

Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden	Løpenr. (for bestilling) 6922-2015	Dato 11.11.2015
	Prosjektnr. Undernr. 0-12354/14194	Sider 192
Forfatter(e) Marianne Olsen, Morten Schaanning, Espen Eek og Kristoffer Næs	Fagområde Marin forurensning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Gunneklevfjorden, Telemark	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Norsk Hydro	Oppdragsreferanse Bernt Malme	

Sammendrag

Tiltaksplanens formål er å beskrive tiltak for å redusere risiko for spredning av miljøgifter, og for helse og miljø. De foreslåtte miljømålene for Gunneklevfjorden er 1) Vannmiljøet i Gunneklevfjorden skal bedres; 2) Livet i Gunneklevfjorden skal bedres; 3) Sedimentene i Gunneklevfjorden skal ikke representere noen risiko for human helse ved den bruk som er beskrevet i reguleringsplanen; 4) Gunneklevfjorden skal ikke representere en kilde til transport av kvikksølv eller dioksiner/furaner til utenforliggende fjordområder slik at tilstanden forverres eller pågående naturlig forbedring forsinkes. Den største utfordringen ved gjennomføring av tiltak mot forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden er de geotekniske forholdene med svært vandige og løse sedimenter i store deler av hovedbassenget.

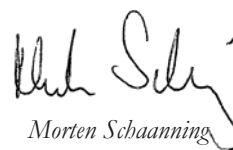
Det foreslås en tiltaksløsning med kombinasjon av forskjellige metoder i ulike deler av fjorden, og en adaptiv tilnærming til gjennomføringen koordinert med det planlagte utfyllingsprosjektet. I vegetasjonsområdet synes behandling med aktivt kull å være eneste egnede tiltaksmetode. For småbåthavnen synes beste løsning å være flytting av aktivitetene ut av fjorden og behandling med aktivt kull. I hovedbassenget anbefales med dagens kunnskap behandling med aktivt kull, men der det først prøves ut kulltype, dosering, behov for bæremateriale og eventuelt behov for støttefyllinger i de dypeste og bratteste områdene. Behandling med aktivt kull er forventet å gi god effekt på biotilgjengelighet av miljøgifter med forventet reduksjon av konsentrasjoner i fisk over tid. Metoden er å betrakte som en forsterket og framskyndet naturlig restitusjon. Behandling med aktivt kull hindrer ikke eventuell senere isolasjonstildekking, som også kan være et alternativ i hovedbassenget forutsatt at utprøving viser at det er gjennomførbart med hensyn til stabilitet i sedimentet. I strandsonen i hovedbassenget vil det være aktuelt å tilpasse rehabiliteringstiltak avhengig av bunnsubstrat, dyp, helning og brukerinteresser. Mudring kan være aktuelt som tiltaksløsning for å sikre seilingsdyp ved private bryggeanlegg eller i småbåthavnen dersom aktiviteten der opprettholdes. Mudring med grabb er generelt et lite egnet tiltak på grunn av stor risiko knyttet til oppvirvling av sediment og spredning av forurensning.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Gunneklevfjorden	1. The Gunneklevfjord
2. Sediment	2. Sediment
3. Forurensning	3. Contamination
4. Tiltak	4. Remediation



Kristoffer Næs

Prosjektleder



Morten Schaanning

Forskningsleder

Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden

Sluttrapport for prosjektperiode 2013-2015

Forord

Dette er sluttrapport fra prosjektet *Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden*, der NIVA har hatt prosjektledelsen med Kristoffer Næs som prosjektleder. Oppdragsgiver har vært Norsk Hydro med kontaktperson Bernt Malm. Prosjektet er gjennomført i samarbeid med NGI, der Espen Eek har vært intern prosjektleder. Prosjektet har bestått av flere aktiviteter som er fortløpende rapportert underveis i prosjektet. Følgende delrapporter foreligger:

Naturtyper i Gunneklevfjorden. Delrapport fra aktivitet 1, Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. NIVA-rapport 6675-2014.

Næringsnett og miljøgifter i Gunneklevfjorden. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. Delrapport aktivitet 2. NIVA-rapport 6795-2014.

Vannvegetasjon i brakkvann, med spesiell vekt på Gunneklevfjorden i Telemark. Delrapport fra aktivitet 2a, Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. NIVA-rapport 6767-2014.

Underlag for beslutning om tiltak mot forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. Aktivitet 3. Spredning av dioksiner og kvikksølv fra forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. NGI-rapport 20120820-01-R.

Biotilgjengelighet av kvikksølv og dioksiner i sediment og effekter av behandling med aktivt kull. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. Delrapport fra aktivitet 4. NIVA-rapport 6796-2015.

Underlag for beslutning om tiltak mot forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. Undersøkelse av materiale i overvannskummer. NGI-rapport 20120820-02-R.

Underlag for beslutning om tiltak i Gunneklevfjorden. Platebelastningsforsøk og testtildekking i laboratoriet for vurdering av styrke i forurenset slam. NGI-rapport 20120820-04-R.

Primære og sekundære effekter av tildekking av forurenset sediment i undervannsenseng. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. NIVA-rapport i arbeid.

Underlag for beslutning om tiltak i Gunneklevfjorden. Tiltaksalternativer. NGI-rapport 20120820-03-R.

Takk til Norsk Hydro for oppdraget og til alle for godt samarbeid.

Oslo, 11.11.2015

Kristoffer Næs

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	10
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Utslippshistorikk	10
1.3 Kunnskapsstatus om miljøtilstand	12
1.4 Formål med tiltak	13
1.5 Forhold til andre tiltak og planer	13
1.6 Myndighetenes tilnærming til tiltak mot forurenset sediment	15
1.7 Adaptiv tiltakstilnærming	15
1.8 Rapportens organisering	16
2. Situasjonsbeskrivelse	17
2.1 Topografi og hydrografi	17
2.2 Bunnforhold og substrategenskaper	19
2.3 Biologi og naturverdier	19
2.4 Økosystemtjenester	24
2.5 Arealbruk	25
2.6 Inndeling i delområder	27
2.7 Forurensningskilder	29
2.7.1 Dagens industriutslipp	29
2.7.2 Skienselva	30
2.7.3 Overvann fra Herøya	31
2.7.4 Nedbørsfelt	32
2.7.5 Atmosfæriske bidrag	32
2.7.6 Utlekking fra sedimentet	32
2.7.7 Resuspensjon fra sedimentet	34
3. Forurensningstilstand og risikovurdering	34
3.1 Tilstandsbeskrivelse	34
3.1.1 Vann	34
3.1.2 Sediment	35
3.1.3 Biota	42
3.2 Risikovurdering trinn 1 og 2	48
3.2.1 Miljøriskovurdering Trinn 1	48
3.2.2 Miljøriskovurdering Trinn 2A – risiko for spredning	49
3.2.3 Miljøriskovurdering Trinn 2B – risiko for human helse	50
3.2.4 Miljøriskovurdering Trinn 2C - Risiko for effekter på økosystemet	50
3.3 Risikovurdering trinn 3/Beregning av massebalanse	50
3.3.1 Massebalanse for kvikksølv	50
3.3.2 Risiko relatert til opptak av MeHg	54
3.3.3 Massebalanse for klororganiske forbindelser	56
4. Miljømål	59
5. Tiltaksvurdering	62
5.1 Innledende studier av tiltaksløsninger	64

5.1.1 Primære effekter av tildekking med aktivt kull på utlekking fra sedimentet	64
5.1.2 Primære effekter av tildekking med aktivt kull på opptak i bunnlevende organismer	65
5.1.3 Sekundære effekter av tildekking med aktivt kull på undervannsvegetasjonen	65
5.1.4 Stabilitet ved tildekking	65
5.2 Beskrivelse av tiltaksmetoder	65
5.2.1 Mudring og deponering	66
5.2.2 Isolerende tildekking	70
5.2.3 Behandling med aktivt kull	74
5.2.4 Redoksstabilisering for å redusere biotilgjengelighet av kvikksølv	78
5.2.5 In-situ sedimentstabilisering	78
5.2.6 Overvåket naturlig restitusjon	79
5.3 Effekter av tiltak på biota	82
5.4 Vurdering av tiltaksmetodenes egnethet for hvert delområde	85
5.5 Forslag til tiltaksløsning	95
5.5.1 Gjennomføring og effekt av tiltak	96
5.5.2 Påvirkning, kontroll og avbøtende tiltak	100
5.5.3 Kostnader	102
6. Veien videre: Tiltaksrettede undersøkelser og andre forhold som kan påvirke tiltaksprioritering, fremdrift og kostnader	103
7. Forslag til framdriftsplan	104
8. Referanser	106
Vedlegg A. Risikovurdering av forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden	
Vedlegg B. Sedimentundersøkelser april 2014	
Vedlegg C. Beregninger av vannsirkulasjon og vannutskiftning	
Vedlegg D. Miljøgifter i Skienselva og suspendert partikulært materiale i Gunneklevfjorden	
Vedlegg E. Grunnlag for kostnadsberegning av foreslåtte tiltak	

Sammendrag

Miljødirektoratet påla i brev datert 07.05.2015 Norsk Hydro ASA å utarbeide en tiltaksplan for Gunneklevfjorden. Tiltaksplanens formål er i følge Miljødirektoratet å beskrive tiltak for å redusere risiko for spredning av miljøgifter, og for helse og miljø. Reguleringsplan for Gunneklevfjorden, vedtatt i 2008, åpner for utfylling og landvinning i Gunneklevfjorden under forutsetning av at det gjennomføres tiltak mot forurensede sedimenter. Med bakgrunn i dette engasjerte Norsk Hydro ASA NIVA i samarbeid med NGI for å gjennomføre prosjektet «*Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjordens*» i perioden 2013 – 2015.

Formålet med prosjektet har vært å fremskaffe oppdatert informasjon om miljøtilstanden i Gunneklevfjorden, og for den betydningen miljøgifter i sedimentene har for økosystemet i fjorden og for transport av forurensninger fra Gunneklevfjorden og til områdene utenfor. Undersøkelsene har pågått i perioden 2013-2015 og har omfattet beskrivelse av biologiske verdier i fjordsystemet, kartlegging av tilførsler av miljøgifter, kartlegging av forurensningssituasjonen, beregning av spredning til utenforliggende områder samt vurdering av geotekniske problemstillinger. Med utgangspunkt i dette er mulige tiltaksmetoder vurdert og det er foreslått tiltaksløsninger.

Gunneklevfjorden har vært brukt som resipient for industrielt avløpsvann over en lang periode. Tilførsler er stoppet og kilder til forurensning av fjordsystemet i dag kan knyttes til:

- Utlekking fra forurensede sedimenter
- Resuspensjon fra forurensede sedimenter
- Diffuse utslipp/avrenning
- Kjølevannsutslipp fra Yara
- Tilførsler fra Skienselva
- Atmosfæriske tilførsler

Noen hovedfunn fra kartleggingen av biologiske verdier i fjordsystemet, kartlegging av tilførsler av miljøgifter, beregning av spredning til utenforliggende områder samt vurdering av geotekniske problemstillinger er:

- Arter som har sitt tilholdssted i fjorden vil ha små muligheter til å emigrere til andre nærliggende lokaliteter.
- Konsentrasjoner av dioksiner/furaner og kvikksølv i vannsøylen er lave og under EUs EQS for kvikksølv, men høyere enn i Skienselva oppstrøms Gunneklevfjorden. Høyere konsentrasjoner i vannet rett over bunnen tyder på transport fra sedimentet til vannet over.
- Det har vært en betydelig forbedring i forurensningstilstanden i overflatesedimentene de siste 25 årene, men sedimentene er fremdeles meget sterkt forurenset, særlig av kvikksølv og klororganiske forbindelser som dioksiner/furaner.
- Det har vært nedgang i konsentrasjoner i fisk av kvikksølv og de klorerte forbindelsene heksaklorbensen og oktaklorstyren. Utviklingen for dioksiner / furaner er ikke kjent.
- Gjedde, sørv og abbor mindre enn 20 cm har kvikksølvverdier under EUs grenseverdi for konsum.
- Dioksinverdier i fisk er under EUs konsumgrense for alle med unntak av ål
- Gunneklevfjorden representerer et spesielt brakkvannøkosystem med en verdifull undervannseng. Enga har viktige økosystemfunksjoner og gir grunnlag for en betydelig fiskepopulasjon.

- Nettotransporten fra Gunneklevfjorden til områdene utenfor er ca. 0,5 kg kvikksølv og ca. 70 mg dioksiner/furaner (toksisitetsekvivalenter) årlig. Til sammenligning representerer transporten av dioksin mindre enn 10 % av den målte dioksintransporten over Brevikterskelen. Påvirkningen av transport av forurensning fra Gunneklevfjorden til området er derfor vurdert som liten.
- Utlekking fra sedimentene utgjør et ubetydelig bidrag til transporten av forurensning ut av fjorden, men det er antatt at resuspensjon er av betydning.
- Sedimentene i Gunneklevfjorden er svært vannholdige, noe som gir store geotekniske utfordringer og kan gjøre sedimentet ustabil ved belastning.

Ut fra pålegget fra Miljødirektoratet og tilstanden i Gunneklevfjorden er følgende langsiktige miljømål foreslått for Gunneklevfjorden:

- 1) Vannmiljøet i Gunneklevfjorden skal bedres
- 2) Livet i Gunneklevfjorden skal bedres
- 3) Sedimentene i Gunneklevfjorden skal ikke representere noen risiko for human helse ved den bruk som er beskrevet i reguleringsplanen
- 4) Gunneklevfjorden skal ikke representere en kilde til transport av kvikksølv eller dioksiner til utenforliggende fjordområder slik at tilstanden forverres eller pågående naturlig forbedring forsinkes.

I tiltakssammenheng er det funnet hensiktsmessig å dele Gunneklevfjorden inn i underområder som vist på figuren under:

- Området med undervannseng (1)
- Området med småbåthavn (2)
- Hovedbasseng (3)
- Utfyllingsområdet i henhold til vedtatt reguleringsplan (4)

Hovedbassenget er videre delt inn i tre avsnitt, ut fra helningsgrad og dyp:

- Hovedbasseng med helning mindre enn 4 grader
- Hovedbasseng med største dyp og helning større enn 4 grader (skravert)
- Strandområder, til dels med helning over 4 grader (skravert)



Følgende tiltaksmetoder har vært vurdert:

- Mudring
- Isolasjonstildekning
- Behandling med aktivt kull
- Alternative strategier for å redusere biotilgjengelighet av kvikksølv
- In-situ sedimentstabilisering

Basert på vurderingen av egnede tiltaksmetoder anbefales det en kombinasjon av forskjellige løsninger i ulike deler av fjorden, og en adaptiv tilnærming til gjennomføring koordinert med utfyllingsprosjektet, som beskrevet nedenfor:

I vegetasjonsområdet foreslås det gjennomføring av behandling med aktivt kull. Ved overvåking av biotilgjengelighet og utlekking kan resultatene vurderes. Dersom effekten er lavere enn forventet kan behandlingen gjentas. Dersom resultater uteblir og mål om redusert biotilgjengelighet ikke nås kan andre tiltaksløsninger eventuelt vurderes, som isolasjonstildekning, men med de negative følger det vil få for habitatet.

I småbåthavnen synes flytting og behandling med aktivt kull som den beste tiltaksløsningen. Valg om å flytte havnen og behandle med aktivt kull vil utløse samme adaptive prosess som i vegetasjonsområdet for øvrig. Dersom det derimot velges å opprettholde aktiviteten er eneste løsning å mudre med påfølgende isolasjonstildekning for å øke seilingsdyp og begrense erosjon, med den risiko for negative effekter som følger av spredning under mudring, avvanning og deponering.

For hovedbassenget anbefales med dagens kunnskapsgrunnlag behandling med aktivt kull. Det er behov for noen avklaringer med hensyn til kulltype, dosering og eventuelt behov for bæremateriale ved utlegging på skrånende bunn. Samtidig kan utprøving av isolasjonstildekning i gjentatte tynne lag og erfaringer fra utfyllingsprosjektet gi grunnlag for å revurdere behandling med aktivt kull som den foretrukne tiltaksløsningen.

I **strandsonen** vil det være aktuelt å tilpasse tiltak til hvert enkelt område avhengig av bruk, for eksempel med isolasjonstildekking i områder som antas benyttet til rekreasjonsaktivitet med fare for direkte human kontakt med sediment.

Naturlig restitusjon vil være et alternativt valg i alle områder dersom effekter av tiltak ikke er som forventet.

De foreslåtte tiltaksløsningenes bidrag til oppnåelse av miljømål for Gunneklevfjorden er forventet å være som følger

1) Vannmiljøet i Gunneklevfjorden skal bedres	Konsentrasjoner i vannmassene er under EUs EQS. Sedimentets direkte påvirkning på vannmassene er begrenset, men tiltak som kan gi redusert utlekking og/eller hindre resuspensjon vil trolig kunne redusere konsentrasjonene i vannmassene ytterligere. De foreslåtte tiltakene vil derfor trolig kunne gi noe reduksjon i konsentrasjoner i vannmassene.
2) Livet i Gunneklevfjorden skal bedres	Som følge av redusert biotilgjengelighet av miljøgifter etter tiltak forventes nedgang i forurensningsbelastning i biota, spesielt etter tiltak i vegetasjonsområdet, og ytterligere som følge av tiltak i hovedbassenget. Tiltak i form av behandling med aktivt kull vil framskynde naturlig forbedring av habitatet og med det styrke det økologiske potensialet i fjorden. Eventuell isolasjonstildekking er forventet å kunne gi en vesentlig forbedring av det økologiske potensialet i hovedbassenget, men kan redusere kvaliteten i vegetasjonsområdet der habitatet i dag er godt.
3) Sedimentet skal ikke representere noen risiko for human helse ved den bruk som er beskrevet i reguleringsplanen	Det er forventet at redusert biotilgjengelighet av miljøgifter vil redusere konsentrasjoner i fisk over tid, og med dette redusere risiko for human helse.
4) Gunneklevfjorden skal ikke representere en kilde til transport av kvikksølv eller dioksiner/furaner til utenforliggende fjordområder slik at tilstanden forverres eller pågående naturlig forbedring forsinkes	Transporten av miljøgifter ut av Gunneklevfjorden er relativt liten, og det forventes ytterligere reduksjon over tid. Behandling med aktivt kull vil framskynde den naturlige forbedringen. Eventuell isolasjonstildekking i hovedbassenget kan gi ytterligere reduksjon i transporten over tid, men det kan være fare for økt spredning som følge av tiltaksgjennomføringen.

1. Innledning

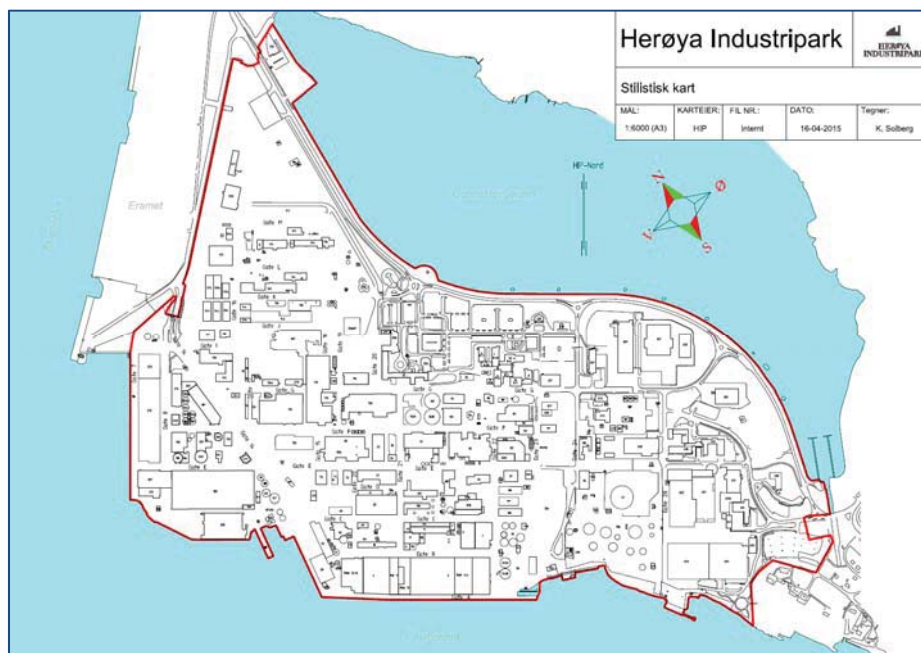
1.1 Bakgrunn

På oppdrag fra Norsk Hydro har NIVA i samarbeid med NGI i perioden 2013 - 2015 utført prosjektet *Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden*. Formålet med prosjektet har vært å fremskaffe en oppdatert forståelse for miljøtilstanden i Gunneklevfjorden og den betydningen miljøgifter i sedimentene har for økosystemet i fjorden. Det har også vært en målsetning å foreslå et eller flere mulige tiltakskonsept basert på en faglig vurdering av egnethet av forskjellige tiltaksløsninger.

Reguleringsplan for Gunneklevfjorden, vedtatt i 2008, var utgangspunkt for igangsetting av prosjektet i 2013. I reguleringsplanen åpnes det for utfylling og landvinning i Gunneklevfjorden til industriformål for Herøya Industripark, under forutsetning av at det gjennomføres tiltak mot forurenset sediment. Miljødirektoratet påla i brev datert 07.05.2015 Norsk Hydro ASA å utarbeide en tiltaksplan for Gunneklevfjorden. Tiltaksplanens formål er i følge Miljødirektoratet å beskrive tiltak for å redusere risiko for spredning av miljøgifter, og for helse og miljø. Denne rapporten oppsummerer arbeidet i prosjektet *Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden*, og ivaretar samtidig Miljødirektoratets krav i pålegg om utarbeidelse av tiltaksplan så langt det har vært mulig med det foreliggende kunnskapsgrunnlaget.

1.2 Utslippshistorikk

Hydro har drevet industriell produksjon på Herøya siden 1929. Området var tidligere en naturlig halvøy, men er formet og utvidet av gjentatte utfyllinger og ekspansjoner. Herøya Industripark omfatter nesten hele Herøya med unntak av et begrenset område i nord, som vist i Figur 1.



Figur 1: Områdekart for Herøya Industripark (HIP)

Eidanger Salpeterfabrikk As som framstilte mineralgjødsel var første produksjonsvirksomhet på Herøya. I 1940-årene ble det etablert aluminium- og magnesiumfabrikk i tillegg til klorfabrikk. Senere ble det etablert produksjonsanlegg for polyvinylklorid (PVC), maursyre og diverse annet.

Utslipp av kvikksølv til vann

Klorfabrikken på Herøya startet opp i 1947 og ble nedlagt i 1987. Fabrikken leverte klogass til magnesium- og PVC-produksjonene. Klogassen ble produsert gjennom elektrolyse av mettet natriumkloridoppløsning i elektrolyseceller der den negative elektroden bestod av et bad med flytende kvikksølv. Fabrikken med saltoppløsningsanlegget hadde betydelige tap av kvikksølv gjennom lekkasjer og regulære utslipp til luft, vann og til grunn. Til vann fulgte kvikksølvet i hovedsak kloakkstrømmene til Gunneklevfjorden, men det ble også transportert betydelige mengder kvikksølv til Frierfjorden fra saltoppløsningsanlegget ved Østre Lager-området og via utløpene fra Gunneklevfjorden ved henholdsvis Kulltangen (nå Frednes) og Herøya kanalen.

Beregninger av de samlede utslippsmengdene av kvikksølv mot Gunneklevfjorden er vist i Tabell 1:

Tabell 1. Beregnede samlede utslippsmengder av kvikksølv mot Gunneklevfjorden fra fabrikkene på Herøya

Periode	Utslippsmengde
1947-1967	Flere tonn år ⁻¹
1967-1974	ca. 1 tonn år ⁻¹ - 800 kg år ⁻¹
1974-1977	ca. 600 kg år ⁻¹ - < 10 kg år ⁻¹
1977-1987	< 10 kg år ⁻¹

Det meste av utslippene skjedde før 1974, og samlet utslipp er anslått til totalt ca. 60 tonn. I perioden 1974 - 1987 ble det sluppet ut ca. 3 tonn totalt. Det ble i 1989 (Skei, 1989) anslått at det var lagret ca. 20-30 tonn kvikksølv i sedimentene i Gunneklevfjorden. I ettertid er deler av sjøbunnen i nærområdet til fabrikkene dekket over i forbindelse med utfyllinger som i dag utgjør vei og parkeringsplasser.

Utslipp av klorerte hydrokarboner til vann

Klorerte hydrokarboner (KHK) oppstod i magnesiumproduksjonen ved klorering av magnesiumoksyd der kull inngikk som en vesentlig del av prosessen, samtidig som det var store mengder klogass og høy temperatur til stede. KHK, inkludert dioksiner, ble dannet på et stadium i prosessen som gjorde at de fulgte røykgassene som prosessen utviklet. Vaskevannet fra avgassrensingen (ca. 25 milliarder liter vann år⁻¹) var hovedkilden til utslipp av KHK til vann.

I magnesiumfabrikkens første 25 år (1951 – 1975), brukte man kull med høyt tjæreinnhold, bl.a. svalbardkull. Dette viste seg å gi store mengder KHK. Ved overgang fra kull til koks med lavere tjæreinnhold ble utslippene av KHK redusert med ca. 90 %. Dette hadde først og fremst effekt på utslippet til vann, men hadde også en positiv virkning på luftutslippet. Det foreligger ikke utslippsmålinger for KHK fra oppstart av fabrikkene og fram til 1974. Basert på en konservativ vurdering av utslippstallene for perioden fra 1951 til 1988 er det anslått utslipp av ca. 7 tonn heksaklorbenzen og oktaklorstyren til Gunneklevfjorden. Utslippet av dioksiner til Gunneklevfjorden i periode 1951 - 1984 har vært anslagsvis 0,5 kg totalt.

Utslipp av KHK har gått både til Frierfjorden og Gunneklevfjorden, med en fordeling av henholdsvis 90 % og 10 % av totalutslipp, selv om fordelingen har variert noe. Det er anslått at det er lagret ca. 2,5 tonn heksaklorbenzen og oktaklorstyren i 0-50 cm av sedimentene i Gunneklevfjorden (Skei, 1989)

1.3 Kunnskapsstatus om miljøtilstand

Undersøkelser av sedimentet i Gunneklevfjorden ble gjennomført i 1988 og 1989 og avdekket svært høye konsentrasjoner av miljøgifter (Skei, 1989, Næs og Oug, 1991). Undersøkelser ble senere gjennomført i forbindelse med konsekvensutredning (KU) og reguleringsplan for utfylling i fjorden (Nerland et al., 2007). Undersøkelsene viste da reduserte konsentrasjoner i overflatesedimentet. Sedimentet var imidlertid fortsatt karakterisert som meget sterkt forurenset, tilsvarende klasse V i Miljødirektoratets klassifiseringssystem (Miljødirektoratet, 2008).

Undersøkelser av fisk i 1989 (Berge og Knutzen, 1989) viste høye konsentrasjoner av både klorerte forbindelser og kvikksølv, og med anbefaling om ikke å benytte fisk fra Gunneklevfjorden til menneskeføde. Det har ikke senere vært gjennomført undersøkelser av miljøgifter i fisk eller annen fauna fra Gunneklevfjorden, men bunndyr ble kartlagt i 2007 i forbindelse med KU for utfylling. Fauna på bløtbunn ble da beskrevet som tydelig ferskvannspreget og karakterisert som individ- og artsfattig, med forurensning og brakkvannspåvirkning som sannsynlige forklaringer på det begrensede mangfoldet.

Ved oppstart av prosjektet i 2013 ble kunnskapsgrunnlaget for å beskrive dagens miljøtilstand vurdert som mangelfullt. Utredninger ble derfor igangsatt for å framskaffe grunnlag for en oppdatert beskrivelse av miljøtilstanden på et høyt detaljnivå. Miljøtilstanden skulle inngå i beslutningsgrunnlaget for tiltak og for konseptvurdering av tiltaksløsning. Da pålegget fra Miljødirektoratet ble gitt i 2015 ble prosjektet utvidet innenfor den tidsrammen som da var til rådighet, med formål å svare på krav i pålegget. For å gi en oppdatert beskrivelse av miljøtilstand har aktivitetene i prosjektet omfattet kartlegging av de biologiske verdiene i Gunneklevfjorden, kartlegging av miljøgifter i bunndyr, fisk, vann og sediment, og kvantifisering av tilførsler til Gunneklevfjorden og av spredning til utenforliggende områder (Tabell 2).

Tabell 2. Aktiviteter gjennomført innenfor prosjektet i perioden 2013-2015 for å styrke kunnskapsgrunnlaget om miljøtilstand i Gunneklevfjorden, samt tilførsler og spredning av miljøgifter.

Formål	Aktivitet	Beskrivelse	Referanse
Beskrivelse av biologiske verdier	Beskrivelse av naturtyper	Kartlegging av naturtyper i delområder	Olsen (2014)
	Kartlegging av næringsnett og miljøgifter i fauna	Innsamling og kjemisk analyse av bunndyr og fisk	Olsen et al. (2015)
	Kartlegging av arter i undervannseng	Artsundersøkelse av flora i undervannseng	Mjelde (2015)
Kartlegging av tilførsler av miljøgifter	Slam i overvannskummer Herøya industriområde	Prøvetaking av slam fra overvannskummer. Analysert for metaller og dioksiner/furaner	(NGI, 2015d)
	Vannprøver i overvannskum Herøya boligområde	Prøvetaking av vann i overvannskum. Analysert for TotHg	Kapittel 2.7
	Vannprøver i kjølevannsutslipp fra Herøya	Prøvetaking av vann i kjølevannsutslipp. Analysert for TotHg	Kapittel 2.7
	Vannprøver i Skienselva	Vannprøver analysert for TotHg og MeHg. Partikulært suspendert materiale og passive prøvetagere analysert for dioksiner/furaner, HCB og OCS.	Vedlegg D
	Materiale fanget i sedimentfeller	Materiale fra feller analysert for klorerte forbindelser	(NGI, 2015b)
Kartlegging av forurensnings-situasjonen	Vannprøver	Vannprøver analysert for TotHg, MeHg samt støtteparametere	(NGI, 2015b)
	Sedimentprøver	Kjernep prøver og grabb-prøver av sediment analysert for dioksiner/furaner, TotHg, MeHg samt støtteparametere. Kjerner datert.	(NGI, 2015b)
	Porevannsprøver	Porevannsprøver analysert for TotHg og MeHg	(NGI, 2015b)

	Fauna og flora	SPI-kartlegging av habitatkvalitet. Fauna analysert for TotHg og MeHg, samt stabile isotoper av N og C. Kartlegging av flora	Olsen (2014) Olsen et al. (2015)
	Toksisitetstesting	Sediment testet for toksiske effekter	Vedlegg A
	Risiko for økosystem og human helse	Trinn 1, 2 og 3 i henhold til risikoveilederen: Sammenstilling av forurensningsdata for beregning av risiko for økosystem, human helse og spredning	Vedlegg A
Beregning av spredning til utenforliggende områder	Fluksammer	Passive prøvetagere analysert for klorerte forbindelser	(NGI, 2015b)
	Vanntransport	Simulering av strømsituasjon med beregning av vanntransport	Vedlegg C
	Suspendert materiale	Suspendert partikulært materiale analysert for dioksin/furaner. TotHg og MeHg analysert i filtrerte og ufiltrerte prøver	Vedlegg D
	Risiko for spredning	Trinn 1, 2 og 3 i henhold til risikoveilederen: Sammenstilling av forurensningsdata for beregning av risiko for økosystem, human helse og spredning	Vedlegg A Kapittel 3
	Massebalanse	Beregning av miljøgift-strømmer innad i fjorden og fra/til omkringliggende områder	Kapittel 3

1.4 Formål med tiltak

Formålet med tiltak i Gunneklevfjorden er gitt i pålegget fra Miljødirektoratet, og er på et generelt nivå å redusere risiko for spredning av miljøgifter, og risiko for helse og miljø. Gjennom oppnåelse av konkrete tiltaks mål kan tiltak bidra til oppnåelse av langsiktige forvaltningsmål. Langsiktige forvaltningsmål er strategiske målsetninger gitt gjennom internasjonale, nasjonale, regionale og lokale reguleringer. Gjeldende langsiktige forvaltningsmål er omtalt i kapittel 4 og basert på disse er det foreslått konkrete miljømål for Gunneklevfjorden. Tiltaks mål vil være nært knyttet til valg av tiltakskonsept og må endelig defineres når konseptvalg er gjort.

1.5 Forhold til andre tiltak og planer

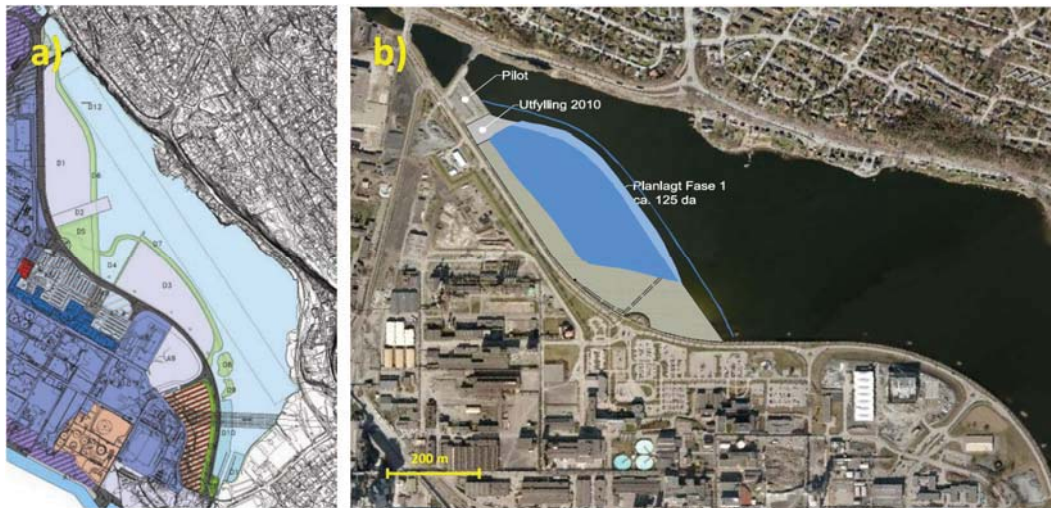
Helhetlig tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Grenland

Myndighetenes langsiktige strategi for arbeidet med opprydding i forurensete marine sedimenter ble lagt fram i St.meld. nr. 12 (2001-2002) Rent og rikt hav, og basert på denne ble det satt i gang et arbeid med å lage fylkesvise tiltaksplaner for prioriterte fjorder og havneområder. En handlingsplan for oppryddingsarbeidet ble deretter lagt fram i St.meld. nr. 14 (2006 -2007) Sammen for et giftfritt miljø. Med forankring i stortingsmeldingene gjennomførte Fylkesmannen i Telemark i perioden 2003 – 2012 utredningsarbeid på oppdrag fra Miljødirektoratet med sikte på å utarbeide en helhetlig tiltaksplan for forurenset sjøbunn i fjordene i Grenland. Fylkesmannen anbefalte i 2006 en trinnvis tilnærming mot en omfattende tildekking både i Frierfjorden og i ytre fjordområder for å få spiselig sjømat fra ca. 2015. Tiltaksplanen fra 2006 hadde et regionalt perspektiv og Gunneklevfjorden ble vurdert til ikke å ha betydning for forurensning av sjømat i fjordområdene for øvrig. Det ble derfor ikke beskrevet konkrete tiltak for Gunneklevfjorden, men antatt at det kan oppnås positive lokale miljøeffekter som følge av tiltak lokalt i Gunneklevfjorden. Ved fylkesmannens rapportering i 2012 etter gjennomføring av den neste utredningsfasen ("BEST"), ble vurderingen av Gunneklevfjordens betydning for fjordene utenfor opprettholdt, og det ble antatt at de tildekkingsmetoder som var blitt utprøvd gjennom prosjektene "Thinc" og "Opticap" (tynnsjikttildekking med tilsetning av aktivt kull) også ville kunne være egnet i

Gunnekekvfjorden. Samtidig ble det henvist til vedtatt reguleringsplan for Gunnekekvfjorden med tilhørende bestemmelser og rekkefølgekrav om tiltak mot sedimenter. Videre konkluderte fylkesmannen med at tiltak i Gunnekekvfjorden bør utredes separat fra de øvrige fjordområdene. Tiltaksvurderingen i denne rapporten er i tråd med tidligere anbefalinger fra fylkesmannen.

Reguleringsplan for Gunnekekvfjorden

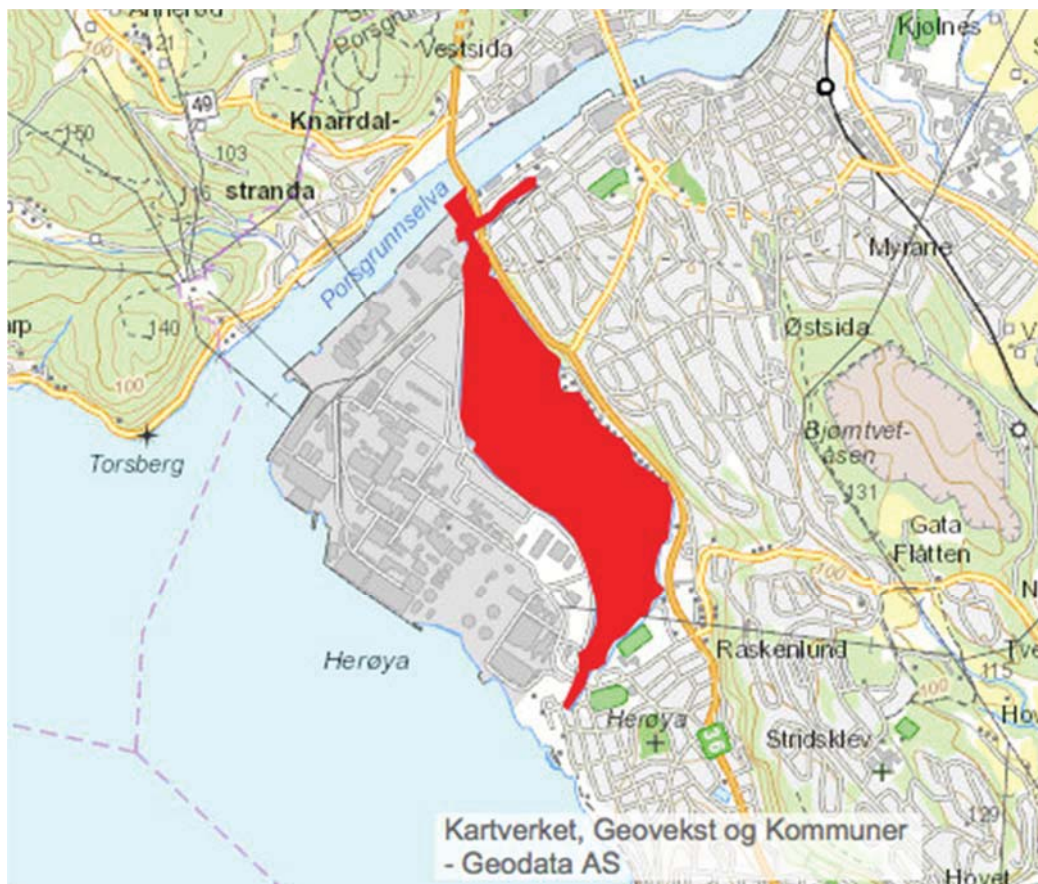
Reguleringsplanen for Gunnekekvfjorden ble vedtatt av Porsgrunn kommune i 2008, og åpner for utfylling av et areal på om lag 250 000 m² i fjorden for å etablere nytt landareal til industriformål for Herøya Industripark (Figur 2a). Det regulerte arealet utgjør ca. 34 % av totalt areal i Gunnekekvfjorden. Reguleringsplanens bestemmelser krever tiltak i sedimentene for øvrige arealer i fjorden, koordinert med utfyllingen. Porsgrunn kommune har søkt og fått tillatelse av Miljødirektoratet til utfylling av halvparten av det regulerte arealet (Figur 2b). Hydro har overtatt tillatelsen og jobber med planer for å fylle ut med sprengsteinsmasser fra ny E 18. Sprengsteinsmassene vil være tilgjengelige fra 2019, og det er antatt at utfyllingen vil foregå i perioden 2019-2020. Metodikk for utfylling med sprengsteinsmasser er beskrevet i egen delrapport om tiltaksalternativer (NGI, 2015c). Utfyllingen planlegges på en slik måte at de forurensede sedimentene vil isoleres og dermed vil utfyllingen medføre redusert risiko for utlekking og transport av forurensning ut av fjorden, og hindre at organismer eksponeres for forurensning fra det tildekkede arealet. Det siktes i følge Norsk Hydro mot iverksetting av de resterende 125 000 m², og det er derfor lagt til grunn i det videre arbeidet at 34 % av arealet i Gunnekekvfjorden vil tildekkes gjennom utfyllingen.



Figur 2a-b. Planlagte utfyllinger i Gunnekekvfjorden for etablering av nytt landareal. a) Plan for hele utfyllingsområdet fra kommunedelplanen, ca. 250 000 m², utgjør 34 % av arealet i fjorden b) Fase 1 av utfyllingen som det er gitt tillatelse til, ca. 125 000 m².

Forvaltningsplan for vannområdet Skien - Grenlandsfjordene

Vannforekomsten Gunnekekvfjorden i Porsgrunn kommune er en del av vannområdet Skien og Grenlandsfjordene i vannregion Vest-Viken (Figur 3). I 2015 skal det vedtas vannforvaltningsplaner for alle vannforekomster i Norge. Ved 2. gangs høring av forslag til Regional plan for vannforvaltning i vannregion Vest-Viken 2016-2021, er Gunnekekvfjorden klassifisert som Sterkt Modifisert Vannforekomst (SMVF) i moderat økologisk tilstand og risiko for at det ikke oppnås god kjemisk tilstand innen 2021. Det er derfor foreslått en utsettelse av frist for oppfyllelse av miljømålet om Godt Økologisk Potensiale (GØP) til 2033, og tidsutsettelsen begrunnes med uforholdsmessige kostnader forbundet med tiltak. Anbefalingene fra dette utredningsprosjektet er harmonisert med forslaget til forvaltningsplan.



Figur 3. Oversiktsbilde av vannforekomst Gunneklevfjorden i Vann-Nett. Vannforekomsten er klassifisert som svært modifisert vannforekomst (SMVF), i moderat økologisk tilstand, med mål om godt økologisk potensiale og med risiko for at miljømålet ikke nås innen 2021, vist ved rød farge.

1.6 Myndighetenes tilnærming til tiltak mot forurenset sediment

Med utgangspunkt i myndighetenes langsiktige strategi for tiltak mot forurenset sediment er det utarbeidet flere veiledere til støtte i håndteringen av forurensete sedimenter. Veilederne har en risikobasert tilnærming, der det innledningsvis legges til grunn at overskridelse av gitte grenseverdier i sedimentet identifiserer behov for nærmere utredning av risiko for spredning, for human helse og for miljø, med påfølgende vurdering av tiltaksbehov. Ved mer detaljert utredning av risiko, tiltaksbehov og tiltaksløsninger åpnes det for lokalspesifikke vurderinger og tilpasninger. Vesentlige premisser for tiltaksbehov og gjennomføring er gitt gjennom vannforskriftens klassifisering og mål for vannforekomsten.

1.7 Adaptiv tiltakstilnærming

Når det er stor kompleksitet og usikkerhet knyttet til gjennomføring, effekt og kostnader ved tiltak, samtidig som prosessen forventes å strekke over lang tid og mulig berøres av andre tiltak, kan det være hensiktsmessig med en adaptiv tilnærming til både beslutningsprosess og gjennomføring av tiltak. Adaptiv tilnærming innebærer en strukturert prosess der veien videre fra definerte milepæler vurderes på bakgrunn av erfaringer og resultater fra foregående trinn. Formålet er å utvikle en fleksibel beslutnings- og gjennomføringsprosess tilpasset ervervet kunnskap og interessenters preferanser, og der sikkerhet for beslutning vektlegges. Det er i praksis en slik tilnærming som er lagt til grunn for myndighetenes arbeid

med utvikling av helhetlig tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Grenlandsfjordene. Konkret kan en adaptiv tilnærming innebære at det defineres flere alternative lokalspesifikke målsetninger for tiltaket, at man gjennom utrednings- og prosjekteringsfase har åpning for alternative tiltaksløsninger, at tiltak iverksettes trinnvis og at beslutninger og gjennomføring revideres basert på ervervet kunnskap, ny informasjon og erfaringer. Hvorvidt adaptiv tilnærming er hensiktsmessig for Gunneklevfjorden vurderes i kapittel 5.5.

1.8 Rapportens organisering

Dokumentet søker å ivareta Miljødirektoratets krav til tiltaksplan, slik de fremgår av pålegg datert 07.05.2015, samt Miljødirektoratets faktaark om tiltaksplaner for opprydding i forurenset sjøbunn (Miljødirektoratet, 2015a).

Hoveddokumentet har vekt på hovedresultater og tydelige oppsummeringer. Hvert delkapittel innledes med en kort oppsummering av de viktigste konklusjonene fra den påfølgende teksten. Utdypende materiale og bakgrunnsdokumentasjon er plassert i vedlegg til rapporten eller finnes i åpent tilgjengelige delrapporter fra prosjektet. Kapitlene i dokumentet er organisert som følger:

Kapittel 2 Situasjonsbeskrivelse

I kapitlet presenteres kunnskap om de fysiske og biologiske forholdene i og rundt fjorden, samt arealbruk, og dette legges til grunn for et forslag om inndeling i delområder. Videre beskrives dagens forureningskilder til Gunneklevfjorden.

Kapittel 3 Forurensningstilstand og risikovurdering

Resultater fra analyser av miljøgifter i vann, sediment og biota presenteres. Risikoanalyse for spredning, human helse og effekter på økosystemet er gjennomført og presenteres sammen med beregnet massebalanse for kvikksølv og for klorerte forbindelser.

Kapittel 4 Miljømål

Det gis en oversikt over langsiktige forvaltningsmål og forslag til miljømål for Gunneklevfjorden.

Kapittel 5 Tiltaksvurdering

I kapitlet presenteres resultater fra utredninger som har vært gjennomført for å øke kunnskapsgrunnlaget om effekter og mulighet for gjennomføring av ulike tiltak. Det gis videre en beskrivelse av forskjellige tiltaksmetoder med vurdering av metodenes egnethet i Gunneklevfjorden. På grunnlag av denne vurderingen gis det forslag til tiltaksløsning, og til gjennomføring og kostnader av den foreslåtte tiltaksløsningen.

Kapittel 6 Veien videre: tiltaksrettede undersøkelser

Kapitlet presenterer en oversikt over foreløpig identifiserte tiltaksrettede undersøkelser og utredninger.

Kapittel 7 Forslag til framdriftsplan

I kapitlet foreslås en tidsplan for gjennomføring av videre undersøkelser og foreslåtte tiltak.

2. Situasjonsbeskrivelse

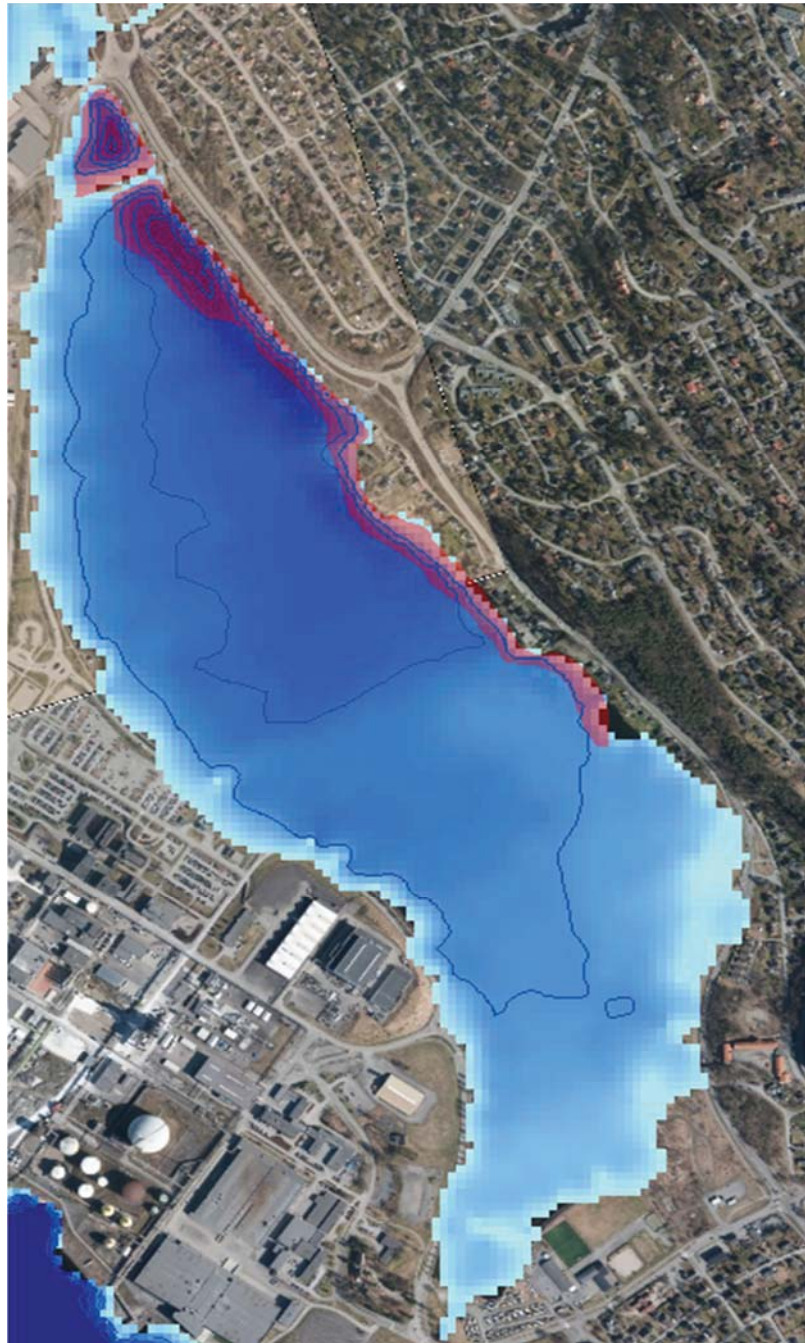
2.1 Topografi og hydrografi

Gunneklevfjorden er relativt grunn, med største dyp ca. 10 m. Størsteparten av arealet er i dybdeintervallet 4-8 meter og med begrenset helning, bortsett fra noen få brattere områder i nordøst der helning overskrider 4 grader. Vannføringen i Porsgrunnselva er i stor grad bestemmende for hydrografien i Gunneklevfjorden, selv om det også er kontakt med Frierfjorden, og det er tidevannspåvirkning i sør. Vannutskiftningen i overflatelaget drives av tidevannet med en oppholdstid på 5-7 døgn. Under 2,5 m dyp drives sirkulasjonen i økende grad av sporadiske vannutskiftninger og innstrømmende vann fra elva i perioder med høy vannføring og flom. Oppholdstid for bunnvannet er antatt å være 1-3 måneder med unntak for flomperioder.

Beskrivelse av topografi og hydrografi er basert på Jarle Molværs notat for beregning av vannsirkulasjon og vannutskiftning, Vedlegg C. Gunneklevfjorden er relativt grunn, med største dyp ca. 10 m og størsteparten av arealet i dybdeintervallet 4-8 meter (Figur 4). Søndre del er typisk 3-4 m dyp og den nordre delen 5-11 m dyp. Overflatearealet er 0,76 km² og volumet er 3,5*10⁶ m³. Helning over 4° finnes i hovedsak innenfor et begrenset område i nordøst, der også det største dypet finnes. Forbindelsen med Porsgrunnselva i nordvest er ca. 18 m bred og 3,5 m dyp ved Kulltangen. I sørøst har fjorden forbindelse med Frierfjorden gjennom Herøyakanalen, som er ca. 460 m lang og 7-8 m bred. Dypet i kanalen er ca. 2,5 m. Ved Kulltangen er gjennomstrømningstverrsnittet tre ganger så stort som i Herøyakanalen. Selv om Gunneklevfjorden er tidevannspåvirket, er vannføringen i Porsgrunnselva derfor i stor grad bestemmende for hydrografien i Gunneklevfjorden.

Beregning av vannsirkulasjon og vannutskiftning (Vedlegg C) viser at overflatelaget (0-2,5 m) drives av tidevannet i Kulltangen og Herøyakanalen. Beregningene tyder på at overflatelaget har en oppholdstid på 5-7 døgn, redusert ned mot 2 døgn ved flom i Porsgrunnselva. Tidevannstransporten modifieres av et kjølevannsutslipp fra Yara Porsgrunn på 2,3 m³ s⁻¹. Det antas at kjølevannet blandes fullstendig inn i overflatelaget før det strømmer ut gjennom kanalene.

Under 2,5 m endrer vannsirkulasjonen og oppholdstiden seg raskt, og vannutskiftningen er styrt av innstrømming fra elva gjennom Kulltangen. Ned til 3,5 m er tidevannet fortsatt av betydning, men derfra og ned til 11 m dyp er det størrelse og varighet av varierende vannføring i elva som avgjør. Under stor vannføring kan bunnvannet i Gunneklevfjorden bli helt eller delvis skiftet ut med ellevann, og ved senere perioder med liten vannføring vil vann med relativt høy saltholdighet strømme fra Porsgrunnselva, gjennom Kulltangen og igjen helt eller delvis fornye bunnvannet i fjorden. Dette skaper et bunnvann med varierende saltholdighet. Data fra 1975-76 viser forløp av slike vannutskiftninger der saltholdigheten i 8 m dyp varierte mellom ca. 5,6 og 20 ‰. Målinger av saltholdighet i forbindelse med undersøkelser i 2013 og 2014 har ikke vist samme variasjon i saltholdighet, men utelukker ikke forholdene beskrevet ovenfor. Det kan synes rimelig å anta at en typisk oppholdstid for bunnvannet ved stabil lav-middel vannføring kan være 1-3 måneder, men at den under store endringer i vannføringen kan bli så kort som 1-3 uker. Strøm-målinger utført i 1988-89 nær bunnen på 5 m dyp gjennom perioder med sterk vind og høy vannføring i elva, viste maksimum strømhastighet under 2 cm s⁻¹.



Figur 4. Undervannstopografi i Gunnekevfjorden. Dybdekoter er angitt for 4, 6, 8 og 10 meters dyp. Sjøkartverkets dybdemodell overlapper landkartverkets kystkontur, slik at strandsonen enkelte steder ikke er synlig i kartet. Områder i nordøst med helningsgrad over 4 °er angitt med rød farge. Angivelse av de bratte områdene er basert på en manuell avrunding og de kan derfor inneholde mindre partier med slakere helning inn mot kystlinjen. På vestsiden er det registrert enkelte små partier med helning over 4 °, som ikke framkommer av kartet.
Kart: Trine Bekkby, NIVA.

2.2 Bunnforhold og substrategenskaper

Sedimentet i de sentrale delene av Gunneklevfjorden er sterkt påvirket av slam fra tidligere utslipp. Vanninnholdet i sedimentet er svært høyt, noe som gir store geotekniske utfordringer og kan gjøre sedimentet ustabilisert ved belastning.

En betydelig del av utslippene fra magnesiumfabrikken og klorfabrikken på Herøya har tidligere blitt sluppet ut i Gunneklevfjorden. Slam fra dette utslippet preger de øverste 0,5 – 2 m av sedimentet på sjøbunnen. Undersøkelser av vanninnholdet og sedimentets skjærstyrke i de øverste 50 – 60 cm i de sentrale delene av fjorden viste et svært høyt vanninnhold (70 – 90%) og lav styrke (skjærfasthet < 0,2 kPa) i dette slamm (NGI, 2015a). Ulike former for belastning og fysisk påvirkning av sedimentet kan føre til utglidninger av slamm som igjen kan gi oppvirvling og eksponering av forurenset sediment. Utlegging av masser på sjøbunnen innebærer derfor en risiko for omblending eller oppvirvling av partikler fra sedimentet slik det ligger i dag, og det vil være betydelige utfordringer knyttet til stabilitet dersom man ønsker å dekke til sedimentet med tykke lag med rene masser som en tiltaksmetode. Dette er nærmere omtalt i kapittel 5.2.2. Sedimentprofilundersøkelsene som er rapportert fra delaktivitet 1 Naturtyper (Olsen, 2014) viste at områdene i sør og ved kanalene i nord og sør har større fasthet enn sentralt i fjorden, og spesielt vegetasjonsområdet i sør har tilsynelatende naturlig bløtbunn. Kanalen i sør har lite løse masser og mest grus og stein, mens kanalen i nord har tilsynelatende naturlig og kompakt sandig sjøbunn.

2.3 Biologi og naturverdier

Brakkvannsforholdene i Gunneklevfjorden gir utfordrende betingelser for dyre- og plantelivet, likevel finnes et økosystem med viktige og interessante naturverdier. I den sørlige enden av fjorden er det en forekomst av brakkvannsenseng klassifisert med svært viktig/viktig verdi. Sammenliknet med andre lokaliteter med tilsvarende lav salinitet har brakkvannsennga i Gunneklevfjorden et forholdsvis høyt artsantall av planter, men færre rødlistearter. Næringsnettet i fjorden er relativt enkelt med et begrenset antall arter og er primært basert på bunndyr. Toppredatoren abbor er den dominerende fiskearten. Bløtbunns- og vegetasjonsområdet i den sørlige delen av fjorden utgjør et viktig økosystem og habitat for dyrelivet i fjorden, og det er antatt betydelig større mangfold og individtetthet i vegetasjonsområdet enn i øvrige deler av fjorden.

Biologi og naturverdier er beskrevet i detalj i egne delrapporter (Mjelde, 2015, Olsen, 2014, Olsen et al., 2015). Kartlegging av næringsnettet er gjort ved innsamling av zooplankton, bunndyr og fisk, og ved analyse av stabile isotoper av C og N i de innsamlede organismene. I tillegg er sedimentenes habitatkvalitet undersøkt ved hjelp av sedimentprofilkamera (SPI), og det er gjort en artskartlegging av vegetasjonsområdet i den sørlige delen av fjorden.

Figur 5 angir naturverdier registrert i Naturbase, samt antatt maksimal utbredelse av undervannsvegetasjon basert på undersøkelse i 2013 (Olsen, 2014). Det ble ved undersøkelsen i 2013 registrert til dels tett vegetasjon ned til 3 meters dyp i et område som var betydelig større enn det området som er angitt som ålegraseng i Naturbase. Basert på videotranssekter for å bestemme undervannsensengas yttergrenser, ble arealet av enga anslått å være 60 – 80 000 m² i august 2013.



Figur 5. Registrerte naturtyper i DN's Naturbase er vist i kartet som henholdsvis skravert rødt felt for bløtbunnsområde og skravert grønt felt for undervannsvegetasjon. På bakgrunn av undersøkelser av forekomst av planter i 2013 er maksimal utbredelse for undervannsvegetasjon antatt å følge dybdekote 3 meter, vist ved lys grønn heltrukken linje. Linjen følger landkartverkets kystlinje, som overlappes av sjøkartverkets dybdemodell og derfor skjuler deler av strandsonen. Kart: Trine Bekkby, NIVA.

Det ble i 2014 registrert 13 arter i vannvegetasjonen (Mjelde, 2015). De viktigste artene var langskuddsplantene vasspest (*Elodea canadensis*) og krustjønnaks (*Potamogeton crispus*), samt kransalgen skjørkrans (*Chara virgata*). Den eneste brakkvannsarten som ble registrert var vasskrans (*Zannichellia palustre*). Dette er en rødlisteart men kun driveksemlarer ble funnet og det er derfor usikkert om planten

vokser i Gunneklevfjorden. Ut fra foreslåtte verdsettelseskriterier for naturtypen «brakkvannsjøer» (i kategori Truete vegetasjonstyper og rødlistearter i vannvegetasjonen) får lokaliteten verdi svært viktig eller viktig, avhengig av om rødlistearten vasskrans vurderes som del av vannvegetasjonen eller ikke. Sammenliknet med andre lokaliteter med tilsvarende lav salinitet har Gunneklevfjorden et forholdsvis høyt artsantall, men færre rødlistearter.

Det antas at undervannsvegetasjonen i Gunneklevfjorden har samme økologiske funksjon som ålegrassamfunn i sjøvann. Økologisk funksjon av ålegrassamfunn er beskrevet av Christie et al. (2014) som konkluderer med at ålegrasenger har en viktig økologisk funksjon uavhengig av biomasse, tetthet eller plantenes høyde, og at det er viktig å ivareta undervannsvegetasjon for å ivareta biologisk mangfold, forekomst av smådyr og næringsområder for fisk.

Det er registrert en rekke vanlig forekommende ferskvannsararter av zooplankton i Gunneklevfjorden (Tabell 3), med representanter for alle de tre gruppene som typisk dominerer i ferskvann: vannlopper, hoppekreps og hjuldyr (Olsen et al., 2015). Dominans av vannloppen *Bosmina longirostris* over den trolig mest vanlige vannloppen i Norge, *Bosmina longispina*, er typisk i næringsrike vann. Hjuldyret *Keratella quadrata* er også mest vanlig i næringsrike vann, selv om den kan finnes i næringsfattige vann. Den har høy toleranse for saltholdighet og kan også finnes i saltvann.

Tabell 3. Forekomst av zooplankton samlet inn i Gunneklevfjorden i 2013 for kjemisk analyse. Innsamling er gjort ved hovtrekk horisontalt og vertikalt i vannsøylen, og med maskevidde 45 og 100 µm. Dominerende arter er uthevet.

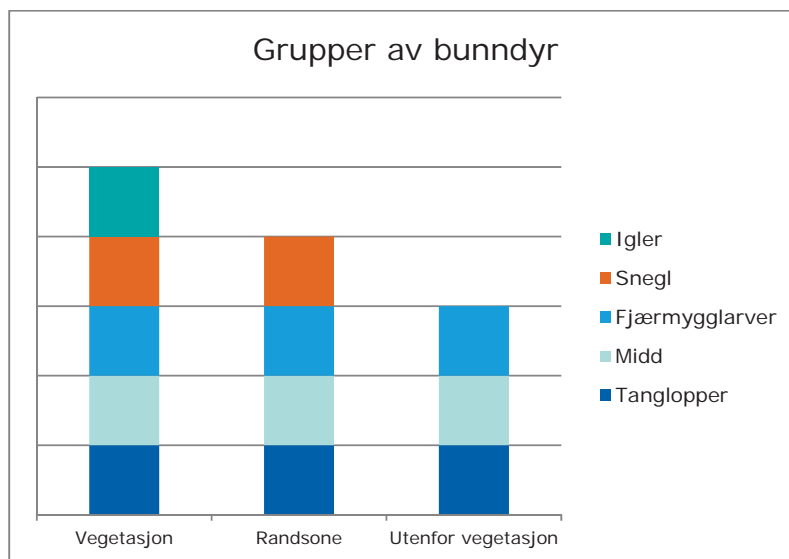
	Art	Horisontalt 45 µm	Horisontalt 100 µm	Vertikalt 100 µm
Hjuldyr	<i>Ascomorpha ovalis</i>	x		
	<i>Brachionus sp</i>	x		
	<i>Keratella quadrata</i>	x	x	x
	<i>Keratella cochlearis</i>	x	x	
	<i>Filina longiseta</i>	x		
	<i>Polyarthra sp.</i>	x	x	x
	<i>Synbeta sp</i>		x	
Hoppekreps	<i>Cyclops strenuus</i>	x		
	<i>Endiaptomus gracilis</i>	x	x	x
	<i>Cyclops abyssorum</i>	x	x	
	<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>			x
Gelekreps	<i>Holopendium gibberum</i>	x		
Vannloppe	<i>Bosmina longispina</i>	x		
	<i>Bosmina longirostris</i>	x	x	x
	<i>Daphnia longispina</i>	x		
	<i>Polyphemus pediculus</i>	x	x	x
	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>			x
	<i>Leptodora kindtii</i>			x
Muslingkreps	Ostracoda	x		

Det er funnet et relativt lavt antall arter av både bunndyr (Tabell 4) og fisk (Tabell 5) i Gunneklevfjorden (Olsen et al., 2015). Bunndyrsamfunnet er dominert av små og generelt lite bioturbierende organismer. Det finnes spesielt mye fjærmygglarver (Chironomidae). Dette er i samsvar med funn fra 2007 (Nerland et al., 2007). Det ble funnet tomme skjell av vanlig sandskjell (*Mya arenaria*) i flere av grabbprøvene. Denne arten er vurdert som en sårbar art (VU) og er oppført på den norske rødlisten (Kålås et al., 2010).

Tabell 4. Bunnlevende organismer samlet inn i Gunneklevfjorden i 2013. Rur ble observert på utstyr plassert ut i fjorden en periode i 2014, men ble ikke analysert for miljøgifter. Sandskjell ble utelukkende funnet tomme.

Art	Blandprøve for kjemisk analyse
Vanlig marflo (<i>Gammarus locusta</i>)	Gammaridae (familie) - Amphipoda
Vandresnegl (<i>Potamopyrgus antipodarum/jenkinsi</i>)	
Vanlig damsnegl (<i>Lymnaea peregra</i>)	
Tårnformet damsnegl (<i>Lymnaea glabra</i>)	Mollusca (phylum)
Knappsnegl (<i>Anisus leucostomus</i>)	
Remsnegl (<i>Bathyomphalus contortus</i>)	
Fjærmygglarve (<i>Chironomus sp.</i>)	Chironomidae (familie)
Diverse mygglaver	Insecta (klasse)
Toøyet flatigle (<i>Helopdella stagnalis</i>)	Helopdella (slekt)
Vannmidd	Trombidiformes (orden)
Vannkalv	Dytiscidae (familie)
Sandskjell (<i>Mya arenaria</i>)	<i>Ikke analysert</i>
Rur (<i>Balanus sp.</i>)	<i>Ikke analysert</i>

Bunndyrene ble samlet inn innenfor, i randsonen og utenfor undervannsvegetasjonen. Antallet individer ble ikke kvantifisert, men det var et betydelig større antall individer av alle grupper innenfor vegetasjonsområdet enn utenfor, i størrelsesorden 100x, i tillegg til at det ble funnet representanter fra flere grupper av bunndyr innenfor vegetasjonen enn i randsonen eller utenfor (Figur 6).



Figur 6. Grupper av bunndyr funnet i Gunneklevfjorden innenfor, i randsonen og utenfor undervannsvegetasjonen.

Det ble funnet fem arter av fisk i Gunneklevfjorden (Olsen et al., 2015), med abbor (*Perca fluviatilis*) som den dominerende arten (Tabell 5). Av de fem artene funnet i Gunneklevfjorden er skrubbe (*Platichthys flesus*) og ål (*Anguilla anguilla*) arter med tilknytning til saltvann. Artene er kort beskrevet nedenfor.

Gjedde (*Esox lucius*) er kjent å kunne oppholde seg i brakkvann opptil 10 psu. Gjedde er også rapportert fanget ute i Frierfjorden der saltholdigheten er høyere enn i Gunneklevfjorden (Asle Øksnerud, Høgskolen i Telemark, pers.med.), men da trolig i tilknytning til utstrømmende brakkvann. Gjedde er en rovfisk, og mens de minste gjeddene (under 10 cm) tar mest krepsdyr og insektlarver, spiser større individer i hovedsak fisk.

Skрубbe er en saltvannsfisk men er kjent for å like seg i brakkvann, og ikke kjønnsmodne individer går gjerne i ferskvann. Den ligger ofte nedgravet i bunnelaget. Den spiser alle typer bunndyr, og i brakkvann eller ferskvann tar den særlig tanglopper og mygglarver. Det tidligere antatt at skrubbe oppholder seg i Gunneklevfjorden kun en begrenset tid av året (Berge og Knutzen, 1989)

Ål vandrer inn i brakkvannsområder eller vassdrag som glassål og når den har slått seg til og vokser opp forvandles den til gulål, før den vandrer ut som blankål. De fem individene av ål som ble fanget i Gunneklev var alle gulål. Ålen tar både fisk og forskjellige bunndyr.

Abbor er en av de vanligste og mest utbredte ferskvannsfiskene i Norge. Den lever primært av planktonisk føde i sitt første leveår, og går deretter over til insektlarver, krepsdyr og småfisk. Fra abbor er ca. 15-20 cm lever den vesentlig av annen fisk, inkludert artsfrender.

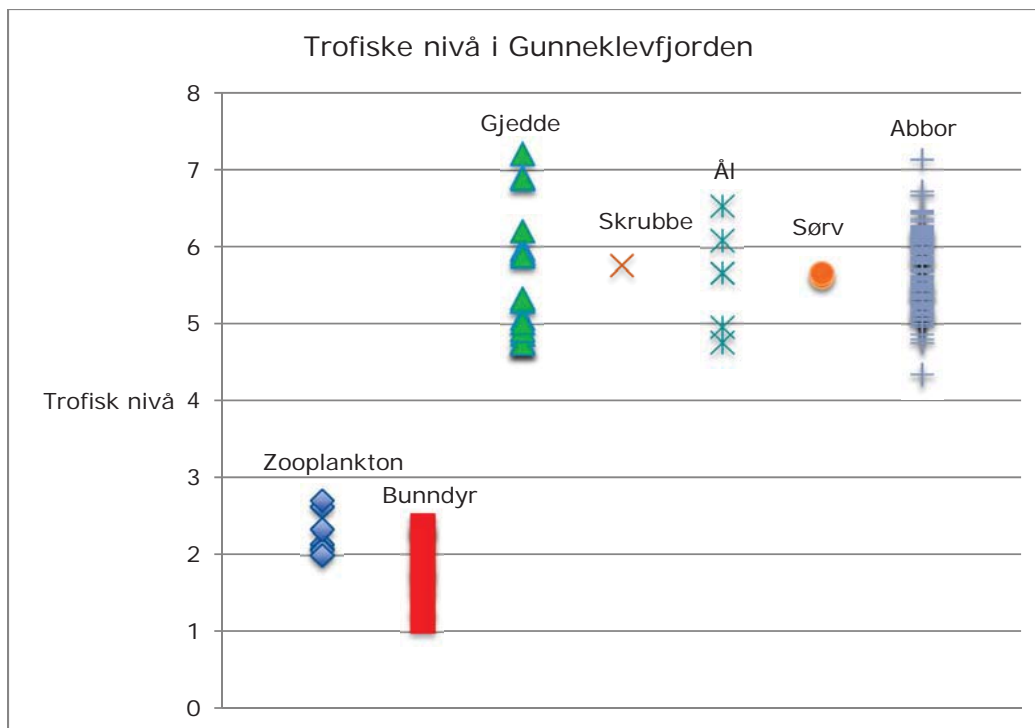
Sørv (*Scardinius erythrophthalmus*) er en karpesfisk som finnes i lavlandet i Oslofjordområdet og vestover til Telemark. Den lever både av planter, snegl og insektlarver.

Tabell 5. Fisk samlet inn i Gunneklevfjorden i 2013 og 2014.

Art	Antall fangstet	Antall til analyse
Abbor (<i>Perca fluviatilis</i>)	523	100
Gjedde (<i>Esox lucius</i>)	17	17
Skрубbe (<i>Platichthys flesus</i>)	1	1
Sørv (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	2	2
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	5	5

Analyse av stabile isotoper av karbon (C) og nitrogen (N) i zooplankton, bunndyr og fisk er benyttet til å bestemme organismenes plassering i næringskjeden og antall trofiske nivå (Figur 7). Analysene viste at toppredatorene utgjøres av gjedde, ål og abbor, men de samme artene er også representert på lavere trinn i næringskjeden, sammen med skrubbe og sørv. Zooplankton og diverse bunndyr representerer de laveste nivåene. Artene av fisk som er funnet er kjent for å ernære seg primært av bunnlevende organismer før de eventuelt går over til å predatere annen fisk. Zooplankton ser på bakgrunn av disse resultatene ikke ut til å være en viktig føde for ynglende fisk i Gunneklevfjorden.

Datamaterialet gir ikke grunnlag for å kvantifisere tilstedeværelse av bunndyr og fisk innenfor og utenfor vegetasjonsområdet, men gir likevel et tydelig inntrykk av høyere forekomst av både bunndyr og fisk innenfor vegetasjonsområdet.



Figur 7. Beregnet trofisk nivå angir plassering i næringskjeden for zooplankton, bunndyr og arter av fisk fra Gunneklevfjorden. Trofisk nivå er basert på analyse av stabile isotoper av C og N i muskelvev fra fisk og i hele organismer av zooplankton og bunndyr.

Aktivitetene i dette prosjektet har ikke omfattet kartlegging av fugleliv eller undersøkelser av miljøgifter i fugl. Informasjon om fuglelivet i fjorden er hentet fra KU, 2007 der det refereres til T.E. Silsand (pers. med.) og Silsand (1999):

“Gunneklevfjorden er i dag et av Telemarks viktigste nærings- og rasteområder for andefugler under trekk og på vinteren. Den har lenge vært kjent som et viktig trekk- og overvintringsområde for særlig toppand, laksand og sothøne. Fjorden har en regionalt viktig funksjon som næringsområde under trekk, og om vinteren for dvergdykker, storskarv, knoppsvane, toppand, bergand, laksand, sivhøne og sothøne. Som bekkeområde har området en regionalt viktig funksjon for toppand. For de fleste av de nevnte artene (unntatt laksand og storskarv) er de grunneste områdene viktigst som næringsområder. Fuglelivet ble fredet mot jakt og forstyrrelser ved kongelig resolusjon i 1946 (Anonym, 1972). Under befaringen i mars 2007 ble det (av ikke-ornitologer) observert stokkender, svaner, kvinender, tjeld og toppand. □ Blant de fugler som oppholder seg i fjorden er skarv, hegre og laksand generelt fiskespisere som benytter både dype og grunnere deler (hegre benytter bare strender med lite forstyrrelse/trafikk). Stokkand, svaner og sothøne spiser mest plantemateriale på grunt vann. Toppand, kvinand og dvergdykker spiser mest smådyr og småfisk på grunt vann”. □

2.4 Økosystemtjenester

Økosystemet i Gunneklevfjorden tilbyr en rekke definerte økosystemtjenester, hvorav flere biologisk relaterte tjenester i hovedsak er knyttet til undervannsvegetasjonen.

Begrepet økosystemtjenester er tatt i bruk for å synliggjøre at naturen bidrar med helt konkrete tjenester som mennesker har direkte og indirekte nytte av (NOU, 2013). Begrepet økosystemtjenester ble for alvor satt på dagsorden da FN la fram sin globale økosystemstudie Millenium Ecosystem Assessment (MA) i 2005. Begrepet omfatter både fysiske goder og ikke-fysiske tjenester. Begrepet deles som regel inn i de fire hovedkategoriene 1) grunnleggende livsprosesser eller støttende tjenester, 2) regulerende tjenester, 3) forsyvende og produserende tjenester, og 4) kulturelle eller opplevelses- og kunnskapstjenester. I NOU 2013 : 10 presiseres det at betydningen av økosystemtjenester må være synlige for alle som tar beslutninger

som kan påvirke naturen, og at økt bevissthet om naturens goder og bidrag kan gi en bedre miljøforvaltning. Det er gjort en enkel vurdering av hvilke tjenester økosystemet i Gunneklevfjorden kan tilby (Tabell 6), basert på NOU 2013:10. Det antas at støttende tjenester slik som vedlikehold av biodiversitet, samt produserende tjenester i hovedsak er knyttet til undervannsvegetasjonen. Som en følge av oppfordringen i NOU 2013:10 er effekten av tiltak på økosystemtjenester omtalt i kapittel 5.4 Vurdering av tiltaksmetodenes egnethet.

Tabell 6. Antatte økosystemtjenester i Gunneklevfjorden, basert på NOU 2013 : 10.

Støttende tjenester	Regulerende tjenester	Produserende tjenester	Kulturelle tjenester
<ul style="list-style-type: none"> • Vedlikeholder geokjemiske sykluser • Opprettholder primærproduksjon • Vedlikeholder biodiversitet • Vedlikeholder habitat • Resiliens 	<ul style="list-style-type: none"> • Bidrar til å regulere klima gjennom karbonfelle i kretsløpet • Demper eutrofi gjennom reduksjon av nærings salt i vannmassene • Demper bølger og strøm og gir dermed redusert erosjon, økt sedimentasjon og forbedret siktedyp • Bringer miljøgifter ut av sirkulasjon gjennom opptak, lagring og naturlig tildekking i sedimentet • Regulerer biologiske systemer 	<ul style="list-style-type: none"> • Vedlikeholder genetiske ressurser • Produserer potensielt kommersielle arter • Produserer opsjonsverdier i form av genetiske og farmasøytiske verdier 	<ul style="list-style-type: none"> • Rekreasjon • Potensielt fritidsfiske • Estetiske verdier • Kulturell arv, industrihistorie og identitet

2.5 Arealbruk

Arealene rundt Gunneklevfjorden benyttes til industri-og næringsrelaterte formål, bolig, skole, idrett og rekreasjon. Fjorden i seg selv benyttes i begrenset grad til fritidsaktiviteter og rekreasjon, og fiske er begrenset av Mattilsynets sjømatadvarsler. Gjeldende reguleringsplan signaliserer ønske om økt utnyttelse av området rundt fjorden til rekreasjon i framtiden.

Landarealene på nord og vestsiden av Gunneklevfjorden benyttes i hovedsak til industri og næringsvirksomhet, mens arealene i sør benyttes til småbåthavn, idrettsanlegg og noe næringsvirksomhet i tillegg til store boligområder (Figur 8). Østsiden er bebygd i tillegg til veianlegg og skole. Rundt hele fjorden er det veianlegg og til dels mye trafikk. Gangstier på sør- og vest-siden samt veinettet benyttes i en viss grad til rekreasjon som tur- og treningsveier for løping, sykling, rulleski og lignende.

Gunneklevfjordens vannspeil benyttes i begrenset grad til fritidsaktiviteter og rekreasjon, selv om bebyggelse langs østsiden av fjorden består av strandeie dommer og Herøya motorbåtforening har et anlegg med småbåthavn i sør. Lav seilingshøyde (2,5 m) under broene i nord og i Herøykanalen i sør begrenser størrelsen på fartøy i fjorden til relativt små fritidsbåter. Båttrafikk er i hovedsak begrenset til ferdseil til og fra småbåthavnen gjennom Herøykanalen, og kun i liten grad til opphold på selve Gunneklevfjorden. Småbåthavnen ligger plassert i bløt bunns- og undervannsensengområdet og har ca. 130 båtplasser. I tillegg er det en eldre brygge med rampe men uten faste båtplasser på kommunal grunn i det

sørøstre området av fjorden. Porsgrunn roklubb har et klubbhus med brygger på østsiden av fjorden, og i Porsgrunn kommunes kommunedelplan er det inntegnet en ro-arena i hele lengderetningen av fjorden.

Det utøves ikke fiske til matauk i fjorden. Mattilsynets sjømatadvarsler for Grenlandsfjordene, sist revidert i 2013 har følgende ordlyd:

“Ikke spis fisk og skalldyr fra Frierfjorden og Voldsfjorden ut til Brevikbroen. Spis heller ikke sjørret fisket i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller Frierfjorden. Ikke spis reker fangstet i Eidangerfjorden. Spis heller ikke krabbe fangstet mellom Brevikbroen (inkludert Eidangerfjorden) og en ytre avgrensing gitt av en rett linje fra Mølen (nord for Nevlunghavn), til Såsteins søndre odde, og videre via Mejulen, Kråka og Kårsbolmen til fastlandet.”



Figur 8. Bruksområder med anlegg i Gunneklevfjorden: 1. Porsgrunn Roklubb; 2. Brygge med rampe for båtutsetting; 3. Herøya motorbåtforening med småbåthavn, bryggeanlegg og rampe for båtutsetting. Vestsiden er preget av industri, mens øst- og sørsiden har store områder med bebyggelse.

Reguleringsplanen for Gunneklevfjorden fra 2008, omtalt i kapittel 1.5, legger opp til utbedring av veisystemet for kjørende, syklende og gående i området. Dessuten skal allmennhetens interesser ivaretas med opparbeiding av park- og turveiområder i randsonene til fjorden, og med mulighet for utvidelse av småbåthavn og robane. Gunneklevfjorden skal tilrettelegges for allment friluftsliv innenfor friluftsområder i sjø. Vedtatt reguleringsplan for Fjordgata 13-17 (2014) i sørøstre del av fjorden legger til rette for diverse

næringsvirksomhet (ved bruksområde 2 i Figur 8). Bestemmelsene i reguleringsplanen krever tilrettelegging av tursti langs Gunneklevfjorden innenfor det regulerte området. Dette signaliserer at Porsgrunn kommune ønsker økt utnyttelse av området rundt fjorden til rekreasjon i framtiden.

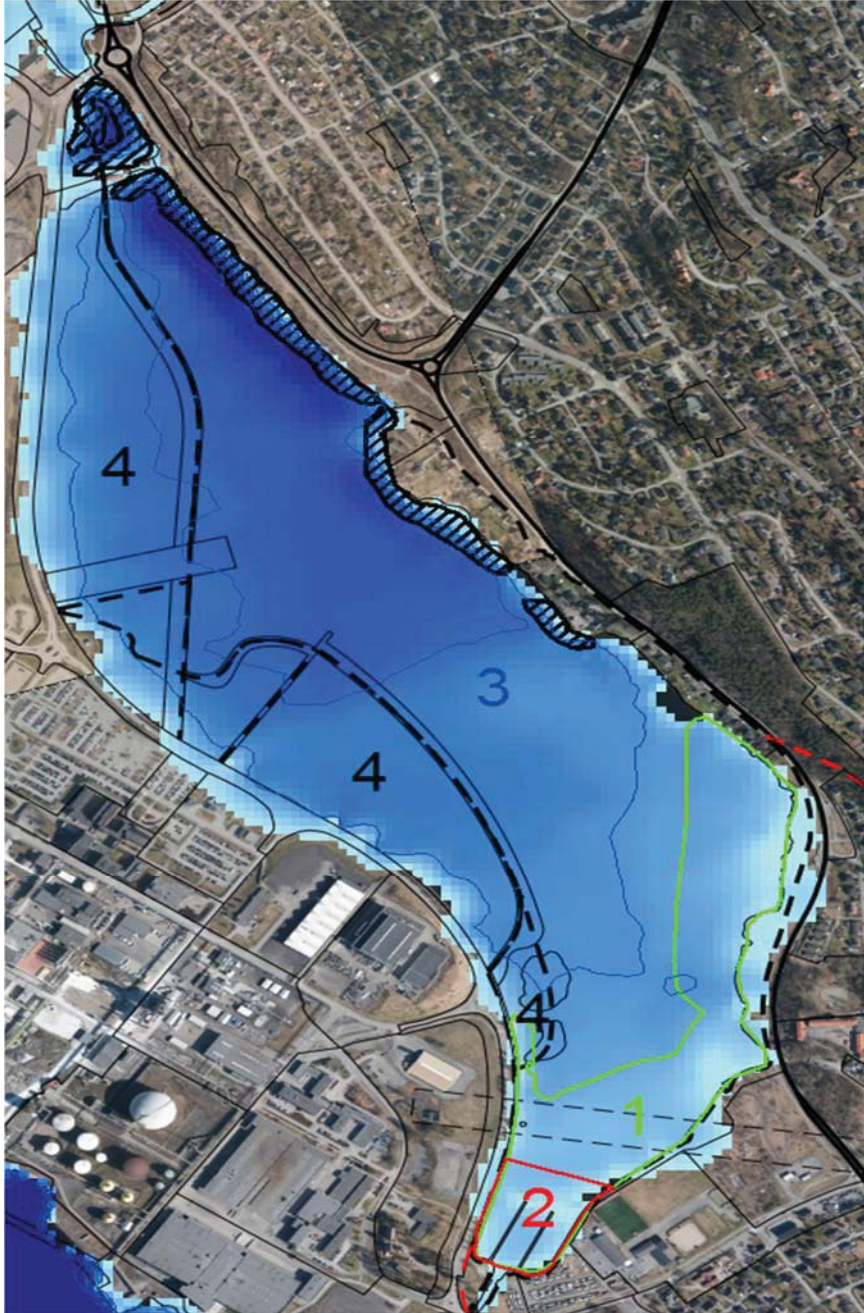
2.6 Inndeling i delområder

Basert på situasjonsbeskrivelsen av fjorden er det foreslått en inndeling i 3 delområder, i tillegg til det regulerte utfyllingsområdet. De sentrale områdene av fjorden utgjør det største delområdet, og ytterligere inndeling av dette utfra helning kan være aktuelt ved nærmere prosjektering av tiltak.

Basert på den foreliggende situasjonsbeskrivelsen, topografi og sedimentegenskaper samt bruk av fjorden, er 3 delområder foreslått i tillegg til det planlagte utfyllingsområdet (Figur 9):

1. Det sørlige området med undervannsvegetasjon og naturlig bløtbunn.
I dette området er det et verdifullt økosystemet med naturverdier som er klassifisert som viktige/svært viktige. De biologiske verdiene i fjorden er i hovedsak konsentrert til dette området. Naturverdiene i dette området kan gi grunnlag for rekolonisering og forbedring av økosystemet i øvrige deler fjorden etter eventuelle tiltak. Området er anslagsvis 70 - 100 000 m², inkludert arealet som benyttes til småbåthavn.
2. Småbåthavnen.
Området har store likhet med og er overlappende med det sørlige området for øvrig, men siden aktiviteten i småbåthavnen innebærer annen påvirkning på sjøbunnen er området skilt ut som eget delområde. Det vil trolig være et tilbakevendende behov for vedlikeholdsmudring i småbåthavnen. Området berørt av aktiviteten i småbåthavnen er for en konservativ risikovurdering satt til anslagsvis 60 000 – 120 000 m², som i stor grad overlapper vegetasjonsområdet, mens arealet som direkte dekkes av bryggeanlegget er anslått til 15 000 m².
3. Hovedbassenget.
Vanninnholdet og stabiliteten i sedimentet, spesielt i de sentrale områdene av fjorden, legger spesielle føringer for gjennomføring av tiltak. I de dypeste og bratteste partiene i nord kan helningsgrad innenfor er begrenset område gi behov for spesielle vurderinger. Områdene i strandsonen i nordøst er også til dels bratte samtidig som det i dette området er noe bebyggelse med brygger, noe som også kan gi grunnlag for spesielle tilpasninger. Siden de omtalte områdene er relativt begrenset i areal er det valgt å ikke skille de ut som egne delområder, men de er angitt i Figur 9. Arealet av dypområdet er anslått til 40 000 m². Strandsone med helning over 4 grader er anslått til ca. 15 000 m². Resterende areal av hovedbassenget uten og med gjennomføring av den planlagte utfyllingen (hele arealet på 250 000 m²) er antatt å utgjøre anslagsvis 600 000 m² og 345 000 m².
4. Utfyllingsområdet.
Utfyllingen slik den er beskrevet i reguleringsplanen fra 2008 vil i seg selv være et tildekkingsiltak for forurenset sjøbunn, og gjør dermed utfyllingsarealet til et eget delområde. Arealet er totalt ca. 250 000 m², mens fase 1 av utfyllingen utgjør ca. 125 000 m². Ved gjennomføring av utfyllingen vil arealet av delområde 3 Hovedbasseng reduseres tilsvarende.

I tillegg til de nevnte områdene utgjør kanalene i nord og sør begrensede arealer som forutsettes og ikke være dimensjonerende for vurdering av tiltaksbehov eller for valg av tiltaksløsning.



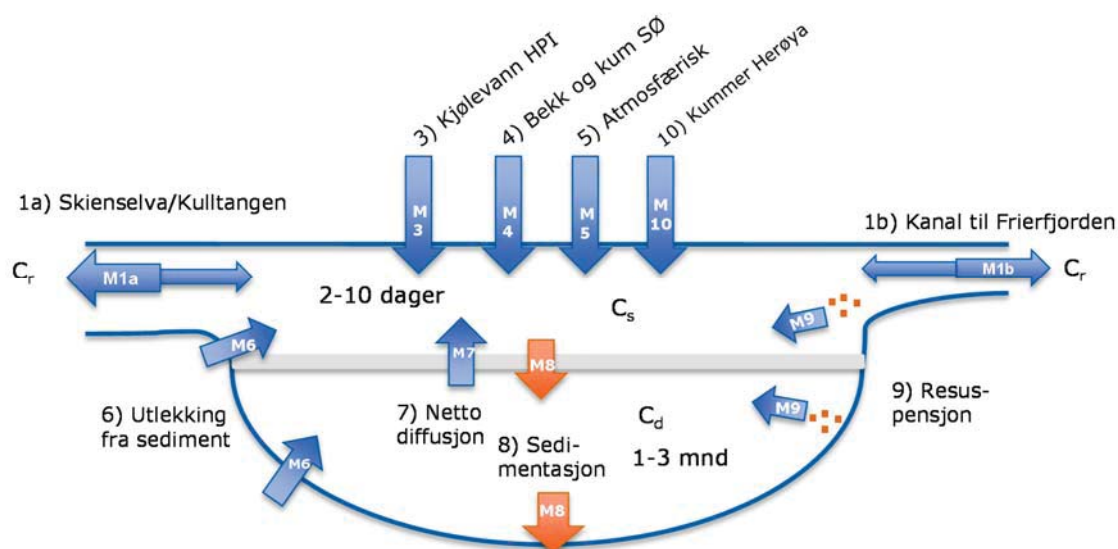
Figur 9. Inndeling av Gunneklevfjorden i 3 delområder, i tillegg til det planlagte utfyllingsområdet (delområde 4). Delområde 1 Vegetasjonsområdet er avgrenset av dybdekote 3 meter samt registreringer av naturverdier i Naturbase. Delområde 2 Småbåthavn er skjønnsmessig avgrenset til et stykke utenfor bryggeanlegget. Delområde 3 Hovedbasseng utgjør resterende areal. Områder med helning over 4 grader er skravert. Sjøkartverkets dybdemodell viser 4, 6, 8 og 10 meters koter. Dybdemodellen overlapper landkartverkets kystkontur slik at deler av strandsonen er skjult av denne. Kart: Trine Bekkby, NIVA.

2.7 Forurensningskilder

Ordinære utslipp av kvikksølv og dioksiner/furaner til Gunneklevfjorden er stoppet, og dagens forurensningskilder er knyttet til utlekking og resuspensjon fra sedimentet, kjølevannsutslipp fra Yara Porsgrunn, diffuse utslipp og avrenning fra Herøya og nedbørsfeltet for øvrig, samt atmosfæriske tilførsler.

I Vann-Nett er utslipp fra industrirelaterte punktkilder og avrenning fra diffuse kilder knyttet til industri og by/tettsted registrert som forurensningskilder til vannforekomsten Gunneklevfjorden. Miljøeffektene er oppgitt som tilførsel av næringsstoffer, temperaturendringer og forurensede sedimenter, og påvirkningsgraden er vurdert å være stor.

I prosjektet er det gjort undersøkelser for å estimere tilførsler av kvikksølv (TotHg og MeHg) og dioksiner/furaner (PCDD/F) i form av utlekking og resuspensjon fra sedimentet, og av kvikksølv fra diffuse kilder. Undersøkelser av diffuse kilder har omfattet kjølevannsutslipp, overvann og nedbørsfelt. Atmosfæriske bidrag av kvikksølv er estimert ut fra sjablongverdier. I tillegg er konsentrasjoner av løst og partikulært kvikksølv og dioksiner/furaner i Skienselva undersøkt. En konseptuell modell over tilførsler og transportveier er utviklet (Figur 10), og de forskjellige tilførselsveiene er presentert i mer detalj i kapittel 2.7.1 – 2.7.6. I kapittel 3.3 er kildene og transportveiene kvantifisert for kvikksølv og klororganiske forbindelser (dioksiner/furaner, heksaklorbensen (HCB) og oktaklorstyren (OCS)).



Figur 10. Konseptuell modell for kilder og transportveier for miljøgifter i Gunneklevfjorden. Grå linje markerer skille mellom overflatelag (grunnere enn 3,5 m) og dypvann (dypere enn 3,5 m). Massebalanser for kvikksølv og klororganiske forbindelser (dioksiner/furaner, HCB, OCS) er presentert i kapittel 3.3 med utgangspunkt i denne konseptuelle modellen.

2.7.1 Dagens industriutslipp

Det er ingen regulære industriutslipp av miljøgifter til Gunneklevfjorden i dag. Prøver av kjølevannsutslipp fra Yara Porsgrunn har imidlertid vist seg å inneholde kvikksølv i konsentrasjoner som er noe høyere enn konsentrasjonene i Skienselva men lavere enn i Gunneklevfjorden.

Det er kun Yara Porsgrunn som har utslipp til Gunneklevfjorden i dag via avløp i nordvestre del av fjorden (G2). Trend for utslippet i 2015 viser 5,4 tonn ammonium N , 94 tonn HCl , 57 tonn NaOH og ca. 7.800 m³ time⁻¹ prosess- og kjølevann fra Ammoniakkfabrikken. Dette er regulert i tillatelse av 16.12.2014 fra Miljødirektoratet til Yara Norge AS Yara Porsgrunn (pers.med. Sverre O. Lie).

To prøver tatt fra kjølevannutslippet våren 2015 viste innhold av totalkvikksølv (TotHg) på 1,5-1,7 ng l⁻¹. Dette er bare så vidt over den nasjonale grenseverdien for klasse I "bakgrunn" (1 ng l⁻¹) i følge Miljødirektoratets veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment (Miljødirektoratet, 2008), men 4-5 x høyere enn konsentrasjonene i Skienselva (kapittel 2.7.2). Konsentrasjonene er lavere enn konsentrasjonene observert i Gunneklevfjorden i løpet av dette prosjektet (2,3-11 ng l⁻¹). Likevel er volumet så vidt stort (2 300 l s⁻¹) at dette utgjør den største identifiserte enkeltkilden for tilførsel av kvikksølv til fjorden.

2.7.2 Skienselva

Undersøkelser av konsentrasjoner av kvikksølv og dioksiner/furaner i Skienselva har vist verdier som er betydelig lavere enn konsentrasjoner funnet i både bunnvann og overflatevann i Gunneklevfjorden.

For å estimere konsentrasjoner av dioksiner/furaner (PCDD/F), heksaklorbensen (HCB), oktaklorstyren(OCS) og kvikksølv (TotHg og MeHg) i Skienselva ble det gjennomført prøvetaking ved fire anledninger i 2014. Prøvene ble sammenlignet med tilsvarende målinger på tre stasjoner i Gunneklevfjorden i 2015. I Skienselva ble PCDD/F undersøkt både fritt løst og i suspendert partikulært materiale (SPM), mens det kun ble analysert for PCDD/F i SPM i Gunneklevfjorden. Fritt løst konsentrasjon ble estimert fra passive prøvetagere mens SPM-assosierte konsentrasjoner ble målt ved pumping av store volum vann gjennom filter. TotHg og MeHg ble analysert fra vannprøver. Detaljer for innsamling, analyser og resultater er beskrevet i Vedlegg D. I tillegg til disse undersøkelsene er det analysert for PCDD/F i passive prøvetagere i porevann, i vannsøylen og i flukskammere på sedimentoverflaten i 2013 (NGI, 2015b)

Både fritt løst og partikulært bundet PCDD/F var generelt lave i elva og lavere enn målinger i Frierfjorden i 2011 (Cornelissen et al., 2010) og i Gunneklevfjorden i 2013 (NGI, 2015b) og i 2015 (Vedlegg D) (Tabell 7). Eksempelvis ble kongeneren 2,3,7,8-TCDD målt SPM-bundet i Gunneklevfjorden til 5,6 – 18 pg/g i 2015, mens den ble målt SPM-bundet i Skienselva til 0,14-0,3 pg/g. Konsentrasjoner av fritt løst PCDD/F i Skienselva er i gjennomsnitt en størrelsesorden lavere enn tidligere målinger i Frierfjorden (Cornelissen et al., 2010). Verdier for sammenligning med Gunneklevfjorden foreligger ikke. Detaljer for alle kongener er gitt i Vedlegg D.

Tabell 7. Konsentrasjonen av partikkelbundne (part.) og løste klororganiske forbindelser i vannprøver fra Gunneklevfjorden, Skienselva (Vedlegg D og NGI (2015b)) og Frierfjorden (Allan et al., 2011, Cornelissen et al., 2010).

	Referanse	<3,5 m dyp	± stdev	>3,5 m dyp
<i><u>Gunneklevfjorden</u></i>				
Part. HCB (pg l ⁻¹ TS)	Vedlegg D	127	± 42	200
Part. OCS (pg l ⁻¹)	Vedlegg D	11	± 7	19
Part. PCDD/F TEQ (pg l ⁻¹)	Vedlegg D	0,52	± 0,26	0,99
Løst PCDD/F TEQ (pg l ⁻¹)	NGI (2015b)	0,02		0,02
<i><u>Frierfjorden, 2010, 4m dyp</u></i>				
Part. HCB (pg l ⁻¹ TS)	Allan et al., 2011	30		

Part. OCS	Allan et al., 2011	3,3	
Part. PCDD/F TEQ (pg l ⁻¹)	Allan et al., 2011	0,16	
Løst PCDD/F TEQ (pg l ⁻¹)	(Næs et al., 2009)	0,025	± 0,013
<i>Skienselva</i>			
Part. PCDD/F TEQ (pg l ⁻¹)	Vedlegg D	0,010	± 0,004
Løst PCDD/F TEQ (pg l ⁻¹)	Vedlegg D	0,004	± 0,001

Analysen av TotHg og MeHg i filtrerte og ufiltrerte vannprøver fra Gunneklevfjorden i 2015 ga generelt lave verdier, og enda lavere i Skienselva i måleperioden mai - september 2014. Konsentrasjonene i Gunneklevfjorden var sammenfallende med vannprøver fra 2013 (NGI, 2015b) for ufiltrert TotHg i overflatelaget, men var en del lavere enn enkelte prøver fra 5 m i 2013, som var opptil 13 ng l⁻¹ TotHg. EUs gjeldende grenseverdi for Hg (EQS) er til sammenligning 70 ng l⁻¹ (0,07 µg l⁻¹). Prøvene viste at ca. 50 % av TotHg i Gunneklevfjorden var løst og ca. 50% var bundet til partikler (Tabell 8).

Tabell 8. Gjennomsnittskonsentrasjonen av TotHg (ng l⁻¹) fra Skienselva og fra 1 m og 5 m dyp i mars 2015. Vannprøver fra Gunneklevfjorden er fordelt på løst og fast fase.

	Skienselva	Gunneklevfjorden	
		1m	5m
TotHg (ng l ⁻¹)	0,69	3,3	5,1
Løst (ng l ⁻¹)		1,5	1,2
Partikulært (ng l ⁻¹)		1,8	3,9
Partikulært (µg g ⁻¹ TS)		1,2	3,0

2.7.3 Overvann fra Herøya

Overvann fra Herøya kan inneholde materiale med til dels høye konsentrasjoner av kvikksølv (Hg), dioksiner/furaner (PCDD/F), kobber (Cu), bly (Pb) og sink (Zn), basert på undersøkelser av sediment i kummer og avløp. Påvirkningen på sedimentet i Gunneklevfjorden avhenger av hvordan materialet spres og hvor konsentrert det sedimenterer. Planlagt slamsuging av overvannskummer og etablering av overvåkningsprogram vil begrense sannsynligheten for tilførsler til fjorden,

Forurensningstilførsel til Gunneklevfjorden fra industrien på Herøya har vært betydelig, men regulære utslipp har i dag i stor grad opphørt som følge av rensing av utslipp og nedlegging av kloralkalifabrikken og magnesiumfabrikken. Det er imidlertid fortsatt områder med forurenset grunn på Herøya og dessuten et omfattende overvannsnett som transporterer overvann fra området og som derfor kan ta med seg partikler fra overflatearealer og fra grunnen rundt overvannssystemet. Resultater fra undersøkelse av 16 kummer hvorav 10 av de innsamlede prøvene ble analysert for totalinnhold av dioksiner og metaller, viste at det finnes materiale med høye konsentrasjoner (klasse V) av kvikksølv (Hg), dioksiner og furaner (PCDD/F), kobber (Cu), bly (Pb) og sink (Zn) i flere av kummene i overvannssystemet på Herøya som drenerer til Gunneklevfjorden (NGI, 2015d). Det ansees derfor fremdeles å være et potensiale for transport av dioksiner og kvikksølv med overvannsnettet. Denne eventuelle transporten kan fortsette å påvirke overflatesedimentene også etter et tiltak. Bidraget til forurensingen i sedimentet i fjorden er imidlertid sannsynligvis svært beskjedent, basert på estimert mengde Hg og PCDD/F som tilføres med overvannet fordelt på den totale mengden materiale som sedimenterer i fjorden (NGI, 2015b). Jevn fordeling av materialet som fraktes med overvannet betyr i beste fall at materialet ikke øker konsentrasjonene i sedimentet over tilstandsklassen I. Dersom forurenset materiale fra overvannet

sedimenterer konsentrert i et begrenset område kan denne kilden bidra med sediment i tilstandsklasse IV eller V, men likevel i gjennomsnitt mer enn én størrelsesorden lavere enn konsentrasjonen i dagens overflatesediment (se kapittel 3.1.2). Det er under etablering et program for regelmessig overvåking av overvannet på Herøya. Dette vil inkludere tømming av slam fra sandfang og overvannskummer når det eventuelt er nødvendig.

2.7.4 Nedbørsfelt

Prøver fra bekk og kum som drenerer nedbørsfeltet viste lave konsentrasjoner av kvikksølv, i samme størrelsesorden som verdiene målt i Skienselva.

Konsentrasjonen av kvikksølv ble målt i fire vannprøver innsamlet i bekk og kum i den sørlige delen av fjorden i mai 2015. Dioksiner/furaner ble ikke målt. Konsentrasjonene av kvikksølv varierte fra 0,78 til 0,96 ng l⁻¹ TotHg. Konsentrasjonene er nær verdiene i Skienselva (0,69 ng l⁻¹) og langt under EUs EQS (70 ng l⁻¹). Korrigert for en blankverdi på 0,3 ng l⁻¹ og multiplisert med årlig nedbør i et nedbørsfelt tilsvarende to ganger Gunneklevfjorden, ble det estimert en tilførsel fra disse kildene til Gunneklevfjorden på 0,7 g år⁻¹.

2.7.5 Atmosfæriske bidrag

Atmosfæriske bidrag av kvikksølv til Gunneklevfjorden er ikke undersøkt men er estimert basert på sjablongverdier (etablerte typiske verdier).

Atmosfærisk tilførsel av kvikksølv til vannoverflaten i Gunneklevfjorden kan være en kilde, men er vanskelig å anslå nøyaktig. Det er ikke gjennomført undersøkelser for å kvantifisere dette bidraget, men basert på modellen EMEP 2000 (Berg et al., 2003) er bidraget anslått å utgjøre mellom 5 og 15 g år⁻¹.

2.7.6 Utlekking fra sedimentet

Beregnet utlekking av kvikksølv og dioksiner/furaner fra sedimentet er basert på målinger i fjorden og i sedimentprøver. Utlekkingen generelt er lav og utlekkingen av dioksiner/furaner er i samme størrelsesorden som utlekking målt tidligere i Frierfjorden og ikke vesentlig større enn i de ytre delene av Grenlandsfjordene. Utlekkingen av dioksiner/furaner varierer noe innad i Gunneklevfjorden med de laveste verdiene i nord. Det er ikke funnet variasjon i utlekking av kvikksølv mellom stasjonene, men utlekkingen av metylkvikksølv og metyleringsraten er høyere i vegetasjonsområdet enn i dypere områder der det ikke er vegetasjon.

Utlekking av totalkvikksølv (TotHg) og metylkvikksølv (MeHg) fra sedimentene ble målt i bokskjerneprøver innsamlet fra 4 stasjoner i Gunneklevfjorden i november 2013 (Schaanning et al., 2014a). Stasjonene er vist i Figur 11. Vannprøver i inn- og utløpet fra hver bokskjerneprøve ble analysert for TotHg og MeHg. Utlekkingen fra sedimentet i hver bokskjerneprøve ble beregnet på grunnlag av konsentrasjonsøkningen i vannet som strømmet gjennom boksen. Utlekking av TotHg viste ikke statistisk signifikante forskjeller mellom de fire stasjonene. Utlekking av MeHg og forholdet mellom MeHg og TotHg (% MeHg) var imidlertid høyere på stasjonen innenfor vegetasjonsområdet enn på stasjonene utenfor, og antyder en høyere metyleringsrate i vegetasjonsområdet (Schaanning et al., 2014a). Gjennomsnittsverdiene for % MeHg var 0,46 % i vegetasjonsområdet, og henholdsvis 0,31, 0,25 og 0,18 % i bokskjerneprøvene fra stasjonene sentralt i fjorden (GuMiSe), i nord (GuNoSe) og litt sør for midten (GuSoSe) av fjorden (Figur 11). Sediment- og porevannsprøver beskrevet i kapittel 3.1.2 er hentet fra de samme 4 stasjonene.



Figur 11. Stasjoner for bokskjerneprøver og in situ bentiske kammere for måling av utlekking fra sedimentet i 2013.

Utlekkingen av dioksiner/furaner ble målt ved å plassere en passiv prøvetaker i vannet over sedimentene i hver bokskjerneprøve og måle opptaket i prøvetakeren i løpet av en gitt eksponeringsperiode (Schaanning et al., 2014a). Utlekking av dioksiner/furaner ble i tillegg målt som opptak i passive prøvetagere plassert *in situ* i bentiske kammere på tre stasjoner på bunnen av Gunneklevfjorden i perioden oktober 2013 til januar 2014 (NGI, 2015b). De to forskjellige tilnærmingene ga sammenfallende verdier for utlekking av dioksiner/furaner. Det ble funnet noe forskjell mellom stasjonene i fjorden, med lavere utlekking i nord i forhold til de sentrale deler av fjorden. Utlekkingen er i samme størrelsesorden som utlekking målt i Friertfjorden tidligere og ikke vesentlig større enn i de ytre delene av Grenlandsfjordene. Utlekkingen av HCB og OCS var imidlertid større enn målt i andre fjordavsnitt i Grenlandsfjordene (Schaanning et al., 2014a).

Beregnet årlig utlekking av kvikksølv og dioksiner fra sedimenter til vannmassene er presentert i Tabell 9.

Tabell 9. Beregnet årlig utlekking av kvikksølv og dioksiner/furaner fra sedimenter til vannmassen i Gunneklevfjorden basert på målinger.

Målt utlekking fra sediment	
Hg (g år ⁻¹)	14,0
HCB (g år ⁻¹)	10,5
OCS (g år ⁻¹)	0,53
Dioksin (mg år ⁻¹)	2,2

2.7.7 Resuspensjon fra sedimentet

Resuspensjon fra sedimentet med utløsning av miljøgifter fra resuspenderte partikler er ikke målt. I massebalansen (kapittel 3) framkommer den som en matematisk størrelse. Resuspensjon kan drives av mange ulike prosesser, som bioturbasjon, beiting av fugl, utgassing, ekstremvær, flom, propellersjon med mer, i tillegg til utløsning fra partikler som tilføres fra land. Mekanismene som driver resuspensjonen kan være dybdeavhengig, og i massebalansen er det valgt å skille mellom resuspensjon over og under 3,5 meters dyp.

3. Forurensningstilstand og risikovurdering

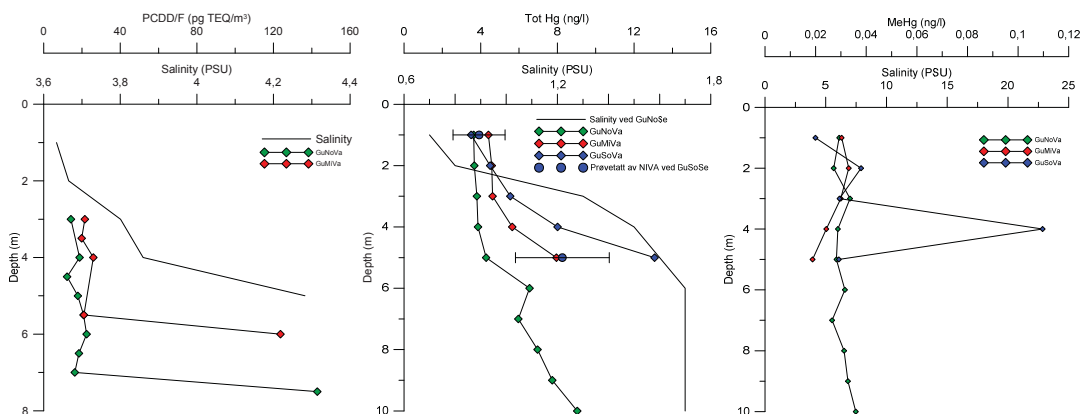
3.1 Tilstandsbeskrivelse

Forurensningen i vannsøylen er lav, men noe høyere konsentrasjoner ned mot bunnen viser transport av dioksiner/furaner og kvikksølv til vannmassene over. Liten transporthastighet horisontalt i fjorden gir tid til å bygge opp en gradient. Overflatesedimentet i 0-10 cm i hele fjorden tilsvarer tilstandsklasse V for dioksiner/furaner, kvikksølv, TBT og noen PAHer, og det er en betydelig gradient mot overflaten med lavere konsentrasjoner, noe som betyr at det tilføres mindre kvikksølv og dioksiner/furaner med de sedimenterende partiklene nå enn det som har vært tilfelle tidligere. Maksimumskonsentrasjonene finnes fra 10 til 30 cm ned i sedimentet. Sedimentasjon av renere materialer har i løpet av de siste 25 år gitt en forbedring som innebærer 40-50x redusert utlekking fra sedimentene (Hg, HCB og OCS), og ca. 10x redusert eksport fra Gunneklevfjorden til Skienselva og Frierfjorden.

3.1.1 Vann

Undersøkelser av konsentrasjon av dioksiner/furaner og kvikksølv i vannsøylen viser lave konsentrasjoner og under EUs EQS for kvikksølv, men høyere enn i Skienselva oppstrøms Gunneklevfjorden. Høyere konsentrasjoner i vannet rett over bunnen tyder på transport fra sedimentet til vannet over, men den horisontale transporten av vannmassene ut av Gunneklevfjorden er sakte nok til at konsentrasjonene i bunnvannet kan bygges opp.

Resultatene fra analysert TotHg og MeHg i vannsøylen i tre stasjoner (GuNoVa, GuMiVa og GuSoVa) og fra passiv prøvetaking (POM-17) av PCDD/F i vannsøylen for to av stasjonene (GuNoVa og GuMiVa) vises i Figur 12. Stasjonene ligger ved sedimentstasjonene med tilsvarende stasjonsnavn, vist i Figur 13.



Figur 12. Salinitet og konsentrasjoner av PCDD/F pg TEQ m⁻³ (figur til venstre), TotHg ng L⁻¹ (figur i midten) og MeHg ng L⁻¹ (figur til høyre) som funksjon av dybde i vannsøylen.

Konsentrasjonene av dioksiner/furaner i vannsøylen var mellom 11 og 22 pg TEQ m⁻³ og konsentrasjonen i vannsøylen varierer lite med dypet, med unntak av det dypeste målepunktet (Figur 12). Konsentrasjonen målt i vannsøylen i Gunneklevfjorden ligger litt høyere enn det som er målt i den dypeste delen av vannsøylen i de ytre fjordene Eidangerfjorden og Ormerfjorden (7 – 15 pg TEQ m⁻³) i en tidligere undersøkelse (Cornelissen et al., 2012). I det dypeste målepunktet i begge stasjonene i Gunneklevfjorden hadde den passive prøvetakeren ligget delvis nede i sedimentet. Konsentrasjonen målt med denne prøvetakeren var mye høyere (108 og 126 pg TEQ m⁻³) enn i vannsøylen over. Siden disse passive prøvetakerne hadde ligget delvis nede i sedimentet er det sannsynlig at dette har økt opptaket av dioksiner i prøvetakerne. Resultatene målt med disse delvis sedimenteksponerte passive prøvetakerne ligger ikke så langt unna konsentrasjonen i porevannet bestemt i risteforsøk i laboratoriet (NGI, 2015b). Dette tyder på at disse prøvetakerne har fungert som in situ prøvetakere for porevann. Forskjellen i konsentrasjon av dioksiner og furaner fra porevannet og konsentrasjonen målt i vannet over sedimentet viser at det er en betydelig gradient fra porevannet og til vannet over. Dette betyr at det også er en diffusiv transport av dioksiner fra sedimentet til vannmassene i Gunneklevfjorden.

Konsentrasjonene av TotHg i vannsøylen ligger mellom 3,5 – 13 ng L⁻¹ som tilsvarer god tilstand (klasse II) etter miljødirektoratets klassifiseringssystem (Miljødirektoratet, 2008) og er under EUs EQS for vann (70 ng L⁻¹). Det ble funnet en økende konsentrasjon av TotHg med økende dyp på alle tre stasjonene (Figur 12). Dette tyder på at sedimentene er en kilde til tilførsel av kvikksølv til vannet over, og at transporten ut av vannmassene går sakte nok til at konsentrasjonen bygges opp i bunnvannet.

Konsentrasjonen av metylkvikksølv i vannsøylen ligger mellom 0,019 og 0,11 ng L⁻¹. Det er ikke etablert egne klassegrenser for MeHg, men disse konsentrasjonene tilsvarer klasse I for Hg. Det er ikke funnet noen systematiske forskjeller i konsentrasjon av MeHg med dyp eller mellom de tre stasjonene.

Konsentrasjonen av både kvikksølv og dioksiner/furaner er høyere i vannet i Gunneklevfjorden enn det som ble funnet i Skienselva oppstrøms Gunneklevfjorden (se avsnitt 2.7.2).

3.1.2 Sediment

For alle sedimentstasjoner i Gunneklevfjorden overskrider konsentrasjonene i 0-10 cm EUs EQS for sediment og tilsvarer tilstandsklasse V for dioksiner/furaner, kvikksølv, TBT og noen PAHer. Imidlertid er det en betydelig lavere konsentrasjon i de øverste 0-2 cm enn ved 10 cm, og kjerneprøvene viser at maksimumskonsentrasjonene for kvikksølv er å finne i området 10-15 cm, og ned til 30 cm for den nordligste stasjonen. Konsentrasjonene av kvikksølv i sedimentet innenfor vegetasjonsområdet er lavere enn ved de øvrige stasjonene, men relativt metylkvikksølvinnhold er høyere. Også for dioksiner/furaner er konsentrasjonene i sedimentet

betydelig høyere ved ca. 10 cm enn i overflatesedimentet. Dette betyr at det tilføres mindre kvikksølv og dioksiner/furaner med de sedimenterende partiklene nå enn det som har vært tilfelle tidligere. Totalkvikksølv i porevannet på stasjonen i vegetasjonsområdet tangerer EUs EQS for vann, og overskrider EQS på de øvrige stasjonene.

Forurensningstilstanden i sedimentene i Gunneklevfjorden er tidligere undersøkt en rekke ganger, og sist i 2007 i forbindelse med konsekvensutredningen for utfyllingen i Gunneklevfjorden (Nerland et al., 2007). For å styrke datagrunnlaget ble det tatt nye grabb- og kjerneprøver på 13 stasjoner i fjorden (Figur 13). Fra 4 hovedstasjoner ble det analysert for kvikksølv i porevannet fra 0-10 cm, samt analysert for kvikksølv og dioksiner/furaner i snitt av kjerner. For 3 av stasjonene ble det også analysert for PAHer, PCB, TBT og metaller i snittene. Kjerneprøvene ble datert basert på Pb210 (NGI, 2015b). Fra de samme 3 stasjonene ble det også målt dioksiner/furaner i porevann ved hjelp av POM-17 passive prøvetakere i laboratorium. Fra øvrige 9 stasjoner ble det analysert for kvikksølv og dioksiner/furaner i 0-10 cm.

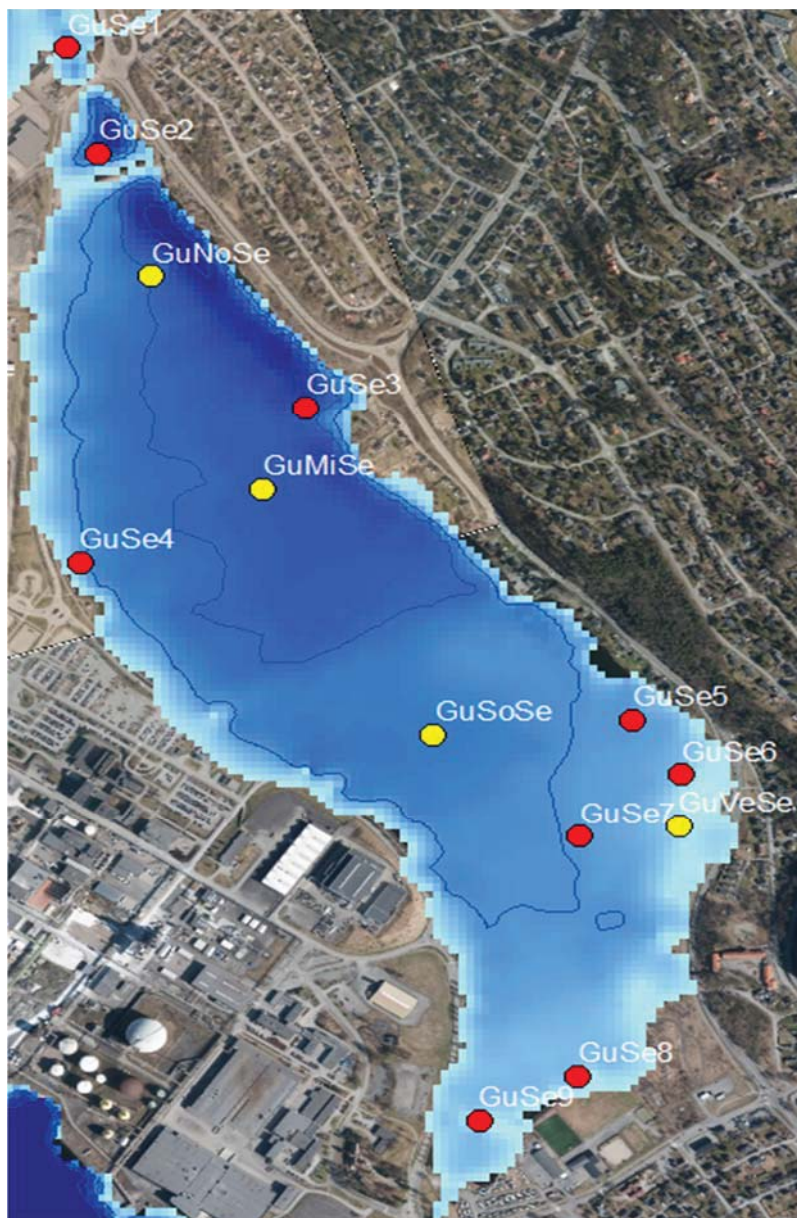
Konsentrasjoner av miljøgifter i overflatesedimentene (0 – 10 cm) i de fire hovedstasjonene i Gunneklevfjorden er vist i Tabell 10 og Tabell 11. For alle stasjoner overskrider konsentrasjonene EUs EQS for sediment for kvikksølv og dioksiner/furaner (0,52 mg Hg kg⁻¹ TS og 8,6E-07 mg TEQ kg⁻¹ TS) og resultatene tilsvarer tilstandsklasse V Svært dårlig i henhold til Miljødirektoratets veileder for miljøklassifisering av sedimenter, med høye konsentrasjoner av dioksiner/furaner, kvikksølv, TBT og noen PAHer. De største overskridelsene av grenseverdier er knyttet til dioksiner/furaner og kvikksølv. Imidlertid vil det ha stor betydning for overskridelsesfaktoren om man sammenligner 0-10 cm eller et mindre snitt, siden konsentrasjonene endrer seg betydelig fra overflaten og ned til 10 cm (Figur 14 og 15).

Tabell 10. Innhold av dioksiner/furaner, PCB, metaller og TBT i overflateprøvene av sediment (0-10 cm; for dioksiner er det brukt et gjennomsnitt for 0 – 10 cm fra kjerneprøvene) fra tre stasjoner. Fargekodene viser klassifiseringen i henhold til Miljødirektoratets veileder for klassifisering (Miljødirektoratet, 2008).

		Konsentrasjon i overflatesediment (0 – 10 cm)				Klasse IV/V
		GuNoSe	GuMiSe	GuSoSe	GuVeSe	
Vanninnhold	%	76,5	83,9	85,7	-	
>63 µm	%	19,2	6,4	3,3	56,4	
<2 µm	%	2,6	3	4,6	0,113	
TOC	% TS	6	5,6	1,3	2,9	
PCB-7	µg/kg TS	37,2	71,6	73,3	-	1900
As	mg/kg TS	7,06	7,52	3,71	-	580
Pb	mg/kg TS	84,2	88,9	39,6	-	720
Cu	mg/kg TS	122	160	112	-	220
Cr	mg/kg TS	49,7	63,8	21,6	-	59000
Cd	mg/kg TS	1,78	1,75	1,09	-	140
Hg	mg/kg TS	16,4	25,5	98,1	6,89	1,6
Ni	mg/kg TS	36,3	43,2	23	-	840
Zn	mg/kg TS	284	331	178	-	4500
TBT-kation	µg/kg TS	69	234	128	-	100
PCDD/F	TEQ (ng/kg)	1666	3212	10948		500

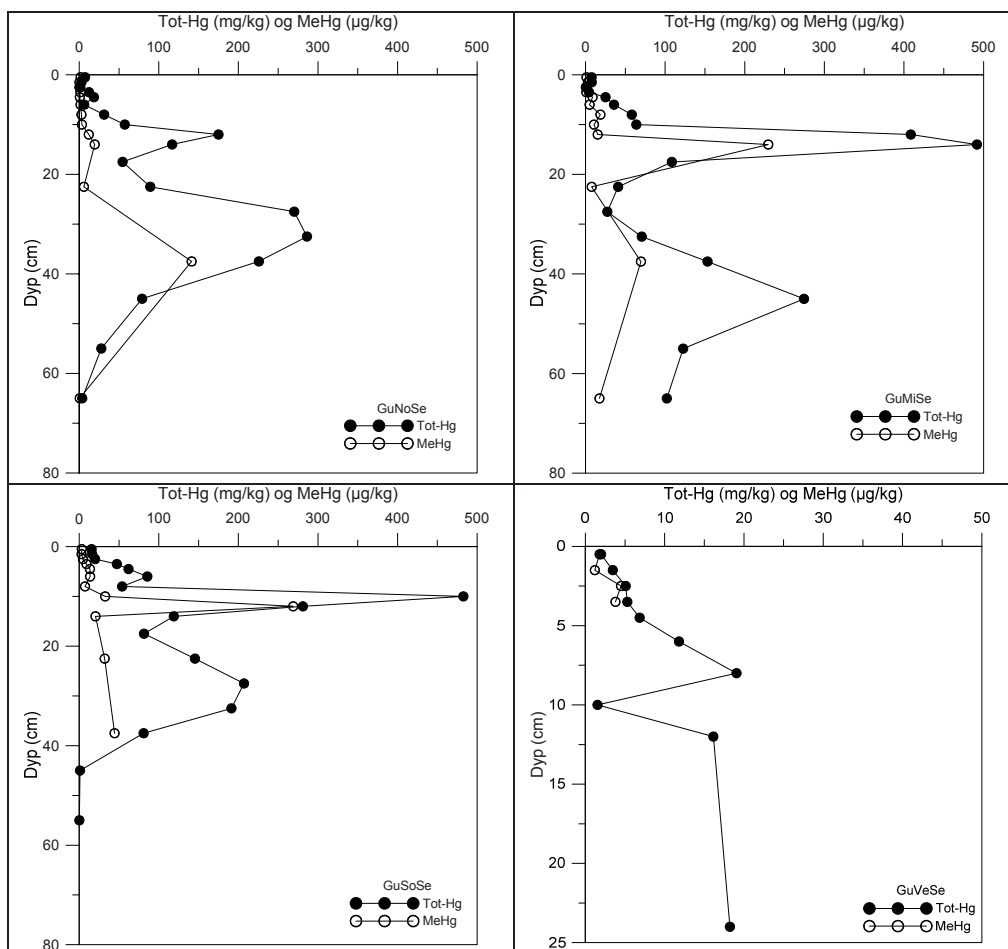
Tabell 11. Innhold av PAHer i overflateprøvene av sediment (0-10 cm) fra tre stasjoner i Gunneklevfjorden. Konsentrasjoner er i $\mu\text{g kg}^{-1}$ TS. Fargekodene viser klassifiseringen i henhold til Miljødirektoratets veileder for klassifisering (Miljødirektoratet, 2008).

	Konsentrasjon i sediment 0 – 10 cm, $\mu\text{g kg}^{-1}$ TS			Klasse IV/V
	GuNoSe	GuMiSe	GuSeSe	
Naftalen	103	290	167	2000
Acenaftylen	<10	13	14	850
Acenaften	31	29	33	3600
Fluoren	62	99	184	5100
Fenantren	227	402	586	2300
Antracen	81	103	64	1000
Fluoranten	728	863	439	2600
Pyren	646	826	368	5600
Benso(a) antracen	370	447	102	900
Krysen	414	612	202	560
Benso(b) fluoranten	715	954	133	4900
Benso(k) fluoranten	385	597	80	4800
Benso(a)pyren	375	539	81	4200
Dibenso(ah) antracen	92	147	14	12000
Benso(ghi) perylen	454	779	90	310
Indeno(123cd) pyren	378	598	57	700
PAH-16	5061	7298	2614	20000



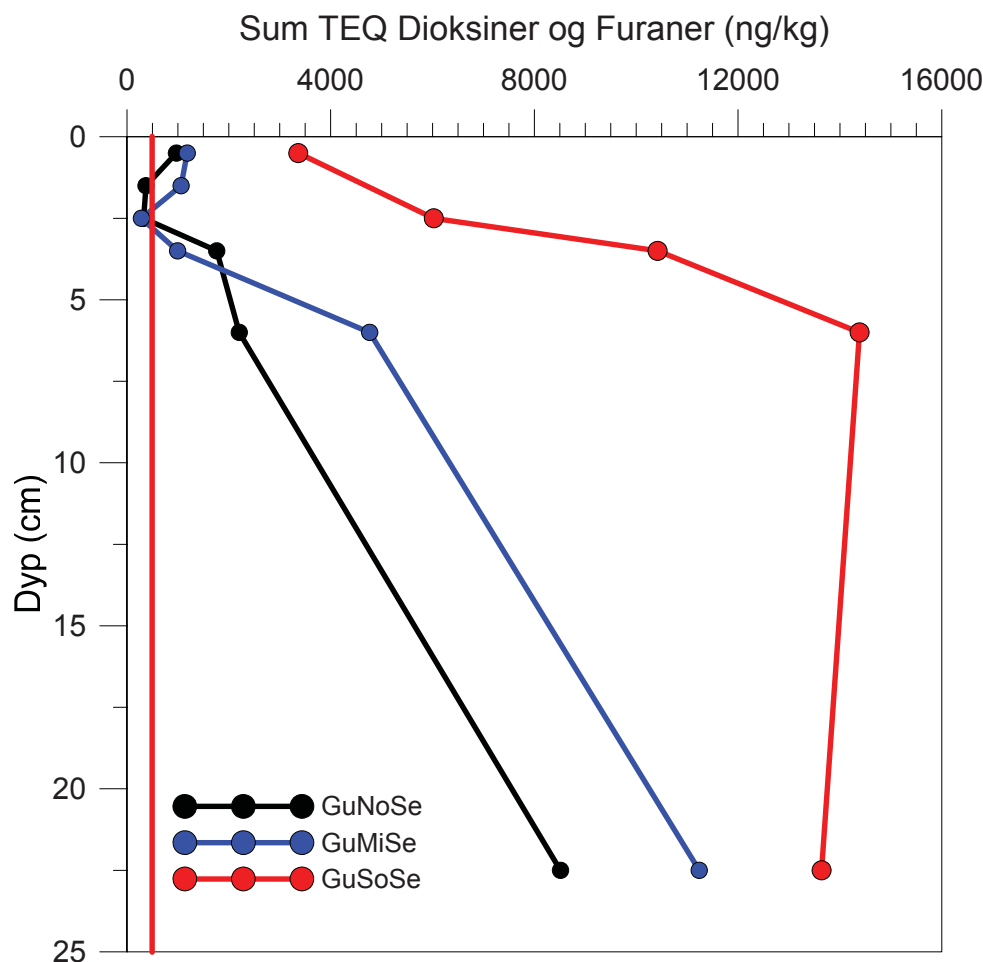
Figur 13. Stasjoner for innsamling av sedimentprøver i 2013 og 2014, angitt med henholdsvis gul og rød farge i kartet. I 2013 ble det samlet inn kjerneprøver og porevann fra 4 stasjoner. I 2014 ble 0-10 cm sediment samlet inn ved hjelp av grabb fra 9 stasjoner. Kart: Trine Bekkby, NIVA.

Profilene fra de fire kjerneprøvene er vist i Figur 14 og 15 for henholdsvis kvikksølv og dioksiner/furaner. TotHg er svært høy i alle kjernene med maksimumskonsentrasjoner opp mot 500 mg kg^{-1} i GuMiSe og GuSoSe (Figur 14). I disse to stasjonene ligger maksimumskonsentrasjonen 10 – 15 cm under sedimentoverflaten. På GuNoSe er det også en topp i TotHg ca. 10 cm under sedimentoverflaten, men maksimumskonsentrasjonen ligger ved 30 cm. Konsentrasjonene i overflatesedimentet er betydelig lavere enn maksimumskonsentrasjonen. Konsentrasjonene av MeHg i kjernene følger i hovedsak profilen av TotHg, men relativ MeHg (%MeHg) er høyere i sedimentet fra stasjonen innenfor vegetasjonsområdet (GuVeSe) enn i de øvrige.



Figur 14. Resultatet av analyse av TotHg og MeHg i sedimentkjerner fra fire stasjoner i Gunneklevfjorden. Merk at nivåene på stasjonene GuVeSe er vesentlig lavere enn de øvrige stasjonene. GuVeSe er innenfor vegetasjonsområdet. Se Figur 13 for plassering av stasjonene.

Figur 15 viser konsentrasjonsprofilen for dioksiner/furaner (sum TEQ) i sedimentet i Gunneklevfjorden. Også for dioksiner/furaner er konsentrasjonene i sedimentet betydelig høyere 5-10 cm ned i sedimentet enn i overflaten. Dette betyr at det tilføres mindre dioksiner/furaner med de sedimenterende partiklene nå enn det som har vært tilfelle tidligere. Som for kvikksølv tilsvarer konsentrasjonen av dioksiner/furaner likevel tilstandsklasse V i hele kjernen ved alle de tre stasjonene utenfor vegetasjonsområdet, med unntak av ved 2,5 cm i GuNoSe og GuMiSe.



Figur 15. Dioksiner/furaner ng TEQ kg⁻¹ i kjerneprøver av sediment. Rød vertikal linje viser overgang mellom klasse IV og klasse V (Miljødirektoratet, 2008). Stasjonene GuNoSe, GuMiSe og GuSoSe er henholdsvis nord, sentralt og sør i fjorden, se Figur 13 for plassering.

Tabell 12 og 13 viser konsentrasjonene av henholdsvis TotHg og MeHg i porevannet og i sedimentet for de fire stasjonene. Konsentrasjonen av TotHg i porevannet er tilsvarende klasse V i miljødirektoratets klassifiseringssystem for kyst og fjordvann (0,14 µg l⁻¹) og over EUs grenseverdi (EQS 0,07 µg l⁻¹) for alle stasjoner unntatt i vegetasjonsområdet (GuVeSe). Konsentrasjonene av TotHg og MeHg målt i porevannet er dessuten vesentlig høyere (faktor 50 – 300x) enn i vannmassene over (NGI, 2015b). Det er ikke gitt grenseverdier for den biotilgjengelige formen MeHg, men hvis MeHg legges til grunn for sammenligning med grenseverdier for kvikksølv, er alle stasjoner innenfor EUs EQS og i klasse II for norske myndigheters klassifiseringssystem.

Fra porevannskonsentrasjonene (C_{pw}) av TotHg og MeHg og konsentrasjonene i overflatesedimentet (C_{sed}), kan fordelingskoeffisienten (K_d) beregnes med følgende formel:

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

Den beregnede stedsspesifikke fordelingskoeffisientene for fordeling av kvikksølv mellom vannfase og sediment (Tabell 12 og 13) varierer fra logK_d 4,0 til 5,5. Til sammenligning er K_d-verdien som brukes i

risikoveilederen; 100 000 L kg⁻¹ (logKd= 5,0) (Miljødirektoratet, 2012) innenfor det samme verdiområdet som er målt i Gunneklevfjorden.

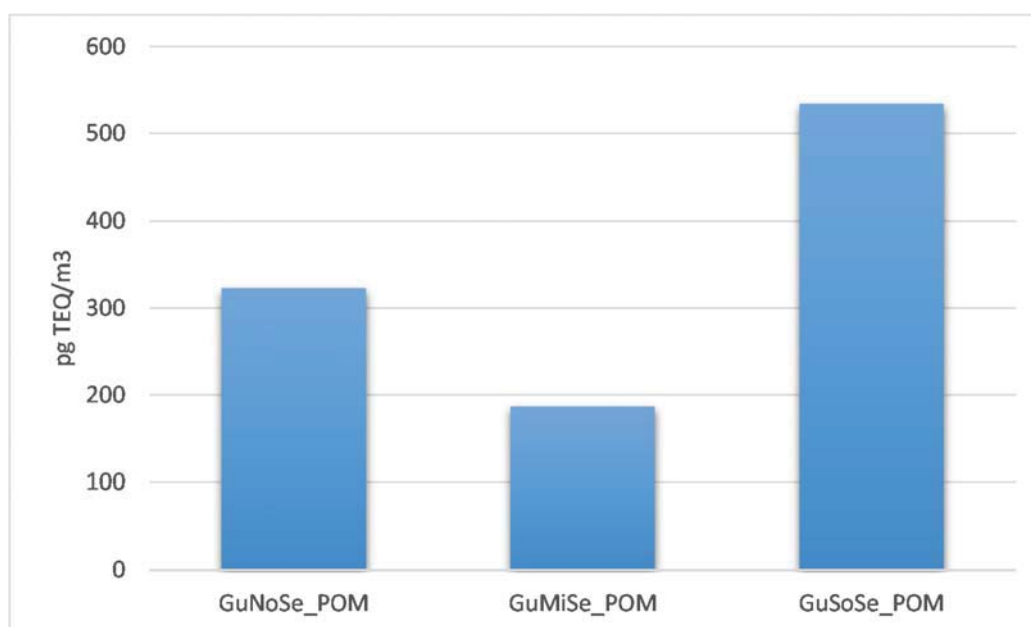
Tabell 12 . Målte konsentrasjoner av TotHg i porevann og i sediment (fra grabbprøve 0 - 10 cm) og beregnet sediment-vannfordelingskoeffisient (Kd).

	TotHg i porevann	TotHg i sediment (0-10 cm)	Kd	Log(Kd)
	µg L ⁻¹	mg kg ⁻¹ TS	(L kg ⁻¹)	
GuNoSe	0,30	16,4	54 700	4,7
GuMiSe	2,46	25,5	10 400	4,0
GuSoSe	0,31	98,1	316 000	5,5
GuVeSe	0,02	6,89	344 500	5,5

Tabell 13. Målte konsentrasjoner av MeHg i porevann og i sediment (vektet gjennomsnitt for 0 - 10 cm fra kjerneprøvene) og beregnet sediment-vannfordelingskoeffisient (Kd).

	MeHg i porevann	MeHg i sediment (0-10 cm)	Kd	Log(Kd)
	ng L ⁻¹	ng kg ⁻¹ TS	(L kg ⁻¹)	
GuNoSe	0,29	1,68	5 790	3,8
GuMiSe	0,51	7,25	14 200	4,2
GuSoSe	0,52	10,80	20 800	4,3
GuVeSe	0,50	8,4	16 800	4,2

Konsentrasjon av fritt løste dioksiner/furaner (186 - 534 pg TEQ m⁻³) er beregnet fra konsentrasjonen i materialet i passive prøvetakere (POM-17) i likevektstester i laboratoriet og vist i Figur 16. Disse konsentrasjonene representerer den biotilgjengelige konsentrasjonen av dioksiner i sedimentet. Konsentrasjonen av dioksiner og furaner i porevannet i Gunneklevfjorden er på samme nivå som det som tidligere er målt i porevannet i sedimentet i Eidangerfjorden (450 pg TEQ/m³) (Cornelissen et al., 2012).



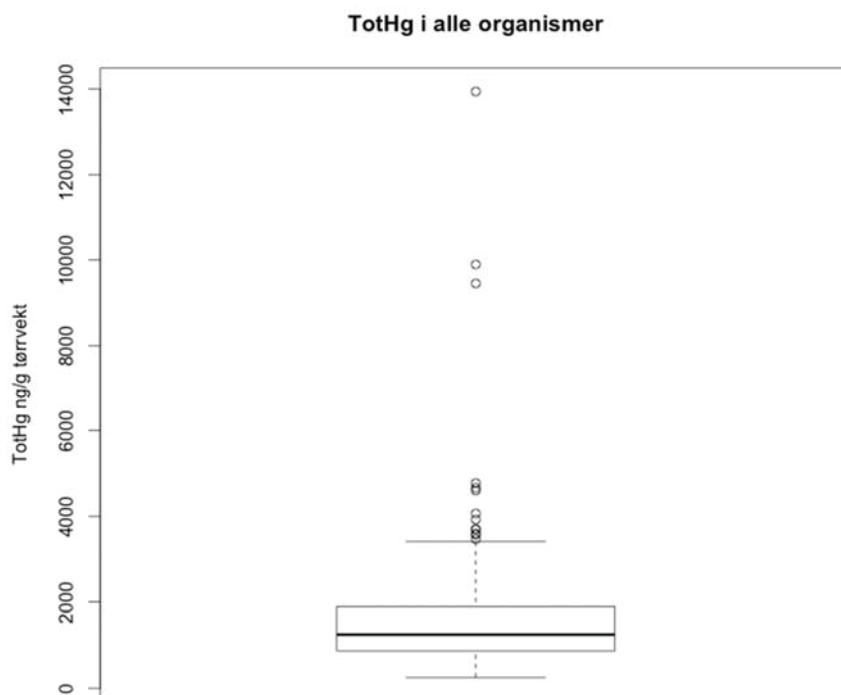
Figur 16. Porevannskonsentrasjoner for fritt løste dioksiner/furaner målt med POM -17 passive prøvetakere i likevektstester i laboratorium. Stasjonene GuNoSe, GuMiSe og GuSoSe er henholdsvis nord, sentralt og sør i fjorden, se Figur 13 for plassering.

3.1.3 Biota

Det er vist bioakkumulering og biomagnifisering i næringsnettet for kvikksølv og en tendens til økning med trofisk nivå hos fisk for klorerte forbindelser. Imidlertid er det målt høyere konsentrasjoner av dioksiner/furaner i bunndyr enn i fisk som er på høyere trofiske nivå. Abbor under 20 cm var alle under EUs grenseverdi for konsum for kvikksølv (generelt $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ våtvekt og for gjedde $1,0 \mu\text{g g}^{-1}$ våtvekt). Av abbor lengre enn 20 cm var flere enn halvparten under konsumgrensen. All gjedde og sørv var også under grenseverdi for konsum, mens skrubbe og ål var over. Sammenligning med nylige studier av abbor i ferskvann i Telemark viser konsentrasjoner i samme størrelsesorden som i Gunneklevfjorden, men direkte sammenligning må gjøres med varsomhet. Konsentrasjonene av dioksiner/furaner i all fisk med unntak av ål er under EUs grense for fisk og fiskerivarer til konsum (4 ng TE kg^{-1} våtvekt). Materialet viser nedgang over tid i konsentrasjoner av kvikksølv, HCB og OCS i fisk i stedege arter som abbor og gjedde. Utviklingen for dioksiner er ikke kjent.

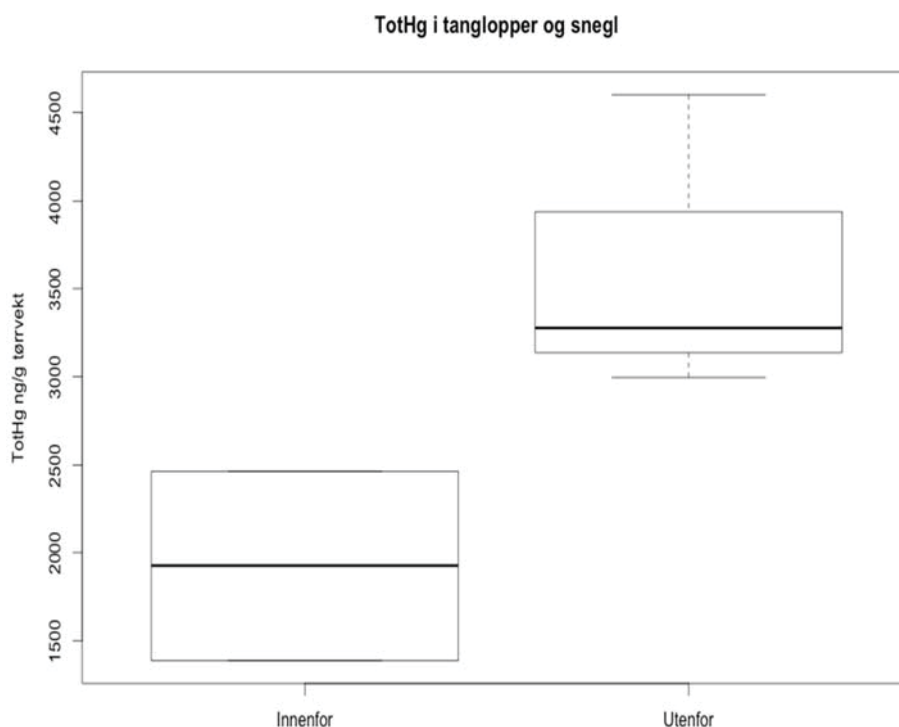
Kvikksølv

Det ble målt konsentrasjoner av TotHg i organismer samlet inn i Gunneklevfjorden i 2013 i området 250 – 14 000 ng g^{-1} tørrvekt (Figur 17). Den aller høyeste verdien ble funnet i en blandprøve av fjærmygglarver. Det er usikkert i hvilken grad denne verdien er preget av organismenes tarminnhold og om det kan forklare den ekstreme verdien.



Figur 17. Konsentrasjon av TotHg (ng g^{-1} TS) i alle organismer av zooplankton, bunndyr og fisk samlet inn i Gunneklevfjorden. 50% av materialet befinner seg i intervallet avgrenset av boksen i figuren.

Bunndyr samlet inn utenfor vegetasjonsområdet hadde betydelig høyere TotHg enn bunndyr samlet inn innenfor vegetasjonsområdet (Figur 18). Gjennomsnittsverdiene var henholdsvis 1926 ng TotHg g⁻¹ og 3625 ng TotHg g⁻¹ innenfor og utenfor vegetasjonen. Dette sammenfaller med at det er observert høyere TotHg i sedimentet utenfor vegetasjonen enn innenfor (Figur 14).



Figur 18. TotHg (ng g⁻¹ tørrvekt) i bunndyr innenfor og utenfor undervannsvegetasjonen i Gunneklevfjorden i 2013.

Det er påvist en generell oppkonsentrering av kvikksølv med økende trofisk nivå i næringsnett (Figur 19). For abbor, der materialet er størst, er det også påvist en sterk signifikant korrelasjon mellom både TotHg og alder ($r=0,769$, $p<0,001$), og mellom TotHg og lengde ($r=0,734$, $p<0,001$) (Figur 20).

Biokonsentrasjonsfaktor (BCF) beskriver forholdet mellom konsentrasjon av miljøgifter i biota og vann.

$$BCF = C_{\text{organisme}} / C_{\text{sediment}}$$

Forbindelser med $BCF > 100$ ansees å være bioakkumulerende og stoffer med $BCF > 500$ ansees å ha et høyt potensiale for bioakkumulering. For kvikksølv er det beregnet BCF (Tabell 14) basert på gjennomsnittlig konsentrasjon av TotHg og MeHg i bunndyr i forhold til TotHg og MeHg i porevann fra 0-10 cm (Tabell 12 og 13), og verdiene for BCF viser sterk indikasjon på bioakkumulering. Det er skilt mellom innenfor og utenfor vegetasjonsområdet, men konsentrasjonen for MeHg i bunndyr er basert på én blandprøve for hele fjorden. Sammenligning mellom BCF for TotHg og MeHg viser at opptak primært skjer i form av MeHg. Materialet gir ikke grunnlag for å vise forskjell i opptak av MeHg utenfor og innenfor vegetasjonsområdet, men siden det er beregnet en høyere BCF for TotHg innenfor vegetasjonen

enn utenfor og det er påvist høyere relativ MeHg innenfor vegetasjonen (kapittel 3.1.2), er det rimelig å anta at opptak av MeHg kan være vesentlig høyere innenfor vegetasjonen.

Tabell 14. Beregnede biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) for kvikksølv basert på gjennomsnittsverdier for bunndyr og porevann i Gunneklevfjorden (Tabell 12 og 13).

Kvikksølv	Utenfor vegetasjon		Innenfor vegetasjon	
	TotHg	MeHg	TotHg	MeHg
Bunndyr (mg kg ⁻¹)	2,92	0,103	1,79	0,103
Porevann (mg L ⁻¹)	0,001	0,0000004	0,00002	0,0000005
BCF	2 920	234 090	89 500	206 000

Trofisk magnifiseringfaktor (TMF) for kvikksølv gir et uttrykk for økningen i konsentrasjon for hvert trofiske nivå i næringskjeden (Lavoie et al., 2013). TMF beregnes på bakgrunn av stigningstallet (b) for regresjonslinjen mellom totalkvikksølv og den stabile isotopen $\delta^{15}\text{N}$ i alle organismer i datagrunnlaget, basert på ligningene :

$$\text{Log}_{10}\text{Hg} = a + \delta^{15}\text{N} \cdot b$$

og

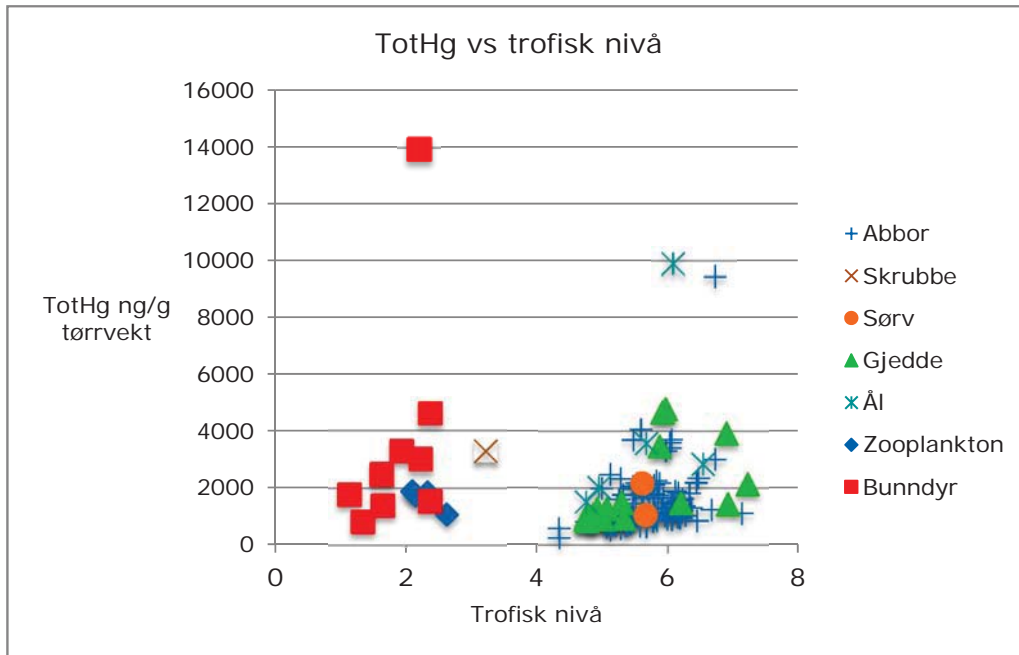
$$\text{TMF} = 10^{(b \cdot 3,4\text{‰})}$$

TMF for kvikksølv i næringskjeden i Gunneklevfjorden ble beregnet til 1,27, dvs en økning i kvikksølvkonsentrasjon på 1,27 for hvert trofiske nivå i næringskjeden.

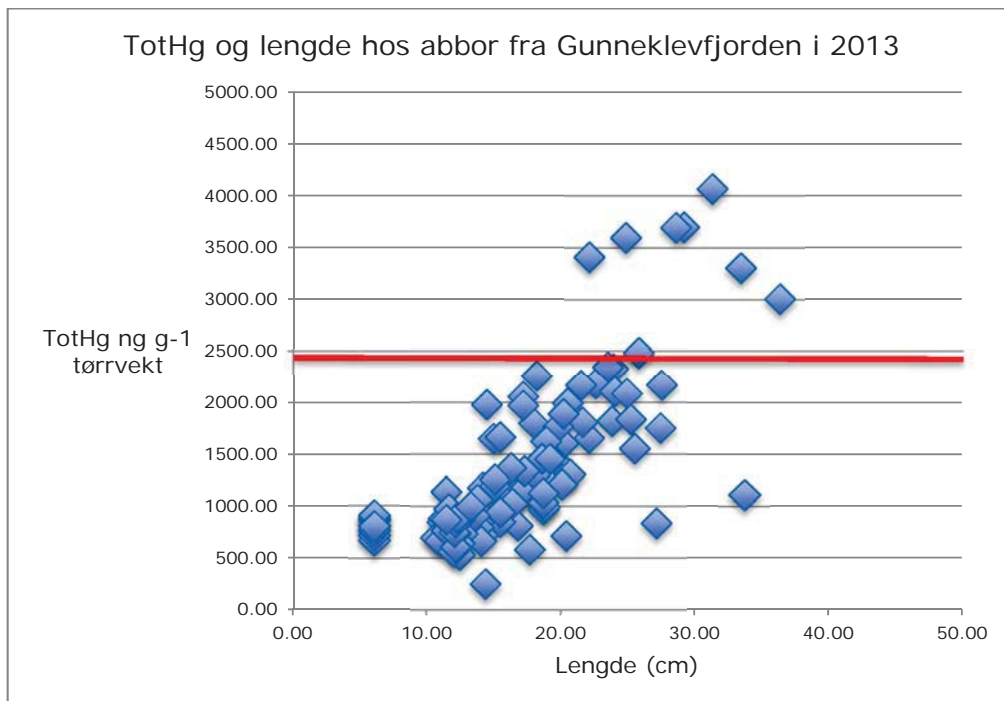
I all fisk samlet ble det målt konsentrasjoner av TotHg i intervallet 0,05 – 2,03 $\mu\text{g g}^{-1}$, her oppgitt i våtvekt for å kunne sammenligne direkte med tidligere undersøkelser. Grenseverdi for TotHg i fisk til konsum er generelt 0,5 $\mu\text{g g}^{-1}$ våtvekt og for gjedde 1,0 $\mu\text{g g}^{-1}$ våtvekt. Ingen av gjeddene var over den spesifikke grenseverdien, men noen av de største var over den generelle. All ål tangerte eller overskred grenseverdien mens skrubbe så vidt tangerte grenseverdien. Sørv og all abbor under 20 cm var under grenseverdien (Figur 20). Av abbor lengre enn 20 cm var flere enn halvparten under grenseverdien for konsum.

I en tidligere undersøkelse (Berge og Knutzen, 1989) var all fisk over grenseverdi for konsum for kvikksølv (0,55 – 1,34 $\mu\text{g/g}$ våtvekt). Abbor rapportert av Berge og Knutzen (1989) var alle mellom 22 og 29 cm og TotHg i blandprøven var 1,34 $\mu\text{g/g}$ våtvekt. For abbor fanget i 2013 i samme lengdegruppe var TotHg i intervallet 0,16-0,68 $\mu\text{g/g}$ våtvekt. For abbor kan det derfor sies å ha vært en betydelig nedgang i TotHg siden undersøkelsen i 1989. Det samme gjelder trolig for gjedde, selv om materialet fra 1989 er begrenset. Verdien i skrubbe og ål har tilsynelatende ikke endret seg.

Nylig undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk fra innsjøer i Telemark (Moreno et al., 2014) har gitt verdier for TotHg i samme størrelsesorden som i Gunneklevfjorden (0,04 - 2,50 $\mu\text{g g}^{-1}$ våtvekt). Sammenligning med tidligere undersøkelser eller undersøkelser fra innsjøer uten industripåvirkning må imidlertid gjøres med forsiktighet, så lenge lengde, alder og trofisk nivå ikke er lagt til grunn for sammenligningen. Ulik biotilgjengelighet og forskjellig opptaksrate i ferskvann i forhold til i brakkvann eller sjøvann, kan være forklaringer på hvorfor fisk i ferskvann, uten direkte industrikilder eller forurenset sediment, har omtrentlig samme kvikksølvbelastning som fisk fra Gunneklevfjorden. Forskjeller i biotilgjengelighet av kvikksølv kan ha flere mulige fysisk-kjemiske forklaringer knyttet til tilførsler fra land, ulik ionestyrke i vannforekomsten eller ulike konsentrasjoner av selen (Se) i vannmassene. For å estimere utvikling i kvikksølvkonsentrasjoner i fisk i Gunneklevfjorden vil det være relevant å kjenne tilstanden til fisk i vannforekomster uten industripåvirkning, og samtidig forstå hvilke faktorer som kan påvirke biotilgjengelighet og opptak i de vannforekomstene som sammenlignes.



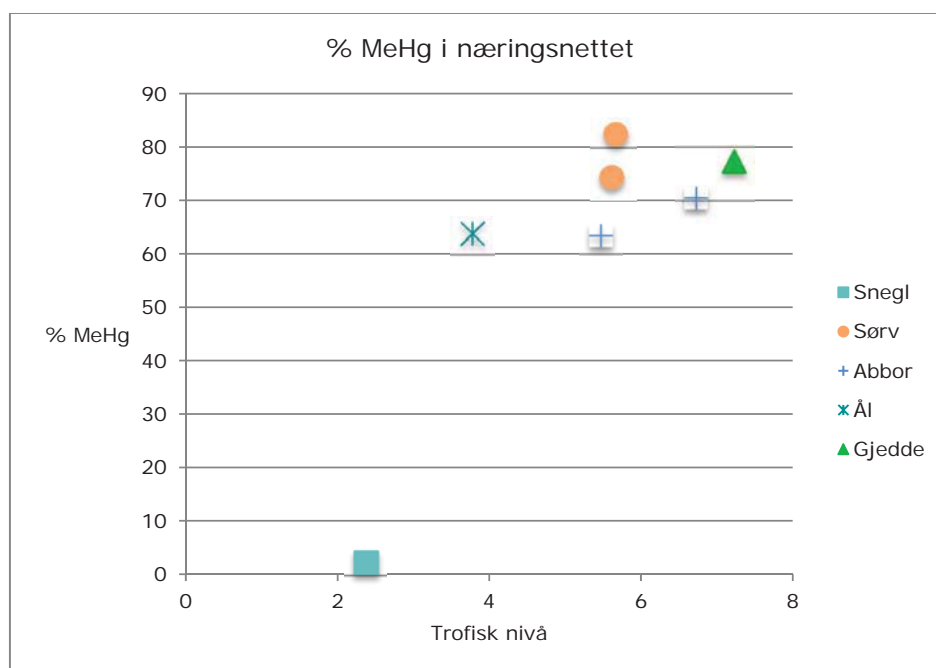
Figur 19. TotHg ng g⁻¹ tørrvekt i organismer fra Gunneklevfjorden sammenlignet med trofisk nivå, basert på analyse av stabile isotoper av C og N.



Figur 20. TotHg ng g⁻¹ tørrvekt i muskelvev fra abbor (*Perca fluviatilis*) i Gunneklevfjorden i 2013, relatert til fiskenes lengde. Korrelasjonen mellom TotHg og lengde er signifikant ($r=0,734$, $p<0,001$). Grenseverdi for konsum (= $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ våtvekt) er angitt ved rød strek. Merk at grenseverdien i figuren er vist i tørrvekt.

MeHg ble analysert i et begrenset utvalg av organismer som dekker spennet av trofiske nivå i det innsamlede materialet (6-7 nivå). MeHg ble funnet å øke med trofisk nivå og de høyeste konsentrasjonene av MeHg ble funnet i individer av toppredatorene ål og abbor. Med alle prøvene inkludert er korrelasjonen mellom MeHg og trofisk nivå relativt svak ($r=0,166$, $p=0,721$) men når de to høyeste verdiene fjernes (ål og én abbor) er korrelasjonen sterk ($r=0,898$, $p=0,038$).

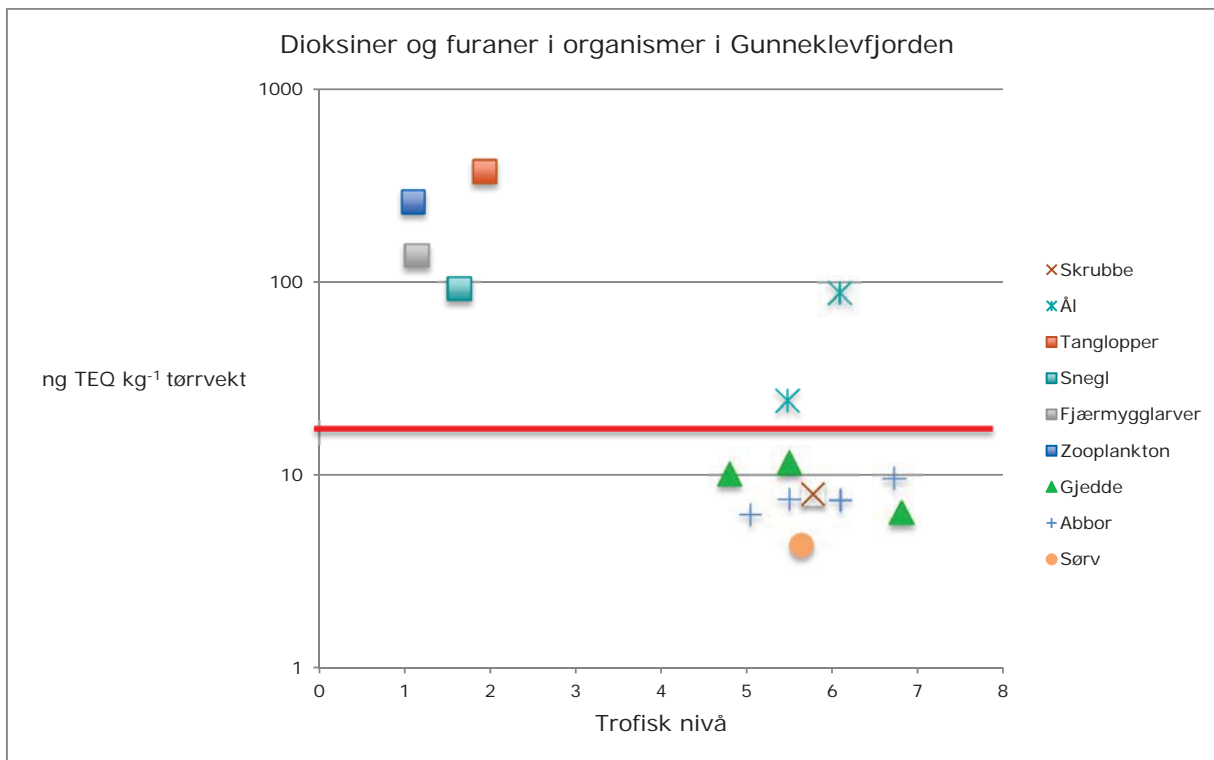
Forholdet mellom TotHg og MeHg, beskrevet som % MeHg, øker typisk med høyere trofisk nivå (Figur 21). I fisk er % MeHg i området 60-85 %, mens den er bare 2,2 % i snegl, som er den eneste gruppen av bunndyr der det er målt MeHg. Det er en sterk korrelasjon mellom trofisk nivå og % MeHg ($r=0,821$, $p=0,023$).



Figur 21. Andel MeHg av THg presentert som % MeHg i utvalgte organismer fra næringsnett i Gunneklevfjorden.

Dioksiner og furaner

Dioksiner/furaner er målt i blandprøver av organismer fra Gunneklevfjorden. Det innsamlede materialet har TEQ i området $0,89 - 18,13 \text{ ng kg}^{-1}$ våtvekt, tilsvarende $4,4 - 24,4 \text{ ng kg}^{-1}$ tørrvekt (Figur 22). De høyeste TEQ-verdiene er funnet på de laveste trofiske nivåene i næringsnett; i bunndyr og i zooplankton. Dette er atypisk i forhold til mange andre undersøkelser som tyder på at klororganiske forbindelser akkumuleres i dyr på toppen av næringskjeden, men i samsvar med resultater fra tidligere undersøkelser i Grenlandsfjordene (Næs et al., 2004). Det kan trolig forklares ved at opptaket av dioksiner ikke er like effektivt som andre fettløselige forbindelser, noe som kan skyldes ekstrem fettløslighet og dermed treg transport gjennom vannholdige medier, f.eks i tarm, og størrelse på molekyler. Det er likevel en tendens til økning i TEQ-verdier med trofisk nivå for fisk, og dette er spesielt tydelig innenfor arten abbor der datagrunnlaget er størst. Konsentrasjonene av dioksiner/furaner er under EUs grense (4 ng TE kg^{-1} våtvekt) for fisk og fiskerivarer for alle fiskearter bortsett fra ål.



Figur 22. Dioksiner og furaner oppgitt som ng TEQ kg⁻¹ tørrvekt i grupper av organismer fra Gunneklevfjorden, sammenlignet med trofisk nivå basert på analyse av stabile isotoper av C og N. Grenseverdi for konsum (= 4 ng kg⁻¹ TEQ våtvekt) er angitt ved rød strek. Merk at grenseverdien i figuren er vist som tørrvekt.

For dioksin er det beregnet BCF basert på gjennomsnittlig TEQ for bunndyr i hele fjorden i forhold til TEQ i porevann basert på POM-17 passive prøvetagere ($0,00035 \pm 0,00018$) (Figur 16). Det er ikke skilt mellom innenfor og utenfor vegetasjonsområdet for dioksin (Tabell 15).

Tabell 15. Beregnede biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) for dioksiner/furaner basert på gjennomsnittsverdier for bunndyr og porevann i Gunneklevfjorden.

Dioksiner/furaner (TEQ)	Hele fjorden
Bunndyr (ng kg ⁻¹)	201,88
Porevann (ng L ⁻¹)	0,00035
BCF	576 800

Heksaklorbensen og oktaklorstyren

Konsentrasjonene av de klorerte forbindelsene heksaklorbensen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) er målt i de samme blandprøvene som dioksiner/furaner. Konsentrasjonene i fisk for HCB og OCS er henholdsvis i området 2,2 – 74,2 ng g⁻¹ og 1,1 – 76,3 ng g⁻¹ våtvekt. De høyeste verdiene er funnet i ål. Tidligere undersøkelser av ål i Gunneklevfjorden har vist konsentrasjoner av HCB og OCS på henholdsvis 21000 og 19000 ng g⁻¹ våtvekt, og for annen villfisk henholdsvis 700 – 900 ng g⁻¹ og 1200 – 5200 ng g⁻¹. (Berge and Knutzen, 1989). Materialet gir grunnlag for å anta en betydelig nedgang over tid i konsentrasjon av de klorerte forbindelsene HCB og OCS i fisk.

3.2 Risikovurdering trinn 1 og 2

Risikovurdering trinn 1-2 er gjennomført i henhold til Miljødirektoratets metodeveileder «Risikovurdering av forurenset sediment» med tilhørende beregningsverktøy. Det ble konstatert overskridelser av grenseverdier i trinn 1. Den samlede konklusjonen fra trinn 2 er at det er identifisert risiko for både spredning, human helse og økologiske effekter. Kvikksølv og HCB ga størst spredningsrisiko mens det er inntak av sjømat fra Gunneklevfjorden som bidrar mest til overskridelse av risiko for human helse. Det er identifisert et behov for gjennomføring av en mer stedsspesifikk vurdering (Trinn 3) spesielt knyttet til utlekking og spredning av miljøgifter. Trinn 3 er presentert i kapittel 3.3.

Risikovurdering er gjennomført i henhold til Miljødirektoratets metodeveileder «Risikovurdering av forurenset sediment» med tilhørende regneark (Miljødirektoratet, 2012). Trinn 1 og 2 av risikovurderingen er presentert i sin helhet i vedlegg A. Trinn 3 er gjennomført basert på data fremskaffet i prosjektet og er presentert i kapittel 3.3.

Datagrunnlaget for risikovurderingen trinn 1 og 2 er sedimentundersøkelser utført i 2007 (Nerland et al., 2007) og innenfor prosjektet i 2013 (NGI, 2015b) og 2014 (Vedlegg A). Datasettet omfatter totalt 35 sedimentprøver og inneholder sedimentparametere og konsentrasjoner av miljøgifter analysert i prøver fra sedimentets topplag (0 - 10 cm). Porevannsprøver ble tatt i flere omganger innenfor prosjektet, og porevannskonsentrasjonene som lå til grunn for risikovurderingen var ufiltrerte og ga dermed noe høyere verdier for kvikksølv enn i senere filtrerte prøver gjengitt i Tabell 12 og 13. Risikovurderingen kan derfor sies å være basert på et konservativt datagrunnlag for porevann.

Stedspesifikke områdeparametere er fastsatt dels på grunnlag av måledata og vurderinger i underlagsprosjektet, og dels på grunnlag av data fra tidligere rapporter (Eek, 2013, Nerland et al., 2007). Sjablongverdier fra risikoveilederen (Miljødirektoratet, 2012) er benyttet der det ikke foreligger annen informasjon eller der disse synes relevante. Vannets oppholdstid samt båttrafikk og sedimentoppvirvling er blant de vesentlige områdeparametere der det er valgt å benytte lokalspesifikke verdier, og omtales derfor spesielt.

Vannets oppholdstid

Tidligere undersøkelser har vist at det foreligger en tydelig sjikting av vannsøylen i Gunneklevfjorden der overflatelaget har en lavere saltholdighet (1,3-1,4 promille) og vesentlig kortere oppholdstid enn bunnvannet (2,5-2,7 promille) (Molvær, 1979, Molvær og Skei, 1981, Nerland et al., 2007). Oppholdstiden er kort (noen dager – en uke) for det ferske overflatelaget, mens bunnvannet har en betydelig lengre oppholdstid (1-3 måneder). Etter en samlet vurdering ble det for denne risikovurderingen besluttet å benytte 0,1 år (1,2 måneder) som generell oppholdstid av vannet i Gunneklevfjorden.

Båttrafikk og sedimentoppvirvling

Sedimentene i Gunneklevfjorden er potensielt utsatt for oppvirvling fra vind og fra båttrafikk. Lav seilingshøyde (2,5 m) under broene i nord og i Herøykanalen i sør begrenser imidlertid størrelsen på fartøy til relativt små fritidsbåter. For denne risikovurderingen er det valgt å ta utgangspunkt i veilederens sjablongverdi for oppvirvling fra småbåttrafikk (150 kg/anløp), og i samråd med Herøya motorbåtforening er antall årlige båtanløp satt til 375. Veilederens sjablongverdi for lengde for båtanløp (120 m) er beholdt siden den sammenfaller godt med manøvreringsområdet for småbåthavnen. Sedimentarealet som er påvirket av oppvirvling fra småbåter er satt til 59 000 m².

3.2.1 Miljøriskovurdering Trinn 1

I miljørisikovurderingens Trinn 1 sammenlignes de målte konsentrasjonene av miljøgifter og økotoxisitetsverdier med etablerte grenseverdier for økologiske effekter ved kronisk eksponering. Spesielt HCB, kvikksølv og benzo(ghi)perylene viser store overskridelser av grenseverdiene i veilederen, mens

overskridelsene for en rekke andre miljøgifter (kobber, de tyngre PAH-forbindelsene og TBT) er mer moderat. Alle sedimentprøvene viste en klar overskridelse (størrelsesorden 2,5 – 1460 ganger) av øvre TEQ grenseverdi for tilstandsklasse II (Miljødirektoratet, 2008).

Resultatene fra DR CALUX toksisitetstest viste en klar overskridelse (33 ganger) av den etablerte grenseverdien for økotoksitet, mens giftighetstesting av porevann med algetest indikerte en mer moderat overskridelse (1,78 ganger).

Overskridelsene i Trinn 1 innebærer at det foreligger en risiko for økologiske effekter som må vurderes nærmere i Trinn 2, og at fjorden ikke kan «friskmeldes».

3.2.2 Miljørisikovurdering Trinn 2A – risiko for spredning

Utlekking av miljøgifter

Utlekking (fluks) av miljøgifter er definert som mengde miljøgifter utlekket per m² sedimentflate per år. Sentrale faktorer for utlekking er diffusjon (F_{diff}), opptak/spredning i organismer (F_{org}) og båt oppvirvling (F_{skip}). I risikoveilederen (Miljødirektoratet, 2012) legges det opp til at man vurderer omfang av utlekking relativt til utlekking fra et tenkt referansesediment, der kontamineringsnivået tilsvarer øvre grenseverdi for tilstandsklasse II. Kvikksølv og HCB ga størst spredningsrisiko, med en årlig utlekking som er henholdsvis 208 og 132 ganger høyere enn referanseverdien.

Årlig transport av miljøgifter ut av Gunneklevfjorden

Det er beregnet årlig transport av miljøgifter (mg år⁻¹ og kg år⁻¹) fra areal med båtgenerert oppvirvling og fra areal uten båtgenerert oppvirvling. Beregningene gir ca. 2 kg år⁻¹ kvikksølv fra det propellpåvirkede sedimentarealet, mens resten av arealet i Gunneklevfjorden er beregnet å bidra med spredning av drøyt 11 kg år⁻¹. De tilsvarende spredningsmengdene for HCB er knappe 1 og 10 kg år⁻¹. Risikoveilederen omfatter ikke målte dioksinkonsentrasjoner i sediment, men basert på sum PCDD/F er spredning av dioksiner forårsaket av propellerrosjon beregnet til 2,9 g TEQ år⁻¹. Dette er basert på sedimentkonsentrasjoner for hele fjorden og er en konservativ tilnærming siden konsentrasjonene i sedimentene i småbåthavnen er lavere enn i de mer sentrale områdene der propellerrosjon synes lite sannsynlig. Til sammenlikning beregnet Bakke og Håvardstun (2012) en samlet spredning av PCDD/F fra sedimentene utenfor kaiene på Herøya på 0,51 g TEQ år⁻¹ forårsaket av skipstrafikk.

Beregning av den relative betydningen av diffusjon, organismer og båtgenerert oppvirvling for spredning av ulike miljøgifter (ikke dioksiner/furaner), viser at oppvirvling har stor betydning for metallene og tyngre PAHer, mens diffusjon har stor betydning for TBT, lettere PAHer og flere av metallene. Transport via næringskjeden har stor betydning for PAH generelt samt for HCB.

3.2.3 Miljøriskovurdering Trinn 2B – risiko for human helse

I delvurdering 2B inngår beregning av risiko for human helse, eksempelvis ved havnevirksomhet, rekreasjon og fangst av sjømat. Den viktigste eksponeringsveien til mennesker er normalt via konsum av fisk og skalldyr, men inntak av og kontakt med sediment og vann kan ha betydning i områder hvor det forekommer mye rekreasjonsaktiviteter som soling og bading. Opptaksproblematikken for miljøgifter til mennesker uttrykkes som et samlet livslangt inntak av det angitte stoffet i mg kg⁻¹ kroppsvekt dag⁻¹. Inntaket sammenliknes gjerne med grenseverdien for tolerabelt daglig inntak satt av Mattilsynet, og sedimentets bidrag settes til maksimalt 10 % av samlet tolerabelt inntak. Benzo(a)pyren er den miljøgiften som viser høyest risiko, fulgt av kvikksølv og TBT.

Det er inntak av sjømat fra Gunneklevfjorden som bidrar mest til overskridelse av risiko for human helse generelt, mens for metallene krom og kadmium utgjør oralt inntak av sediment også et visst risikobidrag.

3.2.4 Miljøriskovurdering Trinn 2C - Risiko for effekter på økosystemet

Risiko for sedimentlevende organismer er basert på resultatene fra Trinn 1 inklusive tokstestene og målte eller beregnede miljøgiftkonsentrasjoner i porevannet, sammenholdt med grenseverdier for effekter av miljøgifter i sjøvann (Miljødirektoratet, 2008). Risiko for organismer i vannmassene over sedimentet vurderes ut fra beregnede vannkonsentrasjoner forårsaket av utlekking sammenholdt med de samme grenseverdiene som for porevann. Som grunnlag for risikovurderingen ble det benyttet målte konsentrasjoner av kvikksølv i ufiltrert porevann, som gir høyere verdier enn presentert i Tabell 12.

I risikovurderingen kommer en rekke miljøgifter ut høyere enn grenseverdien. TBT er den miljøgiften som gir høyest risiko for økosystemeffekter, fulgt av kvikksølv, HCB, benzo(ghi)perylene og kobber. Med unntak av TBT der risiko innledningsvis ble vurdert som lav, er dette sammenfallende med vurderingen i Trinn 1. Dette skyldes at grenseverdien for TBT ikke er basert på toksisitet slik som for de andre miljøgiftene, men satt mye høyere ut fra et pragmatisk forvaltningshensyn (forklart i risikoveilederen TA-2802/2011).

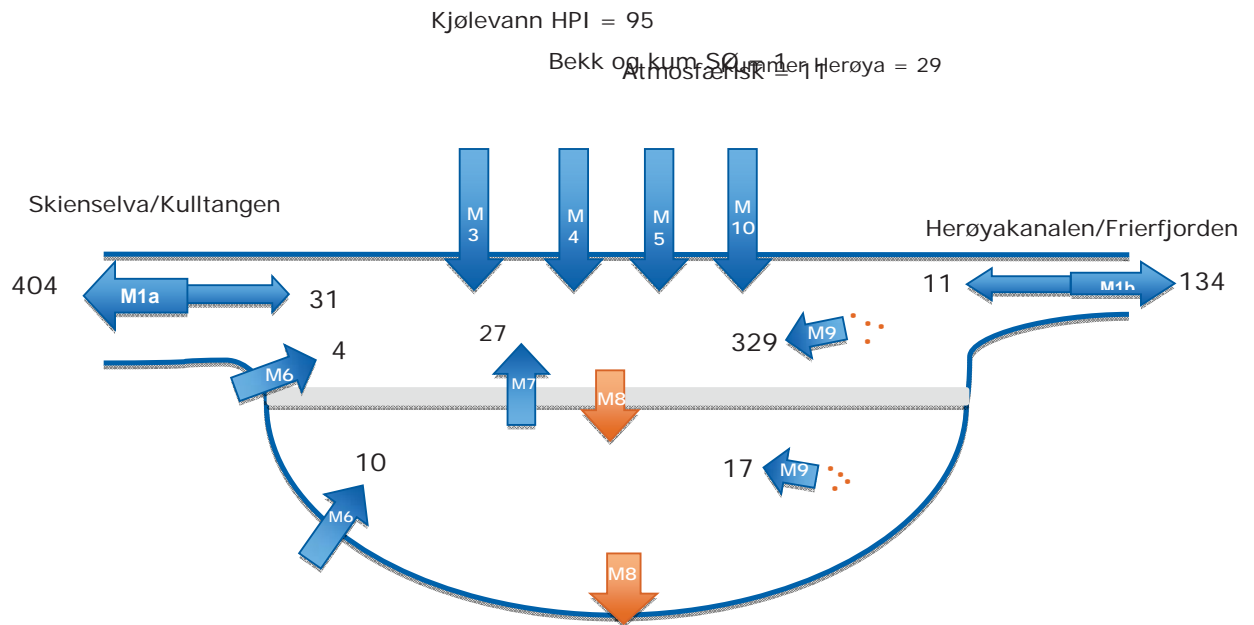
3.3 Risikovurdering trinn 3/Beregning av massebalanse

Massebalanser for total kvikksølv (løst og suspendert), dioksiner/furaner (PCDD/F som TEQ), heksaklorbensen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) er utarbeidet for vannmassene i Gunneklevfjorden. Massebalansene viste at konsentrasjonene i vannmassene i fjorden kunne forklares ved målt utlekking fra sedimentene, estimerte tilførsler fra andre kjente kilder og en differanse som ble antatt å representere utløsning fra suspenderte partikler dominert av resuspenderte sedimenter. På dette grunnlaget viste massebalansene at sedimentene var kilde til 35-97 % av transporten av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra Gunneklevfjorden til områdene utenfor. Årlig transport av dioksiner fra Gunneklevfjorden til Skienselva og Frierfjorden ble estimert til 68 mg PCDD/F TEQ som tilsvarte 6,8% av tidligere beregnet transport over Brevikterskelen til det ytre fjordområdet. Den beregnede eksporten av både dioksiner og kvikksølv var i størrelsesorden 10x lavere enn i 1988,

3.3.1 Massebalanse for kvikksølv

Netto eksport av kvikksølv til området utenfor er estimert til 0,5 kg år⁻¹. Eksporten av kvikksølv til Skienselva og Frierfjorden ble beregnet fra vannutskiftingen og konsentrasjonsforskjeller i innstrømmende og utstrømmende vann i overflatelaget. Denne eksporten ble funnet å være vesentlig større enn de kvantifiserte tilførslene til overflatelaget. Differansen ble antatt å representere løst og suspendert materiale med lav synkehastighet som tilføres hovedsakelig ved oppvirvling av sedimenter i grunne områder (resuspensjon).

Det omfattende datasettet på kvikksølv gir et godt grunnlag for å modellere og kvantifisere de ulike tilførslene og transportveiene i fjordsystemet (Figur 23).



Figur 23. Massebalanse for kvikksølv i Gunneklevfjorden i 2014. Alle verdier for oppløst TotHg og TotHg bundet til partikler med liten synkehastighet (M9), er i g år⁻¹. Grå linje markerer skille mellom dypvann og overflatelag (3,5 m). M8 er sedimentasjon av TotHg bundet til partikler. Utløsning fra disse partiklene kan utgjøre et viktig bidrag til M9 i tillegg til resuspensjon. Fluksene Mx er forklart i Figur 10 og Tabell 16, og de angitte verdiene tilsvarer de typiske tilførsene til overflatelaget beskrevet i Tabell 17. Netto eksport av kvikksølv til områder utenfor fremkommer som differansen i utstrømmende og innstrømmende vann ved begge åpninger, totalt beregnet til ca. 0,5 kg år⁻¹ (Tabell 18).

Dypvannet

Modellen for dypvannet ble basert på at tilførselen av Hg er dominert av utlekking (M_{6d}) fra sedimentarealet under 3,5 m dyp (V_d) og et bidrag fra partikler i dypvannet (M_{9d}). Dette bidraget kan være løst eller suspendert materiale med liten synkehastighet, og som bidrar til TotHg ved analyser av ufiltrerte vannprøver. M_{9d} kan også uttrykkes $R_d V_d$ der R_d er volumspesifikk tilførsel. Disse tilførslene balanseres ved vannutvekslingen mellom dypvannet og overflatelaget slik at

$$\text{Ligning 1: } M_7 = F \cdot A \cdot t + R_d \cdot V_d.$$

Transporten av kvikksølv fra dypvannet er en funksjon av oppholdstiden (τ) og konsentrasjonsforskjellen, $\Delta C (= C_d - C_s)$ og det kan vises at

$$\text{Ligning 2: } \Delta C = F \cdot A \cdot \tau / V_d + R_d \cdot \tau$$

der V_d er volumet av dypvannet. Hvis R_d settes til 0,04 $\mu\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ga denne ligningen en oppholdstid på 50 dager ved lave estimater for fluks fra sedimentet og konsentrasjonsforskjellen mellom dypvann og overflatelag ($F = 0,008 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, $\Delta C = 2,2 \mu\text{g m}^{-3}$). Tilsvarende ga høye estimater for F (0,134 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) og ΔC (5,7 $\mu\text{g m}^{-3}$) en oppholdstid på 56 dager. Den antatte verdien for R_d gir dermed god overenstemmelse mellom målt utlekking fra sedimentene og observerte vannkonsentrasjoner i Gunneklevfjorden innenfor normal oppholdstid på 30-60 dager anslått i Vedlegg C (Molvær, 2015).

Fluksen fra sedimentene alene ($R_d=0$) ville ved oppholdstid på 60 dager og typisk fluks gitt ΔC ca. $2 \mu\text{g m}^{-3}$. Tilførselen fra suspenderte partikler var derfor av vesentlig betydning for å balansere massetransportene i dyplaget.

Overflatelaget

Eksporten av kvikksølv fra Gunneklevfjorden til Skienselva og Frierfjorden er sterkt avhengig av de antagelsene som gjøres med hensyn til innblandingen av kjølevannsutslippet og det innstrømmende tidevannet før utstrømming gjennom passasjene til det ytre området. For tidevannet er det anbefalt å bruke en innblandingsfaktor på 0,4 (Molvær, 2015) dvs at 40% av det innstrømmende tidevannet transporteres tilbake på fallende vannstand uten innblanding med andre vannmasser i fjorden. 60% antas fullstendig blandet med overflatelaget før utstrømming. For kjølevannet finnes det få holdepunkter for faktisk innblanding, men det ble antatt fullstendig innblanding, dvs $f=0$ for dette utslippet. Transporten fra Gunneklevfjorden til Skienselva og Frierfjorden kunne da beregnes fra:

$$\text{Ligning 3: } M_{\text{ut}} = Q_1 \cdot f \cdot C_r + Q_1 \cdot (1-f) \cdot C_s + Q_{\text{hpi}} \cdot C_s$$

der

- f = fraksjon av innstrømmende vann som ikke blandes inn i overflatelaget
- Q_1 = volumet av innstrømmende tidevann
- C_r = konsentrasjon i ytre område (Skienselva og Frierfjorden)
- C_s = konsentrasjonen i overflatelag
- Q_{hpi} = tilførsel kjølevann

Det første leddet i ligningen over er eksport fra Gunneklevfjorden via den fraksjonen av tidevannet som strømmer ut uten innblanding. Fordi konsentrasjonen i det innstrømmende vannet er lav utgjør dette leddet en liten del av total eksport. For $f=0,4$ utgjorde dette leddet 17 g Hg år^{-1} . Det andre og tredje leddet i Ligning 3 bidrar med omtrent like mye, dvs hhv 241 g år^{-1} drevet av tidevannet og 277 g år^{-1} drevet av kjølevannsutslippet. Uten kjølevannsutslippet viste modellen en total reduksjon av eksporten på 189 g år^{-1} (35%). I realiteten ville en eventuell omlegging sannsynligvis bety mindre fordi konsentrasjonen i kjølevannet er lavere enn konsentrasjonen i overflatelaget slik at C_s sannsynligvis ville øke etter en slik omlegging.

Tilførslene til overflatelaget er nærmere omtalt i kapittel 2.7 og oppsummert i Tabell 17. Sammenlignet med summen av tilførsler fra 7 kjente kilder på $169\text{-}259 \text{ g Hg år}^{-1}$ manglet $121\text{-}454 \text{ g}$ for å oppnå god overenstemmelse mellom tilførsler og tap fra overflatelaget. På samme måte som for dypvannet ble det antatt at tilførsler fra suspenderte partikler kunne forklare denne differansen. En slik tilførsel (R_o) på $0,14\text{-}0,54 \mu\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ble derfor lagt til for å balansere budsjettet. Påvirkningen på sedimentene fra propellstrømmer, flomvann og vindgenerert strøm og bølger vil naturlig nok være større i grunne områder enn i dypet. Massebalansen her indikerer størrelsesorden $10x$.

Netto eksport av kvikksølv er beregnet til $0,5 \text{ kg kvikksølv pr. år}$ (Tabell 18). Hovedkonklusjonen i disse beregningene er at ca. halvparten av spredningen fremkommer som en differanse i massebalansen. Dersom denne differansen i hovedsak skyldes resuspensjon av sedimenter, er kvikksølvlagrene i sedimentene (både grunne og dype) kilden til ca. $2/3$ av netto spredning fra Gunneklevfjorden til områdene utenfor.

Diskusjon

Modellen fungerte godt i forhold til å forklare alle identifiserte tilførsler og konsentrasjonene av kvikksølv målt i vannprøvene fra området. Disse er uten unntak målt som konsentrasjoner av TotHg og omfatter både ekte løste fraksjoner og partikkelbundne fraksjoner med lav synkehastighet.

Modellen forklarte imidlertid ikke partikkeltransporten (M_8) til sedimentene på $240\text{-}547 \text{ g Hg år}^{-1}$. Partikler tilføres overflatelaget fra Skienselva og fra avrenning av overflatevann under snøsmelting og kraftig regnvær. Partikler kan også genereres internt ved biologisk aktivitet og kjemisk felling i frie

vannmasser og ved resuspensjon av partikler i grunne områder, f.eks. ved bølgelag og propelloppvirvling. Beregninger basert på risikoveilederen har vist at propelloppvirvling alene kan generere ca. 2 kg TotHg pr anløp, løst eller bundet på partikkelfraksjoner $<2 \mu\text{m}$ (Vedlegg A).

I tillegg til spredning fra propelloppvirvlingen er det i trinn 2 av risikovurderingen beregnet en spredning ved diffusjon og opptak i sedimentlevende organismer på 11 kg Hg år^{-1} (Vedlegg A). Opptaket i organismer utgjorde en ubetydelig del av dette og den beregnede utlekkingen skulle derfor være direkte sammenlignbar med målt utlekking i bokskjerneprovne. Risikoveilederens estimerer er imidlertid ca. 200x større enn målt utlekking. Dersom 13 kg Hg skulle spres ut av fjorden måtte vi, i henhold til vår modell, observerte konsentrasjoner (C_s) på 150 ng Hg l^{-1} i fjordens overflatelag (årgjennomsnitt), noe som er i størrelsesorden 50x mer enn det vi faktisk målte.

Noe av forklaringen på dette kan ligge i at risikoveilederens beregninger er basert på blandprøver av de øverste 10 cm av sedimentene, og at konsentrasjonen av kvikksølv og klororganiske forbindelser øker sterkt med økende dyp. Konsentrasjonen av TotHg i de øvre 10 cm var $16\text{-}98 \text{ mg kg}^{-1}$ (NGI, 2015b) som er 10-100 x større enn konsentrasjonene i materialet som i dag finnes suspendert i fjordens vannmasser og sedimentenes topplag og som vil være styrende for den utlekkingen som måles eksperimentelt i bokskjerner med uforstyrret lagdeling.

Molvær (1989) målte vannkonsentrasjoner på $20\text{-}60 \text{ ng l}^{-1}$ (typisk $25\text{-}35 \text{ ng l}^{-1}$) i Gunneklevfjorden og beregnet en eksport til området utenfor på $6\text{-}9 \text{ kg Hg år}^{-1}$. Sammenlignet med våre målinger var konsentrasjonene 2-20x større i 1988 enn i dag og eksporten til området utenfor 10-20x større enn våre estimerer. Dette indikerer at det har skjedd en naturlig forbedring i fjorden som i løpet av de siste 25 årene har gitt i størrelsesorden 10x redusert spredning av Hg til områdene utenfor.

Risikoveilederen er, og skal være, et konservativt regneverktøy som ikke skal underestimere risikoen. Slike føringer er ikke lagt til grunn for vår modell som derfor ansees å gi mer realistiske estimerer for den normale transporten av kvikksølv internt i fjorden og mellom fjorden og områdene utenfor. Det er imidlertid viktig å påpeke at denne massebalansen forutsetter at sedimentene ligger i ro slik de normalt gjør i dette området. Episodiske hendelser knyttet til ekstremvær og flomsituasjoner fanges ikke opp i datagrunnlaget. I tillegg kan det forekomme inngrep som oppankring, utlegging av moringer, fiske med redskaper som berører bunnen, kabelutlegging, utfyllinger, mudring eller annen fysisk påvirkning som kan forstyrre lagdelingen i de ekstremt bløte sedimentene. Slike inngrep kan gi betydelig resuspensjon og økt spredning fra større eller mindre deler av sedimentarealet.

Tabell 16. Arealer, volumer, målte flukser fra sediment til vannmasse og konsentrasjoner av TotHg i vannprøver innsamlet i 2013-2015. Bidraget fra suspenderte partikler er optimalisert for balansering av modellen.

Parameter	n	lav	typisk	høy	enhet	
A_0	Areal kote 0	-	-	760 000	-	m^2
$A_{3,5}$	Areal kote -3,5	-	-	550 000	-	m^2
V_s	Volum overflatelag	-	-	2 310 000	-	m^3
V_d	Volum dypvann	-	-	1 190 000	-	m^3
Q_1	Tidevann inn	-	-	290 000	-	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$
Q_{hpi}	Kjølevann HPI	-	-	200 000	-	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$
Q_{dr}	Kum og bekk NØ	-	-	3 500	-	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$
τ	Oppholdstid dypvann	-	7-21	30-90	-	d
f	Fraksjon ubl. tidevann	-	-	0,40	-	-
F	Fluks fra sediment	24	0,008	0,048	0,134	$\mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
R_d	Fra susp. part. dypvann	-	-	0,04	-	$\mu\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$

R _o	Fra susp. part. overflate	-	0,14	0,39	0,54	µg m ⁻³ d ⁻¹
C _r	Skjenselva og kanalen	4	0,67	0,70	0,74	µg m ⁻³
C _{hpi}	Kjølevann HPI	2	1,51	1,60	1,69	µg m ⁻³
C _s	Overflatelag <3,5	42	2,29	4,10	5,38	µg m ⁻³
C _d	Dyplag >3,5	22	4,53	7,25	11,04	µg m ⁻³
ΔC	C _d -C _s	12	2,09	3,52	6,85	µg m ⁻³
C _{dr}	Kum og bekk NØ	4	0,78	0,89	0,96	µg m ⁻³
C _{bl}	Blankprøve	1	-	0,3	-	µg m ⁻³

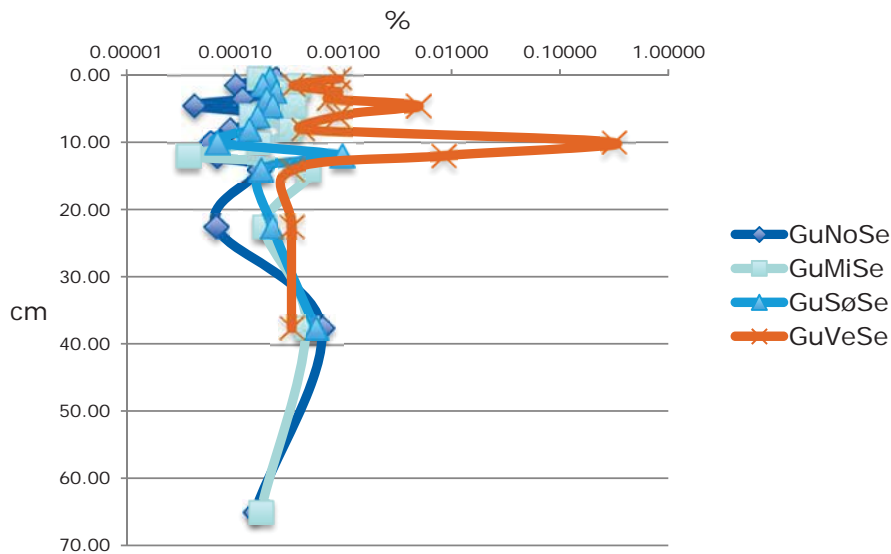
Tabell 17. Tilførsler av kvikksølv til overflatelaget i Gunneklevfjorden (g år⁻¹). M6 og M9 til vann under 3,5 m er ikke inkludert i oversikten; disse er ivaretatt ved M7, tilførsler fra dypvannet

		lav	typisk/median	høy
M1	Tidevann inn	39	42	47
M3	HPI Kjølevann Yara	88	95	101
M4	Drenering SØ	0,6	0,7	0,8
M5	Atmosfærisk	5	11,4	15
M6	Fra sediment grunnere enn 3,5 m	0,6	3,7	10,3
M7	Tilførsler fra dypvannet	19	27	44
M9	Resuspensjon	121	329	454
M10	Drenering Herøya	17	29	41
M _{inn}	Sum tilførsler	290	536	713

3.3.2 Risiko relatert til opptak av MeHg

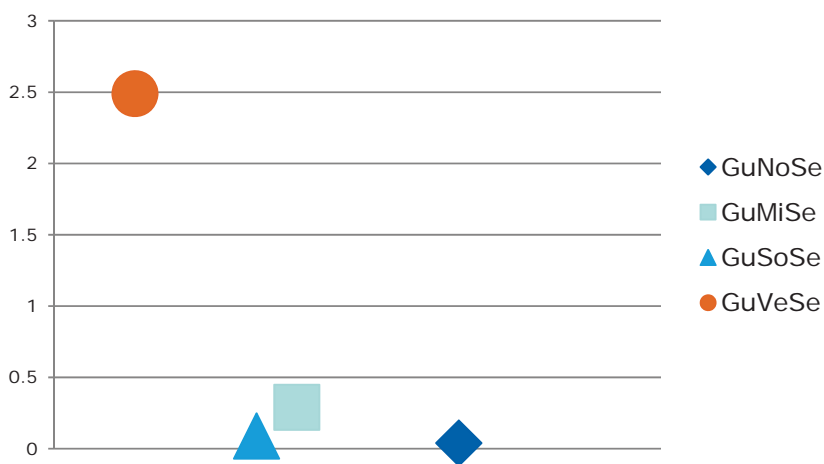
Risiko for mennesker og miljø som følge av kvikksølvforurenset sediment er i hovedsak knyttet til omdanningen av Hg(II) til MeHg og opptak av MeHg. Det foreligger imidlertid ingen grenseverdier for MeHg i sediment og Miljødirektoratets risikovurderingsverktøy omfatter kun TotHg. Prosessene for omdanning til MeHg er kompliserte og til dels mangelfullt kartlagt, noe som også er presisert i en nylig rapport til Miljødirektoratet vedrørende MeHg i sediment (DNV-GL, 2014). Faktorer som kan være styrende for den bakterielle metyleringen av kvikksølv er antatt å være bl.a. tilgang på organisk materiale, redoks-forhold i sedimentet, forekomst av sulfidkomplekser og temperatur. Det er antatt at forholdene i undervannsvegetasjonen i Gunneklevfjorden stimulerer dannelsen av MeHg i større grad enn i områder uten vegetasjon (Schaanning et al., 2014a). Dette reflekteres ved høyere relativ MeHg (% MeHg av TotHg) i sediment og i porevann i vegetasjonsområdet enn utenfor (Figur 24 og 25).

% MeHg i sedimentkjerner



Figur 24. Relativ MeHg (% MeHg av TotHg) i sedimentkjerner fra fire stasjoner i Gunneklevfjorden. GuVeSe er innenfor vegetasjonsområdet, se Figur 13 for plassering av stasjoner. De øvrige stasjonene ligger lenger nord og sentralt i fjorden, utenfor vegetasjonsområdet.

% MeHg i porevann



Figur 25. Relativ MeHg (% MeHg av TotHg) i porevann fra fire stasjoner i Gunneklevfjorden. GuVeSe er innenfor vegetasjonsområdet, se Figur 13 for plassering. De øvrige stasjonene ligger lengre nord og sentralt i fjorden, utenfor vegetasjonsområdet.

I risikovurderingen legges konsentrasjonen av TotHg i sedimentet og/eller porevannet til grunn for vurdering av risiko for effekt på økosystemet, uten at det er tatt hensyn til biotilgjengelighet av kvikksølv, tilstedeværelse eller oppholdstid av organismer. Undersøkelsene i dette prosjektet indikerer at biodiversitet og tilstedeværelse av organismer er betydelig større i vegetasjonsområdet enn utenfor, og at området utgjør det viktigste habitatet for de biologiske ressursene i fjorden. Sammen med høyere metyleringsrate

og høyere biokonsentrasjonsfaktor (BCF) for TotHg i vegetasjonsområdet enn utenfor, er det rimelig å anta at vegetasjonsområdet har større relativ betydning for human helse og effekter på økosystemet enn områder med lavere biologisk verdi, lavere relativ MeHg og hvor det er beregnet lavere BCF.

3.3.3 Massebalanse for klororganiske forbindelser

Netto eksport av dioksiner/furaner fra Gunneklevfjorden til området utenfor er estimert til 68 mg år⁻¹. Dette er mindre enn 10 % av tidligere beregnet transport over terskelen ved Brevik.

Eksporten av HCB og OCS er estimert til 0,018 kg år⁻¹. I perioden etter 1988 ble dioksinutslippene først redusert og etter hvert opphørte de. Utlekking av dioksiner/furaner fra tidligere sedimentert materiale er redusert i størrelsesorden 10x som følge av naturlig tildekking på grunn av sedimentasjon av reinere materiale.

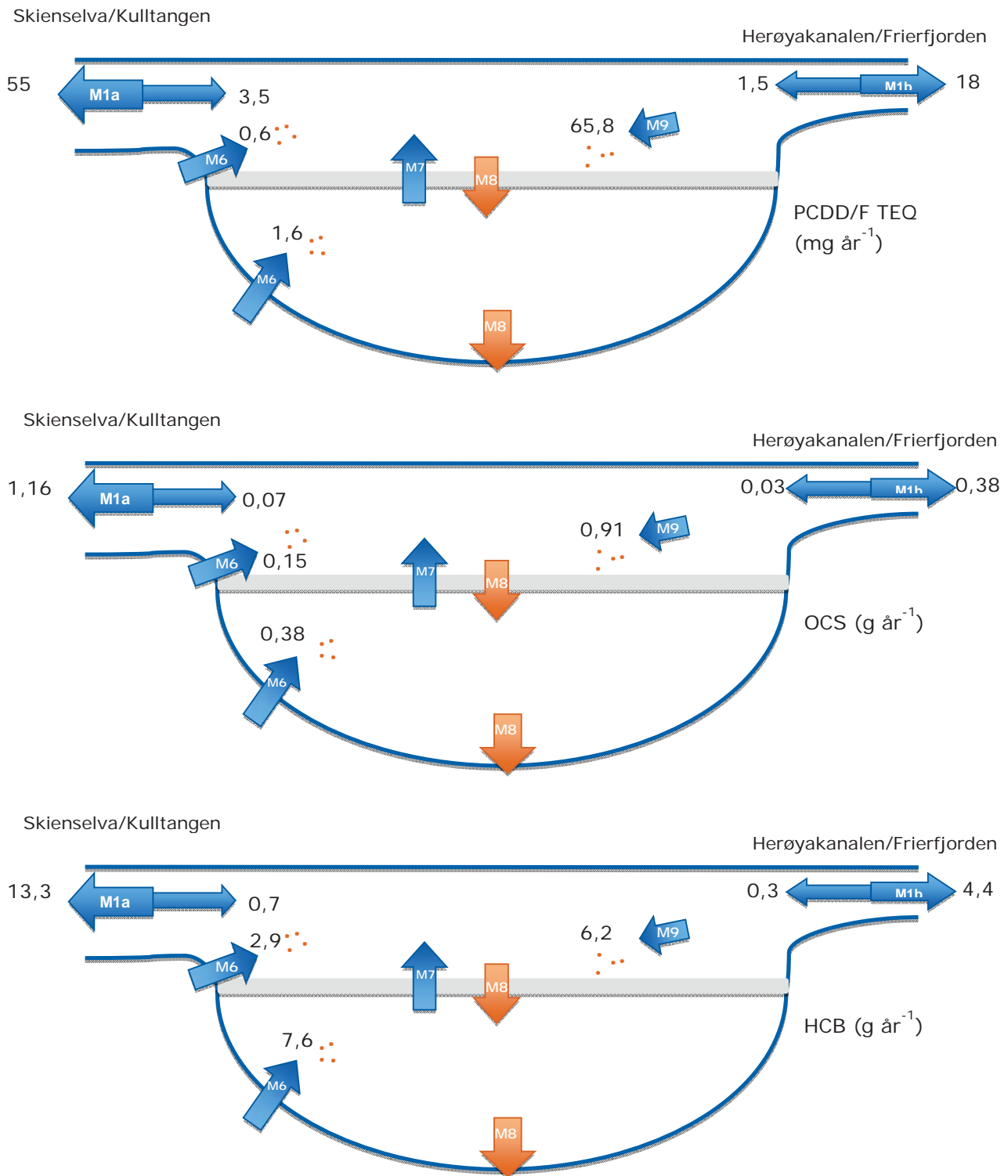
Massebalanser for de klororganiske forbindelsene dioksiner (PCDD/F TEQ), heksaklorbensen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) ble utarbeidet på grunnlag av tilgjengelige data, som var noe begrenset sammenlignet med kvikksølv, men etter samme konseptuell modell (Figur 10). Ligning 2 (kap. 3.3.1) anvendt for dioksiner viste at typisk utlekking på 0,008 ng m⁻² d⁻¹ PCDD/F TEQ (Tabell 9) ga en forventet konsentrasjonsøkning mellom 0,1 og 0,5 pg l⁻¹ ved 20-90 dager oppholdstid. Dette var en størrelsesorden mer enn det som ble målt i vannsøylen (0,02 pg l⁻¹, Figur 12). Både utlekking og konsentrasjon i vannsøylen ble målt ved opptak på passive prøvetakere som gir ekte løst konsentrasjon. Dersom fluksen fra sedimentet tas opp på partikler i vannsøylen burde partiklene i dypvannet inneholde mer dioksiner enn partiklene nærmere overflaten. En slik antagelse stemmer godt med observasjonene av partikkelassosierte dioksiner som økte fra 0,52 i 1 m dyp til 0,99 pg l⁻¹ i 5 m dyp (Tabell 7). Ved å legge inn en negativ R_d (resuspensjonskoeffisient) på 0,0037 pg L⁻¹ d⁻¹ ble median-fluksen fra sedimentene under 3,5 m dyp balansert med opptak til partikler i dypvannet.

Eksporten av dioksiner (PCDD/F TEQ) ble beregnet med Ligning 3 (kap.3.3.1) der C_S = 0,52 pg l⁻¹, C_r = 0,048 pg l⁻¹ (1/4 Frierfjorden og 3/4 Skienselva) og C_{hpi} = 0 (ikke målt). Som for Hg ble det i denne beregningen antatt f = 0,4. Dette ga en årlig eksport av dioksiner på 73 mg til området utenfor. Korrigert for tilførslene via innstrømmende tidevann var netto eksport til Skienselva og Frierfjorden 68 mg PCDD/F TEQ.

Utlekking av frie fraksjoner fra sedimentene kunne bare forklare en liten del av denne eksporten (0,8-8,3 mg). Det antas derfor at resuspensjon fra sedimentene, på samme måte som for Hg, utgjør den viktigste kilden til dioksinene bundet til suspendert materiale ekstrahert fra vannmassene ved *in situ* filtrering. For kvikksølv var i tillegg til resuspensjon fra sedimentene, kjølevannet fra Yara Porsgrunn en betydelig kilde. Vi har ikke målinger av dioksiner i utslippet fra Yara eller fra noen andre aktuelle kilder på land, men med de partikkelmengdene som ifølge risikoveilederen trinn 2 kan virvles opp (2 900 mg år⁻¹ PCDDF/TEQ) er det ikke usannsynlig at en tilstrekkelig stor fraksjon av disse er assosiert med partikler med så liten synkehastighet at de i hydrodynamisk sammenheng oppfører seg som løste forbindelser.

For HCB og OCS kan det gjøres tilsvarende resonneringer som for dioksiner. Ligning 2 ga da en R_d på -18 pg L⁻¹ d⁻¹ for HCB og -0,9 pg L⁻¹ d⁻¹ for OCS. Ligning 3 ga en årlig eksport fra Gunneklevfjorden til Skienselva og Frierfjorden på 1,5 g OCS (netto 1,4 g) og 18 g HCB (netto 17 g). Målt utlekking fra sedimentene utgjorde for OCS 34% og for HCB 59% av netto eksport til områdene utenfor. Massebalanse for Hg og de klororganiske forbindelsene er oppsummert i Figur 23 og 26a-c og transport ut av Gunneklevfjorden er vist i Tabell 18.

Utlekking av HCB + OCS fra sedimentene var 42x lavere enn utlekkingen målt av (Skei et al., 1989). Det ble den gang ikke skilt mellom HCB og OCS, og det ble ikke gjort analyser av dioksiner. Dette var nokså likt reduksjonen i utlekking av Hg (48x) og kan med rimelighet tilskrives den naturlige overdekkingen ved sedimentasjon av reinere materiale. Konsentrasjonene i vannmassene og eksporten ut av fjorden var redusert med ca. 10x for kvikksølv. Konsentrasjonen av HCB og OCS ble ikke målt i vannmassene i 1988, men eksporten ble estimert til 20 kg som er ca. 1500x større enn dagens eksport på 0,014 kg.



Figur 26a-c. Massebalanse for klororganiske forbindelser i Gunneklevfjorden. Fluksene M_x er forklart i Figur 10. Netto eksport til områder utenfor fremkommer som differansen i utstrømmende og innstrømmende vann.

Tabell 18. Bidrag fra suspenderte partikler og andre kilder til netto eksport av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra Gunneklevfjorden til områdene utenfor.

	Målt utlekking fra sediment	Andre identifiserte kilder	Utløsning fra suspenderte partikler	Netto eksport via vannutskifting
Hg (g år ⁻¹)	14,0 (3%)	136	346,0 (70%)	496
HCB (g år ⁻¹)	10,5 (59%)	0	6,2 (35%)	17,70
OCS (g år ⁻¹)	0,53 (34%)	0	0,91 (59%)	1,54
Dioksin (mg år ⁻¹)	2,2 (3%)	0	65,8 (97%)	68,00

Eksporten av 68 mg år⁻¹ PCDD/F fra Gunneklevfjorden til Skienselva og Frierfjorden tilsvarte 6,8% av beregnet transport på 1 g fra Frierfjorden til fjordene utenfor over terskelen ved Brevik (Næs et al., 2009). I rapporten fra Solbergstrandforsøkene (Schaanning et al., 2014a) ble det vist at utlekkingen fra sedimentene i Gunneklevfjorden utgjorde 6,9 % av utlekkingen fra sedimentene innenfor Breviksterskelen (29,9 mg fra Frierfjorden + 2,2 mg fra Gunneklevfjorden). Denne proporsjonaliteten synes å bekrefte at sedimentene er en dominerende kilde til spredning av dioksiner: Dersom det suspenderte materialet vi måler i vannmassene i hovedsak skyldes oppvirvling fra sedimentene er det ikke så urimelig å forvente en proporsjonalitet mellom utlekking av løste fraksjoner når sedimentene ligger i ro og utlekking ved resuspensjon. Dersom eksporten fra fjorden samtidig er dominert av utlekking ved resuspensjon forventes en proporsjonalitet mellom utlekking av løst dioksin og eksport av dioksiner bundet til suspendert materiale. Utlekking av dioksiner fra sedimentene i Gunneklevfjorden på 2,2 mg utgjorde 3,2% av eksporten på 68 mg til områdene utenfor. Tilsvarende utgjorde utlekkingen av 32,1 mg fra sedimentene i Frierfjorden og Gunneklevfjorden , 3,2% av transporten på 1g over Breviksterskelen.

Disse tallene indikerer at eksporten av dioksiner fra Gunneklevfjorden til Frierfjorden (og fra Frierfjorden til Ytre Grenland) er kontrollert av utlekking og resuspensjon av sedimenter, og at bidraget fra sedimentene i Gunneklevfjorden utgjør mindre enn 10% av transporten over Breviksterskelen.

Konklusjoner basert på massebalanse- og spredningsberegninger:

- Sedimentasjon av reinere materiale (naturlig restitusjon) har i løpet av de siste 25 år gitt en naturlig forbedring som innebærer 40-50x redusert utlekking (Hg, HCB og OCS) fra sedimentene.
- Naturlig restitusjon er også viktigste årsak til ca. 10x redusert eksport av Hg fra Gunneklevfjorden til Skienselva og Frierfjorden.
- Spredning av dioksiner/furaner fra Gunneklevfjorden til områdene utenfor skyldes i all hovedsak bidrag fra suspenderte partikler og utlekking fra sedimentene.
- Spredningen av dioksiner/furaner fra Gunneklevfjorden bidrar med i underkant av 10% av total transport over Breviksterskelen.

4. Miljømål

Forslag til langsiktige forvaltningsmål for Gunneklevfjorden er basert på vedtatt reguleringsplan, pålegg om tiltaksplan fra Miljødirektoratet og føringer gitt gjennom nasjonale, regionale og lokale forvaltningsvedtak. De foreslåtte miljømålene er 1) Vannmiljøet i Gunneklevfjorden skal bedres; 2) Livet i Gunneklevfjorden skal bedres; 3) Sedimentene i Gunneklev skal ikke representere noen risiko for human helse ved den bruk som er beskrevet i reguleringsplanen; 4) Gunneklevfjorden skal ikke representere en kilde til transport av kvikksølv eller dioksiner/furaner til utenforliggende fjordområder slik at tilstanden forverres eller pågående naturlig forbedring forsinkes.

I følge Miljødirektorat skal alle tiltaksplaner omfatte miljømål og tiltaksmål som beskriver den miljø- og helsemessige tilstand som man ønsker å oppnå i området. Tiltaksmål må være kontrollerbare og knyttet direkte til forventet resultat av tiltaket og gjennomføringen. Pålegget om utarbeidelse av tiltaksplan for Gunneklevfjorden oppgir som formål for tiltak å redusere risiko for at forurensning i Gunneklevfjorden medfører fare for spredning av miljøgifter, og for helse og miljø. Dette innebærer at tiltak ikke må bidra til en forverring av forurensningssituasjonen i sjøbunnen eller i biota, selv om det ofte kan forventes en forbigående forverring i form av økt spredning av forurensning i forbindelse med tiltaksgjennomføring.

I pålegget henvises det i tillegg til vannforskriftens mål for vannområdet. Gunneklevfjorden omfattes av Regional plan for vannforvaltning i vannregion Vest-Viken 2016-2021, innenfor vannområde Skien – Grenlandsfjordene. Vannforskriften setter generelt krav om god økologisk og kjemisk tilstand, definert ved konkrete kvalitetselementer. Tilstanden skal ikke forverres over tid. Gunneklevfjorden er i forslaget til regional forvaltningsplan imidlertid foreslått som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), noe som innebærer at kravet om forbedring er justert til godt økologisk potensiale i stedet for god økologisk tilstand. I forslaget til forvaltningsplan er det foreslått utsettelse av tidsfrist for måloppnåelse til 2033. Med referanse til vannforskriften er det derfor lagt til grunn at Godt økologisk potensiale innen 2033 vil være et gjeldende overordnet miljømål for Gunneklevfjorden. For kjemisk tilstand er det ingen gradering av tilstand, men noen lokaliteter kan være i fare for å ikke oppnå miljømålet. I forslaget til forvaltningsplan gjelder dette for Gunneklevfjorden. God kjemisk tilstand er, inntil revisjon av grenseverdier (EQS) for sediment gjøres gjeldende, sammenfallende med øvre grense for tilstandsklasse II i henhold til Miljødirektoratets Klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment 97:03, med revisjon TA 2229/2007. Miljødirektoratet har imidlertid åpnet for et lavere ambisjonsnivå enn klasse II under gitte forutsetning, slik som klasse III i områder der tilførsler fra landbaserte kilder ikke er stoppet, eventuelt der risikovurdering trinn 3 er gjennomført, opptak av miljøgifter i organismer viser små effekter og områdets økologiske tilstand for øvrig er god (Miljødirektoratet, 2015b). Det foreslås derfor at et alternativt langsiktig miljømål for Gunneklevfjorden kan være å redusere biotilgjengelighet av miljøgifter, dersom klasse II i sedimentet ikke kan oppnås.

Reguleringsbestemmelser gitt i reguleringsplanen for utfylling i Gunneklevfjorden, vedtatt i 2008, presiserer at utfyllingsarbeid skal utføres slik at spredning til omgivelsene hindres. Målet er sammenfallende med Miljødirektoratets uttalte mål om reduksjon i risiko for at forurensningen medfører fare for spredning av miljøgifter. Rekkefølgebestemmelser i reguleringsplanen krever dessuten tiltak mot forurenset sediment, uten at det er presisert noe miljømål for tiltaksgjennomføring. Videre gis det føringer for gjennomføring av tiltak ved at det skal tas hensyn til at Gunneklevfjorden skal tilrettelegges for allment friluftsliv.

Langsiktige nasjonale forvaltningsmål er gitt i Stortingsmeldingene nr.12 (2001-2002) og nr.14 (2006-2007) og i Miljødirektoratets Veileder for håndtering av forurenset sediment M-350 (Miljødirektoratet, 2015b). På generelt grunnlag setter dessuten Naturmangfoldloven krav om å bevare biologisk mangfold. En

oversikt over de nevnte overordnede miljømålene er vist i Tabell 19, og forslag til miljømål tilpasset til Gunneklevfjorden er vist i Tabell 20. Forslag til miljømål for Gunneklevfjorden er utviklet i samarbeid med oppdragsgiver. I Tabell 20 er det også gitt en vurdering av hvor langt man med dagens status er fra miljømålene.

Tabell 19. Miljømål på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå.

Generelle overordnede miljømål	Referanse
Hindre spredning fra såkalte høyriskoområder	St.meld. 12 (2001-2002)
Miljøgifter ut av sirkulasjon	St. meld. nr. 14 (2006-2007)
Hindre opptak av miljøgifter	St. meld. nr. 14 (2006-2007)
Gjenskape en ren sjøbunn	St. meld. nr. 14 (2006-2007)
Kunne spise sjømat uten begrensninger	St. meld. nr. 14 (2006-2007)
Bevare biologisk mangfold	Naturmangfoldloven
Godt økologisk potensiale	Vannforskriften
God kjemisk tilstand (kl II i sediment)	Vannforskriften
Alternativt kl III i sediment	Håndteringsveilederen (Miljødirektoratet, 2015b)
God kjemisk tilstand (kl II evt kl III) med åpning for lavere ambisjonsnivå ved lav risiko og ubetydelig effekter av miljøgifter i biota	Risikoveilederen (Miljødirektoratet, 2012)
God kjemisk tilstand (kl II) og godt økologisk potensiale	Forslag til forvaltningsplan Vest-Viken (Vannregion Vest-Viken, 2015)
Hindre spredning av forurensning (ved utfylling)	Reguleringsplan Gunneklevfjorden (Porsgrunn kommune, 2008)
Ta hensyn til at det skal tilrettelegges for allment friluftsliv i sjø (ved utfylling)	Reguleringsplan Gunneklevfjorden (Porsgrunn kommune, 2008)
God miljøtilstand i Skien - Grenlandsfjordene	Pålegg om utarbeidelse av tiltaksplan, (Miljødirektoratet, 2015)
Redusere risiko for at forurensning i Gunneklevfjorden medfører fare for spredning av miljøgifter, og for helse og miljø	Pålegg om utarbeidelse av tiltaksplan, (Miljødirektoratet, 2015)

Tabell 20. Forslag til langsiktige miljømål for Gunneklevfjorden, basert på overordnede miljømål gitt gjennom forvaltningsvedtak. Under status for miljømål er det gitt en vurdering av hvor langt man med dagens situasjon er fra å oppnå miljømålene.

Langsiktige generelle miljømål	Forslag til miljømål for Gunneklevfjorden	Status for miljømål
<ul style="list-style-type: none"> • Gjenskape ren sjøbunn • God kjemisk tilstand • Miljøgifter ut av sirkulasjon 	<p>Vannmiljøet i Gunneklevfjorden skal bedres</p> <p>God kjemisk tilstand i vann , lav biotilgjengelighet og liten spredningsfare foreslås som utfyllende langsiktige mål.</p>	<p>Vannet er under EQS for kvikksølv.</p> <p>Konsentrasjonen av kvikksølv og dioksiner/furaner i overflatesedimentet er redusert over tid men er fortsatt høy; klasse V for sediment og over EQS i porevannet.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Godt økologisk potensiale • Ubetydelig effekter av miljøgifter på biota • Bevare biologisk mangfold 	<p>Livet i Gunneklevfjorden skal bedres</p> <p>Med dette målet forstås at eksisterende naturmangfold skal ivaretas og at tilstanden skal endres fra moderat til godt økologisk potensiale innen fristen gitt i forvaltningsplanen (2033).</p> <p>Godt økologisk potensiale er ikke klart definert, men det legges til grunn at godt potensiale er til stede når effekter på biota er ubetydelige, habitat og biologisk mangfold bevares eller styrkes og det ikke er fysiske/kjemiske begrensninger for dette.</p>	<p>Gunneklevfjorden er klassifisert til moderat økologisk tilstand. Det er potensiale for forbedring i alle områder, muligens med unntak av vegetasjonsområdet.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Hindre opptak av miljøgifter • Ingen overskridelse av grenseverdi for human risiko • Ta hensyn til at det skal tilrettelegges for allment friluftsliv. 	<p>Sedimentene i Gunneklev skal ikke representere noen risiko for human helse ved den bruk som er beskrevet i reguleringsplanen</p> <p>Med dette målet forstås at det skal tas hensyn til allment friluftsliv og rekreasjon, slik som fiske og bading, og at det skal være mulig å utøve slike aktiviteter uten begrensninger eller restriksjoner.</p> <p>Kostholdsråd er også en form for bruksrestriksjon. Mål om reduserte konsentrasjoner i fisk til under</p>	<p>For høye konsentrasjoner i fisk av spise størrelse og kostholdsråd gjelder for fjorden.</p> <p>Risiko for human helse er spesielt knyttet til fiske, men også delvis til inntak av sediment.</p> <p>Utfyllingsprosjektet vil redusere biotilgjengelighet fra ca. 34 % av arealet i fjorden.</p>

	<p>konsumgrense er inkludert i dette miljømålet under forutsetning av at opptak i organismer er styrt primært av biotilgjengelighet av miljøgifter i sedimentet.</p>	
<ul style="list-style-type: none"> • Hindre spredning av forurensning ved utfylling • Miljøgifter ut av sirkulasjon 	<p>Gunneklevfjorden skal ikke representere en kilde til transport av kvikksølv eller dioksiner til utenforliggende fjordområder slik at tilstanden forverres eller pågående naturlig forbedring forsinkes</p> <p>Med dette miljømålet forstås at risiko for spredning av forurensning fra sedimentene i Gunneklevfjorden skal være på et ubetydelig nivå i forhold til tilstanden i fjordområdene utenfor og andre tilførsler til disse områdene.</p>	<p>Spredning ut av fjorden er lav, men med potensiale for ytterligere reduksjon forutsatt at mekanismene for resuspensjon kan identifiseres. Det er lite sannsynlig at dagens spredning ut av fjorden forverrer situasjonen utenfor Gunneklevfjorden.</p> <p>Utfyllingsprosjektet vil bidra til reduksjon i utlekking og resuspensjon fra ca. 34 % av arealet i fjorden.</p>

De langsiktige miljømålene er lagt til grunn i vurderingen av alternative tiltakskonsept i kapittel 5, der det vurderes i hvilken grad forskjellige metoder bidrar til måloppnåelse på sikt. Økosystemtjenester som er omtalt i kapittel 2.4 er ikke knyttet direkte til et langsiktig miljømål. Det er likevel relevant å vurdere i hvilke grad anbefalt tiltakskonsept (kapittel 5.5) opprettholder eller eventuelt styrker økosystemtjenester.

5. Tiltaksvurdering

Vurdering av mulige tiltaksløsninger er basert på den forståelse prosjektet har bygget opp for miljøtilstanden i Gunneklevfjorden og for premissene for gjennomføring av tiltak. Kort oppsummert har følgende erkjennelser som er viktige for gjennomføringen av miljøtiltak framkommet gjennom prosjektet:

- Det legges til grunn at hovedformålet med tiltak i Gunneklevfjorden er å redusere risiko for spredning, human helse og effekter på økosystemet, samt bidra til oppnåelse av de øvrige miljømålene om bedring av vannmiljø og bedring av livet i fjorden.
- Spredning ut av Gunneklevfjorden er estimert til ca. 0,5 kg år⁻¹ kvikksølv og 68 mg år⁻¹ dioksiner/furaner. Transporten av miljøgifter ut av Gunneklevfjorden er vurdert som lav og det er lite trolig at dagens transport forsinker den naturlige forbedringen i fjordene utenfor.
- Utlekking av frie løste forbindelser fra sedimenter som ligger i ro er liten i transportsammenheng.
- De største bidragene til konsentrasjoner i vannmassene, og dermed transport ut, kommer fra suspenderte partikler (partikler i vannmassene) hvorav en vesentlig andel kan skyldes resuspensjon/oppvirvling av forurensede sedimenter. Det høye forurensningsnivået i sedimentene kombinert med svært løs konsistens av sedimentet gjør at resuspensjon/oppvirvling antas å representere en viktig kilde til økte konsentrasjoner i vannmassen. Stikkprøver har

imidlertid vist at kjølevannsutslipp fra Yara Porsgrunn også tilfører noe kvikksølv til Gunneklevfjorden. Det må understrekes at bidraget fra suspenderte partikler til konsentrasjonene i vannmassene fremkommer som en matematisk størrelse som ikke er bekreftet ved målinger og det er derfor usikkerhet både om størrelsen av dette bidraget og hvilke prosesser som ligger bak.

- Høye konsentrasjoner i sedimentet utgjør en økologisk risiko lokalt gjennom opptak i bunndyr, selv om det har vært en betydelig nedgang i konsentrasjonene over tid. Det har også vært en nedgang i konsentrasjoner i fisk, men enkeltverdier av kvikksølv i fisk av spise størrelse er fortsatt så høye at det utgjør en risiko for human helse. Sammenligning med resultater fra ulike undersøkelser av fisk i innsjøer i Telemark uten industrielle kilder viser imidlertid at det er observert tilsvarende høye verdier flere steder, uten at mekanismene bak dette er tilstrekkelig forstått.
- Økosystemet i fjorden omfatter en verdifull undervannseng som er viktig for den biologiske produksjonen i fjorden, i tillegg til at den leverer andre økosystemtjenester. Det er lagt til grunn at det er ønskelig å bevare undervannsenga gjennom en tiltaksgjennomføring.
- De svært bløte sedimentene (76 -93% vanninnhold ned til 40 cm) med lav udrenert skjærstyrke i store deler av hovedbassenget kan bety betydelige utfordringen geotekniske stabilitet ved gjennomføring av tiltak.

I kapittel 5.1 er det presentert resultater fra tiltaksrettede undersøkelser gjennomført i prosjektet. I kapittel 5.2 er det gitt en beskrivelse av konkrete tiltaksmetoder. På generelt grunnlag kan tiltaksløsninger fjerne, isolere eller behandle sedimentet for å hindre eller begrense utlekking, resuspensjon og oppvirvling, og redusere biotilgjengelighet av miljøgifter. Følgende konkrete tiltaksmetoder er beskrevet i kapittel 5.2:

- Mudring og deponering
- Isolerende tildekking
- Behandling med aktivt kull
- Strategier for å redusere biotilgjengelighet av kvikksølv
- In-situ sedimentstabilisering
- Overvåket naturlig restitusjon

Overvåket naturlig restitusjon representerer 0-alternativet.

I kapittel 5.4 er det gjort en samlet vurdering av de forskjellige metodenes egnethet innenfor de ulike delområdene av Gunneklevfjorden. Vurderingen er basert på kriterier som er listet opp nedenfor. Enhetskostnader er forsøkt estimert for tiltaksmetodene men inngår ikke i det faglige vurderingsgrunnlaget for metodenes egnethet.

Gjennomføring

Det er vurdert usikkerhet og risiko forbundet med gjennomføring og effekt av tiltak med den aktuelle metoden. Dette er basert på om metoden må gjennom en betydelig utviklings- og utredningsprosess og hvilken grad av usikkerhet som knytter seg til om tiltaket gir forventet effekt. Tidsperspektivet for gjennomføring er også lagt til grunn.

Primære effekter

Primære effekter beskriver forventet tiltakseffektivitet ved bruk av tiltaksmetoden, tid til måloppnåelse og varighet av tiltakseffekten. Effekter kan være i form av lavere konsentrasjon i sedimentet, redusert utlekking eller redusert biotilgjengelighet av miljøgifter. Primære effekter på biota vil være reduserte konsentrasjoner i organismen.

Sekundære effekter

Sekundære effekter omfatter utilsiktede eller uønskede konsekvenser av tiltaksgjennomføring, slik som risiko for mennesker knyttet til gjennomføring av tiltak, utilsiktet spredning av miljøgifter i forbindelse med tiltak, negative effekter på planter og dyr, på biologisk mangfold, på habitat eller på økosystem.

Bidrag til oppnåelse av miljømål

Bidrag til oppfyllelse av miljømål baseres på forventede primære og sekundære effekter ved anvendelse av metoden, innenfor hvilket tidsperspektiv effekten forventes og varighet av effekten.

Basert på vurderingen er det foreslått tiltaksløsninger som kan være egnet i Gunneklevfjorden i kapittel 5.5.

5.1 Innledende studier av tiltaksløsninger

For å styrke kunnskapsgrunnlaget om tiltaksmetodenes egnethet er det gjennomført flere aktiviteter innenfor prosjektet. Aktivitetene har vært knyttet til effekten av aktivt kull på utlekkingen av kvikksølv og eventuelle sekundære effekter på undervannsvegetasjonen, samt undersøkelser forbundet med stabilitet av de svært vandige sedimentene (Tabell 21). De viktigste resultatene er kort gjengitt nedenfor. For detaljer henvises til de enkelte resultatrapportene.

Tabell 21. Aktiviteter gjennomført innenfor prosjektet i perioden 2013-2015 for å styrke kunnskapsgrunnlaget om egnethet av forskjellige tiltaksmetoder i Gunneklevfjorden.

Aktivitet	Beskrivelse	Referanse
Tildeckingsforsøk med aktivt kull i mesokosmer på Solbergstrand	Effekt av aktivt kull med ulike partikkelstørrelser på utlekking fra sediment og på opptak i bunnlevende organismer (primær effekt). Omfatter Hg, dioksiner, HCB, OCS.	(Schaanning et al., 2014a)
Tildeckingsforsøk med aktivt kull i undervannsvegetasjonen i Gunneklevfjorden	Effekt av ulike tildekkingsmasser på konsentrasjon av TotHg og MeHg i porevann, samt på vekst og dekningsgrad av vegetasjon (sekundær effekt)	(Olsen, 2015)
Stabilitet ved tildekking	Tørrstoff-innhold i sediment, bruddstyrke i sediment og bæreevne ved belastning	(NGI, 2015a)

5.1.1 Primære effekter av tildekking med aktivt kull på utlekking fra sedimentet

Behandling av forurenset sediment fra Gunneklevfjorden med aktivt kull i bokskjerneprøver på Solbergstrand, viste at utlekking av klororganiske forbindelser som ventet ble redusert (Schaanning et al., 2014a). Et viktig funn var at tilsetning av aktivt kull også ga reduksjon i utlekking av kvikksølv. Utlekking etter tilsetning av aktivt kull i pulverform ga 63-79 % reduksjon i utlekking av kvikksølv og dioksiner/furaner, mens behandling med granulat ga generelt noe dårligere effekt; 18-68 %. Resultatet er i overensstemmelse med effektene på biotilgjengelighet av dioksiner tidligere målt på testfeltene i Eidangerfjorden og Ormefjorden (67-91 %) (Schaanning and Allan, 2012). Reduksjon i utlekking etter tilsetning av aktivt kull for TotHg, MeHg, PCDD/F TEQ, OCS og HCB i forhold til kontroll er vist i Tabell 22.

Tabell 22. Effekt av pulverisert og granulert aktivt kull på utlekking av TotHg, MeHg, PCDD/F TEQ, OCS og HCB, vist som % reduksjon i utlekking. Fra Schaanning et al. (2014a).

	TotHg	MeHg	PCDD/F	HCB	OCS
Pulverisert aktivt kull	67	77	64	79	63
Granulert aktivt kull	25	18	48	68	32

5.1.2 Primære effekter av tildekking med aktivt kull på opptak i bunnlevende organismer

Bioakkumulering i børstemark satt ut i bokskjerneprøver av sedimentene fra Gunneklevfjorden viste svært sprikende resultater. Resultatene kan ha blitt påvirket av varierende kondisjon og relativt høy dødelighet av de utsatte børstemarkene, relatert til de uvanlige forholdene for denne organismen d.v.s. lav saltholdighet, mykt sediment, høy pH og høyt innhold av miljøgifter. Det er derfor valgt å se bort fra disse resultatene. Det er imidlertid antatt at reduksjon i konsentrasjon i porevann og biotilgjengelighet vil være direkte proporsjonal med redusert utlekking som følge av tildekking med aktivt kull (kapittel 5.1.1). Med utgangspunkt i biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) for forholdet mellom konsentrasjonen i porevann og i bunndyr (kapittel 3.1.4), kan effekten av redusert utlekking på konsentrasjon i bunndyr estimeres. Dette er lagt til grunn i vurderingen i kapittel 5.3.

5.1.3 Sekundære effekter av tildekking med aktivt kull på undervannsvegetasjonen

Måling av lengdevekst i undervannsplanter etter tildekking i Gunneklevfjorden ga ikke grunnlag for å anta at tildekking med aktivt kull, verken pulver eller granulert, har noen innvirkning (Olsen, 2015). Forsøket ga heller ikke grunnlag for å anta at tildekking med aktivt kull har innvirkning på dekningsgrad av undervannsvegetasjonen.

5.1.4 Stabilitet ved tildekking

Sedimentet i det meste av Gunneklevfjorden er meget bløtt og det oppfører seg i prinsippet som en væske (NGI, 2015a). Det vil derfor ikke kunne belastes direkte med fyllmasser med stor mektighet uten at dette fører til en blanding mellom sediment og tildekkingsmasse eller til utglidning. Forsøk med platebelastning og tildekking viser imidlertid at brudd kan unngås dersom det legges ut tynne lag med tildekkingsmasse over det bløte sedimentet med gjentatte utlegginger over tid. Beregninger av bæreevne basert på målt udrenert skjærstyrke i overflate sedimentet viser at dersom lavest målte skjærstyrke legges til grunn kan det maksimalt legges ut lag på 5 cm om gangen og med tilstrekkelig tid til konsolidering i mellom hvert lag. Det anbefales å gjennomføre en pilottest med tildekking på et område med bløte sedimenter for å verifisere geotekniske beregninger av bæreevne og stabilitet ved slik tildekking.

5.2 Beskrivelse av tiltaksmetoder

Tiltaksmetodene som beskrives for Gunneklevfjorden er vist i Tabell 23. Beskrivelse av tiltaksmetodene tar for seg gjennomføring, tiltakseffektivitet (primære effekter), bidrag til oppnåelse av miljømål, og kostnader. Kostnadene er presentert som estimerte enhetspriser og er basert på priser på gjennomførte prosjekter og budsjettpriser oppgitt av entreprenører. Ytterligere detaljer om hver enkelt tiltaksmetode kan leses i en egen delrapport (NGI, 2015c). Forventede primære og sekundære effekter på biota av de ulike tiltaksmetodene er omtalt i kapittel 5.3.

Tabell 23. Tiltaksmetoder vurdert for forurenset sediment i Gunneklevfjorden.

Tiltaksmetode	Virkemåte
Mudring og deponering	Mudring av forurenset sediment ned til ren sjøbunn og deponering av de mudrede massene i egnet deponi, eventuelt med isolasjonstildekking for å hindre utlekking og spredning fra restforurensning.
Isolasjonstildekking	Isolerende tildekking av de forurensete sedimentene med rene masser, med eller uten stabiliserende tiltak for vannholdige sedimenter.
Aktivt kull (AC)-behandling	Tilsetning av aktivt kull (AC) til overflatesedimentet for å binde kvikksølv og dioksiner/furaner slik at biotilgjengeligheten av disse miljøgiftene reduseres.
Redoksstabilisering (MnO ₂ /NO ₃ ⁻)	Tilsetning av en redoksbuffer (FeOOH, MnO ₂ eller NO ₃) for å hindre dannelse av metylkvikksølv.
In situ stabilisering med sement	Tilsetning av sement til sedimentet for å øke sedimentets fysiske styrke, redusere permeabiliteten og reduserer utlekking av noen miljøgifter.
Overvåket naturlig restitusjon	0-alternativet. Naturlig forbedring skjer som følge av naturlig tildekking av forurenset sediment med renere masser. Utviklingen overvåkes.

5.2.1 Mudring og deponering

Mudring vil kunne gi en ren sjøbunn forutsatt at tiltaket er vellykket men innebærer store utfordringer knyttet til teknisk utførelse, spredning under tiltaket, restforurensning, håndtering av mudrede masser og avvanning av disse. Oppvirvling under mudring er beregnet å gi et bidrag til forurensning og spredning ut av Gunneklevfjorden som gjør at tiltaket først etter 50-250 år gir en netto positiv gevinst. Spredningshindrende tiltak vil kunne begrense transporten ut og redusere tiden det tar før netto gevinst oppnås, men utfordringene synes å være så store at mudring vurderes som en uegnet tiltaksmetode for store arealer i Gunneklevfjorden. Mudring vil kun være aktuelt for å sikre seilingsdyp ved private bryggeanlegg eller i småbåthavnen dersom aktiviteten der opprettholdes.

Mudring benyttes fortrinnsvis der det er vesentlig å opprettholde eller øke seilingsdyp. Som miljøtiltak forutsetter vellykket mudring at all forurensning fjernes, men i praksis har dette vist seg å være vanskelig. Undersøkelser i etterkant av en rekke mudringstiltak har vist at restforurensningen var 5 – 9 % av den totale mengden sedimenter fjernet (Patmont et al., 2014) Gjentatte mudringer og/eller tildekking er ofte nødvendig for å oppnå ønsket effekt av tiltaket. Etter mudring må massene avvannes og deponeres i et godkjent deponi. Ved sugemudring vil det vanligvis være nødvendig å blande inn en betydelig mengde ekstra vann for å gjøre muddermassene mulige å pumpe. I Gunneklevfjorden er massene svært bløte og mengden innblandet vann vil være anslagsvis 2 - 10x *in situ* volum.

Gjennomføring

Mobilisering for tiltaksgjennomføring i Gunneklevfjorden innebærer generelt utfordringer på grunn av smale kanaler med lave broer i begge innganger til fjorden. Det er forutsatt at mobilisering løses uten at det er vurdert hvordan dette kan gjøres. Arealet av Gunneklevfjorden, med fratrett av det planlagte utfyllingsarealet, utgjør ca. 500 000 m² og med mudring av anslagsvis 1 – 2 m sediment gir det potensielt et mudringsvolum på 500 000 – 1 000 000 m³ eller mer. Grabbmudring er ikke å anbefale med de svært bløte sedimentene. Erfaring fra sugemudring i havner tilsier at produksjonshastigheten ved sugemudring kan ligge mellom 500 – 1400 m³ per (NGL, 2015c), som tilsier en gjennomføringstid på 2-3 år. Det vil trolig være behov for gjentatte mudringer og tildekking etter mudring for å håndtere restforurensning, og dette vil forlenge gjennomføringstiden betydelig. Det forventes at mudring vil føre til en forhøyet konsentrasjon av både løst og partikulært kvikksølv og dioksiner/furaner i vannmassene, og at dette uten avbøtende tiltak (f.eks. spuntvegger, siltduker) vil gi økt

transport ut av Gunneklevfjorden. Nøyaktig hvordan slike avbøtende tiltak eventuelt skal utformes er ikke nærmere vurdert fordi mudring uansett ansees som et lite realistisk tiltak.

Det må etableres et eget avvanningsområde, noe som vanligvis krever et betydelig areal. For å redusere transportbehovet bør avvanningsområdet etableres i umiddelbar nærhet til det området som skal mudres. Deponi for farlig avfall på Langøya (NOAH) går mot avslutning og mulighet for mottak av avvannede masser fra Gunneklevfjorden er lite sannsynlig. Alternative deponeringsmuligheter er foreløpig uavklart.

Mudring av de forurensede sedimentene i Gunneklevfjorden vil innebære håndtering av sterkt forurensede masser med risiko for eksponering til personell som jobber på anlegget. Denne risikoen vil måtte vurderes og tas hensyn til ved utarbeidelse av HMS-plan for et slikt prosjekt.

Tiltakseffektivitet (primære effekter)

Hensikten med mudring vil være å fjerne forurensningen som er lagret i sedimentet. Dersom mudringen gjennomføres etter intensjonen, forventes det god effekt av tiltaket og ingen risiko for spredning fra sedimentene etter gjennomført tiltak. Imidlertid må det forventes en betydelig eksponering og spredning under gjennomføringen. Dette skyldes i hovedsak oppvirvling og søl under mudring, eksponering av dypereliggende sedimentlag med høye konsentrasjoner og utslipp av forurenset vann fra avvanningsprosessen (Palermo and Hayes, 2014). Både spredningsrisiko og økotoksikologisk risiko vil øke som følge av mudring og avvanning, dersom avvanningen foregår i umiddelbar nærhet til Gunneklevfjorden.

Det er satt opp to estimater for oppvirvling og utlekking under mudring, men det må understrekes at det er betydelige usikkerheter knyttet til å kvantifisere disse størrelsene. For før-situasjonen er det lagt til grunn spredningstallene som er beregnet i massebalansen (Kapittel 3.3). Detaljer for beregning av spredningen er beskrevet i (NGI, 2015c). En forenklet beskrivelse er gitt her:

- 1) *Spredning fra oppvirvlede partikler.* Oppvirvling fra mudringen gir høye konsentrasjoner av partikler i vannmassene opp til 1 m over bunnen over til enhver tid 5-20% (lavt-høyt estimat) av arealet. Utlekking fra de oppvirvlede partiklene fører til at hele dette vannvolumet (37 500 – 150 000 m³) får konsentrasjoner av løst kvikksølv og dioksiner/furaner tilsvarende konsentrasjonene i porevannet og en konsentrasjon av forurensede partikler på 15 mg L⁻¹.
- 2) *Diffusjon fra blottlagte sedimenter med høye konsentrasjoner i porevannet.* Utlekking fra blottlagte sedimentet er estimert ved å beregne diffusjon fra porevannet og ut i vannet over. Det er regnet med at samme areal som over (5-20% blottlagt til enhver tid) og at porevannskonsentrasjonene i det blottlagte sedimentet tilsvarer gjennomsnittlig porevannskonsentrasjon for hele det forurensede sedimentlaget i fjorden.

I tillegg til disse to tilnærmingene, er det også beregnet spredning av kvikksølv og dioksiner/furaner fra avvanning av mudrede masser. Beregningen er basert på at det først blir likevekt mellom sedimentene og vannet i de mudrede massene, og at vannet deretter renses med 90 % effektivitet under avvanningen. For videre beregning av spredning ut av Gunneklevfjorden er det lagt til grunn et worst-case-scenarie der alt spres ut av fjorden uten resedimentering og spredningsbegrensende tiltak.

Tabell 24 viser spredning fra sedimentene før, under og etter tiltaket. Det forutsettes at ren bunn oppnås, enten ved gjentatt mudring eller tildekking av residualer med rene masser. Tabellen viser også forventet effekt av tiltaket i form av reduserte porevannskonsentrasjoner (reduisert økologisk risiko) og naturlig forbedring gitt eksponentielle forløp (se under) med halveringstid hhv 7,5 år (lavt estimat) og 25 år (høyt estimat).

Spredning fra sedimentet på sjøbunnen før tiltak (nå-situasjonen) er antatt å være lik utlekking fra sedimenter og suspenderte partikler estimert i massebalansen (Figur 23 og 26a-c). Porevannskonsentrasjoner før mudringen er basert på målte konsentrasjoner i de øverste 10 cm av sedimentet (NGI 2015b). Spredningen under tiltak viser hhv laveste og høyeste resultater av beregningene

etter de to metodene skissert over. Beregningene viste at utlekking via diffusjon (metode 2) representerer høyest risiko for spredning av kvikksølv, mens oppvirvling av partikler (metode 1) ga høyest risiko for spredning av dioksiner.

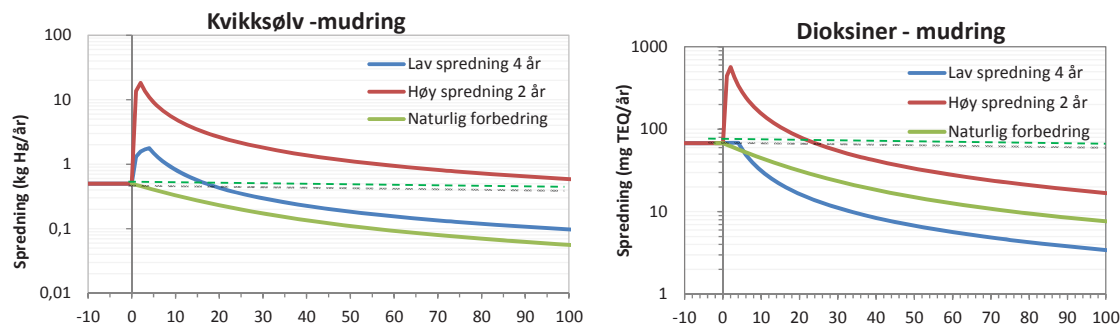
Spredning etter tiltak er estimert ved å anta en sedimentkonsentrasjon tilsvarende grensen mellom tilstandsklasse II og III ($0,63 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Hg}$ og $<50 \text{ TEQ ng kg}^{-1} \text{ dioksin}$). Konsentrasjonen i porevannet og utlekking ble beregnet basert på sediment-vann-fordelingskoeffisienten (K_d -verdi) som vist i kapittel 3.1.2.

Figur 27 viser den akkumulerte effekten av tiltaket beregnet på grunnlag av tallene estimert i Tabell 24 og antatt hhv høy spredning i løpet av et tiltak med kort varighet (2 år) eller lav spredning i løpet av et tiltak med lang varighet (4 år). Dette ble sammenlignet med en framskriving av den naturlige forbedringen som er beskrevet i kapittel 3.3.1 og som har gitt en 10x redusert spredning av kvikksølv i løpet av de siste 25 år. Sammenlignes med utviklingen i sedimentene (se fig. 29 og 30) er den naturlige forbedringen bedre tilpasset en eksponentiell modell med en halveringstid på 7,5 år (som gir 10x redusert spredning hvert 25. år) enn en lineær modell. Dersom denne utviklingen fortsetter de neste 100 årene vil naturlig forbedring bli som vist med den grønne kurven i Figur 27. I den grad disse antagelsene er riktige, vil mudring ikke bidra til noen netto gevinst med hensyn til spredning av kvikksølv. Dersom det antas at spredningen uten tiltak blir liggende på dagens nivå (stiplet grønn linje) vil tiltaket gi netto gevinst for Hg etter ca. 20 år, forutsatt at mudringen blir gjennomført med lavt estimat for spredning under og etter tiltak. For dioksiner vil tiltaket gi netto gevinst 6 år etter igangsettelse forutsatt at lav spredning oppnås under og etter gjennomføring. Antas i verste fall ingen naturlig forbedring vil lav spredning gi en netto gevinst av tiltaket så snart tiltaket er ferdigstilt, mens det ved høy spredning oppnås netto gevinst etter ca. 25 år.

Det understrekes at estimatene er svært usikre, men at de kan tjene til å illustrere viktige prinsipielle sider ved mudring som tiltak. Hovedproblemet er den høye risikoen for spredning under tiltaket. Denne synes for dioksiner primært knyttet primært til oppvirvling av partikler, mens den for kvikksølv synes primært knyttet til utlekking ved diffusjon. Dernest illustrerer estimatene at varigheten av tiltaket har stor betydning for hvor lang tid det vil ta før netto gevinst oppnås. Med mindre det kan gjøres avbøtende tiltak som effektivt forhindrer spredningen til fjorden utenfor i løpet av anleggstiden, viser disse beregningene at det er lite sannsynlig at mudringstiltaket vil gi noen netto redusert spredning innen overskuelig fremtid. Som vist i Tabell 24, vil imidlertid den umiddelbare spredningen etter at tiltaket er fullført sannsynligvis være vesentlig lavere enn den ville vært uten tiltak. Denne situasjonen vil ifølge modellen vedvare i flere tiår etter tiltaket.

Tabell 24. Estimert utlekking per år av kvikksølv og dioksiner/furaner før, under og etter eventuell mudring og deponering av de forurensede sedimentene i Gunneklevfjorden.

	Spredning fra sedimentet				Porevannskonsentrasjon (0-10 cm)			
	Hg ($\text{kg}/\text{år}$)		Dioksin ($\text{mgTEQ}/\text{år}$)		Hg ($\mu\text{g}/\text{L}$)		Dioksin (ngTEQ/m^3)	
	Lav	Høy	Lav	Høy	Lav	Høy	Lav	Høy
Før tiltak	0,46		68		0,3	2,5	0,2	0,5
Under tiltak	2,1	27	69	816	-	-	-	-
Etter tiltak	0,01	0,05	0,020	0,020	0,005	0,005	0,0021	0,0021
Naturlig forbedring, 25 år etter	0,046	0,23	6,8	34	-	-	-	-
Naturlig forbedring, 50 år etter	0,0046	0,12	0,68	17	-	-	-	-



Figur 27. Gjennomsnittlig årlig spredning av kvikksølv og dioksiner inntil 100 år etter oppstart av mudringstiltak. Stiplet grønn linje viser spredningen dersom det ikke skjer noen naturlig forbedring. Naturlig forbedring har i perioden 1989-2014 gitt ca. 10x redusert spredning. Naturlig forbedring er en framskriving av denne utviklingen etter en antatt eksponentiell modell med halveringstid 7,5 år (grønn kurve).

Bidrag til måloppnåelse

Mudring kan isolert sett bidra til oppnåelse av god kjemisk tilstand i sedimentet forutsatt at oppvirvling og restforurensning er håndtert, og kan dermed gi redusert spredning av forurensning og opptak i organismer. Dette vil trolig på sikt bidra til å redusere innhold av kvikksølv og dioksiner i fisk i området (nærmere omtalt i kapittel 5.3). Imidlertid forventes det store utfordringer med økt spredning av forurensning under gjennomføringen av tiltaket og usikkerheter knyttet til håndteringen av restforurensning. Det vil trolig være vanskelig å oppnå god miljøtilstand med mudring alene, selv ved gjentatte mudringer, og det er sannsynlig at mudring må kombineres med tildekking i etterkant. Mudringen antas å gi et potensiale for god biologisk utvikling og lite eller ingen behov for restriksjoner i fremtidig bruk av området.

Anleggsaktiviteten og selve mudringen vil innebære betydelig aktivitet med anleggsutstyr på vannet og det kan være aktuelt med transportledninger for mudrede masser i området. Dette kan gi begrensninger for ferdsel med båt i Gunneklevfjorden mens mudringen pågår.

Kostnadsestimat

Et mudringstiltak vil medføre følgende kostnadselementer:

- Prosjektering (NOK/tid)
- Anskaffelse/mobilisering av utstyr (leie eller innkjøp og drift, NOK/tid)
- Mudring (NOK/m³)
- Pumping eller annen transport (NOK/m³/km)
- Avvanningsanlegg (konstruksjonskostnader, NOK)
- Renseanlegg for vann (leie eller innkjøp, NOK)
- Transport av masser til deponi (NOK/m³)
- Deponering (NOK/m³)
- Overvåking under tiltak og etter tiltak (NOK/tid)

I tillegg er det en rekke kostnader som er vanskelige å estimere og som derfor ikke er tatt med i kostnadsberegningene. Følgende elementer er ikke regnet med:

- Vannrensing
- Tildekking etter mudring
- Tid til avvanning kan gi uforutsett ventetid
- Utgifter hos tiltakshaver til oppfølging av prosjektet
- Merverdiavgift

Tabell 25. Kostnadsestimater for mudring og deponering. Estimater av faste kostnader og enhetskostnader for mudring av forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden med deponering på godkjent mottak. Avvanning og rensing av vann og evt tildekking i etterkant er ikke inkludert. RS = rund sum.

Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy
Mobilisering/demobilisering og drift for mudring	RS	11 000 000	25 000 000
Overvåkning under tiltak (4 år)	RS	5 200 000	16 000 000
Overvåkning etter tiltak (2, 5, 10 år)	RS	3 000 000	6 000 000
Rydding klargjøring av sjøbunn for mudring	NOK/m ²	10	20
Mudring 150 cm sjøbunn (inkl. transport til lokalt deponi)	NOK/m ³	250	650
Levering av avvannede masser til deponi	NOK/m ³	500	1 000

5.2.2 Isolerende tildekking

Isolasjonstildekking forventes å redusere utlekking, resuspensjon, spredning og biotilgjengelighet effektivt, i tillegg til å forbedre sedimentegenskapene i de områdene som er sterkest preget av industriell aktivitet. Betydelige utfordringer knyttet til geoteknisk stabilitet ved tildekking av de bløte massene i overflatesedimentet gjør imidlertid at isolasjonstildekking trolig vil kreve utlegging i gjentatte tynne lag eller stabiliserende tiltak for å kunne gjennomføres i hovedbassenget i Gunneklevfjorden. En pilottest bør gjennomføres før det kan konkluderes om utlegging av gjentatte tynne sjikt er en egnet løsning. Stabiliserende tiltak kan være utlegging av grov stein og støttefyllinger. Det er imidlertid forventet at utlegging av grov stein vil kunne bidra med oppvirvling og spredning av forurensning. Utfyllingsprosjektet på Herøya vil gi verdifulle erfaringer om omfanget av spredning forbundet med stabiliserende tiltak. Isolasjonstildekking kan gjøres i kombinasjon med aktive masser, noe som kan redusere total tildekkingstykkelse.

Isolasjonstildekking har som formål å isolere underliggende forurenset sediment for å hindre utlekking, oppvirvling og biotilgjengelighet. Isolasjonstildekking kan bygges opp av kun passive materialer (grus og sandige materialer) eller det kan inkluderes lag med spesifikke funksjoner slik som lav permeabilitet eller høy sorpsjonskapasitet (aktive lag), for eksempel aktivt kull. Tykkelsen på en isolasjonstildekking er typisk på mer enn 20 cm.

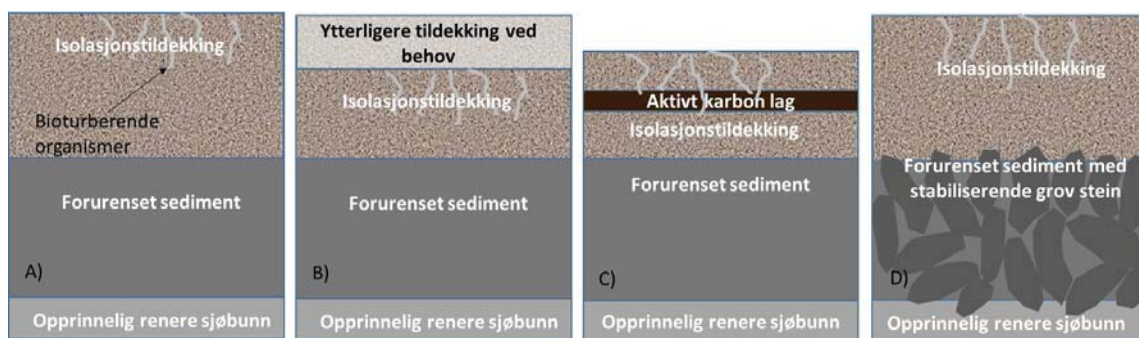
Gjennomføring

Undersøkelser av sedimentets vanninnhold og styrke har vist at sedimentet i de øverste 1 – 2 m i hovedbassenget er svært bløtt og i utgangspunktet oppfører seg mer som en væske enn et sediment (NGI, 2015a, NGI, 2015b). Det bløte sedimentet kan gi betydelige utfordringer ved utlegging av tildekkingsmasser. Laboratorieforsøk (platebelastning og tildekking, kapittel 5.1.4) har vist at det er mulig å dekke til de bløte sedimentene, men at det forutsetter horisontal geometri eller meget slak helning (under 4°, dvs stigning under 1:15), og utlegging av tildekkingsmasser i gjentatte tynne lag med tid til å konsolidere sedimentene mellom hver utlegging. Støttefyllinger kan sannsynligvis være nødvendig allerede ved helning over 4°. Det er imidlertid usikkerhet knyttet til senere utglidninger, men etter at konsolideringsfasen for tildekkingslaget er over vil risiko for utglidninger være redusert. Stabilitet og metode for gjennomføring må verifiseres i et pilotprosjekt før det gjennomføres i fullskala. I de bratteste partiene i nord må sedimentene trolig stabiliseres med støttefyllinger med grov stein for utlegging. Stabilisering med grov stein kan være en alternativ løsning også for områdene med slakere helning, og vil trolig redusere tykkelsen av isolasjonstildekkingen. Imidlertid er det forventet at utlegging av grov stein kan gi noe økt oppvirvling og spredning av forurensning, sammenlignet med tildekking uten slik stabilisering. Utfyllingsprosjektet på Herøya (kapittel 1.5) vil gi verdifulle erfaringer om omfanget av spredning ved stabilisering med grov stein. Utfyllingen vil bli gjort ved å først etablere et stabiliserende lag

med grov stein (sprengsteinmasser fra E18) og deretter legge rene masser over. Utfyllingen vil virke som en isolerende tildekking som ved full oppfyllelse av reguleringsplanen dekker ca. 34% av arealet i Gunneklevfjorden.

Det er presentert ulike designalternativer for å håndtere kjemisk isolasjon av forurensningen i sedimentet og for å øke den fysiske stabiliteten til tildekkingen. Ulike designløsninger vil kunne gi ulike tildekkingstykkelser, som vist i Figur 28. Et konservativt design (Figur 28a) er designet for å gi tilstrekkelig kjemisk isolasjon av de forurensede sedimentene og for å håndterer usikkerhet knyttet til utlegging og innblanding i det forurensede sedimentet. På grunn av innblanding i de bløte sedimentene vil det trolig være behov for 60-70 cm lagtykkelse. Geotekniske tester i laboratoriet har vist at stabiliteten i sedimentet kan være tilstrekkelig til en lagvis utlegging av 5-10 cm tykke lag med sandige eller mer finkornete masser. Tid til stabilisering mellom hver utlegging og kontroll av resultater kan gi grunnlag for å redusere isolasjonstildekking til anslagsvis 35 cm (Figur 28b). Det må tillates tilstrekkelig tid, anslagsvis 1-3 år, mellom hvert lag for en gradvis oppbygging av det forurensede lagets bæreevne. Utlegging av gjentatte tynne lag kan eventuelt kombineres med aktivt kull under, i, eller mellom lagene (Figur 28c) for å oppnå sterkere binding av miljøgifter og ytterligere redusert behov for tildekkingstykkelse. En mer robust metode vil være å stabilisere sedimentene med en tilstrekkelig mengde grov stein slik at de forurensede massene får plass i hulrommene mellom steinene (Figur 28d). Det anslås at et lag med 200 cm med grov stein vil gi tilstrekkelig rom til de forurensede massene. Deretter kan det fylles på med gradvis finere masser og et topplag som er egnet substrat for fremtidig bunnfauna. Dette er tilnærmet den samme metoden som planlegges brukt for utfyllingsarbeidene ved Herøya. Denne metoden kan også med fordel kombineres med en barriere med aktivt kull under topplaget. Metoden gir en total tykkelse på ca. 250 cm og en oppbygging av bunnen på 1,5-2 m, som er en vesentlig endring i et så grunt område som dette. Endringen forventes å ville påvirke vannutskifting i retning av enda lavere saltholdigheter og bedre lysforholdene for fremtidige bunnasamfunn. Hvordan slike endringer konkret vil påvirke en fremtidig bunnfauna er ikke nærmere vurdert i denne utredningen.

Det vil være behov for å gjennomføre en prøvetildekking i fjorden som grunnlag for detaljprosjektering av tildekking- og utleggingsmetode, og for å dokumentere at tildekkingen kan legges ut uten risiko for brudd eller utglidninger.



Figur 28. Alternative designløsninger for isolasjonstildekking A) Konservativt design B) Trinnvis utlegging med løpende overvåkning av resultater for å justere tykkelse C) Isolasjonstildekking med lag med aktivt kull for å bedre sorpsjonsegenskapene D) Stabilisering av det bløte slamlaget med grov stein.

I tiltaksperioden, som er anslått til 7-10 år, vil anleggsaktiviteten beslaglegge en del arealer og kan føre til begrensninger for ferdsel og friluftsliv i Gunneklevfjorden.

Tiltakseffektivitet (primære effekter)

Tiltakseffektivitet ved isolerende tildekking er basert på til dels svært usikre estimater av spredning og porevannskonsentrasjoner i overflatesedimentet før, under og etter tildekkingen Porevannskonsentrasjon og spredning før tiltak er basert på beregninger i massebalansen (kapittel 3.3).

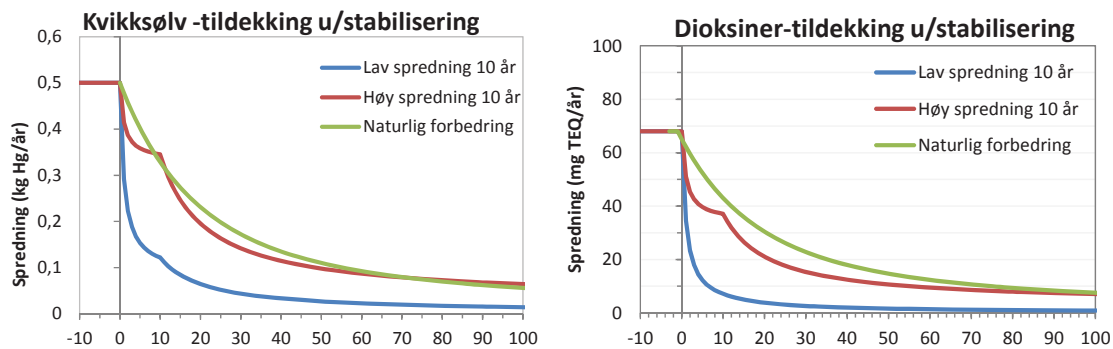
For gjennomføringsperioden er det antatt at porevannskonsentrasjonen vil være i gjennomsnitt 0,5x dagens konsentrasjon, basert på at anslagsvis halvparten av arealet til en hver tid vil være tildekket. Dette er sannsynligvis en konservativ tilnærming siden en lagvis tildekking av hele arealet vil redusere eksponert areal raskere.

Forventet porevannskonsentrasjon etter tildekking er beregnet med en modell for diffusiv transport gjennom tildekkingen (NGI, 2015c). Det er antatt 1 meter konsolidering over en periode på 14 år og diffusiv spredning fra sedimentet med konsentrasjoner tilsvarende gjennomsnittet for de undersøkte sedimentkjernene (5,0 µg TotHg L⁻¹ og 412 pg TEQ m⁻³). Det er videre antatt at den diffusive spredningen fra sedimentet halveres under tiltaksgjennomføringen, tilsvarende som porevannskonsentrasjonen, men at det i tillegg skjer en spredning som skyldes utpressing av porevann. Imidlertid tilsier vanlige antagelser mht. partisjon av både kvikksølv, dioksiner og furaner mellom aktuelle tildekkingsmaterialer og proevannet at tildekkingslaget vil ha kapasitet til å adsorbere den totale mengden som forventes presset ut med porevannet og derved motvirke spredning til vannmassene. Adsorpsjonseffekten vil være lavere innledningsvis ved utlegging av det nederste laget, både pga høyt vanninnhold og mulig innblanding i det forurensede sedimentet. Dette laget kan utgjøre ca. 30 % av total tildekkingstykkelse, og beregnet adsorpsjonseffekt er derfor redusert proporsjonalt med detteslik at bare 30 % bidrar direkte til spredning i gjennomføring- og konsolideringsfasen.

Tabell 26 viser estimert miljøbudsjett for et tildekkingstiltak i Gunneklevfjorden ved utlegging av flere tynne sjikt (Figur 28b over) uten bruk av aktivt kull. Figur 29 viser akkumulert effekt av tiltaket beregnet på grunnlag av spredningstallene gitt i Tabell 26. Isolasjonstildekking vi kunne gi en umiddelbar gevinst fordi tiltaket kan gjennomføres uten økt spredning i tiltaksperioden. Hvis vi antar en framskrivning av utviklingen fra 1989 til i dag med eksponentielt avtagende hastighet for naturlig forbedring, vil tiltaket gi netto gevinst i forhold til alle scenarier, selv om gevinsten vil være liten for kvikksølv dersom tiltaket gjennomføres med høyt estimat for spredning. Som vist i Tabell 26 vil spredningen etter at tiltaket er fullført uansett være vesentlig lavere enn den ville vært uten tiltak i minst 50 år fremover.

Tabell 26. Estimert spredning per år og eksponert porevannskonsentrasjon for kvikksølv og dioksiner/furaner før, under og etter isolasjonstildekking ved utlegging av tynne sjikt tilsvarende Figur 28b.

	Spredning				Porevannskonsentrasjon (0-10 cm)			
	Hg (kg/år)		Dioksin (mgTEQ/år)		Hg (µg/L)		Dioksin (ngTEQ/m ³)	
	Lav	Høy	Lav	Høy	Lav	Høy	Lav	Høy
Før tiltak	0,5		68,00		0,30	2,50	0,19	0,53
Under tiltak	0,084	0,33	1,11	34	0,15	1,25	0,10	0,27
Etter tiltak	0,001	0,03	0,11	3,4	0,05	0,05	0,002	0,002
Naturlig forbedring, 25 år etter	0,05	0,23	6,8	34	-	-	-	-
Naturlig forbedring, 75 år etter	0,0005	0,06	0,068	9	-	-	-	-



Figur 29. Gjennomsnittlig årlig spredning av kvikksølv og dioksiner inntil 100 år etter oppstart av isolasjonstildekking. For kvikksølv har naturlig forbedring i perioden 1989-2014 gitt 10x redusert spredning. Fremskrives denne utviklingen etter en antatt eksponentiell modell med halvering av spredningen hvert 7,5 år, blir gevinsten ved tildekking arealet mellom grønn kurve og hhv rød eller blå kurve.

Bidrag til måloppnåelse

Isolasjonstildekking forventes å være svært effektivt med tanke på å oppnå god kjemisk tilstand i sedimentet og redusere utlekking, resuspensjon, spredning og biotilgjengelighet av kvikksølv og dioksiner/furaner så snart tiltaket er gjennomført. Det er forventet at tiltaket vil gi nedgang i konsentrasjoner i fisk over tid, og med det redusert risiko for human helse. I tillegg vil tildekking kunne forbedre sedimentegenskapene (konsistens, pH, redokspotensial) i de områdene som er sterkest preget av industriell aktivitet og danne et egnet substrat for reetablering av levedyktige bunnsamfunn. Gjennomføringstiden vil imidlertid være relativt lang, anslått til 7-15 år avhengig av hvor stor del av hovedbassenget som legges til grunn for anslaget. Det er usikkerheter knyttet til effektene av eventuelle utglidninger med påfølgende oppvirvling, noe som kan føre til at det må legges ut flere lag og derved forlenge tiltaksperioden ytterligere. Fare for utglidning vil være liten ved stabilisering med grov stein, og tiltaket kan derfor trolig gjennomføres på kortere tid med stabilisering. Utfyllingsprosjektet i Gunneklevfjorden vil gi viktig informasjon om risiko knyttet til oppvirvling og spredning av partikler ved stabilisering med stor stein.

Kostnadsestimat

Det er gitt kostnadsestimat for isolasjonstildekkingen med sandige masser (Tabell 27), i kombinasjon med aktivt kull (Tabell 28) og med stabilisering med grov stein (Tabell 29).

Tabell 27. Kostnadsestimat for konservativ isolasjonstildekking med passive materialer (sand og grus) på forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden (70 cm).

Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy
Mobilisering/demobilisering og drift for tildekking	RS	4 500 000	15 000 000
Innkjøp og utlegging av tildekkingsmateriale (0,7 m tykkelse)	NOK/m ²	105	210
Innkjøp og utlegging av støttefyllinger ved tildekking i de bratteste delene av fjorden	RS	18 000 000	36 000 000
Overvåkning under tiltak	RS	8 000 000	16 000 000
Overvåkning etter tiltak (sum for 2, 5, 10 åreter tiltak)	RS	3 000 000	6 000 000

Tabell 28. Kostnadsestimat for isolasjonstildekking med lag av aktivt kull på forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden. Antatt tykkelse 55 cm.

Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy
Mobilisering/demobilisering og drift for tildekking	RS	4 500 000	15 000 000
Innkjøp og utlegging av tildekkingsmateriale (0,5 m tykkelse)	NOK/m ²	75	150
Innkjøp av aktivt kull (3-5kg/m ²)	NOK/m ²	24	100
Utlegging av tildekkingsmateriale og aktivt kull (3-5kg AC og 0,05 m ³ bærematerial /m ²)	NOK/m ²	5	10
Innkjøp og utlegging av støttefyllinger	RS	18 000 000	36 000 000
Overvåkning under tiltak	RS	8 000 000	16 000 000
Overvåkning etter tiltak (2, 5, 10 år)	RS	3 000 000	6 000 000

Tabell 29. Kostnadsestimat for tildekking av forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden med stabiliserende lag (grove stein) under tildekkingen. Det er antatt at det ikke er behov for støttefyllinger og at tykkelsen på blandingslaget kan reduseres med 10 cm.

Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy
Mobilisering/demobilisering og drift for tildekking	RS	4 500 000	15 000 000
Innkjøp og utlegging av tildekkingsmateriale (0,6 m tykkelse)	NOK/m ²	90	180
Innkjøp og utlegging av stabiliserende lag	NOK/m ²	150	300
Overvåkning under tiltak (4 år)	RS	8 000 000	16 000 000
Overvåkning etter tiltak (2, 5, 10 år)	RS	3 000 000	6 000 000

5.2.3 Behandling med aktivt kull

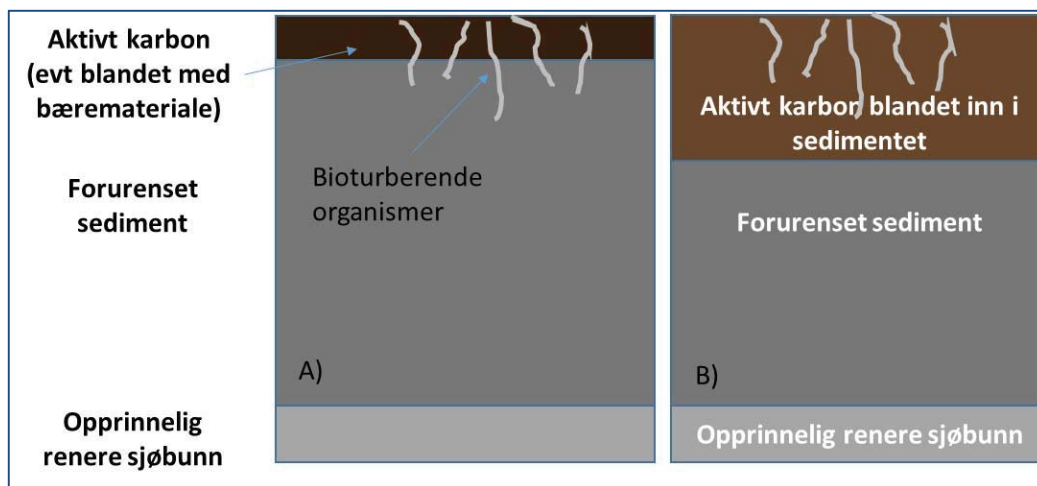
Behandling av forurenset sediment med aktivt kull kan gi betydelig reduksjon i porevannskonsentrasjon og biotilgjengelighet av både kvikksølv og dioksiner/furaner, men gir liten reduksjon i sedimentkonsentrasjoner og hindrer i liten grad resuspensjon. Med tilsetning av bæremateriale vil resuspensjon i større grad kunne begrenses og miljøgiftinnholdet i resuspendert materiale vil være lite biotilgjengelig så langt miljøgiftene er bundet til aktivt kull. Behandling med aktivt kull innebærer generelt liten risiko ved gjennomføring, og uten bæremateriale gir metode få utfordringer med stabilitet av bløtt sediment ved utlegging. Behandling med aktivt kull gir trolig ikke noe vesentlig bedret potensiale for fremtidige bunndyrsamfunn.

Behandling med aktivt kull (AC) er en tiltaksmetode som ikke har vært gjennomført i fullskala i Norge, men som har vært testet ut i flere prosjekter med forurensete sedimenter i USA, Nederland og Norge (Patmont et al., 2014, Cornelissen et al., 2012, Cornelissen et al., 2015). Metoden går ut på å tilsette aktivt kull til overflatesedimentet slik at kullet binder forurensing og reduserer den fritt løste konsentrasjonen i porevannet og dermed reduserer både biotilgjengelighet og utlekking av fra sedimentet til vannet over. Behandling med aktivt kull har tidligere blitt gjort ved å pumpe leire med aktivt kull fra lekter (Trondheim havn) eller mudringsfartøy (Opticap), eller kullet er spredd som oppløselige pellets (Sedimite®, AquaGate™ eller Bioblok (lisensiert av Aquablok®).

Gjennomføring

Behandlingen gjøres vanligvis ved å tilføre 2 – 5 kg aktivt kull m⁻² til sedimentoverflaten, og enten aktivt blande dette inn i det biologisk aktive overflatelaget eller la bunndyrenes bioturbasjon sørge for innblanding. De fleste studier viser at man oppnår størst reduksjon i biotilgjengelighet ved å bruke finkornig aktivt kull (Zimmermann et al., 2005). Dette ble også bekreftet i forsøket med sediment fra Gunneklevfjorden på Solbergstrand (Schaanning et al., 2014a). Det kan være nødvendig å beskytte kullet mot erosjon under og etter utlegging, ved enten å tilføre bæremateriale, f.eks sand eller leire i typisk 5 cm tykkelse, eller ved å aktivt blande inn kullet i sedimentet (Figur 30). I Gunneklevfjorden vil det være lite aktuelt å blande inn kullet pga. fare for å eksponere dypereliggende sediment med høyere konsentrasjoner, og det er så lite bevegelse i bunnvannet at bruk av bærematerialer er mest aktuelt i strandsonen og strømeksponeerte gruntvannsområder.

Aktivt kull kan også legges ut i kombinasjon med isolasjonstildekking, som vil gi ytterligere beskyttelse mot oppvirvling og resuspensjon., se kapittel 5.2.2.



Figur 30. Illustrasjon av behandling med aktivt kull. A) Tynn tildekking sjøbunns-overflaten. B) innblanding av AC i de øverste om lag 10 cm for å kjemisk stabilisere Hg og dioksiner/furaner i disse.

Aktivt kull kan i prinsippet legges ut over alle flater i Gunneklevfjorden og stabiliteten i det bløte sedimentet er ikke en vesentlig utfordring ved utlegging av kull uten bæremateriale. Utleggingen gir derfor liten risiko for eksponering av forurenset sediment eller oppvirvling og spredning under gjennomføring. Behovet for støttefyllinger i de bratteste områdene (>4°) må vurderes ved detaljprosjektering. Selve gjennomføringsperioden er anslått til under ett år.

Tiltakseffektivitet

Behandling med aktivt kull kan redusere tilgjengelighet av organiske miljøgifter og tungmetaller i sedimentet, målt som porevannskonsentrasjon eller opptak i biota. Behandling med aktivt kull vil imidlertid ikke gi noen fysisk barriere mot de underliggende forurensete sedimentene eller beskyttelse mot grunnbrudd ved senere fysiske forstyrrelser. Både type kull og mengde vil ha betydning for resultatene.

Tester med behandling av aktivt kull på sediment fra Gunneklevfjorden i bokskjerneforsøk på Solbergstrand viste 60-80% redusert utlekking for dioksiner og kvikksølv 20 uker etter behandlingen (Schaanning et al., 2014a). Feltester med behandling i rammer a 1 m² i vegetasjonsområdet i sørøstre del av Gunneklevfjorden er mer usikre enn bokskjerneforsøket, men gir indikasjoner som støtter funnene fra forsøket på Solbergstrand (Olsen, 2015). Testene er i samsvar med tidligere undersøkelser som har vist god effektivitet på redusert biotilgjengelighet av organiske miljøgifter (inkludert dioksiner/furaner) (Cornelissen et al., 2015, Josefsson et al., 2012, Schaanning et al., 2011). Effekten på dioksiner/furaner

viste seg å øke fra ca. 50 % til 80 % i løpet av 3-4 år i en storskala felttest i ytre del av Grenlandsfjordene (Cornelissen et al., 2015), som trolig kan forklares med at det tar tid å overføre forbindelser med lav diffusivitet fra porevannet og sedimentpartikler til aktivt kull partikler.

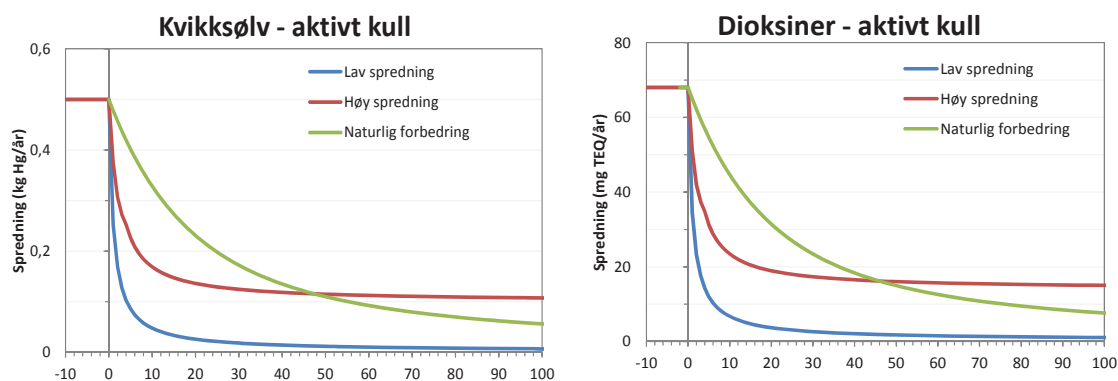
Tabell 30 viser et estimert miljøbudsjett for en behandling med aktivt kull i Gunneklevfjorden. Porevannskonsentrasjon og spredning før tiltak er basert på beregninger i massebalansen (kapittel 3.3). Det er antatt at spredningen og porevannskonsentrasjonen på sjøbunnen ikke vil øke under tiltak, men gradvis reduseres på samme måte som ved tildekking. Spredning og porevannskonsentrasjoner like etter tiltak er beregnet fra en forventet effekt på 60% redusert utlekking og opptak i sedimentlevende organismer. Det er også forventet at effekten av tiltaket vil øke til 80% etter mer enn 3 – 4 år for dioksiner (Cornelissen et al., 2015). Det er ukjent om en vil få den samme effekten for kvikksølv, men dette er likevel antatt i miljøbudsjettet for tiltaket.

Figur 31 viser gjennomsnittlig årlig gevinst i de første 100 årene etter behandling med aktivt kull, beregnet på grunnlag av spredningsestimaterne gitt i Tabell 30. Som for de andre metodene understrekes at disse tallene er heftet med stor usikkerhet. Usikkerheten er spesielt stor for aktivt kull, fordi det foreligger lite erfaringstall for denne metoden, spesielt med hensyn til effektivitet i forhold til Hg og så vidt vites finnes ingen data for effektiviteten av behandlinger eldre enn 4 år. Det er altså usikkert om effekten vil opprettholdes i et tidsperspektiv på flere tiår. Det er imidlertid liten risiko knyttet til gjennomføringen av et slikt tiltak og behandlingen er uproblematisk i forhold til senere å supplere/etterbehandle med mere kull eller alternative tiltak som isolasjonstildekking eller mudring.

Figuren viser at med en framskriving av naturlig forbedring som beskrevet i de to foregående avsnittene, vil behandling med aktivt kull gi til dels betydelig gevinst de første årene etter behandlingen. Dette skyldes først og fremst en antatt kort tiltaksperiode. Dersom effekten av tiltaket ikke blir bedre enn 80% (antatt høy spredning etter tiltaket) gir tiltaket etter 40-50 år ingen netto gevinst i forhold til naturlig forbedring. Imidlertid vil tiltaket virke sammen med den naturlige forbedringen og fremskynde denne med en god netto gevinst de første tiårene etter tiltaket. En fordel med behandlingen vil trolig også være at kullet vil kunne bidra til å redusere biotilgjengeligheten av eventuell ny forurensing som tilføres sedimentene etter at tiltaket er avsluttet.

Tabell 30. Estimert utlekking per år av kvikksølv og dioksiner/furaner før, under og etter behandling med aktivt kull.

	Spredning fra sedimentet				Porevannskonsentrasjon (0-10 cm)			
	Hg (kg/år)		Dioksin (mgTEQ/år)		Hg (µg/L)		Dioksin (ng TEQ/m ³)	
	Lav	Høy	Lav	Høy	Lav	Høy	Lav	Høy
Før tiltak	0,5		68		0,3	2,5	0,19	0,53
Under tiltak	0,005	0,25	1,1	34	0,15	1,3	0,095	0,27
Etter tiltak (<3-4år)	0,003	0,17	0,8	24	0,10	0,85	0,068	0,19
Etter tiltak (>3-4år)	0,002	0,10	0,4	14	0,06	0,5	0,038	0,11



Figur 31. Gjennomsnittlig årlig spredning av kvikksølv og dioksiner inntil 100 år etter utlegging av aktivt kull basert på spredning før, under og etter tiltak som angitt i tab. 30. Naturlig forbedring er, som over, vist som en fremskriving av utviklingen i perioden 1989-2014 antatt eksponentielt avtagende spredning.

Bidrag til måloppnåelse

Behandling med aktivt kull forventes å gi betydelig reduksjon i porevannskonsentrasjon og dermed redusert utlekking og biotilgjengelighet av både kvikksølv og dioksiner/furaner i løpet av kort tid etter tiltaket er gjennomført. Det forventes også at denne effektiviteten vil bedres med tiden, spesielt for dioksiner/furaner. Aktivt kull vil kunne virke også på nytt sedimenterende materiale som bringes i kontakt med kullet gjennom bioturbasjon. Det er forventet at konsentrasjonene i bunndyr og fisk vil gå ned som følge av redusert biotilgjengelighet, og dermed reduseres risiko for human helse. Tiltaksløsningen bidrar lite til endring i pH eller andre strategegenskaper, og selv om bæremateriale vil bidra i positiv retning vil ikke behandling med aktivt kull gi noen vesentlig bedring av bunnsedimentenes biologiske potensiale. Dette er nærmere omtalt i kapittel 5.3. Metoden gir liten reduksjon i sedimentkonsentrasjoner og uten tilsetning av bæremateriale vil den i liten grad hindre resuspensjon. Miljøgiftene i resuspendert materiale vil imidlertid ikke være biotilgjengelige i den grad de er bundet til aktivt kull.

Det kan være aktuelt å vurdere bruksbegrensninger etter gjennomføring, for eksempel ankring som kan gi fysiske forstyrrelser av tiltaket og eksponere underliggende sediment med høye konsentrasjoner.

Kostnadsestimat

Kostnadsestimatet er basert på utlegging av 2 eller 4 kg aktivt kull per m² med bæremateriale i 5 cm tykkelse. Utstyr for blanding av aktivt kull må sannsynligvis bygges opp på land, alternativt på lekter i Gunneklevfjorden, og er inkludert i mobiliseringskostnadene. Kostnadsestimatene er basert på innkjøpspriser fra leverandører av aktivt kull, erfaring fra utlegging av aktivt kull i Opticap og kostnadsestimat av utlegging for vanlig tildekkingsmasse.

Tabell 31. Kostnadsestimat for behandling av forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden med aktivt kull, blandet med 5 cm bæremateriale. RS=rund sum. Aktivt kull er omtalt som AC.

Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy
Mobilisering/demobilisering og drift for tildekking	RS	4 500 000	10 000 000
Innkjøp av aktivt kull (3-4 kg/m ²)	NOK/m ²	24	100
Innkjøp av bæremateriale (0,05 m ³ bærematerial m ⁻²)	NOK/m ²	3	7,5
Utlegging av AC og bæremateriale (3-4 kg AC og 0,05 m ³ bærematerial m ⁻²)	NOK/m ²	4,5	10
Innkjøp og utlegging av evt støttefyllinger i bratte områder	RS	18 000 000	36 000 000
Overvåking under tiltak (1 år)	RS	2 000 000	4 000 000
Overvåking etter tiltak (2, 5, 10 år)	RS	3 000 000	6 000 000

5.2.4 Redoksstabilisering for å redusere biotilgjengelighet av kvikksølv

Redoksstabilisering av kvikksølvforurenset sediment er en eksperimentell metode som foreløpig bare er på forsøksstadiet. Den tar sikte på å redusere biotilgjengelighet av kvikksølv ved å begrense dannelsen av metylkvikksølv. Det finnes ikke tilstrekkelig kunnskap om effekten av redoksstabilisering til å avgjøre om det er en egnet tiltaksmetode mot kvikksølvforurenset sediment i Gunneklevfjorden. Det vil kreve en omfattende utredning av metodens effektivitet og eventuelle uønskede effekter før den kan vurderes benyttet.

Redoksstabilisering av kvikksølvforurensete sedimenter er et tiltak som tar sikte på å redusere produksjonen av metylkvikksølv (MeHg) i sedimentene. MeHg er den mest giftige og biotilgjengelige kvikksølvformen. Effekten oppnås ved at et oksiderende materiale (f.eks. nitrat eller oksider av jern (Fe) eller mangan (Mn)) tilsettes sedimentoverflaten.

Gjennomføring

Tiltaksmetoden er ennå på et tidlig forsøksstadium og det er ikke høstet erfaringer ved bruk av metoden. Siden metoden er rettet spesifikt mot kvikksølv er det lite trolig at den vil være egnet som eneste tiltaksmetode. Laboratorieforsøk og eventuelt pilotforsøk vil være nødvendig for å bestemme type materiale og mengde.

Tiltakseffektivitet

Det er foreløpig for lite kunnskap om effekter av metoden til å vurdere hvilke effekter den kan gi i Gunneklevfjorden, men laboratoriestudier har vist interessante resultater. Laboratoriestudie av redoksstabilisering med jern(III)oksyhydroksid (FeOOH) har vist tifold reduksjon av MeHg i vannsøylen over et kvikksølvforurenset sediment. Porevannskonsentrasjonen av MeHg i det forurensete sedimentet etter behandling var under deteksjonsgrense (<0,01 ng/L) og produksjonen av MeHg i de øverste 2 cm av sedimentlaget var halvert, men produksjon i dypere sedimentlag var til gjengjeld økt (Klein, 2015). En lignende laboratoriestudie har blitt gjort med mangan(IV)dioksid (pyrolusitt, MnO₂). Dette studiet viste 92% reduksjon av MeHg i porevannet. Sediment tilsatt pyrolusitt viste også evne til å stabilisere tilsatt forurensning (Vlassopoulos, 2014).

Bidrag til måloppnåelse

Redoksstabilisering er en tiltaksmetode som vil være rettet mot å redusere biotilgjengeligheten av kvikksølv. Det er lite sannsynlig at metoden vil begrense utlekking av dioksiner/furaner eller andre klororganiske forbindelser fra Gunneklevfjorden.

Kostnadsestimat

Det er ikke grunnlag for å estimere kostnadene av en redoksstabilisering siden metoden ennå ikke har blitt anvendt *in-situ*. Metoden vil kreve en betydelig utviklingsinnsats og utprøving før den kan anvendes.

5.2.5 In-situ sedimentstabilisering

Sement eller andre bindende materialer kan tilsettes sedimentet in situ for å stabilisere sedimentene geoteknisk, og for å begrense eller hindre utlekking av miljøgifter.

Metoden har imidlertid vist seg lite egnet for kvikksølvforurenset sediment og har uønskede effekter som følge av de svært reaktive stoffene i sementen. Metoden ansees derfor som uegnet i Gunneklevfjorden.

Sement eller andre bindende (solidifiserende) materialer kan tilsettes sedimentene *in-situ* med mål om at sedimentene skal bli mer stabile geoteknisk, samt at utlekking av miljøgifter reduseres, eller i beste fall stoppes. Ved stabilisering og solidifisering (STSO) med sement blir den forurensete massen mer stabil fordi forurensningen blir omdannet til en mindre løselig, mobil eller toksisk form (Laugesen, 2007). Metoden har blitt benyttet i et pilotprosjekt i Trondheim havn og i Sandvika, Bærum, der sedimentene ble mudret, behandlet *ex-situ* og deretter lagt i et strandkanteponi.

Gjennomføring

Tester som ble gjort med sementstabilisering av mudrede masser fra kaiene utenfor Herøya viste at slik stabilisering gav god effekt på styrken til sedimentene, men at kvikksølvutlekkingen fra massene økte betydelig sammenlignet med utlekkning fra sedimentet uten stabilisering (NGI, 2004). Dette er også vist i andre studier (Schaanning et al., 2010). Metoden ansees derfor som uegnet for Gunneklevfjorden.

5.2.6 Overvåket naturlig restitusjon

Det er vist en betydelig forbedring av konsentrasjoner av kvikksølv og klorerte forbindelser i sedimentet og nedgang i konsentrasjoner av kvikksølv i fisk over de siste 25 år. Naturlig restitusjon vil trolig fortsette å bedre tilstanden i sedimentet, redusere spredningen fra sedimentet til vannet over og redusere biotilgjengelighet av miljøgifter over tid. Det vil imidlertid ta lang tid å forbedre den dårlige stabiliteten i sedimentene med naturlig restitusjon. Den planlagte utfyllingen i Gunneklevfjorden kan komme til å forsinke den naturlige restitusjonen dersom oppvirvling av dypereliggende sterkt forurensede sedimenter spres.

Overvåket naturlig restitusjon er 0-alternativet uten aktive tiltak, men med overvåkning av utviklingen. Suksessen til overvåket naturlig restitusjon avhenger av at de naturlige prosessene (fysiske, kjemiske eller biologiske) i tiltaksområdet evner å isolere, ødelegge eller redusere biotilgjengeligheten eller toksisiteten til miljøgiftene (Fuchsman et al., 2014). I Miljødirektoratets veileder *Håndtering av sedimenter* (TA-2960/2012) er naturlig restitusjon nevnt som et mulig tiltak i områder der sedimentasjonsraten av rene sedimenter er tilstrekkelig høy til å sikre et renere miljø innen en akseptabel restitusjonstid. Andre tiltaksalternativer må dessuten være utelukket som følge av enten ingen forventet effekt, høye kostnader eller andre praktiske årsaker (Miljødirektoratet, 2015b). Overvåket naturlig restitusjon må følges gjennom en grundig overvåkning som etter rimelig tid påviser en positiv utvikling i sediment og biota.

Gjennomføring

Forutsetningen for naturlig restitusjon er, som for øvrige tiltaksløsninger, at forurensningskilder er sanert og at det tilføres nytt og renere materiale som sedimenterer på toppen av eldre sjøbunn. I Gunneklevfjorden ble direkte utslipp av kvikksølv og dioksiner/furaner stanset helt etter at kloralkaliefabrikken og magnesiumfabrikken ble lagt ned i henholdsvis 1988 og i 2002. Utviklingen i overflatesedimentet og dagens tilførsler er undersøkt i prosjektet for å vurdere om naturlig restitusjon pågår i Gunneklevfjorden. Disse undersøkelsene er oppsummert i Tabell 32.

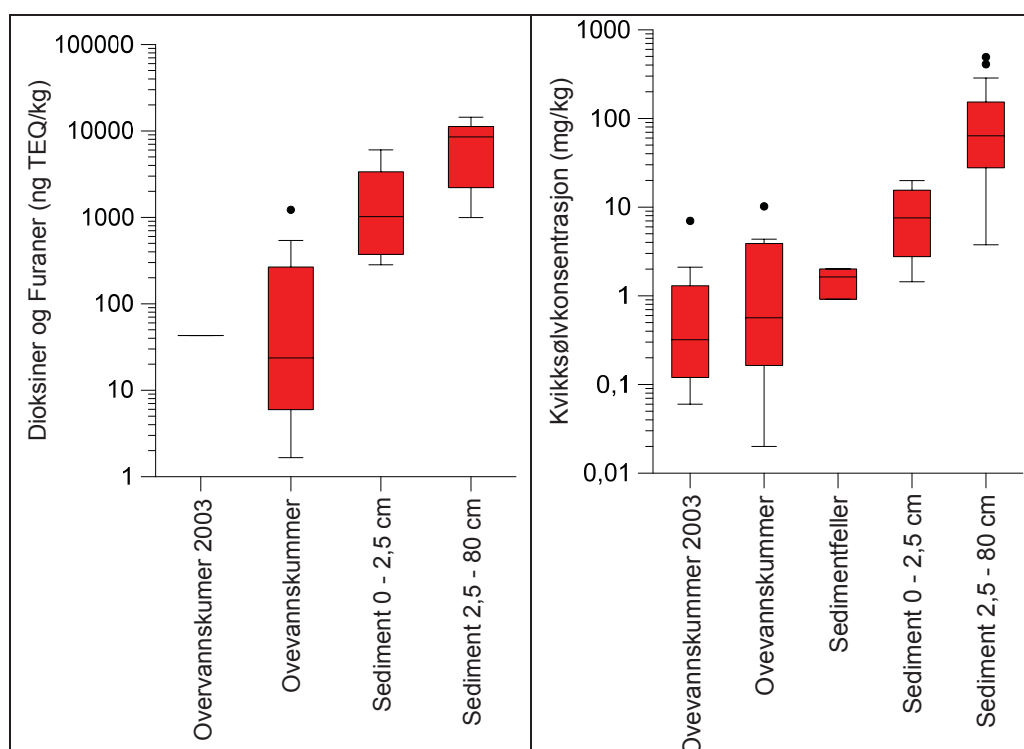
Tabell 32. Oversikt over undersøkelser gjennomført i prosjektet som grunnlag for å vurdere naturlig restitusjon.

Undersøkelse	Resultater med betydning for naturlig forbedring	Referanse
Konsentrasjoner av miljøgifter i daterte sedimentkjerner	Undersøkelsen ga grunnlag for å vurdere hastighet på forbedringen av overflatesedimentet, bioturbasjonsdyp og akkumulasjonsrate for nytt sediment	(NGI, 2015b)
Sedimentfeller utplassert i fjorden over flere måneder	Konsentrasjonen av kvikksølv på sedimenterende partikler ble undersøkt	(NGI, 2015b)
Konsentrasjon på partikler i overvannsystemet fra Herøya	Forurensningsbidraget fra partikler som tilføres Gunneklevfjorden med overvannsystemet ble undersøkt	(NGI, 2015d)
Tilførsler fra andre kilder: Skienselva, kjølevann fra Herøya, overvann i bekk	Undersøkelser av vann ga grunnlag for å estimere bidrag til evt ny forurensing på sjøbunnen	Kapittel 2.7, Vedlegg D, E,
Massebalanser beregnet i 1989 og 2014	Viste ca. 10x lavere spredning av kvikksølv i 2014 sammenlignet med 1989	(Skei et al., 1989, Molvær, 1989), Kapittel 3.3

Ved å sammenligne konsentrasjonene som er målt i eldre sediment, nyere sediment, sedimenterende materiale og materiale i overvannskummer kan det vurderes i hvilke grad overvann og andre kilder på land kan bidra til ny forurensing på sjøbunnen, og dermed hvordan naturlig restitusjon utvikler seg.

Forbedringen som har skjedd over tid gjenspeiles i kjernenes konsentrasjonsprofil, som omtalt i kapittel 3.1.2. Figur 32 viser konsentrasjoner av dioksiner/furaner og kvikksølv målt i overvannskummer i 2003 og i 2014, i sedimentfeller i 2014 og i overflate- og dypere sediment i de daterte sedimentkjernene fra 2014.

Det var sammenfall mellom konsentrasjonene av kvikksølv i overvann og i sedimentfellene, noe som tyder på at materialet som transporteres med overvannet kan bidra med metaller og dioksiner/furaner til overflatesedimentet i Gunneklevfjorden. Imidlertid var konsentrasjonen i overvann og sedimentfeller gjennomgående lavere enn i overflatesedimentet, noe som indikerer at det sedimenterende materialet vil fortsette å bidra til en betydelig forbedring av miljøtilstanden i overflatesedimentet i fremtiden, selv med de målte konsentrasjonene. Estimert av mengden partikler som transporteres med overvann og sedimenterer i fjorden viste at tilførslene har størst betydning for sedimentene nær utslippspunktene.



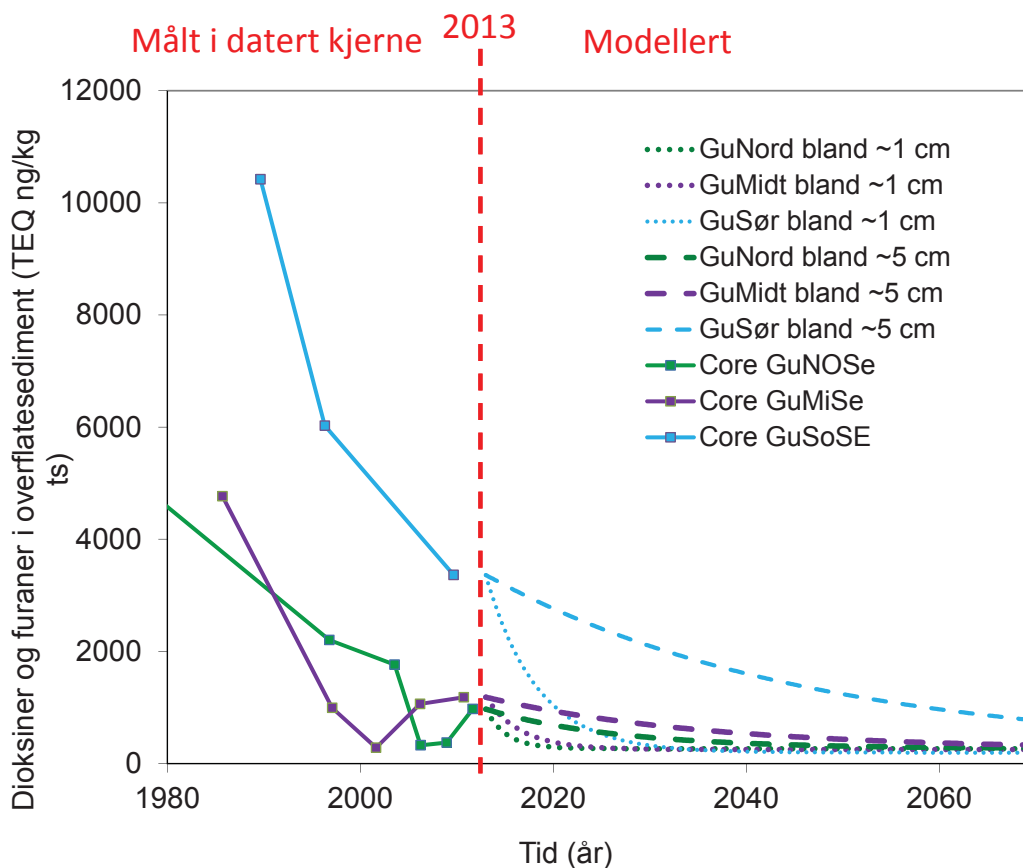
Figur 32. Konsentrasjon av dioksiner/furaner (ng TEQ kg^{-1}) og kvikksølv (mg TotHg kg^{-1}) i ulike materialer undersøkt i forbindelse med tiltaksutredningen og tidligere undersøkelser i overvannskummer. Undersøkelsen av overvannskummer i 2003 er ikke gjort i de samme kummene som i 2014, men undersøkelsene er gjort delvis på de samme industriområdene på Herøya.

Tiltakseffektivitet

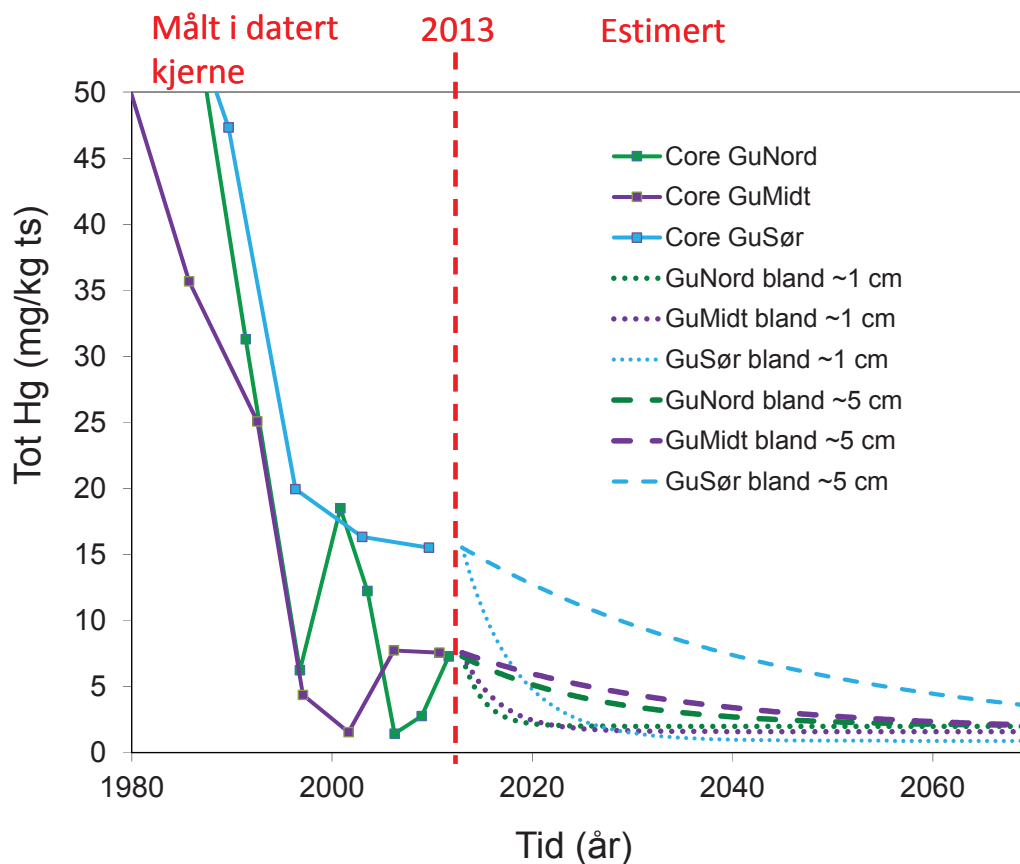
Framskrivning av framtidige konsentrasjoner av kvikksølv og dioksiner/furaner i overflatesedimentet er basert på den historiske utviklingen som kan leses ut av de daterte sedimentkjernene, og beregninger viser at det kan forventes en betydelig reduksjon av konsentrasjoner i overflatesedimentet (Figur 33 og 34).

Tykkelsen av bioturbasjonslaget vil imidlertid påvirke utviklingen, siden et tykkere biologisk aktivt lag vil gi dypere innblanding med underliggende sediment. De daterte kjernene antyder et biologisk aktivt lag på bare 1 cm, og en eventuell endring til mer aktivt bioturbierende bunnfauna vil forsinke forbedringen, som vist i Figur 33 og 34.

Utviklingen i sedimentkjernene er ikke ulik et eksponentielt forløp med halveringstid 7,5 år, tilsvarende modellen som ble anvendt for naturlig forbedring basert på massebalansene utarbeidet i 1989 og 2014 (se kapittel 5.2.1, 5.2.2 og 5.2.3). Dette bekrefter antagelsen om at de reduserte konsentrasjonene av kvikksølv i fjordens vannmasser og den reduserte spredningen av kvikksølv ut av Gunneklevfjorden i all hovedsak skyldes redusert spredning fra sedimentene som følge av naturlig overdekking med nytt materiale med lavere innhold av miljøgifter.



Figur 33. Målt konsentrasjon av dioksiner i datert kjerne er plottet mot alder frem til 2013 (heltrukne linjer). Estimert konsentrasjonsutvikling for dioksiner/furaner i overflatesedimentet fra 2013 basert på konsentrasjon i sedimenterende materiale og blandingsdyp og akkumulasjonsrate målt i de daterte kjernen (stiplede linjer).



Figur 34. Målt konsentrasjon av TotHg (mg kg^{-1} TS) i daterte kjerne er plottet mot alder frem til 2013 (heltrukne linjer). Estimert konsentrasjonsutvikling av TotHg (mg kg^{-1} TS) i overflatesedimentet fra 2013 basert på konsentrasjon i sedimenterende materiale og blandingsdyp og akkumulasjonsrate målt i de daterte kjernen (stiplede linjer).

Bidrag til oppnåelse av miljømål

Forutsatt at dagens sedimenterende materialet representerer fremtidig overflatesediment, vil naturlig tildekking på sikt kunne bringe konsentrasjonen av kvikksølv ned til omlag $1 - 2 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ (klasse IV - V). Dette kan i beste fall skje i løpet av 10 – 15-år, men det er betydelige usikkerheter knyttet til dette tidsestimatet. Usikkerhetene er knyttet både til betydningen av eventuelle endringer i bunnfauna og til betydningen av diffusiv transport ut av sedimentet. Dette gjelder spesielt for kvikksølv der det er estimert en betydelig raskere diffusjon gjennom sedimentet enn for dioksiner/furaner. Reduksjon i utlekking, oppvirvling, spredning og biotilgjengelighet vil skje gradvis etter hvert som nytt overflatesediment bygges opp. Over tid har konsentrasjonene i fisk gått betydelig ned (kapittel 3.1.3), det kan forventes ytterlig reduserte konsentrasjoner i fisk med redusert risiko for human helse. Dette er nærmere omtalt i kapittel 5.3. Naturlig forbedring vil på kort sikt, ikke gi noen vesentlig bedring av bunnsedimentenes biologiske potensiale og det vil fortsatt være aktuelt med begrensninger mht. bruk av fjorden.

5.3 Effekter av tiltak på biota

Tiltak mot forurensede sedimenter kan gi både ønskede og uønskede effekter på biota. Med en ikke ubetydelig usikkerhet er det antatt at redusert biotilgjengelighet av miljøgifter i sediment og porevann vil gi en proporsjonal reduksjon i miljøgiftkonsentrasjoner i bunndyr med påfølgende reduksjon i fisk (primær effekt). Basert på en estimert reduksjon på 70 % for kvikksølv i porevann

som følge av enten isolasjonstildekking, behandling med aktivt kull eller naturlig restitusjon i hele beiteområdet til fisk, er det anslått en reduksjon av kvikksølv i fisk som over noe varierende tid kan gi konsentrasjoner under EUs grenseverdi for konsum og tilsvarende tilstandsklasse IV (SFT, 1997). Ut fra gjennomføringstid for tiltak og effektivitet som funksjon av tiden er det antatt at slike konsentrasjoner kan nås raskest med behandling med aktivt kull, men pga stor spredning under tiltaket er det ikke gitt at mudring vil gi vesentlig raskere effekt på innholdet i fisk enn isolasjonstildekking, selv om anleggstiden for isolasjonstildekking er antatt å være svært lang. Uønskede effekter av tiltak (sekundære effekter) kan oppstå direkte på individer eller populasjoner, eller som følge av fysiske inngrep eller forstyrrelser av habitatet. Mudring og isolasjonstildekking, spesielt i vegetasjonsområdet, vil gi størst negativ innvirkning på habitat. Antatt generell restitusjonstid når forholdene ligger til rette for rekolonisering er anslått til minimum 5 år.

Reduksjon i konsentrasjoner av miljøgifter i bunndyr og fisk, og dermed redusert risiko for human helse, er en vesentlig motivasjon for gjennomføring av tiltak mot forurenset sediment, noe som reflekteres i flere av de overordnede strategiske miljømålene som er presentert i kapittel 4. Forutsetningen for at tiltak mot sedimentene kan gi ønsket effekt i fisk, er at sedimentet er en vesentlig kilde til miljøgifter i organismer, og at redusert tilgjengelighet av miljøgifter i sedimentet gir direkte respons på konsentrasjoner av miljøgifter i organismer (primære effekter). Miljøgifter i vannfase, tilført fra vassdrag, ved atmosfæriske tilførsler eller gjennom diffus avrenning fra nedbørsfeltet, kan også være kilder til opptak av miljøgifter i organismer. Reduksjon av konsentrasjoner av miljøgifter i sediment i Gunneklevfjorden i perioden fra 1988 har vært betydelig (Figur 33 og 34) og det er dokumentert reduksjon av miljøgifter i fisk i samme periode (kapittel 3.1.3). Det er i tillegg vist oppkonsentrering av kvikksølv og dioksiner/furaner fra porevann til bunndyr, og magnifisering av kvikksølv videre i næringskjeden. Det er derfor grunn til å tro at tiltak som gir reduksjon i biotilgjengelighet av miljøgifter i sedimentet vil ha effekt på konsentrasjoner i organismer over tid, forutsatt at ikke andre kilder er store nok til å opprettholde miljøgiftkonsentrasjonene eller begrense reduksjonen.

Beregning av sammenheng mellom miljøgiftkonsentrasjoner i organismer og i deres miljø er en utfordrende øvelse som forutsetter forståelse for mange parametere og hvordan de virker sammen. For Grenlandsfjordene er det tidligere utviklet en modell (Sedflex) som knytter sammen abiotiske og biotiske prosesser for dioksiner/furaner (Næs et al., 2004). Prinsippet for modellen er proporsjonalitet mellom bunndyr og konsentrasjoner i vann og/eller i porevann. Modellen lar seg imidlertid ikke direkte overføre til Gunneklevfjorden og gjelder heller ikke for kvikksølv. For å prøve å estimere konsentrasjon i fisk som følger av reduserte konsentrasjoner i porevann etter tiltak, er det derfor lagt til grunn en svært forenklet tilnærming med store usikkerheter, med proporsjonalitet mellom porevann og bunndyr basert på beregnet biokonsentrasjonsfaktor (BCF, se kapittel 3.1.3) og vurdering av effekt på fisk høyere i næringskjeden basert på trofisk magnifiseringsfaktor ($IMF=1,27$, se kapittel 3.1.3). En generell betraktning av responstid i fisk er satt til minimum 5 år, basert på de stedege fiskeartenes generasjonstid (alder ved kjønnsmodning). Det må presiseres at det er store usikkerheter i denne tilnærmingen, men responstiden er i samme størrelsesorden som gitt ved bruk av modellen Sedflex for torsk i Grenlandsfjordene, forutsatt omfattende tiltak i hele fjordsystemet (Saloranta, 2006). Det er tidligere argumentert for større mangfold og individtetthet i vegetasjonsområdet enn i øvrige deler av fjorden (kapittel 3.1.3), noe som tilsier at reduserte porevannskonsentrasjoner i vegetasjonsområdet vil ha størst betydning for bunndyr og fisk. Siden tilstedeværelse ikke er kvantifisert er det ikke tatt hensyn til dette i vurderingen av effekt på biota. For sammenligningens skyld er det antatt at alle tiltaksmetodene gjennomføres i hele beiteområdet for fisk.

Tiltak for å redusere biotilgjengelighet av miljøgifter kan ha negativ innvirkning på organismene eller på habitatet, med uønskede effekter på økosystemet (sekundære effekter), og det kan ta tid før økosystemet er restituert etter et tiltak. I Gunneklevfjorden vil det spesielt være i vegetasjonsområdet at tiltak kan få uønskede konsekvenser. Siden brakkvannsforholdene i fjorden gir utfordrende betingelser både for ferskvannsararter i vassdraget og for saltvannsararter i fjordene utenfor, er det usikkert hvor raskt en rekolonisering kan skje. Det antas at restitusjonstid i beste fall kan være minimum 5 år, forutsatt at det er

delområder i Gunneklevfjorden eller i nærheten som det kan rekoloniseres arter fra, og at forholdene i fjorden for øvrig er gunstige for reetablering.

Effekter etter mudringstiltak

Mudring vil gjøre store inngrep i det eksisterende økosystemet, med ødeleggelse av dagens habitat. Etter mudring vil det imidlertid fortsatt være naturlig sjøbunn i tiltaksområdet, og kvaliteten kan være bedre enn det eksisterende industripåvirkede og svært bløte sedimentet. Over tid vil det derfor kunne ligge til rette for etablering av en naturlig bunnfauna i eventuelle mudrede områder, forutsatt at vegetasjonsområdet ikke er forstyrret.

Det er antatt at mudring optimalt reduserer utlekking av kvikksølv fra sedimentet med anslagsvis 90 % og tilnærmet eliminerer utlekkingen av dioksiner, forutsatt at all restforurensning er håndtert og det ikke er noen rekontaminering (Kapittel 5.2.1). Reduksjon på 90% i porevannet i hele fjorden er estimert å kunne gi konsentrasjoner av kvikksølv i fisk tilsvarende tilstandsklasse III (TA 1467/1997) og godt under omsetningsgrensen fra EU. Det er imidlertid allerede antydning at mudring i hele fjorden er en lite egnet tiltaksmetode (kapittel 5.2.1). Hvis man likevel legger mudring til grunn for vurdering av effekt på biota, kan det forventes å observere nedgang i konsentrasjoner i fisk etter minimum 8 år, basert på en gjennomføringstid på 2-4 år. Det er imidlertid svært sannsynlig at det vil ta betydelig lenger tid til en slik effekt kan observeres, siden det mest trolig vil være behov for gjentatte mudringer og tildekking etter mudring. I så fall kan effekten på konsentrasjoner i fisk sidestilles med isolasjonstildekking. Det vil også være vanskelig å unngå en puls av forurensning til organismer i fjorden som følge av spredningen under et slikt tiltak. Dette vil kunne bidra til at det tar lenger tid før den ønskede effekten på innholdet i fisken oppnås etter et eventuelt mudringstiltak.

Effekter etter isolasjonstildekking

Ved isolasjonstildekking vil valg av tildekkingsmasser og tykkelse på tildekkingslaget kunne ha betydning for re-etableringen av økosystemet. Etter tildekking med 30 – 50 cm knuste masser i Hannevika i Kristiansand ble det registrert forbedring i bunnfauna der det tidligere var et samfunn preget av industripåvirkning, 3-4 år etter tildekking, (Berge et al., 2007). Etter tildekking av vegetasjonen i Gunneklevfjorden med noen få cm knuste masser var det ingen tydelig effekt i tetthet av planter etter ett år (Olsen, 2015). Det er imidlertid usikkert om vegetasjonen vil kunne overleve en tykkere isolasjonstildekking, og hvor raskt re-etablering av en tilsvarende undervannseng kan skje. Trolig vil sjansen for re-etablering være større dersom deler av vegetasjonen blir bevart. I de sentrale områdene av fjorden der industripåvirkning er tydelig vil det kunne ligge til rette for en forbedring av økosystemet over tid, avhengig av hvilke tildekkingsmasser som velges.

Det er antatt at isolasjonstildekking vil kunne gi mer enn 84 % reduksjon i porevannskonsentrasjon på lang sikt, forutsatt en vellykket isolering av det forurensete sedimentet og ingen rekontaminering. Etter konsolideringsfase på ca. 10 år er reduksjonen anslått til ca. 70 % (Tabell 26). Anslagsvis 70 % reduksjon i porevannskonsentrasjon i vegetasjonsområdet kan som anslått for mudring gi kvikksølvkonsentrasjoner i all fisk under EUs grenseverdi for konsum og tilsvarende tilstandsklasse IV (SFT, 1997). Basert på generelle betraktning om responstid og med en gjennomføringstid for isolasjonstildekking på minimum 10 år, men trolig mer, og deretter en antatt konsolideringsfase på ca. 10 år, kan det forventes å observere de anslåtte konsentrasjonene i fisk etter minimum 25 år. Effekter av eventuell økt spredning på grunn utglidninger eller av stabilisering med grov stein vil kunne forstyrre denne utviklingen.

Effekter etter aktivt kull tildekking

Flere studier har sett på sekundære effekter på bunndyr og undervannsvegetasjon etter ulike aktivt kull tilsetninger til sedimentene, og Janssen and Beckingham (2013) har sammenstilt resultater fra mange av disse. De hyppigst forekommende effektene på dyr var på vekst (6%) etterfulgt av endringer i fettinnhold og adferd (begge 5%), og minst hyppig på overlevelse (2%). Generelt synes effektene å være artsspesifikke og økende med høyere dose av kull og finere partikkelstørrelse. Andre tester har vist at tilsetning av aktivt kull til forurenset sediment med toksiske egenskaper har økt overlevelse, mest trolig pga redusert biotilgjengelighet av miljøgifter. Det er imidlertid fortsatt begrenset forståelse for betydningen av de

observerte individuelle effektene på populasjon, samfunn eller økosystem. I Grenlandsfjordene har overvåkning etter tildekkingsforsøk med aktivt kull vist bunndyrsamfunn preget av forstyrrelse 4 år etter tildekkingen, men med tegn på at restitusjon er i gang (Schaanning et al., 2014b). Særlig filtrerende organismer som slangestjerner og pigghuder synes å være sårbare for aktivt kull tilsetning. I et annet forsøk med rekolonisering etter behandling med aktivt kull ble det etter 15 måneder ikke påvist noen effekter på samfunnsnivå, men en negativ trend ble observert for enkelte arter (Kupryianchyk et al., 2012). Det ble der konkludert med at effekter på bunndyrsamfunn er begrenset så lenge aktivt kull tilsetningen er relativt lav (1-4 %).

Det er i dette prosjektet vist at aktivt kull kan redusere tilgjengeligheten av kvikksølv og dioksiner/furaner med 60-80 % (kapittel 5.1.1). Anslagsvis 70 % reduksjon i porevannskonsentrasjon i vegetasjonsområdet kan som anslått for mudring og isolasjonstildekking gi kvikksølvkonsentrasjoner i all fisk under EUs grenseverdi for konsum og tilsvarende tilstandsklasse IV (SFT, 1997), med observert respons minimum 5 år etter en gjennomføringsperiode på under ett år, dvs etter minimum 6 år.

Effekter etter redoksstabilisering

Lite er kjent om effekter av redoksstabilisering, siden metoden er på et eksperimentelt nivå. Metoden kan vise seg å ha uønskede effekter siden oksidasjonsmidler som nitrat og mangandioksid i for høye konsentrasjoner kan ha toksisk effekt på akvatiske organismer. Både nitrat og jern er dessuten viktige plantenæringsstoffer og eventuelle eutrofi-effekter kan oppstå.

Effekter ved overvåket naturlig restitusjon

Ved overvåket naturlig restitusjon vil det ikke skje noen dramatiske inngrep eller endringer i vegetasjonsområdet, men det vil heller ikke skje noen rask forbedring av sedimentegenskapene eller – konsentrasjonene i de sentrale og mest industripåvirkede delene av Gunneklevfjorden. Forbedringen der vil skje over lang tid som følge av sedimentering av nytt materiale. Det vil ligge til rette for redusert opptak i organismer etter hvert som renere sediment reduserer biotilgjengeligheten av miljøgifter, men tidsperspektivet er usikkert. Det er ikke trolig at naturlig restitusjon vil gi vesentlig forbedring av habitatet og sedimentegenskapene i de delene av fjorden som er mest industripåvirket i dag. Hvis økt habitatkvalitet fører til økt bioturbasjonsdyp vil det kunne forsinke restitusjonsprosessen. I kapittel 5.2.6 er det anslått i beste fall et tidsperspektiv på 10-15 år for overflatesedimentet når klasse IV/V for kvikksølv ($1-2 \text{ mg kg}^{-1}$), men det er store usikkerheter knyttet til dette anslaget. Basert på K_d -verdier beregnet i prosjektet (Tabell 12) vil sediment med konsentrasjoner av TotHg på 2 mg kg^{-1} gi porevannskonsentrasjoner under EUs EQS for alle stasjoner ($0,0058 - 0,19 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), som betyr en reduksjon i forhold til dagens verdier med 88-98 % utenfor vegetasjonsområdet og 71 % innenfor vegetasjonsområdet. Anslagsvis 70 % reduksjon i porevannskonsentrasjon i vegetasjonsområdet kan som anslått for mudring, isolasjonstildekking og behandling med aktivt kull gi kvikksølvkonsentrasjoner i all fisk under EUs grenseverdi for konsum og tilsvarende tilstandsklasse IV (SFT, 1997), innenfor et svært optimistisk anslag for utvikling på 15 - 20 år med naturlig restitusjon (10-15 år pluss 5 år responstid for fisk).

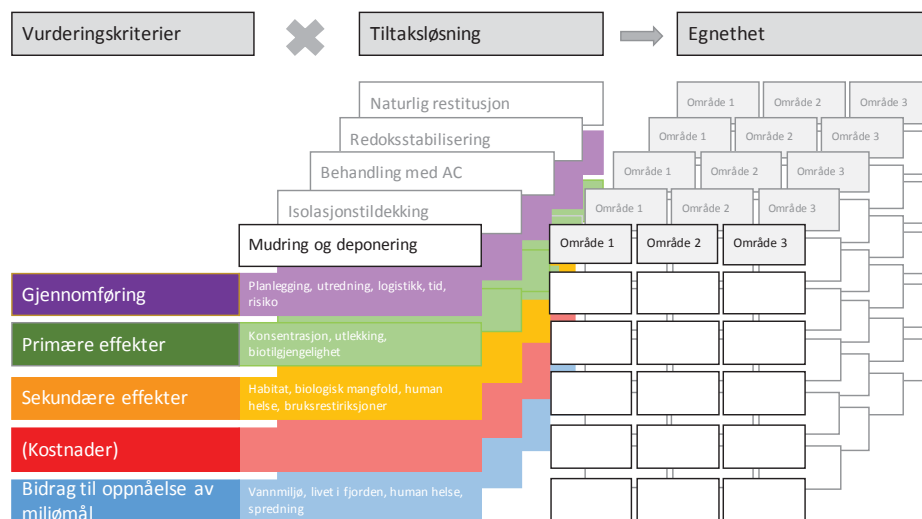
5.4 Vurdering av tiltaksmetodenes egnethet for hvert delområde

Utfylling for nytt næringsareal på Herøya vil fungere som isolasjonstildekking for 34% av arealet i Gunneklevfjorden. For de øvrige delområdene i fjorden kan flere ulike tiltaksmetoder være aktuelle. Behandling med aktivt kull kan være gjennomførbart i alle områder i fjorden og tiltaksperioden er relativt kort. Behandling med aktivt kull synes som den eneste egnede tiltaksmetoden i vegetasjonsområdet dersom habitatet ønskes opprettholdt. Metoden gir god effekt på biotilgjengelighet av miljøgifter og det antas at konsentrasjoner i bunndyr og fisk vil gå ned som følge av behandlingen. Behandlingen er å betrakte som et tiltak som forsterker og framskynder den naturlige restitusjonen, og endrer derfor på kort sikt ikke konsentrasjoner i overflatesedimentet og bidrar lite til reduksjon av resuspensjon. Behandlingen kan trolig gjøres både med og uten bæremateriale, og med bæremateriale kan metoden gi bedre effekt på resuspensjon.

Isolasjonstildekking vil gi god effekt på både utlekking, resuspensjon og biotilgjengelighet, og dermed trolig også på konsentrasjoner i bunndyr og fisk. Isolasjonstildekking gir potensiale for forbedring av habitat i de mest industripåvirkede områdene, men er ikke å anbefale i vegetasjonsområdet på grunn av ødeleggelse av det eksisterende habitatet. Gjennomføringstiden er relativt lang og med tid til konsolidering av tildekkingslaget vil full effekt av tiltaket først inntre flere år etter avsluttet tiltak. Geoteknisk stabilitet i hovedbassenget gir noe usikkerhet om muligheten for utlegging av isolasjonstildekking. Mulig gjennomføring kan være ved utlegging av flere tynne lag over lang tid for å redusere spredning og brudd, eller over noe kortere tid med stabilisering av sedimentene med grov stein først. Det er behov for å vinne erfaringer med begge tilnærminger. Isolasjonstildekking med utlegging av gjentatte tynne lag uten stabilisering anbefales derfor prøvd ut i en pilottest før det kan konkluderes endelig om metodens egnethet. Utfyllingsprosjektet vil på sin side gi nyttige erfaringer om mulighetene for å stabilisere med grov stein og i hvilken grad det vil gi oppvirvling og spredning under utlegging. Mudring er generelt en lite egnet metode i Gunneklevfjorden, primært på grunn av betydelige utfordringer med oppvirvling, spredning, avvanning og deponering av masser. Begrenset mudring vil kun være aktuelt for å sikre seilingsdyp ved private bryggeanlegg eller dersom aktiviteten i småbåthavnen ønskes opprettholdt. **Overvåket naturlig restitusjon er 0-alternativet i alle delområder av fjorden.**

Basert på beskrivelsen av tiltaksmetoder og forventede effekter av disse i kapittel 5.2 og 5.3, er det gjort en sammenstilling av de forskjellige metodenes egnethet innenfor de identifiserte delområdene i Gunneklevfjorden (kapittel 2.6). Utfylling i det regulerte utfyllingsområdet inngår ikke i vurderingen, men er å betrakte som et tiltak som vil hindre oppvirvling, utlekking, spredning og biotilgjengelighet fra 34 % av arealet i Gunneklevfjorden. Metodene redoksstabilisering og sedimentstabilisering er ikke inkludert i vurderingen, som følge av konklusjonen i kapittel 5.2.5 om at metodene synes lite egnede som tiltaksmetoder i Gunneklevfjorden.

Egnethet er vurdert ut i fra vurderingskriteriene Gjennomføring, Primære effekter, Sekundære effekter og Bidrag til oppnåelse av miljømål. Figur 35 viser prinsippet for vurderingen, der hver tiltaksmetode vurderes for de ulike kriteriene og for de tre delområdene. Kostnader er ikke lagt til grunn i den faglige vurderingen av egnethet men er synliggjort i prinsippfiguren som et sannsynlig beslutningskriterium



Figur 35. Prinsippskisse for vurdering av egnethet av forskjellige tiltaksmetoder innenfor delområder i Gunneklevfjorden, ut fra vurderingskriteriene Gjennomføring, Primære effekter, Sekundære effekter og Bidrag til oppnåelse av miljømål. Kostnader inngår ikke i vurderingsgrunnlaget for egnethet men er synliggjort som et sannsynlig beslutningskriterium. Delområdene er 1: Vegetasjonsområdet; 2: Småbåthavnen; 3: Hovedbasseng.

Vurderingsgrunnlaget for tiltaksmetodenes egnethet er sammenstilt i Tabell 33. Nedenfor er det gitt en oppsummering av hvilke tiltaksmetoder som synes egnet for de enkelte delområdene, også vist i Figur 36.

I vegetasjonsområdet (område 1) finnes det betydelige naturverdier og mudring med fjerning av eksisterende sjøbunn, inkludert vegetasjonen, ansees ikke som en egnet tiltaksmetode i dette området. Isolasjonstildekking vil sannsynligvis også ødelegge undervannsvegetasjonen og kan derfor potensielt ha negativ effekt på fisk og andre organismer som bruker dette området, men vil redusere utlekking, resuspensjon og biotilgjengelighet. Behandling med aktivt kull synes å være den eneste egnede metoden i vegetasjonsområdet, og kan gjennomføres i løpet av kort tid. Metoden kombinerer redusert biotilgjengelighet av miljøgifter med liten negativ effekt på naturverdiene i området, men hindrer ikke oppvirvling og resuspensjon, og er i så måte å betrakte som en forsterket og framskyndet naturlig restitusjon. Utfyllingsprosjektet vil ikke nødvendigvis ha noen direkte innvirkning på gjennomføringen, men det kan være nødvendig å gjenta behandlingen dersom utfyllingen fører til sedimentering av nytt forurenset materiale.

I småbåthavnen (område 2) kan to tiltaksløsninger være aktuelle, avhengig av om aktiviteten i båthavnen opprettholdes eller opphører, eventuelt flyttes ut av fjorden. Flytting med påfølgende behandling med aktivt kull synes å være den beste løsningen. De samme biologiske verdiene som er beskrevet for vegetasjonsområdet er også tilstede i småbåthavnen, og aktivt kull opprettholde økosystemet og samtidig reduseres biotilgjengelighet. Dersom aktiviteten i småbåthavnen skal opprettholdes synes mudring med påfølgende tildekking å være eneste egnede tiltaksmetode for å begrense propellerrosjon,

med de utfordringer som følger av dette med hensyn på oppvirvling ved spredning, avvanning og deponering.

I hovedbassenget (område 3) er det relevant å vurdere områder med slak helning og områder med brattere helning hver for seg, siden helning over 4° er vurdert å gi større utfordringer med stabilitet og fare for utglidning ved belastning.

Områder med skråning under 4° utgjør de største arealene i fjorden og er i hovedsak sammenfallende med dyp under 3,5-4 meter. Høyt vanninnhold gir betydelig usikkerhet om geoteknisk stabilitet ved gjennomføring av tiltak. Med dagens kunnskapsnivå synes forsterket naturlig restitusjon ved behandling med aktivt kull å være den tiltaksmetoden som innebærer minst risiko ved gjennomføring. Tildekking med aktivt kull med lite eller uten bæremateriale innebærer liten fysisk belastning på sedimentene og kan derfor gjøres med liten risiko for utglidninger mens tiltaket pågår og gjennomføringstiden er relativt kort. Behandling med aktivt kull gir imidlertid ingen fysisk isolasjon av det forurensette sedimentet og hindrer ikke resuspensjon. Det er antatt å være mindre biologisk aktivitet i dette området enn i vegetasjonsområdet, og liten lystilgang begrenser mulighet for etablering av undervannsvegetasjon, men arealet er likevel så vidt stort at tiltak som reduserer biotilgjengelighet forventes å ha effekt på fisk over tid.

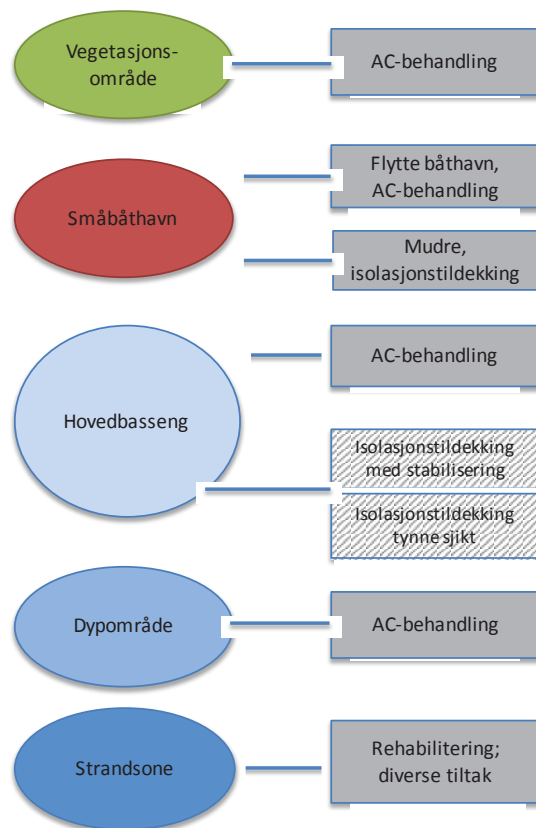
Isolasjonstildekking vil kunne gi større effekt på utlekking, oppvirvling og resuspensjon enn aktivt kull, og vil dessuten kunne gi et forbedret sediment i de områdene som i dag er sterkt industripåvirket. Det synes imidlertid å være betydelig usikkerhet om gjennomføring og det vil være nødvendig med utprøving før det kan konkluderes om metoden er egnet. To alternative løsninger kan være mulige; enten utlegging av flere tynne lag med tilstrekkelig tid til konsolidering mellom hver utlegging, eller stabilisering med grov stein på samme måte som planlegges for utfyllingen. Det kan imidlertid være fare for oppvirvling og spredning ved utlegging av stabiliserende grov stein. Nyttige erfaringer om denne metoden vil kunne høstes gjennom utfyllingsprosjektet.

Mudring synes ikke å være en egnet metode i hovedbassenget, på grunn av betydelige utfordringer med oppvirvling, spredning, avvanning og deponering av masser.

Områder med skråning over 4° finnes i de nordligste delene av fjorden, der dybden går ned til 8-12 m. Det er også områder i strandsonen i de nord-østre delene av fjorden som har helning over 4°. Hver for seg er områdene svært små og det vil trolig være behov for å tilrettelegge tiltak for hvert enkelt område. Mudring i disse områdene vil innebære de samme utfordringene som i de sentrale og flate delene av fjorden, og ansees derfor generelt som uegnet, men kan kun være aktuelt i kombinasjon med isolasjonstildekking i begrensede arealer for å opprettholde seilingsdyp ved private bryggeanlegg. Isolasjonstildekking i bratte områder vil trolig kreve stabiliserende tiltak i form av motfyllinger og synes ikke å være den best egnede tiltaksløsningen siden gjennomføring trolig vil gi risiko for oppvirvling og utglidninger. Behandling med aktivt kull innebærer liten fysisk belastning på sedimentene og gir mindre fare for utglidning enn isolasjonstildekking, og kan derfor være en egnet metode der det ikke forventes fysisk forstyrrelse som for eksempel propellerrosjon. Metoden vil være å betrakte som en forsterket naturlig restitusjon siden den ikke gir fysisk isolasjon av sedimentet.

I utfyllingsområdet (område 4) vil selve utfyllingen være å betrakte som et tiltak som vil bringe forurenset sediment ut av sirkulasjon fra 34% av arealet i Gunneklevfjorden.

Tiltaksmetodene som med dagens kunnskapsnivå synes best egnet i de enkelte delområdene er presentert i Figur 36.



Figur 36. Tiltaksmetodene som med dagens kunnskapsnivå vurderes som egnet innenfor de enkelte delområdene i Gunneklevfjorden. Behandling med aktivt kull er benevnt som AC-behandling. Skravering for isolasjonstildekking i hovedbasseng indikerer behov for utprøving.

Tabell 33. Sammenstilling av egnethet av tiltaksmetoder etter vurderingskriteriene Gjennomføring, Primære og Sekundære effekter og Bidrag til oppnåelse av miljømål.

Vurderingskriterier for egnethet			
Tiltaksløsning	Gjennomføring	Primære og sekundære effekter	Bidrag til oppnåelse av miljømål
	<ul style="list-style-type: none"> Planleggingsbehov Utrednings- og utviklingsbehov Logistikk og tilgang på nødvendig utstyr og kompetanse Risiko i gjennomføringsfasen Varighet av gjennomføring Usikkerhet om resultat av gjennomføringen 	<ul style="list-style-type: none"> Sedimentkonsentrasjon Utlekking Porevannskonsentrasjon Biotilgjengelighet Spredning under gjennomføring Varighet av effekt Risiko for human helse som følge av gjennomføringen Habitat, biologisk mangfold og økosystemtjenester 	<ol style="list-style-type: none"> Vannmiljøet i Gunnekevfjorden skal bedres Livet i Gunnekevfjorden skal bedres Sedimentene i Gunnekevfjorden skal ikke representere noen risiko for human helse ved den bruk som er beskrevet i reguleringsplanen Gunnekevfjorden skal ikke representere en kilde til transport av kvikksølv eller dioksiner til utenforliggende fordområder slik at tilstanden forverres eller pågående naturlig forbedring forsinkes.
Mudring og deponering (sugemudring)	<p>Mudring krever et betydelig planleggingsarbeid, og det er store utfordringer knyttet til teknisk utførelse, spredning under tiltaket, restforurensning, håndtering av mudrede masser og avvanning av disse.</p> <p>Det er generelt spørsmål om kapasitet av tilgjengelig sugemudringsutstyr i forhold til volum i Gunnekevfjorden. Det er dessuten store utfordringer knyttet til deponering av masse. Gjentatt mudring og tildekking etter mudring vil trolig være nødvendig for å håndtere restforurensning og det kan være vanskelig å estimere gjennomføringstiden som følge av dette. Antatt 3 - 10 år.</p>	<p>Det forventes god og varig primær effekt forutsatt full kildekontroll og håndtering av restforurensning, inkludert avrenning fra avvanningsområde og eventuelt strandkanideponi. Uten avbøtende tiltak må det forventes betydelig spredning under gjennomføringen, med potensiale for påvirkning på økosystem. Anslagsvis vil rekoloniseringstiden for biota være minimum 5 år, og forutsatt ingen utlekking fra sedimentet og ingen andre vesentlig kilder og inntaksveier vil dette være sammenfallende med responstid for reduserte konsentrasjoner i fisk. Under mudringen kan det være eksponeringsfare for mennesker knyttet til håndtering av svært forurenset sediment.</p>	<ol style="list-style-type: none"> Det forventes at tiltaket generelt gir et godt bidrag til bedring av vannmiljø, forutsatt at det ikke skjer rekontaminering. Det forventes nedgang i konsentrasjoner i fisk over tid, men det er usikkerhet om betydningen av ulike eksponeringsveier og om sammenheng mellom sedimentkonsentrasjon og biota-konsentrasjoner. På kort og mellomlang sikt forventes en forringelse av habitat og økosystem, på lengre sikt er det potensiale for forbedring i hovedbasseng men usikkerhet om restitusjon i undervannsseng. Risikoredusksjon forventes. Ingen brukerbegrensninger vil trolig være nødvendig

Vurderingskriterier for egnethet			
Tiltaksløsning	Gjennomføring	Primære og sekundære effekter	Bidrag til oppnåelse av miljømål
	<p><u>Hovedbasseng:</u> Mudring i hovedbassenget vil være spesielt krevende pga høyt vanninnhold.</p> <p><u>Småbåthavn og undervannsseng:</u> Mudring av masser fra småbåthavn og undervannsseng er trolig mindre utfordrende enn mudring i hovedbassenget pga lavere vanninnhold og mindre areal.</p>	<p><u>Hovedbasseng:</u> I hovedbassenget vil det være potensiale for forbedret habitat etter mudring.</p> <p><u>Småbåthavn og undervannsseng:</u> Konsekvensene av mudring vil være omfattende for habitat og biologisk mangfold i undervannsvegetasjonen, og det knytter seg usikkerhet til rekoloniseringsstiden.</p>	<p>etter gjennomført tiltak.</p> <p>4) Under gjennomføring kan det være betydelig resuspensjon og uten avbøtende tiltak vil dette gi økt transport til omkringliggende områder. Etter at tiltaket er gjennomført forventes redusert transport som følge av redusert/eliminert utlekking og resuspensjon.</p> <p>Mens tiltaket pågår vil det være en del ulemper for naboer og andre brukergrupper, og tiltaksgjennomføringen vil legge begrensninger på bruk over flere år.</p>
Isolasjonstildekking	<p>Tildekkingslagets tykkelse må prosjekteres i forhold til bæreevne og stabilitet, og høyt vanninnhold i deler av fjorden kan være utfordrende. Tildekkingslaget vil trolig være sårbart for uforutsette forstyrrelser og effekten vil være avhengig av at det ikke forekommer brudd i tildekkingslaget. Steinstabilisering vil kunne redusere sårbarhet og øke robusthet, og dermed sikkerhet for langtidseffekt av oppnådd resultat. Imidlertid er det usikkerhet om oppvirvling ved stabilisering med grov stein. Gjennomføringsstiden for isolasjonstildekking er anslått til 10-15 år.</p> <p><u>Hovedbasseng:</u> Tiltaksløsningen byr på utfordringer med bæreevne og stabilitet i hovedbassenget på</p>	<p>Primæreffekten av tiltaket vil trolig være god i hele fjorden, med reduserte konsentrasjoner i sediment, redusert utlekking og resuspensjon og redusert biotilgjengelighet. Forutsatt en vellykket isolering av det forurensete sedimentet og ingen rekontaminering, antas det reduserte konsentrasjoner i fisk med en antatt responstid minimum 5 år etter gjennomført tiltak. Full effekt av tiltaket vil imidlertid komme gradvis som følge av tid til konsolidering. Effekt på konsentrasjoner i biota forutsetter kildekontroll og ingen brudd i tildekkingslaget. Dersom isolasjonstildekkingen skal stabiliseres med grov stein kan det være fare for økt resuspensjon og spredning under tiltaksgjennomføringen, med fare for forurensning og stress på biota. Det er ingen spesiell eksponeringsfare for mennesker</p>	<p>1) Vellykket tildekking forutsetter kildekontroll og at tildekkingslaget ikke utsettes for forstyrrelser, erosjon eller fysiske inngrep, inkludert utfylling. For å hindre brudd ved f.eks ankring bør det innføres bruksrestriksjoner, alternativt dimensjonere tildekkingslaget for slike forstyrrelser der det er mest aktuelt.</p> <p>2) Det forventes nedgang i konsentrasjoner i fisk over tid. Det er likevel usikkerhet om betydningen av ulike eksponeringsveier og om sammenheng mellom sediment-konsentrasjon og biota-konsentrasjoner. På sikt kan det forventes bedring av økosystemet i fjorden, og negative konsekvenser i vegetasjonsområdet kan trolig unngås ved trinnvis gjennomføring av tiltak</p>

Vurderingskriterier for egnethet			
Tiltaksløsning	Gjennomføring	Primære og sekundære effekter	Bidrag til oppnåelse av miljømål
	<p>grunn av høyt vanninnhold i sedimentene, og alternative løsninger må prøves ut før det kan konkluderes om metoden egnethet. Bratte områder må håndteres særskilt og det vil trolig være nødvendig med støttefyllinger.</p> <p><u>Undervannsseng:</u> Det forventes ikke spesielle utfordringer knyttet til gjennomføring av isolasjonstildekking i vegetasjonsområdet, siden bunnsedimentene der har bedre bæreevne enn i hovedbassenget.</p> <p><u>Småbåthavn:</u> Av hensyn til seilingsdyp i småbåthavnen vil trolig ikke isolasjonstildekking være aktuelt uten at det først mudres for å oppnå tilstrekkelig dybde.</p>	<p>knyttet til arbeidet i anleggsfasen.</p> <p><u>Hovedbasseng:</u> Det vil være potensiale for forbedring av habitatet i mest industripåvirkede områdene.</p> <p><u>Småbåthavn og undervannsseng:</u> I de biologisk viktige områdene kan konsekvensene være betydelige med ødeleggelse av habitatet, og det knytter seg usikkerhet til restitusjonstiden. Løpende gjenvekst av undervannsseng kan være mulig dersom utleggingen foregår trinnvis med tynne lag over svært lang tid.</p>	<p>3) Risikoreduksjon forventes. Brukerbegrensninger vil trolig være nødvendig etter gjennomført tiltak.</p> <p>4) Redusert transport forventes fordi isolasjonstildekking reduserer resuspensjon, som antas å være den største bidragskilden til transport.</p>
Behandling med aktivt kull	<p>Tiltaksløsningen innebærer generelt moderate utfordringer og liten risiko ved gjennomføring. Siden aktivt kull legges i tynne lag er brudd, forstyrrelser og innblanding med underliggende sediment mer sannsynlig enn ved isolasjonstildekking. Det kan imidlertid forventes virkning av aktivt kull selv ved noe innblanding, og virkningen av metoden kan sies å være mer robust for brudd og innblanding enn isolasjonstildekking. Valg</p>	<p>Aktivt kull kan gi betydelig reduksjon i porevannskonsentrasjon og biotilgjengelighet av både kvikksølv og dioksimer/furaner, men gir liten reduksjon i sedimentkonsentrasjoner og hindrer i liten grad resuspensjon. Det er antatt at stedege fisk etter minimum 5 år vil være under grenseverdi for konsum, med unntak av abbor over 40 cm. Det er noe usikkerhet om varigheten av tiltaket, og det kan vise seg hensiktsmessig å gjenta behandlingen. Det forventes ikke betydelige negative</p>	<p>1) Tiltaksløsningen bidrar til miljømål knyttet til redusert biotilgjengelighet men ikke til redusert sedimentkonsentrasjon. Effekten forutsetter at aktivt kull er tilgjengelig i bioturbasjonssonen. Gjentatte behandlinger kan være mulig og nødvendig for å opprettholde effekten. Brukerbegrensninger må trolig innføres for å hindre oppvirvling av dypereliggende sediment som kan dekke over behandlingen.</p> <p>2) Det forventes at tiltaket vil gi et godt bidrag til</p>

Vurderingskriterier for egnethet			
Tiltaksløsning	Gjennomføring	Primære og sekundære effekter	Bidrag til oppnåelse av miljømål
<p>av riktig type aktivt kull og dose vil være vesentlig for å oppnå tiltakets effekt.</p> <p><u>Hovedbasseng:</u> Høyt vanninnhold i de sentrale delene av fjorden kan by på utfordringer for utlegging av aktivt kull. I områder over 4 graders helning kan det være nødvendig med støttefylling hvis kullet legges ned sammen med bæremateriale tykkere enn 5cm. I strandsonene kan erosjon og utvasking redusere effekten av aktivt kull, men erosjonsbeskyttelse kan designes.</p> <p><u>Undervannsseng:</u> Det er ikke forventet spesielle utfordringer knyttet til utlegging av aktivt kull i vegetasjonsområdet.</p> <p><u>Småbåthavn:</u> Tiltaket vil trolig være lite egnet i småbåthavnen på grunn av forstyrrelser som følge av propellerrosjon.</p>	<p>konsekvenser av tiltaket i noen delområder. Tiltaksløsningen kan virke forebyggende ved spredning f.eks i forbindelse med utfylling.</p> <p><u>Hovedbasseng:</u> Primæreffekten forventes å være god, men er avhengig av tilstedeværelse av organismer i tiltaksområdet. Det er usikkert i hvor stor grad hovedbassenget nyttes som beiteområde men arealet er så vidt stort at noe effekt på konsentrasjoner i fisk forventes. Det forventes svært langsom forbedring av habitatkvalitet i hovedbassenget, som for naturlig restitusjon.</p> <p><u>Småbåthavn og undervannsseng:</u> Primæreffekten vil trolig være størst i de biologisk viktigste områdene, og forventet responstid er minimum 5 år. Det har blitt vist enkelte negative effekter på bløtbunnsfauna som følge av tildekking. Det er imidlertid også vist stimulert vekst i planter som følge av tilsetning av aktivt kull.</p>	<p>1) Miljømål om kjemisk tilstand kan ta lang tid å oppnå, anslagsvis 10-15 år til sedimentet er i klasse IV/V. Brukerbegrensninger bør vurderes for å hindre fysiske forstyrrelser som kan eksponere mer forurensete sedimenter.</p> <p>2) Biotilgjengelighet vil reduseres så lenge nytt</p>	
Overvåket naturlig restitusjon	<p>Naturlig restitusjon er 0-alternativet, der det ikke gjøres noen aktive tiltak for å redusere tilgjengeligheten av miljøgifter i sedimentene. Det er usikkerhet om tidsperspektivet til oppnådd effekt. Økt bioturbasjon, forstyrrelser og oppvirvling av dypere sediment vil forlenge</p>	<p>Primær effekt av naturlig restitusjon forventes å følge forbedringer i sedimentet. Tidsperspektivet antas å være minimum 15-20 år for å oppnå en situasjon der kun abbor over 40 cm har kvikksølv konsentrasjoner over grenseverdien for konsum.</p>	<p>1) Miljømål om kjemisk tilstand kan ta lang tid å oppnå, anslagsvis 10-15 år til sedimentet er i klasse IV/V. Brukerbegrensninger bør vurderes for å hindre fysiske forstyrrelser som kan eksponere mer forurensete sedimenter.</p> <p>2) Biotilgjengelighet vil reduseres så lenge nytt</p>

Vurderingskriterier for egnethet			
Tiltaksløsning	Gjennomføring	Primære og sekundære effekter	Bidrag til oppnåelse av miljømål
	<p>restitusjonstiden.</p> <p>Det er vesentlig å følge utviklingen gjennom en grundig overvåkning som etter rimelig tid kan påvise en positiv utvikling. Dersom denne utviklingen ikke sees, må andre tiltak vurderes.</p>	<p><u>Hovedbasseng:</u> På lang sikt kan det forventes forbedret habitatkvalitet i hovedbassenget.</p> <p><u>Småbåthavn og undervannsseng:</u> Den økologiske kvaliteten i vegetasjonsområdet opprettholdes.</p>	<p>sedimenterende materiale er rent. Det er forventet at redusert biotilgjengelighet over tid vil gi respons i organismer proporsjonalt med reduksjonen i sediment og porevann, med tillegg av responstid i biota. Det er imidlertid noe usikkerhet knyttet til følgene av eventuell forbedring av habitatet dersom også bioturbasjonsdypet økes vesentlig. Dette kan gi en forsinkelse i reduksjonen av biotilgjengelighet og i reduksjonen av konsentrasjoner i organismer. Tiltaket bidrar til opprettholdelse av habitat, biologisk mangfold og økosystemtjenester.</p> <p>3) Risikoreduksjon forventes som følge av redusert biotilgjengelighet av miljøgifter over tid</p> <p>4) Redusert transport forventes som følge av redusert resuspensjon og utlekking over tid</p>

5.5 Forslag til tiltaksløsning

Basert på vurderingen av egnede tiltaksmetoder i kapittel 5.4 foreslås det en kombinasjon av forskjellige løsninger i ulike deler av fjorden, og en adaptiv tilnærming til gjennomføringen koordinert med utfyllingsprosjektet. I vegetasjonsområdet synes behandling med aktivt kull å være eneste egnede tiltaksmetode. For småbåthavnen synes flytting og behandling med aktivt kull å være den beste løsningen men dersom aktiviteten i småbåthavnen opprettholdes er eneste tiltaksløsning mudring og tildekking. I hovedbassenget kan både behandling med aktivt kull og isolasjonstildekking være aktuelt, men med dagens kunnskap om stabilitet i sedimentene ved belastning synes behandling med aktivt kull å være den beste løsningen. Metoden bør prøves ut for å avklare dosering, tykkelse og eventuelt behov for bæremateriale. Metoden er forventet å gi god effekt på biotilgjengelighet av miljøgifter med forventet reduksjon av konsentrasjoner i fisk som følge av dette, og har kort gjennomføringstid. Metoden endrer imidlertid lite på sedimentegenskaper, konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentet og resuspensjon, og er dermed å betrakte som en forsterket naturlig restitusjon. Isolasjonstildekking som alternativ til aktivt kull kan vurderes på grunnlag av erfaringer høstet gjennom utprøving. Metoden gir god effekt på resuspensjon, utlekking og spredning, og kan gi et nytt forbedret sediment med potensiale for habitatforbedring. I strandsonen innenfor hovedbassenget vil det være aktuelt å tilpasse rehabiliteringstiltak avhengig av dyp, helning og brukerinteresser.

Utfordringene som ønskes løst ved tiltak i Gunneklevfjorden er spesielt knyttet til høye konsentrasjoner i sedimentet og porevannet, med opptak i biota og fare for oppvirvling og resuspensjon. Samtidig gir høyt vanninnhold i sedimentet betydelige utfordringer ved gjennomføring av tiltak, og det er ønskelig å minimere inngrep i vegetasjonsområdet i sør. Behandling med aktivt kull er ut fra dagens kunnskapsnivå vurdert til å være den tiltaksmetoden som kan gjennomføres med minst risiko og som med stor sannsynlighet vil redusere biotilgjengelighet av kvikksølv og dioksiner/furaner både i vegetasjonsområdet og i hovedbassenget. Det er forventet at effekten på biota vil være størst med tiltak innenfor vegetasjonsområdet, men siden arealet av hovedbassenget er relativt stort er det også forventet effekt på biota av tiltak i dette området. Behandling med aktivt kull kan gjøres med utlegging av tynne lag, og utfordringen med stabilitet av det bløte sedimentet og fare for brudd eller utglidning er derfor vurdert som lav. Likevel anbefales det å prøve ut metoden for valg av riktig kulltype, dosering og eventuelt bæremateriale, og for metodens egnethet på det vandige sedimentet i hovedbassenget. I det dypeste og bratteste området må det avklares om det er behov for støttefylling dersom bærematerialet bidrar til fare for utglidning. Behandling med aktivt kull endrer imidlertid ikke sedimentegenskaper, ugunstig pH og høyt vanninnhold på kort sikt, og er i så måte å betrakte som forsterket naturlig restitusjon. Isolasjonstildekking er en alternativ metode som kan gi god effekt på resuspensjon, utlekking og spredning, og som samtidig gir et nytt forbedret sediment med potensiale for habitatforbedring. Isolasjonstildekking kan derfor være et alternativ i hovedbassenget, men metoden må prøves ut før det kan konkluderes endelig om egnethet i Gunneklevfjorden. Resultatene fra en pilottest av utlegging med gjentatte tynne lag kan imidlertid gi kunnskap som kan komme til å endre vurderingen av aktivt kull som best egnet tiltaksmetode i hovedbassenget. Utfyllingsprosjektet vil i tillegg gi erfaringer om utlegging av stabiliserende grov stein som grunnlag for isolasjonstildekking, noe som kan være et alternativ til utlegging av flere tynne lag. I strandsonen innenfor hovedbassenget vil det være aktuelt å tilpasse rehabiliteringstiltak avhengig av dyp, helning og brukerinteresser. I småbåthavnen vil tiltaksløsning være avhengig av om havnen skal fortsette sin aktivitet eller flyttes. Dersom den flyttes kan området behandles med aktivt kull på samme måte som vegetasjonsområdet. Hvis aktiviteten fortsetter vil mudring og isolasjonstildekking være eneste aktuelle tiltaksløsning, med de utfordringer mudringen innebærer i forhold til oppvirvling og spredning, avvanning og deponering.

De foreslåtte tiltakene krever i ulik grad koordinering med utfyllingsprosjektet. Behandling med aktivt kull i vegetasjonsområdet vil i liten grad være berørt av utfyllingen, selv om det kan vise seg nødvendig å gjenta behandlingen etter utfyllingen dersom oppvirvlet forurenset sediment er tilført overflatesedimentet. I hvilken grad behandling med aktivt kull i hovedbassenget berøres av utfyllingsprosjektet vil avhenge av

organiseringen av utfyllingsprosjektet. Forutsatt at de fysiske forstyrrelsene forbundet med utfyllingsprosjektet er minimale, kan det være mulig å gjennomføre behandling også i hovedbassenget uavhengig av utfyllingen. Sediment behandlet med aktivt kull før utfylling kan i beste fall virke forebyggende ved å binde eventuell tilført forurensning. Det er liten kunnskap om forebyggende bruk av aktivt kull og kunnskap om dette vil kunne ha stor relevans for andre tiltaksområder. Behandling med aktivt kull utelukker dessuten ikke senere isolasjonstildekking. Tiltak i småbåthavnen antas ikke å være direkte berørt av utfyllingsprosjektet, og kan iverksettes uavhengig av dette. Eventuell isolasjonstildekking i hovedbassenget må derimot koordineres med utfyllingsprosjektet for å hindre at det oppstår brudd i isolasjonstildekkingen. Utfyllingsprosjektet vil dessuten bidra med vesentlige erfaringer som kan redusere usikkerhet for senere tiltaksgjennomføring.

5.5.1 Gjennomføring og effekt av tiltak

Forholdene ligger godt til rette for en adaptiv tiltakstilnærming for Gunneklevfjorden, spesielt på bakgrunn av den vedtatte reguleringsplanen om utfylling og planene om iverksetting av denne. I kapittel 1.7 er det beskrevet prinsipper for adaptiv tilnærming til tiltaksgjennomføring. Argumentene for adaptiv tiltaksgjennomføring i Gunneklevfjorden er følgende:

- Forholdene i fjorden med svært bløte sedimenter og samtidig verdifulle naturtyper gir en relativt stor kompleksitet med behov for tilpassede tiltaksløsninger
- Tiltaksprosessen forventes å gå over lang tid og berøres av utfyllingsprosjektet
- Behandling med aktivt kull har vist gode resultater både for dioksiner/furaner og kvikksølv men det er usikkerhet om varighet av effekten, om behovet for gjentatte behandlinger og hvordan utfyllingen vil påvirke tiltaket dersom det gjennomføres før utfyllingen er avsluttet
- For isolasjonstildekking er det usikkerhet om mulighet for gjennomføring og for behovet for stabiliserende tiltak, spesielt i de bløte sedimentene i hovedbassenget og i områder med helning
- Det anbefales å gjennomføre pilottest for utlegging av isolasjonstildekking i gjentatte tynne lag før det konkluderes om tiltaksmetodens egnethet
- På bakgrunn av resultater og erfaringer kan det være aktuelt å korrigere tiltaksgjennomføringen eller endre metode
- Utfyllingsprosjektet vil gi nyttige erfaringer spesielt med tanke på utlegging av stabiliserende grove masser som grunnlag for isolasjonstildekking, men kan også påvirke sedimentene i fjorden og endre forutsetningene for gjennomføring av tiltak

En adaptiv tilnærming til gjennomføring av de foreslåtte tiltaksløsningene, koordinert med utfyllingsprosjektet, er beskrevet nedenfor:

I vegetasjonsområdet foreslås det gjennomføring av behandling med aktivt kull. Ved overvåkning av biotilgjengelighet og utlekking kan resultatene vurderes. Dersom effekten er lavere enn forventet kan behandlingen gjentas. Dersom resultater uteblir og mål om redusert biotilgjengelighet ikke nås kan andre tiltaksløsninger eventuelt vurderes, som isolasjonstildekking, med de følger det vil få for habitatet.

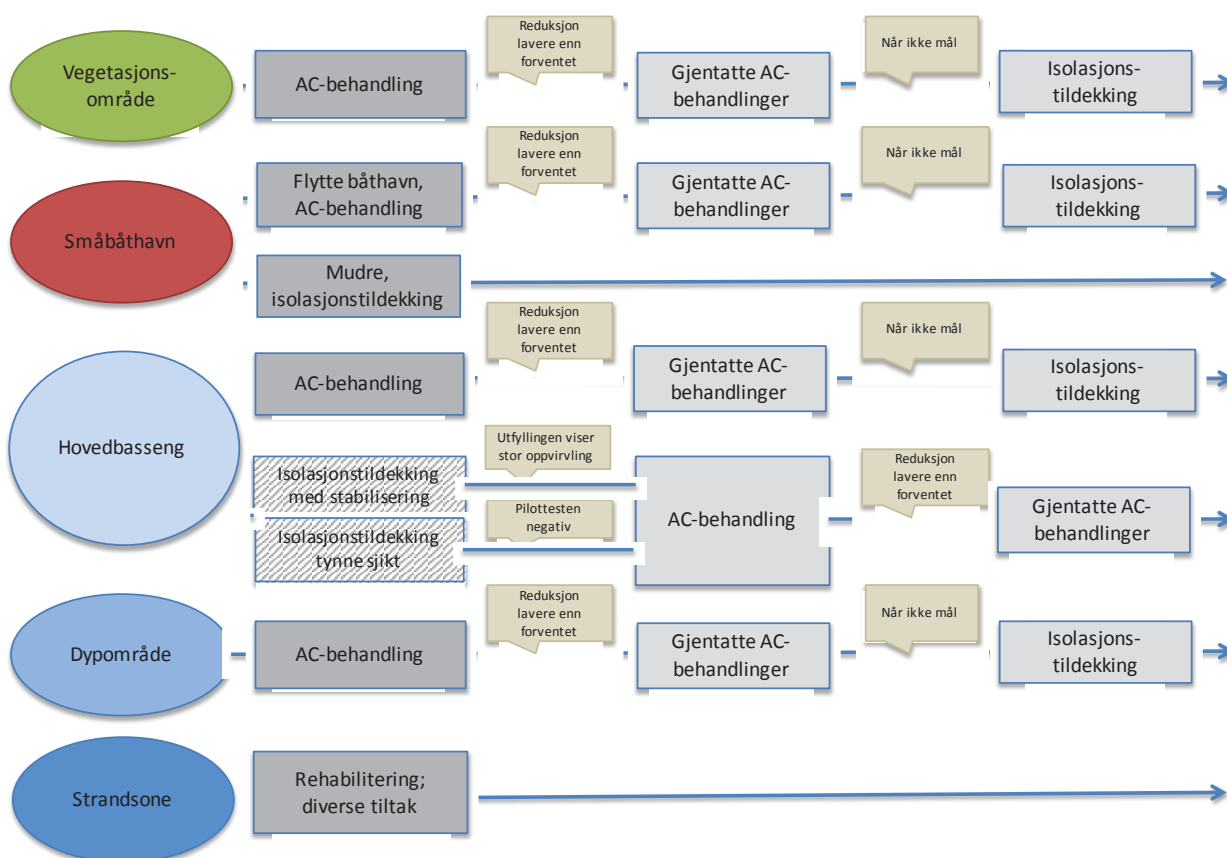
I småbåthavnen synes flytting og behandling med aktivt kull som den beste løsningen. Valg om å flytte havnen og behandle med aktivt kull vil utløse samme adaptive prosess som i vegetasjonsområdet for øvrig. Dersom det derimot velges å opprettholde aktiviteten er eneste løsning å mudre med påfølgende isolasjonstildekking for å øke seilingsdyp og begrense erosjon, med de utfordringer som følger av dette med spredning under mudring, avvanning og deponering.

For hovedbassenget anbefales med dagens kunnskapsgrunnlag behandling med aktivt kull, men der det først prøves ut kulltype, dosering, behov for bæremateriale og evt behov for støttefyllinger i de dypeste og bratteste områdene. Samtidig kan utprøving av isolasjonstildekking i gjentatte tynne lag og erfaringer fra utfyllingsprosjektet gi grunnlag for å revurdere behandling med aktivt kull som den foretrukne tiltaksløsningen. Dersom utprøvingen av isolasjonstildekking er negativ fortsettes det med behandling med aktivt kull.

I strandsonen vil det være aktuelt å tilpasse tiltak til hvert enkelt område avhengig av bruk, for eksempel med isolasjonstildekking i områder som antas benyttet til rekreasjonsaktivitet med fare for direkte human kontakt med sediment. Begrenset mudring vil kun være aktuelt for å sikre seilingsdyp ved private bryggeanlegg.

Naturlig restitusjon vil være et alternativt valg i alle områder dersom effekter av tiltak ikke er som forventet.

Figur 37 viser anbefalte tiltak for hvert delområde med forslag til adaptiv prosess for gjennomføring, med vurdering og tilpasning av tiltaksgjennomføringen basert på erfaringer, resultater fra pilottest og overvåkning av gjennomførte tiltak.



Figur 37. Forslag til adaptiv tilnærming til gjennomføring av tiltak i Gunneklevfjorden. Behandling med aktivt kull er benevnt som AC-behandling. Skravering for isolasjonstildekking i hovedbasseng indikerer behov for utprøving, som også kan være aktuelt ved AC-behandling i hovedbassenget.

Forventet effekt av tiltakene og forslag til tiltaksmål

Med de foreslåtte tiltakene forventes det betydelig reduksjon i biotilgjengelighet av miljøgifter. Effektbidraget fra hvert delområde vil være avhengig av tiltaksareal, oppnådd reduksjon i biotilgjengelighet, tilstedeværelse av bunndyr, bioturbasjonsdyp og betydning som beiteområde for fisk. Det forventes at tiltak i vegetasjonsområdet vil gi et vesentlig bidrag til den totale effekten. Dersom isolasjonstildekking viser seg gjennomførbart etter utprøving, og denne løsningen etter hvert velges i hovedbassenget eller i andre delområder som følge av endringer i tiltaksstrategi, vil effekter også kunne forventes på sedimentkonsentrasjon, oppvirvling og resuspensjon. De foreslåtte tiltaksløsningenes bidrag til oppnåelse av miljømål for Gunneklevfjorden (kapittel 4) er forventet å være som følger:

Tabell 34. Forventet bidra til oppnåelse av miljømål for Gunneklevfjorden som følge av foreslåtte tiltaksløsninger.

1) Vannmiljøet i Gunneklevfjorden skal bedres	Konsentrasjoner i vannmassene er under EUs EQS. Sedimentets direkte påvirkning på vannmassene er begrenset, men tiltak som kan gi redusert utlekking og/eller hindre resuspensjon vil trolig kunne redusere konsentrasjonene i vannmassene ytterligere. De foreslåtte tiltakene vil derfor trolig kunne gi noe reduksjon i konsentrasjoner i vannmassene.
2) Livet i Gunneklevfjorden skal bedres	Som følge av redusert biotilgjengelighet av miljøgifter etter tiltak forventes nedgang i forurensningsbelastning i biota, spesielt etter tiltak i vegetasjonsområdet, og ytterligere som følge av tiltak i hovedbassenget. Tiltak i form av behandling med aktivt kull vil framskynde naturlig forbedring av habitatet og med det styrke det økologiske potensialet i fjorden. Eventuell isolasjonstildekking er forventet å kunne gi ytterligere forbedring av det økologiske potensialet i hovedbassenget, men kan redusere kvaliteten i vegetasjonsområdet der habitatet i dag er godt.
3) Sedimentet skal ikke representere noen risiko for human helse ved den bruk som er beskrevet i reguleringsplanen	Det er forventet at redusert biotilgjengelighet av miljøgifter vil redusere konsentrasjoner i fisk over tid, og med dette redusere risiko for human helse.
4) Gunneklevfjorden skal ikke representere en kilde til transport av kvikksølv eller dioksiner/furaner til utenforliggende fjordområder slik at tilstanden forverres eller pågående naturlig forbedring forsinkes	Transporten av miljøgifter ut av Gunneklevfjorden er relativt liten, og det forventes ytterligere reduksjon over tid. Behandling med aktivt kull vil framskynde den naturlige forbedringen. Eventuell isolasjonstildekking i hovedbassenget kan gi ytterligere reduksjon i transporten over tid, men det kan være fare for økt spredning som følge av tiltaksgjennomføringen.

Operative og konkrete tiltaksmål må defineres slik at de er relevante som mål på om gjennomføringen av tiltaket er vellykket, og som mål på den forventede og ønskede effekten av tiltaket. Tabell 35 presenterer forslag til tiltaksmål for de foreslåtte tiltaksløsningene.

Tabell 35. Forslag til tiltaksmål for foreslåtte tiltaksløsninger i Gunneklevfjorden. Arealene er omtrentlig. Naturlig restitusjon er satt opp som 0-alternativet.

Område	Forslag til primært tiltak og forventet effekt	Areal m ² (% av totalt areal)	Forslag til relevante tiltaksmål
Planlagt utfyllingsområde fase 1	<u>Utfylling fase 1</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • sedimentkonsentrasjon • utlekking • oppvirvling • resuspensjon • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 	125 000 (17 %)	Ivaretas av søknad og tillatelse
Planlagt utfyllingsområde fase 2	<u>Utfylling fase 2</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • sedimentkonsentrasjon • utlekking • oppvirvling • resuspensjon • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 	125 000 (17 %)	Ivaretas av evt framtidig søknad og tillatelse
Vegetasjonsområdet (Unntatt småbåthavn)	<u>Behandling med aktivt kull</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 	85 000 (11 %)	<ul style="list-style-type: none"> • Dose (f.eks. AC 2-4 kg) • Tykkelse for evt bæremateriale • 60 % redusert utlekking på kort sikt • 80 % redusert utlekking på lang sikt
Småbåthavn alt.1	<u>Flytting og behandling med aktivt kull</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 	15 000 (2 %)	<ul style="list-style-type: none"> • Dose (f.eks. AC 2-4 kg) • Tykkelse for evt bæremateriale • 60 % redusert utlekking på kort sikt • 80 % redusert utlekking på lang sikt
Småbåthavn alt. 2	<u>Mudring og isolasjonstildekking</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • sedimentkonsentrasjon • utlekking • oppvirvling • resuspensjon • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 	15 000 (2 %)	<ul style="list-style-type: none"> • Seilingsdyp dypere enn vesentlig propellersjon • Isolasjonstildekking erosjonssikkert • Konsentrasjoner i bioturbasjonslaget under kl II
Hovedbasseng alt. 1 (unntatt bratte og dype områder, og utfyllingsareal 250 000 m ²)	<u>Behandling med aktivt kull</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 	345 000 (46 %)	<ul style="list-style-type: none"> • Dose (f.eks. AC 2-4 kg) • Tykkelse for evt erosjonsbeskyttelse • 60 % redusert utlekking på kort sikt • 80 % redusert utlekking på lang sikt
Hovedbasseng alt. 2 (unntatt bratte og dype områder, og utfyllingsareal 250 000 m ²)	<u>Isolasjonstildekking</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • sedimentkonsentrasjon • utlekking • oppvirvling 	345 000 (46 %)	<ul style="list-style-type: none"> • Isolasjonstildekking oppfyller designkriteriene basert på prosjektering • Konsentrasjoner i bioturbasjonslaget under kl II

	<ul style="list-style-type: none"> • resuspensjon • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 		<ul style="list-style-type: none"> • Seilingsdyp dypere enn vesentlig propellerrosjon
Dypområde, helning > 4 grader	<u>Behandling med aktivt kull</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 	40 000 m ² (5 %)	<ul style="list-style-type: none"> • Dose (f.eks. AC 2-4 kg) • Tykkelse for evt erosjonsbeskyttelse • 60 % redusert utlekking på kort sikt • 80 % redusert utlekking på lang sikt
Strandsone, helning > 4 grader	<u>Diverse rehabiliteringstiltak</u> Reduksjon i <ul style="list-style-type: none"> • risiko for human helse • propellerrosjon 	< 15 000 (< 2 %)	Lokalt tilpassede
Naturlig restitusjon	Reduksjon over tid i <ul style="list-style-type: none"> • sedimentkonsentrasjon • utlekking • oppvirvling • resuspensjon • biotilgjengelighet • konsentrasjoner i biota 		Positiv utvikling i overflatesediment og biota over tid

5.5.2 Påvirkning, kontroll og avbøtende tiltak

Under og etter tiltaksgjennomføring kan tiltakene ha uønsket påvirkning på omkringliggende områder og på biota, og behov for avbøtende tiltak må vurderes. I tillegg må det kontrolleres om tiltaket gjennomføres som planlagt. Overvåking som gjøres under gjennomføringen av tiltak har generelt to hovedformål:

1. Overvåke at spredning av forurensning underveis i tiltaket ikke blir uakseptabelt høyt. Dette er ofte definert i form av krav fra miljømyndighetene eller det er krav som er definert av tiltakshaver for å sikre at spredningen ikke blir så stor at den går ut over tiltakets effektivitet. Eksempel kan være krav om at turbiditet skal ikke overskride 10 NTU, og at konsentrasjonen av kvikksølv og dioksiner/furaner i vann ikke skal være mer enn 5 x dagens nivå under gjennomføring av tiltaket.
2. Overvåke at den tekniske gjennomføringen av tiltaket følger de planene som er lagt i prosjekteringen og at det kan forventes å oppnå den funksjonen det skal ha. Denne overvåkingen vil ofte begrunnes med oppnåelse av tiltaksmålene, men omfatter kontroll av fysiske parametere slik som tykkelse av tildekkingen og at utlagte masser har riktig sammensetning etc. Overvåking eller kontroll av den tekniske gjennomføringen av tiltaket vil være knyttet til den tiltaksmetodene som skal gjennomføres i det aktuelle området.

Siden Gunneklevfjorden er relativt grunn vil det trolig ikke by på spesielle utfordringer å kontrollere utleggingen av aktivt kull eller alternativt isolasjonstildekking. Det kan være nødvendig med siltgardin for å begrense spredning av kull eller oppvirvlet sediment, i tillegg til kontroll av turbiditet i vannmassene utenfor tiltaksområdet. Utleggingstykkelse kan kontrolleres ved målepunkter for kamera, SPI eller kjerner. Etter tildekking er det relevant å overvåke konsentrasjon i sediment og porevann, utlekking fra sedimentet, utviklingen av vegetasjonen samt konsentrasjoner i bunndyr og fisk. Undersøkelsene bør imidlertid i minst mulig grad forstyrre tildekkingslaget, enten det gjelder aktivt kull eller isolasjonstildekking. Det betyr at bruk av f.eks. tungt prøvetakingsutstyr som grabb eller bokskjerneprøvetaker bør unngås.

De viktigste parameterne som bør kontrolleres underveis i tiltaksgjennomføringen, som teknisk sluttkontroll av tiltakene og i overvåking av resultater etter tiltak, samt kontrollmetode og forslag til avbøtende tiltak er vist i Tabell 36 nedenfor.

Tabell 36. Overvåkingsparametere under og etter tiltak, kontrollmetoder og forslag til avbøtende tiltak.

Tiltaksmetode	Overvåkingsparametere	Kontrollmetode	Avbøtende tiltak
Mudring (eventuelt i småbåthavnen og i begrensede områder i strandsonen)	<ul style="list-style-type: none"> • Oppvirvling av sediment og spredning av oppvirvlet masse • Økt utlekking som følge av eksponert sediment med høye konsentrasjoner • Spredning ved avvanning av mudrede masser • Utglidning av omkringliggende sediment • Ødeleggelse av habitat • Konsentrasjoner i sediment og porevann 	<ul style="list-style-type: none"> • Turbiditet • Bildeanalyse • Innsamling fauna og flora • Flukskammere og vannprøver • Sedimentprøver 	<ul style="list-style-type: none"> • Sugemudring • Siltgardin • Overvåkning av spredning under gjennomføring
Behandling med aktivt kull	<ul style="list-style-type: none"> • Spredning av kull ut av Gunneklevfjorden • Mulig negativ effekt på bunndyr • Mulige effekter på vegetasjonen • Mengde og fordeling av aktivt kull • Utglidning (i bratte områder og med bæremateriale over 5 cm) • Erosjon og forstyrrelse av tildekkingslaget • Konsentrasjoner i sediment og porevann 	<ul style="list-style-type: none"> • Turbiditet • Bildeanalyse • Innsamling fauna og flora • Flukskammere og vannprøver • Sedimentprøver 	<ul style="list-style-type: none"> • Siltgardin • Valg av best egnede kullprodukt • Unngå forstyrrelser og erosjon av tildekkingslaget ved å begrense aktivitet i området; informasjonsskilt o.a. kommunikasjon • Gjentatt behandling med aktivt kull • Revurdering av tiltaksmetode
Isolasjonstildekking	<ul style="list-style-type: none"> • Oppvirvling og spredning ved utlegging av tildekkingsmasser eller stabiliserende masser/støttefyllinger • Utglidninger som følge av belastning på bløtt sediment, spesielt hvis tildekkning i områder med helning over 4 grader • Ødeleggelse av habitat 	<ul style="list-style-type: none"> • Turbiditet • Bildeanalyse • Innsamling fauna og flora • Flukskammere og vannprøver • Sedimentprøver 	<ul style="list-style-type: none"> • Evt støttefyllinger i områder over 4 grader • Utlegging i tynne lag • Stabilisering med grov stein • Siltgardin for å hindre spredning ut av Gunneklevfjorden • Revurdering av tiltaksmetode

5.5.3 Kostnader

Kostnadsestimatene for gjennomføring av de foreslåtte tiltakene (Figur 36) er basert på estimerte enhetskostnader presentert i kapittel 5.2. Disse enhetskostnadene bygger på tidligere estimater av tiltakskostnader og på erfaringer fra nylig gjennomførte oppryddingsprosjekter og tillaging av pilottestene for tynntildekking i Opticap (NGI, 2011). Detaljer for estimatene er presentert i Vedlegg E.

Premissene for estimering av kostnader for de foreslåtte tiltakene er som følger:

- Kostnadene er i utgangspunktet justert for areal
- Mobiliseringskostnader er delvis justert etter areal med reduserte kostnader for små areal. Ved koordinering av tiltak i flere delområder vil mobiliseringskostnadene for hvert enkelt tiltak reduseres vesentlig, og dette er synliggjort i lavt kostnadsestimat.
- Mudringsdyp er konservativt satt til 1,5 m
- Innkjøpskostnader for aktivt kull er basert på priser innhentet fra forskjellige leverandører og ulike produkter
- Pris for innkjøp og utlegging av bæremateriale til behandling med aktivt kull og for masser til isolasjonstildekking er innhentet fra leverandører og entreprenører
- Overvåkningskostnader er basert på anslag i Kapittel 5.2 og justert for areal
- Design for isolasjonstildekking er korrigert til en mindre konservativ tykkelse på 35 cm tilpasset en adaptiv tilnærming med utlegging av gjentatte tynne lag og justering av tykkelse avhengig av overvåkingsresultater
- Kostnader for isolasjonstildekking med stabiliserende grov stein er ikke estimert
- Kostnader forbundet forskjellige mindre tiltak i strandsonen er ikke estimert

Tabell 37. Estimerte kostnader for gjennomføring av foreslåtte tiltak i Gunneklevfjorden.

Område	Tiltak	Areal m ²	Estimerte kostnader (mill NOK)
Vegetasjonsområdet (Unntatt småbåthavn)	Behandling med aktivt kull	85 000	5 - 13
Småbåthavn alt.1	Flytting og behandling med aktivt kull	15 000	0,5 - 6,5
Småbåthavn alt. 2	Mudring og isolasjonstildekking i	15 000	17 - 49
Hovedbasseng alt. 1 (unntatt utfyllingsareal 250 000 m ²)	Behandling med aktivt kull	345 000	14 - 39
Hovedbasseng alt. 2 (unntatt utfyllingsareal 250 000 m ²)	Isolasjonstildekking med lagvis tildekking (35 cm) uten stabilisering med grov stein	345 000	30 - 60
Dypområde	Behandling med aktivt kull	40 000	1 - 9

6. Veien videre: Tiltaksrettede undersøkelser og andre forhold som kan påvirke tiltaksprioritering, fremdrift og kostnader

Det vil være behov for tiltaksrettede undersøkelser for å avklare mulighet for gjennomføring og for å prosjektere de foreslåtte tiltakene. Med en adaptiv tilnærming åpnes det for at erfaringer og resultater som kan ha betydning for videre gjennomføring av tiltak inkluderes i beslutningsgrunnlaget.

Prosjektering av tildekking med aktivt kull må inkludere valg av kulltyper og dosering. Det foreslås derfor å gjennomføre laboratorietester av ulike kulltyper. I tillegg foreslås det prøvetaking av overflatesediment for å kartlegge TOC-innholdet.

Utlegging av aktivt kull, kulltype og dosering og eventuelt behov for bæremateriale i områder med vandig sediment og helning bør prøves ut.

Det er foreslått gjennomføring av pilottest for å avklare mulighet for gjennomføring av isolasjonstildekking i tynne lag som alternativ til behandling med aktivt kull i hovedbassenget.

Utfyllingsprosjektet vil gi erfaringer om utlegging av grov stein som stabilisering før eventuell isolasjonstildekking.

Overvåkning av effekt av tiltakene må omfatte utviklingen i sediment, porevann og organismer. Som grunnlag for overvåkingen bør det etableres et referansemateriale for biota basert på undersøkelser i ikke-industripåvirkede ferskvann i nedbørsfeltet. Det er ikke forventet å finne egnede brakkvannslokalteter som referansegrunnlag.

Oversikt over foreløpig identifiserte tiltaksrettede undersøkelser og utredninger er presentert i Tabell 38.

Tabell 38. Tiltaksrettede undersøkelser knyttet til foreslåtte tiltaksmetoder for Gunneklevfjorden

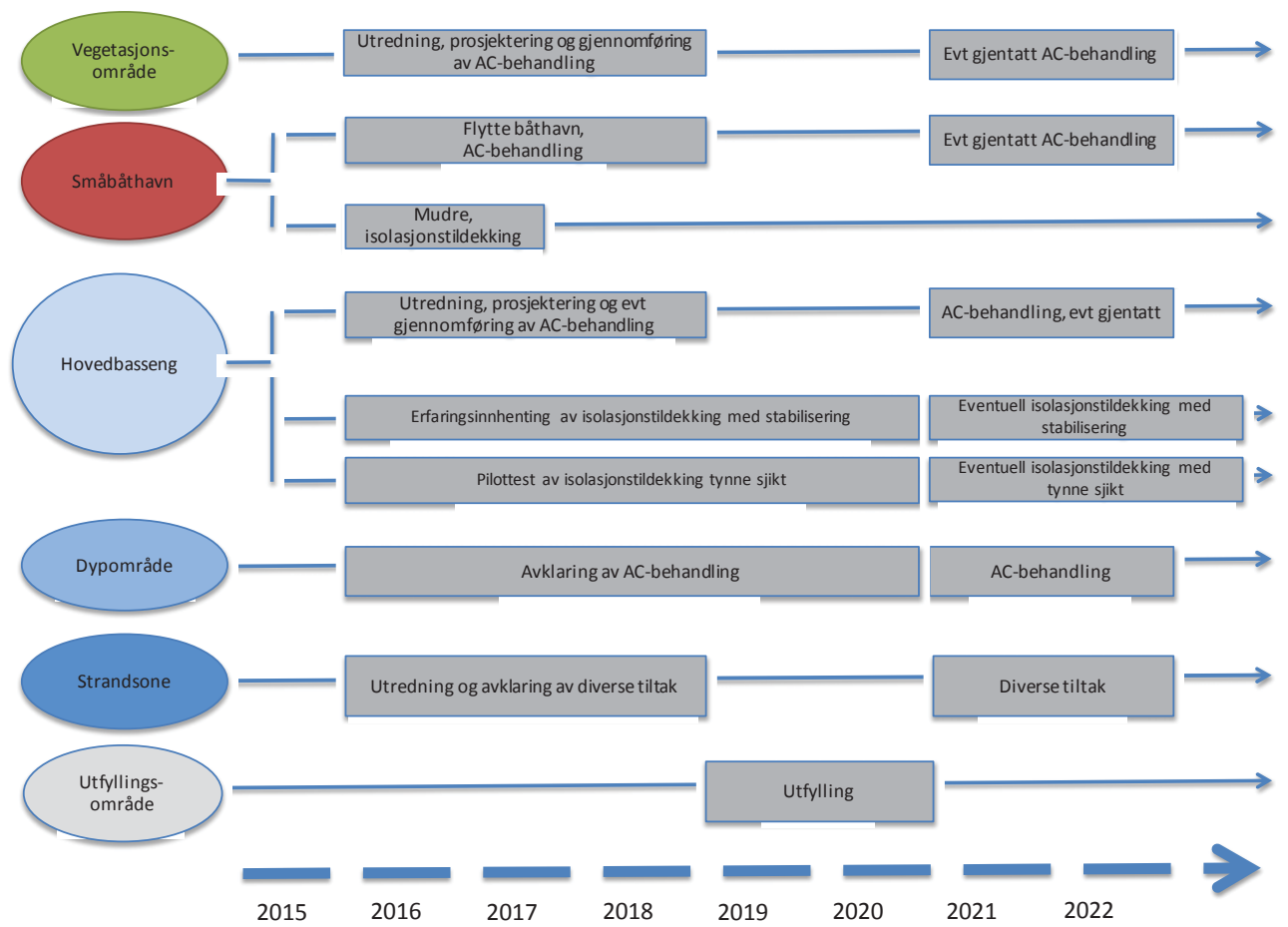
Tiltaksmetode som undersøkelsen er relevant for	Metode
Alle	Miljøgifter i biota fra Gunneklevfjorden og fra referanselokaliteter
	Mekanismer for resuspensjon
Mudring (eventuelt i småbåthavnen og i begrensede områder i strandsonen)	Kjerneprøver for å avklare mudringsdyp
	Undersøkelse, evt med undervannsbåt (ROV), for å identifisere kulturminner, eksplosiver og skrot på sjøbunnen
Behandling med aktivt kull	Laboratorietester av sorpsjonseffektivitet av aktuelle kulltyper
	Sedimentprøver for TOC-innhold i overflatesedimentet
	Utlegging av kull med bæremateriale i områder med helning og vandig sediment
	Strømmålinger for å avklare eroderende forhold
Isolasjonstildekking	Utlekking ved ristetester
	Erfaringer med utlegging av grov stein for stabilisering
	Konsolidering under tildekkingen

	Geoteknisk prøvetaking og laboratorieundersøkelser av stabilitet og bæreevne
	Strømmålinger for å avklare eroderende forhold
	Pilottest av tildekking på et avgrenset område
	Undersøkelse, evt med undervannsbåt (ROV), for å identifisere kulturminner, eksplosiver og skrot på sjøbunnen

7. Forslag til framdriftsplan

I KU for utfylling i Gunneklevfjorden i 2007 (Nerland et al., 2007) ble det konkludert med at utfyllingen av fjorden vil foregå over en lengre periode (antatt 10 år), og at det vil være fare for spredning av forurensede sedimenter i utfyllingsperioden. Basert på informasjon fra Norsk Hydro er det i denne rapporten lagt til grunn at utfyllingen vil foregå i perioden 2019-2020. Konsekvensutredningen fra 2007 anbefalte at endelig tildekking av Gunneklevfjorden gjennomføres når utfylling av næringsarealene er ferdigstilt. Tiltak i småbåthavnen og behandling med aktivt kull i vegetasjonsområdet forventes ikke å bli berørt av utfyllingen, og kan med fordel gjennomføres i de biologisk viktige områdene før utfylling finner sted. Også i hovedbassenget er det mulig å gjennomføre behandlingen uavhengig av utfyllingen (kapittel 5.5), men det er anbefalt å prøve ut utlegging av aktivt kull før igangsetting av full-skala tiltak. Dersom det i løpet av den adaptive tiltaksprosessen blir aktuelt å gå videre med isolasjonstildekking, vil den eventuelle gjennomførte behandlingen med aktivt kull ikke være til hinder for dette, og kan i beste fall bidra til å redusere tildekkingstykkelse av isolerende masser. Eventuell isolasjonstildekking bør imidlertid koordineres med utfyllingsprosjektet for å hindre at det oppstår brudd i isolasjonstildekkingen. Utfyllingsprosjektet vil dessuten bidra med vesentlige erfaringer som kan redusere usikkerhet for senere tiltaksgjennomføring av eventuell isolasjonstildekking.

Det foreslås en plan for gjennomføring med primært formål å begrense utlekking og opptak i biota ved forsterket og framskyndet naturlig restitusjon med aktivt kull, samtidig som mulighetene for isolasjonstildekking prøves ut i en pilottest og utfyllingsarbeidet gjennomføres, med stor vekt på hindring av spredning og oppvirvling (Figur 38).



Figur 38. Forslag til framdriftsplan for gjennomføring av foreslåtte tiltak i Gunneklevfjorden.

8. Referanser

- ALLAN, I. 2015. PCDD/F and Hg in the Skienselva river and in suspended particulate matter in the Gunneklev fjord. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. Vedlegg D.
- ALLAN, I. J., SCHAANNING, M. & BEYLICH, B. A. 2011. Dioxins associated with suspended particulate matter in Grenlanfjords (Norway). NIVA.
- BAKKE, T. & HÅVARDSTUN, J. 2012. Revidert risikovurdering av propelloppvirvling av sedimenter ved Herøya industripark. NIVA.
- BERG, T., FJELD, E., SKJELKVÅLE, B. L. & E., S. 2003. Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder. NILU OR 12/2003. TA-1950/2003. ISBN 82-425-1430-5.
- BERGE, J. A., BJERKENG, B., NÆS, K., OUG, E. & RUUS, A. 2007. Undersøkelse av miljøtilstanden i Kristiansandsfjorden 2006. Miljøgifter i sediment og organismer og sammensetning av bløtbunnsfauna. NIVA-rapport 5506/2007.
- BERGE, J. A. & KNUTZEN, J. 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3. Opptak av miljøgifter i fisk. NIVA.
- CHRISTIE, H., RINDE, E., MOY, F. & BEKKBY, T. 2014. Hva bestemmer egenskaper og økologisk funksjon i ålegrasenger? : NIVA.
- CORNELISSEN, G., AMSTAETTER, K., HAUGE, A., SCHAANNING, M., BEYLICH, B., GUNNARSSON, J. S., BREEDVELD, G. D., OEN, A. M. P. & EEK, E. 2012. Large-Scale Field Study on Thin-Layer Capping of Marine PCDD/F-Contaminated Sediments in Grenlandfjords, Norway. *Physicochemical Effects*. . *Environ. Sci. Technol.*, 46, 12030–12037.
- CORNELISSEN, G., BROMAN, D. & NÆS, K. 2010. Freely dissolved PCDD/F concentrations in the Frierfjord, Norway: comparing equilibrium passive sampling with "active" water sampling. *Journal of soils and sediments*, 10, 162-171.
- CORNELISSEN, G., SCHAANNING, M. T., GUNNARSON, J. S. & EEK, E. 2015. A large-scale field trial of thin-layer capping of PCDD/F-contaminated sediments: sediment-to-water fluxes up to 5 years post-amendment. *Integrated environmental assessment and management*.
- DNV-GL 2014. Kunnskapsinnhenting - metylkvikksølv i sedimenter, Miljødirektoratet M-266.
- EEK, E. 2013. Utfylling for innvinning av nytt landareal i Gunneklevfjorden: Søknad om utfylling til nye næringsarealer i Gunneklevfjorden. NGI.
- FUCHSMAN, P. C., BELL, K. S., MERRITT, K. A., CONDER, J. M., CHADWICK, D. B., BRIDGES, T. S. & MAGAR, V. S. 2014. Monitored Natural Recovery. In: REIBEL, D. D. (ed.) *Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments*. New York: Springer.
- JANSSEN, E. M. L. & BECKINGHAM, B. A. 2013. Biological Responses to Activated Carbon Amendments in Sediment Remediation. *Environmental Science & Technology*, 47, 7595-7607.
- JOSEFSSON, S., SCHAANNING, M., SAMUELSSON, G. S., GUNNARSSON, J. S., OLOFSSON, I., EEK, E. & WIBERG, K. 2012. Capping Efficiency of Various Carbonaceous and Mineral Materials for In Situ Remediation of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxin and Dibenzofuran Contaminated Marine Sediments: Sediment-to-Water Fluxes and Bioaccumulation in Boxcosm Tests. *Environmental Science & Technology*, 46, 3343-3351.
- KLEIN, S. E. A. Suppression of Methylmercury Production in, and Release from, Sediments Using Ferric Oxide. Conference proceedings from the Eighth International Conference on Remediation and Management of Contaminated Sediments, Batelle Memorial Institute January 12th 2015, 2015.
- KUPRYIANCHYK, D., PEETERS, E. T. H. M., RAKOWSKA, M. I., REICHMAN, E. P., GROTENHUIS, J. T. C. & KOELMANS, A. A. 2012. Long-Term Recovery of Benthic Communities in Sediments Amended with Activated Carbon. *Environmental Science & Technology*, 46, 10735-10742.
- KÅLÅS, J. A., VIKEN, Å., HENRIKSEN, S. & SKJESETH, S. 2010. *Norsk rødliste for arter 2010*, Artsdatabanken, Norge.

- LAUGENSEN, J. 2007. *Behaviour of solidified/ stabilised contaminated sediments in confined disposal facilities (CDFs)*. PhD Thesis at NTNU 2007:184., NTNU.
- LAVOIE, R. A., JARDINE, T. D., CHUMCAL, M. M. & KIDD, K. A. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: A worldwide meta-analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 47, 13385-13394.
- MILJØDIREKTORATET 2008. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. TA-2229/2007. Oslo: Miljødirektoratet.
- MILJØDIREKTORATET 2012. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment (TA-2802/2012).
- MILJØDIREKTORATET 2015a. Tiltaksplaner for opprydding i forurenset sjøbunn. Faktaark. M-325.
- MILJØDIREKTORATET 2015b. Veileder for håndtering av sedimenter, M-350. Klima- og forurensningsdirektoratet.
- MJELDE, M. 2015. Vannvegetasjon i brakkvann, med spesiell vekt på Gunneklevfjorden i Telemark. Delrapport fra aktivitet 2a, Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden.
- MOLVÆR, J. 1979. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1978. Delrapport nr. 3: Undersøkelser av vannutskiftningsforholdene. NIVA.
- MOLVÆR, J. 1989. Miljøgifter i Gunneklevfjorden. Delrapport 2: Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter gjennom kanalene.: NIVA.
- MOLVÆR, J. 2015. Gunneklevfjorden. Beregninger av vannsirkulasjon og vannutskiftning. Molvær Resipientanalyse.
- MOLVÆR, J. & SKEI, J. 1981. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og nedre del av Skienselva i 1980. Delrapport nr. 2. Vannutskiftning og vannkvalitet.: NIVA.
- MORENO, C. E., FJELD, E., DESHAR, M. K. & LYDERSEN, E. 2014. Seasonal variation of mercury and $\delta^{15}N$ in fish from Lake Heddalsvatn, southern Norway. *Journal of Limnology*, Accepted article. 10.4081/jlimnol.2014.918.
- NERLAND, Ø., SPARREVIK, M., KIBSGAARD, A., OKKENHAUG, G., MOLVÆR, J., WALDAY, M., BÆKKEN, T., SCHØYEN, M., WALSTAD, E. & ENGDAHL, B. 2007. Herøya Industripark, Konsekvensutredning - Utfylling i Gunneklevfjorden. Deltema Utfylling i sjø. Deltema Helse, miljø og sikkerhet.: NGI.
- NGI 2004. Hydro Porsgrunn, pilotdeponi i Gunneklevfjorden Utlekking av miljøgifter fra stabiliserte sedimenter, NGI-rapport 20031257-3.
- NGI 2011. Opticap, Evaluering av gjennomføring av testtildekking i Eidangerfjorden og Ormefjorden. NGI-rapport 20071139-00-120-R.
- NGI 2015a. Underlag for beslutning om tiltak i Gunneklevfjorden. Platebelastningsforsøk og testtildekking i laboratoriet for vurdering av styrke i forurenset slam. NGI-rapport 20120820-04-R.
- NGI 2015b. Underlag for beslutning om tiltak mot forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden. Aktivitet 3. Spredning av dioksiner og kvikksølv fra forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden. NGI-rapport 20120820-01-R.
- NGI 2015c. Underlag for beslutning om tiltak mot forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden. Tiltaksalternativer. NGI-rapport 20120820-03-R.
- NGI 2015d. Underlag for beslutning om tiltak mot forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden. Undersøkelse av materiale i overvannskummer. NGI-rapport 201220820-02-R.
- NOU 2013. Naturens goder - om verdier av økosystemtjenester. *In: MILJØVERNDEPARTEMENTET* (ed.). Oslo.
- NÆS, K. & OUG, E. 1991. Sedimentenes betydning for forurensningssituasjonen i Frierfjorden og tilgrensede områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje.: NIVA.
- NÆS, K., PERSSON, J., SALORANTA, T., ANDERSEN, T., BERGE, J. A., HYLLAND, K., RUUS, A., TOBIESEN, A., BERGSTAD, O. A. & KNUITSEN, J. A. 2004. Dioksiner i Grenlandsfjordene - DIG. Oppsummering av forskningsprosjekt. NIVA-rapport 4876-2004.
- NÆS, K., SALORANTA, T., NILSSON, H. C., CORNELISSEN, G. & BROMAN, D. 2009. Undersøkelser for å styrke modeller knyttet til beslutningsstøtte for tiltak mot forurensete sedimenter i Grenlandsfjordene. NIVA-rapport 5737-2009, 122s.

- OLSEN, M. 2014. Naturtyper i Gunnekleivfjorden. Delrapport fra aktivitet 1, Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensete sedimenter i Gunnekleivfjorden.: NIVA.
- OLSEN, M. 2015. Primære og sekundære effekter av tildekking av forurenset sediment i undervannseng. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensete sedimenter i Gunnekleivfjorden, Delrapport fra aktivitet 6d. NIVA-rapport 6923-2015.
- OLSEN, M., BEYLICH, B. A. & BRAATEN, H. F. V. 2015. Næringsnett og miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensete sedimenter i Gunnekleivfjorden. Delrapport aktivitet 2. NIVA-rapport 6795-2015.
- PALERMO, M. & HAYES, D. E. 2014. Sediment Dredging, Treatment and Disposal. In: REIBEL, D. D. (ed.) *Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments*. New York: Springer.
- PATMONT, C. R., GHOSH, U., LAROSA, P., MENZIE, C. A., LUTHY, R. G., GREENBERG, M. S., CORNELISSEN, G., EEK, E., COLLINS, J., HULL, J., HJARTLAND, T., GLAZA, E., BLEILER, J. & QUADRINI, J. 2014. In Situ Sediment Treatment Using Activated Carbon: A Demonstrated Sediment Cleanup Technology. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11, 195-207.
- SALORANTA, T. 2006. Simulating the fate of dioxins in the Grenlands fjords. Vedlegg til rapport: Prosjekt Rein fjord. Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Telemark - Fase 2, rev-01. Fylkesmannen i Telemark.
- SCHAANNING, M., OLSEN, M. & NDUNGU, K. 2014a. Biotilgjengelighet av kvikksølv og dioksiner i sediment og effekter av behandling med aktivt kull. Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensete sedimenter i Gunnekleivfjorden. Delrapport fra aktivitet 4. NIVA rapport 6795-2015.: NIVA.
- SCHAANNING, M. T. & ALLAN, I. 2012. Field experiment on thin-layer capping in Ormfjorden and Eidangerfjorden - Functional response and bioavailability of dioxins 2009-2011. NIVA rapport 6285-2012. NIVA.
- SCHAANNING, M. T., BEYLICH, B. A., RAYMOND, C., SAMUELSSON, G. S. & GUNNARSSON, J. S. 2014b. Thin layer capping of fjord sediments in Grenland. Chemical and biological monitoring 2009-2013. NIVA-report 6724.
- SCHAANNING, M. T., BEYLICH, B. A., SAMUELSSON, G., RAYMOND, C., GUNNARSON, J. & AGRENIUS, S. 2011. Field experiment on thin-layer capping in Ormfjorden and Eidangerfjorden: Benthic community analyses 2009-2011. NIVA-rapport 6257-2011.
- SCHAANNING, M. T., HELLAND, A. & ØXNEVAD, S. 2010. Miljøeffekter av stabilisering og solidifisering (STSO) av forurensete sedimenter i utløpet av Sandvikselva. NIVA-rapport 5972-2010. 27s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. TA-1467/1997. Sft - Statens forurensningstilsyn.
- SILSAND, T. E. 1999. Fuglelivet i Gunnekleivfjorden. Fugler i Telemark 25:1, s. 15-27.
- SKEI, J. 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Oppsummering. (Contaminants in the fjord Gunnekleivfjorden). NIVA report nr O-88068. (In Norwegian). NIVA.
- SKEI, J., PEDERSEN, A., BAKKE, T. & BERGE, J. A. 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4: Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet.: NIVA.
- VLASSOPOULOS, D. E. A. Suppression of Methylmercury in Sediments by Manganese(IV)Oxide. Conference proceedings from the Goldschmidt Conference, Sacramento CA June 9th 2014., 2014.
- ZIMMERMANN, J., WERNER, D., GHOSH, U., MILWARD, R., BRIDGES, T. & LUTHY, R. 2005. Effects of dose and particle size on activated carbon treatment to sequester polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments. *Environ.Toxicol. Chem.*, 24, 1594-1601.

Vedlegg A. Risikovurdering av forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden

Jonny Beyer, Torgeir Bakke og Marianne Olsen, NIVA.



Innhold

1. Innledning	2
1.1 Bakgrunn, målsetning og forutsetninger	2
2. Gjennomføring	2
2.1 Datagrunnlag sediment	2
2.1.1 Total organisk karbon	3
2.1.2 Kornfordeling	3
2.1.3 Stedsspesifikke Kd-verdier	3
2.1.4 Økotoksisitet	3
2.1.5 Miljøgifter	5
2.2 Fastsettelse av stedsspesifikke områdeparametere	7
2.2.1 Vannets oppholdstid i Gunneklevfjorden	7
2.2.2 Båttrafikk og sedimentoppvirvling	7
3. Resultater fra risikovurdering	8
3.1 Miljøriskovurdering Trinn 1	8
3.2 Miljøriskovurdering Trinn 2A – risiko for spredning	10
3.2.1 Utlekking av miljøgifter	10
3.2.2 Årlig transport av miljøgifter ut av Gunneklevfjorden	11
3.2.3 Spredning av dioksiner	13
3.3 Miljøriskovurdering Trinn 2B – risiko for human helse	14
3.4 Miljøriskovurdering Trinn 2C - Risiko for effekter på økosystemet	15
4. Diskusjon og konklusjon	18
5. Referanser	19
Vedlegg	20
Vedlegg I. Områdeparametere	20
Vedlegg II. Sedimentundersøkelse i 2014	21
Vedlegg III. Datagrunnlag for sedimentparametere og miljøgifter	23
Vedlegg IV. Resultatrapport fra økotoks testing ved NIVA	28
Vedlegg V. Resultatrapport fra DR-CALUX økotoks testing	41

1. Innledning

1.1 Bakgrunn, målsetning og forutsetninger

Denne risikovurderingen er gjennomført som en aktivitet under prosjektet «Underlag for beslutning og tiltaksplan mot forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden», heretter omtalt som «underlagsprosjektet». Målsetning er å utføre Trinn 1 og Trinn 2 av miljørisikovurdering i henhold til Miljødirektoratets metodeveileder «Risikovurdering av forurenset sediment» med tilhørende regneark (TA-2230/2007 og revidert versjon TA-2802/2012). Risikovurderingen er gjennomført for hele Gunneklevfjorden som ett område, uten å definere delområder. Siden risikoveilederen ikke gir grunnlag for å beregne risiko for enkeltforbindelser av dioksiner og furaner, baseres risikovurdering av disse forbindelsene på indeksen Toksiske dioksin Ekvivalenter (TE eller TEQ). TEQ kan beregnes på grunnlag av en dioksin-responsiv toksisitetstest (DR CALUX) av sedimentet, eller på grunnlag av målte konsentrasjoner av enkeltforbindelser med dioksin-lignende i sedimentet. Begge disse beregningsmåtene er anvendt i denne risikovurderingen.

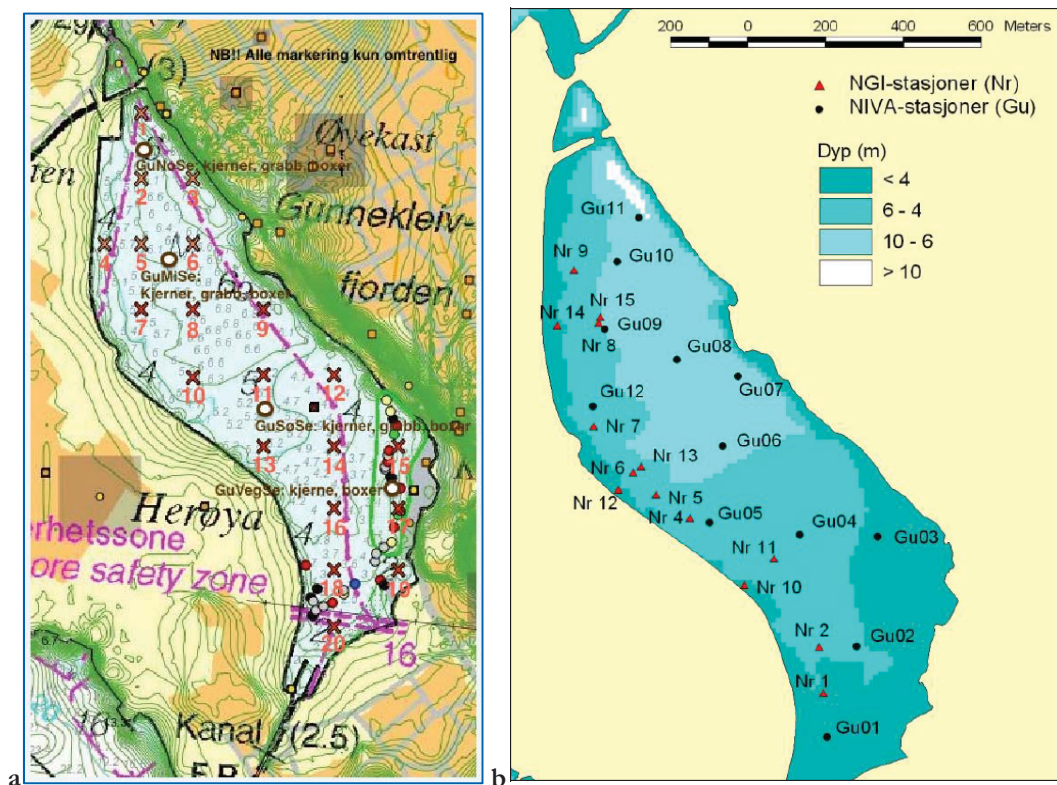
2. Gjennomføring

Formålet med en risikovurdering er å kvantifisere risiko for miljøgiftspredning, humane helseeffekter og økologiske effekter av forurenset sediment. Risikovurderingen kan gjennomføres i tre påfølgende trinn (Trinn 1, 2 og 3), der påfølgende trinn innebærer økende grad av lokalspesifikk vurdering med økt bruk av spesifikke parameterverdier fremfor sjablongverdier.

I denne risikovurderingen gjennomføres Trinn 1 og Trinn 2.

2.1 Datagrunnlag sediment

Datagrunnlaget for denne risikovurderingen er basert på sedimentundersøkelser utført i 2007 (Nerland et al.) og innenfor underlagsprosjektet i 2013 (Eek, 2015) og 2014 (Vedlegg II). Datasettet omfatter totalt 35 sedimentprøver (Figur 1) og inneholder sedimentparametere og konsentrasjoner av miljøgifter analysert i prøver fra sedimentets topplag (0 - 10 cm) (Tabell 2). Sedimentparametere er omtalt nedenfor. Sedimentprøvene dekker hele Gunneklevfjorden inkludert kanalen i nord. Tetthet av prøver er lavere enn risikoveilederens anbefaling, begrunnet med at utslippspunktene er kjent og at det ikke forventes å finne områder som er uberørt av forurensning. Fra kanalen i sør lot det seg ikke gjøre å ta ut sedimentprøver, siden sjøbunnen består av grus.



Figur 1a. Stasjoner i Gunneklevfjorden som i 2013 ble benyttet for SPI kamera undersøkelser (markert med x) og sedimentprøvetaking i 2013 er markert som (markert med O).

Figur 1b. Stasjoner for prøvetaking av sediment og biota i 2007. Bunnkotene i kartet viser også dypet i Gunneklevfjorden (fra (Eek, 2013)).

2.1.1 Total organisk karbon

Data for total organisk karbon (TOC) forelå i 33 sedimentprøver fra 2007, 2013 og 2014 og gjennomsnittet av disse dataene (TOC=4,88 angitt som % TOC av TS) ble anvendt i stedet for sjablongverdien i TA-2802 regnearket. Dataene for TOC er vist sammen med andre sedimentparametere i Vedlegg.

2.1.2 Kornfordeling

For kornfordeling av sediment skal andelen av sedimentene med kornfordeling $< 2\mu\text{m}$ legges inn. På disse sedimentene er lagt til grunn at 20 % av fraksjonen $< 63\mu\text{m}$ er $< 2\mu\text{m}$.

2.1.3 Steds spesifikke Kd-verdier

Grunnlag for beregning av steds spesifikke Kd verdier av miljøgifter, dvs. relativ fordeling mellom løst fraksjon (i porevann) og partikulær fraksjon (på sedimentpartikler) var tilgjengelig for Tot-Hg og HCB for et mindre antall stasjoner. For øvrige miljøgifter ble sjablongverdier for Kd benyttet.

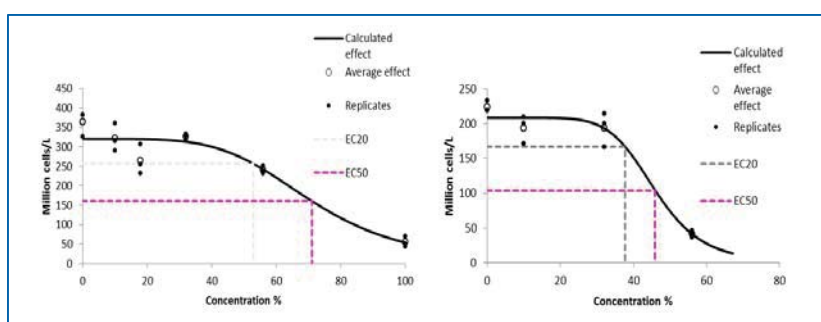
2.1.4 Økotoksisitet

Tre ulike økotokstester ble benyttet på de 2 sedimentprøvene samlet inn for formålet; inhibering av algevekst, akutt evertebrat immobilisering og DR CALUX. Testrapportene for økotokstestene er vist i vedlegg IV og V. På grunn av lavt saltinnhold i porevannsprøvene kunne ikke testorganismene som er anbefalt i risikoveilederen TA-2802/2011 benyttes. Vekstinhiberingstesten for alger ble utført med

ferskvannsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* som et alternativ til saltvannsalgen *Skeletonema costatum*, mens testing av akutt immobiliseringseffekt med fjærmygglarver (*Chironomus riparius*) ble brukt som alternativ til testing med saltvannshoppekrepsen *Tisbe battagliai*. Fjærmygglarver finnes i stort antall i Gunneklevfjorden.

Det ble ikke observert noen signifikant forskjell (toksisk respons) mellom ueksponte kontrollgrupper av fjærmygglarver og porevannseksponerte grupper i testen. Det lot seg derfor ikke gjøre å bestemme noen EC50 verdi og disse testresultatene ble ikke brukt videre. Resultatet kan evt. tolkes som at porevannet ikke var målbart toksisk for fjærmygglarver på basis av denne aktuelle testen.

I algevekstinhiberingstesten ble det fra vekstkurvene kalkulert EC50 verdier på 71 % og 46 % av porevannskonsentrasjonen for de to prøvene, noe som omregnet til TU (toxic units, dvs. 100/EC50) gir toksisitetverdier på henholdsvis 1,40 og 2,15 TU. Det er forutsatt at de to algearten *Pseudokirchneriella subcapitata* og *Skeletonema costatum*, har tilsvarende sensitivitet for de aktuelle miljøgiftene. Ved utarbeidelse av det norske klassifiseringssystemet for miljøgifter i vann og sedimenter ble det satt som begrunnet forutsetning at det ikke var noen systematisk forskjell i følsomhet mellom organismer i ferskvann og sjøvann (ref. TA-2803/2011).



Figur 2. Kalkulerte vekstinhiberingskurver for ferskvannsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* eksponert for porevann fra Gunneklevfjorden.

Tabell 1. EC20 og EC50 for ferskvannsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* etter vekstinhiberingstest med porevann fra Gunneklevfjorden.

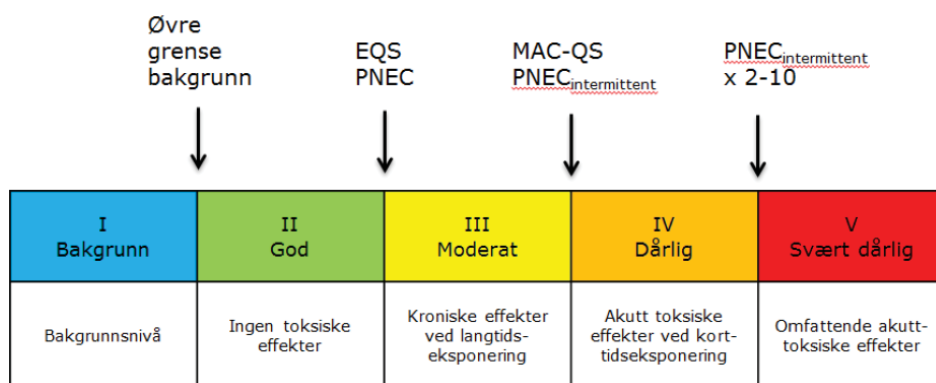
Sediment identification	Effects on growth rate % PW	
	72 h EC ₂₀ ^a	72 h EC ₅₀ ^b
Guse A	53 %	71%
Guse B	38%	46%

Resultatrapport fra DR CALUX toksisitetstest av sedimentekstrakt fra to sedimentprøver er inkludert i vedlegg V. Testen gir et direkte mål for den totale mengden organiske miljøgifter med dioksin-type giftighet (dioksiner, furaner og dioksinlignende PCBer) i sedimentet, uttrykt som TEQ ekvivalenter. Resultatene viser høye nivåer av TEQ i begge sedimentprøvene; 1600 og 1700 ng TEQ/kg tørrvekt. Disse verdiene ble benyttet i Trinn 2 av risikovurderingen.

TEQ-verdiene fra toksisitetstesten er i samme størrelsesorden som TEQ-verdier fremkommet gjennom kjemiske analyser av sedimentprøver fra Gunneklevfjorden i 2014 (Vedlegg II). Den nåværende versjonen av TA-2802 regnearket legger imidlertid ikke til rette for å bruke TEQ verdier som er beregnet på basis av rene kjemiske analyser.

2.1.5 Miljøgifter

En oversikt over hvilke miljøgifter som er analysert for i de 35 sedimentprøvene som inngår i datasettet er gitt i Tabell 2. Best datagrunnlag foreligger for kvikksølv (33), sum PCB (23), HCB (29) og dioksin TEQ ekvivalenter (19). For metaller, PAH, TBT, OCS og enkeltkomponenter av dioksiner og furaner er antallet analyserte prøver vesentlig lavere. Konsentrasjoner for de forskjellige miljøgiftene er vist i Vedlegg III. Måleverdiene er angitt med fargekoding i henhold til grenseverdiene gitt i det norske systemet for tilstandsklassifisering (TA-2229/2007), som illustrert i Figur 3.



Figur 3: Tilstandsklasser ved klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i sjøvann og marine sedimenter. Øvre grense bakgrunn = anslått grense for konsentrasjoner fjernt fra større punktkilder. EQS = 'environmental quality standard': EUs grenseverdi for akseptabel konsentrasjon. PNEC = 'predicted no effect concentration': høyeste verdi hvor effekter ikke har vært påvist (inkludert sikkerhetsfaktor). MAC-QS = 'maximum admissible concentrations': kvalitetsstandard for kortidseksponering med sikkerhetsfaktor. Fra Bakke m.fl. (2007).

Tabell 2. Oversikt over antall sedimentprøver som er analysert for ulike miljøgifter i datagrunnlaget for risikovurderingen fra Gunneklevfjorden.

Miljøgift	enhet	Antall prøver
Arsen	mg/kg TS	3
Bly	mg/kg TS	3
Kadmium	mg/kg TS	3
Kobber	mg/kg TS	3
Krom totalt (III + VI)	mg/kg TS	3
Kvikksølv (TotHg)	mg/kg TS	33
Nikkel	mg/kg TS	3
Sink	mg/kg TS	3
Naftalen	µg/kg TS	3
Acenaftalen	µg/kg TS	2
Acenaften	µg/kg TS	3
Fluoren	µg/kg TS	3
Fenantren	µg/kg TS	3
Antracen	µg/kg TS	3
Fluoranten	µg/kg TS	3
Pyren	µg/kg TS	3
Benzo(a)antracen	µg/kg TS	3
Krysen	µg/kg TS	3
Benzo(b)fluoranten	µg/kg TS	3
Benzo(k)fluoranten	µg/kg TS	3
Benzo(a)pyren	µg/kg TS	3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg TS	3
Dibenzo(a,h)antracen	µg/kg TS	3
Benzo(ghi)perylene	µg/kg TS	3
Sum PCB7	µg/kg TS	23
Tributyltinn (TBT-ion)	µg/kg TS	8
HCB (sediment)	µg/kg d.w.	29
OCS	µg/kg d.w.	9
PCB (porevann)	ng/l	5
HCB (porevann)	ng/l	5
2,3,7,8-TCDD	ng/kg d.w.	7
1,2,3,7,8-PeCDD	ng/kg d.w.	8
1,2,3,4,7,8-HxCDD	ng/kg d.w.	9
1,2,3,6,7,8-HxCDD	ng/kg d.w.	9
1,2,3,7,8,9-HxCDD	ng/kg d.w.	9
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	ng/kg d.w.	9
OCDD	ng/kg d.w.	9
2,3,7,8-TCDF	ng/kg d.w.	9
1,2,3,7,8-PeCDF	ng/kg d.w.	9
2,3,4,7,8-PeCDF	ng/kg d.w.	9
1,2,3,4,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	9
1,2,3,6,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	9
1,2,3,7,8,9-HxCDF	ng/kg d.w.	9
2,3,4,6,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	9
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	ng/kg d.w.	9
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	ng/kg d.w.	9
OCDF	ng/kg d.w.	9
Sum dioksin TEQ	ng/kg d.w.	19

2.2 Fastsettelse av stedsspesifikke områdeparametere

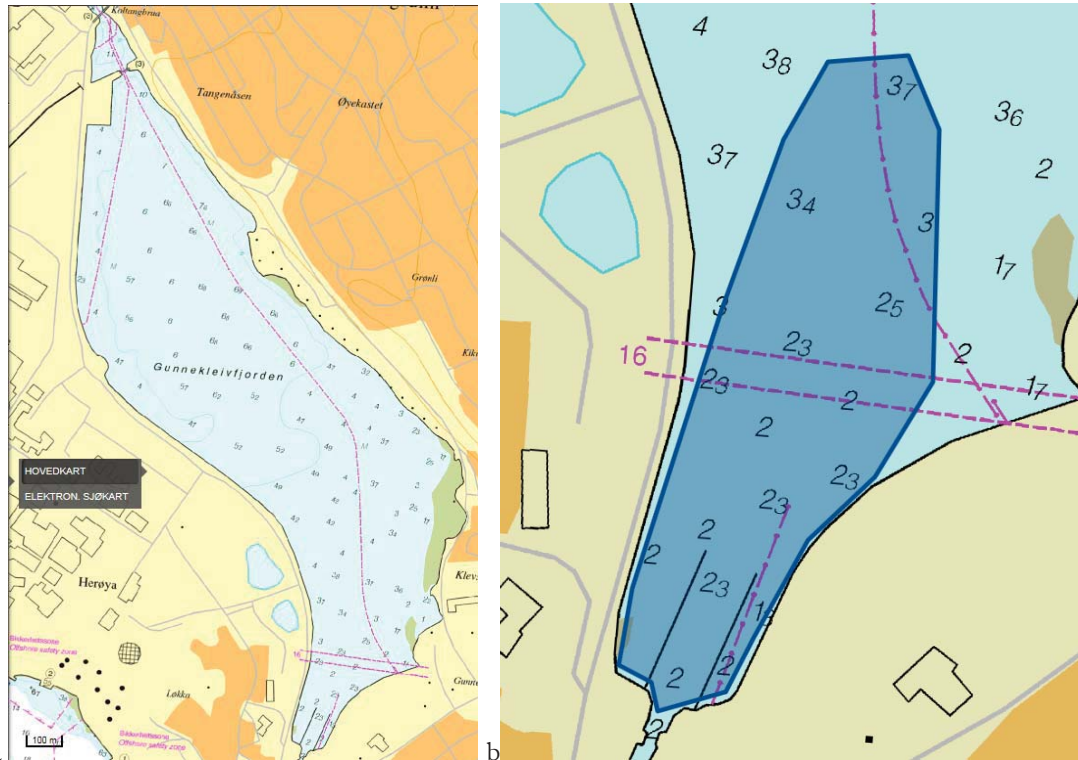
Stedsspesifikke områdeparametere er fastsatt dels på grunnlag av måledata og vurderinger i underlagsprosjektet, og dels på grunnlag av data fra tidligere rapporter (Eek, 2013; Nerland et al., 2007). Sjablongverdier fra risikoveilederen (TA-2802/2011) er benyttet der det ikke foreligger annen informasjon eller der disse synes relevante. Områdeparametere for risikovurderingen er vist i Vedlegg I. De vesentligste områdeparametere er omtalt nedenfor.

2.2.1 Vannets oppholdstid i Gunneklevfjorden

Vannets oppholdstid har betydning for spredningsrisikoen, og kortere oppholdstid gir økt spredningsrisiko. Oppholdstiden defineres som totalt vannvolum i området dividert med vanntransport-hastigheten over grenseflaten mot området utenfor. Risikoveilederens sjablongverdi for oppholdstid av fjordvann er satt til 0,02 år. Oppholdstiden er avhengig av en rekke faktorer (tidevann, vind, dybde, sjikting, etc.). Tidligere undersøkelser har vist at det foreligger en tydelig sjikting av vannsøylen i Gunneklevfjorden der overflatelaget har en lavere saltholdighet (1,3-1,4 promille) og vesentlig kortere oppholdstid enn bunnvannet (2,5-2,7 promille) (Molvær, 1979, 1989; Molvær and Skei, 1981; Nerland et al., 2007). Oppholdstiden er kort (noen dager – en uke) for det ferske overflatelaget, mens bunnvannet har en betydelig lengre oppholdstid (1-3 måneder). Etter en samlet vurdering ble det for denne risikovurderingen besluttet å benytte 0,1 år (1,2 måneder) som generell oppholdstid av vannet i Gunneklevfjorden.

2.2.2 Båttrafikk og sedimentoppvirvling

Gunneklevfjorden har vandyp ned til maksimalt 10 m med store områder grunnere enn 5 m (Figur 4a), og sedimentene i Gunneklevfjorden er potensielt utsatt for oppvirvling fra vind og fra båttrafikk. Lav seilingshøyde (2,5 m) under broene i nord og i Herøykanalen i sør begrenser imidlertid størrelsen på fartøy til relativt små fritidsbåter. Båttrafikk er i hovedsak begrenset til ferdsel til og fra småbåthavnen i sør gjennom Herøykanalen, der bunnforholdene er preget av grus og stein, samt til manøvrering i båthavnen. I tillegg er det en begrenset ferdsel av fritidsbåter i transport mellom Skienselva og Frierfjorden. Dette dreier seg i størrelsesorden om en håndfull båter daglig på fine sommerdager (pers.medd. Tor Erik Siljan, bryggesjef i Herøya motorbåtforening). Det er tidligere estimert antall båtanløp til småbåthavnen til 750 per år og mengde oppvirvlet sediment til 270 kg per anløp (Nerland et al., 2007). Dette er vurdert til å være et svært konservativt anslag. For denne risikovurderingen er det valgt å ta utgangspunkt i veilederens sjablongverdi for oppvirvling fra småbåttrafikk (150 kg/anløp), og i samråd med Herøya motorbåtforening er antall årlige båtanløp satt til 375. Veilederens sjablongverdi for lengde for båtanløp (120 m) er beholdt siden den sammenfaller godt med manøvreringsområdet for småbåthavnen. Sedimentarealet som er påvirket av oppvirvling fra småbåter er satt til 59 000 m² (Figur 4b).



Figur 4a. Sjøkart som viser vandyp i Gunnekleivfjorden.

Figur 4b. Skjønsmessig angivelse av arealet rundt småbåthavnen som, i henhold til risikoveilederens sjablongverdi for lengde for båtanløp (120 m), kan påvirkes av småbåttrafikk. Kilde for kart: www.norgeskart.no.

3. Resultater fra risikovurdering

3.1 Miljøriskovurdering Trinn 1

I miljørisikovurderingens Trinn 1 sammenlignes de målte konsentrasjonene av miljøgifter og økotoxisitetsverdier med etablerte grenseverdier for økologiske effekter ved kronisk eksponering.

Tabell 3 viser grad av overskridelse av disse grenseverdiene. Spesielt HCB, kvikksølv og benzo(ghi)perylen viser store overskridelser av grenseverdiene, mens overskridelsene for en rekke andre miljøgifter (kobber, de tyngre PAH-forbindelsene og TBT) er mer moderat.

Tabell 3. Overskridelse av Trinn 1 grenseverdier for innhold av miljøgifter i sedimenter.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon i forhold til trinn 1 grenseverdi (antall ganger):	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	3	7,52	6,10	52		
Bly	3	88,9	70,9	83	1,07	
Kadmium	3	1,78	1,54	2,6		
Kobber	3	160	131,3	51	3,14	2,58
Krom totalt (III + VI)	3	63,8	45,0	560		
Kvikksølv	33	270	87,9	0,63	429	139
Nikkel	3	43,2	34,2	46		
Sink	3	331	264,3	360		
Naftalen	3	0,29	0,19	0,29		
Acenaftilen	3	0,014	0,01	0,033		
Acenaften	3	0,033	0,03	0,16		
Fluoren	3	0,184	0,12	0,26		
Fenantren	3	0,586	0,41	0,50	1,17	
Antracen	3	0,103	0,08	0,031	3,32	2,67
Fluoranten	3	0,863	0,68	0,17	5,08	3,98
Pyren	3	0,826	0,61	0,28	2,95	2,19
Benzo(a)antracen	3	0,447	0,31	0,06	7,45	5,11
Krysen	3	0,612	0,41	0,28	2,19	1,46
Benzo(b)fluoranten	3	0,954	0,60	0,24	3,98	2,50
Benzo(k)fluoranten	3	0,597	0,35	0,21	2,84	1,69
Benzo(a)pyren	3	0,539	0,33	0,42	1,28	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3	0,598	0,34	0,047	12,7	7,33
Dibenzo(a,h)antracen	3	0,147	0,08	0,59		
Benzo(ghi)perylene	3	0,779	0,44	0,021	37,1	21,0
PCB 28	0	mangler	mangler			
PCB 52	0	mangler	mangler			
PCB 101	0	mangler	mangler			
PCB 118	0	mangler	mangler			
PCB 138	0	mangler	mangler			
PCB 153	0	mangler	mangler			
PCB 180	0	mangler	mangler			
Sum PCB7	0	mangler	mangler	0,017		
DDT	0	mangler	mangler	0,02		
Tributyltinn (TBT-ion)	8	0,48	0,17	0,035	13,7	4,82
Lindan	0	mangler	mangler	0,0011		
Heksaklorbenzen	29	6,85	3,35	0,0169	405	198

Tabell 4 viser resultater av giftighetstesting av porevann med algetest og av organiske ekstrakter fra sedimentprøvene med DR CALUX test. Resultatene fra DR CALUX testen viser en klar overskridelse (33 ganger) av den etablerte grenseverdien for økotoksisitet, mens algetesten indikerer en mer moderat overskridelse.

Tabell 4. Resultat av risikokalkuleringen i TA2802 regnearket som viser graden av overskridelse av Trinn 1 og Trinn 2 grenseverdier for økotoksitet av porevann og sediment-ekstrakter.

Parameter	Målt økotoks		Grenseverdi for økotoksitet	Målt økotoksitet i forhold til grenseverdi (antall ganger):	
	Maks	Middel		Maks	Middel
Porevann, Skeletonema (TU)	2,1552	1,77885	1,0	2,16	1,78
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)	1700	1650	TEQ < 50 ng/kg	34,0	33,0
Helsedimenttest, Arenicola marina (% dødelighet)	ikke målt	ikke målt	20 %		
Helsedimenttest, Corophium volutator (% dødelighet)	ikke målt	ikke målt	20 %		

Overskridelsene i Trinn 1 innebærer at det foreligger en risiko for økologiske effekter som må vurderes nærmere i Trinn 2, og at fjorden ikke kan «friskmeldes». Denne konklusjonen styrkes av resultatene fra dioksinanalyser av topplag-sedimentprøver fra Gunneklevfjorden, vist i Tabell i vedlegg XX. Alle de analyserte sedimentprøvene fra Gunneklevfjorden har en klar overskridelse (størrelsesorden 2,5 – 1460 ganger) av øvre TEQ grenseverdi for tilstandsklasse II (etter TA-2229/2007).

3.2 Miljøriskovurdering Trinn 2A – risiko for spredning

3.2.1 Utlekking av miljøgifter

Utlekking (fluks) av miljøgifter er definert som mengde miljøgifter utlekket per m² sedimentflate per år. Sentrale faktorer for utlekking er diffusjon (F_{diff}), opptak/spredning i organismer (F_{org}) og båtoppvirling (F_{skip}). Tabell 5 viser de beregnede maks og middelveidier for utlekking per kvadratmeter per år fra ulike sedimentflater i Gunneklevfjorden, henholdsvis uten og med påvirkning fra båtgenerert propelloppvirling. Premisser for beregning av propelloppvirling i Gunneklevfjorden er drøftet i kapittel 2.2.2. Det legges her mest vekt på beregnede middelveidier fordi det er områdets samlede risiko som vurderes og ikke bare risiko fra ett enkelt punkt. I risikoveilederen (TA-2802/2011) legges det opp til at man vurderer utlekkingsens størrelse relativt til utlekking fra et tenkt referansesediment, der kontamineringsnivået tilsvarer øvre grenseverdi for tilstandsklasse II. Kvikksølv og HCB har størst spredningsrisiko, med en årlig utlekking som er henholdsvis 208 og 132 ganger høyere enn referanseverdien (Tabell 5).

Tabell 5. Beregning av årlig utlekkingsen av miljøgifter iht. TA-2802/2011. Gule kolonner viser overskridelse i utlekking fra et gjennomsnittlig sediment fra Gunneklevfjorden i forhold til et referansesediment som tilfredsstiller grenseverdiene for Trinn 1.

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):	
	Maks ($mg/m^2/år$)	Middel ($mg/m^2/år$)	$F_{tot, maks}$ ($mg/m^2/år$)	$F_{tot, middel}$ ($mg/m^2/år$)		Maks	Middel
Arsen	7,59	6,16	9,12	7,39	63,0		
Bly	4,42	3,53	22,23	17,73	20,4	1,09	
Kadmium	0,07	0,06	0,43	0,37	0,63		
Kobber	35,45	29,10	67,60	55,49	21,3	3,17	2,61
Krom totalt (III + VI)	2,35	1,66	15,13	10,68	133		
Kvikksølv	78,21	17,05	132,54	34,74	0,17	792	208
Nikkel	29,89	23,64	38,65	30,57	41,0		
Sink	30,27	24,18	96,63	77,17	99,2		
Naftalen	29,67	19,10	29,81	19,19	143		
Acenaftalen	0,71	0,62	0,71	0,63	7,41		
Acenaften	0,73	0,68	0,74	0,69	15,0		
Fluoren	2,47	1,54	2,51	1,57	14,3		
Fenantren	3,79	2,62	3,92	2,71	12,1		
Antracen	0,53	0,43	0,56	0,45	0,61		
Fluoranten	1,89	1,48	2,06	1,62	0,83	2,48	1,95
Pyren	3,29	2,44	3,46	2,57	2,90	1,20	
Benzo(a)antracen	0,55	0,38	0,64	0,44	0,12	5,14	3,52
Krysen	1,66	1,11	1,78	1,19	1,03	1,72	1,15
Benzo(b)fluoranten	1,90	1,20	2,09	1,32	0,61	3,44	2,17
Benzo(k)fluoranten	1,22	0,72	1,34	0,79	0,54	2,46	1,46
Benzo(a)pyren	1,05	0,64	1,16	0,71	1,04	1,11	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,41	0,24	0,53	0,31	0,05	11,3	6,52
Dibenzo(a,h)antracen	0,12	0,07	0,15	0,09	0,68		
Benzo(ghi)perylene	1,23	0,69	1,38	0,78	0,04	32,5	18,4
PCB 28	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
PCB 52	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
PCB 101	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
PCB 118	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
PCB 138	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
PCB 153	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
PCB 180	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
Sum PCB7	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
DDT	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
Tributyltinn (TBT-ion)	34,66	12,19	34,93	12,28	11,6	3,02	1,06
Lindan	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
Heksaklorbenzen	46,26	14,77	47,64	15,44	0,12	409	132

3.2.2 Årlig transport av miljøgifter ut av Gunneklevfjorden

Tabell 6a og 6b viser beregnet årlig transport av miljøgifter ($mg/år$ og $kg/år$) fra areal med båtgenerert oppvirvling (A_{skip}) og fra areal uten båtgenerert oppvirvling ($A_{sed} - A_{skip}$). Den årlige mengden av miljøgifter transport ut av fjorden gis som U_{tot} som er beregnet fra den totale utlekkingen (F_{tot}) multiplisert med det angitte sedimentarealet. Beregningene gir ca. 2 kg kvikksølv fra det propellpåvirkede sedimentarealet, mens resten av arealet i Gunneklevfjorden bidrar til spredning av drøye 11 kg kvikksølv per år. De tilsvarende spredningsmengdene for HCB er knappe 1 og 10 kg.

Den relative betydningen av diffusjon, organismer og båtgenerert oppvirvling for spredning av ulike miljøgifter er vist i 5. Man ser her at oppvirvling har stor betydning for metallene og tyngre PAHer, mens diffusjon har stor betydning for TBT, lettere PAHer og flere av metallene, og transport via næringskjeden har stor betydning for PAH generelt samt for HCB.

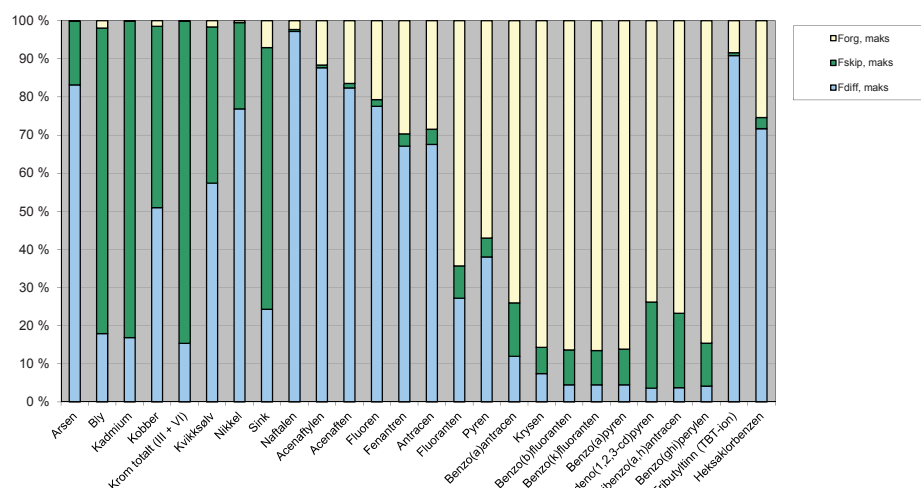
Tabell 6a. Beregnet transport av miljøgifter ut fra Gunneklevfjorden vist som mg/år.

Stoff	Total mengde spredt per tidsenhet			
	U _{tot} , A _{skip}		U _{tot} , A _{sed} -A _{skip}	
	maks [mg/år]	middel [mg/år]	maks [mg/år]	middel [mg/år]
Arsen	5,38E+05	4,36E+05	5,06E+06	4,10E+06
Bly	1,31E+06	1,05E+06	2,95E+06	2,35E+06
Kadmium	2,53E+04	2,19E+04	4,84E+04	4,19E+04
Kobber	3,99E+06	3,27E+06	2,36E+07	1,94E+07
Krom totalt (III + VI)	8,93E+05	6,30E+05	1,56E+06	1,10E+06
Kvikksølv	7,82E+06	2,05E+06	5,21E+07	1,14E+07
Nikkel	2,28E+06	1,80E+06	1,99E+07	1,57E+07
Sink	5,70E+06	4,55E+06	2,02E+07	1,61E+07
Naftalen	1,76E+06	1,13E+06	1,98E+07	1,27E+07
Acenaftalen	4,20E+04	3,70E+04	4,71E+05	4,15E+05
Acenaften	4,34E+04	4,08E+04	4,85E+05	4,55E+05
Fluoren	1,48E+05	9,27E+04	1,64E+06	1,03E+06
Fenantren	2,31E+05	1,60E+05	2,52E+06	1,74E+06
Antracen	3,28E+04	2,63E+04	3,55E+05	2,85E+05
Fluoranten	1,22E+05	9,54E+04	1,26E+06	9,86E+05
Pyren	2,04E+05	1,52E+05	2,19E+06	1,63E+06
Benzo(a)antracen	3,79E+04	2,60E+04	3,68E+05	2,52E+05
Krysen	1,05E+05	7,03E+04	1,10E+06	7,39E+05
Benzo(b)fluoranten	1,23E+05	7,76E+04	1,26E+06	7,96E+05
Benzo(k)fluoranten	7,88E+04	4,67E+04	8,09E+05	4,80E+05
Benzo(a)pyren	6,82E+04	4,20E+04	6,98E+05	4,29E+05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3,13E+04	1,80E+04	2,74E+05	1,58E+05
Dibenzo(a,h)antracen	8,91E+03	5,11E+03	8,09E+04	4,64E+04
Benzo(ghi)perylene	8,16E+04	4,62E+04	8,17E+05	4,63E+05
PCB 28	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
PCB 52	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
PCB 101	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
PCB 118	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
PCB 138	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
PCB 153	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
PCB 180	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
Sum PCB7	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
DDT	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
Tributyltinn (TBT-ion)	2,06E+06	7,24E+05	2,31E+07	8,12E+06
Lindan	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data
Heksaklorbenzen	2,81E+06	9,11E+05	3,08E+07	9,84E+06

Tabell 7b. Utdrag av Tabell 6, vist som kg/år.

Stoff	Total mengde spredt per tidsenhet	
	Utot, Askip	Utot, Ased-Askip
	middel [kg/år]	middel [kg/år]
Arsen	0,44	4,10
Bly	1,05	2,35
Kadmium	0,02	0,04
Kobber	3,27	19,38
Krom totalt (III + VI)	0,63	1,10
Kvikksølv	2,05	11,36
Nikkel	1,80	15,74
Sink	4,55	16,10
Naftalen	1,13	12,72
Acenaftalen	0,04	0,42
Acenaften	0,04	0,46
Fluoren	0,09	1,03
Fenantren	0,16	1,74
Antracen	0,03	0,29
Fluoranten	0,10	0,99
Pyren	0,15	1,63
Benzo(a)antracen	0,03	0,25
Krysen	0,07	0,74
Benzo(b)fluoranten	0,08	0,80
Benzo(k)fluoranten	0,05	0,48
Benzo(a)pyren	0,04	0,43
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,02	0,16
Dibenzo(a,h)antracen	0,01	0,05
Benzo(ghi)perylene	0,05	0,46
Tributyltinn (TBT-ion)	0,72	8,12
Heksaklorbenzen	0,91	9,84

Fordeling av spredningsmekanismer (maks)



Figur 5. Relativ betydning av de ulike spredningsveiene for spredning av miljøgifter fra sedimentene i Gunneklevfjorden. Opptak og spredning via næringskjede (gult), spredning pga. oppvirvling (grønt) og spredning som følge av biodiffusjon (blått), her vist som prosent av total ut-transport.

3.2.3 Spredning av dioksiner

Risikoveilederen omfatter ikke målte dioksinkonsentrasjoner i sediment. I utgangspunktet er det heller ikke mulig å bruke formelverket i risikoveilederen til å regne ut dioksinspredningen siden veilederen ikke oppgir K_d -verdier¹ for de individuelle dioksinforbindelsene, og K_d -verdiene benyttes for å beregne fraksjon vannløst dioksin ($f_{\text{løst}}$) som blant annet inngår i beregningsformelen gitt i Faktaboks 6 i TA-2802/2011. Bruk av lokalt målte K_d -verdier for alle dioksinforbindelsene (Cornelissen et al., 2010) viser imidlertid at fraksjon løst dioksin er ubetydelig i forhold til fraksjon suspendert. Med de usikkerhetene som forøvrig ligger i beregningene av oppvirvling bør man derfor kunne utelukke fraksjonen løst dioksin uten at resultatene blir betydelig påvirket. Da blir beregningen av oppvirvlet dioksin uavhengig av K_d og kan gjøres for sum PCDD/F etter ovennevnte formel (Faktaboks 6 i TA-2802/2011). Beregningene kan bare gjøres for spredning forårsaket av propellerosjon, ikke for spredning via biodiffusjon og transport i næringskjeden slik regneverktøyet gjør for de andre miljøgiftene.

Basert på gjennomsnittskonsentrasjon for alle sedimentprøvene i hele fjorden gir beregningen av spredning forårsaket av propellerosjon en samlet spredning av PCDD/F til vannmassene på 2,9 g TEQ/år. Dette er en konservativ tilnærming siden konsentrasjonene i sedimentene i området rundt den påvirkede småbåthavnen er lavere enn i de områdene som i mindre grad er berørt av propellerosjon. Til sammenlikning beregnet Bakke og Håvardstun (2012) en samlet spredning av PCDD/F fra sedimentene utenfor kaiene på Herøya på 0,51 g TEQ/år forårsaket av skipstrafikken. Det er rimelig å forvente at mesteparten av det oppvirvlede sedimentet resedimenterer i Gunneklevfjorden og at bare en liten (men ukjent) del av de sediment-bundne dioksinene spres ut av fjorden.

¹ Fordelingskoeffisient mellom sedimentpartikler og porevann

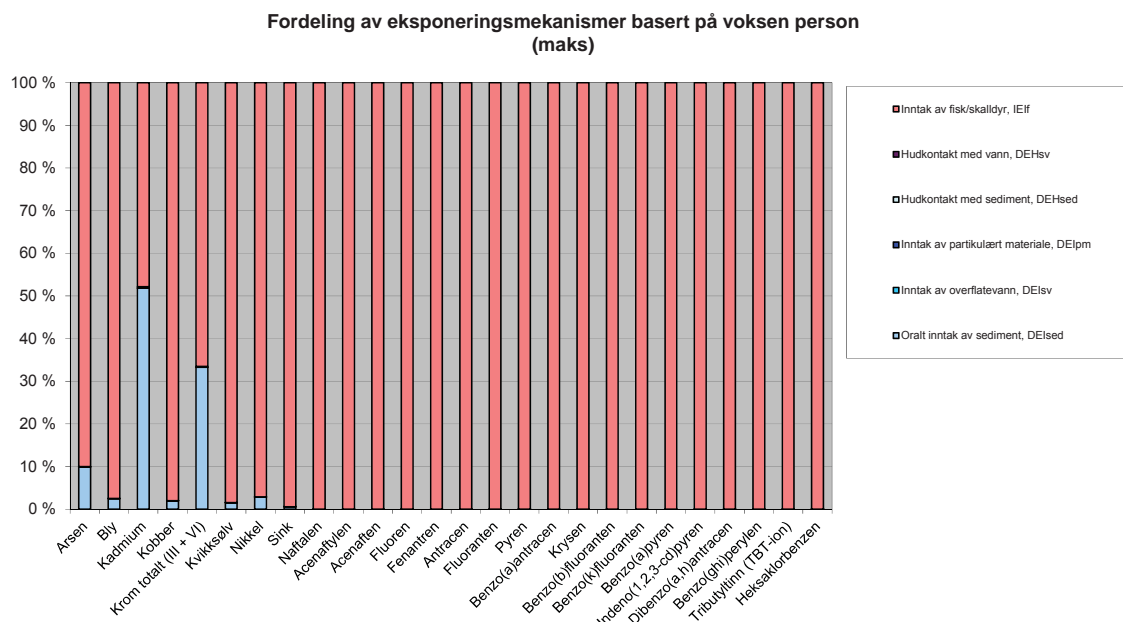
3.3 Miljøriskovurdering Trinn 2B – risiko for human helse

I delvurdering 2B inngår beregning av risiko for human helse, eksempelvis ved havnevirksomhet, rekreasjon og fangst av sjømat. Den viktigste eksponeringsveien til mennesker er normalt via konsum av fisk og skaldyr, men inntak av og kontakt med sediment og vann kan ha betydning i områder hvor det forekommer mye rekreasjonsaktiviteter som soling og bading. Opptaksproblematikken for miljøgifter til mennesker uttrykkes som et samlet livslangt inntak av det angitte stoffet i mg/kg kroppsvekt/dag. Opptaket sammenliknes gjerne med grenseverdien for tolerabelt daglig inntak satt av Mattilsynet, og sedimentets bidrag settes til maksimalt 10 % av samlet tolerabelt inntak. Tabell 7 viser resultatene av risikovurderingen for human helse og hvilke av miljøgiftene som overskrider 10 % av maksimalt tolerabelt inntak. Man ser at benzo(a)pyren er den miljøgiften som viser høyest risiko, fulgt av kvikksølv og TBT.

Tabell 7. Beregnet total livtidseksponering (mg/kg kroppsvekt og dag) for miljøgifter og faktor for overskridelse i forhold til grenseverdier for human risiko. Overskridelsesfaktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

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	3,43E-05	2,78E-05	1,00E-04		
Bly	1,48E-03	1,18E-03	3,60E-04	4,12	3,29
Kadmium	2,18E-06	1,89E-06	5,00E-05		
Kobber	3,35E-03	2,75E-03	5,00E-03		
Krom totalt (III + VI)	1,06E-04	7,51E-05	5,00E-04		
Kvikksølv	7,21E-03	2,35E-03	1,00E-05	721	234,6
Nikkel	6,36E-04	5,03E-04	5,00E-03		
Sink	2,25E-02	1,80E-02	3,00E-02		
Naftalen	2,24E-03	1,44E-03	4,00E-03		
Acenaftylen	2,71E-04	2,39E-04			
Acenaften	3,97E-04	3,73E-04			
Fluoren	1,70E-03	1,06E-03			
Fenantren	3,80E-03	2,62E-03	4,00E-03		
Antracen	5,17E-04	4,15E-04	4,00E-03		
Fluoranten	4,34E-03	3,40E-03	5,00E-03		
Pyren	6,45E-03	4,79E-03			
Benzo(a)antracen	1,55E-03	1,07E-03	5,00E-04	3,11	2,13
Krysen	4,99E-03	3,34E-03	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	5,90E-03	3,72E-03			
Benzo(k)fluoranten	3,78E-03	2,24E-03	5,00E-04	7,56	4,48
Benzo(a)pyren	3,26E-03	2,00E-03	2,30E-06	1417	872
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,28E-03	7,39E-04	5,00E-04	2,57	1,48
Dibenzo(a,h)antracen	3,79E-04	2,17E-04			
Benzo(ghi)perylene	3,83E-03	2,17E-03	3,00E-03	1,28	
PCB 28	mangler	mangler			
PCB 52	mangler	mangler			
PCB 101	mangler	mangler			
PCB 118	mangler	mangler			
PCB 138	mangler	mangler			
PCB 153	mangler	mangler			
PCB 180	mangler	mangler			
Sum PCB7	mangler	mangler	2,00E-06		
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	9,56E-03	3,36E-03	2,50E-04	38,3	13,4

Som vist i Figur 6 er det eventuelt inntak av sjømat fra Gunneklevfjorden som bidrar til det aller meste av risikoen for human helse, mens for metallene krom og kadmium ser man at det også kommer et visst risikobidrag fra eventuelt oralt inntak av sediment.



Figur 6. Human risiko fordelt på eksponeringsveier basert på grenseverdier for voksen person (maks).

3.4 Miljøriskovurdering Trinn 2C - Risiko for effekter på økosystemet

Risiko for effekter på økosystemet vurderes ut fra beregnede konsentrasjoner av miljøgifter som organismer i vann og sediment eksponeres for sammenlignet med fastsatte grenseverdier. Risikoen for sedimentlevende organismer vurderes ut fra resultatene fra Trinn 1 inklusive tokstestene og ut fra målte eller beregnede miljøgiftkonsentrasjoner i porevannet sammenholdt med grenseverdier for effekter av miljøgifter i sjøvann (TA-2229/2007). Risiko for organismer i vannmassene over sedimentet vurderes ut fra beregnede vannkonsentrasjoner forårsaket av utlekking sammenholdt med de samme grenseverdiene som for porevann.

Tabell 8 viser beregnet risiko for effekter på sedimentlevende organismer i Gunneklevfjorden vurdert ut fra miljøgiftforekomsten i porevannet. Man ser at en rekke miljøgifter kommer ut høyere enn grenseverdien. TBT er den miljøgiften som slår sterkest ut, fulgt av HCB og kvikksølv. Dioksinforurensningen i Gunneklevfjorden er spesielt høy og den dioksin-responsive DR CALUX testen i Trinn 1 viste høy overskridelse av grenseverdien for økotoksiske effekter (Tabell 4). Følgelig er det en klar risiko for effekter av dioksiner på sedimentlevende dyr i Gunneklevfjorden.

Resultatene fra den forenklete risikovurderingen i Trinn 1 (

Tabell 3) signaliserte at en rekke miljøgifter forelå i konsentrasjoner høyere enn grenseverdien for økologiske effekter ved kronisk eksponering, dvs. en vedvarende kontakt med sedimentet. Kvikksølv og HCB utgjorde den største risikoen, mens risikoen fra TBT fremsto i Trinn 1 som relativt lav. Dette skyldes at grenseverdien for TBT ikke er basert på toksisitet slik som for de andre miljøgiftene, men satt mye høyere ut fra et pragmatisk forvaltningshensyn (forklart i risikoveilederen TA-2802/2011, s. 22).

Risikoen for effekter på organismer i vannmassene som følge av miljøgifter som lekker ut av sedimentene er vist i Tabell 9. Tabellen viser at flere stoffer utgjør en slik risiko. TBT kommer ut med høyest overskridelse av grenseverdien for sjøvann fulgt av kvikksølv, HCB, benzo(ghi)perylene og kobber.

Tabell 8. Beregnede og målte porevannskonsentrasjoner (mg/l) og faktorer for overskridelser av PNEC grenseverdien (predicted no effect concentration) for økologisk risiko ved kronisk eksponering til miljøgifter i vann. PNEC_w tilsvarer grensen mellom tilstandsklasse II og III.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Målt porevannskonsentrasjon		Grenseverdi 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)	C _{pv} , maks (mg/l)	C _{pv} , middel (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	1,14E-03	9,23E-04	ikke målt	ikke målt	4,8E-03		
Bly	5,74E-04	4,58E-04	ikke målt	ikke målt	2,2E-03		
Kadmium	1,37E-05	1,18E-05	ikke målt	ikke målt	2,4E-04		
Kobber	6,55E-03	5,38E-03	ikke målt	ikke målt	6,4E-04	10,2	8,41
Krom totalt (III + VI)	5,32E-04	3,75E-04	ikke målt	ikke målt	3,4E-03		
Kvikksølv	målt	målt	1,17E-02	2,52E-03	4,8E-05	244,6	52,6
Nikkel	6,10E-03	4,83E-03	ikke målt	ikke målt	2,2E-03	2,77	2,19
Sink	4,53E-03	3,62E-03	ikke målt	ikke målt	2,9E-03	1,56	1,25
Naftalen	4,57E-03	2,94E-03	ikke målt	ikke målt	2,4E-03	1,90	1,23
Acenaftalen	1,10E-04	9,72E-05	ikke målt	ikke målt	1,3E-03		
Acenaften	1,09E-04	1,02E-04	ikke målt	ikke målt	3,8E-03		
Fluoren	3,70E-04	2,31E-04	ikke målt	ikke målt	2,5E-03		
Fenantren	5,24E-04	3,62E-04	ikke målt	ikke målt	1,3E-03		
Antracen	7,48E-05	6,01E-05	ikke målt	ikke målt	1,1E-04		
Fluoranten	1,22E-04	9,60E-05	ikke målt	ikke målt	1,2E-04	1,02	
Pyren	2,87E-04	2,13E-04	ikke målt	ikke målt	2,3E-05	12,5	9,28
Benzo(a)antracen	1,83E-05	1,25E-05	ikke målt	ikke målt	1,2E-05	1,52	1,04
Krysen	3,15E-05	2,11E-05	ikke målt	ikke målt	7,0E-05		
Benzo(b)fluoranten	2,41E-05	1,51E-05	ikke målt	ikke målt	3,0E-05		
Benzo(k)fluoranten	1,54E-05	9,13E-06	ikke målt	ikke målt	2,7E-05		
Benzo(a)pyren	1,33E-05	8,17E-06	ikke målt	ikke målt	5,0E-05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,23E-06	3,01E-06	ikke målt	ikke målt	2,0E-06	2,61	1,50
Dibenzo(a,h)antracen	1,54E-06	8,86E-07	ikke målt	ikke målt	3,0E-05		
Benzo(ghi)perylene	1,56E-05	8,83E-06	ikke målt	ikke målt	2,0E-06	7,80	4,42
PCB 28	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 52	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 101	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 118	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 138	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 153	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 180	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
Sum PCB7	målt/mangler	målt/mangler	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	1,0E-06		
Tributyltinn (TBT-ion)	8,94E-03	3,14E-03	ikke målt	ikke målt	2,1E-07	42580	14970
Lindan	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,0E-05		
Heksaklorbenzen	målt	målt	9,50E-03	2,46E-03	1,3E-05	731	189

Tabell 9. Beregnede miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentene (mg/l) og faktorer for overskridelse av grenseverdi (PNEC, NB gitt i µg/l) for økologisk risiko ved kronisk eksponering til miljøgifter i vann. 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):	
	C _{sv, maks} (mg/l)	C _{sv, middel} (mg/l)	C _{sv, maks} (mg/l)	C _{sv, middel} (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	1,82E-04	1,48E-04	ikke målt	ikke målt	4,8E-03		
Bly	4,36E-04	3,48E-04	ikke målt	ikke målt	2,2E-03		
Kadmium	8,58E-06	7,43E-06	ikke målt	ikke målt	2,4E-04		
Kobber	1,33E-03	1,09E-03	ikke målt	ikke målt	6,4E-04	2,08	1,71
Krom totalt (III + VI)	3,02E-04	2,13E-04	ikke målt	ikke målt	3,4E-03		
Kvikksølv	2,61E-03	6,81E-04	8,04E-06	4,70E-06	4,8E-05	54	14,2
Nikkel	7,69E-04	6,08E-04	ikke målt	ikke målt	2,2E-03		
Sink	1,80E-03	1,43E-03	ikke målt	ikke målt	2,9E-03		
Naftalen	5,83E-04	3,75E-04	ikke målt	ikke målt	2,4E-03		
Acenaftylene	1,26E-05	1,11E-05	ikke målt	ikke målt	1,3E-03		
Acenaften	1,23E-05	1,16E-05	ikke målt	ikke målt	3,8E-03		
Fluoren	3,99E-05	2,49E-05	ikke målt	ikke målt	2,5E-03		
Fenantren	5,51E-05	3,81E-05	ikke målt	ikke målt	1,3E-03		
Antracen	7,95E-06	6,38E-06	ikke målt	ikke målt	1,1E-04		
Fluoranten	1,47E-05	1,15E-05	ikke målt	ikke målt	1,2E-04		
Pyren	2,97E-05	2,21E-05	ikke målt	ikke målt	2,3E-05	1,29	
Benzo(a)antracen	3,33E-06	2,28E-06	ikke målt	ikke målt	1,2E-05		
Krysen	5,11E-06	3,42E-06	ikke målt	ikke målt	7,0E-05		
Benzo(b)fluoranten	5,71E-06	3,60E-06	ikke målt	ikke målt	3,0E-05		
Benzo(k)fluoranten	3,60E-06	2,14E-06	ikke målt	ikke målt	2,7E-05		
Benzo(a)pyren	3,20E-06	1,97E-06	ikke målt	ikke målt	5,0E-05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,78E-06	1,60E-06	ikke målt	ikke målt	2,0E-06	1,4	
Dibenzo(a,h)antracen	7,02E-07	4,03E-07	ikke målt	ikke målt	3,0E-05		
Benzo(ghi)perylene	4,27E-06	2,42E-06	ikke målt	ikke målt	2,0E-06	2,1	1,21
PCB 28	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 52	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 101	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 118	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 138	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 153	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 180	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
Sum PCB7	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt		mangler PNEC	mangler PNEC
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	1,0E-06	mangler data	mangler data
Tributyltinn (TBT-ion)	6,40E-04	2,25E-04	ikke målt	ikke målt	2,1E-07	3048	1072
Lindan	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	2,0E-05	mangler data	mangler data
Heksaklorbenzen	7,11E-04	1,90E-04	ikke målt	ikke målt	1,3E-05	54,7	14,6

4. Diskusjon og konklusjon

Risikovurderingens Trinn 1 viste at det undersøkte sedimentområdet Gunneklevfjorden ikke kunne "friskmeldes", noe som må kunne sies å være som forventet. En Trinn 2 risikovurdering ble derfor foretatt. Til sammen 13 ulike miljøgifter viste klare overskridelser av grenseverdiene under Trinn 1, med kvikksølv og HCB som de miljøgiftene som kom dårligst ut. Både kjemiske analyser og toksisitetsanalyser viste dessuten svært høy forekomst av dioksiner og dioksinlignende forbindelser i bunnsedimentene fra Gunneklevfjorden.

Dioksiner er miljøgifter hvor grenseverdier for tilstandsklassifisering av enkeltforbindelser mangler. Grenseverdier foreligger for samleparameteren sum dioksintoksitetsequivallenter (TEQ) og kalkuleringer av dioksin TEQ verdier for sedimentprøvene viste at 17 av 19 sedimentprøver overskred grenseverdien for tilstandsklasse V (svært dårlig). De to sedimentstasjonene som ikke overskred grenseverdien for klasse V lå begge i innløpet til Gunneklevfjorden fra Skienselva. Samtlige prøver overskred øvre grensen for Klasse II, som for øvrige miljøgifter (unntatt TBT) er grenseverdien i Trinn 1. Betydningen av dioksinforurensningen for den samlede miljørisiko som vedhefter dette sedimentområdet ble godt illustrert av resultatene fra den dioksin-responsive DR CALUX testen, der testresultatene var 33 ganger høyere enn grenseverdien for Trinn 1, noe som er relativt betydelig for denne testmetoden.

I risikovurderingens Trinn 2A; Risiko for spredning, fant vi at om lag halvparten av de miljøgiftene som inngikk i vurderingen hadde en høyere utlekking enn akseptgrensen, dvs. høyere utlekking enn fra et tenkt sediment som akkurat innfrir grenseverdien for Trinn 1. Igjen kom kvikksølv og HCB ut med størst risiko, men også kobber, flere PAH-er og TBT overskred grenseverdiene for spredning. Dessuten bør man her anmerke at beregningene av utlekking og spredning ikke innbefattet polyklorerte dioksiner og furaner (PCDD/F), ettersom TA-2802 regnearket hittil ikke er satt opp for dette. Av de ulike spredningsmekanismene pekte oppvirvling forårsaket av propeller seg ut som spesielt viktig. Det er imidlertid ikke tatt hensyn til resedimentering i disse beregningene, og det anbefales en spesifikk massebalanseberegning for å få en bedre forståelse for oppvirvling, spredning og transport ut av fjorden. Tidligere utførte beregninger med bruk av formelverket i risikoveilederen indikerer at årlig spredningen av PCDD/F på grunn av propelloppvirvling i Gunneklevfjorden antakelig er betydelig høyere enn samlet spredning av PCDD/F fra skipstrafikken til og fra Herøya (I. Bakke, pers. medl.). Det er imidlertid rimelig å tro at mye av dioksinene som mobiliseres som følge av båtgenerert oppvirvling av sedimentene i Gunneklevfjorden vil synke ut igjen og resedimenteres i Gunneklevfjorden. De uavklarte forholdene rundt spredning og transport tilsier at spredningsrisiko for PCDD/F fra dette området bør behandles særskilt nøye.

Risikovurderingens Trinn 2B (human helse) og Trinn 2C (økologiske effekter) identifiserte kvikksølv og HCB som vesentlige bidragskomponenter for risiko, men også flere PAH forbindelser, metaller (bla. kobber) og TBT overskred grenseverdiene for risiko. Vurderingen av risiko for human helse må sees på som konservativ siden det i ubetydelig grad foregår fiske i fjorden, og annen form for rekreasjon som innebærer kontakt med vann eller sediment er fraværende ut fra dagens bruk av området. Potensiale for slik aktivitet er imidlertid til stede siden vannforekomsten ligger bynært og i nærhet av tettbebyggede boligområder. Beregningene av risiko for økologiske effekter viser at det er risiko både for effekter på organismer i sedimentene og i vannmassene over. Det må sees som en mangel for vurderingen av risiko at TA-2802 regneverktøyet ikke risikoberegner dioksiner på lik linje med andre prioriterte miljøgifter.

Den samlede konklusjonen fra Trinn 2 risikovurderingen av sedimentene i Gunneklevfjorden er at det er identifisert risiko for både spredning, human helse og økologiske effekter, men at det er behov for gjennomføring av en mer stedsspesifikk vurdering spesielt knyttet til utlekking, spredning og transport av miljøgifter.

5. Referanser

- Bakke, T., Håvardstun, J., 2012. Revidert risikovurdering av propelloppvirvling av sedimenter ved Herøya industripark. NIVA, p. 124.
- Bakke, T., Oen, A., Kibsgaard, A., Breedveld, G., Eek, E., Helland, A., Källqvist, T., Ruus, A., Hylland, K., 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revidering av Klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT, Oslo, Norway, p. 12.
- Berge, J.A., Knutzen, J., 1989. Miljøgifter i Gunneklevfjorden, Delrapport 3, Opptak av miljøgifter i fisk. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Cornelissen, G., Broman, D., Naes, K., 2010. Freely dissolved PCDD/F concentrations in the Frierfjord, Norway: comparing equilibrium passive sampling with "active" water sampling. *Journal of Soils and Sediments* 10, 162-171.
- Eek, E., 2013. Utfylling for innvinning av nytt landareal i Gunneklevfjorden: Søknad om utfylling til nye næringsarealer i Gunneklevfjorden. NGI, p. 84.
- Eek, E., 2015. Underlag for beslutning om tiltak mot forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. Aktivitet 3. Spredning av dioksiner og kvikksølv fra forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden. NGI-rapport 20120820-01-R.
- Molvær, J., 1979. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1978, Delrapport 3, Undersøkelser av vannutskiftningsforholdene. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Molvær, J., 1989. Miljøgifter i Gunneklevfjorden, Delrapport 2, Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter gjennom kanalene. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Molvær, J., Skei, J., 1981. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og nedredel av Skienselva i 1980. Delrapport nr. 2, Vannutskifting og vannkvalitet. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Nerland, Ø., Sparrevik, M., Kibsgaard, A., Okkenhaug, G., Molvær, J., Walday, M., Bækken, T., Schøyen, M., Walstad, E., Engdahl, B., 2007. Herøya Industripark – Konsekvensutredning – Utfylling i Gunneklevfjorden. Deltema utfylling i sjø – Deltema Helse, Miljø og Sikkerhet. NGI, p. 101.
- Næs, K., 1989. Miljøgifter i Gunneklevfjorden, 1, Konsentrasjon og mengde av miljøgifter i sedimentene. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Skei, J., 1989a. Miljøgifter i Gunneklevfjorden: (eksperimentelt arbeid på Solbergstrand), Delrapport 4, Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Skei, J., 1989b. Miljøgifter i Gunneklevfjorden: oppsummering. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Vedlegg

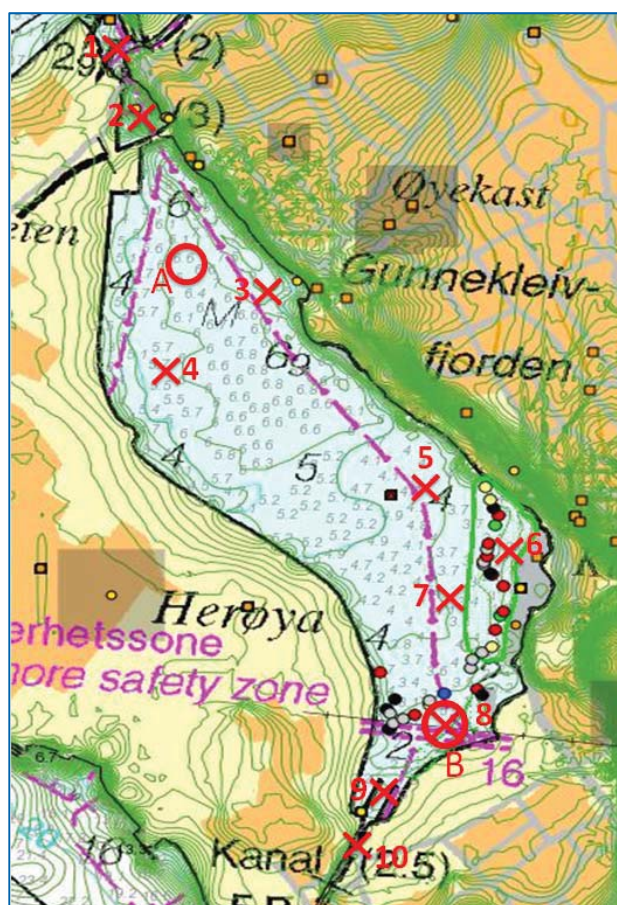
Vedlegg I. Områdeparametere

Tabell I-1. Side 1a i TA-2802/2011, regnearket som angir stedsspesifikke data for risikovurderingen.

	Ja	Nei			
Er det målt porevannskonsentrasjon? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1d		
Er det målt sjøvannskonsentrasjon? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1c		
Er det målt vevskonsentrasjon i bunnsfauna? (sett kryss)		x	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1e		
Er det målt vevskonsentrasjon i fisk? (sett kryss)		x	Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1f		
Er det gjort økotokstesting? (sett kryss)	x		Hvis ja, legg inn målte konsentrasjoner i ark 1g		
GENERELLE PARAMETERE					
Grunnleggende sedimentparametere	Sjåblong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
TOC	1	4,88	Gjsn av 33 sed prøver fra 2007, 2013 og 2014 (% TOC av TS)		
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	Ikke analysert, bruker sjåblongverdi		
Porositet, ϵ	0,7	0,7	Ikke analysert, bruker sjåblongverdi		
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon		
Generelle områdeparametere	Sjåblong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	725000	NGI (2013) oppgir dette å være samlet areal for hele fjorden		
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	3625000	5 meter satt som gjennomsnittlig vanddyb for hele fjorden		
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_v [år]	ingen standard	0,1	Basert på vurderinger fra Molvær 1979 gjengitt i NGI 2007		
SPREDNING					
Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjåblong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Tortuositet, τ	3	3	Ikke analysert, bruker sjåblongverdi		
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, α	10	10	Ikke analysert, bruker sjåblongverdi		
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	Ikke analysert, bruker sjåblongverdi		
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjåblong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Antall skipsanløp per år, N_{anlop}	ingen standard	375	Estimat basert på intervju med havnesjef i båtforeningen		
Traselengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, L [m]	120	120	Traselengde småbåt ved anløp småbåthavn (sjåblongverdi)		
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	150	Brukte anbefalt verdi veileder for småbåtanløp småbåthavn		
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	59000	Etter skjønsmessig totalvurdering (se tekst)		
Fraksjon suspendert $f_{suspend} = \text{sedimentfraksjon} < 2\mu\text{m}$	ingen standard	0,105	Anslått som 20% av verdien til andel < 63 μ (typisk anslag)		
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjåblong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Mengde organisk karbon i bunnsfauna biomasse OC_{org} [g/g]	0,25	0,25	Ikke vurdert, bruker sjåblongverdi		
Organisk karbonlitter til sedimentet utenfra, OC_{sed} [g/m ² /år]	200	200	Ikke vurdert, bruker sjåblongverdi		
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, d [g/g]	0,47	0,47	Ikke vurdert, bruker sjåblongverdi		
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, OC_{res} [g/m ² /år]	31	31	Ikke vurdert, bruker sjåblongverdi		
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere BCF_{bio} som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørvektsbasis. Tørvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.		
Parametere for å beregne tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom}	Sjåblong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Mektighet av bioturbasjonsdyp, d_{sed} (mm/m ²)	100	100	Ikke vurdert, bruker sjåblongverdi		
Tetthet av vått sediment, ρ_w (kg/l)	1,3	1,3	Ikke vurdert, bruker sjåblongverdi		
Fraksjon tørvekt av vått sediment	0,35	0,2	Anvendt verdi fastsatt fra data i Eek & Slinde (in prep)		
HUMAN HELSE					
Generelle parametere (gjelder for både barn og voksen)	Sjåblong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse		
Absorpsjonsfaktor, af	1	1			
Matriksfaktor, mf	0,15	0,15			
Innhold partikulært materiale i vann [kg/l]	0,00003	0,00003			
Kontaminert fraksjon, KF_r	0,5	0,5			
Generelle parametere (ulike for barn og voksen)	Sjåblong-verdi voksen	Sjåblong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Kroppsvekt, KV [kg]	70	15	70	15	
Parametere for oralt inntak av sediment, DEI_{sed}	Sjåblong-verdi voksen	Sjåblong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $t_{exp,sed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sediment, DI_{sed} [kg/d]	0,00035	0,001	0,00035	0,001	
Parametere for inntak av overflatevann, DEI_{ov}	Sjåblong-verdi voksen	Sjåblong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $t_{exp,ov}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{ov} [l/d]	0,05	0,05	0,05	0,05	
Parametere for inntak av partikulært materiale, DEI_{pm}	Sjåblong-verdi voksen	Sjåblong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $t_{exp,pm}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Inntak av sjøvann, DI_{pm} [l/d]	Se inntak av overflatevann.				
Parametere for hudkontakt med sediment, DEH_{sed}	Sjåblong-verdi voksen	Sjåblong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $t_{exp,sed}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{sed} [m ²]	0,28	0,17	0,28	0,17	
Hudhefterate for sediment, HAD_{sed} [kg/m ²]	0,0375	0,0051	0,0375	0,0051	
Hudabsorpsjonsrate for sediment HAB_{sed} [l/limerid]	0,005	0,010	0,005	0,01	
Eksponeringstid hud med sediment, ET_{sed} [limerid]	8	8	8	8	
Parametere for hudkontakt med vann, DEH_{ov}	Sjåblong-verdi voksen	Sjåblong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Fraksjon eksponeringstid, $t_{exp,ov}$ [d/d]	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	8,22E-02	
Hudareal for eksponering med sediment, HA_{ov} [m ²]	1,80	0,95	1,8	0,95	
Eksponeringstid hud med sjøvann, ET_{ov} [limerid]	1	2	1	2	
Parametere for eksponering via inntak av fisk/skaldyr, IEI	Sjåblong-verdi voksen	Sjåblong-verdi barn	Anvendt verdi voksen	Anvendt verdi barn	Begrunnelse
Daglig inntak av fisk og skaldyr, DI_f [kg v.v./d]	0,138	0,028	0,138	0,028	

Vedlegg II. Sedimentundersøkelse i 2014

Sedimentundersøkelse i Gunnekleivfjorden i april 2014 ble gjennomført for å supplere foreliggende undersøkelser fra 2007 og 2013, samt for å hente inn materiale til toksisitetstester. Av 10 planlagt sedimentstasjoner ble det hentet ut prøvemateriale fra 9, mens det for stasjon 10 i den sørlige kanalen ikke lot seg hente ut materiale. Sjøbunnen her var kun sten og grus. Stasjonenes plassering er vist i Figur II-1 og stasjonsdata er gitt i Tabell II-1. Sedimentprøvene ble tatt med en standard 0,1 m² Van Veen grabb og forutsettes å tilsvare en blandprøve for kjerner for de øverste 0-10 cm av sedimentet. Tabell II-2 viser konsentrasjoner av enkeltforbindelser av PCDD/F i prøvematerialet. Øvrige konsentrasjoner av miljøgifter er vist i Vedlegg III for datagrunnlaget samlet.



Figur II-1. Stasjoner som ble benyttet for sedimentprøvetaking i 2014 er markert som x. Den sørligste stasjonen (st. 10) falt bort ettersom bunnforholdene her var dominert av grus og stein. Sirkler (A og B) markerer hvor innhenting av sediment for toksisitetstester.

Tabell II-1: Stasjonsdata og kartkoordinater for sedimentprøver fra Gunneklevfjorden i 2014.

Sample Id	Date	Station	Time	Depth	Coordinates N	Coordinates E	UTM32 euref 89 N	UTM32euref 89 E
GuSed1.1	29.04.2014	GuSed1	11:05	5	59 07 56	009 37 49	6554955,09	536084,06
GuSed1.2	29.04.2014	GuSed1	11:05	5	59 07 56	009 37 49	6554955,09	536084,06
GuSed2.1	29.04.2014	GuSed2	11:25	5	59 07 50	009 37 53	6554768,24	536139,33
GuSed2.2	29.04.2014	GuSed2	11:25	5	59 07 50	009 37 53	6554768,24	536139,33
GuSed3.1	29.04.2014	GuSed3	12:15	6,8	59 07 36	009 38 15	6554341,9	536505,14
GuSed3.2	29.04.2014	GuSed3	12:15	6,8	59 07 36	009 38 15	6554341,9	536505,14
GuSed4.1	29.04.2014	GuSed4	12:30	3,2	59 07 26	009 37 55	6554028,72	536184,07
GuSed4.2	29.04.2014	GuSed4	12:30	3,2	59 07 26	009 37 55	6554028,72	536184,07
GuSed5.1	29.04.2014	GuSed5	12:50	3,4	59 07 19	009 38 49	6553826,08	537044,65
GuSed5.2	29.04.2014	GuSed5	12:50	3,4	59 07 19	009 38 49	6553826,08	537044,65
GuSed6.1	29.04.2014	GuSed6	13:05	2,3	59 07 16	009 38 54	6553723,44	537123,6
GuSed6.2	29.04.2014	GuSed6	13:05	2,3	59 07 16	009 38 54	6553723,44	537123,6
GuSed7.1	29.04.2014	GuSed7	13:35	3,8	59 07 12	009 38 45	6553618,17	536981,49
GuSed7.2	29.04.2014	GuSed7	13:35	3,8	59 07 12	009 38 45	6553618,17	536981,49
GuSed8.1	29.04.2014	GuSed8	13:45	2,1	59 06 58	009 38 47	6553189,2	537013,07
GuSed8.2	29.04.2014	GuSed8	13:45	2,1	59 06 58	009 38 47	6553189,2	537013,07
GuSed9.1	29.04.2014	GuSed9	14:05	1,2	59 06 55	009 38 38	6553068,14	536873,58
GuSed9.2	29.04.2014	GuSed9	14:05	1,2	59 06 55	009 38 38	6553068,14	536873,58
	29.04.2014	GuSed10	14:20	1,7	59 06 50	009 38 35	6552928,66	536834,11
GuSedA	29.04.2014	GuSedA	11:45	5,8	59 07 38	009 38 02	6554412,95	536286,71
	29.04.2014	GuSedA	11:45	5,8	59 07 38	009 38 02	6554412,95	536286,71
GuSedB	29.04.2014	GuSedB	13:45	2,1	59 06 58	009 38 47	6553189,2	537013,07

Tabell II-2. Konsentrasjoner av enkeltforbindelser av polyklorerte dioksiner og furaner i 0-10 cm av sedimentprøver fra Gunneklevfjorden innhentet i april 2014.

		Sedimentdata april 2014								
		St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	St. 8	St. 9
Miljøgift	enhet	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm
2,3,7,8-TCDD	ng/kg d.w.	<5	<6	29	265	920	451	73	39	39
1,2,3,7,8-PeCDD	ng/kg d.w.	<4	28,0	100	1240	3770	1690	504	165	278
1,2,3,4,7,8-HxCDD	ng/kg d.w.	5,00	42,0	175	1500	5650	2280	595	302	394
1,2,3,6,7,8-HxCDD	ng/kg d.w.	13,0	81,0	337	2300	9040	4330	1260	475	626
1,2,3,7,8,9-HxCDD	ng/kg d.w.	9,00	56,0	273	1750	7250	3370	1050	380	493
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	ng/kg d.w.	46,0	343	1470	7750	30400	15500	5280	2010	2640
OCDD	ng/kg d.w.	148	861	2880	9600	339000	23200	19600	3930	4550
2,3,7,8-TCDF	ng/kg d.w.	79,0	394	1880	16200	38100	19500	5230	2610	3540
1,2,3,7,8-PeCDF	ng/kg d.w.	85,0	458	2070	15800	48200	25500	7560	2810	3490
2,3,4,7,8-PeCDF	ng/kg d.w.	32,0	171	675	5830	15700	8830	2490	937	1350
1,2,3,4,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	174	955	4860	32200	107000	52900	16000	7100	8880
1,2,3,6,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	114	720	2770	22600	72400	33700	11900	4440	5960
1,2,3,7,8,9-HxCDF	ng/kg d.w.	16,0	114	475	3080	12600	6660	2080	710	1030
2,3,4,6,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	17,0	112	496	4070	10200	5520	1790	669	930
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	ng/kg d.w.	347	2390	10300	55500	197000	101000	35200	14800	20100
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	ng/kg d.w.	150	1060	4170	19700	92300	49400	15100	6480	9320
OCDF	ng/kg d.w.	1550	14500	61500	127000	1000000	542000	288000	81600	118000

Vedlegg III. Datagrunnlag for sedimentparametere og miljøgifter

Tabell III-1. Data for ulike sedimentparametere i prøver fra sediment topplag fra Gunneklevfjorden innhentet i 2014, 2013 og 2007.

	Prøve		TOC	korn<63μ (%	TOC %	korn<63μ (andel	Normalisert TOC	TTS	TN	korn<2μ (20%
			μgC/mg TS	finstoff)		finstoff)				mot finstoff
			μgC/mg TS	%	%(av TS)	Fraksjon	Formel	%		Fraksjon
2013	GuNoSe	0-10 cm	29,4	49,2	2,94	0,49	12,1	31,1	1,32	0,098
	GuMiSe	0-10 cm	46,9	76,8	4,69	0,77	8,9	16,4	2,36	0,154
	GuSoSe	0-10 cm	80,1	72,6	8,01	0,73	12,9	13,1	5,98	0,145
	GuVeSe	0-10 cm	29,0	56,4	2,90	0,56	10,7		2,42	0,113
2014	St. 1	0-10 cm	12,3	28	1,23	0,28	14,2	66,3	<1,0	0,056
	St. 2	0-10 cm	24,2	51	2,42	0,51	11,2	49,8	<1,0	0,102
	St. 3	0-10 cm	50,8	51	5,08	0,51	13,9	17,3	2,20	0,102
	St. 4	0-10 cm	53,1	18	5,31	0,18	20,1	7,0	2,00	0,036
	St. 5	0-10 cm	80,8	68	8,08	0,68	13,8	16,3	5,00	0,136
	St. 6	0-10 cm	67,7	51	6,77	0,51	15,6	22,4	3,10	0,102
	St. 7	0-10 cm	78,5	34	7,85	0,34	19,7	16,4	5,50	0,068
	St. 8	0-10 cm	51,8	61	5,18	0,61	12,2	27,9	3,80	0,122
	St. 9	0-10 cm	38,8	63	3,88	0,63	10,5	31,4	2,80	0,126
2007	Gu01	0-5 cm			3,95					
	Gu03	0-5 cm			5,32					
	Gu04	0-5 cm			5,66					
	Gu05	0-5 cm			7,39					
	Gu06	0-5 cm			7,24					
	Gu07	0-5 cm			4,68					
	Gu08	0-5 cm			6,57					
	Gu09	0-5 cm			4,87					
	Gu10	0-5 cm			4,28					
	Gu11	0-5 cm			4,21					
	Gu12	0-5 cm			5,83					
	NGI-1	0-5 cm			6,08					
	NGI-2	0-5 cm			5,01					
	NGI-5	0-5 cm			7,38					
NGI-6	0-5 cm			1,09						
NGI-10	0-5 cm			6,24						
NGI-11	0-5 cm			5,02						
NGI-12	0-5 cm			1,43						
NGI-13	0-5 cm			3,42						
NGI-14	0-5 cm			0,98						

Tabell III-2. Konsentrasjoner av metaller i topplag sedimentprøver fra Gunneklevfjorden innhentet i 2014, 2013 og 2007. Fargekoder angir klassifisering i henhold til det norske femdelte systemet for klassifisering av miljøtilstand (Veileder TA-2229/2007).

År	Prøve	Miljøgift	Arsen	Bly	Kadmium	Kobber	Krom	Kvikksølv	Nikkel	Sink
		enhet	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
2013	GuNoSe	0-10 cm	7,06	84,2	1,78	122	49,7	17,1	36,3	284
	GuMSe	0-10 cm	7,52	88,9	1,75	160	63,8	25,5	43,2	331
	GuSoSe	0-10 cm	3,71	39,6	1,09	112	21,6	97,9	23	178
	GuVeSe	0-10 cm						6,9		
2014	St. 1	0-10 cm						0,11		
	St. 2	0-10 cm						1,70		
	St. 3	0-10 cm						11,42		
	St. 4	0-10 cm						45,64		
	St. 5	0-10 cm						169,47		
	St. 6	0-10 cm						158,28		
	St. 7	0-10 cm						110,12		
	St. 8	0-10 cm						20,53		
	St. 9	0-10 cm						46,97		
2007	Gu01	0-5 cm						102		
	Gu03	0-5 cm						120		
	Gu04	0-5 cm						122		
	Gu05	0-5 cm						58,5		
	Gu06	0-5 cm						53,6		
	Gu07	0-5 cm						229		
	Gu08	0-5 cm						49,1		
	Gu09	0-5 cm						75,9		
	Gu10	0-5 cm						198		
	Gu11	0-5 cm						8,17		
	Gu12	0-5 cm						179		
	NGI-1	0-5 cm						84,5		
	NGI-2	0-5 cm						270		
	NGI-5	0-5 cm						117		
NGI-6	0-5 cm						0,99			
NGI-10	0-5 cm						176			
NGI-11	0-5 cm						179			
NGI-12	0-5 cm						77,4			
NGI-13	0-5 cm						52,5			
NGI-14	0-5 cm						35,8			

Tabell III-3. Konsentrasjoner av PAH i topplag sedimentprøver fra Gunneklevfjorden innhentet i 2013. Fargekoder angir klassifisering i henhold til det norske fem-delte systemet for klassifisering av miljøtilstand (Veileder TA-2229/2007).

		Sedimentdata 2013		
		GuNoSe	GuMiSe	GuSoSe
Miljøgift	enhet	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm
Naftalen	µg/kg TS	103	290	167
Acenaftilen	µg/kg TS	<10	13	14
Acenaften	µg/kg TS	31	29	33
Fluoren	µg/kg TS	62	99	184
Fenantren	µg/kg TS	227	402	586
Antracen	µg/kg TS	81	103	64
Fluoranten	µg/kg TS	728	863	439
Pyren	µg/kg TS	646	826	368
Benzo(a)antracen	µg/kg TS	370	447	102
Krysen	µg/kg TS	414	612	202
Benzo(b)fluoranten	µg/kg TS	715	954	133
Benzo(k)fluoranten	µg/kg TS	385	597	80
Benzo(a)pyren	µg/kg TS	375	539	81
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg TS	378	598	57
Dibenzo(a,h)antracen	µg/kg TS	92	147	14
Benzo(ghi)perylene	µg/kg TS	454	779	90

PCB, TBT, HCB, OCS i sedimentprøver

Tabell III-4. Konsentrasjoner av PCB, TBT, HCB og OCS i topplag sedimentprøver og PCB og HCB i porevann i prøver fra Gunneklevfjorden innhentet i 2014, 2013 og 2007. Fargekoder angir klassifisering i henhold til det norske femdelte systemet for klassifisering av miljøtilstand (Veileder TA-2229/2007).

År	Prøve		Sum PCB7	Tributyltinn (TBT-ion)	HCB	OCS	PCB (porevann)	HCB (porevann)
			µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg d.w.	µg/kg d.w.	ng/l	ng/l
2013	GuNoSe	0-10 cm	37,2	69				
	GuMISe	0-10 cm	71,6	234				
	GuSoSe	0-10 cm	73,3	128				
2014	St. 1	0-10 cm			50,8	2,88		
	St. 2	0-10 cm			96,0	45,7		
	St. 3	0-10 cm			481	31,3		
	St. 4	0-10 cm			6850	106		
	St. 5	0-10 cm			6300	577		
	St. 6	0-10 cm			3590	175		
	St. 7	0-10 cm			2430	151		
	St. 8	0-10 cm			429	73,7		
	St. 9	0-10 cm			513	33,5		
2007	Gu01	0-5 cm	26,8	58	890			
	Gu03	0-5 cm	17,7		870		0	170
	Gu04	0-5 cm	31,1	240	2000			
	Gu05	0-5 cm	32,3		3500			
	Gu06	0-5 cm	54,3		1400		5,9	140
	Gu07	0-5 cm	42,1		5000			
	Gu08	0-5 cm	35,2	480	3800			
	Gu09	0-5 cm	27,5		5000			
	Gu10	0-5 cm	46,8		5000		61	2400
	Gu11	0-5 cm	12,9	75	5000			
	Gu12	0-5 cm	269		5000		39	9500
	NGI-1	0-5 cm	52,3		5000			
	NGI-2	0-5 cm	61		5000			
	NGI-5	0-5 cm	57		5000			
NGI-6	0-5 cm	4,11		3700				
NGI-10	0-5 cm	123		5000		40,1	92	
NGI-11	0-5 cm	32,3		3000				
NGI-12	0-5 cm	47,7		5000				
NGI-13	0-5 cm	23,9	66	5000				
NGI-14	0-5 cm	24,3		2300				

TCDD dioksin-ekvivalenter (TEQ) i sedimentprøver

Tabell III-5. Konsentrasjoner i toksisitetsekvivalenter (TEQ) av TCDD/F i topplag sedimentprøver fra Gunneklevfjorden innhentet i 2014, 2013 og 2007. Fargekoder angir klassifisering i henhold til det norske ferdelte systemet for klassifisering av miljøtilstand (Veileder TA-2229/2007).

År	Prøve		Sum dioksin TEQ
			ng/kg d.w.
2013	GuNoSe	0-10 cm	1255
	GuMiSe	0-10 cm	1862
	GuSoSe	0-10 cm	9208
2014	St. 1	0-10 cm	74,1
	St. 2	0-10 cm	426
	St. 3	0-10 cm	1870
	St. 4	0-10 cm	13926
	St. 5	0-10 cm	43825
	St. 6	0-10 cm	22036
	St. 7	0-10 cm	6802
	St. 8	0-10 cm	2718
	St. 9	0-10 cm	3656
	Toks A	0-10 cm	1600 *
	Toks B	0-10 cm	1700 *
	2007	Gu01	0-5 cm
Gu04		0-5 cm	5500
Gu08		0-5 cm	8000
Gu11		0-5 cm	1400
NGI-13		0-5 cm	5200

(*) Direkte måleverdier av dioksin giftighet målt med DR CALUX test av ekstrakter fra sediment.

Vedlegg IV. Resultatrapport fra økotoks testing ved NIVA



Norwegian Institute
for Water Research

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 02348
Fax: 22 18 52 00

Niva Study No.: B858A/B
Page: 1 of 15

TEST REPORT

Gunneklev pore water

Growth inhibition of the freshwater algae *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Chironomus riparius* acute immobilisation Test

NIVA Study number: B858 A/B

November 2014

SUMMARY

The inhibitory effect of pore water (PW) from two different sediments, Guse A (GA) and Guse B (GB), on the growth of the freshwater green algae *Pseudokirchneriella subcapitata*, strain NIVA CHL1, has been investigated. The test was performed according to OECD Guideline for testing of Chemicals nr 201: Freshwater algae and cyanobacteria, growth inhibition. The test was performed on a concentration series ranging from 10 to 100 % PW.

Three replicate cultures of test algae in each of 5 test concentrations and six replicate control cultures were incubated in an algal incubator at 20 ± 1 °C, under continuous illumination. Growth was monitored daily by counting of cell numbers using a Coulter Multisizer.

In addition, the acute toxicity of the PW to chironomids was also investigated. The test was based on OECD 235 (2011) but in the case of this study it was modified to assay the toxic effects of porewater extracted from freshwater sediments.

Briefly, first instar *Chironomus* sp. larvae were exposed to a range of concentrations of the PW in water-only vessels for a period of 48 hours at a test temperature of 20 ± 2 °C. Immobilisation was recorded at 24 and 48 hours. It was not possible to calculate an EC₅₀ in this study and there were no statistically significant differences at any concentration up to 100% PW.

Inhibition of the growth of *P. subcapitata* was observed during the test and the following EC₂₀ and EC₅₀ data were calculated on the effects of PW from GA and GB on *P. subcapitata*:

Sediment identification	Effects on growth rate % PW	
	72 h EC ₂₀ ^a	72 h EC ₅₀ ^b
<u>Guse A</u>	53 %	71%
<u>Guse B</u>	38%	46%

^a EC₂₀: The concentration that causes 20 % reduction of the growth rate as compared to control.

^b EC₅₀: The concentration that causes 50 % reduction of the growth rate as compared to control.

Contents

1 INTRODUCTION	4
2 MATERIALS AND METHODS	4
2.1. Test species	4
2.2. Test medium	4
2.3. Experimental design	5
2.4. Preparation of pore water and test solutions	5
2.5. Exposure conditions	5
2.6. Observations	6
2.7. Evaluation of data	6
3 RESULTS	7
4 CONCLUSION	12
5 REFERENCES	12

1 INTRODUCTION

The effect on growth inhibition of pore water (PW) from Guse A (GA) and Guse B (GB) sediment obtained from the Gunneklev fjord on the blue green algae *Pseudokirchneriella subcapitata* has been investigated. The test was performed according to OECD Guideline for Testing of Chemicals nr. 201. Freshwater algae and cyanobacteria. Growth inhibition. In addition, the effects of the pore water to the larvae of the freshwater midge *Chironomus riparius* were also investigated. The test is designed to assess the acute toxicity effects of chemicals towards chironomids and is based on OECD 235 (2011) in the case of this study it has been modified to assay the toxic effects of pore water extracted from freshwater sediments. Briefly, first instar *Chironomus riparius* Larvae were exposed to a range of concentrations of the pore water in water-only vessels for a period of 48 hours. Immobilisation was recorded at 24 and 48 hours.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1. Test species

Name	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>
Strain	NIVA strain CHL 1
Stock culture	Cultured in glass distilled water with 20 % Z8 medium on reciprocating shaker and continuous light at approximately 20°C.
Inoculation culture	Inoculum culture was set up 3 days before test initiation in the same medium as used in the test. Incubation conditions were the same as during the test. The cell density in the inoculum culture had a growth rate of 1.53 from day 0 to day 2.
Name	<i>Chironomus riparius</i>
Stock culture	First instar larvae of <i>Chironomus riparius</i> were used in the test. 3-4 days prior to test initiation freshly laid egg ropes (6) were collected from the culture vessels.
Culture conditions and procedure	The cultures were maintained in conditions (light, temperature, medium) identical to those used in the test. The collected egg ropes were allowed to hatch together in a crystallizing dish containing medium and gentle aeration. Once the egg ropes had hatched some food (a few droplets of a finely ground suspension of flaked fish food) was added to the culture dish. Larvae were not fed during the test, however, feeding prior to exposure was important in order to ensure > 85% survival of the larvae in the controls.

2.2. Test medium

The test medium used was as specified in OECD 201 (algae) and OECD 235 (chironomids).

2.3. Experimental design

For the algal study, the pore waters were dissolved in test medium and the test was performed on a concentration series ranging from 10, 18, 32, 56 and 100 % PW. The same range was used on both GA and GB.

Three replicate cultures of test algae in each of 5 test concentrations and six replicate control cultures. The test cultures were 100 ml flat bottom flasks, covered with plastic lids. The culture volume was 50 ml per replicate. The cultures were incubated on a shaking table at 20 ± 0.7 °C, under continuous illumination. Growth was monitored by daily counting of cell numbers using a Coulter Multisizer.

Fluorescence counting was performed with Cytofluor 2300 as described in the NIVA standard operating procedure (X56) on the 72 hour reading of the GB PW.

For the chironomid study, a concentration range of both PW samples was prepared by dilution with Chironomid culture/test medium. The range employed was 1, 3.2, 10, 32, 100 % with a shared dilution water only control. Four replicates were used for the control and three replicates were employed for all test concentrations. Each replicate contained 5 < 24h 1st instar larvae. The reduction in test concentration replication compared to the control was due to insufficient animals of the correct age being available.

2.4. Preparation of pore water and test solutions

Sediment samples from GA and GB were centrifuged to extract PW and stored in the dark at -20 °C until required. On the day of the test, the PW samples (GA and GB) were removed from the freezer, defrosted and allowed to come to the test temperature (ca. 20 °C). Prior to use, both PW samples were vacuum filtered (0.22 µm) into clean glass Schott bottles. Observations on the PW samples were recorded (e.g. colour, smell).

A concentration range of both PW samples was prepared by dilution with *P. subcapitata* culture/test medium. Test algae from the inoculum culture were added to the test concentrations to obtain a cell density of approximately $5 \cdot 10^6$ cells/L *P. subcapitata*. The same amount of test algae was added to the control test medium.

For the chironomid test, 50 ml of each test concentration were prepared, mixed thoroughly and then dispensed into 100 ml glass beakers, ca. 10 ml per replicate was used, a minimum of 2 ml of test solution for each animal. Once the solutions had been dispensed Chironomus riparius first instar larvae were randomly allocated to the test vessels using a blunt glass pipette.

2.5. Exposure conditions

The algal flasks were placed on an orbital shaker for continuous agitation. The incubation temperature was maintained at 19.2 – 20.7 °C with continuous illumination from daylight-type fluorescent tubes, suspended 0.6 meters above the culture vessels and providing ca. 85 µmol/m²/s direct irradiation. The test was performed over a 72 hour exposure period.

For the chironomid test, the exposure temperature was maintained at 20 ± 2 °C in a climate controlled room with a 16:18 hour light:dark photoperiod. The exposure started with the addition of the larvae to the test solutions and lasted for 48 hours.

2.6. Observations

For the algal test, pH was measured at the start and after the test at 72 hours. Cell counts were performed after 24, 48 and 72 hours, using a Coulter Multisizer electronic particle counter with a 100 µm aperture tube. Fluorescence counting was performed with Cytofluor 2300 as described in the NIVA standard operating procedure (X56) on the 72 hour reading of the GB PW due to particulates affecting the coulter counting on these samples.

Temperature during incubation was recorded on a min./max. thermometer with the sensor placed in water at the level of the test cultures. The irradiation was measured at the start and end of the incubation using a unidirectional LiCor quantum sensor.

For the chironomid test, each test vessels was checked for immobilized larvae at 24 and 48 hours post test initiation. Observations were made with a stereo microscope. Those animals that were not able to change their position (by crawling or swimming movements) within 15 seconds after mechanical stimulation were considered immobilized. In addition to immobility, any abnormal behaviour was reported. Immobilised larvae observed at 24 hours were not removed for the test vessels so that their immobility could be confirmed at the end of the test. The movements of the larvae are erratic and phases of high activity are interrupted by phases of no movement, therefore confirmation of immobility (lethality) can be difficult to establish in first instar larvae. In addition missing larvae were counted as immobile.

Dissolved oxygen and pH were measured in the control, lowest and highest test concentration for both PW samples at the start (from excess test solution) and end of the test (from pooled replicates). The oxygen level in the control and test vessels was reported in mg/L and the pH should not vary by more than 1.5 units over the course of the test.

For the tests to be considered valid the following performance criteria need to be met. In the control, not more than 15 percent of the larvae should show immobilisation or other signs of disease or stress at the end of the test. The dissolved oxygen concentration at the end of the test should be ≥ 3 mg/L in the control and test vessels.

2.7. Evaluation of data

The percentage of inhibition as compared to the control was calculated for each treatment.

EC values were determined with regression analysis using a NIVA inhouse EXCEL macro "REGTOX". The curve adjustment is based on an equation from Hill (1910).

Significant differences from the controls were determined by Student's t-test in Excel "Two-sample assuming equal variances", using an alpha 0.05 for rejecting null hypothesis: No difference in mean. Variances were investigated using a F-test in Excel "F-test Two-sample for variances", using an alpha of 0.05 for rejecting null hypothesis:
H₀: Variances are equal.

3 RESULTS

Algal data

Validity criteria

	Criterion	Observed
Cell increase in controls after 72 h compared to start	>16	89.1 (GA) 58.5 (GB)
pH decrease in controls	<1.0	-0.2 (GA) -0.18 (GB)

pH-values

The pH measured in test solutions at the start and end of the test are shown in appendix 2. The pH recorded at the start of the test show that the test material did not affect pH in the test medium. The pH decrease during the 72 hours incubation was 0.2 and 0.18 units in the control for GA and GB respectively.

Algal growth

Cell density in both tests (GA and GB) and in all cultures were measured after 24, 48 and 72 hours and are shown in appendix 1. The data for GB in the 18 % concentration after 72 h was lost due to operator error. However, this did not affect the overall results in GB since the LOEC and NOEC was established to be at concentrations of 56 % and 32 % respectively.

The growth curves for both tests are shown in figure 1. The curves show that growth in the control cultures were exponential during the test, but had a lag phase with lower growth rate the first 24 hours of the test.

In GA after 72 h the algal growth was significantly lower in the 56 and 100 % concentrations compared to control. The LOEC was the 56 % concentration and the NOEC the 32 % concentration. However, the 32 % concentration of GA resulted in a two tailed $P = 0,062$.

In GB after 72 h the algal growth was calculated by use of fluorescence reading. This was due to a high bacterial growth in the higher concentrations. The reading revealed significantly lower algal growth in the 56 % concentration. The other concentrations had too large a variance to statistically state the difference. However, there was a clear significant difference in the 56 % concentration from the control ($P = <0.05$), the EC50 was calculated to be 46 % and the growth seen in figure 1 indicates that any higher concentration than the 56 % of GB after 72 h, would show reduced algal growth compared to control. The higher growth rate from the 100 % concentration as seen in table 1 could be due to difficulties of separating the algal cells from the bacterial growth.

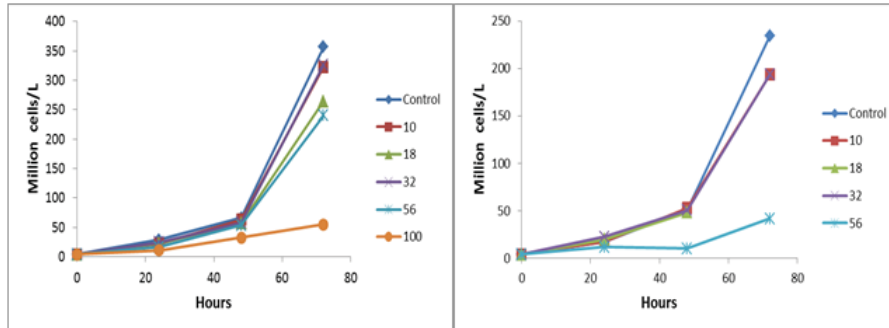


Figure 1. Cell density (mean values) in the control and different concentrations of GA (left) and GB (right) during the 72 hour test. Note: the 100 % concentration in GB was omitted and the 72 h 18 % concentration is missing.

Table 1. Calculated growth rates after 72 hours (mean values of replicates).

Concentration	Mean	% of contr.
GA		
Control	1.5	100
10 %	1.5	98
18 %	1.4	93
32 %	1.5	98
56 %	1.4	91
100 %	0.9	58

Concentration	Mean	% of contr.
GB		
Control	1.4	100
10 %	1.3	95
18 %	-	-
32 %	1.3	95
56 %	0.8	57
100 %	1.2	89

Effect concentrations

The toxicity was calculated with the “REGTOX” macro for Microsoft Excel. The curve is shown in figure 2. The results of the calculated effect concentrations are shown in table 2.

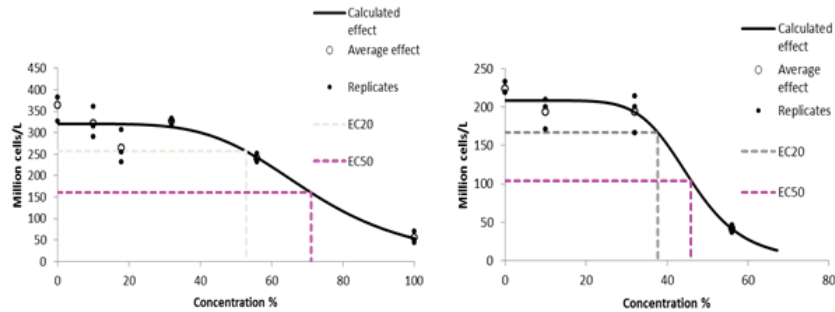


Figure 2. Calculated effect of GA (left) and GB (right) on *Pseudokirchneriella subcapitata*. EC₁₀ and EC₅₀ are indicated by hatched lines.

Table 2. Calculated effect data

GA after 72 h exposure

HILL	Optimal	Average	Median	< alpha =5	> alpha =5	< alpha =1	> alpha =1
Control	320.8	321.8	322.3	300.2	340.6	293.4	345.3
Hill n_r	4.7	5.0	4.8	3.0	8.3	2.8	16.2
EC20	52.9	53.1	53.4	42.4	62.8	39.5	65.6
EC50	71.1	71.3	71.3	61.5	80.7	59.1	84.3

GB after 72 h exposure

HILL	Optimal	Average	Median	< alpha =5	> alpha =5	< alpha =1	> alpha =1
Control	208.5	208.7	208.8	195.3	220.9	192.2	224.9
Hill N_r	7.0	8.4	7.2	5.0	18.3	4.6	21.7
EC20	37.7	38.7	37.8	32.5	48.0	31.4	48.9
EC50	45.9	46.4	46.2	41.6	52.1	40.3	52.9

Chironomid data

PW sample GUSE A was observed to be clear and colourless after filtration. Sample GUSE B contained a larger amount of particulate matter and post filtration was observed to be a transparent yellow solution with a highly potent “ammonia-like” smell. After preparation of test concentrations, all GUSE A samples were clear and colourless. The GUSE B concentrations of 32 and 100% were straw yellow and by 24 hours all test vessels with these concentrations had become murky and cloudy, with a milky precipitate settling on the bottom of the test vessels.

Dissolved oxygen and pH measurements at the start and end of testing are shown in the appendix. All measurements were in keeping with the validity requirements apart from 100 % PW Guse B, which dropped dramatically at 48 hours to 5.51 mg/L. Temperature was measured in a separate beaker and was 21.4°C at test initiation and 21.5°C at 48 hours.

The immobilisation of larvae after 24 and 48 hours is shown in Table 3 and Figure 3. No statistically significant differences between the control and test concentrations were observed and it was not possible to calculate an EC₅₀ based on the results. GUSE B showed slightly elevated immobilization at 100 % PW compared to GUSE A but this was not statistically significant and therefore no NOEC/LOEC could be calculated for the PW samples.

Table 3. Summary of data for each replicate of each treatment showing the number of larvae exposed and immobilization at each observation. The percentage immobilization at 24 and 48 hours is also given.

Test Results												
Test substance:		GUSE A										
Conc (%)	24 hour (survival)				48 hour (survival)				24 h total survival	48 h total survival	24 h % <u>immob.</u>	48 h % <u>immob.</u>
	1	2	3	4	1	2	3	4				
Control*	5	5	4	5	5	5	4	5	19	19	5	5
1	5	5	5	-	5	5	5	-	15	15	0	0
3.2	5	5	5	-	5	5	5	-	15	15	0	0
10	5	5	5	-	5	4	5	-	15	14	0	6.7
32	4	4	3	-	4	4	3	-	11	11	26.7	26.7
100	5	4	3	-	5	4	3	-	12	12	20	20
Test substance:		GUSE B										
Control*	5	5	4	5	5	5	4	5	19	19	5	5
1	5	5	4	-	5	5	4	-	14	14	6.7	6.7
3.2	4	4	5	-	4	4	5	-	13	13	13.3	13.3
10	5	5	4	-	5	4	4	-	14	13	6.7	13.3
32	4	5	5	-	4	4	5	-	14	13	6.7	13.3
100	5	5	5	-	4	2	4	-	15	10	0	33.3

*shared control between GUSE A and GUSE B. Total number of organisms for the control = 20, total number for all concentrations = 15 at the start of the test.

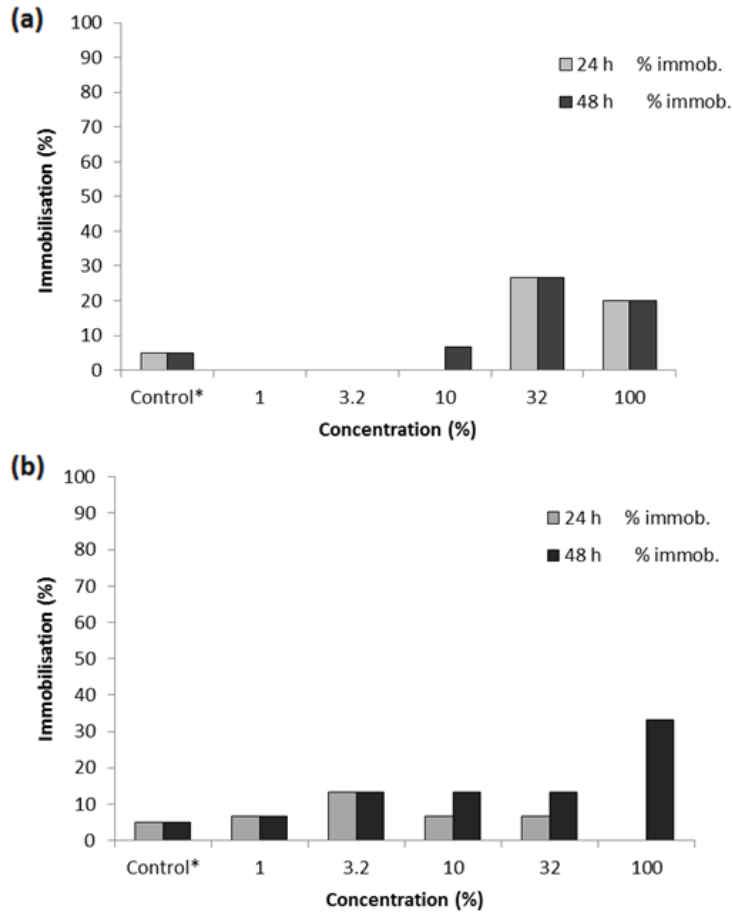


Figure 3. The percentages immobilized at 24 and 48 hours plotted against test concentration (a) GUSE A, (b) GUSE B.

4 CONCLUSION

PW from GA caused significant inhibition of the growth of the freshwater algae *Pseudokirchneriella subcapitata* in concentrations above 56 %. PW from GB caused significant inhibition of the growth in the 56 % concentration. The LOEC and NOEC was established to be at concentrations of 56 % and 32 % respectively in both the GA and GB treatments. No statistically significant differences between the controls and any concentration of PW were observed for the chironomid test.

5 REFERENCES

OECD (2006). Guideline for Testing of Chemicals nr 201: Freshwater algae and cyanobacteria growth inhibition.

Hill AV (1910). The possible effects of the aggregation of the molecules of haemoglobin on its dissociation curves. J Physiol (London) 40:iv-vii.

OECD (2004) *Daphnia* sp., Acute immobilization Test, Test Guideline No. 235, OECD Guidelines for the testing of chemicals, OECD, Paris

OECD (2011) *Chironomus* sp., Acute immobilization Test, Test Guideline No. 235, OECD Guidelines for the testing of chemicals, OECD, Paris.

|

APPENDIX 1: Cell density measurements

<u>Guse A</u>	Day:	0 ^a	1	2	3
		Hours:	0	24	48
		10 ⁶ cells/L	10 ⁶ cells/L	10 ⁶ cells/L	10 ⁶ cells/L
Control	a	5	38.2	72.1	381.3
	b	5	26.1	65	382.3
	c	5	26.7	65.6	326.4
	d	5	28.8	66.8	358.1
	e	5	26	66.1	348.4
	f	5	25.9	61.5	342.4
10 %	a	5	20.8	60.1	360.6
	b	5	23.6	64.6	315.7
	c	5	22.2	63.8	290.9
18 %	a	5	20	68	307
	b	5	28.9	54.1	254.8
	c	5	19.2	47.9	231.5
32 %	a	5	26.6	52.5	333.3
	b	5	29.9	63.8	328.5
	c	5	16.9	58.6	317.1
56 %	a	5	16.8	48.3	231.7
	b	5	15.5	50.6	237.2
	c	5	17.3	62.6	251.7
100 %	a	5	11.5	31.7	50.8
	b	5	9.7	32.5	44.1
	c	5	11.9	33.5	69.7

^a Nominal values on 0 hours.

Vedlegg V. Resultatrapport fra DR-CALUX økotoks testing



BioDetection Systems
 Science Park 406
 1098XH
 Amsterdam
 The Netherlands
 Tel: 0031 20 4350 750
 Fax: 0031 20 4350 757
 E-mail: info@bds.nl
 Web: www.bds.nl

Analysis report

Client:
 Norsk institutt for vannforskning
 Ingar Becsan
 ingar.becsan@niva.no
 Gaustadalleen 21
 0349
 Oslo
 Norway
 85580042

Contact person BDS:
 Peter Behnisch

Authorized by:
 Snezana Zeljkovic
 Principle analyst

Date report:
 2014-11-17

Information about report

The results of examination refer exclusively to the checked samples.

Results are given in table 1.

Sample characteristics are given in table 2.

The measurement uncertainty is typically below 30%. For the calculation of the uncertainty a coverage factor of 1 is used.

If an analysis is accredited by ISO17025 (RvA L401) is indicated by a yes or a no

Date of the performance of the test: 2014-11-17

Table 1 sample analysis results

No.	Client code	Method	Parameter	Result	Unit
1	A1	DR CALUX	PCDD/PCDF and di-PCBs (only total TEQ)	1600	ng PCDD/F ₂ -dPCB TEQ/kg dry weight
2	B1	DR CALUX	PCDD/PCDF and di-PCBs (only total TEQ)	1700	ng PCDD/F ₂ -dPCB TEQ/kg dry weight

Table 2 sample characteristics

No.	Client code	BDS code	Matrix	ISO17025 (RvAL401)	Date arrival	Sealed
1	A1	15105	Sediment	yes	2014-11-05	
2	B1	15107	Sediment	yes	2014-11-05	

For the method DR CALUX and the parameter PCDD/PCDF and di-PCBs (only total TEQ) the used method is extraction with organic solvents; the extracts are cleaned on an acid silica column. The cleaned extracts are dissolved in DMSO. The DR CALUX activity is determined (24h exposure) and benchmarked against 2,3,7,8-TCDD. The DR CALUX analysis is done according to p-bds-051

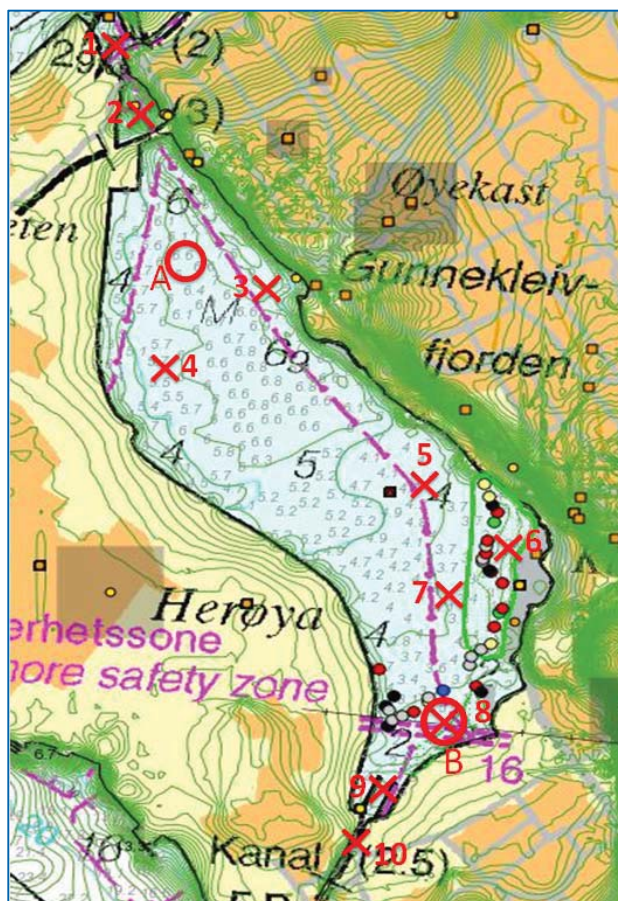
Vedlegg B. Sedimentundersøkelser april 2014

Jonny Beyer, NIVA

Sedimentundersøkelser april 2014

Jonny Beyer, NIVA

Sedimentundersøkelse i Gunnekleivfjorden i april 2014 ble gjennomført for å supplere foreliggende undersøkelser fra 2007 og 2013, samt for å hente inn materiale til toksisitets tester. Av 10 planlagt sedimentstasjoner ble det hentet ut prøvemateriale fra 9, mens det for stasjon 10 i den sørlige kanalen ikke lot seg hente ut materiale. Sjøbunnen her var kun sten og grus. Stasjonenes plassering er vist i Figur B-1 og stasjonsdata er gitt i Tabell B-1. Sedimentprøvene ble tatt med en standard 0,1 m² Van Veen grabb og forutsettes å tilsvare en blandprøve for kjerner for de øverste 0-10 cm av sedimentet. Tabell B-2 viser konsentrasjoner av enkeltforbindelser av PCDD/F i prøvematerialet. Øvrige konsentrasjoner av miljøgifter er vist i Vedlegg III for datagrunnlaget samlet.



Figur B-1. Stasjoner som ble benyttet for sedimentprøvetaking i 2014 er markert som x. Den sørligste stasjonen (st. 10) falt bort ettersom bunnforholdene her var dominert av grus og stein. Sirkler (A og B) markerer hvor innhenting av sediment for toksisitetstester.

Tabell B-1: Stasjonsdata og kartkoordinater for sedimentprøver fra Gunneklevfjorden i 2014.

Sample Id	Date	Station	Time	Depth	Coordinates N	Coordinates E	UTM32 eurf 89 N	UTM32eurf 89 E
GuSed1.1	29.04.2014	GuSed1	11:05	5	59 07 56	009 37 49	6554955,09	536084,06
GuSed1.2	29.04.2014	GuSed1	11:05	5	59 07 56	009 37 49	6554955,09	536084,06
GuSed2.1	29.04.2014	GuSed2	11:25	5	59 07 50	009 37 53	6554768,24	536139,33
GuSed2.2	29.04.2014	GuSed2	11:25	5	59 07 50	009 37 53	6554768,24	536139,33
GuSed3.1	29.04.2014	GuSed3	12:15	6,8	59 07 36	009 38 15	6554341,9	536505,14
GuSed3.2	29.04.2014	GuSed3	12:15	6,8	59 07 36	009 38 15	6554341,9	536505,14
GuSed4.1	29.04.2014	GuSed4	12:30	3,2	59 07 26	009 37 55	6554028,72	536184,07
GuSed4.2	29.04.2014	GuSed4	12:30	3,2	59 07 26	009 37 55	6554028,72	536184,07
GuSed5.1	29.04.2014	GuSed5	12:50	3,4	59 07 19	009 38 49	6553826,08	537044,65
GuSed5.2	29.04.2014	GuSed5	12:50	3,4	59 07 19	009 38 49	6553826,08	537044,65
GuSed6.1	29.04.2014	GuSed6	13:05	2,3	59 07 16	009 38 54	6553723,44	537123,6
GuSed6.2	29.04.2014	GuSed6	13:05	2,3	59 07 16	009 38 54	6553723,44	537123,6
GuSed7.1	29.04.2014	GuSed7	13:35	3,8	59 07 12	009 38 45	6553618,17	536981,49
GuSed7.2	29.04.2014	GuSed7	13:35	3,8	59 07 12	009 38 45	6553618,17	536981,49
GuSed8.1	29.04.2014	GuSed8	13:45	2,1	59 06 58	009 38 47	6553189,2	537013,07
GuSed8.2	29.04.2014	GuSed8	13:45	2,1	59 06 58	009 38 47	6553189,2	537013,07
GuSed9.1	29.04.2014	GuSed9	14:05	1,2	59 06 55	009 38 38	6553068,14	536873,58
GuSed9.2	29.04.2014	GuSed9	14:05	1,2	59 06 55	009 38 38	6553068,14	536873,58
	29.04.2014	GuSed10	14:20	1,7	59 06 50	009 38 35	6552928,66	536834,11
GuSedA	29.04.2014	GuSedA	11:45	5,8	59 07 38	009 38 02	6554412,95	536286,71
	29.04.2014	GuSedA	11:45	5,8	59 07 38	009 38 02	6554412,95	536286,71
GuSedB	29.04.2014	GuSedB	13:45	2,1	59 06 58	009 38 47	6553189,2	537013,07

Tabell B-2. Konsentrasjoner av enkeltforbindelser av polyklorerte dioksiner og furaner i 0-10 cm av sedimentprøver fra Gunneklevfjorden innhentet i april 2014.

		Sedimentdata april 2014								
		St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	St. 8	St. 9
Miljøgift	enhet	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm	0-10 cm
2,3,7,8-TCDD	ng/kg d.w.	<5	<6	29	265	920	451	73	39	39
1,2,3,7,8-PeCDD	ng/kg d.w.	<4	28,0	100	1240	3770	1690	504	165	278
1,2,3,4,7,8-HxCDD	ng/kg d.w.	5,00	42,0	175	1500	5650	2280	595	302	394
1,2,3,6,7,8-HxCDD	ng/kg d.w.	13,0	81,0	337	2300	9040	4330	1260	475	626
1,2,3,7,8,9-HxCDD	ng/kg d.w.	9,00	56,0	273	1750	7250	3370	1050	380	493
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	ng/kg d.w.	46,0	343	1470	7750	30400	15500	5280	2010	2640
OCDD	ng/kg d.w.	148	861	2880	9600	339000	23200	19600	3930	4550
2,3,7,8-TCDF	ng/kg d.w.	79,0	394	1880	16200	38100	19500	5230	2610	3540
1,2,3,7,8-PeCDF	ng/kg d.w.	85,0	458	2070	15800	48200	25500	7560	2810	3490
2,3,4,7,8-PeCDF	ng/kg d.w.	32,0	171	675	5830	15700	8830	2490	937	1350
1,2,3,4,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	174	955	4860	32200	107000	52900	16000	7100	8880
1,2,3,6,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	114	720	2770	22600	72400	33700	11900	4440	5960
1,2,3,7,8,9-HxCDF	ng/kg d.w.	16,0	114	475	3080	12600	6660	2080	710	1030
2,3,4,6,7,8-HxCDF	ng/kg d.w.	17,0	112	496	4070	10200	5520	1790	669	930
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	ng/kg d.w.	347	2390	10300	55500	197000	101000	35200	14800	20100
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	ng/kg d.w.	150	1060	4170	19700	92300	49400	15100	6480	9320
OCDF	ng/kg d.w.	1550	14500	61500	127000	1000000	542000	288000	81600	118000

Vedlegg C. Beregninger av vannsirkulasjon og vannutskiftning

Jarle Molvær, Molvær Resipientanalyse

Gunnekleivfjorden

Beregninger av vannsirkulasjon og vannutskiftning

Utarbeidet av

Jarle Molvær,

Molvær Resipientanalyse, Oslo

Oslo, 28.5.2015

Innhold

Sammendrag	3
1. Bakgrunn og formål	4
2. Topografi og hydrografi	4
3. Metodikk og data	7
3.1 Modellen	7
3.2 Data	9
4. Resultater	13
4.1 Strømforhold og vannutsiftning i 0-2,5 m dyp	13
4.2 Strømforhold og vannutsiftning i 4-11 m dyp	17
5. Vurderinger og konklusjoner	19
6. Litteratur	20
Vedlegg A.	21

Sammendrag

Oppgaven er primært å beregne vanntransporten gjennom Gunneklevfjordens to utløp: Kulltangen og Herøyakanalen. Dernest å belyse vanngjennomstrømming og sirkulasjon i Gunneklevfjordens overflatelag (ca. 0-2,5 m). Vannutskiftning og oppholdstid for fjordens bunnvann anslås på grunnlag av eldre hydrografiske og hydrofysiske data.

Vannsirkulasjonen i 0-2,5 m dyp i Gunneklevfjorden er beregnet ved bruk av modellen Surface Modelling System (SMS). Den drives av tidevannet i Kulltangen og Herøyakanalen, noe som samsvarer godt med strømmålinger i 1988. Modellen viser liten vannhastighet ($<5\text{cm/s}$) i selve Gunneklevfjorden – svakest i grunnområdene med vegetasjon i fjordens østre del, og utvilsomt høyere like utenfor utslippet fra HPI. I Kulltangen og Herøyakanalen blir hastigheten opp til 30-50 cm/s ved maksimal inn- og utstrømming. Dette stemmer rimelig godt med målinger i 1988.

Beregninger basert på vannstandsvariasjonen i fjorden og størrelsen av HPI-utslippet tyder på at overflatelaget har en oppholdstid på 2-6 døgn, kortest ved flom i Porsgrunnselva.

Under overflatelaget blir vannutskiftningen styrt av vannutskiftningen med Porsgrunnselva gjennom Kulltangen. Ned til ca. 3,5 m dyp er tidevannet fortsatt av betydning, men derfra og ned til 11 m dyp er det størrelse og varighet av varierende vannføring i elva som avgjør. Under stor vannføring kan bunnvannet i Gunneklevfjorden bli helt/delvis skiftet ut med ellevann, og ved senere perioder med liten vannføring vil vann med relativt høy saltholdighet strømme fra Porsgrunnselva, gjennom Kulltangen og igjen helt/delvis fornye bunnvannet i fjorden. I tillegg kommer betydningen av en kontinuerlig, men varierende vertikal blanding.

Der er ikke datagrunnlag for noen eksakt vurdering av oppholdstiden, men det synes rimelig å anta at en typisk oppholdstid ved stabil lav-middel vannføring kan være 1-3 måneder, og at den under store endringer i vannføringen kan bli så kort som 1-3 uker. Men der er utvilsomt store variasjoner, bestemt av hvordan vannføringen i Porsgrunnselva varierer over året.

1. Bakgrunn og formål

På grunn av høy konsentrasjon av miljøgifter i bunnsedimentene er miljøtilstanden i Gunneklevfjorden (Figur 1) utilfredsstillende. Man har derfor begynt forarbeidet til en tiltaksplan med mål å forbedre miljøtilstanden. Som et av flere innspill til tiltaksplanen er det nyttig å oppstille et stoffbudsjett til eksempel for kvikksølv med :

1. Beregnede transporter gjennom Kulltangen og Herøyakanalen
2. Bidrag fra eventuelle direkte utslipp av avløpsvann
3. Sedimenter - utlekking og ved fysisk oppvirvling

For å kunne sammenligne størrelsen av slike tilførsler og eventuelt også bedømme hvordan de påvirker tilstanden i deler av Gunneklevfjorden behøves kunnskap om vannutskiftning og vannsirkulasjon.

Oppgaven er primært å beregne vanntransporten gjennom Gunneklevfjordens to utløp: Kulltangen og Herøyakanalen. Dernest å belyse vanngjennomstrømming og sirkulasjon i Gunneklevfjordens overflatelag (ca. 0-2,5 m). Vannutskiftning og oppholdstid for fjordens bunnvann anslås på grunnlag av eldre hydrografiske og hydrofysiske data.

2. Topografi og hydrografi

Fjorden er grunn: søndre del er typisk 3-4 m dyp og den nordre delen 5-11 m dyp (Figur 1). Overflatearealet er 0,76 km² og volumet er 3,5*10⁶ m³. Arealet og volumets fordeling mot dyppet er vist i Vedlegg A.

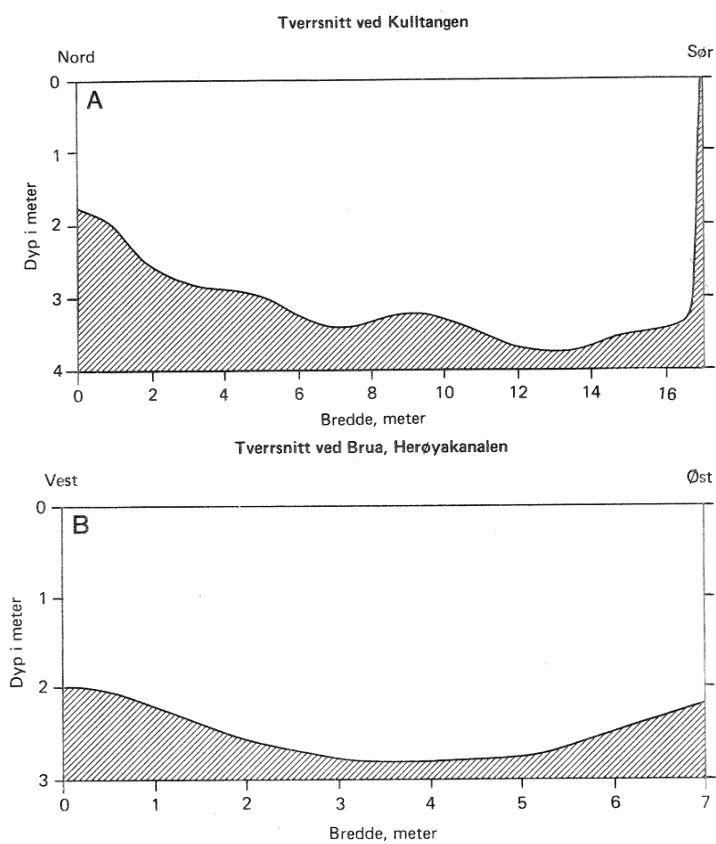
Forbindelsen med Porsgrunnselva i nordvest er ca. 18 m bred og 3,5 m dyp ved Kulltangen. Tverrsnittsarealet ved jernbanebrua er 50-55 m². I sørøst har fjorden forbindelse med Frierfjorden gjennom Herøyakanalen som er ca. 460 m lang og 7-8 m bred. Dyppet er ca. 2,5 m og tverrsnittsarealet typisk 16-18 m² (Figur 2) Ved Kulltangen er dermed gjennomstrømningstverrsnittet tre ganger så stort som i Herøyakanalen.

Vannføringen i Porsgrunnselva er i stor grad bestemmende for hydrografien i Gunneklevfjorden. Vannet i elva består av et hurtig utstrømmende overflatelag over et langsomt innstrømmende sjøvannslag (Figur 3). Ved lav vannføring er overflatelaget oftest omkring 2 m tykt med saltholdighet 2-3 (Figur 4). Ved stor vannføring kan ferskvann fylle hele elveløpet og bli presset nedover i elva. En slik situasjon ble registrert 11.5.77 da hele elvestrekningen ovenfor Porsgrunn var tømt for sjøvann, også dypbassengene (Figur 5, Green et al., 1979). Vannføringen hadde da i 12 døgn vært mellom 400 m³/s og 500 m³/s. I slike situasjoner medfører stor og turbulent innstrømning av ferskvann gjennom Kulltangen og til Gunneklevfjorden sannsynligvis at bunnvannet der skiftes ut med nytt elvevann.

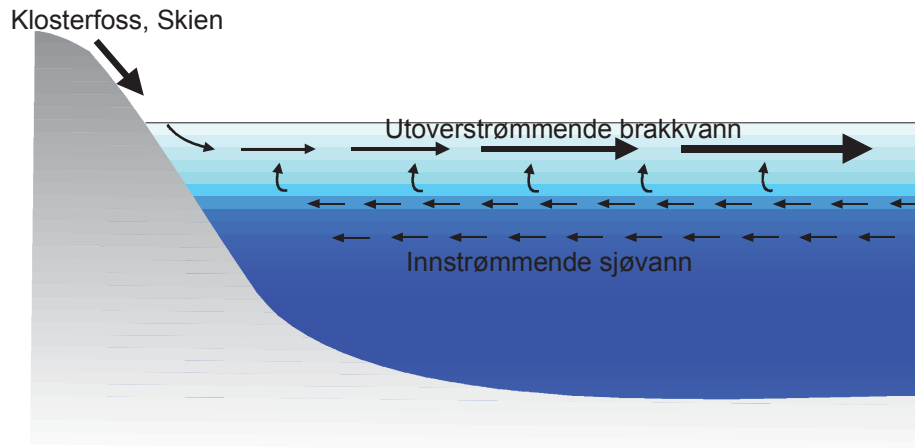
Når så vannføringen i elva avtar og tykkelsen av laget med utstrømmende elvevann blir 3 m eller mindre, kan det igjen strømme brakkvann/sjøvann (se Figur 4) gjennom Kulltangen og helt eller delvis fornye bunnvannet i Gunneklevfjorden. I prinsippet medfører altså stor vannføring utskiftning av bunnvannet med tilnærmet ferskvann – og utskiftning/tilførsel av brakkvann/sjøvann i en etterfølgende periode med lav vannføring. Altså to vannutskiftninger. Dette skaper et bunnvann med varierende saltholdighet (jfr. Figur 6).



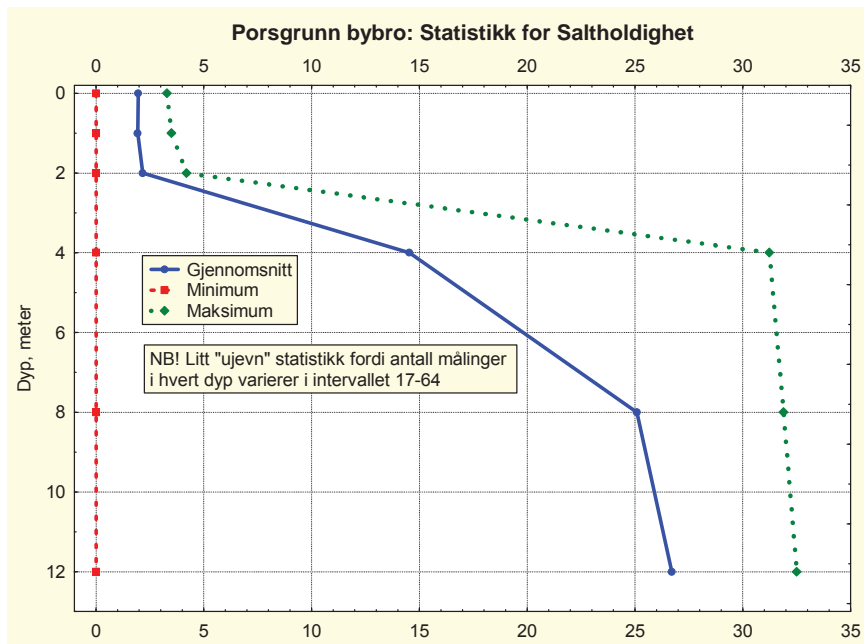
Figur 1. Gunneklevfjorden. Merk bunntopografien.



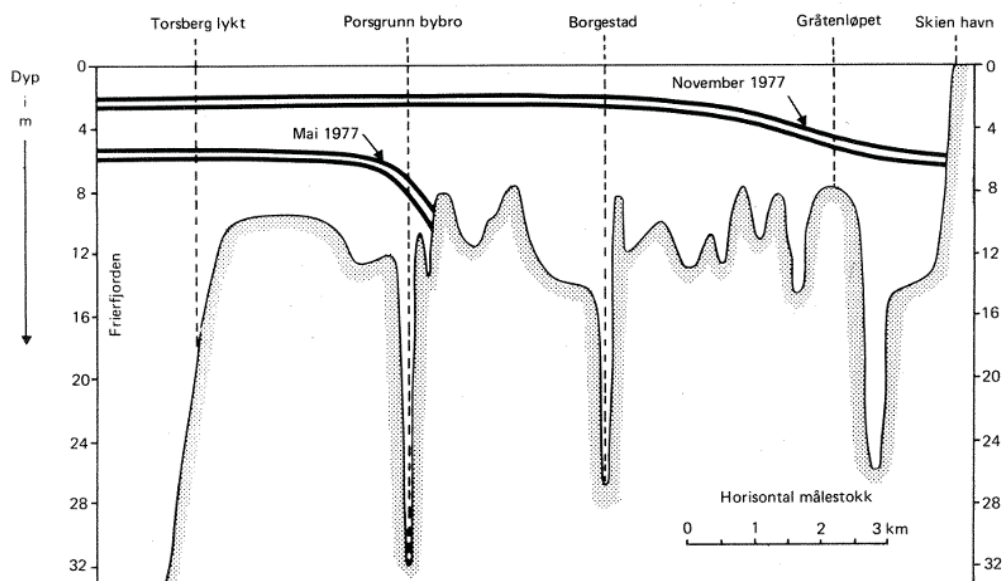
Figur 2. Tverrsnitt ved Kulltangen (jernbanebrua) og Herøyakanalen.



Figur 3. Prinsippskisse av vannmasser og sirkulasjon i Porsgrunnelva



Figur 4. Statistikk for saltholdighet i Porsgrunnelva ved bybroa.



Figur 5. Sprangsjiktets beliggenhet i Porsgrunnseelva med midlere vannføring (30.11.77, ca. 250 m³/s) og ved langvarig høy vannføring (11.5.77, ca. 500 m³/s). Fra Green et al., (1979).

3. Metodikk og data

3.1 Modellen

For å simulere sirkulasjonen i overflatelaget (0-2.5 m dyp) har vi brukt modellen SMS/RMA-2. Forkortelsen SMS står for "Surface Water Modelling System", som inneholder den numeriske modellen RMA-2. SMS er laget ved Brigham Young University i samarbeid med U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station og U.S. Federal Highway Administration (ECGL, 1995, Donnell et al., 2005). RMA-2 er en dynamisk, todimensjonal, dybde-integrert numerisk modell med fri overflate. Modellen beregner løsninger ved hjelp av endelig-element metoden.

Ligninger:

Gruntvannsligningene i RMA-2 er Navier-Stokes ligninger for bevarelse av bevegelsesmengde og volum (volumkonservering).

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(uh)}{\partial x} + \frac{\partial(vh)}{\partial y} = 0$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial a_0}{\partial x} \right) + fv - \frac{\epsilon_{xx} \partial^2 u}{\rho \partial x^2} - \frac{\epsilon_{xy} \partial^2 u}{\rho \partial y^2} + \frac{gu}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

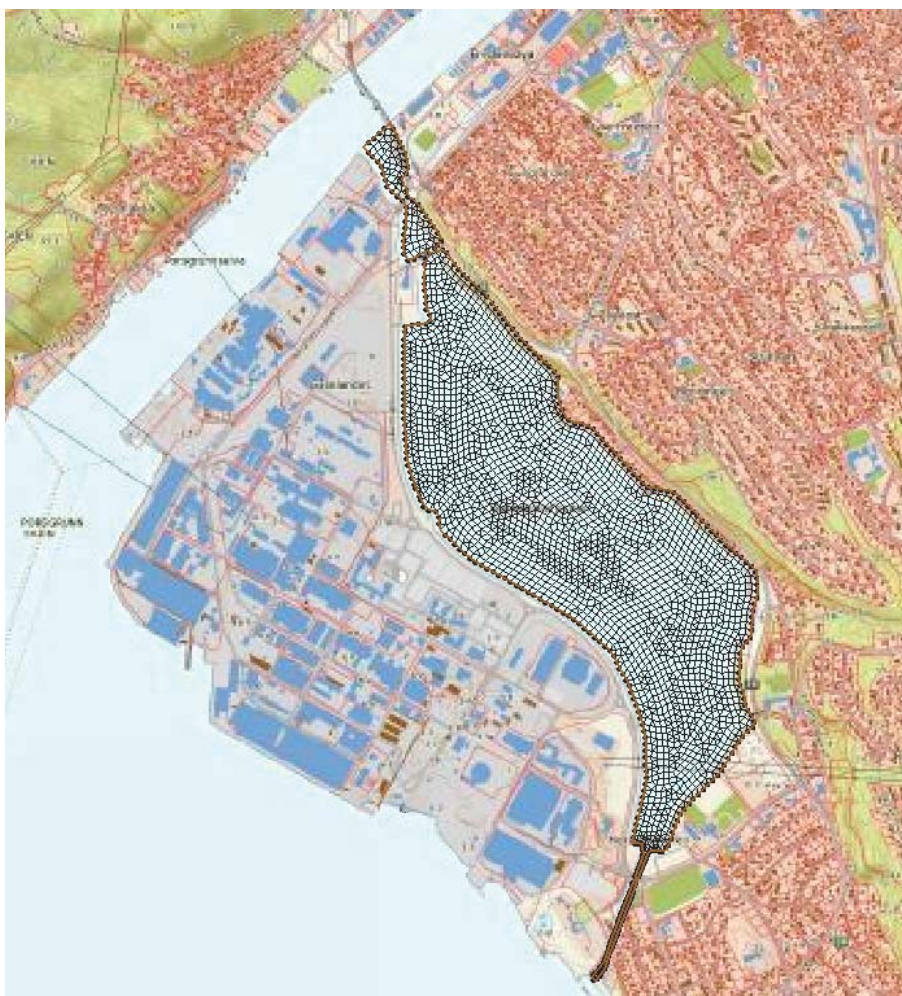
$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial a_0}{\partial y} \right) - fu - \frac{\epsilon_{yx} \partial^2 v}{\rho \partial x^2} - \frac{\epsilon_{yy} \partial^2 v}{\rho \partial y^2} + \frac{gv}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

$x =$	Distanse i x-retning (positiv mot øst)
$y =$	Distanse i y-retning (positiv mot nord)
$u =$	Horisontal strømningshastighet i x-retning
$v =$	Horisontal strømningshastighet i y-retning
$t =$	Tid
$g =$	Tyngdens akselerasjon
$h =$	Vannndyp
$\rho =$	Væskens tetthet
$\epsilon_{xx} =$	Normal turbulent utvekslingkoeffisient i x-retning
$\epsilon_{xy} =$	Tangensial turbulent utvekslingkoeffisient i x-retning
$\epsilon_{yx} =$	Tangensial turbulent utvekslingkoeffisient i y-retning
$\epsilon_{yy} =$	Normal turbulent utvekslingkoeffisient i y-retning
$C =$	Chezy ruhetskoeffisient (Beregnet ut fra Mannings n)
$f =$	Coriolis parameter

Modelleringen begynner med konstruksjon av et nettverk (grid) med diskrete punkter (dvs. data over posisjon og dyp for punktene i et nettverk, som siden interpoleres til et grid i SMS). Figur 6 viser nettverket som benyttes for beregningene. Det består av 3019 trekanter med sidelengde 10-20 m. I hvert hjørne og midt på hver side er lagt en node (i alt 8288 noder) hvor vannhøyde, strømretning og strømhastighet beregnes.

Man må tilegne nettverket en initialtilstand. Dette gjøres ved å legge en horisontal, plan overflate over hele nettverket. Modellen trenger så en del tid ("spin up") på å finne representative løsninger. Ved hjelp av de topografiske dataene, grenseflatebetingelsene og initialbetingelsene beregner RMA-2 løsninger for hvert tidssteg (her brukes 30 minutter). Modellen beregner verdier for fart, retning og vannstand i hvert av punktene i gridet der det er lagt inn posisjon og dyp.

En slik type modell egner seg til å beskrive sirkulasjonen i et overflatelag når man som for Gunneklevfjorden kan betrakte dette som en vertikal homogen vannmasse over en horisontal, flat bunn. Spesielt vil modellen framheve områder med bakevjer og svak/sterk strøm. Videre vil beregningene gi grunnlag for å sammenligne strømstyrke og bakevjedannelse før og etter en evt. utfylling i fjorden. Modellens beregning av strømhastighet ved jernbanebroa over Kulltangen og brua over Herøyakanalen kan sammenlignes med reelle målinger i 1988. Man bør likevel være forsiktig med å tolke strømhastighetene absolutt, noe som i så fall ville forutsette en mer inngående kalibrering av modellen.



Figur 6. Nettverket eller gridet i RMA2-modellen for simulering av sirkulasjon. I hvert hjørne av trekantene og midt på hver side (noder) beregnes høyden over referansedypet, strømretning og strømhastighet.

3.2 Data

Modellen må gis verdier for de turbulente utvekslingskoeffisientene og for bunnfriksjons-koeffisienten Manning's n . Turbulens og friksjon varierer med strøm- og bunnforholdene, og er samtidig en egenskap ved selve bevegelsen. De er følgelig svært vanskelige å bestemme nøyaktig. Oppgitte størrelser på koeffisientene varierer med flere størrelsesordener (ECGL, 1995), uten at beregningsresultatene endrer seg tilsvarende mye. Bunnfriksjonen (Manning's n) er satt lik 0,025 (tilsvarer middels "friksjon" mot bunn, sider og dypvannet).

Strømforholdene i overflatelaget vil være bestemt av tidevann, vannføringen i Porsgrunnselva, den topografiske utformingen and strandsonen og av vind. Tidevannet er halvdaglig. Ifølge Tidevannstabeller fra Norges Sjøkartverk er forskjellen mellom middel høyvann og middel lavvann i Helgeroa 0,22 m. Dette skal normalt også tilsvare tidevannet i Porsgrunn. Vannstandsmålinger i Gunneklevfjorden i november og desember 1988 viste imidlertid en forskjell på ca. 0,3 m. Arealet av Gunneklevfjorden er ca. 750.000 m² og for å heve vannflaten med 0,22 m behøves tilførsel av ca. 165.000 m³ over et tidsrom på 6-6,5 timer. Ved

en forskjell på 0,3 m mellom lav- og høyvann kreves en tilførsel av 225 000 m³. Tilførselen skjer gjennom innstrømning fra Porsgrunnselva gjennom Kulltangen, fra Frierfjorden gjennom Herøyakanalen og ved direkte utslipp av 2,3 m³/s fra HPI til fjorden. Strømmålinger i 1988 viste at vanntransporten gjennom Kulltangen er opptil 3 ganger større enn gjennom Herøyakanalen.

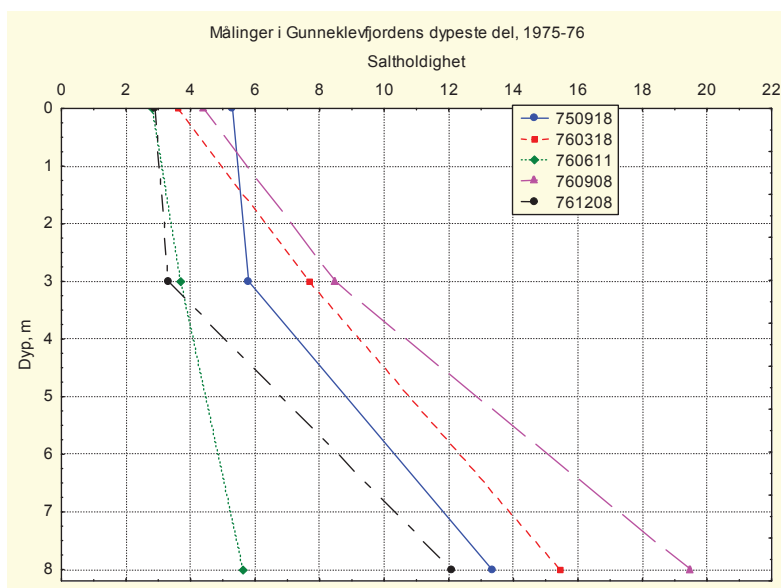
Herøyakanalen er 2-2.5 m dyp mens største dyp i Kulltangen er ca. 3.5 m. SMS-modellen er en 2-dimensjonal modell, med stor oppløsning i horisontalen (xy-planet), men en homogen vannmasse i vertikalen. Vi har derfor valgt å simulere sirkulasjonen i et 2,5 m dypt overflatelag som har åpen forbindelse i begge ender av fjorden. Dypere ligger en vannmasse (2,5-3,5 m dyp) som i nordre ende har forbindelse med Porsgrunnselva, og derfor en helt annen vannsirkulasjon og oppholdstid enn overflatelaget.

Under denne vannmassen (til 10-11 m dyp) ligger bunnvannet med langsomme forflytninger og som bare sporadisk skiftes ut. I tidsrommet 14.12.88-16.1.89 ble det målt strøm på 5 m dyp, med måler ca. 10 cm over bunnen ved stasjon G18 (for posisjon se Vedlegg A). Måleperioden omfattet dager med sterk vind og høy vannstand (Molvær, 1989).

Der er lite av data som kvantitativt kan beskrive vannutskiftning og oppholdstid i selve bunnvannet, og det er utvilsomt slik at vannutskiftning avtar raskt med økende dyp. Fra den første undersøkelsen av miljøtilstanden i Grenlandsfjordene (Molvær et al., 1999) finnes imidlertid 5 datasett fra det dypeste området i nord-vest (jfr. Figur 7).

I 2013-2015 ble det også målt vertikallprofiler av saltholdighet – vanligvis til 3 m dyp i fjordens midtre del, men ved en anledning til 10 m dyp i nordvest (Figur 8).

Dataene fra 1975-76 viser at bunnvannet ble fornyet en eller flere ganger mellom hver prøveserie. Dataene fra 2013-2015 gir mindre informasjon om dette fordi målingene – med ett unntak – slutter i 5 m dyp og dermed ikke omfatter selve bunnvann. Dette diskuteres nærmere senere i rapporten.



Figur 7. Saltholdighet målt i Gunneklevfjordens nordvestre del i 1975-76. Merk at der ikke er data mellom 3 m og 8 m dyp.

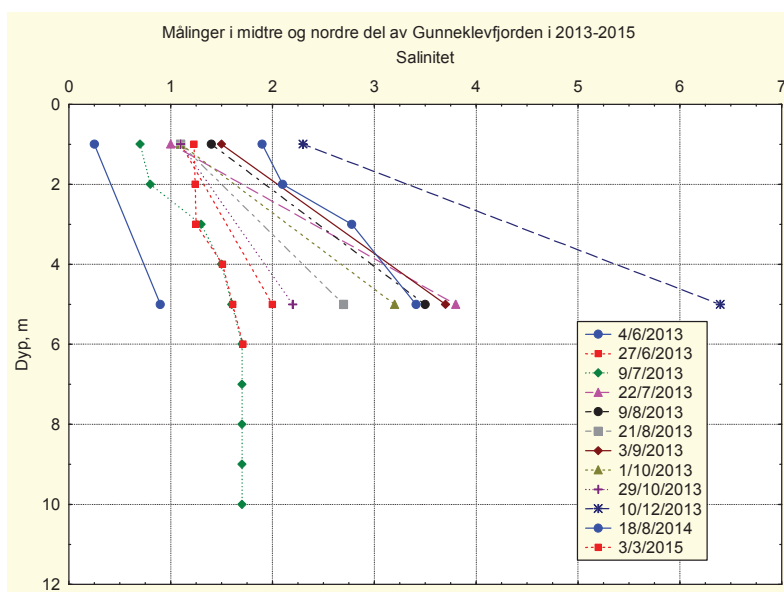
I tillegg til å bestemme tykkelsen av vannlaget krever modellen også at man oppgir vannstand eller mengden av vann som strømmer inn (eller ut) i modellområdet ved en eller flere yttergrenser (render) for modellen. Strømmålingene som i 1988 ble utført ved Kulltangbrua og brua over Herøyakanalen viste at inn- og utstrømning i hovedsak ble styrt av det halvdaglige tidevannet. Figur 9 viser eksempel på dette. Våre tre render (se også Figur 6) kan beskrives som følger:

1. Ved innløpet fra Porsgrunnselva til Kulltangen.
2. Herøyakanalens sørlige ende.
3. Utslippet fra HPI til Gunneklevfjorden – antatt 2,3 m³/s til overflatelaget

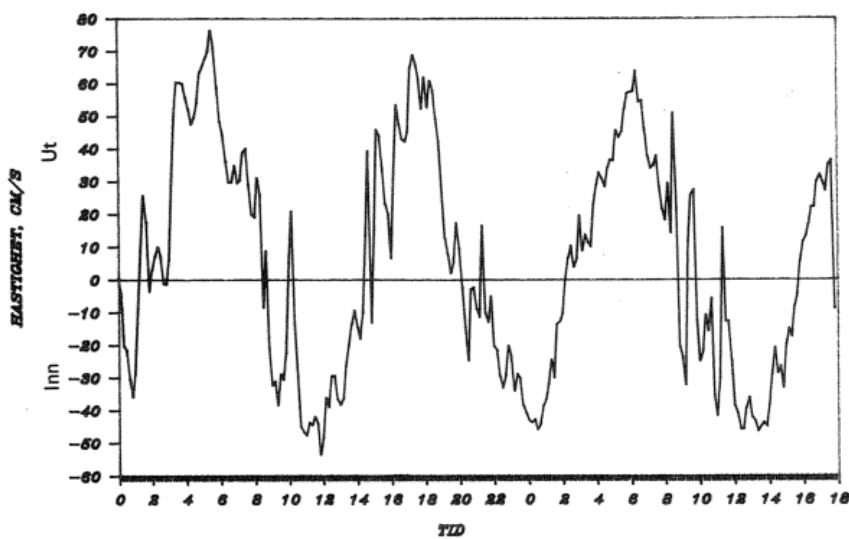
Ved rendene 1 og 2 varierer vannstanden med tidevannet.

Påvirkningen av varierende vannføring i Porsgrunnselva er dermed ikke direkte inkludert. Imidlertid er det sannsynlig at under flom i elva blir vannstanden i elva utenfor Kulltangen noe høyere enn i Gunneklevfjorden og i Frierfjorden. Denne situasjonen er simulert ved å øke vannstanden ved Kulltangen med 4-5 cm i forhold til vannstanden sør i Herøyakanalen.

Modellen kjøres med nåværende topografi



Figur 8. Saltholdighet målt i Gunneklevfjorden i 2013-2015. De fleste målingene ble gjort til 3 m dyp i fjordens midtre del, men til 10 m dyp ved en anledning.



Figur 9. Strømmålinger i Kulltangen 25-26. mai 1988. Måledyp 1 m. Vannføring i Porsgrunnselva var $425 \text{ m}^3/\text{s}$. Strøm ut fjorden regnes positiv, og strømretning inn fjorden regnes negativ (kopi fra Molvær, 1989).

4. Resultater

4.1 Strømforhold og vannutskiftning i 0-3,5 m dyp

Resultater er vist i Figur 10-Figur 12. Strømretningen er vist med piler og strømhastigheten som meter/sekund er vist med en 6-delt fargeskala (se Figurenes nedre venstre hjørne).

Figurene viser en situasjon der en generelt litt høyere vannstand i Porsgrunnselva enn i Frierfjorden, samt halvdaglig tidevann som strømmer inn/ut gjennom Kulltangen og Herøyakanalen. Hastigheten kommer opp til 35-50 cm/s, og som passer rimelig godt med målingene i 1988-89. I selve Gunneklevfjordens overflatelag er strømhastigheten <5 cm/s.

Der er to forhold som gjør at strømbildet i selve Gunneklevfjorden ikke kan tas helt 'bokstavelig':

- Siv og annen vegetasjon på grunt vann i fjordens østlige del er ikke inkludert i modellbeskrivelsen. Vegetasjonen gir sannsynligvis noe 'motstand' mot vannbevegelser, dvs. langsommere bevegelser inne i vegetasjonsområdet og dermed noe større vanntransport/hastighet utenfor denne.
- Utslipet fra HPI er ikke inkludert. Det viste seg av modellen enten 'krasjet' når dette utslippet ble tatt med, eller viste helt gale resultat i nærheten av utslippet. Årsaken til dette ble ikke funnet og til slutt ble HPI-utslippet tatt ut av modellen. Dette påvirker to forhold:
 - Vannsirkulasjonen utenfor utslippet blir ikke riktig beskrevet
 - I tidsrommet med innstrømmende tidevann fra lavvann til høyvann gir tilførselen av 2,3 m³/s et betydelig bidrag. Og reduserer dermed innstrømmingen gjennom de to kanalene.

Modellen gir bl.a. grunnlag for å beregne vanntransport over tverrsnitt i fjorden eller de to kanalene. Men et bedre grunnlag er data fra strømmålingene som ved 5 tidsrom ble utført i de to kanalene i 1988 (Molvær, 1989). Det er tidevannstransporten ut-inn som dominerer og naturlig nok viste de litt varierende størrelser, men i hovedtrekk:

Kulltangen: utgående strøm 0-35 m³/s. Inngående strøm: 0-30 m³/s

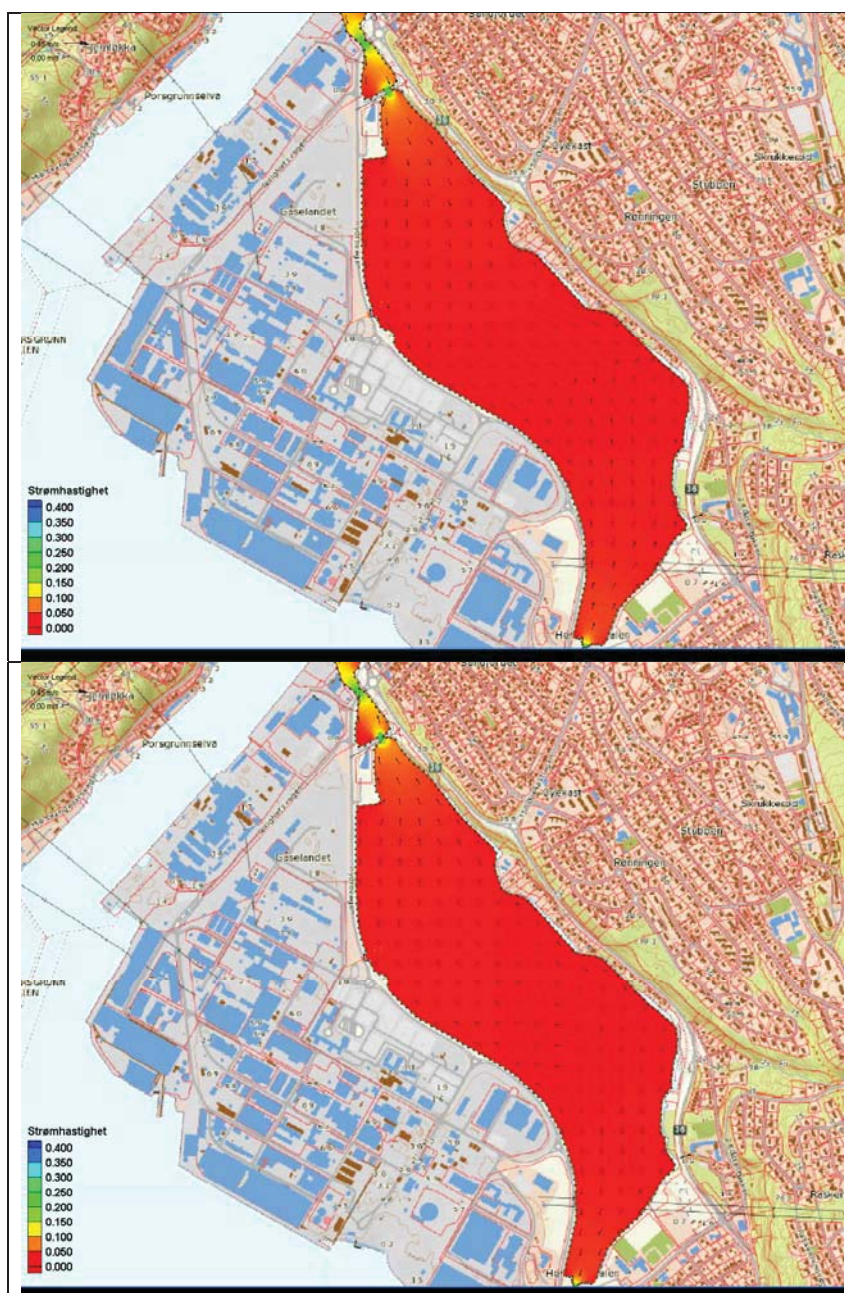
Herøyakanalen: utgående strøm 0-6 m³/s. Inngående strøm: 0-5 m³/s

Transporten gjennom Kulltangen er vesentlig større enn gjennom Herøyakanalen

En vanlig oppholdstid for overflatelaget (0-3,5 m) kan grovt anslås som følgende:

- Volum: 1.900.000 m³
- Utslipp fra HPI: 200.000 m³/d
- Tidevannsvariasjon: 0,2 m, som tilsvare ca. 150.000 m³ volumøkning over ca. 6 timer fra lavvann til høyvann – og omvendt. I samme tidsrom tilfører HPI-utslippet ca. 50.000 m³ som betyr at ca. 100.000 m³ strømmer inn gjennom de to kanalene to ganger i døgnet.
- Netto tidevannsutskiftning: en del av tidevannet som strømmer inn gjennom kanalene ved stigende vannstand vil strømme ut gjennom kanalene ved synkende vannstand, og dermed ikke bidra til utskiftning av selve 'Gunneklevfjordvannet'. Denne andelen kjenner vi ikke, men for typiske fjorder er det vanlig å sette den til 50%. I en liten fjord som Gunneklevfjorden er det sannsynlig at andelen er mindre, og vi setter den til 40%. Dermed blir netto tidevannsutskiftning 120.000 m³/døgn.
- Der er to tidevannsperioder pr. døgn og 1.900.000 m³ skiftes dermed ut på 6 døgn (av HPI + tidevann).

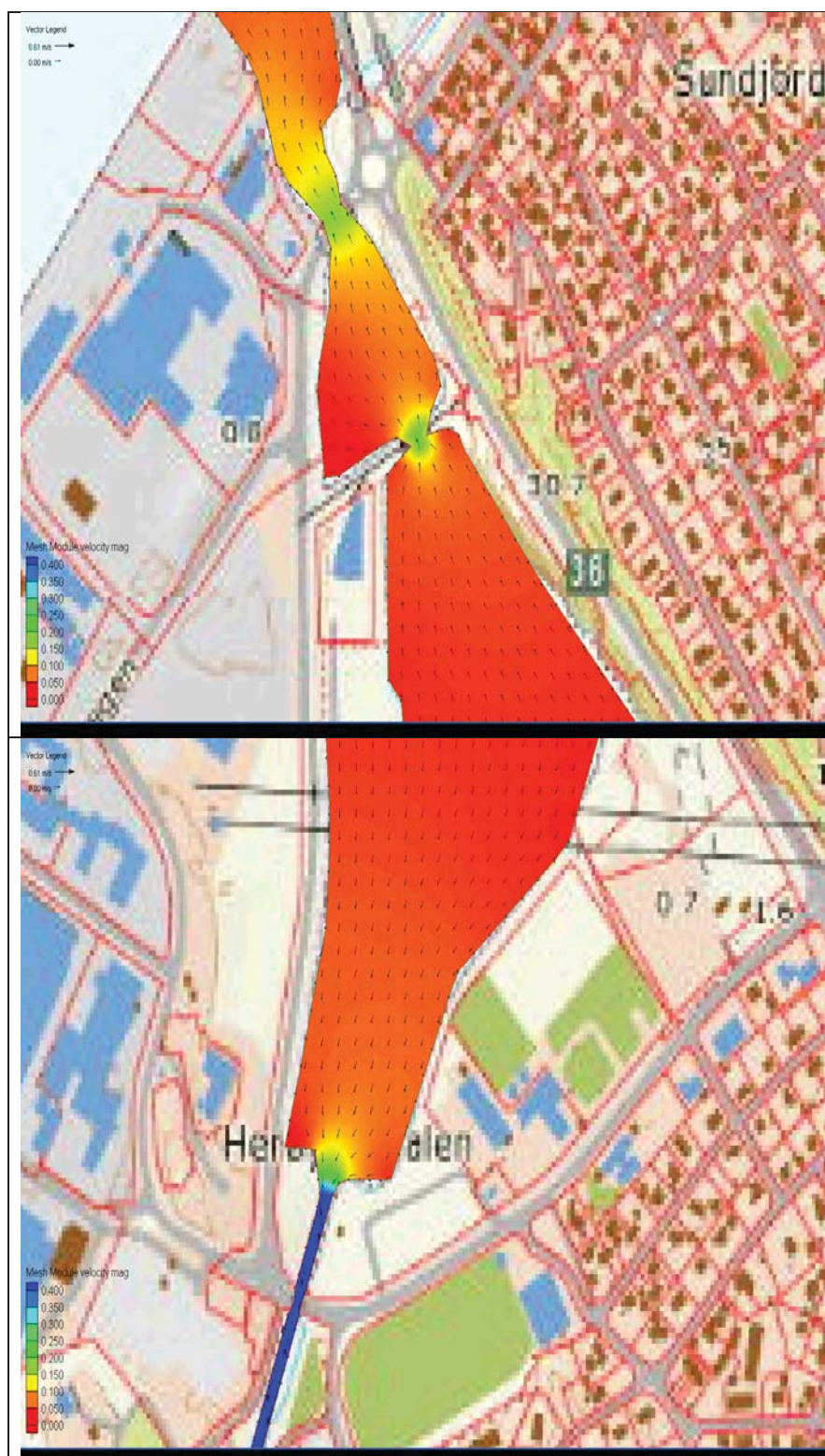
Dette er en beregning med flere antakelser, men sannsynliggjør likevel en oppholdstid i intervallet 2-6 dager. Kortest oppholdstid under flom i Porsgrunnselva og evt. ved sterk vind.



Figur 10. Strømbilde for 0-2,5 m dyp ved innstrømmende tidevann fra Porsgrunnselva og Frierfjorden (øvre figur) og utstrømmende tidevann (nedre figur).



Figur 11. Strømbilde for 0-2,5 m dyp ved innstrømmende tidevann fra Porsgrunnselva (øvre figur) og Friertjorden (nedre figur).



Figur 12. Strømbilde for 0-2,5 m dyp ved utstrømmende tidevann til Porsgrunnselva (øvre figur) og til Frierfjorden (nedre figur).

4.2 Strømforhold og vannutskiftning i 4-11 m dyp

Modellen gir en beskrivelse av sirkulasjon og vannutskiftning mellom overflata og ca. 2,5 m dyp (dypet av Herøyakanalen). Under dette dypet avtar vannutskiftningen raskt. Kulltangen er ca. 3,5 m dyp og herifra og ned til største dyp (11 m) ligger fjordens bunnvann uten direkte forbindelse verken til Porsgrunnselva eller Frierfjorden. Vi tar utgangspunkt i dataene beskrevet i kap. 3.2.

Strømmålingene i tidsrommet 14.12.88-16.1.89 ble utført på 5 m dyp i fjordens midtre del med instrumentets rotor 5-15 cm over bunnen. Av 4760 registreringer som også omfattet dager med sterk vind og høy vannstand var ingen over 2 cm/s og med få unntak var hastigheten mindre enn 1,5 cm/s (nedre terskel for instrumentet). Vannføringen i Porsgrunnselva var i hovedsak 200-250 m³/s. Konklusjonen av målingene var dermed at fra 5 m og dypere er vannbevegelsene vanligvis svært langsomme. Det er videre sannsynlig at denne konklusjonen kan utvides til å omfatte bunnen dypere enn terskelen ved Kulltangen (ca. 3,5 m dyp), dvs. ca. 550 000 m² av 760000 m².

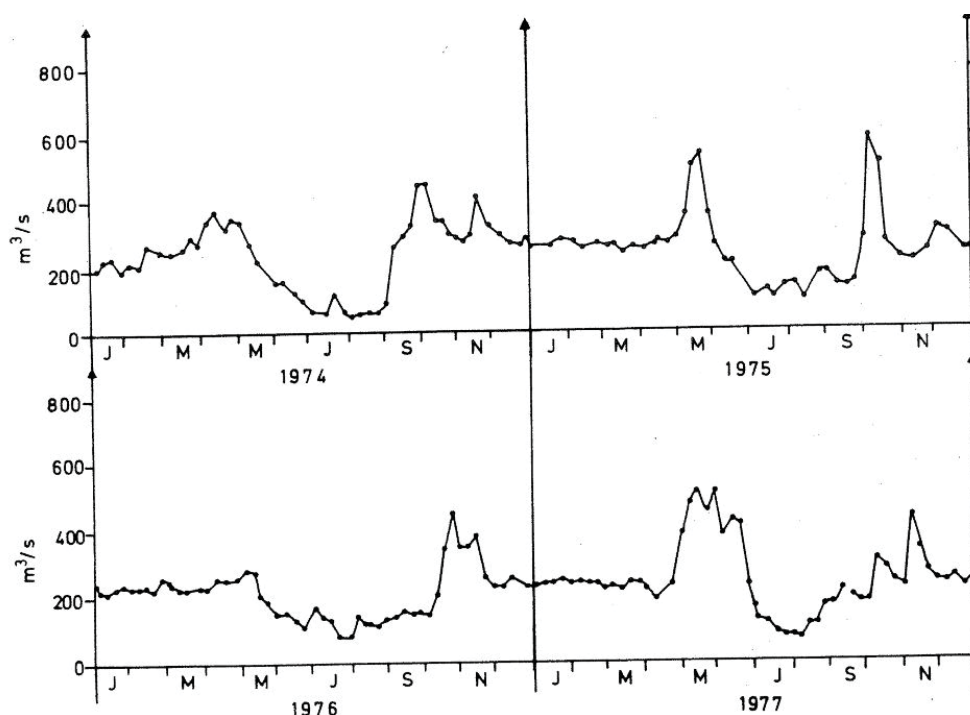
Som omtalt foran medfører stor vannføring i Porsgrunnselva til stor og turbulent innstrømming av ferskvann gjennom Kulltangen og til Gunneklevfjorden, og sannsynligvis at bunnvannet der skiftes ut med nytt elvevann. Når så vannføringen i elva avtar og tykkelsen av laget med utstrømmende elvevann blir 3 m eller mindre, kan det igjen strømme brakkvann/sjøvann gjennom Kulltangen og helt eller delvis igjen fornye bunnvannet i Gunneklevfjorden. I prinsippet medfører altså stor vannføring til utskiftning av bunnvannet med tilnærmet ferskvann – og utskiftning/tilførsel av brakkvann/sjøvann i en etterfølgende periode med lav vannføring. Altså to vannutskiftninger. Dette skaper et bunnvann med varierende saltholdighet (jfr. Figur 7 og Tabell 1). De fem hydrografiske målingene fra 1975-76 er utført med ca. 3 måneders mellomrom (6 mnd. mellom de to første), men kan gi en øvre ramme for oppholdstiden i den dypeste delen av fjordens bunnvann.

Tabell 1. Målinger av temperatur, saltholdighet og oksygen i 8 m dyp. Data for vannføringen i Porsgrunnselva er hentet fra Figur 13. Denne viste ukkesmidler, men illustrerer størrelsen forut for prøvetakingen.

Dato	Vannføring Porsgrunnselva, m ³ /s	Temperatur, °C	Saltholdighet	Oksygen, mlO ₂ /l
18.9 1975	<200	7,6	13,3	0 (H ₂ S)
18.3 1976	200-300	9,2	15,4	4,95
11.6 1976	150-300	10,2	5,6	5,96
9.9 1976	100-150	16,4	19,5	0 (H ₂ S)
8.12. 1976	≤450	7,3	12,1	3,38

I denne sammenhengen er dataene fra 2013-2015 (jfr. Figur 8) vanskeligere å benytte fordi målingene – med ett unntak – er avsluttet i 5 m dyp og dermed ikke omfatter selve bunnvannet. Det er likevel interessant at den høyeste saltholdigheten (6,4) i 1-5 m dyp ble målt 10.-12.2013 etter en periode med lav vannføring (75-80 m³/s).

Imidlertid ble det målt til 10 m dyp 9.7.2013, med saltholdighet på 0,7-1,7 i hele vannsøylen. Etter en vårflom opp til ca. 1050 m³/s i tidsrommet midten av mai- begynnelsen av juni lå vannføringen omkring 100 m³/s fram til 23-24.6 da den igjen steg til ca.280 m³/s for så igjen synke til 100 m³/s i begynnelsen av juli. I dette perspektivet er saltholdigheten som ble målt 9.7.2013 uventet lav, men kan muligens skyldes den siste økningen i vannføringen.



Figur 13. Ukesmidler av vannføringen ved Skotfoss i tidsrommet 1974-77 (kopi fra Molvær et. al., 1979).

Som beskrevet foran kan man gå ut fra at under 2,5-3 m dyp fornyes vannet i Gunneklevfjorden ved innstrømning av vann fra Porsgrunnselva – ikke Herøyakanalen:

1. Brakkvann/sjøvann strømmer inn når tykkelsen av det utstrømmende ellevannet er liten, dvs. ved lav vannføring i elva, og delvise eller fullstendige dyp-bunnvannsfornyelser foregår når det innstrømmende vannet har større egenvekt (i praksis høyere saltholdighet) enn det gamle bunnvannet.
2. Vedvarende høy vannføring i elva kan føre til stor innstrømning av ellevann til Gunneklevfjorden, og med relativt stor turbulens gradvis blande dette nedover i vannsøylen. Med vannutskifting og lav saltholdighet som resultat. Etter en vannfornyelse av denne typen følger så en vannfornyelse med tyngre brakkvann/sjøvann.
3. I tillegg kommer betydningen av en kontinuerlig, men varierende vertikal blanding som gradvis reduserer dyp-bunnvannets saltholdighet og egenvekt.

Dataene fra 1975-76 viser forløpet av slike vannutskiftninger der saltholdigheten i 8 m dyp varierte mellom ca. 5,6 og 20, og oksygenkonsentrasjonen i intervallet 0-6 mlO₂/l. Disse vannutskiftningene er utvilsomt bestemt av vannføringen i Porsgrunnselva. Dataene fra 2013-2015 er ikke godt egnet som grunnlag for slike vurderinger, men utelukker ikke konklusjonen ovenfor.

Det synes rimelig å anta at en typisk oppholdstid ved stabil lav-middel vannføring kan være 1-3 måneder, og at den under store endringer i vannføringen kan være 1-3 uker. Men her vil utvilsomt være store variasjoner, bestemt av vannføringen i Porsgrunnselva.

5. Vurderinger og konklusjoner

Oppgaven er primært å beregne vanntransporten gjennom Gunneklevfjordens to utløp: Kulltangen og Herøyakanalen. Dernest å belyse vanngjennomstrømning og sirkulasjon i Gunneklevfjordens overflatelag (ca. 0-2,5 m). Vannutskiftning og oppholdstid for fjordens bunnvann anslås på grunnlag av eldre hydrografiske og hydrofysiske data.

Vannsirkulasjonen i 0-2,5 m dyp i Gunneklevfjorden er beregnet ved bruk av modellen Surface Modelling System (SMS). Den drives av tidevannet i Kulltangen og Herøyakanalen, noe som samsvarer godt med strømmålinger i 1988. Under 2,5 m dyp endrer vannsirkulasjon og oppholdstid seg raskt og her er vannutskiftning og oppholdstid vurdert med grunnlag i strømmålinger og hydrografi utført i 1988-89.

Modellen viser liten vannhastighet ($<5\text{cm/s}$) i selve Gunneklevfjorden – svakest i grunnområdene med vegetasjon fjordens østre del, og utvilsomt høyere like utenfor utslippet fra HPI. I Kulltangen og Herøyakanalen blir hastigheten opp til 30-50 cm/s ved maksimal inn- og utstrømming.

Beregninger basert på vannstandsvariasjonen i fjorden og størrelsen av HPI-utslippet tyder på at overflatelaget har en oppholdstid på 2-6 døgn, kortest ved flom i Porsgrunnselva.

Under overflatelaget blir vannutskiftningen styrt av vannutskiftningen med Porsgrunnselva gjennom Kulltangen. Ned til ca. 3,5 m dyp er tidevannet fortsatt av betydning, men derifra og ned til 11 m dyp er det størrelse og varighet av varierende vannføring i elva som avgjør. Under stor vannføring kan bunnvannet i Gunneklevfjorden bli helt/delvis skiftet ut med ellevann, og ved senere perioder med liten vannføring vil vann med relativt høy saltholdighet strømme fra Porsgrunnselva, gjennom Kulltangen og igjen helt/delvis fornye bunnvannet i fjorden. I tillegg kommer betydningen av en stadig, men varierende vertikal blanding.

Her er ikke datagrunnlag for noen eksakt vurdering av oppholdstiden, men det synes rimelig å anta at en typisk oppholdstid ved stabil lav-middel vannføring kan være 1-3 måneder, og at den under store endringer i vannføringen kan bli så kort som 1-3 uker. Men her kan utvilsomt være store variasjoner, bestemt av hvordan vannføringen i Porsgrunnselva varierer over året.

6. Litteratur

Donnell, B., J. V. Letter, Jr, W. H. McAnally & W. A. Thomas, 2005. Users Guide to RMA-2 WES Version 4.5. U.S. Army, Engineering Research and Development Center Waterways Experiments Station. 277 s.

ECGL 1995: Surface water modeling system, Reference manual. Brigham Young University. Engineering Computer Graphics Laboratory. 368B CB, Provo, Utah, USA. 170 sider.

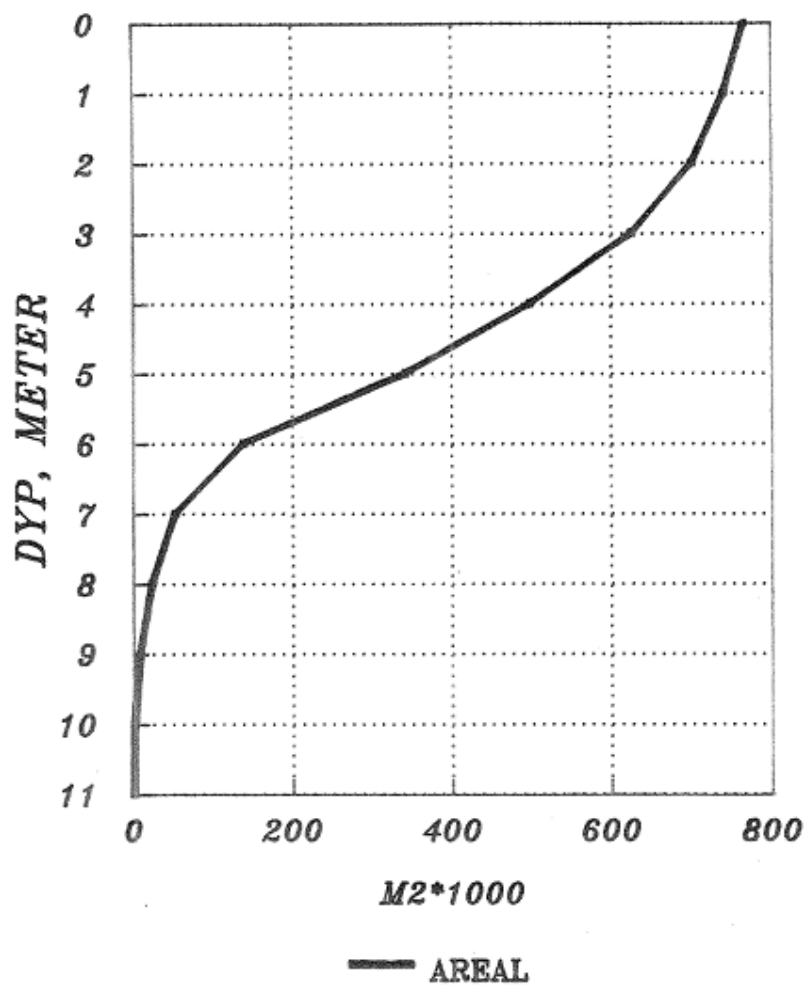
Green, N., Kirkerud, L., Molvær, J., Rygg, B. og Skei, J., 1979. Overvåking av forurensinger i Grenlandsfjordene og Skienselva. Årsrapport for 1977. NIVA-rapport nr. 1131-1979. 152 sider.

Molvær, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Kvalvågnes, K., Nilsen, G., Rygg, B. og Skei, J., 1979. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 8. Sluttrapport. NIVA- rapport nr. 1103-79. 253 sider.

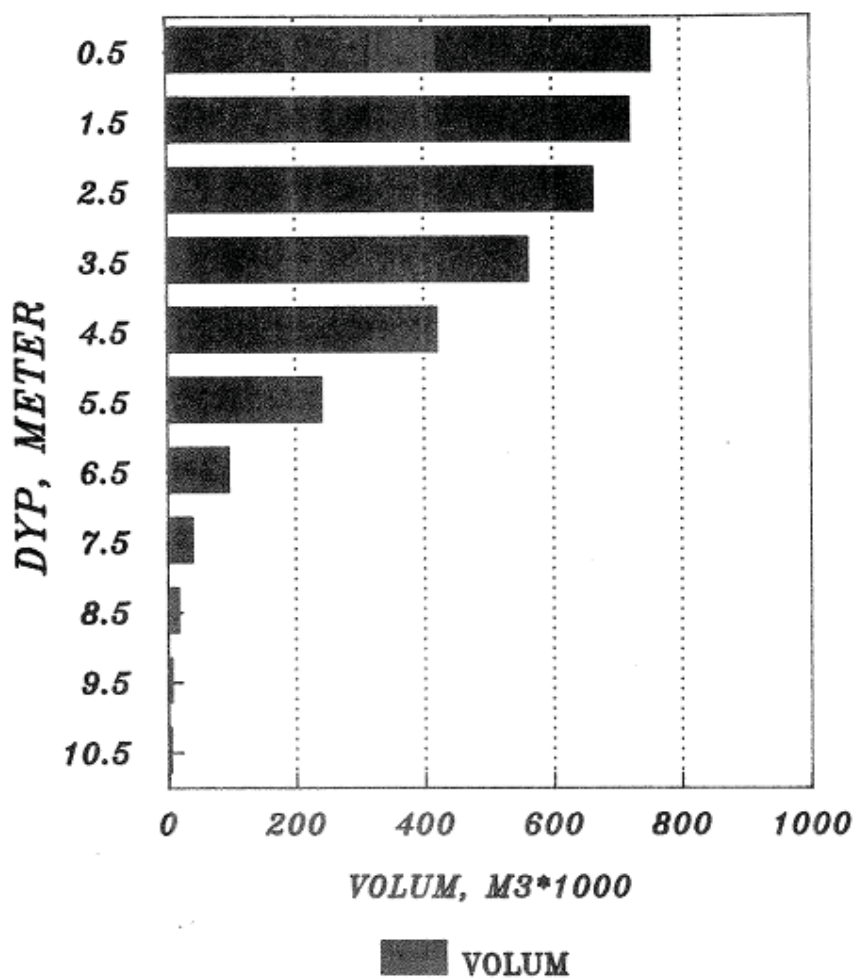
Molvær, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 2: Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter gjennom kanalene. NIVA-rapport nr. 2195-89. 68 sider.

Næs, K., 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 4: Sedimentasjon av organisk materiale og oksygenforbruk i dypvannet i Frier- og Brevikfjorden. NIVA-rapport nr. 2629-91. 55 sider.

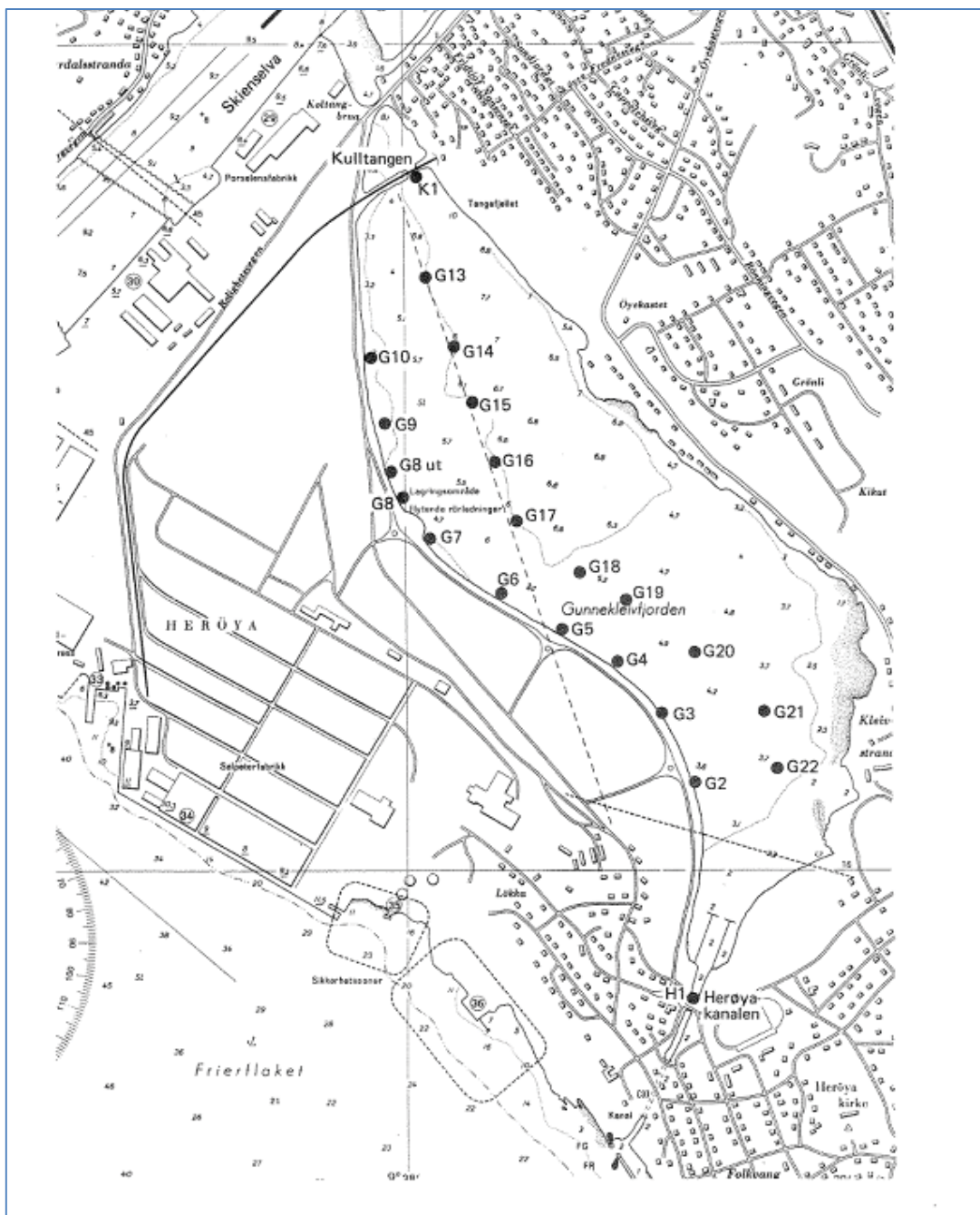
Vedlegg A.



Figur V1. Gunneklevfjorden. Areal (som 1000 m²) mot dyp. Fra Molvær (1989).



Figur V2. Gunneklevfjorden. Volum (som 1000 m³) mot dyp. Fra Molvær (1989).



Figur V3. Gunnekleivfjorden 1988-89. Vannkjemistasjoner og stasjoner for strømmålinger. Fra Molvær (1989).

Vedlegg D. Miljøgifter i Skienselva og suspendert partikulært materiale i Gunneklevfjorden

PCDD/F and Hg in the Skienselva river and in suspended particulate matter in the Gunneklev fjord

Ian Allan, NIVA

PCDD/F and Hg in the Skienselva river and in suspended particulate matter in the Gunneklev fjord

Ian Allan, NIVA.

1. Introduction and objectives of this part of the study

The objective of this part of the work was to estimate PCDD/F and mercury concentrations in the Skienselva River in 2014 and in the Gunneklev fjord. A secondary objective was to be able to calculate riverine fluxes or discharge of these contaminants based on the available monthly measurement data for riverine discharge and suspended particulate matter content. PCDD/F measurements were undertaken in the freely dissolved phase and in the suspended particulate matter (SPM) phase. Freely dissolved concentrations were estimated from passive sampling data while SPM-associated contaminant concentrations were obtained with high volume water filtration in situ undertaken on four occasions. For the Gunneklev fjord, suspended particulate matter-associated PCDD/F concentrations were obtained from high volume water sampling and filtration. Bottle sampling and filtration was undertaken for the estimation of total mercury and methyl mercury (MeHg) concentrations in water.

2. Methodology

A summary of sampling is provided below (Table 1).

Table 1 Summary of sampling events

Date	Sampling event
08.05.2014	Passive sampler deployment (Exposure 1) High volume water sampling (Sample 1) Sampling for total Hg and MeHg Water sampling for suspended particulate matter, and total and particulate organic carbon measurement
17.06.2014	Passive sampler retrieval (Exposure 1) Passive sampler deployment (Exposure 2) High volume water sampling (Sample 2) Sampling for total Hg and MeHg
07.08.2014	Passive sampler retrieval (Exposure 2) Passive sampler deployment (Exposure 3) High volume water sampling (Sample 3) Sampling for total Hg and MeHg Water sampling for suspended particulate matter, and total and particulate organic carbon measurement
19.09.2014	Passive sampler retrieval (Exposure 3) High volume water sampling (Sample 4) Sampling for total Hg and MeHg Water sampling for suspended particulate matter, and total and particulate organic carbon measurement
03.03.2015	Sampling for total Hg and MeHg in Gunneklev Fjord
31.03.2015	High volume water sampling and filtration for PCDD/Fs in Gunneklev Fjord

2.1 Passive sampling

Passive sampling devices made of low density polyethylene (1000 cm² sampling surface) were deployed for three successive exposures from May to September. Devices were prepared at NIVA using standard procedures [1]. Duplicate samplers were deployed for each of the three exposure periods for periods of 40-50 days. One control sampler was used for each exposure period to assess initial PCDD/F concentrations in the samplers and to assess initial performance reference compound concentrations (PRCs). PRCs are isotopically labelled substances that dissipate from the samplers during exposure. Since

the exchange kinetics between sampler and water are isotropic, the rates of dissipation of these chemicals (deuterated PAHs) can be used to estimate the kinetics of uptake of chemicals of interest in situ. All passive samplers were extracted at NIVA using standard procedures. The resulting extract was split into two with one fraction (20 %) remaining at NIVA for PRC analysis while the second fraction (80%) was sent to RECETOX (Masaryk University, Brno, Czech Republic) for analysis for PCDD/Fs.

2.2 High volume water sampling

High volume water sampling was undertaken on four occasions using a custom-made in situ water pumping instrument. A clean 30 cm diameter 0.7 µm glass fibre filter (GF/F) was used to filter suspended particulate matter. GF/F filters were wrapped in aluminium foil and baked at 550 °C prior to sampling. Upon retrieval of the sampling unit after sampling, the wet filter was collected and wrapped in clean aluminium foil and placed in the freezer at -20 °C until analysis. Two GF/F filter were used as blanks to assess PCDD/F concentrations in the filter prior to sampling the river. Samples were collected over a two hour sampling period. Volumes of water sampled are given in the Table below (Table 2) for the samples collected in the Skienselva River. For the samples collected from the Gunneklev fjord, the data is given in Table 3. For the Gunneklev fjord samples, analyses were undertaken at Oekometric in Germany and allowed to also obtain data for hexachlorobenzene and octachlorostyrene

Table 2 Volume of the high volume water samples collected in the Skienselva River in 2014

Sample	Volume of water sampled (L)
1	179.5
2	180.2
3	163.3
4	165.7

Table 3 Details of the water sampling undertaken on the 31st March 2015 in the Gunneklev fjord, including the total volume of water filtered during high volume water sampling, the suspended particulate matter content of the water and the particulate organic carbon content of the water.

Substance	SPM-associated concentration for PCDD/Fs (pg/L), HCB and OCS (ng/L)			
	GU SO	GU NO	GU MI 1m	GU MI 5m
High volume water sample size (L)	93	121	119	131
Water sampling:				
SPM content (mg/L)	1.7	0.7	3	1.3
Particulate organic carbon content (mg/L)	0.335	0.498	0.407	0.477

2.3 Mercury and methylmercury sampling and analysis

Water samples for mercury were collected on four occasions during this study. The first set of samples collected on the 8th May 2014 was sent for analysis at Eurofins AS. Concentrations were below limits of detection for mercury so it was decided to have mercury and methylmercury analyses at NIVA following procedures published recently [2]. Samples from the Gunneklev fjord (total mercury) collected on 3rd March 2015 were analysed in the USA following the same methodology as that used in NIVA. MeHg analysis for Gunneklev fjord samples was undertaken at NIVA.

2.4 Supporting parameters

Water samples were also collected for the measurement of the suspended particulate matter content of the water, the particulate organic carbon content and the total organic carbon content of the water.

2.5 Other available data

Skienselva river flow and discharge data for 2014 are available (Figure 1). Suspended particulate matter concentrations and organic carbon content of the water is also available through the riverine and direct discharge monitoring programme with monthly sampling of the river.

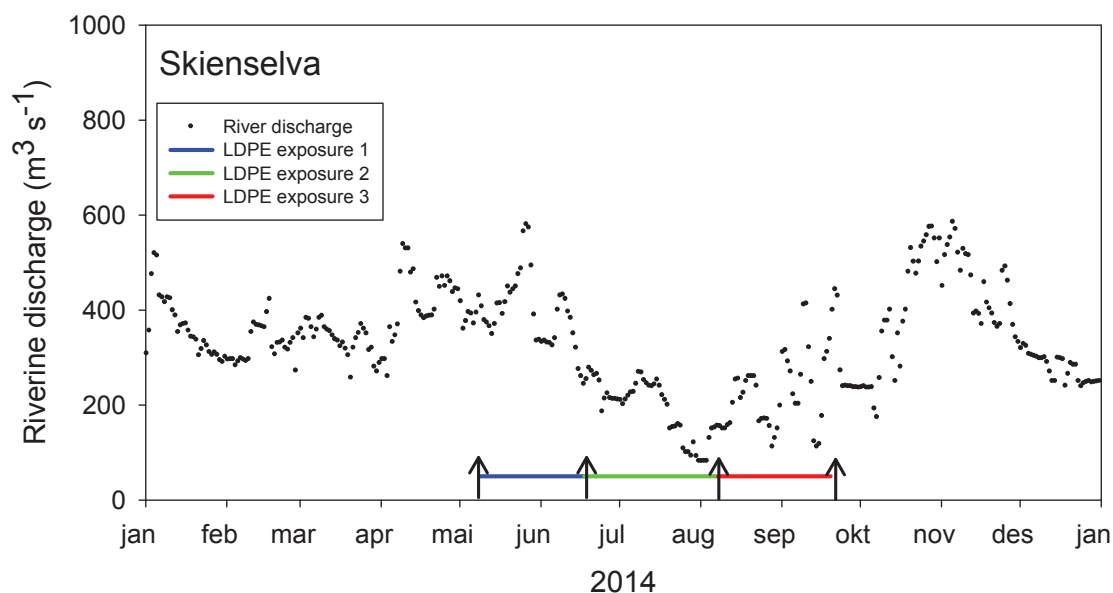


Figure 1 Riverine discharge for the Skienselva (measured at Skotfoss, data from NVE) and passive sampler exposures (arrows represent field trips)

3. Results and discussion

3.1 Freely dissolved PCDD/F concentrations

Significant PRC dissipation was observed for all deployments and allowed estimation of sampling rates R_r using the NLS method [3] and an adapted version of the model from Booij et al. [4]. LDPE-water partition coefficients for PRCs from Smedes et al. [5] were not corrected to account for the differences in temperature between the three exposure periods. Sampling rate estimates (for substances with $\log K_{ow}$ of 5) were about 8.7, 65 and 36 L/d for exposures 1, 2 and 3, respectively. Uptake of PCDD/Fs into the LDPE samplers was still linear at the end of all three exposures. This means sampling for these substances was time-integrative throughout the sampling period.

Freely dissolved concentrations of PCDD/Fs range from below limits of quantification (at the femtogram per litre level) for 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD for example to 14 fg/L for 2,3,7,8-TCDF (Table 4). The deviation observed between duplicate passive sampling measurements is good and generally below 50 % relative percent difference.

On average, freely dissolved concentrations measured in the Skienselva are an order of magnitude lower than those measured in the Frierfjord by Cornelissen et al. [6] using POM or PDMS passive samplers. Ratios of PCDD/F concentrations measured in the Frierfjord over those from the Skienselva range from 0.1 to 100 (average of 8) across all chemicals, exposure times and passive sampler types.

Table 4 Freely dissolved PCDD/F concentrations (fg/L) measured in the Skienselva River during three sampling periods in 2014 using LDPE passive sampling devices

Substance	Freely dissolved concentrations (fg/L)					
	Exposure 1		Exposure 2		Exposure 3	
	Mean	% RPD*	Mean	% RPD	Mean	% RPD
2,3,7,8-TCDD	0.39**		0.10	13	0.11	18
1,2,3,7,8-PeCDD	1.3	56	0.26	57	0.40	12
1,2,3,4,7,8-HxCDD	< 0.6		< 0.12		< 0.5	
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2.2**		0.38**		< 0.6	
1,2,3,7,8,9-HxCDD	< 0.7		< 0.13		< 0.5	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	7.0	9	0.83	1	1.5	
OCDD	13	23	1.9	52	3.9	67
2,3,7,8-TCDF	14	26	5.5	15	8.5	21
1,2,3,7,8-PeCDF	9.6	44	1.8	9	3.0	36
2,3,4,7,8-PeCDF	5.3	33	0.92	28	1.6	21
1,2,3,4,7,8-HxCDF	9.6	42	1.5	0	2.5	60
1,2,3,6,7,8-HxCDF	6.1	56	0.90	9	1.4	19
2,3,4,6,7,8-HxCDF	3.8	21	0.49	15	< 0.4	
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.73**		< 0.2		< 0.7	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	11	36	1.5	8	2.6	50
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	< 1.6		0.4**		< 2	
OCDF***	9.5	62	1.2	4	2.3**	

*Relative percent difference (% RPD)

**Only one sampler with a concentration above limits of detection

***Control sampler concentrations (above LOQ) were subtracted to the concentrations measured in the exposed samplers

3.2 SPM-associated PCDD/F concentrations

SPM-bound PCDD/F concentrations are given in pg/g in Table 5 and in pg/L of water filtered in Table 6. Concentrations of PCDD/F are generally low and lower than those measured in the Frierfjord in 2011.

Table 5 SPM-associated PCDD/F concentrations (in pg/g of SPM) calculated from the SPM-bound PCDD/F concentration in water of the Skienelva River and the measured amount of SPM in water at the time of sampling

Substance	SPM-associated PCDD/F concentration (pg/g)			
	Sample 1	Sample 2	Sample 3	Sample 4
2,3,7,8-TCDD	0.18	< 0.3	0.27	0.14
1,2,3,7,8-PeCDD	1.6	0.92	1.2	0.66
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1.9	0.96	< 0.4	0.78
1,2,3,6,7,8-HxCDD	5.2	2.2	1.8	1.9
1,2,3,7,8,9-HxCDD	4.5	2.0	1.3	1.6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	50	21	14	13
OCDD	238	83	42	36
2,3,7,8-TCDF	8.8	6.3	9.2	7.5
1,2,3,7,8-PeCDF	9.3	7.9	13	11
2,3,4,7,8-PeCDF	5.3	3.7	4.9	3.7
1,2,3,4,7,8-HxCDF	19	16	28	24
1,2,3,6,7,8-HxCDF	13	10	17	15
2,3,4,6,7,8-HxCDF	7.1	5.6	7.3	7.0
1,2,3,7,8,9-HxCDF	1.2	2.3	2.3	2.9
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	55	40	70	59
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	17	13	24	21
OCDF***	154	120	222	191

Table 6 SPM-bound PCDD/F concentration (pg/L) in water in the Skienelva River

Substance	SPM-associated PCDD/F concentration in water (pg/L)			
	Skienelva River		Frierfjord ** (GFD01)	Ratio***
	Mean (n=4)*	% RSD		
2,3,7,8-TCDD	0.00022	44	-	
1,2,3,7,8-PeCDD	0.0011	33	-	
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.00092	47	-	
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.0026	40	0.006	3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.0022	44	< 0.02	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.023	53	0.14	8
OCDD	0.090	78	0.29	6
2,3,7,8-TCDF	0.0080	26	0.1	9
1,2,3,7,8-PeCDF	0.011	37	0.18	11
2,3,4,7,8-PeCDF	0.0044	24	0.12	20
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.022	39	0.44	13
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.014	35	0.25	12
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.0068	22	< 0.2	
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.0022	40	0.097	35
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.057	35	1.1	13
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.019	40	0.41	14
OCDF***	0.18	39	4.4	16

When data included values below limits of quantification, the limit of quantification as used to calculate the mean

**Data from high volume water sampling at 4 m below surface in the Frierfjord (station GFD01) sampled in November 2010 from Allan et al. [7] using the same sampling procedure, instrument and filter size. Analysis was conducted at NILU.

***Ratio of concentrations measured in the Frierfjord over those measured in the Skienselva River

3.3 SPM-water distribution coefficients for PCDD/Fs in the Skienselva River

Distribution coefficients for PCDD/Fs between the suspended particulate matter phase (on a particulate organic carbon content basis) and the freely dissolved phase were calculated for each passive sampler exposure. No temperature corrections were made. The mean of duplicate passive sampling values was used and calculations were only undertaken for data above limits of quantification. The mean of two SPM measurements with high volume water sampling was used for each passive sampler exposure. Logarithm of SPM-water distribution coefficients are plotted in Figure 2 as a function of compound's respective octanol-water partition coefficients ($\log K_{ow}$).

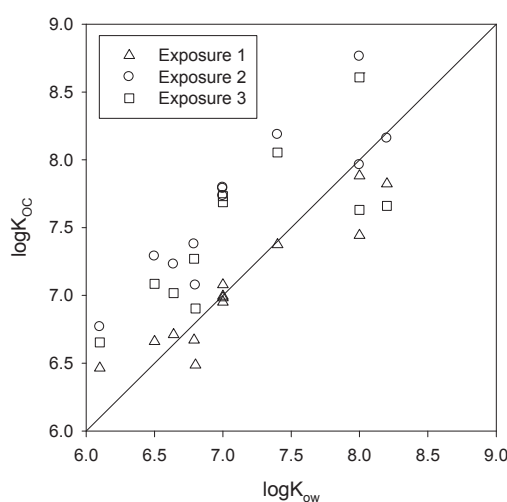


Figure 2 Logarithm of particulate organic carbon-normalised SPM-water distribution coefficients ($\log K_{POC}$) for PCDD/Fs in the Skienselva River

3.4 Mercury and methyl mercury concentrations and fluxes

Total mercury and methyl mercury concentrations (ng/L) are given in Table 7 and estimates of riverine fluxes of mercury for 2014 in Table 8.

Table 7 Mercury concentrations (ng/L) measured in the Skienselva River in 2014

Compound	Mercury concentration (ng/L)	Sampling event		
		08.05.2014*	07.08.2014**	19.09.2014**
Total mercury	Replicate 1	< 1	0.74	0.67
	Replicate 2	< 1	0.67	0.69
Methyl mercury	Replicate 1	-	0.086	0.019
	Replicate 2	-	0.020	0.015

*Total mercury analyses at Eurofins

**Total mercury and methyl mercury analyses at NIVA

Table 8 Estimates of yearly riverine fluxes of mercury for the Skienselva River

Compound	Riverine flux of Mercury
Total mercury	7.1 kg/year
Methyl mercury	0.36 kg/year

3.5 Estimates of riverine fluxes of PCDD/Fs

The riverine discharge of PCDD/Fs was calculated from the yearly average riverine discharge for 2014 and an annual average SPM content of the water from 2013 (using the Riverine input and direct discharge monitoring programme data for 2013). PCDD/F fluxes are provided in Table 9.

The procedure for calculating riverine fluxes of PCDD/Fs (freely dissolved) was the following. Daily riverine discharge data were used to calculate the volume of water that each LDPE passive sampler exposure was representative of. LDPE exposures 1, 2 and 3 were representative of 1.36 , 0.84 and 0.82×10^9 m³ of river water, respectively. Masses (mg d⁻¹) of PCDD/Fs discharged with the river were calculated for each LDPE exposures:

$$m_{LDPE\ Exp} = C_{PCDD/Fs} \times V_{water,LDPE\ Exp}$$

This calculation was undertaken for each passive sampler exposure. PCDD/F masses discharged during each LDPE passive sampler exposures were added

$$F = \frac{(m_{LDPE\ Exp\ 1} + m_{LDPE\ Exp\ 2} + m_{LDPE\ Exp\ 3})}{V_{water,LDPE\ Exp\ 1-3}} \times V_{water,2014}$$

This yields a yearly flux F (mg year⁻¹) for 2014, reported in Table 9.

For SPM-bound PCDD/Fs, we are not in possession of SPM data for the Skienselva for 2014. We are therefore using the yearly average value from the RID programme from 2013 (0.89 mg L⁻¹ of SPM). We do not know the possible relationship of SPM content with river discharge or of the PCDD/F concentrations with SPM content, river discharge, particulate organic carbon content or season. Therefore SPM-associated PCDD/F fluxes were obtained by first averaging SPM-bound PCDD/F concentrations (from the four sampling events) and then multiplying this value by the yearly discharged volume of water for 2014 and the average SPM content of the water (from 2013).

Table 9 Yearly riverine fluxes of PCDD/Fs in the Skienselva River estimated from passive sampling and high volume water sampling data

Substance	Yearly riverine fluxes (mg/year)	
	Free	Particle-bound
2,3,7,8-TCDD	2.4	2
1,2,3,7,8-PeCDD	7.8	9.9
1,2,3,4,7,8-HxCDD	< 4.2	9.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	13*	25
1,2,3,7,8,9-HxCDD	< 4.6	21
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	39	225
OCDD	77	908
2,3,7,8-TCDF	102	73
1,2,3,7,8-PeCDF	58	94
2,3,4,7,8-PeCDF	31	40
1,2,3,4,7,8-HxCDF	55	199
1,2,3,6,7,8-HxCDF	35	126
2,3,4,6,7,8-HxCDF	20*	61
1,2,3,7,8,9-HxCDF	5.6*	20
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	60	509
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	< 12	170
OCDF	54	1566

*When some data was below limits of detection, the concentration was assumed to be at the limit of detection for the calculation of fluxes

3.6 PCDD/F and mercury concentrations in the Gunneklev fjord (2015)

The results from high volume water sampling for organic contaminants (PCDD/Fs, hexachlorobenzene and octachlorostyrene) undertaken at four locations in the Gunneklev fjord (31st March 2015) are presented below (Table 10 and Table 11). Sampling for total mercury and methyl mercury (whole water and filtered) was undertaken on the 3rd March 2015. Water samples were collected and analysed with and without filtration (filtration at 0.45 µm). The concentration of dissolved and particulate-bound total mercury and methyl mercury can be deduced from these data (Table 12 and Table 13).

Table 10 SPM-bound organic contaminant concentrations in water (pg or ng/L) obtained from high volume water sampling at four locations in the Gunneklev fjord

Substance	SPM-associated concentration for PCDD/Fs (pg/L), HCB and OCS (ng/L)			
	GU SO	GU NO	GU MI 1m	GU MI 5m
2,3,7,8-TCDD	< 0.011	< 0.008	0.017	0.023
1,2,3,7,8-PeCDD	< 0.011	0.058	0.076	0.091
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.032	0.058	0.059	0.11
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.054	0.11	0.12	0.18
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.043	0.083	0.10	0.13
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.21	0.42	0.52	0.72
OCDD	0.42	0.75	0.95	1.24
2,3,7,8-TCDF	0.29	0.56	0.67	0.89
1,2,3,7,8-PeCDF	0.29	0.72	0.85	1.16
2,3,4,7,8-PeCDF	0.11	0.25	0.31	0.42
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.66	1.65	1.98	2.69
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.37	0.98	1.30	1.68
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.06	0.14	0.16	0.23
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.10	0.17	0.22	0.32
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1.37	3.24	3.86	5.66
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.48	1.27	1.49	2.25
OCDF	4.80	13.15	14.94	24.81
HCB	0.08	0.14	0.16	0.20
OCS	< 0.008	0.013	0.017	0.019

Table 11 SPM-bound organic contaminant concentrations (pg or ng/g) obtained from high volume water sampling at four locations in the Gunneklev fjord

Substance	SPM-bound concentration in water (pg/g) for PCDD/Fs, HCB and OCS (ng/g)			
	GU SO	GU NO	GU MI 1m	GU MI 5m
2,3,7,8-TCDD	< 6.3	< 12	5.6	18
1,2,3,7,8-PeCDD	< 6.3	83	25	70
1,2,3,4,7,8-HxCDD	19	83	20	82
1,2,3,6,7,8-HxCDD	32	154	39	140
1,2,3,7,8,9-HxCDD	25	118	34	100
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	126	603	174	556
OCDD	247	1075	315	954
2,3,7,8-TCDF	171	803	222	685
1,2,3,7,8-PeCDF	171	1028	284	890
2,3,4,7,8-PeCDF	63	354	104	322
1,2,3,4,7,8-HxCDF	386	2351	661	2067
1,2,3,6,7,8-HxCDF	215	1406	433	1294
2,3,4,6,7,8-HxCDF	38	201	53	176
1,2,3,7,8,9-HxCDF	57	236	73	246
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	803	4632	1288	4355
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	285	1808	498	1733
OCDF	2826	18788	4979	19084
HCB	49	201	53	157
OCS	< 5	19	5.6	15

Table 12 Whole water and filtered mercury concentrations in water at four locations in the Gunneklev fjord sampled on 3rd March 2015

Sample ID	Total Hg (ng/L)			RPD (%)*
	I	II	AVG	
GuNo	2.65	-	2.6	
GuNo filtered	-	1.21	1.2	
GuMi 1m	4.57	4.12	4.3	10.4
GuMi 1m filtered	1.47	-	1.5	
GuMi 5m	5.12	-	5.1	
GuMi 5m filtered	1.15	-	1.2	
GuSe	2.73	3.34	3.0	19.9
GuSe filtered	1.78	-	1.8	

*RPD: relative percent difference

Table 13 Whole water and filtered methyl mercury concentrations in water at four locations in the Gunneklev fjord sampled on 3rd March 2015

Sample ID	Methyl Hg (ng/L)			RPD (%)*
	I	II	AVG	
GuNo	0.041	0.033	0.04	56
GuNo filtered	0.018		0.02	
GuMi 1m	0.040		0.04	
GuMi 1m filtered	0.018		0.02	
GuMi 5m	0.026		0.03	
GuMi 5m filtered	0.018		0.02	
GuSo	0.036		0.04	
GuSo filtered	0.022	0.014	0.02	45

*RPD: relative percent difference

References

- [1] I.J. Allan, C. Harman, S.B. Ranneklev, K.V. Thomas, and M. Grung, Passive sampling for target and nontarget analyses of moderately polar and nonpolar substances in water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32 (2013) 1718-1726.
- [2] H.F.V. Braaten, H.A. de Wit, C. Harman, U. Hageström, and T. Larssen, Effects of sample preservation and storage on mercury speciation in natural stream water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 94 (2014) 381-384.
- [3] K. Booij, and F. Smedes, An Improved Method for Estimating in Situ Sampling Rates of Nonpolar Passive Samplers. *Environmental Science & Technology* 44 (2010) 6789-6794.
- [4] K. Booij, H.E. Hofmans, C.V. Fischer, and E.M. Van Weerlee, Temperature-dependent uptake rates of nonpolar organic compounds by semipermeable membrane devices and low-density polyethylene membranes. *Environmental Science & Technology* 37 (2003) 361-366.
- [5] F. Smedes, R.W. Geertsma, T. van der Zande, and K. Booij, Polymer-Water Partition Coefficients of Hydrophobic Compounds for Passive Sampling: Application of Cosolvent Models for Validation. *Environmental Science & Technology* 43 (2009) 7047-7054.
- [6] G. Cornelissen, D. Broman, and K. Næs, Freely dissolved PCDD/F concentrations in the Frierfjord, Norway: comparing equilibrium passive sampling with “active” water sampling. *Journal of Soils and Sediments* 10 (2010) 162-171.
- [7] I. Allan, M. Schaanning, and B. Beylich, Dioxins associated with suspended particulate matter-in the Grenlandsfjords (Norway). (2011).

Vedlegg E. Grunnlag for kostnadsberegning av foreslåtte tiltak

Espen Eek, NGI

Vegetasjonsområdet		Areal (m2):		85 000		Tiltak:		AC-behandling		
Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy	Antall	Pris lav	Pris høy				
Mobilisering, demobilisering og drift*	RS	2 000 000	5 000 000	1	2 000 000	5 000 000				
Innkjøp av AC (2-4kg/m2)	t	8000	16000	170-340	1 360 000	5 440 000				
Innkjøp og utlegging av 0,05 m ³ bærematerial /m2)	m ³	150	300	4 250	637 500	1 275 000				
Overvåkning under tiltak**	RS	226 667	453 333	1	226 667	453 333				
Overvåkning etter tiltak**	RS	113 333	226 667	3	340 000	680 000				
				Sum	4 564 167	12 848 333				

Småbåthavn		Areal (m2):		15 000		Tiltak: Mudring og isolasjonstildekking				
Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy	Antall	Pris lav	Pris høy				
Rydding klargjøring av sjøbunn for mudring	m ²	10	20	15 000	150 000	300 000				
Mobilisering, demobilisering og drift mudring	RS	2 500 000	5 000 000	1	2 500 000	5 000 000				
Mudring 150 cm sjøbunn	m ³	250	650	22 500	5 625 000	14 625 000				
Levering av mudrede masser til NOAH Langøya	t	250	1 000	24 750	6 187 500	24 750 000				
Mobilisering, demobilisering og drift tildekking*	RS	2 000 000	5 000 000	1	2 000 000	5 000 000				
Innkjøp og utlegging av 35 cm tildekkingsmateriale	m ³	150	300	5 250	787 500	1 575 000				
Innkjøp og utlegging av støttefyllinger	m ³	150	300	0	0	0				
Innkjøp og utlegging av stabiliserende lag	m ³	150	300	0	0	0				
Overvåkning under tiltak **	RS	100 000	320 000	1	100 000	320 000				
Overvåkning etter tiltak **	RS	20 000	40 000	3	60 000	120 000				
				Sum	17 410 000	51 690 000				

Hovedbasseng uten om de bratteste området		Areal (m2):		345 000		Tiltak:		AC-behandling		
Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy	Antall	Pris lav	Pris høy				
Mobilisering, demobilisering og drift	RS	4 500 000	10 000 000	1	4 500 000	10 000 000				
Innkjøp av tildekkingsmateriale (2-4kg/m2)	t	8000	16000	690-1380	5 520 000	22 080 000				
Innkjøp og utlegging av bærematerial	m ³	150	300	17 250	2 587 500	5 175 000				
Overvåkning under tiltak**	RS	920 000	1 840 000	1	920 000	1 840 000				
Overvåkning etter tiltak **	RS	460 000	920 000	3	1 380 000	2 760 000				
				Sum	14 907 500	41 855 000				

Dypområdet i Hovedbasseng		Areal (m2):		40 000		Tiltak:		AC-behandling		
Beskrivelse	Enhet	Enhetspris lav	Enhetspris høy	Antall	Pris lav	Pris høy				
Mobilisering, demobilisering og drift***	RS	0	5 000 000	1	0	5 000 000				
Innkjøp av tildekkingsmateriale (2-4kg/m2)	t	8000	16000	80-160	640 000	2 560 000				
Innkjøp og utlegging av bærematerial****	m ³	150	300	0	0	0				
Overvåkning under tiltak	RS	106 667	213 333	1	106 667	213 333				
Overvåkning etter tiltak	RS	53 333	106 667	3	160 000	320 000				
				Sum	906 667	8 093 333				

*Mobiliseringen redusert pga lite areal

**Overvåkningskostnader er fordelt på de ulike delområdene ut i fra arealet i deleområdene.

***Lav enhetspris forutsetter mobilisering samtidig som for tiltak i vegetasjonsområdet

****Det er her antatt at kullet legges ut uten bærematerial eller erosjonsbeskyttelse og at det derfor ikke er nødvendig med støttefyllinger.

Detaljprosjektering kan vise at det likevel er behov for dette

Underlag for beslutning om tiltak i Gunneklevfjorden

Kostnadsestimater for anbefalt tiltak alternativ 1

Dokumentnr.
20120820-03-R

Figurnr.

XXX

Dato

09.11.2015

Tegnet av

XXX



NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no