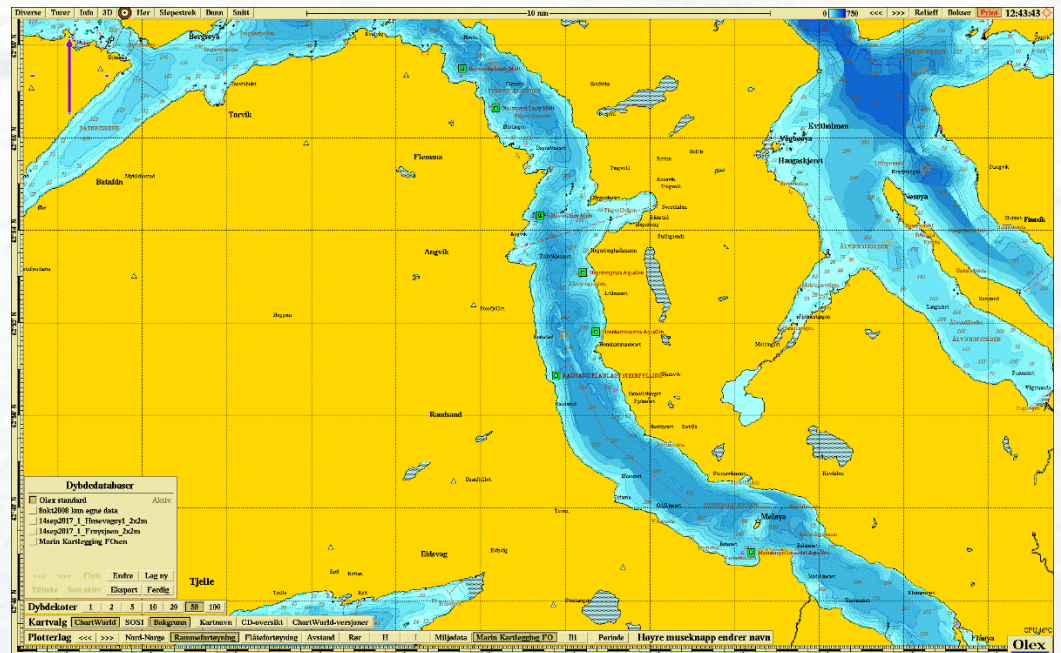


Etablering av steinfylling ved Raudsand i Tingvollfjorden:
Spredningsmodellering og vurdering av konsekvenser for
oppdrettsanlegg



Forsidebilde: Kart over Tingvollfjorden. Kartkilde: Olex.

Akvaplan-niva AS

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur

Org.nr: NO 937 375 158 MVA

Pirsenteret, Trondheim

7010 Trondheim

Tlf: +47, Fax: +47

www.akvaplan.niva.no

**Rapporttittel / Report title**

Etablering av steinfylling ved Raudsand i Tingvollfjorden:
Spredningsmodellering og vurdering av konsekvenser for oppdrettsanlegg.

Forfatter(e) / Author(s)

Frank Gaardsted
Gjermund Bahr
Ole Anders Nøst

Akvaplan-niva rapport nr / report no

0027 - 60135

Dato / Date

17.04.2018

Antall sider / No. of pages

31 + 4

Distribusjon / Distribution

Offentlig

Oppdragsgiver / Client

Bergmesteren Raudsand AS

Oppdragsg. referanse / Client's reference

Keith Roebuck

Sammendrag / Summary

Som en del av planleggingsarbeidet med mulig etablering av kai og mottaksanlegg for uorganisk farlig avfall ved Raudsand, er det utført modellberegninger av spredning og fortynning av oppvirklede sedimenter ved dumping av steinmasser i området. Miljørisiko for nærliggende oppdrettsanlegg er vurdert. Det er fokusert på de fineste sedimentene i utfyllingsområdet. De største usikkerhetene i beregningene er knyttet til estimering av utgangskonsentrasjonen i utfyllingsområdet. Dersom det er behov for å øke presisjonen i resultatene bør man fokusere på dette.

Modellstudien viser at påvirkningen på oppdrettslokalitetene av partikler og miljøgift i form av kobber vil være liten. I henhold til etablert miljøklassifisering for suspendert stoff vil tilstanden på lokalitetene klassifiseres som 1 "meget god", og for konsentrasjoner av kobber til 1 "bakgrunn", og 2 "God" i perioder med eksponering. Den høyeste modellerte partikkelkonsentrasjonen er på 1,4 mg/l. Litteraturen gir ingen eksempel på at så lave konsentrasjoner har ført til akutt dødelighet hos fisk. Det er verdt å merke seg at de beregnede verdiene ikke er konstante verdier, og at de for det meste vil være langt lavere. I tillegg har denne studien brukt meget konservative inngangsdata for å vurdere om det kan oppstå mulige negative effekter («worst case»).

Partikkelkonsentrasjonene som er beregnet for Tingvollfjorden, kan ikke redusere fiskens velferd på grunn av stress og redusert sykdomsresistens. Til dette er konsentrasjonene for små.

Effekter på grunn av forhøyede verdier av kopper er også lite sannsynlig ut fra de verdiene man kommer frem til i denne beregningen.

Prosjektleder / Project manager

Handwritten signature of Ole Anders Nøst in blue ink.

Ole Anders Nøst

Kvalitetskontroll / Quality control

Handwritten signature of Anne Tårånd Aasen in blue ink.

Anne Tårånd Aasen

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 INNLEDNING	3
2 METODIKK	5
2.1 Strømmodellering	5
2.1.1 Inngangsdata til hydrodynamisk modellering	5
2.2 Sedimentmodellering	7
2.2.1 Beregning av utgangskonsentrasjon	8
Resultater	10
2.2.2 Strøm	10
2.2.3 Spredning av sedimenter	11
2.3 Oppsummering	20
3 VURDERING AV EKSPONERING AV OPPDRETTSLOKALITETENE	21
3.1 Oppdrettslokaliteter i Tingvollfjorden	21
3.2 Driftsplaner for lokalitetene	21
3.3 Miljøgifter i gammel fylling/utslipp	22
3.3.1 Grenseverdier og klassifisering i vann	23
3.4 Effekter på lokalitetene	24
3.4.1 Konsentrasjon på oppdrettsanlegg	24
3.4.2 Diskusjon	24
3.4.3 Oppsummering	29
4 AVSLUTTENDE KOMMENTARER OG KONKLUSJON	30
5 REFERANSER	31
VEDLEGG 1	33
NorKyst-800	33
Sammenligning modell/målinger	34

Forord

Akvaplan-niva AS har på oppdrag fra Bergmesteren Raudsand (BMR) gjennomført modellering av vannstrøm og vurdering rundt partikkeltransport ved etablering av steinfylling på Raudsand i Tingvollfjorden i Møre og Romsdal. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Keith Roebuck, HMS-leder BMR. Prosjektleder hos Akvaplan-niva AS har vært Ole Anders Nøst. Rapport er utarbeidet av Gjermund Bahr, Frank Gaardsted og Ole Anders Nøst. Anne Tårånd Aasen har stått for kvalitetssikring. Akvaplan-niva AS takker Bergmesteren Raudsand for oppdraget.

Akvaplan-niva AS vil også takke Jøran Skår ved Lerøy Midt AS og Tore Mjelde ved AquaGen AS for tilgang på strømmålinger og driftsinformasjon ved lokalitetene.

Ole Anders Nøst

Trondheim, 18.4.2018

1 Innledning

Denne rapporten er utarbeidet med bakgrunn i at Sjømat Norge etterlyste mer informasjon om mulige effekter fra BMRs anleggsfase på oppdrettsanleggene i fjorden, utover det som står beskrevet i konsekvensutredningen.

En utfylling i sjø påvirker natur og miljø på ulike måter ved anlegg og i driftsfasen. Selve dumping av stein i sjø medfører støy, vibrasjoner og rystelser. Dette er kortvarige påvirkninger som opphører umiddelbart etter at dumping av stein opphører. Ved utfyllingen omdannes marint habitat til landområde, noe som er en ny, permanent tilstand. Dumping av stein kan også medføre oppvirvling av sediment når steinmassene treffer bunnen og dermed føre til økt turbiditet i nærliggende vannmasser. Nitrogenforbindelser fra sprengstoff vil kunne ha en eutrofierende (vekststimulerende) virkning på planktoniske og sessile alger i nærområdet, og fine partikler vil kunne ha en irriterende effekt på respirasjonsorganer hos marine organismer, eksempelvis fisk.

Det er effekten av fine partikler (oppvirvling av sedimenter) på oppdrettsfisken vi ønsker å belyse med denne undersøkelsen. Den planlagte fyllingen skal etableres i et område der det tidligere er avsetninger med materiale fra gruvevirksomhet og gjenvinning av aluminium. Dette laget med partikler er opp mot 1 meter tykt. Oppå dette laget skal det etableres en steinfylling. Det er planlagt å stabilisere slamlaget med å dumpe steinblokker som er ca. to ganger to meter. Til dette skal det brukes lekre som laster 1500 tonn med stein. Dette steinlasset dumpes på den gamle fyllingen, og vil penetrere og stabilisere denne. Prosessen gjentas helt til den gamle sjøbunnen er dekket med stein. Stabiliseringen av den gamle fyllingen vil virvle opp fine partikler i vannmassene.

Selve utfyllingsprosessen vil ta om lag 1,5 år, dvs. 18 måneder fra start til ferdig oppfylling. Det representerer ca. 330 arbeidsdager hvis hele perioden benyttes. Utfyllingsvolumet er på ca. 5 mill. tonn. Steinmassene kommer fra utsprenging i dagen (ca. 2,5 mill tonn) og fra tunneller og to stk. fjellhaller (2,5 mill tonn). Plassering av steinmasser med lekter vil skje fra kote -4 til kote -170.

Tingvollfjorden er resipient for 6 oppdrettslokaliteter som benyttes av henholdsvis Lerøy Midt AS og AquaGen AS. Det er derfor gjennomført en modellering av vanntransport med oppvirvlede finpartikler i det aktuelle området. Dette gjøres for å vurdere mulighetene for at partikler fra steindumping vil kunne nå frem til oppdrettslokalitetene, og i hvilke konsentrasjoner.

Rapporten består av to deler:

1. Modellering av spredning av sedimenter i forbindelse med utfylling. Hovedmålet med dette arbeidet har vært å beregne spredning og fortynning til de fineste sedimentene i dumpeområdet, spesielt med tanke på fare for spredning til nærliggende oppdrettsanlegg. Metodikken og resultatene fra dette arbeidet er presentert i Kapittel 2.
2. Basert på resultatene under pkt.1, samt annet bakgrunnsmateriale, gis det en vurdering av partikkel/miljøgift-eksponering på oppdrettslokalitetene i Kapittel 3.

2 Metodikk

2.1 Strømmodellering

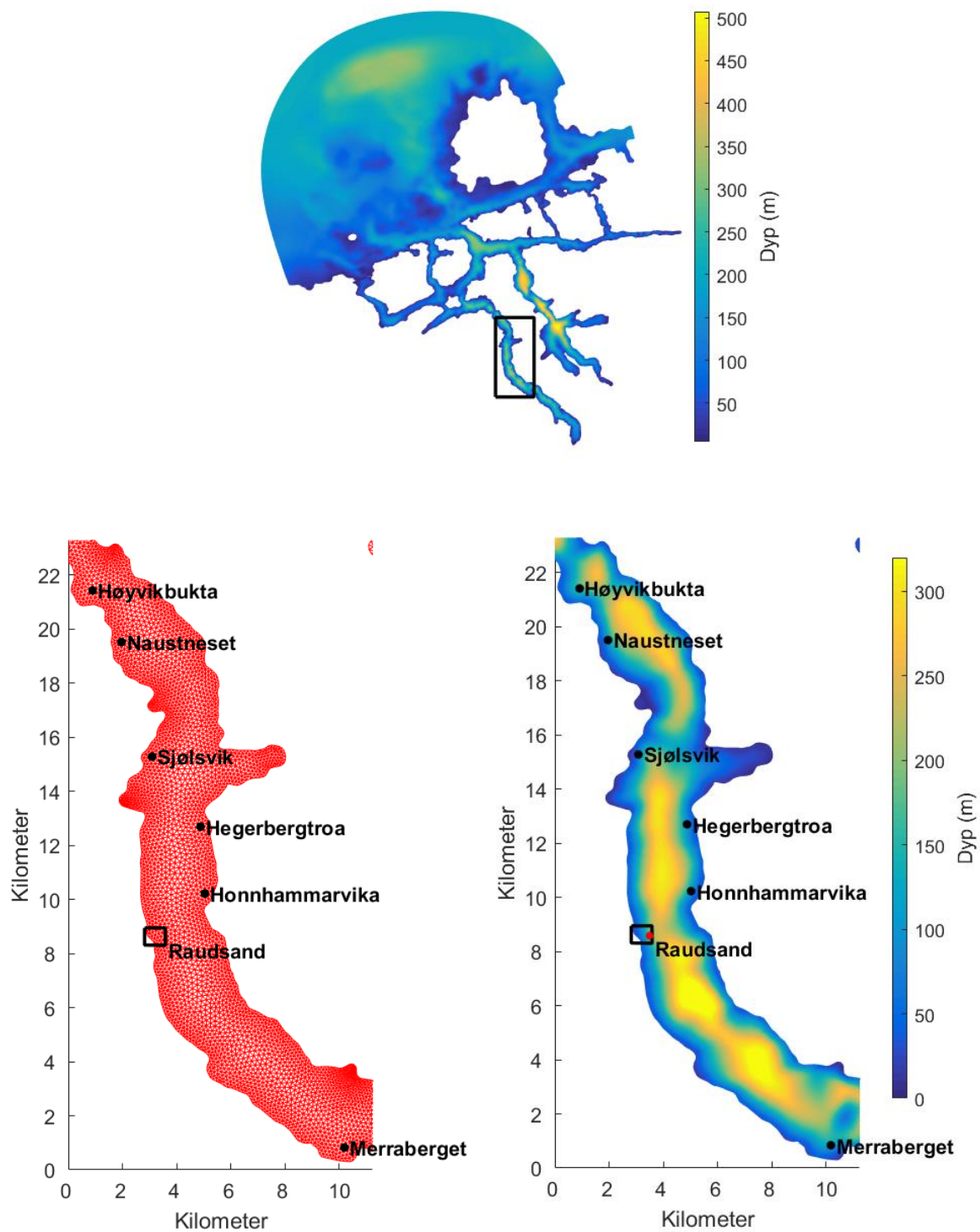
Beregning av strømsirkulasjonen i Tingvollfjorden er utført med modellen FVCOM (The unstructured grid Finite Volume Community Ocean Model, Chen m.fl. 2013). FVCOM er utviklet ved The Marine Ecosystem Dynamics Modeling Laboratory ved University of Massachusetts-Dartmouth (USA) og er spesielt godt egnet til å simulere strøm i områder med irregulær og komplisert kystlinje. Grunnen til dette er at FVCOM er en ustrukturert-grid modell som tillater at man varierer avstanden mellom modellens beregningspunkter (oppløsning) fra område til område i modelldomenet. For å produsere gode resultater trengs det for eksempel mye høyere oppløsning (kort avstand mellom beregningspunkter) i smale deler av en fjord enn på åpent hav der lavere oppløsning (stor avstand mellom beregningspunkter) kan være akseptabelt.

Selv om det i dette tilfellet er knyttet mest interesse til strømsirkulasjonen rundt Raudsand inne i Tingvollfjorden er det nødvendig å ta utgangspunkt i modellering av et betydelig større område for å sikre at storskalafenomener i havet utenfor forplanter seg riktig inn mot interesseområdet. Dette gjelder både vannmassenes egenskaper (saltholdighet og temperatur) og tidevann. Modellområdet som er brukt i dette prosjektet er vist i Figur 1. Oppløsningen varierte fra ca. 100 m i interesseområdet til ca. 800 m i havområdet i ytterste del av modellområdet. Modellen hadde 10 vertikale lag.

Modellen ble kjørt for perioden fra oktober 2013 til november 2014. Dette tidsrommet er valgt fordi vi har driverdata for modell tilgjengelig, og vi antar at simuleringer av spredning innenfor dette tidsrommet vil gi et generelt bilde av hvordan et utslipp vil spre seg i fjorden. Spredning av sedimenter ble inkludert fra og med januar 2014 (se Kapittel 2.2). En vurdering av kvaliteten på de hydrodynamiske modelldataene er gitt i Vedlegg 1.

2.1.1 Inngangsdata til hydrodynamisk modellering

- Bunndata er hentet fra Statens kartverk, Sjøkartverket.
- Initialbetingelser, samt randbetingelser (saltholdighet, temperatur, vannstandsvariasjon) er tatt fra en større hydrodynamisk simulering med modellsystemet NorKyst-800 (se Vedlegg 1)
- Atmosfæriske drivkrefter er hentet fra samme database som de atmosfæriske drivkreftene som brukes i NorKyst-800 oppsettet
- Elveavrenningsdata er hentet fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).



Figur 1. Modellområde. **Øverst:** Hele modellområdet. Fargene illustrerer bunndypet i modellen og firkanten markerer hovedinteresseområdet ved Raudsand. **Nederst:** Utsnitt av modellområde for området rundt Raudsand (markert med firkant i øverste figur). Den nederste figuren til venstre viser griddet, mens fargene i figuren til høyre illustrerer bunndypet. Firkanten sentralt i figuren (ved Raudsand) markerer dumpeområdet. Den røde prikken i dumpeområdet markerer posisjonen som det presenteres strømrresultater fra i Kapittel 2.2.2. Posisjonen til de seks oppdrettslokalitetene som det beregnes spredning til er markert med svart prikk og navn.

2.2 Sedimentmodellering

For å simulere spredning av sedimenter kobles de hydrodynamiske simuleringene (Kapittel 2.1) opp mot en egenutviklet sedimentmodell ved hjelp av FABM (Framework for Aquatic Biochemical Models, Bruggeman og Bolding, 2014). Denne beregningen er integrert i de hydrodynamiske simuleringene og blir utført samtidig. I praksis vil dette si at sedimentene modelleres som et sporstoff som blir transportert med strømmene i vannet. Mange ulike sporstoffer kan inkluderes i samme simulering, og ved å gi disse ulike egenskaper (f.eks. synkehastighet) og startposisjon (f.eks. ulike startdyp langs skråningen ved Raudsand) kan én simulering gi informasjon om en rekke ulike spredningsscenarier.

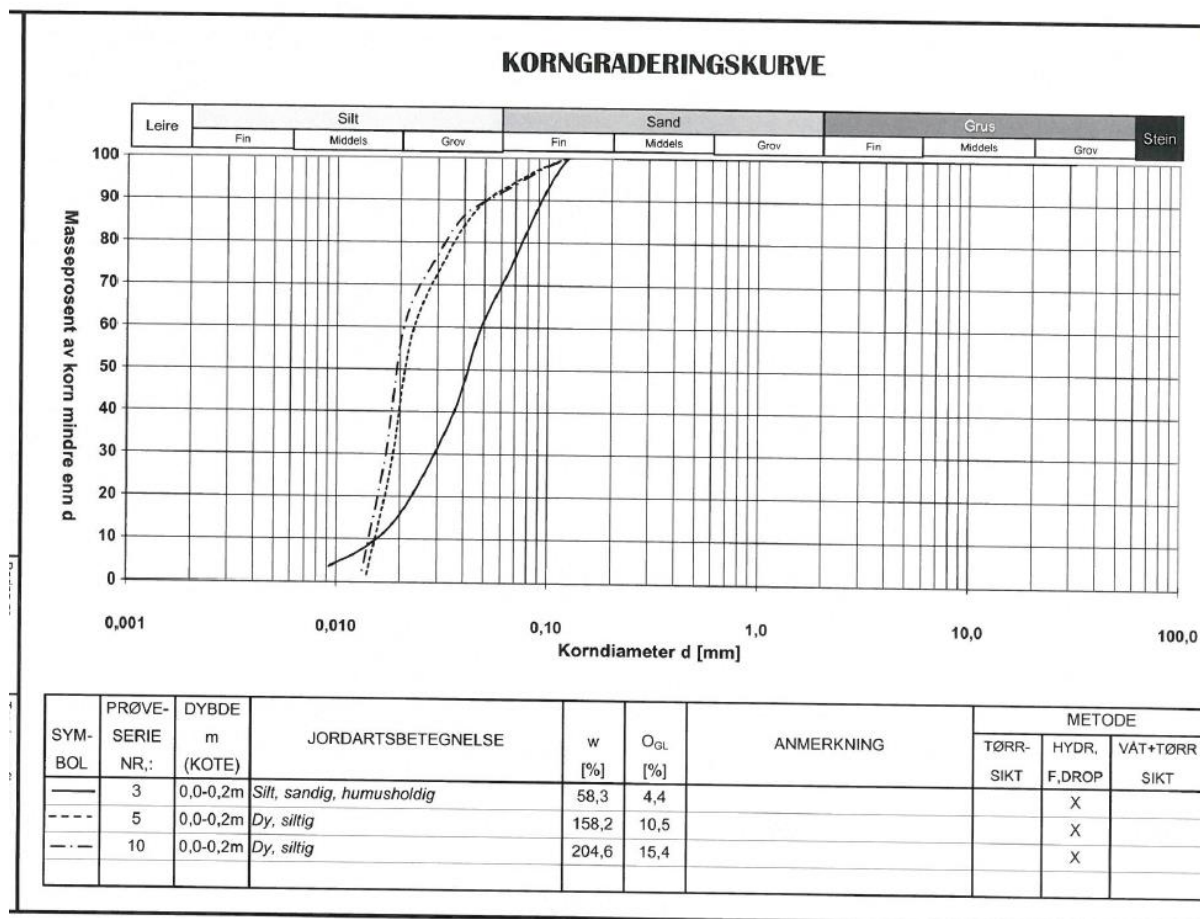
I praksis er det ofte graden av detaljkunnskap om egenskapene til sedimentene som legger begrensninger på hvor detaljert kunnskap man kan få gjennom modellering. Dette er til en viss grad også tilfellet når det gjelder spredning ved dumping ved Raudsand. Usikkerheten er primært knyttet til selve oppvirvlingsprosessen, dvs. mengden bunnsedimenter som suspenderes i vannsøylen idet dumpemassen treffer bunnen. Denne prosessen bestemmer starttilstanden (konsentrasjonen av suspendert sediment) før selve spredningen begynner og er dermed kritisk for å beregne den etterfølgende spredningen og konsentrasjon av sedimenter i vannsøylen.

En ytterligere kompliserende faktor er at dumping vil foregå over en ca. 18 måneder lang tidsperiode og sannsynligvis med varierende intensitet, noe som gjør det vanskelig å simulere tidsforløpet nøyaktig.

På grunn av disse usikkerhetsmomentene er det foretatt visse forenklinger med hensyn på sedimentene i modellen:

1. Det er kun modellert for de fineste kornstørrelsene (middels silt, Figur 2). Disse har lavere synkehastighet enn større sedimenter og vil derfor transporteres lengre. Det vil si at med tanke på romlig spredning, kan man se på resultatene som et "worst case". En betydelig andel av oppvirvlede (tyngre) masser vil spres kortere enn det som presenteres her.
2. Selve oppvirvlingsprosessen på grunn av dumping er ikke implementert i modellen. Det antas i stedet at de fine sedimentene virvles opp slik at de er jevnt fordelt i vannet opp til 20 meter over bunnen. Estimering av utgangskonsentrasjonen av oppvirvlet masse er beskrevet nærmere i kapittel 2.2.1.

På grunn av variasjon i strømmen over tid vil ikke spredningsmønsteret være det samme uavhengig av starttidspunkt. Det er derfor en viss tilfeldighet i hvilken retning et enkelt utslipp vil ta. Vi har simulert 44 enkeltutslipp og vurderer maksimal konsentrasjon over de simulerte utslippene. De 44 utslippene er fordelt over perioden fra januar til november 2014. Dumpeområdet er markert med firkant i Figur 1. For å ha mulighet til å skille mellom spredning fra ulike dyp er fire separate sporstoff med i hver simulering (Tabell 1). Disse fire sporstoffene har samme karakteristikk men forskjellig startdyp i modellen (se Tabell 1) som representerer oppvirvling fra forskjellige dyp. Modellen lagrer sedimentkonsentrasjoner over tid for alle gridpunktene i modellen. I presentasjonen av resultatene fokuserer vi på sedimentkonsentrasjonene som registreres på de nærliggende oppdrettslokalitetene.



Figur 2. Korngraderingskurver fra dumpeområdet. Kilde: Multiconsult (2017 a).

2.2.1 Beregning av utgangskonsentrasjon

Modelleringen beskrevet i forrige kapittel beregner spredning og konsentrasjon av suspendert sediment relativt til en utgangskonsentrasjon. I prinsippet kan man bruke en vilkårlig verdi som ikke nødvendigvis tilsvarer en realistisk utgangskonsentrasjon, men man må da være klar over at de beregnede konsentrasjonene ikke forteller noe om faktiske konsentrasjoner, men kun om graden av fortykning. Dette vil i seg selv kunne være nyttig informasjon i mange sammenhenger, men ettersom det i dette tilfellet er ønskelig å sammenligne de beregnede verdiene med konkrete tilstandsklassifiseringsverdier, har vi forsøkt å estimere en utgangskonsentrasjon basert på enkle overslagsberegninger og antakelser.

Lekterne som vil bli benyttet til dumping av masse har et areal på 280 m² og kan ta en maks last på 900 m³ (Pers. med.). Vi vurderer spredning som resulterer fra dumping av et enkelt lass. Dumpemassen vil spre seg noe utover på vei ned i dypet, og vi antar at et lass vil dekke et areal på 500 m². På bunn er det et sedimentlag som er ca. 1 meter tykt som ligger over et morenelag (Multiconsult 2017b). Gitt volumet på et lass (900 m³) og arealet det spres utover (500 m²) vil tykkelsen til den dumpede massen være ca. 1 meter større enn det opprinnelige sedimentlaget. Dette vil trolig virke noe hemmende på oppvirvlingen.

For beregning av utgangskonsentrasjoner antar vi at de øverste 10 cm av sedimentlaget på de 500 m² blir virvlet opp og jevnt fordelt til 20 meter over bunn. Om vi setter tettheten til sedimentene til 1500 kg/m³, så tilsvarer dette oppvirvling av 75 tonn sedimenter per dumpelass. Ved å dele denne massen på et utslippsvolum får vi utgangskonsentrasjonen.

Estimatet av massen sedimenter oppvirvlet av et dumpelass har stor usikkerhet. Vi har derfor valgt å legge oss på den konservative siden. Blant annet har vi sett bort fra innhold av vann i sedimentene, som ifølge Multiconsult (2017c) er nær 50% i utfyllingsområdet. Hvis vi tar hensyn til dette vil de øverste 10cm kun inneholde 37.5 tonn sedimenter. Vi har også antatt at de 10 øverste cm kun inneholder finkornet sediment, som har potensiale til å spres langt med strømmingene i fjorden. Vi vil diskutere effekten av disse antagelsene til slutt, etter at konsentrasjoner av kopper og partikler på oppdrettsanlegg er beregnet.

Vi har delt dumpeområdet inn i fire delområder basert på dyp. Dette gir et utslippsareal som vist i Tabell 1. Da vi antar at sedimentene blir jevnt fordelt til 20 meter over bunn, vil utslippsvolumet være lik utslippsarealet multiplisert med 20. Utgangskonsentrasjonene som resulterer i å blande den oppvirvlede masses jevnt over utslippsvolumet er gitt i Tabell 1. Utslippskonsentrasjonene varierer mellom de fire dumpingsdypene i henhold til utslippsarealet. Den totale mengden sedimenter er derimot likt for alle fire sporstoffene.

En konsekvens av hvordan vi slipper ut sedimentene i modellen er at utslippsarealet er betydelig større enn arealet som er påvirket av en dumpehendelse. Dette er gjort fordi modellen, med oppløsning på ca. 100 m, ikke er egnet til å simulere sirkulasjon og blandingsprosesser umiddelbart etter dumping.

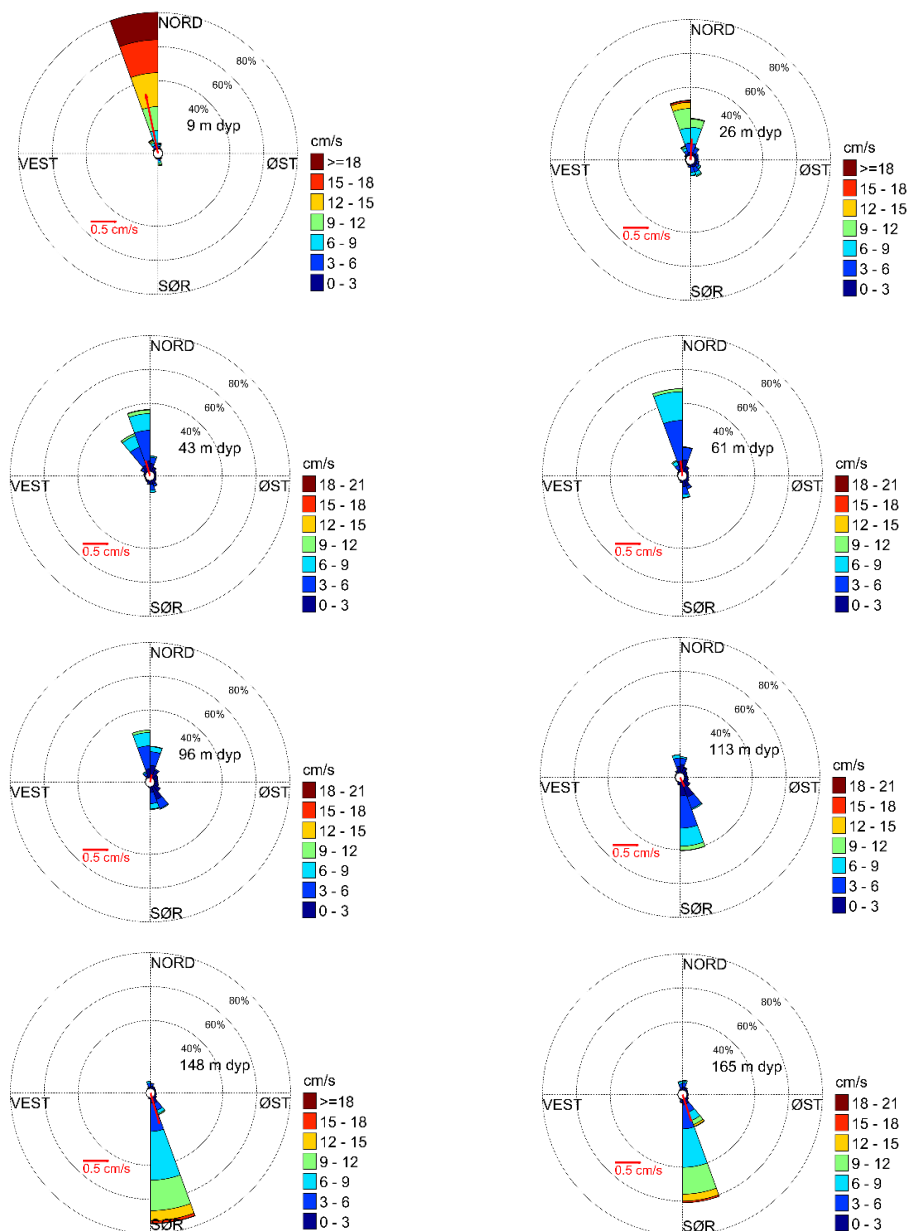
Tabell 1. Sedimentegenskaper. Fire ulike sedimentklasser er inkludert i modellen (S1 – S4). Alle sedimentklassene er jevnt fordelt fra bunnen og opp til ca. 20 m over bunnen, men vi skiller mellom fire ulike bunndyp (dumpingsdyp). Synkehastighet er basert på korndiameter 0.010 mm (middels silt) og beregnet i henhold til Soulsby (1997).

Sporstoff	Dumpingsdyp	Utslippsareal	Synkehastighet	Utgangskonsentrasjon
S1	< 30 m	11024 m ²	5 m/dag	340 mg/l
S2	30 – 60 m	67164 m ²	5 m/dag	56 mg/l
S3	60 – 120 m	124556 m ²	5 m/dag	30 mg/l
S4	120 – 180 m	97090 m ²	5 m/dag	39 mg/l

Resultater

2.2.2 Strøm

Strømmen i modellområdet vil i stor grad reflekteres i spredningsresultatene og diskuteres ikke i detalj her. Det er likevel nyttig å se på et eksempel fra selve dumpeområdet ettersom det bestemmer spredningen i den første fasen (Figur 3).

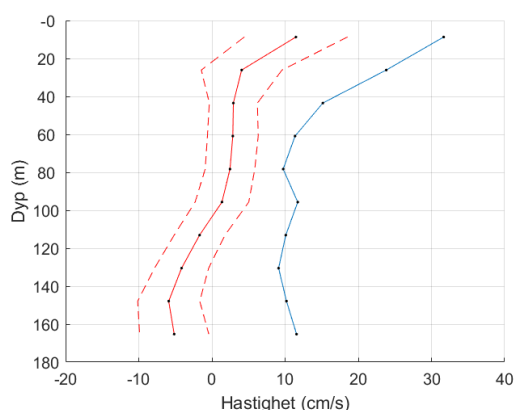


Figur 3. Strømroser basert på statistikk fra modellresultater fra perioden januar 2014 – nov 2014(årstall?). Dataene er tatt fra en posisjon i dumpeområdet (rød prikk i Figur 1). Totallengden på sektorene indikerer andel målinger (%) i respektive retninger i løpet av måleperioden. Lengden på hvert fargesegment i hver sektor bestemmer videre den relative andelen av målinger med korresponderende strømstyrke (se fargeskala) innenfor hver enkelt sektor. For eksempel, jo mer blå farge i en sektor, desto

mer strøm med styrke 3 – 6 cm/s i den sektoren. Rød pil indikerer størrelse og retning på middelstrømmen. Skaleringspil (0.5 cm/s mot øst) er vist i nede til venstre i hver figur.

Strømmen i modellen i dumpeområdet var dominert av to hovedstrømretninger, utover i fjorden eller innover i fjorden. Netto vanntransport i alle dyp var imidlertid ikke den samme. Det var en nettotransport ut fjorden i øvre lag, svak total nettotransport i midtre lag, og nettotransport inn fjorden i nedre lag av modellen. En mulig forklaring er at dette er estuarin sirkulasjon. Dette sirkulasjonsmønsteret er forholdsvis vanlig i fjorder med mye ferskvannstilførsel fra elver. Ferskvann som blir tilført innerst i fjorden strømmer utover og river med seg noe vann fra laget under. Dette fører til en returstrøm innover i dypere vannlag. Disse resultatene er oppsummert i Figur 4.

Etter hvert som sedimentene spres og synker, og avstanden til dumpeområdet øker, vil ikke dette vertikaleprofilen nødvendigvis være helt representativt, men denne sirkulasjon er i dette tilfellet en viktig komponent av sirkulasjonsmønsteret i området rundt Raudsand. Dette vil si at oppvirvling på grunt vann (< ca. 60 m) vil i middel ha en tendens til å transporteres utover i fjorden i den første spredningsfasen, mens oppvirvling på dypere vann (> ca. 100 m) vil i middel ha en tendens til å transporteres innover i fjorden.



Figur 4. Vertikalprofil av modellert nord-sør komponent av strømmen fra dumpeområdet (rød prikk i Figur 1). Rød heltrukken linje viser middelhastigheten i ulike dyp, og røde stiplede linjer viser +/- ett standardavvik av hastigheten i nord-sør retning. Positive verdier betyr strøm ut fjorden og negative verdier betyr strøm inn fjorden. Den blå kurven viser maksimal strømstyrke i nord-sør retning uavhengig av retning.

2.2.3 Spredning av sedimenter

Etter hvert som simuleringene skrider frem og sedimentene spres med strømmen reduseres konsentrasjonen raskt på grunn av fortynning (innblanding av vann med lavere eller ingen sedimenter). Her begrenser vi oss til å se på resultater fra de øverste 30 m av vannsøylen på de seks oppdrettslokalitetene markert i Figur 1. Tallene er gitt som konsentrasjon (mg/l). Tabell 2 viser statistiske verdier basert på maksimumsverdien for hvert dumpingsdyp i hver av de 44 simuleringene.

Sedimenter fra dumpeområdet ble spredd til alle oppdrettslokalitetene, og maksimalverdiene varierte fra en konsentrasjon på 0.2 mg/l på Merraberget til 1.41 mg/l på Sjølsvik. Høyeste

konsentrasjon på Merraberget ble registrert ved spredning fra dumpingsdyp på 120 – 180 m (S4), mens de andre lokalitetene registrerte høyeste konsentrasjon ved spredning fra det grunneste dumpingsdypet (S1).

Tabell 2. Statistikk basert på maksimumsverdier av sedimentkonsentrasjon (mg/l) fra de 44 simuleringene. Kun data fra de øverste 30 m på hvert anlegg er tatt med. Maksimumsverdi (Maks), minimumsverdi (Min) og median (Med) er oppgitt for hvert av dumpingsdypene. Medianen er den midterste verdien når alle de 44 maksimumsverdiene fra de ulike simuleringen sorteres i stigende rekkefølge. Medianen er derfor et sentralitetsmål: halvparten av verdiene er lavere enn medianen og halvparten er høyere. Den alt i alt største verdien for hver lokalitet er markert med grønt.

	S1 (< 30 m)			S2 (30 – 60 m)			S3 (60 – 120 m)			S4 (120 – 180 m)		
	Maks	Min	Med	Maks	Min	Med	Maks	Min	Med	Maks	Min	Med
Merraberget	0.06	< 0.01	0.02	0.09	< 0.01	0.02	0.15	0.01	0.03	0.20	< 0.01	0.06
Honnhammarvika	0.30	< 0.01	0.01	0.11	< 0.01	< 0.01	0.04	< 0.01	< 0.01	0.02	< 0.01	< 0.01
Hegerbergtrøa	0.99	< 0.01	0.01	0.83	< 0.01	< 0.01	0.4	< 0.01	< 0.01	0.08	< 0.01	< 0.01
Sjølsvik	1.41	0.02	0.46	0.43	< 0.01	0.1	0.12	< 0.01	0.02	0.13	< 0.01	0.01
Høyvikbukta	0.39	< 0.01	0.11	0.21	< 0.01	0.03	0.10	< 0.01	0.01	0.05	< 0.01	0.01
Naustneset	0.83	< 0.01	0.13	0.47	< 0.01	0.03	0.17	< 0.01	0.01	0.07	< 0.01	0.01

For alle lokalitetene var den minste maksimumskonsentrasjon (min-verdier i Tabell 2) mye lavere enn maksimumsverdiene for spredning fra samme dyp. For spredning fra dumpingsdyp < 30 m (S1) var forholdet mellom høyeste og laveste verdi på Sjølsvik for eksempel større enn 71 (1.41/0.02), og for spredning fra største dumpingsdyp (S4) var forholdet større enn 20 (0.2/0.01) på Merraberget. Dette betyr at graden av eksponering er sterkt avhengig av variasjonen i strømfeltet; samme startsituasjon vil utvikle seg svært ulikt ved ulike strømforhold.

Denne variabiliteten i eksponeringsgrad er vist i mer detalj for hver lokalitet i Figur 5 - Figur 10.

Merraberget

Figur 5 viser maksimumskonsentrasjonen for alle simuleringene i de øverste 30 m over simuleringsperioden som registrert på Merraberget.

Registrert maksimumskonsentrasjon: 0.20 mg/l.

Som eneste lokalitet registrerte Merraberget høyeste konsentrasjoner ved spredning fra dypere vannlag (S3 og S4). Simuleringer nesten helt uten registrering av sedimenter forekom (for eksempel simulering nr. 7), men konsentrasjoner opp mot maksimalverdien var likevel forholdsvis vanlig. I alle simuleringene tok det mer enn 24 timer før sedimentene nådde lokaliteten. Varigheten på eksponeringen varierte, men vedvarende forhøyede konsentrasjoner ble registrert over flere dager.

Honnhammarvika

Figur 6 viser maksimumskonsentrasjonen for alle simuleringene i de øverste 30 m over simuleringsperioden som registrert på Honnhammarvika.

Registrert maksimumskonsentrasjon: 0.30 mg/l.

Lokaliteten registrerte høyeste konsentrasjoner ved spredning fra <30 m (S1). Konsentrasjoner opp mot maksimumskonsentrasjonen var svært uvanlig og forekom bare i én av de 44 simuleringene.

Hegerbergtrøa

Figur 7 viser maksimumskonsentrasjonen for alle simuleringene i de øverste 30 m over simuleringsperioden som registrert på Hegerbergtrøa.

Registrert maksimumskonsentrasjon: 0.99 mg/l.

Lokaliteten registrerte høyeste konsentrasjoner ved spredning fra <30 m (S1). Konsentrasjoner opp mot maksimumskonsentrasjonen var svært uvanlig og forekom bare i én av de 44 simuleringene.

Sjølsvik

Figur 8 viser maksimumskonsentrasjonen for alle simuleringene i de øverste 30 m over simuleringsperioden som registrert på Sjølsvik.

Registrert maksimumskonsentrasjon: 1.41 mg/l.

Lokaliteten var eksponert for sedimenter fra alle dyp, men hovedsakelig fra det grunneste dumpingsdypet (S1). Simuleringer nesten helt uten registrering av sedimenter forekom (for eksempel simulering nr. 16), men konsentrasjoner opp mot maksimalverdien var likevel forholdsvis vanlig. Det tok vanligvis mindre enn 24 timer før sedimentene nådde lokaliteten. Varigheten på eksponeringen varierte, men vedvarende forhøyede konsentrasjoner varte mindre enn 24 timer.

Høyvikbukta

Figur 9 viser maksimumskonsentrasjonen for alle simuleringene i de øverste 30 m over simuleringsperioden som er registrert på Høyvikbukta.

Registrert maksimumskonsentrasjon: 0.39 mg/l.

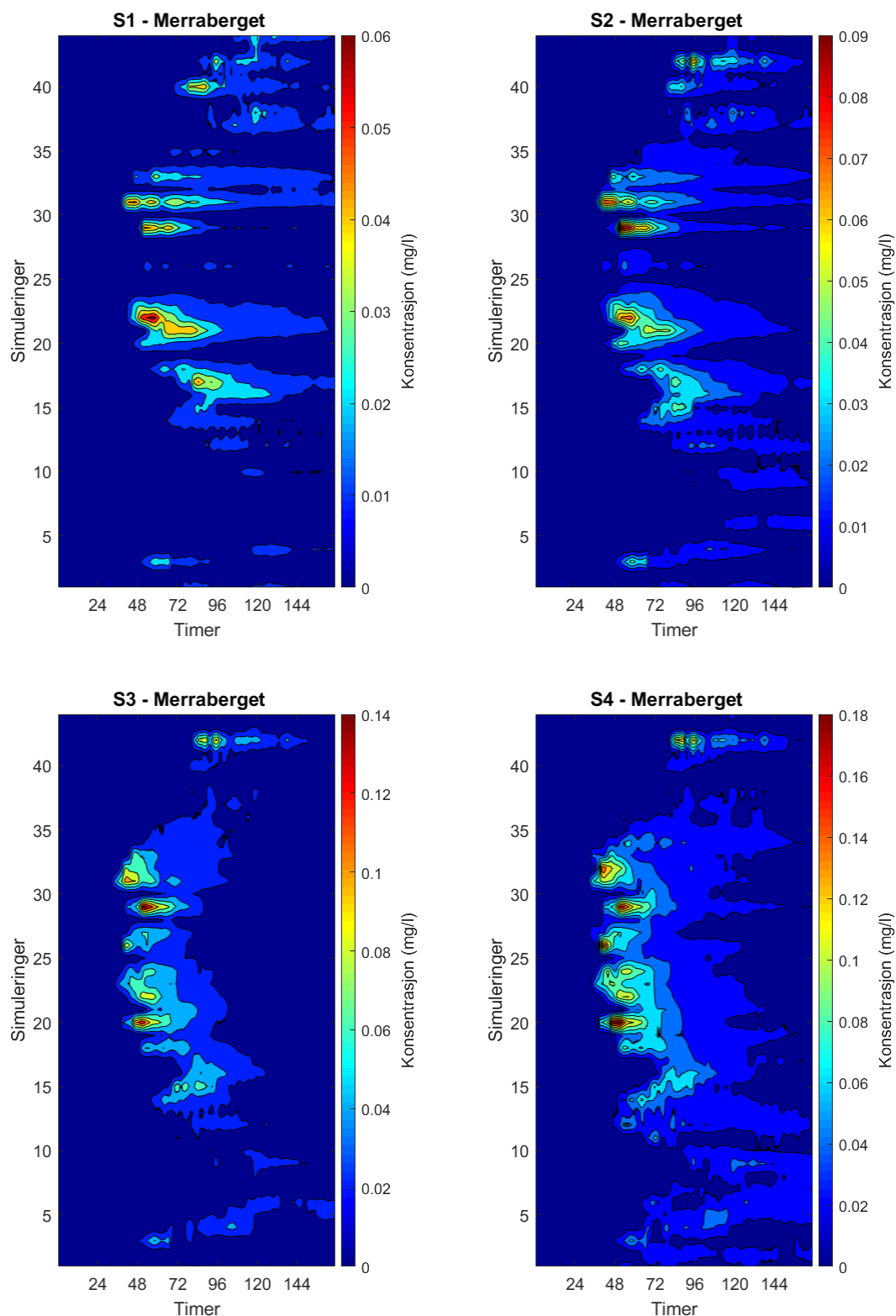
Lokaliteten var eksponert for sedimenter fra alle dyp, men hovedsakelig fra det grunneste dumpingsdypet (S1). Simuleringer nesten helt uten registrering av sedimenter forekom, men konsentrasjoner opp mot maksimalverdien var likevel forholdsvis vanlig. Det tok vanligvis ca. 24 timer før sedimentene nådde lokaliteten. Varigheten på eksponeringen varierte, men vedvarende forhøyede konsentrasjoner varte mindre enn 24 timer.

Naustneset

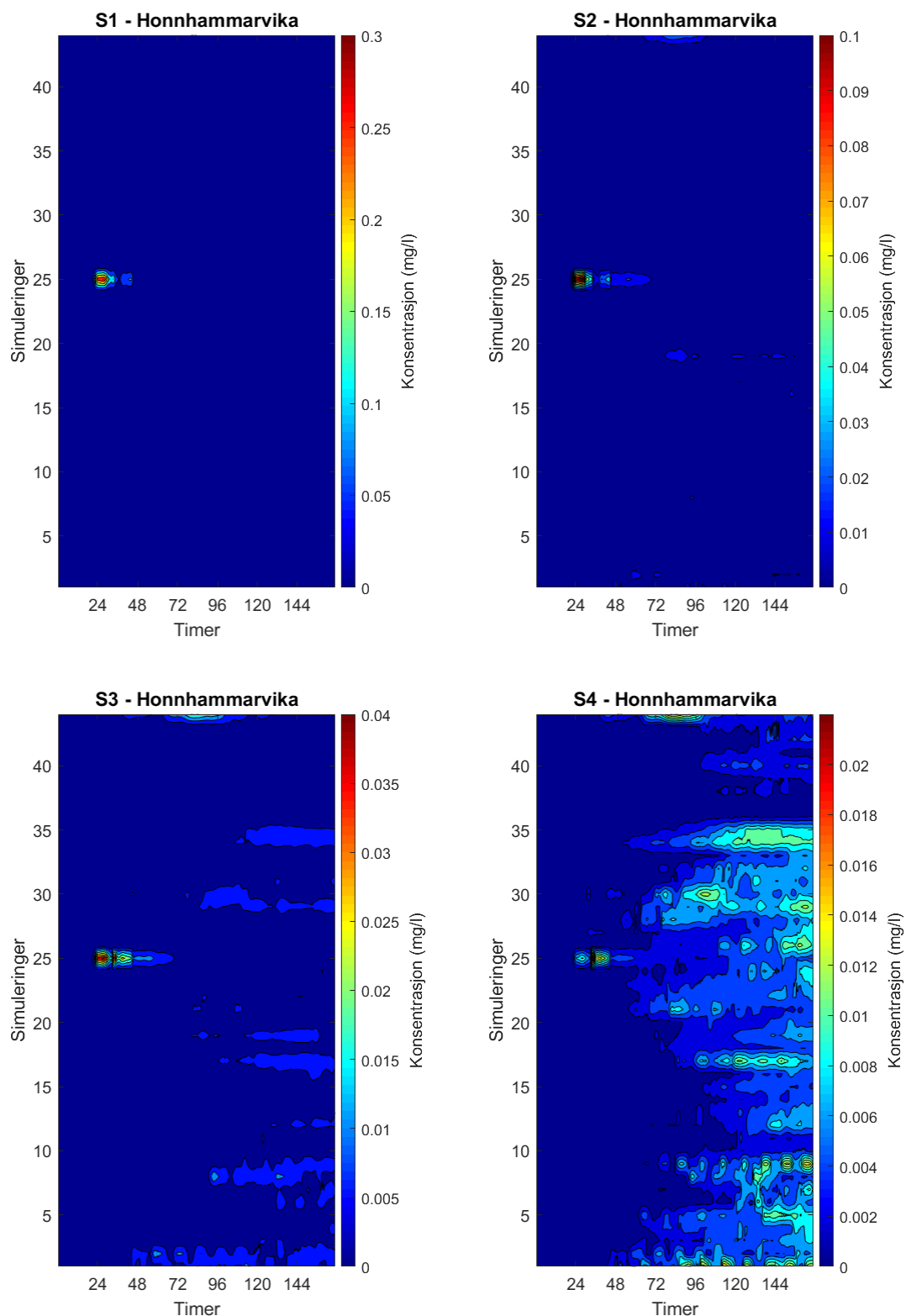
Figur 9 viser maksimumskonsentrasjonen for alle simuleringene i de øverste 30 m over simuleringsperioden som er registrert på Naustneset.

Registrert maksimumskonsentrasjon: 0.83 mg/l.

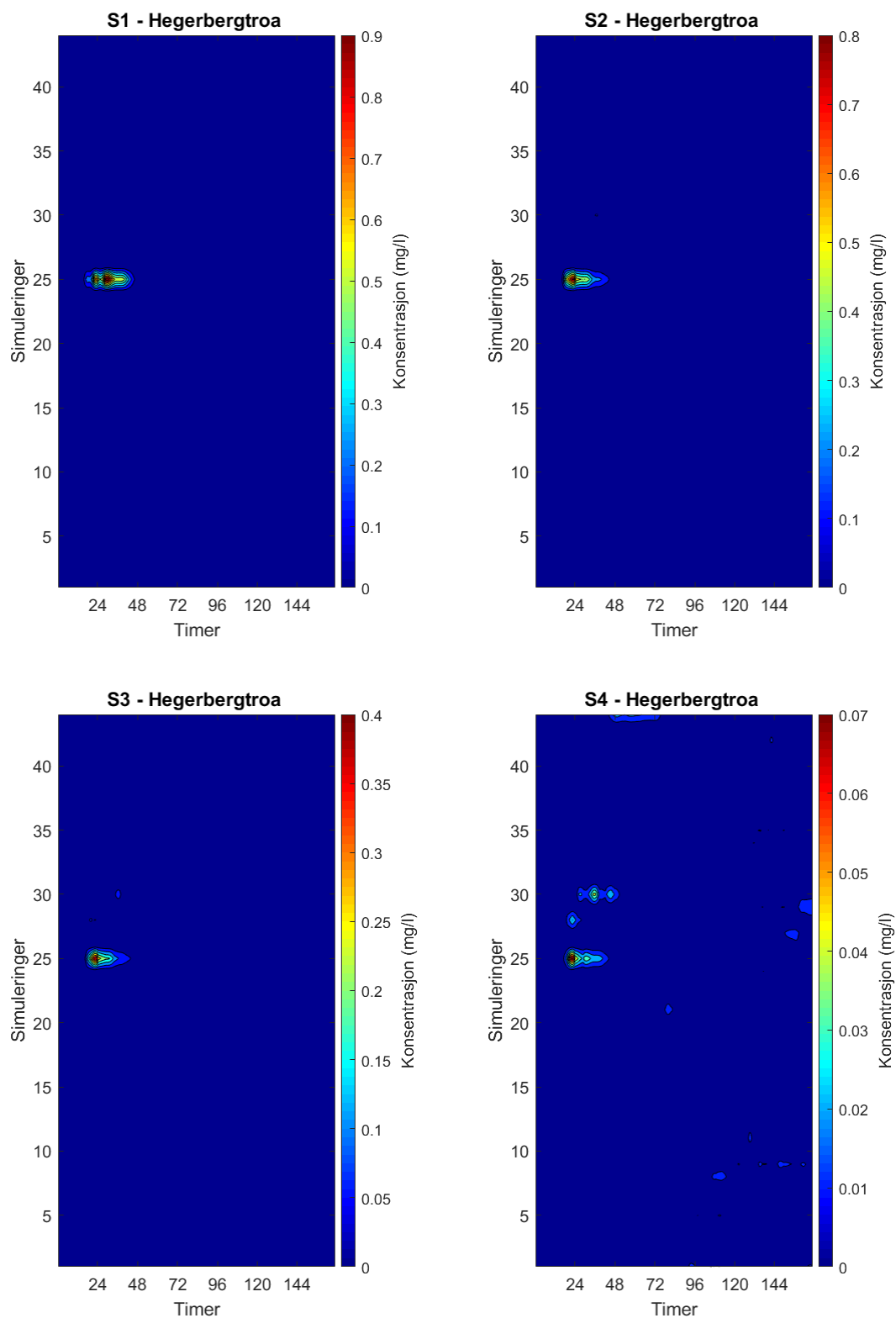
Lokaliteten var eksponert for sedimenter fra alle dyp, men hovedsakelig fra det grunneste dumpingsdypet (S1). Simuleringer nesten helt uten registrering av sedimenter forekom, men konsentrasjoner opp mot maksimalverdien var likevel forholdsvis vanlig.



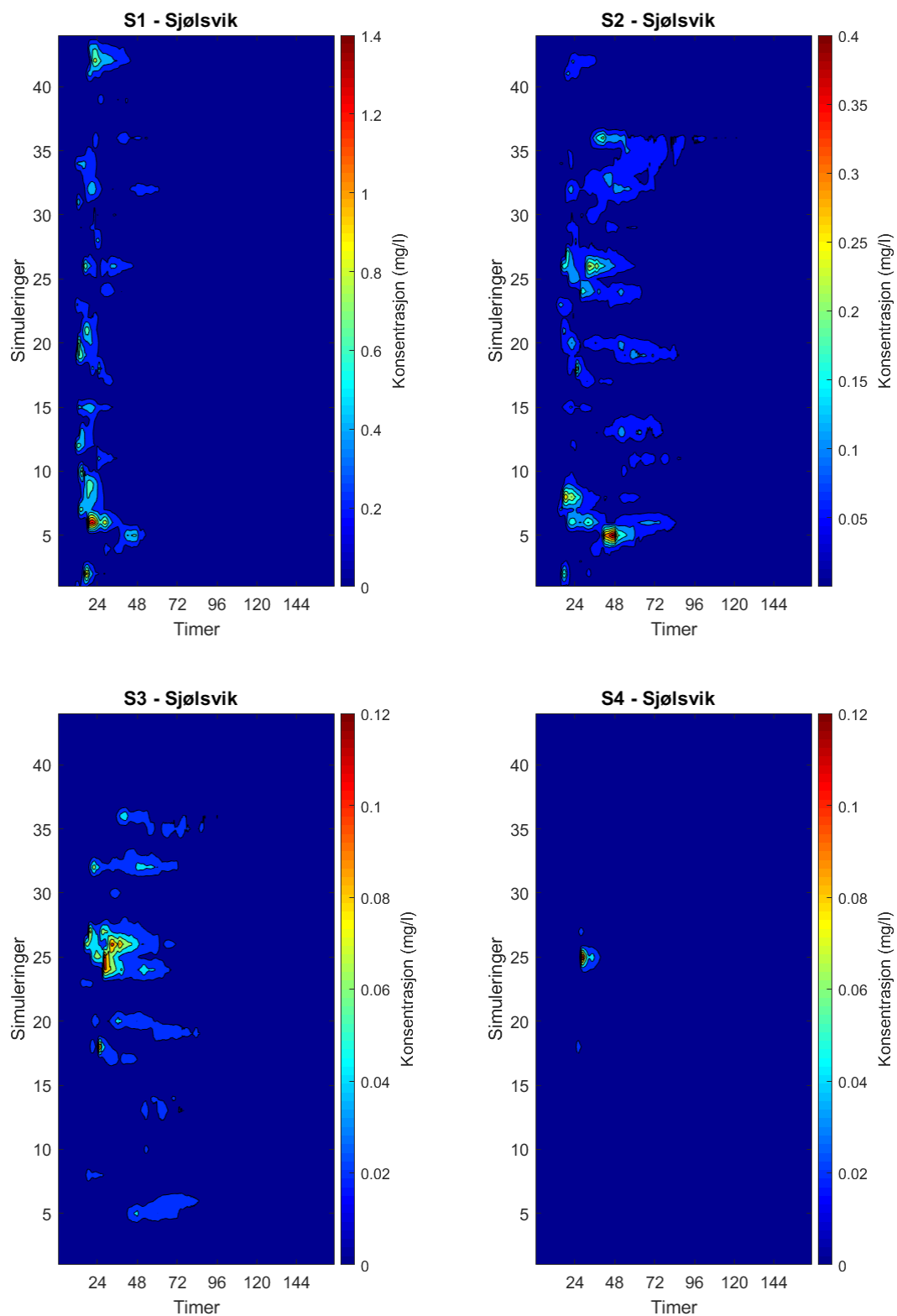
Figur 5. Maksimumskonsentrasjoner i de øverste 30 m for alle simuleringer på Merraberget. Tid i timer etter simuleringstart er vist på x-aksen mens alle simuleringene (1-44) er vist på y-aksen. Maksimumskonsentrasjonen for en gitt simulering og et gitt tidspunkt er markert med en farge (se fargekart på høyre side) på koordinaten til simuleringen og tidspunktet. Legg merke til at fargeskalaen på figurene ikke er den samme.



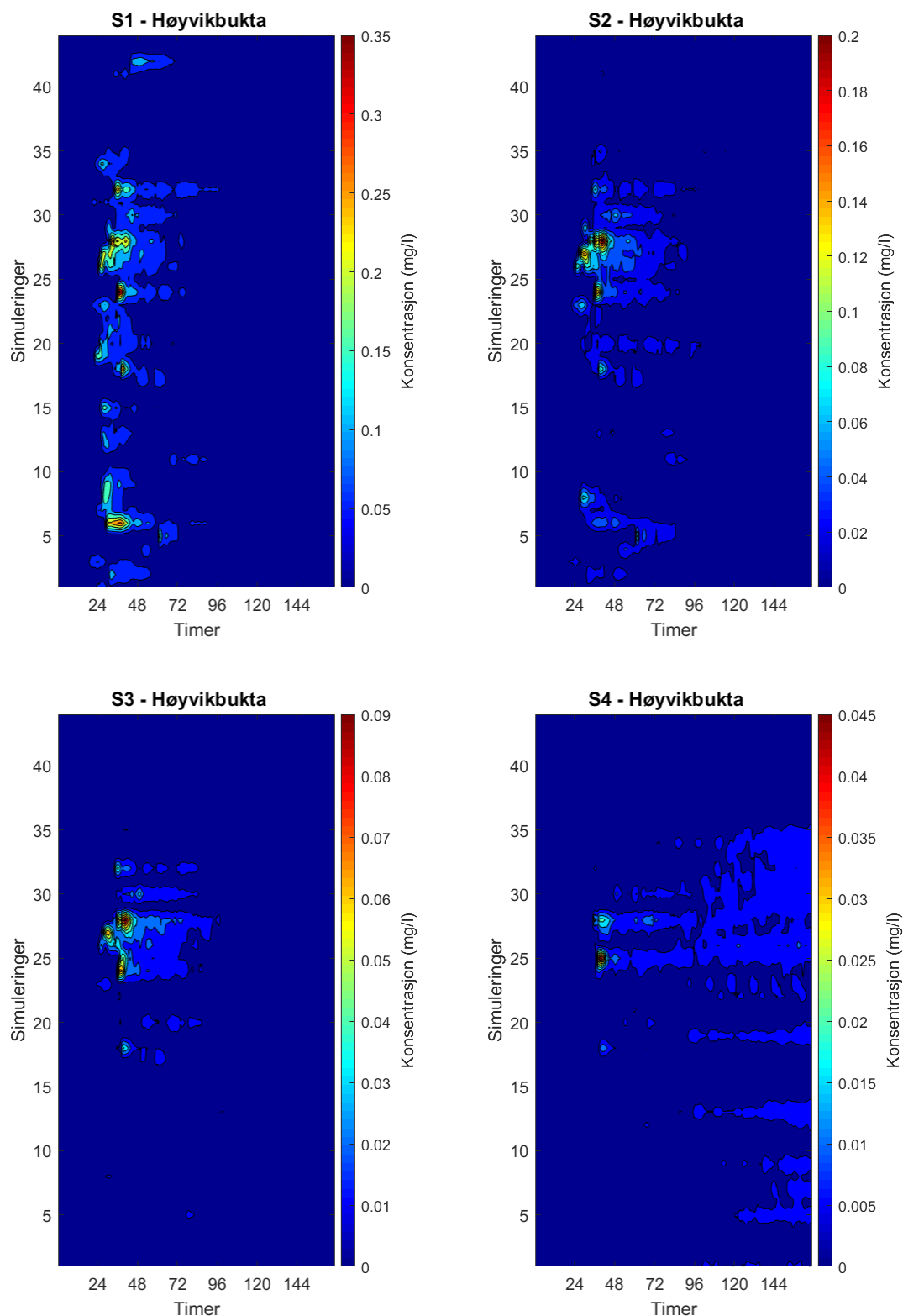
Figur 6. Maksimumskonsentrasjoner i de øverste 30 m for alle simuleringer på Honnhammarvika. Tid i timer er vist på x-aksen mens alle simuleringene (1-44) er vist på y-aksen. Maksimumskonsentrasjonen for en gitt simulering og et gitt tidspunkt er markert med en farge (se fargekart på høyre side) på koordinaten til simuleringen og tidspunktet. Legg merke til at fargeskalaen på figurene ikke er den samme.



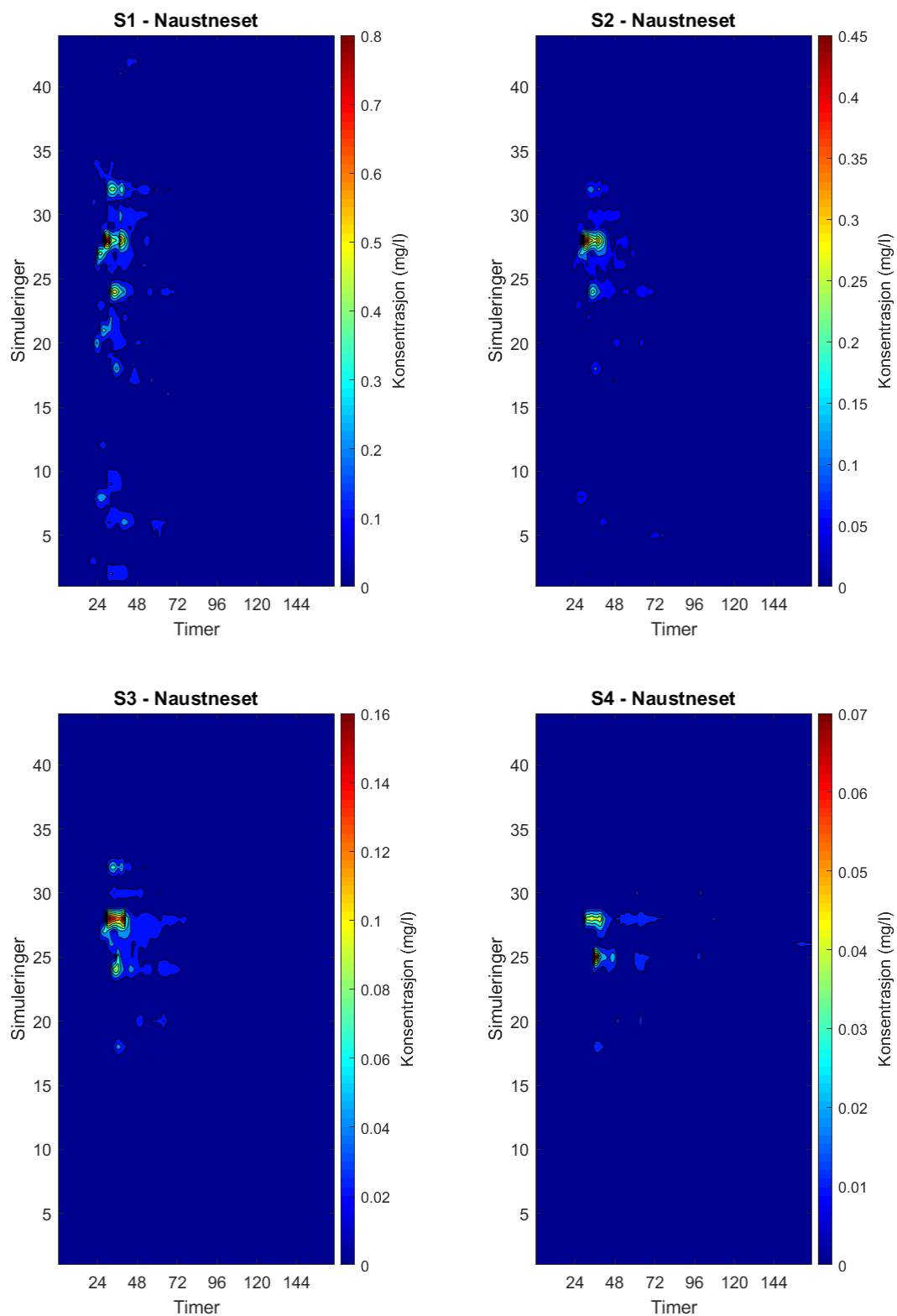
Figur 7. Maksimumskonsentrasjoner i de øverste 30 m for alle simuleringer på Hegerbergtroa. Tid i timer er vist på x-aksen mens alle simuleringene (1-44) er vist på y-aksen. Maksimumskonsentrasjonen for en gitt simulering og et gitt tidspunkt er markert med en farge (se fargekart på høyre side) på koordinaten til simuleringen og tidspunktet. Legg merke til at fargeskalaen på figurene ikke er den samme.



Figur 8. Maksimumskonsentrasjoner i de øverste 30 m for alle simuleringer på Sjølsvik. Tid i timer er vist på x-aksen mens alle simuleringene (1-44) er vist på y-aksen. Maksimumskonsentrasjonen for en gitt simulering og et gitt tidspunkt er markert med en farge (se fargekart på høyre side) på koordinaten til simuleringen og tidspunktet. Legg merke til at fargeskalaen på figurene ikke er den samme.



Figur 9. Maksimumskonsentrasjoner i de øverste 30 m for alle simuleringer på Høyvikbukta. Tid i timer er vist på x-aksen mens alle simuleringene (1-44) er vist på y-aksen. Maksimumskonsentrasjonen for en gitt simulering og et gitt tidspunkt er markert med en farge (se fargekart på høyre side) på koordinaten til simuleringen og tidspunktet. Legg merke til at fargeskalaen på figurene ikke er den samme.



Figur 10. Maksimumskonsentrasjoner i de øverste 30 m for alle simuleringer på Naustneset. Tid i timer er vist på x-aksen mens alle simuleringene (1-44) er vist på y-aksen. Maksimumskonsentrasjonen for en gitt simulering og et gitt tidspunkt er markert med en farge (se fargekart på høyre side) på koordinaten til simuleringen og tidspunktet. Legg merke til at fargeskalaen på figurene ikke er den samme.

2.3 Oppsummering

I dette kapitlet er det presentert resultater fra beregninger av spredning av sedimentmasser som forventes å kunne virvles opp ved steindumping i området utenfor Raudsand. På grunn av usikkerhet blant annet rundt selve oppvirvlingsprosessen har vi ikke forsøkt å modellere et fullstendig realistisk dumpescenario. I stedet har vi fokusert på de fineste sedimentmassene som har størst potensiale til å spres langt.

Resultatene indikerer at alle oppdrettsanleggene til en viss grad kan treffes av sedimenter fra dumpeområdet, men det er stor variasjon både i graden av fortynning og hyppighet.

Modellen indikerer at strømmønsteret er variabelt, men hovedsakelig strømmer vannet utover i fjorden eller innover i fjorden, og mer utover i øvre lag enn i dypere lag og omvendt. Man kan dele de seks oppdrettsanleggene inn i tre grupper basert på strømsirkulasjonen i fjorden og anleggenes posisjon i forhold til dumpeområdet.

Anlegget som hyppigst mottar sedimenter fra dumpeområdet er Merraberget. Anlegget ligger lengre inne i fjorden enn dumpeområdet og en i middel stabil strøm innover i dypere vannlag vil med høy sannsynlig føre sedimenter fra dumping på dypt vann til dette anlegget. Etter hvert som sedimentene som begynte i øvre lag synker øker også sannsynligheten for at disse strømmer innover mot Merraberget. Den registrerte maksimalkonsentrasjonen på Merraberget var imidlertid lavere enn på de andre anleggene.

Sjølsvik, Høyvikbukta og Naustneset befinner seg lengre ute i fjorden og ligger dermed sentralt plassert i hovedstrømmen ut fjorden i øvre vannlag. Det er også forholdvis stor sannsynlighet for at disse anleggene kan treffes av sedimenter fra dumpeområdet, men de unngår det i flere tilfeller enn Merraberget. Høyeste maksimalkonsentrasjon ble registrert på Sjølsvik.

Honnhammarvika og Hegerbergtrøa er de to anleggene som ligger nærmest dumpeområdet. Til tross for dette har disse anleggene lavest sannsynlighet for å bli truffet av sedimenter fra dumpeområdet. Dette skyldes at transport på tvers av fjorden er mindre vanlig enn transport inn/ut fjorden. Simuleringene viser imidlertid at spredning til disse anleggene er mulig.

3 Vurdering av eksponering av oppdrettslokalitetene

3.1 Oppdrettslokaliteter i Tingvollfjorden

Det er totalt 6 oppdrettslokaliteter i Tingvollfjorden. Avstanden fra Raudsand fylling til lokalitetene er oppgitt i kilometer og er basert på avstand i luftlinje. Lokalitetene har følgende geografiske koordinater (WGS84):

Tabell 3. Geografiske koordinater til oppdrettslokaliteter og avstand til planlagt fylling.

Lokalitetsnavn:	Drives av:	Koordinater:		Avstand (Km)
Høyvikbukta	Lerøy Midt AS.	62-57.487 N	8-03.125 Ø	12,8
Naustneset	Lerøy Midt AS.	62-57.630 N	8-04.718 Ø	11,0
Sjølsvik	Lerøy Midt AS.	62-54.317 N	8-06.791 Ø	6,5
Hegerbergtrøa	AquaGen AS	62-53.086 N	8-08.827 Ø	4,3
Honnhammarvika	AquaGen AS	62-51.809 N	8-09.448 Ø	2,4
Merraberget	AquaGen AS	62-47.029 N	8-16.782 Ø	10,6
Raudsand fylling	-	62-50.850 N	8-07.561 Ø	0

3.2 Driftsplaner for lokalitetene

Tingvollfjorden har vært igjennom en periode med brakklegging på grunn av infeksjøs lakseanemi (ILA). Produksjonen starter opp igjen i april 2018 og vil gå som normalt videre, forutsatt at det ikke kommer nye utbrudd av ILA. Fisken produseres i 30 meter dype enheter. (Pers. med. driftslederne ved AquaGen AS og Lerøy Midt AS).

Tabell 4. Driftsplaner for 2018 – 2020. *AquaGen har stamfiskproduksjon på sine lokaliteter.

Lokalitetsnavn:	Drives av:	2018	2019	2020
Høyvikbukta	Lerøy Midt AS.	Utsett august	utslakt desember	utsett august
Naustneset	Lerøy Midt AS.	Utsett august	utslakt desember	utsett august
Sjølsvik	Lerøy Midt AS.	Utsett august	utslakt desember	utsett august
Hegerbergtrøa	AquaGen AS*	Utsett April	drift	drift
Honnhammarvika	AquaGen AS	Utsett April	drift	drift
Merraberget	AquaGen AS	Brakklagt	utsett april	drift

3.3 Miljøgifter i gammel fylling/utslipp

Multiconsult sin konsekvensutredning av dumpeområdet (Multiconsult 2017c) viser at bunnsedimentene har konsentrasjoner av kobber i tilstandsklasse V (svært dårlig), samt tilstandsklasse III (moderat) av nikkel og sink. På to punkter er det også påvist konsentrasjoner av PCB7 i tilstandsklasse IV (dårlig), i tillegg inneholder fem punkter PCB7 i tilstandsklasse III (moderat). Det er også påvist konsentrasjoner av bly i tilstandsklasse III (moderat) i fire av de dyptliggende prøvestasjonene. Bunnsedimentene i det undersøkte området regnes derfor som forurensat, med spesielt høye verdier av kobber.

Med tanke på miljøgifter har vi derfor utelukkende fokusert på kobber ettersom dette er den eneste miljøgiften i sedimentene som forventes å ha potensiale til å utgjøre en risiko for oppdrettsanlegg.

Tabell 5. Sammenstilling av resultater av kjemiske analyser utført av Multiconsult (Multiconsult 2017c).

ELEMENT	ENHET	Sed 2A	Sed 3A	Sed 4A	Sed 5A	Sed 6A	Sed 7A	Sed 7C	Sed 9A	Sed 10A	Trinn 1-grense-verdi
Kote (LAT)	-										
Tørrestoff	%	66,3	63,2	64,7	36,3	48,7	34,6	35,5	45,4	40,2	-
Kornstørrelse <63 µm	% TS	77,6	46,4	79,2	93,2	82,8	77,6	95	83,5	84	-
Kornstørrelse <2 µm	% TS	3,3	1,8	3,4	3,2	3,6	2,8	3	3,4	3	-
TOC	% TS	0,39	0,9	0,54	1,37	1,23	1,85	1,10	1,16	1,2	-
Normalisert TOC	mg/g										-
As	mg/kg TS	<0.50	4,39	1,34	8,15	5,58	11,6	0,66	5,33	6,39	18
Pb	mg/kg TS	30,4	53,1	22,4	240	138	145	237	153	172	150
Cd	mg/kg TS	0,13	0,24	<0.10	1,14	0,53	0,68	1,8	0,78	1,07	2,5
Cu	mg/kg TS	456	506	414	2080	1400	1260	1960	1350	1660	84
Cr	mg/kg TS	51,2	66	50,2	214	136	151	209	144	180	660
Hg	mg/kg TS	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	0,52
Ni	mg/kg TS	100	75,8	94,2	117	109	84,9	107	99,1	109	42
Zn	mg/kg TS	160	171	153	555	328	337	654	319	380	139
Naftalen	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<13	<10	<10	<10	27
Acenaftalen	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	33
Acenaften	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	96
Fluoren	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	150
Fenantren	µg/kg TS	15	17	24	39	40	23	18	36	35	780
Antracen ¹	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	4,6
Fluoranten	µg/kg TS	35	40	48	80	84	45	32	70	76	400
Pyren	µg/kg TS	29	33	39	63	64	35	24	54	60	84
Benzo(a)antracen	µg/kg TS	19	20	25	36	36	21	14	32	34	60
Krysen	µg/kg TS	18	12	15	21	55	35	20	51	48	280
Benzo(b)fluoranten	µg/kg TS	41	40	57	56	56	35	18	49	50	140
Benzo(k)fluoranten	µg/kg TS	20	21	27	22	31	18	11	24	31	135
Benzo(a)pyren	µg/kg TS	25	24	33	32	33	24	13	33	31	183
Indeno(123cd)pyren	µg/kg TS	22	21	25	23	21	20	12	22	26	63
Dibenzo(ah)antracen	µg/kg TS	<10	<10	11	<10	<10	<10	<10	<10	<10	27
Benzo(ghi)perylene	µg/kg TS	26	24	33	31	29	27	14	33	26	84
Sum PAH-16	µg/kg TS	250	250	340	400	450	280	180	400	420	2 000
Sum PCB-7	µg/kg TS	1,5	10	2,5	46	31	40	45	22	17	4,1
TBT ²	µg/kg TS	1,2	3,6	<1	<1	1,5	2,8	1,5	<1	1,4	35

< = mindre enn deteksjonsgrensen i.p. = ikke påvist ¹ Deteksjonsgrense ligger i klasse III ² Forvaltningsmessige grenseverdier for TBT.

Lys grønn farge er brukt der det ikke er påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen, og deteksjonsgrensen ligger i tilstandsklasse II.

3.3.1 Grenseverdier og klassifisering i vann

De fleste rapporterte tilfeller av stofftilførsler til resipienter fra sprengstein i forbindelse med fyllinger har funnet sted under og like etter anleggsperioden. Forhold som anses å kunne forårsake negative effekter på oppdrettsaktiviteten i fjorden deles inn i to grupper:

1. Partikkelforurensning.
2. Frigjøring og suspensjon av miljøgifter fra bunnsediment.

Miljødirektoratet har gitt ut en ny og revidert veileder for klassifisering av vann, sediment og biota, veileder M-608/2016. I klassifiseringssystemet representerer klassegrensene en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet i vannsøylen og sedimentene (se Tabell 6). Grensene er basert på tilgjengelig informasjon fra laboratorietester og risikovurderinger om akutt og kronisk toksisitet på organismer.

Tabell 6. Klassifiseringssystem (Miljødirektoratet 2016).

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter

I Tabell 7 er det satt opp grenseverdier for partikler i ferskvann. Tilførsler av partikler gir grumset vann og redusert siktedyp. Dette virker blant annet inn på lysforholdene i vannmassen og forringer livsvilkårene for vannlevende organismer. Det er ingen egen klassifisering for partikler i sjøvann og vi benytter derfor ferskvannsreferansen.

Tabell 7. Klassifiseringssystem av partikler i ferskvann (Andersen et.al.1997)

Partikler	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Turbiditet, FTU	< 0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	> 5
Susp. Stoff, mg/l	< 1,5	1,5 - 3	3 - 5	5 - 10	> 10
Siktedyp, m	> 6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	< 1

Tabell 8 klassifiserer oppløst kobber i vann. Kobber er et mikronæringsstoff og inngår som komponent i mange livsviktige enzymer. Kobber er giftig for fisk ved langt lavere konsentrasjoner enn aluminium og jern. Toksisiteten av kobber er sterkt påvirket av vannets hardhet og organiske innhold (TOC). Ved resuspensjon av sedimenter vil kobberet kunne være koblet til de organiske partiklene i sedimentet.

Tabell 8. Miljøklasser for kobber i kystvann (Miljødirektoratet 2016).

µg/l	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Kobber	0,3	2,6	2,6	5,2	> 5.2

3.4 Effekter på lokalitetene

3.4.1 Konsentrasjon på oppdrettsanlegg

Basert på modellresultatene (Tabell 2) og kjemiske analyser av bunnsedimentene i dumpeområdet (Tabell 5) kan man klassifisere tilstanden på oppdrettsanleggene ved forventede maksimale sedimentkonsentrasjoner. Resultatene for alle oppdrettsanleggene er vist i Tabell 10. For suspendert stoff er klassifiseringen klasse 1 "meget god" for alle lokalitetene. Påvirkning fra kobber klassifiseres som 1 "bakgrunn" på Høyvikbukta og Honnhammarvika. På de resterende lokalitetene er klassen mellom 1 "bakgrunn" og 2 "god".

Tabell 9. Klassifisering etter Miljødirektoratet 2016 og Andersen et.al.1997. Suspendert stoff er hentet fra maksimalverdiene i modelleringsresultatene (Tabell 2). Kobberinnholdet er beregnet fra suspendert stoff og kobberinnhold som målt i kjemiske analyser utført av Multiconsult (Tabell 5). Kobberverdiene i sedimentene som er brukt i beregningene er satt til 500 mg/kg tørt sediment for alle lokalitetene utenom Merraberget, der 2000 mg/kg er brukt. Dette samsvarer med hvilket dumpingsdyp de ulike lokalitetene mottar høyeste sedimentkonsentrasjoner fra (120 – 180 m på Merraberget og 0 – 30 m på de andre lokalitetene). Sedimentene inneholder mer kobber i de dypeste områdene enn de grunne.

Lokalitetsnavn:	Susp. (mg/l)	Kobber (µg/l)	Avstand (Km)
Høyvikbuktaa	0,39	0,20	12,8
Naustneset	0,83	0,42	11,0
Sjølsvik	1,41	0,71	6,5
Hegerbergtrøa	0,99	0,50	4,3
Honnhammarvika	0,3	0,15	2,4
Merraberget	0.20	0,4	10,6

3.4.2 Diskusjon

I litteraturen brukes ofte partikkelkonsentrasjon i studier som undersøker effekter av partikler på akvatiske organismer.

I tillegg til konsentrasjon er også eksponeringstid viktig for hvorvidt man finner negative effekter av et stoff. Dette betyr f. eks at en organisme kan tåle en høy konsentrasjon av et gitt stoff over kort tid, men vil ta skade av en betydelig lavere konsentrasjon av det samme stoffet dersom de eksponeres over tid. Newcombe & MacDonald (1991) viste at produktet av partikkelkonsentrasjon (mg/l) og varigheten av eksponeringen (timer) er en rimelig god indikator (forklarer 60 % av variasjon i effekter) på hvor alvorlige effekter man kan forvente når akvatiske organismer utsettes for suspenderte partikler. Dette arbeidet oppsummerte data for både fisk og evertebrater, samt arter både fra marint miljø og fra ferskvann.

I teksten under er det referert til LC₅₀ verdier. LC betyr "lethal dose" eller "dødelig dose" og LC₅₀ refererer til den konsentrasjonen hvor 50 % av forsøksdyrene dør. For at resultater skal kunne sammenliknes, trenger man som nevnt over også å vite eksponeringstiden, og dette er som regel oppgitt. Dersom det står 96 timers LC₅₀, betyr dette "den konsentrasjonen hvor 50 % av dyrene var døde etter å ha blitt eksponert i 96 timer".

Det er generelt lite litteratur når det gjelder kobberpåvirkning på laks og ørret i sjøen. Toksisitet til kobber er som oftest beskrevet i forbindelse med ferskvann. Toksisitet til kobber avhenger av hardheten til ferskvannet, der den er generelt mindre toksisk ved økende hardhet og TOC innhold. Sjøvann er normalt sett godt bufret. I settefiskanlegg med ferskvann er de anbefalte maksimalverdiene på hardhet <100 mg/l ((som Kalsiumkarbonat) CaCO_3), og man kan da akseptere kobbernivåer $\text{Cu} < 6 \mu\text{g/L}$. Ved hardhet >100 mg/l (som CaCO_3) er $\text{Cu} < 30 \mu\text{g/L}$ akseptabelt (Åtland et.al 2012).

Laksefisk kan påvirkes av suspenderte uorganiske partikler både direkte og indirekte, og litteraturen beskriver letale (dødelige), subletale (ikke dødelige) og adferdsmessige effekter. Klogging og irritasjon på gjeller kan gi subletale effekter som svekker immunsystem (Herbert & Merckens 1961, Redding et al. 1987) og problemer med osmoregulering. Av adferdsmessige effekter er det vist at suspenderte uorganiske partikler kan påvirke fiskens bevegelsesmønster (Robertson et al. 2007), vandringsmønster (Bisson & Bilby 1982, Whitman et al. 1982), reproduksjonsevne (gir ugunstige forhold på gytegrunner, Walling et al. 2003, Greig et al. 2005), næringstilbud (Shaw & Richardson 2001) og evnen til å finne næring (Robertson et al. 2007).

Mesteparten av litteraturen om effekter av partikler på fisk omhandler laksefisk i ferskvann. Litteraturen gir ikke så mange eksempler på akutt dødelighet forårsaket av forhøyede konsentrasjoner av uorganiske partikler, og de LC50-verdiene som oppgis, varierer svært mye (Tabell 10). Ytterpunktet er studien til Lake & Hinch fra 1999. De observerte LC50-verdier (96 timers eksponering) på hele 164.500 mg/l for juvenil Coho laks, en konsentrasjon som ifølge forfatterne langt overstiger det som forekommer i naturlige systemer. Oppsummert viser andre studier med et noenlunde likt forsøksoppsett (med 96 timers eksponering) LC50-verdier fra rundt 10.000 -30.000 mg/l (Herbert & Merckens 1961, Servizi & Gordon 1990, Servizi & Martens 1991). De høyeste beregningene fra Tingvollfjorden (1.4 mg/l) er langt under de konsentrasjoner som tidligere er oppgitt som akutt dødelige for fisk og vi kan ikke se at det er noen fare for akutt dødelighet hos laksefisk i fjorden.

Newcombe & Jensen (1996) gjennomførte en metaanalyse med over 80 "published and adequately documented reports" på effekter av suspendert sediment på fisk i elver og estuarier. Basert på data fra disse arbeidene laget de modeller (likninger) som forsøkte å gi sammenhengen mellom biologisk respons, partikkelkonsentrasjon og varighet på eksponeringen. Summert opp gir modellen følgende grenseverdier for letale effekter (dødelighet) hos voksen laksefisk:

Eksponeringstid 1-7 timer: letal dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >22.000 og >3.000 mg/l.

Eksponeringstid 1-6 dager: dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >3.000 og >400 mg/l.

Eksponeringstid i 2-7 uker: dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >400 og >55 mg/l.

Første (høyeste) og siste (laveste) tall viser konsentrasjonen av partikler som må til for å gi letal dødelighet etter henholdsvis 1 time og 7 timer. Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier. Det vi må ha i bakhodet er at mye av litteraturen stammer fra eksperimenter hvor fisken ikke har kunnet unngå vannet med partikler i.

Subletale effekter skader vev og forstyrrer fysiologien til organismen, men skadene er ikke alvorlige nok til å forårsake død. Dette kan gi seg utslag direkte ved eksempelvis gjelleskader, og stress. Disse "tilstandene" kan i neste runde føre til redusert vekst og endret atferd. I litteraturen er det også et stort spenn i hvilke konsentrasjoner som kan forårsake subletale skader. Når det gjelder gjelleskader rapportert i litteraturen, er det igjen studiet til Lake & Hinch (1999) som utgjør et ytterpunkt. De observerte mekaniske skader på gjellene ved

konsentrasjoner > 41.000 mg/l (coho laks) (96 timers eksponering). Oppsummert viser studier med et noenlunde likt forsøksoppsett gjelleskader (f. eks hyperplasi, hypertrofi og gjelleløsning) ved partikkelkonsentrasjoner fra 270 -10.000 mg/l (Herbert & Merkens 1961, Servizi & Martens 1987, Goldes et al. 1988).

Fysiologisk stress er en subletal effekt og kan måles på flere måter. Hos årsyngel av coho laks ble det påvist et lineært forhold mellom blodsukker, en sekundær stressindikator, og partikkelkonsentrasjon (Servizi & Martens 1992). Forhøyede nivåer av blodsukker ble målt ved partikkelkonsentrasjoner på over 1.360 mg/l. En annen studie på coho laks viste sammenfallende resultater med forhøyede plasmakortisolverdier ved partikkelkonsentrasjon på 2-3.000 mg/l (både ved 24 og 192 timers eksponering). Denne typen stressrespons ble ikke målt ved konsentrasjoner på 4-600 mg/l (Redding et al. 1987).

Modellene til Newcombe & Jensen (1996) (beskrevet over) foreslår også grenseverdier for subletale effekter hos laksefisk. Summert opp gir modellen følgende grenseverdier for voksen laksefisk:

Eksponeringstid 1-7 timer: effekter ved henholdsvis >403 og >55 mg/l.

Eksponeringstid 1-6 dager: effekter ved henholdsvis >55 og > 7 mg/l.

Eksponeringstid i 2-7 uker: effekter ved henholdsvis >7 og > 3 mg/l.

Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier. Vi vil ikke forvente at de partikkelkonsentrasjonene vi har beregnet i Tingvollfjorden, skulle gi gjelleskader på kort sikt, men få studier har undersøkt gjelleskader på lang sikt. Det er verd å merke seg at periodene med høy partikkelkonsentrasjon har variabel varighet. Når det gjelder subletale effekter som på en annen måte reduserer fiskens velferd og sykdomsresistens (stress,) så viser grenseverdiene over at vi trolig kan utelukke at konsentrasjonene som ble beregnet i Tingvollfjorden vil redusere fiskens velferd.

En godt dokumentert indirekte subletal effekt er redusert vekst. Det kan se ut til at redusert vekst inntreffer ved relativt lave konsentrasjoner hos enkelte arter; eksempelvis 50 mg/l for ørret (Herbert & Richards 1963, Sykora et al. 1972), 84 mg/l for Coho laks (Sigler et al. 1984) og 100 mg/l hos harr (McLeay et al. 1987). Redusert vekst kan være et resultat av redusert fødeinntak og/eller økte metabolske kostnader (McLeay et al. 1987). Hos Atlantisk laks er det vist at fødeinntaket øker opp til partikkelkonsentrasjoner på 180 mg/l, for så å gå ned ved en ytterligere økning i partikkelkonsentrasjon (Robertson et al. 2007). Tilsvarende effekter er også vist hos stillehavslaks (Gregory 1994, Gregory & Northcote 1993). En moderat økning i partikkelkonsentrasjon (og dermed turbiditet) gir fisken en oppfatning av redusert predasjonsrisiko, dvs. at fisken oppfatter at faren for å bli spist av andre er redusert. Over et spesifikt nivå blir imidlertid denne effekten utjevnet ved at fisken selv får økende problemer med å se (redusert reaktiv distanse) sitt eget bytte (gjelder for en visuell predator) (se Shaw & Richardson 2001).

En siste type indirekte subletal effekt er adferdsrespons. Hos atlantisk laks er det vist at sammenbrudd i dominanshierarki og reduksjon i territoriell atferd inntreffer ved partikkelkonsentrasjoner >60 mg/l (Robertson et al. 2007). Tilsvarende effekt er også vist for coho laks, men effekten inntraff først ved konsentrasjoner rundt 130 mg/l (Berg & Northcote 1985). Unnvikelses-/flukt- respons (fisken prøver å komme unna vannet med høy turbiditet) ser også ut til å inntreffe i spennet 60-180 mg/l hos atlantisk laks (Robertson et al. 2007). Også fluktrespons ser ut til å inntreffe ved lavere konsentrasjon hos atlantisk laks enn hos eksempelvis coho laks (respons inntreffer rundt 180 mg/l) (Bisson & Bilby 1982, Berg & Northcote 1985, Servizi & Martens 1992). Det er også eksempler på andre typer adferdsmessig respons som kan endre predasjonsrisiko, konkurranse med andre arter etc. Utfallet av denne

type respons er umulig å forutse uten å se på andre elementer i økosystemet og blir ikke gått nærmere inn på her. Beregningene gjort i Tingvollfjorden er på et nivå hvor man neppe får effekter på vekst. Betydningen av forhøyet partikkelkonsentrasjon på vekst er imidlertid også avhengig av andre faktorer og ikke utelukkende negativ.

Det er flere faktorer som kan forklare det store spennet i konsentrasjoner som gir direkte effekter (både letale og subletale) hos laksefisk, og som gjør det vanskelig å sammenlikne studier. Noe av variasjonen er selvsagt reelle forskjeller mellom arter, som igjen skyldes at ulike arter er tilpasset habitat med forskjeller i naturlig turbiditet. Ulik eksponeringstid i studiene forklarer trolig en god del. Selv ved lik eksponeringstid kan det hos en spesifikk art være stort sprik i toleranse (se over for coho laks). Disse forskjellene kan knyttes til egenskaper ved selve partikkelen, slik som størrelse og form: små partikler ser ut til å gjøre mindre skade enn store (Servizi & Martens 1987) og avrundede partikler gjør mindre skade enn kantede (Lake & Hinch 1999). Her er det viktig å merke seg at partiklene i Tingvollfjorden er svært små.

Det ser videre ut til at toleransen er lavere i studier hvor man har brukt naturlig sediment sammenliknet med studier hvor man har brukt ”kunstig” menneskeskapt sediment (Lake & Hinch 1999). Naturlig sediment er ofte ladet og tiltrekker seg tungmetaller og store organiske partikler. Konsentrasjonene av disse forbindelsene kan være høy i sediment selv om konsentrasjonen i vannet er lav. Forskjeller innenfor samme art kan også knyttes til egenskaper ved dyret slik som livsstadium, hvor tidlige livsstadier tenderer til å være mer følsomme (Servizi & Martens 1991). Forsøksbetingelser som eksempelvis årstid og temperatur spiller også inn, hvor samme art viser seg å ha ulik respons ved ulik årstid (Robertson et al. 2007) og ved ulike temperaturer (Servizi & Martens 1991).

Tabell 10. Tabellen oppsummerer data på effekter på laksefisk eksponert for ulike konsentrasjoner av uorganiske partikler over ulike tidsrom. J=juvenile, V=voksne, ÅY=årets yngel

Art	Livs stadium	Konsentrasjon uorganiske partikler (mg/l)	Ekspone- rings-tid (timer)	Effekt på organismen	Referanse
Atlantisk laks	J	0-460	2.5	<180 mg/l – økt fødeinntak >180 mg/l-redusert fødeinntak >60 mg/l-hurtig reduksjon i territoriell atferd 60-180 mg/l flukt respons	Robertson et al. 2007
Coho laks	J	40000	96	Nedbrytning av gjellefilamenter og stress respons (økt hematokritt redusert leucokritt)	Lake & Hinch 1999
Coho laks	J	100000	96	Observerte dødelighet. (LC ₅₀ var på 164500 mg/l)	Lake & Hinch 1999
Coho laks	J	2-3000	192	Mindre effektivt fødeopptak	Redding et al. 1987
Coho laks	V	84	336	Redusert vekst	Sigler et al. 1984
Coho laks	ÅY	240	24	5-dobling i hostefrekvens	Servizi & Martens 1992
Coho laks	J	130	36	Sammenbrudd av sosialt hierarki, ingen territoriell adferd	Berg & Northcote 1985
Coho laks	J	180	96	Flukt respons	Servizi & Martens 1992
Coho laks	J	310	0,5	Unnvikelsesrespons	Bisson & Bilby 1982
Sokeye laks	ÅY	9850	96	Gjelle hyperplasi, hypertrofi, gjelleløsning og nekrose	Servizi & Martens 1987
Chinook laks	J	207000	1	100% dødelighet	Newcombe & Flagg 1983
Chinook laks	J	1400	36	10 % dødelighet	Newcombe & Flagg 1983
		9400	36	50% dødelighet	
		39400	36	90 % dødelighet	

Regnbueørret	J	90	456	5 % dødelighet	Herbert & Merkens 1961
Regnbueørret	J	2-3000	192	Redusert fødeopptak, redusert motstand mot <i>Vibrio anguillarum</i> infeksjon.	Redding et al. 1987
Regnbueørret	J	2-3000	192	Økt plasma cortisol og økt hematocrit.	Redding et al. 1987
Regnbueørret	ÅY	Pulser på 700	456	Redusert vekst	Shaw & Richardson 2001
Regnbueørret	V	50	336	Redusert vekst	Herbert & Richards 1963

3.4.3 Oppsummering

1. Den høyeste partikkelkonsentrasjoner er på maks 1,4 mg/l. Litteraturen gir ingen eksempel på at så lave konsentrasjoner har ført til akutt dødelighet hos fisk.
2. Det finnes ikke eksempel i litteraturen hvor fisk har dødd ved tilsvarende partikkelkonsentrasjoner som det som er beregnet i Tingvollfjorden. Det er verdt å merke seg at de beregnede verdiene ikke er konstante verdier, og at de i perioder vil kunne være langt lavere.
3. Det kan trolig utelukkes at konsentrasjonene som er beregnet i Tingvollfjorden, kan redusere fiskens velferd på grunn av stress og redusert sykdomsresistens. Kommentaren over om dette er maksimalverdier som ikke er konstante gjelder også for dette punktet.
4. Effekter på grunn av forhøyede verdier av kopper er lite sannsynlig ut fra de verdiene man kommer frem til i denne beregningen.

4 Avsluttende kommentarer og konklusjon

De beregnede konsentrasjonene av partikler og kopper på oppdrettsanlegg i Tingvollfjorden er ikke store nok til å ha effekt på fisk. Den største usikkerheten i disse beregningene er estimeringen av utgangskonsentrasjoner i utfyllingsområdet. Vil større utgangskonsentrasjoner kunne føre til at konsentrasjoner på oppdrettsanleggene allikevel er store nok til å ha effekter? Vi mener dette er utelukket og følgende eksempel illustrerer dette:

Hvis vi tar hensyn til at sedimentene inneholder vann, så vil våre resultater være de samme ved oppvirvling av de øverste 20cm av sediment. For å oppnå toksiske effekter på fisk må vi opp i tilstandsklasse IV, "dårlig". Det er denne tilstandsklassen som vil gi toksiske effekter ved kortidseksposering. Kopper må da ha verdier over 2.6 µg/l og suspenderte sedimenter må ha konsentrasjoner over 5 mg/l. For å oppnå disse verdiene må 70cm sediment virvles opp. Disse 70 cm må ha samme konsentrasjon av kopper som målt i overflaten, og alt oppvirvlet sediment må være finkornet (~0.01 mm kornstørrelse). Midlere tykkelse av sedimentlaget i overflaten er ca 1 meter (Multiconsult, 2017c), og dette inneholder også en andel grovere sedimenter som ikke vil nå oppdrettsanleggene fordi de synker for fort. I tillegg er konsentrasjon av kopper sannsynligvis mindre med dybden i sedimentet fordi kopper trolig kun har vært sluppet ut til området de siste 30 år. Totalt sett er det derfor trolig ikke nok sedimenter tilgjengelig for oppvirvling til å forårsake toksiske effekter på fisk ved oppdrettsanleggene i fjorden. Konklusjonen av dette er at dumping av stein utenfor Raudsand ikke vil ha negative effekter for oppdrettsanlegg i fjorden.

5 Referanser

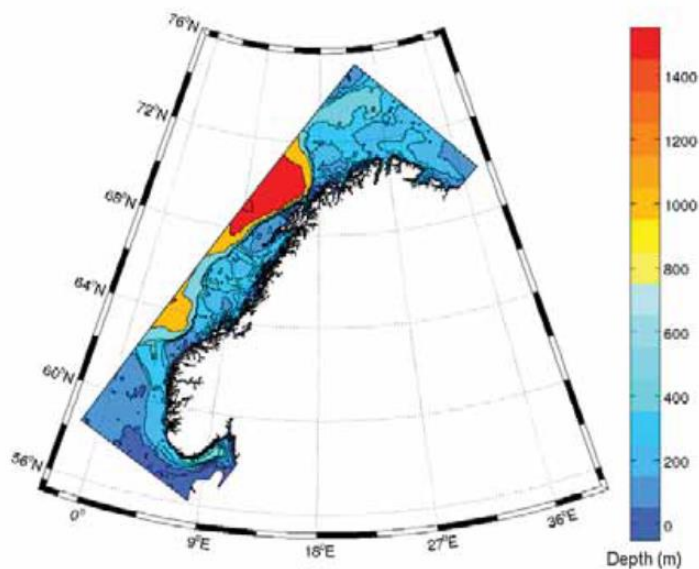
- Albretsen J., A. K. Sperrevik, A. Staalstrøm, A. Sandvik, F. Vikebø and L. Asplin. 2011. NorKyst-800 Report No. 1. User Manual and technical descriptions. Fisker og Havet nr 2/2011.
- Andersen j. R. et.al. 1997. Statens forurensningstilsyn. ISBN: 82-7655-368-0. Veiledning 90:04. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.
- Berg, L., Northcote, T., 1985. Changes in territorial gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 42, 1410-1417.
- Bisson, P., Bilby, R., 1982. Avoidance of Suspended sediment by juvenile Coho salmon. North American Journal of Fisheries Management 4, 371-374.
- Bruggeman, J. & Bolding, K. 2014. A general framework for aquatic biogeochemical models, Environmental Modelling & Software, 61 (2014) 249-265.
- Chen, C., R.C. Beardsley, G. Cowles, J. Qi, Z. Lai, G. Gao, D. Stuebe, H. Liu, Q. Xu, P. Xue, J. Ge, R., Ji, S., Hu, R. Tian, H. Huang, L. Wu, H. Lin, Y. Sun and L. Zhao, 2013. An Unstructured-grid, Finite-volume Community Ocean Model FVCOM User Manual, third ed. SMAST/UMASSD Technical Report-13-0701, University of Massachusetts-Dartmouth.
- Golde, S., Ferguson, H., Moccia, R., Daoust, P., 1988. Histological effects of the inert suspended clay kaolin on the gills of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J FISH DIS 11, 23-33.
- Gregory, R., 1994. The influence of ontogeny, perceived risk of predation and visual ability on the foraging behaviour of juvenile Chinook salmon. In: Stouder, D., Fresh, K., Feller, R. (Eds.), Theory and application in fish feeding ecology. University of South Carolina Press, Columbia, pp. 271-284.
- Gregory, R., Northcote, T., 1993. Surface, Planktonic, and benthic foraging by juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. CAN J FISH AQUAT SCI 50, 233-240.
- Greig, S., Sear, D., Carling, P., 2005. The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. SCI TOTAL ENVIRON 344, 241-258.
- Herbert, D., Merckens, J., 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. International Journal of Air and Water Pollution 5, 46-55.
- Herbert, D., Richards, J., 1963. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. International Journal of Air and Water Pollution 7, 297-302.
- Lake, R., Hinch, S., 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). CAN J FISH AQUAT SCI 56, 862-867.
- McLeay, D., Birtwell, I., Hartman, G., Ennis, G., 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 44, 658-673.
- Miljødirektoratet. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sedimenter og biota. Veileder M-608/2016.
- Multiconsult, 2017a. Strømanalyse, Raudsand utfylling, Nesset kommune, 2017. Dokumentkode: 10200131-RIMT_RAP-001.
- Multiconsult, 2017b. Stabilitetsvurderinger, Raudsand – Utfylling i sjø, Nesset kommune, 2017. Dokumentkode: 617153_RIG-NOT-002.
- Multiconsult, 2017c. Raudsand – KU for sjøutfylling og kai. Miljøgeologiske undersøkelser. Datarapport. Dokumentkode: 617153-RIGm-RAP-001.
- Newcombe, C., Flagg, T., 1983. Some effects of Mt. St. Helen's volcanic ash on juvenile salmonid smolts. MAR FISH REV 45, 8-12.
- Newcombe, C., MacDonald, B., 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. N AM J FISH MANAGE 11, 72-82.

- Newcombe, C., Jensen, J., 1996. Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water. *N AM J FISH MANAGE* 39, 529-544.
- Redding, J., Schreck, C., Everest, F., 1987. Physiological effects on Coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. *T AM FISH SOC* 116, 737-744.
- Robertson, M., Scruton, D., Clarke, K., 2007. Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. *T AM FISH SOC* 136, 822-828.
- Servizi, J., Martens, D., 1987. Some effects of suspended Fraser River sediments on sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. In: Smith, H., Margolis, L., Wood, C. (Eds.), *Sockeye salmon, Oncorhynchus nerka, population biology and future management.*, pp. 254-264.
- Servizi, J., Gordon, R., 1990. Acute lethal toxicity of ammonia and suspended sediment mixtures to chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *B ENVIRON CONTAM TOX* 44, 650-656.
- Servizi, J., Martens, D., 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *CAN J FISH AQUAT SCI* 48, 493-497.
- Servizi, J., Martens, D., 1992. Sublethal responses of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to suspended sediments. *CAN J FISH AQUAT SCI* 49, 1389-1395.
- Shaw, E., Richardson, J., 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *CAN J FISH AQUAT SCI* 58, 2213-2221.
- Shchepetkin, A.F. and J.C. McWilliams, 2005. The Regional Ocean Modeling System (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography following coordinate oceanic model. *Ocean Modeling* 9:347-404.
- Soulsby, R. 1997. Dynamics of marine sands. A manual for practical applications. ISBN 978-0-7277-2584-X
- Sigler, J., Bjørnn, T., Everest, F., 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *T AM FISH SOC* 113, 142-150.
- Sykora, J., Synak, M., Smith, E., 1972. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill). *WATER RES* 6, 935-&.
- Walling, D., Collins, A., McMellin, G., 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. *HYDROBIOLOGIA* 497, 91-108.
- Whitman, R., Quinn, T., Brannon, E., 1982. Influence of suspended volcanic ash on homing behaviour of adult Chinook Salmon. *T AM FISH SOC* 111, 63-69.
- Åtland et.al 2012. Niva presentasjon, Giftighet og vannbehandling for å redusere kobbertoksisitet hos laks.

Vedlegg 1

NorKyst-800

Initialbetingelsene, samt randbetingelsene (saltholdighet, temperatur, vannstandsvariasjon) som er brukt i modelleringene er hentet fra en større hydrodynamisk simulering med modellsystemet NorKyst-800. Dette er en numerisk modell som simulerer strøm, saltholdighet og temperatur med 800 meters romlig oppløsning og med høy oppløsning i tid, for hele norskekysten (Albretsen m. fl., 2011). NorKyst-800 er utviklet på Havforskningsinstituttet i samarbeid med Meteorologisk institutt og Niva. Systemet bruker Regional Ocean Modeling System (ROMS, Shchepetkin & McWilliams, 2005) til hydrodynamiske beregninger og inkluderer både vinddrivkrefter og ferskvannstilførsel for å produsere mest mulig realistiske resultater.



Figur 11. Området som dekkes av NorKyst-800 modellen. Resultater fra NorKyst-800 er brukt som inngangsdata til finskala modellering av Tingvollfjorden og det omkringliggende fjordsystemet. Fargeskalaen viser bunndypet i modellen.

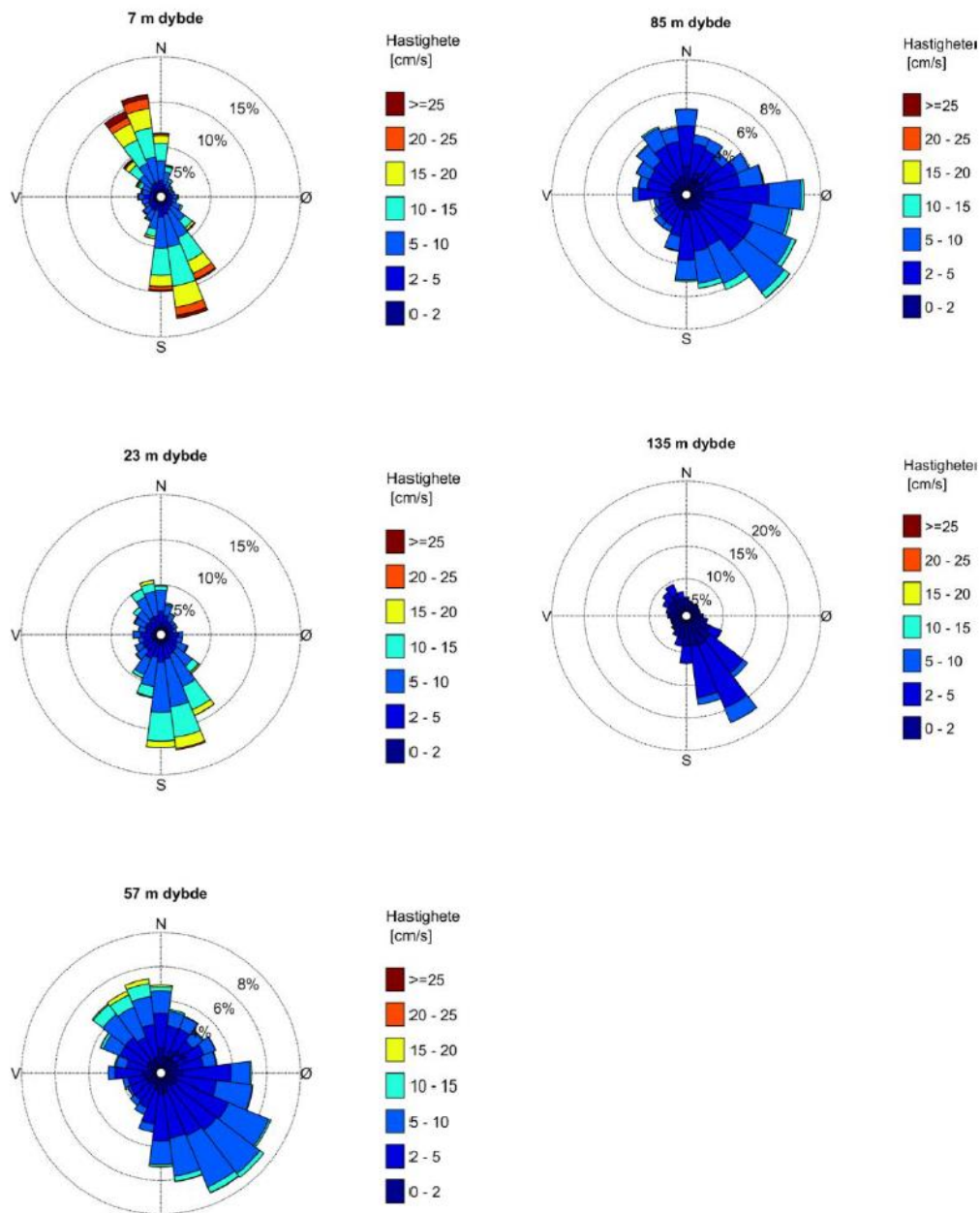
Sammenligning modell/målinger

En numerisk modell vil alltid til en viss grad være en forenkling av virkeligheten. Modellen har for det første begrenset oppløsning, og i tillegg vil små unøyaktigheter i bunntopografi og drivkrefter også kunne skape unøyaktigheter i modellen. Man kan altså ikke forvente at modellen produserer perfekte resultater på ethvert sted og til ethvert tidspunkt, men en god modell bør gjenspeile hovedtrekkene i variasjonsmønstrene i modellområdet.

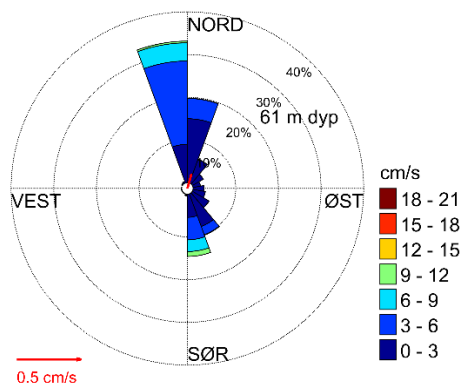
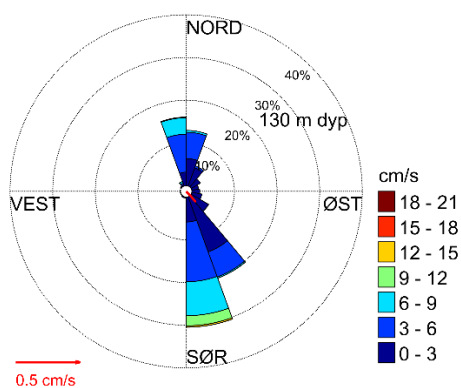
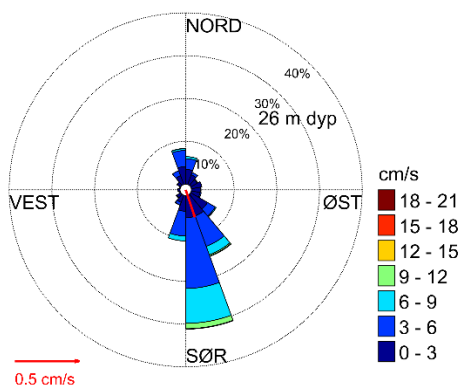
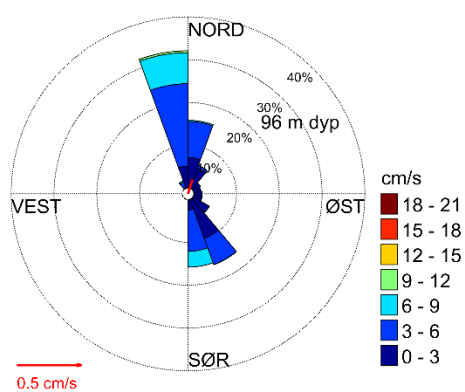
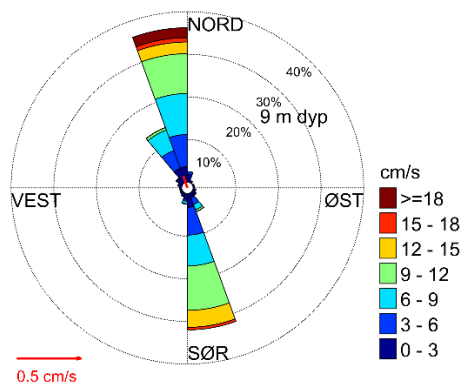
Multiconsult målte strøm i dumpeområdet i september-oktober 2017 (Multiconsult, 2017a), og i dette tilfellet er det naturlig å sammenligne modellresultatene med resultatene fra disse målingene (Figur 12). Ettersom modellen er kjørt for 2014 og ikke 2017, kan ikke nøyaktig samme periode sammenlignes, bare samme årstid.

Figur 13 viser strømroser fra modellen fra dumpeområdet (samme posisjon som i Figur 3) for perioden september-oktober 2014. Det er generelt godt samsvar mellom modellen og målingene på mange punkter. I begge datasettene er strømmen sterkere i overflaten enn dypere i vannsøylen. Hovedstrømretningene i det øverste laget er mot nord-vest og sør-øst, og nettotransporten er svært liten. I laget under og nærmest bunnen er det en svak nettotransport innover fjorden i begge datasettene. Lagene i midten av vannsøylen skiller seg mest fra hverandre på den måten at målingene har noe mer retningsvariabilitet (strøm i flere retningssektorer) enn modellen.

Det er vanskelig å sette opp nøyaktige og objektive kriterier for når en modell gjengir virkeligheten på en tilfredsstillende måte, men sammenligning av modelldata med strømdata fra interesseområdet tyder på at modellen i hovedsak produserer realistiske strømfelt i interesseområdet.



Figur 12. Strømroser fra målinger utført av Multiconsult i dumpeområdet i perioden september – oktober 2017 (Multiconsult 2017a). Totallengden på sektorene indikerer andel målinger (%) i respektive retninger i løpet av måleperioden. Lengden på hvert fargesegment i hver sektor bestemmer videre den relative andelen av målinger med korresponderende strømstyrke (se fargeskala) innenfor hver enkelt sektor. For eksempel, jo mer gul farge i en sektor, desto mer strøm med styrke 15-20 cm/s i den sektoren.



Figur 13. Strømroser av modellert strøm fra dumpeområdet for perioden september – oktober 2014. Totallengden på sektorene indikerer andel målinger (%) i respektive retninger i løpet av måleperioden. Lengden på hvert fargesegment i hver sektor bestemmer videre den relative andelen av målinger med korresponderende strømstyrke (se fargeskala) innenfor hver enkelt sektor. For eksempel, jo mer gul farge i en sektor, desto mer strøm med styrke 12 – 15 cm/s i den sektoren. Rød pil indikerer størrelse og retning på middelstrømmen. Skaleringspil (0.5 cm/s mot øst) er vist i nede til venstre i hver figur.