

Beregnet til
Kystverket

Dokument type
Miljøkonsekvensvurdering

Dato
Juni 2018

MILJØKONSEKVENSVURDERING VED FARLEDSUTBEDRING TIL BORG HAVN



VURDERING VED FARLEDSUTBEDRING TIL BORG HAVN

Oppdragsnummer: 1110438
Oppdragsnavn: Farledsutbedring Borg havn
Dokumentnummer: M-rap-51
Filnavn: KVVU Borg 04052018 - EE

Revisjon	02	
Dato	13.06.2018	
Utarbeidet av	Aud Helland (RNO), John Arthur Berge (NIVA), Hanne Vidgren (RNO), Mats Walday (NIVA), André Staalstrøm (NIVA), Anna Hellstrøm (RNO), Lars Jøran Sundsdal (RNO)	
Kontrollert av	Tom Jahren	
Godkjent av	Tom Jahren	
Beskrivelse	Vurdering av miljøkonsekvenser ved mudring av farleden inn til Borg havn.	

Sammendrag.

Kystverket planlegger utbedring av farleden inn til Borg havn for å øke sikkerheten. Det planlegges å gjøre leden rettere, bredere og dypere. Tiltaket består i å fjerne enkelte grunner i ytre del av leden og etablere snuplass i Fuglevikbukta. Tiltaket medfører mudring av ca. 3,3 m³ løsmasser og sprengning av 250.000 m³ fjell. Forurensede masser i tilstandsklasse 4-5 skal tas på land til godkjent deponi. Kystverket søker om å legge masser i tilstandsklasse 1-3 tilbake i sjø, i sjødeponier ved Møkkalasset og Svaleskjær. For å kunne vurdere mulig påvirkning av tiltaket på naturmiljøet i Glommaestuariet er foreliggende vurderinger basert på modellering av partikkelspredning utført av Sintef (2018). Modelleringen viser påslag av partikler i vannmassen og sedimenttilvekst som følge av mudring, og deponering av massene i sjødeponiene. Økt partikkelinnhold i vannmassene gir redusert siktedyp, og økt sedimentasjon gir økt tilslamming. Rapporten vurderer risiko og konsekvens av tiltakene på planter og dyr i det marine miljø, og for ulike brukerinteresser herunder friluftsliv og fiske.

Vår leveranse	Miljøkonsekvenser	Partikkelspredning	Miljøgifter	Anleggsarbeid
----------------------	-------------------	--------------------	-------------	---------------

Ramboll
Hoffsveien 4
Skøyen
Oslo
www.ramboll.no

[https://wsponline-my.sharepoint.com/personal/eivind_edwardsen_wsp_com/Documents/Vedlegg/Borg/Søknad til Miljødirektoratet 2018/Vedlegg C - Miljøkonsekvensvurdering. Ramboll rap 51.docx](https://wsponline-my.sharepoint.com/personal/eivind_edwardsen_wsp_com/Documents/Vedlegg/Borg/Søknad%20til%20Miljødirektoratet%202018/Vedlegg%20C%20-%20Miljøkonsekvensvurdering%20-%20Ramboll%20rap%2051.docx)

INNHOILDSFORTEGNELSE

1.	INNLEDNING	3
1.1	Bakgrunn	3
1.2	Formålet med konsekvensvurderingen	4
2.	BESKRIVELSE AV TILTAKSOMRÅDET OG TILTAKET	5
2.1	Røsvikrenna med Fuglevikbukta og Flyndregrunnen	5
2.2	Grunne områder i farleden	5
2.3	Sjødeponiene Møkkalasset og Svaleskjær	5
2.4	Landdeponi	5
2.5	Oppvirvling og spredning av partikler	6
3.	MATERIALE OG METODE	8
3.1	Grunnlagsdata	8
3.2	Prinsippene for konsekvensvurderingen	8
3.3	Modellering	9
4.	DAGENS TILSTAND I RESIPIENTEN	11
4.1	Strømningsforhold	11
4.2	Sedimenter og sedimentasjon	12
4.3	Vannmassenes fysiske og kjemiske status	15
4.4	Planteplankton	16
4.5	Strandsonen – hardbunn	17
4.6	Strandsonen/gruntvann - bløtbunn	18
4.7	Ålegras	21
4.8	Dypere vann – hardbunn	23
4.9	Dyperevann - bløtbunn	24
4.10	Koraller	30
4.11	Fisk	31
4.12	Hummer	33
4.13	Fugl	34
4.14	Miljøgifter i organismer	37
4.15	Fiskeri og akvakulturinteresser	42
4.16	Marine kulturminner	44
4.17	Friluftsliv	45
5.	KONSEKVENSER AV TILTAKET	50
5.1	Strømningsforhold	50
5.2	Sedimenter og sedimentasjon	53
5.3	Vannmassenes fysiske og kjemiske status	60
5.4	Planteplankton	63
5.5	Strandsonen – hardbunn	63
5.6	Strandsonen/gruntvann - bløtbunn	66
5.7	Ålegras	69
5.8	Dypere vann – hardbunn	72
5.9	Dypere vann - bløtbunn	72
5.10	Koraller	80
5.11	Fugl	83

5.12	Miljøgifter i organismer	85
5.13	Fiskeri og akvakulturinteresser	90
5.14	Marine kulturminner	97
5.15	Friluftsliv	98
6.	SAMLET KONSEKVENNS	100
7.	REFERANSER	109

VEDLEGG

Vedlegg 1

1. Kart som viser modellering av økt Turbiditet som følge av mudring og deponering i farledsutbedringen til borg havn.
2. Kart som viser modellering av økt sedimentasjon som følge av mudring og deponering i farledsutbedringen til borg havn.

SAMMENDRAG

Kystverket planlegger utbedring av farleden inn til Borg havn for å øke sikkerheten. Tiltaket skal gjøre leden rettere, bredere og dypere. Tiltaket betegnes som Borg 1 og Borg 2, hvor Borg 1 omfatter Røsvikrenna, og Borg 2 omfatter alle grunnene som skal fjernes utover i leden samt snuplassen i Fuglevikbukta.

Mudreområdet i Borg 1 omfatter et areal på 672.000 m², og grunner som skal mudres og eller sprenges i Borg 2 omfatter totalt et areal på 204.000 m². Tiltaket omfatter mudring av ca. 3,3 mill m³ løsmasser, og sprengning av ca. 250.000 m³ fjell. Basert på statistiske beregninger er det estimert med 95 % sannsynlighet at forurensede masser i tilstandsklasse 4-5 utgjør 963.728 m³, og med 80 % sannsynlighet 742.433 m³. Disse massene skal til godkjent landdeponi. Masser i tilstandsklasse 1-3 søkes deponert i sjødeponi.

Mudringen vil foregå med en kombinasjon av langtrekkende kran med grabb (i de grunne områdene), bakgraver, og sugemudring. Nedføringen i sjødeponi vil være i rør til under sprangsjiktet. Sintef (2018) har modellert påslag i partikkelspredning og sedimentasjon som følge av tiltaket. Modelleringen danner grunnlag for vurdering av konsekvenser for det marine liv og brukerinteresser.

Følgende elementer er vurdert; strømningsforhold, sedimenter og sedimentasjon, vannmassenes fysiske og kjemiske status, planteplankton, hardbunn og bløtbunn i strandsonen, hardbunn og bløtbunn på dypere vann, ålegras, koraller, fisk og fiske, hummer, fugl, miljøgifter i organismer, marine kulturminner og friluftsliv.

Tabellen under oppsummerer påvirkningen de ulike naturtypene og kvalitetselementene i tiltaksområdet er utsatt for og hvilken verdi de har før, under og etter tiltaket. Tegnforklaring til tabellen er gitt under tabellen, og i kap. 3.2. (Det er ikke akvakulturinteresser i området i dag, men Fredrikstad Seafoods har planlagt et anlegg. Det er ikke registrert / funnet kulturminner i tiltaksområdet. Akvakultur og kulturminner der derfor ikke verdivurdert)

	Påvirkning før tiltak	Verdi	Påvirkning under tiltak	Verdi under tiltak	Påvirkning etter tiltak	Verdi etter tiltak
Hydromorfologi og strømningsforhold	0		0		0	
Sedimenter og sedimentasjon	-1		-2		0	
Vannmassenes fysiske kjemiske status	-2		-3		-2	
Planteplankton	0		-1		0	
Strandsonen hardbunn	-1		-1		-1	
Strandsonen bløtbunn	0		-1		0	
Ålegras	-1		-1		-1	
Hardbunn dypere vann	0		-1	Sterkt redusert	-1	Sterkt redusert
Bløtbunn dypere vann	-1		-4	Sterkt redusert	-1	
Koraller	0		0		0	
Fiske og fiskerier	0		-1		0	
Hummer	0		0		1	
Fugl	-1		-1		-1	
Miljøgifter i organsimer	-1		-1		-1	
Akvakultur						
Marine kulturminner						
Friluftsliv	-1		-1		-1	
		Uten betydning	Noe	Middels	Stor	Svært stor
Verdi						
		Ødelagt sterkt forringet	Foringet	Noe forringet	Ubetydelig endring	Forbedret
Påvirkning		-4	-2	-1	0	+

Bløtbunnsfaunaen er den naturtypen som blir mest påvirket av tiltaket. Den blir utradert i mudre- og deponiområdet. Virkningen vil være forbigående. Modelleringen av partikkelspredning som følge av tiltaket er relativt begrenset. Spredning av partikler til Ytre Oslofjord vil være liten og ansees ikke å påvirke korallforekomstene ved Tisler.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

I samsvar med Kystverkets Handlingsprogram planlegger Kystverket å utbedre innseilingen til Borg Havn som ligger i utløpet av Østerelva. Glomma har to utløp, et vest og et øst for Kråkerøy, derav navnene Vesterelva og Østerelva. Hovedtransporten av vann foregår via Østerelva. Tiltakene består av utdyping av farleden og etablering av en ny snuplass i Fuglevikbukta (Figur 1). Tiltaket er delt i to deler hvor innerste del av farleden, Røsvikrenna og snuplassen, omtales som Borg 1, mens ytterste del, Flyndregrunnen til Duken, samt omtales som Borg 2.

Mudreområdet i Borg 1 omfatter et areal på 672.000 m² og grunner som skal mudres og eller sprenges i Borg 2 omfatter totalt et areal på 204.000 m² (Figur 1). Begge delprosjektene har behov for deponier til rene og forurensede sedimenter. Tiltaket omfatter mudring av ca. 3,3 mill m³ løsmasser, og sprengning av ca. 250.000 m³ fjell. Basert på statistiske beregninger er det estimert med 95 % sannsynlighet at forurensede masser i tilstandsklasse 4-5 utgjør 963.728 m³, og med 80 % sannsynlighet 742.433 m³ (Hjermann, 2018, og Sintef, 2018). Behovet for mudring blir høyere enn beregnet volum basert på sedimentkjernedata og 3D-modellering, fordi det er tatt høyde for overmudring ut i fra presisjonsgraden på ulike typer mudringsutstyr (redegjort for i Sintef, 2018).

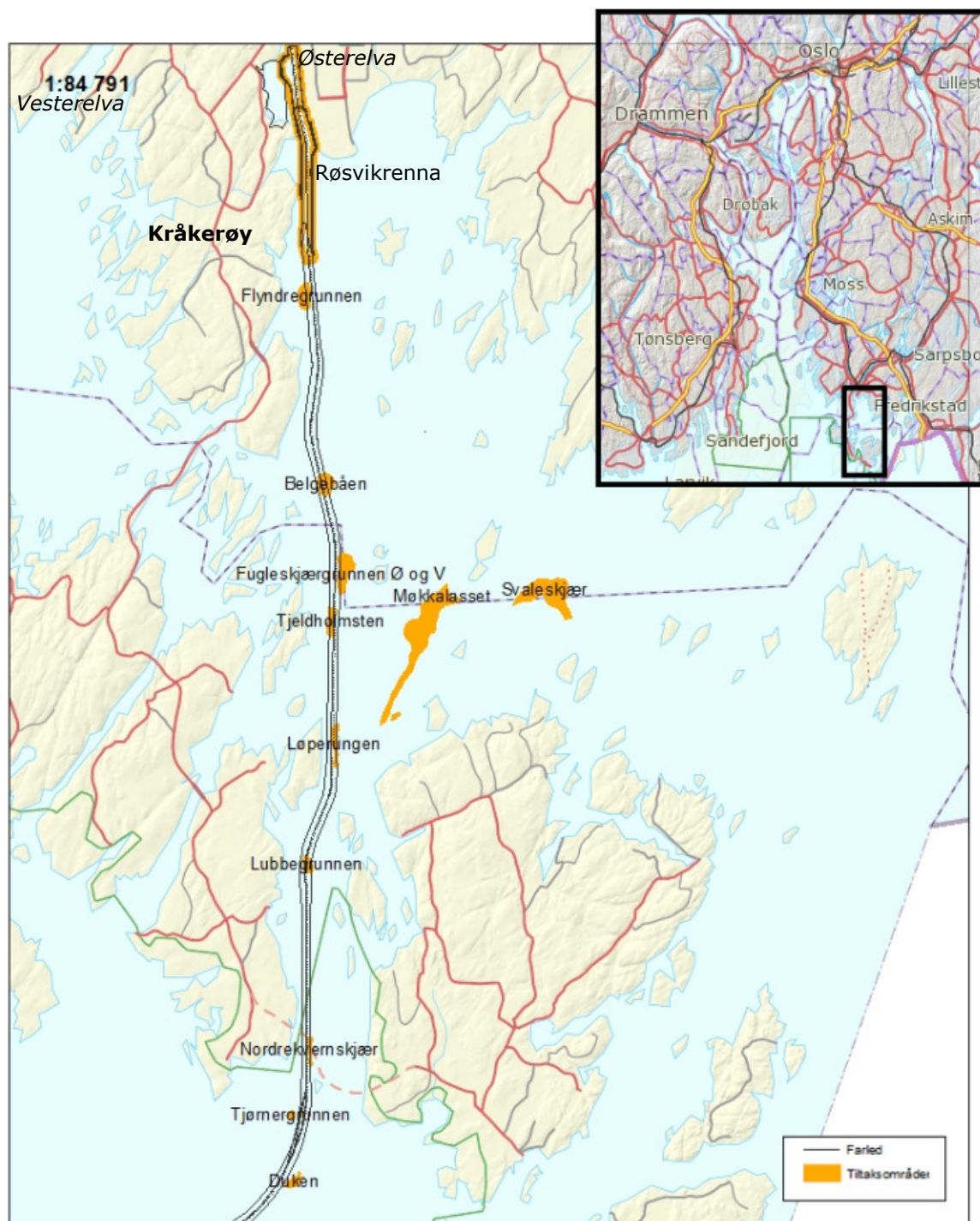
Forurensede masser skal legges i landdeponi. Sedimenter i tilstandsklasse 1-3, heretter kalt rene masser¹ (ca. 2,3 til 2,5 mill m³) er planlagt deponert i egnede sjødeponier ved Møkkalasset og Svaleskjær. Sprengstein er planlagt skjøvet ut på dypere vann ved den enkelte grunnen det sprenges ut på. Anleggsområdet, som inkluderer områdene som blir utsatt for propellbruk, oppankring osv., vil være større enn selve mudreområdet, men det er kun i mudreområdet sedimentene fysisk fjernes, og det er kun denne aktiviteten som her vurderes å gi risiko for spredning av partikler og forurensning.

Deler av mudringsområdet ligger såpass grunt (<7m) at større mudringsfartøy ikke kan benyttes før en del av massene er mudret og vanddypet er blitt større. I de grunne områdene vil derfor bruk av mekanisk utstyr som grabb eller bakgraver være nødvendig. Siden de forurensede massene stort sett ligger grunnere enn 7 m, vil disse sannsynligvis mudres med sistnevnte utstyr. Grabbmudring genererer mindre vann, hvilket er en fordel når massene skal til landdeponi. Når vanddypet er >7m, vil det være hensiktsmessig å benytte hydraulisk utstyr som sugemudring fordi kapasiteten er større enn ved grabbmudring. Sugemudring vil derfor mest sannsynlig i hovedsak benyttes på rene masser. Sugemudring genererer store mengder vann, det vil derfor være mest hensiktsmessig å deponere disse massene via rør mot bunnen i sjødeponiene Møkkalasset og Svaleskjær. Mudring med grabb fører til at det meste av sedimentene holdes sammen i større og mindre klumper, disse må løses opp før nedføring i rør i sjødeponiene. Reguleringsplanen for tiltaket angir at deponering i sjødeponi skal utføres ved nedføring i rør ned til et nivå under sprangsjiktet.

Prosjektet har vært gjennom en lang planleggingsfase hvor ulike trasévalg er vurdert. Alternative tiltak er tidligere vurdert i Konsekvensvurdering for Borg 1 (Kystverket 2010), med tilleggsutredning om effekter av tiltaket på vannforekomsten (Rambøll 2012), og Konsekvensvurdering for Borg 2 (Kystverket 2014).

Trasévalget som ligger til grunn for foreliggende konsekvensvurdering er basert på en sikrest mulig farled for sjøfarende samtidig som hensynet til inngrepssonen er tatt i betraktning (Figur 1). Det er søkt å holde volumet av masser som skal håndteres, på et minimum. Foreliggende konsekvensvurdering vurderer derfor ikke alternative tiltak, men kun det tiltaket som per i dag planlegges.

¹ I henhold til Miljødirektoratets veileder M-608/2016 *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*, er sedimenter i tilstandsklasse III definert som moderat forurenset, og kan gi kroniske effekter ved langtidseksposering.



Figur 1. Farleden inn til Borg havn ved utløpet av Glomma. Områdene hvor tiltak skal gjennomføres er merket gult. Tiltaksområdet i Røsvikrenna er markert med gul strek, det gjøres oppmerksom på at hele området innenfor gul markering skal mudres.

1.2 Formålet med konsekvensvurderingen

Formålet med konsekvensutredningen er å sikre at hensyn til miljø, naturressurser og samfunn blir tatt i betraktning under planleggingen og gjennomføring av tiltaket.

Planlegging og konsekvensutredning tar utgangspunkt i bestemmelsene om bærekraftig bruk i Naturmangfoldlovens kap. II og bygger på vitenskapelig kunnskap om naturmiljøet. Konsekvensvurderingen beskriver dagens situasjon i området, herunder naturressurser og naturmiljø, og

hvilke konsekvenser som kan oppstå ved gjennomføring av tiltaket. Det søkes å benytte best mulig teknologi for å unngå eller i størst mulig grad begrense skader på naturmiljøet.

2. BESKRIVELSE AV TILTAKSOMRÅDET OG TILTAKET

2.1 Røsvikrenna med Fuglevikbukta og Flyndregrunnen

Røsvikrenna med Fuglevikbukta og Flyndregrunnen ligger i utløpet av Østerelva og er den nordligste delen av tiltaksområdet hvor det skal fjernes mest masse, og hvor det er påvist forurensete masser. Røsvikrenna er planlagt mudret til 11,3 m under sjøkartnull i den nordlige delen utenfor snuplassen i Fuglevikbukta og 13,3 m under sjøkartnull i områdene lenger sør. Røsvikrenna skal mudres til 150 m bredde over en distanse på 2,8 km. Fuglevikbukta er en naturtype karakterisert som strandeng og strandsump og har en utbredelse på 274 da. Snuplassen i Fuglevikbukta vil mudres over et areal på 20 da. Geotekniske undersøkelser har vist at egnet mudreskråning i Røsvikrenna og snuplassen i Fuglevikbukta har en helling på 1:3. En slik vinkel vil ivareta stabiliteten av massene i skråningen (Rambøll 2016). I tillegg vil skråningen i Fuglevikbukta tildekkes med erosjonsbeskyttende materiale etter som eksempelvis betongmadrasser eller fiberduk med graderte masser tilpasset erosjonen som kan oppstå (Rambøll, 2014). Flyndregrunnen utgjør et areal på ca. 53 000 m² med grunneste dyp på ca. 4 m under sjøkartnull. Også denne skal mudres til 13,3 m under sjøkartnull.

2.2 Grunne områder i farleden

I tillegg til Flyndregrunnen er det totalt 7 grunner som skal mudres i farleden videre ut mot ytre Oslofjord. Belgebåen, Fugleskjærgrunnen vest og Tjeldholmsten ligger sør for Flyndregrunnen, men før innsnevringen til Løperen. Andelen fjell som er planlagt fjernet øker utover i leden. Løperungen, Lubbegrunnen og Nordre Kvernskjær ligger i Løperen. På nordre Kvernskjær vil ikke tiltaket berøre løsmasser, kun fjell. Det samme er tilfelle på Tjørnergrunnen, mens på Duken som ligger lengst ute, utenfor Hvalerøyene, er det ikke påvist fjell i massene som ønskes fjernet, kun grov sand og grus.

2.3 Sjødeponiene Møkkalasset og Svaleskjær

Kystverket planlegger å deponere masser i tilstandsklasse I-III (Miljødirektoratets klassifisering) i sjødeponiene Møkkalasset og Svaleskjær, som er vurdert å være egnet etter kriteriene gitt i Miljødirektoratets retningslinjer for sjødeponier (TA-2624/2010). Utvelgelsen av de to deponiene ble gjennomført etter en undersøkelse av i alt 25 alternative deponiområder. NIVA identifiserte og vurderte i 1995 13 alternativer (Helland 1995), og ytterligere 12 alternativer ble senere foreslått. Disse er vurdert på grunnlag av NIVAs rapport fra 1995 og for øvrig ut fra alminnelig tilgjengelige data, som tidligere undersøkelser, marin miljøressursdatabase og fastsatte naturvernområder. På dette grunnlaget ble 16 av alternativene forkastet som lite egnet som deponiområder. Det ble så foretatt en prioritering av de 9 gjenstående alternativene på grunnlag av kapasitet, avgrensning, dybde, transportavstand, værhindringer og friluftsliv.

Etter denne andre prioriteringsrunden ble det valgt ut 6 alternativer for videre undersøkelser. For disse seks alternativene ble det tatt prøver av bunnsedimentene, og i samarbeid med Norsk Maritimt Museum foretatt søk etter eventuelle kulturminner. Ut fra resultatene av disse undersøkelsene og andre forhold som friluftsliv, mulig tilslamming av strender og lignende, ble det i samråd med Miljødirektoratet, Fylkesmannens miljøvernavdeling og kommunene valgt tre områder (Møkkalasset, Svaleskjær og Garnholmen) for videre undersøkelser i form av feltnålinger av strøm og turbiditet. Garnholmen ble senere forkastet som alternativ fordi området er værutsatt.

2.4 Landdeponi

Kystverket planlegger å deponere masser i tilstandsklasse IV - V (Miljødirektoratets klassifisering) på land. Det er gjort en vurdering av deponering av masser hos NOAH på Langøya og deponering lokalt i strandkantdeponi hos Frevar på Øra. Alternativene har blitt kvalitativt vurdert med

henblikk på kriteriene miljøgevinst, lokal merverdi, langtidseffekter og teknisk gjennomførbarhet og pris. Vurderinger har konkludert med at masser i tilstandsklasse IV og V skal deponeres i strandkantdeponi hos Frevar på Øra. De siste mengdeberegningene av forurenset masser tilsier at Frevar ikke har tilstrekkelig kapasitet til å ta imot alle massene. Kystverket har derfor søkt etter andre alternative deponier for det resterende volumet. Søket viser at det finnes alternativer. For å sikre at ansvaret for hele mudrings- og deponeringsarbeidet tillegges samme kontraktspart ønsker Kystverket å ta det endelige valget til deponi ved valg av entreprenør. Ansvaret for å innhente alle nødvendige tillatelser vil således tillegges deponieier. Kystverket vil sikre at et godkjent alternativ blir valgt i det videre arbeidet med prosjektet.

2.5 Oppvirvling og spredning av partikler

Under mudring og deponering vil en del av sedimentene bli virvlet opp og suspendert i vannmassene på stedet. Dette kan føre til økt turbiditet og spredning av partikler. Mengde sediment som blir virvlet opp, vil være avhengig av mudrings- og deponeringsmetodene. Sintef (2018) har estimert total mengde masser som blir virvlet opp som følge av prosjekt ved ulike mudring- og dumpingsmetoder. Det er anslått at 5 % av sedimentene (tørrvekt) blir virvlet opp ved mudring med mekanisk mudringsutstyr, og 2 % ved hydraulisk mudreutstyr som sugemudring, og 5 % ved nedføring av masser i sjødeponi (Sintef, 2018). Ved omregning fra *in-situ* m³ til tonn benyttes egenvekt 1,5 for masser som mudres i scenario 1 og 2, og 1,85 for masser som mudres i scenario 3, 5 og 7 (Tabell 1). Ved omregning fra våtvekt til tørrvekt er det antatt et gjennomsnittlig vanninnhold på 48,5 % for forurensete sedimenter og 33,5 % for «rene» sedimenter (Sintef, 2018). Disse forutsetningene ligger til grunn for Sintefs modellering av partikkelspredning (kap. 3.3). Mudringsvolumer og tap under mudring og nedføring i sjødeponi er gjengitt i Tabell 1.

Alt suspendert materiale angitt i Tabell 1 er teoretisk tilgjengelig for spredning, men det er bare finfraksjonen av sediment (i.e. partikler mindre enn 63 µm) som kan spres over lengre avstander. Grovere sedimentfraksjoner suspendert i vannmassen vil sedimentere nær mudre- og deponistedet. Spredningsmodelleringen (Sintef, 2018) legger til grunn at alt materiale i Tabell 1 er <63 µm. Modelleringen viser at det meste av partiklene som virvles opp i vannmassene vil sedimentere i nærheten av mudringsområdet. Mengden som sedimenterer avtar med økende avstand til mudringsområdet.

Spredning av partikler i vannsøylen vil være avhengig av hvor partiklene blir frigjort (lokalitet, vanddybde). Sintef (2018) modellerer spredning og sedimentasjon som følge av mudring utført ved ulike mudringsmetoder, om det er rene eller forurensete masser som mudres, og for nedføring til sjødeponi. Scenarioene har nummer 1 – 8 (gjengitt i Tabell 1).

Tabell 1. Mudring- og deponeringsvolumer i Borg 1 og 2 av rene og forurensede masser, håndtert ved ulike metoder (venstre del av tabellen). Volumene er basert på 80 og 95 % konfidensnivå i henhold til Hjermand 2018. Estimert tap av masser under mudring og deponering av rene og forurensede masser håndtert ved ulike metoder (høyre side av tabellen). Tallgrunlaget er hentet fra Sintef 2018.

Scenario	Sintef, 2018	MENNGDE MASSER FOR MUDRING OG NEDFØRING				TAP	TAP AV MASSER VED MUDRING OG NEDFØRING	
		Massevolum m3		Massevekt (t) - vann og sediment			%	Massetap tonn (tørrvekt)
		80 %	95 %	80 %	95 %	80 %		95 %
1	Mudring forurenset masse med "long reach crane"	6 175	6 175	9 263	9 263	5	239	239
2	Mudring forurenset masse med "backhoe" Borg 1+Borg2	736 258	957 553	1 104 387	1 436 330	5	28 516	37 087
3	Mudring rene masser med "Wire grab crane" Borg 1+Duken, Lubbegrunnen, Løperungen, Tjeldholmen Fugleskjærgrunnen vest	249 502	232 421	461 579	429 979	5	16 784	15 635
5	Mudring rene masser med TSHD Borg 1 (mellom - 4,5 og -7)	263 948	218 826	488 304	404 828	2	7 102	5 888
7	Mudring rene rene masser med TSHD Borg 1+Borg 2 Flyndregrunnen og Belgebåen	2 031 843	1 903 738	3 758 910	3 521 915	2	54 672	51 225
4	Nedføring av masser fra "Wire grab crane"	249 502	232 421	461 579	429 979	5	16 784	15 635
6	Nedføring av masser etter TSHD Borg 1	263 948	218 826	488 304	404 828	5	17 756	14 720
8	Nedføring av masser etter TSHD Borg 1 Flyndregrunnen og Belgebåen	2 031 843	1 903 738	3 758 910	3 521 915	5	136 681	128 063
	Sum mudring forurensede	742 433	963 728	1 113 650	1 445 592		28 755	37 326
	Sum mudring rene	2 545 293	2 354 985	4 708 792	4 356 722		78 558	72 748
	Sum mudring forurensede og rene	3 287 726	3 318 713	5 822 442	5 802 314		107 313	110 074
	Sum nedføring rene masser	2 545 293	2 354 985	4 708 792	4 356 722		171 221	158 418
	TOTALT						278 534	268 492

Tabell 1 viser at det virvles opp 28.775 tonn sediment ved mudring av forurensede sedimenter hvis 80 % konfidens legges til grunn, eller 37.326 tonn hvis 95 % konfidens legges til grunn. Ved mudring av rene masser virvles det opp 78.558 tonn hvis 80 % konfidens legges til grunn, eller 72.748 tonn hvis 95 % konfidens legges til grunn.

Ved deponering av rene masser i sjødeponi, Møkkalasset eller Svaleskjær, virvles 171.221 tonn av massene opp hvis 80 % konfidens legges til grunn, eller 158.418 tonn hvis 95 % konfidens legges til grunn.

Mengden sediment som årlig tilføres estuaret ved Østerelva (170.000 tonn/år, som er ca. 2/3 av Glommas transport), er ca. 5 ganger høyere enn det som spres ved mudring av de forurensede sedimentene i Borg, og ca 2 ganger høyere enn det som spres ved mudring av rene masser. Ved nedføring av rene masser spres det omtrent like mye masse som den årlige tilførselen via Østerelva. Ved nedføring spres partiklene til dypere vannlag, og ikke i overflaten slik Østerelva gjør. Totalt for operasjonen både mudring og deponering spres det 278.534 tonn sedimenter hvis 80 % konfidens legges til grunn og 268.492 tonn hvis 95 % konfidens legges til grunn.

Det bemerkes at den største andelen av oppvirvlet materiale (Tabell 1) vil sedimentere i tiltaksområdet (jf kap 3.3).

3. MATERIALE OG METODE

3.1 Grunnlagsdata

Naturtilstanden i tiltaksområdet er dokumentert gjennom *Statlig program for forurensningsovervåking* helt fra 1980-tallet fram til i dag. Omfanget av overvåking er redusert gjennom årene etter hvert som tilstanden ble bedre etter at industriutslippene ble redusert på 1980-1990 tallet.

I dag overvåkes vannkvalitet, bløtbunnsfauna og sedimentkvalitet i området gjennom Fagrådet for Ytre Oslofjord sitt overvåkingsprogram. I tillegg overvåkes vannkvalitet, biologi i hardbunnsfjæra og miljøgifter i organismer gjennom pålegg til industrien som har utslipp til nedre del av Glomma. Det gjøres oppmerksom på at i de ulike arbeidene er partikkelinnholdet noen ganger målt som turbiditet (i måleenheten NTU eller FNU) og eller noen ganger som mg/l. I Glomma-estuariet har målinger vist at man kan betrakte 1 NTU = 1 FNU = 1 mg/l = 1 ppm. I det følgende gjengis den måleenheten som er oppgitt i arbeidene det refereres til. Miljøgifter i torsk og blåskjell, samt passive prøvetakere, inngår i programmet Miljøgifter i norske kystområder i regi av Miljødirektoratet. Revet på Tisler overvåkes gjennom HERMES Consortium (Lavaleye et al 2009).

Informasjon om tilstand og verdi av ulike naturtyper er innhentet fra Naturbase og andre databaser, f.eks. Fiskeridirektoratets database.

I tillegg er tilstanden i bløtbunnsfauna i mudre- og deponiområdene og i Øraområdet kartlagt før tiltak (DNV 2009, NGI 2011, Rådgivende biologer, 2017). Tiltaksområdet har flere ålegrasforekomster som er gitt ulik verdi etter DNs håndbok 19. Tilstanden til utvalgte forekomster av ålegras i det antatte influensområdet ble kontrollert i 2013 (Rambøll, 2013). Det kan bemerkes at kontrollen ble utført før det ble etablert klassegrenser for ålegras (Direktoratsgruppa 2013).

Mer detaljerte referanser til aktuelle arbeider er gitt under hvert kapittel i den påfølgende utredningen.

3.2 Prinsippene for konsekvensvurderingen

Prinsippene for konsekvensvurderingen er å vurdere virkningen på resipienten av tiltaket, og hvilken konsekvens dette kan ha for naturmiljø og samfunnsinteresser. Konsekvensene av et tiltak framkommer ved å beregne eller vurdere forventet tilstand etter gjennomføring av tiltaket, mot forventet tilstand uten tiltaket, ofte kalt nullalternativet.

Usikkerheter forbundet med registreringer, vurdering av verdi, omfang og konsekvenser er diskutert og klarlagt. Samlet konsekvens av tiltaket i form av påvirkning og eventuell verdireduksjon er vurdert til slutt. Prinsippene i Vegdirektoratets metodikk for konsekvensanalyser (Håndbok V712) er lagt til grunn. Verdien av naturtypene og kvalitetselementene er vurdert etter Tabell 2. Påvirkning er vurdert etter skalaen i Tabell 3.

Tabell 2. Verdivurdering etter Vegdirektoratets metodikk for konsekvensanalyser (Håndbok V712).

	Uten betydning	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
Forvaltningsprioritet	Uten betydning for temaet eller sterkt reduserte kvaliteter		Forvaltningsprioritet	Høy forvaltningsprioritet	Høyeste forvaltningsprioritet
Viktighet/betydning for fagtemaet		Alminnelig/lokalt vanlig	Lokal/regional betydning	Regional/nasjonal betydning	Nasjonal/internasjonalt betydning Unikt
Funksjoner og sammenhenger		Kontekst/sammenheng er lite synlig	Kontekst/sammenheng er noe fragmentert	Viktige sammenhenger og funksjoner	Særlig viktige sammenhenger og funksjoner
Bruksfrekvens		Betydning for få	Betydning for flere	Betydning for mange	Betydning for svært mange
Faglige kvaliteter ³⁸		Få kvaliteter	Gode kvaliteter	Særlig gode kvaliteter	Unike kvaliteter

Tabell 3. Fargekoder for verdi og tallkoder for påvirkning, etter Vegdirektoratets metodikk for konsekvensanalyser (Håndbok V712).

	Uten betydning	Noe	Middels	Stor	Svært stor
Verdi					
	Ødelagt sterkt forringet	Forringet	Noe forringet	Ubetydelig endring	Forbedret
Påvirkning	-4	-2	-1	0	+

I det følgende benyttes begrepene tiltaksområdet, influensområdet og delområder (Tabell 4). Tiltaksområdet er området som fysisk blir berørt av tiltaket. Tiltaksområdet er likt for alle fagtema. Influensområdet er området der tiltaket kan medføre konsekvenser. Influensområdet vil variere fra fagtema til fagtema. I tillegg benyttes ulike kart som viser verdien og beliggenheten av ulike naturforekomster i tiltaksområdet og influensområdet.

Tabell 4. Ulike begreper benyttet i konsekvensvurderingen

Tiltaksområdet	Området som fysisk blir berørt av tiltaket.
Influensområdet	Området som kan bli påvirket av tiltaket. Utgjør undersøkelsesområdet og varierer fra tema til tema
Delområder	Mindre og enhetlige områder innenfor tiltaksområdet/influensområdet. Er avmerket på kart og verdivurdert
Verdikart	Kart som viser delområdene med verdivurderinger. Er laget for alle fagtema
Registreringskart	Kart som gir oversikt over registrerte data, er gitt under hvert fagtema.

3.3 Modellering

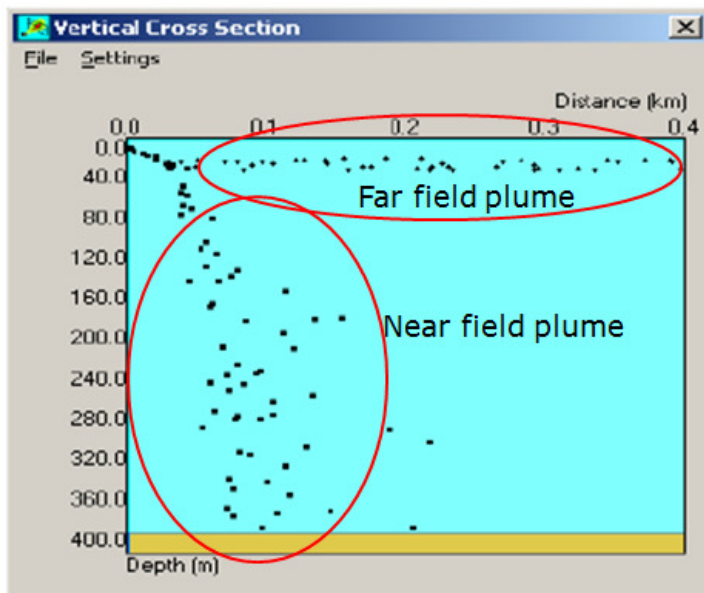
Både mudring og deponering i sjø vil føre til spredning av partikler. Spredningen vil være avhengig av massenes beskaffenhet (som partikkelstørrelse og egenvekt) og forholdene i resipienten (som sjiktninger og strømningsforhold). Spredning av partikler fører til økt turbiditet i vannmassene og økt sedimentasjon. Det er derfor viktig å få avklart hvor stor spredningen kan bli og hvilke områder som blir påvirket av spredningen, dette er grunnleggende for å kunne vurdere effekten av tiltaket. For å få et godt grunnlag til å utføre en slik vurdering, har Kystverket engasjert Sintef til å modellere spredning av partikler ved gjennomføring av tiltaket i farleden inn til Borg havn (Sintef, 2018). Konsekvensvurderingen er derfor basert på resultatene fra modelleringen.

Sintefs (2018) modellering simulerer mengde sediment (partikler) i vann (mg/l) som frigjøres og spres i vannsøylen ved mudring av farleden og ved deponering av massene i sjødeponiene Svaleskjær og Møkkalasset. Modellen simulerer også sedimentasjon av spredt materiale i mm/tidsenheter. Utslipp av materiale fra mudringen er av modellårsaker satt til å forekomme punktvis, i Borg 1 er avstanden mellom punktene ca. 150-200 m. Av mangel på strømdata i nordre del av Røsvikrenna er første mudre- og utslippspunkt satt ca. halvveis ned i Røsvikrenna (utenfor Øra). Simuleringene starter således ikke øverst i mudringsområdet. Ved vurdering av effekter vurderes samme spredning i det øvre området som ellers i Røsvikrenna. Alle simuleringer er basert på døgnkontinuerlig drift (24/7), av det totale volum masse som er beregnet til mudring. Mudringen er da beregnet å ta 440 dager og deponeringen i sjø 290 dager. Mudring og deponering i sjø vil foregå samtidig. Modellkjøringene simulerer hele denne perioden.

Siden mudring og utslipp simuleres punktvis vil spredningen blir mer intens fra modellutslippspunktene enn det som faktisk vil skje under operasjon siden mudringsfartøyet vil være i nærmest kontinuerlig bevegelse. Mudrings- og deponeringsintensiteten må tilpasses de rådende forhold, det er derfor sannsynlig at tiltaket vil strekke seg over et lenger tidsrom enn den modellerte perioden. Basert på erfaringer fra tilsvarende mudringsoperasjoner kan 2 års varighet være et sannsynlig estimat (basert på vurderinger fra Van 't Hoff Conculancy).

Ved mudring og deponering i sjø vil største andelen av sedimenter som virvles opp, oppføre seg som en tetthetsstrøm og sedimentere nær mudre-/deponeringsstedet. Tetthetsstrømmen synker fordi den har høyere vekt enn omkringliggende vannmasser. Denne fasen kalles gjerne «near field plume» (partikkelskyen i nærområdet) (Figur 2). En del av de fineste partiklene vil unnsnippe tetthetsstrømmen og holde seg svevende i vannmassene slik at de kan transporteres over større avstander. Denne fasen kalles gjerne «far field plume» (partikkelskyen fjernt fra anleggsområdet) (Figur 2). Sintef modellerer begge disse prosessene som er illustrert i Figur 2. Modellen baserer seg på en sedimenteringshastighet på 0,1 mm/s for materialet som transporteres i «far field plume». Det er da tatt utgangspunkt i en gjennomsnittlig partikkelstørrelse på 30 µm. Det er en langsommere hastighet sammenlignet med en hastighet basert på Stokes lov (0,6 mm/s). Stokes lov er basert på ideelle sfæriske partikler som synker i stillestående vann. I Glomma estuariet er alltid vannmassene i bevegelse, noe som gjør at partiklene synker langsommere. Massene som mudres består av både større og mindre partikler enn 30 µm. De små partiklene vil ofte danne større partikler ved at de kleber seg til hverandre (flokkulering og aggregering). Slike partikler er skjøre og vil lett brytes opp igjen når strømhastighet og turbulens øker. Når partiklene synker under sprangsjiktet utover i Løperen, hvor strømhastigheten blir roligere, dannes det mer permanente aggregater av partikler, og synkehastigheten øker (Helland, 2003). Den benyttede synkehastigheten er basert på empiriske data vurdert av Deltares (Sintef, 2018).

Alle modellscenarier er vist i vedlegg 1, både for turbiditet og sedimentasjon.



Figur 2. Prinsippet for modellen DREAM (Sintef, 2016). Modellen skiller mellom transport og sedimentasjon av partikler i nærsone og fjernsone sett fra mudringsapparatet. Modellering av transport og sedimentasjon av partikler som spres fra tetthetsskyen (density plume) er basert på en sedimentasjonshastighet 0.1 mm/s for partikler med en gjennomsnittsstørrelse på 30 µm.

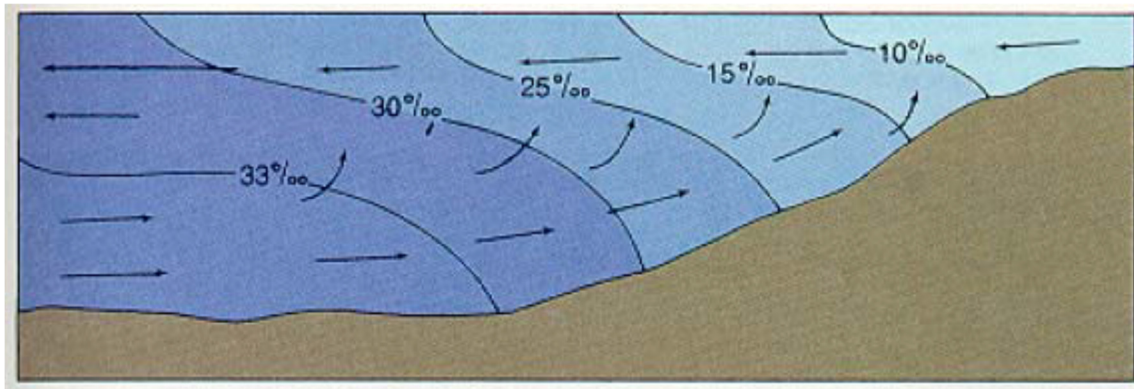
4. DAGENS TILSTAND I RESIPIENTEN

4.1 Strømningsforhold

Strømningsforholdene i Røsvikrenna og Glommas munningsområde er påvirket av følgende forhold:

- Tidevannet.
- Vannføringen i Glomma (øverste sjikt).
- Innoverrettet saltvannsstrøm langs bunnen

Glommaestuaret karakteriseres som mikrotidalt, det vil si det er mindre enn 1 meter forskjell mellom lavvann og høyvann. Prinsippskisse for strømningsforholdene i Røsvikrenna er vist i Figur 3.



Figur 3. Skissen som viser oppstrøms rettet saltvannsstrøm ved bunnen og nedstrømsrettet ferskvannstrøm (Glommavann) i overflaten. Saltinnholdet er vist i promille. Kilde: Kystverket 2010.

I Glommas nedre del er det et øvre lag med ferskvann som renner ut mot havet og et lag av saltvann under dette som til tider trenger langt opp i elva som en kile. Dette betyr at det langs bunn av elva kan strømme vann både oppover og nedover elva. Elva deler seg i to ved Fredrikstad, nærmere bestemt Isegran. Det østre løpet (Østerelva) er dypest med dybde ned mot 20 m under sjøkartnull. Det vestre løpet (Vesterelva) er grunnere med dyp på omtrent 10 m. Noe av vannet renner ut Vesterelva, men mesteparten utgjør Østerelva. Det antas at fordelingen av vann mellom de to grenene er noenlunde konstant ved lav og høy vannføring.

Normalvannføring ved Sarpsfossen over året er 400-1250 m³/s, med maksimal vannføring målt etter 1984 til ca. 3200 m³/s. Det antas at saltvannskilen kun trenger opp i elva i det dype østre løpet. I denne delen av elva vil ferskvann fra elva strømme utover i overflatelaget.

Det er nylig foretatt strømmålinger og turbiditetsmålinger i Glommas munningsområde (Staalstrøm og Skogan, 2015). Målingene bekrefter at sirkulasjonen er preget av at ferskvann møter saltvann. Det er kraftig strøm i ferskvannslaget ut mot sjøen som river med seg saltvann som befinner seg rett under ferskvannslaget (se Figur 3). Medrivningen fører til en kompensasjonsstrøm oppover elva. Høy vannføring i elva gir dypere ferskvannslag, men også en kraftigere og mer konsentrert kompensasjonsstrøm. Tidevannet påvirker i stor grad kompensasjonsstrømmen. På fallende tidevann bremses denne opp, og kan i visse tilfeller snu.

Utenfor elvemunningen er ferskvannslaget tynnere. På en stasjon (G3 i Staalstrøm og Skogan, 2015) 2,2 km syd for Kaldera befinner kompensasjonsstrømmen seg mellom 3-7 m og 12-15 m dyp, avhengig av vannføring i Glomma og tidevannet. Under 12-15 m er strømstyrken svært lav. Ved mudring utenfor elvemunningen vil sannsynligheten være stor for at partikler vil fraktes oppover elva med kompensasjonsstrømmen. Modellering av partikkelspredning i forbindelse med den planlagte mudringsoperasjonen (Sintef, 2018) bekrefter også dette.

Målingene til Staalstrøm og Skogan (2015) viser at turbiditeten i ferskvannslaget i gjennomsnitt er 13 FNU, med verdier opp mot 60 FNU. Dette tilsvarer omtrent en partikkelkonsentrasjon på henholdsvis 13 og 60 mg/L. Turbiditet målt i ferskvannslaget nær munningen har høy korrelasjon med turbiditet målt på stasjon Baterød 15-16 km lenger opp i elva. Dette tyder på at høy partikkelkonsentrasjon i ferskvannslaget skyldes tilførsel fra områder oppstrøms i Glomma og ikke lokale kilder nedstrøms Sarpefossen.

I saltvannskilen er middelverdien til turbiditeten lavere enn 13 FNU, som ble målt i ferskvannslaget.

Middelverdien er mellom 3,5 og 9,2 FNU i saltvannskilen. Maksimalverdiene i denne kilen er derimot svært høye, mellom 320 og 1221 FNU. Staalstrøm og Skogan antar at disse høye målingene skyldes partikkelskyer som er virvlet opp i nærheten av målestasjonen, enten på grunn av turbulente strømforhold eller resuspensjon av sediment som følge av propellgenerert turbulens. I saltvannskilen viser målingene at turbiditeten i 75 % av tiden er lavere enn 8,5 FNU og i 95 % av tiden lavere enn 27,1 FNU.

For å kunne vurdere om partikkelkonsentrasjonen endrer seg over tid eller mellom stasjoner, er det nødvendig å betrakte statistiske størrelser målt over en viss tid. For å kunne dokumentere om høye partikkelkonsentrasjoner skyldes en bestemt kilde, for eksempel et mudringsområde, er det helt nødvendig å måle på flere stasjoner i forskjellig avstand fra det antatte kildeområdet. Dette bør legges til grunn ved overvåking av tiltaket.

4.2 Sedimenter og sedimentasjon

Sedimentenes miljøkvalitet

Overflatesedimentene i hele mudringsområdet er undersøkt ved grabbprøvetaking med påfølgende analyser av de øvre 10 cm av sedimentene (Rambøll rapporter M-rap-021, M-rap-025 og Multiconsult, 2017). Enkelte overflateprøver fra Borg 1 (Røsvikrenna og Flyndregrunnen, n=71) overskrider tilstandsklasse III for kobber, kvikksølv, tributyltinn (TBT), PCB7 og flere PAH komponentene (acenaftalen, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene). Gjennomsnittskonsentrasjonen av disse stoffene i overflateprøver fra Borg 1 overskrider ikke tilstandsklasse III. Gjennomsnittskonsentrasjonen av enkeltforbindelser i alle overflateprøver fra grunnene lenger ut i farleden (Borg 2, n=25) viser ingen overskridelser av tilstandsklasse III. Enkelte prøver overskrider imidlertid tilstandsklasse III for kobber, kvikksølv, PCB7, enkelte PAH-komponenter og TBT.

Overflatesedimentene i deponiområdene Møkkalasset og Svaleskjær er undersøkt ved grabbprøvetaking med påfølgende analyser av de øvre 10 cm av sedimentene (NGI, 2011 og Multiconsult, 2017). Det er ingen stoffer som overskrider tilstandsklasse III i sedimentprøver fra Møkkalasset før tiltak. I enkelte prøver fra Svaleskjær overskrider konsentrasjon av acenaftalen, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)pyren grenseverdien for tilstandsklasse III.

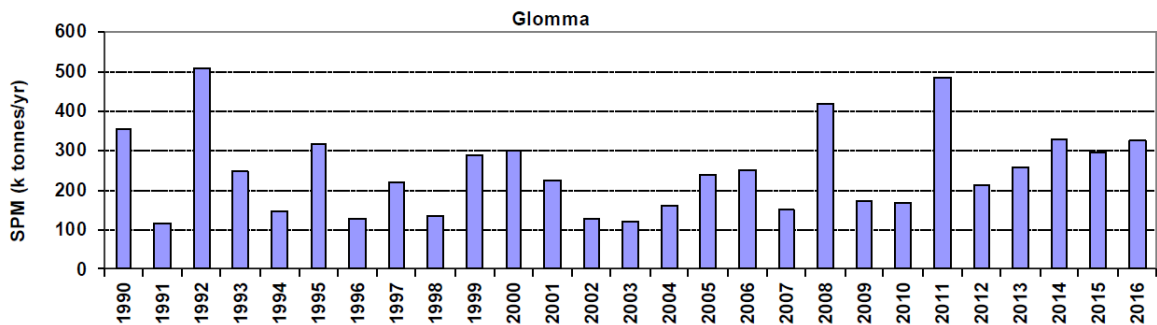
Gjennomsnittskonsentrasjoner av miljøgifter som utgjør størst risiko ved spredning fra mudre- og deponiområdene er vist i Tabell 5.

Tabell 5. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av miljøgifter (mg/kg) i overflatesedimentene i farleden inn til Borg havn før tiltak. Fargen i cellene illustrerer tilstandsklasser i henhold til Miljødirektoratets veileder M-608/2018.

	Borg 1 (mg/kg) (n=71)	Borg 2 (mg/kg) (n=25)	Møkkalasset (mg/kg) (n=7)	Svaleskjær (mg/kg) (n=7)
Kobber	46,29	61,83	57,13	58,64
Kvikksølv	0,110	0,203	0,161	0,123
Antracen	0,024	0,005	0,005	0,005
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,051	0,014	0,221	0,040
Tributyltinn (TBT-ion)	0,010	0,004	0,0038	0,003
PCB7	0,027	0,011	0,0018	0,001

Sedimentasjon

Glomma transporterer årlig mellom 110.000 og 500.000 tonn sediment, hvor gjennomsnitt for årene 1990 – 2010 er 250.000 tonn (Figur 4, Skarbøvik et al., 2017). Kornfordeling av suspendert material i vannprøver fra Glomma er rapportert i Faafeng et al., (1996); kornfordelingen endrer seg med tiden, men elva transporterer mest silt og leire (fra 70 til 100 %). Kjerneprøver fra Røsvikrenna har vist at sedimentene som skal mudres i gjennomsnitt består av leire og silt (55 %) og sand (45 %) (Rambøll, 2018, M-rap-50). Sedimentene blir mer finkornet utover i leden (Borg 2) med andel leire og silt på ca. 81 % og andel sand på 19 %, mens på de ytre grunnene består massene som skal mudres hovedsakelig av sand og grus.

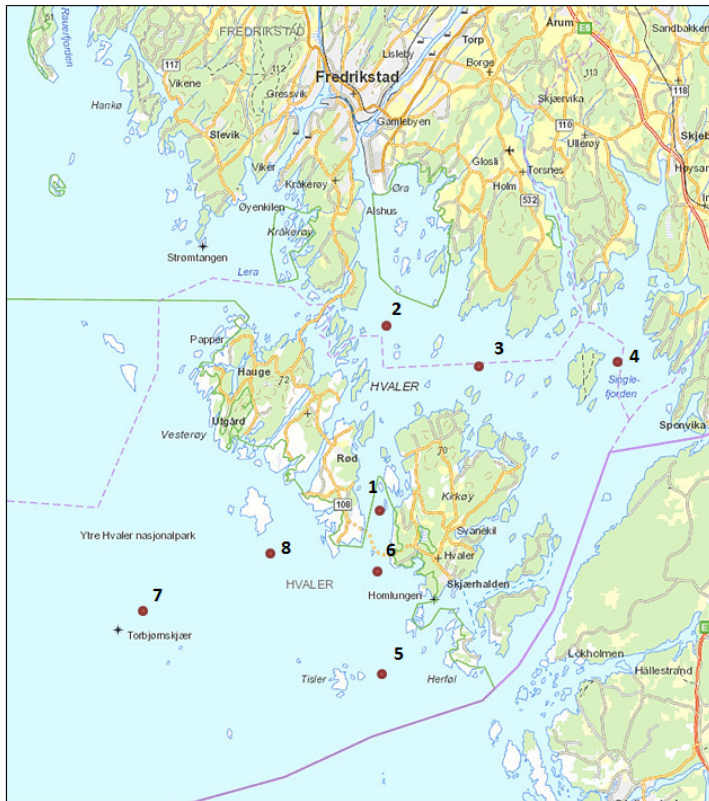


Figur 4. Glommas årlige transport av sediment (faststoff, tonn / år) i årene 1990–2016 (Skarbøvik et al., 2017).

Som nevnt i kap 4.1 er Glommas utløp ved Fredrikstad delt i et vestre og et østre løp (Vesterelva og Østerelva), på hver sin side av Kråkerøy. Omlag to tredjedeler av vanntransporten går ut Østerelva hvor mudringsområdet ligger. Det kan derfor antas at gjennomsnittlig transport av faststoff ut Østerelva er 154.000 tonn per år (minimum 73.000 tonn, maksimalt 330.000 tonn). Sedimentasjonen i områdene rundt Glommas utløp, og områdene utenfor Hvalerøyene har blitt målt ved hjelp av sedimentfeller og Pb-datering av sedimentkjerner (Hektoen et al., 1992, Helland, 2003). Omlag 70 % av partiklene som fraktes ut med Glomma sedimenterer normalt innenfor Hvalerøyene, men sedimentasjonen varierer med vannføringen og mengden av partikler i vannet. Største mengde partikler holdes tilbake innenfor øyene ved vannføringer opp til cirka 1500 m³/s. Ved større vannføringer blir omlag 25–50 % av partiklene igjen innenfor øyene, resten transporteres ut i Ytre Oslofjord.

Størst naturlig sedimentasjon har blitt registrert nær utløpet av Glomma (Stasjon 2, Figur 5, Belgen i Tabell 6), og sedimentasjonen avtar videre utover mot åpent farvann. Aldersdatering av sedimentkjerner i området innenfor Hvalerøyene viser en årlig tilvekst på ca 3 - 10 mm/år med høyest tilvekst ved Glommas munning. I flomåret 1995 var tilveksten ca 15 mm/år (Helland

1996). Undersøkelsene ved bruk av penetrerende ekkolodd («sub bottom profiling») og Kartverkets Sjødivisjon sin kartlegging av sjøbunnsnivå ved bruk av multistråle ekkolodd tyder på at sedimentasjonen i Røsvikrenna etter forrige mudring i 1996 har vært 5 – 10 cm per år. Den høye sedimentasjonen i Røsvikrenna er sannsynligvis en kombinasjon av økt dybde som følge av mudringen, at Glomma legger igjen mest materiale i utløpet og at skipstrafikk eroderer de grunne områdene i ytterkant av leden og disse massene transporteres ut til dypere vann hvor de sedimenterer.



Figur 5. Plassering av sedimentfeller og – kjerner i Glommaestuaret for måling av sedimentasjon. Oppsummering av resultatene fra sedimentfellemålinger i årene 1989-1995 er vist i tabellen under.

Tabell 6. Fluks av partikulært materiale ($\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$) (naturlig sedimentasjon) målt med sedimentfeller i Glomma estuaret i årene 1989, 1990, 1994 og 1995. Manglende verdier = ingen målinger utført på stasjonen.

	Belgen	Ramsø	Ytre Løperen	Trestein	Tisler	Torbjørnskjær
7.6-5.7.89			4			
21.7-20.8.89			4	3		
26.4-7.6.90	19	6	6			
7.6-2.7.90	19	7	8			
2.7-1.8.90	17	5	5			
26.4-9.6.94	20	7	8			
9.6-6.7.94	10	4	3			
6.7-4.8.94	12	3	3			
10.6-7.8.95	89	33	26	6	4	2

4.3 Vannmassenes fysiske og kjemiske status

Vannkvalitetsselementene siktedyp, turbiditet, saltholdighet, næringsstoffer, oksygen og metaller ble overvåket gjennom 1990-tallet (Statlig program for forurensningsovervåking) på fire stasjoner i gradient fra Glomma til utenfor øyene og en stasjon ved Færder (Magnusson og Sørensen 1993 og 1996). I 1999 ble stasjonsantallet redusert til to innenfor øyene. Gjennom de siste ti år er stasjonsantallet ytterligere redusert til en stasjon, som nå overvåkes gjennom Fagrådet for ytre Oslofjord (Walday et al. 2017). I 2016 ble en stasjon ved Ramsø (I-1) undersøkt. Generelt er vannkvaliteten bedre ute ved Torbjørnshjær enn inne ved Ramsø.

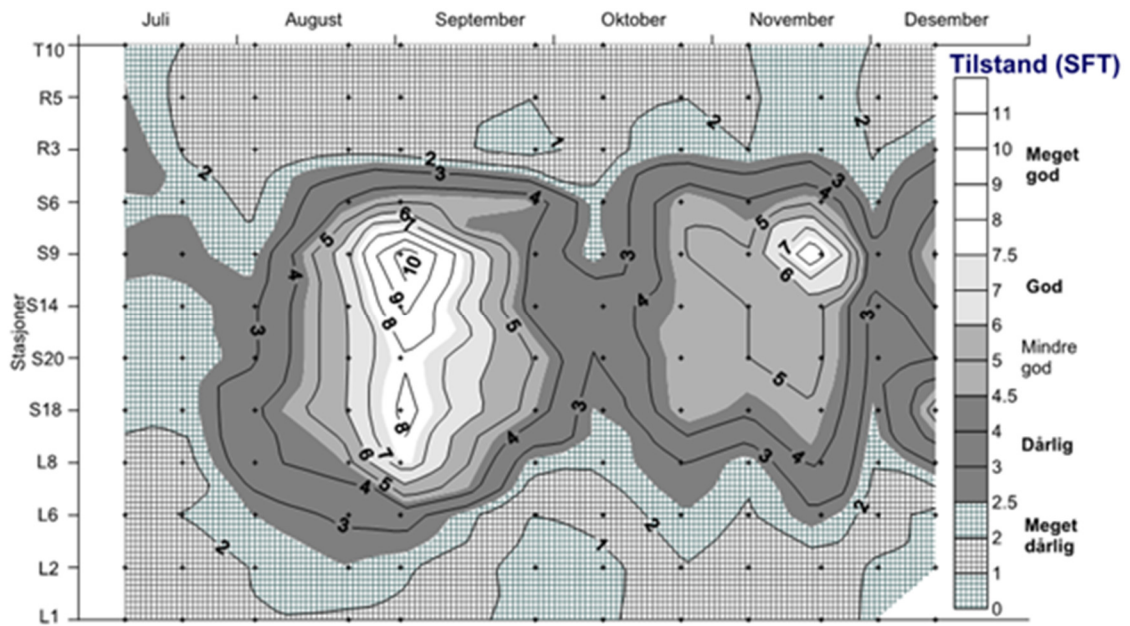
Siktedypet er en funksjon av mengde partikler i vannmassene som varierer med varierende vannføring og partikkelinnhold i Glomma. Turbiditet måles med en optisk målemetode som angir mengde partikler i vannmassene. Sammenhengen mellom mengde partikler (mg) og turbiditet (NTU) er ca. 1:1. Sammenhengen mellom siktedyp (S) og turbiditet (T) i området regnes å være $S=4,7/T$ (Aas et al. 1993). Siktedypet i området karakteriseres som meget dårlig til dårlig (Figur 6). Mengde partikler avtar og siktedypet øker med økende avstand til Glommas munning.

For turbiditeten i ferskvannslaget i Glommas munningsområdet er det nylig (Staalstrøm og Skogan 2015) beregnet en middelvei tilsvarende 13 mg/L, men med enkeltverdier opp mot 60 mg/L. Bakgrunnturbiditeten i den dypere liggende saltvannskilen er mellom 3,5 og 9,2 mg/L, mens maksimalverdien i saltvannskilen er svært høye og ligger mellom 320 og 1221 mg/l.

Oksygenverdiene i bunnvannet ved Ramsø var moderat, mens den var svært god ved Torbjørnshjær. Siktedypet ved Ramsø kunne i 2016 karakteriseres til å være Dårlig, mens den var God ved Torbjørnshjær. Det antas at siktedyp, turbiditet og saltholdighet er de parameterne som har endret seg minst fram til i dag.

De største endringene i næringssalttilførsler til estuariet var fra 1980-tallet til 1990-tallet. Tilførselene via Glomma overvåkes gjennom RID-programmet og det gis årlig en beskrivelse av disse i årsrapporten fra Ytre Oslofjordovervåkingen.

Temperaturen i vannmassene følger årstiden med kaldest vann i overflaten vinterstid, men varmest vann i dypvannet vinterstid. Dype bassenger med vanddyb på 60 m, eksempelvis bassenget som er lokalisert sør for Belgen, har tidvis dårlige oksygenforhold. I 1999 ble det målt meget dårlige oksygenforhold fra 45-50 m vanddyb og ned til bunnen (Rygg et al. 2000). Saltholdighetene i vannmassene avhenger av vannføringen i Glomma, men dypere enn ca. 30 m er saltholdigheten stabil gjennom året. Ferskvannets oppholdstid innenfor øyene om sommeren er tidligere beregnet til 5-9 døgn (Magnusson og Skei, 1984). Saltholdigheten i overflatevannet øker med økende avstand til Glommas munning.



Figur 6. Siktedyp (m) på ulike stasjoner i Hvalerområdet. Stasjonene L1-L8 er aktuelle for farledstiltaket (Rygg et al 2000).

4.4 Planteplankton

Planteplanktonets sammensetning i et område styres av mange ulike faktorer hvor salinitet er en viktig faktor. Ulike arter har ulike toleranseområder for salinitet og enkelte arter tolererer et smalt toleranseområde, mens andre kan vokse i vannmasser med større variasjoner i saliniteten. Glomma tilfører det kystnære området store mengder ferskvann, og det marine planteplankton-samfunnet i området blir påvirket av dette og gir arter knyttet til brakkvann et fortrinn. I Hvaler-estuariet er derfor brakkvannsarter som *Chaetoceros thronsdonii*, *C. wighamii*, *Prorocentrum minimum* og *Dinobryon spp.* tidvis dominerende. Andre ofte biomassemessig dominerende alger er arter innen dinoflagellatslekten *Tripos* (tidligere *Ceratium*) og kiselalgeslektene *Pseudo-nitzschia* og *Skeletonema*. Av andre viktige algearter som er hyppig forekommende i estuariet kan nevnes kiselalgene *Dactyliosolen fragilissimus*, *Cerataulina pelagica* og *Thalassionema nitzschioides* og dinoflagellatene *Gymnodinium spp.*, *Heterocapsa triquetra* og *Prorocentrum micans*.

Av potensielle toksinproduserende alger i Hvalerområdet må *Prorocentrum minimum* trekkes fram da det er hyppig forekommende alge som i sjeldne tilfeller synes å kunne produsere toksinet venerupin (Grzebyk et al.1997) og kanskje også toksinet tetrodotoxin (Vlamiš et al. 2015). Tidvis er også den potensielt DSP-produserende (Diarrheic Shellfish Poisoning) dinoflagellaten *Dinophysis norvegica* funnet i konsentrasjoner som kan føre til akkumulering av gift i skjell.

Når det gjelder algebiomasse (uttrykt som klorofyll a) i Hvalerområdet, er de laveste konsentrasjonene målt på Ramsøflaket, dvs. nær området hvor det skal mudres. Selve mudringen vil foregå i hovedstrømmen som fører Glommavann fra Øra og videre ut gjennom Løperen. I selve hovedstrømmen vil algebiomassen være enda lavere enn på Ramsøflaket fordi marine planktonalger som bringes inn i det utstrømmende vannet, vil for det første fortynnes når de blandes inn i det utstrømmende Glommavannet. Dessuten vil alger som bringes inn i de utoverstrømmende vannmassene ved Øra, bruke kun 1-2 døgn før de er transportert ut til området utenfor Løperen. Med så høy transporthastighet får ikke algene tid til hverken å vokse eller bygge opp noen biomasse før vannet er transportert til området utenfor Løperen. Der vil det møte kystvannet, og i dette møteområdet vil det dannes en frontsoner hvor vannet stopper opp, og algene får tid til å utnytte tilgjengelige næringsstoffer. I slike frontsoner ser en ofte en betydelig oppbygging av algebiomasse.

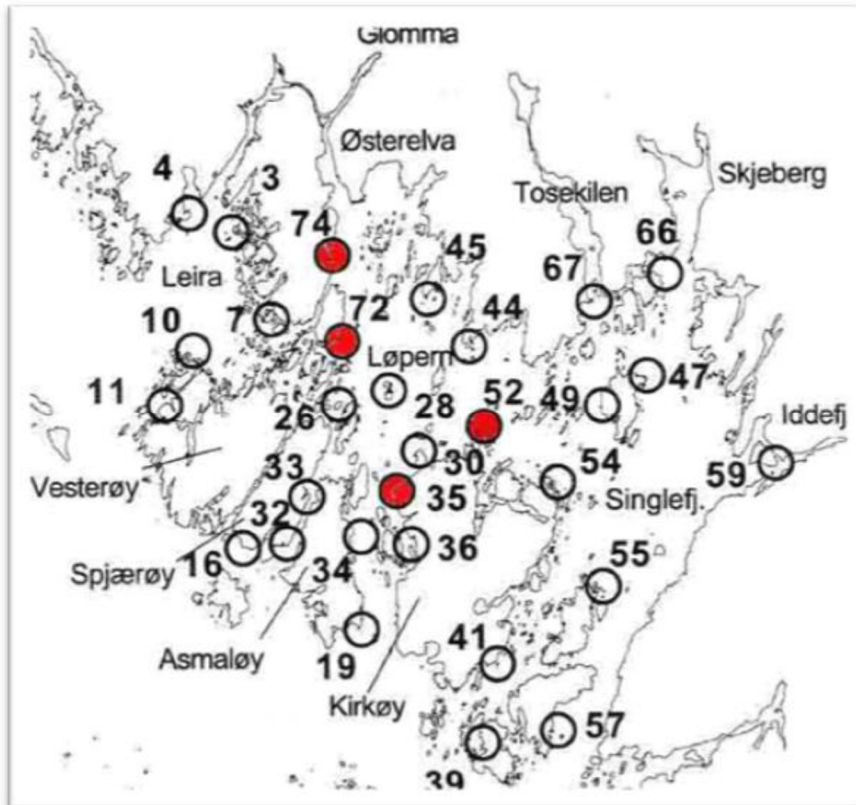
Som en hovedregel sier en at algene har positiv primærproduksjon (produksjonen er høyere enn respirasjonen) ned til det dypet hvor bare 1 % av overflatelyst er igjen. Denne sonen kalles eufotisk sone. Den eufotiske sonen er typisk 2,5 til 3 ganger siktdypet. Med et siktdyp som i det aktuelle tiltaksområde innenfor Hvalerøyene i hovedsak er <5, vil den eufotiske sone være begrenset til dyp <15 m.

4.5 Strandsonen – hardbunn

Hardbunn i strandsonen består av fjell eller stein og er levested for en rekke alger og dyr med ulik, men generelt høy toleranse for fysiske forhold som f.eks. bølger, temperatur, tørrlegging og saltholdighet. Makroskopiske alger vokser i strandsonen og tangbeltene danner et viktig habitat med høy primærproduksjon av biomasse. Mange arter viser en tydelig soneinndeling i fjæra. Bølgepåvirkning, bunnsubstrat, lystilgang og tilgang til næringssalter er faktorer som påvirker forekomst og mengdefordeling av ulike type organismer.

I 2009 ble noen få utvalgte hardbunnstasjoner i utløpet av Glomma og ved Møkkalasset (stasjon 35, 72 og 74 i Figur 7) undersøkt i strandsonen med spesiell tanke på mulige effekter av økte utslipp fra Borregaard. Undersøkelsene ble gjentatt i 2010, 2011, 2014 og 2016. I 2011, 2014 og 2016 ble det også foretatt strandsoneundersøkelser på en stasjon på Vestre Damholmen, nordøst av Møkkalasset mot Svaleskjær (stasjon 52, Figur 7). Undersøkelsene er rapportert i Walday, 2015.

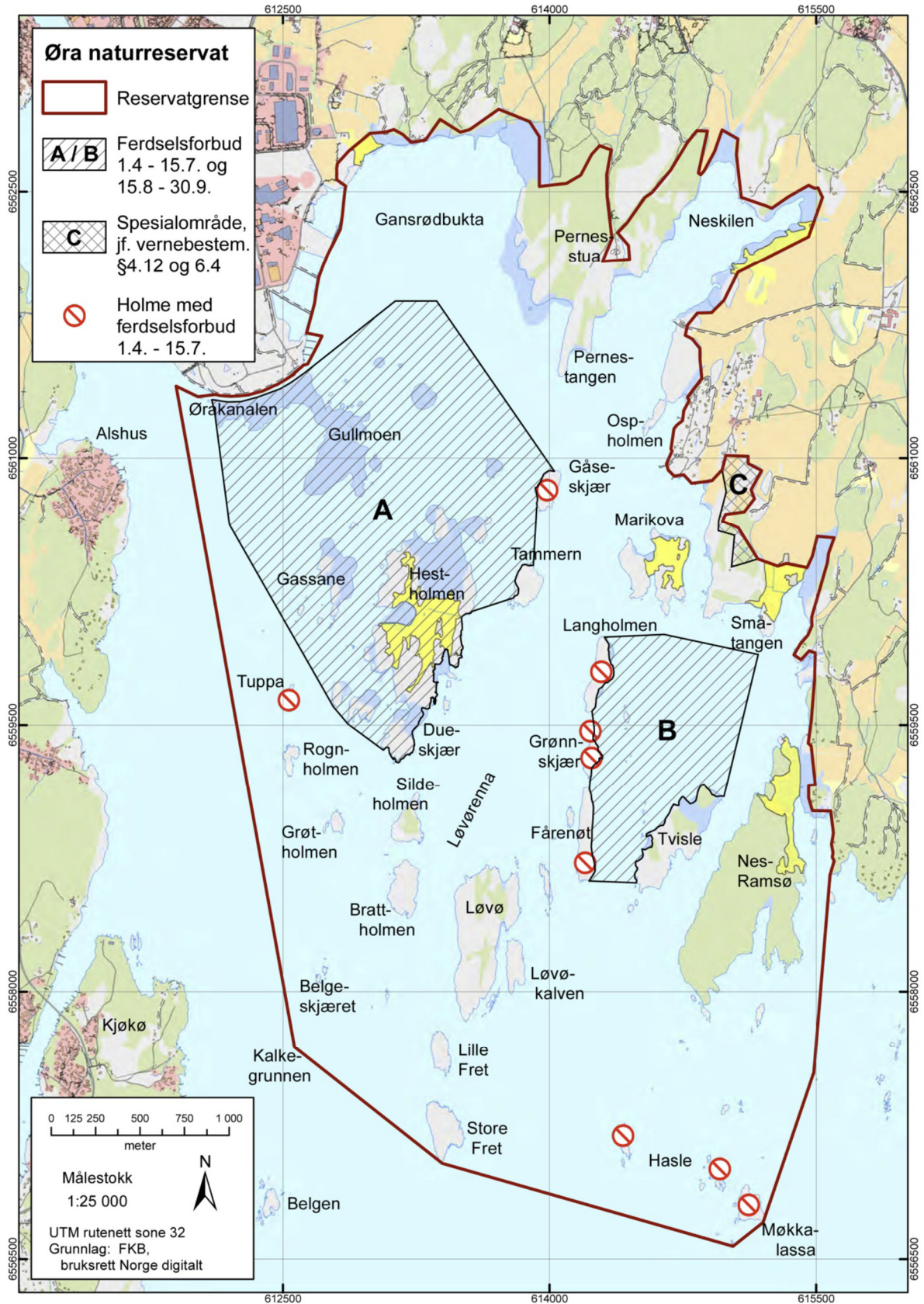
Det er generelt registrert få taxa på stasjonene, og dekningsgraden er høy av kisel- og blågrønnalger og tarmgrønnsker og andre hurtigvoksende trådalger som *Cladophora spp.* Og *Ectocarpus spp./Pylaiella littoralis*. I 2010 var det en dominerende forekomst av kisel- og blågrønnalger på stasjonene i Glommas utløp (st.72 og 74, Figur 7) som kan tyde på store tilførsler av næringssalter. Store mengder kiselalger kan hemme veksten av andre alger samt gjøre substratet (fjell/stein) utilgjengelig for andre arter. I 2011 ble det på alle de fire stasjonene registrert færre arter enn det noen gang tidligere er gjort på disse stasjonene. Resultatene tyder totalt sett på en betydelig endring i organismsamfunnene mellom 1992/94 og undersøkelsene utført i perioden 2009-11 (Walday et al, 2011). I 2014 og 2016 var tilstanden noe bedret, med flere arter til stede enn tidligere i perioden (Walday et al., 2017). Det kan ikke trekkes sikre konklusjoner om årsak til endringene.



Figur 7. Strandsonundersøkelser ble gjennomført på de fire stasjonene merket med rødt (Stasjon 35, 52, 72 og 74) i september 2009 (ikke st. 52), 2010, 2011, 2014 og 2016 (Walday et al. 2017). Samtlige stasjoner på kartet ble undersøkt på 1980- og 1990-tallet.

4.6 Strandsonen/gruntvann - bløtbunn

Grunne bløtbunnsområder utgjør en egen marin naturtype, bløtbunnsområder i strandsonen (DN Håndbok 19). Naturtypen representerer robuste og stabile (motstandsdyktige) økosystemer som utgjør viktige beiteområder for fugl og fisk og som ofte overlapper med ålegressenger, som er en annen viktig naturtype (kap. 4.7). Bløtbunnsarter er i hovedsak stasjonære eller lite bevegelige (noen har imidlertid pelagiske larvestadier) og påvirkes som adulte av faktorer direkte på de stedene hvor de befinner seg. Bentiske samfunn kan dermed brukes som et miljøarkiv for status og endringer i det marine miljø. Endringer i artsdiversitet kan brukes til å påvise forurensningseffekter av punktkilder og i forbindelse med klimatiske endringer. I Norge omfattes ca. 18 bløtbunnsområder i strandsonen av Ramsarkonvensjonen for våtmarksområder. Øra naturreservat (Figur 8) er ett av disse, noe som innebærer at området står på konvensjonens liste over internasjonalt viktige våtmarksområder og er dermed rangert blant de 2000 viktigste våtmarksområdene i verden. Øraområdet er også Norges største bløtbunnsestuare.



Figur 8. Kart som viser Øra naturreservat (Kilde: Forvaltningsplan for Øra/ Krohn 2014. C-område er ikke vist).

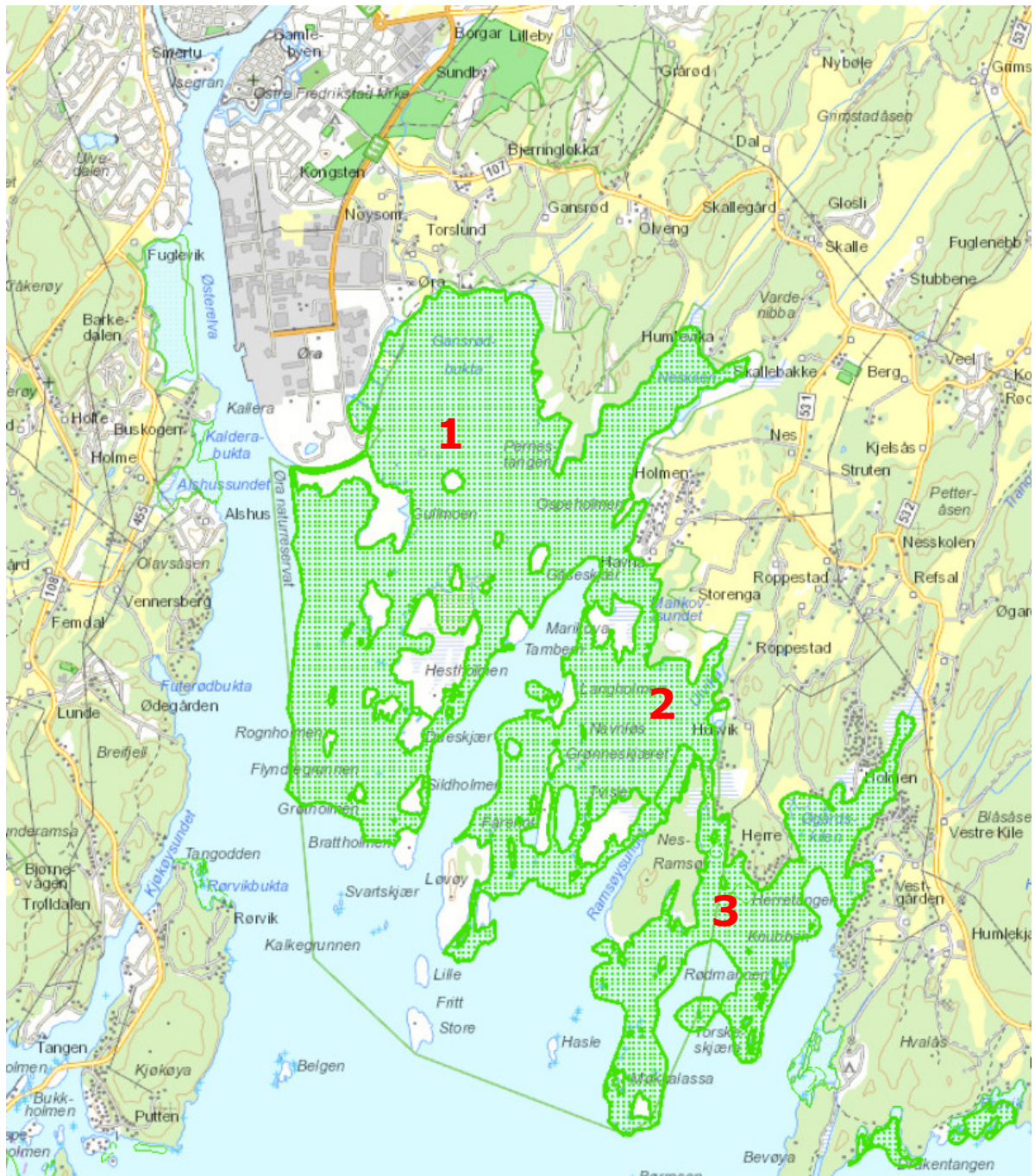
Fylkesmannen i Østfold har utarbeidet en forvaltningsplan for Øra-området (Krohn 2014). I forvaltningsplanen er verneverdiene i reservatet oppsummert slik:

- Viktig funksjonsområde for vannfugl (hekke- og myteområde, rasteplass for trekkende fugl vår og høst, overvintringsområde)
- Viktig etableringsområde i Sør-Norge for fuglearter under ekspansjon fra sør og sørøst
- Det eneste større bløtbunnsestuariet i Norge med et særlig interessant brakkvannsmiljø bl.a. med forekomster av spesielle virvelløse dyr
- En særegen fiskefauna med parallell forekomst av saltvanns- og ferskvannsararter
- Området er botanisk interessant (strandenger, vannvegetasjon, sjeldne og sårbare plantearter)
- Området har interessante skogforekomster på fastlandet og øyene.
- Området er geomorfologisk og hydrografisk interessant (transport -, oppbygging - og erosjon av masser og de kjemiske og fysiske forhold)
- Stedet er av særlig verdi for forskning og undervisning
- Reservatet utgjør en del av et særpreget landskapsbilde i fylkets indre skjærgård
- Det er et utbytterikt turområde for naturinteresserte generelt og fugleinteresserte spesielt

I følge forvaltningsplanen for Øra (Krohn, 2014) er det påvist ca. 60 arter av virvelløse dyr i bløtbunnsområdene på Øra, men det er flere artsgrupper man ennå ikke har fullstendig oversikt over slik at artsantallet må forventes å være noe høyere. Det gjennomsnittlige antall bunnlevende individer av virvelløse dyr ligger i størrelsesordenen 6000 ind./m² og med langt høyere makstall.

Inngrep som mudring, utfylling og hindring av vanngjennomstrømningen ved bygging av f. eks moloer vil endre produktiviteten hos bløtbunnstrender. Deler av områdene nord og øst i Øra-reservatet er mye brukt som friluftsområde. Det er flere brygger i reservatet, hvorav flere større fellesbrygger tilknyttet hyttefelt øst for reservatet. I tillegg finnes det en småbåthavn like utenfor reservatet med adkomst gjennom Øra-kanalen. Forsvaret har benyttet Øraområdet til forskjellig øvingsvirksomhet.

I nærheten av mudringsområdet er det tre store bløtbunnstrender (>100.000m²) (Figur 9), hvorav Øra er desidert størst og av svært viktig verdi. Kart over registrerte bløtbunnsområder i strandsonen er vist i Figur 9.



Figur 9. Kart som viser tre store grønne bløtbunnsområder ved Øra (grønn skravur merket 1-3). Kart fra Naturbase.

4.7 Ålegras

Ålegras vokser langs hele kysten av Norge, men ikke på Svalbard. Det antas at arten har en mer sparsom utbredelse i nordområdene, selv om ålegras er funnet å være en vanlig naturtype også i Troms. Ålegras-enger og andre sjøgrasområder er svært produktive og regnes som viktige marine økosystemer på verdensbasis.

Ålegras har stor toleranse ovenfor salinitet og bunnkvalitet. Det finnes ofte på grunt vann mellom holmer og skjær og i beskyttede havneområder hvor det danner enger på sand- og mudderbunn. I Sør-Norge vokser ålegraset generelt fra ½-1 m dyp og nedover til 5-10 m dyp (avhengig av bunnforhold, vannkvalitet og lys). Ålegraset alene danner ofte store og høyproduktive enger (enartsenger), men enkelte steder, gjerne på grunnere vann, danner den undervannsenger sammen med andre frøplanter (som havgras og dvergålegras), og med makroalger der hvor det er blandet bunnsstrat.

Ålegrasenger har en viktig funksjon ved at de gjør to-dimensjonale bløtbunnsområder til et mer komplekst strukturert tre-dimensjonalt system, samt at ålegrasets rotsystem stabiliserer og påvirker sedimentet og skaper et habitat forskjellig fra en tilsvarende bløtbunnslokalitet uten ålegras. Ålegraset bidrar med mer variert struktur og med muligheter for å utnytte flere nisjer både i sedimentet og på og ved bladene. I tillegg til at ålegraset selv har høy primærproduksjon og binder næringssalter og CO₂, utøver ålegraset også en viktig økologisk funksjon ved å tjene som habitat for lokale, stasjonære arter knyttet til ålegraset og for arter som gjester ålegrasengene i sin søken etter skjul og mat.

Det er funnet omtrent like mange arter «ålegrasfauna» og fisk i de tette som i de glisne engene (Christie et al. 2014) og i et forvaltningsperspektiv er det derfor viktig å ivareta ålegrasenger med både høy og lav ålegrastetthet for å opprettholde det biologiske mangfoldet.

Hvis annen vegetasjon, som f. eks tareskog, er nedbeitet, vil den økologiske funksjonen til ålegrasengene bli viktigere som leve-/beiteområde for torskeyngel. Det er derfor foreslått at der hvor det kan dokumenteres at ålegras eller andre undervannsenger er eneste skog/eng-dannende vegetasjon i et kystområde, blir dette ekstra vektlagt for å løfte betydningen av forekomsten.

Følgende kriterier for verdisetting av ålegrasenger og andre undervannsenger er hentet fra DN-håndbok 19 (Direktoratet for naturforvaltning 2007) og ble brukt for verdisetting av naturtyper og nøkkelområder for arter i perioden 2007-2010:

<p>A – Større, intakte forekomster (samlet areal innenfor et enhetlig område >50 000 m²) og forekomster av truede utforminger som dvergålegras, havfruegras og kortskuddplante-undervannseng/forstrand-utforminger.</p> <p>B – Ålegrasområder med samlet areal innenfor et enhetlig område på 25 000-50 000 m² eller i samme fjordbasseng som gytefelt</p> <p>Viktige utforminger:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Vanlig ålegras (<i>Zostera marina</i>) (I1101) • Dvergålegras (<i>Zostera noltii</i>) (I1102). • Havgras, Tjønnaks-undervannseng (I1103)

Fra og med 2012 er det brukt et nytt poengskalasystem for fastsettelse av ålegrasengers og andre naturtypers verdi. Noen av parameterne er obligatoriske og naturtypens verdi fastsettes ut fra summen av oppnådde poeng (Tabell 7). Etter det nye systemet vil for eksempel mangel på tareskog og de ofte reduserte tangbelter en har i Hvaler-estuaret øke verdien av de ålegrasenger som forekommer i området.

Ålegrasenger er foreslått som utvalgt naturtype. Utvalgt naturtype betyr at den anses som viktigere enn andre naturtyper, og at det skal tas spesielle hensyn til slike forekomster. Trusler mot ålegrasenger er særlig aktiviteter og utbygging i strandsonen, men også forurensning, overgjødning, sykdom og fremmede arter kan ha en negativ påvirkning.

Tabell 7. Kvantifisering av ulike kriterier for verdisetting av ålegrasenger og andre undervannsenger. Til hver parameter tilordnes en tallverdi. Naturtypens verdi fastsettes ved å summere verdien for de parameterne det finnes tilstrekkelig informasjon om. Fra Bekkby et al. 2012.

Verdi	Lav	Middels	Høy
Okologisk funksjon			
Lav naturtyperikdom i fjord/basseng. Dokumentert mangel på annen skog/engdannende vegetasjon (tangbelte, taesskog)	9	9	9
Naturtyperikdom - nærhet til og overlapp med samvarende naturtyper og arter (gytefelt for torsk, ørretbekker) (Obligatorisk)	- (ingen, avstand >1km)	6 (avstand <1km, men ikke overlappende)	9 (overlappende)
Sjeldne arter - naturtypen er funksjonsområde for rødlistet(e) art(er). (Obligatorisk)	- (ingen/ett individ)	3 (vanlig eller mange eksemplarer)	6 (populasjon/bestand)
Størrelse – Areal av nærliggende (<200m) enger / enger innen samme bukt. (Obligatorisk)	1: < 1 000 m ² ; 2: ≥ 1 000 m ²	4: ≥ 25 000 m ² ; 6: ≥ 50 000 m ²	9: ≥ 100 000 m ² 20 ≥ 200 000 m ²
Størrelse – Høyde (bladlengde) på eng. (Obligatorisk)	1 ≤ 20 cm	3 20-60 cm	6 ≥ 60 cm
Produksjonsrate. Grad av skuddtetthet (Obligatorisk)	1 (glissen, enkeltstrå)	3 (vanlig, flekkvis)	6 (tett eng)
Lite avvik fra naturtilstand mht. funksjon (ikke benyttet)	Kriteriet benyttes ikke inntil vi har ny kunnskap		
Grad av sjeldenhet			
Sjeldenhet	1 (sjelden i kommunen)	3 (eneste/siste gjenværende forekomst i kommune)	6 (eneste/siste gjenværende forekomst i fylket)

Ålegraset i Hvaler-området har en begrenset utbredelse opp mot Glommas munning, antagelig fordi der er en stor ferskvannspåvirkning, i flomsituasjoner meget stor, og høy turbiditet som begrenser lystilgangen og dermed muligheten for ålegraset å vokse i det dypere og saltere vannet. Et søk i Naturbase ga 76 treff på ålegrasenger i Fredrikstad kommune og 66 treff i Hvaler kommune. De fleste av forekomstene (69 %) er klassifisert som lokalt viktige (C-områder). Til sammen er det henholdsvis 12 svært viktige områder (A-områder) i de to kommunene. Ålegrasforekomster i eller i nærheten av influensområdet for tiltaket er vist i Figur 35.

Skjermede områder i randsonen utenfor Hvaler-øyene har grunne områder med bløtbunn, og stedvis forekomster av ålegress (Waldy et al. 2006). Disse er ikke vist på kart her. Sedimentasjonen i slike områder antas å være relativt stor, uten at det foreligger direkte målinger. Antagelse er bl.a. begrunnet ut fra tidvis behov for mudring for opprettholdelse av fremkommelighet sjøveien. Sedimentasjonen i Borg havn, Røsvikrenna, etter forrige mudring i 1996 har vist seg å være 5-10 cm. Sediment-tilveksten dybbassengene utenfor Glommas munningsområde som er ca. 1 cm/år, mens utenfor øyene i Hvalerdypet er den målt til 3 cm/år.

4.8 Dypere vann – hardbunn

Hardbunn på dypere vann omfatter områdene under tidevannssonen hvor det ikke er bløtbunn. Disse områdene ligger enten i områder med liten naturlig partikkeltilførsel, eller har en utforming og/eller strømnings-/bølgeforhold som hindrer naturlig partikkeltilførsel i å sedimentere, eller gjør at partikler raskt virvles opp fra sjøbunnen. Innenfor Hvalerøyene vil dypere hardbunn typisk være veldig bratte bunnområder. Partikkeltilførselen fra Glomma gjør at turbiditeten i området er høy, og målinger (Magnusson og Sørensen 1993) har vist at siktedypet er tilsvarende dårlig (ca. 2 m, tilsvarende moderat/dårlig kvalitet). Dette begrenser lysegjennomtrengningen, noe som igjen kan forklare den begrensede dybdeutbredelsen til makroalger som tidligere har blitt registrert på hardbunn (Waldy et al. 2011). På bakgrunn av dette er det rimelig å anta at størsteparten av hardbunnsområdene på vann dypere enn 8-10 m innenfor Hvalerøyene vil være uten makroalgevegetasjon.

I 2016 ble det i forbindelse med overvåkingen av Ytre Oslofjord (Walday et al. 2017) foretatt registreringer av nedre voksegrense for utvalgte makroalger på 12 stasjoner, men kun en stasjon (G23 ytterst i Løperen) lå slik til at den var direkte relevant for mudringsarbeidene (Borg 1 og 2). Basert på beregning av voksegrenseindeksen (MSMDI) kunne miljøtilstanden på G23 karakteriseres som moderat. Innenfor Hvalerøyene ble nedre voksegrense for utvalgte makroalger undersøkt på en stasjon på Vestre Damholmen (st. 52). Denne ligger i randsonen til influensområdet for dumping av masser ved Svaleskjær. Nedre voksegrenseindeksen (MSMDI) ga moderat miljøtilstanden på st. 52 i 2016.

Ved registrering av nedre voksegrense ser en ofte at substratet går over i bløtbunn før 20 m dyp er nådd, og stasjonen er generelt preget av sedimentert fjell. Sediment på bunnen (nedslamming) kan hindre alger og dyr i å feste seg og mangel på egnet substrat kan være en viktig begrensende faktor for voksedyp. Trolig er dette en spesielt viktig faktor i Hvalerområdet hvor en har en betydelig naturlig sedimentering som bidrar til en relativ fattig flora og fauna i områder med lite strøm.

I Hvalerområdet er det funnet korallrev og Korallskog. Disse omtales nærmere i kap. 4.1.10 og kap. 6.1.9. Øvrige hardbunnsområder på dypt vann antas å inneha bunnsamfunn typiske for landsdelen. Som en del av forarbeidet til tiltaket ble det i 2009 utført sjøbunnskartlegging i Borg 2 med ROV (DNV 2009). Av de vanligst forekommende artene registrerte på hardbunn var dødingehånd, sjønellik og gul sjøpung. Ingen av artene er registrert i rødlista.

4.9 Dyperevann - bløtbunn

Bløtbunn i marine systemer består av leire, silt, sand og fin og middels grus på sjøbunn, der kornstørrelser mindre enn 16 mm dominerer. En rekke ulike dyregrupper kan opptre på bløtbunn. Typiske dyregrupper som lever på eller i bløtbunn-sedimenter er børstemark, muslinger, pigghuder, krepsdyr og snegler. Hvilke dyregrupper som opptrer vil imidlertid i stor grad være styrt av miljøforholdene, eksempelvis kornstørrelse, oksygenforholdene ved og i bunnssubstratet, organiske innholdet i sedimentet og sedimentasjonsrate.

Glomma tilfører munningsområdet og sjøområdene utenfor store mengder partikler og sedimentasjonsraten er relativt stor (jf kap. 4.2). Dette har over tid gitt at dypområdene i betydelig grad er dominert av sedimenter med marin bløtbunnsfauna.

De siste bløtbunnsundersøkelsene som er gjennomført i området som potensielt kan påvirkes av de planlagte mudrings og deponeringsarbeidene ble foretatt i mai 2017 (deponiområdene Møkkalasset og Svaleskjær (Rådgivende Biologer, 2017) og mai-juni 2015 i regi av Fagråd for Ytre Oslofjord (Borgersen og Walday 2016). I undersøkelsen til Rådgivende Biologer ble det tatt prøver av fauna på en stasjon i hvert av deponiområdene. Undersøkelsene viste moderat tilstand i begge områder. Antall parallelle prøver var imidlertid kun to, og derved ikke i henhold til gjeldende ISO-standarder. Det legges derfor mindre vekt på disse resultatene.

I undersøkelsene til Borgersen og Walday ble det prøvetatt fauna på 10 stasjoner i Ytre Oslofjord hvorav 3 (D-2, D-10 og I-1, se Figur 10 og Tabell 8) er relevante området som potensielt kan påvirkes av de planlagte mudrings og deponeringsarbeidene. I det følgende er relevante resultater og tekst fra undersøkelsene til Rådgivende Biologer 2017 og Borgersen og Walday 2016 gjengitt for å gi et bilde av situasjonen på bløtbunn før de planlagte anleggsarbeidene igangsettes.

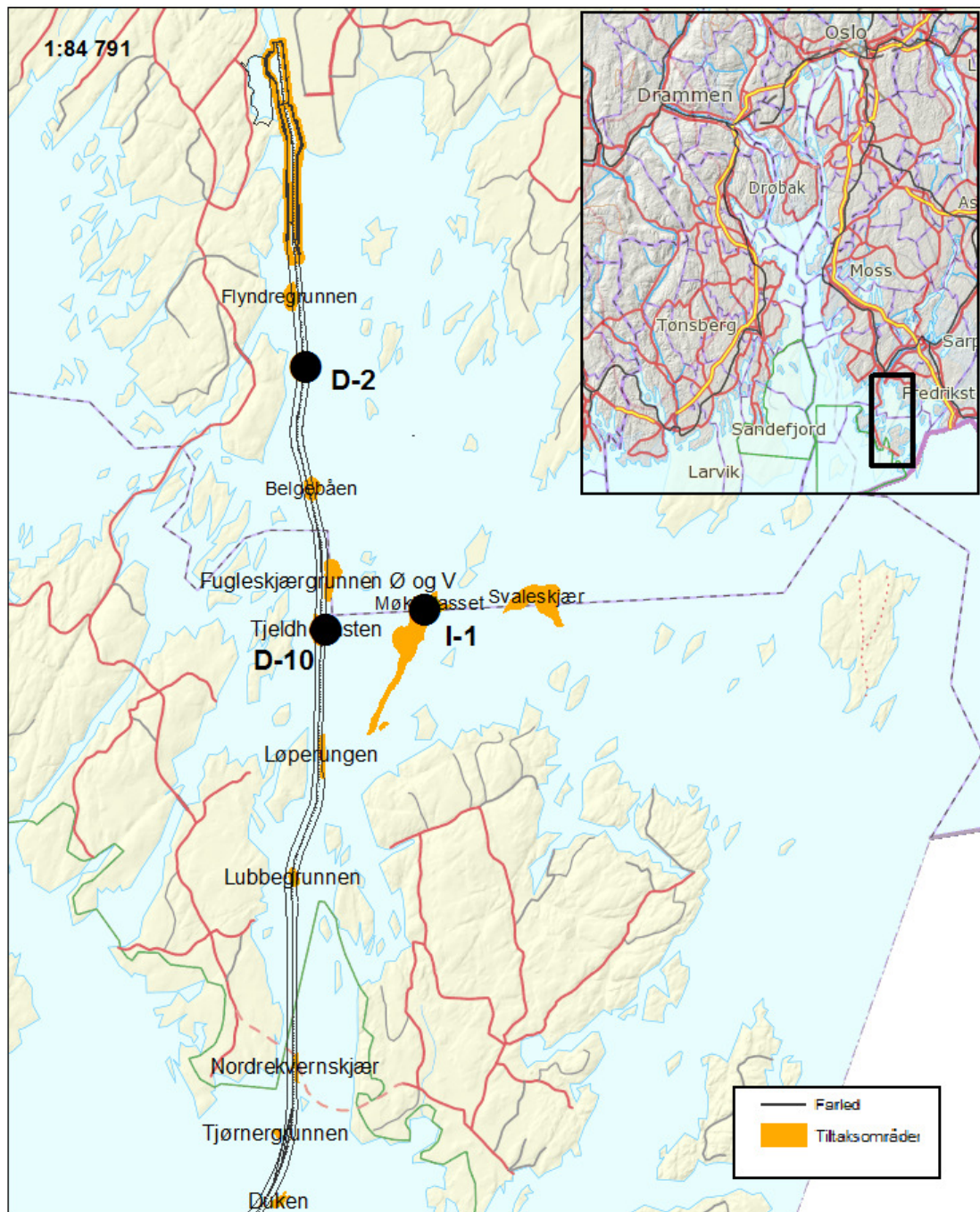
Stasjonen I-1 (Ramsø) og D-10 (Møkkalasset) ble klassifisert til å ha «god tilstand» for bløtbunnsfauna, mens stasjon (D-2) ved Kjøkø nær Glommas munning ble klassifisert til å ha «moderat tilstand» (se Tabell 9 og Tabell 11). En nærmere beskrivelse av bløtbunnsfaunaen på de 3 stasjonene gis i teksten nedenfor (se også Tabell 11).

D-2 Kjøkø

Bløtbunnsfauna på stasjon D-2 nær Glommas munning viste «Moderat» tilstand (klasse III). Flere av enkeltindeksene gir «Dårlig» tilstand (klasse IV), men den gjennomsnittlige nEQR-verdien endte i nedre sjikt i klasse III. Det ble funnet fra 11-16 arter og 230-250 individer i hver grabbprøve, og totalt 22 arter på stasjonen. Det var en artsfattig fauna på stasjonen. Fauna var dominert av flerbørstemark, og særlig tre arter var tallrike: *Pseudopolydora paucibranchiata*, *Scalibregma inflatum* og *Capitella capitata*. Dette er arter som regnes som opportunistiske og forurensningstolerante. Spesielt *C. capitata* er svært opportunistisk, og er ansett som en universell indikator på stor grad av organisk belastning. Det ble funnet noen muslinger, og ellers kun få individer fra de andre dyregruppene. Store forekomster av opportunistiske arter er et tegn på et forstyrret miljø og/eller et miljø som hyppig forstyrres.

D-10 Møkkalasset

Bløtbunnsfauna viste «God» tilstand (klasse II). Det ble funnet 39 arter og ca. 700-900 individer i hver grabbprøve, og totalt 55 arter. Faunaen var dominert av flerbørstemark og muslinger, og i tillegg var det noen slangestjerner. Flere av artene av flerbørstemark er typiske for lokaliteter preget av organisk belastning (*Glycera alba*, *Chaetozone* sp, *Pseudopolydora paucibranchiata*, *Scalibregma inflatum*). Krepssdyr var helt fraværende på denne stasjonen. Sensitivitetsindeksen ISI₂₀₁₂ gir «Moderat» tilstand (klasse III). Denne indeksen er kvalitativ og tar ikke hensyn til antall individer for de forskjellige artene, og indikerer derfor en høy andel tolerante eller opportunistiske arter, og/eller lav andel av sensitive arter.



Figur 10. Bløtbunnsstasjoner (svarte sirkler) undersøkt i 2015 mht. forekomst av bløtbunnsfauna (Kilde: Borgersen og Walday 2016).

Tabell 8. Posisjoner (WGS84) og dyp for utvalgte bløtbunnsstasjoner undersøkt i forbindelse med overvåkingen av i Ytre Oslofjord 2015 (Kilde: Borgersen og Walday, 2016).

Dato for prøvetaking	Stasjons-ID	Stasjonsnavn	Posisjon nord	Posisjon øst	Dyp (m)
20.5.2015	D-10	Møkkalasset	59°06,319	10°58,407	48
20.5.2015	I-1	Ramsø	59°06,558	11°00,104	58
20.5.2015	D-2	Kjøköy	59°08,690	10°57,738	54

I-1 Ramsø

Bløtbunnsfauna viste «God» tilstand (klasse II). Det ble funnet 42-47 arter og ca. 550-900 individer i hver grabb, og totalt 59 arter på stasjonen. Fauna var dominert av flerbørstemark, muslinger og slangestjerner. Også her var det innslag av arter som gjerne finnes i forurensede områder (for eksempel *Chaetozone* sp, *Heteromastus filiformis* og *Scalibregma inflatum*), men samtidig ble det registrert mer sensitive arter (for eksempel arter i børstemarkfamiliene *Ampharetidae*, *Terebellidae* og *Maldanidae*). Krepssdyr var nesten totalt fraværende på stasjonen, med kun to individer.

Tabell 9 Bløtbunnsindekser for utvalgte stasjoner i Ytre Oslofjord 2015, både gjennomsnitt av grabbene og samfengt stasjonsverdi for alle indekser, og normalisert EQR (nEQR). NQI-1=Norwegian Quality Index, H'=Shannons diversitetsindeks, ES₁₀₀=Hurlberts diversitetsindeks, ISI₂₀₁₂=Indicator Species Index versjon 2012 og NSI=Norwegian Sensitivity Index versjon 2012. Klassegrenser og fargekode for tilstandsklasser er gitt i Tabell 10. For stasjon ID-1 var det for få individer (<100) for å beregne ES₁₀₀.(Kilde: Borgersen og Walday, 2016)

	NQI-1	H'	ES100	ISI2012	NSI	Gj.snitt nEQR
Stasjon: D-10						
Gjennomsnittlig grabbverdi	0,652	4,272	24,455	6,961	20,695	
nEQR for gj.sn. grabbverdi	0,623	0,741	0,688	0,523	0,628	0,641
Stasjonsverdi	0,659	4,458	26,087	7,479	20,751	
nEQR for stasjonsverdi	0,631	0,762	0,707	0,597	0,630	0,665
Stasjon: D-2						
Gjennomsnittlig grabbverdi	0,479	2,438	9,926	5,941	17,779	
nEQR for gj.sn. grabbverdi	0,388	0,498	0,397	0,383	0,511	0,435
Stasjonsverdi	0,505	2,505	10,178	6,503	17,763	
nEQR for stasjonsverdi	0,422	0,510	0,405	0,458	0,511	0,461
Stasjon: I-1						
Gjennomsnittlig grabbverdi	0,685	4,280	26,044	7,860	22,000	
nEQR for gj.sn. grabbverdi	0,658	0,742	0,706	0,634	0,680	0,684
Stasjonsverdi	0,682	4,420	26,938	7,884	22,022	
nEQR for stasjonsverdi	0,655	0,758	0,717	0,637	0,681	0,689

Tabell 10 Klassegrenser for bløtbunnsindekser, inkl. normalisert EQR (nEQR) fra Veileder 02:2013.

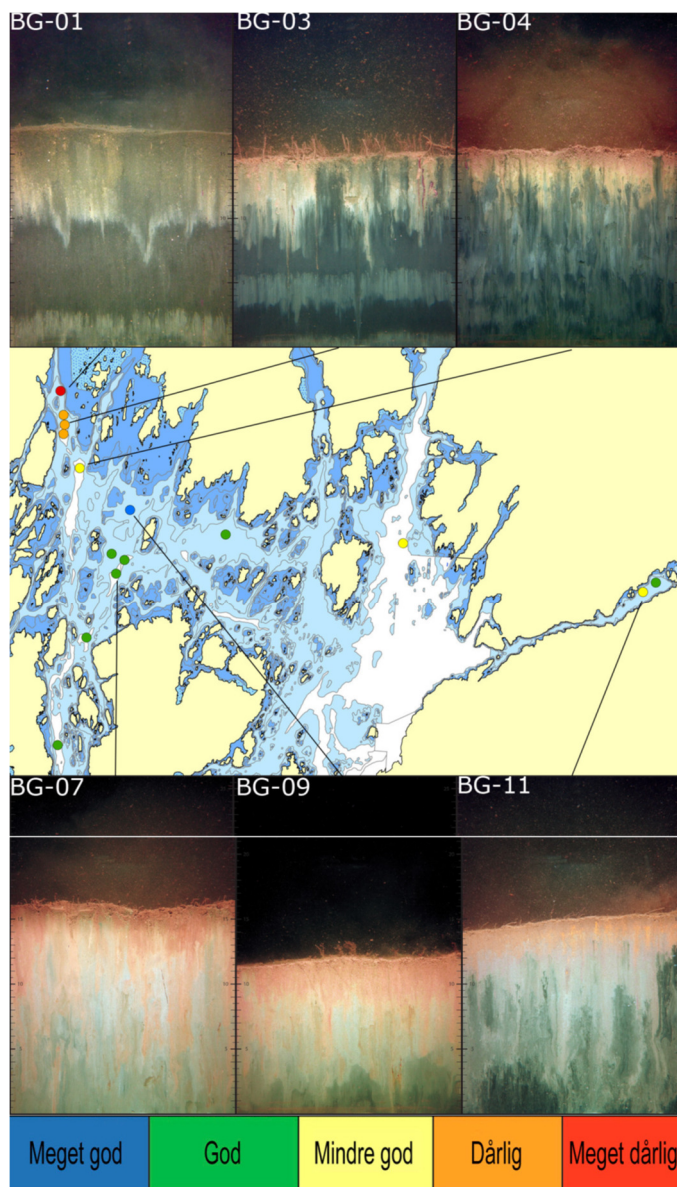
Indeks	Type	Økologiske tilstandsklasser basert på observert verdi av indeks				
		Svært God	God	Moderat	Dårlig	Svært Dårlig
		I	II	III	IV	V
NQI-1	Sammensatt	0,9-0,82	0,82-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0
H'	Artsmangfold	5,7-4,8	4,8-3	3-1,9	1,9-0,9	0,9-0
ES ₁₀₀	Artsmangfold	50-34	34-17	17-10	10-5	5-0
ISI ₂₀₁₂	Ømfintlighet	13-9,6	9,6-7,5	7,5-6,2	6,1-4,5	4,5-0
NSI ₂₀₁₂	Ømfintlighet	31-25	25-20	20-15	15-10	10-0
nEQR		0,8-1	0,6-0,8	0,4-0,6	0,2-0,4	0-0,2

Tabell 11 Total antall arter og individer per stasjon (0,3 m²), og antall individer/m².

Stasjon	Dyp	Antall arter	Antall individer	Individer/m ²
D-10	48	55	2404	8013
D-2	54	22	720	2400
I-1	58	59	2310	7700

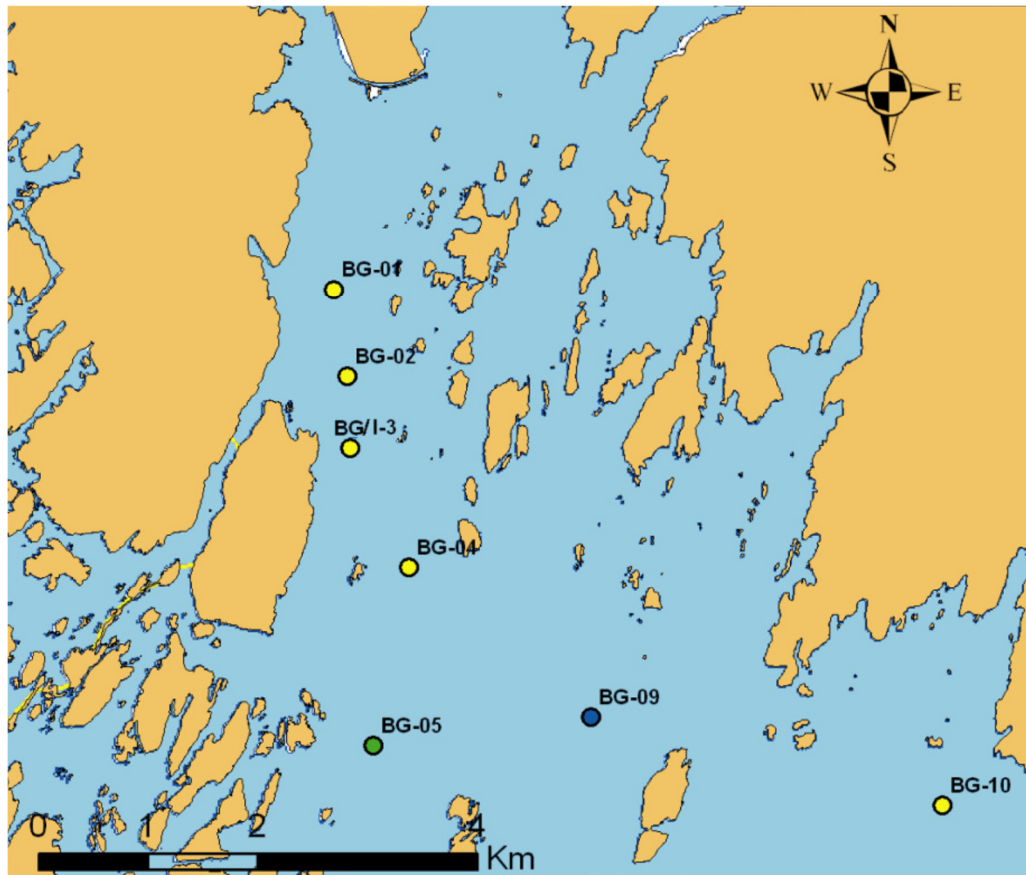
Det er også gjennomført undersøkelser med sedimentprofilprøvetaking (SPI) i Ytre Oslofjord i regi av Fagrådet for Ytre Oslofjord. De siste undersøkelsene som er gjort med SPI, i det området som realistisk kan tenkes påvirket av det planlagte tiltaket, ble gjennomført i 2009 og 2010 (Walday et al. 2010 og 2011). Noen resultater fra disse undersøkelsene vises i Figur 11 (2009) og Figur 12 (2010).

Figur 11 viser en tydelig gradient i miljøforholdene utover fra Glommas munning, fra meget dårlige (BG-01), dårlige (BG-02, BG-03, I-3) til mindre gode forhold (BG-04) til gode forhold (BG-06, BG-07, BG-08) og meget gode forhold (BG-09) i området mellom Hvaler og fastlandet.



Figur 11. Tilstandsklasser hos bløtbunn i henhold til BHQ-indeksen i 2009 og bilder fra stasjoner i influens området i munningen til Glomma (bildene er fra de stasjoner som ble prøvetatt for Borregaard i 2009). Fargeskalen brukt i kartet for å vise resultatet av klassifiseringen er inntegnet. (Kilde: Walday et al. 2010).

Figur 12 viser tilstanden på bløtbunn i 2010 på noen av de samme stasjonene som i 2009. Også dette året kunne det spores en gradient fra Glomma med mindre god status ved stasjonene BG-01, BG-02, BG-03/I-3 og BG-04 til gode forhold ved stasjon BG-05 og Meget gode forhold på BG-09. Den siste stasjonen (BG-10) ligger utenfor antatt influensområde for de planlagte arbeidene og viste mindre gode forhold. Generelt viser SPI undersøkelsene en bedring av bunnforholdene i Glommas munningsområde nord for Kjøkkø munningsområde i 2010 i forhold til 2009.



Figur 12. Tilstandsklasser på bløtbunn i henhold til BHQ-indeksen i 2010. (Kilde: Walday et al. 2011a). Se Figur 11 for fargeskala brukt for tilstandsklassifisering.

Det er tidligere undersøkt bunnfauna på potensielle dumpeplasser for massene fra Røsvikrenna (NGI 2011). Av de to deponeringsområdene som i dag er valgt var forholdene, bedømt ut fra sammensetningen av bløtbunnsfauna, bedre ved Møkkalasset enn ved Svaleskjær. Dette kom til uttrykk både i form av flere individer, langt flere arter og høyere diversitet (H') ved Møkkalasset enn ved Svaleskjær. Bedømt ut fra bløtbunnsfaunaens diversitet kunne tilstanden ved Møkkalasset klassifiseres som meget god til god og ved Svaleskjær til svært dårlig til dårlig. Basert på dette vurderte NGI at området ved Svaleskjær, isolert sett, var bedre egnet som deponiområde enn området ved Møkkalasset. Dette hadde i hovedsak med at en ved deponering ved Svaleskjær ville desimere en bløtbunnsfauna i dårligere forfatning enn ved Møkkalasset. Det ble imidlertid antatt at reetableringen av faunaen ved Møkkalasset vil gå relativt raskt fordi en i nærområdet hadde en bunnfauna som var relativt lik den en fant i deponiet. Basert på forekomst av bløtbunnsfauna er det i et litt lengre perspektiv ingen innvendinger av betydning med å bruke også Møkkalasset som deponiområde.

Totalt sett viser de senere årenes bløtbunnundersøkelser at miljøtilstanden i og på sediment på dypt vann varierer både med avstand fra Glomma og over tid. De dårligste forholdene gjenfinnes i hovedsak i området nærmest munningen dvs. i området syd vest av Kjøkkø. Dette antydes både

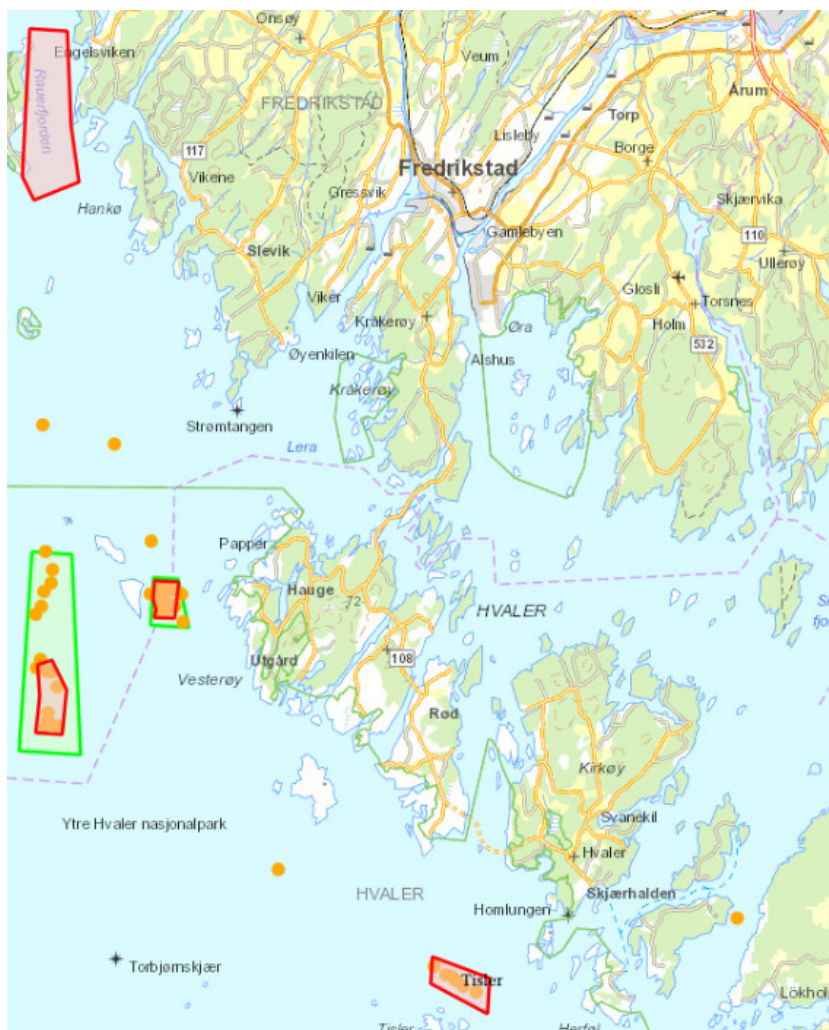
for grabbprøvene og SPI-undersøkelsene. Generelt er den registrerte faunaen vanlig på bløtbunn-slokalteter i sammenliknbare områder. Dette bekreftes også av andre undersøkelser i aktuelle utdypingslokaliter (DNV 2009).

4.10 Koraller

I Hvalerområdet er det funnet korallrev ved Søsterøyene, Fjellknausen, Djupekrakk og nord for Tisler (Tisler vist i Figur 13). Det er også funnet korallskog. Korallskoger kan dannes av store hornkorallararter, som sjøtre og sjøbusk, på sjøbunn av fast fjell eller steinblokker.

Korallrevet nord for Tisler er et av de største revene som er funnet innaskjærs i Europa. Revet har store kolonier av dypvannskoraller (*Lophelia pertusa*) i et 1200 meter langt og 200 meter bredt område, og revet regnes som en svært viktig naturforekomst. Korallrevene har stor betydning for den rike, marine faunaen i Hvalerområdet. De danner spesielle formasjoner i områder der det er strøm og friskt vann. Strømmen gir god tilgang til næring og hjelper til å skylle vekk slam og annet som ellers ville dekke bunnen. Korallrevene er viktige leveområder for andre arter, som svamp, sjøanemoner og uvanlige arter av skjell, børstemark, sjøstjerner og krabbe. Korallrevene har rike bestander av fisk, her har de god tilgang til mat og skjulesteder. For spare korallene for menneskeskapt fysisk påvirkning er det innført forbud mot krepsetrålning og fiske med line, garn og teiner i de vernede korallområdene.

Ingen av korallforekomstene ligger i nærheten av tiltaksområdet.



Figur 13: Kart over forekomst av koraller, markert med røde og grønne firkanter (lastet ned fra Naturbase 7. februar 2018). Rød firkant=Vernede korallområder. Grønn firkant= Identifisert korallområde. Oransje sirkler er enkeltfunn.

4.11 Fisk

Området som potensielt kan berøres av tiltaket har en særegen fiskefauna som består av både ferskvanns- og saltvannsarter innenfor samme geografiske område, avhengig av saltinnholdet i vannet (salinitet). Dette gjelder spesielt Øra hvor både ferskvanns- og saltvannsarter opptrer innenfor samme begrensede areal. Båtvik et al. 2005 fant blant annet 4 ferskvannsarter (abbor, mort, sik og vederbuk) og 7 saltvannsarter (torsk, sild, brisling sei, hvitting, skrubbe og rødspette) ved fiske med garn i Øraområdet i 2004. Den mest dominerende arten antallmessig var sik (ca. 60 % av antall individer). Dette er også en art som i tillegg til saltvannsartene opptrer lenger ut i Hvalerområdet.

Ser en på forekomst av fisk i et litt større perspektiv anses de viktigste fiskebestandene i tiltakets potensielle influensområde å være laks, sjørret, sik og tidligere også ål. Ål anses imidlertid i dag ikke for å være en viktig fiskersurrs, da den er totalfredet fra 20.12.2011 av bestandsmessige grunner. Ålens spesielle biologi med oppvekst i ferskvann og på grunt vann i kystområder og gyting i Saragassohavet samt dens robusthet og med leveområde hovedsakelig i grunne områder gjør et den ikke anses som sårbar for de tiltakene som planlegges og vil derfor ikke omtales videre.

Glomma har en middels stor bestand av laks og en mindre bestand av sjørret. Bestandene av disse artene er på landsbasis negativt påvirket av rømt oppdrettsfisk, forurensninger og regulert vannføring. For å styrke laksebestanden har det i Glomma blitt satt ut lakseyngel fra kultiveringsanlegg siden. I en rapport fra 2016 (Lund, 2016) konkluderes det med at det er litt tidlig å si hva effekten av utsettingene er på antall gytefisk i nedre Glomma, men det er tydelig at noe av settefisken overlever og vokser til gytefisk. Antall voksen gytefisk i Glomma har likevel vært lav i flere år. Laksen kan derfor være spesielt sårbar dersom gytevandringen fra hav til elv forstyrres.

Voksen laks og sjørret vil oppholde seg i tiltaksområdet i forbindelse med gytevandring fra havet til elva. Oppvandringene skjer fra vår til høst, bl.a. avhengig av vannføring og temperatur. Om våren vil utvandrende ungfisk (smolt) passere tiltaksområdet når den forlater elva og vandrer ut i havet.

Vandring av laksesmolt og sjørret

Laks og sjørret er anadrome fisk som har gyting og ungfiskstadier i ferskvann. Ungfisken vandrer deretter ut til havet for å vokse seg stor og bli kjønnsmoden. Voksen gytefisk vil så vandre fra hav til elv for å gyte. Dette fører til at en hvert år har perioder der disse artene vil passere og befinne seg i tiltaksområdet.

Gyteområder

Høy sedimentasjon av finpartikulært materiale vil potensielt kunne ha effekter på gyteområder og egg på bunnen ved at bunnsedimentet blir modifisert og dermed uegnet som gyteområde, eller ved at egg som ligger på sedimentet begraves. Det er imidlertid ikke identifisert viktige gyteområder for spesifikke arter som legger egg på bunnen innen tiltaksområdet. Det er imidlertid registrert generelle gyteområder (Figur 14) som overlapper noe med spredningen av partikler. Gyteområdet omfatter også grunnområdene ved Øra. Modellering av partikkelspredning ved ulike scenarier (Sintef, 2018) tyder imidlertid på at grunnområdene ved Øra ikke blir berørt ved de planlagte mudrings og deponeringsarbeidene (se eksempelvis figur 6.55 i Sintef, 2018).

Lokale bestander av torsk kan imidlertid gyte i de frie vannmasser i dypereliggende områder. I tråd med dette er det i Løperen og i området Flyndregrunnen – Morenegrunnene registrert spesielle gyteområder for torsk (se Figur 15).

Atlantisk laks (*Salmo salar*) har gyte- og oppvekstområder i nedre Glommas hovedløp opp til Sarpsfossen. Det antas at det beste område for gyting og oppvekst er de øverste 3 km, mellom

Sandesundbrua og Sarpsfossen (Lund, 2016). Dette er et område som ikke berøres av det planlagte tiltaket.



Figur 14. Generelle gyteområder for fisk (markert med horisontal skravur) (Kilde: Fiskeridirektoratets karttjeneste).

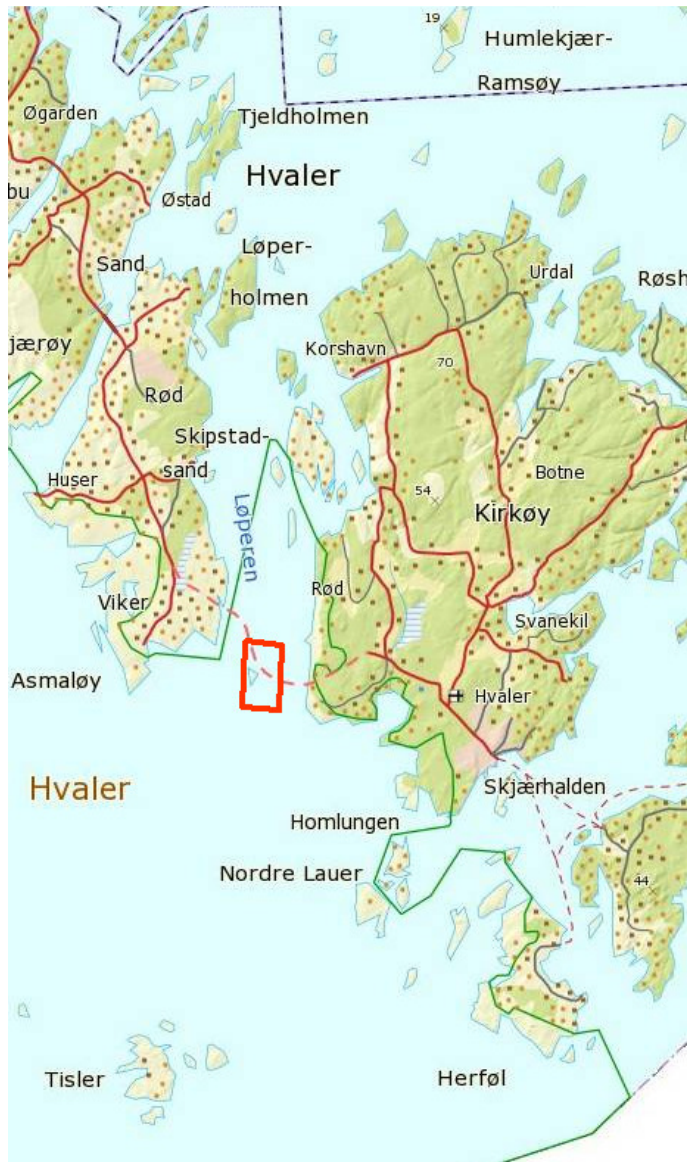


Figur 15. Gyteområder for kysttorsk (markert med vertikal skravur) (kilde: KU fra 2012, Rambøll 2012)

4.12 Hummer

Kvernskjær-hummerfredningsområde (se Figur 16) ble opprettet i 2006 på bakgrunn av at området oppfylte kriteriene som er nødvendig for å gi kunnskap om hvor fort hummerbestanden bygger seg opp i et totalfredet område. Innenfor området er det forbudt å fiske med andre redskaper enn håndsnøre, fiskestang, juksa eller dorg. Europeisk hummer (*Homarus gammarus*) er i all hovedsak stedbunden og vil oppholde seg i tilnærmet samme område gjennom året. Aktiviteten varierer med temperaturen, og hummer vil være aktiv innenfor sitt hjemmeområde fra april – mai til oktober – november.

Det foregår et fiske etter hummer i Hvaler området. Hummer kan kun fiskes fra 1. oktober til 1. desember utenfor hummerfredningsområdet, mens kabbe kan fiskes hele året. Hummerfiske foretas både av fiskere og som fritidsfiske.



Figur 16. Kvernskjær hummerfredningsområde, markert med rød firkant.

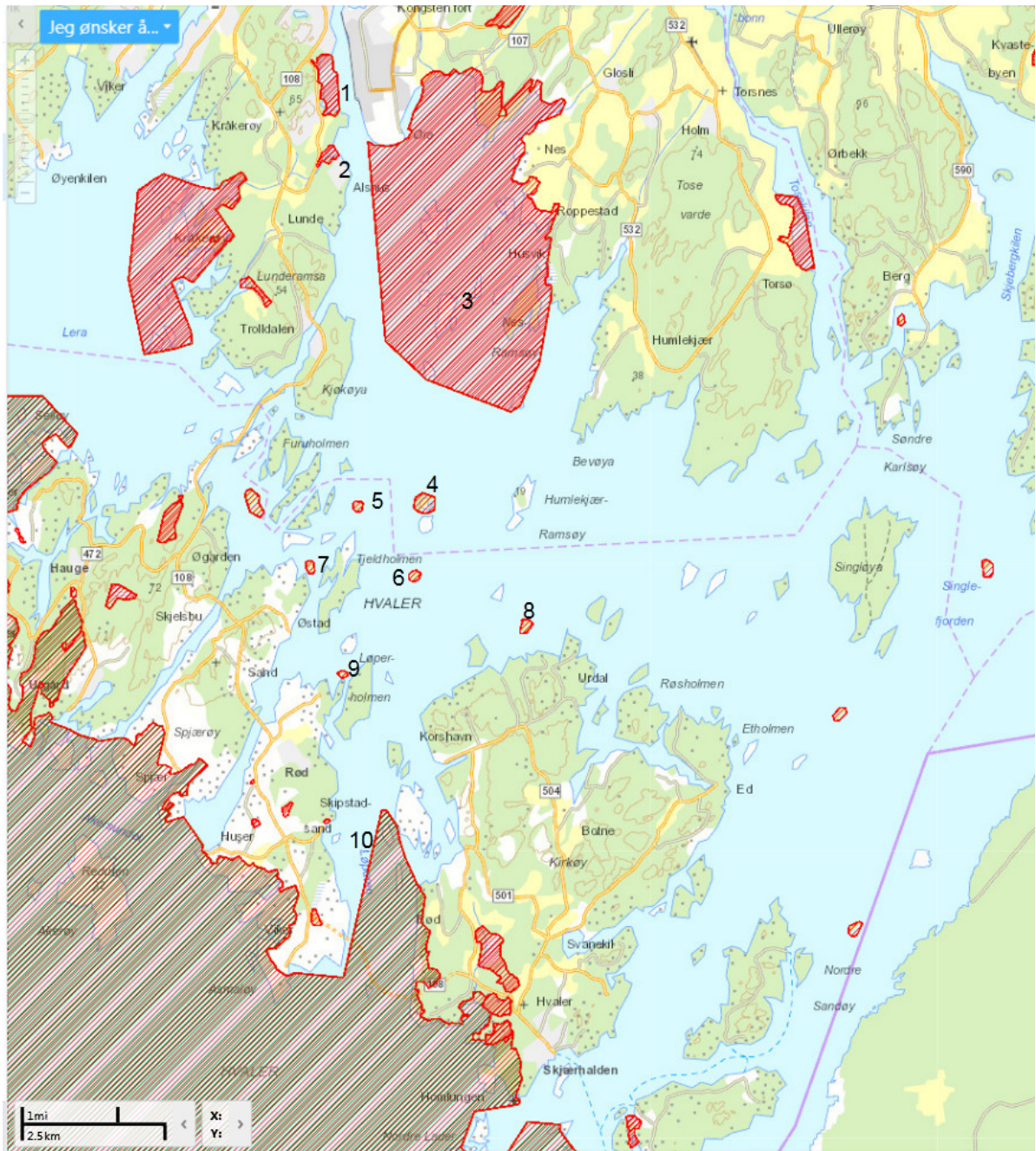
4.13 Fugl

Fuglevikbukta, Alshusbukta og Øra er fredede våtmarksområder i Glommas munningsområde og er viktig for flere fuglearter som hekkeområde og myteplass i sommerhalvåret, rasteplass under trekket vår og høst og som overvintringsområde (Figur 17 og Tabell 12). Øra er det største av disse tre områdene, og fikk spesiell vernestatus som Ramsarområde i 1985. Det er registrert over 256 fuglearter på Øra (per august 2014, Krohn 2014.), og mangfoldet er størst under trekket vår og høst. Om vinteren dominerer hardføre arter som svaner, stokkand, kvinand og laksand. Det rike dyrelivet er ikke bare knyttet til våtmarksområdene, men også det ellers svært varierte kulturlandskapet. Selv om våtmarksområdene kan fryse til i kalde vintre er elva alltid åpen. Øraområdet er også rikt på rovfugl som tiltrekkes det rike fuglelivet og fiskeforekomstene.

Utvidelsen av landarealet på Øra gjennom 1960 og 70 tallet stengte for ferskvannstrømmen fra elva til Gansrødbukta. Øra-kanalen ble da bygget for å bryte på dette. Som tiltak for å opprettholde god ferskvannstilgang til bukta ved den planlagte farledsmudringen i Røsvikrenna ble Øra-kanalen forlenget ut mot elva i 2016. God ferskvannstilstrømning til Øraområdet er viktig for forekomsten av hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*), som vokser i ferskvann og brakkevann. Forekomstene er svært viktig som næring og skjul for en rekke arter av fisk og virvelløse dyr, som igjen er næringsgrunnlaget for andre arter både av fisk og fugl. I tillegg beiter gressender, svaner og gjess på plantene. Særlig vinterstid er plantene viktige for disse fuglene. Det har vært

en tydelig tilbakegang i antall gressender i trekktiden og svaner i vinterhalvåret, dette antas i hovedsak å ha sammenheng med tilbakegangen av hjertetjønnaks (Krohn 2014). Samtidig med tilbakegang i nevnte arter har grågåsa hatt en kraftig økning i bestanden de siste 30 årene. Grågåsa er ikke i samme grad avhengig av vegetasjonen i reservatet, siden den beiter på grasenger og dyrket mark i området rundt reservatet. Flere arter av vadefugler har vist tilbakegang i trekktiden vår og høst, dette gjelder hele Sørøst-Norge. Dette antas å ha sammenheng med at lavtliggende fuktige beitearealer, som påvirkes av tidevannet, er utbygd de siste 40 årene for å innvinne nytt land, og eller er gjengrodd som følge av reduksjon og opphør av husdyr som beitet i de samme områdene. Generelle bestandsvariasjoner av ulike arter i våtmarksområdene følger variasjonene som forekommer i Sør-Norge og ellers i Europa.

Lenger ut i tiltaksområdet finnes områder med biotopvern med verneplan for sjøfugl (jf Figur 17 og Tabell 12). Disse er viktige for sjøfugl i hekketiden. I sjøområdene mellom Heia og Torbjørn-skjær i Ytre Hvaler nasjonalpark samles over 12000 ærfugl i mytetida (fjærfelling) og store flokker av andre sjøfugler, bl.a. svartand (www.naturbase.no). Tidligere sjøfuglreservater på Søndre Søster, Akerøya, Møren og Heia er nå en del av nasjonalparken, men ligger utenfor tiltaksområdet for farledsutbedringen til Borg havn.



Figur 17. Verneområder for fugl (markert med rød skravur) i farleden inn til Borg havn og tilgrensede områder (www.naturbase.no). De viktigste områdene er nummerert fra 1-10 (se Tabell 12).

Tabell 12. Vernede fuglebiotoper i nærområdet til farleden inn til Borg havn (www.naturbase.no). Lokaliseringen er vist i Figur 17.

Nr	Lokalitet	Trusselnivå	Verneformål
1	Fuglevikbukta	Ikke truet	Bevare et viktig våtmarksområde
2	Alshusbukta	Ikke truet	Bevare et viktig våtmarksområde
3	Øra	Ikke truet	Bevare et viktig våtmarksområde
4	Nordre Fugleskjær	Ikke truet	Beskytte en viktig sjøfuglholme i hekketiden.
5	Gåseskjær	Ikke truet	Beskytte en viktig sjøfuglholme i hekketiden.
6	Store Møkkalasset	Ikke truet	Beskytte en viktig sjøfuglholme i hekketiden.
7	Sauedauen	Ikke truet	Beskytte en viktig sjøfuglholme i hekketiden.
8	Østre Utengskjær	Ikke truet	Et viktig hekkeområde
9	Knubben	Ikke truet	Beskytte en viktig sjøfuglholme i hekketiden.
10	Ytre Hvaler Nasjonalpark	Truet	Bevare et egenartet, stort og relativt urørt naturområde ved kysten i Sørøst-Norge, bevare et undersjøisk landskap med variert bunntopografi, og bevare økosystemer på land og i sjø med naturlig forekommende arter og bestander, kystlandskap med sjøoverflate og havbunn med korallrev, hard- og bløtbunn.

4.14 Miljøgifter i organismer

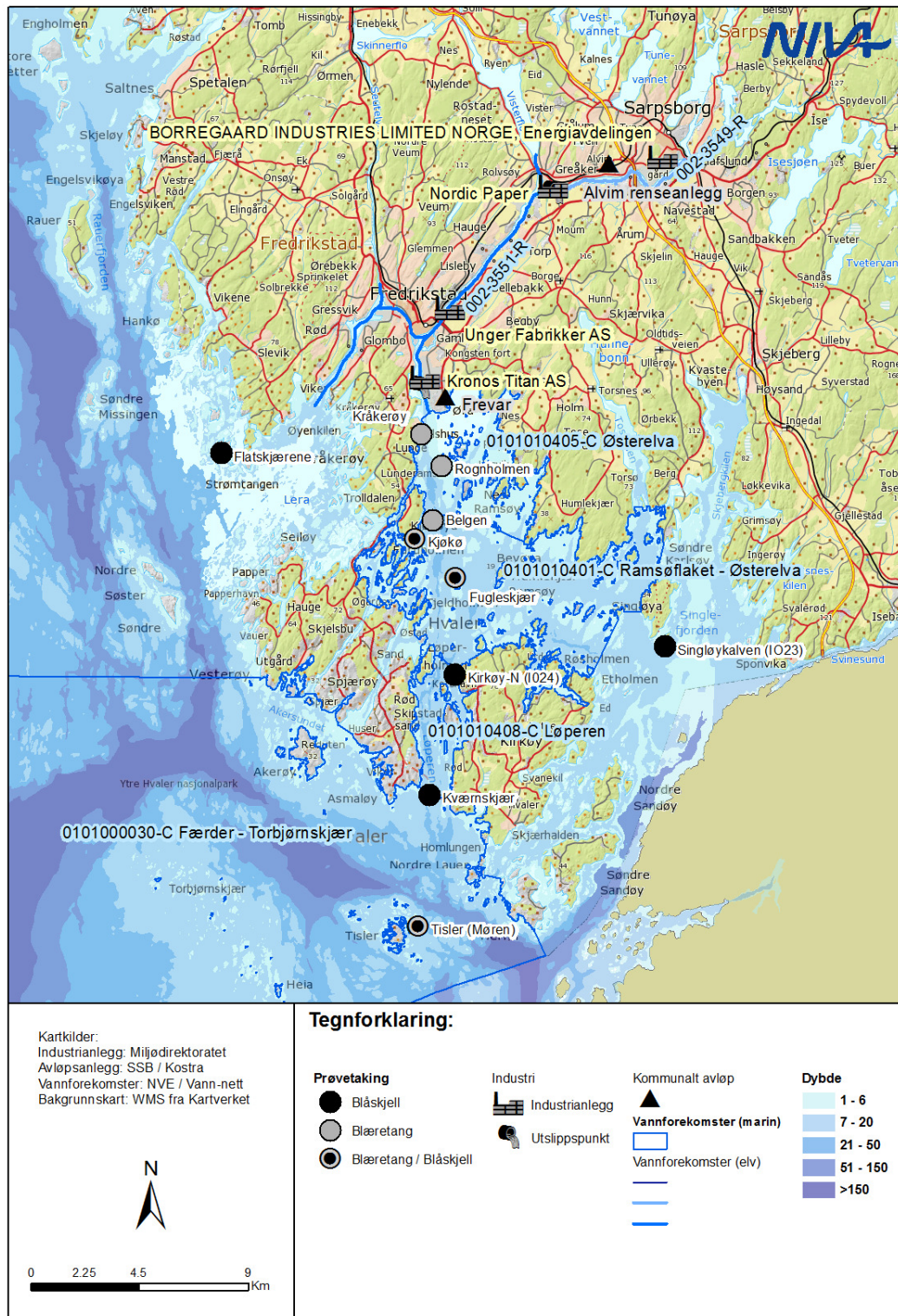
Det er relativt nylig gjennomført overvåking av miljøgifter i organismer fra Glommas munningsområde og Hvalerområde for Kronos Titan AS og Borregaard AS (Berge 2016).

Undersøkelsen omfattet analyse av fluorid, kvikksølv, arsen, bly, jern, kadmium, kobber, kobolt, krom, molybden, nikkel, sink, titan og vanadium i blæretang (6 stasjoner) og blåskjell (7 stasjoner) fra Glommas munningsområde og områdene utenfor (se Figur 18). I tillegg omfattet undersøkelsen analyser av dioksiner/furaner og dioksinlignende PCB'er i blåskjellprøvene.

Undersøkelsene dekker hovedleia inn til Borg havn, med stasjoner både nær Røsvikrenna og utdypingsområdene lenger ut (se Figur 18). Resultatene antas å gi et oppdatert bilde av forekomst av miljøgifter (i hovedsak metaller) i organismer i overflatevannet i tiltaksområdet, men dekker ikke fisk.

Ved planleggingen av undersøkelsen skapte det varierende saltvannsinnsalget problemer ved valg av biologiske kvalitetselementer og en måtte benytte blæretang der en antok at det ville være vanskelig å finne blåskjell som er den foretrukne matriks.

Metallinnholdet i både blåskjell og blæretang er imidlertid antatt å gi et tilnærmet tidsintegrert bilde av tilgjengeligheten av metaller i vannet der organismene vokser.



Figur 18. Kart som viser stasjoner for innsamling av blæretang og blåskjell for kjemiske analyser ved overvåking av Glommaestuaret. På den ytterste stasjonen (Tisler) og Kjøkø og Fugleskjær analyseres begge organismer (Kilde: Berge 2016)

Blæretang: I undersøkelsen av blæretang la man til grunn at klasse I og II (c.f. Molvær m. fl. 1997) representerer en god miljøtilstand (konsentrasjoner under «EQS»). Ved denne betraktningen fremstod alle stasjoner og alle analyserte elementer unntatt jern, krom og titan med konsentrasjoner som ga «god miljøtilstand». For krom og titan og jern i blæretang fremstod imidlertid henholdsvis 1, 3 og 4 stasjoner med konsentrasjoner som «ikke ga god miljøtilstand».

I all hovedsak ble den laveste konsentrasjonen av jern, titan, krom og kobber observert på stasjonen lengst unna Glommas munning og de høyeste i munningsområde. For en del elementer (F, Hg, Cd, Cr, Mo, Ni) var det imidlertid relativt liten forskjell mellom høyeste og laveste konsentrasjon. Historiske data (1989 - 2015) viser at konsentrasjonene av kvikksølv i blæretang har vært lave på alle stasjoner i hele observasjonsperioden, selv om tilførselene har variert mye gjennom årene.

Blåskjell: Konsentrasjonsnivået som ble observert for EUs prioriterte miljøgifter (kadmium, kvikksølv, nikkel, bly og dioksiner) lå under gjeldende EQS verdier og tilstanden kunne karakteriseres som god på alle stasjoner. Også for vannregionspesifikke stoffer (arsen, kobber, krom, sink, kobolt og fluorid) lå de observerte konsentrasjoner under gjeldende EQS verdier og miljømålene kunne karakteriseres som oppnådd på alle stasjoner. For jern derimot lå konsentrasjonen på fem av syv stasjoner over det som er antatt å være bakgrunnskonsentrasjon.

I 2016 ble det gjennomført en undersøkelse av forekomst av miljøgifter i organismer fra store deler av norskekysten (Green et al. 2017). I undersøkelsen inngår en blåskjellstasjon i på Kirkøy (I024, se Figur 18). Skjell fra denne stasjonen ble analysert for en rekke forbindelser som også har vært undersøkt gjennom mange år. Ingen av de miljøgiftene hvor en hadde tilstrekkelig med data viste noen oppadgående trender, mens en for de fleste miljøgiftene ikke kunne påvise noen klare tidstrender. For tre miljøgifter (kobber, PCB og et nedbrytningsprodukt av DDT) viste en nedadgående trend på lang sikt.

I undersøkelsen i 2016 (Green et al. 2017) ble konsentrasjonen i blåskjell sammenlignet med verdier som antas å være realistiske i relativt lavt belastede områder. Sammenligningsverdien (PROREF= provisorisk høy bakgrunnskonsentrasjon) er en ny konstruksjon i overvåkingssammenheng hvor PROREF fremkommer etter en spesiell prosedyre (se Green et al. 2017) basert på overvåkingresultater fra norskekysten etter 1991. Konsentrasjonen av kvikksølv i skjell fra Kirkøy ble sammenlignet med PROREF. Verdien var 1-2 ganger over tilhørende PROREF, men under EUs Environmental Quality Standard (EQS) og konsentrasjonene av kvikksølv i skjell fra området må derfor sies å være relativt lave.

Samlet vurdering blæretang og blåskjell: Unntas jern og titan var det kun en stasjon (Kråkerøy) nærmest Glommas munning som ikke viste god tilstand eller når miljømålene (se Figur 19). Årsaken til den dårlige tilstanden på Kråkerøy skyldes noe høye verdier av krom i blæretang. Tar en også med jern og titan, var det overskridelser av bakgrunnskonsentrasjonen av disse stoffene i blæretang eller blåskjell eller begge matrikser for alle stasjoner unntatt to utenfor selve Hvalerområdet (se Figur 18). I undersøkelsen ble det konkludert med at i den grad undersøkelsesområdet har et metallproblem, så er dette i hovedsak knyttet til jern og titan. Dioksiner utgjorde ikke et miljøproblem. Det er indikasjoner på at miljøgiftinnholdet i blåskjell ikke har endret seg mye de senere år.

Etter pålegg fra Miljødirektoratet er hoveddelen av undersøkelsen som ble gjennomført i 2015 (Berge 2016) planlagt repetert og gjennomført høsten 2018.

Fisk:

De siste undersøkelsene av miljøgifter i torsk i Hvalerområdet ble gjennomført i 2016 (Green et al. 2017) og i 2014 (Green et al. 2015) også i en del tidligere år er omtrent tilsvarende undersøkelser gjennomført.

Undersøkelsen ble foretatt på fisk innsamlet nord for Kirkøy (N59.11250, E1011.0383) og skulle være rimelig godt representativt for tiltaksområdet som helhet når en tar torskens bevegelighet i betraktning, med et mulig unntak for området utenfor Hvalerøyene.

Undersøkelsene i 2014 omfattet analyse av kadmium, krom, kobber, nikkel, bly sink, HBCD, PCB, klorerte parafiner (c10-13 og C14-C17) i lever og kvikksølv i filet. Resultatene fra 2014 avdekket konsentrasjoner av metaller i lever som lå under antatt høyt bakgrunnsnivå. Kvikksølvinnholdet i filet avdekket et nivå tilsvarende klasse II (moderat forurenset). Pga. manglende grenseverdier var det i 2014-undersøkelsen ikke mulig å klassifisere de øvrige analyseresultatene. Fordi undersøkelsene ikke har pågått tilstrekkelig lenge var det heller ikke mulig å beregne eventuelle tidstrender.

I undersøkelsen i 2016 (Green et al. 2017) ble konsentrasjonen i torsk fra området nord for Kirkøy også sammenlignet med PROREF. Konsentrasjonen av kvikksølv i torskfilet var 1-2 ganger høyere enn PROREF. Konsentrasjonen av kvikksølv lå også høyere enn EUs Environmental Quality Standard (EQS). Også for PCB (polyklorerte bifenyler), MCCP (mediumkjedete klorerte parafiner), 4-N-OP (4-n-oktylfenol) og 4-T-OP (4-tert-oktylfenol) lå konsentrasjonen i torsk høyere enn EUs EQS, mens fire andre organiske forbindelser lå under.

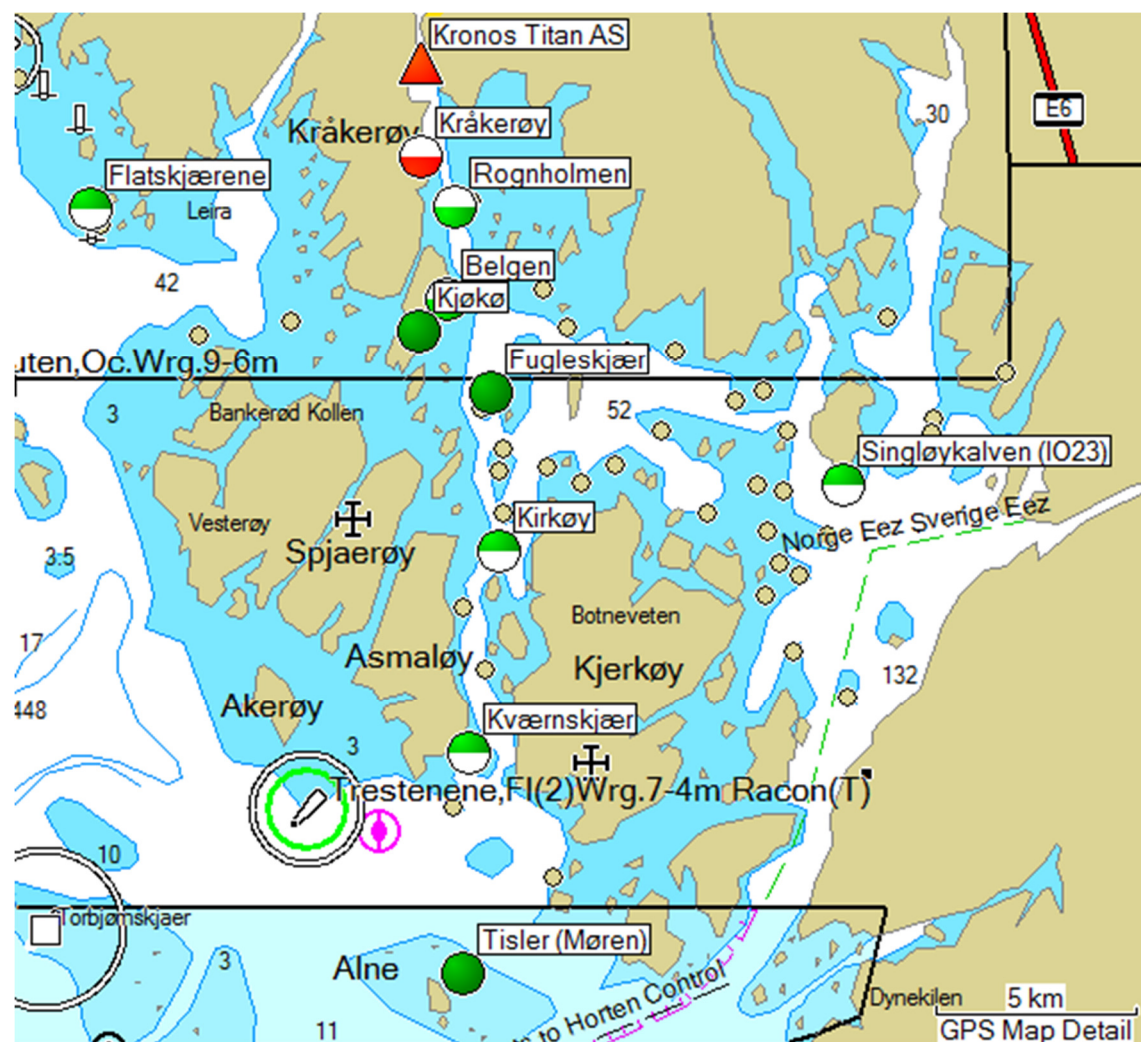
I det store og hele synes forekomst av enkelte miljøgifter i torsk å være noe høye for enkelte forbindelser. Hvorvidt tilsvarende også gjelder for annen fisk vites imidlertid ikke.

De siste undersøkelsene utført før 2012-2014 ble etter det en kjenner til gjennomført så langt tilbake som i 1994 (Berge 1997) og etter flommen i Glomma i 1995 (Berge, 1997). Den gang ble det innsamlet fisk (Ål og torsk) for miljøgiftanalyser fra 5 stasjoner, men bare en (Kjøkkø) anses som relevant rent lokaliseringmessig for mudringsarbeidene som nå planlegges.

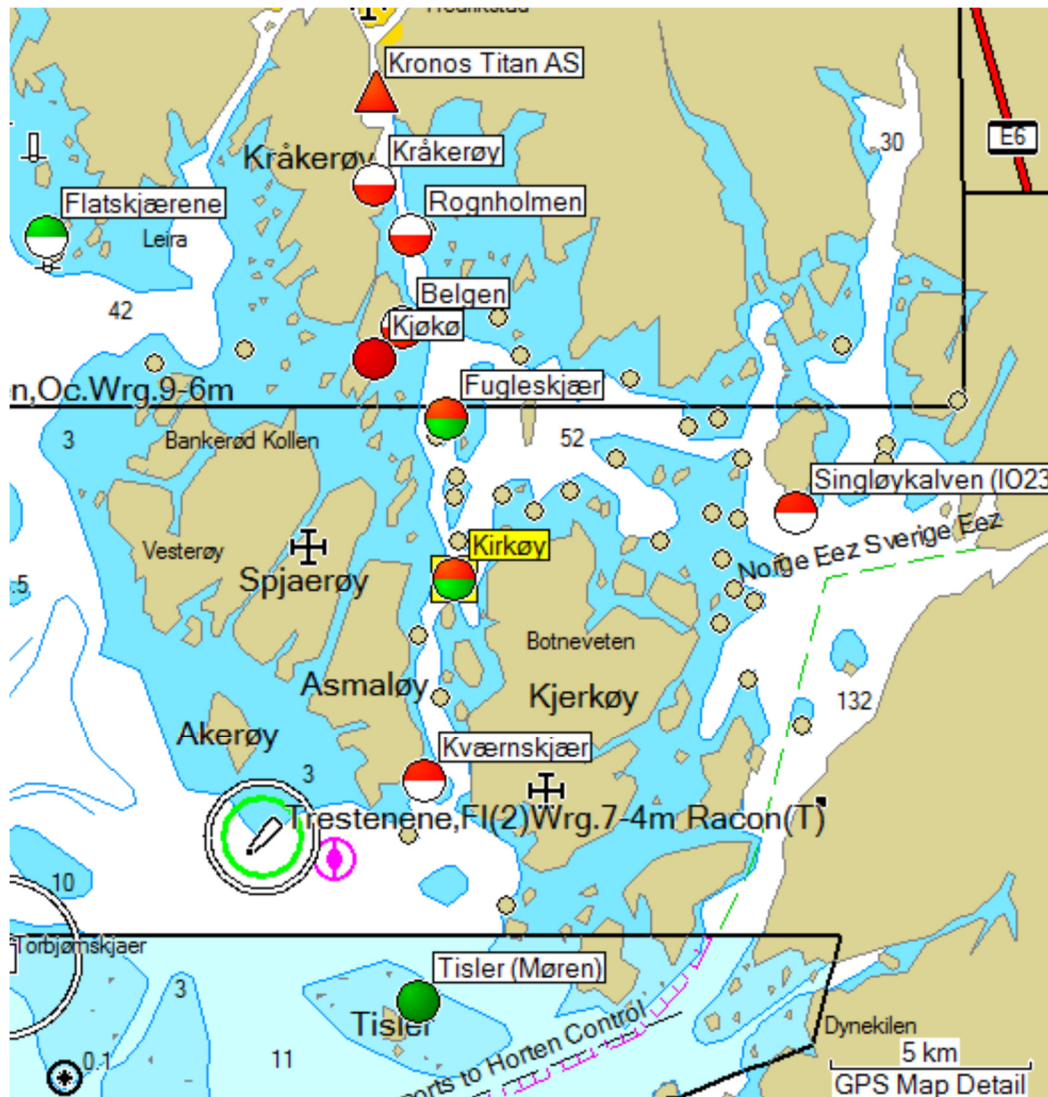
Det er imidlertid høyst tvilsomt om resultatene fra så langt tilbake som 1994/95 er representativt for dagens situasjon ut over å si noe om områdets historie. Undersøkelsene i 1994 avdekket at miljøgiftkonsentrasjonen i fisk fra Hvalerområdet var relativt lave, noe som stod i kontrast til situasjonen på 80-tallet da konsentrasjonene var høyere.

Etter flommen i 1995 tyder analyseresultatene på at flommen ga en påviselig, men svak endring i nivået av enkelte metaller. I blæretang ble det observert en økning for kobber (Cu), bly (Pb) og nedgang for jern (Fe) og titan (Ti) på stasjoner med høye verdier i 1994. I blåskjell ble det observert en økning i Cu og nedgang for Fe og Ti på stasjoner med høye verdier i 1994 og i torsk økte konsentrasjonen av Fe. En samlet vurdering av metallanalysene etter flommen tyder således på at selv en dramatisk økning i mengden partikler slik som flommen representerer kun ga en moderat, men signifikant effekt på metallinnholdet i de analyserte organismer. Dette gjelder i første omgang organismer i overflatevannet og i mindre grad fisk.

Basert på en sammenligning med PROREF og EQS-verdier konkluderer vi med at torsken fra Hvalerområdet i dag er noe forurenset med klassiske miljøgifter som metaller og PCB og noen nyere organiske forbindelser som MCCP (medium kjedete klorerte parafiner), 4-N-OP (4-n-oktylfenol) og 4-T-OP (4-tert-oktylfenol).



Figur 19. Kart som viser resultatet av klassifisering basert på alle analyserte elementer og forbindelser der en har EQS verdier unntatt jern og titan. Resultatet av klassifiseringen vises både for blåskjell (Øvre del av sirkulært symbol) og blæretang (nedre del av sirkulært symbol: Grønn=God tilstand, rødt=Ikke god tilstand (konsentrasjon over EQS for en eller flere av de oppgitte forbindelser). Hvit del av symbol betyr at det ikke foreligger analyseresultater for angjeldende matris. Rød trekant markerer plasseringen av Kronos Titan AS (Kilde: Berge 2016)



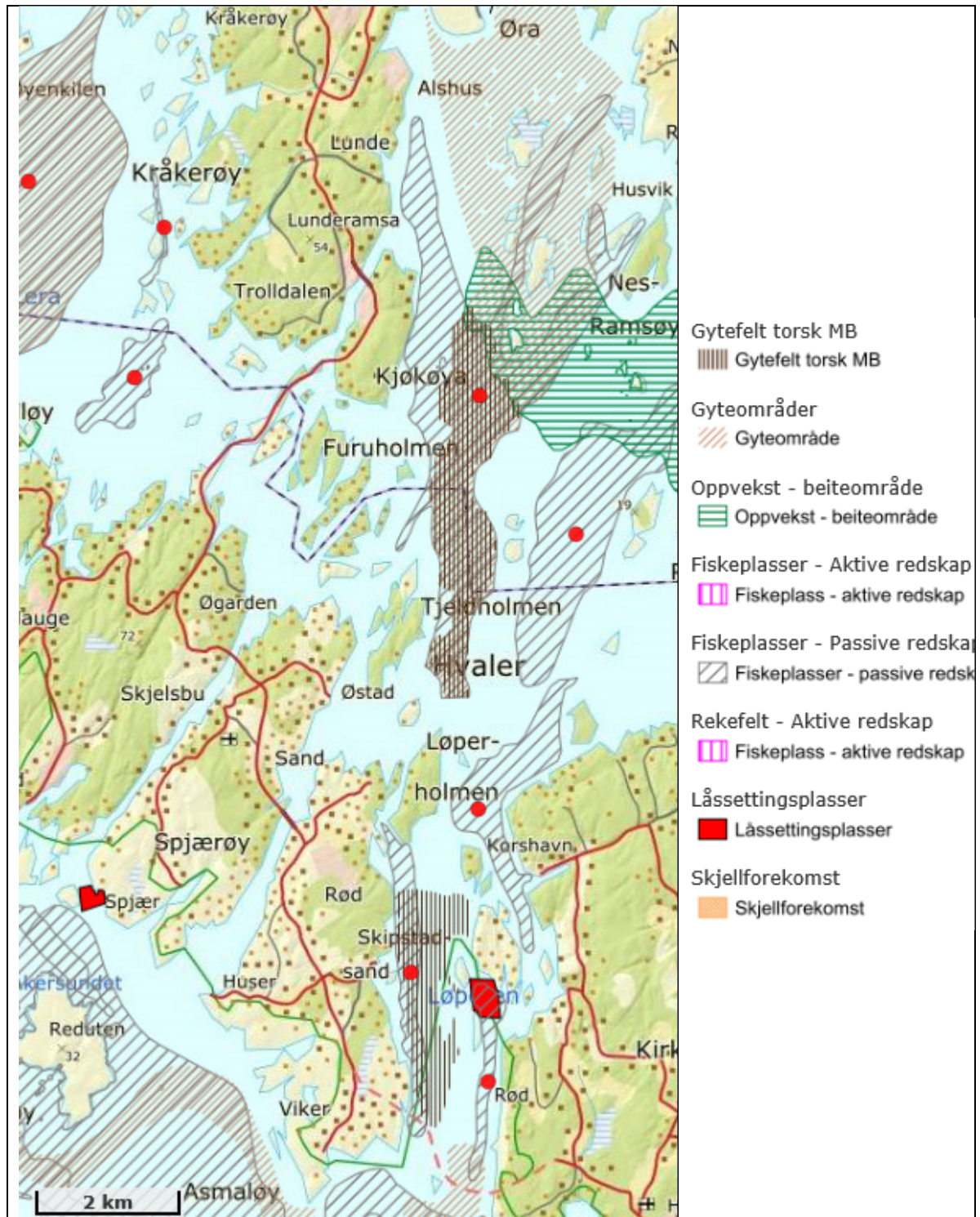
Figur 20. Kart som viser resultatet av klassifisering basert på alle analyserte elementer og forbindelser (inkludert jern og titan). Resultatet av klassifiseringen vises både for blåskjell (Øvre del av sirkulært symbol) og blæretang (nedre del av sirkulært symbol). Fargekode: Grønn=God tilstand, rødt=Ikke god tilstand (konsentrasjon over EQS for en eller flere av de oppgitte forbindelser). Hvit del av symbol betyr at det ikke foreligger analyseresultater for angjeldende matriser. Rød trekant markerer plasseringen av Kronos Titan AS. (Kilde: Berge 2016)

4.15 Fiskeri og akvakulturinteresser

Fiskeriinteresser

Fiskeriinteressene er inndelt i to hovedtyper med aktiviteter, aktivt med trål og passivt fiske med garn, ruser og teiner. Aktivt fiske med bunntål (reke) er forbudt grunnere enn 60 m og tiltaket vil således ikke komme i konflikt med denne formen for fiske som foregår utenfor tiltaksområdet (se Figur 21).

Det er noe bruk av passivt redskap i de aktuelle utdypingsområdene (se Figur 21). Det er fiske etter torsk, lyr, rødspette og piggvar. I perioden august til februar pågår det et visst kommersielt fiske etter sik i det aktuelle området. I følge lokale fiskere kan fangstmengde og intensitet variere betydelig fra år til år, men vanlige mengder er anslått til noen tonn. I ytre del av leden er det fiske etter hummer, krabbe og makrell. Fritidsfiske er behandlet i eget avsnitt i kapitlet om fritidsliv (kap. 4.17).



Figur 21. Fiskeplasser, gyteområder/gytefelt, oppvekstområder/beiteområder for fisk, låsettingsplasser og skjellforekomster. Fiske med aktive redskaper (som eksempelvis trål) foregår i områder dypere enn 60 m og ligger således utenfor tiltaksområdet (ikke vist) (kilde: <https://kart.fiskeridir.no/>)

Akvakulturinteresser

Det har tidligere vært anlegg for oppdrett av blåskjell (Hvalerskjell AS) innenfor Hvalerøyene. I alt hadde Hvalerskjell AS 10 blåskjelltillatelser i Hvaler kommunes sjøområde. Bedriften gikk imidlertid konkurs i 2012 og i 2014 ble arbeidene med å fjerne anleggene ferdigstilt. Så vidt en kjenner til drives det i dag ikke med skjelloppdrett innenfor tiltaksområde, men ifølge fiskeridirektoratets kartpresentasjon foreligger det i dag en tillatelse for skjellproduksjon (12536 Strand).

Fredrikstad innovasjonspark (Innehaver: Fredrikstad Seafoods AS (FS) ønsker imidlertid å starte med landbasert matfiskproduksjon av laks på Øra. Det planlagte anlegget skal driftes med resirkuleringsteknologi, hvor både inntaksvannet, produksjonsvannet og avløpsvannet renses for å oppnå best mulig fiskevelferd og samtidig tilfredsstillende gjeldende myndighetskrav og forskrifter. Anlegget har planlagt å benytte både ferskvann fra Glomma og saltvann fra saltkilen i Glomma. Det er gjennomført en vurdering av mulige miljøkonsekvenser av utslipp fra det landbaserte produksjonsanlegg for laks (Staalstrøm og Johnsen, 2015).

Etter det en kjenner til legges rørledningen for vanninntaket ut i disse dager (januar/februar 2018). Anbefalinger går ut på å legge et ferskvannsinntak utenfor bedriften i Glomma og sjøvannsinntak et stykke utenfor stasjon L2 (se Figur 22) i ca. 8-9 m dyp. Planleggingen av anlegget er ferdigstilt og byggearbeidene er godt i gang. Etter det en vet foreligger det permanent oppdrettskonsesjon for virksomheten. Anlegget bygges i tre moduler med tre kummer som skal ta 1200 tonn fisk hver. Den første smolten er antatt å bli satt ut i 2018.



Figur 22. Antatt lokalisering av anlegget til Fredrikstad Seafoods AS (FS), rød sirkel markerer ca posisjon for sjøvannsinntaket til bedriften (kilde: Hjermand et al 2014).

4.16 Marine kulturminner

Fuglevikbukta og Øra ligger i utløpet av Glommas østlige løp, som har vært en av to mulige innseilinger til Fredrikstad siden byen ble grunnlagt i 1567 (NMM, 2012). Glomma er også innseilingen til Sarpsborg, som ble grunnlagt i 1016. Sjøfart har vært en viktig næringsvei for transport av blant annet tømmer og trelast. Områdets beliggenhet ved riksgrensen ført i tillegg til en relativt omfattende militær virksomhet med blant annet marinebase i Fredrikstad på 1700-tallet. Opprinnelig ble det vestlige løpet benyttet siden det var vanskelige forhold gjennom Hvalerarkipelaget, dersom man ikke hadde los. I dag er hovedledene i det østlige løpet.

Fra tidligere undersøkelser foreligger det en rekke marinarkeologiske funn, særlig fra 1600-1800 tallet. Blant annet er det gjort skipsfunn av forskjellig karakter ved Isegran. Ut fra disse opplysningene har tiltaksområdet ved Øra/Fuglevik i utgangspunktet et potensial for kulturminner under vann.

Det er gjennomført marinarkeologiske undersøkelser i flere omganger i deler av tiltaksområdene der sannsynligheten for å oppdage potensielle marine kulturminner er størst. I tillegg er det gjennomført marinarkeologisk undersøkelser i deponiområdene (NMM 2009-2012).

Undersøkelsene er dels utført ved visuelt søk av svømmedykkere der dette har vært mulig og dels videofilmet ved bruk av ROV (Remote Operated Vehicle). Det er også gjort undersøkelser ved hjelp av sonar og multistråleekkolodd. I 2011 ble det undersøkt 7 lokaliteter i farleden, og

deponiområdene Svaleskjær og Møkkalasset. Det ble også utført en undersøkelse i 2012 i forbindelse med legging av sjøkabler til nyoppmerking av farleden fra Vidgrunnen til Øra.

I forkant av undersøkelsene var det noe usikkerhet knyttet til søkeforholdene på grunn av bunnforholdene i området. Det er store masseforflytninger og sedimentering, særlig i Glomma utløp, som også har vært mudret her tidligere.

Ingen av undersøkelsene ga funn av kulturminner eller skipsvrak som stakk såpass opp av bunnen at de ga bilder på sonogrammet.

4.17 Friluftsliv

Friluftinteressene Hvalerskjærgården konsentreres hovedsakelig om ferdsel med båt, fritidsfiske fra båt og fra land, bading, ferdsel og opphold på land. Friluftinteressene i dette området er generelt av nasjonal betydning, jmf Statlige planretningslinjer for differensiert strandsoneforvaltning (2011). I forbindelse med planarbeidet for Ytre Hvaler nasjonalpark utarbeidet Norsk Institutt for naturforskning (NINA) i 2006 en rapport om konsekvenser for friluftsliv, reiseliv og fritidshytter. I et lokalt, regionalt og nasjonalt perspektiv har friluftslivet i nasjonalparken svært stor verdi. Planområdet for øvrig vurderes til å ha stor verdi for friluftsliv, reiseliv og fritidshytter.

Badeplasser

Bading er ikke alminnelig før en kommer ut til sørkanten av Kjøkøya og videre sørover, på grunn av dårlig sikt i vannet. Det finnes en rekke offentlige badeplasser i Hvalerskjærgården (Figur 23). De offentlig tilrettelagte badeplassene som ligger nærmest farleden er Listranda som ligger i Løperen mellom Løperungen og Lubbegrunden, Vikerhavn på vestsiden av ytterst i leden og Ørekroken og Storesand på østsiden. Humlekjær og Bevø ligger nærmest deponiområdene.

I tillegg til disse badeplassene er det mange andre områder nær boliger og hytter som brukes som badeplasser. Det gjelder bl a Ekevika, Håbu og syd for Skipstadsand på Asmaløy og Pulservik, Korshavn, Bølingshavn, Haslevika og Grønne bakke på Kirkøy.



Figur 23. Tilrettelagte badeplasser i Hvalerskjærgården.

Friluftsområder

Det finnes flere statlig sikrede friluftslivsområder i nærheten av farleden og deponiområdene; bl.a. Kjøkøya, Risholmene, og Furuholmen i Fredrikstad kommune og Tjeldholmen, Løperholmen, Listranda, Alkestenskipstadsand/Krossholmen, Filletassen og Vikertangen i Hvaler kommune (Figur 24). Disse holmene og strandområdene representerer alle ubebygde områder i et område som ellers har mange hytter.

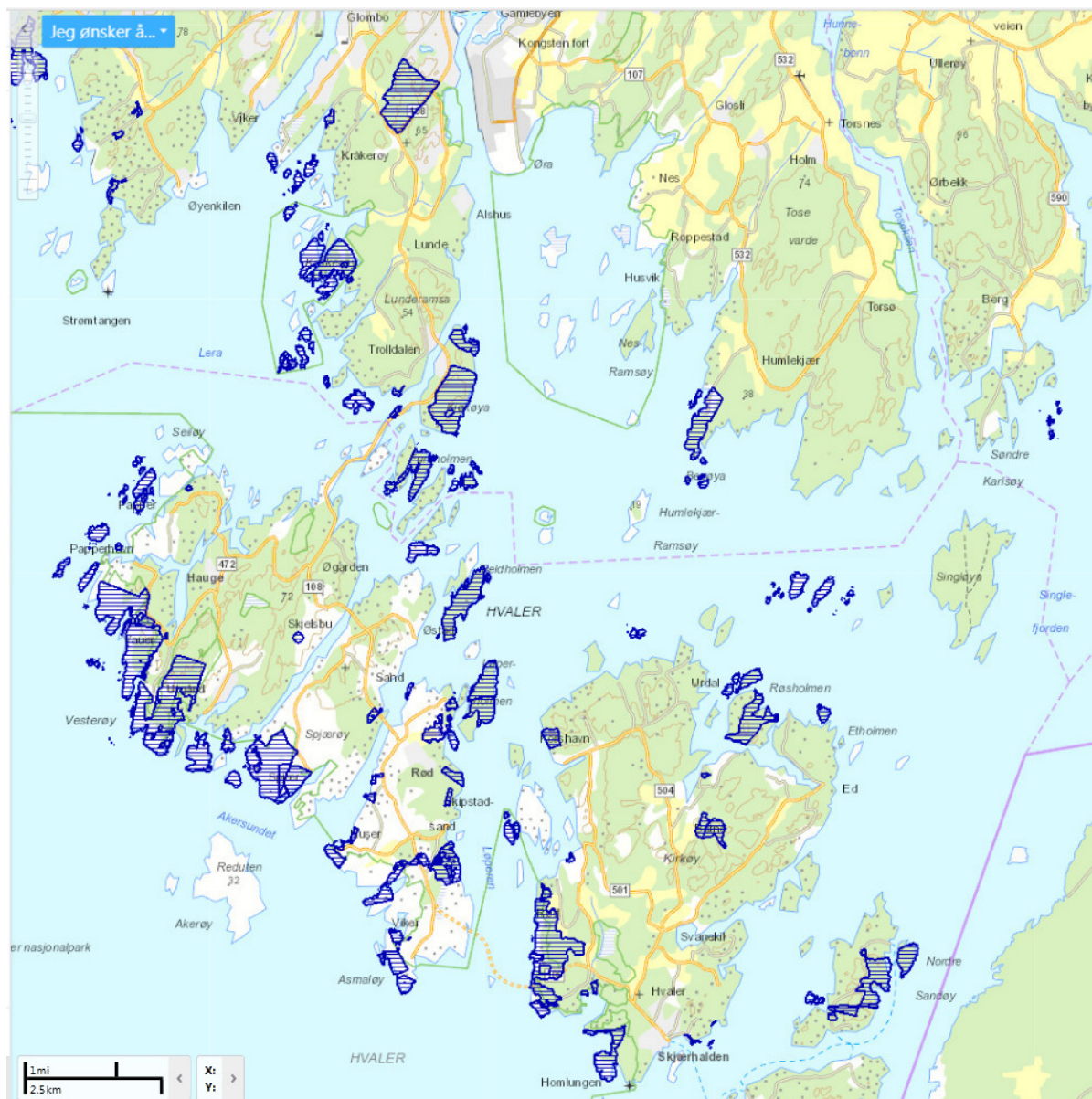
Arealene rundt Hesteholmen i Øra naturreservat er ikke tilgjengelige for allmennheten i hekketiden. Holmene på sørsiden er imidlertid tilgjengelige, men er mindre brukt til ilandstigning og opphold enn tidligere. Det er et alminnelig inntrykk at folk reiser lenger ut for å utøve friluftsliv. Båtene er større og raskere enn tidligere.

På Kjøkøy er størstedelen av arealene som vender mot elva brattlendte fjellområder som til dels kan være vanskelig tilgjengelige til fots. De flatere partiene mot elva inneholder noen boligområder. Hytteområder er i vesentlig grad plassert på østsiden av Kjøkøya innenfor 100 m beltet til sjøen i bratt terreng med god utsikt østover. Store områder er også uten bebyggelse og er slik sett tilgjengelige som friluftsområder. I løpet av de siste årene er stier og severdigheter skiltet på Kjøkøya.

Begge sider i ytterste del av Løperen er mye brukte turområder. På Kirkeøy er det merket Kyststi fra Skjærhalden via Røsshue til Grønne bakke ved Løperen. På Asmaløy er det mulig å følge kystlinjen på svaberg og stier langs hele østsiden av øya som vender mot Løperen.

Det statlig sikrede friluftsområdet på holmen Filletassen er brukt til telting.

Det utøves noe jakt på sjøfugl i området.



Figur 24. Statlig sikrede friluftsområder i Hvalerskjærgården (markert med blå skravur) (www.naturbase.no)

Fritidsfiske

Elveløpet og farleden benyttes til fritidsfiske fra båt og fra land. Sjøørret utgjør en viktig del av fangsten. Perioden for sjøørretfiske er fra april til juni.

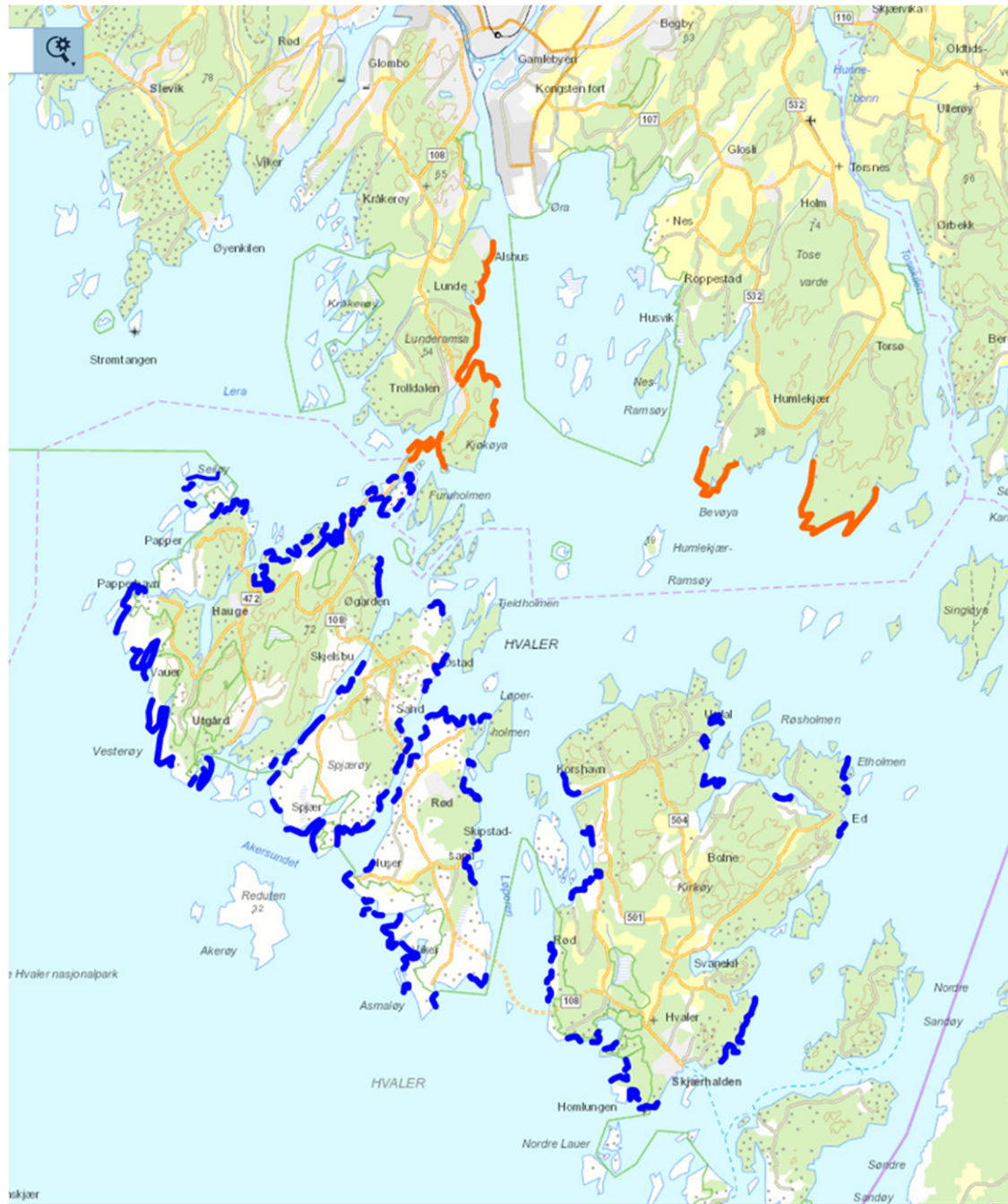
Områdene rundt Kjøkøy og langs Fastlandsveien ut til Hvaler er mye brukt til fritidsfiske fra land. Sjøørretfiske fra land og båt skjer også innover mot Borg Havn, helt inn til Alshus.

Utover langs farleden skjer sjøørretfiske fra båt nær holmene mellom Kjøkøya og Asmaøy og i Løperen.

Fra land fiskes sjøørret fra nord på Asmaløy, Listranda, Skipstadsand, Vassgarden, Ekevika og Vikertangen på Asmaløy og fra Korshavn, Riberg, Bølingshavn, Haslevika, Grønne Bakke og Lille Røshue på Kirkøy.

På Torsnes fiskes sjørret fra Bevøya, Askedalstangen og Munketangen.

Det foregår også fritidsfiske etter makrell, krabbe og hummer i den ytre delen av farleden og utaskjærs på Hvaler på samme måte som yrkesfiske etter de samme artene.



Figur 25. Sjørrettfiske fra land i Hvaler (blå markering) og Fredrikstad (i nærområdet til farleden) (oransje markering).

Båtliv

Elveløpet er en betydelig ferdselsåre for fritidsbåter som har fast båthavn lenger opp i elva. Denne båttrafikken deler seg nord for Kjøkøy, der noe går vestover gjennom Kjøkøysundet, noe går rett ut Løperen og noe går østover mot Humlekjær-Ramsøy (Figur 26). Båttrafikken er økende og går hurtigere enn tidligere. Særlig sommerstid er det mye trafikk av fritidsbåter. Det som tidligere var steder for overnatting i telt er i dag i større grad mål for dagsturer. Østfoldingen liker å dra på «holmetur», dvs dra ut med båt for å bade et sted der det ikke er så mange hytter.

Byfolk fra Fredrikstad og Sarpsborg har sine steder i passe avstand fra byen der man stopper og overnatter. Fredrikstad-folk drar til Fredagshølet/Seilø, Filletassen, Furuholmen, Damholmene eller Røsholmen. Sarpingene som starter båtturen i Tosekilen eller Skjebergkilen tar gjerne et første stopp ved Singløya eller ytterst på Torsnes (Figur 26).

Det er etablert bolter i fjellet for ankring ved mange holmer. De mest populære stedene har utedo og søppelhenting som Skjærgårdstjenesten drifter. De mest brukte stedene som ligger nærmest områdene for mudring og deponi er Filletassen i Løperen, Furuholmen nord for Kirkeøy og Bevø på Torsnes.



Figur 26. Utfartsårer med båt (markert med piler) fra Østfoldbyene.

5. KONSEKVENSER AV TILTAKET

5.1 Strømningsforhold

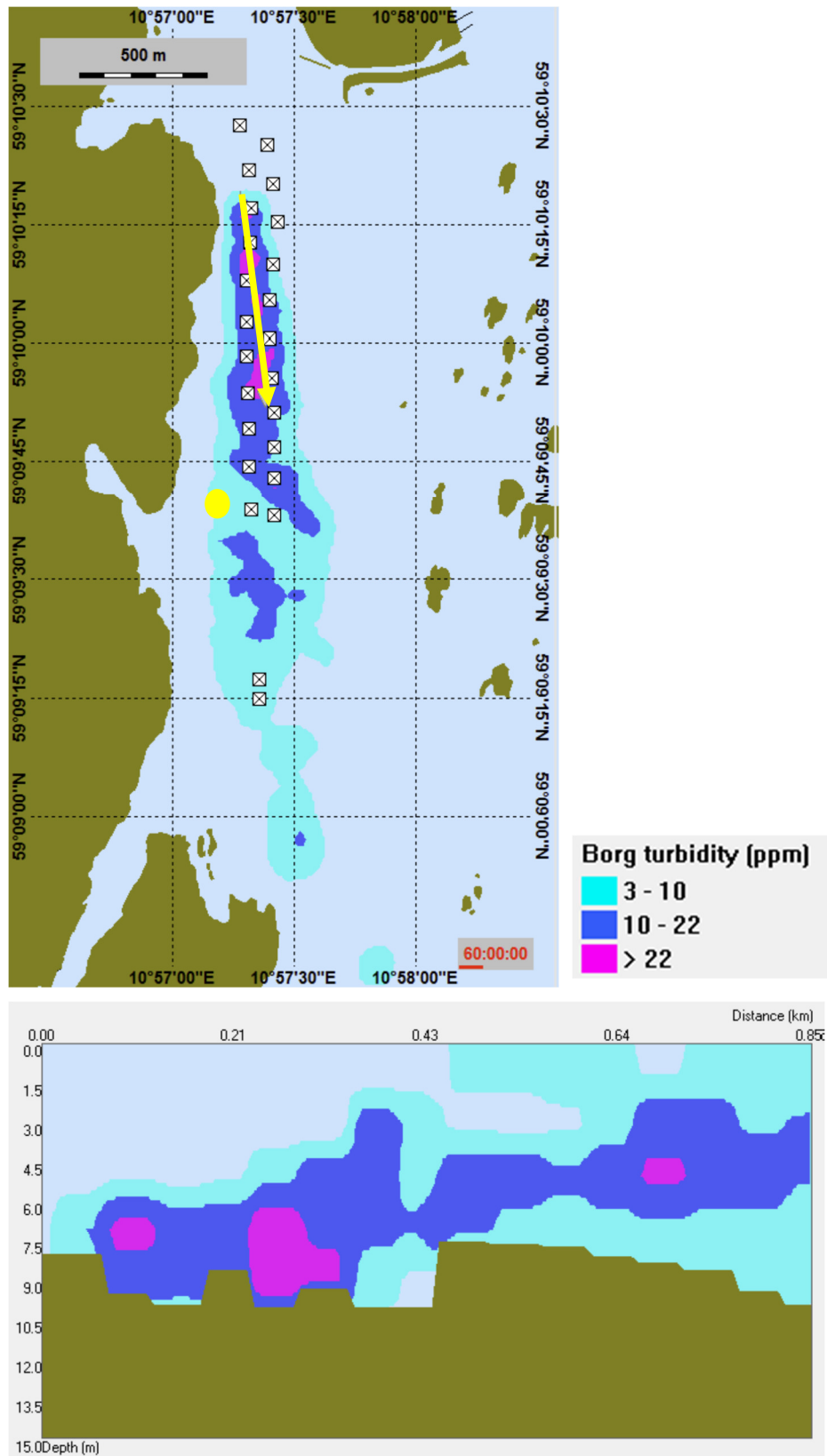
Hensikten med denne delen av studiet er å avdekke mulige endringer i hydrografiske forhold som kan ha en varig effekt på strømforhold, sjiktning i vannmassene, sedimentering og transport av sedimenter i vannsøylen og langs bunn. Det er gjort en overordnet vurdering om tiltaket kan føre til endringer i strømforhold og sedimenttransport. Vurderingene bygger blant annet på detaljerte modelleringer utført av Sintef (Sintef, 2018) og målinger av strøm i ulike dyp i Glommas munningsområde (Staalstrøm og Skogan, 2015).

Inngrepet med mudring av Røsvikrenna vil endre morfologien i renna ved at bunn-dypet økes til 13 m i en bredde på 150 m. Dette gir et større arealtverrsnitt, men modellering viser at dette vil ha liten betydning for strømforholdene og tidevannsystemet i tiltaksområdet (Sintef 2007). Inngrepet vil derfor ikke ha noen betydning for ferskvannsstrømmen i området eller de dominerende strømmenes retning og hastighet. Heller ikke sjiktningen i vannmassene vil endre seg.

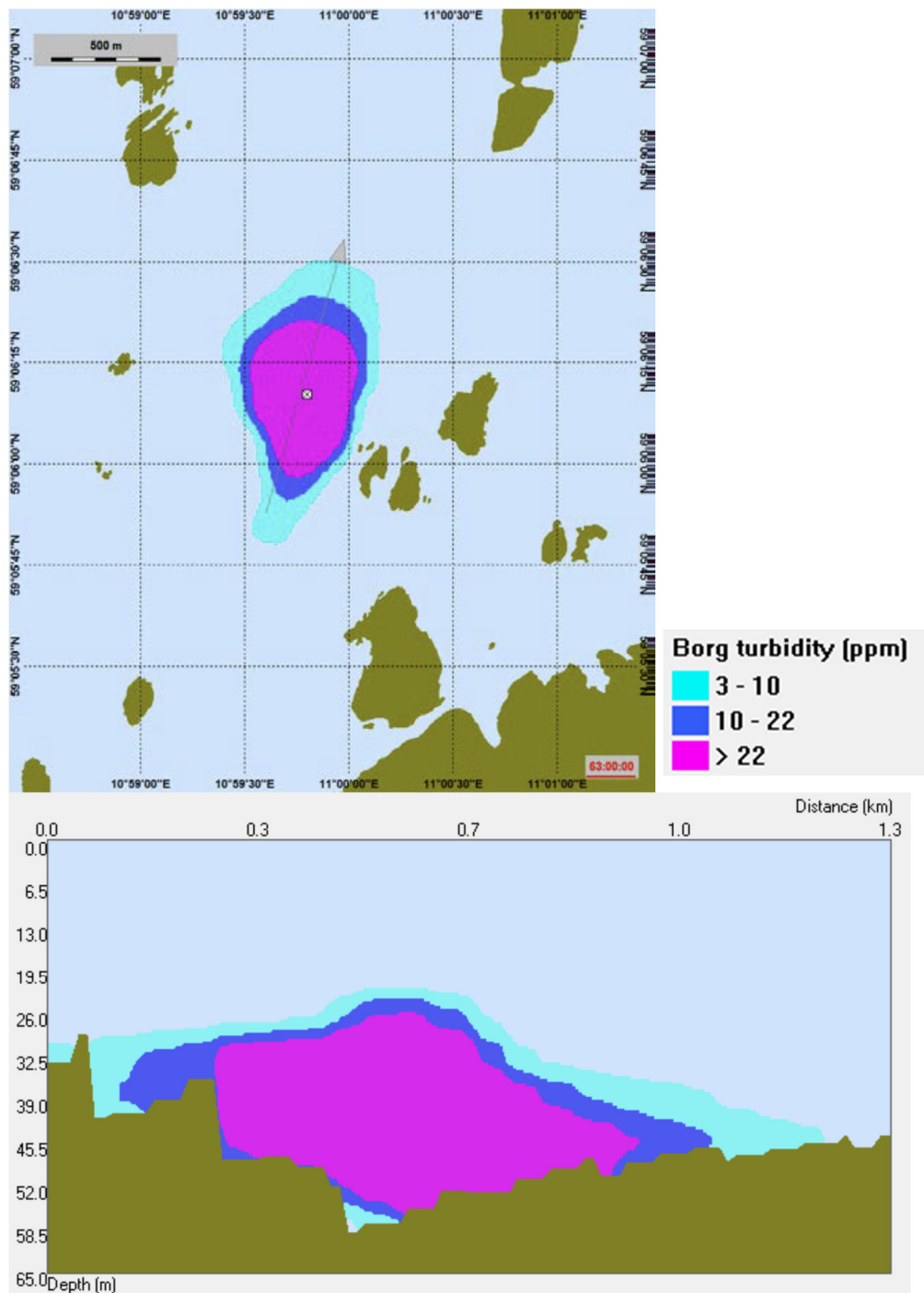
Målingene til Staalstrøm og Skogan (2015) indikerer at mudring i dybdeintervallet fra 3-7 m og ned til 12-15 m i Røsvikrenna (området nær stasjon G3), så er det sannsynlig at partikler vil fraktes oppover elva. Partikler i ferskvannslaget (dvs. i vannmasser grunnere enn 3-7 m) vil derimot kunne fraktes sydover. Modellering av partikkelspredningen ved mudring i Røsvikrenna og områdene lenger ut (Borg 2) (Sintef, 2018, se også Figur 27) bekrefter også at strømforholdene har betydning for hvor partiklene ved mudring og deponering vil opptre i de høyeste konsentrasjoner (Sintef, 2018). Ved mudring med bakgraver i Røsvikrenna over en periode på 160 dager vil områder med maksimalt påslag i turbiditet på mer enn 3 ppm strekke seg over en avstand i syd nord retning på ca.1 km eller noe mer (se Figur 1 og figur 6.10 og 6.11 i Sintef, 2018). Områder som ved deponering vil få et påslag i turbiditet på mer enn 22 ppm vil være relativt begrenset (se Figur 27).

Modellering av partikkelspredning i forbindelse med den planlagte mudringsoperasjonen tyder på at de vannvolumer som til enhver tid under mudringen får et påslag mht turbiditet på mer enn 10 ppm er relativt begrenset og at dette vannvolumet befinner seg dypere ved deponering med diffusor enn ved selve mudringen (se Sintef, 2018).

Deponering med nedføring av massene i rør med diffusor vil ikke føre til at overflatevannet ned til ca. 20 m dyp tilføres partikler av betydning. Ved selve mudringen vil imidlertid større deler av vannsøylen få tilført partikler. Partiklene i overflatevannet vil imidlertid relativt fort passere ut av Hvalerområdet.



Figur 27. Maksimal konsentrasjon av partikler i vannsøylen etter 60 dagers mudring av forurensede masser (95 % konfidensintervall) med bakgraver ved en lokalitet i Røsvikrenna. Nederst vises dybdesnitt med observerte maksimalkonsentrasjon i ulike dyp. Snittet er lagt etter pilen vist i øverste figur. Kilde: Figur 6.9 i Sintef, 2018. Gul markering viser lokalisering av stasjon G3 i Staalstrøm og Skogan (2015).



Figur 28. Maksimal partikkelkonsentrasjon (finstoff) i vannsøylen ved Møkklasset mot slutten av deponeringen av rent materiale fra 4-7 m dyp (Borg 1) tatt opp ved sugemudring. Deponeringen er planlagt via en diffusor på 30 m dyp. Mengden materiale er beregnet på bakgrunn av et konfidensnivå på 95% (Kilde: figur 6.31 i Sintef, 2018)

Modelleringen tyder også på at en ved mudring i Røsvikrenna så vil påslaget med hensyn til partikkelmengde i vannet ved land i hovedsak være mindre enn 3 ppm, men vil kunne berøre grunnområdene enkelte ganger (Sintef, 2018).

En utdyping av Røsvikrenna kan muligens gi økt oppholdstid på vannet i de dypere deler av utdypingsområdene, noe som fremmer sedimentasjonen. Mengden erosjonsprodukter som transporteres ut med Glomma styres av meteorologiske forhold og forvaltningen av jordbruksområdene i Glommas nedbørsfelt, nedstrøms Øyeren. Glomma transporterer store mengder sediment. Vedlikeholdsmudring etter en del år må derfor kunne være nødvendig for å opprettholde ønsket dyp. Utdypingen vil i all hovedsak ikke ha stor betydning for strømningsforholdene.

Det er også utført strømmålinger og modellering av strøm ved Svaleskjær og Møkkalasset (Sintef 2012b). Resultatene viser at en heving av bunndypet med 10 m i disse bassengene vil øke strømmen over bunnen, men ikke nok til å virke eroderende på bunnssubstratet. Økt strøm kan virke positivt på bunnforholdene, særlig ved Svaleskjær hvor det tidligere er rapportert om dårlige oksygenforhold i de dypeste partiene.

Vi vurderer at tiltaket vil gi helt marginale endringer i strømforholdene. Det vil likevel kunne forekomme enkeltkonsekvenser som marginalt høyere oppholdstid av vannet i Røsvikrenna og muligens noe høyere strømhastigheter ved bunnen i deponeringsområdene. Samlet sett antas konsekvensene av tiltaket for strømforholdene i området å være helt ubetydelig.

5.2 Sedimenter og sedimentasjon

Sedimentenes miljøkvalitet

En del av dagens sedimenter (overflatesedimenter) i Røsvikrenna og på Flyndregrunnen er forurenset (jf. Kapittel 4.2). I disse delområdene er det også registrert forurensede sedimenter nedover i mudringsdypet. Gjennomsnittskonsentrasjonene av antracen, indeno(1,2,3-cd)pyren, PCB7 og TBT i forurensede sedimenter (n=213-215) overskrider tilstandsklasse III og utgjør en økologisk risiko ved spredning. Enkelte prøver overskrider tilstandsklasse III også for kobber, kvikksølv og flere PAH-komponenter.

Hvis man tar utgangspunkt i kjerneprøvene som er tatt fra mudringsdyp viser analyser at konsentrasjon av kobber, antracen, fluoranten, benzo(b)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene overskrider grenseverdien for tilstandsklasse III i enkelte prøver (Rambøll M-rap-50). Sammenligner man konsentrasjonene av metaller og organiske miljøgifter i mudredyp med tilstanden i sedimentet før tiltaket vil gjennomsnittlige konsentrasjoner i sedimentene i tiltaksområdene Borg 1 og 2, Møkkalasset og Svaleskjær generelt være lavere rett etter tiltaket. Basert på analyseresultatene kan man anta at det i hovedsak vil mudres i rene masser i sluttfasen av tiltaket. Etter tiltak vil i så fall ny sjøbunn tilfredsstillende tilstandsklasse I, II eller III, hvilket betyr en bedring eller en uendret miljøtilstand sammenlignet med dagens tilstand.

Tabell 13. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter C_{sed} (mg/kg) ved mudringsdyp i farleden inn til Borg havn. Fargene angir tilstandsklasser i henhold til M-608.

Stoff	Antatt konsentrasjon (mg/kg) i mudre- og deponiområdene etter tiltak	Grenseverdi tilstandsklasser I/II	Grenseverdi tilstandsklasser II/III
Kobber	19,73	20	82
Kvikksølv	0,10*	0,005	0,52
Antracen	0,0117**	0,0012	0,0048
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0140	0,02	0,063
Tributyltinn (TBT-ion)	0,0015	0,001	0,005
PCB7	0,0022	0,001	0,0041

* Konsentrasjon av kvikksølv er under deteksjonsgrensen 46 av 47 prøver fra mudringsdyp.

** Konsentrasjon av antracen er under deteksjonsgrensen 44 av 47 prøver fra mudringsdyp.

Spredning av miljøgifter under mudring av forurensede sedimenter

Ved mudring av forurensede sedimenter er det en risiko for spredning av metaller og organiske miljøgifter. Det er utarbeidet et miljøgiftbudsjett for prosjektet (Rambøll, 2018, Rapport M-rap-50) for å beregne spredning av miljøgifter fra sediment før, under og etter mudring av farleden inn til Borg Havn. I henhold til Miljødirektoratets veileder TA-2804 (2011) kan det antas at kun leirefraksjon (< 2 µm) av oppvirvlet sediment er tilgjengelig for spredning over lengre avstander fra mudre- og deponilokaliteten.

Miljøgiftbudsjettet tilsier at det er stoffene kobber, kvikksølv og antracen som utgjør en risiko ved spredning under anlegg, det er derfor disse stoffene som er inkludert i budsjettet. Mudring og deponering alene er beregnet å gi en total spredning av 694 kg kobber, 3,5 kg kvikksølv og 0,58 kg antracen under en tiltaksperiode på 2 år. Bidraget fra sedimentene i tiltaksområdet, med samme mekanismer som i nå-tilstand i 2 års perioden, er 448 kg kobber, 2,3 kg kvikksølv og 0,95 kg antracen. Beregnet spredning av metaller over lengre avstander som følge av selve mudringen og deponeringen er imidlertid betraktelig mindre enn den årlige transporten med Glomma, som er 41 870 kg Cu og 16,1 kg Hg. Til sammenligning har utslipp fra Borregård as og Kronos Tintan AS til Glomma de siste 10 årene i gjennomsnitt vært 6 kg Hg, og 4 400 kg Cu (www.norskeutslipp.no). Det kan derfor antas at spredningen av metaller fra tiltaket er innenfor variasjonen i bakgrunnsspredningen i området.

Spredning av forurenset sediment vil foregå ved mudring i Røsvikrenna og Flyndregrunnen, vist i modellscenarioene 1 og 2 (jf Tabell 1) («Dredging of contaminated sediment with long reach crane» og «Backhoe dredging of contaminated material» i Sintef, 2018) (Figur 29). Modelleringen tilsier at mesteparten av de forurensede sedimentene som virvles opp ved mudring sedimenterer i nærheten av mudreamrådet. Et begrenset området i en avstand av <300 m utenfor tiltaksområdet i Røsvikrenna vil få en sedimentasjon >6,6 mm etter endt mudring av forurensede sedimenter.

For å kunne vurdere hvilken betydning spredning av forurensede sedimenter har på sedimentenes miljøkvalitet i influensområdet er det utført grove beregninger som følger. Det antas at forurensede sedimenter i tilstandsklassene IV-V spres under mudring (Tabell 14). Kun sedimenter i tilstandsklasser I-III vil bli deponert i sjødeponi og spredning av miljøgifter som følge av deponeringen er derfor ikke tatt med i vurderingen. Videre antas det at etter at mudringen av de forurensede massene er utført, vil Røsvikrenna ha > 24 mm forurensede sedimenter i overflaten. Dette resuspenderte laget vil imidlertid bli mudret igjen når dypere liggende rene masser skal mudres. Hvis vi antar som et verst tenkelig tilfelle at 24 mm forurensede sedimenter hadde blitt liggende igjen etter endt mudring, vil disse blandes inn i de øvre 10 cm av rene sedimenter, som utgjør det bioaktive laget. I henhold til Tabell 14 vil sedimentene i den nye overflaten (øvre 10 cm) være forurenset av antracen, tilsvarende tilstandsklasse IV, og konsentrasjonen vil være høyere enn i overflatesedimentene i Røsvikrenna før mudring. Beregningene legger til grunn at konsentrasjonen av antracen i de rene sedimentene er slik analysene av sedimentene viser. En stor del av de analyserte prøvene har konsentrasjoner av antracen under deteksjonsgrensen (<0,010 mg/kg). Deteksjonsgrensen er høy og tilsvarer tilstandsklasse III (0,005 mg/kg). I beregningene av miljøgiftbudsjett er halve deteksjonsgrensen benyttet (0,005 mg/kg) (Rambøll 2018, M-rap-50). Den beregnede konsentrasjonen i overflatesedimentene etter mudring (24 mm innblandet i de øvre 10 cm) er derfor sannsynligvis overestimert. Det samme gjelder spredning av antracen beregnet i Miljøgiftbudsjettet (Rambøll 2018, M-rap-50). Konsentrasjonen av øvrige stoffer i overflatesedimentene vil være relativt lik som før mudring, og konsentrasjonene vil tilsvare samme tilstandsklasse som dagens overflatesedimenter i Røsvikrenna. Etter mudring av rene masser vil som nevnt de resuspenderte forurensede massene gradvis fjernes, og overflatesedimentene blir derved gradvis renere.

I tillegg til sedimentasjon som følge av mudring, vil tilstanden i overflatesedimentene bestemmes av naturlig sedimentasjon i området. Aldersdaterte kjerner fra området har vist at den årlige naturlige tilveksten i de dypere delene av Glommas munningsområde er ca. 10 mm/år (Helland, 2003). Dette betyr at sjøbunnen som blir påvirket av tiltaket ha en overdekning av 10 cm nytt

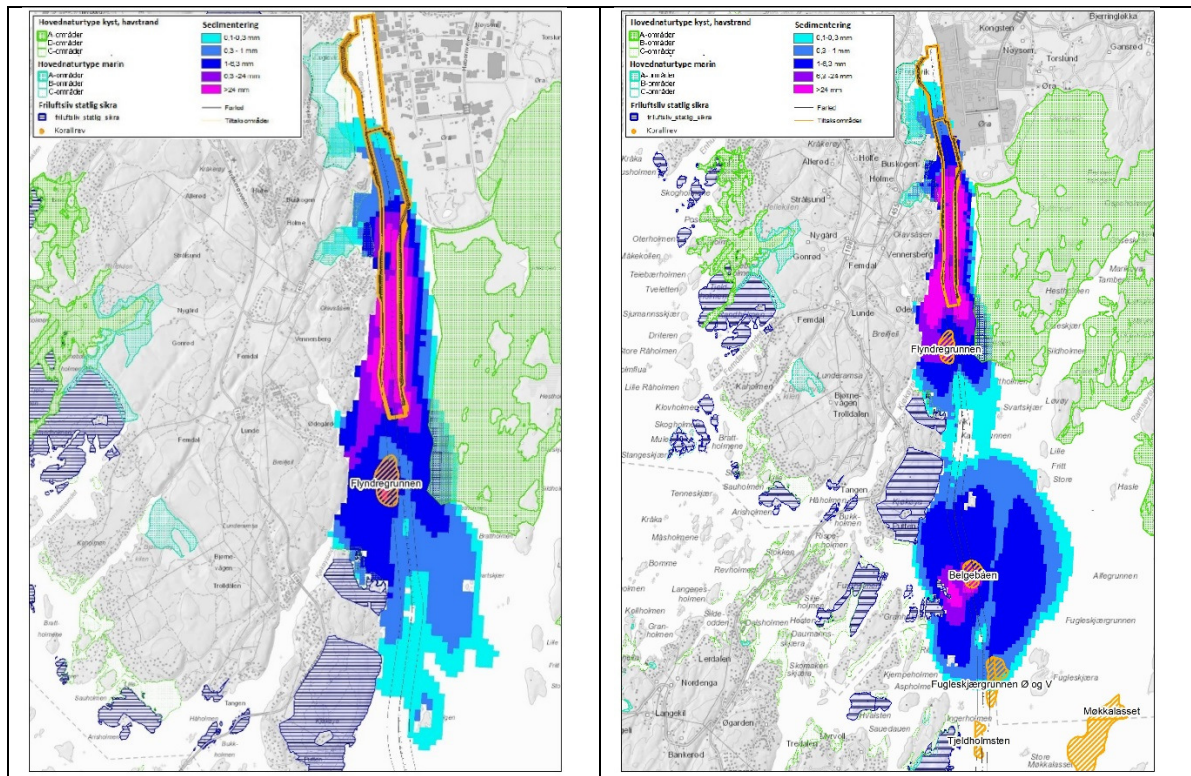
sediment etter 10 år. Tilstanden i overflatesedimentene vil derved etter relativt kort tid gå tilbake til tilstanden før tiltak.

Basert på vurderingene over er det lite sannsynlig at spredningen av forurensede sedimenter fra mudringen vil forringe sedimentenes miljøkvalitet i influensområdet til mudringen.

Tabell 14. Gjennomsnittlige konsentrasjoner C_{sed} (mg/kg) av ulike stoffer i forurensede og rene sedimenter i Røsvikrenna og Flyndergrunnen før mudring. Det er også beregnet hvilken konsentrasjon ulike stoffer vil kunne ha i et overflatesediment hvor 24 mm forurensede masser blir liggende igjen på sjøbunnen. Klassifisering av tilstand i henhold til Miljødirektoratets veileder M-608.

Stoff	Konsentrasjon i mudringsmassene (mg/kg)		Konsentrasjon i overflatesediment (mg/kg)		
	Konsentrasjon i forurensede masser, Røsvikrenna og Flyndergrunnen (mg/kg)	Konsentrasjon i rene masser, Røsvikrenna og Flyndergrunnen (mg/kg)	Etter mudring (0-10 cm)	Før mudring, overflateprøver (0 - 10 cm)	
			Beregnet konsentrasjon ved blanding av forurenset lag (24 mm) i rent sediment (0-10 cm bioaktive laget)	Borg 1	Borg 2
Kobber	81,5	23,2	37,2	46,3	61,8
Kvikksølv	0,47	0,11	0,20	0,11	0,203
Antracen	0,124	0,005*	0,034	0,024	0,005*
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,117	0,011	0,037	0,051	0,014
TBT	0,046	0,003	0,013	0,010	0,004
PCB7	0,064	0,004	0,018	0,027	0,011

* en stor del av prøvene har en konsentrasjon av antracen under deteksjonsgrensen på 0,010 mg/kg, her er konsentrasjonen satt til halve deteksjonsgrensen.



Figur 29. Spredning av forurensete sedimenter (sedimentasjon) i scenario 2 (venstre figur). Mudring av forurensete sedimenter med bakgraver, scenario 5 (høyre figur) (mudring av rene masser med THSD) (Sintef, 2018) 95 % konfidens er lagt til grunn i volumberegningene.

Sedimentasjon

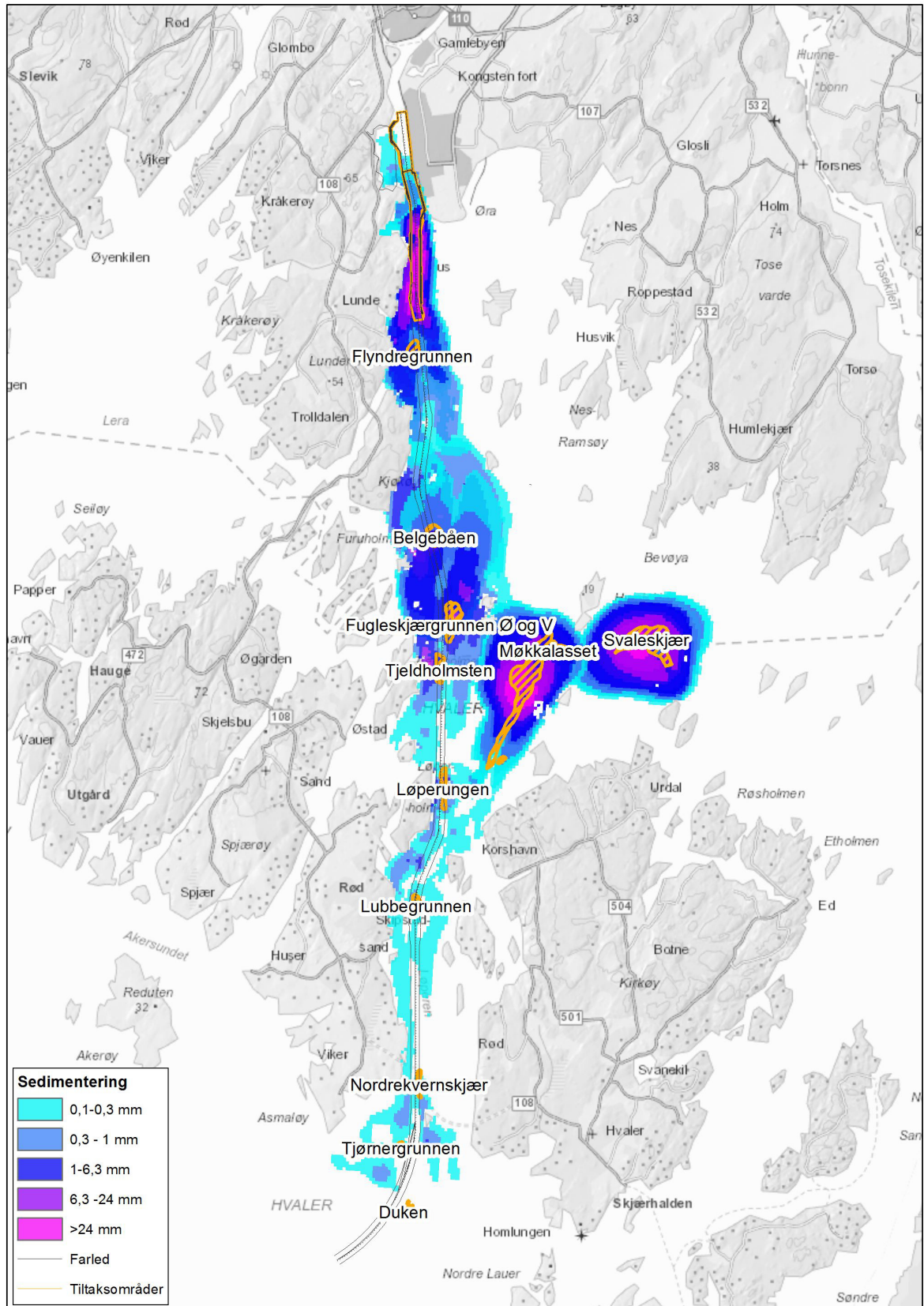
For å kunne vurdere konsekvensene av de planlagte tiltakene må tiltakets influensområde bestemmes. Med influensområde menes området som antas å bli påvirket av mudring, herunder spredning av partikler og forurensning. Det samme gjelder for sjødeponiområdene. Hvor stort areal som blir dekket direkte av deponeringen er avhengig av fyllingshøyden i deponiet. Hvor stort areal som påvirkes indirekte er avhengig av hvor mye og hvordan massene spres under deponeringen. Spredningen vil avta med økende avstand fra anleggsområdet (illustrert for arealet i Borg 1 ved mudring av forurensete sedimenter (scenario 2) og rene masser (scenario 5) i Figur 29. Det er også vist spredning ved mudring av Belgebåen (høyre figur i Figur 29) (en grunne i Borg 2).

Sintefs modellering (2018) viser hvor store arealer som blir utsatt for partikkelspredning ved mudring og hvor stor sedimentasjon som kan forventes. I foreliggende konsekvensvurdering er det valgt å definere primærinfluensområdet som arealer med en sedimentasjon større enn 6,3 mm, som er tålegrense for bunnfaunaen som utsettes for kortvarig sedimentasjon. I tillegg er områder hvor sedimentasjon er større enn 24 mm beregnet, som er tålegrensen for bunnfauna over lenger tids eksponering (et halvt år). Området som mottar >24 mm sedimentasjon er mindre enn området som mottar >6,3 mm sedimentasjon. Primærinfluensområdet er alt vesentlig begrenset til < 300 m utenfor tiltaksområdet, dette gjelder også deponeringsområdene. Primærinfluensområdet utenfor tiltaksområdet utgjør således et begrenset område. Det er imidlertid et langt større område som får en sedimentasjon fra 6,3 mm og mindre. Tidligere analyser av aldersdaterte kjerner fra området (Belgen, Ramsøflaket og ytre del av Løperen) har vist en årlig sedimentasjon på henholdsvis ca 10 mm, 3 mm og 9 mm (Helland 1996). Hvis tiltaket foregår over to år vil årlig sedimentasjon i primærinfluensområdet utenfor selve tiltaksområdet være omtrent den samme som naturlig sedimentasjon i området. Dette betyr at man kan anta at sedimentasjonen i primærinfluensområdet blir det dobbelte av normalsedimentasjon i årene som mudring pågår. Det kan bemerkes at under flommen i 1995 var sedimentasjonen ved Belgen 89

g/m²/d over 59 dager (Helland og Bakke 2002). Dette tilsvarer ca 4,5 mm sedimenttilvekst i løpet av 59 dager. Dette viser at området har naturlig store svingninger i sedimentasjonstrykk. Det kan også bemerkes at det ikke ble påvist noen effekter på bunnfauna etter flommen i 1995 (Faafeng et al., 1996).

Sintefs modellering viser at det er liten spredningen av partikler fra de ulike tiltaksområdene til utenfor Hvaler øyene. Mudring av grunnene i ytre del av leden viser begrenset spredning, og lav sedimentasjon (Figur 30). Modelleringen er basert på 5 % tap av total masse mudret. Som nevnt over består massene som skal mudres på de ytre grunnene av sand og grus, som vil sedimentere raskt etter oppvirvling.

Samlet vurdering viser at sedimentspredning basert på modellering sammenholdt med informasjon om naturlig sedimentasjon i området tyder på at mudringsoperasjonen vil kunne føre til en dobling av naturlig sedimentasjonen nær mudre- og deponeringslokalitetene, mens områdene noen hundre meter unna mudringslokalitetene og områdene utenfor øyene blir lite til ubetydelig påvirket. Selv om det totalt sett virvles opp en stor mengde sediment i forbindelse med mudring og deponering, i størrelsesorden like stor som et års tilførsel med Glomma, vil mesteparten av massene som virvles opp synke som en tetthetssky, og kohesive sedimenter vil forekomme i klumper under mekaniske mudring (bakgraver) som vil sedimentere raskt. I tillegg vil mesteparten av sedimentene bli virvlet opp nære sjøbunnen og har derved kortere sedimentasjonsavstand til sjøbunnen sammenlignet med partikler som kommer ut med Glomma i overflatevannet. Dette kan forklare den høye retensjonen (tilbakeholdelse) av massene som virvles opp under mudring.



Figur 30. Modellert sedimentasjon som følge av mudringen i Borg 1 og 2. I nasjonalparken utenfor Hvalerøyne er sedimentasjonen beregnet å bli opptil 1 mm nær tiltaket og ellers ikke høyere enn 0,1 til 0,3 mm.

Usikkerhet ved spredningsberegninger

Det er flere usikkerhetsfaktorer ved spredning av partikler:

- om det vil mudres og deponeres ved lav og høy vannføring
- hvilken teknologi som vil bli benyttet for mudring og deponering
- grad av flokkulering og sedimentasjon av partiklene i suspensjon
- hvor lang periode operasjonen vil pågå

Sintef (2018) har modellert materialspredning ved lav, gjennomsnittlig og høy vannføring i Glomma, basert på strømmålinger utført fra 1 april til 8 oktober 2013. Ved en vannføring på 1200 m³/s eller høyere viser målinger at kompensasjonsstrømmen presses utover. Mens ved lavere vannføringer går kompensasjonsstrøm oppover elva og partikler fra mudringen kan derfor bevege seg denne veien. Modelleringen viser at området med målbar sedimentasjon er noe mindre ved høy vannføring enn ved lav vannføring. Dette er i samsvar med tidligere resultater fra sedimentfeller i området; ved høyere vannføring vil en større andel av partikler transportert med Glomma fraktes ut til Ytre Oslofjord (Helland 2003).

Hvilken teknologi som vil bli benyttet til operasjonen vet man ikke før entreprenør er valgt, men kravet bør være best tilgjengelig teknologi (BAT prinsippet).

Modellering av spredning (Sintef 2018) tar ikke hensyn til flokkulering og aggregering av partiklene som spres. Høye konsentrasjoner av leire- og siltpartikler i vannsøylen øker muligheten for partikkeldannelse. Flokkulering og aggregering øker partikkelstørrelsen og synkehastigheten, og reduserer derved spredningen. Partikler dannet på denne måten er skjøre og vil lett kunne løses seg opp, for senere igjen å inngå i større partikler, osv. Erfaring fra tidligere dumpeoperasjoner (eksempelvis Malmøykalven og Dramstadbukta) viser at en andel av de fineste partiklene likevel blir hengende igjen i vannmassene etter endt deponering, og vil kunne spres. Slike partikler vil under transport i svake strømmer som eksempelvis i Løperen, kunne aggregerer til større partikler. Slike partikler består av en blanding av uorganisk og organisk materiale og betegnes ofte 'marin snø' eller TEP (Transparent Exopolymer Particles). Undersøkelser i Løperen har vist hyppig forekomst av slike partikler, hvor sannsynligvis mucus (slim) fra organismer (eksempelvis diatomeer) inngår og kleber mindre partikler (Helland 2003). En del av partiklene som spres til «far field» fra mudringen og deponeringen vil derfor kunne sedimentere før de når ytre fjord og nasjonalparken. I tillegg vil en del av partiklene som spres ut til ytre fjord ikke sedimentere i dette området, men transporteres videre med kyststrømmen.

Usikkerheten knyttet til disse momentene kan reduseres blant annet ved å tilpasse mudre- og deponeringsmetoden til typer av masser og i forhold til vannføring i Glomma. Samt utføre prøvemudring og -dumping underlagt intensive målinger. Slike målinger vil bedre kunnskapen om materialenes oppførsel og være viktig kunnskap for å tilpasse metodene best mulig slik at spredningen blir minst mulig.

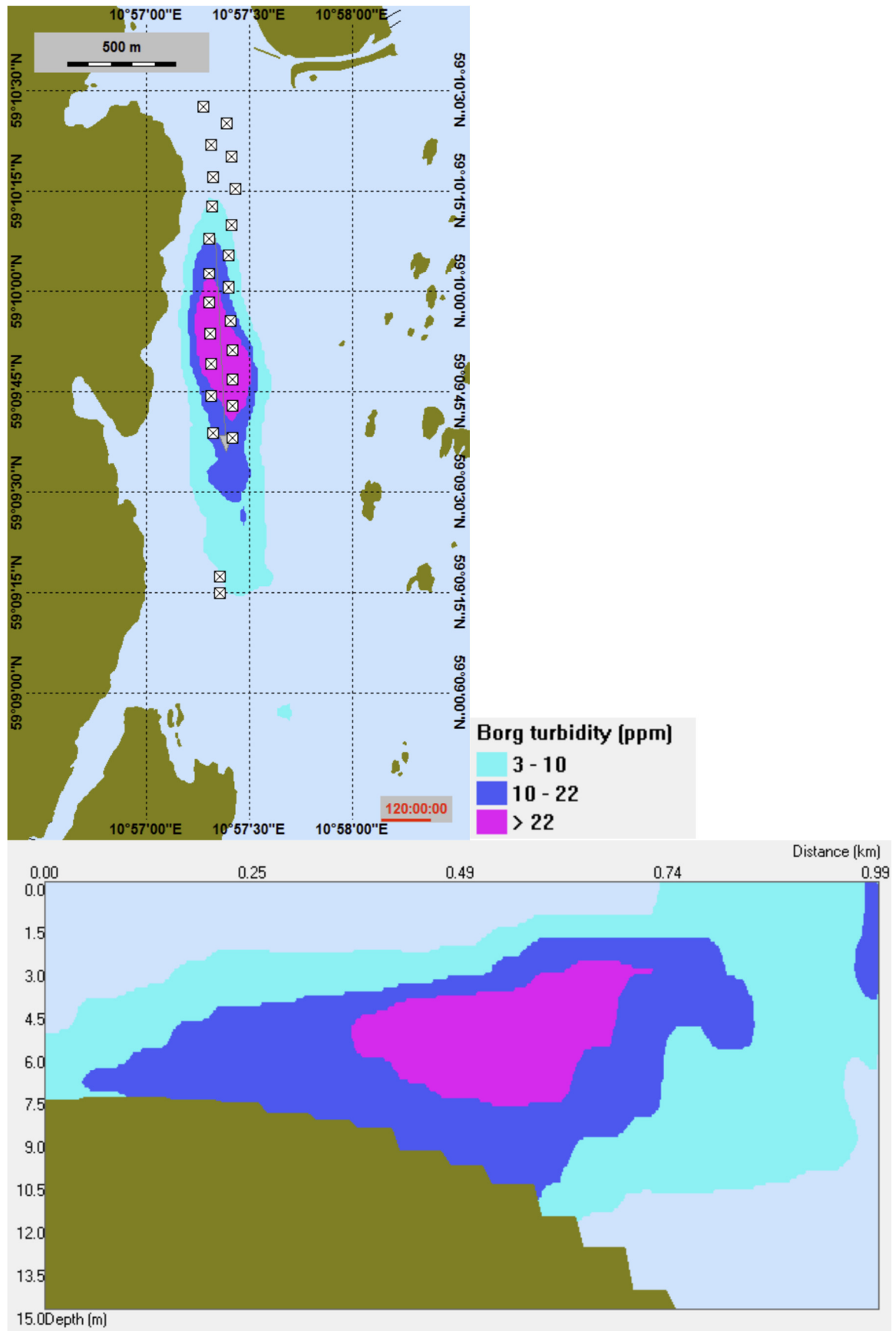
5.3 Vannmassenes fysiske og kjemiske status

Modellering utført av Sintef (Sintef, 2018) viser at det kan forventes varierende mengder partikler i vannmassen i primærinfluensområdet som følge av mudringen og deponeringen (3 til >22 mg/L). Brukes relasjonen sammenhengen mellom siktdyp (S) og turbiditet (T) oppgitt av Aas et al. 1993) dvs. $S=4,7/T$, svarer dette til et siktdyp på 1,6 - <0, 2 m.

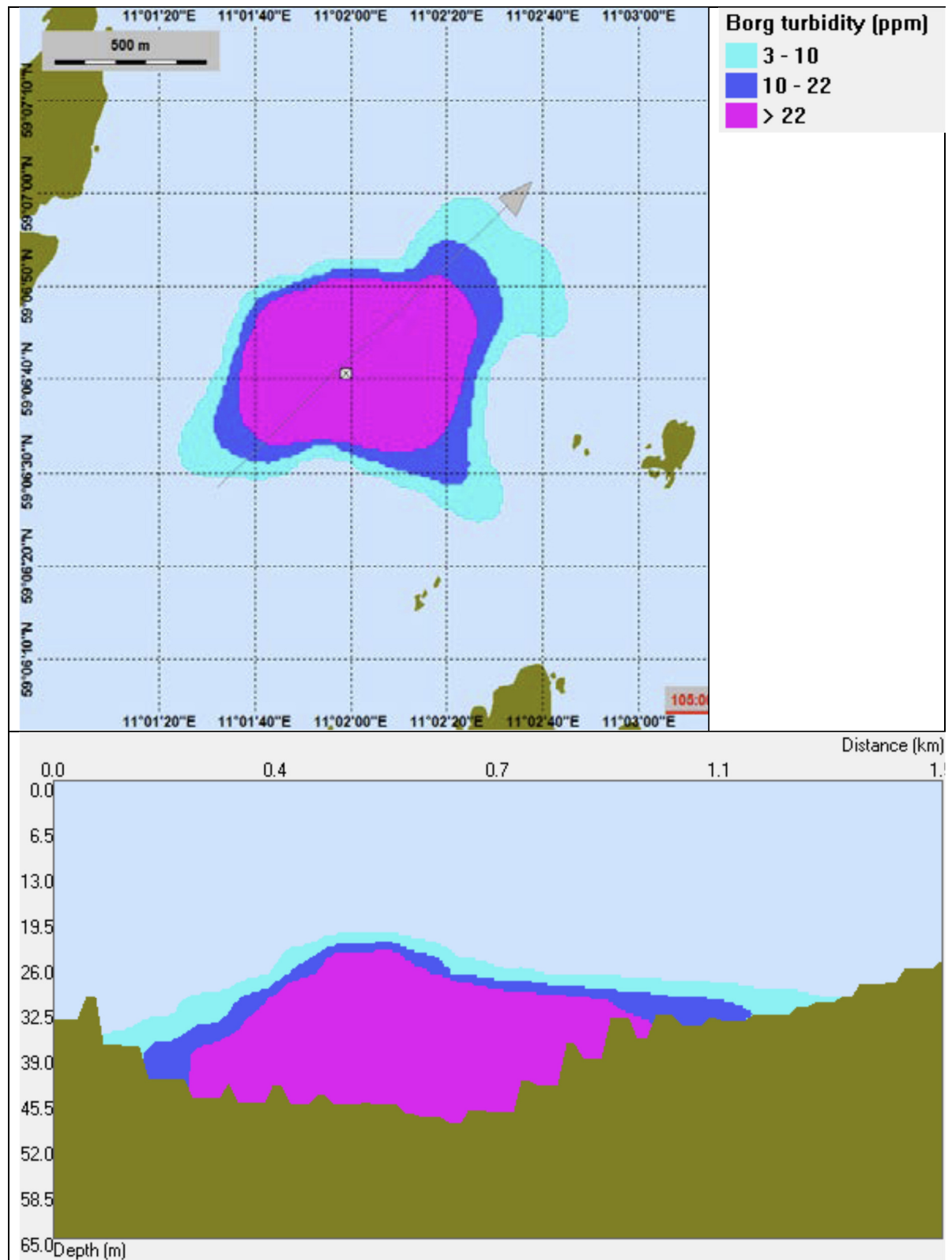
Mudringen, bedømt ut fra siktdyp alene, vil føre til en vannkvalitet lokalt som er meget dårlig. Siktdypet i estuariet ved Ramsø er allerede relativt lavt (2,7 m, se kapitel 4.3), dvs. tilsvarende dårlig vannkvalitet. Mudringen vil, basert på Miljødirektoratets klassifisering, således føre til en ytterligere forringelse i kvalitet i deler av et område som allerede har lavt siktdyp. De vannvolumer som vil få øket turbiditet varierer imidlertid med hvilke arbeid som foretas, dyp og hvor langt arbeidet er kommet. Eksempelvis vil mudringen av forurensede masser i Røsvikrenna (Borg 1) etter 120 dagers mudring med bakgraver føre til øket turbiditet, spesielt ved bunnen (turbiditet 10->22 mg/L), mens turbiditeten i overflaten (0-3 m) er antatt noe mindre (i hovedsak <3-10 mg/L) (se Figur 31).

Også deponeringen vil, føre til en ytterligere forringelse i kvalitet i deler av et område som allerede har høy turbiditet. Eksempelvis vil deponeringen av rene masser føre til øket turbiditet, ved bunnen (turbiditet >22 mg/L), mens turbiditeten i overflaten (0-20 m) vil være nærmest uberørt (Figur 32).

Oksygenverdiene i bunnvannet ved Ramsø (L8) tilsvarte Mindre god til Dårlig tilstand i perioden 2008-2010. Det vil bli en kraftig tilførsel av sediment i dette området under mudring og deponering, men det organiske innholdet i sedimentene er lavt, så det forventes ikke noen alvorlig reduksjon i oksygenmengdene langs bunnen grunnet tiltaket.



Figur 31. Maksimal partikkelkonsentrasjon i vannsøylen etter 120 dagers mudring av forurensede masser i Røsvikrenna (Borg 1). Konsentrasjonen langs den grå pila i den øverste figuren er vist i den nederste figuren. Figuren er basert på mudring slik at det er 95 % sannsynlig at alt det forurensede sedimentet fjernes. (Kilde: figur 6.10 i Sintef, 2018).



Figur 32. Maksimal partikkelkonsentrasjon i vannsøylen nær avslutningen av deponeringsperioden ved Svaleskjær. Konsentrasjonen langs den grå pilen i den øverste figuren er vist i den nederste figuren. Figuren er basert på mudring slik at det er 95 % sannsynlig at alt det forurensede sedimentet fjernes. (Kilde: figur 6.10 i Sintef, 2018).

5.4 Planteplankton

Mudring og dumping vil føre til økt turbiditet i vannmassene lokalt, og generelt fører det til svekket lysgjennomtrengning i vannet i influensområdet. Redusert lystilgang vil normalt føre til en reduksjon i algenes totale primærproduksjon i vannsøylen. Øket turbiditet i forbindelse med tiltaket vil imidlertid først og fremst finne sted i de dypere vannlag (Sintef, 2018, se også Figur 31 og Figur 32) dvs. i hovedsak under den eufotiske sone.

Mudringsaktiviteten og partikkelspredningen fra tiltaket vil hovedsakelig foregå på steder som ligger i hovedstrømmen som fører Glommavann fra Øra og til området utenfor Løperen. Strømhastigheten i hovedstrømmen er så stor at en alge som føres inn i det utstrømmende Glommavannet ved Øra, vil fraktes til utsiden av Løperen i løpet av 1-2 døgn. Det betyr at en alge vil oppholde seg i partikkelpåvirket vann i relativt kort tid og reduksjonen i primærproduksjon på grunn av redusert lystilgang, blir av kortvarig art. Effekten vil bli størst i perioder med høy algebiomasse og/eller når strømhastigheten er lavest.

Modelleringene av utstrekningen av områder med høy partikkeltetthet i det dybdeintervallet som antas å være den naturlige eufotiske sone er relativt små og avgrensede. Derfor kan det antas at totalt sett vil reduksjonen i primærproduksjon som følge av mudringsaktiviteten bli marginal. Aktiviteten vil heller ikke påvirke planteplanktonets artssammensetning i området hverken under gjennomføringen eller etter at tiltaket er gjennomført.

5.5 Strandsonen – hardbunn

Store deler av influensområdet for mudringen hører til Kråkerø og Kjøkø (Figur 33), hvor strandsonen for det meste er fjell og stein. Det er kun i bukter og beskyttede områder at det er sand- og eller leire i strandkanten.

Biologiske samfunn på hardbunn består hovedsakelig av ulike arter av makroskopiske alger og virvelløse dyr, mange er fastsittende og de fleste med liten eller ingen mulighet til å unnsnippe eventuell sedimentasjon.

Alger kan påvirkes ved at økt turbiditet minsker lysets gjennomtrengning i vannsøylen og dermed reduserer algens fotosyntese og vekst. I forlengelsen av dette kan algenes nedre voksegrense reduseres. Videre kan høy sedimentasjon føre til at algene begraves eller dekkes og slik begrenser eller hindrer fotosyntese. Ulike algearter har ulike tålegrenser for sedimentasjon, noe som kan føre til endringer i artssammensetningen, og på sikt, en nedgang i artsdiversitet (Airoli 2003).

Virvelløse dyr på hardbunn kan påvirkes både direkte og indirekte av økt sedimentasjon. Direkte effekter, som følge av forstyrrelser (f.eks klogging) av filtreringsmekanismene, kan bli redusert fødeopptak og respirasjon hos filterspisende organismer. I ekstreme tilfeller kan økt sedimentasjon begrave og drepe organismene. Indirekte effekter kan være redusert fødeopptak grunnet endringer av produksjonsforholdene i vannsøylen, og endret artssammensetning som følge av substratendringer (Airoli 2003), slik som nedslamming og fravær av makroalger.

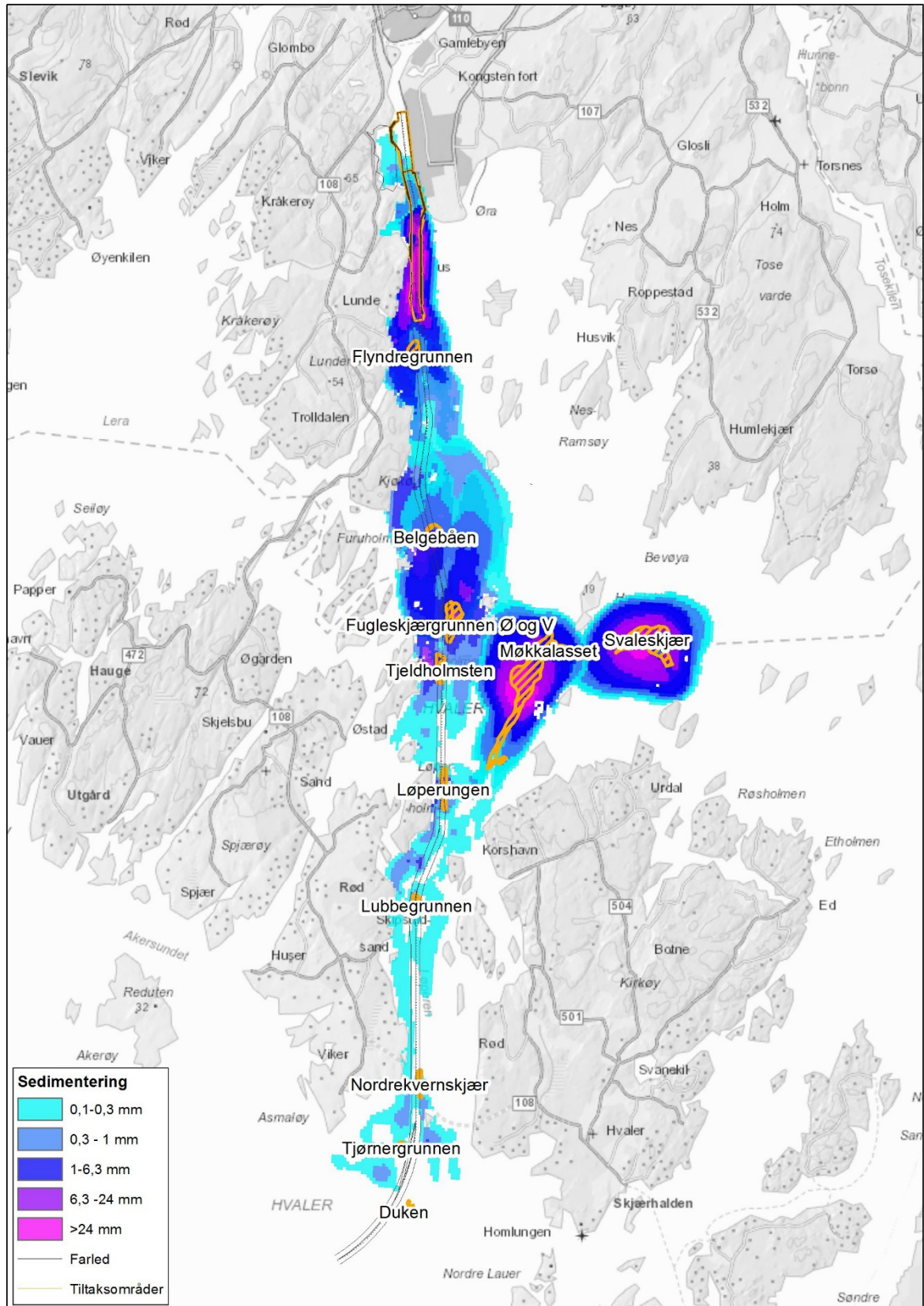
Sintef (2018) har utført modelleringer av partikkelspredning og -sedimentasjon for ulike områder ved ulike scenarioer. Mudre- og deponeringsarbeidene er totalt sett anslått å gå over 24 måneder, altså lenger tid enn modellert mudring og deponering. Erfaringsvis vil det alltid være hendelser underveis som gjør at det legges inn slakk i operasjonen. Modelleringen viser at arbeidet kan gi økt sedimentasjon i strandsonen. Det er i hovedsak mudringen som kan gi en sedimentasjon i strandsonen, mens deponeringen i hovedsak ikke påvirker strandsonen. I strandsonen kan mudringen gi sedimentasjon opp mot 24 mm over korte strekninger og 6,3 over lengre strekninger med hardbunn (se Figur 33).

Hardbunnsamfunn i strandsonen kan bli negativt påvirket dersom arbeidene generer høyere sedimentasjon enn hva som naturlig forekommer i området. Påvirkningen vil trolig være større i

områder hvor det økte påslaget i sedimentasjon ikke blir vasket bort og kan bli liggende i lengre perioder, altså i beskyttede områder med lite strøm og bølgeeksponering. I slike områder kan organismene bli begravd ved høy sedimentasjon. I mer eksponerte områder vil sedimenterte partikler trolig vaskes bort relativt raskt. Tiltaket representerer ingen varig belastning for hardbunnssamfunnene i strandsonen og i størsteparten av influensområdet vil sedimentasjonen ikke overskride 6,3 mm. Der vil tiltaket trolig ikke ha noen målbar påvirkning på samfunnene, med mindre den økte sedimentasjonen sammenfaller med tidsperioder for rekruttering og larvenedslåing (mars – juni).

Dersom den økte turbiditeten og sedimentasjonen i forbindelse med tiltaket er innenfor den naturlige variasjonen i influensområdet er det lite sannsynlig at negative effekter vil være målbare. Turbiditet og sedimentasjon er allerede naturlig høy i området. Hardbunnssamfunnene i området består derfor av robuste arter som er tilpasset store variasjoner i turbiditet og sedimentasjon. Dette har blitt vist i tidligere undersøkelser fra området (Walday et al. 2011). Sedimenterte partikler vil over tid vaskes bort fra hardbunnsområdene, hvor raskt dette går vil avhenge av de naturlige forholdene i området, værforhold og hvor lenge tiltaksarbeidet influerer området.

Modelleringene av spredning og sedimentasjon viser at deponeringen av masser ved Svaleskjær og Møkkalasset ikke, eller i meget liten grad, vil påvirke strandsonen.



Figur 33. Modellert samlet sedimentering etter mudring og deponering. Figuren er basert på mudring slik at det er 80 % sannsynlig at alt det forurensete sedimentet fjernes.

5.6 Strandsonen/gruntvann - bløtbunn

Sårbarhet

Det er særlig endring av vanngjennomstrømningen og direkte påvirkning gjennom utfylling som vil påvirke artssammensetning og produktivitet hos bløtbunnsområder i strandsonen. Ingen grunne bløtbunnsområder i tiltaks- og influensområdet skal mudres eller utfylles, men flere av dem ligger tett opp til mudringsområdet. De vil dermed kunne risikere perioder med større partikkeltilførsel enn normalt. Denne vil blant annet være avhengig av værforhold og hvilken mudringsmetode som brukes.

Bløtbunnsamfunnene i strandsonen er tilpasset de relativt store naturlige varierende forhold i tiltaksområdet. Sedimenter som tilføres grunnområdene kan resuspenderes av vekslinger i strøm, tidevann og bølger, selv om de ligger i beskyttede områder. Faunaen i disse grunne områdene vil være robust og antas derfor å være mer tilpasset større vekslinger i sedimentasjon og resuspensjon enn faunaen på større dyp. På grunn av føre var-prinsippet er det likevel valgt å ta utgangspunkt i at bløtbunnsamfunn i strandsonen vil respondere på sedimentasjon på samme måte som bløtbunnsamfunn på dypere vann. Effekter på bløtbunnsamfunn og terskelverdier for sedimentasjon er diskutert i kap. 5.9. Trannum et al. 2010 fant ingen effekter på fauna ved overdekking med mellom 6,3–24 mm med naturlig sediment. På bakgrunn av diskusjonen i nevnte kapittel har vi valgt å benytte 6,3 mm og 24 mm som grenseverdier for effekter av sedimentering på bunnfauna i bløtbunnsområder i strandsonen.

I nærområdet til mudringen finnes verdifulle bløtbunnstrender. De registrerte forekomstene av bløtbunnsområder i strandsonen i tiltakets influensområde, sammen med samlet påslag av sedimentering fra tiltaket, er vist i Figur 33. Det finnes både A, B og C-områder i tiltaksområdet. Sintef, 2018 sine modelleringer av partikkelpredning- og sedimentasjon for ulike områder ved ulike scenarier, og med utvalgte isolinjer for sedimentasjon er oppsummert i Figur 34. Modelleringen med tilhørende figurer er lagt til grunn for vurderingene av mulig påvirkning. I teksten nedenfor er det vist til kapittelnummer for de ulike scenariene i Sintef, 2018.

Scenario Kap. 6.1

Mudring i Røsvikrenna ved bruk av langtrekkende kran kan gi sedimentasjon opp til 24 mm, men kun på sjøbunn dypere enn strandsonen. Det ligger et viktig bløtbunnsområde (B-område) i strandsonen i Kalderabukta vest for mudringsområdet. Modelleringen gir en sedimentasjon mindre enn 0,3 mm i dette området. I øst ligger naturreservatet Øra (A-område). I Øra vil sedimentasjonen etter denne mudringen være mindre enn 1 mm. Det ligger også en lokalitet i Rørvikbukta på 45 daa som kan få sedimentasjon opp mot 0,3 mm. Denne mudringsoperasjonen vil ha liten eller ingen påvirkning på de grunne bløtbunnsområdene.

Scenario Kap. 6.2

Mudring ved bruk av bakgraver (Borg 1 og Borg 2 – Flyndregrunnen) kan gi sedimentasjon opp mot 24 mm i gruntområdene på Kråkerøy, fra Alshus ned til Ødegården, og sedimentasjon opp mot 6,3 mm i Rørvikbukta nord på Kjækøy. Denne bukta er et lokalt viktig bløtbunnsområde i strandsonen (C-område). Dette mudringsarbeidet kan også medføre sedimentasjon opp mot 6,3 mm i en liten del av Øra naturreservat (vest for Rognholmen/Grøtholmen). I forhold til grenseverdiene for effekter på bunnfauna vil dette medføre liten eller ingen påvirkning på de grunne bløtbunnsområdene.

Scenario Kap. 6.3

Mudring av rene masser med grabb (Borg 1 og Borg 2) gir omtrent samme sedimentasjonsområde som ovenstående (Scenario Kap. 6.2), men noe mindre tykkelse av sedimenterende materiale. Dermed antas det liten eller ingen sedimentasjon på bløtbunnsområder i strandsonen i området øst for Kråkerøy. I området sør for Kjækøy og ned mot Løperen ligger et viktig grunt bløtbunnsområde (B-område) mellom Tjeldholmen og Ingerholmen. Mudringen ved Tjeldholmen kan komme til å utsette deler av dette bløtbunnsområdet for økt sedimentering, i verste fall opp mot

24 mm. I Løperen er det et B-område som ligger ved Libauen, ca. 6-700 m fra mudringsområdet ved Lubbegrunnen. I verste tilfelle kan mudringen medføre en sedimentasjon på 1 mm på dette grunne bløtbunnsområdet. I forhold til grenseverdiene for effekter på bunnfauna vil mudring av rene masser med grabb ved Borg 1 og Borg 2 gi liten påvirkning på de grunne bløtbunnsområdene.

Scenario Kap. 6.5

Modellering av sugemudring mellom 4,5 og 7 m dyp i Røsvikrenna (Borg 1) viser at bløtbunnsområder på grunt vann kan bli påvirket tilsvarende som ved bakgravermudringen beskrevet ovenfor (Scenario kap 6.2).

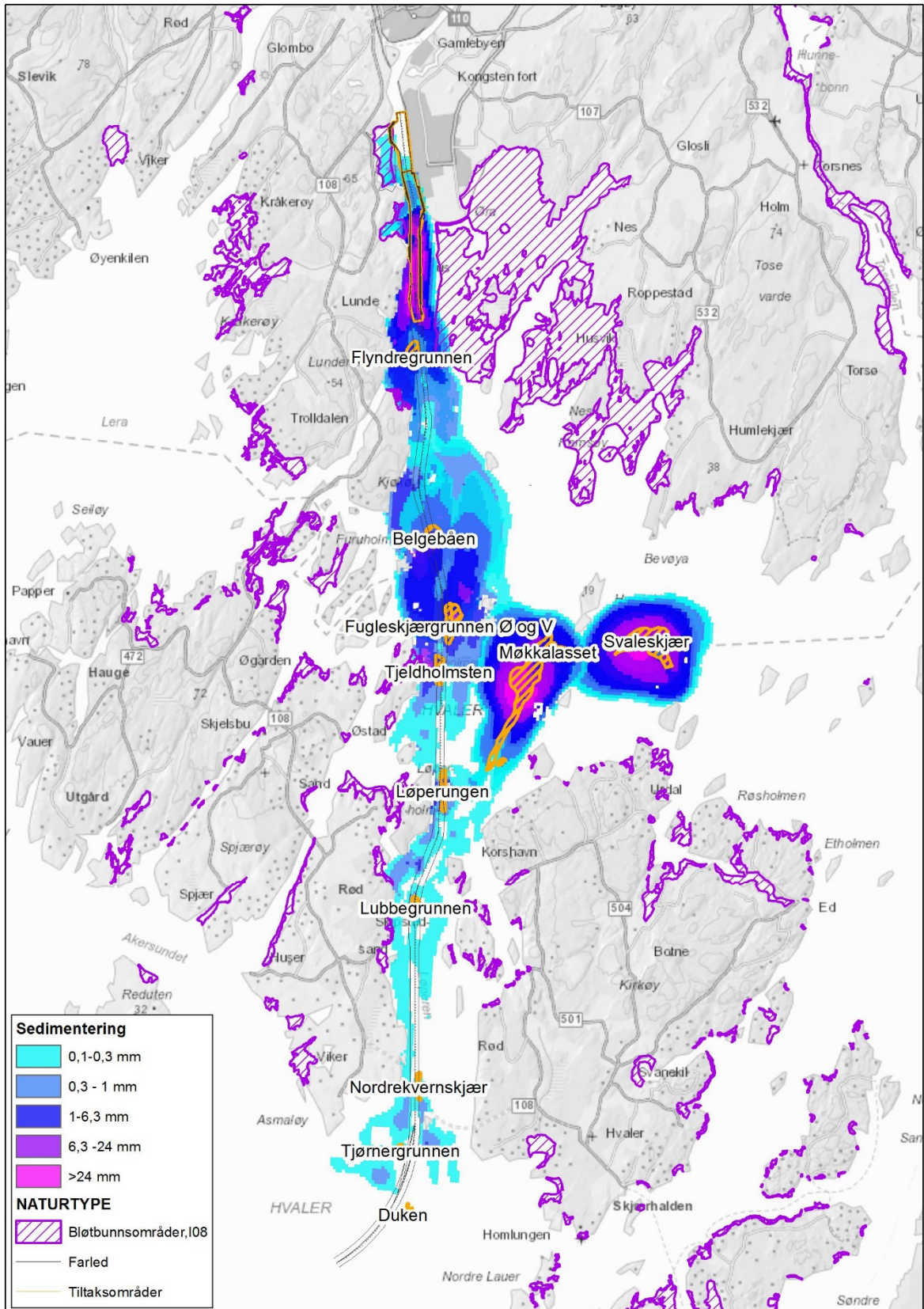
Scenario Kap. 6.7

Modellering av sugemudring dypere enn 7 m ved Borg 1 og Borg 2 (Flyndregrunnen og Belgebåen) viser at mudringen kan gi 1 mm sedimentering i det grunne bløtbunnsområdet Fuglevikstrand (B-område) helt nord i influensområdet, 6,3 mm i B-området i Kalderabukta og i de vestligste deler av Øra naturreservat og 1 mm i C-området i Rørvikbukta nord på Kjøkøy.

Tiltakets mulige påvirkning på bløtbunnsområder i strandsonen

I følge sprednings- og sedimentasjonsmodelleringen vil influensområdet for mudring kunne gi økt sedimentasjon i flere bløtbunnsområder i strandsonen. Modelleringene viser imidlertid at deponeringen av masser ved Svaleskjær og Møkkalasset i liten grad vil påvirke bunnsområder grunnere enn 20 m. Vi antar derfor at mesteparten av massene vil sedimentere på bløtbunn på større dyp, og i liten grad påvirke grunne bløtbunnsområder.

Det ligger flere bløtbunnsområder i strandsonen i kort avstand til mudringsområdet, inkludert Øra naturreservat; der blir sedimentasjonen opp mot 1 mm, men i en meget begrenset del av den vestre delen av reservatet. Øvrige områder vil få et påslag i sedimentering som er helt minimalt. Modelleringen viser at sedimentasjonen ikke vil overskride terskelverdiene for negative påvirkninger for bunnfauna (6,3 og 24 mm) ved noen av de registrerte områdene. Som tidligere nevnt er bunnsamfunn i strandsonen også mer robust enn bunnsamfunn på dypere vann (Warwick et. al 1977 og 1980). På bakgrunn av dette vurderes det som svært lite sannsynlig at tiltaket vil gi negative effekter på bløtbunnsområder i strandsonen og bunnsamfunnene som finnes der.



Figur 34. Modellert samlet sedimentering etter mudring og deponering, vist sammen med den registrerte utbredelsen av grunne bløtbunnsområder. Figuren er basert på mudring slik at det er 80 % sannsynlig at alt det forurensete sedimentet fjernes.

5.7 Ålegras

Ålegrasets sårbarhet

Undervannsensengene er sårbare for ulike menneskelige aktiviteter. Fysiske inngrep, som utfyllinger, havneutbygging, mudring og drenering er viktige trusler, i tillegg til eutrofiering.

Ålegraset i Hvalerområdet vokser opp mot sine tålegrenser og det gjør forekomstene ekstra sårbare for ytterligere påvirkning. Fremtidige klimaendringer vil antagelig føre til mer urolig vær, kraftige regnskurer, flom, mildere vintre med nedbør som regn. Dette medfører økt påvirkning på ålegrasengene ved økt avrenning fra land (partikler, humus, næringssalter, organisk materiale) som har negativ betydning for kystnære økosystem og spesielt for ålegras som vokser i bukter og fjordbunner. Partikler og humus i kystvannet endrer og forringer lysforholdene og reduserer produksjonspotensialet til ålegraset, mengden av ålegras, og dermed ålegrasengas evne til å rense vannet. Dårligere lysforhold og økt belastning kan til sammen overskride bæreevnen og føre til at ålegraset dør.

I den engelske databasen MarLIN (www.marlin.ac.uk) er følgende nevnt om ålegrasengers potensielle sårbarhet i forhold til mudring og deponering:

- Forstyrrelser av bunnsediment, nedslamming, erosjon og turbiditet som følge av anleggsarbeid og mudring i kystsonen har vært koblet til nedgang i utbredelsen av sjøgressområder over hele kloden (Davison & Hughes 1998; Holt et al. 1997).
- Kraftig nedslamming kan føre til at ålegrasets blader bøyer seg og blir liggende på bunnen og de vil da kunne bli overdekket av kun noen få centimeters sedimentasjon (Fonseca 1992). I MarLIN er ålegrasets toleranse for nedslamming satt til lav, men grenseverdien for når dødelighet vil oppstå er oppgitt til 50 mm sedimentering, dvs. langt mer enn det modelleringen tilsier det kan bli i gruntområdene i influensområdet.
- Gjenoppretting av ålegrasenger avhenger av rekruttering fra andre populasjoner. Selv om ålegras kan spre sine frø over store avstander, vil høy dødelighet hos småplanter og frøpredasjon kunne redusere effektiv rekruttering. Den langsomme tilbakeveksten av ålegrasbestander etter sykdomsutbruddet på 1920-30 tallet tyder på at ålegrasenger som en gang er mistet, tar lang tid å gjenopprette.
- Sjøgressområder bør vurderes som lite tolerante for enhver aktivitet som endrer sedimentforholdene i større grad enn det naturlige hendelser gjør.
- Lys er en forutsetning for fotosyntese og lysdemping i vannsøylen begrenser hvor dypt ålegras kan vokse. Turbiditet som følge av mudring og eutrofiering forårsaket en massiv nedgang av Ålegrasforekomster i Vadehavet (Giesen et al. 1990). Ålegras vil sannsynligvis overleve økt turbiditet i ca. en måned, men langvarig reduksjon av lysinnstrålingen vil trolig resultere i skade eller tap av ålegrasengen.

Tiltakets mulige påvirkning på ålegrasforekomster

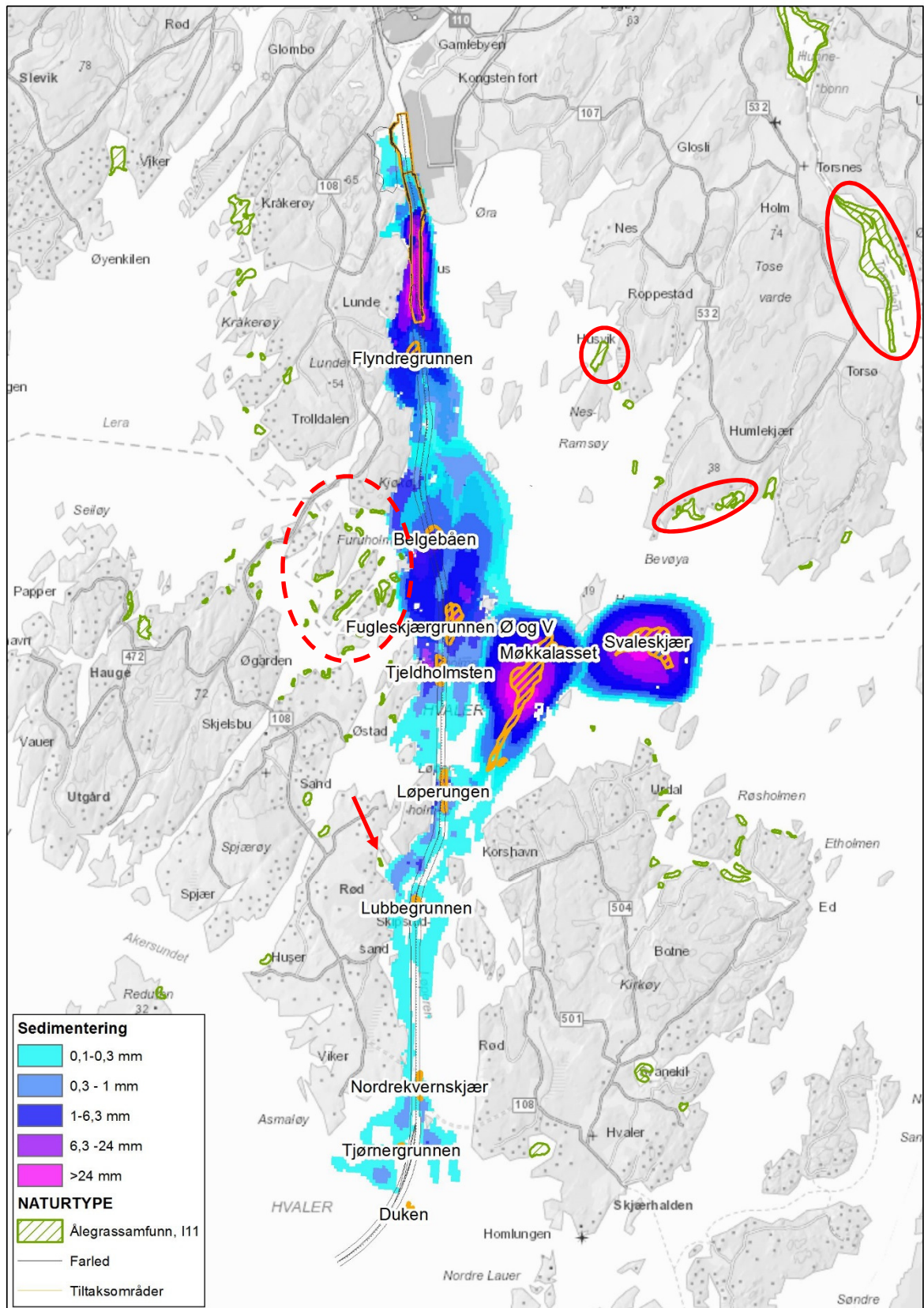
I følge sprednings- og sedimentasjonsmodelleringen vil influensområdet for mudrings- og dumpearbeidet ikke merkbart kunne påvirke noen av de kartlagte ålegrasforekomstene. Sedimentasjonen vil være høyest fra Kalderabukta og sørover til Futerødbukta hvor det ikke finnes ålegras. Turbiditeten vil være forhøyet i et noe større område, men den vil ikke gi redusert siktdyp av betydning for ålegrasenger.

Sør på Kjøkø og videre sørover mot Spjærøy er det registrert en del B- og C-områder med ålegras (Figur 35). C-områder er mindre ålegrasforekomster av lokal verdi. Det er ålegrasforekomstene øst i dette området som ligger nærmest influensområdet for mudringen. Forekomstene øst for Ribba, mellom Ribba og Risholmene og nord på Store Risholmen er alle B-områder som ligger tett opptil det modellerte influensområdet for mudringen (Figur 35).

Fra Løperholmen og sørover, i selve Løperen, er det nesten ingen ålegrasforekomster, men mudring ved Lubbegrunnen vil ifølge modelleringen øke turbiditet og sedimentasjon 3-400 m fra ålegrasengen (B-område) ved Libauen (Figur 35).

Lenger nord, nærmere Glommas munningsområde, er det ikke registrert ålegrasenger. Unntaket er forekomsten i Langestrand, øst i Øra naturreservat, som er et A-område (Figur 35). Sprednings- og sedimentasjonsmodelleringen tilsier imidlertid at denne del av Øra-området ikke vil bli påvirket av partikkelspredningen.

Modelleringene av spredning og sedimentasjon viser at deponeringen av masser ved Svaleskjær og Møkkalasset i liten grad vil påvirke bunnområder grunnere enn 20 m. Vi antar derfor at deponeringen ikke vil påvirke forekomster av ålegras.



Figur 35. Modellert samlet sedimentering etter mudring og deponering vist sammen med den registrerte utbredelsen av ålegrasenger. Figuren er basert på mudring slik at det er 80 % sannsynlig at alt det forurensete sedimentet fjernes. Ålegrasenger i kategori A er markert med rød ring (mot sør: Bevåg og Brevikbukta hhv. vest og øst), (Langestrand og Tosekilen lenger nord hhv øst og vest). Enger i kategori B er markert med rød stiplet ring (Ribba, Risholmen med fler.) Rød pil markerer ålegrasengen ved Libauen, også denne i kategori B.

5.8 Dypere vann – hardbunn

Alger kan påvirkes ved at økt turbiditet minsker lysets gjennomtrengning i vannsøylen og dermed reduserer algens fotosyntese og vekst. I forlengelsen av dette kan algenes nedre voksegrense reduseres. Videre kan høy sedimentasjon føre til at algene begraves eller dekkes og slik begrenser eller hindrer fotosyntese. Høy sedimentasjon kan også hindre nedslåing av algesporer. Ulike algearter har ulike tålegrenser for sedimentasjon, noe som kan føre til endringer i artssammensetningen, og på sikt, en nedgang i artsdiversitet (Airoli 2003).

Virvelløse dyr på hardbunn kan påvirkes både direkte og indirekte av økt sedimentasjon. Direkte effekter, som følge av forstyrrelser (klogging) av filtreringsmekanismene, kan bli redusert fødeopptak og respirasjon hos filterspisende organismer. I ekstreme tilfeller kan økt sedimentasjon begrave og over tid ta livet av organismene. Indirekte effekter kan være redusert fødeopptak grunnet endringer av produksjonsforholdene i vannsøylen, og endret artssammensetning som følge av substratendringer (Airoli 2003), slik som nedslamming og fravær av makroalger.

I tiltaksområdene har makroskopiske alger en relativt begrenset vertikal utbredelse og finnes hovedsakelig grunnere enn 10 m dyp (Walday et al. 2011). Dypere enn 10 m vil bunnsamfunnet derfor domineres av virvelløse dyr (jf. DNV 2009).

Påvirkningen av forhøyet sedimentasjon på hardbunn i Hvalerområdet vil trolig være større på dypere vann enn det er i og nært strandsonen. Hardbunnsamfunn på dypere vann er mindre tilpasset varierende miljøforhold enn de er på grunt vann, men samtidig tilpasset en relativt høy naturlig sedimentasjon innenfor og mellom Hvalerøyene. Både direkte og indirekte effekter av økt sedimentasjon på organismer vil i stor grad være lik de som inntreffer på grunt vann, men på dypere vann vil det trolig ta lengre tid før partiklene blir vasket bort og de kan derfor representere en større belastning for dyrene.

Det er uvisst hvor mye av sjøbunnen på dypt vann i tiltaksområdene som er hardbunn, men mest sannsynlig er den dominert av bløtbunn innenfor og mellom Hvalerøyene. Selv om effektene av økt sedimentasjon trolig er større på dypere vann enn på grunt vann, vurderes den samlede effekten på hardbunn som liten.

Modelleringene av spredning og sedimentasjon viser at deponeringen av masser ved Svaaleskjær og Møkkalasset i liten grad vil påvirke bunnområder grunnere enn 20 m. Vi antar derfor at mes-teparten av massene vil sedimentere på bløtbunn og i mindre grad påvirke hardbunn.

5.9 Dypere vann - bløtbunn

Bunnsamfunn kan respondere på veldig mange måter ved endring i sedimentasjonsforhold. Noen eksempler hvor det har blitt beskrevet å ha negativ påvirkning ved høy sedimentasjon på kort tid finnes fra blant annet fra petroleumsvirksomhet knyttet til utslipp av vannbasert borekaks i Nord-sjøen, deponering av muddermasser og intensiv bunnråling som skaper stor resuspensjon (Smit m.fl. 2008) og utslipp av avgang fra gruvedrift (Berge et al. 2011). Det er utredet en terskelverdi for sedimentasjon av partikler på bløtbunnsamfunn, og den angir et nivå på 6 mm sedimenteringslag uten at negative effekter inntreffer (Smit et al., 2008). Ved nivå under dette blir teoretisk 95% av artene beskyttet. Skal en bare beskytte 50 % av artene kan en tillate et lag på 5,4 cm (Smit et al., 2008). Verdien angir ikke noe tidsaspekt, men er basert på studier hvor sediment ble tilsatt i løpet av en skala på timer. Verdien er kun veiledende, og det vil være stor variasjon mellom ulike samfunn. Generelt er effektene mindre når bunndyrsamfunnet er dominert av arter som lever nede i sedimentet fremfor på sedimentoverflaten. Videre vil graden av den naturlige sedimentasjonen ha betydning for i hvilken grad samfunnene er tilpasset mudring.

Områder som f.eks. er preget av vind- eller tidevannsindusert resuspensjon anses å være mer robust enn samfunn fra svært stabile områder. Det samme vil gjelde for samfunn som jevnlig utsette for flom, slik som i Hvalerområdet. Sist vil det være mindre effekter når sedimentet som deponeres, tilsvarer det opprinnelige sedimentet fremfor sediment med en annen opprinnelse og derav andre egenskaper (kornstørrelse, innhold av organisk materiale mm.).

Trannum et al. 2010 fant ingen effekter på fauna ved overdekking med mellom 6,3–24 mm med naturlig sediment. Siden partiklene bare ble tilført én gang, var ikke faunaen utsatt for kronisk stress fra sedimentering. Frekvensen av tilslamming har vært foreslått som en viktig faktor for effekter på fauna (Bolam et al., 2006). Når det gjelder faunaens toleranse for sedimenteringsstress, er det imidlertid stor variasjon både mellom ulike samfunn og mellom arter. Infauna kan overleve mer enn 10 cm overdekking (Jackson og James, 1979; Maurer et al, 1982; Bellchambers og Richardson, 1995), mens epibentiske arter ofte er ute av stand til å unnsnippe mer enn 1 cm overdekking (Kranz, 1972). Børstemark har høyere sedimenteringstoleranse enn krepsdyr og bløtdyr (Chou et al., 2004).

I forbindelse med arbeidene som er planlagt i Borg er det foretatt modellering av sedimentasjon i de ulike områder ved ulike scenarier (Sintef, 2018). På basis av undersøkelsene til Trannum et al. 2011 har vi valgt å bruke 6,3 og 24 mm som grenseverdier for effekter av sedimentering på bunnfauna. Disse grenseverdiene er lagt inn i kart for sedimentering i det vi antar at en sedimentasjon på 6,3 (over en periode på anslagsvis 1 måned) til 24mm (over en periode på anslagsvis 0,5-1 år) ikke vil gi effekter på bunnfauna. Vi anser at disse grensene er konservative sett i lys av undersøkelsene til Smit nevnt over og fordi de er basert på en engangsdose, mens det i en mudringssituasjon vil skje over lenger tid, noe som er lettere å tilpasse seg. Vi er derfor av den oppfatning at grensene ivaretar et føre var prinsipp.

I Figur 36 til Figur 39 vises kart der utvalgte isolinjer for sedimentering etter endt tiltaket er lagt inn og i Figur 40 er den samlede sedimenteringen fra alle tiltakene vist. Figurene viser at de områdene med en sedimentering større enn 24 mm er relativt små og vil finne sted i og svært nær selve området der tiltaket gjennomføres. Også områdene med sedimentering mellom 6,3 og 24 mm er begrenset. Dette betyr at områder der bunnfaunaen potensielt kan bli påvirket av øket sedimentering forårsaket av spredning av partikler er relativt små og knyttet til nærområdene til anleggsvirksomheten.

Områder med sedimentering større enn 6,3 mm ser ut til å være størst ved mudring av forurenset masse med bakgraver i Røsvikrenna (Figur 36) og ved sugemudring samme sted (Figur 39). Områdene nærmest Glommas munning har i utgangspunktet en relativt fattig fauna dominert av opportunistiske arter. Dette er arter som normalt kommer fort tilbake etter at forstyrrelsen opphører og betyr at eventuelle effekter på faunaen i dette område vil ha svært begrenset varighet (anslagsvis 1år). Det er også viktig å bemerke at ingen av modell-kjøringene (Sintef, 2018) tyder på at det vil finne sted noen øket sedimentering i grunnområdene ved Øra. Bløtbunnfaunaen på grunt vann i dette område vil derfor trolig ikke påvirkes.

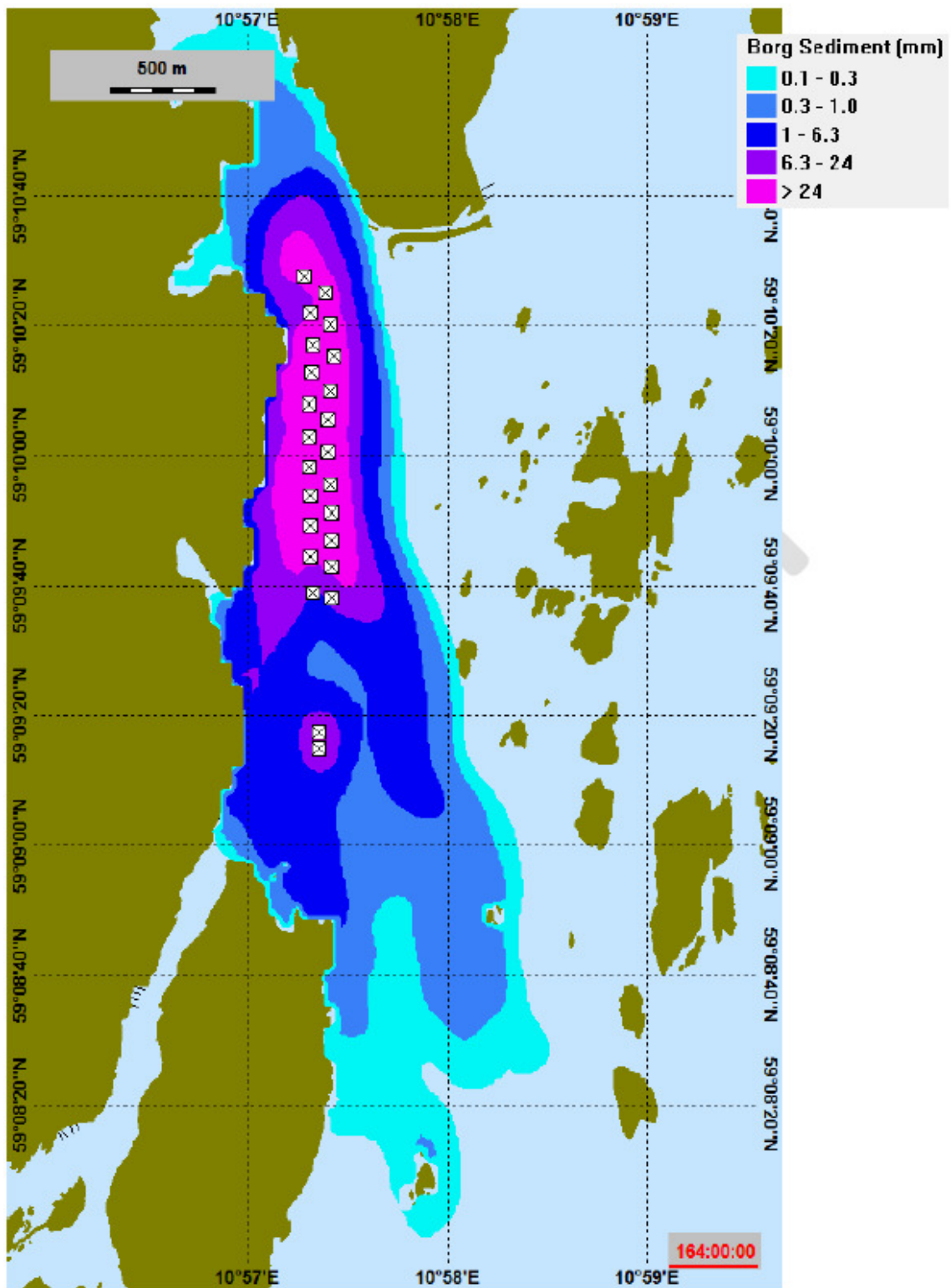
Ved mudring av forurenset masse ved Flyndregrunn vil områder med sedimentering større enn 6,3 mm også være svært lite (Figur 36) det samme gjelder under mudringen av rene masser samme sted.

Ved deponering vil det også kunne spres partikler i vannmassene. Siden all deponering er planlagt med nedføring i rør med diffusor i 30 m dyp er det bare de dypere deler av vannsøylen som blir berørt i form av øket partikkelinnhold og sedimentering. Sedimentering av partikler i området rundt de to foreslåtte deponeringssteder etter deponering ses i 12 figurer (Figurene 6.28, 6.30, 6.32, 6.34, 6.42, 6.44, 6.46, 6.48, 6.60, 6.62 6.64 og 6.66) i rapporten til Sintef (2018). Områdene som sedimenteres er relativt uavhengig av om en mudrer slik at det er 80 eller 95 % sannsynlig for at alt forurenset sedimentet er fjernet.

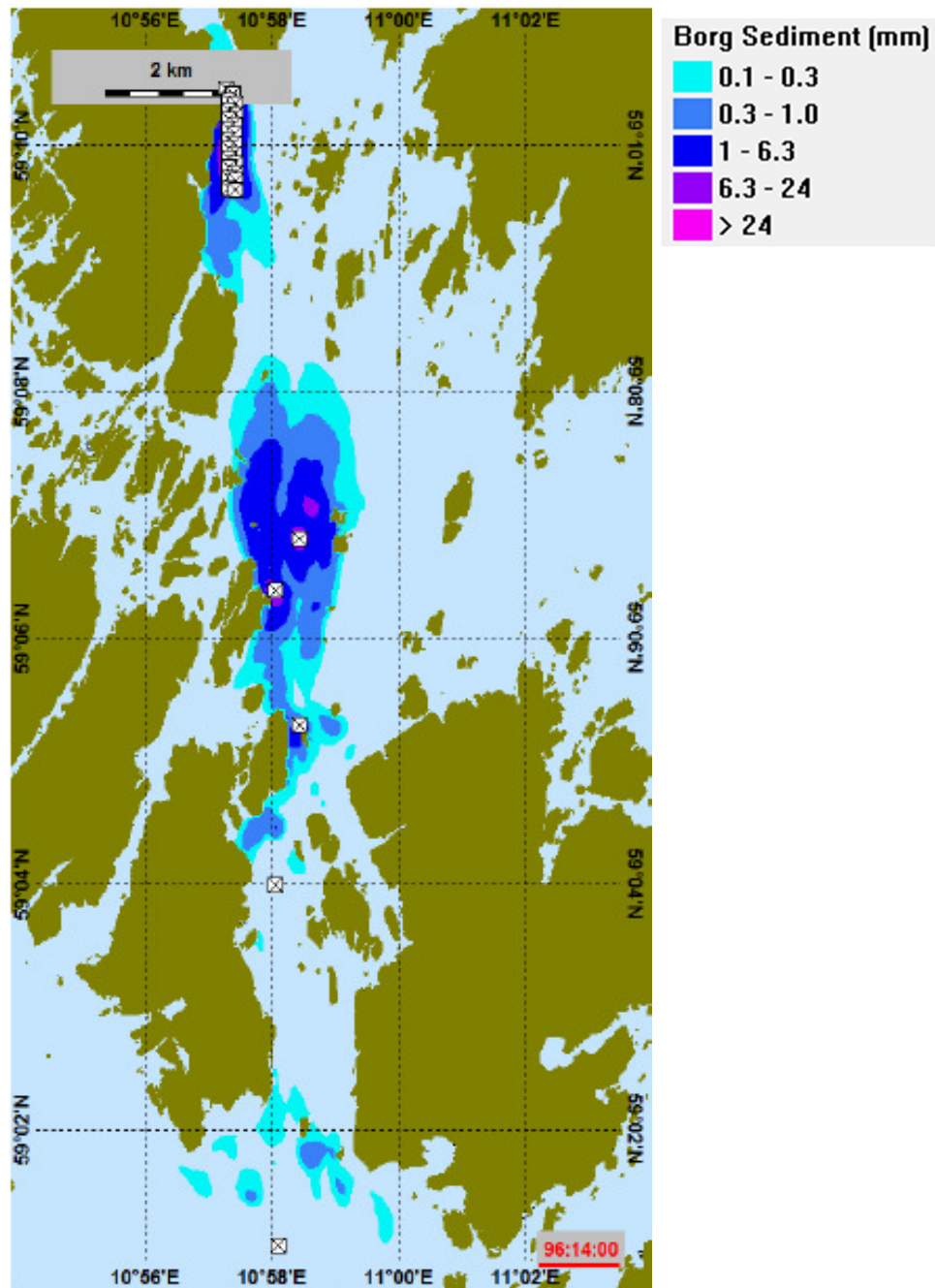
Det er sedimenteringen utenfor selve deponiområdet som er av interesse. Det planlagte deponiområdet ved Møkkalasset har et areal på ca. 0,2 km² og deponiet ved Svaleskjær på ca. 0,15 km².

Ved deponering vil et areal tilsvarende en avstand på 0,5 til 1 km fra deponeringspunktet (dvs. maksimalt ca. 3 km²) motta en sedimentering på mer enn 24 mm og dermed potensielt kunne påvirke bunnfaunaen negativt ved å gi lavere diversitet i anleggsperioden og anslagsvis 1-3 år etter. Mesteparten av dette arealet er innenfor tiltaksområdet markert med gul skravur i Figur 40.

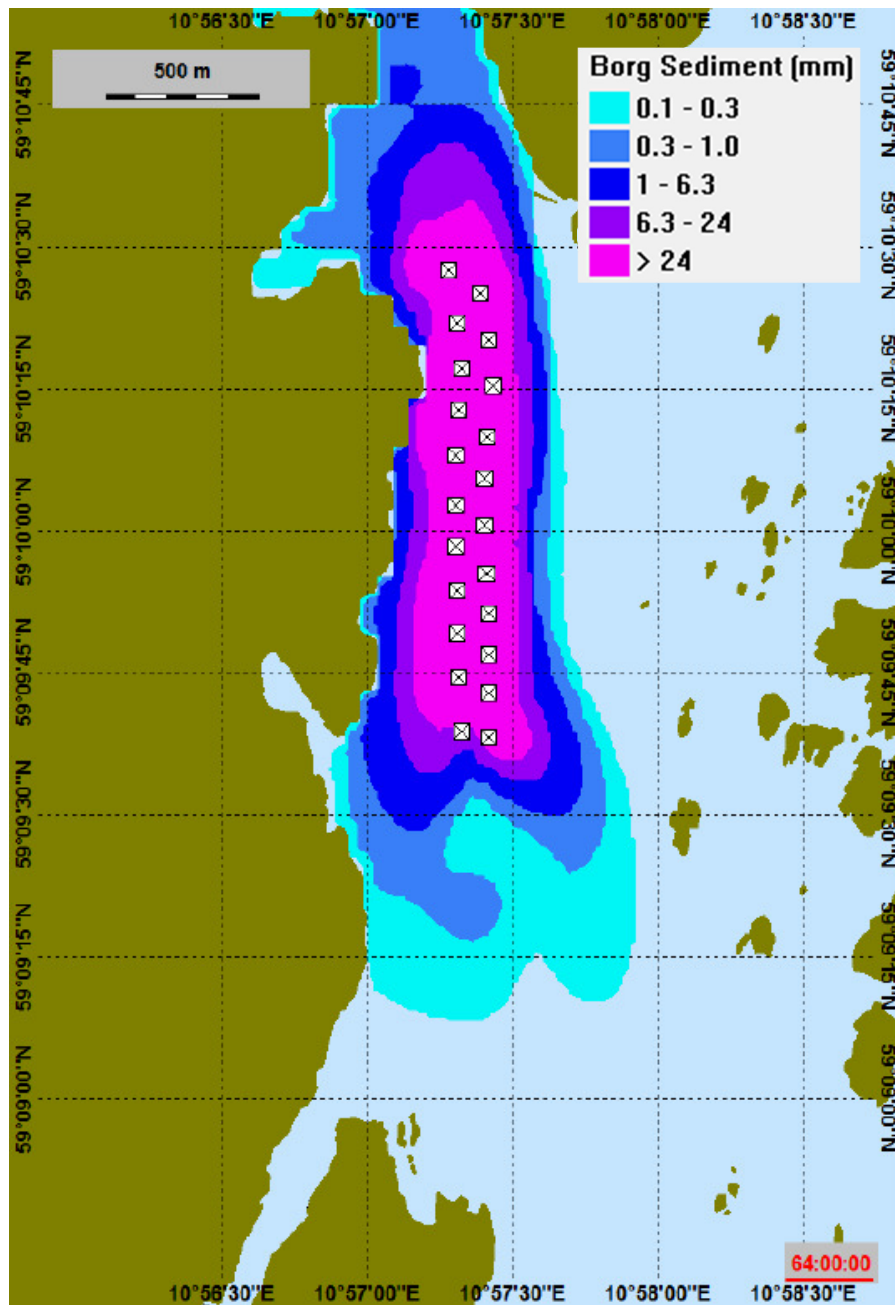
Både ved mudring og deponering vil faunaen bli desimert fullstendig i arealet der disse aktiviteter finner sted. I områder med sedimentering på mer enn 6,3 mm på kort sikt og 24 mm på litt lenger sikt står bunnfaunen i fare for å kunne bli påvirket negativt. Effekten vil imidlertid være forbigående da omkringliggende områder vil bidra med larver til nyrekruttering. Siden sedimentene er av samme karakter som opprinnelig sjøbunn kan man anta at faunaen er tilbake til normal tilstand etter et til to år (Josefson et al 2009; Olsgard og Hasle 1993).



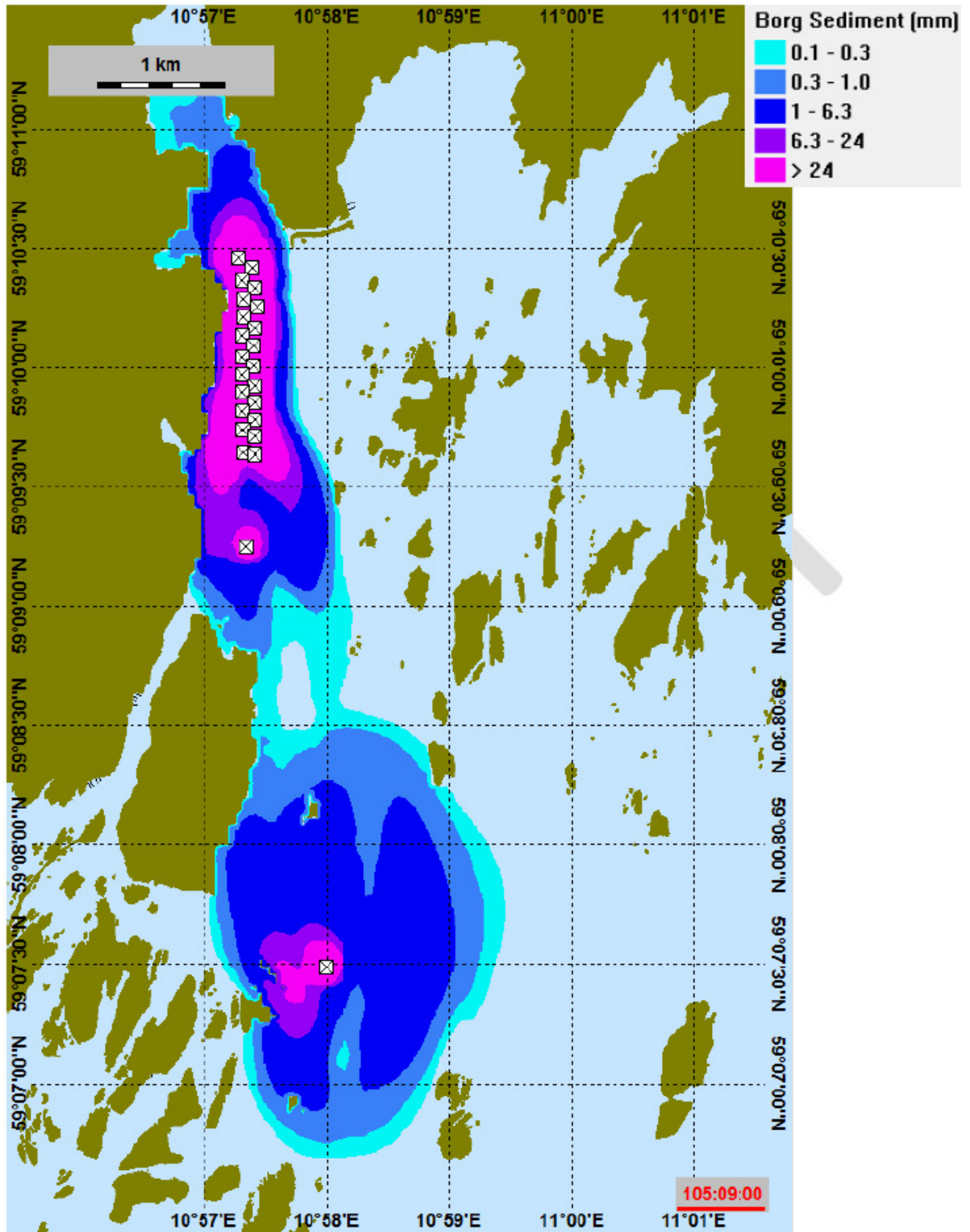
Figur 36. Sedimentering etter avsluttet mudring med bakgraver ved Borg 1 og Borg 2 - Flyndregrunn. Scenarior med 95 % konfidensnivå. (Kilde Sintef, 2018)



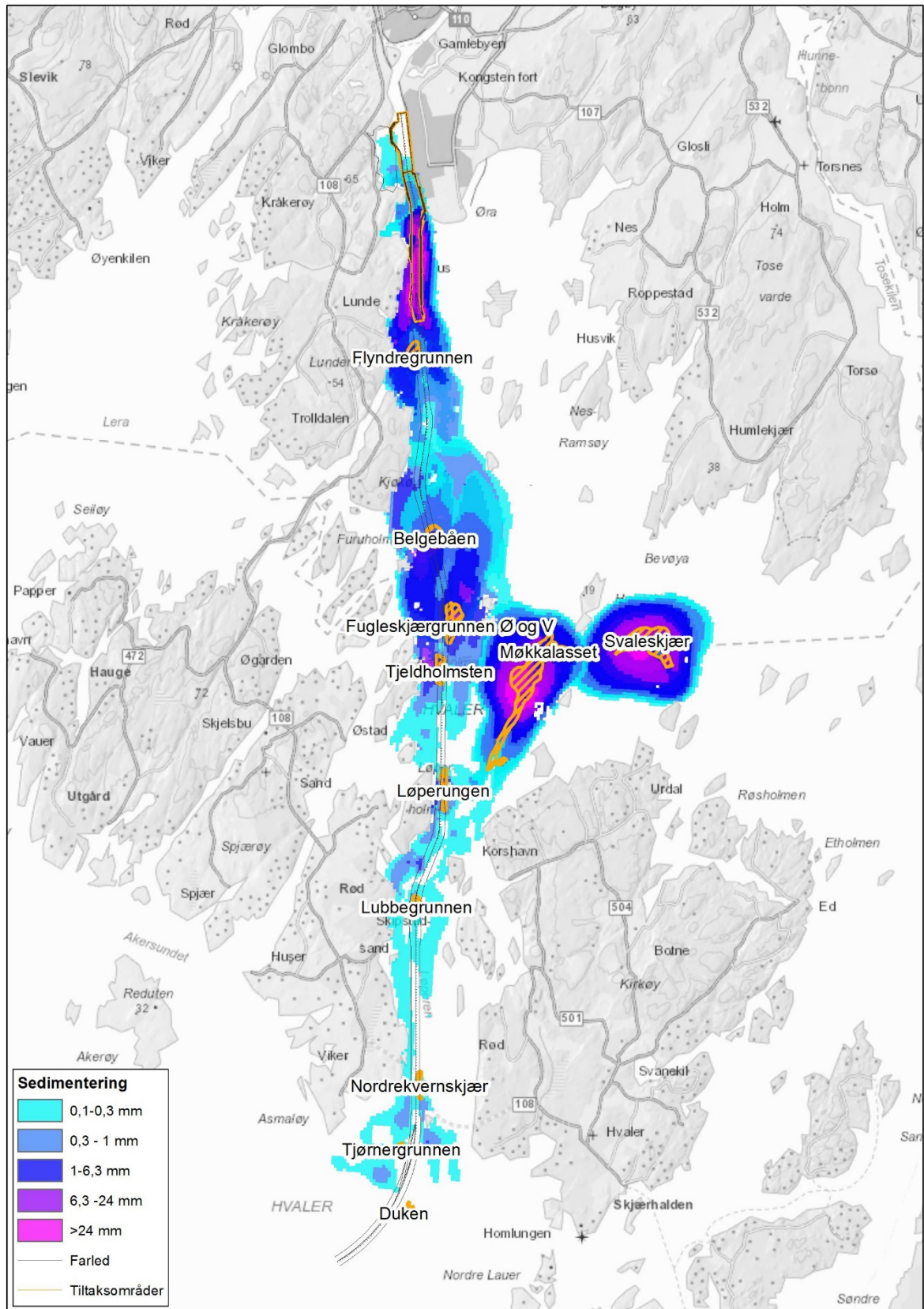
Figur 37. Sedimentering etter endt mudring av rene masser med grabb (Borg 1 og Borg 2). Scenario med 95 % konfidensnivå. (Kilde Sintef, 2018)



Figur 38. Sedimentering etter endt sugemudring av rene masser mellom 4,5 og 7 m dyp ved Borg 1. Scenario med 95 % konfidensnivå. (Kilde Sintef, 2018)



Figur 39. Sedimentering etter endt sugemudring av rene masser dypere enn 7 m ved Borg 1 og ved Borg 2 (Flyndregrunnen og Belgebåen). Scenario med 95 % konfidensnivå. (Kilde Sintef, 2018).

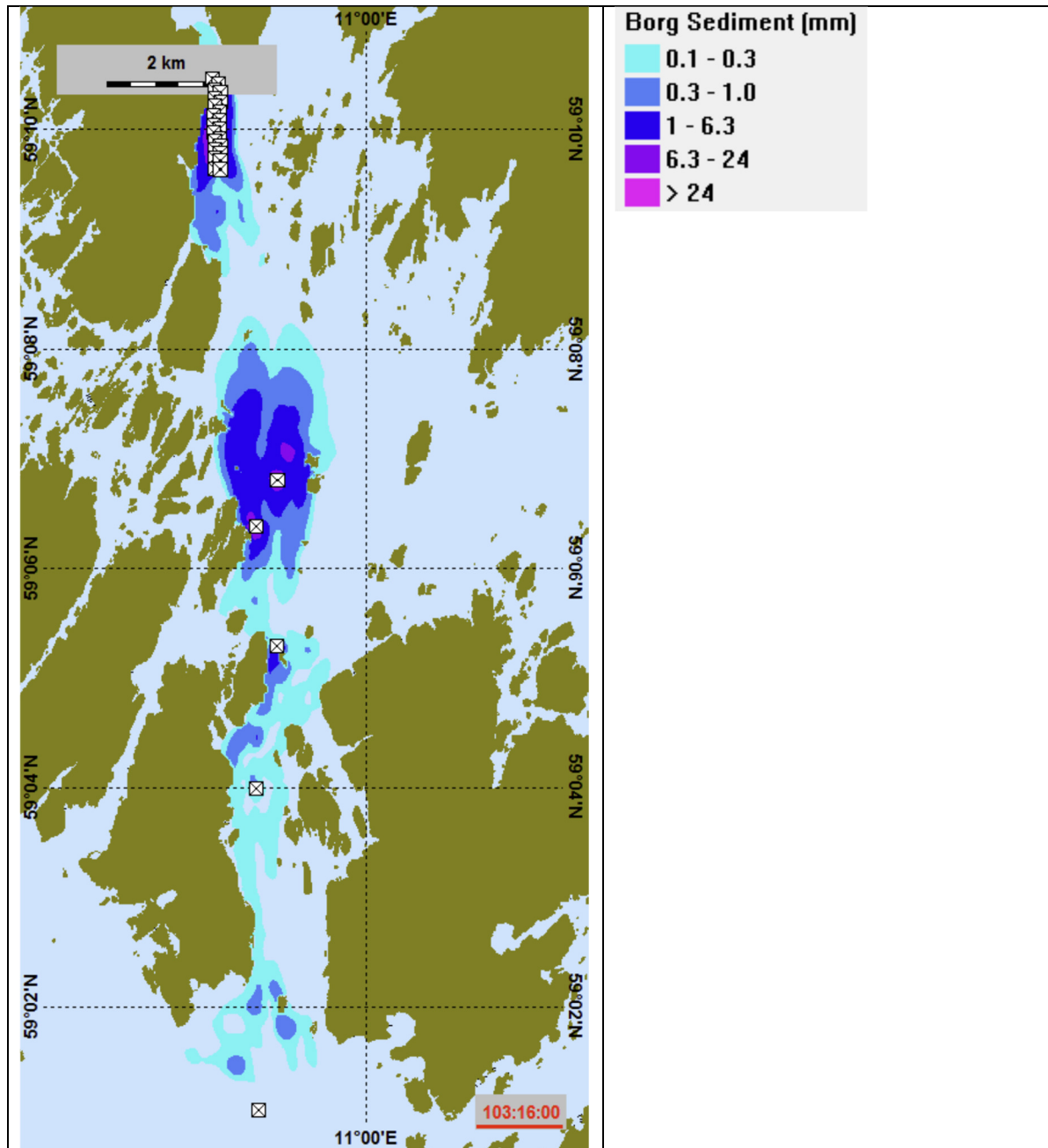


Figur 40. Samlet sedimentering etter at alle mudrings- og deponeringstiltakene i innselingen til Borg havn er gjennomført (80% konfidensnivå). Det gjøres oppmerksom på at alt av mudret masse som skal til sjødeponi er modellert både for Møkkalasset og Svaleskjær. Sannsynligvis vil massene fordeles med halvparten til hvert deponi.

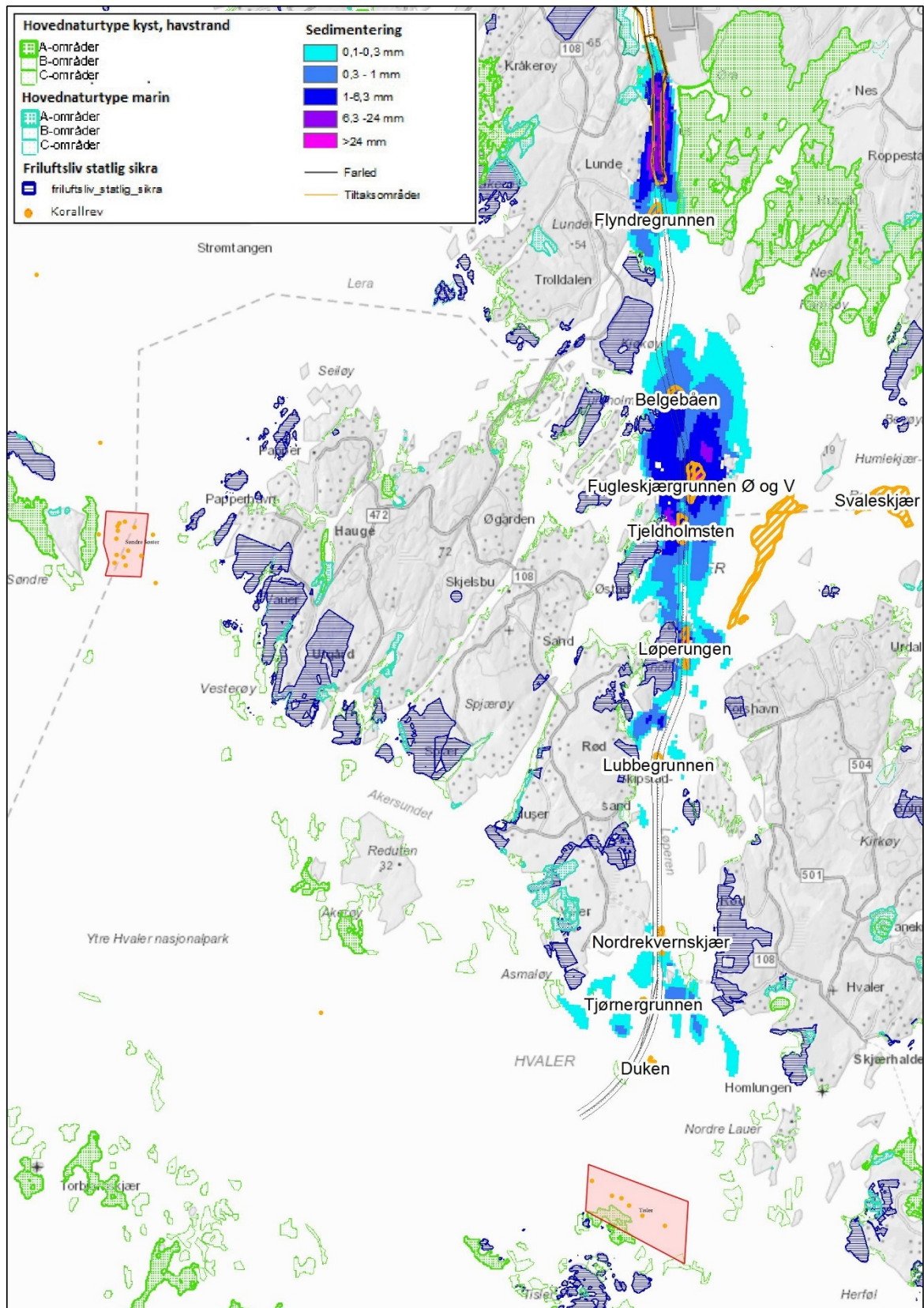
5.10 Koraller

Korallforekomsten ved Tisler (se Figur 13,) er svært verdifull og frykten er at partikler fra utdypingsarbeidene skal få negative konsekvenser for korallene. Modellering og beregninger av partikkelspredning fra anleggsarbeidene (Sintef, 2018) tilsier at partikkelspredningen ved utdypingsarbeidene vil nå lengst syd (dvs nærmest korallforekomstene) ved arbeidene i forbindelse med Borg 2 (Fugleskjærsgrunnen vest, Tjeldholmen, Løperungen, Lubbegrunnen og Duken). Modelleringen antyder imidlertid, at selv ved dette arbeidet, så vil økt sedimentasjon høyst sannsynlig ikke finne sted ved korallforekomstene ved Tisler (Figur 41, Figur 42). I området mellom Lubbegrunnen og Duken hvor det kun er grove sedimenter og fjell som skal fjernes vil sedimenteringen trolig være mindre enn 0,1 mm. Dette tyder på at sedimenteringspåslaget i korallområdet under arbeidet trolig vil være mindre enn 0,1 mm og dermed ligge godt innenfor normal årsvariasjonen (ca. 3-10 mm/år) som følge av Glommas påvirkning (jf. Kap. 4.2).

Selv om modelleringen ikke viser noen tydelig økt sedimentering ved korallforekomstene er det viktig at dette dokumenteres ved overvåking. Hvis overvåkingen skulle vise at det likevel blir en bekymringsfull økt sedimentering kan tiltak settes i verk. Dette vil sikre miljøforholdene for korallforekomsten.



Figur 41. Sedimentering etter arbeider ved Borg 1 og Borg 2 (Fugleskjærgrunnen vest, Tjeldholmen, Løperungen, Lubbegrunden og Duken). Figuren er basert på mudring slik at det er 80 % sannsynlig at alt det forurensete sedimentet fjernes. (Kilde: figur 6.12 i Sintef, 2018)



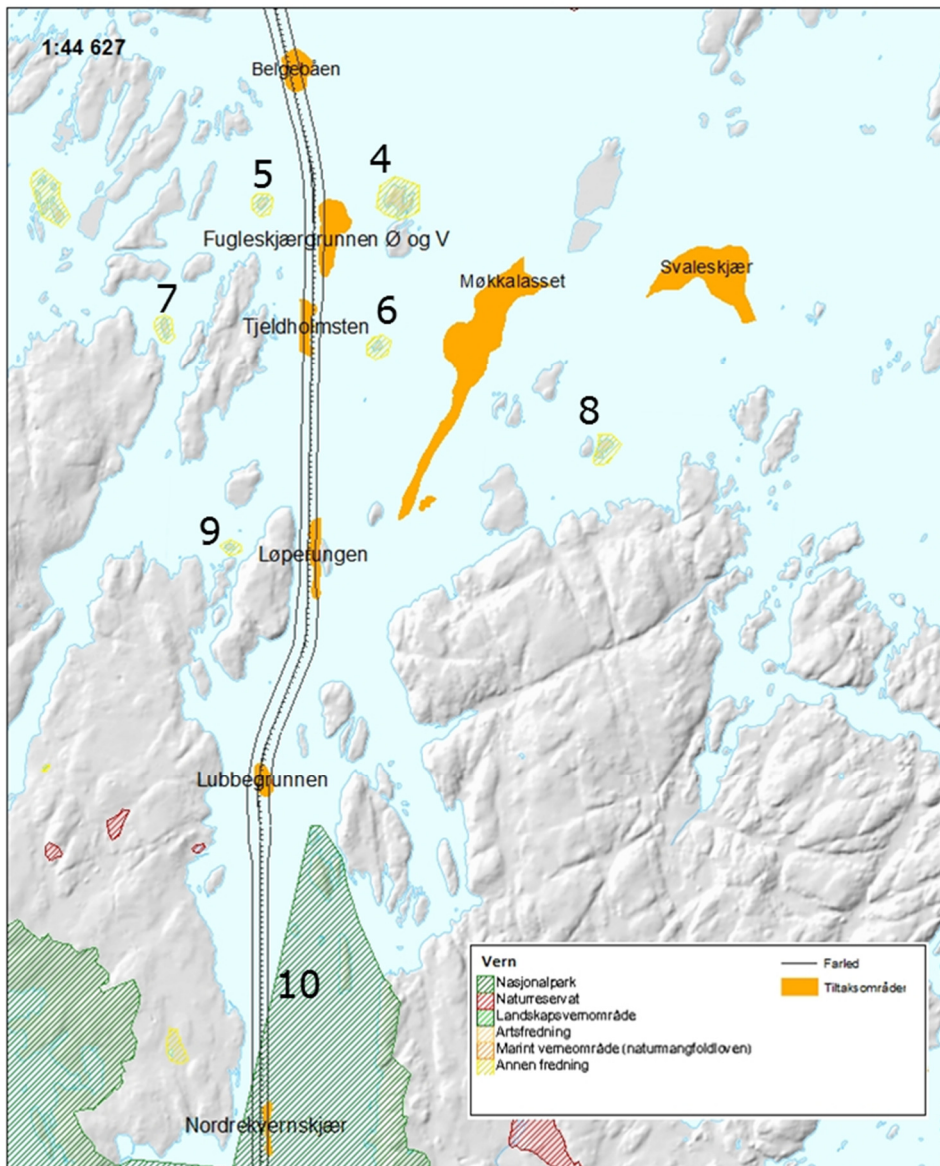
Figur 42. Modellert sedimentasjon etter mudring av rene masser (Scenario 3 i hht tabell 1) (etter Sintef, 2018). Revforekomster er markert med røde skraverte firkanter.

5.11 Fugl

Potensielle påvirkningsfaktorer på fugl fra farledsutbedringen er støy fra anlegget, økt partikkelkonsentrasjon i vannmassene og økt sedimenttilvekst. Samt redusert ferskvannstilstrømming til Øraområdet.

Støy

Den største trusselen mot vern av fugl er forstyrrelser gjennom ferdsel i hekketiden. En eneste forstyrrelse i en koloni, kan være nok til å spolere en hel hekkesesong. Det er registrert 110.000 fartøyer i småbåtregisteret i Oslofjordregionen og drøyt 40.000 sjøfuglpar i samme område (Miljøverndepartementet 2009). Småbåttrafikken i tiltaksområdet utgjør derfor trolig en større trussel mot fugl enn nyttetraffikken. Støy fra mudring av Røsvikrenna og Flyndregrunnen vil ikke skille seg fra annen støy fra Borg havn. Områdene utover i leden er i mindre grad belastet med støy fra havneaktiviteten. Skip gir støy i det de passerer de aktuelle lokalitetene langs leden. Støy fra mudring og sprengning av holmene utover i leden vil således være et fremmedelement sammenlignet med dagens situasjon. Det er fredningsområdene Nordre Fugleskjær, Gåseskjær og Store Møkkalasset (merket hhv 4, 5 og 6 i Figur 43) som ligger nærmest tiltaksområdet og som derved har størst risiko for å bli utsatt for støy. Fredningsområdene Sauedauen, Østre Utengskjær og Knubben (merket hhv 7, 8 og 9 i Figur 43) ligger skjermet av øyer og holmer og vil derfor i liten eller mindre grad bli påvirket av støy fra tiltaket. Tiltaket som skal utføres på Fugleskjærgrunnen og Tjeldholmsten bør derfor utføres utenom hekketiden fra 1.4 til 15.7. Det samme gjelder tiltaket i Fuglevikbukta.



Figur 43. Verneområder for fugl (merket 4-10) i nærrområdet til farleden inn til Borg havn.

Turbiditet

Produktive gruntvannsområder er viktige for næringstilgangen for fugl. Høy turbiditet i vannmassene fører til redusert lystilgang hvilket kan ha effekt på fotosyntetiserende organismer i vannmassene, som planteplankton og ålegras (jf hhv kap. 5.4 og 5.7). Vurderingene tilsier imidlertid at totalt sett vil reduksjonen i primærproduksjon som følge av mudringsaktiviteten bli marginal. Aktiviteten vil heller ikke påvirke planteplanktonets artssammensetning i området hverken under gjennomføringen eller etter at tiltaket er gjennomført (kap. 5.7). Når det gjelder ålegrasforekomstene i området tilsier modellering av partikkelspredning fra tiltaket at disse ikke blir påvirket.

Høy turbiditet kan også ha effekt på vandrende fisk (jf kap. 5.13). Fiskestudier tyder på at grensen for effekter av høy turbiditet i hovedsak ligger godt over det som modelleringen av utslippene (Sintef 2018) tilsier vil forekomme som maksimalkonsentrasjoner ved mudrings og deponeeringsarbeidene som planlegges. Over avstander på noen få centimeter vil økt turbiditet ha liten effekt for fugl som jakter på fisk. Høyere turbiditet i vannsøylen kan virke som skjul for mindre fisk mot predatorer, uten samtidig å svekke larvenes/ungelens evne til å oppdage sine byttedyr i

vesentlig grad. På denne måten kan høy turbiditet også bidra til å redusere dødelighetene av larver og yngel.

Basert på ovenstående vurderinger er det liten risiko for at fugl i området blir påvirket av økt turbiditet som følge av tiltaket i farleden.

Sedimentasjon

Økt sedimentasjon i gruntvannsområdene kan redusere næringstilgangen til fugl ved at planter og dyr dør. Som nevnt over viser modellering av sedimentasjon i forbindelse med tiltaket (Sintef, 2018) i marginal grad vil påvirke de kartlagte ålegrasforekomstene i nærheten av farleden. Sedimentasjonen i gruntvannsområdene i Øra vil heller ikke bli stor (<1mm). Det er lite trolig at hjertetjønnaks som er en viktig art i dette området blir påvirket av en slik sedimenttilvekst. Planten er mer utsatt for endringer i saltholdighet. Fuglevikbukta er det gruntvannsområdet som ifølge modelleringen vil motta mest sedimenter, men også her vil sedimentasjonen være <6,3 mm.

Basert på ovenstående vurderinger er det liten risiko for at fugl i området blir påvirket av økt sedimentasjon som følge av tiltaket i farleden.

5.12 Miljøgifter i organismer

Det er mange prosesser som styrer forekomst og tilgjengelighet av miljøgifter i resipienten. For blæretang antas opptaket hovedsakelig å være via løst metall (Luoma et al. 1982), men en må også forvente at metallholdige partikler som legger seg på algene kan ha en viss betydning for konsentrasjonen av metaller som registreres i tangen.

Skjell tar opp miljøgifter via løste forbindelser i vannet og via partikler som de filtrerer fra vannet. Fisk tar opp løste forbindelser over gjelleepitelet og tar i hovedsak opp de mindre vannløselige organiske forbindelsene via føde. Dette betyr at oppvirvling av partikler som ved mudring og dumping, som ikke har med bakgrunnstilførsler og direkte utslipp fra industri å gjøre, kan gi et ekstra påslag når det gjelder miljøgiftinnholdet i organismer.

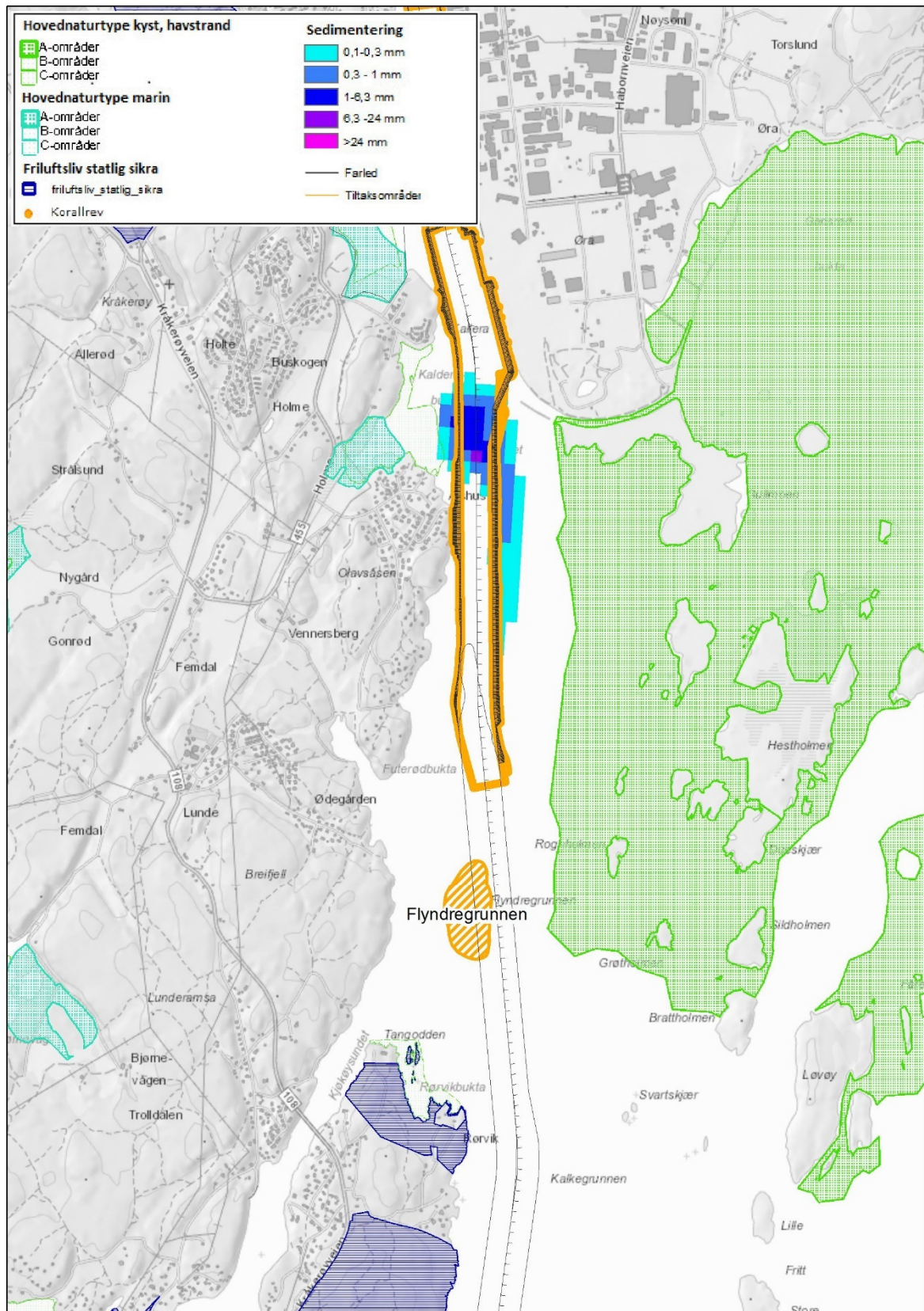
Miljøgiftregnskapet viser økede tilførsler av enkelte miljøgifter ved mudrings- og deponeringsarbeidene (Rambøll 2018). Det er imidlertid ikke tilstrekkelig kunnskap om opptaksmekanismene av miljøgifter i tang, blåskjell og fisk fra partikler (dose /respons) til å beregne hvilken betydning mudre- og dumpeoperasjonen vil kunne ha for miljøkvaliteten målt ut i fra miljøgiftkonsentrasjoner i tang, skjell og fisk. Det er heller ikke noen klar sammenheng mellom miljøgiftregnskapet og forventet konsentrasjon i organismer.

En forventer imidlertid at konsentrasjonen av løste forbindelser i vannmassene ikke vil øke vesentlig og i tilfelle i et begrenset vannvolum og i hovedsak bare ved mudring av forurensede masser. Ved mudring og deponering av rene masser antas det at partiklene som spres i hovedsak har naturlig opprinnelse. Partiklene vil derfor i grove trekk ikke avviker vesentlig i negativ retning (dvs. høyere konsentrasjoner) med hensyn til innhold av miljøgifter i forhold til det materialet som sedimenterer i området i dag før tiltaket. Partiklene har dermed lite potensial til å gi noe påslag i miljøgiftinnhold i organismer.

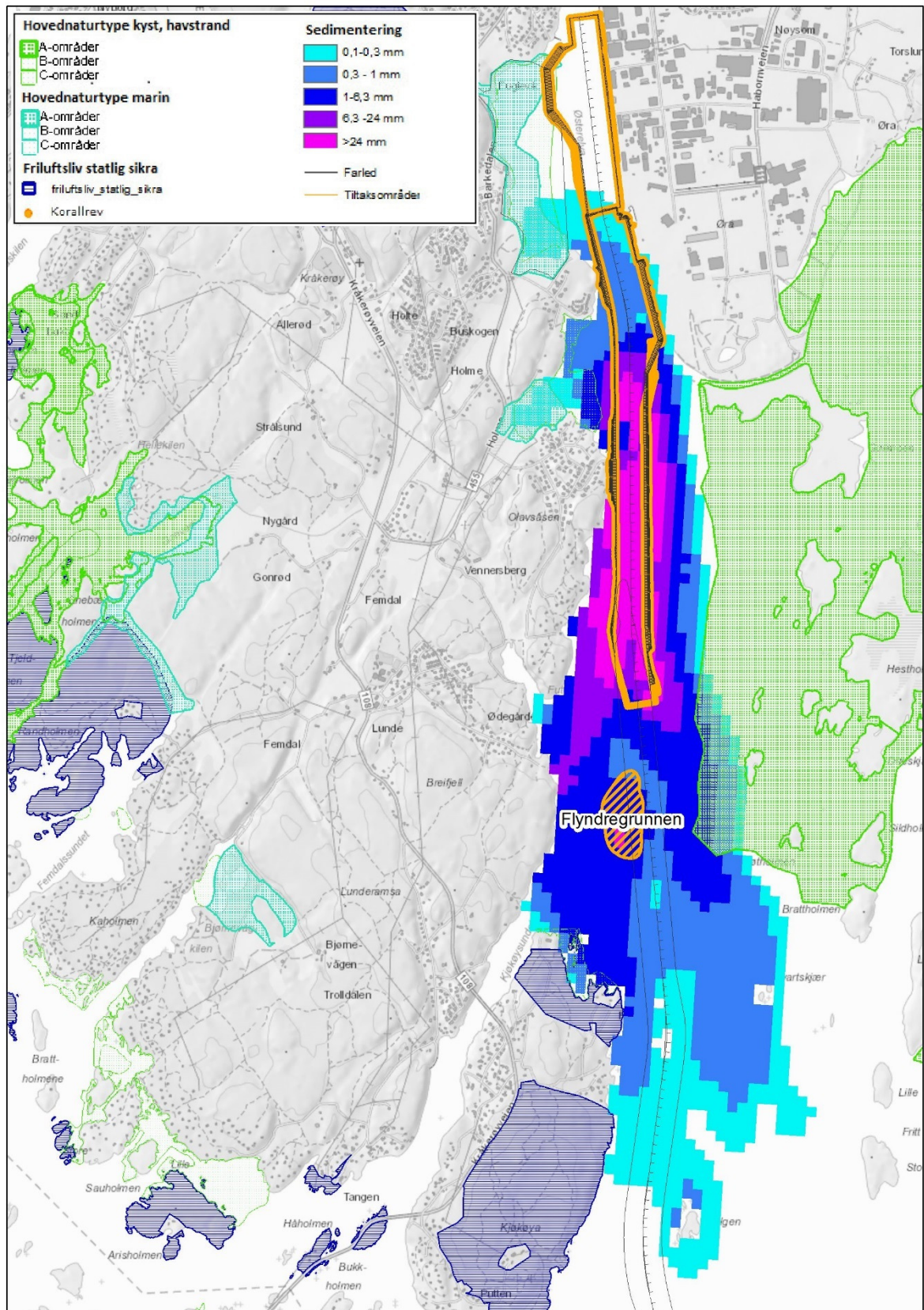
Ved mudring av eldre avsetninger (førindustriell tid) vil det også kunne tenkes at partiklene som spres inneholder mindre miljøgifter enn det som i dag sedimenterer. Totalt sett forventer en ikke at miljøgiftkonsentrasjonen i organismer vil endre seg vesentlig i negativ retning (høyere konsentrasjoner) ved mudring av rene masser i forhold til det en finner i dag.

Ved mudring av de forurensede massene i Røsvikrenna (Borg 1 og Borg 2-Flyndregrunn) vil det imidlertid kunne spres forurensede partikler som har høyere konsentrasjoner av miljøgifter enn de som sedimenterer i dag.

Modellering (Sintef, 2018,) antyder at områder med påslag i turbiditet (3 ppm eller mer) vil strekke seg i nord syd retning over en avstand på anslagsvis ca. 250 m ved mudring med langarmet kran («long reach crane») øverst i tiltaksområdet (figur 6.2 og 6.3 i Sintef, 2018), og over en vesentlig større avstand i nord-syd retning (anslagsvis ca. 5 km) ved mudring av forurensede masser med bakgraver lenger syd (figur 6.5 og 6.6 i Sintef, 2018) og over en avstand på 3,5 km ved mudring ved Flyndregrunnen (figur 6.7 i Sintef, 2018). Dette vil også føre til et påslag når det gjelder sedimentering (Figur 44 og Figur 45). En betydelig andel av partiklene som vil sedimentere vil kunne stamme fra forurensede sedimenter.



Figur 44. Modellert sedimentasjon: «Scenario1_80(2): Påslag i sedimentering ved mudring av foruren-
sede masser med langarmet kran.



Figur 45. Modellert sedimentasjon: «Scenario2_95(2)». Påslag i sedimentering ved mudring med bakgraver av forurensede masser ved Borg 1 og 2 og Flyndregrunnen.

Modellering (Sintef, 2018) antyder at områder med påslag i sedimenttilvekst (0,1 mm eller mer) ved mudring av forurensede masser med langarmet kran («long reach crane») øverst i tiltaksområdet vil strekke seg i nord syd retning over en avstand på anslagsvis 1,7 km

Modellering antyder videre at områder med påslag i sedimenttilvekst (0,1 mm eller mer) ved mudring av forurensede masser med bakgraver lenger syd, vil strekke seg i nord syd retning over en avstand på anslagsvis 6 km. Området som påvirkes med øket sedimentering blir omtrent de samme ved mudring *uavhengig av om 80 % eller 90 % sannsynlighet for at alt av forurensede masser fjernes legges til grunn.*

Sedimentene som spres ved mudring av forurensede sedimentet er lokale og antas ikke å avvike vesentlig fra det som opptrer ellers i området. Vi antar derfor at miljøgiftpåvirkningen på de bunndyrene som måtte befinne seg på bunnen ikke avviker betydelig fra det de allerede utsettes for i dag. Mudringen vil likevel avdekke «gamle synder» som kan føre til en øket miljøgiftbelastning. Totalt sett vil mudringen av forurensede masser føre til et påslag når det gjelder sedimentering fra mudringsområde og sørover til omtrent Belgen (Figur 45).

Det er laget et miljøgiftbudsjett for anleggsarbeidene (Rambøll 2018). Budsjettet viser at det vil spres miljøgifter ved tiltaket. Mengden som spres er imidlertid relativt sett liten i forhold til det som til sammen spres naturlig via Glomma og utslipp fra industrien i nedre del av Glomma. Eksempelvis vil tiltaket medføre et totalt utslipp av 3,5 kg kvikksølv. Til sammenligning fraktet Glomma i 2014 18,3 kg (Skarbøvik et al 2015), Kronos Titan AS slapp i 2015 ut 3 kg kvikksølv og Borregaard slapp i perioden 2012-15 årlig ut 2-9 kg kvikksølv (Berge et al.2016b). Utslippene fra mudringen på 3,5 kg ligger derfor godt innenfor variasjonen av det som er sluppet ut fra Borregaard de senere årene, og som ikke har gitt påviselig økning i kvikksølv i tang eller fisk.

Ved mudring av forurensede masser kan det likevel ikke utelukkes at en økning i miljøgiftkonsentrasjonen i organismer vil kunne finne sted. Dette gjelder særlig for filtrerende organismer som blåskjell, men som i liten grad finnes i områdene nord for sydenden av Kjøkkø hvor hovedmengden av sedimenteringen av forurensede partikler finner sted (Sintef, 2018).

Ut fra modelleringsarbeidene (Sintef, 2018) er det antatt at mudringen av de forurensede massene fra Borg 1 og Borg 2-Flyndregrunnen vil ta ca. et halvt år. Ved utsetting av blåskjell for å bestemme et områdes miljøtilstand, ut fra akkumulert miljøgiftinnhold i skjellene, er det vanlig at skjellene står ut i minst 4-6 uker (Berge 2016b, Norderhaug et al. 2015). Dette fordi en da antar at likevekt mellom eksponering og miljøgiftinnhold er nådd for de fleste forbindelser, men nødvendigvis ikke for alle (Hektoen et al. 1994). Ut fra det en vet om opptak av miljøgifter i blåskjell vil en eksponering over et halvt år være tilstrekkelig til at skjellene når et nytt stabilt miljøgiftinnhold dersom miljøgift eksponeringen øker mer enn organismens regulerende mekanismer kan ta hånd om. Eksponering over noen få uker, slik som ved mudringen av forurensede masser ved Flyndregrunnen, er trolig for en del miljøgifter (gjelder i hovedsak hydrofobe organiske forbindelser) ikke tilstrekkelig til at en når et nytt stabilt miljøgiftinnhold dersom eksponeringen øker. Ut fra eksponeringens lengde er det derfor i teorien større sannsynlighet for at forhøyede nivåer av miljøgifter i spesielt filtrerende organismer, vil finne sted ved mudring av forurensede masser over lenger tid (Borg 1) enn ved tilsvarende mudring ved Flyndregrunnen.

Modelleringen viser at påslaget i turbiditet ved mudring av forurensede masser ikke først og fremst vil skje i overflatelaget (0-3 m) der en kan finne blåskjell og blæretang, men i de dypere deler (se eksempelvis kap. 6.9 i Sintef, 2018) der en i dette området har lite med alger og en relativt fattig fauna.

Skulle miljøgiftkonsentrasjonen i organismer øke i anleggsperioden som en konsekvens av mudring av forurensede masser vil det kunne finne sted i de organismene som måtte befinne seg i eksponeringsområdet. Eksempelvis blæretang, muligens også i blåskjell som lever i overflatevanet, men ikke så langt opp mot Glommas munning som blæretang. Begge arter vil relativt raskt

kunne respondere på en belastningsendring. Det betyr også at en eventuell konsentrasjonsøkning fort vil reverseres når eksponeringen opphører.

Ved mudring og deponering i Oslo havn (Berge 2014) var resultatene ikke entydige med hensyn til mulige effekter av gjennomførte tiltak på miljøgiftinnholdet i organismer. Det ble også gjort få observasjoner som en med rimelig sikkerhet kunne relateres til de gjennomførte tiltakene. Blåskjell som ble brukt i overvåkingen viste i liten grad noen klar økning i perioder med høy mudrings- og deponerings-aktivitet og heller ikke noen klar nedgang etter at arbeidene gradvis ble redusert og avsluttet. Fisk viste heller ingen variasjoner som kunne tilskrives tiltakene.

Tiltaket knyttet til utdypingsarbeidene i Borg havn medfører at forurensede masser legges i landdeponi og ikke deponeres i sjøen. Dette betyr at en i mudringsområdet etter tiltaket vil ha et substrat med mindre miljøgifter enn før tiltaket. På sikt kan dette bety en lavere miljøgiftkonsentrasjon etter tiltaket helt lokalt. En forventer likevel ikke noen store endringer mht. til forekomst av miljøgifter i organismer, til det er nivåene allerede i dag i laveste laget, dvs. nær bakgrunn. Områdene på bunnen i mudringsområdet som oppnår lavere miljøgiftkonsentrasjoner er trolig også for små til at enn kan forvente betydelige endringer i konsentrasjonen av miljøgifter i organismer av betydning annet enn helt lokalt. Vi vil derfor også anta at påviste nedadgående trender for forekomst av miljøgifter (kobber, PCB og et nedbrytningsprodukt av DDT) i blåskjell fra Kirkøy (Green et al., 2017) ikke vil endres som en konsekvens av tiltaket. Vi antar at tiltaket heller ikke vil føre til oppadgående trender. Ettersom utdypingen trolig ikke vil ha stor betydning for forekomst av miljøgifter i organismer i alle fall på lang sikt, er det vurdert at gjennomføring av tiltaket ikke vil ha noen verdi og ha ubetydelig og kortvarig konsekvens (0) for miljøgiftkonsentrasjonen i organismer.

5.13 Fiskeri og akvakulturinteresser

Mulige effekter av partikler på fisk er utredet i forbindelse med vurdering av utslipp fra gruvedrift (Dale et al 2008) og annen industri (Johnsen og Dale 2009). I utredningene pekes det på at fisk kan påvirkes av suspenderte uorganiske partikler både direkte og indirekte, og at litteraturen beskriver letale (dødelige), subletale (ikke dødelige) og adferdsmessige effekter. Klogging og irritasjon på gjeller kan gi subletale effekter som svekker immunsystem og problemer med osmoregulering. Av adferdsmessige effekter er det vist at suspenderte uorganiske partikler kan påvirke fiskens bevegelsesmønster, vandringsmønster, og reproduksjonsevne. Øket partikkelmengde kan også gi ugunstige forhold for gyting, påvirke næringstilbudet og evnen til å finne næring.

Mudring vil føre til økt konsentrasjon av partikler fra sedimentet i vannmassene under operasjonen. Partikkeltypen vil hovedsakelig være avrundete eroderte partikler. Høye konsentrasjoner av spisse, nåleformede partikler er ikke forventet i vannmassene som følge av mudringen.

Generelt kan en økt partikkelkonsentrasjon i vannmassene i tillegg til det som nevnes over også tenkes å ha effekter på fisk og rekruttering av fiskestammer på flere måter; som f.eks. tilslamming av gyteområder, endret adferd og redusert overlevelse av primært fiskelarver og yngel, men også muligens økt dødelighet hos voksen fisk som følge av skader/irritasjon på gjellene.

Generelt er effekten av partikulært materiale i vannet på fisk lite undersøkt. I utredningen til Dale et al. 2008 og Johnsen og Dale 2009 er det sammenstilt en del data for effekter på laksefisk (lite data på atlantisk laks) og torsk (se tabell 2 og 3 i Dale et al 2008) som er relevante for mudringsarbeidene som her er planlagt. Sammenstillingen i disse tabellene viser at det er vanskelig å oppgi noen klar grense for når skadelige effekter inntreffer. Sammenstillingen tyder imidlertid på at grensen for effekter i hovedsak ligger godt over det som modelleringen av utslippene tilsier vil forekomme som maksimalkonsentrasjoner som konsekvens av mudrings og deponeringsarbeidene som planlegges.

Det foreligger et fåtall dokumenterte hendelser hvor partikler er antatt å være direkte årsak til dødelighet hos fisk. I et tilfelle er skader på lakseyngel i et settefiskanlegg dokumentert i forbindelse med slam i elvevannet fra anleggsarbeid. Typen av partikler var sannsynligvis viktigste årsak til skaden ved siden av mengde slam. En betydelig andel av partiklene var nåleformede kloritt- og amfibolpartikler og elektromikroskopibilder av gjellene til lakseparr fra anlegget viste at disse var penetrert av de nåleformede partiklene. Partiklene hadde en mer kantet og skarpere form enn normale eroderte korn fra mudrings og deponeringsarbeider. Slaminnholdet i vannprøver var 0,2 g/l, mens det ble antatt at den maksimale slamføringen var ca. 3 g/l i flomperioder. Dette tilsvarer mellom 200 og 3000 ppm noe som er langt over det som ifølge modelleringsresultatene (Daa et al 2018b) ventes å opptre ved arbeidene som her planlegges. I hovedsak er det relativt begrensede vannvolumer hvor det under arbeidene vil opptre et påslag i partikkelkonsentrasjonen på mer enn 22 mg/L.

Alger kan i denne forbindelse betraktes som partikler i vannmassene med tilsvarende effekter som steinstøv. De fleste planktonalger som påviselig har ført til dødelighet eller andre problemer hos fisk i oppdrett, er arter som utvikler toksiske forbindelser for fisk. Imidlertid foreligger det dokumentasjon fra skader hvor algene sannsynligvis har vært forårsaket av fysisk skade på gjeller eller fremkalt reaksjoner som ligner allergi dvs. opphovning og slimproduksjon fra gjellene når fisken eksponeres. Dette fører til at gassutvekslingen mellom blod og vannmasser blir nedsatt noe som i ekstreme tilfeller kan føre til kvelning. Typiske eksempler på dette har vært ulike kiselalger i høye konsentrasjoner (flere millioner celler pr liter). Generelt kan man konkludere at større forekomster av partikler i vannmassene virker negativt på fisk innestengt i notposer og den negative effekten vil observeres som nedsatt appetitt, endret oppførsel (stress symptomer) og i noen tilfeller økt dødelighet. Dødelighet er bare sikkert påvist i forbindelse med nåleformede, asbestlignende partikler eller alger med skarpe ender eller børster som kan penetrere gjellemembraner. Det er ikke ventet at slike partikler spres i nevneverdig grad i forbindelse med utdypingsarbeidene som er planlagt. Ved sprenging av undervannsskjær kan skarpkantede partikler likevel ikke helt utelukkes, men antas å være lite dominerende i forhold til spredning av tidligere sedimentert materiale.

Høy turbiditet reduserer sikten i vannmassene. Større fisk og fugl som predaterer på utvandrende smolt ved hjelp av synet, vil kunne få redusert evnen til å oppdage byttet når turbiditeten øker. Over avstander på noen få centimeter vil økende turbiditet ha liten effekt for predatorens syn. Høyere turbiditet i vannsøylen kan på den måten virke som skjul for mindre fisk mot predatorer, uten samtidig å svekke larvenes/ungelens evne til å oppdage sine byttedyr i vesentlig grad. På denne måten kan høy turbiditet også bidra til å redusere dødelighetene av larver og yngel.

Dersom larver/ungel i utgangspunktet har problemer med å ta til seg nok føde, kan likevel økt turbiditet virke negativt inn på overlevelsen. Basert på overnevnte mulig konsekvenser av økt partikkelmengde i vannmassene kan det ikke utelukkes at laksens gytevandring kan påvirkes eksempelvis direkte ved at fisken unngår området eller påføres stressreaksjoner. I forbindelse med annen mudring ble mulig forstyrrelse av vandring hos laks og ørret sammen med spredning av forurensning pekt på som de viktigste virkningsfaktorene. Eventuelle uheldig skadevirkninger knyttet til gytevandring hos laks og sjø ørret kan avhjelpes ved å unngå mudring i perioder med oppgang og utvandring av laks og ørret. Modelleringen (Sintef, 2018) viser også at påslaget i turbiditet vil reduseres betydelig innen 3 timer etter at en mudringsoperasjon er avsluttet.

Gyteområder

Det er påvist gyteområder for torsk i områder som kan tilføres partikler fra anleggsarbeidene (se Figur 46, Figur 47). Tilførselen av partikler til områder som er angitt som gytefelt for torsk (Figur 46) er relativt liten ved mudring i den nordre del av utdypingsområdet sydover til Flyndregrunn. Dette skyldes mest at selv det nordlige gytefeltet for torsk ikke strekker seg nord for Kjøkkø. Derimot vil områder som er angitt som gytefelt for torsk kunne påvirkes av partikler ved arbeider

ved Belgebåen, Fugleskjærgrunn, Tjeldholmgrunn og Lubbegrunn (Figur 46, Figur 47). Gjennomføring av tiltaket vil derfor kunne ha fysiologiske og adferdsmessige effekter på torsk og torske-larver.

Modellering av partikkelspredning i Røsvikrenna har vist at gyteområdene for torsk ikke påvirkes av et påslag i turbiditet som overstiger 3 mg/L. Heller ikke deponeringen ved Møkkalasset og Svaleskjær vil gi et påslag i turbiditet i gyteområdene for torsk som er større enn 3 ppm. Ved arbeider ved Fugleskjær (figur 5.15 i Sintef, 2018), Tjeldholmen (figur 5.16 i Sintef, 2018), Løperungen (figur 5.17 i Sintef, 2018) og Lubbegrunn (figur 5.18 i Sintef, 2018) vil imidlertid påslaget i turbiditet være > enn 3 mg/L, som kan påvirke nærliggende gyteområde for torsk. Som nevnt tidligere er det vanskelig å oppgi noen klar turbiditetsgrense for når skadelige effekter inntreffer på fisk og fiskelarver. Sett i lys av at det i områdene av naturlige grunner kan opptre relativt høye partikkelkonsentrasjoner i vannmassene antar vi at påslaget som skyldes anleggsarbeidene har begrenset effekt på gyting hos torsk. Som et føre var tiltak vil vi likevel anbefale at arbeidene som planlegges ved Fugleskjær, Tjeldholmen og Lubbegrunn gjennomføres utenfor gytesesongen for torsk.

Det er imidlertid viktig å erkjenne at mulige konsekvenser av tiltakene ikke er av permanent karakter og på de enkelte delområdene vil tiltaket være relativt kortvarig. På sikt vil torsken og andre arter kunne bruke områdene som før tiltaket ble iverksatt.

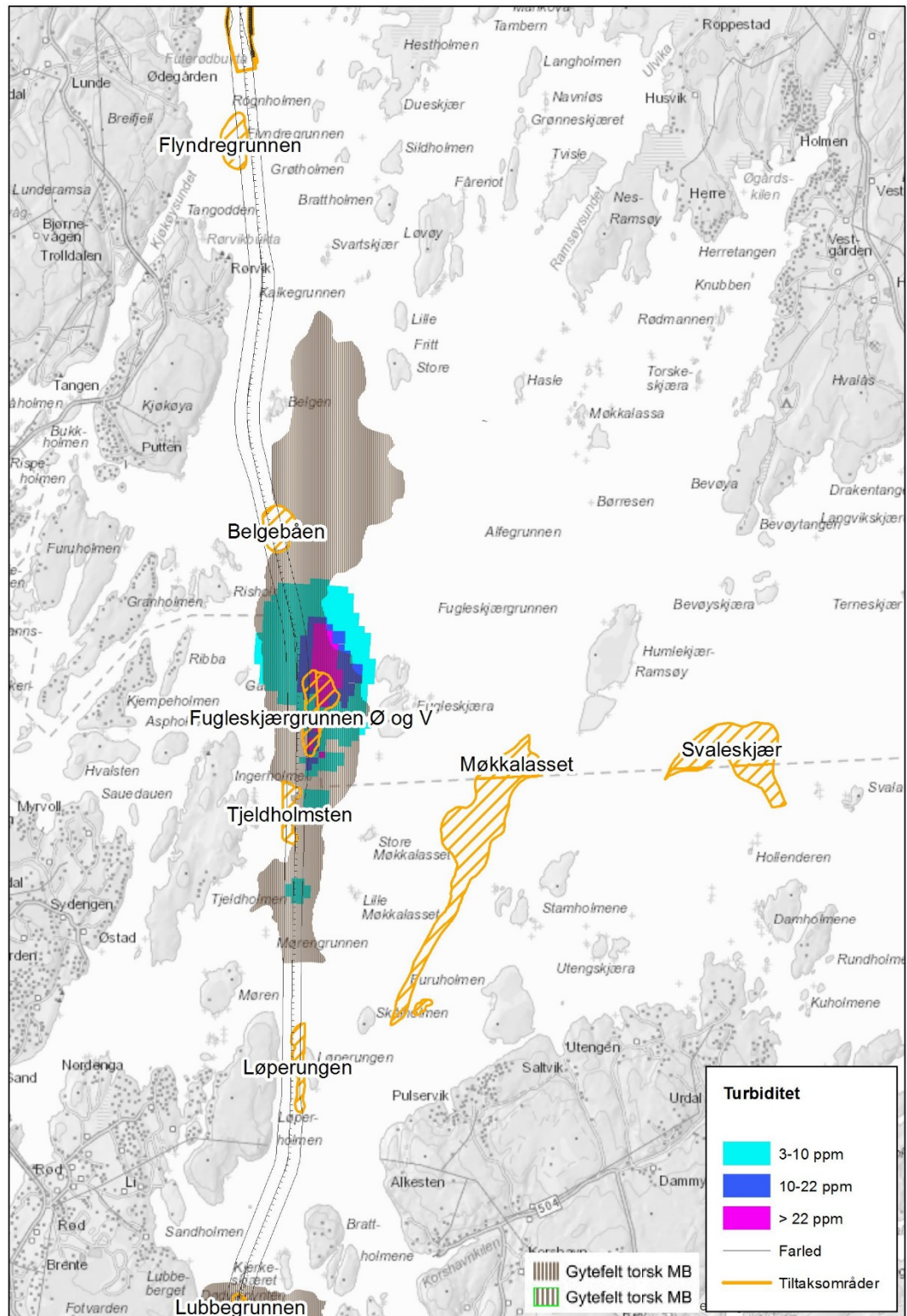
I området ved Øra og sydover er det et generelt gyteområde for fisk (Figur 47) og ved Ramsøy er det i Fiskeridirektoratets databaser registrert et område karakterisert som oppvekst/beiteområder (Figur 15). Den vestlige delen av området ved Øra vil kunne bli helt marginalt berørt av mudringsarbeidene, mens oppvekst /beiteområdet ved Ramsøy ikke ventes å bli berørt.

Atlantisk laks (*Salmo salar*) har gyte- og oppvekstområder i nedre Glommas hovedløp opp til Sarpsfossen og i Aagaardselva (sideløp). Det antas at det beste område for gyting og oppvekst i hovedløpet, er de øverste 3 km, mellom Sandesundbrua og Sarpsfossen. Gyteområdene i Glomma og Aagaardselva er såpass høyt oppe i elva at de ikke berøres av tiltaket direkte. Selve gytingen og oppveksten av egg og yngel på bunnen av elven berøres derfor ikke av tiltaket.

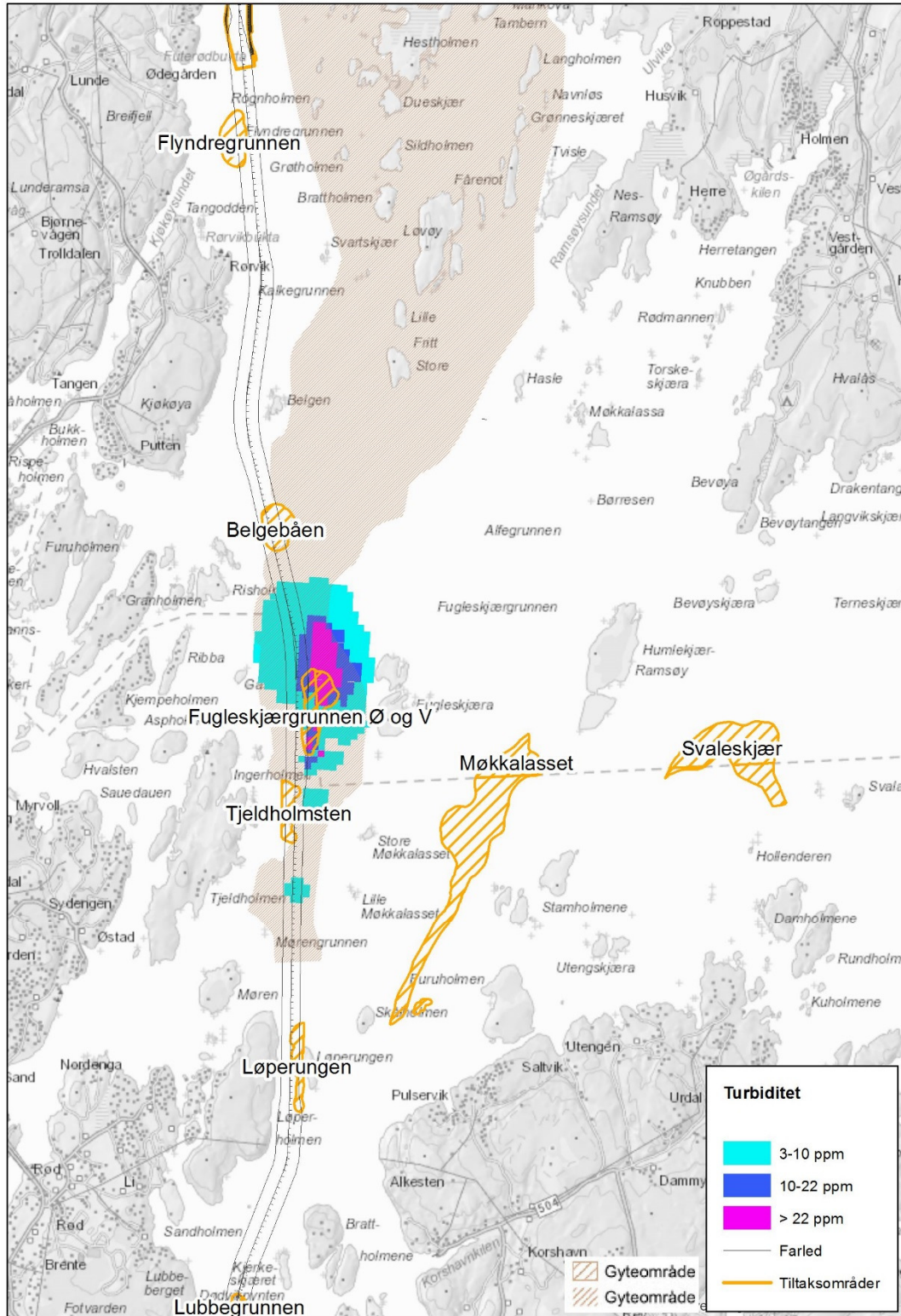
Fisken må imidlertid passere tiltaksområde for å nå gyte- og oppvekstområder i Glomma. Ved mudringsarbeidene i Røsvikrenna vil spredningen av partikler i teorien kunne representere en viss barriere for vandring av laksefisk som skal opp i elven for å gyte uten at en helt har klare grenseverdier for turbiditet for når og om dette vil inntreffe.

Vannvolumet som til enhver tid vil være påvirket vil også være avgjørende for i hvilken grad en «turbiditetssky» vil representere en barriere. Ut i fra en vurdering av den relative størrelsen på barrieren i forhold til tversnittet av vandringsveien antas at det er mudringen lengst i nord i tiltaksområde som potensielt kan ha størst effekt som barriere for vandring av laks. Modelleringen av partikkelspredningen ved mudringen i Røsvikrenna viser maksimalkonsentrasjoner av partikler på over 10 ppm (se eksempelvis figur 6.3 og 6.5 i Sintef, 2018). Resultatene antyder at det i relativt lite del av vannvolumet i munningsområdet opptre maksimalkonsentrasjoner av partikler på mer enn 10 ppm og at såpass høye turbiditetsverdier først og fremst opptre dypere enn ca. 3 m. Dette kan tyde på at vannvolumet hvor det til enhver tid under mudringsarbeidene vil opptre partikkelmengder med et påslag på mer enn 10 ppm vil være begrenset. Glommavann kan i perioder også naturlig ha relativt høye turbiditetsverdier (middel 13 FNU, med verdier opp mot 60 FNU ifølge Staalstrøm og Skogan 2015). Vi antar derfor at mudringsarbeidene i Røsvikrenna vil ha liten effekt på oppgangen av laksefisk.

Som et føre var tiltak kan en likevel tenke seg at mudringsarbeidene i perioden med oppgang av laksefisk (vår, sommer, høst) tar pauser i mudringsarbeidene slik at «ventende» laks slipper opp i elven.



Figur 46. Modellert turbiditet ved mudring av rene masser ved grunnene sør for Belgebåen (scenario 3, 80% etter 103d og 15t. Gytefelt for torsk er markert med grå skravur.



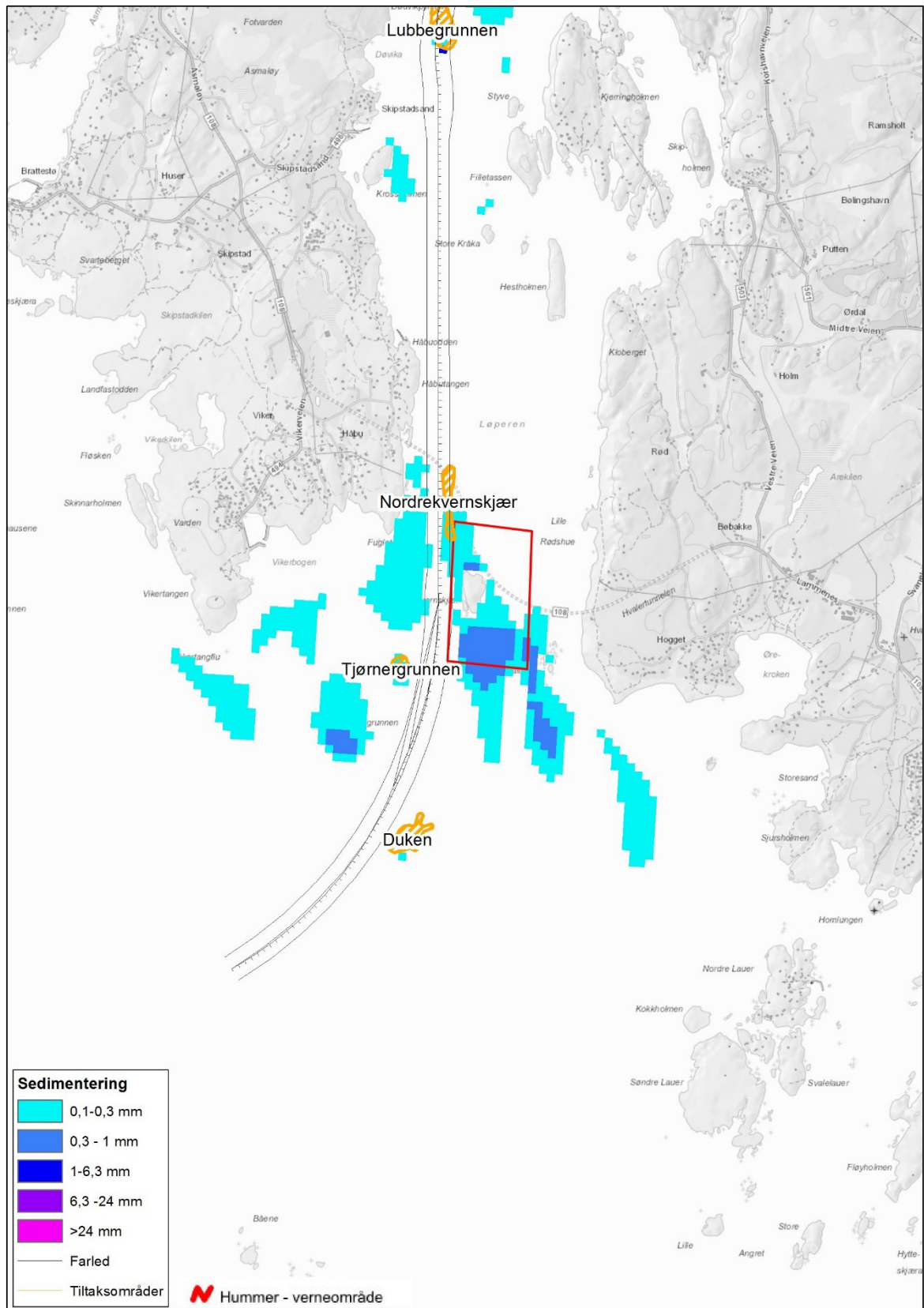
Figur 47. Modellert turbiditet ved mudring av rene masser ved grunnene sør for Belgebåen (scenario 3, 80% etter 103d og 15t. Generelle gytefelt er markert med grå skravur.

Effekter på hummer

Gjennomføring av tiltaket vil i teorien kunne medføre stressreaksjoner og fysisk skade, samt redusert habitat for hummeren. Den planlagte sprengningen ved Tjørnegrunnen er det utdypingstiltaket som ligger nærmest hummerfredningsområdet. Her består utdypingsvolumet hovedsakelig av fjell/stein slik at en ikke forventer noen spredning av partikler av betydning ved arbeidene der. Hummer har ikke svømmeblære og er derfor mindre utsatt for påvirkning av sprenging. Alle de øvrige tiltakene vil foregå i god avstand fra Kvernskjær hummerreservat. Arbeidene nærmere Glommas munning vil maksimalt gi et påslag i sedimentasjon på 1 mm innenfor Hummerfredningsområdet (Figur 48), og ventes å være uten betydning for hummer.

Med mindre hummerens habitater blir fjernet av utdypingen, noe som ikke ligger i planene for området innenfor hummerfredningsområdet ved Kvernskjær, forventes det ingen varige effekter på bestandsnivå. På individnivå vil enkelte individer kunne påvirkes av nærliggende sprenging, men neppe av tilslamming. Det er ved en tidligere KU foreslått å bruke sekvensiell sprenging for å redusere påvirkning. For fisk som er mer mobil enn hummer vil dette kunne ha en effekt ved at fisken svømmer vekk fra sprengningsområdet. En antar imidlertid at hummeren er for lite mobil til at dette skal kunne være et effektivt avbøtende tiltak. Bruk av boblegardin er også vurder benyttet, denne vil redusere trykkgølgene fra sprengsalvene og derved være et bedre alternativ enn sekvensiell sprengning for å redusere risikoen for effekter på hummer.

I områder hvor det er bløtbunn vil det normalt ikke finnes hummer. I slike områder vil selve mudringstiltaket være av ubetydelig betydning for hummer. Massiv nedslamming vil imidlertid kunne påvirke hummerens habitat slik at det blir mindre attraktivt. Hummer opptrer imidlertid i fjorder (indre Oslofjord) hvor en har en betydelig nedslamming av hardbunn under tidevannssonen. En antar derfor at arten er relativt robust for nedslamming så lenge habitatet i form av hulrom og gjemmesteder bibeholdes.



Figur 48. Modellert sedimentering ved mudring av rene masser ved grunnene sør for Belgebåen (scenario 3, 80% etter 103d15t. Verneområdet for hummer ved Kvernskjær er markert med rød firkant.

Kunstige rev

Det er planer om å skyve utsprengt materiale til siden av grunnene som sprenges, disse vil kunne fungere som kunstige rev. Målet med kunstige rev er å skape økte muligheter for å få etablert planter og dyr som er avhengig av hardbunn eller hardt underlag å vokse på, men også bevegelige dyr (inkl. fisk) som er avhengige av, eller favoriseres av å få tredimensjonale habitater som fungerer både som næringsområder og skjulesteder.

Fiskere oppdaget at de fikk uvanlig store fangster nær sunkne skip. Kunstige rev har lenge vært brukt i en rekke land for blant annet å øke produksjonen av fisk og skalldyr. Kunstige rev kan skapes ved å senke utrangerte båter, kvaser med kvist eller trerammer. Nøkkelen er å øke heterogeniteten i miljøet og dermed også diversiteten og fangstene. Fisk og hummer vil kunne migrere til slike områder hvor de finner attraktive skjulesteder og leveområder, og både artsmangfold og individtetthet vil kunne øke her (ref. etablering av kunstige hummerrev i forbindelse med utdypning av innseilingen til Gøteborg 2003-2004 Länsstyrelsen 2007).

Å bygge optimaliserte revkomplekser i varige materialer skriver seg fra nyere tid. Sprengstein av passende størrelse kan fungere som et kunstig rev (Länsstyrelsen i Västra Götlands län, 2007). Årsaken er blant annet at sprengstein gir stabile og vedlikeholdsfrie strukturer med lang holdbarhet. Ved å bore og sprengne noe utenfor teoretisk profil, slik at det oppstår en sterk oppsprukken overflate, og la noe sprengstein bli liggende igjen på sjøbunnen, vil det etter gjennomført tiltak kunne etableres nye leveområder for blant annet hummer. Det er imidlertid en forutsetning at sprengsteinen ikke synker ned i sedimentet og at sprengsteinen har en størrelse og forefinnes i mengder slik at det danner seg huler mellom steinene som hummeren kan gjøre nytte av.

Akvakulturinteresser

Det er i dag ikke akvakulturinteresser i området som vil bli berørt av tiltaket med et mulig unntak av det planlagte anlegget til Fredrikstad Seafoods AS (FS) som skal starte med landbasert matfiskproduksjon av laks på Øra. Første byggetrinn av anlegget er planlagt å sette fisk i produksjon i desember 2018, med en årlig kapasitet på 2 000 tonn årlig. For dette anlegget er det bruk av vann fra Glommas munningsområde som muligens kan påvirkes i negativ retning (dvs. påslag i turbiditet) under anleggsarbeidene i deler av Røsvikrenna, men ikke på de øvrige lokaliteter.

Ferskvannsinntaket vil neppe bli berørt av partikler fra mudringen dersom dette inntaket legges i Glomma rett utenfor bedriften slik det er skissert. I henhold til modellering av partikkelspredningen ved tiltaket (Daa et al. 2018) vil imidlertid sjøvannsinntaket kunne bli berørt ved mudringen i Røsvikrenna i form av et påslag i turbiditet i størrelsesorden 3-10 mg/L. Dette er i samme nivå som bakgrunnssturbiditeten i saltkilen hvor middelverdien er mellom 3,5 og 9,2 FNU. Maksimalverdien i saltkilen er derimot svært høye, mellom 320 og 1221 FNU (Staalstrøm og Skoogan 2015).

5.14 Marine kulturminner

Det er utført marinarkeologiske undersøkelser i tiltaksområdet ved flere anledninger uten at det er gjort funn (NMM 2009-2012). NMM kan likevel ikke utelukke at det finnes kulturminner lenger nede i sedimentene og minner derfor om meldeplikten. Tiltaket kan ikke gjennomføres i strid med kulturminneloven, og dersom det under anleggsarbeid i området avdekkes funn, som automatisk er fredet etter kulturminneloven, skal arbeidene straks stanses og meldes til vedkommende vernemyndighet, som i dette tilfellet er Norsk Maritimt Museum (jf. kulturminnelovens § 8). Dette vil bli fulgt opp i anleggsfasen og er også tatt inn i alle reguleringsplanbestemmelsene.

Tiltakshaver sender varsel til NMM om tidspunkt for oppstart av arbeidet så snart dette er fastlagt, fortrinnsvis innen 1 måned før oppstart, slik at NMMs personell ved leilighet kan besøke arbeidslokaliteten.

Ut fra utførte undersøkelser, går man ut fra at det ikke er marine kulturminner i tiltaksområdet.

5.15 Friluftsliv

Mudring og deponering vil føre til økt blakking av vannet, noe som er en ulempe for bading. Badevannskvaliteten i Glommaestualet basert på siktedyp varierer naturlig fra mindre god til meget dårlig (kap. 4.3). Anleggsarbeidet vil også medføre noe støy, og det kan bli noe begrenset fremkommelighet i nærområdet til operasjonen.

Fritidsflåten har generell vikeplikt for nyttetraffikken. I anleggsperioden vil det bli dirigering av trafikken i nødvendig grad med vaktbåt, bruk av VHF- kanal 16 etc. For fritidsflåten finnes det flere alternative farleder, slik at ulempene vurderes som begrenset.

Badeplasser

Turbiditet (sikt i vannet) har betydning for badevannskvalitet. Modelleringen tilsier at de offentlige badestrendene ikke vil bli merkbart eksponert for turbiditet fra anleggsarbeidene. Listranda, som ligger beskyttet og nærmest leden hvor anleggsarbeid vil foregå, vil ikke bli merkbart påvirket av høyere turbiditet (Figur 49), eller økt sedimentering (tilslamming). Alle øvrige badeplasser i nærheten av anlegget, som Vikerhavn, Ørekroken og Storesand (øst for Duken), samt Humlekjær og Bevø ved deponiområdene, ligger lenger unna anlegget sammenlignet med Listranda (Figur 49), og har mindre risiko enn Listranda for å bli påvirket av forhøyet turbiditet og tilslamming.

Det kan bemerkes at massene som skal fjernes på Duken for det meste består av sand og grus. Spredningsmodelleringen, som tar utgangspunkt i at det er små partikler (mindre enn 63 µm) som spres (vist i Figur 49), er derfor overestimert. Sjansen for at mudringen påvirker badevannskvaliteten ved Vikerhavn, Ørekroken og Storesand er derfor mindre enn Figur 49 antyder.

Fritidsfiske

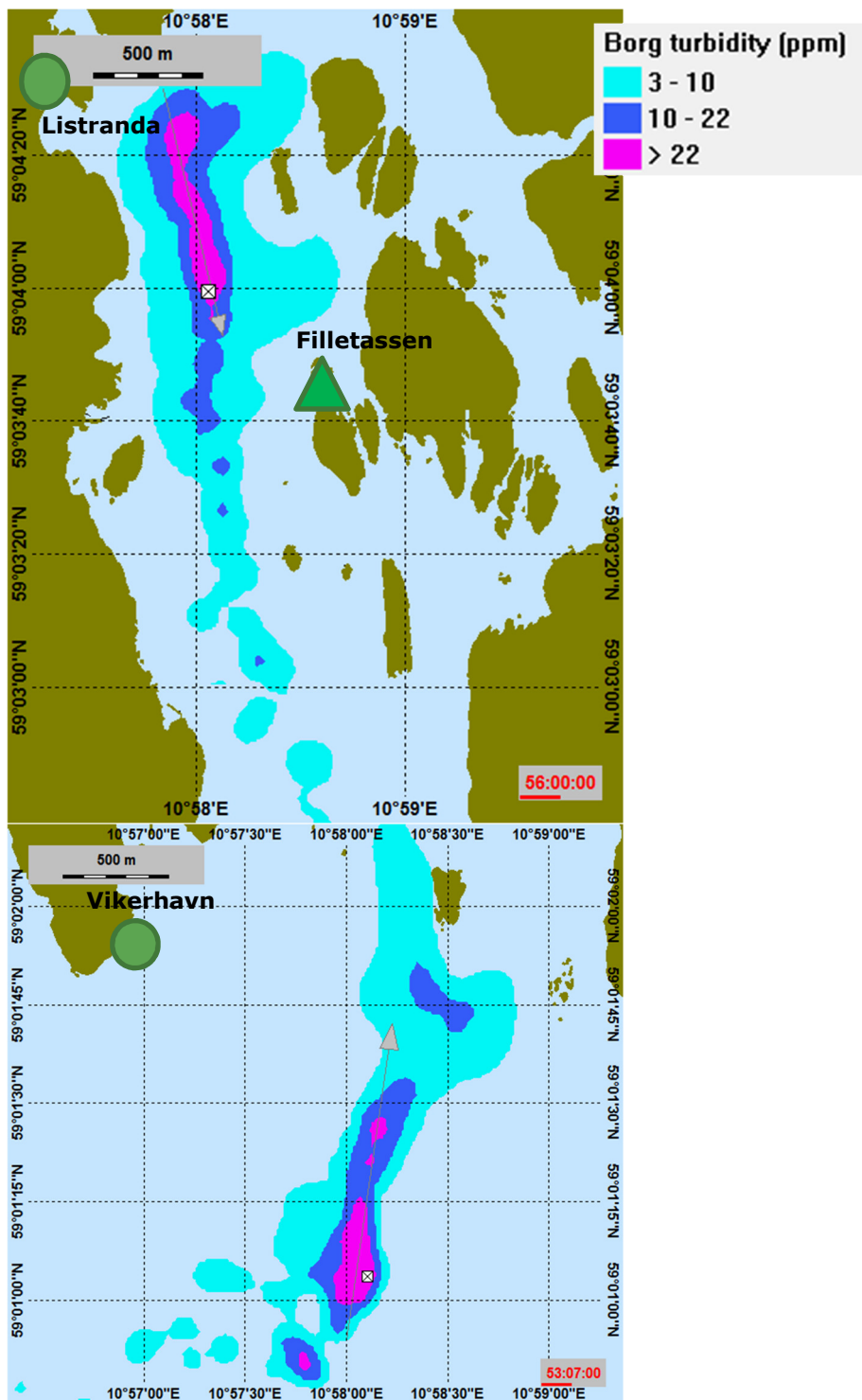
Områder for ørretfiske vil kunne bli påvirket av mudringen, særlig ved Kråkerøy, Kjøkøy, holmene mellom Kjøkøya og Asmaløy, nordvestre kant av Kirkeøy og langs østsiden av Asmaløy. Mesteparten av arbeidet vil foregå i Røsvikenna inkludert Flyndregunnen, siden 78 % av massene som skal fjernes er i dette området. Mesteparten av mudringsarbeidet vil således foregå i nær tilknytning til selve Borg havn. Områdene som blir påvirket er begrenset i forhold til de store arealene ørreten ferdes i rundt Hvalerøyene. Arbeidene i ytre del av leden, grunnene utenfor Flyndregunnen, foregår over relativt kort tidsrom. Fritidsfiske etter sjørørret i skjærgården anses derfor i liten grad å bli påvirket av anleggsarbeidene. Se for øvrig kap 5.13 for øvrig påvirkning på fiske.

Båt- og friluftsliv

Anleggsområdet strekker seg over en et langt område med stadig forflytning, slik at eventuelle begrensninger for jakt, fiske og turgåing vil være kortvarige og friluftaktivitetene bør kunne utøves i andre alternative områder når anleggsarbeidet pågår.

Fritidsflåten har generell vikeplikt for nyttetraffikken. I anleggsperioden vil det bli dirigering av trafikken i nødvendig grad med vaktbåt, bruk av VHF- kanal 16 etc. For fritidsflåten finnes det flere alternative farleder, slik at ulempene vurderes som begrenset.

Filletassen er et populært turmål for fritidsbåter for telting og bading. Sintefs spredningsmodellering viser at området i liten grad vil bli utsatt for økt turbiditet ved arbeidene som skal utføres på Lubbegrunnen (Figur 49). For å unngå påvirkning av nærområdet kan arbeidene på Lubbegrunnen med fordel utføres utenom ferietid (juli måned).



Figur 49. Turbiditet i vannmassen som følge av mudring i farleden inn til Borg havn, Lubbegrunden øvre figur og Duken nedre figur. Offentlige badeplasser er avmerket i kartet (grønne sirkler), mye besøkt fri-luftsområde (grønn trekant).

6. SAMLET KONSEKVENS

Tabell 15 oppsummerer de viktigste argumentene for verdivurderingen av de ulike naturtypene og eller kvalitetselementene som kan bli påvirket av farledsutbedringen. Vurderingen er basert på oversikten gitt i Tabell 2. Under tiltaket vil verdien forringes for noen av elementene, vist i Tabell 16. Påvirkningen vil være forbigående. Forekomsten av hardbunnsområder i deponeringsområdet er ikke kartlagt, det er lite trolig at slike finnes. Dype hardbunnsområder er tilslammet, en ytterligere tildekking bedømmes derfor å være «noe forringet» (-1). Bløtbunnsområdene blir sterkt redusert under tiltak, men vil restitueres etter tiltak.

Tabell 16 oppsummerer hvilken påvirkning de vurderte naturtypene og kvalitetselementene er utsatt for i dag, før tiltaket, under og etter tiltaket. Det er tatt utgangspunkt i Vegdirektoratet sin metode ved vurdering av påvirkning og verdi (jf kap. 3.2).

Tabell 17 utdyper innholdet i Tabell 16.

Tabell 15. Grunnlaget for verdivurdering av ulike naturtyper og kvalitetselementer som kan bli påvirket av farledsutbedringen til Borg havn (se for øvrig Tabell 2).

Naturtyper og kvalitetselementer	Verdivurdering før tiltak
Hydromorfologi og strømningsforhold	Middels: Lokal/regional betydning, har betydning for flere.
Sedimenter og sedimentasjon	Stor: Høy forvaltningsprioritet, Viktige sammenhenger og funksjoner
Vannmassenes fysiske kjemiske status	Noe: Få kvaliteter, påvirket
Planteplankton	Noe: Få kvaliteter, påvirket
Strandsonen hardbunn	Noe: Få kvaliteter, lite utbredt, påvirket
Strandsonen bløtbunn	Stor: Viktige sammenhenger og funksjoner
Ålegras	Stor: Viktige sammenhenger og funksjoner
Hardbunn dypere vann	Noe: Lite utbredt, få kvaliteter, påvirket
Bløtbunn dypere vann	Stor: Viktige sammenhenger og funksjoner
Koraller	Svært stor: Høyeste forvaltningsprioritet, Nasjonal betydning, særlig viktige sammenhenger og funksjoner
Fiske og fiskerier	Stor: Betydning for mange, særlig gode kvaliteter (Fritidsfiske)
Hummer	Noe: Betydning for få, lite utbredt i indre led
Fugl	Stor: Høy forvaltningsprioritet, regional/nasjonal viktig
Miljøgifter i organismer	Uten betydning for temaet
Akvakultur	Uten betydning for temaet
Marine kulturminner	Uten betydning for temaet
Friluftsliv	Stor: Betydning for mange, særlig gode kvaliteter

Tabell 16. Oppsummering av påvirkning de ulike naturtypene og kvalitetselementene i tiltaksområdet er utsatt for og hvilken verdi de har før, under og etter tiltaket. Tegnforklaring til tabellen er gitt under tabellen, og i kap. 3.2. (Det er ikke akvakulturinteresser i området i dag, men Fredrikstad Seafoods har planlagt et anlegg. Det er ikke registrert / funnet kulturminner i tiltaksområdet. Akvakultur og kulturminner der derfor ikke verdivurdert)

	Påvirkning før tiltak	Verdi	Påvirkning under tiltak	Verdi under tiltak	Påvirkning etter tiltak	Verdi etter tiltak
Hydromorfologi og strømningsforhold	0		0		0	
Sedimenter og sedimentasjon	-1		-2		0	
Vannmassenes fysiske kjemiske status	-2		-3		-2	
Planteplankton	0		-1		0	
Strandsonen hardbunn	-1		-1		-1	
Strandsonen bløtbunn	0		-1		0	
Ålegras	-1		-1		-1	
Hardbunn dypere vann	0		-1	Sterkt redusert	-1	Sterkt redusert
Bløtbunn dypere vann	-1		-4	Sterkt redusert	-1	
Koraller	0		0		0	
Fiske og fiskerier	0		-1		0	
Hummer	0		0		1	
Fugl	-1		-1		-1	
Miljøgifter i organsimer	-1		-1		-1	
Akvakultur						
Marine kulturminner						
Friluftsliv	-1		-1		-1	

	Uten betydning	Noe	Middels	Stor	Svært stor
Verdi					
	Ødelagt sterkt forringet	Forringet	Noe forringet	Ubetydelig endring	Forbedret
Påvirkning	-4	-2	-1	0	+

Tabell 17. Oppsummering av status og påvirkning på ulike naturtyper og kvalitetselementer før, under og etter tiltaket med forbedring av innseilingen til Borg havn.

	Før tiltak	Før tiltak	Under tiltak	Under tiltak	Etter tiltak	Etter tiltak
	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning
Hydromorfo- logi og strømnings- forhold	I Glommas nedre del er det et øvre lag med ferskvann som renner ut mot havet og et lag av saltvann under dette som kan trenge langt opp i Glomma som en kile	Vannføringen i Glomma påvirker tykkelsen på ferskvannslaget.	Ingen endring i forhold til før tiltaket	Gradvis utdyping	Inngrepet vil endre morfologien i Røsvikrenna ved at bunn-dypet økes til 13 m i en bredde på 150 m. I depone-ringsområdene vil det være en opp-grunning på 15 m.	Inngrepet vil ha marginal betydning for strømforholdene, tidevannsystemet, strømforholdene og sjiktningen.
Sedimenter og sedimen- tasjon	Forurensede sedimenter i Røsvikrenna og Flyndregrunnen Rene sedimenter på øvrige grunner	Høy naturlig sedimentasjon i Glommas munningsområde	Spredning av forurensede og rene sedimenter	Spredning av forurensede sedimenter får minimal betydning for sedimentenes miljøkvalitet i området. Sedimentasjonen kan dobles i nærområdet til tiltaket. Området utenfor Hvalerøyene blir i liten grad påvirket.	Bedret miljø-kvalitet i tiltaksområdet	Som før tiltaket
Vannmass- enes fysiske kjemiske status	Moderat til dårlig vannkvalitet som følge av lavt oksygeninnhold i bunnvannet ved Ramsø og generelt forhøyet partikkelinnhold	Påvirket av Glommas naturlige tilførsel av partikler og forurensningstilførsel. Turbiditeten i ferskvannslaget er i gjennomsnitt 13 FNU (tilsvarer omtrent mg/l) og lavere i saltvannslaget. Røsvikrenna	Spredning av forurensede og rene sedimenter, fortsatt Moderat til dårlig vannkvalitet	Spredning av forurensede og rene sedimenter fører til økt turbiditet i næsonen til tiltaket, særlig dypereleggende vannmasser. Påslaget i turbiditet vil kunne være på mer enn 24 mg/l, men vil mer typisk ligge i området 1,1-24 mg/l.	I hovedsak som før tiltaket. Muligens noe større oppholdstid på vannet i Røsvikrenna og bedre oksygenforhold ved bunnen ved Svaaleskjær.	Som før tiltaket

		påvirket av skips- trafikk				
	Før tiltak	Før tiltak	Under tiltak	Under tiltak	Etter tiltak	Etter tiltak
	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning
Planteplankton	Brakkvannsarter dominerer. Vannets korte oppholdstid gir lav algebiomasse. Toksinproduserende alger kan forekomme	Brakkvann, kort oppholdstid	Spredning av forurensede partikler gir lavere lystilgang	Marginal reduksjon i algenes primærproduksjon totalt sett. Artssammensetningen endres ikke	Som før tiltaket	Som før tiltaket
Strandsonen hardbunn	Dominerende forekomster av kisel- og blågrønnalger. Få arter av dyr og alger.	Høy turbiditet som følge av naturlig sedimentasjon, samt trolig høy næringstilførsel. Ferskvannspåvirket.	Marginal lavere primærproduksjon. Mulig redusert larvenedslåing.	Forhøyet sedimentasjon i deler av influensområdet kan dekke alger og fauna, redusere fødeopptak og minske lystilgang	Som før tiltaket	Som før tiltaket
Strandsonen bløtbunn	Lokalt og nasjonalt viktige naturtyper. Øra er naturvernreservat og Ramsar-område.	Høy naturlig sedimentasjon	Forhøyet sedimentasjon kan forstyrre fauna som lever på sedimentoverflaten noen få begrensede områder.	I noen begrensede områder kan det bli en marginal reduksjon i naturtypens totale produksjon	Som før tiltaket	Som før tiltaket

	Før tiltak	Før tiltak	Under tiltak	Under tiltak	Etter tiltak	Etter tiltak
	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning
Ålegras	I Fredrikstad og Hvaler kommune er det totalt 12 svært viktige områder (A-områder) for ålegress. Det er ingen ålegressforekomster i Kråkerøy-Kjøkø området og begrenset utbredelse i Løperen. Det fins imidlertid noen forekomster (B og C områder) mellom Kjøkø og Spjærøy og et A-område i Øra.	Stor ferskvanns-påvirkning og begrenset lystilgang	Sprednings- og sedimentasjonsmodelleringen tilsier liten partikkelbelastning i de kartlagte ålegessforekomstene	Tiltaket vil i marginal grad påvirke de kartlagte ålegrasforekomstene	Som før tiltaket	Som før tiltaket
Dypere vann hardbunn	Hardbunn med arter som er vanlige for området med et lavt biologisk mangfold	Høy naturlig sedimentasjon og høy turbiditet.	Forhøyet sedimentasjon og redusert lystilgang.	Mulig redusert larvedslåing, total produksjon og nedre voksegrense for alger.	Tilnærmet som før tiltaket i de fleste områder med mulig unntak for nær deponeringsområdene.	Som før tiltaket, men noen hardbunnsområder nær deponeringsområdene kan bli bløtbunn.
Dypere vann bløtbunn	Miljøtilstanden bedømt ut fra forekomst av bløtbunnsfauna varierer med avstand fra Glomma s munning. De dårligste forholdene gjenfinnes i hovedsak i området nærmest munningen.	Fysisk og/eller kjemiske (oksygen svinn) forstyrrelser i dypområdet ved Glommas munning og ved i deponiområdet ved Svaleskjær	Destruksjon av naturlig bunn i alle arealer der det skal mudres og deponeres. Øket sedimentering i arealene umiddelbart utenfor mudrings og deponeringsområdene.	Negative effekter på bunnfauna i områder med et påslag i sedimentering på mer enn 6,3-24 mm.	Siden sedimentene er av samme karakter som opprinnelig sjøbunn kan man anta at faunaen er tilbake til normal tilstand etter et til to år	I hovedsak som før tiltaket, men øket oksygentilgang kan gi bedre forhold for bløtbunnsfaunaen i deponiområdet ved Svaleskjær

	Før tiltak	Før tiltak	Under tiltak	Under tiltak	Etter tiltak	Etter tiltak
	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning
Koraller	Korallrevet nord for Tisler er et av de største revene som er funnet innaskjærs i Europa. Revet er en svært viktig naturforekomst. Området er gir god tilgang til næring og hjelper til å skylle vekk slam og annet som ellers ville dekke bunnen. Korallrevene er viktige leveområder for andre arter og gir god tilgang til mat og skjulesteder for disse.	Noe sedimentering fra antropogene og naturlige tilførsler som kommer fra Glomma oppstrøms tiltaksområdet	Korallrevene vil bli marginalt påvirket av øket sedimentasjon i fm. tiltaket. Påslaget i sedimentering antas å være <0.1 mm for hele tiltaksperioden.	Modelleringen antyder at sedimenteringspåslaget i korallområdet ved arbeidene vil være mindre enn 0,1 mm og dermed ligge godt under normal årsvariasjon som følge av Glommas påvirkning. Ingen negative effekter er forventet	Som før tiltaket	Som før tiltaket

	Før tiltak	Før tiltak	Under tiltak	Under tiltak	Etter tiltak	Etter tiltak
	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning
Fisk og fiske- rier	<p>Området har en sær-egen fiskefauna bestående av både ferskvanns- og saltvannsarter. De viktigste fiskebestandene er laks, sjøørret, sik og ål. Glomma har en midtels stor bestand av laks og en mindre bestand av sjøørret. Det er gyteområder for torsk i området. Laks og ørret må passerer tiltaksområdet for å gyte høyere oppe i Glomma</p>	<p>Stor ferskvanns-påvirkning. Stratifiserte vannmasser. Relativt stort partikkelinnhold i vannet.</p>	<p>Øket turbiditet og sedimentering. Trykkbølge fra sprengning vil kunne påvirke fisk med svømmeblære.</p>	<p>Områdets særegne fiskefauna bestående av både ferskvanns- og saltvannsarter forventes i hovedsak ikke å bli berørt. Fysiologiske og adferdsmessige effekter på torsk og torskelarver kan imidlertid ikke utelukkes. Spredningen av partikler kan, i korte perioder, ved mudringen i Røsvikrenna representere en viss barriere for vandring av laksefisk som skal opp i elven for å gyte. Sprengning vil kunne forårsake en helt lokal fiskedød</p>	<p>Som før tiltaket</p>	<p>Som før tiltaket</p>

	Før tiltak	Før tiltak	Under tiltak	Under tiltak	Etter tiltak	Etter tiltak
	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning
Hummer	Det er anlagt et hummerfredningsområde ved Kvernskjær hvor hummerfangst ikke er tillatt og det er restriksjoner på bruk av andre fiskeredskaper.	Ingen vesentlig påvirkning utover de naturlige.	Utdypingsarbeidene vil ifølge modelleringen ikke føre til øket sedimentasjon (dvs. <0.1 mm) innenfor hummerfredningsområdet, men kan gi øket sedimentasjon (>24 mm) i enkelte andre områder (blant annet deponeringsområdene) der en ikke kan utelukke at det opptrer hummerhabitater.	Det forventes i hovedsak ingen effekter på bestanden av hummer i Hummerfredningsområdet ved Kvernskjær. Dersom andre områder med hardbunn nedslammes kraftig (eksempelvis nær opptil deponeringsområdene) kan hummerhabitater bli ødelagt for lang tid	I hovedsak som før tiltaket ved Kvernskjær. En eventuell forekomst av hummerhabitater nær deponeringsområdene kan ha blitt transformert fra hardbunn til bløtbunn i fm. tiltaket.	Som før tiltaket ved Kvernskjær. En eventuell reduksjon av arealer godt egnet som hummerhabitat vil kunne påvirke forekomsten av hummer marginalt.
Fugl	Rikt fugleliv i våtmarksområdene i Glommas munningsområde, og i fuglereservater utover i leden	Påvirket av støy fra havnedrift og småbåttrafikk, særlig i hekketiden	Støy fra tiltaket vil ikke skille seg fra annen støy i havneområdet. Fugleskjærgrunnen og Tjeldholmsten vil kunne få ekstra støybelastning. Etablring av ledeskjerm sikrer ferskvannstrømmen inn til Øra	Støy fra anlegget	Som før tiltaket	Som før tiltaket. Ferskvannsstrømmen inn til Øra bedres

	Før tiltak	Før tiltak	Under tiltak	Under tiltak	Etter tiltak	Etter tiltak
	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning	Status	Påvirkning
Miljøgifter i organismer	I hovedsak lave konsentrasjoner av miljøgifter i, tang, blåskjell og fisk	Industriutslipp til nedre del av Glomma gir forhøyede konsentrasjoner av jern og titan i tang i Glommas munningsområde	Noe spredning av forurensete partikler ved mudring av forurensete masser	Det antas lave konsentrasjoner av miljøgifter i fisk. Kortvarig forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner kan imidlertid forekomme i filtrerende organismer under og noen uker etter mudring av forurensete masser	I hovedsak lave konsentrasjoner av miljøgifter i, tang, blåskjell og fisk	Ingen varig påvirkning
Akvakultur	Det er i dag ingen akvakultur anlegg i drift i området. Det foreligger imidlertid en langt fremskreden plan om et landbasert oppdrettsanlegg for laks på Øra. Anlegget er under bygging.	Ikke relevant	Ikke relevant	Dersom akvakulturanlegget er kommet i drift vil partikler fra mudringen i Røsvikrenna under gitte forhold påvirke inntak av sjøvann fra saltvannskilen i Glommas munningsområde	Antagelig er akvakulturanlegget i drift etter at tiltaket er gjennomført	Partikler fra mudringen i Røsvikrenna kan under gitte forhold påvirke inntak av sjøvann i saltvannskilen i Glommas munningsområde
Marine kulturminner	Ingen påviste	Ingen påviste	Ingen påviste	Ingen påviste	Ingen påviste	Ingen påviste
Friluftsliv	Stor rekreasjonsverdi for friluftsliv; bading, fritidsfiske, båtliv	Dårlig badevannskvalitet	Partikkelpåvirkning i vannmassene ved Filletassen Redusert naturopplevelse nær anlegget	Partikkelspredning Støy	Som før tiltaket	Som før tiltaket

7. REFERANSER

Aas E, Sørensen K, Faafeng B og Lindell T, 1993. Fjernmåling av vannkvalitet – videreutvikling av optisk satellittfjernmåling som metode for overvåking av vannkvalitet. NIVA-rap. 2860, 115 s.

Airoldi, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology*, 41, 161-237.

Bellchambers, L.M. & A.M.M. Richardson, 1995. The effect of substrate disturbance and burial depth on the venerid clam, *Katelysis scalarina* (Lamarck, 1818). *J. Shellfish Res.* 14, 41-44.

Berge, J.A. 2016. Tiltaksrettet overvåking av Glommas munningsområde og Hvalerområde for Kronos Titan AS og Borregaard AS. NIVA rapport nr. 7015, 53s + vedlegg.

Berge, J.A., 2014. Mudring og deponering i Oslo Havn – Langsiktig overvåking av miljøgifter i blåskjell, reker og fisk i perioden 2006-2013 Sluttrapport. NIVA rapport nr 6720, 115s.

Berge, J.A. 2016a. Tiltaksrettet overvåking i Holmestrandsfjorden for Hydro Aluminium Rolled Products AS. NIVA rapport nr. 6695, 33s + vedlegg.

Berge, J.A. 2016b. Tiltaksrettet overvåking av Glommas munningsområde og Hvalerområde for Kronos Titan AS og Borregaard AS. NIVA rapport nr. 7015, 53s + vedlegg

Berge, J.A., Beylich, B., Gitmark, J.K. og Ledang, A.B., 2011. Overvåking av Bøkfjorden – forundersøkelse 2010. Turbiditetsmålinger, bløtbunnsfauna, hardbunnsorganismer og forekomst av akrylamid. NIVA-rapport 6116-2011, 68s.

Berge, J.A. Berglind, L., Brevik, E, Godal, A. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer 1994. NIVA-rapport nr. 3443-96 (ISBN 82-577-2979-5), 146s.

Berge, J.A., 1997. Undersøkelser av miljøgifter i blæretang, blåskjell og torsk fra Hvalerområdet i forbindelse med storflommen i Glomma i 1995. NIVA-rapport nr. 3659, 45s.

Bolam SG, Rees HL, Somerfield P, Smith R, Clarke KR, Warwick RM, Atkins M, Garnacho E. 2006. Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 415-426.

Borgersen, G. og Walday, M. 2016. Overvåking av Ytre Oslofjord 2014-2018. Bentosundersøkelser i 2015. Fagrapport. NIVA rapport 6955, 28s

Båtvik, J.I., Karlsen, L.R., Fredriksen, Å.S., Johansen, P.-A. og Viker, M. 2005. Naturfaglige undersøkelser i Øra naturreservat 2004. Rapport nr. 3-2005 fra Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernvedelingen (ISBN nr. 82-7395-173-1), 17 s uten vedlegg.

Chou, L.M., Yu, J.Y., Loh, T.I. 2004. Impacts of sedimentation on soft-bottom benthic communities in the southern islands of Singapore. *Hydrobiologia* 515, 91-106.

Christie Hartvig, Rinde Eli, Moy Frithjof E, Bekkby Trine. 2014. Hva bestemmer egenskaper og økologisk funksjon i ålegrasenger? NIVA-rapport 6747-2014. 33s.

- Daa, R.L., Van` t Hoff, J. og Pennekamp, J. 2018. Fairway to Borg Havn – modelling of dredging and discharging operations. SINTEF rapport (draft) datert 03.04. 2018 prosjekt nr. 3020003662, 169
- Davison, D.M. & Hughes, D.J., 1998. Zostera biotopes: An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs, Vol. 1. Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project)., Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project), Vol. 1., <http://www.english-nature.org.uk/uk-marine>
- Direktoratsgruppa 2013. Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanddirektivet, 2013. Veileder 02:2013: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN Håndbok 19-2001. Revidert 2007. 51 s.
- DNV 2009. Biologiske undersøkelser i farleier – Borg havn. Rapport nr. 2009-142/DNV Ref. nr. /12CMJGQ-7. Rev. 01, 2010-03-01, 49 s.
- Faafeng, B., Berge, J.A., Bjerkgeng, B., Helland, A., Holtan, G., Holtan, H., Kjellberg, G., Källqvist, T.S., Moy, F., Skulberg, O.M., Sørensen, K., Walday, M., 1996. Flommen på Østlandet våren 1995. Sammenstilling av NIVAs undersøkelser med spesiell vekt på intensivundersøkelser i Glomma og Vormå. NIVA-rap. 3503/96, SFT-rap. TA 1350/1996, 50 s.
- Fonseca, M.S., 1992. Restoring seagrass systems in the United States. In Restoring the Nation's Marine Environment (ed. G.W. Thayer), pp. 79 -110. Maryland: Maryland Sea Grant College.
- Giesen, W.B.J.T., Katwijk van, M.M., Hartog den, C., 1990. Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. Aquatic Botany, 37, 71-95.
- Green, N., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Allan, I., Hjermann, D., Høgåsen, T., Beylich, B., Håvardstun, J., Lund, E., Tveiten, L., Bær, K. 2015. Miljøgifter i norske kystområder 2014. NIVA-rapport nr 6917, 220s.
- Grzebyk, D., Denardou, A., Berland, B. and Pouchus, Y.F. 1997. Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. J. Plank. Res., 19(8), 1111-1124.
- Hektoen, H., Berge, J. A., Ingebrigtsen, K., Knutzen, J. and Oehme, M. 1994. Elimination of polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins from blue mussel (*Mytilus edulis*) and tissue distribution of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-diodin (2,3,7,8-TCDD). Chemosphere, 29 (7), 1491-1494.
- Helland, A., 1996. Overvåking av Hvaler – Singelfjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. Overvåkningsrapport nr 652/96 TA 1327/1996. NIVA rap. 900349, L.nr. 3440/96, 83 s.
- Helland, A. 1995. Vurdering av faste dumpeplasser langs Østfoldkysten. NIVA-rap. 3234-95, 87 s.
- Hjermann, D.Ø., Staalstrøm, A., Johnsen, T.M., Hess-Erga, O-K., 2014. Sammenstilling av tilgjengelige NIVA-data for å vurdere vannkvaliteten og foreslå to aktuelle inntaksposisjoner for en planlagt landbasert lakseproduksjon på Øra i Fredrikstad. NIVA-rapport 6691-2014.
- Hjermann, D., 2018. Statistiske analyse av volumer av forurenset sediment i Borg 1 og Flyndregrunnen, basert på samlet kjemiske analysemateriale fram til 2017. NIVA-rap. 7277-2018, 55 s.

Holt, T.J., Hartnoll, R.G. & Hawkins, S.J., 1997. The sensitivity and vulnerability to man-induced change of selected communities: intertidal brown algal shrubs, *Zostera* beds and *Sabellaria spinulosa* reefs. *English Nature*, Peterborough, English Nature Research Report No. 234.

Jackson, M.J. & R. James, 1979. The influence of bait digging on cockle, *Cerastoderma edule*, population in North Norfolk. *J. Appl. Ecol.* 16, 671-679.

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R., Rygg, B., 2009. Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance, Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58,1263-1277.

Kranz, P.M. 1972. The anastrophic burial of bivalves and its paleoecological significance. PhD dissertation. University of Chicago.

Krohn, O. 2014. Forvaltningsplan for Øra naturreservat. Fylkesmannen i Østfold, Rapport nr. 3, 2014, 91 s.

Kystverket 2010. Konsekvensvurdering for farleden til Borg havn, Røsvikrenna. Rapport utarbeidet av Asplan Viak AS i januar 2010. AS, 102 s uten vedlegg.

Kystverket 2014. Konsekvensvurdering. Innseiling til Borg, Del II (rev 16.06.2014), 97 s.

Lavaleye, M., G. Duineveld, T. Lundälv, M. White, D. Guihen, K. Kiriakoulakis, and G.A. Wolff. 2009. Cold-water corals on the Tisler reef: Preliminary observations on the dynamic reef environment. *Oceanography* 22(1):76–84, <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2009.08>.

Länsstyrelsen i Västra Götlands län, 2007. Hummerrevprosjektet, Sluttrapport. Rapport 2007:40 fra Länsstyrelsen i Västra Götlands län, 101s uten vedlegg.

Luoma, S.N., Bryan, G.W. og Langstone, W. J., 1982. Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. *Mar. Pollut. Bull.* 13, 394-296.

Magnusson J, og Sørensen K, 1993. Overvåking av Hvaler, Singlefjorden og Ringdalsfjorden 1990-91. Hydrografi, hydrokjemi, tungmetaller i vann og fjernanalyse. Overvåkingsrapport nr 517/93, TA-nr 936/1991, 59 s. NIVA-rap- 2918/1993, 59 s.

Magnusson J, og Sørensen K, 1996. Overvåking av Hvaler, Singlefjorden og Ringdalsfjorden 1990-94. Overflatevannets vannkvalitet og oksygenforholdene i dypvannet. Overvåkingsrapport nr 653/96, TA-nr 1328/1996, 82 s. NIVA-rap- 3538/1996, 82 s.

Miljødirektoratet 2010. Retningslinjer for sjødeponier. TA-2624/2010, 5 s.

Miljødirektoratet 2011. Bruk av miljøgiftbudsjett ved gjennomføring av tiltak i forurenset sjøbunn. Utredning av muligheter. TA-2804/2011, 71 s.

Miljødirektoratet 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Veileder M-608/2016, 26 s.

Miljødirektoratet 2015. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. Veileder M-409/2015, 108 s.

Miljøverndepartementet 2009. Verneplan for Oslofjorden – delplan sjøfugl. 104 s.

Molvær, J. Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Veiledning 97:03. Miljødirektoratets rapportserie TA 1467/1997

Maurer D., R.T. Keck, J.C. Tinsman & W.A. Leathem 1982: Vertical migration and mortality of

benthos in dredged material: Part III - Polychaeta. Mar. Environ. Res. 6:49-68.

NINA, 2006. konsekvens nasjonalpark

NGI 2011. Borg Havn – Alternative deponier for rene mudringsmasser. Feltundersøkelser ved seks nye lokaliteter. Rapport nr 20110135-00-2-R fra NGI, 29 s (uten vedlegg).

NMM 2009. Rapport fra arkeologisk registrering under vann i forbindelse med farledsutbedring i Farsund, Kragerø, Grenland, Hvaler og Fredrikstad, Rapport 2009010.

NMM 2011. Arkeologisk registrering under vann for område. Deponering i sjø i Hvaler og Fredrikstad – Østfold fylke. Rapport 2011209, 29.08.2011.

NMM 2012. Rapport fra arkeologisk registrering under vann i forbindelse med mudring av Fuglevikbukta, Borg havn, Fredrikstad kommune. Rapport 2012164, 23.8.2012.

NMM 2012. Arkeologisk registrering i forbindelse med legging av sjøkabel til nyoppmerking av farleden fra Videgrunnen til Borg Havn Øra i Fredrikstad og Hvaler kommuner, Østfold fylke. Rapport 2012270, sept. 2012.

Norderhaug, K.M., Bakke, T., Berge, J.A., Fagerli, C.W, Tveiten, L., Gitmark, J og Walday M.G., 2015. Miljøundersøkelser rundt vraket av MS Server. NIVA rapport nr. 6916-2015, 62s.

Olsgard, F., Hasle, J.R., 1993. Impact of waste from titanium mining on benthic fauna. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 172, 185-213.

Rambøll, 2012. Konsekvenser av planlagte tiltak for vannforekomsten Røsvikrenna-Fredrikstad kommune-Østfold fylke. Rapport fra Rambøll datert 51.12.2012, Oppdragsnr.: 1110438, 52s uten vedlegg.

Rambøll 2013. Kartlegging og konsekvensvurdering av ålegras. Prosjekt 1110438-M-rap-001, 22 s.

Rambøll 2014. Datarapport fra sedimentprøvetaking Borg 2 inklusive sedimentprøver fra mudringsdyp, Prosjekt 1110438-M-rap-025, rev-02.

Rambøll, 2014. Erosjonssydd Borg 1. Rambøll oppdrag 1110438. PM av 06112014, 6 s.

Rambøll 2016. Farledsutbedring Borg havn. Miljøgiftbudsjett. M-rap-050, 47 s.

Rådgivende biologer, 2017. Undersøkelse av bløtbunnsfauna. NS-EN ISO 16665:2013. Rapport 2017-18, 16 s.

Rambøll, 2018. Farledsutbedring Borg hav. Miljøgiftbudsjett. Rambøll M-rap-50, Oppdrag 1110438, 46 s.

Skarbøvik, E., Allen, I., Stålnacke, P., Hagen, A.G., Greipsland, I., Høgåsen, T., Selvik, J.R og Beldring, S. 2015. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2014, NIVA rapport nr 6929-2015 (ISBN: 978-82-577-6664-1), 82s uten vedlegg.

Staalstrøm, A. og Skogan, O. A., 2015. Strømforhold og partikkelkonsentrasjoner i nedre del av Glomma utenfor Borg Havn. NIVA rapport nr 6911-2015, 27 s.

Staalstrøm, A. og Johnsen, T., 2015. Vurdering av miljøkonsekvenser av utslipp til Glomma fra landbasert produksjonsanlegg for laks. NIVA rapport nr. 6861-2015, 32 s.

Sintef, 2007. Mudring og deponering av løsmasser på sjøbunnen ved Fredrikstad. Numerisk modellering av strøm og sedimenttransport. Rapport r. STF80MK F07235, 41 s.

Sintef, 2012b. Deponering av løsmasser fra mudring av Røsvikrenna. Strøm- og spredningsberegninger. Sintef F22633, 73 s og vedlegg

Smit M.G.D., Holthaus K.I.E., Trannum H.C, Neff J.M, Kjeilen-Eilertsen G., Jak R.G, Singaas I., Huijbregts M.A.J, Hendriks A.J. 2008. Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial, and grain size change in the marine environment. *Environ Toxicol Chem* 27, side 1006-1012.

Vegdirektoratet 2018. Konsekvensanalyser. Veiledning. Håndbok V712, 248 s.

Trannum, HC, Nilsson, HC, Schaanning, MT, Øxnevad, S. 2010. Effects of sedimentation from-water-based drill cuttings and natural sediment on benthic macrofaunal community structure and ecosystem processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 383, 111-121

Vlamiš A.; Katikou P.; Rodriguez I.; Rey V.; Alfonso A.; Papazachariou A.; Zacharaki T.; Botana M.A.; Botana M.L. First detection of Tetrodotoxin in Greek shellfish by UPLC-MS/MS potentially linked to the presence of the dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. *Toxins*. 2015; Vol. 7:1779-1807.

Walday, M., Gitmark, J. og Norling, K., 2010. Overvåking av Ytre Oslofjord – Bentosundersøkelser 2009. Fagrapport. NIVA-rapport nr 5949, 36s.

Walday, M., Gitmark, J. og Norling, K., 2011a. Overvåking av Ytre Oslofjord – Bentosundersøkelser 2010. Fagrapport. NIVA-rapport nr 6120, 64s.

Walday, Mats, Gitmark, Janne, Naustvoll, Lars (HI), Norling, Karl, Selvik, John Rune, Sørensen Kai. 2011b. Overvåking av Ytre Oslofjord 2010. Årsrapport. NIVA-rapport 6184-2011. 77s.

Walday, Mats; Berge, John Arthur; Helland, Aud; Rinde, Eli. 2006. Konsekvensutredning for Ytre Hvaler, Østfold. Deltema naturmiljø i sjøen. NIVA-rapport 5301-2006. 68s.

Walday, M; Beylich, BA; Fagerli, CW; Gitmark, JK; Naustvoll, LJ (HI); Selvik, JR. 2015. Overvåking av Ytre Oslofjord 2014-2018. Årsrapport for 2014. NIVA-rapport 6823-2015. 41s.

Warwick, R. M., Davies, J. R. 1977. The distribution of sublittoral macrofauna communities in the Bristol Channel in relation to the substrate. *Estuar & Coast. Mar. Sci.* 5: 267-288

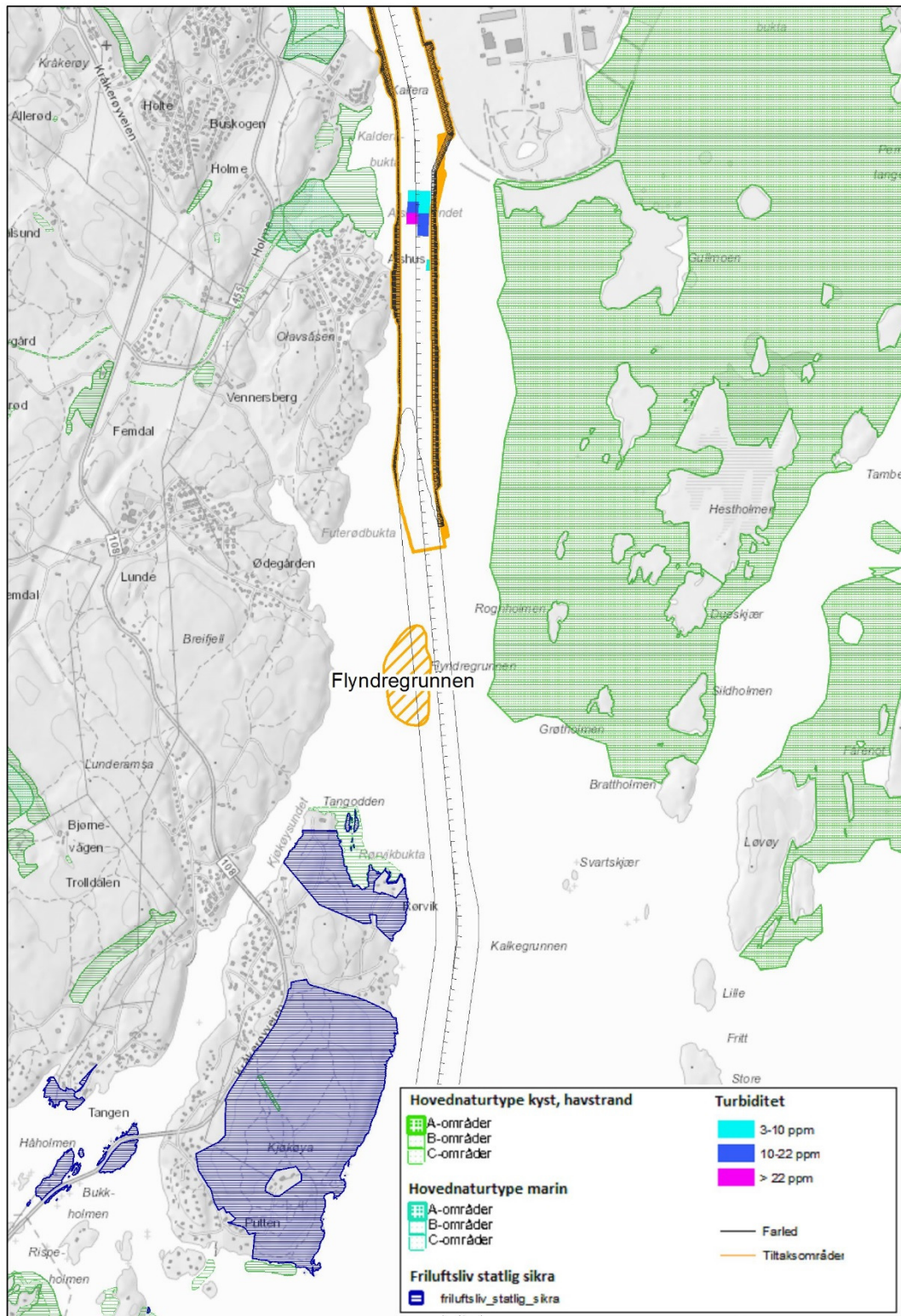
Warwick, R. M., Uncles, R. J. 1980. Distribution of benthic macrofauna associations in the Bristol Channel in relation to tidal stress. *Mar. Ecol.* 3: 97- 103

Web:
www.marlin.ac.uk/ (23.06.2016)

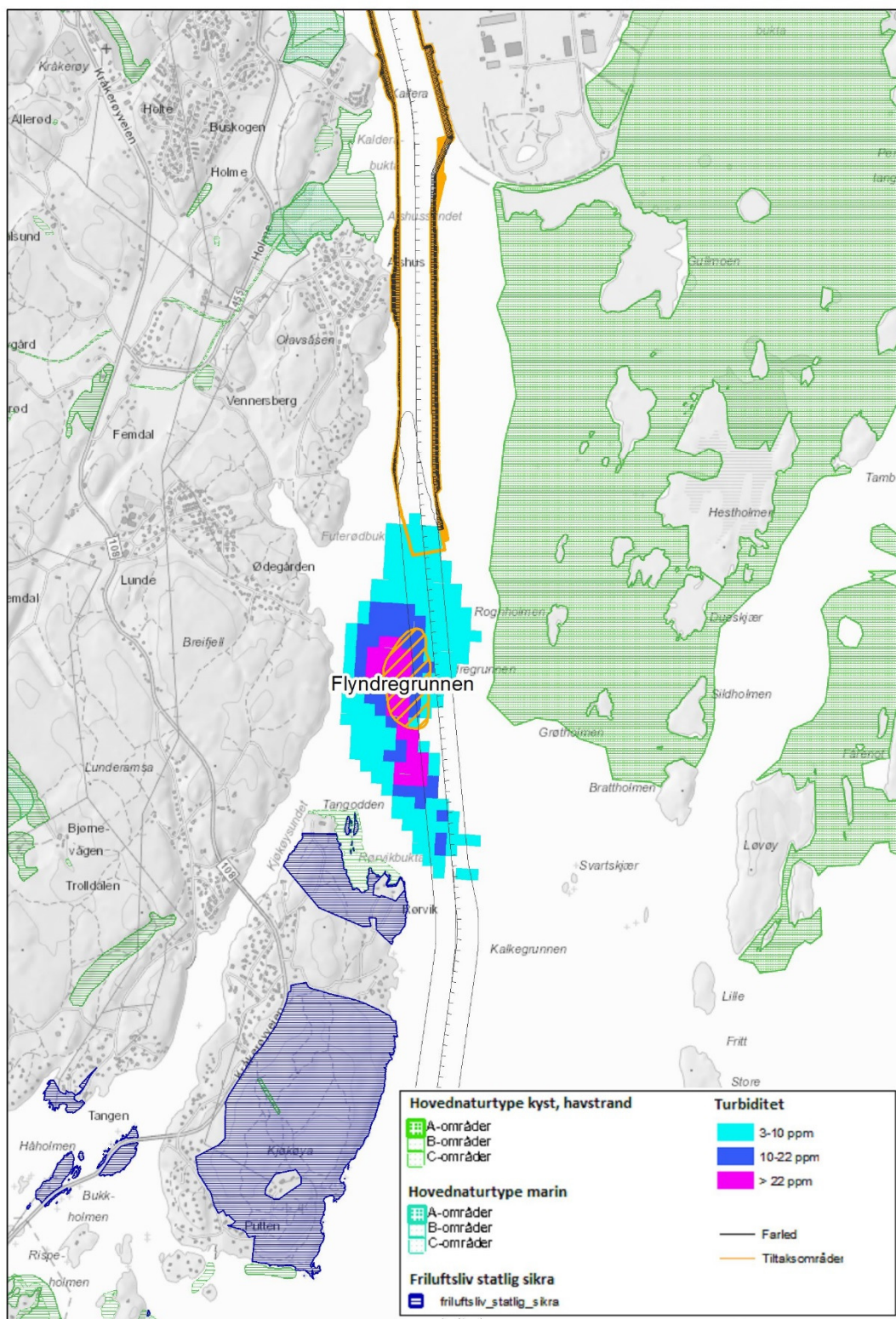
VEDLEGG 1

1. KART SOM VISER MODELLERING AV ØKT TURBIDITET SOM FØLGE AV MUDRING OG DEPONERING I FARLEDSUTBEDRINGEN TIL BORG HAVN.

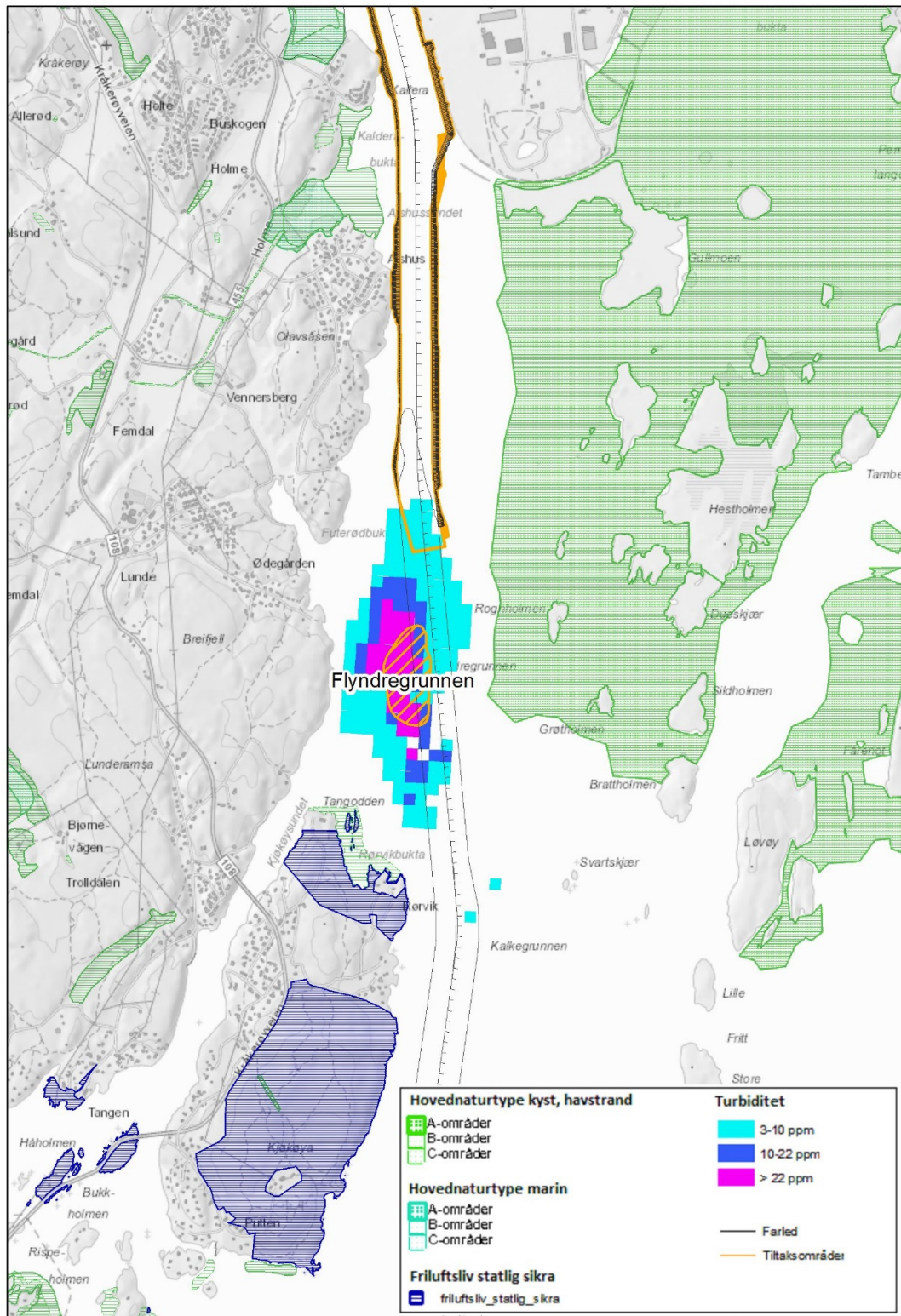
Kartene er gitt filnavn hvor Sc angir Scenario nummer



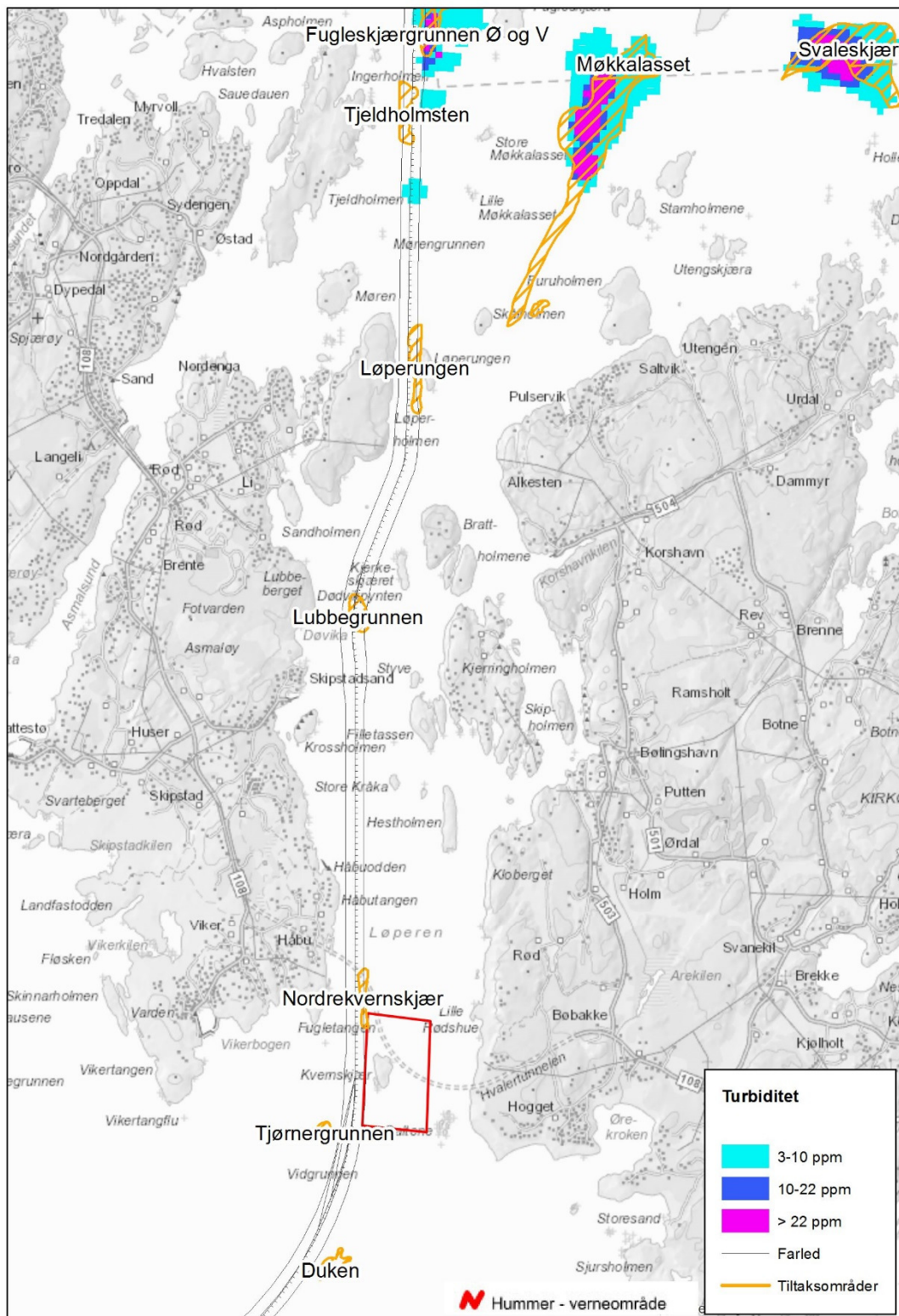
Modellert turbiditet: «2018_Sc1-10d07h»



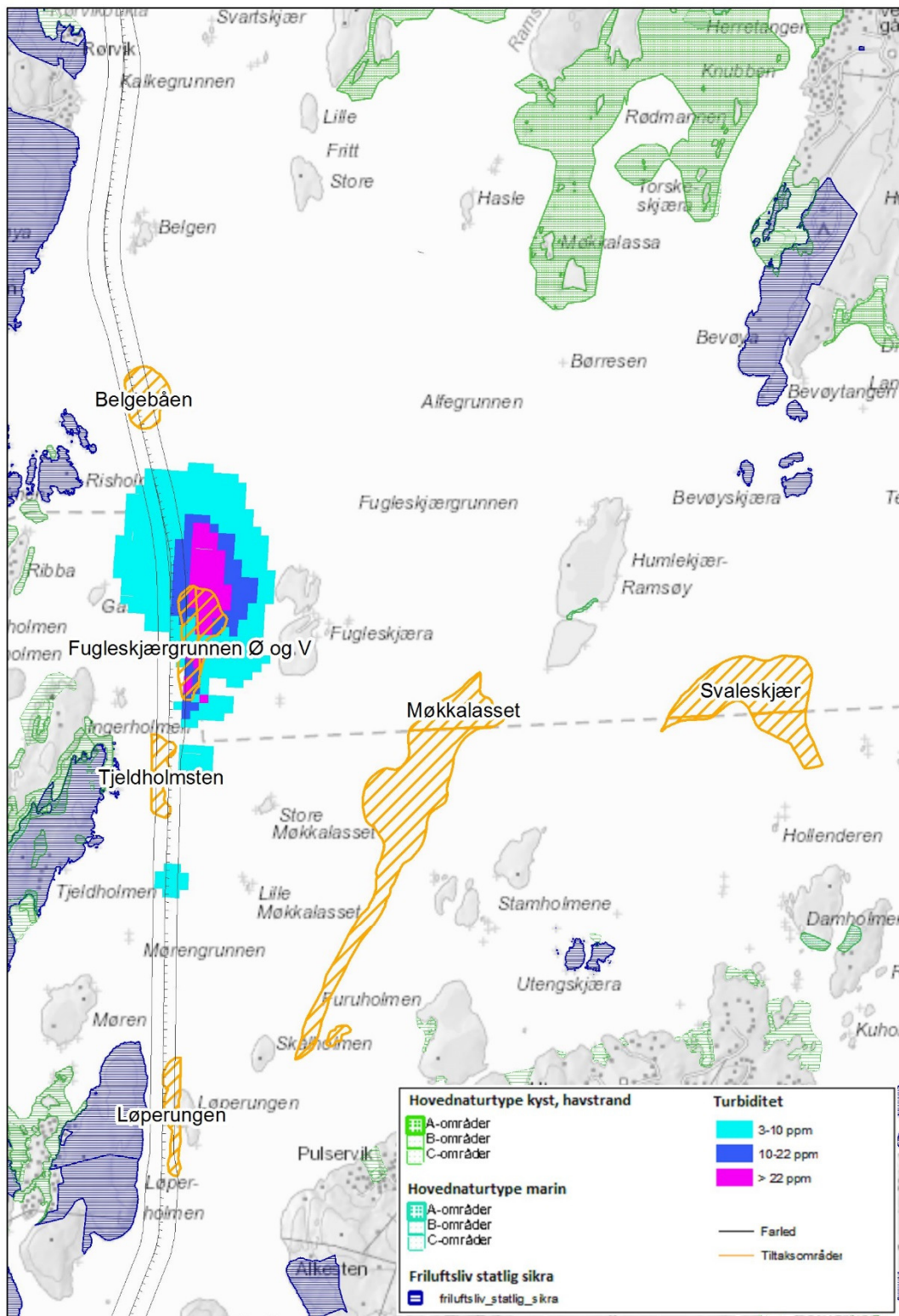
Modellert turbiditet: «2018_Sc2-80prcnt-126d»



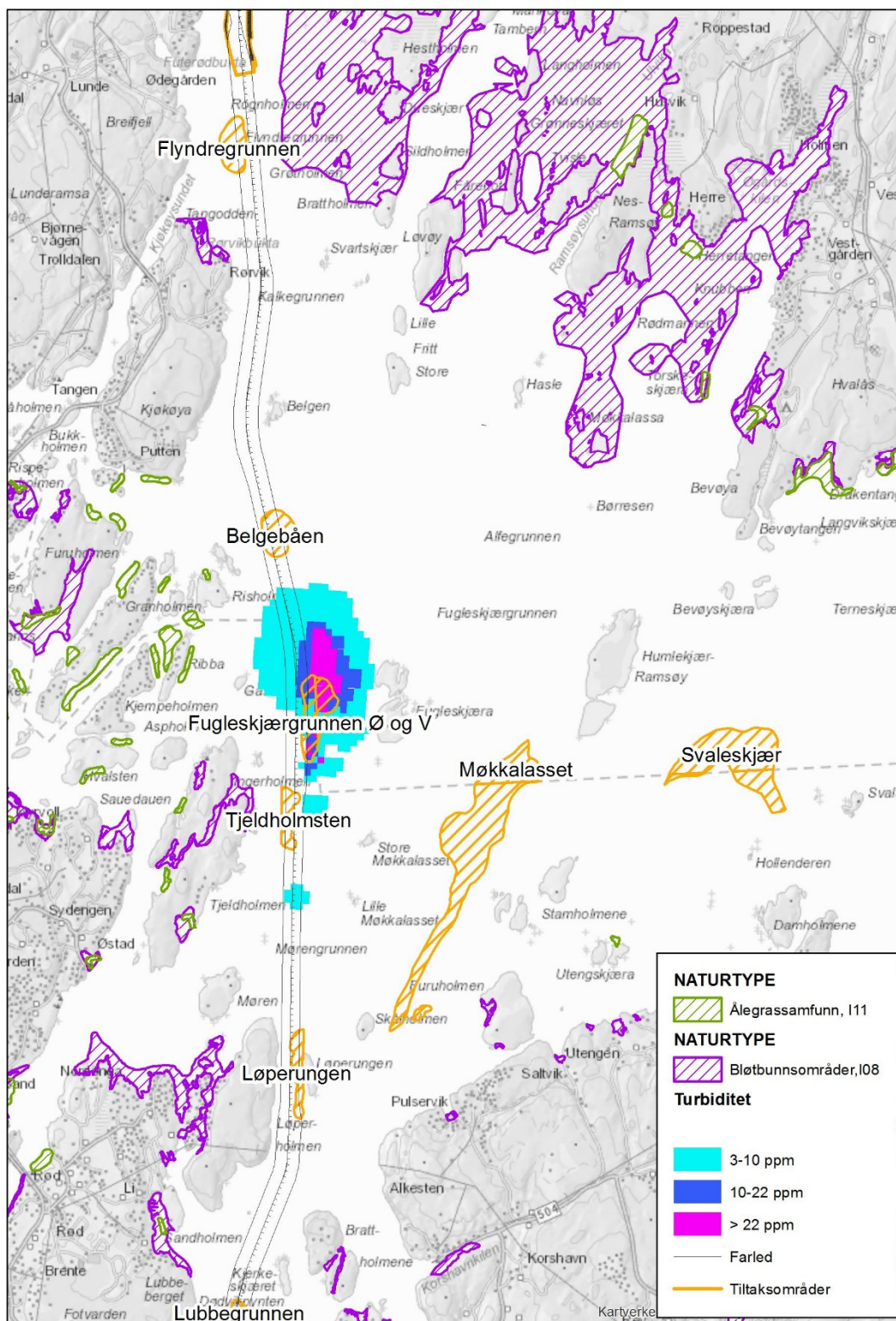
Modellert turbiditet: «2018_Sc2-95prcnt-160d»



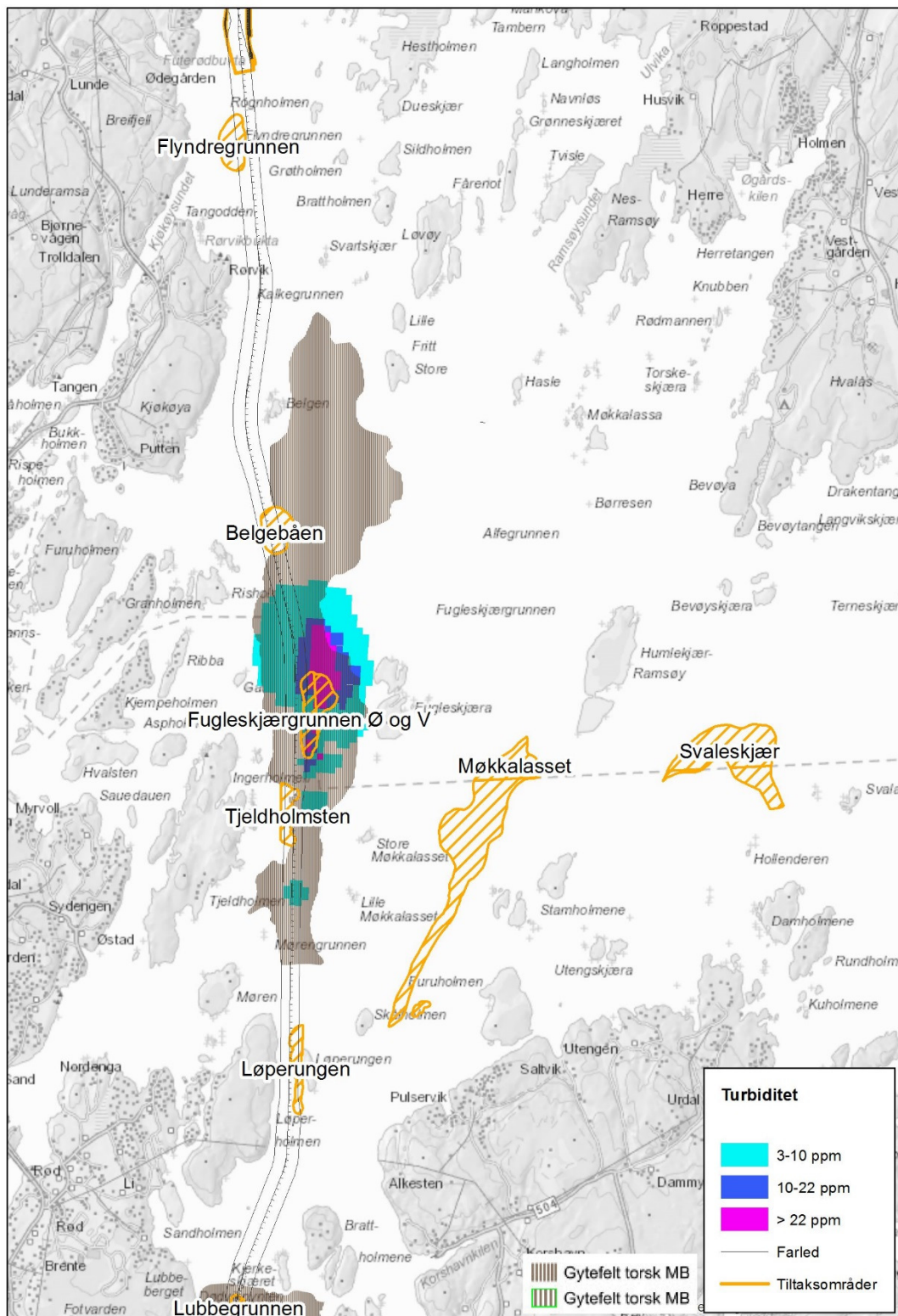
Modellert turbiditet: «2018_Sc3_6a_6b_80prcnt_hummerfredningsområde»



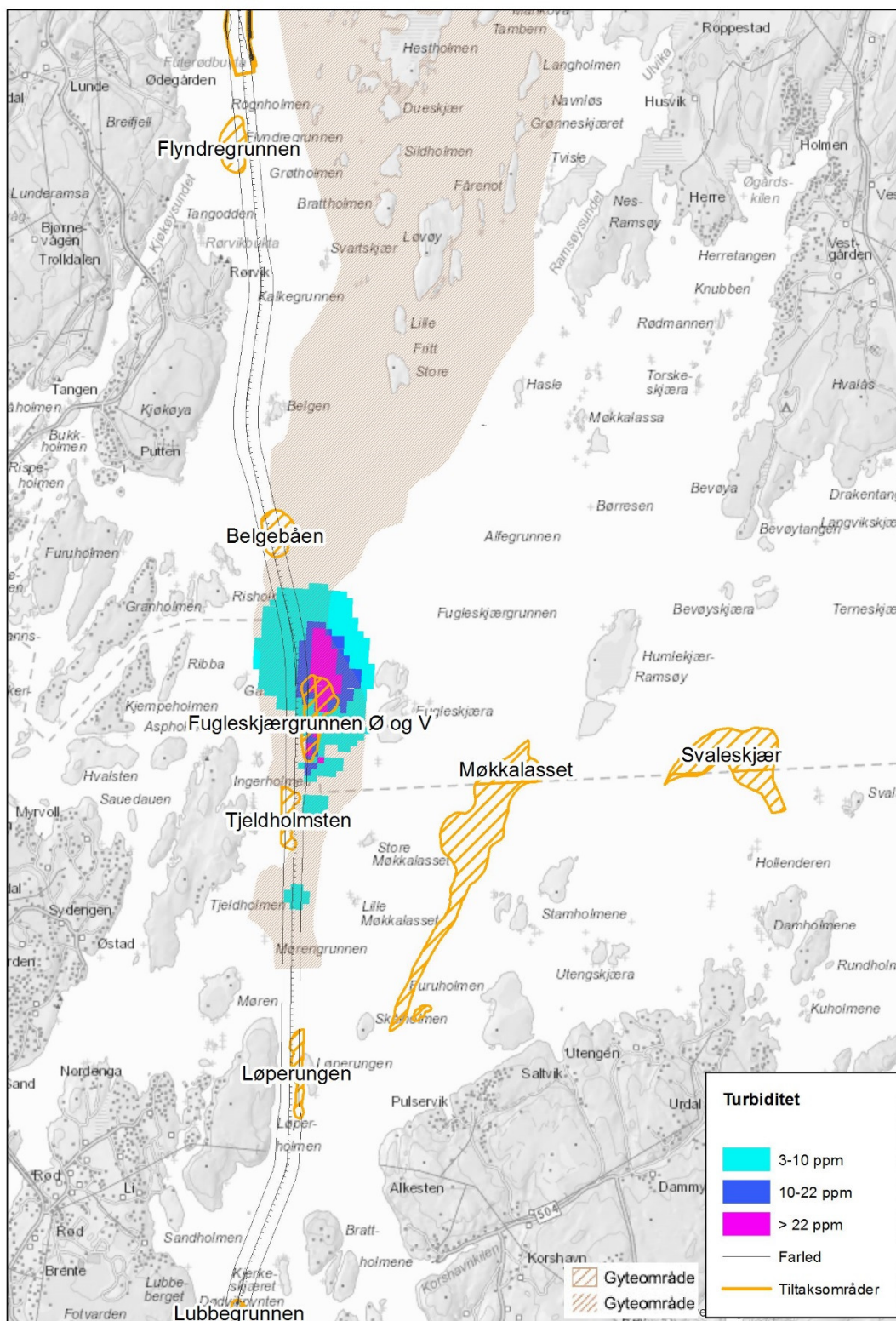
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-80prcnt-103d15h»



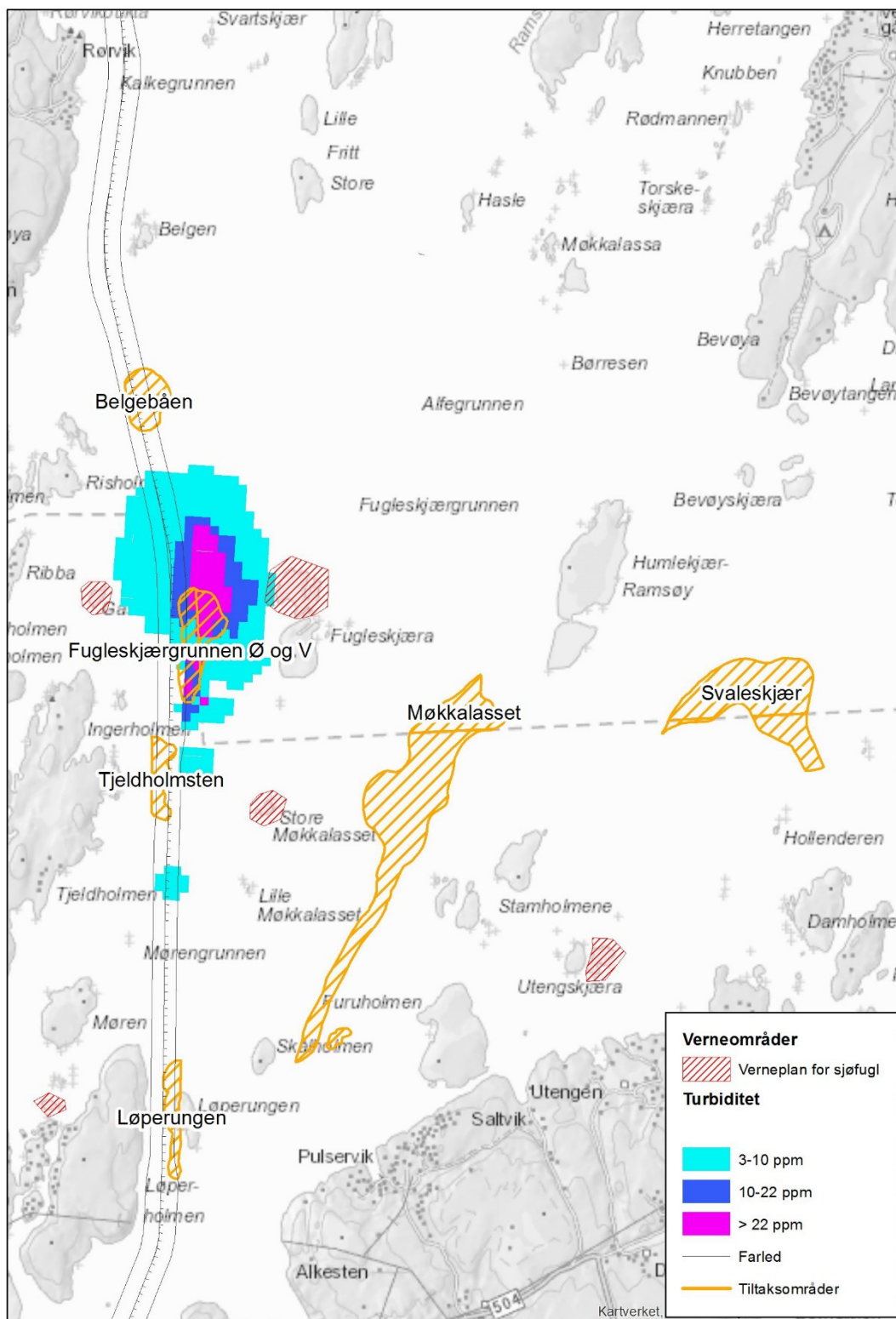
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-80prcnt-103d15h_inkl_bløtbunn og ålegrass»



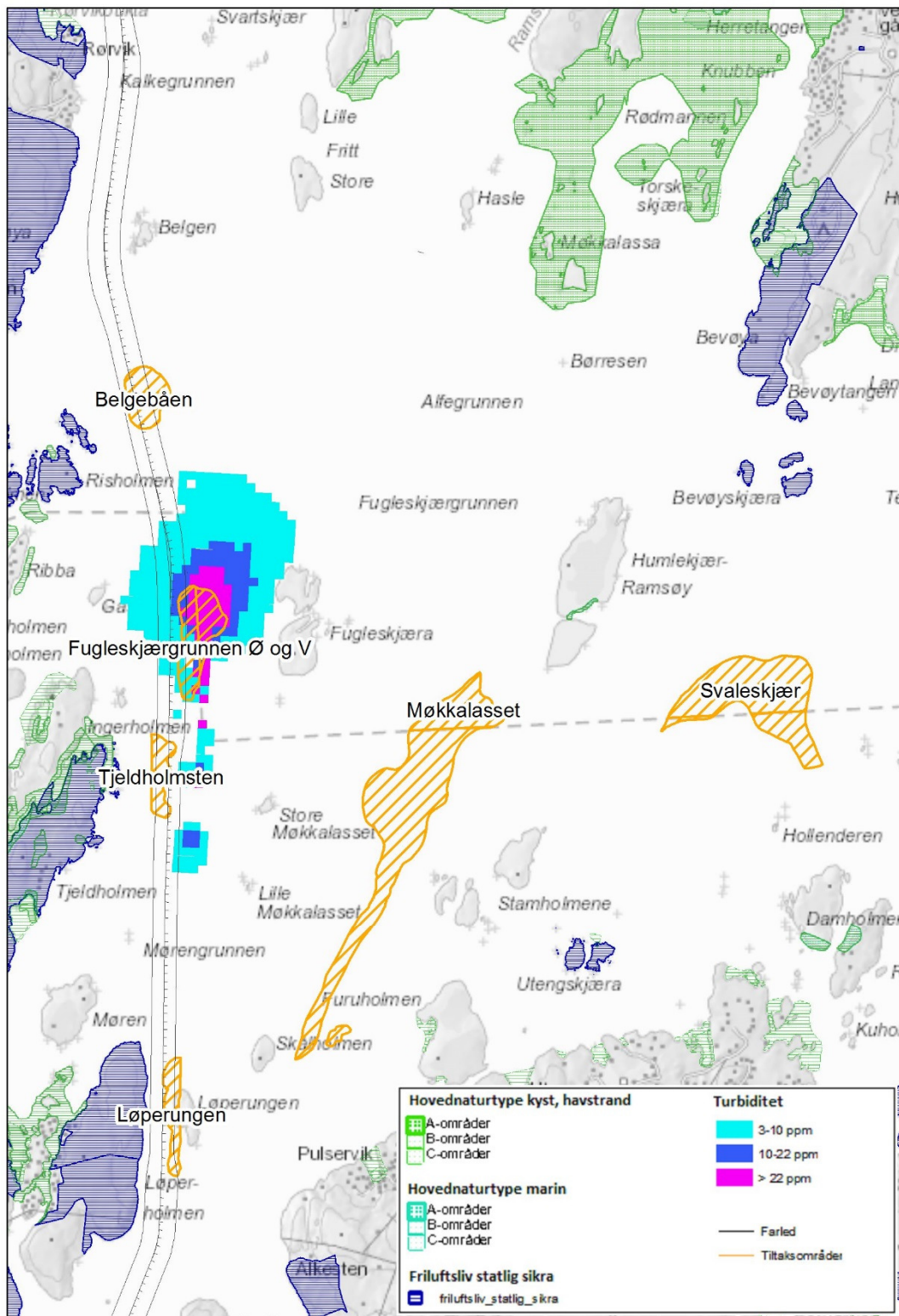
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-80prcnt-103d15h_inkl_gytefelt_torskI»



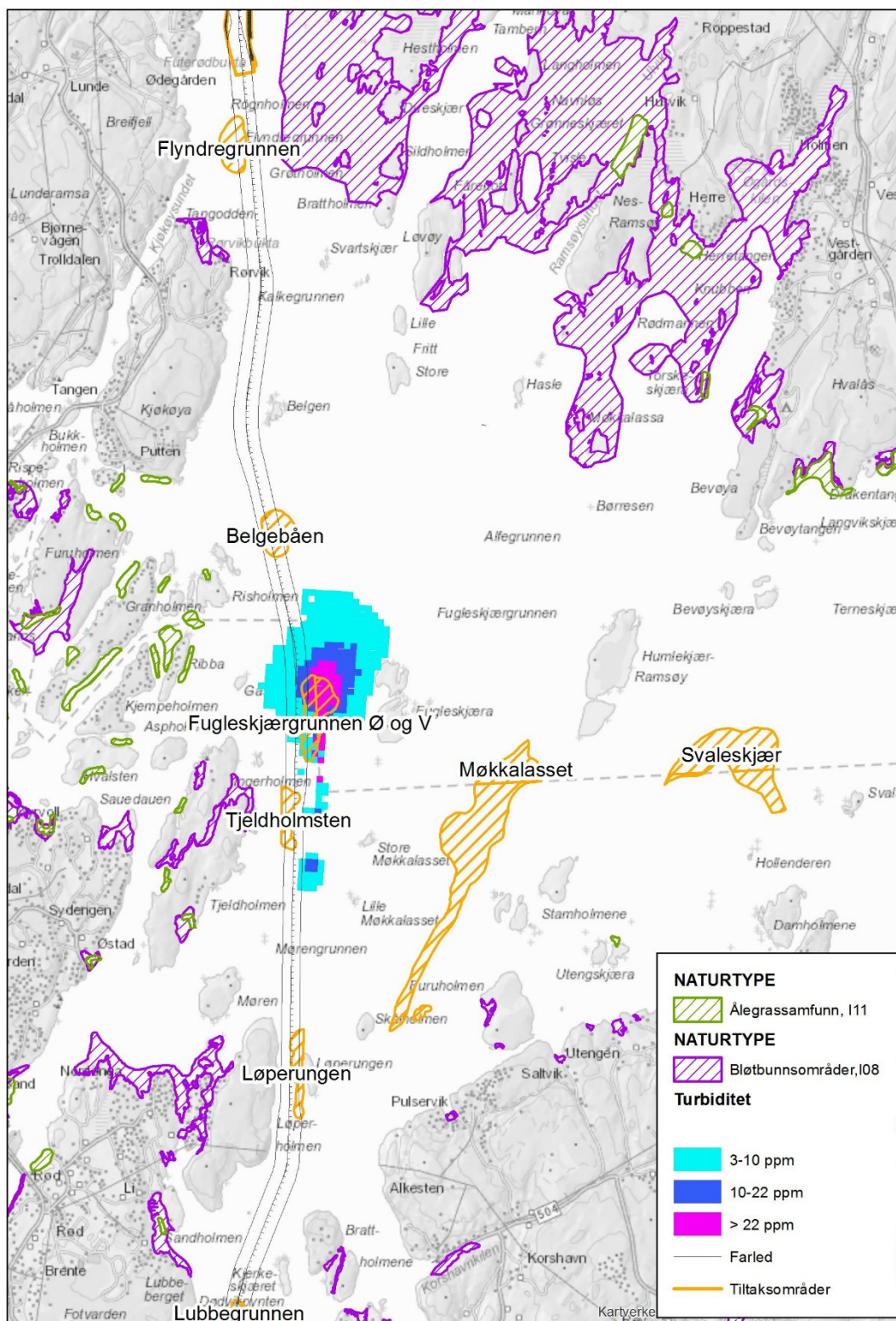
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-80prcnt-103d15h_inkl_gyteområder»



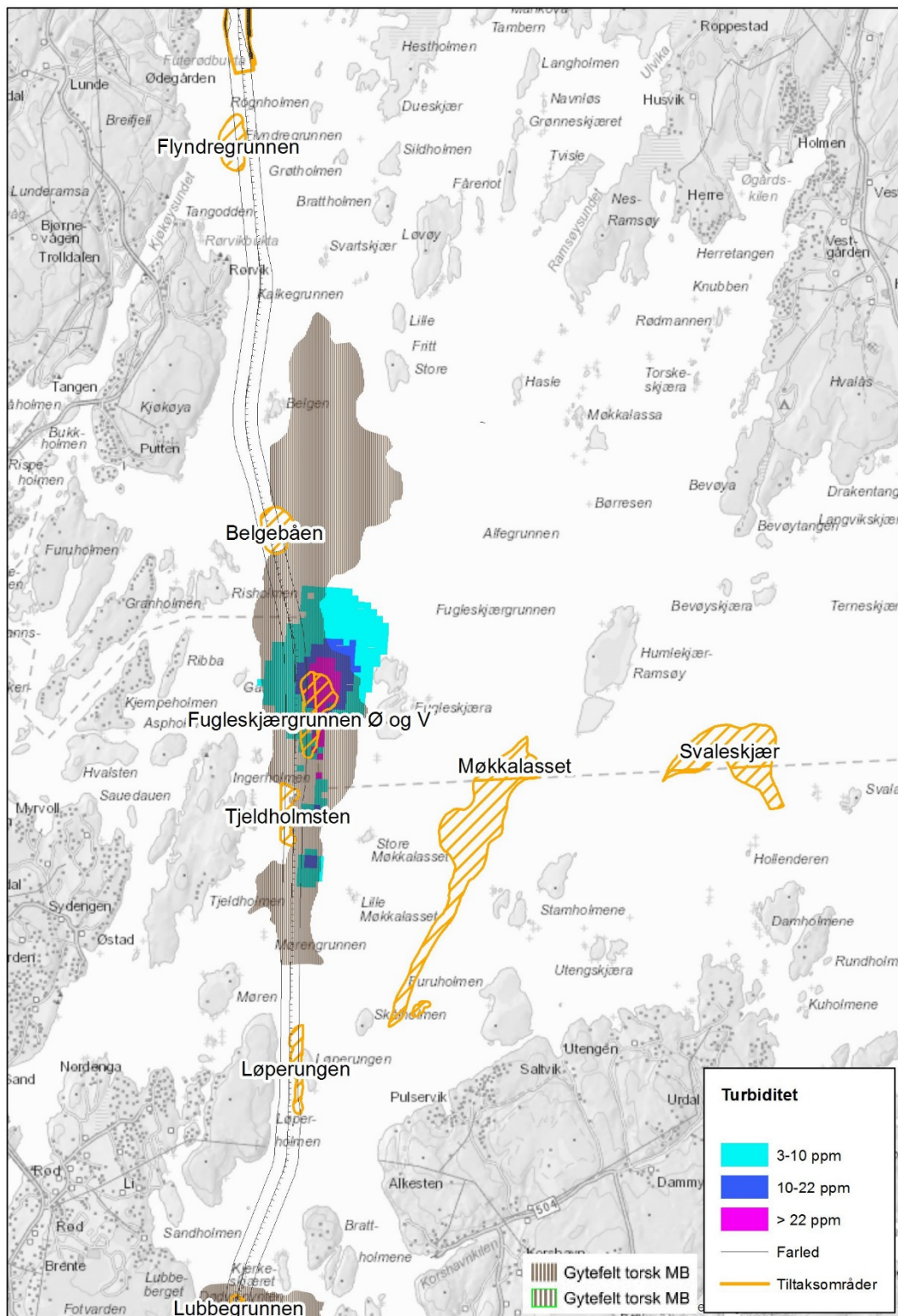
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-80prcnt-103d15h_inkl_verneplan_for_sjøfugl»



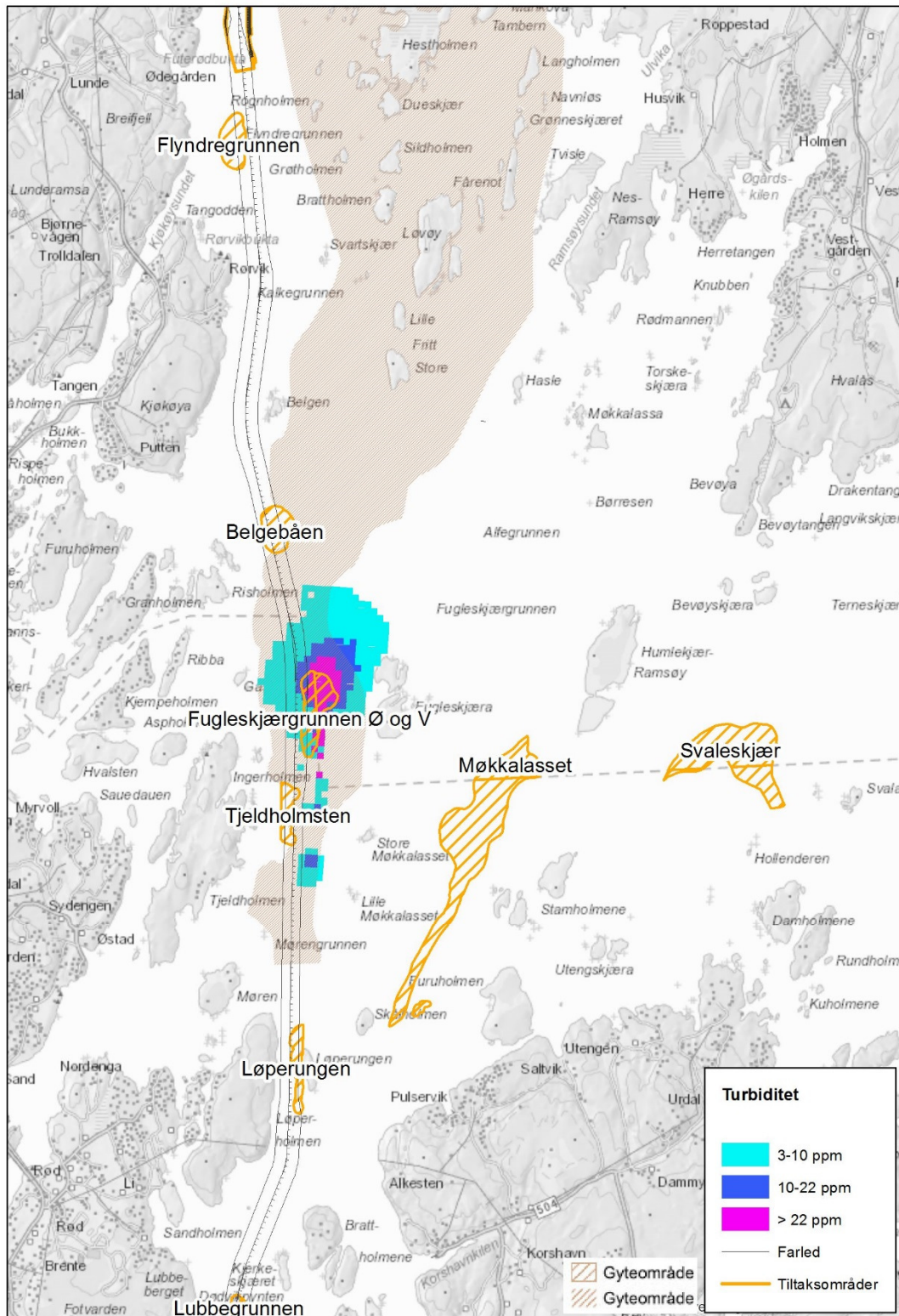
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-95prcnt-96d14h»



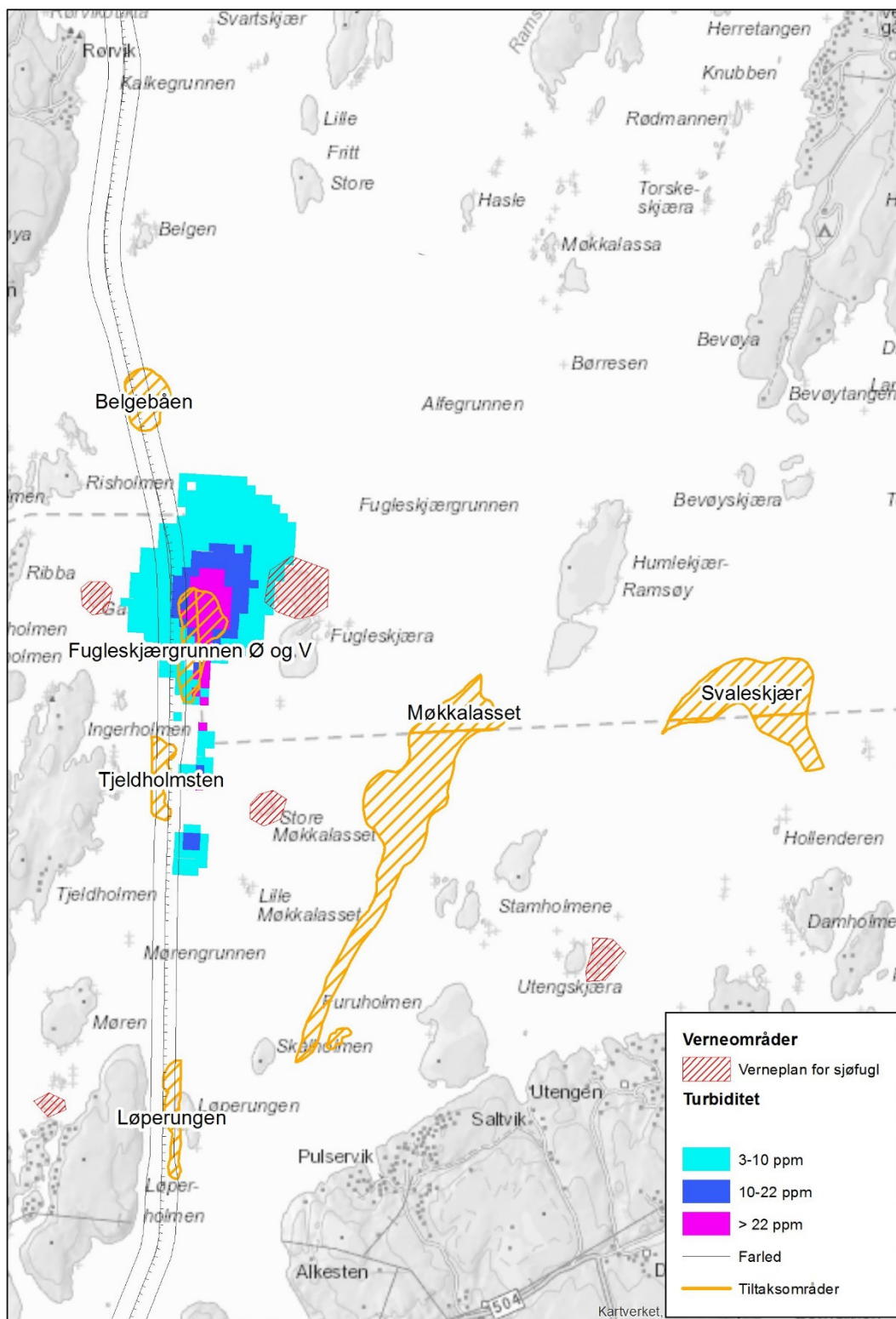
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-95prcnt-96d14h_inkl_bløtbunn og ålegrass»



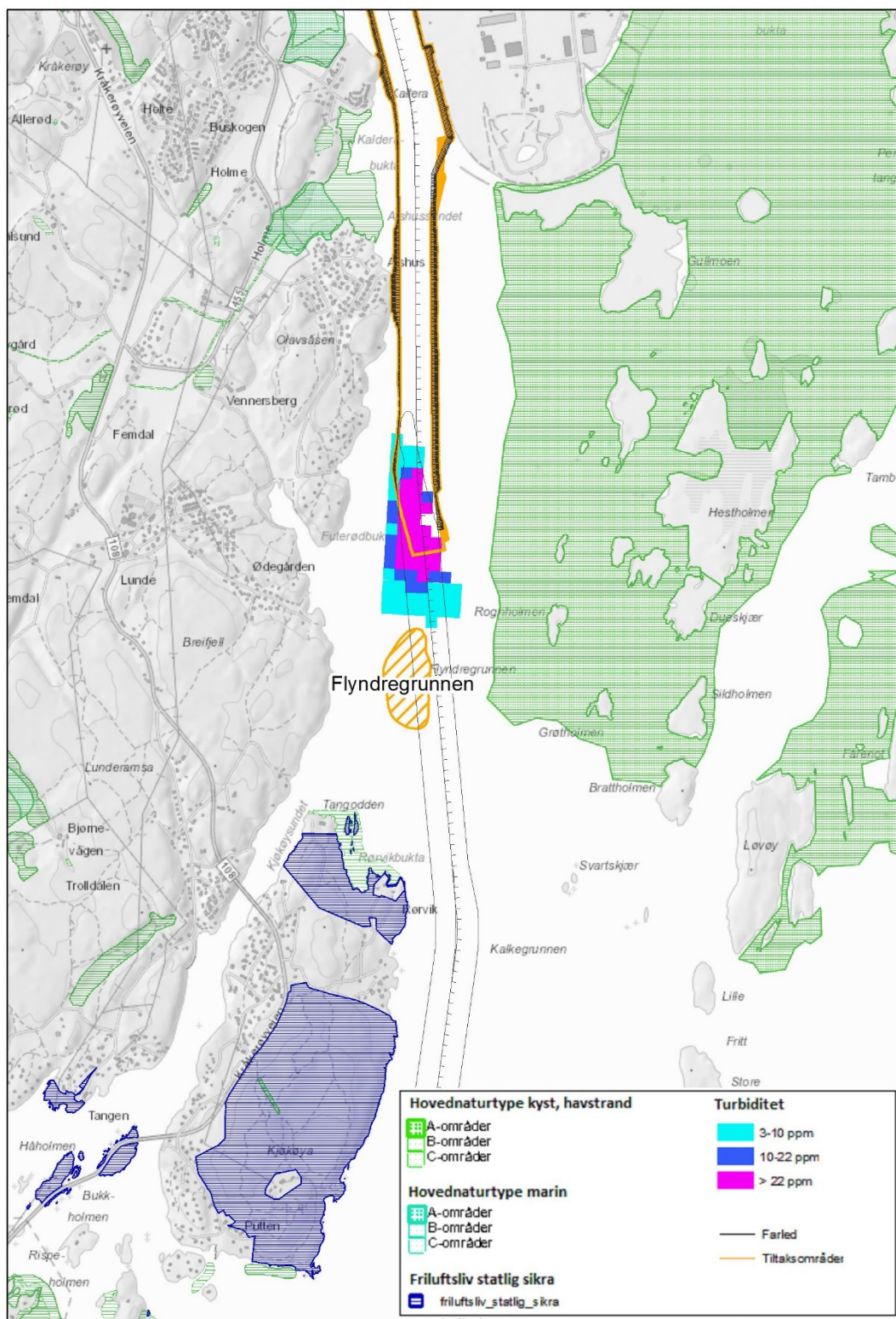
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-95prcnt-96d14h_inkl_gytefelt_torsk»



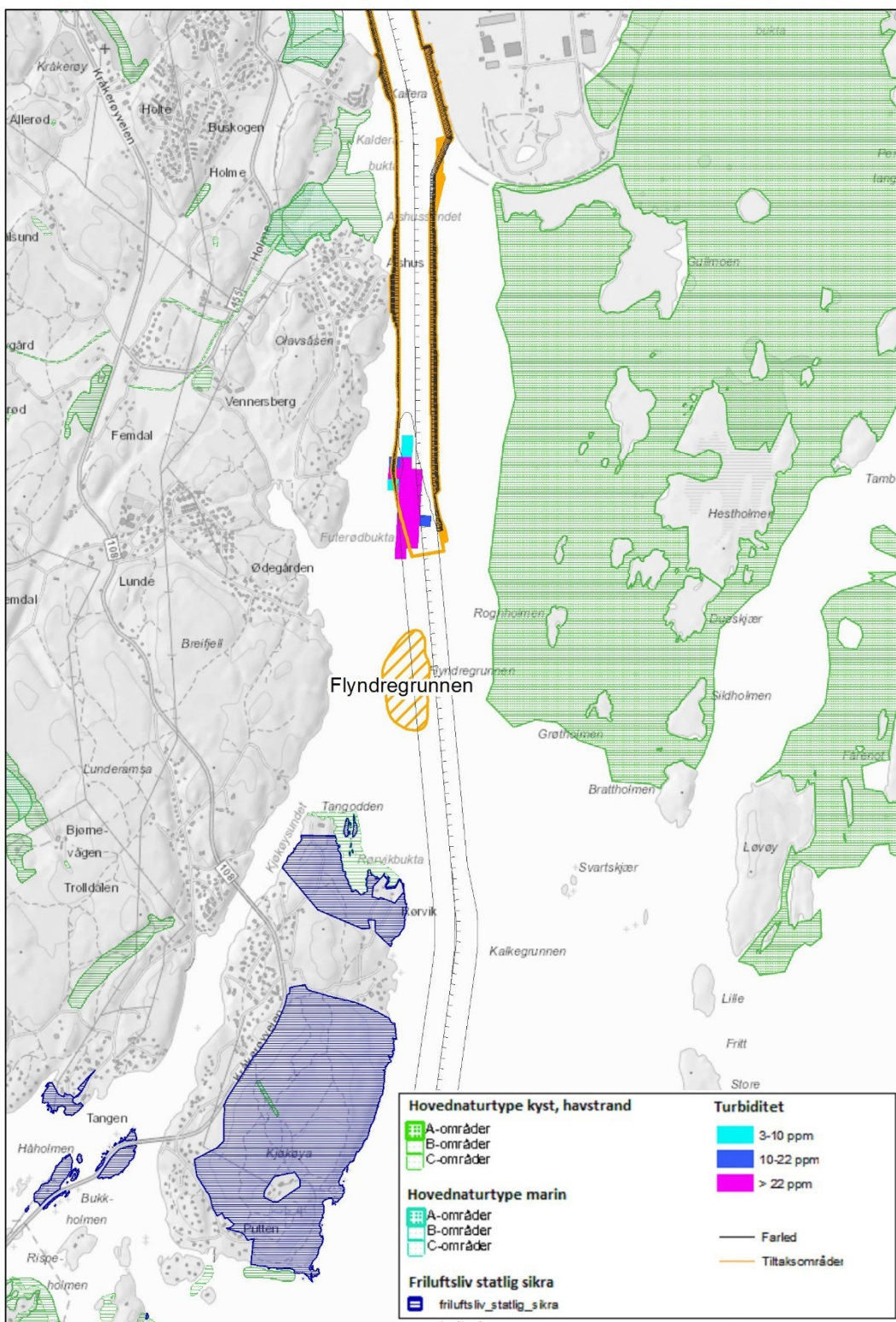
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-95prcnt-96d14h_inkl_gyteområder»



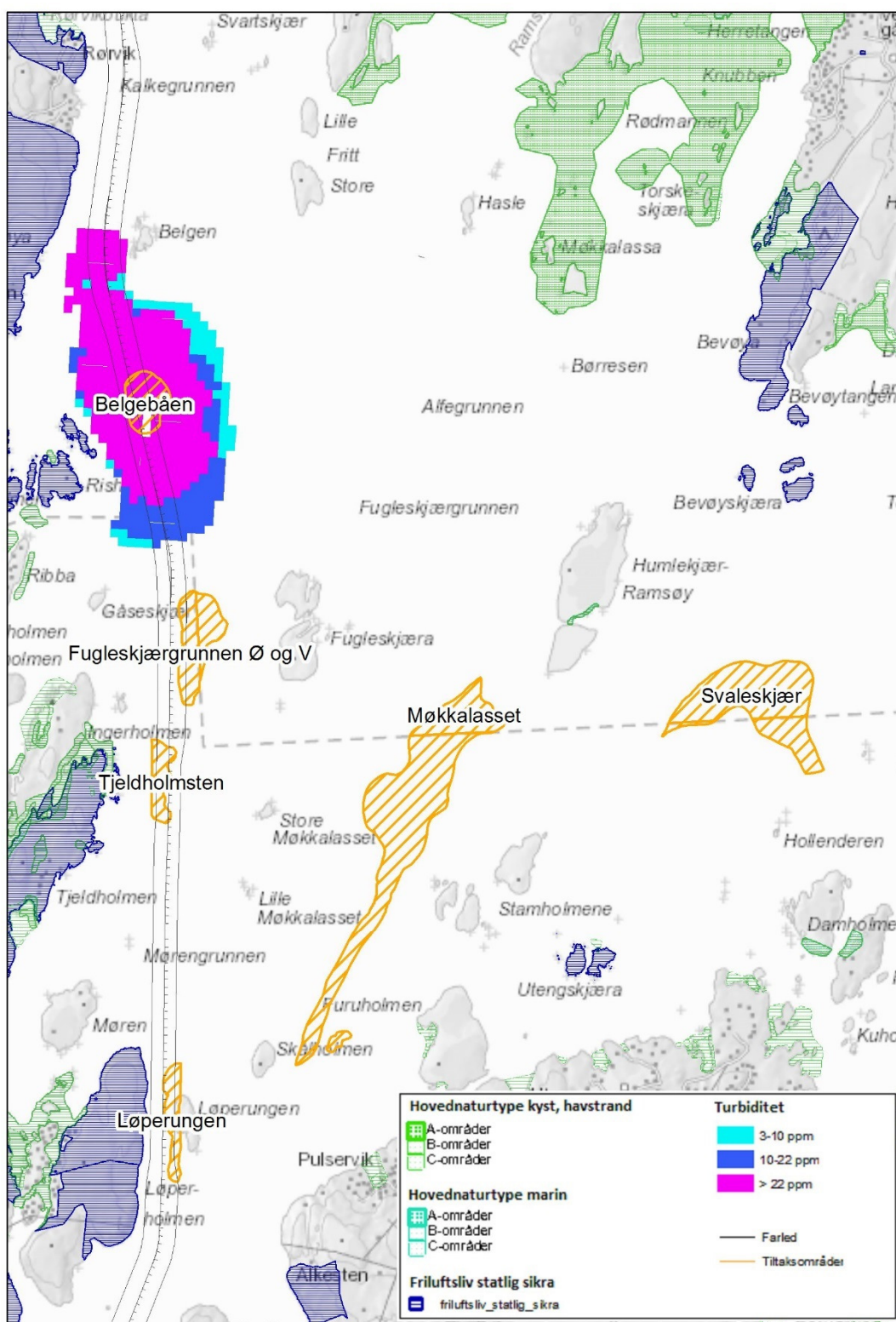
Modellert turbiditet: «2018_Sc3-95prcnt-96d14h_inkl_verneplan_for_sjøfugl»



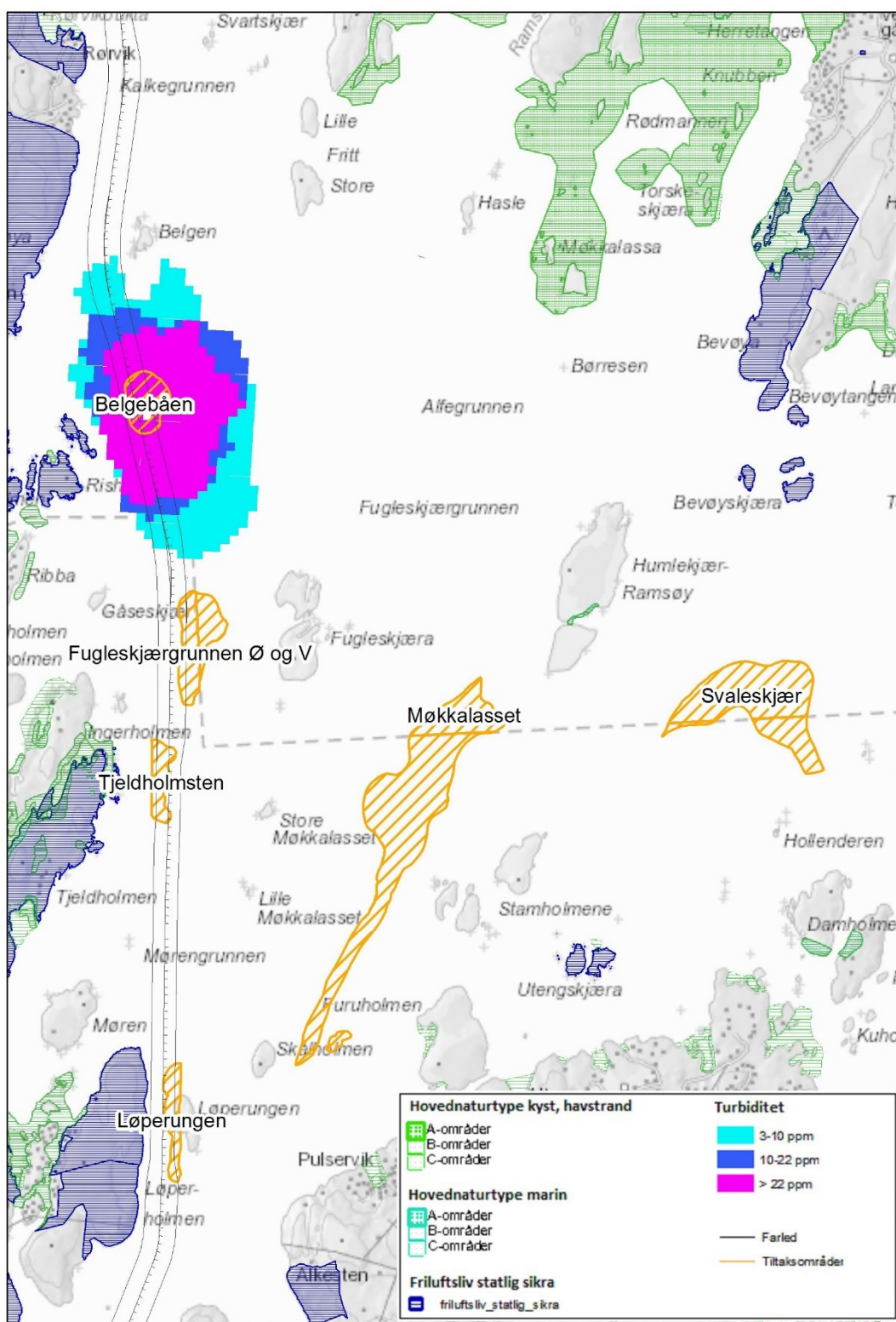
Modellert turbiditet: «2018_Sc4-80prcnt-70d»



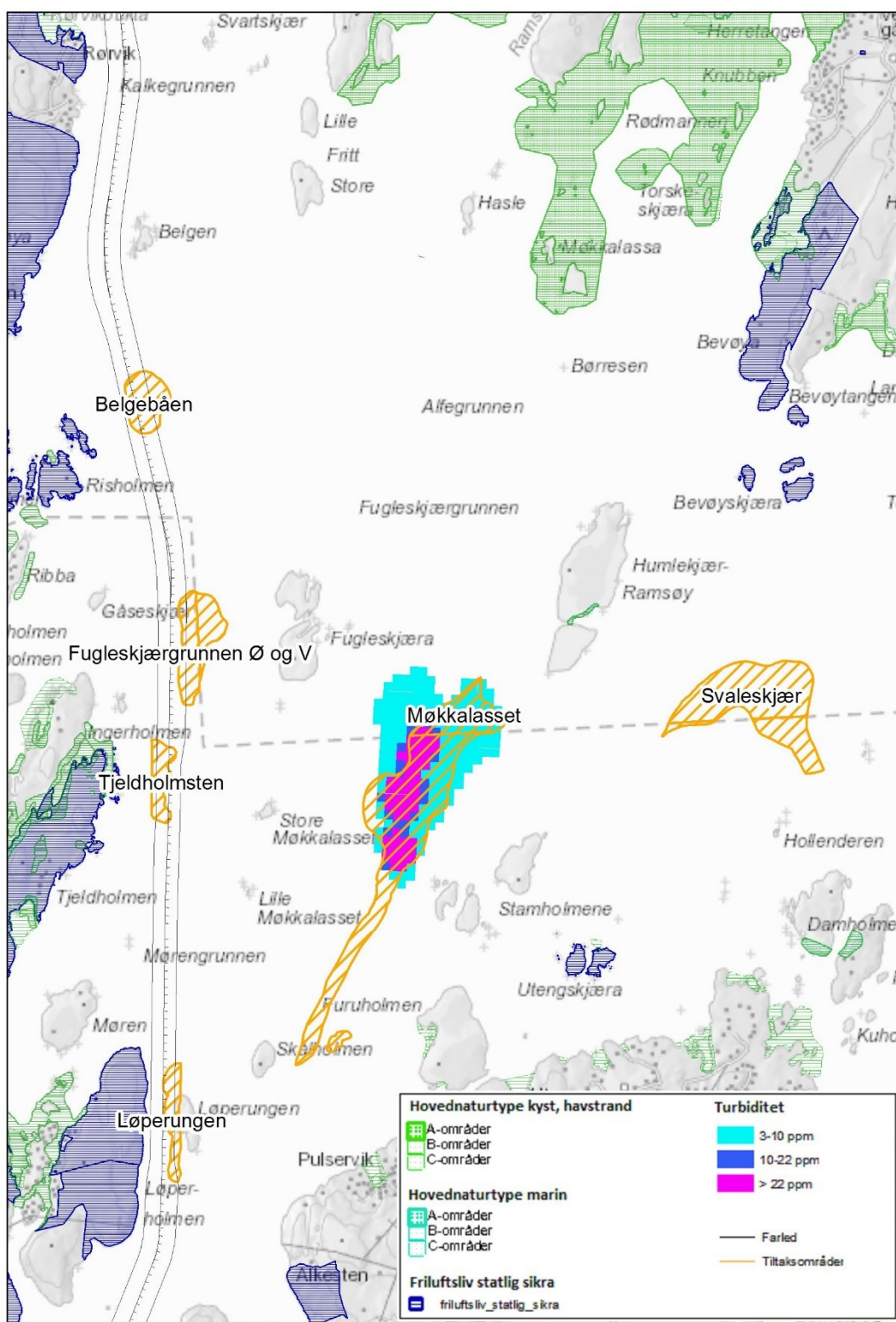
Modellert turbiditet: «2018_Sc4-95prcnt-60d »



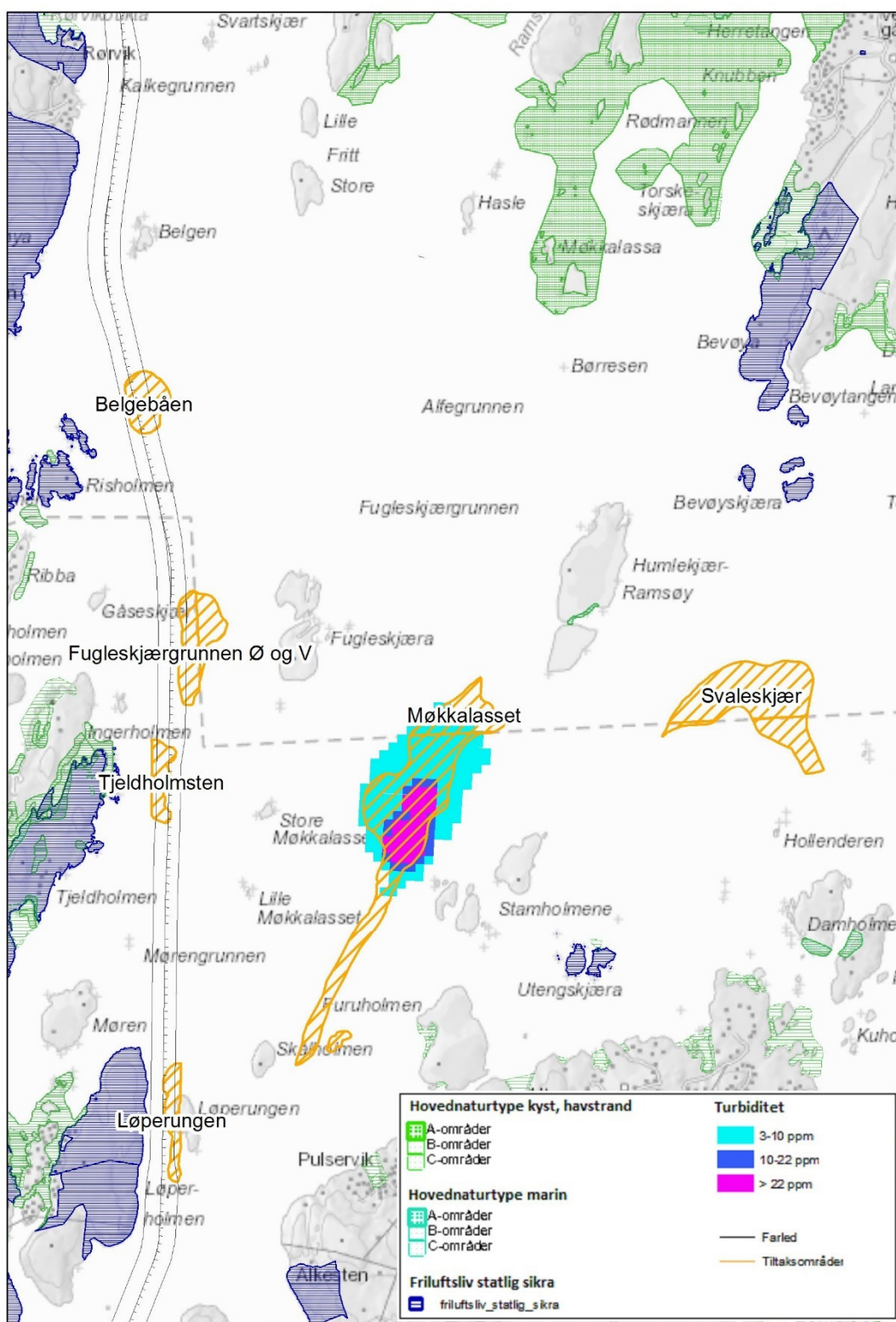
Modellert turbiditet: «2018_Sc5-80prcnt-112d12h»



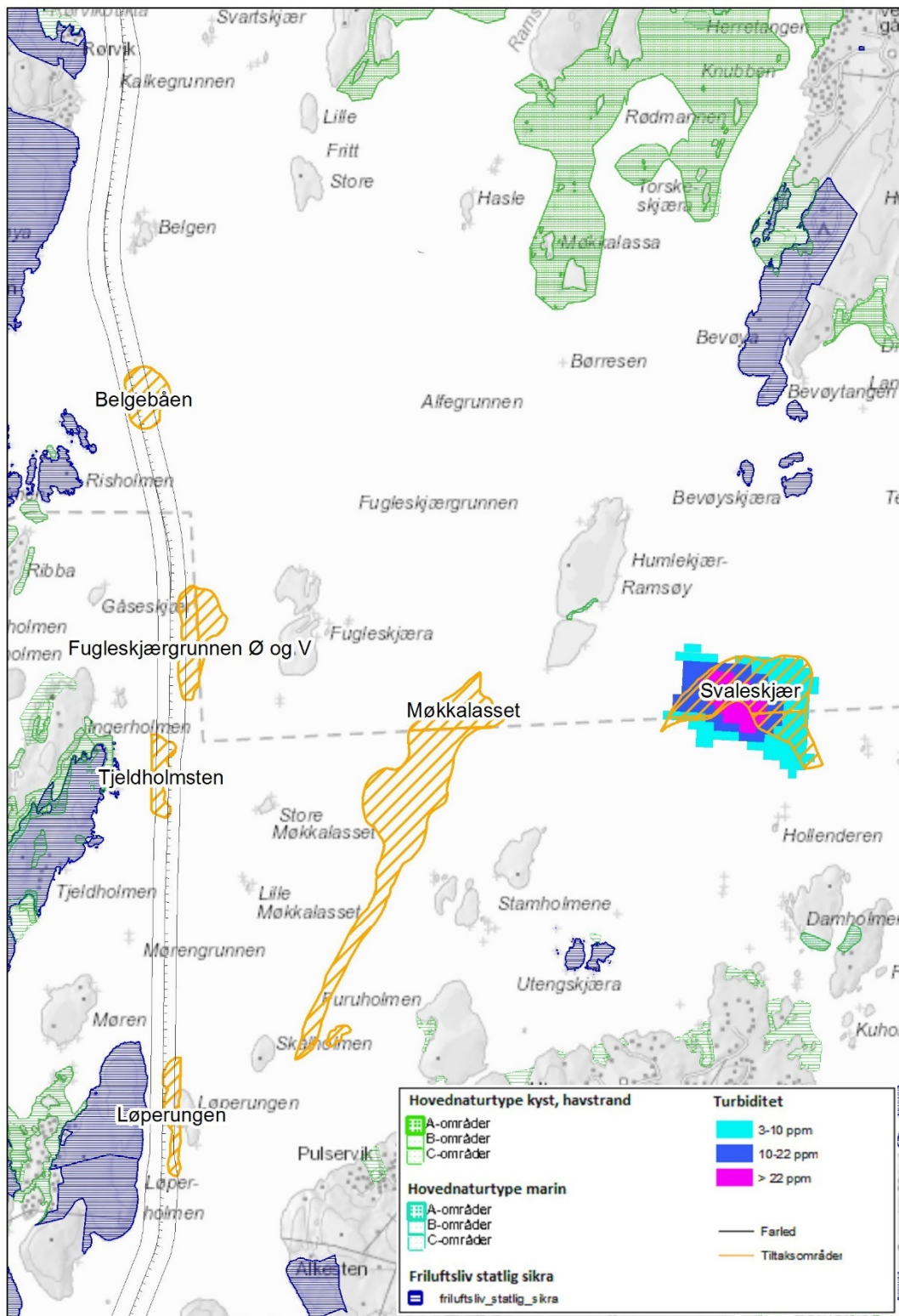
Modellert turbiditet: «2018_Sc5-95prcnt-105d09h»



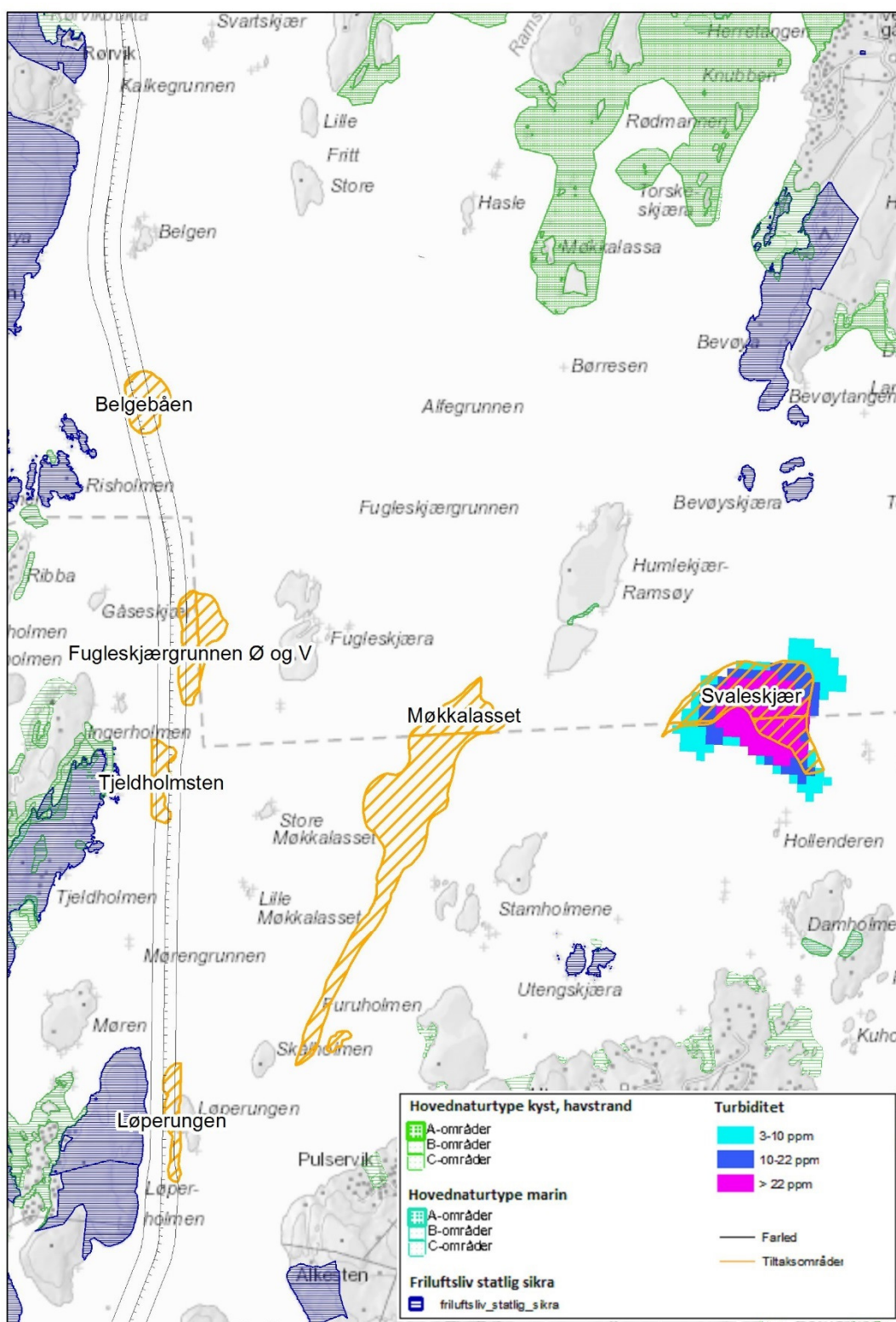
Modellert turbiditet: «2018_Sc6a-Møkkalasset-80prcnt-101d»



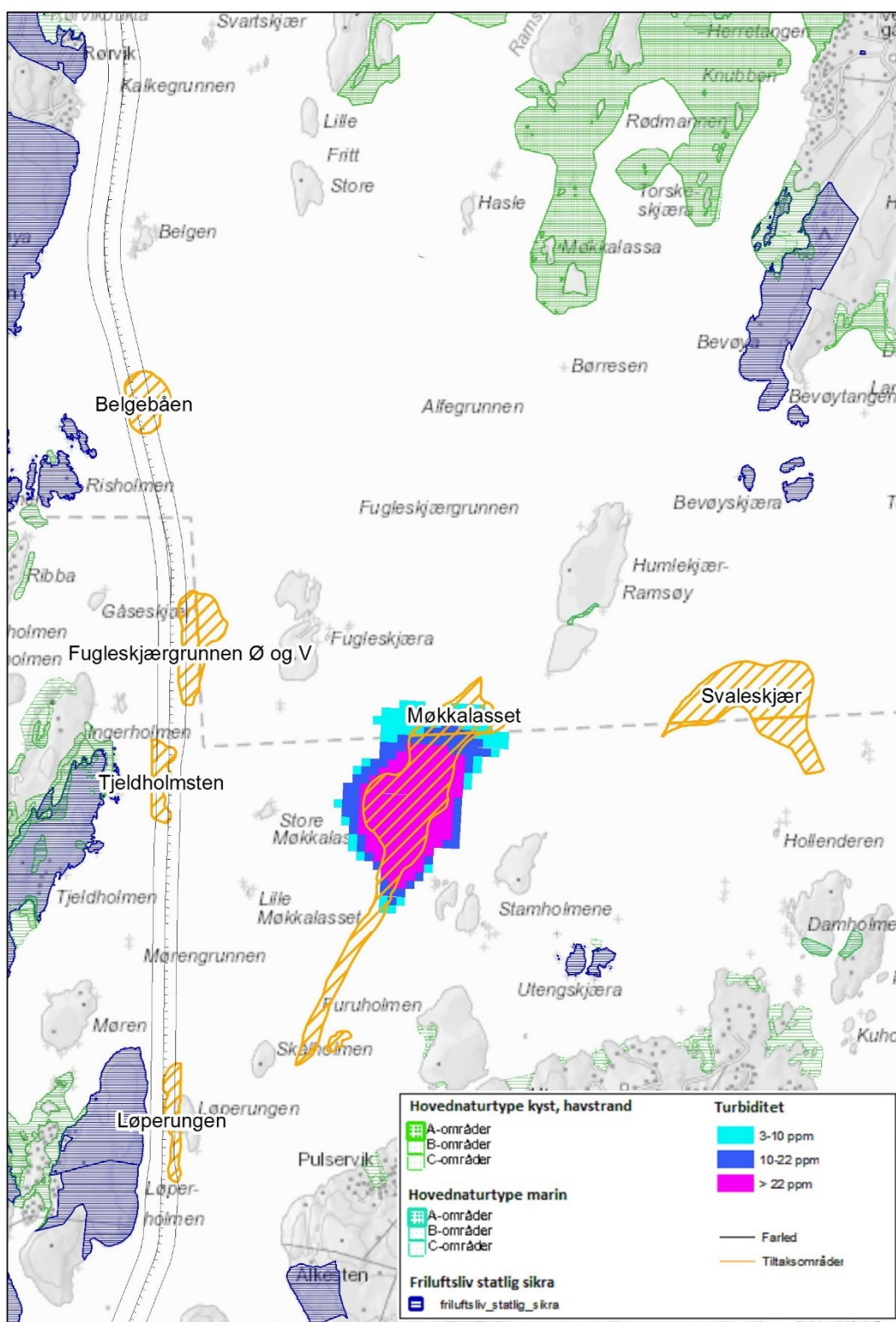
Modellert turbiditet: «2018_Sc6a-Mokkalasset-95prcnt-95d»



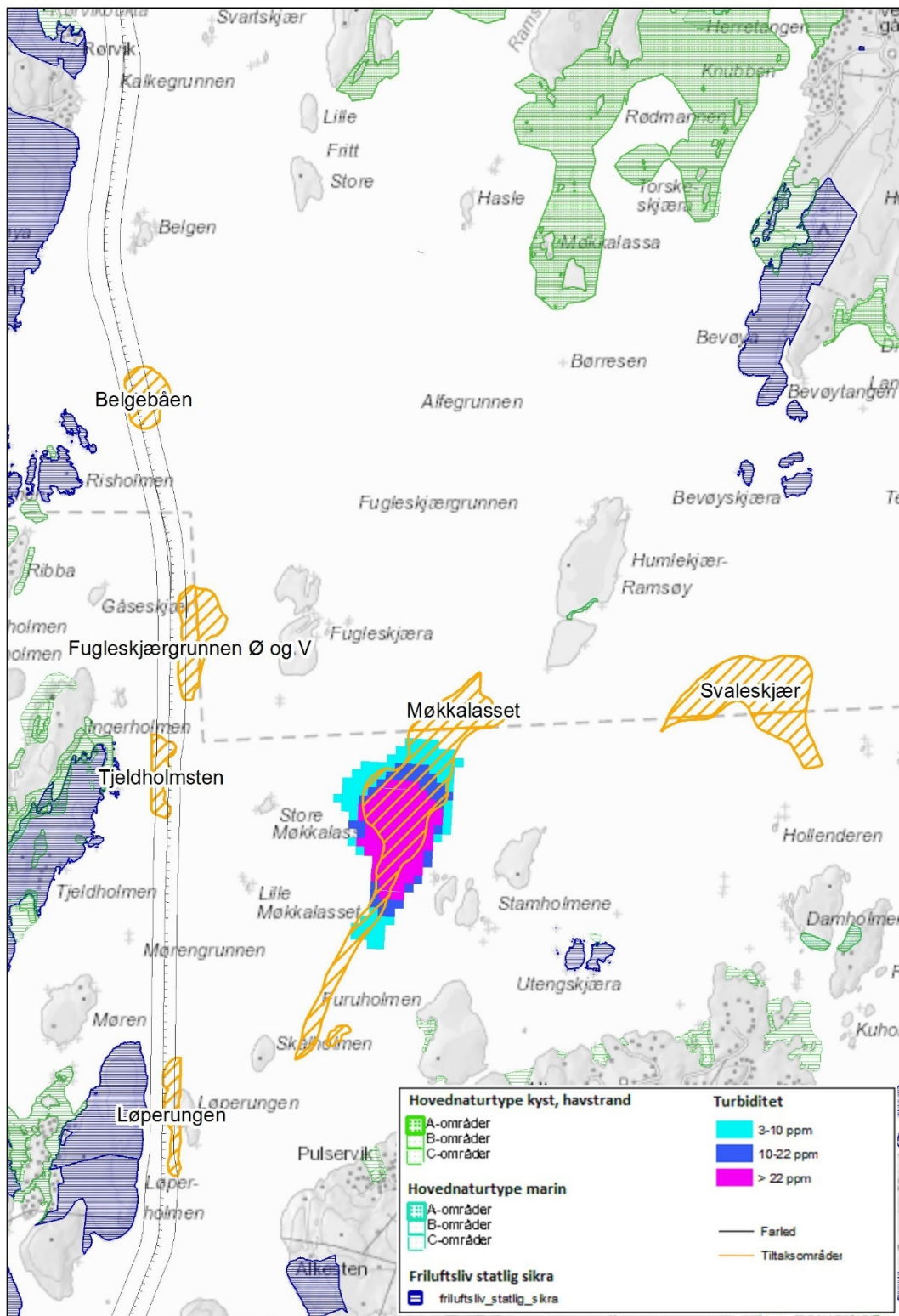
Modellert turbiditet: «2018_Sc6b-Svalesskjaer-80prcnt-100d»



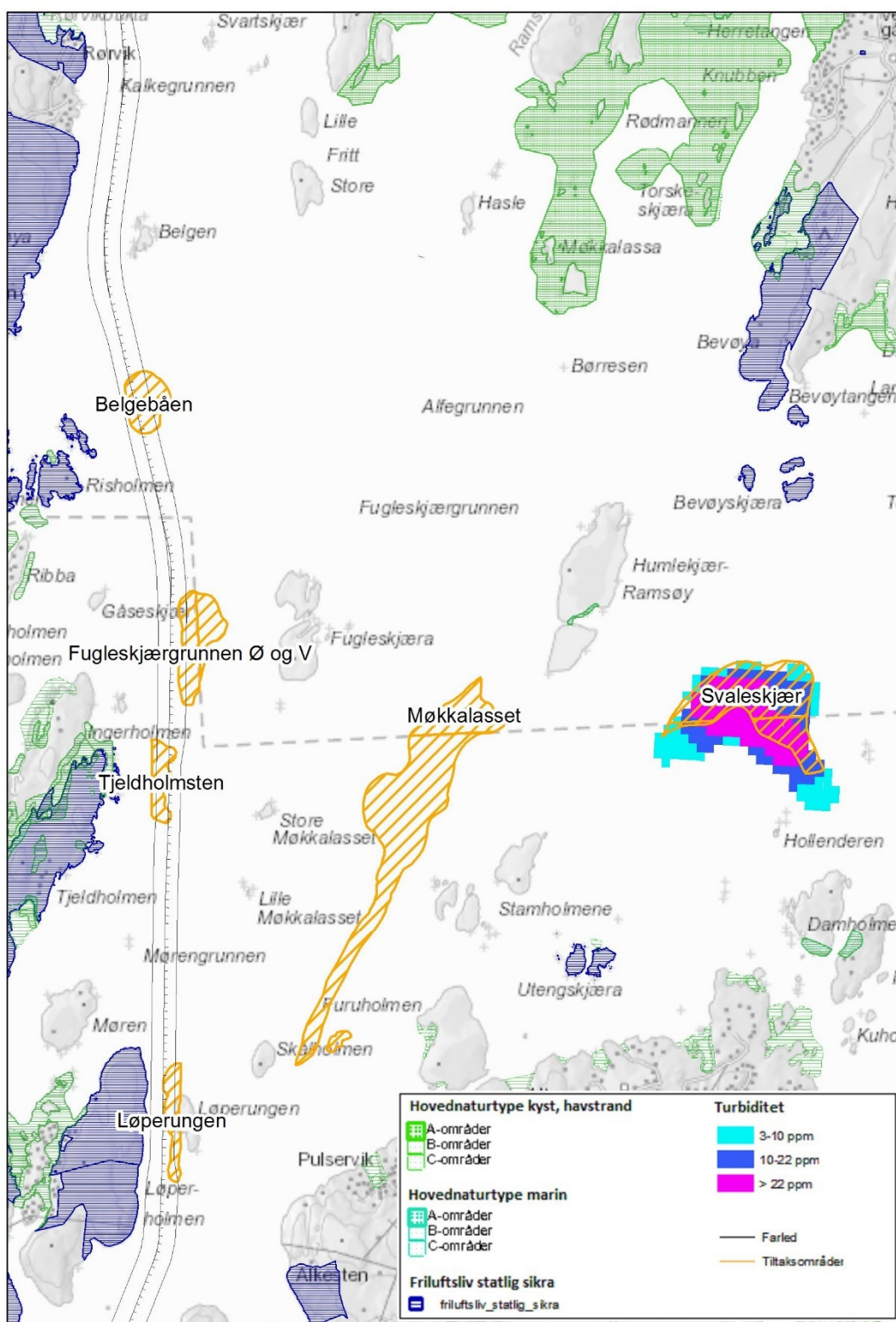
Modellert turbiditet: «2018_Sc6b-Svaleskjaer-95prcnt-96d»



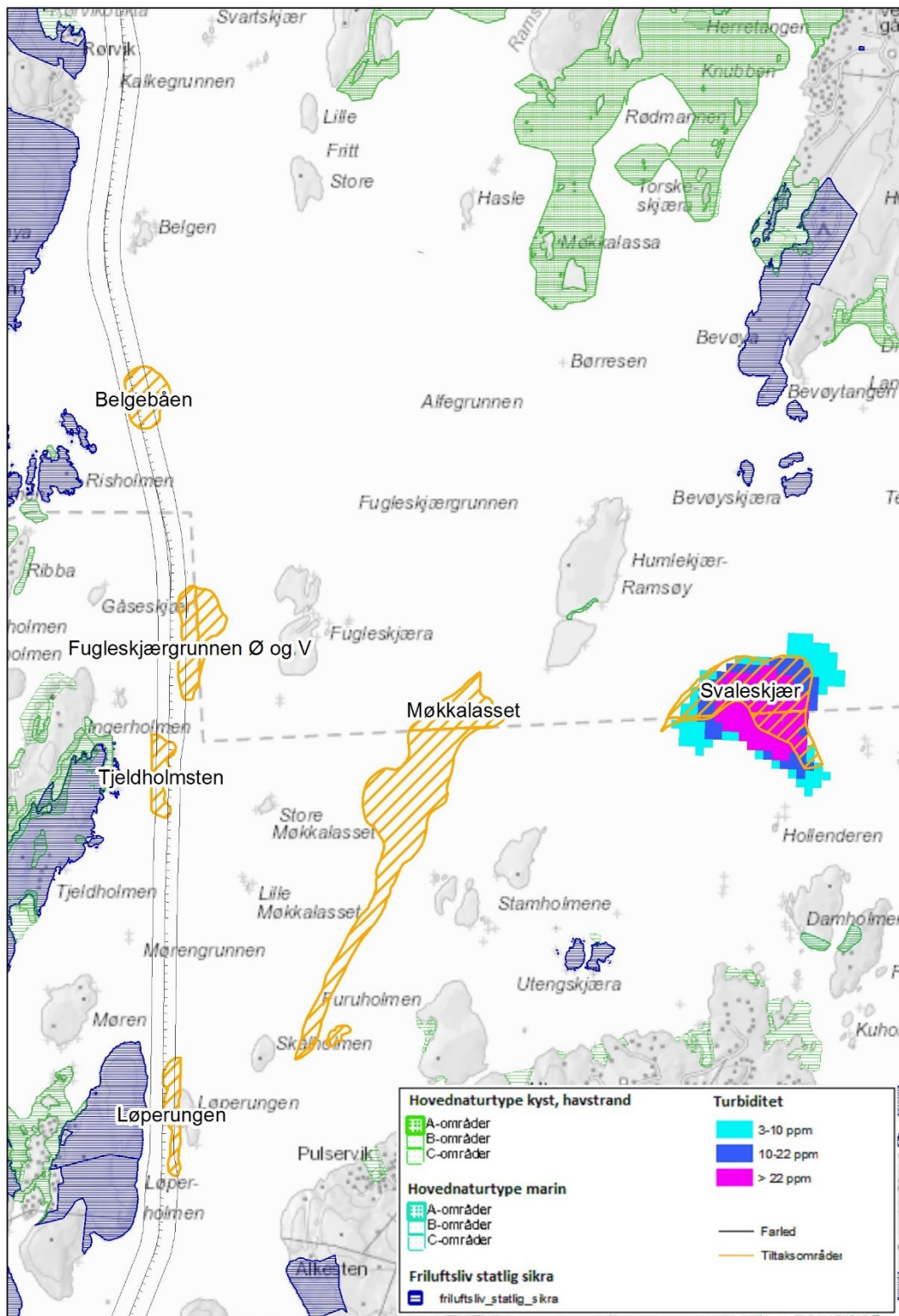
Modellert turbiditet: «2018_Sc7a-Mokkalasset-80prsnt-76d12h»



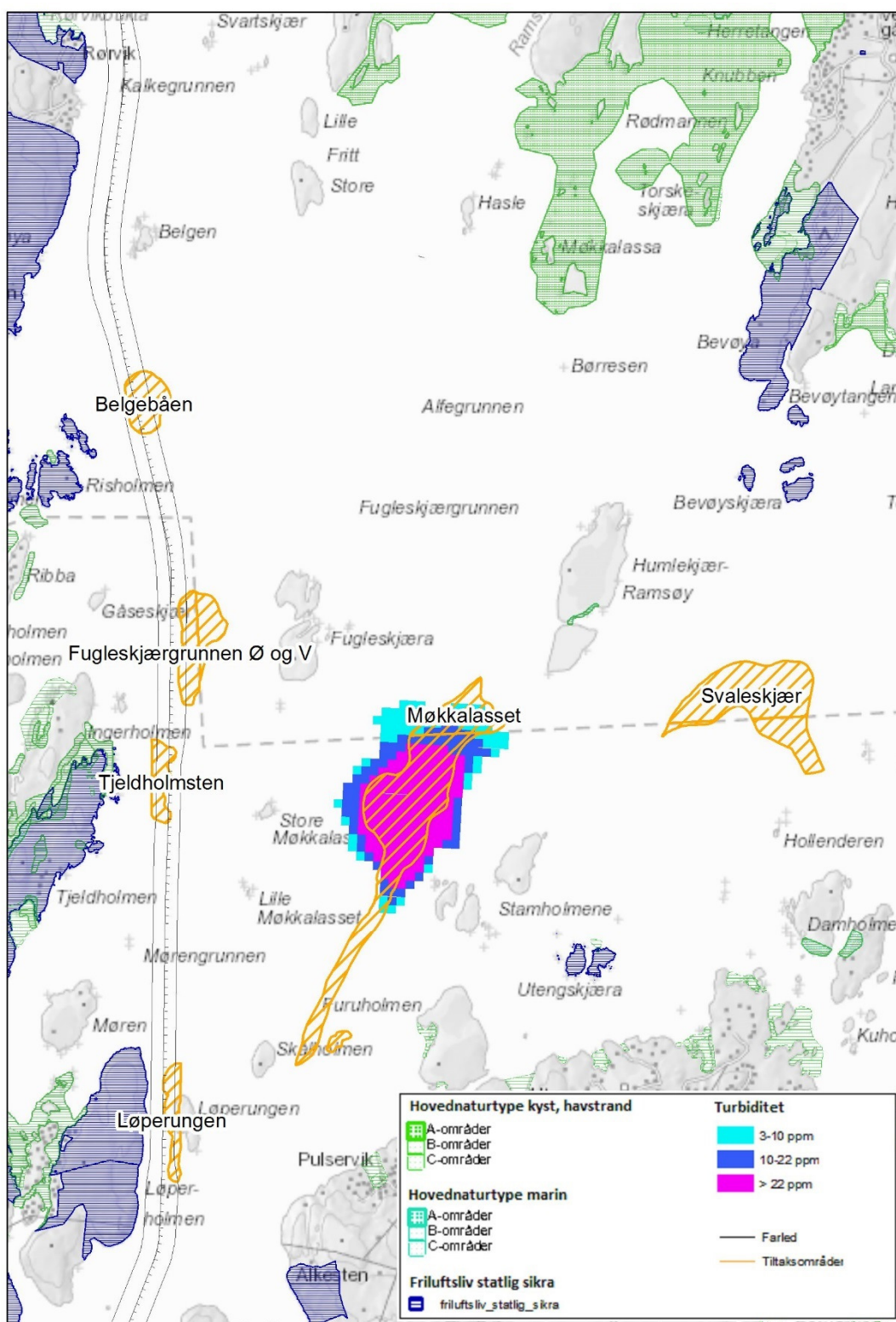
Modellert turbiditet: «2018_Sc7a-Mokkalasset-95prcnt-63d»



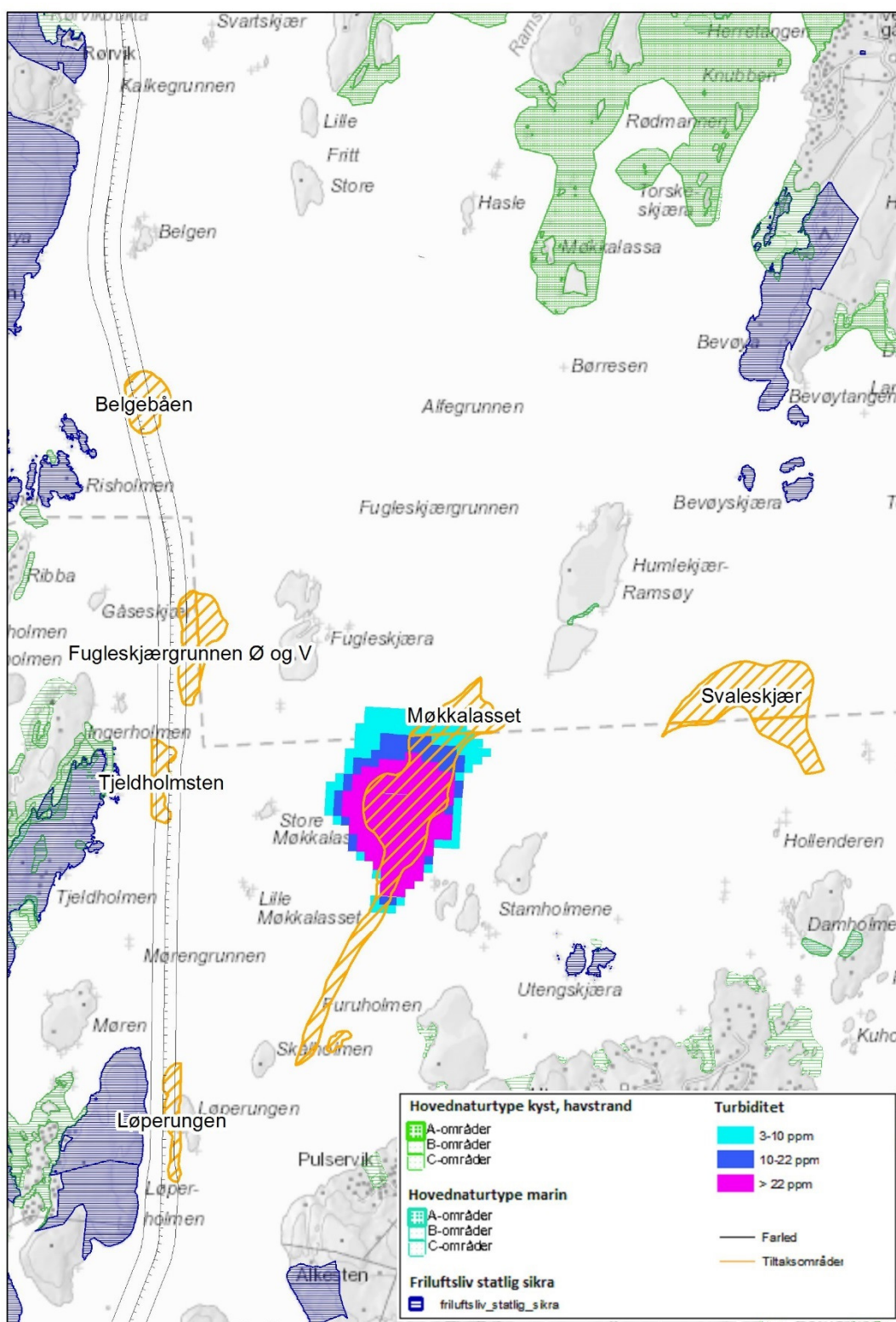
Modellert turbiditet: «2018_Sc7b-Svaaleskjaer-80prsnt-76d12h»



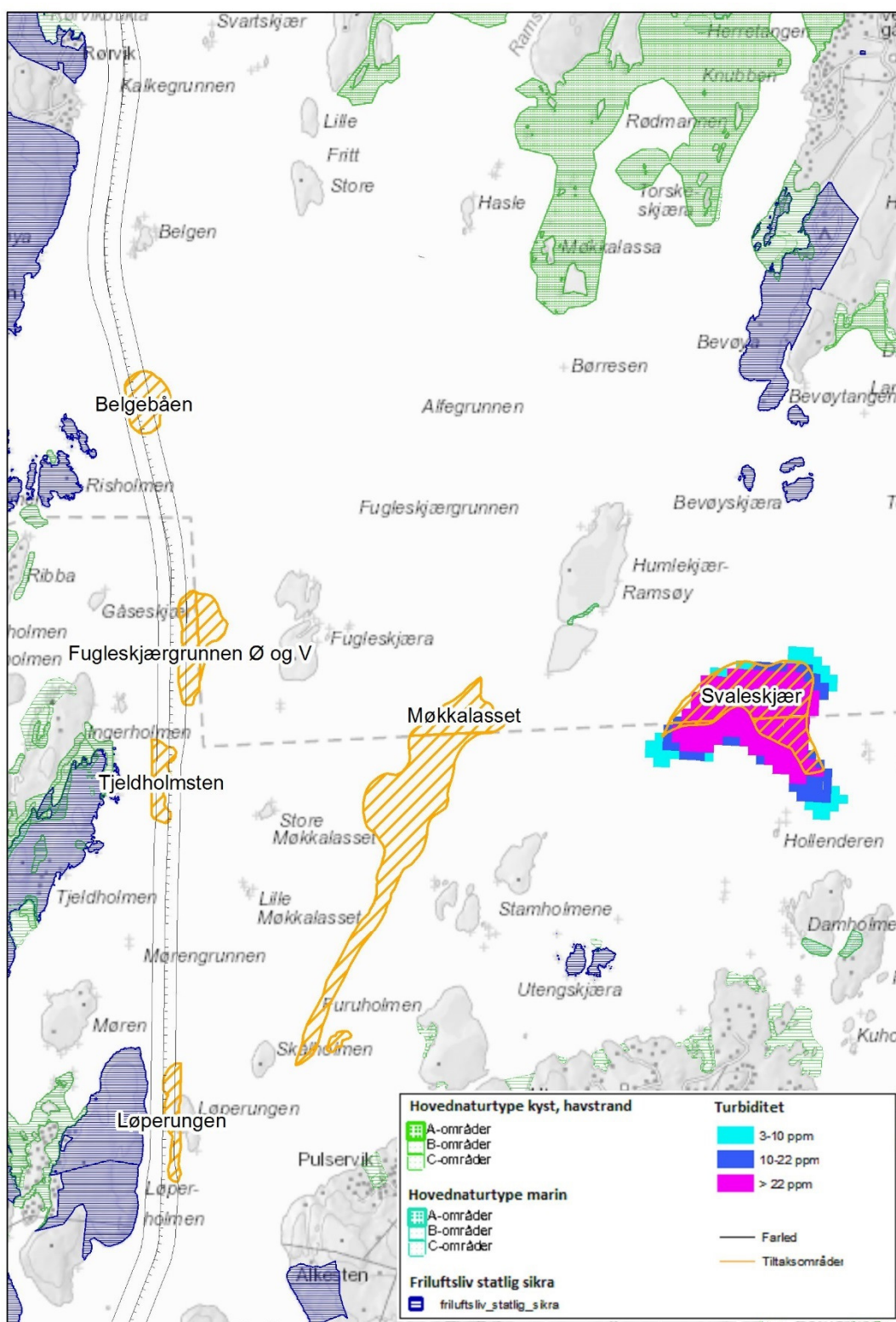
Modellert turbiditet: «2018_Sc7b-Svaleskjaer-95prcnt-63d»



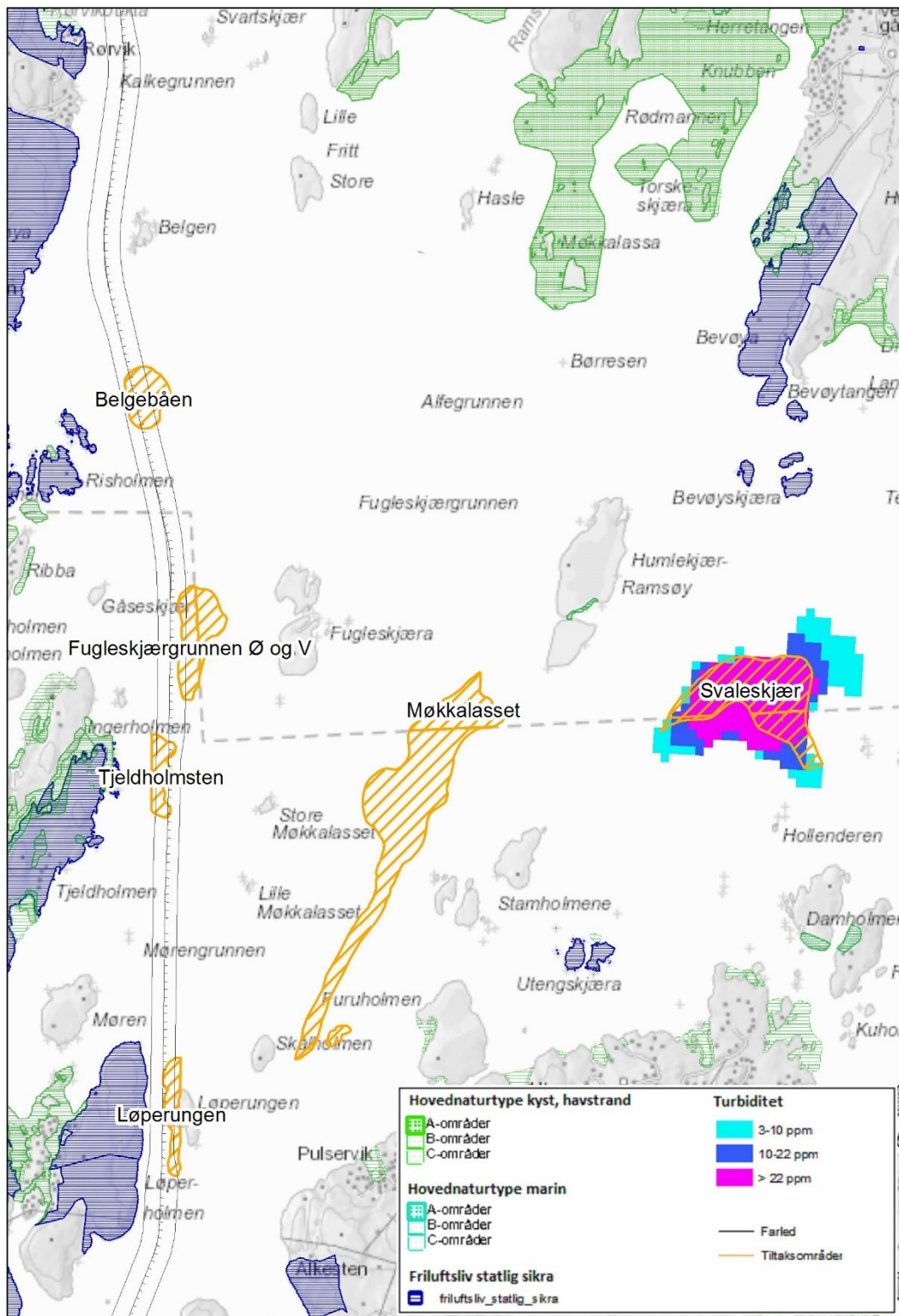
Modellert turbiditet: «2018_Sc8a-Mokkalasset-80prcnt-112d12h»



Modellert turbiditet: «2018_Sc8a-Mokkalasset-95prcnt-105d»



Modellert turbiditet: «2018_Sc8b-Svaleskjaer-80prcnt-112d12h»



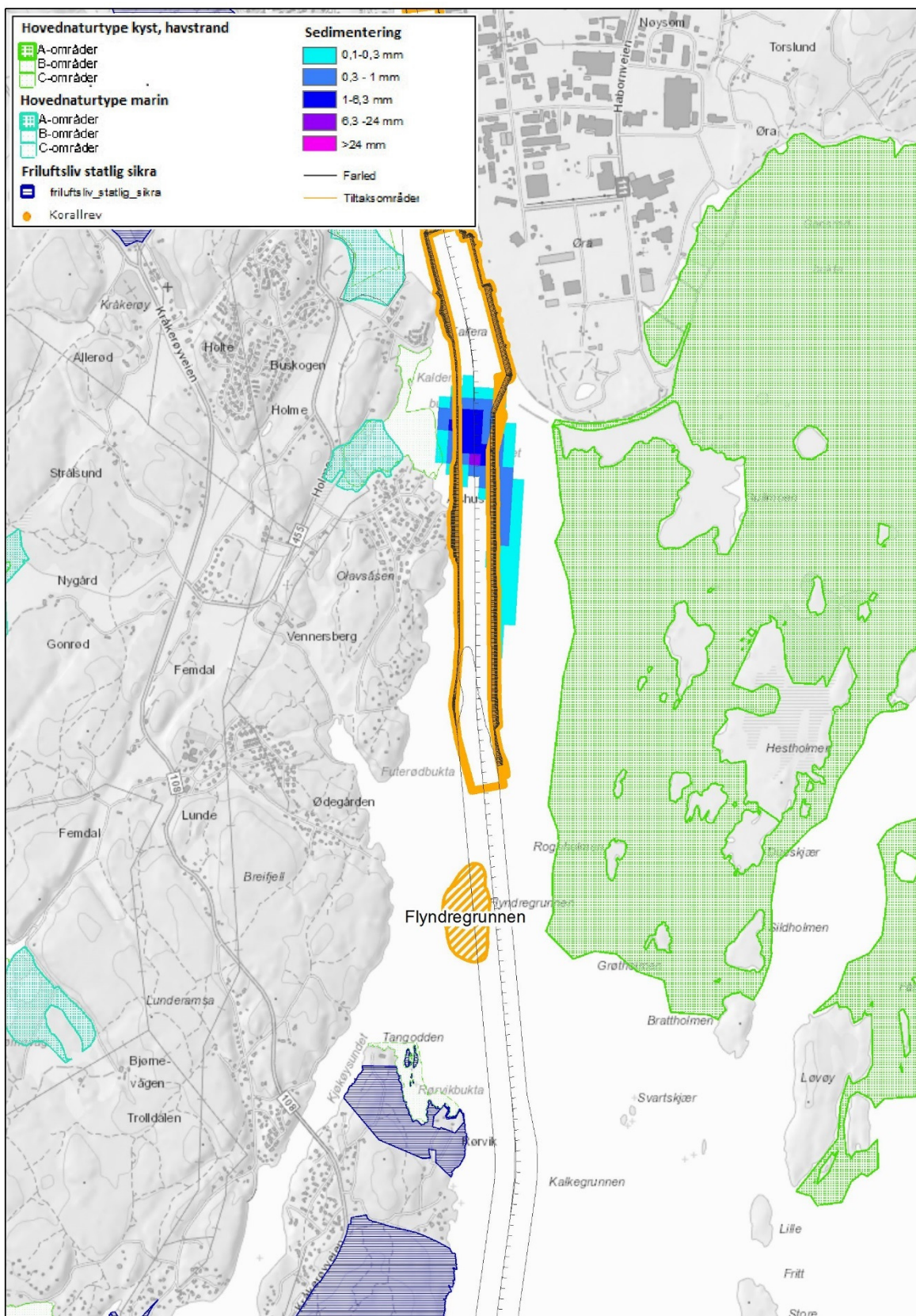
Modellert turbiditet: «2018_Sc8b-Svaleskjaer-95prcnt-105d»

2. KART SOM VISER MODELLERING AV ØKT SEDIMENTASJON SOM FØLGE AV MUDRING OG DEPONERING I FARLEDSUTBEDRINGEN TIL BORG HAVN.

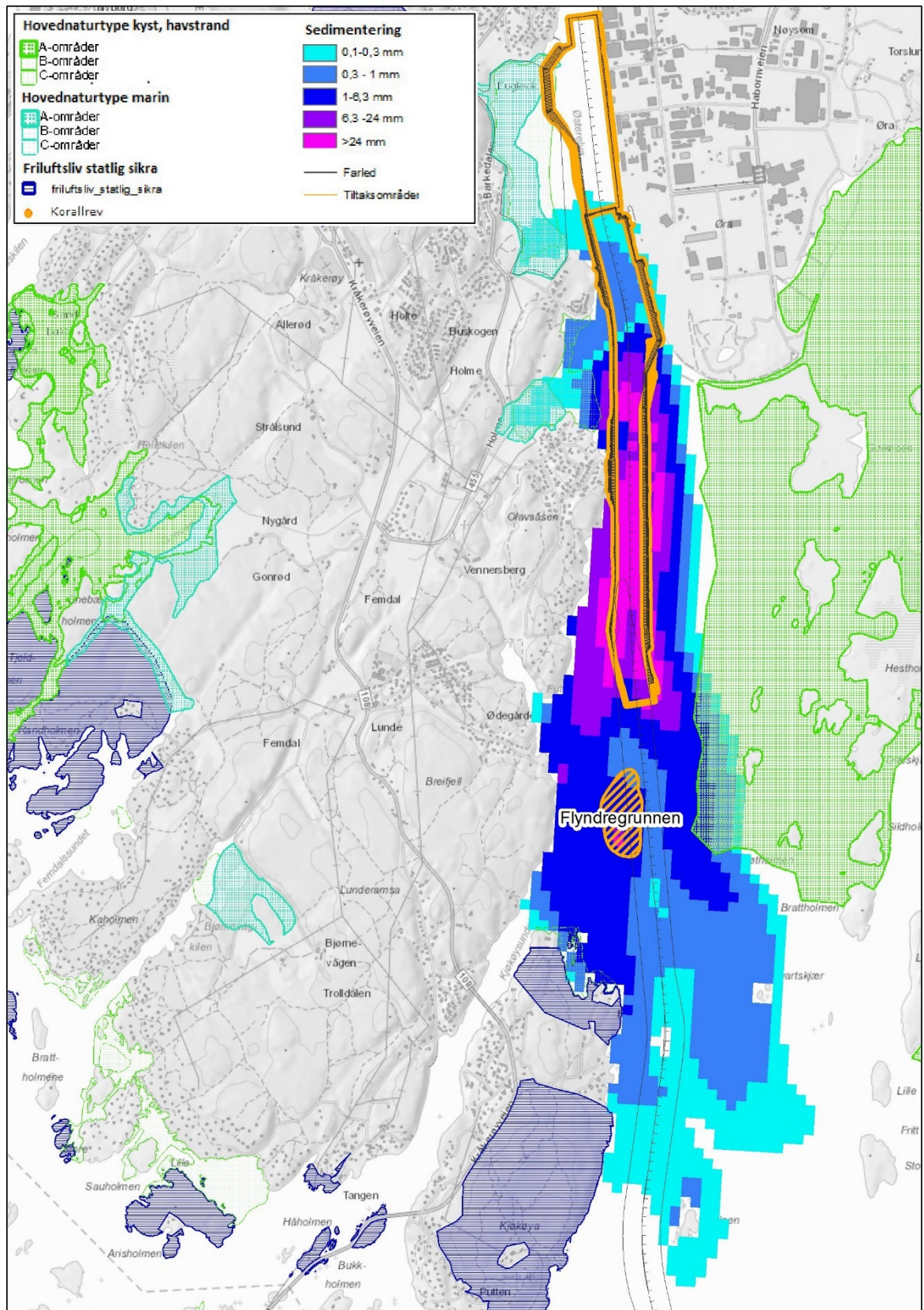
Sedimentasjon under mudring og deponering er modellert i 8 ulike scenarier. De påfølgende figurene viser sedimentasjonen etter antall dager angitt i tabellen under.

Scenario	80 %	95 %
1	16 d 19 h	N/A
2	126 d	164 d
3	103 d 16 h	96 d 14 h
4	77 d	64 d
5	112 d 12 h	105 d 9 h
6	103 d 12 h	96 d 12 h
7	76 d 12 h	63 d 12 h
8	112 d 12 h	109 d

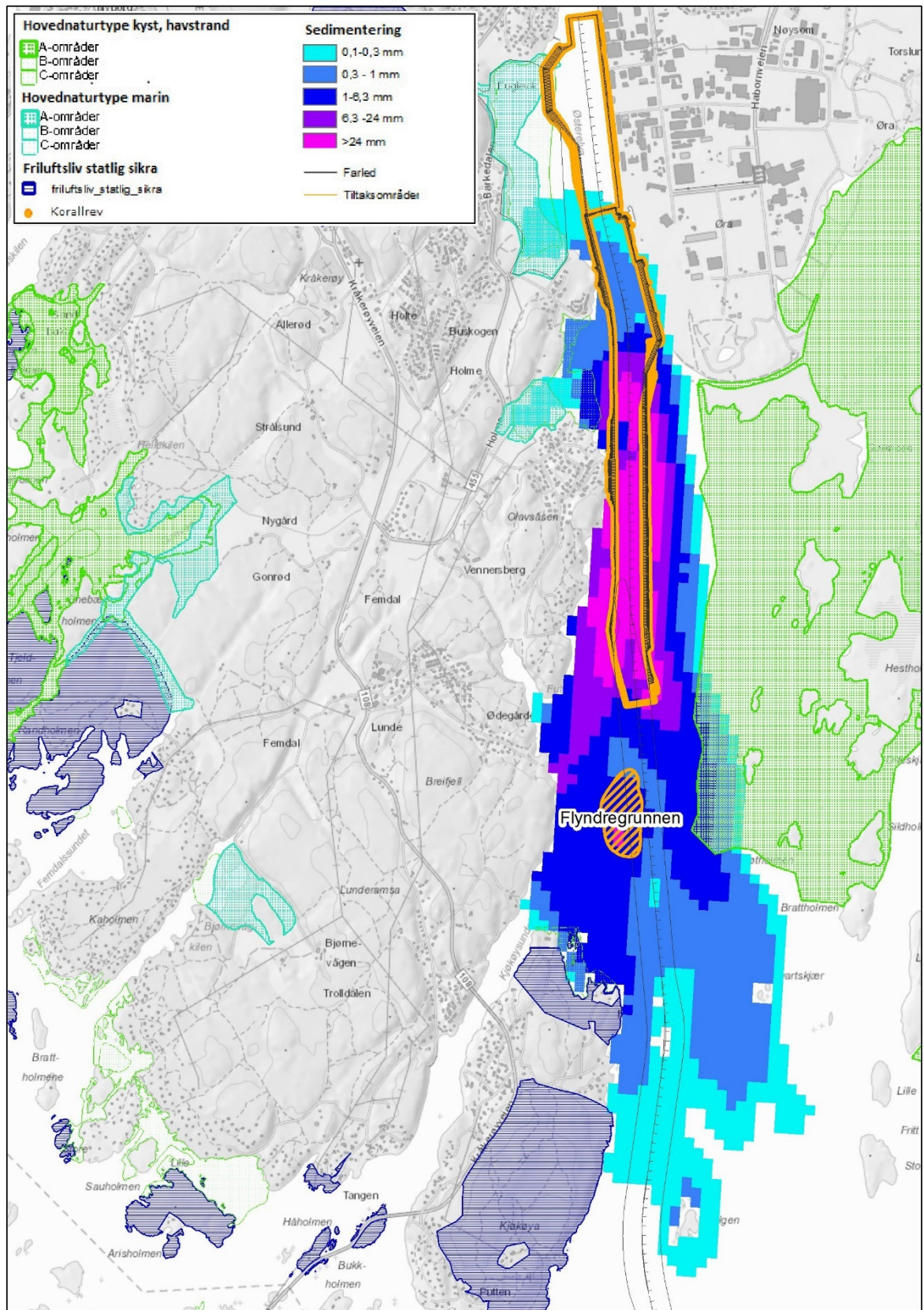
Sc i filnavnet angir Scenario nummer



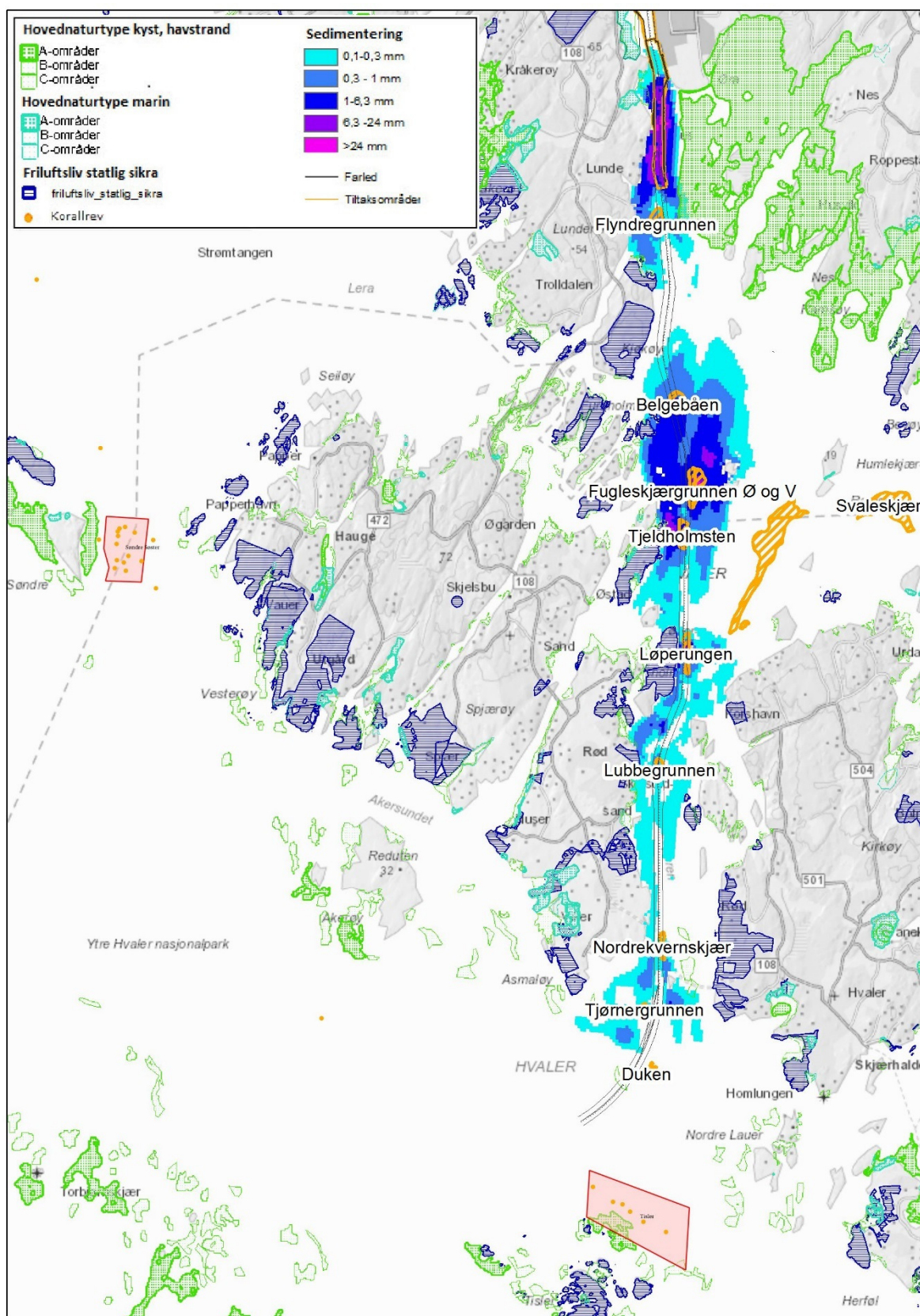
Modellert sedimentasjon: «Scenario1_80prcnt (2)»



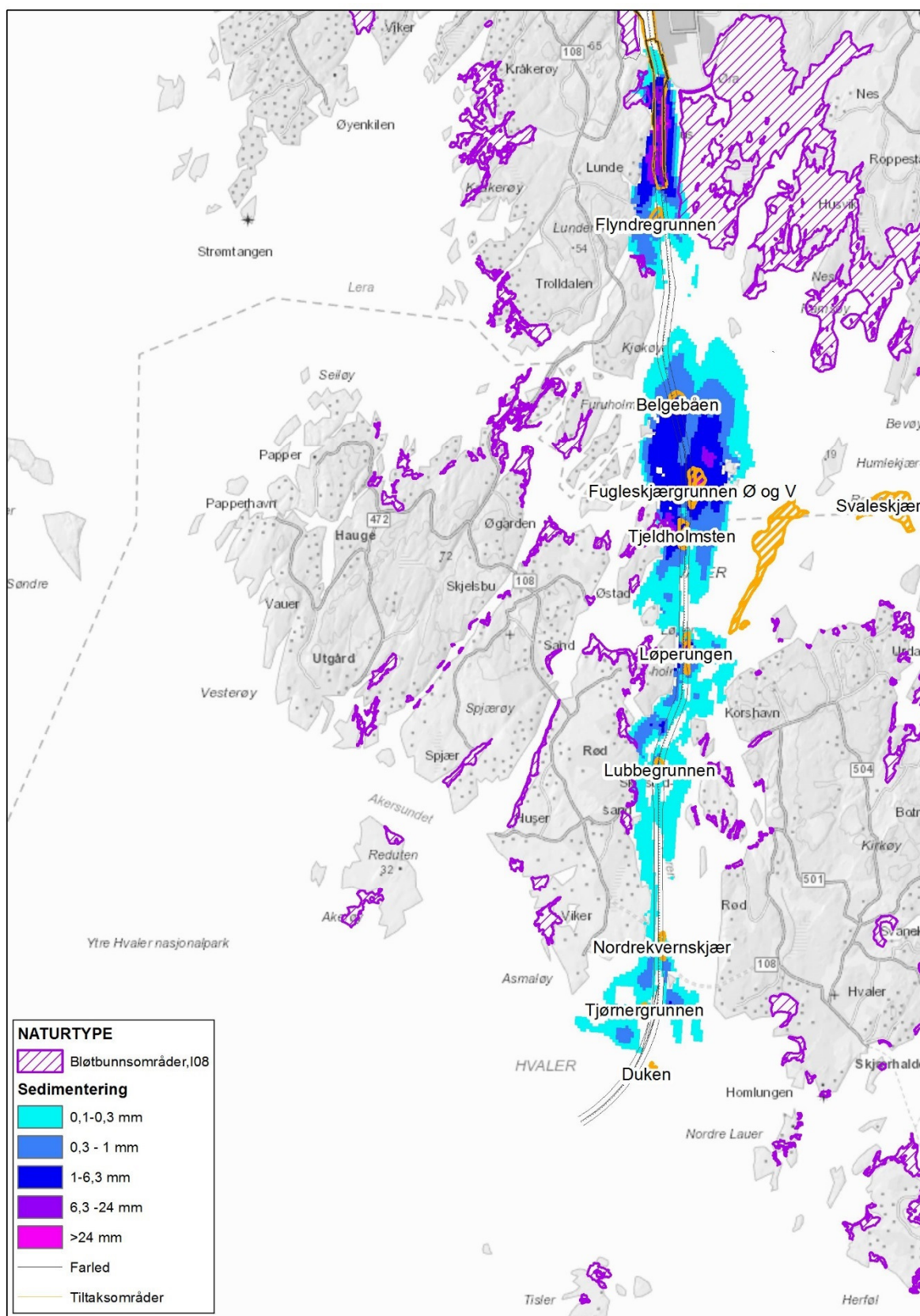
Modellert sedimentasjon: «Scenario2_80 prcnt (2)»



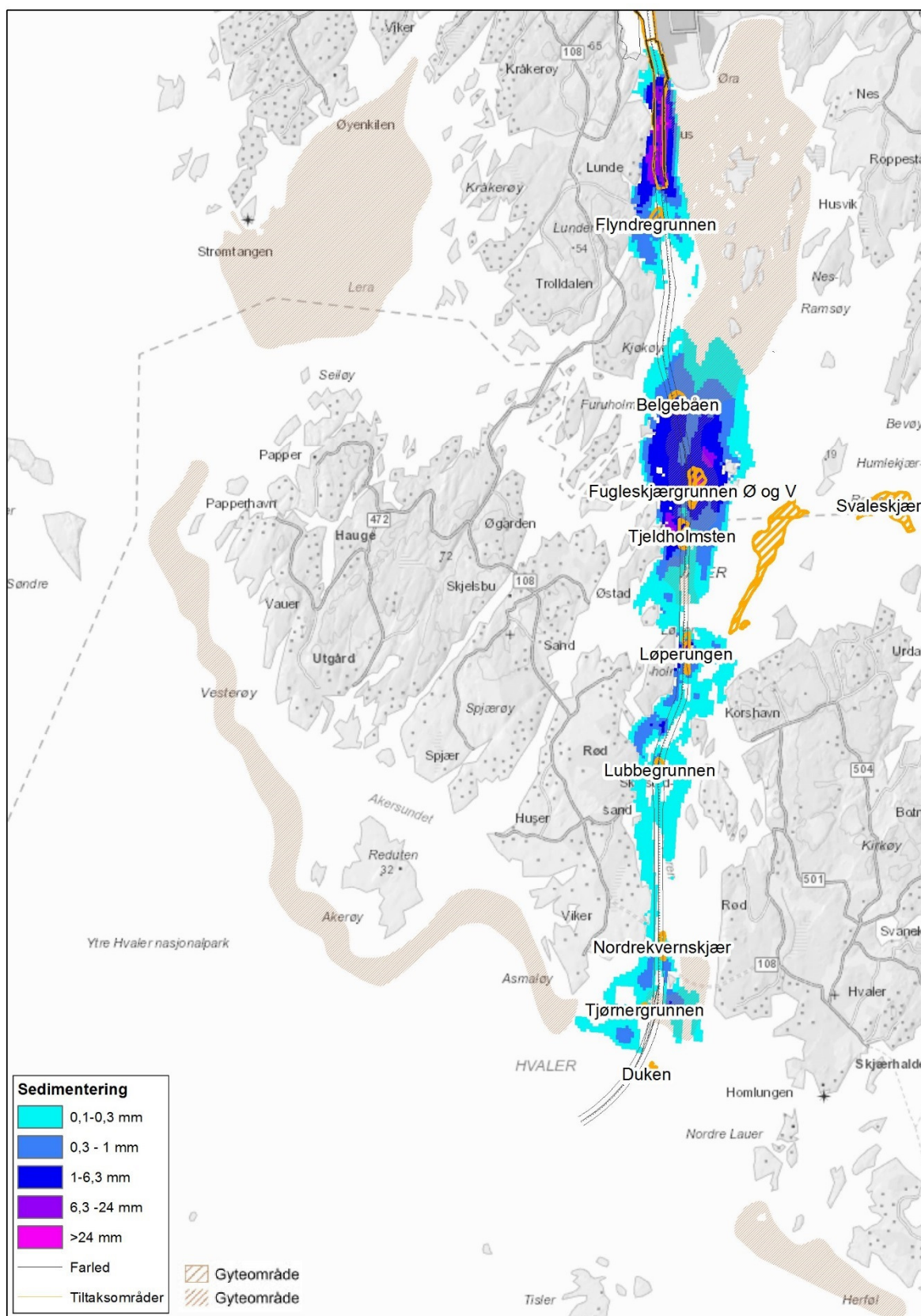
Modellert sedimentasjon: «Scenario2_95 prcnt (2)»



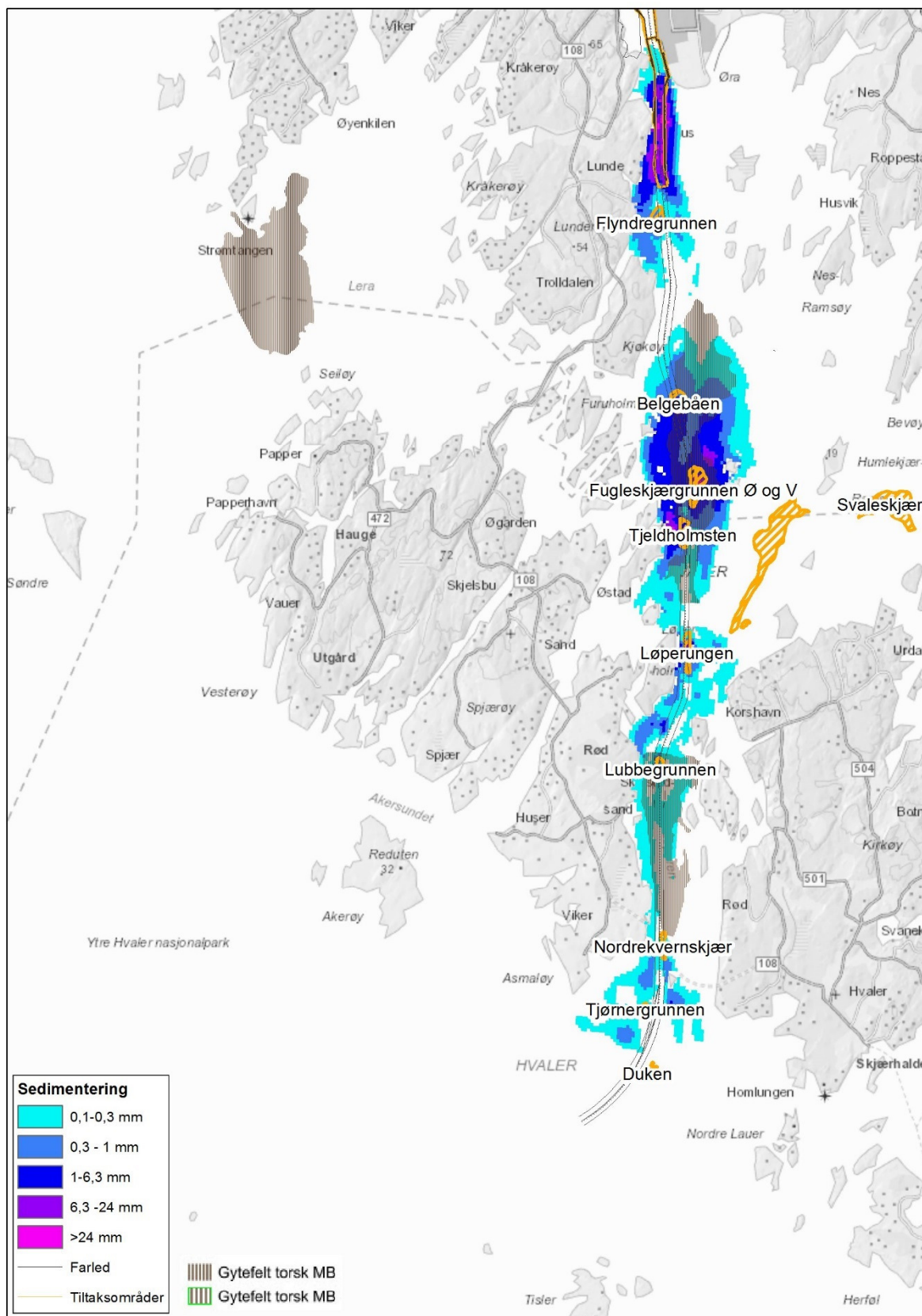
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_80 prcnt (5)»



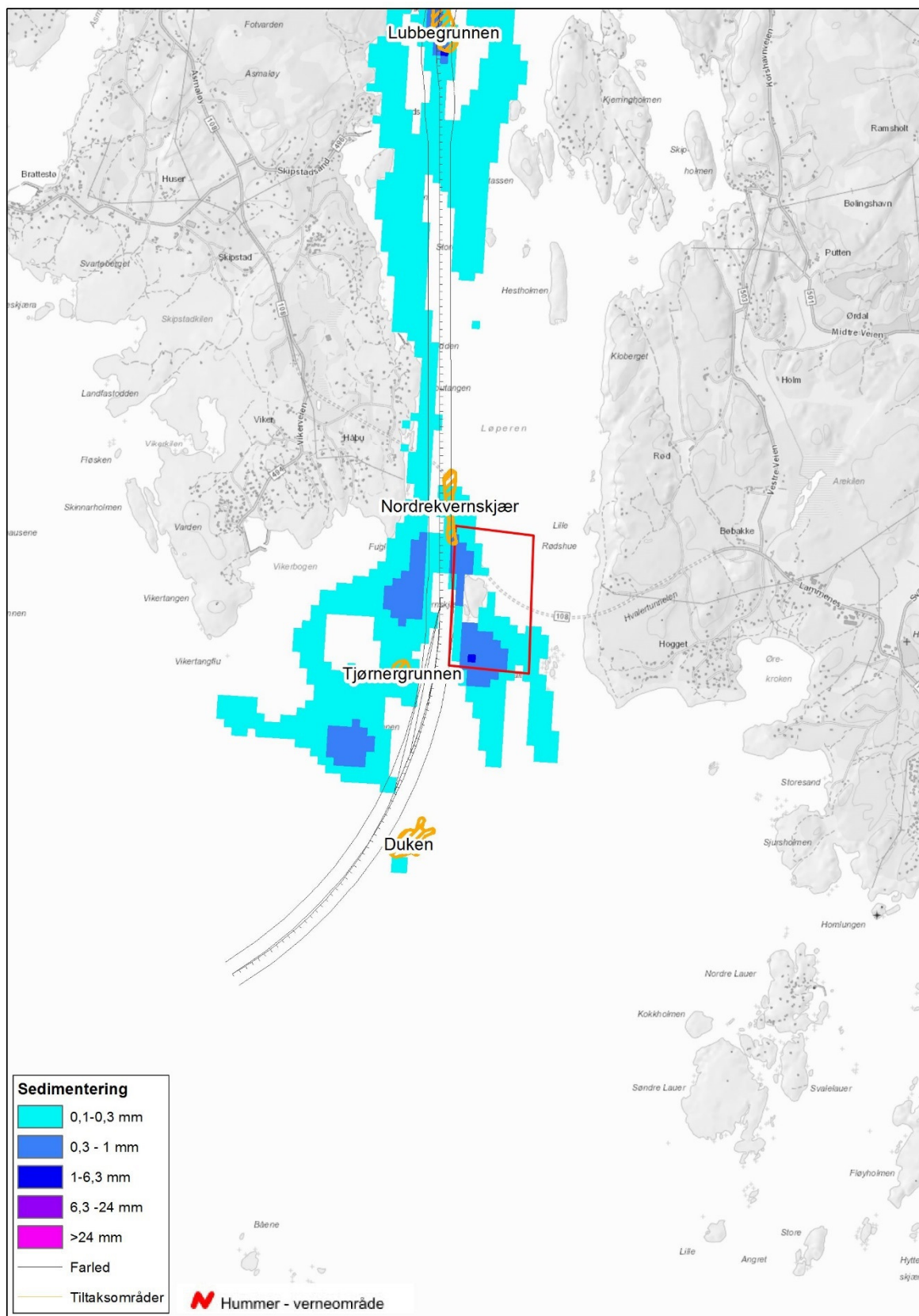
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_80 prcnt (5)_inkl_bløtbunnsområder»



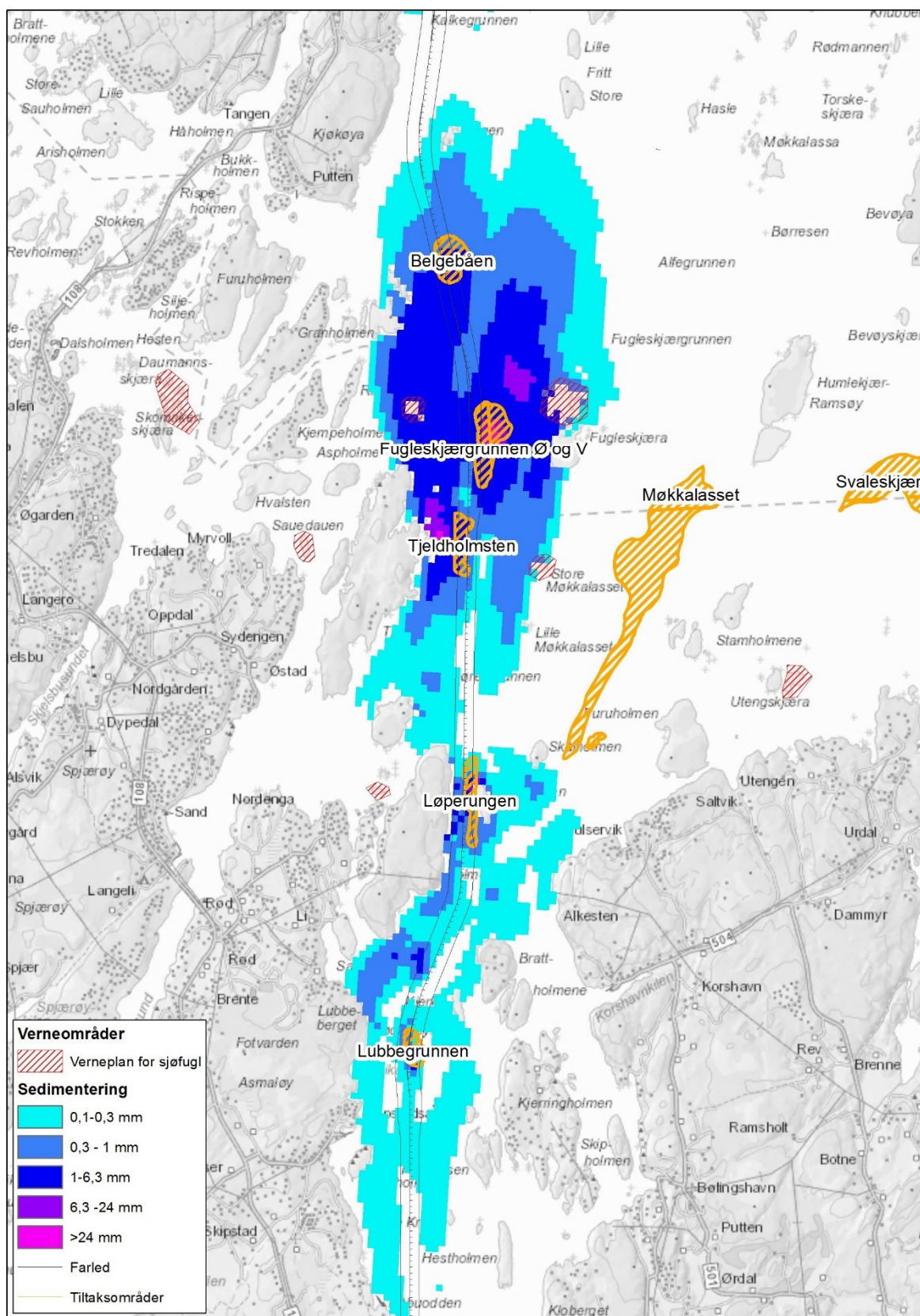
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_80 prcnt (5)_inkl_gyteområde»



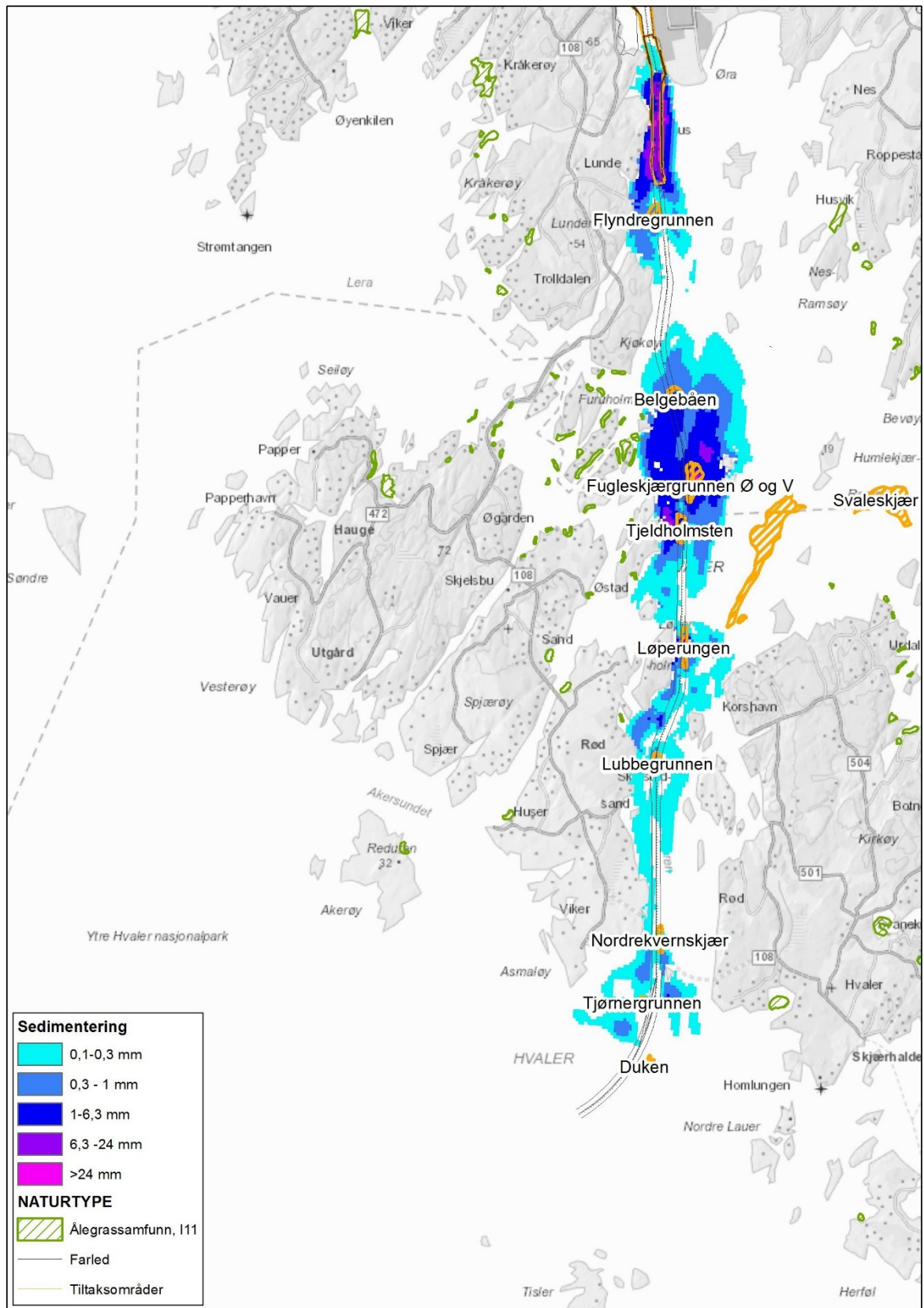
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_80 prcnt (5)_inkl_gyteområde_torsk»



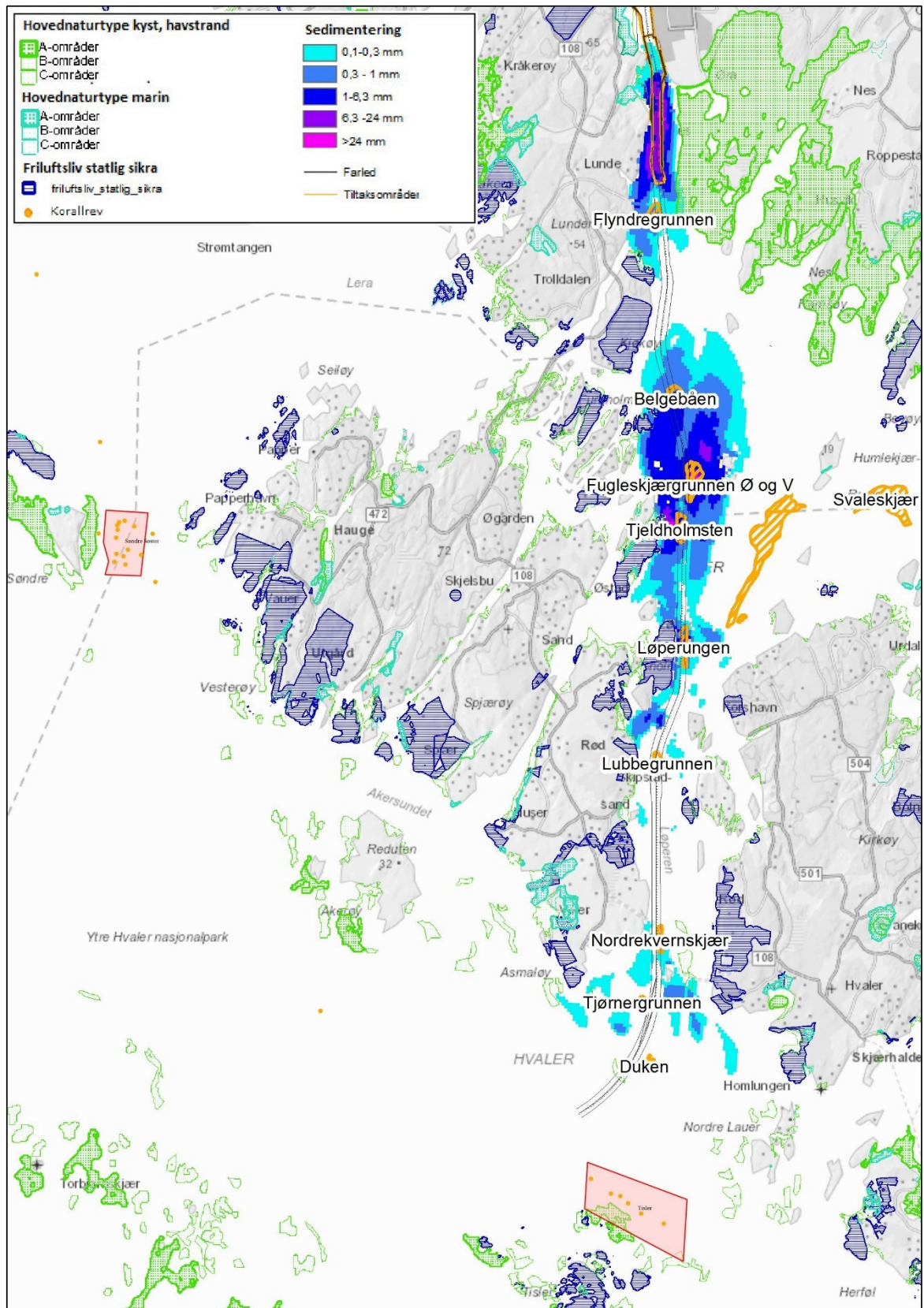
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_80 prcnt (5)_inkl verneområde for hummer (rød firkant)



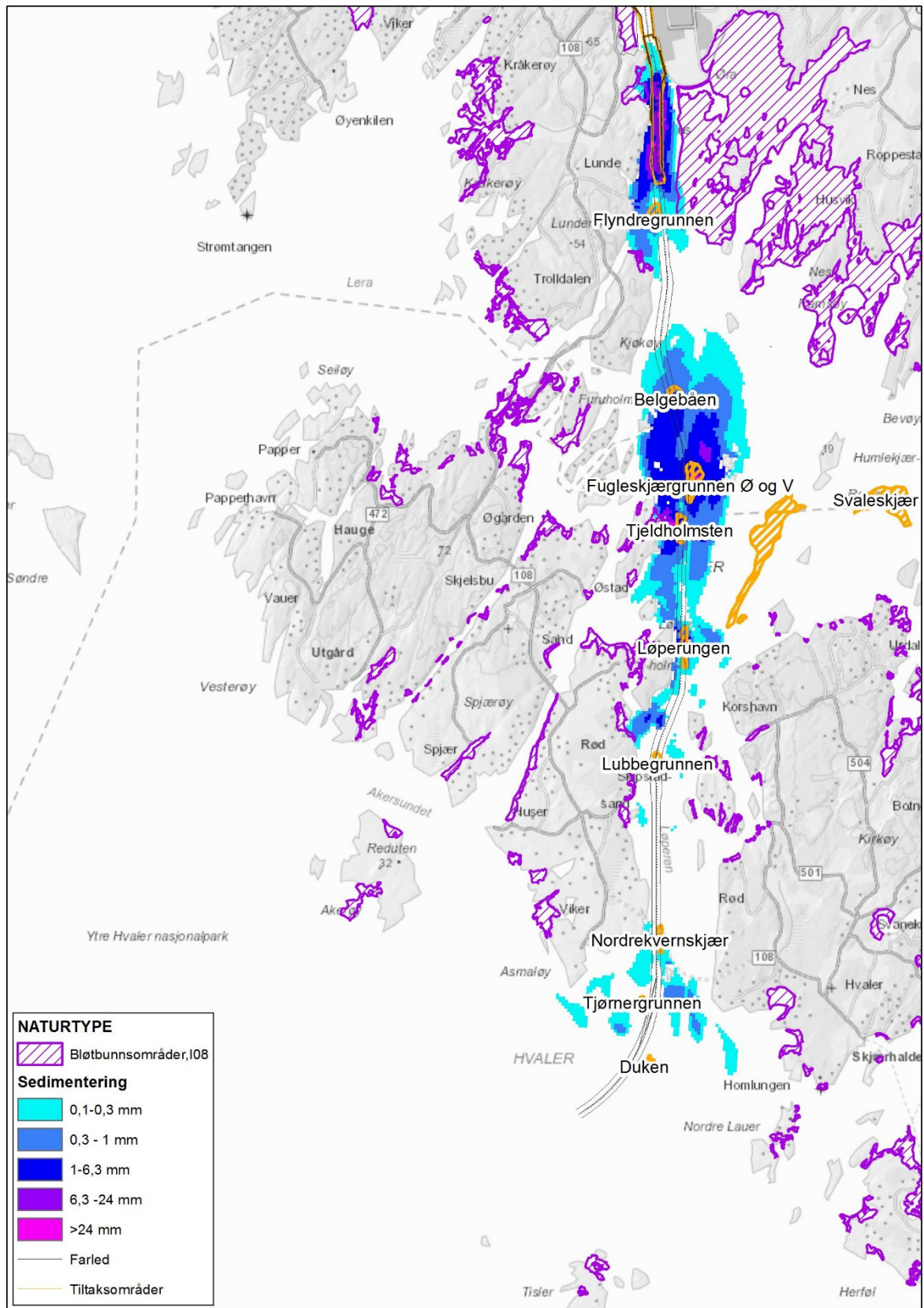
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_80 prcnt (5)_inkl_verneplan_sjøfugl»



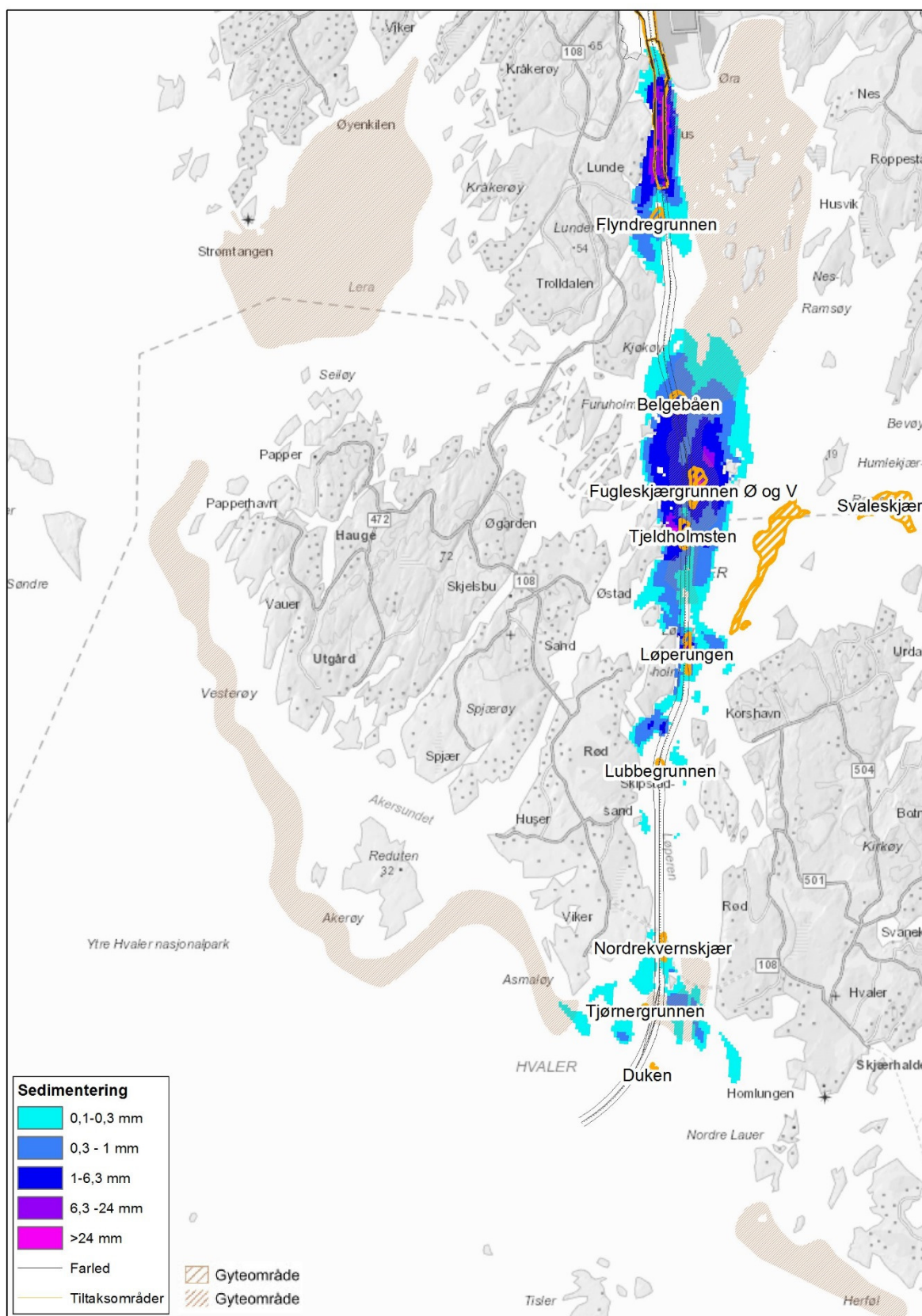
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_80(5)_inkl_ålegras»



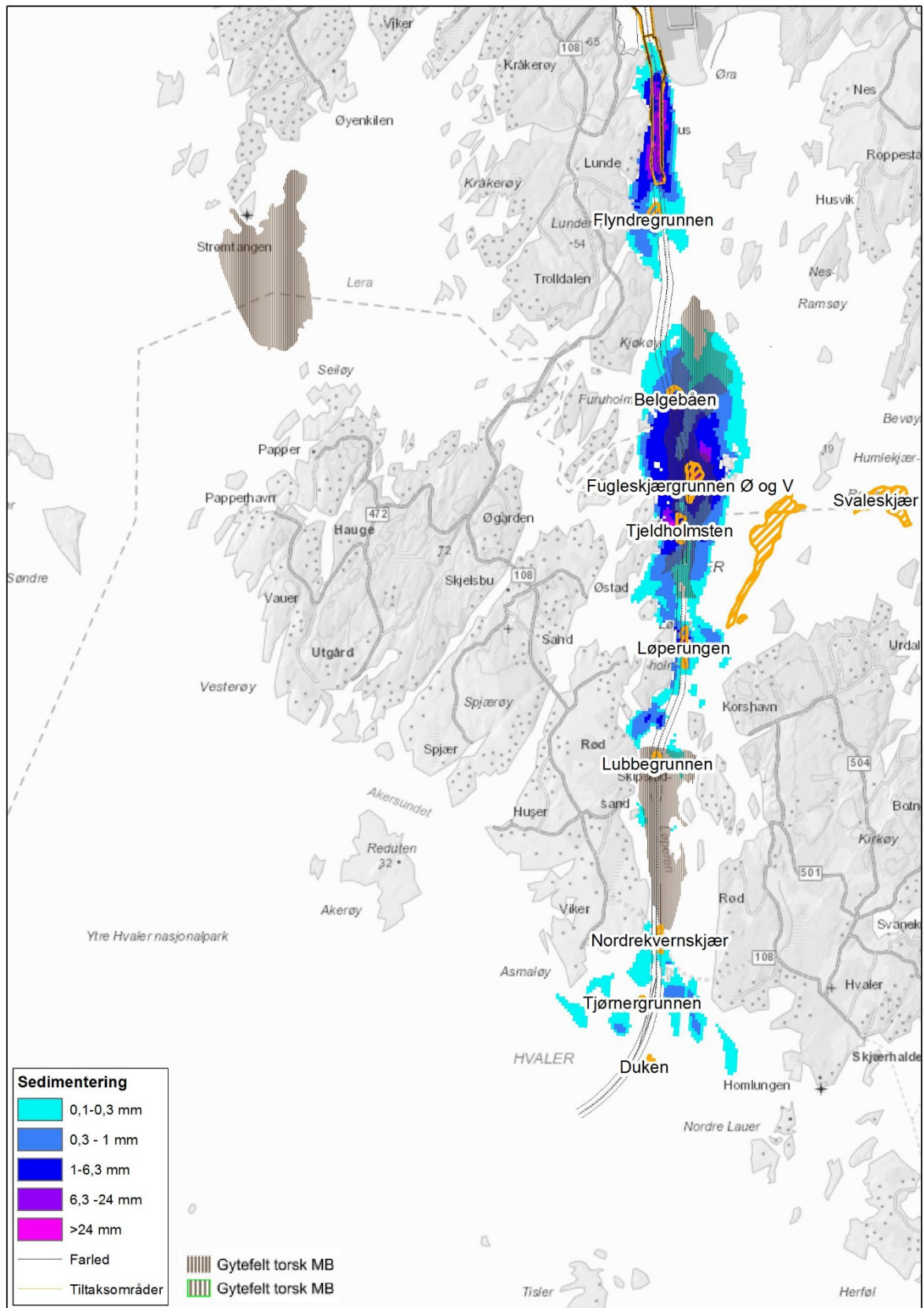
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_95(2)»



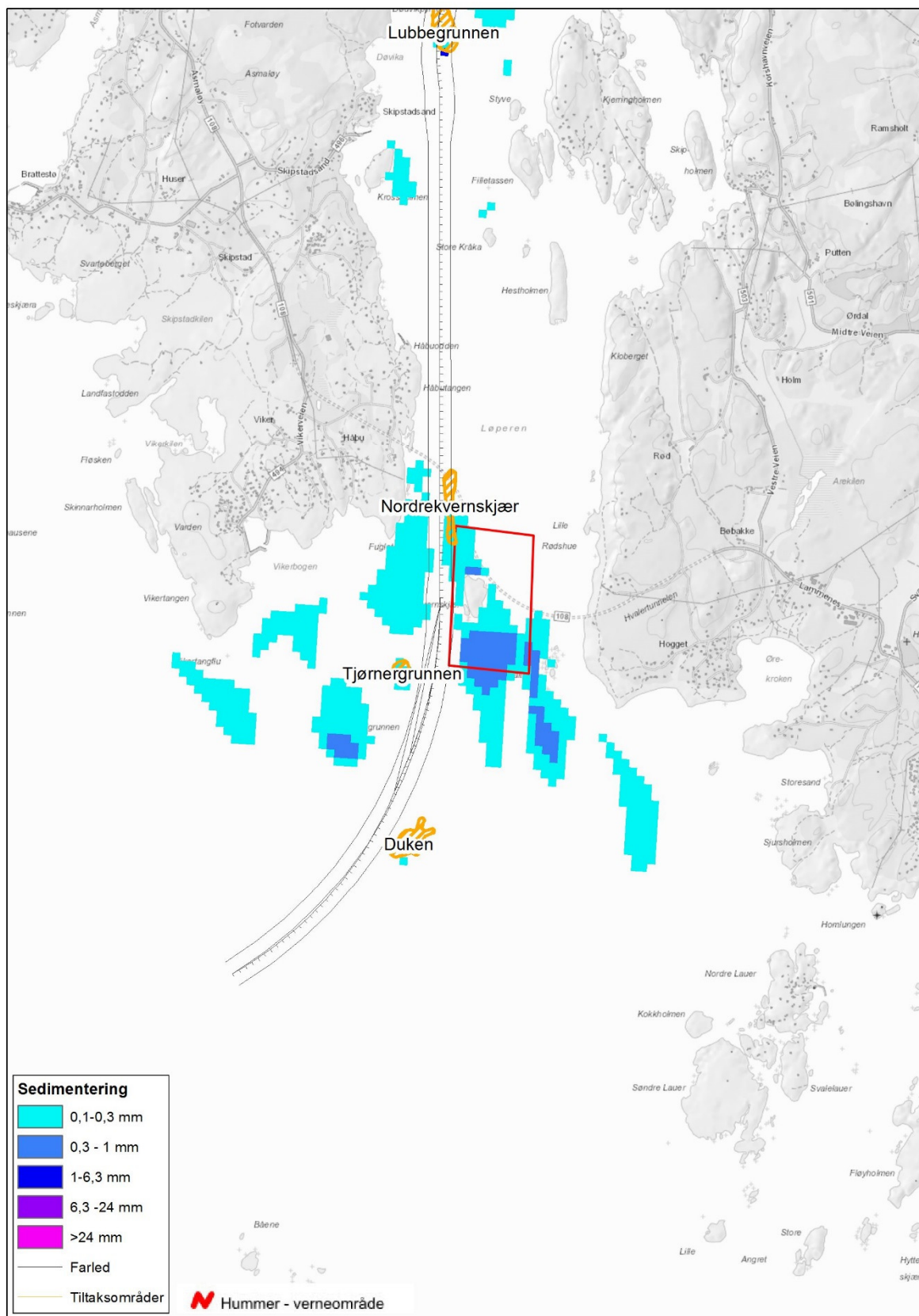
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_95(2)_inkl_bløtbunnsområder»



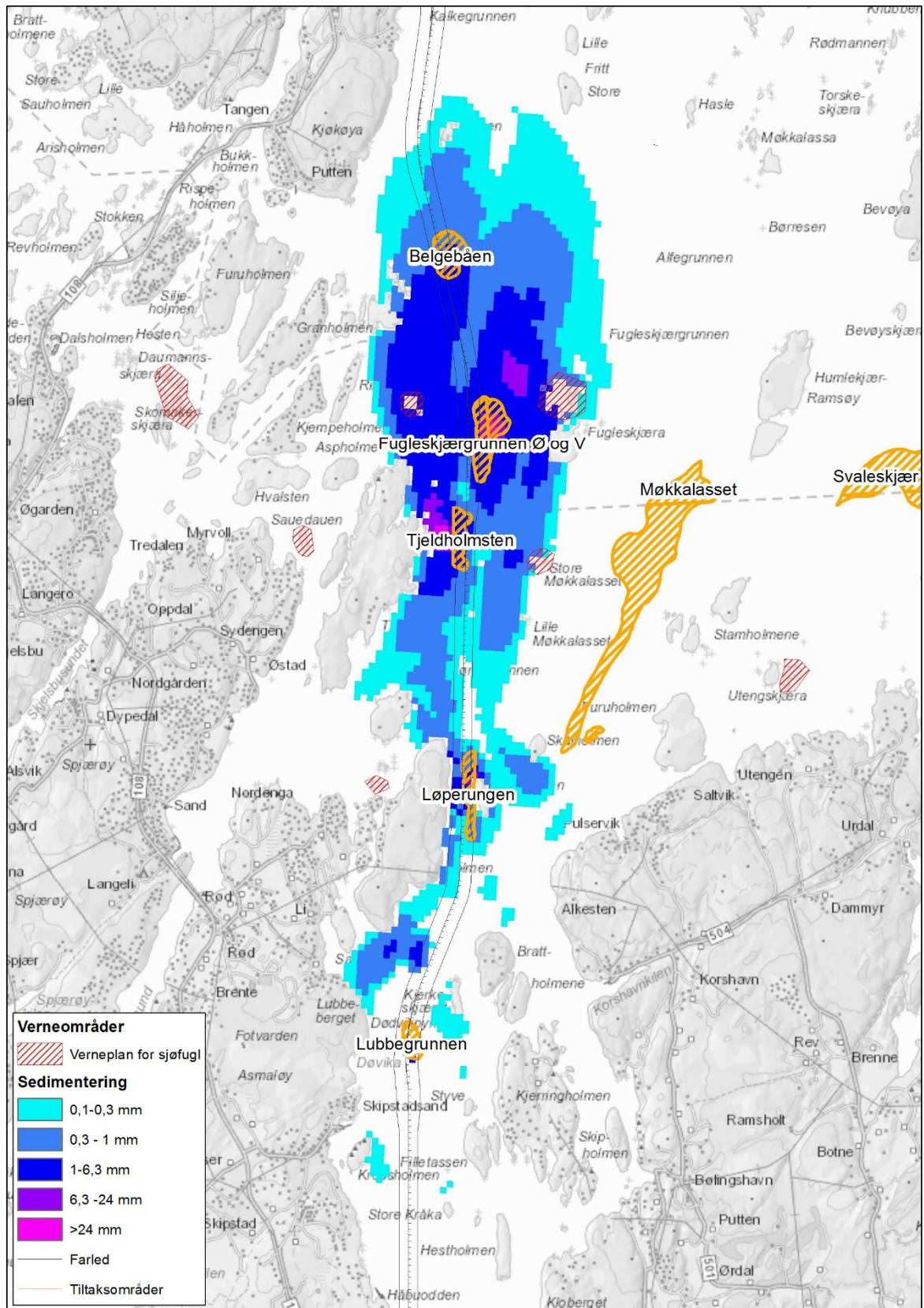
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_95(2)_inkl_gyteområde»



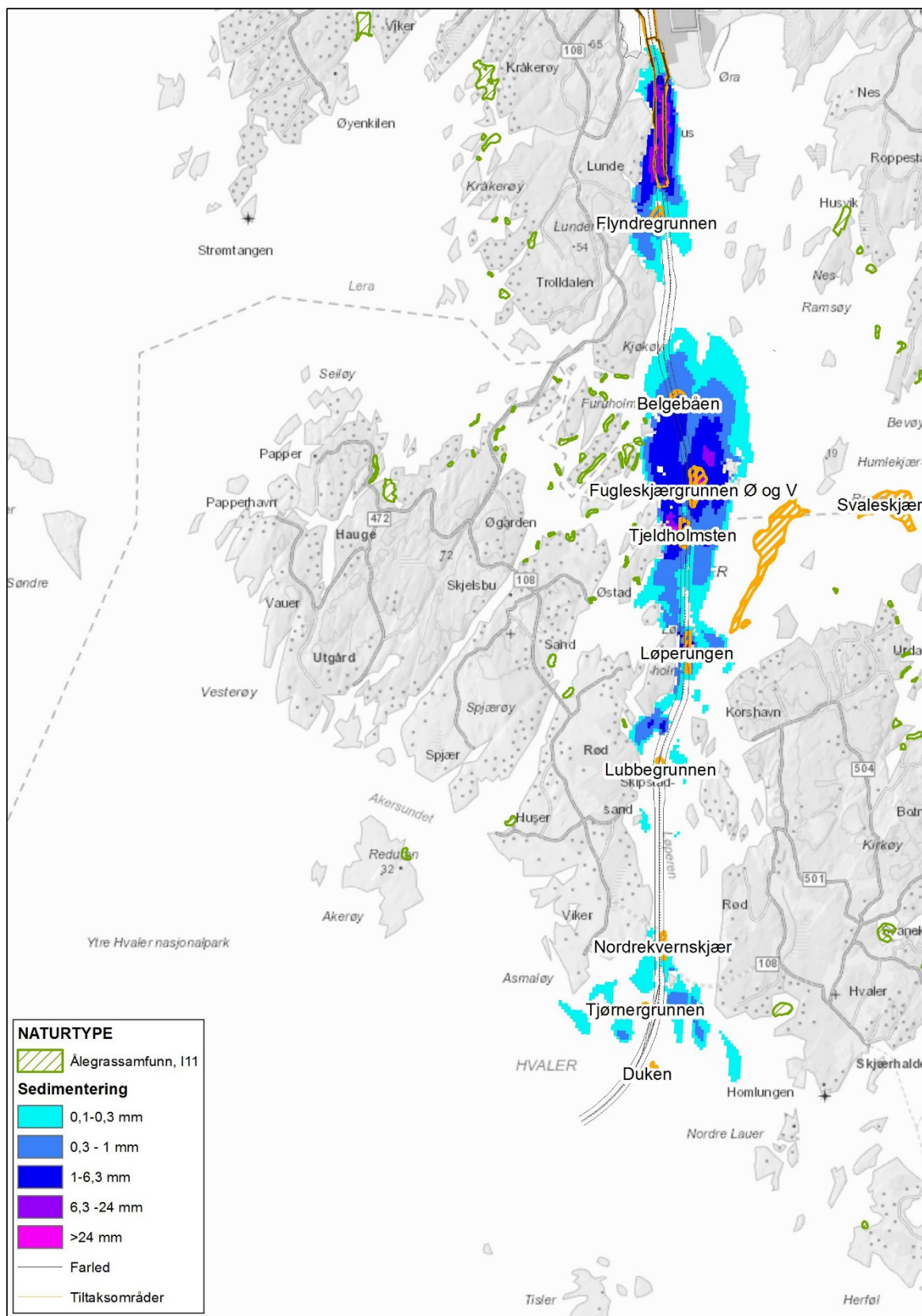
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_95(2)_inkl_gyteområde_torsk»



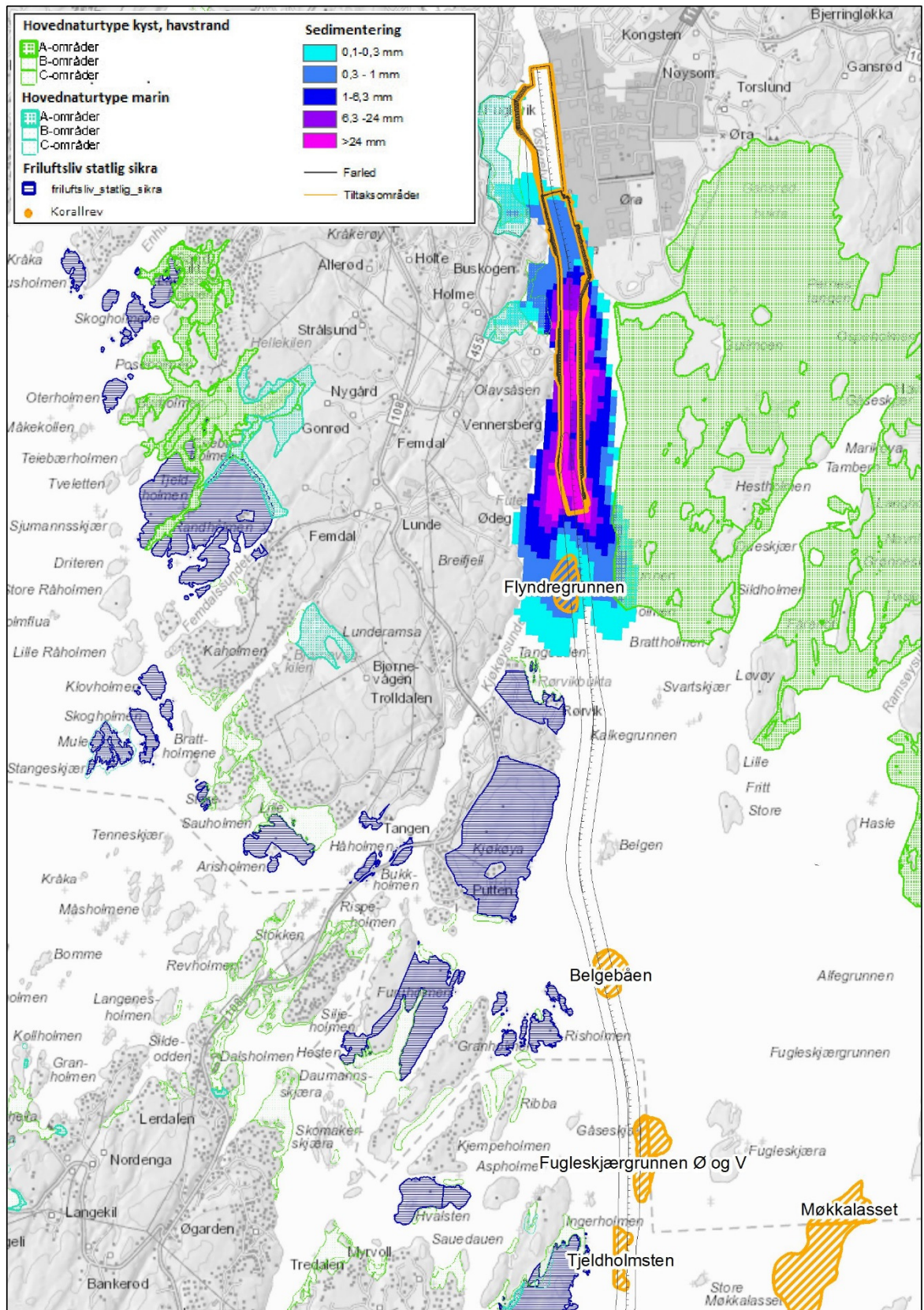
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_95(2)_inkl_hummer»



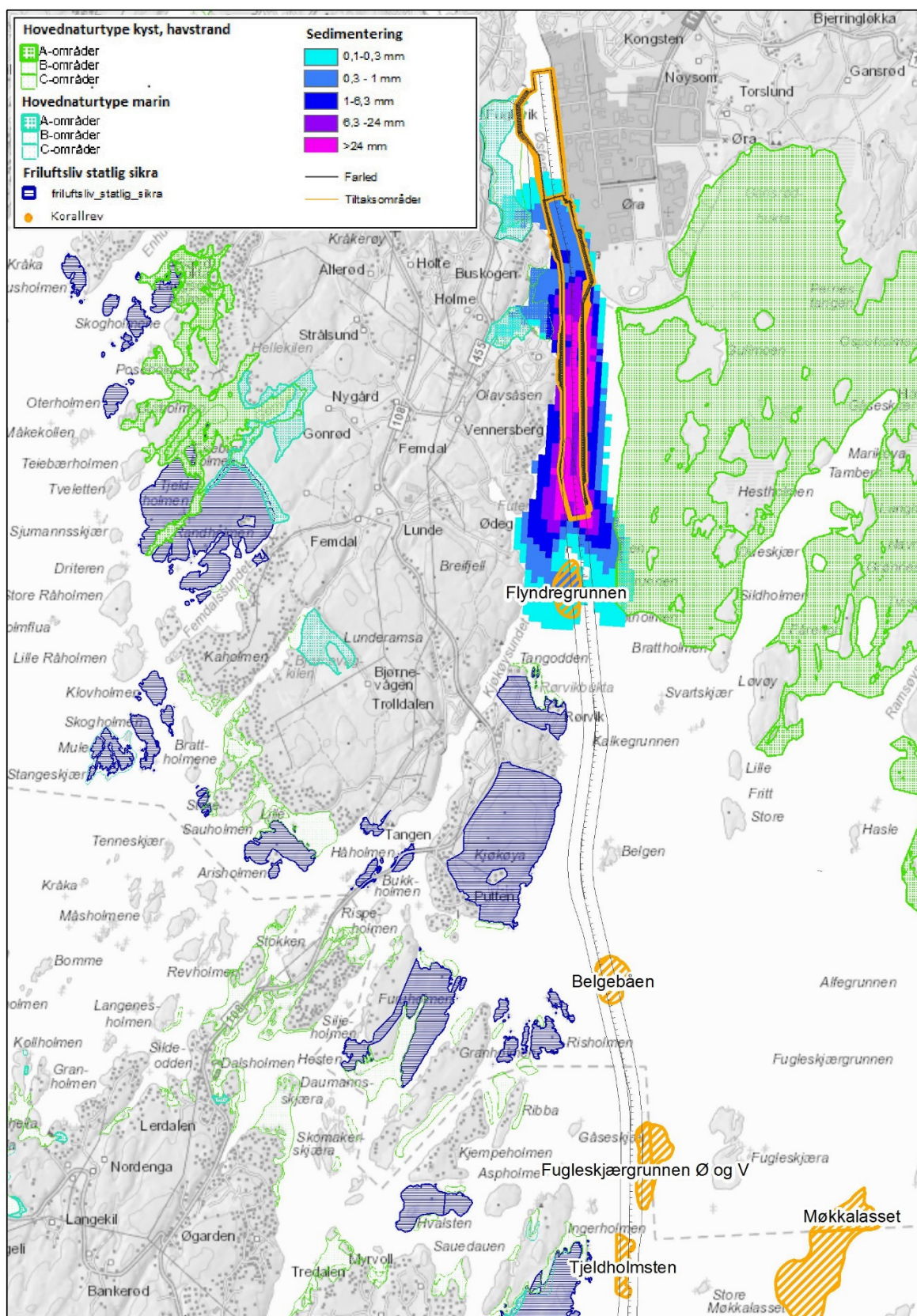
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_95(2)_inkl_verneplan_sjøfugl»



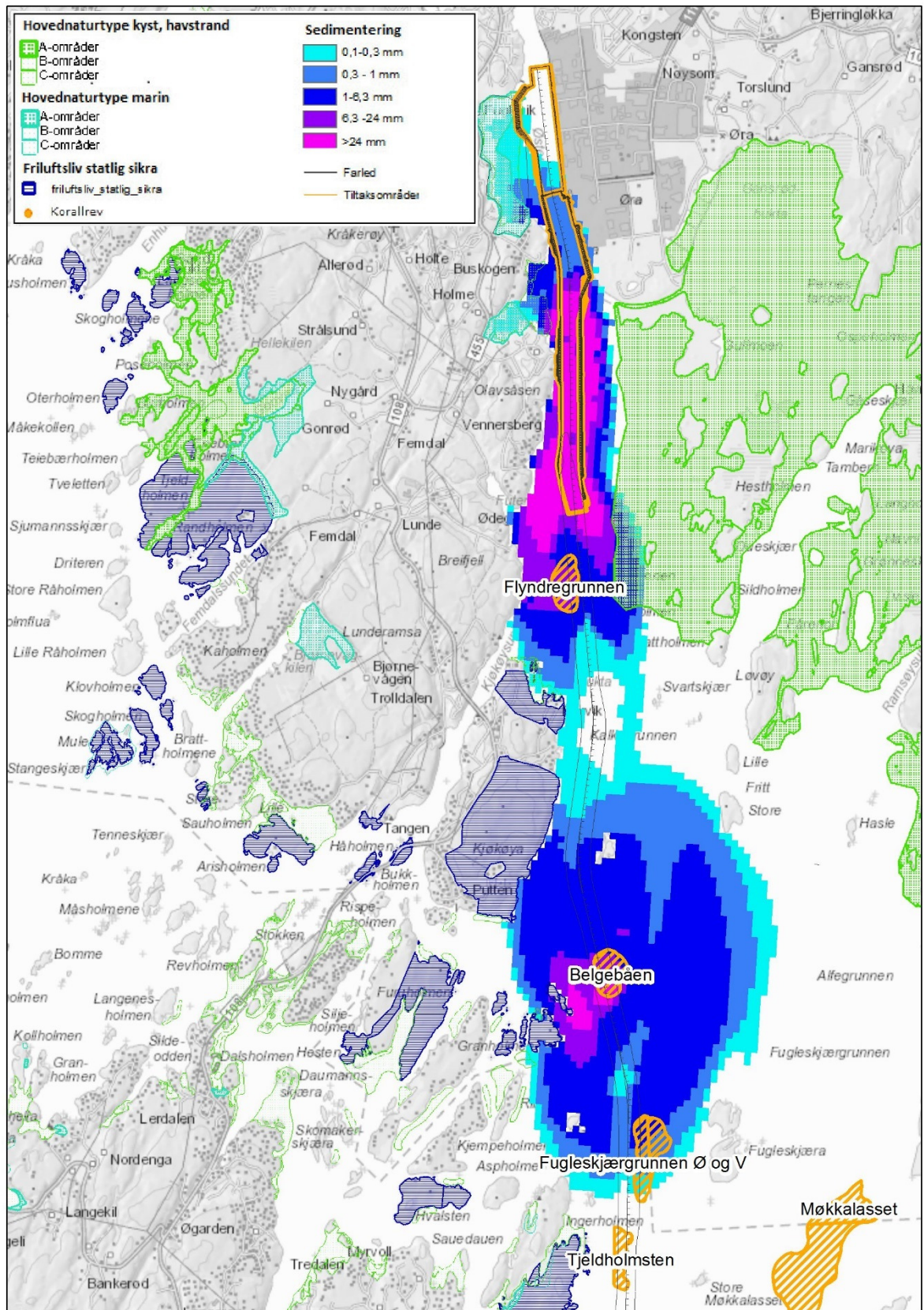
Modellert sedimentasjon: «Scenario3_95(2)_inkl_ålegras»



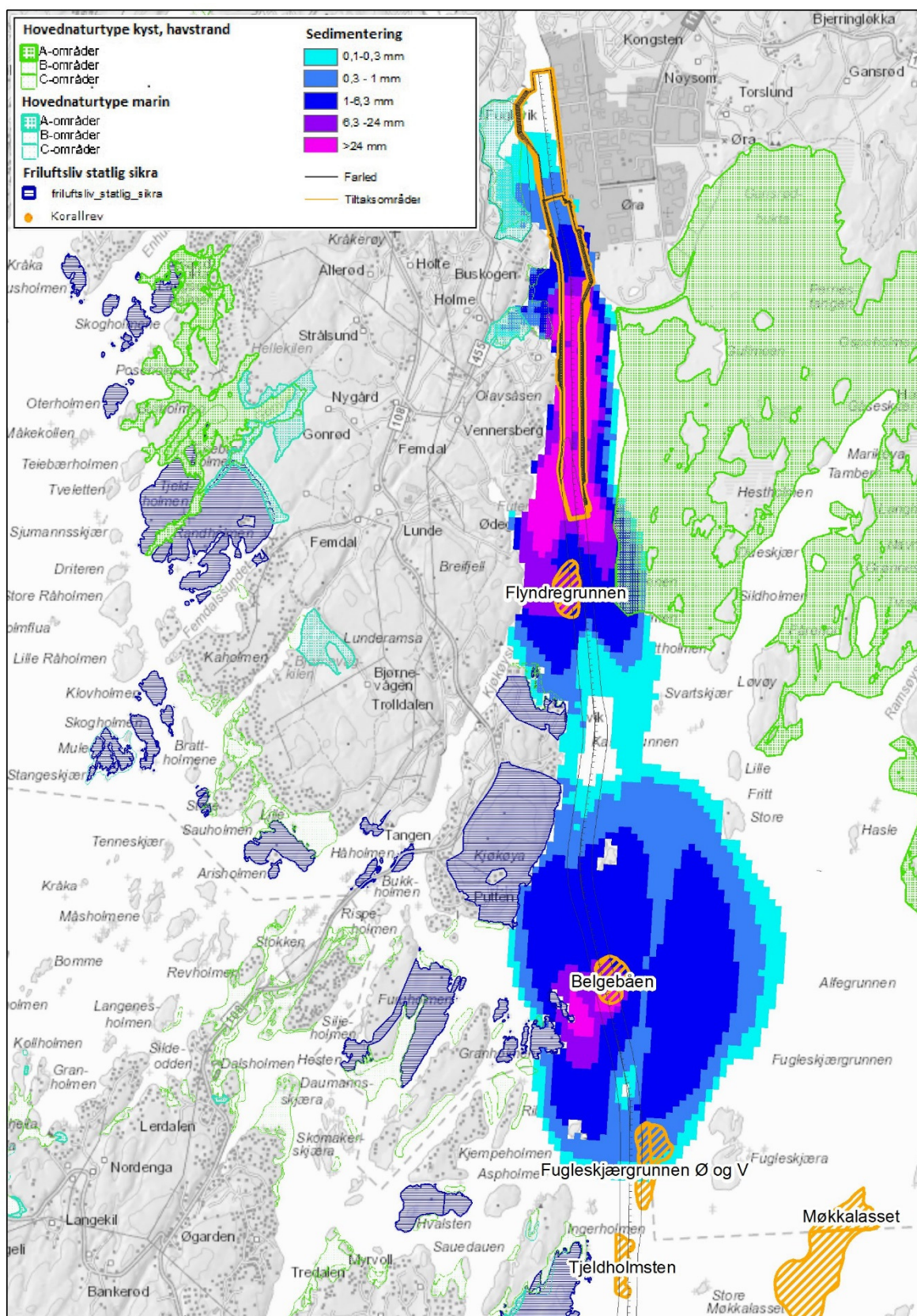
Modellert sedimentasjon: «Scenario4_80(2)»



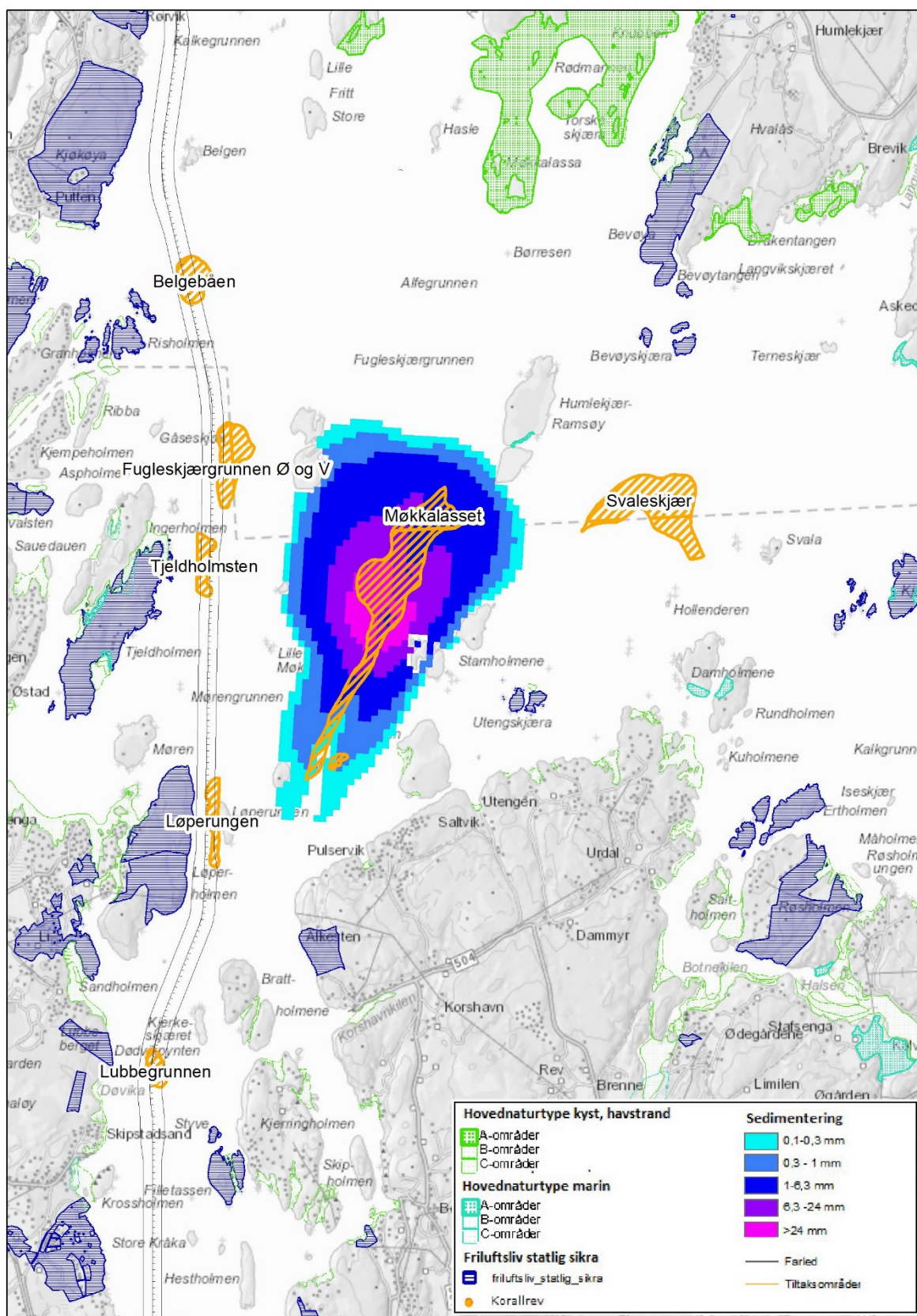
Modellert sedimentasjon: «Scenario4_95(2)»



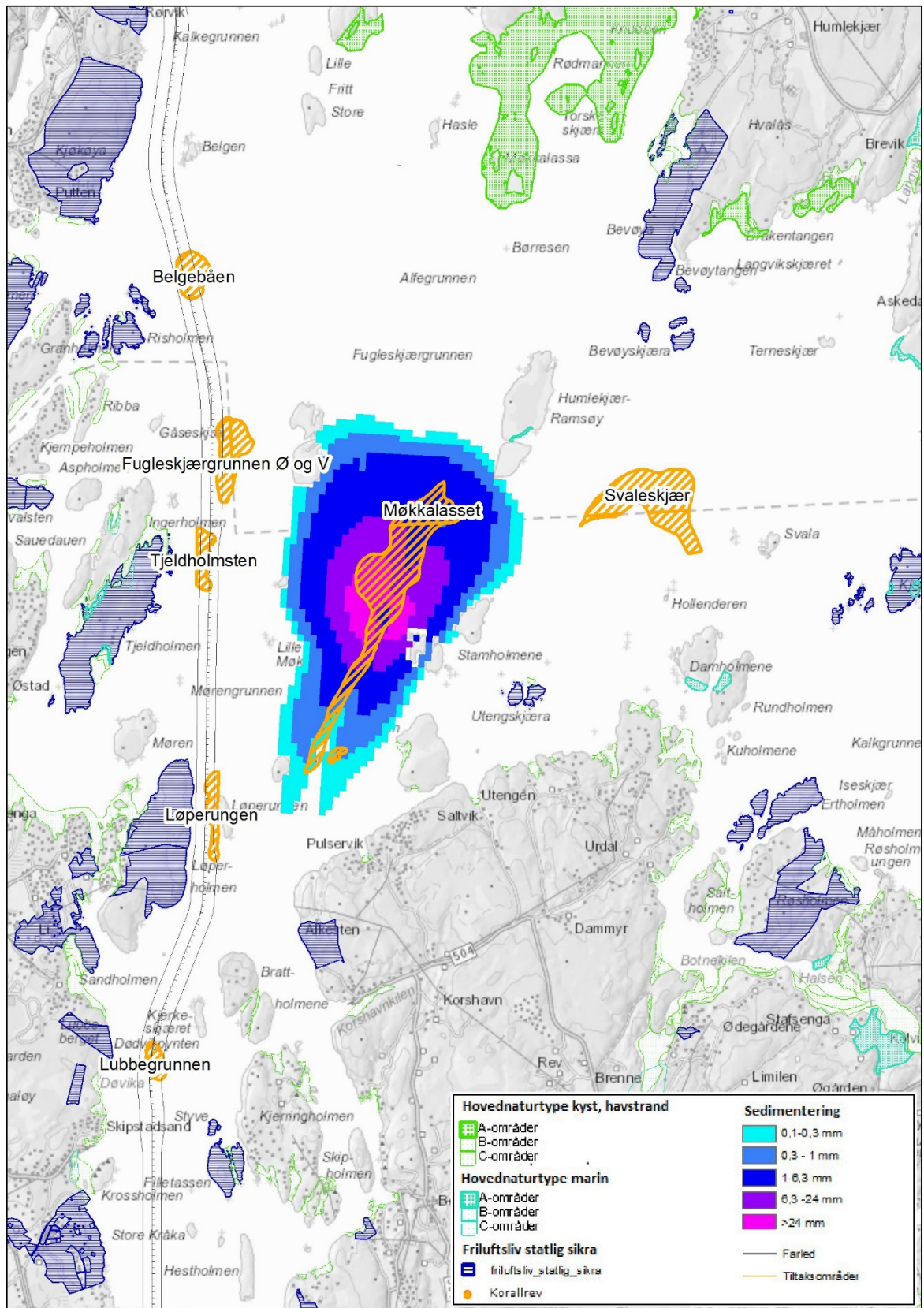
Modellert sedimentasjon: «Scenario5_80(2)»



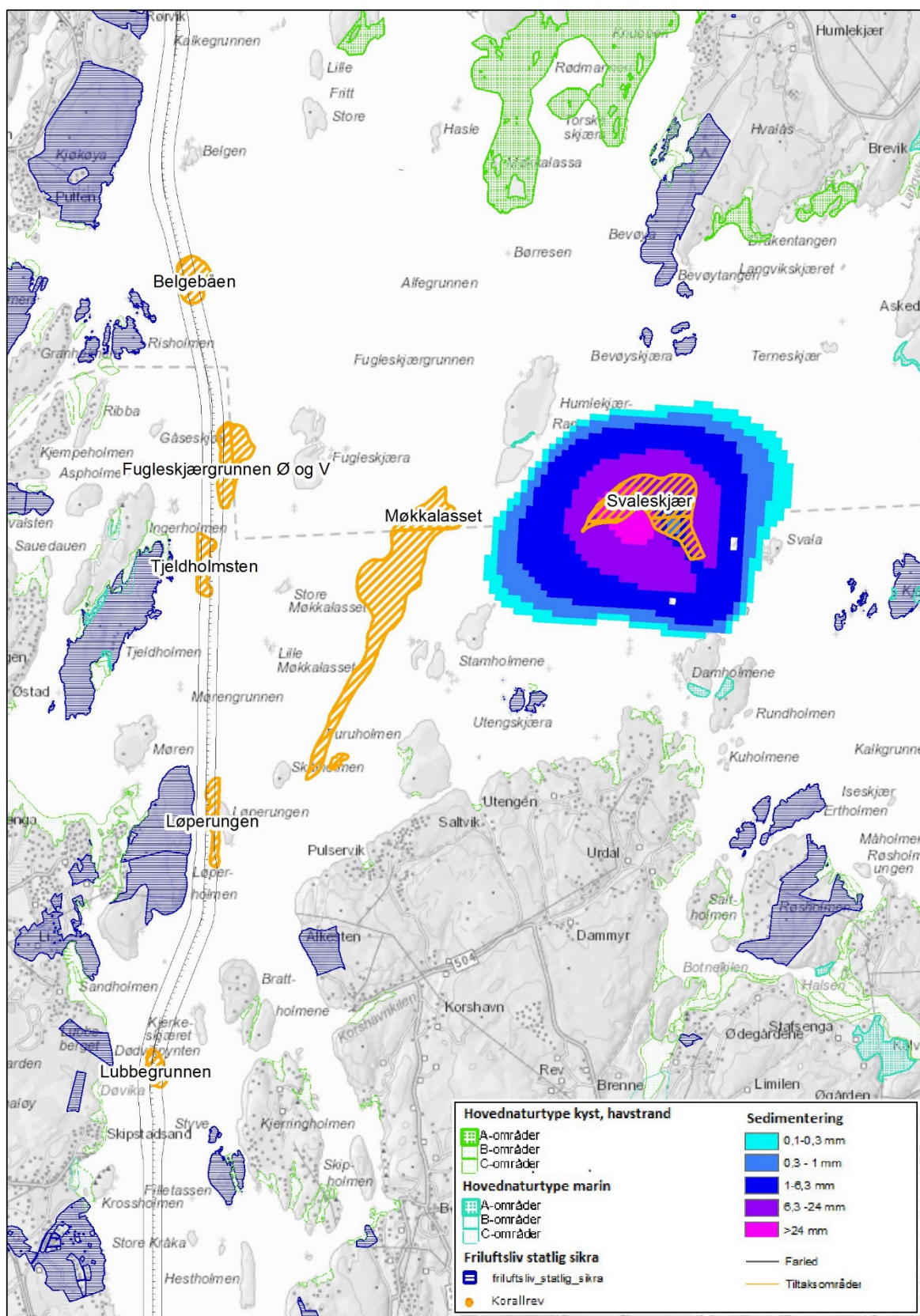
Modellert sedimentasjon: «Scenario5_95(3)»



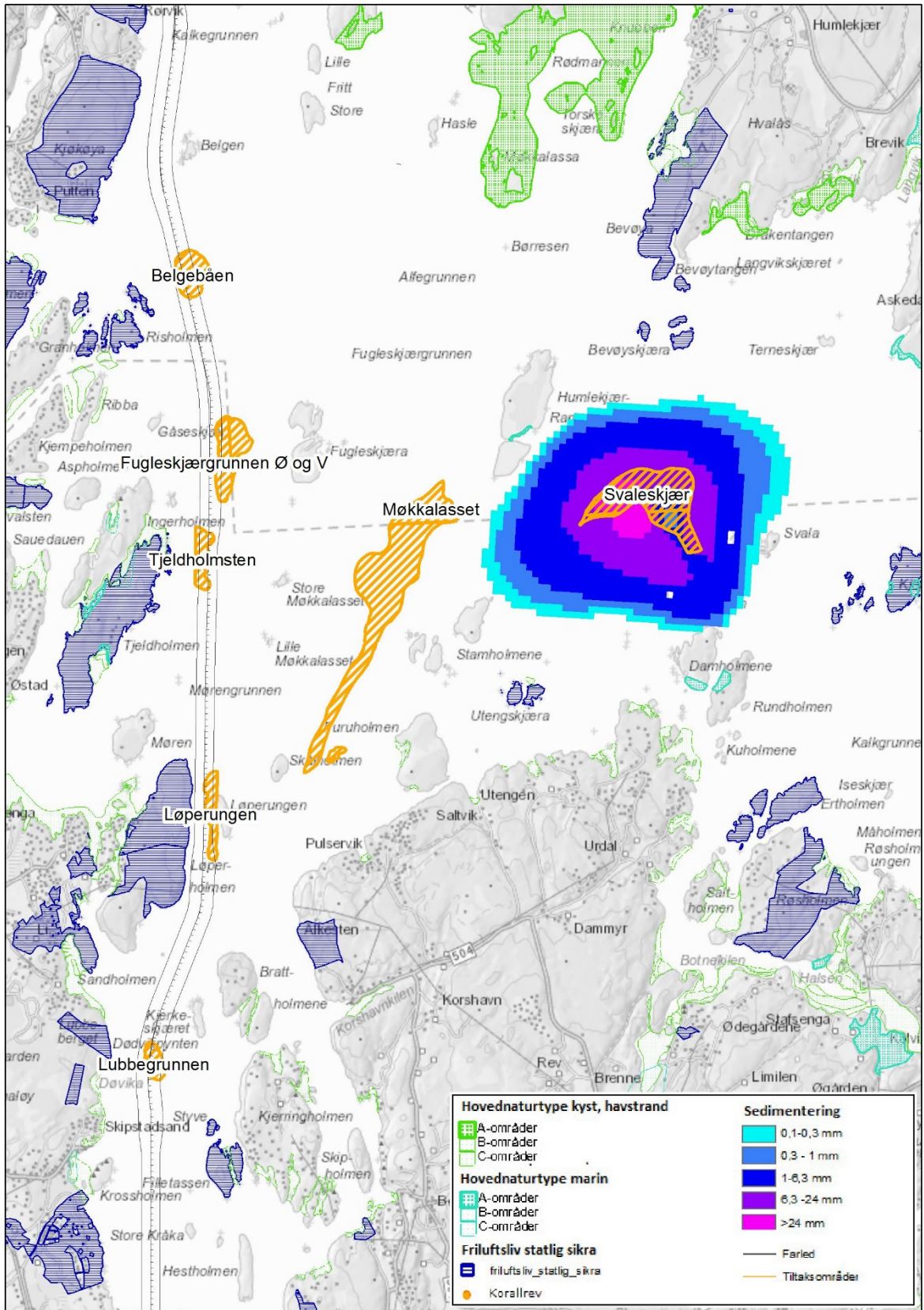
Modellert sedimentasjon: «Scenario6a_80(2)»



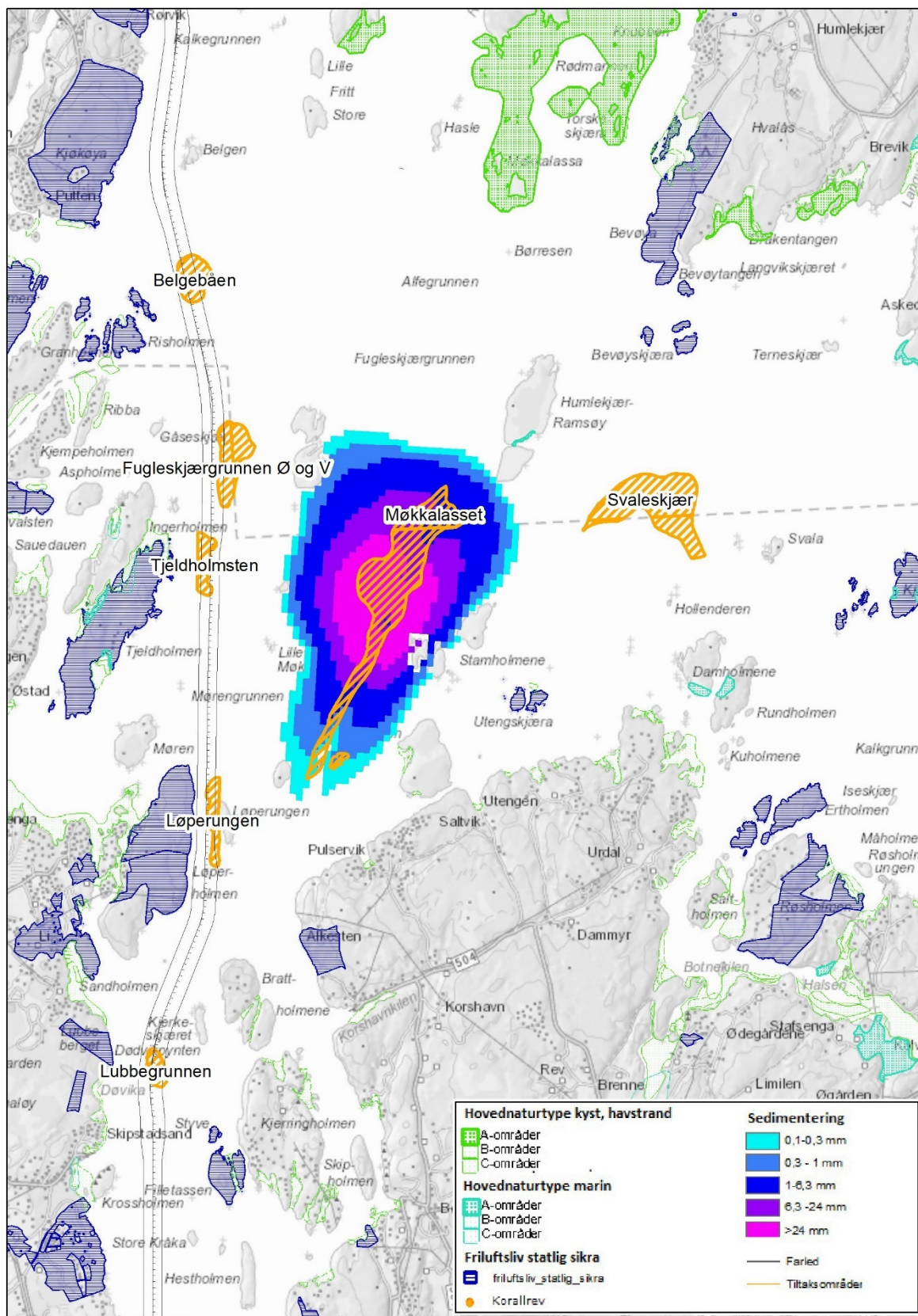
Modellert sedimentasjon: «Scenario6a_95(2)»



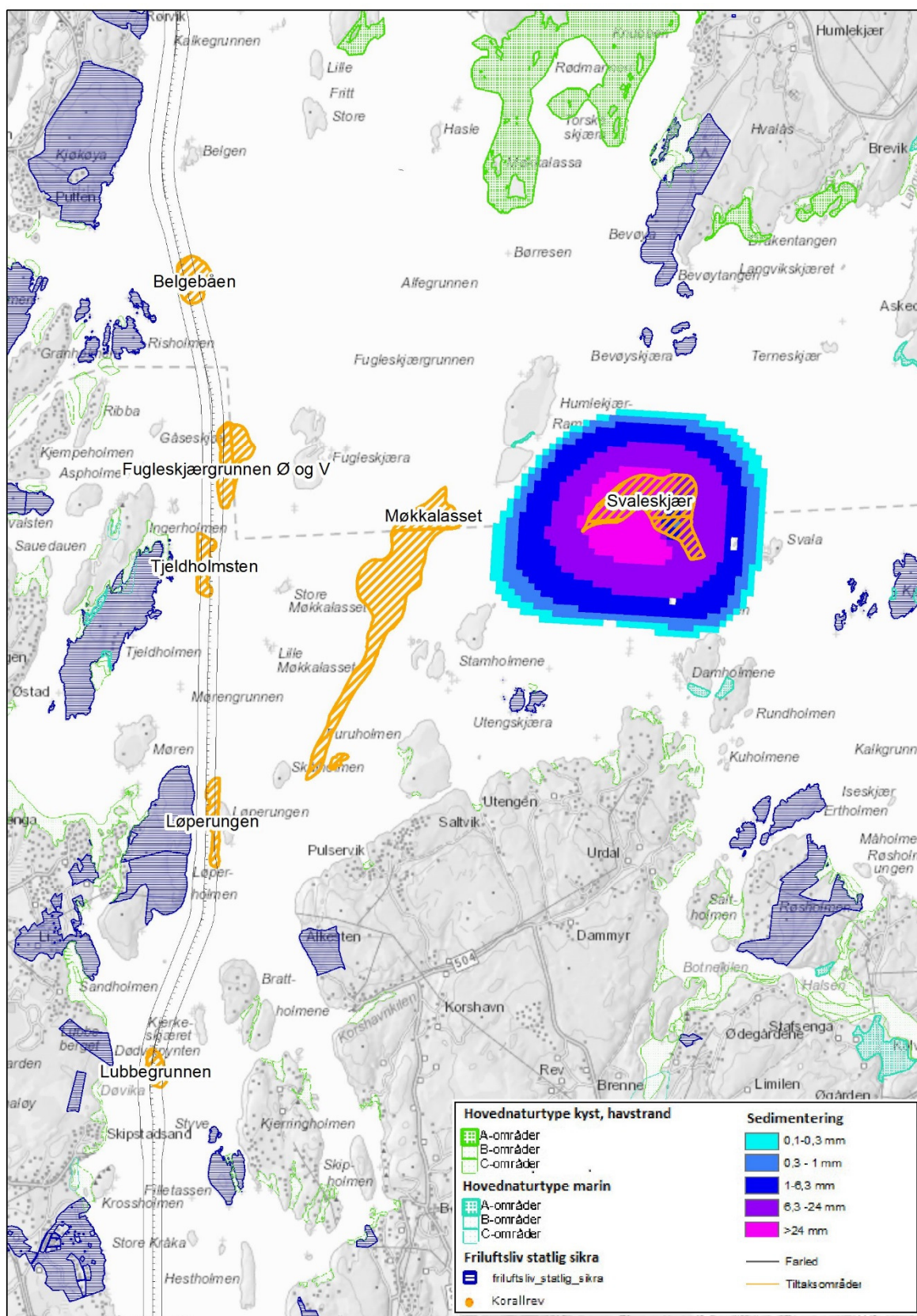
Modellert sedimentasjon: «Scenario6b_80(2)»



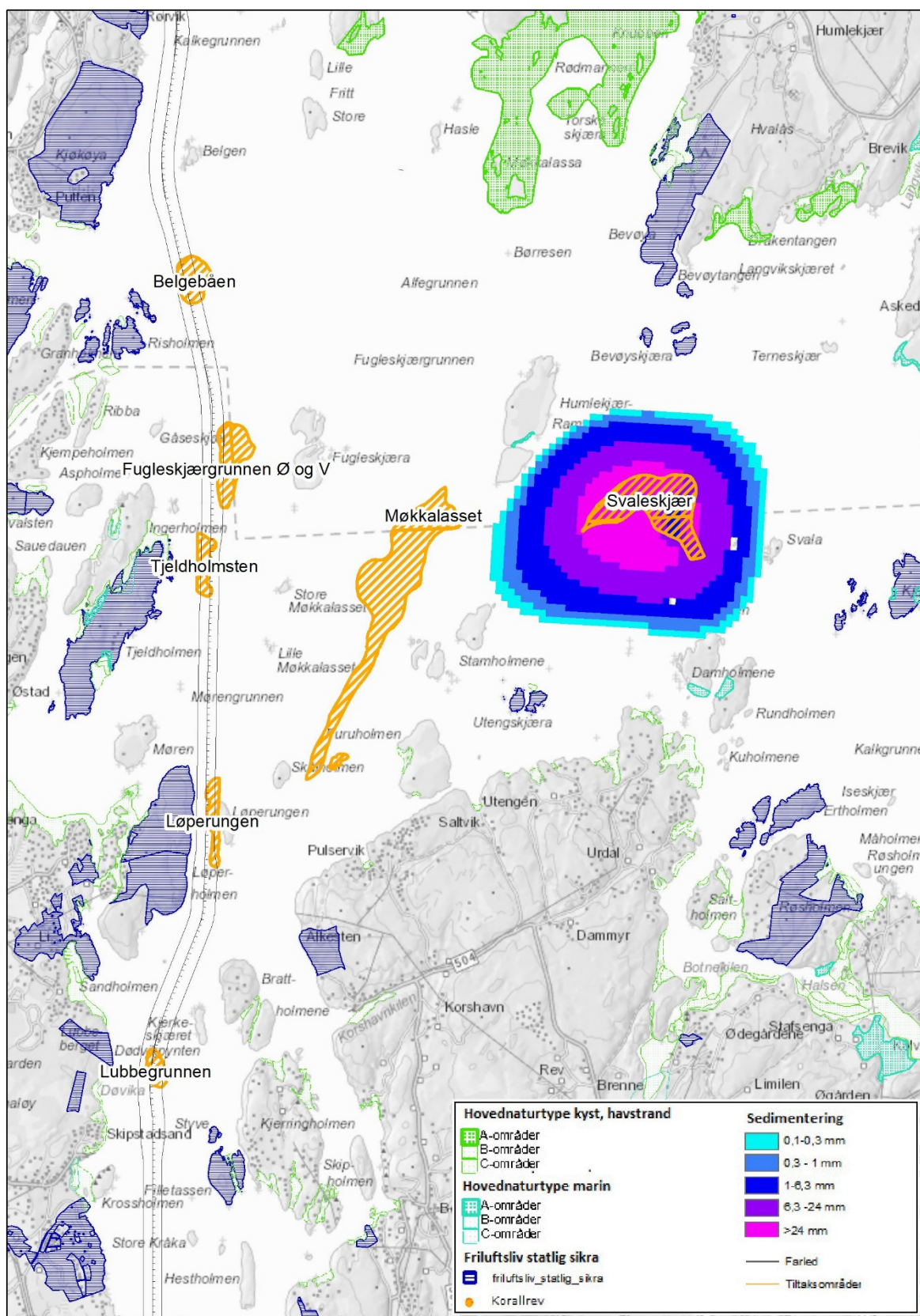
Modellert sedimentasjon: «Scenario6b_95(2)»



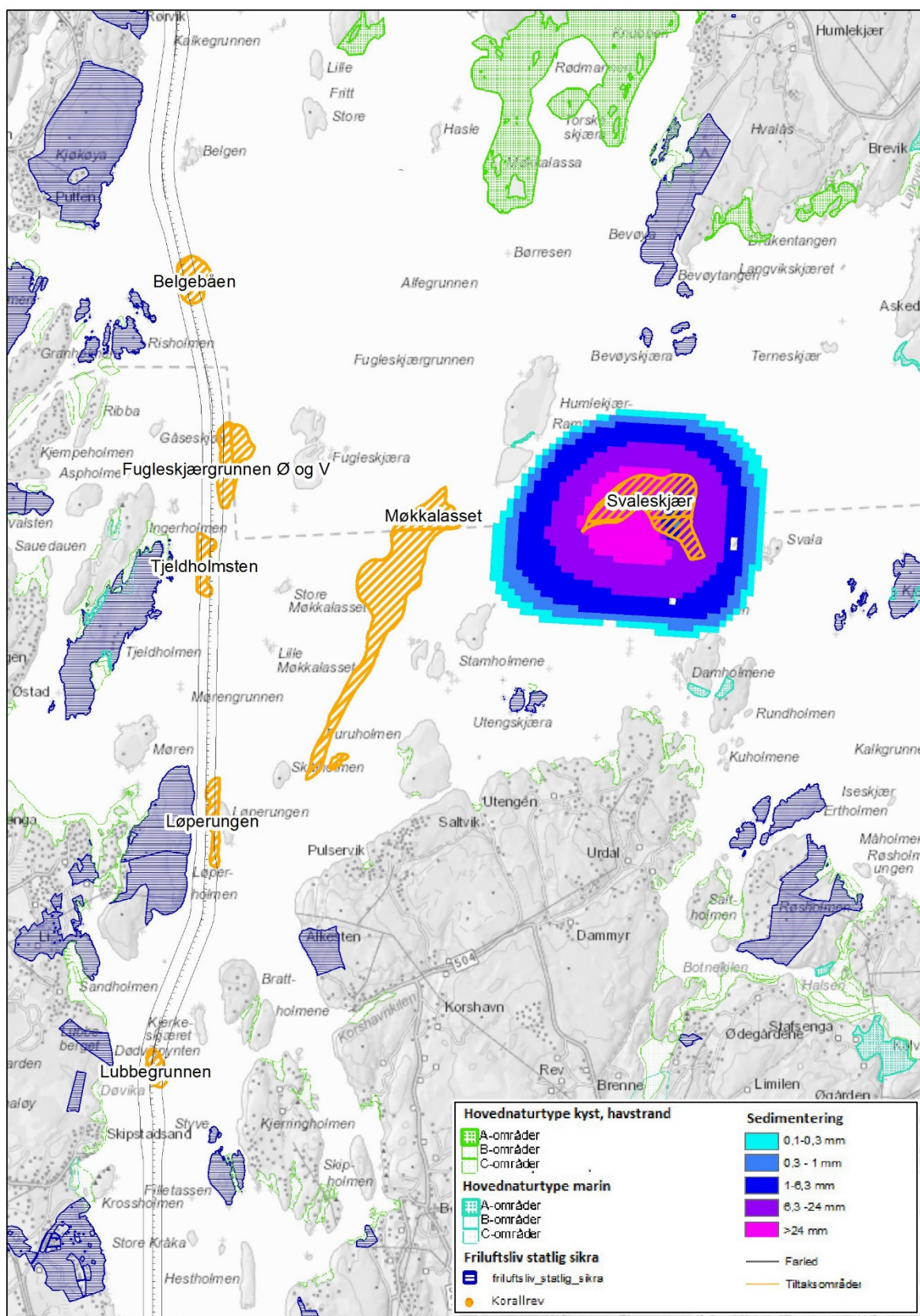
Modellert sedimentasjon: «Scenario7a_80(2)»



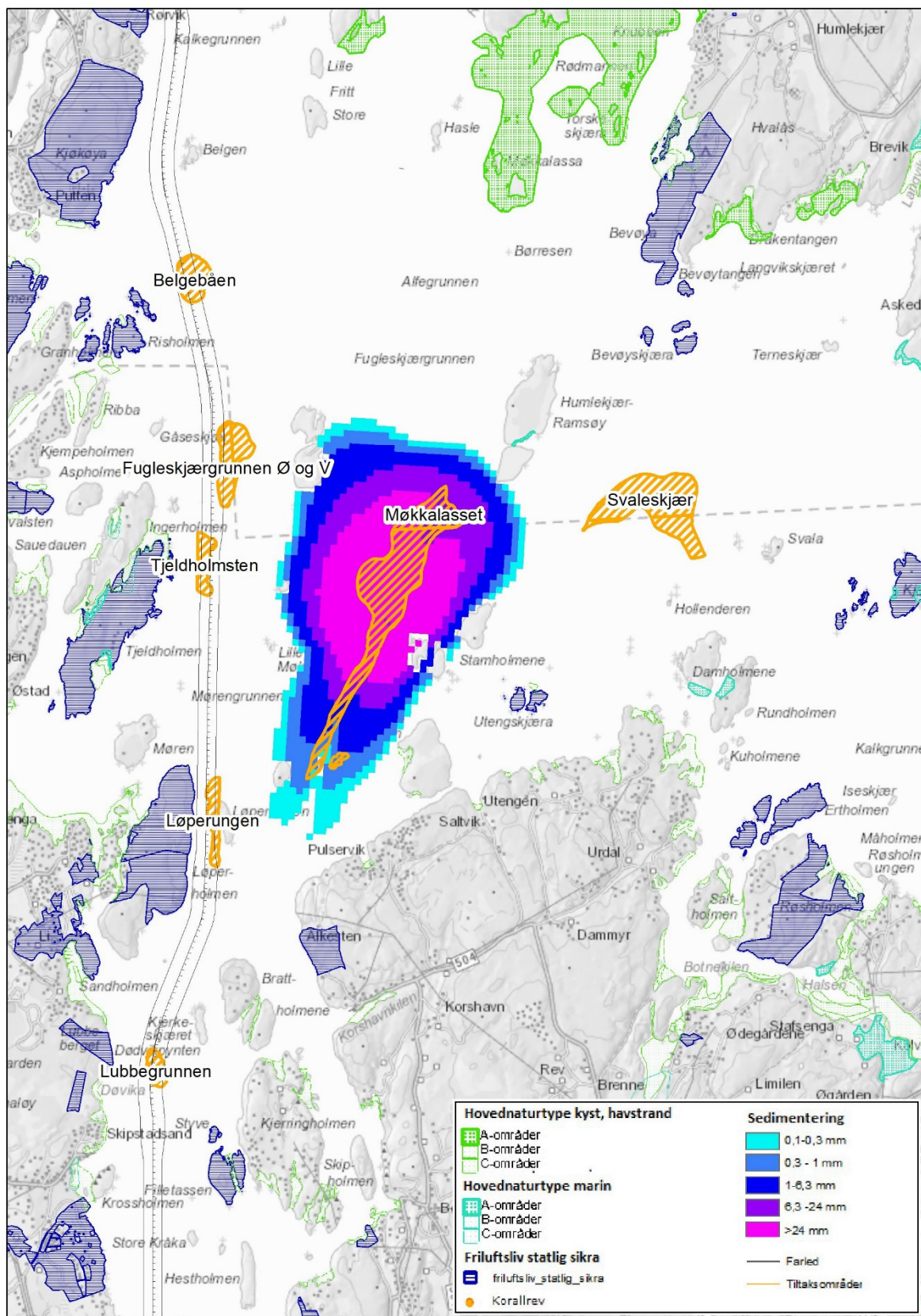
Modellert sedimentasjon: «Scenario7a_95(2)»



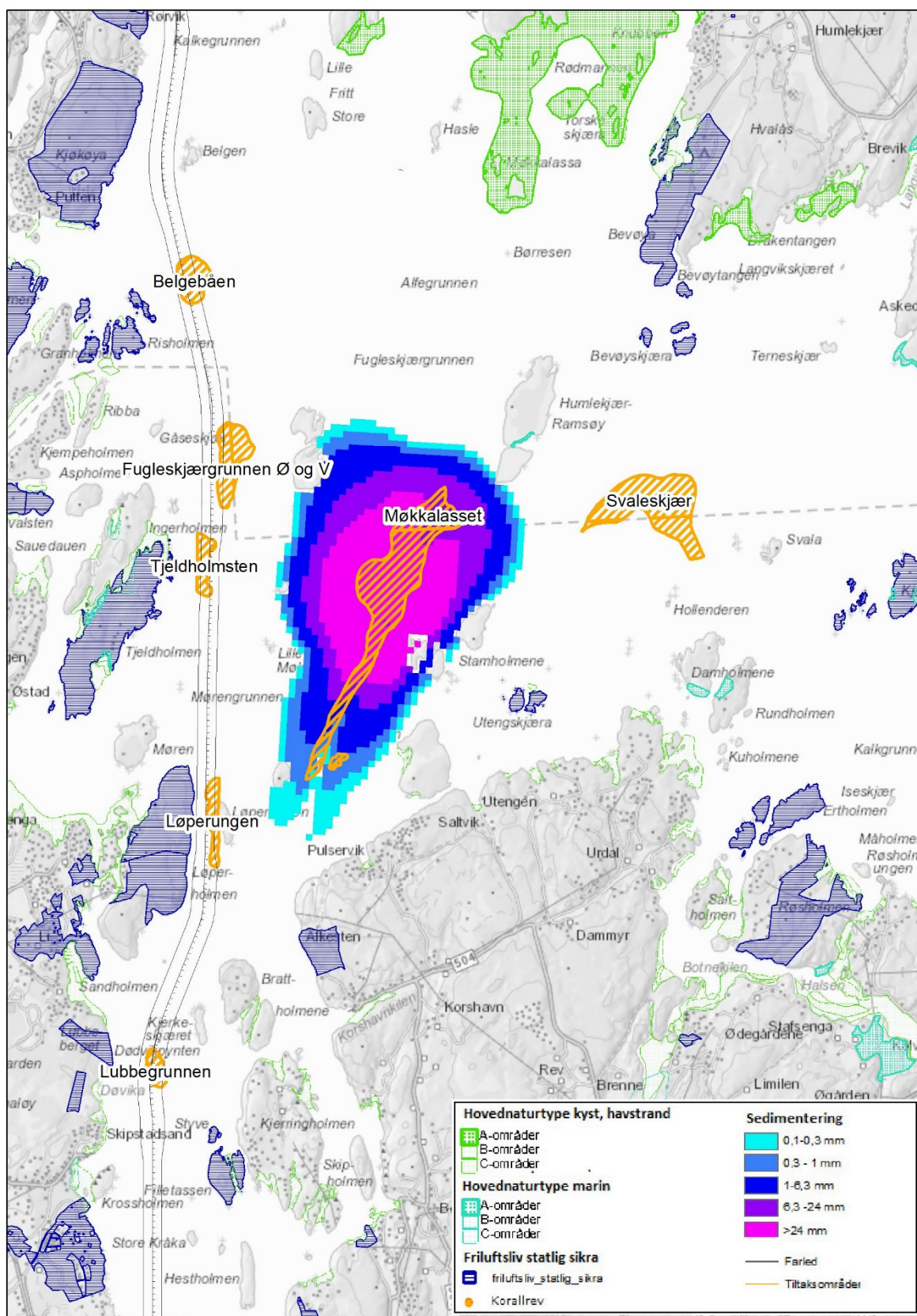
Modellert sedimentasjon: «Scenario7b_80(2)»



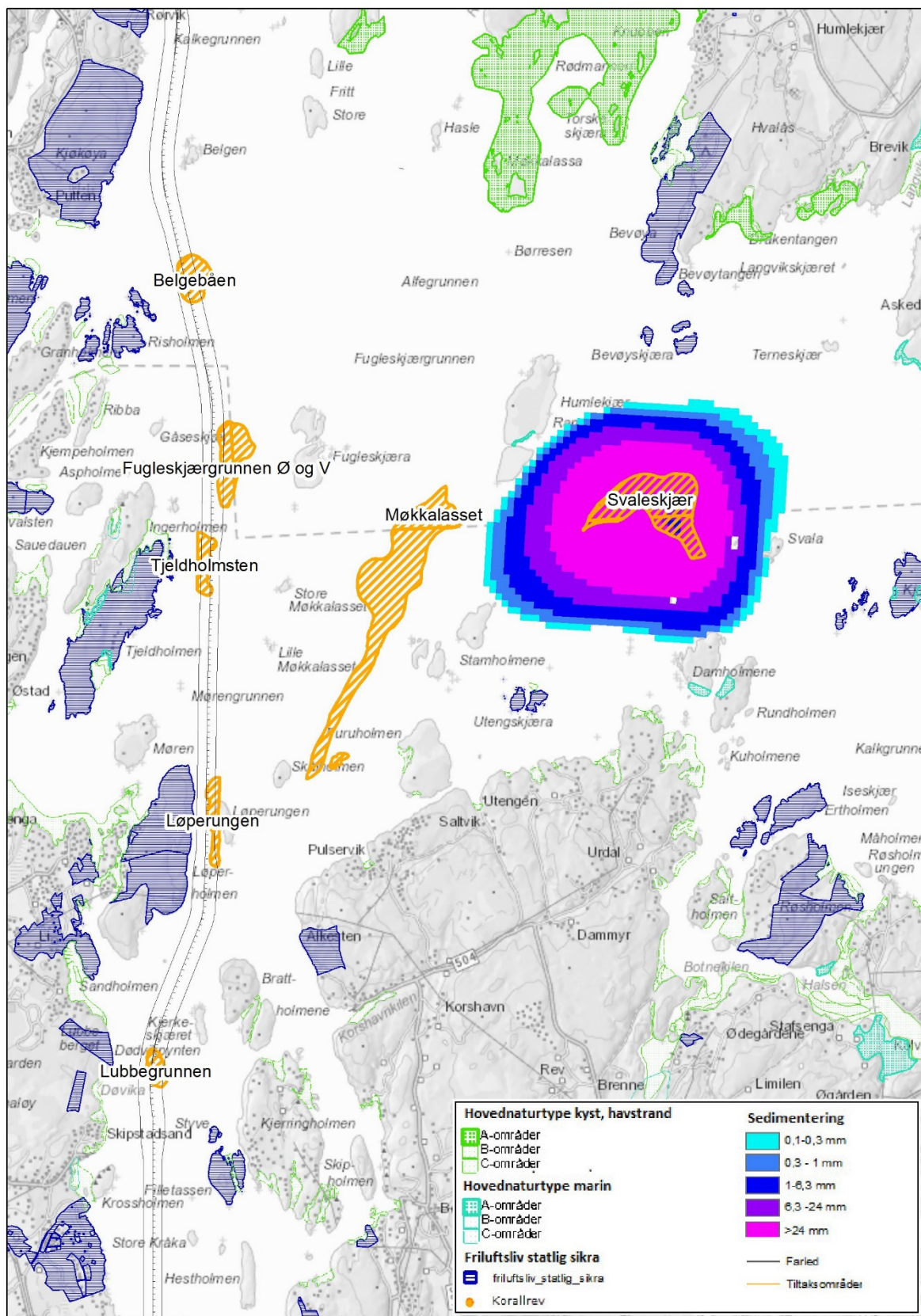
Modellert sedimentasjon: «Scenario7b_95(2)»



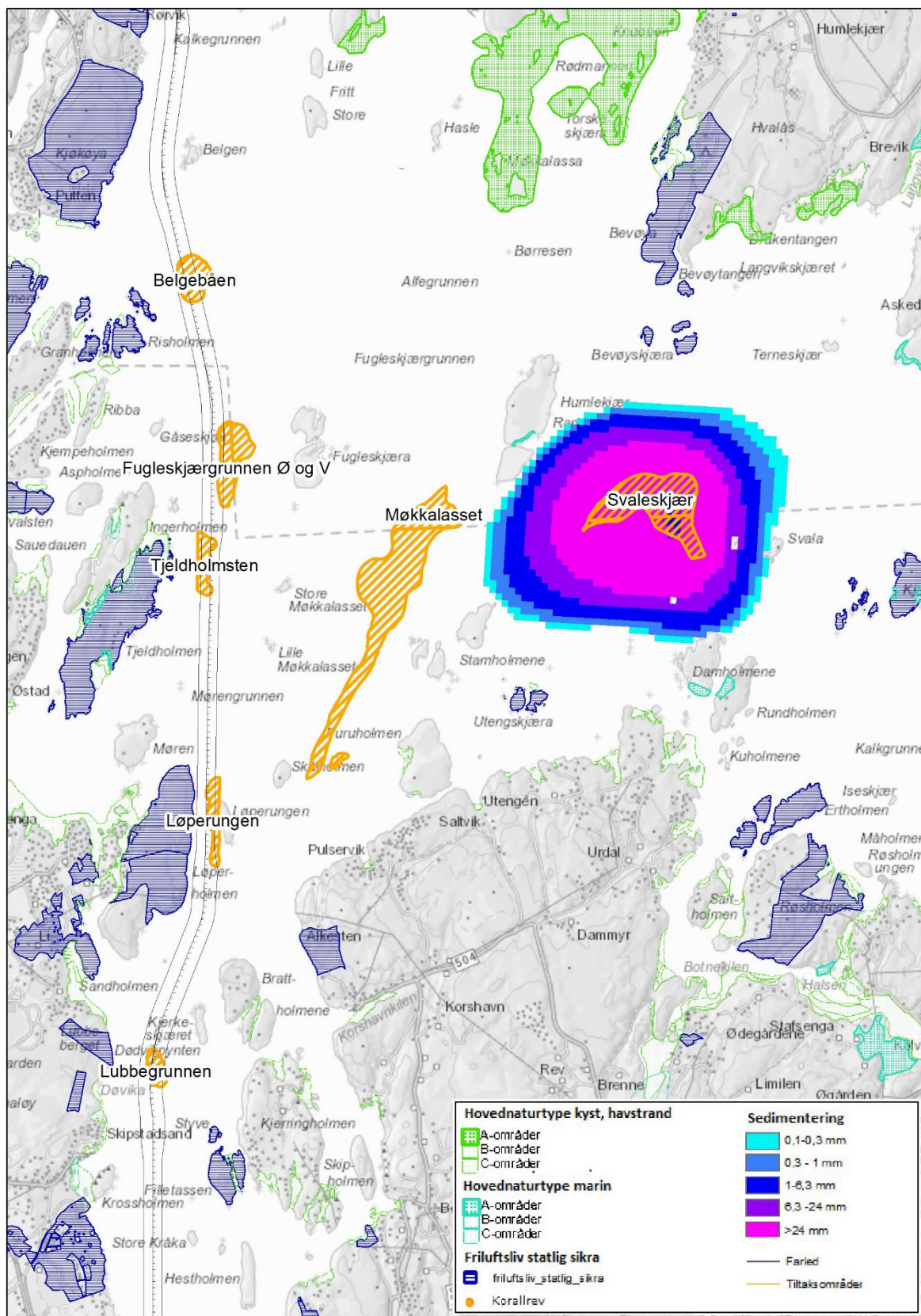
Modellert sedimentasjon: «Scenario8a_80(2)»



Modellert sedimentasjon: «Scenario8a_95(2)»



Modellert sedimentasjon: «Scenario8b_80(2)»



Modellert sedimentasjon: «Scenario8b_95(2)»