

Til
Kystverket

Dokumenttype
Miljørapport

Date
Desember 2013

BORG HAVN

KARTLEGGING OG

KONSEKVENsutREDNING AV

ÅLEGRAS



**BORG HAVN
KARTLEGGING OG KONSEKVENsutREDNING AV
ÅLEGRAS**

Revisjon **001**
Dato **03-12-2013**
Utarbeidet av **Hans Olav O. Sømme**
Kontrollert av **Tom Jahren**
Godkjent av **Tom Jahren**
Beskrivelse **Vurdering av effekter fra mudring på ålegras**

Ref. hososl

INNHold

1.	Innledning	1
1.1	Ålegras som naturverdi	1
1.2	Problemstilling	1
1.3	Mudringens influensområde	2
1.4	Målsetting	5
2.	Metode	5
2.1	Områdebeskrivelse	6
2.1.1	Ribba	6
2.1.2	Store Risholmen	6
2.1.3	Sauholmen	6
3.	Resultater	8
3.1	Generelle resultater	8
3.2	Siktedyp	8
3.3	Ribba øst	8
3.4	Ribba vest	11
3.5	Store Risholmen	12
3.6	Sauholmen	13
4.	Diskusjon	15
4.1	Videre overvåking	16
4.1.1	Før og under tiltak	16
4.1.2	Etter tiltaksslutt	16
5.	Konklusjon	16
6.	Kilder	16

FIGURER

Figur 1. Tegnet bilde av ålegras med rot, blomst, blad og nøtt.	1
Figur 2. Røsvikrenne med inntegnet mudringsområde (blå linje) og primærinfluensområde for partikkelspredning etter mudring (skravert område)[etter SINTEF, 20].	3
Figur 3. Modellering av sedimentasjon ved dumping av sediment ved Svaleskjær. Figuren viser at dumpingene ikke vil gi sedimentasjon ved de undersøkte ålegrasengene (merkert med rød sirkel, modellering og kart er fra SINTEF).	4
Figur 4. Modellering av sedimentasjon ved dumping av sediment ved Møkkalasset. Figuren viser at dumpingene vil kunne gi en sedimentasjon på 0,1-0,3 cm ved de undersøkte ålegrasengene (merkert med rød sirkel, modellering og kart er fra SINTEF).	5
Figur 5. Oversiktskart over de undersøkte ålegrasengene (rød sirkel). Engene i sørøst ligger i primærinfluensområdet. Enga ved Sauholmen ligger utenfor influensområdet og vil bli benyttet som kontrolleng.	7
Figur 6. Dårlig sikt ved Store Risholmen. Siktdypet var 2,5 m ved Ribba øst og Store Risholmen, 2 m ved Ribba vest og 4 m ved Sauholmen.	8
Figur 7. Ribba øst. Kartet viser ålegrasets utbredelse basert på registreringer gjort i det nasjonale kartleggingsprogrammet i 2009 og Rambølls registreringer i 2013. Registreringene fra 2013 viser at engas utbredelse strekker seg lengre mot sør enn tidligere antatt (rød strek).	9

Figur 8. Ålegrasenga ved Ribba øst besto av spredte forekomster. De minste forekomstene var enkeltplanter. Bildet viser også at vannmassene var grumsete og hadde dårlig sikt.	10
Figur 9. Spredte forekomster ved Ribba øst. Slike forekomster skaper tredimensjonale "øyer" i et ellers todimensjonalt habitat. Slike spredte forekomster er viktige skjulested for fiskeyngel.	10
Figur 10. Tette forekomster ved Ribba øst.	11
Figur 11. Ribba vest. Utbredelsen var i samsvar med tidligere registreringer. Ålegrasenga er mer sammenhengende nord i området. Sør i området er forekomstene små og spredt.	11
Figur 12. Sedimentasjon på blad fra forekomst ved Ribba vest.	12
Figur 13. Spredte forekomster og tydelig sedimentering ved Ribba vest.	12
Figur 14. Store Risholmen. Rambølls registreringer viste at ålegrasenga var begrenset til det nordlige området (rød sirkel).	13
Figur 15. Snegler på blad (cf. <i>Rissoa</i>). Beitende fauna holder ålegraset fri for alger.	13
Figur 16. Ålegrasengas utbredelse ved Sauholmen. Rambølls kartlegginger viste at utbredelsen var i samsvar med tidligere registreringer utført av det nasjonale kartleggingsprogrammet.	14
Figur 17. Beitende epifauna (røde ringer) ved Sauholmen.	14

1. INNLEDNING

1.1 Ålegras som naturverdi

Det finnes to arter av sjøgress i Norge; ålegras (*Zostera marina*) og det sjeldnere dvergålegraset (*Z. noltii*). Ålegras har båndformede blad og har rotstokk like under overflaten hvor bladene kommer ut. Planten er flerårig og visner om høsten. Rotstokken danner skudd og gir vegetativ formering, men planten kan også formere seg kjønnnet via nakne blomster. Frøet er en nøtt.

Ålegras forekommer langs hele norskekysten og finnes ofte i bukter, poller, strender og estuarier ned til ca. 10 meters dybde [1] hvor det kan danne store enger. Slike enger har høy primærproduksjon [2], evnen til å lagre karbon [3], hindrer erosjon, og fungerer som yngleområde, oppfostringssted og næringsområde for økonomisk viktige fisk- og skalldyrarter [4, 5, 6]. Disse egenskapene gjør ålegrasenger til en meget viktig naturtype [7].

I Oslofjorden er det få ålegrasenger som ikke er påvirket av menneskelig aktivitet [10]. For å ta vare på ålegraset og hindre mer ytterligere påvirkning er det derfor viktig å ha oversikt over eventuelle ålegrasforekomster når en planlegger utdyping og deponering.



Figur 1. Tegnet bilde av ålegras med rot, blomst, blad og nøtt.

1.2 Problemstilling

I senere tid har antropogene aktiviteter ført til en nedgang i sjøgressenger [12]. Effekter av mudring kan forårsake nedgang i ålegrasenger gjennom fysisk ødeleggelse, økt innhold i suspendert materiale i vannmassene (turbiditet) og sedimentasjon [11].

En av de viktigste faktorene som påvirker vekst, dybde og overlevelse til sjøgress er lys [13]. Hvilke lysnivåer sjøgresset trenger varierer fra art til art. Likevel har de fleste artene muligheten til å tolerere perioder med reduserte lysforhold. Derimot kan lengre perioder med reduserte lysforhold føre til signifikante nedganger i sjøgressbiomasse [14, 15]. En nedgang i biomasse innebærer en nedgang i biomassen til blader og røtter samt minsket karbonlagring [14, 16]. I Nordsjøen har det kritiske toleransenivået for lystilgang for ålegras blitt estimert til 15-20% av overflatelystet. Ved lavere nivåer klarer ikke planten å drive netto fotosyntese. Andre undersøkelser [18, 19] har vist at ålegraset ikke overlever dersom det skygges med mer enn 60% reduksjon i lysintensitet i over 3 måneder.

Sjøgress har ingen metoder for å unngå effekter av sedimentering og er derfor sårbare ovenfor økt sedimentasjon. Den viktigste effekten fra sedimentasjon på sjøgressenger er redusert fotosyntese. Den samme effekten oppstår fra redusert turbiditet. En arts toleranse mot sedimentasjon bestemmes av morfologiske tilpasninger i for eksempel bladlengde [17].

Effekter av mudring på sjøgress vil avhenge av mengde, frekvens, varighet av mudringen, mudringsmetode, fysisk utforming og vanddybde til mudringslokasjonen, mudringsmassenes kornstørrelse, vannets miljøkvalitet, sesongbaserte variasjoner i værforhold, og nærheten til økologisk eller økonomisk viktige områder eller arter [8].

Fra det ovenstående kan det leses at et godt planlagt mudringsprosjekt ikke vil ha risiko for å påvirke ålegrasengene negativt dersom det 1) ikke forårsaker reduisering av lystilgang under grenseverdiene og 2) ikke forårsaker for høy sedimentering på plantene og 3) ikke direkte skader ålegraskledt sjøbunn. Studier [11] har vist at skader på ålegras har blitt unngått i de tilfeller hvor man har lagt skikkelige forsiktighetsregler til bunn. Et eksempel er byggingen av Øresundsbroen hvor mudringen ble avbrutt når turbiditeten overskred grenseverdiene. Disse grenseverdiene ble satt på bakgrunn av forhåndsundersøkelser. På denne måten ble negativ effekt på ålegras unngått.

1.3 Mudringens influensområde

Modelleringer utført av SINTEF [20] anslår et tap på 10% av mudringsmassene dersom det benyttes en bakgraver. De tapte sedimentene vil spres med vannmassene og synke ut et stykke unna mudringsområdet. Mengden avtar med økende avstand fra mudringsområdet. Små partikler transporteres lengst. SINTEFs modell estimerer at ca. 80% av materialet som spres under mudring vil sedimentere innen 7 km fra mudringsområdet nedstrøms Glomma (Figur 2).

Beregninger [21] har vist at mudringen i Røsvikrenna i noen delområder i primærinfluensområdet kan gi sedimentasjon 0,1 til 5-7 ganger naturlig sedimentasjon. Naturlig sedimentasjon i området er ca. 6 kg/m²/år. Aldersdatering av sedimentkjerner sør for Belgen viser en årlig tilvekst på 12 mm/år [22]. Den planlagte mudringen av 2 350 000 m³ masse vil kunne føre til en sedimentasjon i deler av primærinfluensområdet på 0,034 kg/m² til 34 kg/m².

Glomma transporterer årlig mellom 100 000 og 500 000 tonn sediment, gjennomsnitt for årene 1990-2010 er 228 000 tonn [23]. Sedimentene som skal mudres er beregnet å ha en egenvekt på ca 1,8 [20]. Benyttes den samme egenvekten på Glommas transport tilsvarer dette en årlig tilførsel på mellom 56 000 og 280 000 m³ sediment (gjennomsnitt 127 000 m³ de siste 10 år). Mengden sediment som spres ved selve mudringen tilsvarer således 0,5 til 3 års tilførsler. Dette betyr at sedimentasjonen i deler av primærinfluensområdet kan økes fra naturlig 12 mm/år, til 24 eller 36 mm/år [21].

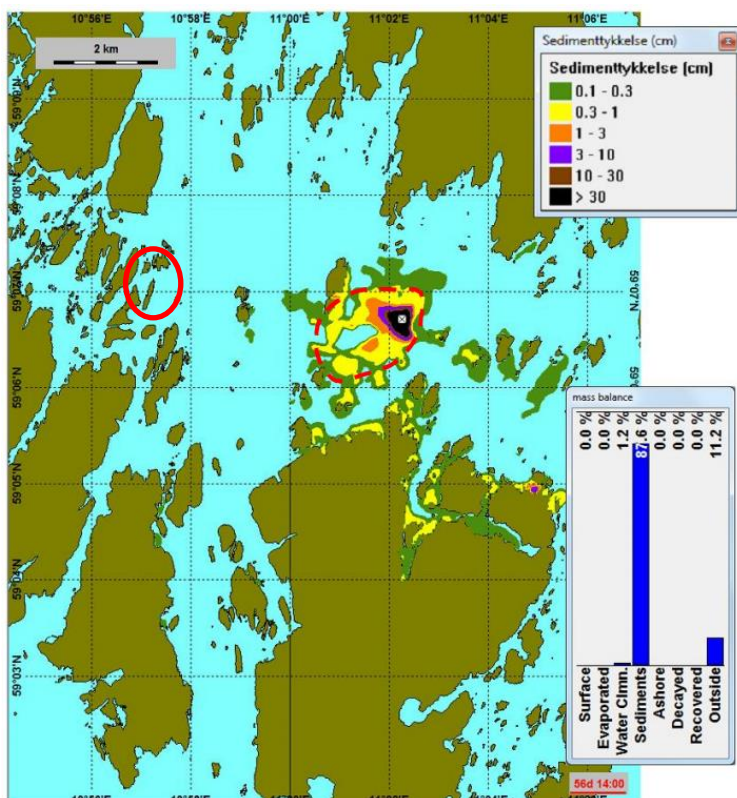


Figur 2. Røsvikrenne med inntegnet mudringsområde (blå linje) og primærinfluensområde for partikkelspredning etter mudring (skravert område)[etter SINTEF, 20].

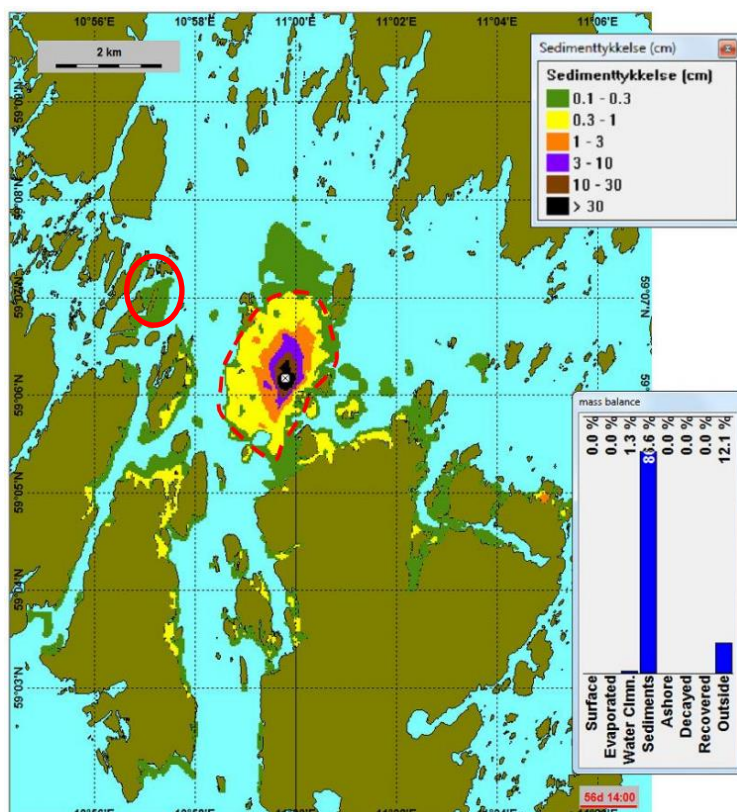
Totalt 450 000 m³ av mudringsmassene anslås å være forurenset og skal anbringes i strandkanteponi. Resterende rene/moderat forurensete sedimenter ønskes plassert i sjødeponi ved Svaleskjær eller Møkkalasset. Modelleringer gjort av SINTEF [24] viser at ved en dumperate

på ca 300 m³/time vil dumpingen med døgkontinuerlig arbeid ta 236 dager. Hvis dumpingen foregår over et år kan man anta at sedimentasjonen i primærinfluensområdet blir det dobbelte av normalsedimentasjonen dette året.

Modelleringen viser at dumping over et år ved Svaleskjær vil kunne gi en sedimentasjon på 0,3-1 cm i områdene sør og nord for Kirkøy, Botnekilen og Stavsengkilen samt vikene sør for Furuholmen. Dumping ved Svaleskjær vil derimot ikke gi sedimentasjon ved de undersøkte ålegrasengene (Figur 3). Derimot vil dumping ved Møkkalasset kunne gi en sedimentasjon på 0,1-0,3 cm ved de undersøkte ålegrasengene i influensområdet (Figur 4).



Figur 3. Modellering av sedimentasjon ved dumping av sediment ved Svaleskjær. Figuren viser at dumpingene ikke vil gi sedimentasjon ved de undersøkte ålegrasengene (merket med rød sirkel, modellering og kart er fra SINTEF).



Figur 4. Modellering av sedimentasjon ved dumping av sediment ved Møkkalasset. Figuren viser at dumping vil kunne gi en sedimentasjon på 0,1-0,3 cm ved de undersøkte ålegrasengene (merket med rød sirkel, modellering og kart er fra SINTEF).

Fra det ovenstående kan mudringen føre til at sedimentasjonen ved ålegrasengene økes til 36 mm/år. Ved deponering ved Møkkalasset kan sedimentasjonen øke med ytterligere 0,3 cm.

1.4 Målsetting

Målet med denne undersøkelsen er å kartlegge og vurdere tilstanden til ålegrasenger i tiltakets primærinfluensområde. Rapporten skal også gi anbefalinger om tiltak for å minimere negative effekter på ålegrasengene.

2. METODE

Undersøkelseslokaliteter ble valgt på bakgrunn av tidligere kartlagte ålegrasenger i området (fotnote om kartleggingsprogrammet). Det ble valgt ut tre ålegrasenger som ligger i tiltakets primærinfluensområde, samt én ålegrasforekomst utenfor influensområdet som skulle fungere som referanselokalitet. Totalt fire ålegrasenger ble undersøkt.

For å dokumentere ålegrasets utbredelse, høyde, tetthet, påvekst og organisk materiale på bladene ble det brukt et undervanns videokamera av type BestWill Underwater Monitor CR110-7. Fra en lettboat ble kameraet senket ned til ca. 0,5 m over bunn og video ble fortløpende lagret på en minnebrille. For å dekke mest mulig av ålegrasets utbredelse ble det filmet i transekter over undersøkelsesområdet. Generelt ble det gjort 2-4 transekter på hver forekomst. Områdene er tidligere kartlagt i 2008 som en del av det nasjonale kartleggingsprogrammet for biologisk mangfold¹.

For å få et inntrykk av eventuelle turbiditetsforskjeller i vannmassene ble det foretatt en enkel måling av siktedyp. Siktedypet ble målt med en secchiskive som ble senket ned i vannet til den ikke lenger var synlig. Dette dypet kalles siktedypet. Siktedypet ble klassifisert etter Miljødirektoratets veileder TA-1467/1997 [9].

¹ Programmet fokuserer på samfunnsnyttig informasjon om truede arter, verdifulle naturtyper og fremmede arter.

Tilstanden til ålegrasengene ble bestemt ut fra mengde påvekstalger, grad av sedimentering på bladene og plantetetthet.

2.1 Områdebeskrivelse

Undersøkelseslokalitetene (Figur 5) ble valgt på bakgrunn av tidligere registreringer gjort av det nasjonale kartleggingsprogrammet. På bakgrunn av engenes nærhet til tiltaksområdet ble det valgt å gjøre undersøkelser ved tidligere registrerte ålegrasenger ved Ribba, Store Risholmen, og Sauholmen (Fig). Alle ålegrasengene ligger i primærinfluensområdet. En eng ved Sauholmen ble brukt som referanselokalitet.

2.1.1 Ribba

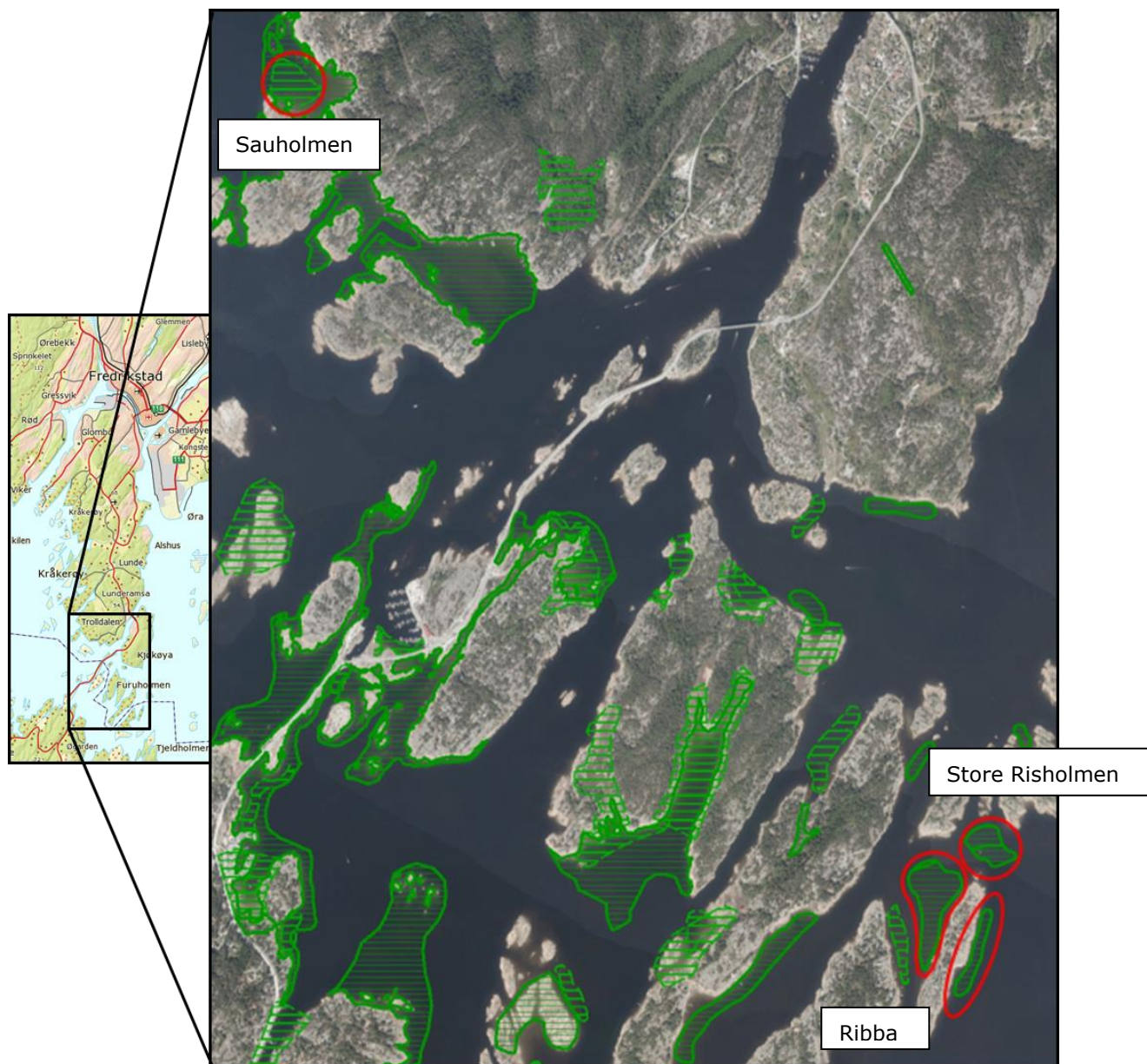
Ved Ribba er det tidligere kartlagt én ålegraseng øst for holmen (Ribba øst) og én vest for holmen (Ribba vest). Ifølge tidligere registreringer er ålegrasenga Ribba øst 11 daa og består av flekkvise forekomster på 30-50 m². Forekomsten er vurdert som viktig. Forekomsten Ribba vest er 32 daa og består av flekkvise forekomster på 30-50 m². Ålegrasenga er vurdert som viktig (verdicode B).

2.1.2 Store Risholmen

Ålegrasenga Store Risholmen er ligger rett nord for ålegrasengene ved Ribba. Enga er 7,3 daa og består av spredte forekomster av enkeltplanter. Ålegrasenga er vurdert som viktig (verdicode B).

2.1.3 Sauholmen

Ålegrasenga Sauholmen er 18 daa og består av tette forekomster med kraftige planter. Enga er vurdert som lokalt viktig (verdicode C).



Figur 5. Oversiktskart over de undersøkte ålegrasengene (rød sirkel). Engene i sørøst ligger i primærinfluensområdet. Enga ved Sauholmen ligger utenfor influensområdet og vil bli benyttet som kontrolleng.

3. RESULTATER

3.1 Generelle resultater

Ålegrasengenes utbredelse og tetthet var generelt i samsvar med de tidligere registreringene gjort av det nasjonale kartleggingsprogrammet. De foretatte undersøkelsene har ikke tatt sikte på å vurdere ålegrasengenes verdi som naturtype. Resultatene fra denne undersøkelsen gir således ingen indikasjon om at ålegrasets verdi har endret seg siden registreringene fra 2008.

3.2 Siktedyp

Ved hver lokalitet ble det utført en undersøkelse av siktedyp. Siktedypet ved Ribba øst, Ribba vest og Store Risholmen var henholdsvis 2,5 m, 2 m og 2,5 m og klassifisert som meget dårlig. Siktedypet ved Sauholmen var 4 m og klassifisert som dårlig.

Tabell 1. Klassifisering av siktedyp fra Ribba øst, Ribba vest, Store Risholmen og Sauholmen. Målt mellom 19 og 23. september 2013. Fargene indikerer klassifisering i følge SFTs veileder 97:03.

	Ribba øst	Ribba vest	Store Risholmen	Sauholmen
Siktedyp	2,5 m	2 m	2,5 m	4 m



Figur 6. Dårlig sikt ved Store Risholmen. Siktdypet var 2,5 m ved Ribba øst og Store Risholmen, 2 m ved Ribba vest og 4 m ved Sauholmen.

3.3 Ribba øst

Videopptakene fra Ribba øst viste at ålegrasengas utbredelse samsvarte med tidligere registreringer. Rambølls undersøkelser viste derimot at det også var ålegrasforekomster lengre sør enn hva tidligere påvist (Figur 7). Enga lå på mellom 1 og 2,5 m dyp og besto generelt av spredte forekomster, fra enkeltplanter (Figur 8) opp til ca. 50 m². Plantene var 50-100 cm og det var lite sedimentasjon på bladene. Det var også lite påvekstalger på plantene.



Figur 7. Ribba øst. Kartet viser ålegrasets utbredelse basert på registreringer gjort i det nasjonale kartleggingsprogrammet i 2009 og Rambølls registreringer i 2013. Registreringene fra 2013 viser at engas utbredelse strekker seg lengre mot sør enn tidligere antatt (rød strek).



Figur 8. Ålegrasenga ved Ribba øst besto av spredte forekomster. De minste forekomstene var enkeltplanter. Bildet viser også at vannmassene var grumsete og hadde dårlig sikt.



Figur 9. Spredte forekomster ved Ribba øst. Slike forekomster skaper tredimensjonale "øyer" i et ellers todimensjonalt habitat. Slike spredte forekomster er viktige skjulested for fiskeyngel.



Figur 10. Tette forekomster ved Ribba øst.

3.4 Ribba vest

Ålegrasenga ved Ribba vest liknet de ved Ribba øst. Enga besto av spredte forekomster fra enkeltplanter opp til ca. 40 m². Forekomstene besto av tette planter med blad opp til ca. 1 m. Noen steder var bladene preget av sedimentasjon (Figur 12). Utbredelsen var i samsvar med registreringene utført i forbindelse med det nasjonale kartleggingsprosjektet, men enga virket å være mindre sammenhengende sør i området enn registrert i 2008. I sør var enga dominert av små, spredte forekomster. Det ble ikke observert påvekststalger på plantene.



Figur 11. Ribba vest. Utbredelsen var i samsvar med tidligere registreringer. Ålegrasenga er mer sammenhengende nord i området. Sør i området er forekomstene små og spredt.



Figur 12. Sedimentasjon på blad fra forekomst ved Ribba vest.



Figur 13. Spredte forekomster og tydelig sedimentering ved Ribba vest.

3.5 Store Risholmen

Ålegrasenga ved Store Risholmen besto av spredte, mindre tette forekomster. Forekomstene var på størrelse med enkeltplanter og opp til ca. 5 m². Engas utbredelse var generelt i samsvar med registreringene gjort under det nasjonale kartleggingsprogrammet. Derimot strekker det merkedet området (Figur 14) litt for langt sør. Det sørlige området er grundt og dominert av

makroalger. Flere steder ble det observert beitende epifauna² på plantene (Figur 15). Det ble ikke observert påvekstalger.



Figur 14. Store Risholmen. Rambølls registreringer viste at ålegrasenga var begrenset til det nordlige området (rød sirkel).



Figur 15. Snegler på blad (cf. *Rizzoia*). Beitende fauna holder ålegraset fri for alger.

3.6 Sauholmen

Ålegrasenga ved Sauholmen besto av spredte forekomster i randsonen, men enga var mer sammenhengende enn de andre undersøkte engene. Utbredelsen var i samsvar med tidligere registreringer. Plantene hadde brede, friske blader med mindre sedimentasjon enn engene i

² Dyr som lever på overflaten til et substrat.

influensområdet. Plantene hadde beitende epifauna (Figur 17) som bidrar med å holde algepåveksten nede.



Figur 16. Ålegrasengas utbredelse ved Sauholmen. Rambølls kartlegginger viste at utbredelsen var i samsvar med tidligere registreringer utført av det nasjonale kartleggingsprogrammet.



Figur 17. Beitende epifauna (røde ringer) ved Sauholmen.

4. DISKUSJON

Til tross for svært dårlig siktedyp og synlig sedimentasjon på bladene ved ålegrasengene i tiltaksområdet virket disse friske. Ålegrasets utbredelse og verdi som naturtype vurderes som å være i samsvar med tidligere undersøkelser gjort under det nasjonale kartleggingsprogrammet. Kontrollenga hadde ingen synlig sedimentasjon på bladene. Undersøkelsene viste at plantene hadde beitende epifauna som holder algepåveksten nede. De undersøkte ålegrasengene er tilpasset et dynamisk område med sesongbaserte endringer i sedimentasjon og turbiditet fra vannmassene fra Glomma. Derimot er ålegras sårbare for miljøendringer og kan påvirkes negativt dersom mudringsarbeidene fører til endringer i vannkvaliteten utover naturlige variasjonene.

Ved mudring og sprengning under vann vil turbiditeten øke på grunn av at sediment kommer i suspensjon. Hvor høy turbiditeten vil bli avhenger av hvilken utdypingsmetode som velges. Hvor lang tid etter tiltaksslutt vannmassene vil være preget av økt turbiditet kommer an på partikkelstørrelsen til de sedimenterende partiklene. Større partikler vil sedimentere relativt raskt (dager). Spredningen av det suspenderte materiale er også avhengig av strømningsforholdene i området.

Siktedypet ble klassifisert som svært dårlig i alle de tre engene i influensområdet. Siktedypet i influensområdet varierer gjennom året og de målte veridene er normalt for lokaliteten ved denne tiden av året. For en mer detaljert beskrivelse av siktedypet henvises det til *Konsekvenser av planlagte tiltak for vannforekomsten, Røsvikrenna, Fredrikstad kommune, Østfold fylke* [26]. I Nordsjøen har det kritiske toleransenivået for lystilgang for ålegras blitt estimert til 15-20% av overflatelystet. Til tross for tilgjengelig substrat ble det kun registrert ålegras ned til ca. 3 m noe som tyder på reduserte lysforhold dypere enn denne dybden. Tilvekstfasen starter i mars/april når dagene blir lengre og fortsetter til sommeren. Gjennom sommeren fornyes bladene kontinuerlig. Frøene slippes tidlig på høsten og planteren visner seinere på høsten. Siden ålegraset visner seint på høsten er lyset mest begrensende i tilvekstfasen om våren og sommeren.

Økt turbiditet kan ha negative effekter på ålegras ved at det suspenderte materiale påvirker innkommende sollys. Lyset svekkes generelt av fire faktorer: vannmolekyler, planteplankton, oppløst organisk materiale og oppløst partikulært materiale. Av disse faktorene er det oppløst partikulært materiale som vil stå for det meste av lyssvekkingen. Hvor mye hver faktor påvirker lyssvekkingen vil variere fra lokalitet til lokalitet [27]. På bakgrunn av dette er det ikke mulig å estimere hvor mye lyset ved ålegrasengene vil svekkes av partikler fra mudring og deponering. Videopptak fra feltarbeidet viste at de tre engene i influensområdet flere steder hadde et sedimentlag på bladene. Dette var mindre synlig i kontrollenga ved Sauholmen. I tillegg viste videopptakene at sikten i disse vannmassene var dårligere. Selv om vannmassene rundt ålegrasengene i influensområdet virket mer turbide enn de rundt kontrollenga virket disse forekomstene friske. Bladlengden var 50-100 cm og det ble observert beitende fauna flere steder. Ålegraset i influensområdet ser derfor ut til å være tilpasset det høye innholdet av partikler i vannmassene.

Synlig sedimentasjon på ålegrasbladene tyder på at de tre undersøkte ålegrasengene i tiltaksområdet i dag er utsatt for redusert vannkvalitet. Kontrollenga (Sauholmen) var mer sammenhengende og bladene var mindre påvirket av sedimentasjon enn de tre engene i influensområdet. Dette kan skyldes at kontrollenga i mindre grad påvirkes redusert lystilgang og sedimentasjon fra Glomma. Det har vist seg at ålegras ikke tåler høy sedimentering og at de kan dø dersom planten begravnes med mer enn $\frac{1}{4}$ av plantens høyde [11, 25]. Jfr kap 1.3 kan mudre- og deponeringsarbeidene øke sedimentasjonsraten til 36 mm/år. De undersøkte ålegrasplantene hadde bladlengder på 50-100 cm og vil dermed ikke ta skade av sedimentasjonen dersom mudre- og dumpingsarbeidene skjer utenfor ålegrasets tilvekstperiode. Plantene kan derimot dø dersom plantene er kortere enn ca. 15 cm (4 x sedimentasjonsraten). Bladlengder på <15 cm vil hovedsakelig være aktuelt under tilvekstperioden.

4.1 Videre overvåking

Det anbefales at det utføres videre undersøkelser vår/sommer når tiltaket er i gang og påfølgende vår/sommer etter at arbeidene er utført.

4.1.1 Før og under tiltak

For å dokumentere eventuelle påvirkninger på ålegraset bør det gjennomføres undersøkelser av ålegrasets utbredelse og tetthet. Resultatene fra disse undersøkelsene vil da ses i sammenheng med foreliggende resultater.

Det bør også filmes med undervannskamera for å dokumentere om synlig sedimentasjon på ålegrasbladene har økt.

Undersøkelsene bør gjøres ved hjelp av undervannsfilmning eller dykking.

4.1.2 Etter tiltaksslutt

For å kunne dokumentere eventuelle effekter av mudringen på ålegraset må undersøkelser etter tiltaksslutt fokusere på de samme elementene som tidligere undersøkelser.

5. KONKLUSJON

På grunn av funksjonen som viktige oppvekst- og fødeområder for økonomisk viktige marine organismer, det høye biologiske mangfoldet og evnen til å lagre karbon og hindre erosjon representerer ålegrasenger en meget viktig naturtype. Ålegrasets utbredelse varierte noe i forhold til registreringene fra 2008, men var generelt i samsvar med disse.

Ålegrasengene kan skades av økt sedimentasjon og redusert lystilgang. Dette er imidlertid forhold som naturlig varierer forholdsvis mye i vekstområdet. Ålegrasengene virket friske noe som viser at de takler den naturlige variasjonen uten synlige negative effekter. Hvis mudre og dumpingarbeidene ikke forårsaker større sedimentasjon og mer turbide vannmasser enn det som naturlig kan forekomme i området bør engene tåle påvirkningen uten nevneværdige negative effekter. Engene er mest utsatt i tilvekstperioden og det bør derfor tilstrebes at påvirkningen er minst i denne perioden.

6. KILDER

1. Green, E. P., Short, F. T. 2003. World Atlas of Seagrasses. UNEP World Conservation Monitoring Centre. Berkley, USA, University of California Press.
2. Duarte, C. M., Chiscano, C. L. 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquatic botany 65:159.
3. Duarte, C. M., Middelburg, J., Caraco, N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences 2:1.
4. Nelson, W. G. 1980. A comparative study of amphipods in seagrasses from Florida to Nova Scotia. Bulletin of Marine Science 30: 80.
5. Gotceitas, V. 1997. Use of eelgrass beds (*Zostera marina*) by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 54: 1306.
6. Beck, M. V., Heck Jr, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, T. J., Orth, R. J., Sheridan, P. F., Weinstein, M. P. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. BioScience 51: 633.
7. Costanza, R. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 287: 253.

8. Pennekamp, J.G.S., Epskamp, R.J.C., Rosenbrand, W.F., Mullie, A., Wessel, G.L., Arts, T., Deibel, I.K. 1996. Turbidity caused by dredging: viewed in perspective. *Terra et Aqua* 64: 10.
9. Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning.
10. Stokke, K.B., Lund Iversen, M., Rinde, E., Moy, F., Havnen, E. 2012. Kunnskapsbasert planlegging og forvaltning av kystsonen – med fokus på «bit for bit» utbygging og konsekvenser for marin natur, fiskeri-interesser og marine kulturminner. NIBR-samarbeidsrapport. S 207.
11. Erftemeijer, P.L.A., Lewis R.R.R. 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52:1553.
12. Walker, D.j., McComb, A.J. 1992. Seagrass degradation in Australian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 25: 191.
13. Hemminga, M.A., Duarte, C.M. 2000. *Seagrass ecology*. Springer, Cambridge, UK.
14. Collier, C.J., Lavery, P.S., Ralph, P.J., Masini, R.J. 2009. Shade-induced response and recovery of the seagrass *Posidonia sinuosa*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 370: 89.
15. Longstaff, B.J., Loneragan, N.R., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C. 1999. Effects of light deprivation on the survival and recovery of the seagrass *Halophila ovalis* (R.Br.) Hook. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 234: 1.
16. Longstaff, B.J., D.J., Dennison, W.C. 1999. Seagrass survival during pulsed turbidity events: the effects of light deprivation on the seagrasses *Halodule pinifolia* and *Halophila ovalis*. *Aquatic Botany* 65: 105.
17. Manzanera, M., Perez, M., Romero, J. 1998. Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach. *Journal of Coastal Conservation* 4: 67.
18. VKI. 1994. Growth dynamics of Eelgrass in Øresund and assessment of impact of shading on Eelgrass growth. Report 94/173 to Øresundskonsortiet.
19. VKI. 1995. Documentation of the Eelgrass model for Øresund. Report 95/134 to Øresundskonsortiet.
20. SINTEF. 2007. Mudring og deponering av løsmasser på sjøbunnen ved Fredrikstad. Numerisk modellering av strøm og sedimenttransport. Rapport r. STF80MK FO7235. s 41.
21. Rambøll/NIVA. 2012. Konsekvenser av planlagte tiltak for vannforekomsten – Røsvikrenna-Fredrikstad Kommune-Østfold fylke. 1110438, M-rap-007. 80 s.
22. Hektoen, H., Helland, A., Næs, K., Rygg, B., 1992. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 2791. 95 s.
23. Skarbøvik, E., Stålnacke, P.G., Kaste, Ø., Selvik, J.R., Tjomsland, T., Høgåsen, T., Aakerøy, P.A., Beldring, S. 2010. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2009. Miljødirektoratet TA-2726/2010, SPFO 1081/2010, 220 s.
24. SINTEF. 2012. Foreløpige resultater fra spredningsberegningene. Notat 16-02-2012, Prosjektnummer 80201300. 46 s.

25. Mills, K.E., Fonesca, M.S. 2003. Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. *Marine Ecology Progress Series* 255:127.
26. Helland, A., Enoksen, J., Walday, M., Trannum, H., Rygg, B., Berge, J. A. 2012. Konsekvenser av planlagte tiltak for vannforekomsten. Røsvikrenna-Fredrikstad Kommune-Østfold Fylke. 80 s.
27. Lin, S., Zou, T., Gao, H., Guo, X. 2009. The vertical attenuation of irradiance as a function of turbidity: a case of the Huanghai (Yellow) Sea in spring. *Acta Oceanologica Sinica* 28:66.