

Restaurering av ålegrasenger

En praktisk veileder utviklet for Oslo kommune



Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Restaurering av ålegrasenger En praktisk veileder utviklet for Oslo kommune	Løpenummer 7693-2022	Dato 31.01.2022
Forfatter(e) Eduardo Infantes Eli Rinde Kristina Øie Kvile	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo	Sider 38

Oppdragsgiver(e) Oslo kommune, Klimaetaten	Kontaktperson hos oppdragsgiver Linn Marie Heimberg
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210243

<p>Sammendrag</p> <p>Ålegrasenger er marine undervannsenger som finnes på grunne bløtbunnsområder langs Norskekysten, inkludert i Oslofjorden. De utgjør en viktig naturtype som huser et rikt biologisk mangfold og produserer en rekke økosystemtjenester. Klimaetaten i Oslo kommune ønsket en utredning av kunnskapsgrunnlaget og kartlegging av muligheter for restaurering eller reintroduksjon av ålegrasenger, og hvordan det vil påvirke karbonopptak og klimatilpasning i Oslofjorden. I tillegg ønsket de en praktisk veileder om reintroduksjon og restaurering av ålegras. Denne veilederen inneholder en detaljert steg-for-steg beskrivelse av hvordan restaurering kan gjennomføres i praksis, og dekker <i>i</i>) valg av område for restaurering, <i>ii</i>) planting og <i>iii</i>) overvåking. Kunnskap om ålegrasenger og deres rolle for karbonopptak og klimatilpasning er presentert i en egen rapport (Kvile et al. 2022).</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Ålegras 2. Restaurering 3. Miljøforhold 4. Overvåking 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Eelgrass 2. Restoration 3. Environmental conditions 4. Monitoring
---	--

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Kristina Øie Kvile
Prosjektleder

Paul Ragnar Berg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577- 7429-5
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Restaurering av ålegrasenger

En praktisk veileder utviklet for Oslo kommune

Innholdsfortegnelse

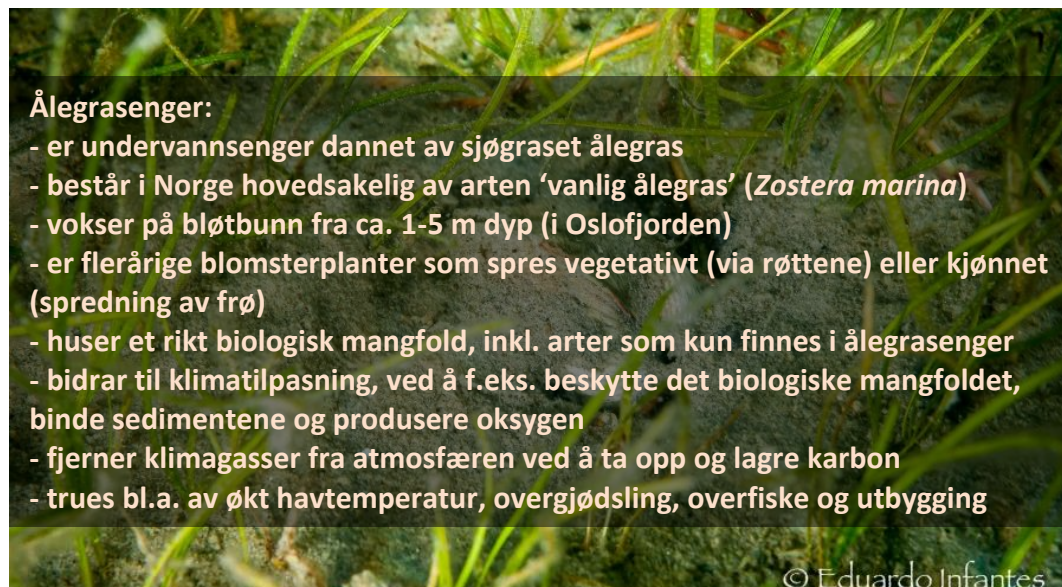
1	Introduksjon.....	6
1.1	Behov for restaurering av ålegras i Norge.....	6
1.2	Generelle råd for restaurering av ålegras.....	7
1.2.1	Det er ikke alltid mulig å gjenopprette tapte økosystem.....	7
1.2.2	Større er bedre.....	7
1.2.3	Spre risikoen.....	7
2	Valg av område	8
2.1	Terskelverdier for ålegras vekst og overlevelse.....	8
2.2	Årsaker til tap og manglende gjenvekst	9
2.3	Områder med historisk ålegras-utbredelse.....	10
2.4	Vanndyp.....	10
2.5	Lys og vannkvalitet.....	11
2.6	Bølgeeksponering og sedimentssammensetning	13
2.7	Biologisk forstyrrelse	14
2.8	Prøveplanting.....	16
3	Planting.....	19
3.1	Referanse-eng.....	19
3.2	Valg av donor-eng.....	19
3.2.1	Velg like miljøforhold.....	20
3.2.2	Minimer påvirkningen	20
3.2.3	Genetiske aspekter.....	20
3.2.4	Logistikk.....	21
3.3	Høsting og transport	21
3.3.1	Tillatelser, personell og utstyr	21
3.3.2	Minimer påvirkningen	21
3.3.3	Identifikasjon av vegetative skudd	22
3.3.4	Høsting.....	22
3.3.5	Transport	24
3.3.6	Prøver for overvåkning.....	24
3.4	Planting.....	25
3.4.1	Informasjon og planlegging	25
3.4.2	Metoder og utforming av utplanting.....	25
3.4.3	Utplanting.....	26
4	Evaluering av restaureringen.....	28
4.1	Variabler og kriterier i evalueringen	28
4.2	Anbefalt overvåkingsplan	29
4.3	Anbefalte variabler og metoder	30
4.3.1	Referanse-eng.....	31
4.3.2	Skuddtetthet og bladmorfologi	31
4.3.3	Areal- og dybdefordeling av ålegras.....	32
4.3.4	Biomasse.....	33
4.3.5	Lystilførsel og temperatur	33

4.3.6	Variabler som indikerer økosystemfunksjoner og tjenester	33
4.4	Vurdering av resultater.....	34
5	Referanser.....	35

1 Introduksjon

Denne veilederen gir en detaljert steg-for-steg-oppskrift til restaurering av ålegrasenger (*Zostera marina*), og er i stor grad basert på mange års praktisk erfaring fra den svenske vestkysten. Vi har fokusert på robuste og enkle tiltak, samt behov for testing og oppfølging. Veilederen er utviklet for Oslo kommune og med tanke på miljøforholdene i Indre Oslofjord, men kan også brukes som utgangspunkt for ålegrasrestaurering i andre områder. Video-guider som dekker valg av område (kapittel 2), planting (kapittel 3) og overvåking (kapittel 4) er tilgjengelige på engelsk og svensk på www.eduardoinfantes.com/outreach.

Denne veilederen anbefaler restaureringsmetoder i områder med passende underlag og dyp som tillater vekst av ålegras uten tilrettelegging eller endring av havbunnen. Hovedmetoden beskrevet her er å transplantere voksne planter av vanlig ålegras (*Zostera marina*). Disse metodene er utviklet og testet i Sverige og Danmark, men er i begrenset grad testet i Norge (men se Gagnon et al. 2021). Testing før stor-skala restaurering er spesielt viktig i områder som har vært uten ålegras i lang tid, som f.eks. bløtbunnsområder i Oslo kommune.



1.1 Behov for restaurering av ålegras i Norge

Ålegrasenger er rike habitater i grunne bløtbunnsområder som bidrar med viktige økosystemtjenester og funksjoner (Cole & Moksnes 2016). I Skagerrak og Kattegat-området i Nordsjøen har overgjødning i kombinasjon med overfiske ført til økt vekst av påvekstalger og hurtigvoksende trådalger («lurv»), og matter av makroalger som dekker ålegrasenger. Dette anses som hovedårsaken til nedgangen i ålegrasets utbredelse i disse områdene, f.eks. har over 60 % av ålegrasområdene langs den svenske Nordvest-kysten forsvunnet siden 1980-tallet (Moksnes et al. 2018). Tilsvarende tap av ålegrasenger i Norge er ikke dokumentert. Imidlertid har det i de siste årene vært en økende bekymring for den økologiske statusen til ålegrasengene i Sør-Norge og på vestlandskysten på grunn av høy forekomst av lurv (Gitmark et al. 2016, Christie & Rinde 2020). Nyere undersøkelser har vist at av de rundt 100 kartlagte ålegrasengene i Indre Oslofjord har

66 % av engene fått redusert økologisk tilstand (dvs. økt dekning av lurv) i løpet av det siste tiåret, og et område på anslagsvis 57 000 m² med ålegras har gått tapt (Rinde et al. 2021).

Klimaendringene og det økende tapet av biologisk mangfold (IPBES 2019) har styrket fokuset på verdien av å bevare, og om nødvendig, gjenopprette tapte naturtyper. Restaurering av «blå skoger», som ålegrasenger, betraktes som en naturbasert løsning for klimatilpasning siden de bl.a. bidrar med å stabilisere sedimenter og beskytte biologisk mangfold i møte med hetebølger eller redusert pH (Bulleri et al. 2018). Byutvikling, overgjødning (eutrofiering), overfiske, forurensning, invasive (invaderende) arter, kombinert med virkningen av klimaendringene, er hovedårsakene til tap av biologisk mangfold. Det er derfor en økende interesse blant forvaltere for å restaurere ålegrasenger. Restaurering kan også brukes som et kompensierende tiltak når ålegraset skades eller risikerer å forsvinne på grunn av byutvikling. For eksempel ble det høsten 2015 fattet en rettsavgjørelse der ålegras-restaurering ble påkrevd som kompensasjon for tap av ålegras forårsaket av utvidelsen av Gøteborgs havn (Moksnes et al. 2016).

1.2 Generelle råd for restaurering av ålegras

1.2.1 Det er ikke alltid mulig å gjenopprette tapte økosystem

Studier i Sverige har vist at ålegraset ikke lenger kan overleve i enkelte områder der det fantes store ålegrasenger på 1980-tallet. Dette er hovedsakelig et resultat av forverret vannkvalitet, trolig som følge av økt resuspensjon av sedimentet når ålegraset ikke lenger stabiliserer havbunnen. I disse områdene er havbunnen nå dekket av drivende algematter, noe som gjør det enda vanskeligere å få ålegraset tilbake gjennom naturlig gjenvækst eller restaurering. I kommunene Stenungsund og Kungälv, hvor store områder med ålegras har forsvunnet, har miljøforholdene forverret seg så mye at restaurering av ålegras nå er svært vanskelig, eller umulig. Til tross for fire års innsats med planting av skudd og frø i disse områdene, har svært få ålegrasplanter overlevd. I områder som har mistet store ålegrasenger kan det derfor være nødvendig med svært kostbare, storstilte tiltak for å endre miljøforholdene før restaurering er mulig. Man kan altså ikke forvente at det alltid er gjennomførbart å restaurere en tapt ålegraseng. **Det er derfor ekstremt viktig å beskytte gjenværende ålegrasenger, spesielt i nærheten av områder hvor ålegraset er i tilbakegang, og kun som en siste utvei tillate restaurering som kompensasjon for nedbygging i kystsonen.**

1.2.2 Større er bedre

Ålegras er en såkalt «økosystemingeniør». Når eng er stor nok skaper ålegraset et fysisk habitat som endrer hydrodynamikken og biogeokjemien til havbunnen. Når en restaurert ålegraseng når en kritisk størrelse, kan den skape en selvforsterkende effekt som stabiliserer bunnen og bedrer vannkvaliteten og dermed sine egne og andre arters vekstforhold. Selv om man ikke vet nøyaktig hvor stor en eng må være for å oppnå denne effekten, har studier av fullførte restaureringsprosjekter med sjøgras vist at storskala tiltak ($\geq 100\,000$ skudd; tilsvarende ca. 0,5–1 hektar) generelt sett er mer vellykkede enn mindre tiltak ($\leq 10\,000$ skudd; tilsvarende ca. ≤ 0.1 hektar; van Katwijk et al. 2016). **Det er derfor sannsynlig at eng må nå en kritisk størrelse for å oppnå de nødvendige vekstforholdene for å overleve. Størrelsen på restaureringsstedet er derfor viktig ved planlegging av prøveplanting og restaurering. Denne kritiske størrelsen vil trolig avhenge av stedsspesifikke forhold som dybde, bølgeeksponering, substrattype og nivå av stressfaktorer.**

1.2.3 Spre risikoen

På samme måte som avlinger på land kan svikte noen år på grunn av ugunstige forhold, kan ålegras-restaurering feile selv om lokalitetene er nøye utvalgt og planting er riktig utført. Siden det er store

år-til-år variasjoner i vekst og utbredelse i naturlige ålegrasenger, kan tilfeldige hendelser som stormer, havis, stor ferskvannstilførsel, algeoppblomstring eller uvanlig høye sommertemperaturer føre til dårlig overlevelse av utplantet ålegras. Man bør derfor **unngå å gjennomføre store restaureringsforsøk på kun ett sted og tidspunkt, og heller fordele utplantingene i tid og rom.** Forsøk i Nederland og andre land har vist at restaurering vil være mer vellykket dersom risikoen spres over ulike skalaer i tid og rom ved å for eksempel fordele plantingene over flere år og ulike lokaliteter (van Katwijk et al. 2009, 2016). Dette må imidlertid veies opp mot det at hver eng kan måtte oppnå en kritisk størrelse for å skape de selvforsterkende effektene beskrevet over.

2 Valg av område

Dette kapittelet gir en oversikt over flere nøkkelfaktorer og variabler som kan påvirke ålegrasets vekst og overlevelse, samt beskrivelser av hvordan man kan måle, teste og evaluere disse variablene for å velge egnede områder for restaurering. Man bør bruke vitenskapelige metoder for å evaluere resultatene og identifisere løsninger som fører til vellykket restaurering. Dette er spesielt viktig i områder med suboptimale miljøforhold som i urbane områder.

2.1 Terskelverdier for ålegras vekst og overlevelse

En oversikt over viktige miljøvariabler for ålegrasvekst og overlevelse er vist i **Tabell 1**. Oversikten gir også en oversikt over hvilke verdi-intervall av de ulike variablene som er akseptable eller ikke akseptable for ålegrasvekst, basert på studier i Sverige, Danmark og Nederland. De ulike variablene er beskrevet mer detaljert i avsnitt 2.4-2.7. Tabellen kan brukes som grunnlag for å vurdere potensielle områder for ålegrasrestaurering.

Tabell 1. Miljøvariabler som påvirker ålegrasets vekst og overlevelse. Miljøforhold som er akseptable for ålegrasvekst er markert med «Ja», mens områder med forhold markert som «Nei» bør unngås. Forkortelser: TSS: Total mengde suspendert organisk og uorganisk materiale; Chl-a: Klorofyll a; DIN: oppløst uorganisk nitrogen; DIP: oppløst uorganisk fosfor. Lysets ekstinksjonskoeffisient (Kd) er forklart i kapittel 2.5. For organisk innhold har ulike studier kommet til forskjellige konklusjoner.

Variabler	Ja	Nei	Referanser
Lokalitet			
Dybde (m)	1,5 – 2,5	< 1	(Fonseca et al. 1998)
Nærmeste naturlige ålegraseng (m)	-	≤ 100	
Lys og vannkvalitet			
Lysets ekstinksjonskoeffisient (Kd)	< 0,92	> 1,6	(Moksnes et al. 2016)
Lys (% av lystilførsel ved overflaten)	> 25%	< 20%	(Moksnes et al. 2016)
Lys (mol fotoner m ⁻² d ⁻¹)	> 7	< 3	(Moksnes et al. 2016)
TSS (mg L ⁻¹)	-	> 15	(Dennison et al. 1993)
Chl-a (µg L ⁻¹)	-	> 15	(Dennison et al. 1993)
DIN (µM, µmol L ⁻¹)	-	> 10	(Dennison et al. 1993)
DIP (µM, µmol L ⁻¹)	-	> 0,67	(Dennison et al. 1993)
Temperatur (°C)	< 20	-	(Borum et al. 2004)
Saltholdighet	> 5	-	(Borum et al. 2004)
Fysisk eksponering			
Strømhastighet (cm s ⁻¹)	< 15	> 50	(Fonseca et al. 1998)
Erosjonsrate sediment (mm d ⁻¹)	-	> 0,5	(Merkel 1992)
Bølgeeksponeringsindeks	-	> 3×10 ⁶	(Fonseca et al. 1998)
Sediment-variabler			
Sedimenterings hastighet (mm d ⁻¹)	-	≥ 0,3	(Merkel 1992)
Innhold av silt og leire (%)	< 34%	> 50%	(Moksnes et al. 2016)
Organisk innhold (%)	< 5% / < 2%	-	(Koch 2001, Lillebø et al. 2011)
Vanninnhold (%)	< 40%		(Lillebø et al. 2011)
Ammoniuminnhold (%) i porevann (µM L ⁻¹)	> 100		(Dennison et al. 1993)
Biologisk forstyrrelse			
Fjæremark (<i>Arenicola marina</i> , ant. m ⁻²)	< 10	> 50	(Delefosse & Kristensen 2012)
Strandkrabber (<i>Carcinus maenas</i>)	-	-	(Infantes et al. 2016)
Sjøfugler (gjess og svaner)	-	-	E. Infantes, pers. obs.
Algematter på bunnen	-	-	(Moksnes et al. 2018)

2.2 Årsaker til tap og manglende gjenvekst

Dersom det potensielle området for restaurering har mistet en ålegraseng, er det viktig å først prøve å identifisere årsakene til tapet og hvorfor ålegraset ikke har kommet tilbake. Det siste kan tyde på at problemene vedvarer, og at miljøet er dårlig egnet for ålegrasvekst. Den optimale situasjonen er at årsaken til tapet (f.eks. overgjødsling) har forsvunnet og miljøet har kommet seg, og at mangelen på ålegras skyldes ålegrasets begrensede spredningsevner. Under slike forhold kan restaurering av ålegras være svært effektivt, som for eksempel i Chesapeake Bay i USA, der en plantet ålegraseng vokste fra 130 hektar til mer enn 1700 hektar i løpet av en 10-årsperiode (Orth et al. 2012).

Mangelen på ålegras i Indre Oslofjord kan være et resultat av byutvikling, etablering av småbåthavner, overgjødsling og annen forurensning, samt en kontinuerlig forstyrrelse av havbunnen fra båttrafikk som virvler opp sedimentene og gir grumsete vann. Det er også mulig at det har vært et «regimeskifte», der tap av ålegras og påfølgende destabilisering av havbunnen har ført til økt oppvirvling av sediment og mørkere vann. I noen tilfeller, som observert i Sverige, domineres vegetasjonen i tapte ålegrasområder av drivende «matter» av flerårige brunalger og rødalger som

tåler begrenset lystilgang. De drivende algemattene forverrer problemet ved å øke oppvirlingen av sedimenter og ved å skyggelegge for ålegraset og rive løs nye ålegrasplanter.

Det kan være svært vanskelig å gjenopprette ålegrasenger i områder som har gjennomgått slike regimeskifter (Moksnes et al. 2018). **Det er derfor svært viktig å kartlegge miljøforholdene i alle potensielle restaureringsområder, også i områder hvor det tidligere har vokst ålegras.** I områder som ikke tillater ålegrasvekst i dag kan det være nødvendig å først forsøke å endre miljøforholdene, eller å midlertidig motvirke enkelte prosesser før restaurering av ålegraset er mulig.

2.3 Områder med historisk ålegras-utbredelse

Om mulig bør man velge områder for restaurering hvor det tidligere er dokumentert ålegras-forekomster (Fonseca et al. 1998), siden disse områdene fortsatt har naturlig gunstige forhold av flere viktige variabler for ålegrasvekst (f.eks. bølgeeksponering, sedimenttype, dybde). Det er imidlertid svært begrenset kunnskap om den historiske utbredelsen av ålegras i Oslofjorden, også innenfor Oslo kommune (se Rinde et al. 2021 for en oversikt). Siden det er dokumentert store tap av ålegras i Sverige og Danmark, kan vi forvente at det også har vært en nedgang langs de sørlige delene av Norge. På samme måte kan vi anta at det tidligere har forekommet ålegras i noen av de grunne bløtbunnsområdene uten vegetasjon innenfor Oslo kommune. Det er også mulig å endre eksisterende kystområder for å fremme ålegrasvekst, ved for eksempel å legge nytt sediment (sand) på toppen av oksygenfattig eller forurenset havbunn, redusere bunndybden ved å fylle på med sediment, eller legge til bølgebarrierer for å redusere bølgeeksponeringen midlertidig til engas restaurert. Men siden dette er betydelig dyrere og mer komplisert enn å restaurere i områder som allerede har gunstige forhold for ålegrasvekst når det gjelder dybde, substrat og bølgeeksponering, går vi ikke nærmere inn på slike tiltak her.

Det er viktig å unngå å restaurere områder hvor det er sannsynlig at ålegraset vil komme tilbake naturlig snart. Selv om den vegetative spredningen av rhizom (rotsystemet) fra nærliggende ålegrasenger går sakte (16–45 cm per år; Olesen & Sand-Jensen 1994) og de fleste ålegras-frø kun spres noen få meter fra engene (Orth et al. 1994), kan enkeltfrø fraktes betydelig lenger, for eksempel under stormer eller ved flytende blomsterskudd, noe som kan forklare en svært rask spredning av restaurert ålegras i enkelte studier (Orth et al. 2012). Som en tommelfingerregel bør en **unngå å restaurere ålegras nærmere enn 100 m fra en frisk ålegraseng** (Fonseca et al. 1998). Det er derfor viktig å undersøke nøye om det forekommer levende ålegras i potensielle restaureringsområder eller i nærliggende områder.

2.4 Vanddyp

Vanddypet som velges for planting kan påvirke mange faktorer som er avgjørende for ålegrasets overlevelse og vekst, som lystilførsel, bølgeeksponering, beiting og andre forstyrrelser fra dyr, risiko for uttørking og skade fra is. Ålegrasets nedre voksegrense (det dypeste vanddypet man kan observere ålegras) bestemmes nesten utelukkende av lysmengden i vannet, og varierer mye mellom regioner og lokaliteter. Den nedre voksegrensen har avtatt dramatisk de siste hundre årene, f.eks. fra ned til ca. 10 m dyp i danske farvann rundt år 1900 til sjeldent dypere enn 5 m i dag (Boström et al. 2014). I Indre Oslofjord har den nedre voksegrensen i gjennomsnitt krøpet oppover med 0,6 m for 67 % av de kartlagte ålegrasengene fra perioden 2007–2011 til 2020 (Rinde et al. 2021). Gjennomsnittlig nedre voksegrensen for ålegras i Indre Oslofjord var i 2020 3,4 m, og den dypeste enkeltobservasjonen av ålegras var 5,2 m. Den dypeste nedre voksegrensen for ålegras i Norge er ca. 12 m (Rogaland og Møre og Romsdal, observert innenfor Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold - Kyst). På grunn av den store variasjonen mellom områder er det viktig å måle

lystilførselen i potensielle restaureringslokaliteter, både for å vurdere om det er egnet for ålegrasvekst og for å bestemme optimal plantedybde. **Siden skuddveksten er svært lav nær den nedre voksegrensen** (Eriander et al. 2016), **anbefaler vi å unngå å plante nær disse dybdene**, hvor en liten forverring av lystilførselen kan ødelegge hele plantingene.

Den øvre voksegrensen bestemmes av ulike faktorer i ulike områder. I åpne områder kan den avhenge av bølgeerosjon (Infantes et al. 2009), mens den i mer skjermede områder kan avhenge av isdekke om vinteren, eller uttørking ved langvarig lavvann. **Vi anbefaler derfor at ålegras ikke plantes grunnere enn 1 m under gjennomsnittlig vannstand.**

For å redusere risikoen for at store deler av utplantningen feiler på grunn av år-til-år variasjoner i f.eks. lystilførsel, stormer eller isforhold, anbefales det å plante ålegras i passende avstand til både nedre og øvre voksegrense, og å konsentrere plantingene nær øvre voksegrense der gode lysforhold normalt gir høy sideskuddvekst og rask spredning av den restaurerte enga (se under). **Generelt anbefales det derfor å plante ålegras mellom 1,5 og 2,5 m dyp.** I bratt skrånende områder kan man i utgangspunktet plante ut i et smalt bånd som følger den optimale dybdekurven.

2.5 Lys og vannkvalitet

Vannkvalitet og lysforhold bestemmer hvor dypt ålegraset kan vokse, og er vanligvis de mest kritiske variablene for ålegrasets overlevelse. Lystilgjengeligheten bestemmes både av vanddyppet, men også av absorpsjonen av lys i vannet, som avhenger av type og mengde av organiske og uorganiske partikler i vannet, og av mengden planteplankton (som avhenger av mengden næringsstoffer). Lysforholdene påvirkes også av mengden sedimentpartikler som virvles opp fra bunnen av bølger eller sterke strømmer, eller som strømmer ut fra elver, spesielt ved vårfloppen og etter kraftig regn. Elver kan også frakte humusstoffer som kan ha stor innvirkning på lysforholdene i sjøen. Å beskytte vannkvaliteten mot avrenning fra byer, inkludert overvannshåndtering, er svært viktig for å lykkes med ålegrasrestaurering i urbane områder.

Ålegras trenger ca. 18–21 % av lyset som er tilgjengelig ved havoverflaten for å vokse (Dennison et al. 1993). Dette betyr at i målt *fotosyntetisk aktiv stråling* (lys med bølgelengde 400–700 nm som brukes i fotosyntese, forkortes PAR, Photosynthetic Active Radiation), trenger ålegras minst 7 mol fotoner per kvadratmeter og dag for at veksten skal være ubegrenset av lys, og minst 3 mol fotoner/m²/dag i for å overleve over lengre tid (Thom et al. 2008). Dette stemmer med studier i Bohuslän som har vist at plantet ålegras overlever over lengre tid med min. 18 % av lystilførselen ved overflaten, og min. 4 mol fotoner/m²/dag i gjennomsnitt gjennom vekstsesongen (Eriander et al. 2016).

Man kan beregne den maksimale dybden for overlevelse av ålegras i et område ved å kvantifisere reduksjonen i lys med dybden. Dette beskrives av lysets ekstinksjonskoeffisient (Kd) og beregnes ved å måle lyset på flere dyp. Gjennom Kd-verdien kan den maksimale dybden for ålegras beregnes basert på hvor mye av lystilførselen ved overflaten ålegraset trenger for å overleve (se **Tabell 1**, og teksten over). Ved å måle lyset i et potensielt restaureringsområde kontinuerlig gjennom vekstsesongen kan gjennomsnittlig Kd beregnes, som vil gi informasjon om både lystilførsel og varigheten av vekstsesongen, som avtar med dybden. **For ålegrasrestaurering anbefales det å plante ut på dyp hvor den gjennomsnittlige lystilførselen i vekstsesongen er > 25 % av lystilførselen ved overflaten, eller >10 mol fotoner/m²/dag, og at Kd-verdien er høyst 0,92.**

Turbiditet. Selv om lystilførsel er den viktigste vannkvalitetsvariabelen for ålegras, er det også nødvendig å undersøke årsakene til eventuelle reduksjoner i lystilførselen i potensielle områder for restaurering. En påvirkningsfaktor er den totale mengden suspendert organisk og uorganisk

materiale (forkortes TSS, «Total Suspended Solids»), som er et mål på vannets turbiditet. TSS måles i vannprøver som filtreres og veies, og deles inn i en organisk og en uorganisk fraksjon ved forbrenning av prøven. TSS kan også beregnes ved hjelp av en turbiditetsmåler, men dette må kalibreres mot TSS-målinger for hver lokalitet.

Uorganisk nitrogen. I Skagerrak og Nordsjøen anses nitrogen og, i mindre grad, fosfor som begrensende for algevekst. Høye nivåer av oppløst uorganisk nitrogen (DIN, dissolved inorganic nitrogen), bestående av ammonium (NH₄⁺), nitrat (NO₃⁻) og nitritt (NO₂⁻) kan føre til oppblomstring av både planteplankton og trådformede alger (lurv), som kan være negativt for ålegras. Forsøk i Sverige har vist at å øke DIN-konsentrasjonen til ca. 4–6 µM/L kan være nok til å få oppblomstring av trådalger med påfølgende negative effekter på ålegrasets vekst (Moksnes et al. 2008, Baden et al. 2010). I USA har ålegras dårlig overlevelse i områder med DIN-konsentrasjoner >10 µM/L (Dennison et al. 1993). Siden DIN raskt tas opp av alger om sommeren, brukes normalt vinterverdier for DIN i overvåking. På vestkysten av Sverige indikerer vinter-nivåer over 8 µM/L dårlig økologisk tilstand, mens de norske økologiske klasse-grensene er betydelig høyere (>27 µM/L for dårlig tilstand) og det har derfor blitt anbefalt å revidere de norske klasse-grensene (Staalstrøm et al. 2021). I Oslofjorden var vinterkonsentrasjonene av DIN i 2017–2019 >5,5 µM/L i det meste av fjorden, med mulig høyere verdier i indre fjord innenfor Oslo kommune hvor overvåkingsdata mangler (Staalstrøm et al. 2021).

Lab-studier har også vist at høye nivåer av ammonium (25–125 µM/L) kan gi toksiske effekter og drepe ålegraset dersom nivåene opprettholdes over flere uker. Effektene var sterkere ved høye temperaturer og dårlige lysforhold, noe som kan forklare tap av ålegras i havområder med lite vannutsifting i varme høstperioder, når næringsstoffer frigjøres fra råtnende alger (van Katwijk et al. 1997). Dersom terskelverdien for disse variablene overskrides, vil ålegraset sannsynligvis ikke overleve. Observerte nivåer av ammonium i Oslofjorden er vanligvis langt under disse nivåene (Staalstrøm et al. 2021), men det mangler igjen gode overvåkingsdata innerst i havnebasenget.

Saltholdighet. Ålegras kan vokse i forhold fra full saltholdighet (35 psu) til brakkvann (saltholdighet rundt 5 psu), og tåler store variasjoner i saltholdighet over kortere perioder (Borum et al. 2004). For de fleste ålegrasbestandene er **optimal saltholdighet for vekst og overlevelse mellom 10 og 25 psu** (Nejrup & Pedersen 2008), mens ålegrasenger som har tilpasset seg lavere saltholdighet i Østersjøen vokser optimalt i saltholdighet mellom 6 og 20 psu (Salo et al. 2014). Studier fra Bohuslän har vist at både skudd og frø transplantert fra relativt høye og konstante saltholdighetsforhold i Gullmarsfjorden (25 ± 3 psu) kunne overleve i svært lave (6,4 psu i sesonggjennomsnitt) og varierende (0,04–21,0 psu) saltholdighetsforhold ved elveutløp. **Dette tyder på at ålegraset i Skagerrak og Nordsjøen er relativt tolerant for variasjoner i saltholdighet og kan transplanteres mellom ulike saltholdighetsmiljøer.**

Temperatur og oksygenforhold. Ålegras er generelt tilpasset et relativt kaldt klima, dvs. fra -1 °C om vinteren til 25 °C om sommeren (Borum et al. 2004). I Chesapeake Bay i USA har høye sommertemperaturer (opptil 30 °C i vannet) sannsynligvis bidratt til redusert utbredelse av ålegras og mislykkede storskala restaureringsforsøk (Goshorn & Preen 2006). Siden Oslofjorden ikke er nær grensenene for artens sørlige eller nordlige utbredelse, forventer vi ikke at direkte effekter av økte temperaturer skal begrense ålegrasets vekst her. **Høye temperaturer kan likevel gi alvorlige indirekte negative effekter på ålegraset ved å øke veksten av lurv og redusere oksygeninnholdet i vannet** samtidig som metabolismen og oksygenbehovet til ålegras øker med høyere temperatur (Rasmussen 2015). **Derfor anbefales det å måle temperaturen kontinuerlig i alle potensielle restaureringsområder, spesielt om sommeren.**

2.6 Bølgeeksponering og sedimentssammensetning

Områder med sediment dominert av grus og sand og med lite organisk materiale er typisk utsatt for sterke bølger eller strømmer. Her vil ålegrasplanter og frø sannsynligvis bli skylt bort gjennom erosjon. Spesifikt bør områder med en strømhastighet >50 cm/s unngås da disse hastighetene kan føre til at både sediment og planter skylles bort. Ved hastigheter under 15 cm/s er negative effekter av vannstrømmer mindre sannsynlig, men bølgeeksponering kan fortsatt spille en rolle (Fonseca et al. 1998), med mindre sedimentet har høyt vanninnhold (se under). Siden tidevannsforskjellene i Oslofjorden er små (<30 cm), er tidevannsstrømmene relativt svake i de fleste grunne kystområdene i fjorden når været er rolig. Sterkere strømmer kan imidlertid oppstå, for eksempel i trange sund. Generelt er det likevel viktigere å ta hensyn til bølgeeksponeringen når man skal velge områder for restaurering i Indre Oslofjord. Ved høy bølgeeksponering, forårsaket av f.eks. raske båter og store ferger, kan erosjon av bunnsediment og planter vanskeliggjøre restaureringen.

Ålegras finnes naturlig i miljøer med ulike sedimenter, fra bølgeeksponerte områder med grus- eller sandbunn, til beskyttede områder med fint sediment med høyt innhold av organisk materiale (opptil 25 %) og vann (opptil 90 %) (Jephson et al. 2008). Dette viser igjen at ålegraset er svært tilpassningsdyktig. Ulike miljøer byr imidlertid på ulike utfordringer for restaurering. En enkel sediment-analyse kan gi en god pekepinn på hvilke prosesser som kan forstyrre plantingene, og om en lokalitet er egnet eller ikke.

Anbefalinger fra ulike studier angående hvilke sediment som er gunstige for ålegrasrestaurering er ikke konsistente. Selv om de fleste studier anbefaler å unngå bunn med grus og stein, varierer anbefalingene med hensyn til hvor finkornet sedimentet kan være (Fonseca et al. 1998). En terskelverdi på mindre enn 20 % silt (<63 μ m kornstørrelse) er foreslått basert på flere ulike sjøgrasarter (Koch 2001). I en storstilt restaureringsstudie av ålegras i Boston Harbour, USA, overlevde ingen prøveplantinger i områder der andelen silt og leire i sedimentet var over 57 %, mens veksten var tilfredsstillende i områder med innhold under 35 % (Leschen et al. 2010). Andre studier har imidlertid antydnet høyere terskelverdier, f.eks. under 70 % silt og leire (Short et al. 2002).

Ålegrasrestaureringsforsøk i Sverige har vist lignende resultat som i Boston, med tilfredsstillende ålegrasvekst i områder med leire-innhold under 34 %, mens svært få plantinger overlevde når leire-innholdet var over 50 %. Studier i Sverige har videre vist at lystilførselen i vannet avtar med økt andel silt og leire i sedimentet, sannsynligvis pga. oppvirvling av det finkornede sedimentet, noe som igjen kan gi dårlig ålegrasvekst. Finkornet sediment reduserer også utskiftingen av vann i porene i sedimentet, noe som kan gi opphopning av sulfider og andre giftige stoffer (Koch 2001).

Derfor anbefales det å unngå områder med innhold av silt og leire over 50 % for ålegrasrestaurering, eller at lys- og vekstforhold undersøkes ekstra nøye på slike lokaliteter.

Finkornet leiresediment avsatt fra isbreer finnes i sedimentoverflaten i enkelte havområder, spesielt i grunne bløtbunnsområder som har mistet store ålegrasenger og har vært utsatt for erosjon. De fine leire-partiklene blir lett suspendert i vannet av bølger, noe som gir svært dårlige lysforhold i vannet i lange perioder. **Restaurering i områder hvor det finnes avsetninger fra isbreer grunnere enn <5 cm fra sedimentoverflaten bør derfor unngås.**

Organisk innhold. Selv om ålegras er tilpasset til å vokse i oksygenfattige sedimenter med høye nivåer av organisk materiale, kan høyt organisk innhold i sedimentet skape problemer for restaurering. F.eks. påvirker det organiske innholdet sulfidinnholdet i sedimentet og tilgjengeligheten av næringsstoffer. Derfor har det vært antydnet at et organisk innhold >5 % i sedimentet begrenser veksten, selv om ålegras kan vokse i sediment med et organisk innhold på opptil 16 % i miljøer med

gode lysforhold (Koch 2001). **I Sverige og Danmark finnes friske ålegrasenger i vernede områder med organiske innhold i sedimentet opptil 25%, som antyder at det organiske innholdet ikke begrenser utbredelsen av ålegraset her.**

Høyt innhold av organiske stoffer og porevann kan imidlertid redusere sedimentets stabilitet, noe som øker risikoen for erosjon og resuspensjon av sedimentet (Valdemarsen et al. 2014). Derfor er det verdifullt å undersøke innholdet av organisk materiale og vann i sedimentet for å finne ut om vinddrevet oppvirvling av sedimentet kan redusere vannkvaliteten, og om plantede skudd vil lett rives opp. Dersom det organiske innholdet i sedimentet er >2 % (ca. 40 % vanninnhold), øker risikoen for vinddrevet resuspensjon, og lysforholdene i vannet på lokalitetene bør undersøkes nøye. Hvis det organiske innholdet i sedimentet er >10 % (ca. 67 % vanninnhold) vil frøplanten få problemer dersom strømningshastigheten er >12 cm per sekund. Derfor bør man undersøke forholdene nøye og utføre prøveplantinger dersom restaureringen skal gjøres ved bruk av frømetoder.

Oksygenmangel og hydrogensulfid. I beskyttede miljø der sedimentet har fin kornstørrelse og høyt organisk innhold, vil oksygen vanligvis kun tilføres de øvre millimeterne av sedimentet. Det kan derfor dannes hydrogensulfid som er giftig for alle organismer og kan drepe ålegraset dersom det kommer inn i planten gjennom røtter og rhizom. Ålegraset er imidlertid tilpasset til å vokse under slike forhold og kan selv frakte oksygen fra bladene og ned til røttene hvor de danner et oksygenert område rundt røttene som hindrer hydrogensulfidet i å komme inn (Holmer & Bondgaard 2001). Dette krever imidlertid gode lysforhold for oksygenproduksjon og godt oksygenert vann om natten slik at oksygen kan tas opp av bladene når det ikke skjer fotosyntese. Blir lystilførselen dårligere, kan fotosyntesen og oksygenproduksjonen reduseres til under et kritisk nivå slik at hydrogensulfid kommer inn i planten. Dette er spesielt et problem dersom det også er mangel på oksygen i vannet rundt ålegraset, f.eks. på grunn av algematter og høye vanntemperaturer (Goodman et al. 1995, Holmer & Bondgaard 2001, Holmer et al. 2005). Forgiftning med hydrogensulfid har vist seg å forårsake redusert vekst og høyere dødelighet hos ålegras i flere studier (Orth et al. 2006, Holmer & Nielsen 2007), og anses å være en medvirkende årsak til observert massedødelighet hos ålegras der hele populasjoner forsvinner fra et område i løpet av kort tid. Dette skjer vanligvis på sensommeren når stille og varmt vær kan gi rask vekst og nedbrytning av makroalgematter med påfølgende oksygenmangel i bunnvannet (Greve et al. 2005).

Næringstilgang i sediment. Undersøkelser i andre deler av verden har vist at veksten av ålegras kan påvirkes av nitrogeninnholdet i sedimentet, hvor nivåer av ammonium (NH_4^+) <100 $\mu\text{mol/L}$ i sedimentets porevann kan begrense veksten (Dennison et al. 1987). I enkelte områder har det til og med blitt anbefalt å tilføre næringsstoffer til sedimentet ved restaurering (Kenworthy & Fonseca 1992). Men forsøk i næringsfattig sediment Kielbukta i Østersjøen tydet ikke på at veksten av ålegras var begrenset av næringsstoffer, muligens på grunn av et lavere næringsbehov for ålegras i Østersjøen (Worm & Reusch 2000). Basert på denne studien og tatt i betraktning at sedimenter i grunne kyststrøk i Skagerrak og Nordsjøen har høye nivåer av organiske stoffer og næringsstoffer på grunn av eutrofiering, **er det ikke trolig at næringsstoffer i sedimentet begrenser veksten av plantet ålegras i Oslofjorden.**

2.7 Biologisk forstyrrelse

Forstyrrelser fra gravende og beitende dyr er et av de største problemene for restaurering av sjøgras (Paling et al. 2009). Før nyplantede ålegrasskudd eller frøplanter har utviklet nye røtter, er de sårbare for forstyrrelser i sedimentet, og aktiviteter fra et bredt spekter av organismer kan føre til at skudd løsner, noe som fører til store tap av plantet sjøgras og ofte 100 % dødelighet. Dessuten kan beiting

av blader og jordstengler fra sjøfugl, fisk og kråkeboller forårsake store skader (Fonseca et al. 1998, Short et al. 2002). Beiting fra sjøfugl (gjess, svaner) er spesielt et problem i tidevannsområder hvor fuglene når plantene ved lavvann (Short et al. 2002). Mange krepsdyr og fiskearter spiser også ålegrasfrø (Wigand & Churchill 1988, Sumoski & Orth 2012).

Det er ingen fiskearter som beiter på sjøgras i Oslofjorden, men strandkrabber (*Carcinus maenas*), svaner, gjess og kråkeboller (*Psammechinus miliaris*), som alle er vanlige i Oslofjorden, kan potensielt forårsake beiteskader på ålegrasplanter. Svaner og gjess kan først og fremst skade planter som kan nås fra overflaten. Strandkrabber, sammen med flerbørstemarkene fjæremark (*Arenicola marina*) og grønn nereis (*Alitta virens*), kan også forstyrre plantede skudd gjennom graving (Philippart 1994, Davis & Short 1997, Davis et al. 1998), men det er ingen observasjoner eller eksperimentelle studier på hvordan beiting eller graving påvirker ålegras i norske farvann. Forsøk i Sverige viser imidlertid at individuelt plantede skudd har høy vekst og overlevelse selv med høye tettheter av fjæremark (18 individer per m²; Eriander et al. 2016), noe som tyder på at forstyrrelser fra denne arten ikke utgjør et stort problem ved restaurering med planting av enkeltplanter.

Strandkrabber. Spesielt strandkrabber (*Carcinus maenas*) ser ut til å være et potensielt problem for restaurering av ålegras. Studier i Nordvest-Atlanteren, der strandkrabben er en invaderende art, har vist at den både kan grave opp plantede planter og beite på selve planten, noe som kan føre til tap av både naturlige og restaurerte ålegrasenger (Davis et al. 1998, Malyshev & Quijón 2011, Garbary et al. 2014). Det er observert strandkrabber som river bladene på plantede skudd for å spise fra den nedre delen av planten, noe som fører til karakteristiske skader på skuddene, og som spiser ålegrasfrø (Infantes et al. 2016).

Makroalger. Undersøkelser på den svenske vestkysten har vist at store deler av områdene der ålegrasenger vokste på 1980-tallet nå er dekt av algematter (10–1000 meter i diameter) bestående av flerårige brunalger (dominert av sagtang, *Fucus serratus*) og rødalger (dominert av svartkluft, *Furcellaria lumbricalis*) (Moksnes et al. 2018, **Figur 1**). Disse algene ser ut til å trives under lave lysforhold, hvor de vokser og samler seg på 1–3 m bunndybde, og driver rundt med strøm og bølger. Når mattene beveger seg, spesielt under stormer, kan de rive av eller skygge for ålegras. Det er derfor **viktig å kartlegge forekomsten av drivende algematter langs bunnen i potensielle restaureringsområder. Hvis algematter dekker en stor del av havbunnen, bør stedet unngås, spesielt hvis planting skal gjøres med frø.**

Utbredelsen av flytende matter med trådalger (lurv) beregnes best ved hjelp av flyfoto. Til og med utbredelsen av bunndrivende flerårige makroalger kan beregnes med flyfoto dersom det er vindstille og vanngjennomsiktigheten er større enn bunndybden. Droner med kamera som tar høyoppløselige bilder med GPS-posisjoner kan brukes til å beregne spredningen av både algematter og plantet ålegras i grunnere områder.



Figur 1. Drivende, flerårige algematter i et svensk område. I mange områder som har mistet ålegrasenger er bunnvegetasjonen erstattet av løse flerårige brunalger (dominert av sagtang, *Fucus serratus*, som på bildet) og rødalger (dominert av svartkluft, *Furcellaria lumbricalis*) som kan danne store matter. Disse drivende algemattene river lett av eller kveler ålegraset, og vanskeliggjør både naturlig etablering og restaurering av ålegraset. Mattene øker også oppvirvlingen av sedimentet, og forverrer dermed lysforholdene i vannet. Foto: E. Infantes.

2.8 Prøveplanting

En viktig del av prosessen med å velge egnede områder for restaurering er å utføre en prøveplanting av ålegras på lokaliteter som anses som egnet basert på målinger av de fysiske og biologiske variablene diskutert over. Prøveplantingen er viktig både for å teste om lokalitetene og plantemetodene tillater vekst av ålegras, og for å velge de beste lokalitetene for større restaureringsforsøk. Visse faktorer som fysisk eksponering, varierende lysforhold og drivende algematter er vanskelige å overvåke. Derfor **bør testplanting alltid utføres før dyre storskala restaureringsforsøk igangsettes** (Fonseca et al. 1998, Short et al. 2002).

Prøveplanting bør utføres i henhold til anbefalingene gitt for storskala restaurering (se kap. 3). **Det anbefales å plante i begynnelsen av juni og overvåke lokalitetene til mai året etter** før resultatene evalueres. Det er viktig å evaluere vinteroverlevelsen, som kan være lav i norske farvann (på grunn av lite lys og lave temperaturer), før man velger lokaliteter for fremtidig restaurering. For at denne vurderingen ikke skal ta mer enn ett år, kan prøveplanting utføres samme år som man overvåker ulike variabler (som beskrevet over). Dersom overvåkingen starter i begynnelsen av mai, kan data fra én måneds prøvetaking brukes til å velge de best egnede lokalitetene for prøveplanting før det starter i juni. Om mulig bør prøveplanting utføres på flere lokaliteter, slik at resultatene kan brukes til å velge de beste lokalitetene, men også for å lære mer om potensialet for ålegrasvekst innenfor en

region. **Generelt anbefales det at restaurering kun utføres på lokaliteter hvor prøveplantinger viser positiv skuddvekst etter ett år.**

Prøveplantingen utføres ved å plante skudd i mindre grupper som replikeres innenfor hver lokalitet. Normalt plantes skudd i 1,0 m² store firkanter med forhåndsbestemte tettheter. Ulike behandlinger kan inkluderes i prøveplantingen avhengig av hvilke problemstillinger som er aktuelle, og noen problemstillinger kan kun være relevante for spesifikke steder. Det er imidlertid viktig at det finnes sammenlignbare behandlinger på alle steder slik at resultatene kan sammenlignes. For eksempel skal ålegras fra samme donoreng(er) brukes på alle lokaliteter. Det er også viktig at det finnes replikater av alle behandlinger slik at resultatene kan testes statistisk.

Man bør ta prøver fra prøveplantingen tre ganger: etter én måned for å se om forholdene på stedet har ført til raske tap av skudd, **etter 2–3 måneder** (i august–september) for å beregne overlevelse og vekst etter den første vekstsesongen, og **etter 11. måneder** (i mai året etter) for å vurdere vinterdødelighet. For de to første tidspunktene skal det kun brukes ikke-destruktive metoder for å måle ålegras-variablene skuddtetthet, antall blader per skudd og maksimal bladlengde per skudd. Dette kan gjøres av dykkere (se kap. 4 for detaljer om overvåking). Dersom antall blader per skudd avtar utover sommeren og er under fire blader per skudd på voksne planter, tyder dette på at planten er stresset (Carr et al. 2012, Eriander et al. 2016). Det er også viktig å måle mengden epifytiske (på sittende) alger og drivende algematter som kan påvirke plantingene. Forekomst og forstyrrelser fra strandkrabber, som typiske skader på skudd bør også registreres (**Figur 2**).

Fullskala restaurering bør kun utføres i områder der prøveplantingen viser positiv vekst etter ett år, og hvor andre variabler tilsier gode forhold for langsiktig gjenvekst av ålegras. Dersom prøveplantingene overlever i flere lokaliteter, kan man velge lokalitetene med høyest vekst for fullskala restaurering.



Figur 2. Skade forårsaket av strandkrabber (*Carcinus maenas*) som kutter og spiser meristemen (vekstområdet) på ålegrasskuddet. Foto: Eduardo Infantes

3 Planting

Veksts sesongen for ålegras i Skandinavia er relativt kort og varer vanligvis fra april til september. Veksten og biomassen til ålegras er størst fra juli til september (Boström et al. 2014). For å maksimere skuddveksten det første året (og vinteroverlevelsen; se nedenfor), **anbefales det å transplantere ålegrasskudd fra slutten av mai til begynnelsen av juli**. Men det er også viktig å merke seg at veksts sesongen varierer med lysforhold (og temperatur), slik at dypere og lavere vannkvalitetslokaliteter har kortere veksts sesong.

Karbohydratene som er lagret i rhizomet i veksts sesongen er avgjørende for at ålegraset skal overleve vintersesongen (Zimmerman et al. 1995, Govers et al. 2015). Det er derfor viktig at utplantingen utføres på et tidspunkt som tillater maksimal skudd- og rhizomvekst før den første vinteren, spesielt når skudd flyttes til et sted med dårligere lysforhold enn i donor-enga. Derfor bør man **unngå å transplantere skudd på sensommeren eller høsten**. Av samme grunn bør restaurering **unngås tidlig på våren**, ettersom magre karbohydrat-reserver etter vinteren kan gjøre planter transplantert med kort rhizom følsomme for de dårlige lysforholdene om våren.

En annen grunn til å unngå utplanting om våren eller høsten er at hyppigere stormer i disse årstidene kan vanskeliggjøre restaureringsarbeidet, og føre til at plantede skudd løsner fra sedimentet. Den eksakte datoen for utplantingen bør være fleksibel nok til å kunne velge en periode på minimum 1 uke med vindstille forhold slik at man unngår bølger i restaureringsområder. Undersøkelser har vist at skudd plantet etter enkeltskuddsmetoden (se kap. 3.4) har forankringskapasitet som tilsvarer naturlige enger innen 10 dager etter planting.

3.1 Referanse-eng

Utbredelsen av ålegras kan variere mye innenfor et område fra år til år. For å kunne vurdere om eventuelle observerte endringer i det plantede ålegraset skyldes forhold på restaureringsstedet eller metodene som er brukt, eller naturlige mellomårs-variasjoner, er det viktig å sammenligne med en «referanse-eng» (naturlige upåvirkede enger så nært restaureringsområdet som mulig). Referanse-enger er spesielt viktige for å evaluere resultatene av storskala restaureringer, men de er også verdifulle for prøveplantinger og bør inkluderes i vurderingen av potensielle lokaliteter. Ved gjennomføring av «kompensasjons-restaurering» er det viktig å inkludere referansesenger, da de kan være avgjørende for å vurdere årsakene for en mislykket restaurering.

For å sammenligne restaurerte enger og referanse-enger må de samme variablene overvåkes (f.eks. skuddtetthet, biomasse over og i sedimentet, osv., se kap. 4.3), og referanse-engene bør observeres så lenge overvåking av det restaurerte området pågår. I tillegg bør nedre voksegrense og arealet av ålegras i referanse-enga overvåkes. For å unngå at naturlige variasjoner i tid og rom påvirker evalueringen, må det restaurerte områder og referanseengen(e) undersøkes i samme periode, og man **bør bruke minst to referanse-enger** (Short et al. 2000).

3.2 Valg av donor-eng

Ved restaurering er det viktig å velge en donor-eng som både minimerer risikoen for skade på donor-enga og maksimerer potensialet for overlevelse og vekst på restaureringsstedet. Ved «kompensasjons-restaurering», når en eng kommer til å bli ødelagt pga. utbygging eller lignende, bør disse engene om mulig brukes til innsamling av transplantasjonsmateriale.

3.2.1 Velg like miljøforhold

Ålegrasskudd varierer mye avhengig av lokalmiljøet. Generelt er de lengre på dypere og mer beskyttede steder, sammenlignet med skudd som vokser mer grunt eller utsatt. Et generelt råd ved valg av donor-eng er at miljøforholdene bør ligne mest mulig på restaureringsstedet når det gjelder eksponering og dybde (Fonseca et al. 1998, van Katwijk et al. 2009). Studier i Bohuslän har imidlertid vist at transplanterte ålegrasskudd har stor evne til å tilpasse seg nye miljøforhold, så **skudd med bladlengde 20–50 cm kan anbefales for restaurering i ulike miljø med dyp mellom 1,5–3,5 m** (Eriander et al. 2016). Imidlertid bør transplantasjon mellom svært ulike miljøer unngås ettersom høye dødelighetsrater har vært observert når korte skudd (20 cm) plantes på dype steder (>4 m) og når lange skudd (70–90 cm) plantes på grunne (1 m) og mer utsatte steder (Eriander et al. 2016).

Det er også en fordel å unngå skudd større enn 50 cm siden de er mer tidkrevende å jobbe med, tar mer plass under lagring og transport, og at lengre skudd fra beskyttede miljøer generelt er skjørere. Donor-enger der skuddene har en gjennomsnittsstørrelse på 20–50 cm finnes vanligvis på 1–3 m dyp, men dette kan variere med eksponering og lysforhold.

3.2.2 Minimer påvirkningen

Selv om studier i Sverige har vist at inntil 40 % av skuddene i en eng kan høstes uten å påvirke enga negativt (hvis skudd høstes gjennom uttynning for hånd), bør man ikke velge donor-enger i områder der ålegraset er truet av faktorer som høy tetthet av drivende algematter eller invaderende arter. Ålegrasenger i Norge er ikke ansett som truet i følge av rødlisten over naturtyper fra 2018 (Gundersen et al. 2018), men flere ålegrasenger i Oslofjorden har vist en nedgående trend de siste årene (Rinde et al. 2021).

Veksten og forgreningen av rotsystemet til ålegraset er vanligvis høyere på moderat eksponerte steder med relativt grunt vann og gode lysforhold (Fonseca & Kenworthy 1987). For å minimere påvirkningen på donor-enga bør man velge områder der potensialet for gjenvekst er høyt, og unngå svært skjermede eller dypere miljøer med dårligere lysforhold (Eriander et al. 2016). Lokalteter der sedimentet har et høyt vanninnhold bør også unngås, siden det løse sedimentet lett fører til høy turbiditet og dårlig sikt, noe som gjør høsting vanskeligere.

For å unngå negative effekter på donor-enga, bør **maksimalt en tredjedel av de voksne skuddene høstes innenfor høstingsområdet, som igjen bør utgjøre mindre enn halvparten av det totale arealet til enga**. I tillegg bør **enger mindre enn 0,25 hektar (50x50 m) unngås** da de kan være mer utsatte for forstyrrelser.

3.2.3 Genetiske aspekter

Det pågående tapet av ålegras i Nordsjøen kan potensielt redusere artens genetiske mangfold. Forvaltere bør derfor strebe etter å maksimere genetisk mangfold ved å velge planter fra genetisk varierte donor-enger, og, om mulig, fra flere forskjellige, geografisk og genetisk distinkte populasjoner. Dette er spesielt viktig for storskala restaurering, men kanskje mindre kritisk for mindre utplantinger. Dersom alle «donor-planter» tas fra samme eng, kan det gi høy genetisk likhet innenfor den restaurerte enga, noe som kan hemme seksuell reproduksjon og gjøre populasjonen mer mottakelig for sykdom eller andre forstyrrelser (Fonseca et al. 1998, Borum et al. 2004). Lavt genetisk mangfold reduserer også vekst og «fitness» (genetisk tilpasning til miljøet) i det plantede ålegraset (Williams 2001). Dette gjelder spesielt i områder der ålegraset ikke formerer seg seksuelt med frø, siden den genetiske forskjellen da vil være større mellom ulike områder (f.eks. sentralt i

Østersjøen; Boström et al. 2014). I alle tilfeller anbefales **minst to donor-enger for storstilt restaurering**.

3.2.4 Logistikk

Om mulig bør man velge en donor-eng nær restaureringsområdet siden det minsker tidsbruken til transport, stresset på skuddene, og kostnadene i forbindelse med transplantasjonen. Donor-enga kan også være en god referanse-eng (se 3.1), og bør også derfor være så nærme restaureringsområdet som mulig. For å sikre at upåvirkede deler av donor-enga kan brukes som referanse, må donor-enga være så stor at det er mulig å høste en liten andel (<25 %).

3.3 Høsting og transport

3.3.1 Tillatelser, personell og utstyr

Før oppstart av prosessen med høsting og planting er det viktig at det er gitt nødvendige beskjeder og oppnådd tillatelser til høsting og planting av skudd (se kap. 5.2 i Kvile et al. 2022). For høsting trengs en hurtiggående båt med plass til dykkerteamet, dykkerutstyr og det høstede materialet. Hvis området for høsting er grunt nok til at skudd kan nås fra overflaten, kan man bruke snorkling. Men i de fleste tilfeller anbefales dykking da det er mer effektivt og sikrer en skånsom høsting. For dykkerarbeid må man følge de norske dykkereglene for arbeidsdykking (se www.arbeidstilsynet.no/tema/dykking). I dag er det et minimumskrav at en dykkeoperasjon utføres av en dykkeleder, en dykker, en beredskapsdykker og en lineholder. Alle unntatt lineholderen må ha minimum klasse A dykkersertifikat, og dykkeleder skal ha godkjent dykkelederkurs. Dykkelederen skal alltid være ute av vannet, så hvis det bare er én med dykkelederkurs kan ikke vedkommende dykke. Dersom det er flere dykkere i vannet, må antallet lineholdere økes tilsvarende. F.eks. for å jobbe med to dykkere i vannet (det anbefales å jobbe i par under høsting), trenger teamet en dykkeleder, en beredskapsdykker, to dykkere og to lineholdere. Båtføreren kan være dykkerleder eller en av lineholderne, men det er viktig at disse har fullt fokus på dykkerne under dykkeoperasjonen. Under vanskelige forhold anbefales derfor egen båtfører.

Vanlig flaske-dykking (uavhengig av overflateluft) kan benyttes ved dykking grunnere enn 18 m med fri tilgang til overflaten, noe som vil være tilfellet ved restaurering av ålegras. Ettersom dykking foregår på grunt vann (typisk <3 m), er lufttilførselen snarere enn bunntiden begrensende, slik at høstingen kan utføres i mange timer av de samme dykkerne.

3.3.2 Minimer påvirkningen

Det er viktig å minimere eventuelle negative påvirkninger på donor-enga under høsting. Derfor er det viktig å ikke ankre opp i ålegrasenga og at dykkerne beveger seg forsiktig og minimerer forstyrrelser ved å ha god oppdriftskontroll og unngå å trække på bunnen. For å sikre at høstingen blir utført i riktig omfang (høste mindre enn 1/3 av skuddene i maksimalt halvparten av enga), bør det brukes merkebøyer for å identifisere høstede områder. Det er også viktig å ikke høste mer enn det som kan plantes de neste dagene for å minimere svignet. Høstet ålegras bør plantes så raskt som mulig og ikke lagres lenger enn 2-3 dager i notposer under vann (se nedenfor). Det kreves derfor nøye planlegging med hensyn til værmeldinger og ledige dager. Optimalt sett bør høstet ålegras plantes samme eller påfølgende dag. Det bør også tas med i betraktningen at planting tar ca. 25 % lengre tid enn høstingen.

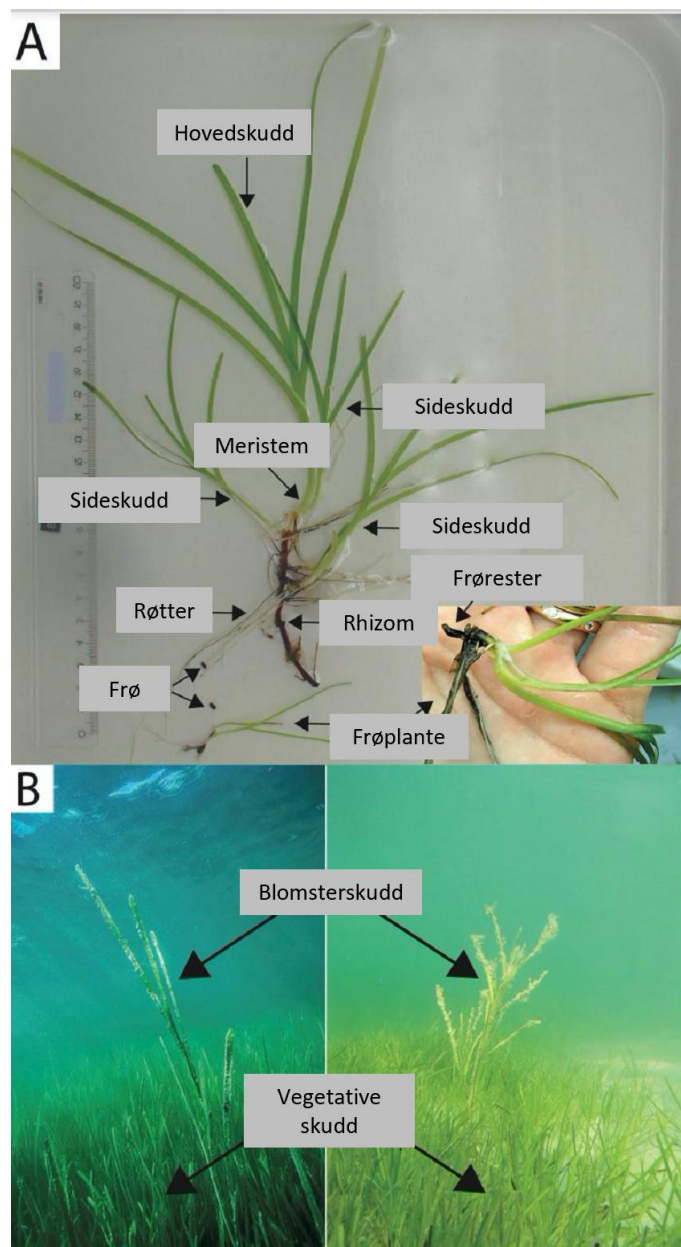
3.3.3 Identifikasjon av vegetative skudd

Kun voksne vegetative skudd bør transplanteres, og det er derfor viktig at dykkerne vet hvordan de skal identifisere og skille disse fra andre skudd som finnes i ålegrasenger (**Figur 3**). Siden skudd av havgras (*Ruppia* spp.) kan vokse innimellom ålegras, er det også viktig å kunne skille denne arten. I ålegrasenger vokser skuddene vegetativt gjennom forgrening av rhizomer i sedimentet. Hvert rhizom har et fullt utviklet hovedskudd med en frontal vekstsone (meristem) i retningen rhizomet sprer seg. Det er dette skuddet som bør høstes og brukes i restaurering for å tilrettelegge for vegetativ spredning på restaureringsstedet. Etter hvert som planten vokser, utvikler det seg grener av sideskudd langs rhizomet, som igjen er forgrenet slik at det dannes en rhizom-matte med hundrevis av skudd fra samme individ. Når en ny gren dannes, er sideskuddene mindre (5–10 cm), enn de voksne skuddene. Disse mindre sideskuddene bør unngås som transplantasjonsmateriale fordi de har dårligere overlevelse og vekst. **Voksne skudd** (20-50 cm lange blader avhengig av miljøforholdene) **ved enden av hver gren langs hoved-rhizomet er egnet for transplantasjon**. Tidlig på våren (mars–mai) kan man også finne frøplanter (dvs. unge skudd utviklet fra frø). Disse er i utgangspunktet små og har ennå ikke utviklet rhizom, og man kan ofte finne restene av frøet ved rottrådene (**Figur 3**). Disse skuddene er sårbare for håndtering og bør ikke brukes til transplantasjon. Om sommeren (juni–august) kan man også finne reproduktive skudd. Disse er gjerne iøynefallende da de er høyere enn andre skudd og er gjentatt forgrenet med slirer med blomster og frø. Disse reproduktive skuddene høstes ved restaurering med frø, men bør unngås under skuddplanting da de visner etter at frøene er frigjort.

3.3.4 Høsting

Før høsting av skudd bør man finne et passende sted med høy tetthet på 20–50 cm lange skudd og merke det med bøyer. Dersom sedimentet har høyt innhold av leire eller organisk materiale som lett virvles opp, er det viktig at dykkerne jobber mot strømmen slik at sikten opprettholdes når skuddene ristes rene fra sediment. **Dykkerne, som jobber i par, bør plukke rundt en tredjedel av alle voksne skudd med jevne mellomrom i enga slik at den «tynes ut»**. Ved normal skuddtetthet kan et dykkepar høste over 5000 skudd i løpet av 6 timer (Moksnes et al. 2016).

Det settes merkebøyer i hjørnene på høstingsområdet for å unngå å høste samme delområde mer enn én gang og slik at områder som ikke er høstet kan sees. For å plante ett hektar med ålegras der skudd plantes med 50 cm mellomrom, trengs ca. 42 000 skudd, som kan høstes fra et 0,072 hektar stort område i en eller flere donor-enger (tilsvarende et areal på ca. 27 × 27 m). Totalarealet som påvirkes av høstingen i en donor-eng er dermed relativt lite i forhold til arealet som er plantet ved denne plantetettheten.



Figur 3. Ulike typer skudd i en ålegraseng. Figur A viser et vegetativt skudd bestående av et hovedskudd og tre mindre sideskudd som vokser fra en forgrenet rotstengel (rhizom) med røtter. På hovedskuddet er vekstsonen (meristem) uthøvet. Det vises også en to måneder gammel frøplante, der frøet fortsatt sitter fast i rotsonen. Figur B viser en dyp og grunn ålegraseng i juli, der de høye, forgrenede reproduktive skuddene er synlige blant de vegetative skuddene. For ålegressrestaurering med skudd brukes voksne vegetative skudd (20-50 cm). Foto: L. Eriander/E. Infantes

Ved høsting **plukkes hovedskudd enkeltvis ved å følge skuddets blader med fingrene ned ca. 2-3 cm i sedimentet til rhizomet, som deretter brytes av ca. 5-10 cm fra meristem.** Hvert plukket skudd inneholder altså et voksent endeskudd med en rhizomlengde på ca. 5–10 cm hvor det kan forekomme mindre sideskudd. Høstede skudd ristes rene for sediment under vann og oppbevares i hånden til man når ca. 50 skudd, deretter knyttes de sammen med strikk plassert 2–3 cm over meristem. Bunter med innsamlede skudd oppbevares i nettposer (ca. 70x50 cm; ca. 1 mm maskevidde) som dykkeren fester på kroppen med karabinkrok. Fordi ålegras har positiv oppdrift er

det viktig at sekkene festes i et tau som er langt nok til å nå overflaten slik at det ikke forstyrrer arbeidet. Når notposen er full, tas den med til båten, der båtføreren flytter skuddene til en større oppbevaringspose som henges fra båten og gir dykkeren en ny tom sekk. Det er viktig å holde høstede skudd fuktige da bladene kan tørke ut raskt. De større oppbevaringsposene bør derfor henge på skyggesiden av båten ved solskinn og snus med jevne mellomrom slik at alle skudd holdes fuktige (**Figur 4**) eller tynges ned under vannoverflaten.



Figur 4. Oppbevaring av ålegrasskudd i store nettposer under oppsamling. Foto: E. Infantes.

3.3.5 Transport

For å sikre at skuddene er levedyktige, er det viktig å behandle dem skånsomt gjennom hele restaureringsprosessen. Dette gjelder spesielt plantenes vekstzone (meristem), som er den mest sårbare delen av skuddet. Ved transport fra donor-enga til restaureringsområdet oppbevares plantene i båten hvor de holdes fuktige ved hjelp av presenning eller i bokser med lokk. Det er viktig å ikke pakke ålegrasposene for tett eller stable dem oppå hverandre på en måte som kan forårsake trykkskader eller at bladene brekker under transport.

Hvis man ikke kan utføre planting samme dag som innhøstingen, bør skuddene holdes helt nedsenket i vann, om mulig på restaureringsstedet. Dersom skuddene oppbevares i tanker på land er det viktig at vannet oksygeneres skikkelig gjennom natten, da oksygenmangel kan drepe skuddene. Ettersom ålegrasskuddene flyter, må poser som oppbevares i sjøen veies ned for å unngå at de blir utsatt for uttørking eller sollys. Skudd som er tettpakket i poser nedsenket i sjøvann er levedyktige i inntil 72 timer etter høsting (Davis & Short 1997), men bør plantes så raskt som mulig (Fonseca et al. 1998).

3.3.6 Prøver for overvåkning

Før planting bør man ta en representativ prøve av det innsamlede ålegraset ($n = 40$ skudd) for å måle ulike variabler ved oppstart som kan sammenlignes med utviklingen underveis i

restaureringen. Følgende variabler bør måles på alle 40 skudd: (1) antall sideskudd per plante, (2) antall blader per skudd, (3) lengden på det lengste bladet, (4) og lengde og antall internoder på rhizomet (fra meristem og bakover; **Figur 3**). I tillegg kan tørrvekt av (4) blader (delt fra rhizomet ved meristem) og (5) rhizom og røtter måles. Tørrvekt bestemmes ved å tørke ålegraset i 48 timer ved 60°C.

3.4 Planting

3.4.1 Informasjon og planlegging

Siden plantene lett forstyrres og løsner fra bunnen den første uken før sedimentet blir mer tettpakket, er det viktig å merke planteområdet godt med bøyer og skilt for å unngå båtkjøring, fiske, bading osv. innenfor planteområdet den første sommeren, i samråd med lokale myndigheter. Det er også viktig å kontakte grunneiere og informere beboere i området. Av samme grunn bør planting kun skje når det er lite vind, spesielt på mer utsatte steder hvor bølger ellers kan føre til store tap av plantede skudd. Siden planting bør utføres dypere enn én meter, anbefales det å bruke dykking da snorkling på denne dybden er ineffektivt.

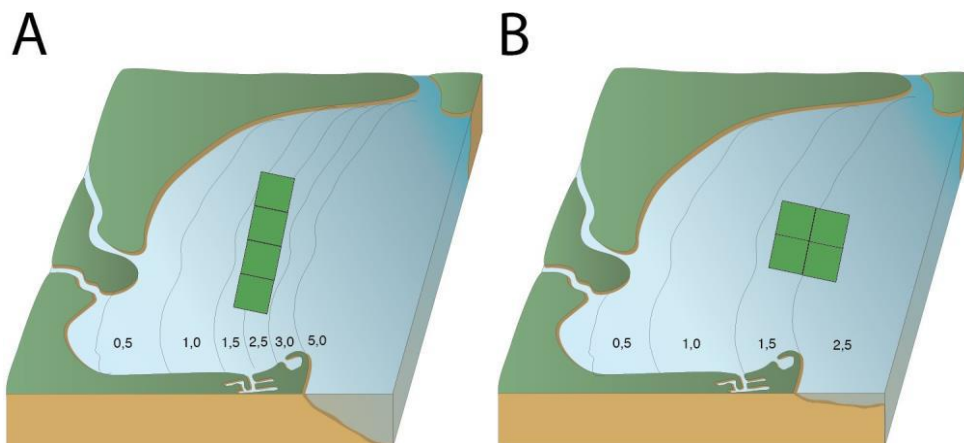
For å spre risikoen for at f. eks. en enkelt storm ødelegger hele restaureringsforsøket, anbefales det at storstilt restaureringsarbeid om mulig bruker minst to forskjellige lokaliteter innenfor samme restaureringsområde parallelt over to år, eller mer. Ved slik oppdeling av arbeidet bør imidlertid et hvert planteareal ikke være mindre enn ca. 0,1 hektar stort, hvis mulig.

3.4.2 Metoder og utforming av utplanting

Basert på studier fra den svenske vestkysten anbefaler vi enkeltskuddsmetoden der skuddene plantes enkeltvis for hånd uten forankring. Hvis prøveplantingen indikerer at bølgeeksponering eller strømforhold kan føre til løsrivelse og tap av plantede skudd, kan skuddene forankres. For moderat fysisk eksponering anbefales forankring med buede bambuspinner, som er den minst arbeidskrevende og minst kostbare forankringsmetoden. Ved høy eksponering kan det være nødvendig å forankre med tre-ankere eller andre metoder, som bio-nedbrytbare elementer (Temmink et al. 2020, Gagnon et al. 2021), som gir en sterk forankring umiddelbart etter planting. Disse metodene medfører imidlertid betydelig merarbeid, siden ankrene må produseres og knyttes til hvert enkelt skudd, så kostnadene må vurderes når man velger restaureringsområde. Avstanden mellom plantede skudd har også en betydelig innvirkning på kostnadene.

Av praktiske årsaker anbefaler vi å plante i rektangler eller firkanter med lengde på ca. 10–25 m langs en viss dybdekurve innenfor planteområdet. Størrelsen på hver planteenhet er ikke så viktig, og kan bestemmes ut ifra hva en dykker kan plante i løpet av en dag. Siden en erfaren dykker kan plante rundt 2000 skudd i løpet av 6 timer, er en planteenhet på 500 m² (20 × 25 m) egnet når skuddene plantes med 50 cm mellomrom (4 skudd per kvadratmeter), og en enhet på ca. 125 m² (ca. 11 × 11 m) når det brukes 16 skudd per kvadratmeter. Disse planteenhetene plasseres på rad eller i grupper avhengig av lysforholdene og topografien i restaureringsområdet. For skandinaviske forhold anbefales det at ålegras ikke plantes grunnere enn ca. 1,5 meter, og generelt ikke dypere enn 2,5 m. Mange kystområder langs fjorder er smale med skrånende bunn, noe som gjør at planteenhetene kan være smalere enn 25 meter og må plasseres i en smal stripe for å sikre at skuddene plantes i optimal dybde (**Figur 5**). I områder med mer homogent dyp kan planteenhetene plasseres midt i bukta der dybdeforholdene er optimale (**Figur 5**). Vi anbefaler at flere planteenheter plasseres med tette mellomrom slik at det oppnås et planteareal på minst 1 000 m² (0,1 hektar). Når form og utforming av beplantningen er bestemt, er det viktig å merke planteområdet med

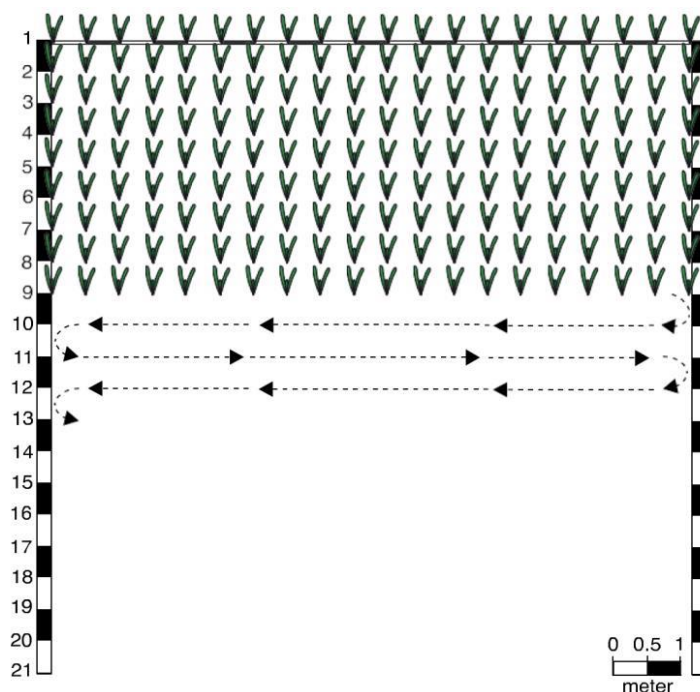
overflatebøyer. Dette letter plantearbeidet, men er også nyttig for å finne igjen området for overvåking og for å beskytte beplantningene mot f.eks. båttrafikk.



Figur 5. Eksempler på utforming av planteflater. Eksempel A viser en bukt med relativt bratt skråning hvor optimal plantedybde er mellom 1,5 og 2,5 meter. På grunn av den bratte skråningen er planteenhetene plassert på rekke langs bukta. Eksempel B viser en lokalitet med slak helning hvor planteenhetene er sentrert i bukta, med antatt optimale lysforhold.

3.4.3 Utplanting

For å kunne identifisere potensielle årsaker til skade eller død av skuddene, bør man starte overvåking og plassere ut instrumenter som kontinuerlig måler lys, temperatur og saltholdighet før selve plantingene. Plantearbeidet starter med å markere alle hjørnene på planteenheten med en stang med overflatebøye og med målebånd eller merkelinjer med halvmeters markeringer langs alle de fire sidene (**Figur 6**). Målebåndene fungerer som veiledning for dykkeren for å sikre at skuddene plantes i riktig avstand. Målebåndet og tauene fjernes når plantingene er fullført og flyttes deretter for å markere neste rute, mens bøylene som markerer hjørnene på planteenheten blir stående.



Figur 6. Beskrivelse av planteprosessen med skudd. Bildet viser en planteenhet på 100 m² hvor det plantes skudd med 50 cm mellomrom. 10 m lange markeringslinjer er utplassert langs alle sider for å lette navigering og plassering av skudd. Etter at første rad er plantet, brukes skuddene på denne raden som referanse når neste rad plantes.

Dykkeren som utfører plantingen tar med ålegrasskuddene i en nettpose med ca. 10 bunter à 50 skudd, festet til dykkeren med en karabin via et tau av passende lengde slik at posen ikke forstyrrer arbeidet. En bunt av gangen tas opp fra posen og strikken fjernes. Bunten med skudd holdes i den ene hånden og plantingen utføres med den andre til alle skuddene i bunten er plantet og neste bunt tas opp fra posen. Skuddene plantes ett og ett i markert avstand på målebåndet (0,5/0,25 m for en plantetetthet på 4/16 skudd per m²) ved å skyve rhizomet forsiktig ned i en vinkel 2–3 cm ned i sedimentet med 2–3 fingertupper plassert langs rhizomets lengde. Uforstyrret sediment vil da dekke på toppen av rhizomet og øke forankringen sammenlignet med om skuddet hadde blitt presset vertikalt rett ned i sedimentet. Dykkerne bør øve inn teknikken før start til plantingen utføres riktig av alle utøvere. Den første raden med skudd plantes langs målebåndet som går langs siden av planteenheten. Når dykkeren når ett av de vertikalt plasserte båndene til planteenheten, snur dykkeren og planter skudd på returbanen, ved å bruke den første raden som guide for rad to, og så videre til hele planteenheten er fylt. De vertikalt plasserte målebåndene brukes som en guide for å starte neste linje i riktig avstand fra forrige rad (**Figur 6**).

Siden skudd er sårbare umiddelbart etter planting, er det viktig å minimere enhver bevegelse over planteflaten. Dykkeren bør derfor alltid plassere kroppen utenfor planteområdet ved planting og unngå å svømme over grunne beplantninger. Derfor er det best at kun én dykker jobber med hver planteenhet, og at dykkere i par jobber med to tilstøtende enheter (og følger forskriftene for arbeidsdykking beskrevet i 3.3.1). Dersom dybden er større enn 1,5 m, bør dykkerne utstyres med overflatebøyer for å lette posisjoneringen.

4 Evaluering av restaureringen

Målet med ålegrasrestaurering er å gjenopprette et levedyktig habitat med tilhørende økosystemtjenester, for å reversere det som har gått tapt historisk eller som et resultat av direkte menneskelig påvirkning. Målet er med andre ord ikke bare å gjenskape et bestemt område av naturtypen, men å oppnå en tilstand på naturtypen som leverer alle økosystemfunksjoner og tjenester som en naturlig ålegraseng. Dette kan oppnås hvis de utplantede skuddene vokser og sprer seg til naturlige tettheter innenfor planteområdet, og helst utvider seg utover det. Den plantede enga må også oppnå de strukturelle (skuddtetthet, biomasse, dekning, etc.) og funksjonelle (biologisk mangfold, karbon- og nitrogenbinding, forbedret vannkvalitet, etc.) egenskapene til naturlige ålegrasenger i området.

En viktig del av alle restaureringsprosjekter er derfor å følge opp og evaluere om disse målene er nådd etter at restaureringen er gjennomført. Evalueringen bør ha et vitenskapelig grunnlag basert på kvantitative data. I tillegg må man sette en definisjon for suksess slik at målene kan kvantifiseres og overvåkes. Et godt utformet overvåkingsprogram er derfor nødvendig for å vurdere om målet med restaureringen er nådd og at tiltaket har gitt ønsket forbedring av miljøet. Dette er også sentralt for å sikre at f.eks. en operatør har oppfylt kravene i en miljøerstatningssak. Regelmessig prøvetaking av plantingen er også viktig for å øke kunnskapen om ulike restaureringsmetoder. Selv en mislykket restaurering kan være verdifull hvis man kan identifisere årsakene til feilen. Hyppig prøvetaking gjør også at eventuelle problemer og forstyrrelser raskt kan oppdages og eventuelt rettes opp før det er for sent, eller for å synliggjøre behovet for å plante på nytt for å nå målene i tide. **Overvåking av plantet ålegras er derfor en svært viktig del av restaureringsarbeidet og bør være en selvsagt del av budsjettet for hvert prosjekt og stilles som et krav ved «kompensasjonsrestaurering».**

4.1 Variabler og kriterier i evalueringen

En rekke variabler har blitt brukt for å evaluere om plantet ålegras har oppnådd strukturelle og funksjonelle mål; for eksempel skuddtetthet, prosentvis dekning, bladlengde, biomasse, antall og mangfold av andre arter, lysforhold, næringsinnhold, klorofyllkonsentrasjon i vannet, etc. (Fonseca et al. 1998, Short et al. 2000, Orth et al. 2012). Fauna-prøver kan gi indikasjoner på gjenoppretting av økosystemfunksjoner og tjenester, men kan være vanskelig å utføre regelmessig fordi prøvetaking og fremfor alt analyse av fauna er kostbart. Variabler som overvåkes jevnlig bør være rimelige, men samtidig gi god nok informasjon om hvorvidt viktige funksjoner og egenskaper er gjenskapt. I USA har man foreslått å fokusere på hvordan ålegraset overlever og vokser, siden dette korrelerer med andre biologiske og fysiske variabler som utgjør viktige økosystemfunksjoner (f.eks. sedimentsstabilisering, næringsopptak, osv.; Fonseca et al. 1998). Det foreslås derfor at man primært måler f.eks. skuddtetthet, vegetasjonsdekning og utstrekning av den plantede enga for å vurdere om en restaurering har vært vellykket.

Selv om mange nyttige variabler finnes for å beskrive ålegrasets kvalitet er det sjelden spesifisert hvordan disse skal vurderes med kriterier og terskelverdier. En metode foreslått av Short et al. (2000) er å bruke referanseenger (se 3.1) for å identifisere disse terskelverdiene. Eksempelvis sammenlignes skuddtettheten i den restaurerte enga med gjennomsnittlig skuddtetthet i referanseengene for å beregne et «kvalitetsforhold» som så vurderes opp mot en terskelverdi basert på variasjonen i referanseengene. Metoden ligner på økologiske klassegrenser som brukes i statusklassifisering etter vanddirektivet. Fordelen med denne typen evaluering er at den er basert på kvantitative data og muliggjør en objektiv vurdering av om restaureringsmålene er nådd. Her anbefaler vi å **vurdere**

restaureringssuksessen ved å teste og sammenligne den restaurerte engen med minst to referanseenger.

4.2 Anbefalt overvåkingsplan

Med tanke på den store naturlige mellom-års variasjonen i ålegrasets vekst og utbredelse, og at opprettingen av habitatets funksjoner tar minst 5–10 år (Fonseca et al. 1998, Marbà et al. 2015), anbefales det at plantede ålegrasenger overvåkes i 10 år. I første omgang anbefales det å **overvåke årlig enkle ålegrasvariabler (skuddtetthet, biomasse og engens utbredelse) som reflekterer ålegrasets helse og vekst, og å evaluere økosystemfunksjoner etter 5 og 10 år**. Et design for overvåking i 10 år er presentert i **Tabell 2**. Dersom overvåkingen kun varer i 5 år, utelukkes prøvetakingen for år 7 og 10, men ellers er det likt. Alle overvåkingsdata samles inn i vekstsesongen (mai–september), og prøvetaking utføres i hovedsak når ålegraset har størst biomasse i august. Det er viktig at prøvetakingen gjennomføres til samme tid hvert år for å kunne sammenligne mellom år.

Prøvetaking skjer med høyere frekvens den første sommeren, siden de første månedene når skuddene må komme seg etter flyttingen og etablere seg i et nytt miljø er de mest kritiske (**Tabell 2**). I løpet av de første ukene er skuddene også dårlig forankret i sedimentet og sårbare for sterk strøm og bølgeerosjon. I Skandinavia er den første vinteren også kritisk, siden lange perioder med lite lys kan gi høy dødelighet, og is kan skade grunne beplantninger. Det er derfor normalt at skuddtettheten avtar den første vinteren, for så å øke raskt igjen neste sommer. Ved å ta hyppige prøver det første året er det mulig å identifisere årsaken bak eventuelle tap av skudd, noe som gir viktig kunnskap og muligheter for å rette opp enkelte problemer. Det er derfor viktig å dokumentere alle skader på planter, forekomst av algematter, gravende eller beitende dyr, planter som har blitt skylt opp på stranda, osv. Selv en mislykket planting kan ha verdi dersom årsaken identifiseres. Etter det første året trenger man ikke å overvåke like hyppig, siden enga da kan anses å ha etablert seg i det nye området og den påfølgende overvåkingen tar sikte på å vurdere engas struktur og funksjon.

Tabell 2. Foreslått arbeidsplan for overvåking av ålegrasrestaurering. Detaljer om de ulike variablene som skal måles er gitt i kapitlene 4.3.2-4.3.6.

Tidsplan	Oppgaver
År 0	
Juni (ved oppstart av planting)	Ta morfologiske mål og biomasse av plantede skudd (antall=40). Installer instrumenter for kontinuerlig måling av lys og temperatur.
Juli (1 måned etter utplanting)	Mål skuddtetthet, og antall og lengde på blad for fem tilfeldige blad. Mål engas (utplantings) arealutbredelse. Rengjør og les av instrumentene.
August (ta prøver i referanseeng(er))	Mål skuddtetthet, antall og lengde på blad på fem skudd og biomasse av 20 hele skudd, og engas utstrekning.
Aug.-Sept. (ca. 2,5 måneder etter utplanting)	Mål skuddtetthet, antall og lengde på blad på fem skudd og biomasse av 20 hele skudd. Mål engas arealutbredelse. Rengjør og les av lys- og temperaturmålere.
År 1	
Juni	Mål skuddtetthet, antall og lengde på fem blad, og engas arealutbredelse.
August	Mål skuddtetthet, antall og lengde på fem blad, og engas arealutbredelse.
År 2	
August	Mål skuddtetthet og engas arealutbredelse.
År 3	
August	Mål skuddtetthet og engas arealutbredelse.
År 4	
August	Mål skuddtetthet og engas arealutbredelse
År 5	
August (prøver tas både i referanseeng(er) og i utplantet eng)	Plasser ut lysmålere. Mål skuddtetthet, biomasse av hele skudd i kvadrat, og engenes arealutbredelse. Ta sedimentprøver. Beregn mengde og mangfold av dagaktiv fisk og større tiftokreps.
Aug.-Sept. (2 uker senere)	Hent inn og les av lysmålere. Vurder de ulike variablene.
År 7	
August	Mål skuddtetthet og engas arealutbredelse
År 10	
August (prøver tas både i referanseeng(er) og i utplantet eng)	Plasser ut lysmålere. Mål skuddtetthet, biomasse av hele skudd i kvadrat, og engas arealutbredelse Ta sedimentprøver. Beregn mengde og mangfold av dagaktiv fisk og større tiftokreps.
Aug.-Sept. (2 uker senere)	Hent inn og les av lysmålere. Vurder de ulike variablene.

4.3 Anbefalte variabler og metoder

Vi anbefaler å fokusere overvåkingen i første omgang på tre ålegrasvariabler: skuddtetthet, bladmorfologi og engas arealutbredelse, som enkelt kan måles uten å skade skuddene. Disse variablene måles ved hvert feltbesøk i enga i løpet av første og andre år. På slutten av den første sommeren bør det også tas biomasseprøver av hele skudd fra både den plantede enga og referanseeng(ene). Etter andre år måles skuddtetthet og utbredelse en gang i året frem til år 5, da det igjen tas biomasseprøver. **Disse prøvene er raske og kostnadseffektive og utgjør et minimum av overvåking som bør kreves i alle restaureringsprosjekt, inkludert kompensasjonssaker.** Det anbefales også at lysforhold måles til år 0, 5 og 10 år i den plantede enga, og at sedimentstruktur/organisk innhold og makrofauna måles i år 5 og 10 i både den plantede enga og referanse-enga for å undersøke om ulike økosystemsfunksjoner er gjenskapt.

4.3.1 Referanse-eng

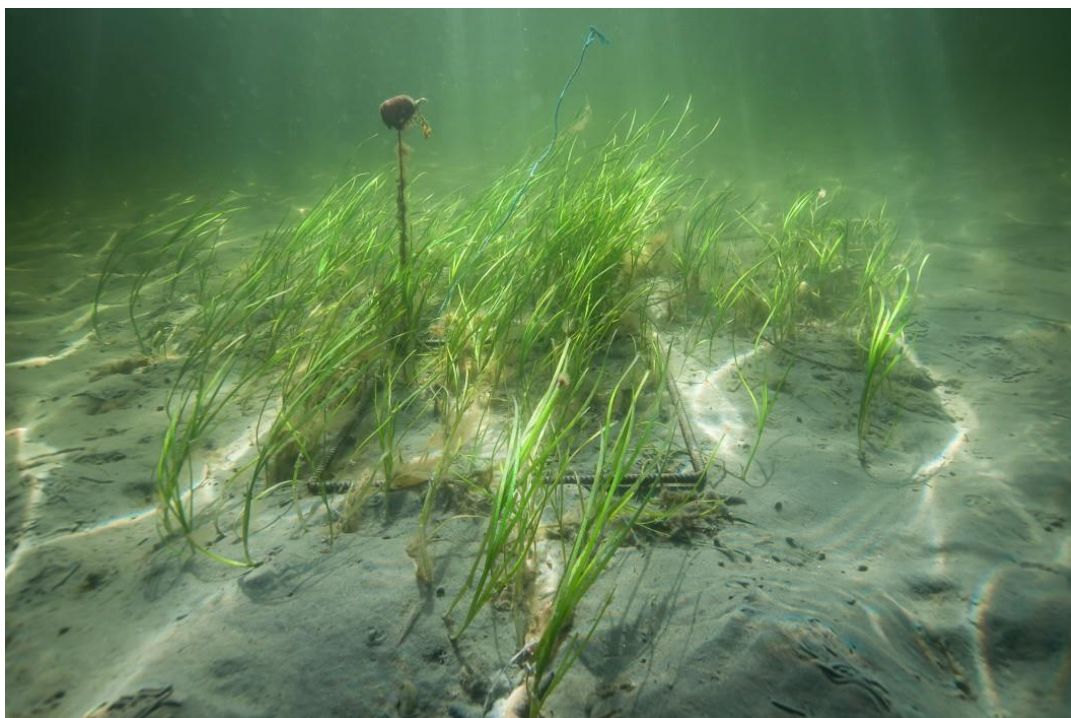
Som diskutert i avsnitt 3.1, er referanseenger en viktig del av overvåkingen. Referanseengene bør være mest mulig upåvirket av menneskelig aktivitet og ligge nær restaureringsområdet, og bør overvåkes samtidig som de restaurerte engene for å unngå at variasjoner i tid og rom påvirker sammenligningen (Short et al. 2000). Referanseengene bør også ligne mest mulig restaureringsenga når det gjelder eksponering og dybde slik at variablene som måles er sammenlignbare. Derfor bør området som overvåkes i referanseengene gjenspeile dybden til den plantede enga.

Referanseengene bør overvåkes i august i år 0, og i år 5 og 10. Ved å måle de samme variablene i referanseengene i flere år kan man identifisere naturlige variasjoner i f.eks. utbredelse og biomasse, og ta høyde for dette når man evaluerer den restaurerte enga. Variablene vi anbefaler å overvåke er beskrevet i detalj nedenfor.

4.3.2 Skuddtetthet og bladmorfologi

Skuddtetthet og bladmorfologi kan enkelt måles i felt og indikerer overlevelse, vekst og tilstand til plantede skudd. Disse variablene måles ved dykking og tilfeldig prøvetaking av minst 20 kvadrater i engen (**Figur 7**). Størrelsen på kvadratene er tilpasset tettheten til plantede skudd, der et kvadrat på 1 m² egner seg til første prøvetaking når skudd plantes med 50 cm mellomrom (4 skudd per m²) og 0,25 m² egner seg når skudd plantes med 25 cm mellomrom (16 skudd per kvadratmeter). Ettersom skuddtettheten øker i enga, kan størrelsen på kvadratene reduseres. Innenfor hvert kvadrat telles antall skudd, og for inntil fem tilfeldig utvalgte skudd måles antall blader og lengste blad. Et lavt antall blader på voksne skudd (<4 blader per skudd) kan tyde på at ålegraset er stresset (Carr et al. 2012). Endringer i bladlengden på skuddene kan også tyde på at skuddene tilpasser seg lys- og eksponeringsforholdene i det nye miljøet. Bladmorfologi måles kun de to første årene, deretter måles kun skuddtetthet.

Ved slutten av vekstsesongen i år 0 og 1, der det er mulig, graves det forsiktig ut 20 stikkprøver av hele ålegrasskudd med rhizom og røtter. På hver enkelt plante måles antall sideskudd, total lengde og antall internoder på rhizomet, og på inntil 5 sideskudd måles antall blader og maksimal bladlengde. Tørrvekt (60 °C i 48 timer) tas også på plantebiomassen over og under sedimentet. De samme variablene måles også ved utplantingen (se avsnitt 3.3.6), noe som gir nøyaktige mål på skuddvekst. Disse beregningene er verdifulle for å forutsi plantevekst og utvidelse i enga over tid.



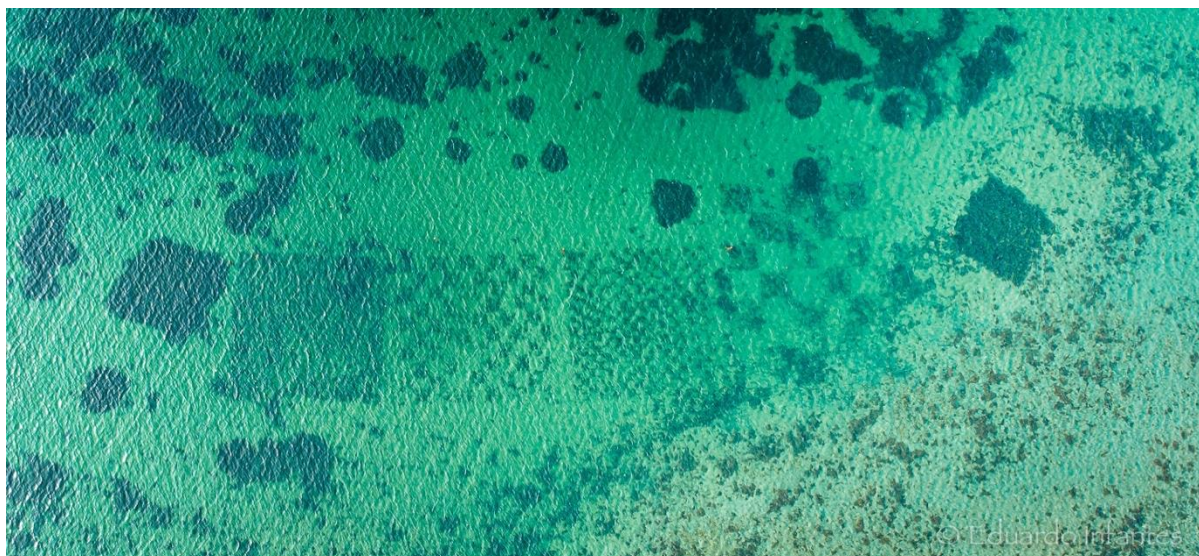
Figur 7. Prøvetaking av skuddtetthet i Gullmarsfjorden (Sverige). Bildet viser plantet ålegras på 1,5 m dyp, hvor 9 plantede skudd har vokst til over 100 skudd på 14 måneder. Prøveplottet på bildet er 0,25 m². Foto: E. Infantes.

4.3.3 Areal- og dybdefordeling av ålegras

Den kanskje viktigste variabelen for å vurdere om en restaurering var vellykket er arealet til den beplantede engen, som måles ved alle feltbesøk. **Ved måling av areal skal alle inkluderte områder ha minst 5 % ålegrasdekning** (om vurdert fra båt med vannkikkert; Baden et al. 2003) eller ha maks. 1 m mellom hvert ålegrasskudd (om vurdert med dykking). Nakne flekker med <5 % dekning på maks. 5 × 5 m regnes som del av enga, men større hull utelukkes (NOAA 2014).

Hvis siktedypet tillater det, er det lettest å måle arealet ved å fotografere fra luften ved hjelp av en drone (**Figur 8**). Markeringsstengene i hjørnene på planteenhetene kan brukes til å geometrisk korrigere bildene og beregne arealet mer nøyaktig. Vær imidlertid oppmerksom på at det er vanskelig å se skuddtettheter <16/m² fra luften, så det kan være nødvendig med observasjoner i vannet ved den innledende prøvetakingen. Hvis fjernfotografering ikke er mulig, kan fordelingen estimeres med vannkikkert eller drop-kamera fra en båt med GPS, eller ved snorkling. Ekkolodd kan også brukes som et supplement for å estimere fordelingen dersom siktedypet er dårlig.

Det er også viktig å måle maksimal dybdefordeling av den plantede enga og eventuelle endringer i dybdefordeling over tid. **Maksimal dybdefordeling er definert som den dypeste delen av enga med minst 5 % dekning** og måles enklest av dykkere som svømmer langs den dypeste kanten av enga. Areal og dybdefordeling måles også i referanseengene i år 0, 5 og 10. Merk at i grunne områder kan den plantede enga kanskje ikke nå maksimal dybdefordeling over en 5 til 10-års periode og kan derfor ikke sammenlignes med dybdefordelingen til referanseengene.



Figur 8: Vurdering av arealfordeling med droner. Bildet er tatt med drone fra ca. 100 m over en bukt på Gåsö i Sverige. Ålegras ble plantet i 2015 og 2019 på 2 m dyp i enheter med 16 skudd/m². De små mørkere flekkene i øvre del av bildet er små, naturlige ålegrasforekomster. Foto: E. Infantes.

4.3.4 Biomasse

Prøver av ålegrasets biomasse bør tas av dykkere i et lite kvadrat (0,06–0,25 m² avhengig av skuddtetthet) hvor alt ålegras innenfor kvadratet (inkludert rhizom og røtter) graves ut og tas med til laboratoriet. Der skylles skuddene grundig for å fjerne sediment og løstsittende påvekststalger, og så tørkes blader og rhizomer med røtter separat ved 60 °C i 48 timer for å bestemme tørrvekt per arealenhet (g/m²) over og under sedimentet. Det bør tas prøver av biomasse i år 0, 5 og 10 i både den plantede enga og referanseengene.

4.3.5 Lystilførsel og temperatur

Lystilgang er avgjørende for overlevelse og vekst av plantede skudd, og variasjon i lystilgang kan forklare tap av nyplantede skudd. Derfor anbefales det å måle lys kontinuerlig på to dyp ved siden av plante-området den første sommeren for å beregne lysekstinksjonskoeffisienten (K_d) og andelen lys ved overflaten som når skuddene. På samme måte kan høy temperatur ha en negativ innvirkning på ålegraset ved å forårsake oksygenmangel. Det anbefales derfor at temperaturen måles ved den dypeste siden på plante-området.

4.3.6 Variabler som indikerer økosystemfunksjoner og tjenester

Siden hovedmålet med ålegrasrestaurering er å gjenopprette økosystemets funksjoner og tjenester, er det viktig å prøve å beregne disse i den restaurerte enga. Ålegrasenger anses å bidra med flere viktige økosystemfunksjoner og tjenester, blant annet økt biologisk mangfold, økt produksjon av fisk og sjømat, forbedret vannkvalitet og økt opptak og langtidslagring av karbon og nitrogen. Det anbefales derfor å måle følgende variabler i løpet av år 5 og 10 både i den plantede engen og i referanseengene:

Sedimentvariabler. Endringer i kornstørrelse og organisk innhold i sedimentet kan tyde på økt sedimentering og lagring av karbon og nitrogen. Det anbefales derfor at det tas 10 tilfeldige sedimentprøver fra de øverste 12 cm av sedimentet i både plantet eng og i referanseengene.

Sedimentkjernene bør deles inn i tre dybdefraksjoner (0–4, 4–8, 8–12 cm) for å se endringer i kornstørrelse og organisk innhold over tid. Hvis det er mulig bør også karbon- og nitrogeninnhold analyseres.

Lys. For å undersøke om den plantede enga har bedret den lokale vannkvaliteten og lysforholdene, anbefales det at det foretas kontinuerlige lysmålinger på to dyp både innenfor og minst 50 m utenfor den plantede enga i år 0, 5 og 10.

Fisk og krepsdyr. Ålegrasenger er viktige leveområder for dyr og alger. Som et mål på dette anbefales det å beregne mengden og mangfoldet av dagaktiv fisk og større tiftokreps (krabber og reker). Dette kan gjøres langs 5 tilfeldige transekter i engen (20 m lengde), hvor faunaen kvantifiseres visuelt av dykkere som teller alle større dyr innenfor en viss avstand fra transektet. I tett vegetasjon som ålegrasenger resulterer visuelle dykketransekter vanligvis i flere arter enn ved bruk av f.eks. fiskegarn (Pratt & Fox 2001). Fra dette kan man beregne antall individer av utvalgte arter per kvadratmeter.

4.4 Vurdering av resultater

5 og 10 år etter utplantingen kan man vurdere om restaureringen har oppnådd de fastsatte målene med hensyn til areal og kvalitet ved å sammenligne den restaurerte enga med referanseengene. I vurderingen vurderes størrelsen på den restaurerte engen (arealfordelingen) separat fra variabler som reflekterer strukturelle og funksjonelle kvaliteter.

Når det gjelder areal, må man ta hensyn til naturlige variasjoner mellom år ved å justere det målte arealet med den proporsjonale variasjonen i arealet til referanseengene i samme periode. Denne justeringen gjøres imidlertid kun dersom referanseengene har redusert utbredelse.

Ved vurdering av strukturelle og funksjonelle kvaliteter i den restaurerte enga benyttes målene for skuddtetthet, biomasse, maksimal dybdefordeling, sedimentvariabler, lys, og mengde og mangfold av makrofauna i både plantet eng og referanseenger for å beregne et kvalitetsforhold for hver variabel. Disse verdiene sammenlignes så med en terskelverdi basert på variabelens variasjon innenfor referanseengene. Dersom kvalitetsforholdet er høyere enn terskelverdien, har den restaurerte enga oppnådd kvalitetsmålet for den variabelen (Short et al. 2000). **For at analysen skal være pålitelig bør variasjonen** (målt som standardavvik, SD) **ikke overstige 20 % av variabelens gjennomsnittsverdi i referanseengene** ($SD/gjennomsnittsverdi \leq 0,20$), som tilsvarer en terskelverdi på $\geq 0,80$ (Short et al. 2000). **Dersom kun én representativ referanseeng er tilgjengelig**, eller dersom terskelverdien ikke er pålitelig, **anbefales det å bruke en fast grenseverdi på 0,80, dvs. at den restaurerte engen skal nå 80 % av skuddtettheten, biomassen, etc. i referanseenga** (NOAA 2014).

5 Referanser

- Baden S, Boström C, Tobiasson S, Arponen H, Moksnes PO (2010) Relative importance of trophic interactions and nutrient enrichment in seagrass ecosystems: A broad-scale field experiment in the Baltic-Skagerrak area. *Limnol Oceanogr* 55:1435–1448.
- Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, Rosenberg R (2003) Vanishing seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio* 32:374–377.
- Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve T (2004) European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project Date.
- Boström C, Baden S, Bockelmann AC, Dromph K, Frederiksen S, Gustafsson C, Fredriksen S, Gustafsson C, Krause-Jensen D, Möller T, Nielsen SL, Olesen B, Olsen J, Pihl L, Rinde E (2014) Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: Implications for coastal management and conservation. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 24:410–434.
- Bulleri F, Eriksson BK, Queirós A, Airoidi L, Arenas F, Arvanitidis C, Bouma TJ, Crowe TP, Davoult D, Guizien K, Iveša L, Jenkins SR, Michalet R, Olabarria C, Procaccini G, Serrão EA, Wahl M, Benedetti-Cecchi L (2018) Harnessing positive species interactions as a tool against climate-driven loss of coastal biodiversity. *PLOS Biol* 16:e2006852.
- Carr JA, D’Odorico P, McGlathery KJ, Wiberg PL (2012) Modeling the effects of climate change on eelgrass stability and resilience: Future scenarios and leading indicators of collapse. *Mar Ecol Prog Ser* 448:289–301.
- Christie H, Rinde E (2020) Tre ålegrasenger på Skagerrakkysten: Forvarsel om en naturtype i forfall?
- Cole SG, Moksnes PO (2016) Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: Fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Front Mar Sci* 2:1–18.
- Davis RC, Short FT (1997) Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: The horizontal rhizome method. *Aquat Bot* 59:1–15.
- Davis RC, Short FT, Burdick DM (1998) Quantifying the effects of green crab damage to eelgrass transplants. *Restor Ecol* 6:297–302.
- Delefosse M, Kristensen E (2012) Burial of *Zostera marina* seeds in sediment inhabited by three polychaetes: Laboratory and field studies. *J Sea Res* 71:41–49.
- Dennison WC, Aller RC, Alberte RS (1987) Sediment ammonium availability and eelgrass growth. *Mar Biol* 94:469–477.
- Dennison WC, Orth RJ, Moore KA, Stevenson JC, Carter V, Kollar S, Bergstrom PW, Batiuk RA (1993) Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation Habitat requirements as barometers of Chesapeake Bay health. *Bioscience* 43:86–94.
- Eriander L, Infantes E, Olofsson M, Olsen JL, Moksnes P-O (2016) Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. *J Exp Mar Bio Ecol* 479:76–88.
- Fonseca M, Kenworthy W, Thayer G (1998) Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters.
- Fonseca MS, Kenworthy WJ (1987) Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquat Bot* 27:59–78.
- Gagnon K, Christie H, Didden K, Fagerli CW, Govers LL, Gräfnings MLE, Heusinkveld JHT, Kaljurand K, Lengkeek W, Martin G, Meysick L, Pajusalu L, Rinde E, van der Heide T, Boström C (2021) Incorporating facilitative interactions into small-scale eelgrass restoration—challenges and opportunities. *Restor Ecol* 29:1–11.
- Garbary DJ, Miller AG, Williams J, Seymour NR (2014) Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (*Carcinus maenas*). *Mar Biol* 161:3–15.
- Gitmark J, Christie H, Fagerli C, Kile M (2016) Høstundersøkelser av makroalgemfunn ved utvalgte

lokaliteter.

- Goodman JL, Moore KA, Dennison WC (1995) Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. *Aquat Bot* 50:37–47.
- Goshorn DM, Preen KE (2006) Large-scale restoration of eelgrass (*Zostera marina*) in the Patuxent River, Maryland.
- Govers LL, Suykerbuyk W, Hoppenreijns JHT, Giesen K, Bouma TJ, van Katwijk MM (2015) Rhizome starch as indicator for temperate seagrass winter survival. *Ecol Indic* 49:53–60.
- Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Christensen PB (2005) Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) recolonisation in former dieback areas. *Aquat Bot* 82:143–156.
- Holmer M, Bondgaard EJ (2001) Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquat Bot* 70:29–38.
- Holmer M, Frederiksen MS, Møllegaard H (2005) Sulfur accumulation in eelgrass (*Zostera marina*) and effect of sulfur on eelgrass growth. *Aquat Bot* 81:367–379.
- Holmer M, Nielsen RM (2007) Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*). *J Exp Mar Bio Ecol* 353:245–252.
- Infantes E, Eriander L, Moksnes P (2016) Eelgrass (*Zostera marina*) restoration on the west coast of Sweden using seeds. *Mar Ecol Prog Ser* 546:31–45.
- Infantes E, Terrados J, Orfila A, Cañellas B, Álvarez-Ellacuría A (2009) Wave energy and the upper depth limit distribution of *Posidonia oceanica*. *Bot Mar* 52.
- IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Guèze M, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SHM, Chan KMA, Garibaldi LA, Ichii K, Liu J, Subramanian SM, Midgley GF, Miloslavich P, Molnár Z, Obura D, Pfaff A, Polasky S, Purvis A, Razzaque J, Reyers B, Chowdhury RR, Shin YJ, Visseren-Hamakers IJ, Willis KJ, Zayas CN (eds) IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Jephson T, Nyström P, Moksnes P, Baden S (2008) Trophic interactions in *Zostera marina* beds along the Swedish coast. *Mar Ecol Prog Ser* 369:63–76.
- van Katwijk M, Vergeer L, Schmitz G, Roelofs J (1997) Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 157:159–173.
- van Katwijk MM, Bos AR, de Jonge VN, Hanssen LSAM, Hermus DCR, de Jong DJ (2009) Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Mar Pollut Bull* 58:179–188.
- van Katwijk MM, Thorhaug A, Marbà N, Orth RJ, Duarte CM, Kendrick GA, Althuizen IHJ, Balestri E, Bernard G, Cambridge ML, Cunha A, Durance C, Giesen W, Han Q, Hosokawa S, Kiswara W, Komatsu T, Lardicci C, Lee KS, Meinesz A, Nakaoka M, O'Brien KR, Paling EI, Pickerell C, Ransijn AMA, Verduin JJ (2016) Global analysis of seagrass restoration: The importance of large-scale planting. *J Appl Ecol* 53:567–578.
- Kenworthy WJ, Fonseca MS (1992) The use of fertilizer to enhance growth of transplanted seagrasses *Zostera marina* L. and *Halodule wrightii* Aschers. *J Exp Mar Bio Ecol* 163:141–161.
- Koch EW (2001) Beyond Light: Physical, Geological, and Geochemical Parameters as Possible Submersed Aquatic Vegetation Habitat Requirements. *Estuaries* 24:1.
- Kvile KØ, Infantes E, Platjouw FM, Rinde E (2022) Potensiale for restaurering og reintroduksjon av ålegrasenger i Oslofjorden, og mulighetene dette kan gi for klimatilpasning, karbonopptak og lagring. NIVA-rapport 7692-2022.
- Leschen AS, Ford KH, Evans NT (2010) Successful Eelgrass (*Zostera marina*) Restoration in a Formerly Eutrophic Estuary (Boston Harbor) Supports the Use of a Multifaceted Watershed Approach to Mitigating Eelgrass Loss. *Estuaries and Coasts* 33:1340–1354.
- Lillebø AI, Flindt MR, Cardoso P, Leston S, Dolbeth M, Pereira ME, Duarte AC, Pardal MA (2011) Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries. In: *Treatise on*

- Estuarine and Coastal Science*. Wolanski E, McLusky DS (eds) p 151–164
- Malyshev A, Quijón PA (2011) Disruption of essential habitat by a coastal invader: new evidence of the effects of green crabs on eelgrass beds. *ICES J Mar Sci* 68:1852–1856.
- Marbà N, Arias-Ortiz A, Masqué P, Kendrick GA, Mazarrasa I, Bastyan GR, Garcia-Orellana J, Duarte CM (2015) Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. *J Ecol* 103:296–302.
- Merkel K (1992) Mission Bay Eelgrass Inventory: September 1992. Report for the City of San Diego, CA, USA.
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E (2016) Management and restoration of eelgrass in Sweden - Ecological, legal and economic background.
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K, Baden S (2008) Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763–777.
- Moksnes PO, Eriander L, Infantes E, Holmer M (2018) Local Regime Shifts Prevent Natural Recovery and Restoration of Lost Eelgrass Beds Along the Swedish West Coast. *Estuaries and Coasts* 41:1712–1731.
- Nejrup LB, Pedersen MF (2008) Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquat Bot* 88:239–246.
- NOAA (2014) California eelgrass mitigation policy and implementing guidelines.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Ser* 106:147–147.
- Orth R, Moore K, Marion S, Wilcox D, Parrish D (2012) Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Mar Ecol Prog Ser* 448:177–195.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56:987–996.
- Orth RJ, Luckenbach M, Moore KA (1994) Seed Dispersal in a Marine Macrophyte: Implications for Colonization and Restoration. *Ecology* 75:1927–1939.
- Philippart CJM (1994) Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 111:251–258.
- Rasmusson LM (2015) Seagrass Respiration: An assessment of oxygen consumption patterns of temperate marine macrophytes. Doctoral dissertation, Department of Ecology, Environment and Plant Sciences, Stockholm University
- Rinde E, Bekkby T, Kvile K, Andersen GS, Brkljacic M, Anglès M, Christie H, Fagerli CW, Fredriksen S, Moy S, Staalstrøm A, Tveiten L (2021) Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA-rapport 7605-2021.
- Salo T, Pedersen MF, Boström C (2014) Population specific salinity tolerance in eelgrass (*Zostera marina*). *J Exp Mar Bio Ecol* 461:425–429.
- Short F, Davis R, Kopp B, Short C, Burdick D (2002) Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Mar Ecol Prog Ser* 227:253–267.
- Short FT, Burdick DM, Short CA, Davis RC, Morgan PA (2000) Developing success criteria for restored eelgrass, salt marsh and mud flat habitats. *Ecol Eng* 15:239–252.
- Staalstrøm A, Walday M, Vogelsang C, Frigstad H, Borgersen G, Albretsen J, Naustvoll L (2021) Utredning av behovet for å redusere tilførselene av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA-rapport 7639-2021.
- Sumoski S, Orth R (2012) Biotic dispersal in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 471:1–10.
- Temmink RJM, Christianen MJA, Fivash GS, Angelini C, Boström C, Didderen K, Engel SM, Esteban N, Gaeckle JL, Gagnon K, Govers LL, Infantes E, van Katwijk MM, Kipson S, Lamers LPM, Lengkeek W, Silliman BR, van Tussenbroek BI, Unsworth RKF, Yaakub SM, Bouma TJ, van der Heide T (2020) Mimicry of emergent traits amplifies coastal restoration success. *Nat Commun* 11:3668.
- Thom RM, Southard SL, Borde AB, Stoltz P (2008) Light Requirements for Growth and Survival of

- Eelgrass (*Zostera marina* L.) in Pacific Northwest (USA) Estuaries. *Estuaries and Coasts* 31:969–980.
- Valdemarsen T, Quintana C, Kristensen E, Flindt M (2014) Recovery of organic-enriched sediments through microbial degradation: implications for eutrophic estuaries. *Mar Ecol Prog Ser* 503:41–58.
- Wigand C, Churchill AC (1988) Laboratory Studies on Eelgrass Seed and Seedling Predation. *Estuaries* 11:180.
- Williams SL (2001) Reduced genetic diversity in eelgrass transplantations affects both population growth and individual fitness. *Ecol Appl* 11:1472–1488.
- Worm B, Reusch T (2000) Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? *Mar Ecol Prog Ser* 200:159–166.
- Zimmerman RC, Reguzzoni JL, Alberte RS (1995) Eelgrass (*Zostera marina* L.) transplants in San Francisco Bay: Role of light availability on metabolism, growth and survival. *Aquat Bot* 51:67–86.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressursspørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no