



Aqua reports 2022:4

Restaurering av kransalgsängar

- test av metoder med borststräfsse (*Chara aspera*)
och rödsträfsse (*C. tomentosa*)

Carolyn Faithfull, Emil Kraft, Elena Tamarit Castro, Peter Nordling



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Restaurering av kransalgsängar – test av metoder med borststräfsse (*Chara aspera*) och rödsträfsse (*C. tomentosa*).

Carolyn Faithfull	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Elena Tamarit Castro	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Emil Kraft	Länsstyrelsen Gävleborg, Enheten för skydd av Natur
Peter Nordling	Länsstyrelsen Gävleborg, Enheten för skydd av Natur

Rapportens innehåll har granskats av:

Patrik Kraufvelin, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Göran Sundblad, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 4484-2020

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Länsstyrelsen Gävleborg med finansiering från Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2022
Utgivningsort:	Öregrund
Illustrationer:	Snorkelinventering av <i>C. aspera</i> återplantering. Foto: Carolyn Faithfull
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2022:4
ISBN:	978-91-576-9952-7 (elektronisk version)
Nyckelord:	Kransalger, restaurering, muddring, dumpning



Länsstyrelsen
Gävleborg

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Sammanfattning

Trenden med ökat behov av muddring (och även dumpning av muddermassor) kommer sannolikt att fortsätta, eftersom fritidsbåtstrafiken ökar och landhöjningen fortsätter i den nordliga delen av Sverige. De negativa effekterna av muddring och dumpning av muddermassor är speciellt tydliga i grunda skärgårdsmiljöer. Kransalger är särskilt känsliga mot muddring och dumpning eftersom de är känsliga för fysisk påverkan och förändringar i ljustillgänglighet. I dessa grunda skärgårdsmiljöer utför kransalger flera viktiga ekosystemtjänster, såsom stabilisering av sediment, förhindring av grumling, förbättrad vattenkvalitet och upptag och lagring av näring i sedimentet. De har också en viktig funktion som fiskuppväxtområden, habitat samt föda för evertebrater och som födosöksområden för fågel och fisk. De är även lämpliga indikatorarter då de är känsliga mot övergödning, fysisk störning och förändringar i vågexponeringsgrad.

I denna rapport utvärderar vi två återplanteringsförsök av kransalger, arterna borststräfsse (*Chara aspera*) och röststräfsse (*C. tomentosa*), i områden som utsatts för muddring och dumpning i Siviksfjärden i Gävleborgs län. Detta är det första dokumenterade försöket med återplantering av kransalger i Östersjön. Tre olika metoder för återplantering av *C. aspera* har testats: flytt av plantor med spade, att fästa skott med juteband och att använda en struktur gjord av nedbrytningbara polymerer av potatisstärkelse (BESElements[®]) för att förankra plantorna. Plantering med spade var den billigaste och snabbaste metoden, medan plantering med BESElements[®] var dubbelt så tidskrävande och därmed relativt dyrt per kvadratmeter.

Ingen metod lyckades bättre än den naturliga återkoloniseringen av dumpningsvallen, som återkoloniserades till ungefär hälften av den befintliga *C. aspera* äng täckningsgraden på tre år. För *C. tomentosa* testade vi endast plantering med BESElements[®], som ej var lyckat. Det skulle i framtida försök vara värdefullt att försöka plantera *C. tomentosa* med andra metodiker, till exempel med spade.

Med beaktande av de positiva ekosystemtjänsterna och habitatbildande egenskaperna som är kopplade till friska kransalgsängar samt det faktum att det är både svårt och dyrt att återetablera dem bör vi iakttä ett stort ansvar att skydda dessa miljöer i Östersjön för att säkerställa framtida ekosystemfunktioner i grunda vågskyddade områden.

Abstract

The amount of dredging along the northern east coast of Sweden is likely to continue to increase as recreational boating gains in popularity and land uplift from historical glaciation continues. The negative effects of dredging and dumping of dredged material is most obvious in shallow protected coastal areas. Charophytes are particularly vulnerable to dredging activity as they are sensitive to physical disturbance and changes in light availability. Charophytes contribute to a range of important ecosystem services, by functioning as carbon and nutrient sinks and stabilizing sediment and preventing resuspension. They also serve as habitat and foraging areas for many other aquatic species, including fish and water birds.

This report documents the first known attempt to restore a charophyte meadow in the Baltic Sea. Charophyte meadows are under threat and have been declining due to eutrophication, increased turbidity and dredging activities. Here we tested three replanting methods for *Chara aspera* on an area of dumped sediment; planting with a spade, using a jute band to anchor the shoots and using a biodegradable potato-starch polymer structure (BESE elements[®]) to support plants. Simply moving the plants and planting with a spade was the cheapest and easiest method, while planting using BESE elements[®] was the most expensive method and the relatively most time consuming method.

None of the replanting methods was more successful than natural colonization of the dumped sediment, in which coverage reached about half of the level of undisturbed *C. aspera* meadows within three years. For *C. tomentosa*, we only tested replanting with BESE elements[®], which was not successful. It would be worth trying other methods of replanting with *C. tomentosa* such as planting with a spade. We hypothesize that BESE elements[®] shaded the lower parts of charophytes enough to hinder their growth as a larger amount of the photosynthetically important biomass of charophytes is located near the base of the plant. Sediment characteristics such as water and organic content were lower in the dumped sediment area compared to the control area; however, it was not possible to link this with *C. aspera* coverage in this study.

As charophytes are sensitive to disturbance and were difficult and costly to replant, we recommend that charophyte meadows are left undisturbed and in the best case protected to ensure future important ecosystem functions in shallow wave-sheltered areas.

Förord

Länsstyrelsen Gävleborg har tillsammans med Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, under 2021 genomfört försök med att återplantera kransalger i Siviksfjärden, Hudiksvall kommun. Syftet med försöken var att utröna ifall sådana återplanteringar var möjliga i området och undersöka hur väl olika metoder fungerade för återplanteringen. Rapporten är skriven av Carolyn Faithfull, SLU, och granskad av Emil Kraft och Peter Nordling från Länsstyrelsen Gävleborg samt Patrik Kraufvelin och Göran Sundblad från SLU.

Restaureringsförsöket är finansierat av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) som del av en nationell satsning på akvatiska restaureringsprojekt i samtliga 21 län. Bidragen är en del av anslag 1.11 och utgjordes för Gävleborgs del av cirka 1,6 miljoner kronor fördelat på ett flertal projekt. Bidraget ska medverka till att åtgärda fysisk påverkan från mänsklig aktivitet på akvatiska miljöer, som i dagsläget bedöms vara den främsta orsaken till att Sverige ej når miljömålen för landets sjöar, vattendrag, kust och hav.

Länsstyrelsen Gävleborg tog beslut att samarbeta med SLU för genomförandet av försöket med kransalgsrestaurering. Länsstyrelsen, med bidraget från HaV, stod för samtlig finansiering i utförandet av projektet. SLU stod för merparten av planeringen av projektet, samt rapportskrivandet. Vid fältarbetet var alltid personal från båda parter närvarande. Vid fältarbetet har Carolyn Faithfull och Elena Tamarit Castro från SLU samt Emil Kraft och Peter Nordling från Länsstyrelsen Gävleborg deltagit.

Rapporten gör det tydligt att återplantering av kransalger är en mycket svår och dyr process som, med de använda metoderna vid detta försök, producerar dåliga eller rentav negativa resultat. Dessa resultat lägger större tyngd på att vi bör skydda och ta hand om de kransalgsängar vi har i Sverige, och borde till största mån möjligt undvika aktiviteter som kan komma att skada dessa. Rapporten kan förhoppningsvis leda till bättre beslutsfattande kring förvaltandet av kransalgsängar och godare grund för framtida återplanteringsförsök av kransalger.

Emil Kraft
Handläggare Skydd av natur
Länsstyrelsen Gävleborg

Petra Forsmark
Enhetschef Skydd av natur
Länsstyrelsen Gävleborg

Innehållsförteckning

1. Introduktion.....	7
1.1. Målarter för restaurering.....	8
1.1.1. Borststräfsse (<i>Chara aspera</i> Willd.).....	9
1.1.2. Rödsträfsse (<i>Chara tomentosa</i> L.).....	10
1.2. Projektområde.....	10
1.3. Fysisk påverkan.....	11
1.4. Mål.....	13
2. Återplantering.....	14
2.1. Behandlingar och upplägg.....	14
2.1.1. Lokalisering av återplanteringsområden.....	14
2.1.2. Metodik som testas för återplantering.....	16
2.1.3. Återplantering av <i>C. aspera</i>	18
2.1.4. Återplantering av <i>C. tomentosa</i>	18
2.1.5. Donatorområden: Skördande av plantor för återplantering.....	18
2.2. Uppföljning och mätning.....	19
2.3. Statistik.....	21
3. Resultat och utvärdering av återplanteringsförsök.....	22
3.1. Återplanteringsförsök <i>C. aspera</i> (Transekt A).....	22
3.2. Återplanteringsförsök <i>C. tomentosa</i> (Transekt B).....	23
3.3. Donatorområden (Transekt C).....	24
3.4. Ljus och temperatur.....	27
3.5. Sediment.....	28
3.6. Tidsåtgången.....	30
3.7. Sammanfattning av resultaten.....	31
4. Rekommendationer.....	33
Tack.....	37
Referenser.....	38
5. Bilaga.....	41

1. Introduktion

Restaurering av påverkade områden har uppmärksammats globalt i och med FN:s utlysning av åren 2021-2030 till ekosystemrestaureringens årtionde (<https://www.decadeonrestoration.org/>). Det finns ett globalt behov av att öka restaurering av ekosystem för att säkerställa tillgång till mat, rent vatten och för att skydda biodiversitet. Vid ekologisk restaurering återskapas en historisk förlust, där ett tidigare tillstånd med avseende på ekologiska och hydromorfologiska strukturer och funktioner förväntas vara känt. Huvudmålsättningen för en restaureringsåtgärd bör vara att ekosystemen ska kunna utvecklas i en obegränsat positiv riktning efter att åtgärden har genomförts (Bradshaw, 1996). En grundförutsättning för framgångsrik restaurering är att de faktorer som initialt orsakade skadan på habitatet eller systemet har försvunnit eller att deras effekter har minimerats (Kraufvelin m.fl., 2021b).

Metoder för restaurering av ålgräs har utvecklats i Sverige under flera år (se Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige av Moksnes et al. 2019), men för tillfället finns det begränsat med erfarenheter från restaurering av andra kärlväxter och kransalger i Östersjön (Kraufvelin m.fl., 2021b). Ålgräs har sin nordliga utbredningsgräns vid Stockholms skärgård, men i Bottniska viken upprätthåller kransalgsängar och ängar av höga kärlväxter liknande ekosystemfunktioner som ålgräs. Undervattensvegetationen har mycket viktiga ekologiska roller och bidrar till flera stödjande ekosystemtjänster, som primärproduktion, upprätthållande av biodiversitet, livsmiljöer, näringsvävdynamik och ekosystemets resiliens. Undervattensvegetation bidrar även till reglerande ekosystemtjänster som kvarhållande av sediment, reglering av övergödning, biologisk reglering, reglering av giftiga ämnen och luft- och klimatreglering (Kraufvelin m.fl., 2018a). En hög täckningsgrad av vegetation är viktigt för att förhindra resuspension av sediment som kan orsaka grumling och frigörelse av näringsämnen i vattenmassan och minskning av siktdjupet.

För att restaureringsåtgärden ska komma till nytta för andra i framtiden ska vissa praktiska frågor belysas i samband med det praktiska restaureringsarbetet (från (Kraufvelin m.fl., 2021b)):

1. Vad har orsakat förändringen/tillbakagången (vilka drivkrafter, aktiviteter, påverkanstryck)?
2. Är de skadliga aktiviteterna och påverkanstrycken borta?

3. Är det möjligt att återställa arten, habitatet, födoväven och/eller funktionen?
4. Hur effektiva är olika åtgärder?
5. Mot vilka miljötillstånd ska åtgärderna sikta?
6. Vad kostar åtgärderna?
7. Vilken samhällsnytta ger åtgärderna?
8. Kan de positiva restaureringseffekterna bli bestående?

I denna rapport dokumenteras två återplanteringsförsök av kransalgsängar i Siviksfjärden, ett försök med borststräfsse (*Chara aspera*) i dumpade muddringsmassor och ett försök med rödsträfsse (*Chara tomentosa*) i en muddringsränna. Rapporten belyser frågorna 1-6 i den ovanstående listan och är det första dokumenterade försöket med återplantering av kransalger i Östersjön.

1.1. Målarter för restaurering

Förekomst av undervattensvegetation främjar biodiversitet, fungerar som viktigt habitat för många akvatiska arter och utgör viktiga födosöksområden för fisk och fåglar (Kraufvelin m.fl., 2018b). Hur attraktiv en vik är för fiskrekrytering är till stor del beroende på hur hög täckningsgraden av kransalger och annan vegetation är i viken (Sandström m.fl., 2005).

Kransalger är känsliga för övergödning, förändringar i siktdjup och fysisk störning (till exempel från båttrafik eller ökad vågexponering), och kan därför användas som indikatorer för god vattenkvalitet (Henricson m.fl., 2006; Selig m.fl., 2007). Kransalger har ofta den högsta biomassan i växtdelar som finns nära sedimentet, i jämförelse med kärlväxter som har högsta biomassan i växtdelar som finns nära vattenytan. Detta växtsätt kan innebära att kransalger är mer känsliga för ändringar i ljusstillgång och kan därför snabbt försvinna vid eutrofiering (Blindow, 2000) eller bli utkonkurrerade av kärlväxter som borstnate (*Stuckenia pectinatus*) (Van Den Berg m.fl., 1998). Den höga känsligheten hos kransalger har gjort att antalet förekommande arter, deras areella utbredning och deras täckningsgrad har minskat i Östersjön under de senaste årtiondena (Blindow, 2000; Pitkänen m.fl., 2013).

Borststräfsse (*Chara aspera*) och rödsträfsse (*C. tomentosa*) var vanliga längs Sveriges ostkust, men förekomsten har minskat längs med den södra delen av Sveriges Östersjökust, förmodligen på grund av eutrofiering (Blindow, 2000). Båda arterna av kransalger hittas oftast i områden som är skyddade från vågor och har salthalter kring ca 6 PSU, till exempel i laguner och skyddade havsvikar (Blindow, 2000).

1.1.1. Borststräfsse (*Chara aspera* Willd.)

C. aspera (figur 1) har ett vitt utbredningsområde över den norra hemisfären och har varit en vanlig art längs Östersjöns kust. *C. aspera* finns i Östersjön upp till en salinitetsgräns av 15 PSU men arten finns också i sötvatten, främst i klara kalkrika sjöar (Blindow, 2000). *C. aspera* kan växa upp till ca 30 cm, och i skyddade vikar kan arten forma heltäckande mattor, som stabiliserar och syresätter sedimentet, fångar upp näringsämnen (Kufel och Kufel, 2002) och hindrar algbloomingar av cyanobakterier (Berger och Schagerl, 2003).

C. aspera är vanligtvis en ettårig växt och vintervilar i sedimentet som bulbiller och oosporer. I studieområdet kan *C. aspera* dock vara flerårig, men även om täckningsgraden i kransalgsängar är stabil över året, minskar biomassan under vinterhalvåret (Kotta m.fl., 2021).

Trots att *C. aspera* från söt- och brackvatten är genetiskt sett ganska lika, är det osannolikt att det sker genflöden mellan söt- och brackvatten, eftersom propaguler som flyttas mellan olika salinitetsnivåer sällan överlever. Dessutom verkar vegetativ spridning vara den viktigaste etableringsstrategin för *C. aspera* i brackvatten, eftersom de här har en lägre grad av lyckad sexuell reproduktion än i sötvatten (Blindow m.fl., 2009). *C. aspera* är som många andra kransalgsarter känslig mot övergödning och begränsad ljustillgång varför den sällan finns i områden som övergödda vikar eller hamnar (Blindow, 2000).



Figur 1. Heltäckande mattor av borststräfsse (*Chara aspera*) i Siviksfjärden på 0,6 m djup. Flera spiggar (*Gasterosteus* spp.) fanns på plats tidigt i juli, men dessa var borta i augusti. Foto: Carolyn Faithfull

1.1.2. Rödsträfsse (*Chara tomentosa* L.)

C. tomentosa (figur 2) har ett liknande utbredningsområde som *C. aspera*. de återfinns i brackvatten i Östersjön och i sötvatten med hög kalkhalt (Blindow, 2000). *Chara tomentosa* är en flerårig alg och hela växten kan övervintra, men nya växtskott från tuber (lökliknande organ) har också observerats i studieområdet. Sexuell förökning och oosporer förekommer sällan i Östersjön, utan *C. tomentosa* fortplantar sig främst via vegetativ förökning. *C. tomentosa* är den största kransalgsarten i Östersjön med en längd på upp till 1,5 m. Den har sin största tillväxt från början av maj till midsommar (Torn m.fl., 2006). Stora ängar av *C. tomentosa* kan finnas i vågskyddade vikar med låg grumlighet. *C. tomentosa* är känslig mot grumling och fysisk störning och har blivit mindre vanlig i exploaterade områden med stor båttrafik och frekvent muddring (Henricson m.fl., 2006).



Figur 2. Rödsträfsse (*Chara tomentosa*) och korsandmat (*Lemna trisulca*) på 0,5 m djup i Siviksfjärden. Foto: Karl Florén.

1.2. Projektområde

Siviksfjärden har en areal av ca 43 ha och omges av stenig mark med blandskog. Hela fjärden kantas av vegetation, där bladvass (*Phragmites australis*) dominerar (figur 3). I förhållande till vikens storlek är mänsklig påverkan liten och utgörs framför allt av bebyggelse som är koncentrerad till den norra sidan. Undervattensvegetationen vid de stora grundområdena längst in i viken, samt på den södra sidan, domineras av ängar med kransalgerna borststräfsse (*C. aspera*) och

korsandmat (*Lemna triscula*) med inslag av rödsträfs (*C. tomentosa*) och slingor (*Myriophyllum* spp). Den genomsnittliga täckningsgraden av medelhög-hög vegetation per inventerad meter var 51 %, enligt inventeringar utförda 2019 (Schreiber m.fl., 2020).

Viken bedöms ha mycket hög ekologisk funktion till följd av den rikliga utbredningen av strukturbildande vegetation samt vikens storlek och variation i olika livsmiljöer. Vikens inre delar hyser stora grunda och relativt skyddade partier där det även mynnar ett vattendrag. Sammantaget bedöms detta ge goda förutsättningar som rekryteringsmiljö för varmvattenkrävande arter av fisk, som gädda och abborre (Hansen m.fl., 2019; Schreiber m.fl., 2020).



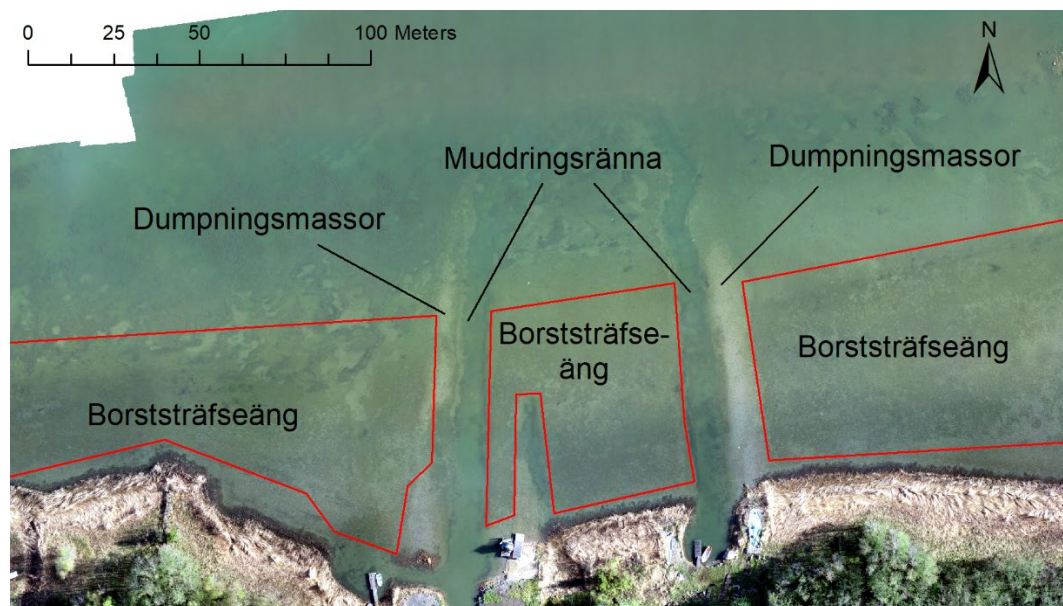
Figur 3. Siviks fjärden, vy mot väster (inre fjärden) taget från Södra sidan. Vassbälten kantar stora delar av fjärden, lite bebyggelse finns längs den norra stranden. Foto: C. Faithfull

1.3. Fysisk påverkan

Enskilda mindre muddringar behöver inte ha en stor negativ effekt på den omkringliggande miljön, men vi anser att den i princip alltid har en stor fysisk påverkan på området där muddringen faktiskt sker. Många muddringar i samma vattenområde kan kumulativt ha stora negativa effekter på exempelvis vattenkvaliteten och på bottenlevande organismer (Hammar m.fl., 2009; Karlsson m.fl., 2020; Kraufvelin m.fl., 2021a). Alla mindre muddringar ska anmälas till Länsstyrelsen som bedömer ifall muddringen kan utföras utan större skada på miljön och kan ställa krav på utförandet för att minska miljöskadan. Små muddringar kan också påverka miljön genom att splittra upp och fragmentera tidigare enhetliga grundområden (Törnqvist och Engdahl, 2012). Vid muddring

sker oftast en permanent förlust av den ursprungliga vegetationen i det muddrade området. I Siviksfjärdens södra sida finns två tydliga muddringsrännor rakt genom ångar av kransalgen *C. aspera* (figur 4). Båda muddringsrännorna används än idag för båttransport till och från bryggor, medan muddringsmassor har dumpats längs med bredvid muddringsrännorna. Det ljusare området med sparsam vegetation intill muddringsrännorna är sådana områden där muddringsmassor har dumpats (figur 4).

Dumpning av muddringsmassor är förbjuden i Sverige enligt miljöbalken, men trots detta förekommer dumpning av muddermassor i havet regelbundet. Det sker ofta på grund av att utförare eller markägare har dålig koll på lagen eller att massorna dumpas i vattnet som en utfyllnad (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Det krävs tillstånd enligt miljöbalken för en ”utfyllnad”. Dessutom krävs att det finns ett behov av vattenanläggningen (en struktur som för att fullfölja sin funktion måste ligga i vatten) för att utfyllnad ska tillåtas. Att använda muddringsmassor som utfyllnad är inte optimalt eftersom massan lätt kan spolats tillbaka till rännan och leda till ökad grumling och dålig vattenkvalitet (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Dispenser ges dock regelbundet, även för dumpning i grunda områden med höga naturvärden. Detta gäller till exempel Vintergatsfjärden där muddermassor från muddring av en småbåtshamn dumpats i ett närliggande grunt område (källa: Länsstyrelsen i Gävleborgs län).



Figur 4. Lägesbild av försöksområden i Siviksfjärden 28 maj 2021. Foto: E. Tamarit Castro. Ortofoto bildad med Agisoft.

Trenden med ökat behov av muddring (och även dumpning av muddermassor) kommer sannolikt att fortsätta (Havs- och vattenmyndigheten 2018) eftersom båttrafiken ökar och landhöjningen fortsätter i de nordligare delarna av Sverige. De negativa effekterna av muddring och dumpning av muddermassor är speciellt

tydliga i grunda skärgårdsmiljöer. Direkt efter ingreppet ökar grumligheten i det lokala området men beroende på var muddringsmassor dumpas och områdets strömförhållanden kan effekter som ökad grumling med minskad ljusstillgång också bli långvariga i närliggande områden (Törnqvist m.fl., 2020). Grumling kommer även att kvarstå som ett problem om kanalerna som muddras är trånga och bottensedimenten består av mjuk lera då småbåtstrafik kan förväntas kontinuerligt erodera botten (Moksnes m.fl., 2019).

1.4. Mål

Eftersom Siviksfjärden har ett högt naturvärde och är ett objekt för framtida områdesskydd, ska återplantering av borststräfs genomföras i områden där arten har försvunnit. Återplanteringsförsök av kransalgsängar har inte dokumenterats tidigare i Östersjön. Detta projekt ska testa metodiken för återplantering och följa upp vegetationens etableringsgrad efter återplantering. Av ovanstående följer att projektet kopplar till åtgärderna ÅPH 29 och ÅPH 30, som åligger Havs- och vattenmyndigheten, i åtgärdsprogrammet för god havsmiljö 2020. Målen med projektet är att 1) återplantera kransalger i äldre muddringsrännor i Siviksfjärden, för att öka täckningsgrad av vegetation, och 2) hitta lämplig återplanteringsmetodik för kransalgerna *C. aspera*.

2. Återplantering

Fältförsök utfördes i Siviksfjärden under juni-september 2021. Flera behandlingar som berör flyttning och återplantering av kransalgsväxter testades för att svara på flera frågor:

- 1) Är det möjligt att återställa arten och habitatet?
- 2) Ökar överlevnad och utväxt om sediment flyttas tillsammans med växterna?
- 3) Ökar överlevnad om växterna är förankrade?
- 4) Vilken metod (vilka metoder) är mest tids- och kostnadseffektiv(a)?
- 5) Hur påverkas donatorområden av kransalgsborttagning?

Det finns vissa risker med att förflytta arter för restaureringsändamål. Till exempel, risken att introducera genetiskt skilda populationer eller att förorsaka spridning av sjukdomar och parasiter (Kraufvelin m.fl., 2021b). För att minska dessa risker har vi enbart förflyttat plantor inom samma vik. Vid en förflyttning finns det också risk för att skada donatorhabitatet, och därför har vi undersökt hur donatorhabitatet i olika grad kan påverkas.

2.1. Behandlingar och upplägg

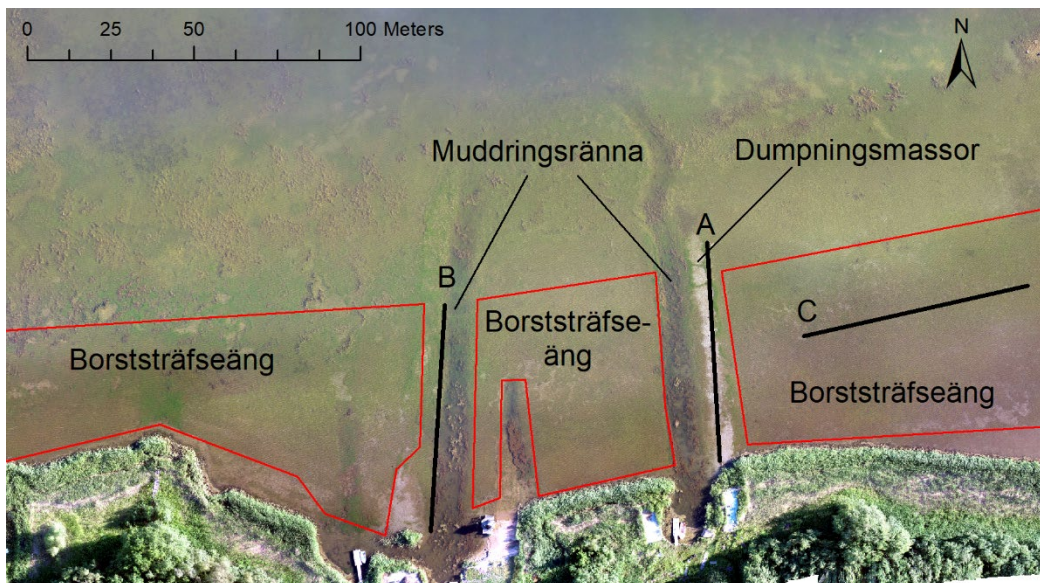
2.1.1. Lokalisering av återplanteringsområden

För att försäkra oss om att området var lämpligt för återplantering av *C. aspera* inventerade vi djupet, vegetationstäckningsgraden och växtsamhället längs de två befintliga muddringsrännorna (figur 5) och längs den östra dumpningsvallen. Vi bedömde att ljusstillgången i muddringsrännorna var för lågt för att *C. aspera* skulle överleva. Delvis skuggade sidorna av muddringsrännan botten som dessutom var igenväxta med borstnate (*Stukenia pectinata*) och axslinga (*Myriophyllum* spp.) vilket i sin tur bidrog till att ytterligare skugga sedimentet. Djupet av den närliggande ängen av *C. aspera* var 0,3-0,8 m, med högst täckningsgrad av *C. aspera* på 0,4 m djup. Muddringsrännorna och dumpningsvallarna grävdes under 2018.

Vi bedömde att det skulle vara lämpligt med återplantering av *C. aspera* på den östra dumpningsvallen (figur 5, transekt A) bredvid muddringsrännan, då djupet där låg mellan 0,2-0,4 m och ljusstillgången var god. Några enstaka plantor av

hårsärv (*Zannichellia palustris*) fanns på dumpningsvallen, men vi bedömde att dessa var så glesa och lågvuxna att det inte påverkade ljustillgången eller skulle konkurrera om plats med nyplanterade *C. aspera*.

Vi bedömde att återplantering av *C. tomentosa* skulle kunna vara möjlig på västsidan av västra muddringsrännan (B i figur 5) eftersom att störningen från båttrafiken där var lägre. Vi använde oss av *C. tomentosa* vid detta försök då den kan växa i djupare vatten än *C. aspera*. Längs muddringsrännan finns höga växter av *S. pectinata* och *Myriophyllum* spp., som vi tog bort längst transekt B (figur 5).



Figur 5. Detaljbild av Siviksfjärden 1 juli 2021. *C. aspera*-ängar är markerade med röda polygoner. A är återplanteringstransekt av *C. aspera* på dumpningsmassor. B är återplanteringstransekt av *C. tomentosa* och C är donatorstransekt av *C. aspera*. Foto: P. Nordling, Ortofoto bildad med Agisoft.

Vi använde tre transekter för våra återplanteringsförsök. Alla transekter markerades och avgränsades den 27-31 maj. Transekt A och C hade båda en längd på cirka 50 meter med 16 stycken försöksrutor om 1 m² vardera utsatta med 2 m mellanrum längs transekterna. Transekt B hade en längd på cirka 50 meter, men med enbart 9 försöksrutor om 1 m². För varje ruta inom respektive transekt slumpades sedan behandling, med fyra replikat för varje behandling i transekt A, tre replikat för varje behandling i transekt B och fyra replikat för varje behandling i transekt C. Metodiken för dessa behandlingar presenteras nedan under delkapitel 2.1.2-2.1.5. Arbetet med förflyttning och plantering av växter för de olika metoderna i transekterna genomfördes den 1-2 juni.

2.1.2. Metodik som testas för återplantering

Vi testade tre olika metoder för återplantering av kransalger som beskrivs nedan; BESE elements[©], Juteband och Spade. Utöver dessa behandlingar lämnades kontrollrutor där ingen behandling gjordes.

BESE elements[©]

Den första var med BESE elements[©] som testades för återplantering av både *C. aspera* och *C. tomentosa* (figur 6). BESE elements[©] är en nedbrytbar 3D-struktur gjord av potatisstärkelse och är anpassad för ekosystemrestaurering. BESE elements[©] har tidigare använts för restaurering av musselrev, plantering av strandvegetation i exponerade områden (till exempel mangroveskog) och vid återplantering av ålgräs (Gagnon m.fl., 2021).

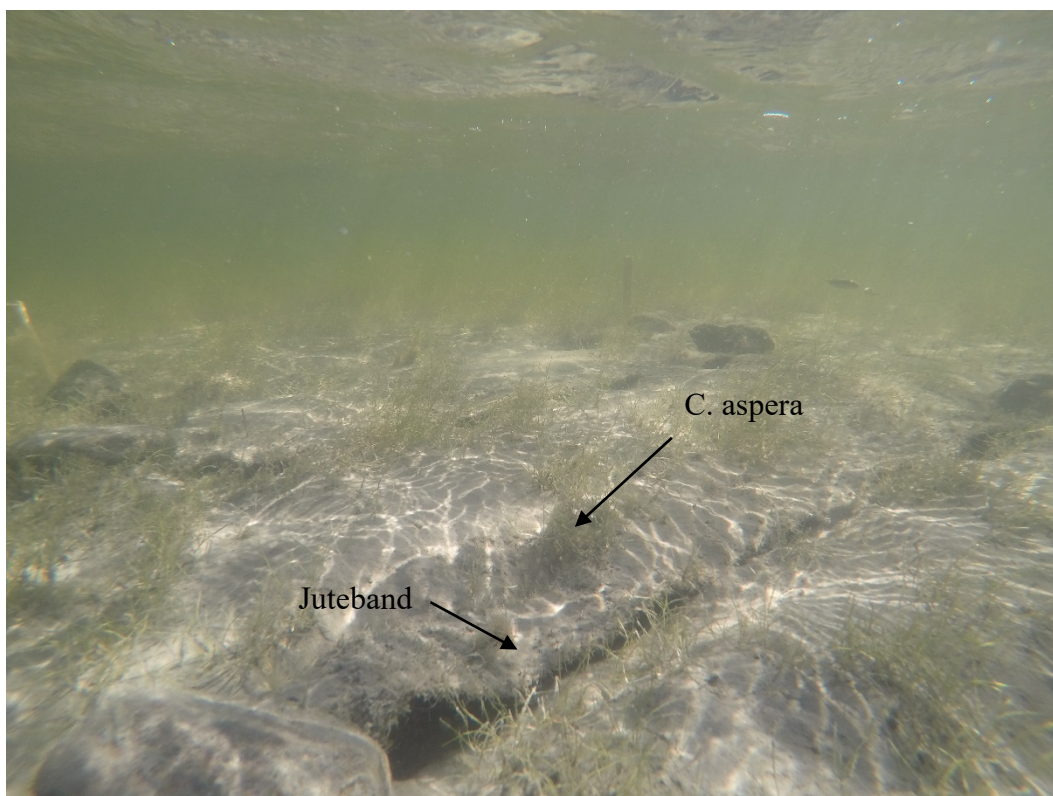
C. aspera skördades med spade i ca 64 cm² stora och 12 cm djupa rutor. Sediment och plantor lades sedan på två lager BESE elements[©] varpå ett tredje lager sedan fixerades ovanpå. Totalt används sex BESE elements[©] per försöksruta för en total yta av 92 x 92 cm². Totalt användes åtta spadar av *C. aspera* per försöksruta med BESE elements[©]. BESE elements[©] trycktes sedan ner i sedimentet och förankrades med fyra stycken 0,5 m långa VP-rör (figur 6).



Figur 6. BESE elements[©] 2021-07-01 (30 dagar efter start). Måttbandet som markerar transekten syns på nedre kanten av bilden. BESE elements[©] ankrades med plaströr. Foto: C. Faithfull.

Juteband

För metoden med juteband skördades först plantor med spade eller rör. *C. aspera* är mattbildande både ovanför och under sedimentytan, vilket gör det svårt att skilja olika thalli för plantering. Plantorna med sediment placerades sedan i en stor back fylld med vatten. Därefter separerades cirka 10 skott med rhizoider för att placeras i ett cirka 8 cm långt hål i jutebandet. Totalt klipptes tre hål per 1 m långt juteband. Tre juteband om 1 meter vardera lades sedan med rhizoiderna ned mot sedimentet parallellt med varandra med ca 30 cm mellanrum i respektive försöksruta. Jutelängderna tyngdes sedan ned med sten (figur 7).



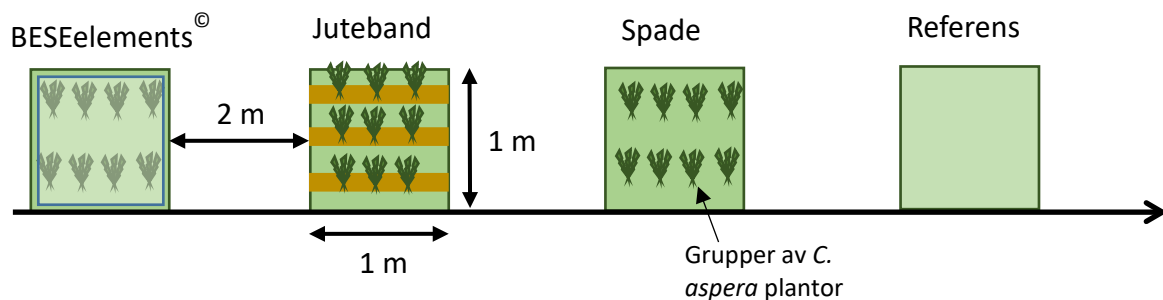
Figur 7. Juteband metodik 30 dagar efter start (2021-07-01). Jutebandet vägs ned med stenar. Jutebandet är svart att skilja i bilden men kanten syns på sedimentet som en linje mellan stenar som används för att väga ned jutebandet. *C. aspera* som växer ut av jutebandet markeras med pil i bilden.

Spade

C. aspera skördades med en spade i ca 64 cm² stora rutor med sediment ner till 12 cm djup. Plantorna med sediment flyttades direkt till försöksrutor varpå de trycktes ner i sedimentet. Totalt planterades 8 spadar med *C. aspera* per försöksruta.

Referens/Kontroll

Ingen behandling genomfördes i referensrutorna, de lämnades för naturlig utveckling.



Figur 8. Förenklade diagram av försöksrutor längst återplanterings transekt (A) för *C. aspera* (grupper av plantor). Försöksrutor för BESElements[®] (ljusare rutor innanför försöksrutor representera BESElements[®]), juteband (bruna linjer representera juteband), spade och referens behandlingar. Notera att ordning av behandling var slumpvis vald längst transekterna och att det fanns fyra replikat av varje behandling längst transekten.

2.1.3. Återplantering av *C. aspera*

Transekt A användes för tre olika återplanteringsmetoder samt kontroll för *C. aspera* (figur 8). Transekten placeras längs dumpningsvallen vinkelrätt från stranden (A i figur 5). Alla återplanteringsmetoder samt kontroll replikerades i fyra försöksrutor (1 m²) med totalt 16 försöksrutor längs med transekten och 2 m mellan försöksrutor. Återplanteringsmetoderna var: 1) plantering med BESE elements[®] 2) plantering med juteband, 3) plantering med spadedirekt i försöksrutan, 4) referens, ingen behandling. Se delkapitel 2.1.2 för fördjupad metodbeskrivning.

2.1.4. Återplantering av *C. tomentosa*

Transekt B användes för återplantering av *C. tomentosa*. Transekten placerades längs muddringsrännan vinkelrätt från stranden (B i figur 5). Två olika återplanteringsmetoder samt kontroll användes och replikerades tre gånger var för att ge totalt nio försöksrutor längs med transekt B. Återplanteringsmetoderna var: 1) plantering med BESE elements[®], 2) plantering av med BESE elements[®] + kalkning, 3) referens, ingen behandling. Förflyttning av *C. tomentosa*-plantor gjordes från vikens västra område utanför lägesbilden (figur 5). Åtta grupper av *C. tomentosa* lades inom respektive BESE-elements[®] försöksruta. Den 1 juli 2021 kalkades tre försöksrutor med 100 g kalk vardera (Magnedol Kornad Kalk, CaCO₃ 52%, MgCO₃ 43%, 5% Mg).

2.1.5. Donatorområden: Skördande av plantor för återplantering

En donatortransekt placerades centralt i ången med *C. aspera*, parallellt med stranden (C i figur 5) för att mäta effekten av skördandet av *C. aspera*. Transekten var ca 50 m lång med 16 stycken försöksrutor om 1 m² vardera, med två meter mellan respektive ruta. En av fyra behandlingar slumpades per ruta, med fyra

replikat för varje behandling. Behandlingarna var följande: 1) Borttagning av 0,8 % av *C. asperas* täckning inklusive sediment ner till 12 cm djup. Borttagning utfördes med genomskinligt plaströr (8 cm diameter, figur 9). 2) Borttagning av 1,8 % av *C. asperas* täckning inklusive sediment ner till 12 cm djup. Borttagning utfördes med genomskinligt plaströr (figur 9). 3) Borttagning av 2,5 % av *C. asperas* täckning inklusive sediment ner till 12 cm djup. Borttagning utfördes med spade. 4) Referens, ingen behandling. Plaströren och spade trycktes ned i sedimentet för att ta upp rhizoider i sedimentet och borttagningsplatserna var jämnt fördelade inom rutorna.



Figur 9. Plaströr som användes för skördandet av *C. aspera*-plantor med tillhörande sediment.
Foto: C. Faithfull

2.2. Uppföljning och mätning

Efter plantering av transekterna den 2 juni utfördes uppföljningar den 1 juli, 24 augusti och 29 september. Temperatur (°C) och ljus (Lux) mättes varje halvtimme från 2 juni – 29 sept 2021 med HOBO loggar som var utsatta på ca 20 cm djup vid varje transekt. En L-COR ljusmätare (Photosynthetically active radiation - PAR) användes också 2 juni, 1 juli och 29 september för att mäta K_d (light extinction coefficient) på varje transekt. Den 24 augusti sattes två Odyssey Xtream ljusmätare

ut på transekt C, en nära vattenytan och en nära botten (63 cm skillnad) för att kontinuerligt mäta ljus (PAR). Turbiditet (FNU), salthalt (PSU), temperatur och pH mättes med en multimätare (modell HANNA HI 9829) vid varje uppföljning.

Tre sedimentprover per transekt av 118 cm³ samlades med plaströr och lagrades i plastburkar för mätning av kornstorlek, vattenhalt och organisk halt den 2 juni och 29 september. Vattenhalt mättes som skillnaden i massa före och efter torkning av sedimentprover vid 60 °C i 48 timmar. Organisk halt var skattad efter loss-on-ignition av torkade homogena sedimentprover. Cirka 3-5 g av varje prov vägdes, torkades vid 110 °C i 2 timmar, vägdes på nytt och brändes sedan vid 550 °C i 6 timmar. Loss-on-ignition skattades av förhållandet mellan massa och förlust vid bränning och vikten efter torkning vid 110 °C.

Undervattensbilder togs med GoPro av varje ruta under alla provtagningsdagar. Drönarbilder över försöksområdet togs 28 maj, 1 juli och 24 augusti med en Phantom 4 Pro RTK-drönare (figur 10). Sammansatta ortofoto av drönarbilder bildades med hjälp av programvaran AgiSoft.



Figur 10. Flygning med drönare från bryggan. Siviksfjärden 1 juni 2021. Foto: C. Faithfull

Snorkelinventering av varje ruta gjordes för B och C transekterna 2 juni och alla transekter 1 juli, 24 augusti och 29 september (figur 11). Alla transekter snorkelinventerades 1 juli, 24 augusti och 29 september (figur 11). Transekt A som var på en dumpningsvall (figur 5) bedömdes vara huvudsakligen vegetationsfri den 2 juni varpå den inte inventerades. Vid snorkelinventering dokumenterades tätheten (densitet) av skott av *C. aspera* eller *C. tomentosa*, skottmedelhöjd, täckningsgrad av olika arter, påväxtalger och antal snäckor.



*Figur 11. Snorkelinventering av transekt A, återplantering av C. aspera den 2021-07-01. När man inventerar i grunda vatten är det viktigt att undvika att röra sedimentet och förorsaka grumling.
Foto: C. Faithfull*

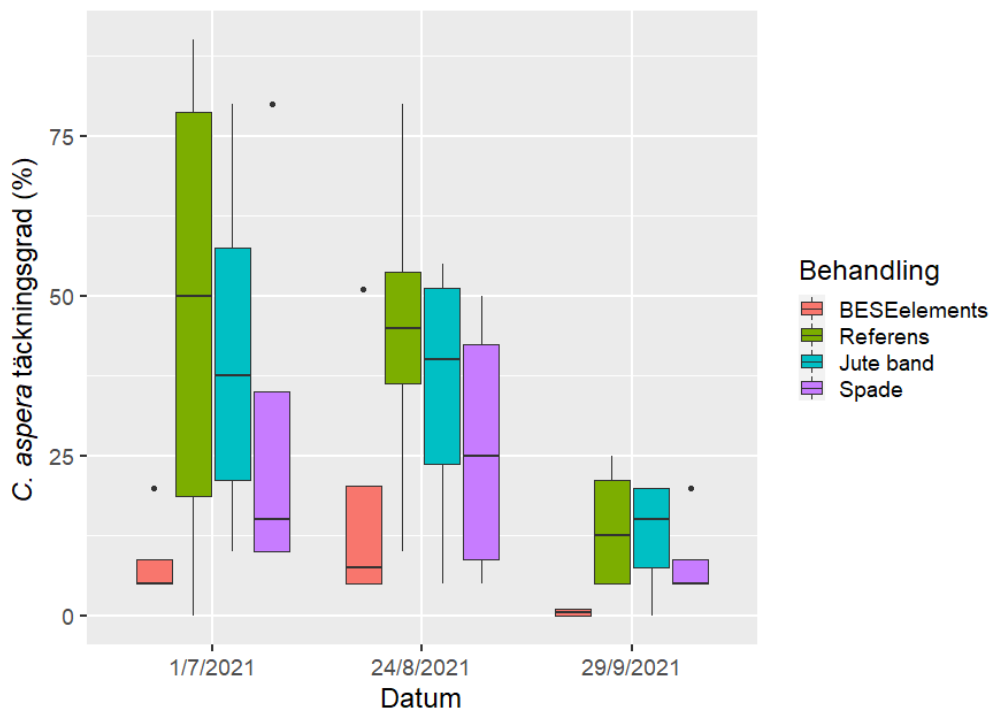
2.3. Statistik

Efter prövning för normalitet och variansernas homogenitet, användes two way repeated measures ANOVA för att belysa statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar över tid. Responsvariabler var skotthöjd, skottdensitet, och täckningsgrad av undervattensvegetationsarter i varje försöksruta. Vi undersökte om det fanns skillnader i täckningsgrad beroende på behandling inom respektive transekt. I de fall det inte fanns någon signifikant skillnad mellan behandlingarna kombinerades data från samtliga behandlingar för att återge genomsnittlig täckningsgrad över tid. Vi räknade också antalet snäckor samt graden av påväxt på varje försöksruta för att kolla om de skiljde sig mellan olika behandlingar och ifall de påverkade våra responsvariabler. $P = 0.05$ sattes som gräns för signifikanta skillnader.

3. Resultat och utvärdering av återplanteringsförsök

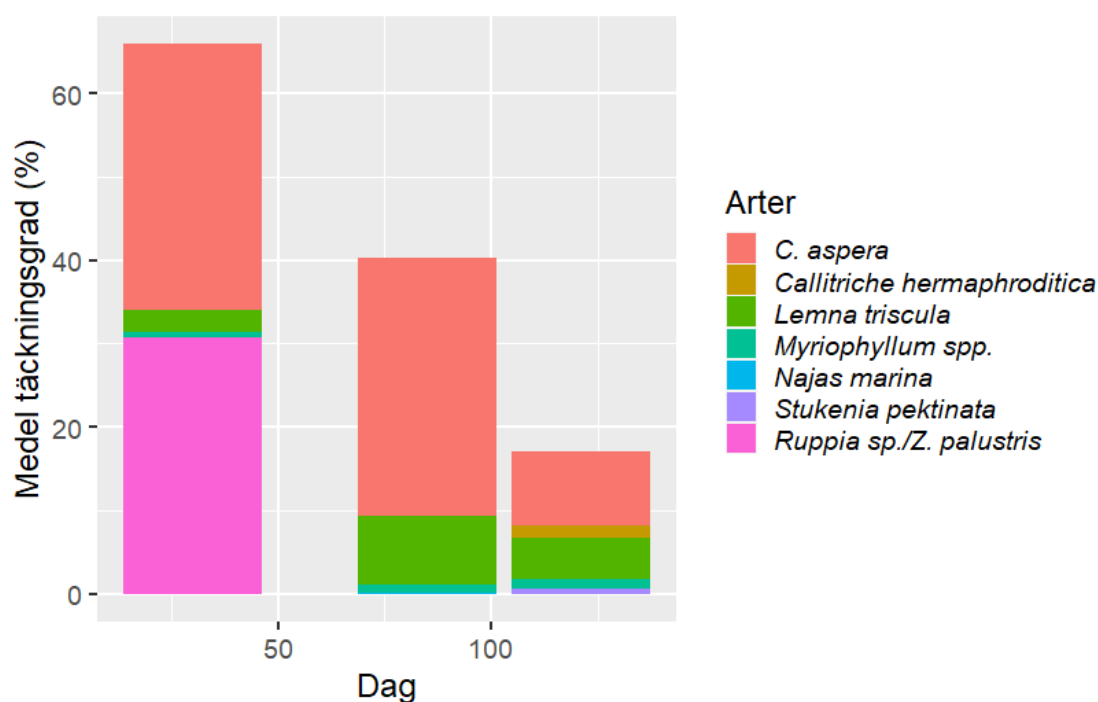
3.1. Återplanteringsförsök *C. aspera* (Transekt A)

Ingen av återplanteringsbehandlingarna hade en positiv effekt på skotthöjd, skottdensitet eller täckningsgrad av *C. aspera* i jämförelse med referens rutorna (Repeated measures ANOVA, $P > 0,05$). Täckningsgraden av *C. aspera* planterade med BESE elements[®] var även lägre än i referensrutorna (figur 12). Detta kan inte förklaras med en ökad täckningsgrad av trådformiga alger eller ökat antal snäckor, eftersom det inte heller fanns några sådana skillnader mellan behandlingarna. Eftersom vi använde en uppsättning av BESE elements[®] med tre lager, är det möjligt att utrustningen skuggade *C. aspera* för mycket. Detta då *C. aspera* var lågvuxen i återplanteringsområdet och kransalger ofta har mer biomassa längre ned på plantan, vilket gör att de är känsliga för tillgången till ljus (Blindow, 2000).



Figur 12. Boxplot av täckningsgrad av *C. aspera* med olika återplanteringsmetoder över tid.

Vegetationssamhället förändrades över tid. Täckningsgraden för *C. aspera* blev lägre över tid i alla behandlingar (Repeated measures ANOVA, $F_{1,40} = 6.85$, $P = 0,0125$). *C. aspera* var den mest abundanta arten över alla provtagningsdagar, men *Zannichellia palustris* och hårnating (*Ruppia* spp.) hade en hög täckningsgrad i juni men försvann över sommaren och var helt borta i september. Havsnajas (*Najas marina*) och höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*) var bara närvarande i september (figur 13).



Figur 13. Stapeldiagram av medeltal för täckningsgrad av undervattensvegetationsarter i procent över tid i *C. aspera* återplanteringsstransekten från dag 30 (1-juli-2021) till dag 121 (29-sept-2021).

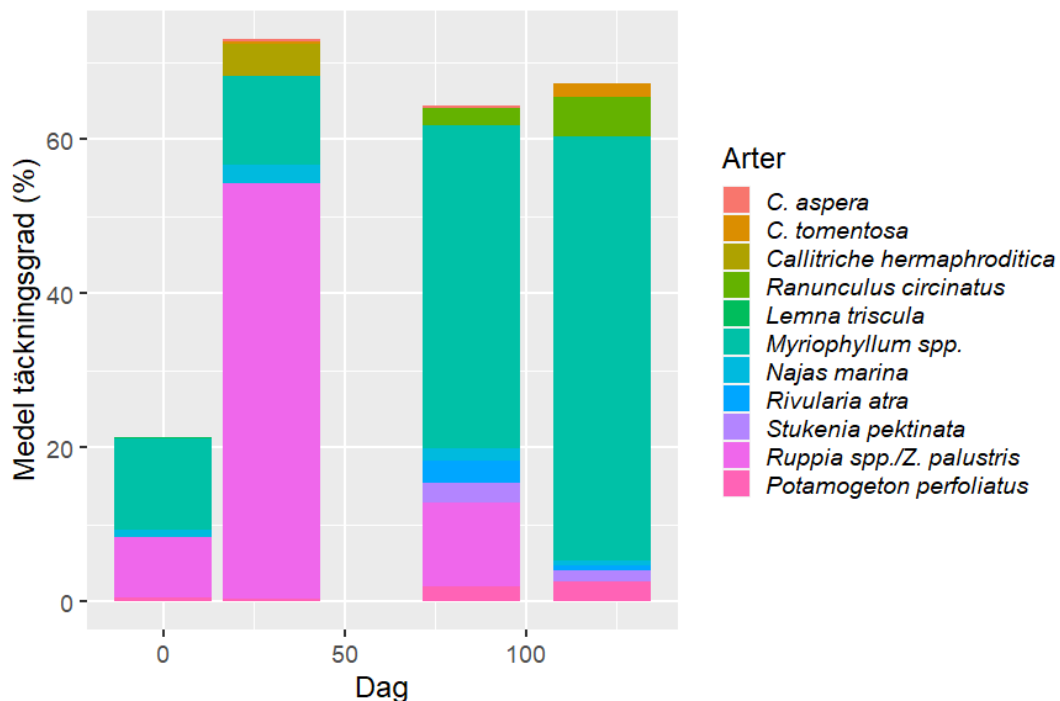
Återplanteringsområdet var en dumpningsvall i mitten av en *C. aspera*-äng. Dumpning utfördes 2018. Den 28 augusti 2021 hade *C. aspera* återhämtat sig till ungefär hälften av täckningsgraden som i den ostörda delen av ängen (Referens donatorområde, medel \pm standardavvikelse *C. aspera* täckningsgrad: $91 \pm 1,2$ %; *C. aspera* återplanteringsområde, medel \pm standardavvikelse: 45 ± 15 % täckningsgrad).

3.2. Återplanteringsförsök *C. tomentosa* (Transekt B)

Återplanteringen av *C. tomentosa* misslyckades med bara några få skott som överlevde i transplanteringsrutorna den 28 augusti som sedan var borta vid inventeringstillfället den 29 september. BESE elements[©] var den enda

återplanteringsmetoden som användes, och trots några *C. tomentosa*-skott i augusti, lyckades inga plantor etablera sig. Det kan delvis bero på att tre lager BESE-elements[®] skuggade *C. tomentosa* för mycket, eftersom kransalger har mycket biomassa nära sedimentet och därför är känslig för dålig ljusstillgång (Blindow, 2000).

Växtligheten varierade över säsongen i fas med återplanteringsområdet för *C. aspera*, med en förhållandevis hög abundans av *Ruppia* spp. och *Z. palustris* under tidig sommar, medan *C. hermaphroditica* blev vanligare mot slutet av augusti och september (figur 14). I motsats till de andra transekterna var vegetationstäkningsgraden i detta återplanteringsområde högst i september och lägst i juni (figur 14). Den låga täckningsgraden av vegetation i juni var anledningen till att detta område valdes som en lämplig återplanteringsplats för *C. tomentosa*.

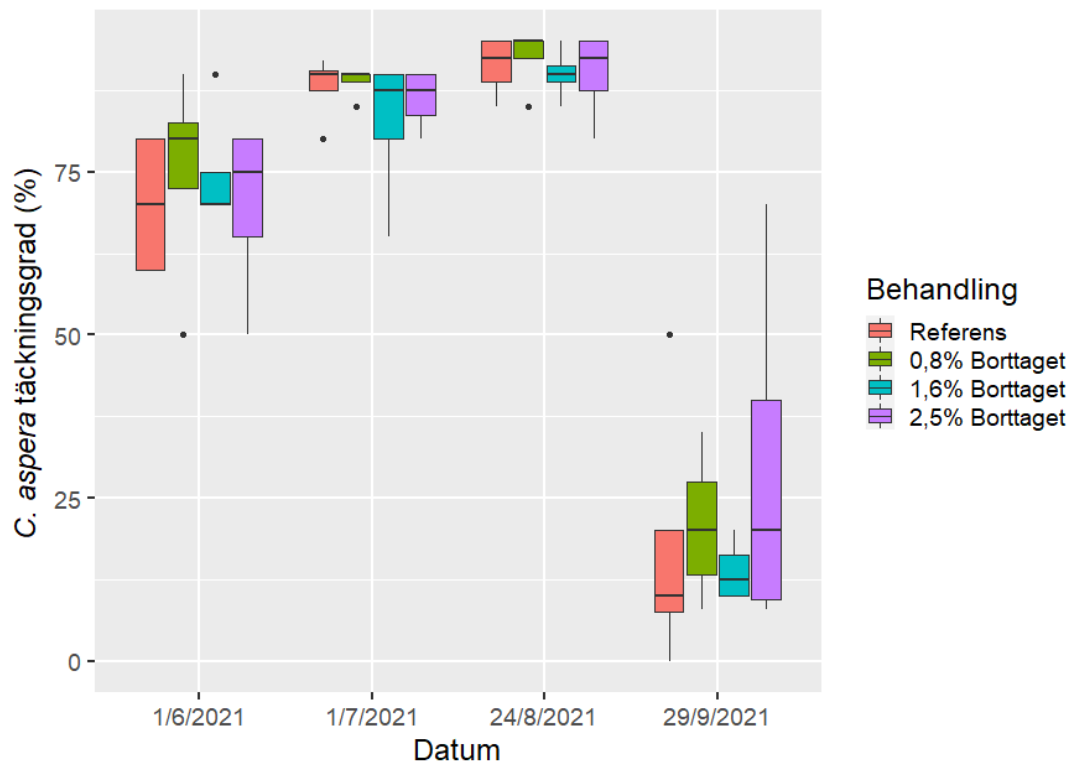


Figur 14. Stapeldiagram av medeltal för procentuell täckningsgrad av olika arter av undervattensvegetation över tid i *C. tomentosa* återplanteringsstransect från dag 0 (1-juni-2021) till dag 121 (29-sept-2021).

3.3. Donatorområden (Transect C)

Att ta bort upp till 2.5 % *C. aspera* från en yta på 1 m² hade ingen effekt på ängen med avseende på skillnader i täckningsgrad, skottdensitet eller skotthöjd mellan donator- och kontrollrutor (Repeated measures ANOVA: Täckningsgrad: P = 0,971 Skottdensitet: P = 0,821, Skotthöjd: P = 0,746). Skotthöjden ökade över tid till ett maximum den 24 augusti. Men den 29 september hade skotthöjden (Repeated

measures ANOVA, $F_{1,48} = 9,90$, $P < 0,003$) minskat och *C. aspera* höll på att lossna från sedimentet (figur 15 och 16). Det var oklart om den högre graden av bar yta utan vegetation den 29 september ($60 \% \pm 6$, Repeated measures ANOVA, $F_{1,48} = 4,90$, $P=0,0316$, figur 15) var en orsak av naturliga faktorer, såsom betande fåglar eller vågeffekter, eller om det var skador från till exempel båttrafik, men själva behandlingarna påverkade inte graden av bart sediment ($P = 0,820$).



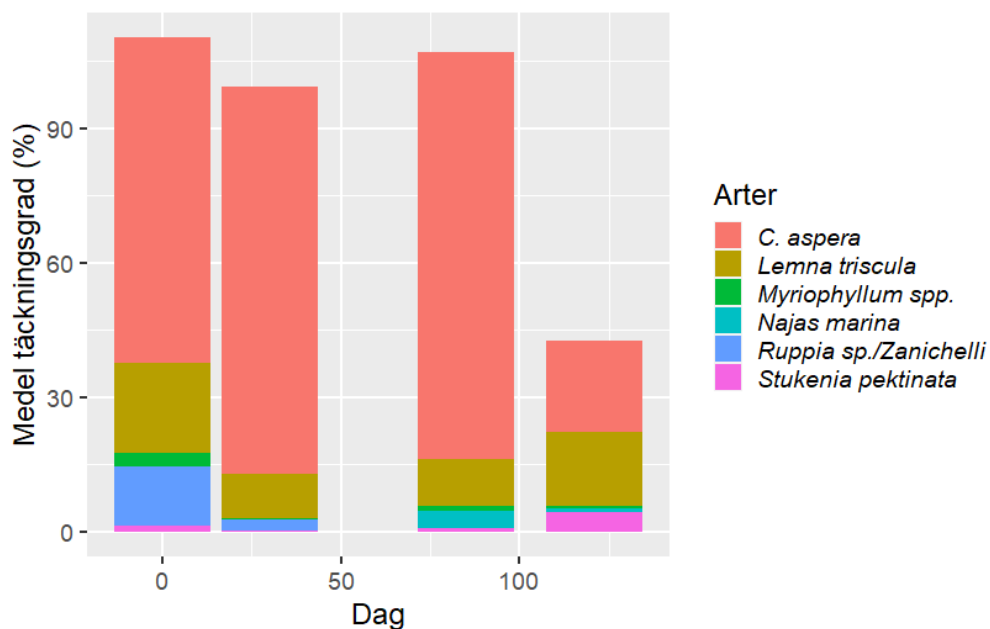
Figur 15. Boxplot av täckningsgrad av *C. aspera* i olika behandlingar över tid. Resultaten från 1/6/2021 är innan borttagning av *C. aspera*-plantor.

Resten av *C. aspera*-ängen visade inte lika tydlig störning av sedimenten jämfört med donatorstransekten. Därför tror vi att båttrafik eller fågelbetning i samband med bojar för transektsmarkering kan ha orsakat den ökade störningen. Vi vet att en båt åkte nära bojarna den 26 aug. Det skulle vara värdefullt med en uppföljning av detta område nästa år för att se om *C. aspera*-ängen kan återhämta sig från den 70 procentiga minskningen i täckningsgrad (från $91 \% \pm 1,2$ till $20 \% \pm 4,6$ täckningsgrad) orsakad av den sedimentstörningen (figur 16).



Figur 16. Den 29 september var det en kraftig sedimentstörning längs donatortransekten av *C. aspera*, med ca 70 % av plantorna borta och med en sedimentstörning ned till 15 cm djup. Se text för mer information.

C. aspera hade en hög täckningsgrad och var den mest abundanta arten över alla provtagningsdagar (figur 17). Däremot förändrades delar av vegetationssamhället över tid. *Z. palustris* och *Ruppia* spp. hade högre täckningsgrad i juni men försvann över sommaren och var helt borta i september. *N. marina* var också en art som bara förekom fram till den 29 augusti.



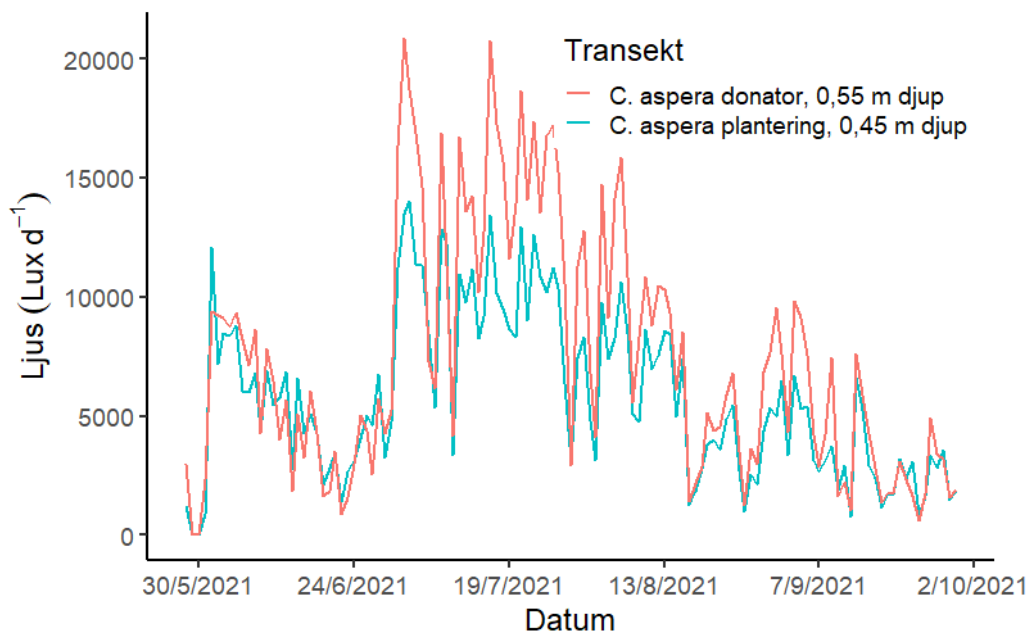
Figur 17. Medeltäckningsgrad (%) för alla behandlingar ($n = 16$) av undervattensvegetation längs donatortransekten från dag 0 (1-juni-2021) till dag 121 (29-sept-2021).

3.4. Ljus och temperatur

Återplanteringsområden för *C. aspera* hade ca 22 % mindre ljus (lux) än donatorområdet (t-test, $P = 0,003$, figur 18), fast återplanteringsområdet var grundare än donatorområdet. Mindre ljus i återplanteringsområdet kan ha orsakats av mindre täckningsgrad av vegetation, högre turbiditet och närhet till en muddringsränna. Grumlingen var särskilt hög efter första provtagningsdatumet den 31 maj, eftersom etableringen av själva transekterna också orsakade en del grumling (Tabell 1).

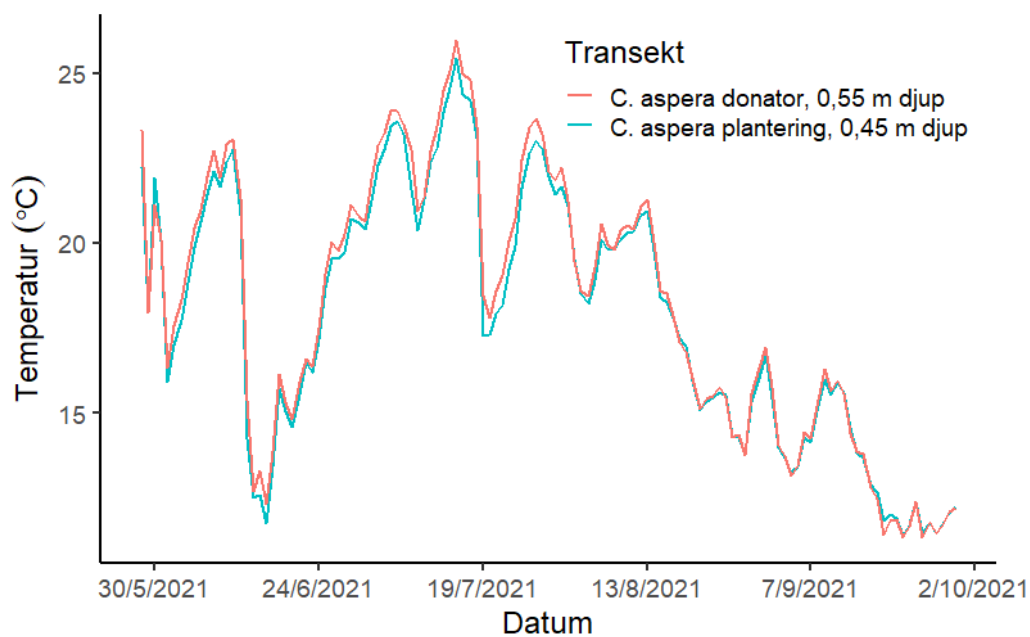
Tabell 1. Turbiditet (FNU, Formazin Nephelometric Unit), pH, salinitet (PSU) och temperatur (°C) på provtagningsdagar i Siviksfjärden.

Date	pH	FNU	PSU	Temp (°C)
2021-05-31	8.3	400	4.8	15.8
2021-06-01	8.1	4.2	4.8	15.0
2021-06-02	8.1	6.0	4.8	16.2
2021-07-01	9.1	3.1	3.9	17.2
2021-08-24	6.7	1.3	3.9	14.0
2021-09-29	7.7	1.8	4.0	12.0



Figur 18. Medelljus per dag (Lux d⁻¹) över försöksperioden. Ljusloggers fanns på varje transekt, men på lite olika djup.

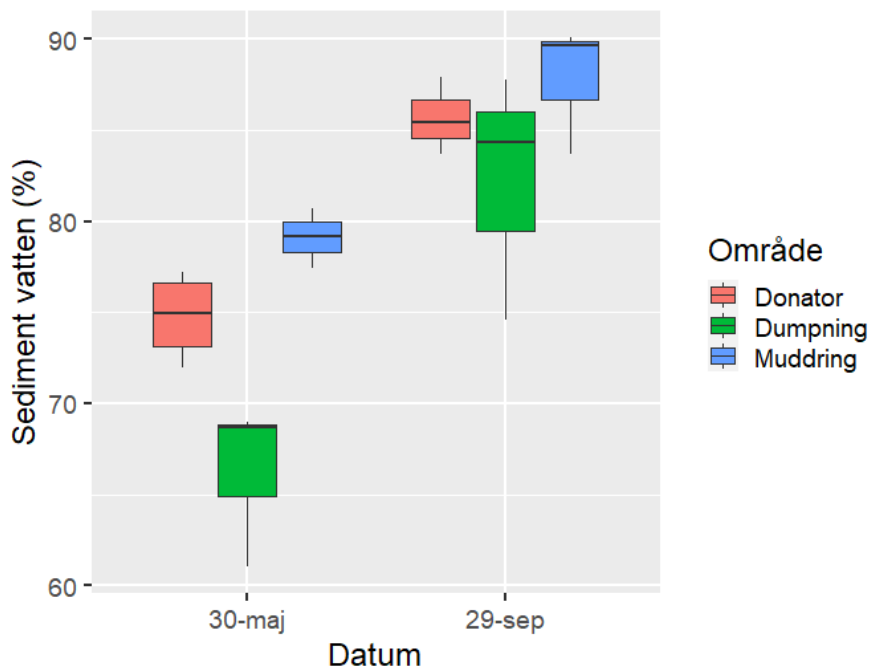
Temperaturen var liknande mellan donator- och återplanteringsområdet över sommaren (t-test, $P=0,566$, figur 19).



Figur 19. Medeltemperatur per dag under återplanteringsperioden.

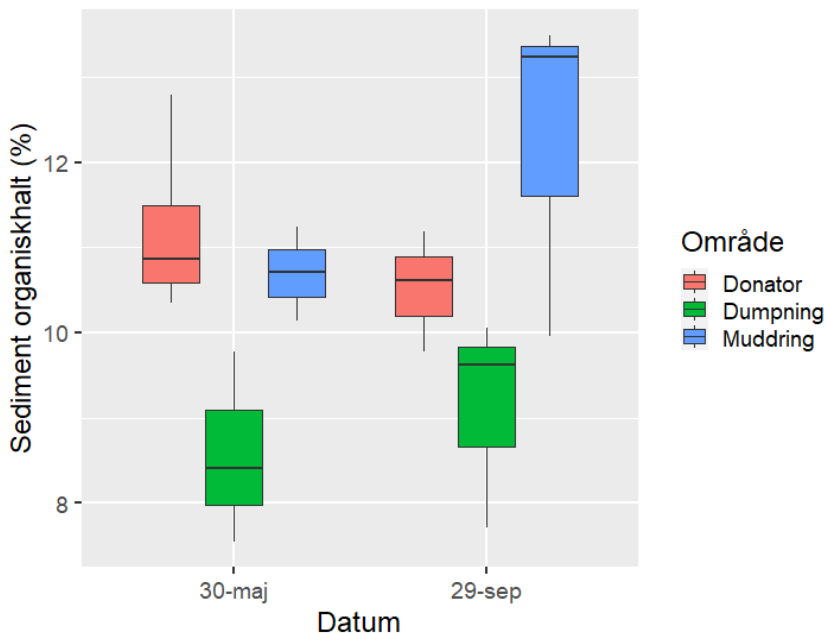
3.5. Sediment

Vattenhalten i sedimentet var högre i slutet av september än i början av växtsäsongen den 30 maj (Two way ANOVA, $F_{1,13} = 44,22$, $P < 0,001$). Dessutom var vattenhalten i sedimentet från dumpningsvallen, som också utgjorde vårt återplanteringsområde för *C. aspera*, lägre än vattenhalten i sedimentet i både donatorområdet och muddringsrännan (Two way ANOVA, $F_{2,13} = 8.97$, $P = 0,004$, figur 20).



Figur 20. Procent vattenhalt i sediment från dumpningsvallen (transekt A), muddringsrännan (transekt C) och donator (transekt C) inom Siviksfjärden (se figur 5 för närmare positionering).

Andelen organiskt material (%) i sedimentet var också lägre i dumpningsvallen än i muddringsrännan eller donatorområdet (Two way ANOVA, $F_{2,13} = 8.11$, $P = 0,005$), men det finns ingen skillnad över tid (figur 21).



Figur 21. Procent organiskt material i sedimentet från dumpningsvallen (transekt A), muddringsrännan (transekt C) och donator (transekt C) inom Siviksfjärden (se figur 5 för närmare positionering).

Det var ingen skillnad i kornstorlek mellan de tre olika sedimentprovområdena. *C. aspera* återplanteringsområdet, som utgjordes av dumpat material, hade lägre organisk halt och lägre vattenhalt, vilket är kopplat till större kornstorlek och mindre andel silt i sedimentet (Frenzel m.fl., 2009). Detta kanske beror på att dumpningsvallens sediment härstammar från djupare sedimentlager som var mindre rikt på organiskt material. Den lägre organiska halten i sedimentet kanske kvarstår, eftersom det finns mindre vegetation på dumpningsvallen och botten har en lägre grad av omsättning och nedbrytning. Eftersom muddring och dumpning utfördes 2018 är det troligt att vegetationen inte återhämtat sig till normala nivåer av omsättning och nedbrytning av organiskt material på dumpningsvallen. Detta belyser att dumpning kan ha långsiktiga effekter (minst tre år) på de abiotiska förhållandena.

C. aspera växer både på botten med silt och sand och är tålig mot vågor, is och vattenståndsvariationer (Kovtun m.fl., 2011). Däremot är *C. tomentosa* mindre tålig mot vågexponering och finns oftast på botten av silt i skyddade vikar (Kovtun m.fl., 2011). Kransalger är känsliga mot förändringar i sediment-silthalt och kornstorlek. Mjukbotten med finkornigt sediment och en blandning av silt-lera eller silt med organiskt material föredras, men *C. aspera* finns också på sandiga sediment (Kovtun m.fl., 2011).

3.6. Tidsåtgången

Den mest effektiva återplanteringsmetoden var den enklaste och billigaste (Tabell 2) – det vill säga att gräva upp en ruta av *C. aspera* med en spade och sedan transportera den försiktigt till återplanteringsstället, så att så mycket sediment som möjligt fanns kvar, och därefter plantera ut kransalgerna med spaden. Detta funkar praktiskt bäst när donator- och återplanteringsområdena är nära varandra. Det var problematiskt med transport av *C. aspera*-mattor tillsammans med sediment eftersom sedimentet var väldigt finkornigt (lera), och löstes upp när man flyttade den till en back och täckte materialet med ett lager av vatten. BESE-elements[©]-planteringen var klart dyrast eftersom en ca kvadratmeter BESE-elements[©] kostade 515 kr. Dessutom tog denna plantering längre tid än plantering med spade, men kortare tid än plantering med juteband.

Tabell 2. Den uppskattade tidsåtgången och pris för utrustning för olika planteringsmetoder. All materialkostnad är engångskostnader, förutom juteband och BESE-elements[©] som är per m². Om återplanteringsområdet är beläget långt ifrån donator-området tillkommer tid och kostnader för transport. Persontid är totala tiden för alla personer per m² återplanterad *C. aspera*, med rutin och träning kan tiden minska. *Uppskattad kostnad för tid och förbrukningsvaror listas i kolumn längst till högre i kr m⁻² återplanterad *C. aspera*. Det baseras på en timkostnad av 500 kr/timme per fältarbetande person.

Metod	Antal personer	Utrustning	Uppskattad material kostnad	Uppskattad persontid m ⁻²	*Uppskattad kostnad tid +förbrukningsvaror* kr m ⁻²
Spade	2	Spade	200	30 min	250
		Snorkelutrustning	10 000		
Juteband	3	Spade	200	90 min	800
		Snorkelutrustning	10 000		
		Juteband (m ²)	50		
		Back	100		
		Båt	100 000		
BESE elements [©]	2	Spade	200	60 min	1015
		Snorkelutrustning	10 000		
		BESE elements [©] (m ²)	515		
		Stand up paddle bräda	4000		

3.7. Sammanfattning av resultaten

Är det möjligt att återställa arten och habitatet?

Inga av våra (aktiva) återplanteringsmetoder gav en ökad täckningsgrad av *C. aspera* som översteg den naturliga (passiva) återetableringsgraden (figur 12).

Ökar överlevnad och utväxt om sediment flyttas tillsammans med växterna?

Återplantering av *C. aspera* med sediment, till exempel med spade, ökade inte täckningsgraden av *C. aspera* mer än den naturliga återetableringsgraden.

Ökar överlevnad om växterna är förankrade?

Att använda BESE- elements[©] som återplanteringshjälp var misslyckat, och den metoden uppvisade lägst täckningsgrad av *C. aspera* av alla behandlingar. Även behandling och återplantering av *C. tomentosa* misslyckades med BESE-elements[©]

(figur 14). Återplantering med juteband ökade inte överlevnaden av flyttad *C. aspera* mer än den naturliga återetableringsgraden. Spigg (*Gasterosteidae*) grävde sig under jutebandet och gjorde att bandet låg inte helt platt mot sedimentet. Återplantering med spade var växterna var inte förankrade var inte värre eller bättre än referensrutorna (ingen behandling).

Vilken metod (vilka metoder) är mest tids- och kostnadseffektiv(a)?

Plantering med spade var den enklaste och billigaste metoden för återplantering – det vill säga att gräva upp en ruta av *C. aspera* med sediment med en spade och sedan transportera den försiktigt till återplanteringsstället, så att så mycket sediment som möjligt fanns kvar, och därefter plantera ut kransalgerna med spade. Detta fungerar praktiskt bäst när donator- och återplanteringsområdena är nära varandra.

Hur påverkas donatorområden av kransalgsborttagning?

Att använda en naturlig *C. aspera*-äng som donatorområde störde inte integriteten av ängen upp till nivåer av borttagning motsvarande 2.5 % av *C. aspera* inom en yta av en kvadratmeter (figur 15). Detta visar att den naturliga ängen har en motståndskraft till en viss störning, men vid provtagning i september noterades en kraftig störning av *C. aspera*-donatortransekten, med upp till 70 % av plantorna försvunna och sedimentstörning ned till 15 cm djup (figur 15). Det är oklart om den störningen var naturlig, men vi rekommenderar att området följs upp under nästa år för att följa återhämtning av ängen.

Hur förändrades vegetations artsammansättningen från maj-september i återplanterings- och donatorområdet?

Det skedde en uppenbar förändring i vegetationstäckningsgrad över provtagningsperioden i alla behandlingstransekterna. *C. aspera* formade heltäckande mattor omkring muddrings- och dumpningsområdena från maj-september (figur 5) och i donatorområdet var täckningsgraden av *C. aspera* relativt stabil över hela säsongen (figur 17). Områden med bart sediment i början av juni förändrades till heltäckande mattor av *Ruppia* spp. i juli, särskilt i återplanteringsområdena. *Z. palustris* var också mest abundant i juli. *Ruppia* spp. och *Z. palustris* var i princip borta i slutet av augusti.

4. Rekommendationer

De viktigaste slutsatserna från dessa återplanteringsförsök är att återplantering av *C. aspera* och *C. tomentosa* både är svårt och dyrt och att försöken med de metoder som användes i denna undersökning ej blev lyckade. Därför bör man iaktta speciell försiktighet vad gäller områden med *C. aspera* och *C. tomentosa* och aktiviteter som orsakar störning eller förstörelse av kransalgsängar bör undvikas.

Ingen metod för återplantering som prövades i detta försök ökade täckningsgraden av kransalger mer än den naturliga återkoloniseringen. Det är möjligt att det finns andra sätt att återplantera *C. aspera*, men dessa metoder skulle i så fall behöva utprovas och vidareutvecklas. Vi valde noggrant några metoder som vi trodde att skulle fungera. Metoder som plantering med vikter eller med gips som förankring (Rohal m.fl., 2021) var uteslutna då rhizomerna av *C. aspera* bildar tajta mattor i sedimentet vilket gör det omöjligt att särskilja enskilda skott utan att skada växten. Vi har också uteslutit metoder som innesluter rhizomerna i jutepåsar eller i torvkrukor (Rohal m.fl., 2021) eftersom det bli svårt för *C. aspera* att sprida sig när rhizomerna är bundna i till exempel jute och saknar direktkontakt med sedimentet. Även om jute och torvkrukor bryts ner naturligt över tid liknar deras egenskaper inte de siltrika sedimentet som finns i viken och det är oklart hur länge nedbrytningen skulle ta i en miljö som kan ha syrebrist under delar av året. Dessa metoder är också mer tidskrävande än de metoder som vi testade (Rohal m.fl., 2021). Även om plantering med spade (handplantering) inte lyckades i vårt försök var det den snabbaste och billigaste metoden och den har fungerat tidigare i andra projekt, men för mer ”tåligare” typer av undervattensvegetation. ”Tåliga” arter som *P. perfoliatus*, *Ruppia* spp och *Myriophyllum* spp. verkar ha lättare att etablera sig i fysiskt påverkat sediment, exempelvis i muddringsrännor (se figur 13 som exempel) och återplantering av dessa arter har lyckats i flera projekt (Chao m.fl., 2021; Rohal m.fl., 2021).

Plantering med hjälp av BESElements[®] var i vårt fall klart sämst, både pris- och resultatmässigt. Kvadratmeterskostnaden för själva BESElements[®] var 515 kr och uppskattad persontid per meter var det dubbla om man jämför med plantering med spade. Täckningsgrad av *C. aspera* vid behandling med BESElements[®] var lägre än i referensrutorna utan återplantering. Eftersom ingen ökning av förekomst av snäckor eller trådalger kunde påvisas som en konsekvens av behandlingarna så kan en orsak ha varit att BESElements[®] skuggade *C. aspera* för mycket för att de

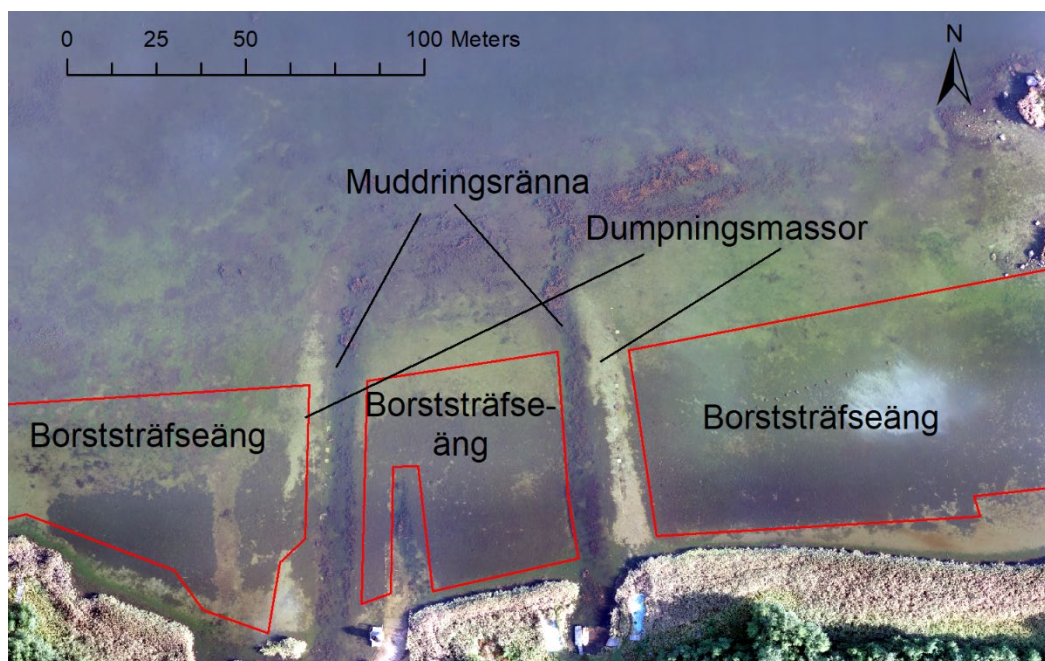
skulle kunna etablera sig. Vi rekommenderar inte tre lager BESElements[®] vid framtida försök att återetablera kransalger, dock kunde det kanske fungera bättre med ett eller två lager då det skulle skugga plantorna mindre, även om detta kanske inte skulle hålla kvar skotten vid sedimentet lika bra. Dock eftersom området var väldigt vågskyddat var kvarhållning av skott inte ett problem i detta fall, men kan vara problematiskt om *C. aspera* skulle planteras i mer exponerade lägen.

Det kan vara värt att undersöka andra återplanteringsmetoder, särskilt för *C. tomentosa*, som vi bara testplanterade med BESElements[®]. Till exempel plantering med spade, eller användning av ett plaströr med ca 20 cm diameter som kan tryckas ned i sediment för att ta upp både sediment, rhizoider och plantor och sen tryckas ned igen i sedimentet på återplanteringsområdet. De metoder kanske skulle fungera på *C. tomentosa* som är en kraftigare kransalg än *C. aspera*.

Dumpningsområdet skilde sig från donatorområdet med mindre ljustillgång och lägre halt organiskt material i sedimentet. Mattor av *C. aspera* förhindrar resuspension av sediment och bidrar till en ökad mängd organisk material i sedimentet (Chao m.fl., 2021). Förmodligen bidrar den lägre täckningsgraden av *C. aspera* på dumpningsvallen till skillnader i ljustillgång och mindre organiskt material i sedimentet, men det kan också bero på isskrapning under vintern för att dumpningsvallen var lite grundare än själva *C. aspera*-ängen. Samtidigt förhindrar den lägre ljustillgången och låga halten organiskt material förmodligen etableringen av *C. aspera* på dumpningsvallen, eftersom kransalger är direkt beroende av ljustillgången och föredrar sediment med hög halt organiskt material (Blindow, 2000; Kovtun m.fl., 2011).

Dumpningsvallen var vid försökstillfället tre år gammal och *C. aspera* hade återhämtat sig till ungefär hälften av täckningsgraden jämfört med den ostörda delen av ängen. Återetablering av ålgräs ses som otillförlitlig och uteblir ofta (Erftemeijer och Lewis Iii, 2006). Men det finns ytterst lite information om återetablering av kransalger efter störning. Det skulle vara intressant att följa utvecklingen av *C. aspera* på dumpningsvallen framöver, det vill säga om den helt kommer att återhämta sig och hur många år tar det att nå samma täckningsgrad som det var innan dumpning. Dumpning av muddringsmassor i vatten är förbjudet i Sverige, men dispens ges regelbundet, och dumpning är den största åtgärd för sediment disposition volymmässigt i Sverige (Bruce m.fl., 2021).

Muddringsrännan var mest koloniserad av ettåriga arter som *Myriophyllum* spp. och *S. pectinata* (figur 22), men det utfördes ingen systematisk inventering av muddringsrännan. Det skulle vara intressant att undersöka om muddringsrännan också återkoloniserar av *C. aspera*, eller om den högvuxna ettåriga vegetationen förhindrar återväxt av *C. aspera* i området.



Figur 22. Lägesbild av Siviksfjärden 28 augusti 2021. *C. aspera* ängar är markerade med röda polygoner. Foto: P. Nordling. Ortofoto bildas med Agisoft.

Även om de tre metoderna som provats för återplantering av *C. aspera* och en metod för *C. tomentosa* inte var särskilt framgångsrika, så har denna studie bidragit med kunskap om flera alternativa återplanteringsmetoder som skulle vara intressanta att prova med *C. tomentosa* och värdefull information om metoder som inte fungerar. Att utveckla återplanteringsmetoder tar tid. Exempelvis så utvecklas fortfarande metoder för återplantering av ålgräs trots att försök med restaurering av ålgräs har pågått i över 20 år (Moksnes m.fl., 2016). Informationen som presenteras här om pris och tidsåtgång för de olika metoderna är också värdefull för planering av framtida återplanteringsförsök. Rapporten har också bidragit till kunskap om hur vegetationssamhällen i en muddringsrännan, dumpningsvall och en naturlig *C. aspera* äng förändras över en växtsäsong.

Östersjön är förmodligen en av de största kransalgshabitaten på jorden, då kransalger är vanligast i sötvatten och brackvatten och har minskat kraftigt i utbredning (Blindow, 2000; Pitkänen m.fl., 2013). Kransalger stabiliserar sediment, förhindrar grumling, förbättrar vattenkvaliteten och fastsätter näring i sedimenten (Pelechaty m.fl., 2006; Chao m.fl., 2021). De har också en viktig funktion som fiskuppväxtområden, habitat och föda för ryggradslösa djur och födosöksområden för fåglar och fisk (Snickars m.fl., 2010; Sundblad och Bergström, 2014). De är även lämpliga indikatorarter, eftersom de är känsliga mot övergödning, fysisk störning och förändringar i exponeringsgrad (Torn m.fl., 2010; Hansen och Snickars, 2014). Alla dessa egenskaper kopplade med att det är svårt och dyrt att återetablera kransalgängar gör att vi tillsammans har ett ansvar att

skydda kransalgsängar i Östersjön för att säkra ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster i grunda områden för framtiden.

Tack

Stort tack till Carlos Paz von Friesen som hjälpte till med att göra GeoTIFF-filer från drönbilder.



Figur 23. Äng av Ruppia spp. 1 juli 2021 i Siviksfjärden, ca 45 cm djup.

Referenser

- Berger, J. och Schagerl, M. 2003. Allelopathic activity of chara aspera. *Hydrobiologia*, 501, 109-115.
- Blindow, I. 2000. Distribution of charophytes along the swedish coast in relation to salinity and eutrophication. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 85, 707-717.
- Blindow, I., Möllmann, N., Boegle, M. G. och Schütte, M. 2009. Reproductive isolation in chara aspera populations. *Aquatic botany*, 91, 224-230.
- Bradshaw, A. D. 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 3-9.
- Bruce, P., Bradshaw, C., Ohlsson, Y., Sobek, A. och Christiernsson, A. 2021. Inconsistencies in how environmental risk is evaluated in Sweden for dumping dredged sediment at sea. *Frontiers in Marine Science*, 1556.
- Chao, C., Wang, L., Li, Y., Yan, Z., Liu, H., Yu, D. och Liu, C. 2021. Response of sediment and water microbial communities to submerged vegetation restoration in a shallow eutrophic lake. *Science of The Total Environment*, 801, 149701.
- Ertfemeijer, P. L. och Lewis III, R. R. R. 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine pollution bulletin*, 52, 1553-1572.
- Frenzel, P., Borrmann, C., Lauenburg, B., Bohling, B. och Bartholdy, J. 2009. Environmental impact assessment of sediment dumping in the southern Baltic Sea using meiofaunal indicators. *Journal of Marine Systems*, 75, 430-440.
- Gagnon, K., Christie, H., Didderen, K., Fagerli, C. W., Govers, L. L., Gräfnings, M. L., Heusinkveld, J. H., Kaljurand, K., Lengkeek, W. och Martin, G. 2021. Incorporating facilitative interactions into small-scale eelgrass restoration—challenges and opportunities. *Restoration Ecology*, e13398.
- Hammar, L., Magnusson, J., Rosenberg, R. och Granmo, Å. 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning – en litteratursammanställning. *Naturvårdsverkets Rapport 5999*.
- Hansen, J. P. och Snickars, M. 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia*, 738, 171-189.
- Hansen, J. P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å. N., Donadi, S., Eriksson, B. K. och Eklöf, J. S. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio*, 48, 539-551.

- Henricson, C., Sandberg-Kilpi, E. och Munsterhjelm, R. 2006. Experimental studies on the impact of turbulence, turbidity and sedimentation on chara tomentosa l. *Cryptogamie-Algologie*, 27, 419-434.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P. och Östman, Ö. 2020. Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer: En syntes av grumlingens dos och varaktighet.
- Kotta, J., Torn, K., Paalme, T., Rätsep, M., Kaljurand, K., Teeveer, M. och Kotta, I. 2021. Scale-specific patterns of the production of the charophyte chara aspera in the brackish baltic sea: Linking individual and community production and biomass growth. *Frontiers in Marine Science*.
- Kovtun, A., Torn, K., Martin, G., Kullas, T., Kotta, J. och Suursaar, Ü. 2011. Influence of abiotic environmental conditions on spatial distribution of charophytes in the coastal waters of west estonian archipelago, baltic sea. *Journal of Coastal Research*, 412-416.
- Kraufvelin, P., Bergström, L. och Bryhn, A. 2018a. Relationships between human activities and marine ecosystem services.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A., Kling, J. och Olsson, J. 2021a. Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. . *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:27*.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A. och Olsson, J. 2021b. Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:28*.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E. J. och Celmer, Z. 2018b. Essential coastal habitats for fish in the baltic sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204, 14-30.
- Kufel, L. och Kufel, I. 2002. Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes—a review. *Aquatic botany*, 72, 249-260.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R. och Granhag, L. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i sverige.
- Moksnes, P.-O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S. och Infantes, E. 2016. Handbok för restaurering av ålgräs i sverige: Vägledning.
- Pelechaty, M., Pelechata, A., Pukacz, A. och Burchardt, L. 2006. Interrelationships between macrophytes (including charophytes) and phytoplankton and the ecological state of lakes. *Ecology & Hydrobiology*, 6, 79-88.
- Pitkänen, H., Peuraniemi, M., Westerborn, M., Kilpi, M. och von Numers, M. Long-term changes in distribution and frequency of aquatic vascular plants and charophytes in an estuary in the baltic sea. *Annales Botanici Fennici*, 2013. JSTOR, 1-54.
- Rohal, C. B., Reynolds, L. K., Adams, C. R., Martin, C. W., Latimer, E., Walsh, S. J. och Slater, J. 2021. Biological and practical tradeoffs in planting techniques for submerged aquatic vegetation. *Aquatic Botany*, 170, 103347.
- Sandström, A., Eriksson, B. K., Karås, P., Isæus, M. och Schreiber, H. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a baltic sea archipelago area. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34, 125-130.
- Schreiber, H., Engdahl, A. och Florén, K. 2020. Naturvärden i 26 havsvikar längs Gävleborgskusten. *Länsstyrelsen Gävleborg*.

- Selig, U., Eggert, A., Schories, D., Schubert, M., Blümel, C. och Schubert, H. 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the southern baltic sea. *Ecological indicators*, 7, 665-678.
- Snickars, M., Sundblad, G., Sandström, A., Ljunggren, L., Bergström, U., Johansson, G. och Mattila, J. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: Modelling requirements for the eurasian perch *perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series*, 398, 235-243.
- Sundblad, G. och Bergström, U. 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio*, 43, 1020-1028.
- Torn, K., Martin, G., Kotta, J. och Kupp, M. 2010. Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, coastal and shelf science*, 87, 27-32.
- Torn, K., Martin, G. och Paalme, T. Seasonal changes in biomass, elongation growth and primary production rate of *chara tomentosa* in the ne baltic sea. *Annales Botanici Fennici*, 2006. JSTOR, 276-283.
- Törnqvist, O. och Engdahl, A. 2012. Uppföljning av exploatering i kustzonen – rekommenderade geodata och analysmetoder. Metria och länsstyrelsen i norrbotten. *Länsstyrelsen i Norrbotten rapportserie nr 1*.
- Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, M. och Giljam, C. 2020. Fysisk störning i grunda havsområden – kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*.
- Van den Berg, M. S., Coops, H., Simons, J. och de Keizer, A. 1998. Competition between *chara aspera* and *potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany*, 60, 241-250.
- Havs och vattenmyndigheten, 2018. Muddring och hantering av muddermassor - vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. Miljöbalken. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*.

5. Bilaga

Tabeller över data från resultaten.

Tabell 3. *Chara aspera* donatorområdets medelvärden och standardavvikelse (SD) för alla uppmätta variabler över de fyra provtagningsomgångar (juni, juli, augusti och september), för de olika behandlingarna vid avlägsnande av *C. aspera* i donatorområde (transekt C). För växtarterna avser uppgifterna täckningsgraden (%).

	Referens (N = 16)	Bort 0.8 (N = 16)	Bort 1.6 (N = 16)	Bort 2.5 (N = 16)	Totalt (N = 64)
Trådalger (%)					
Medelvärde (SD)	2.56 (4.34)	2.00 (3.78)	1.38 (2.68)	2.19 (3.49)	2.03 (3.56)
Filamentous index					
Medelvärde (SD)	0.56 (0.51)	0.50 (0.52)	0.56 (0.51)	0.62 (0.62)	0.56 (0.53)
Antal snäckor					
Medelvärde (SD)	13.69 (12.46)	14.62 (14.43)	15.94 (15.86)	14.69 (12.97)	14.73 (13.68)
Bart sediment (%)					
Medelvärde (SD)	14.88 (28.68)	17.00 (29.91)	16.31 (28.79)	13.44 (28.00)	15.41 (28.19)
<i>C. aspera</i> skottantal					
Medelvärde (SD)	26.78 (9.23)	27.88 (9.35)	24.42 (9.51)	28.92 (9.99)	27.00 (9.37)
<i>C. aspera</i> skotthöjd					
Medelvärde (SD)	8.62 (3.82)	8.89 (3.55)	8.76 (3.56)	9.19 (4.03)	8.86 (3.66)
<i>C. aspera</i> (%)					
Medelvärde (SD)	66.69 (32.64)	69.25 (31.24)	65.31 (32.12)	68.94 (28.87)	67.55 (30.54)
<i>Lemna triscula</i> (%)					
Medelvärde (SD)	11.81 (6.75)	14.75 (14.02)	13.94 (9.59)	16.44 (11.56)	14.23 (10.69)
<i>Stukenia pectinata</i> (%)					
Medelvärde (SD)	1.81 (3.76)	1.69 (2.68)	1.00 (1.71)	2.19 (2.76)	1.67 (2.79)
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (%)					
Medelvärde (SD)	0.00 (0.00)	0.25 (0.77)	0.06 (0.25)	0.06 (0.25)	0.09 (0.43)

<i>Myriophyllum</i> spp. (%)					
Medelvärde (SD)	1.25 (1.69)	0.81 (1.38)	0.56 (1.31)	2.44 (4.26)	1.27 (2.53)
<i>Ruppia</i> sp./ <i>Zanichiellia palustris</i> (%)					
Medelvärde (SD)	3.75 (6.95)	1.56 (3.97)	5.31 (10.08)	5.00 (9.49)	3.91 (7.94)
<i>Najas marina</i> (%)					
Medelvärde (SD)	1.75 (4.81)	0.62 (2.50)	0.56 (1.31)	1.81 (4.31)	1.19 (3.49)
<i>Rivularia</i> spp. (%)					
Medelvärde (SD)	0.12 (0.34)	0.06 (0.25)	0.19 (0.54)	0.19 (0.54)	0.14 (0.43)
Svavelbakterier (%)					
Medelvärde (SD)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.31 (1.25)	0.08 (0.62)

Tabell 4. *Chara aspera* medelvärden och standardavvikelse (SD) för alla uppmätta variabler över de fyra provtagningsomgångar (juli, augusti och september), för de olika behandlingarna vid återplantering av *C. aspera* (transekt A). För växtarterna avser uppgifterna täckningsgraden (%).

	Bese (N = 12)	Referens (N = 12)	Jute (N = 12)	Spade (N = 12)	Totalt (N = 48)
Filamentous (%)					
Medelvärde (SD)	0.67 (1.07)	1.25 (2.86)	1.42 (1.88)	1.42 (2.84)	1.19 (2.24)
Filamentous					
Medelvärde (SD)	3.08 (4.23)	2.25 (2.96)	4.00 (4.43)	3.42 (4.17)	3.19 (3.91)
Antal snackor					
Medelvärde (SD)	45.92 (49.12)	28.75 (33.14)	34.50 (41.71)	30.33 (37.32)	34.88 (40.01)
<i>C. aspera</i> skotthöjd (mm)					
Medelvärde (SD)	7.81 (8.81)	13.15 (14.66)	4.73 (4.55)	8.81 (7.34)	8.62 (9.76)
<i>C. aspera</i> skottantal					
Medelvärde (SD)	13.53 (11.90)	22.02 (15.68)	19.35 (21.85)	29.98 (17.91)	21.22 (17.70)
<i>C. aspera</i> (%)					
Medelvärde (SD)	9.00 (14.32)	35.42 (31.51)	29.58 (24.26)	21.67 (23.48)	23.92 (25.44)
<i>Ruppia</i> sp. <i>Zanichelli</i>/ (%)					
Medelvärde (SD)	4.58 (14.37)	17.08 (37.69)	6.75 (23.07)	12.50 (27.34)	10.23 (26.55)
<i>L. triscula</i> (%)					
Medelvärde (SD)	2.42 (2.31)	6.42 (4.60)	4.75 (3.11)	7.33 (7.58)	5.23 (5.05)
<i>Myriophyllum</i> spp. (%)					
Medelvärde (SD)	1.33 (3.37)	1.25 (1.96)	0.33 (0.65)	1.08 (2.02)	1.00 (2.18)
<i>Fucus</i> spp. (%)					
Medelvärde (SD)	0.00 (0.00)	0.08 (0.29)	0.08 (0.29)	0.08 (0.29)	0.06 (0.24)
<i>N. marina</i> (%)					
Medelvärde (SD)	0.08 (0.29)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.02 (0.14)
<i>S. pectinata</i> (%)					
Medelvärde (SD)	0.08 (0.29)	0.17 (0.39)	0.42 (1.44)	0.17 (0.39)	0.21 (0.77)
<i>Callitriche hermaphroditica</i> (%)					
Medelvärde (SD)	0.42 (1.44)	0.67 (1.44)	0.25 (0.45)	0.50 (1.45)	0.46 (1.24)
<i>C. tomentosa</i> (%)					
Medelvärde (SD)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.08 (0.29)	0.50 (1.45)	0.15 (0.74)
Biomassa					
Medelvärde (SD)	1685.32 (3051.47)	16828.96 (29868.07)	1714.76 (1249.97)	7965.25 (15819.53)	7048.57 (17582.68)

Tabell 5. *Chara tomentosa* återplanteringsområdets medelvärden och standardavvikelse (SD) för alla uppmätta variabler över hela säsongen för de olika återplanteringsbehandlingarna. För växtarterna avser uppgifterna procent täckningsgraden.

	Control (N=12)	Plantering (N=12)	Plantering + kalk (N=12)	Totalt (N=36)
<i>Filamentous</i> (%)				
Medelvärde (SD)	8.00 (12.23)	18.58 (25.96)	8.50 (16.75)	11.69 (19.27)
<i>Filamentous index</i>				
Medelvärde (SD)	0.92 (0.90)	1.67 (1.37)	0.75 (0.75)	1.11 (1.09)
<i>Antal snackor</i>				
Medelvärde (SD)	6.50 (7.08)	4.42 (5.96)	5.92 (7.48)	5.61 (6.73)
<i>C. tomentosa</i> skotthöjd				
Medelvärde (SD)	1.33 (4.62)	2.62 (3.98)	2.10 (3.95)	2.02 (4.11)
<i>C. tomentosa</i> skott antal (cm)				
Medelvärde (SD)	2.58 (6.33)	11.08 (35.90)	4.08 (7.23)	5.92 (21.17)
<i>C. aspera</i> (%)				
Medelvärde (SD)	1.33 (4.31)	0.00 (0.00)	0.25 (0.62)	0.53 (2.51)
<i>L. triscula</i> (%)				
Medelvärde (SD)	36.00 (30.56)	27.67 (27.00)	26.50 (19.46)	30.06 (25.69)
<i>Myriophyllum</i> spp. (%)				
Medelvärde (SD)	2.67 (3.14)	0.83 (1.64)	0.75 (1.48)	1.42 (2.33)
<i>Ruppia</i> sp. / <i>Zanichelli</i> (%)				
Medelvärde (SD)	30.00 (35.61)	14.42 (30.99)	10.00 (23.87)	18.14 (30.90)
<i>Rivularia</i> spp. (%)				
Medelvärde (SD)	0.33 (0.65)	2.33 (3.87)	0.33 (0.65)	1.00 (2.43)
<i>S. pectinata</i> (%)				
Medelvärde (SD)	1.83 (2.52)	0.25 (0.62)	1.92 (3.15)	1.33 (2.41)
<i>P. perfoliatus</i> (%)				
Medelvärde (SD)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.33 (0.78)	0.11 (0.46)
<i>Ranunculus circinatus</i>				
Medelvärde (SD)	0.08 (0.29)	0.08 (0.29)	0.08 (0.29)	0.08 (0.28)
<i>C. tomentosa</i> (%)				
Medelvärde (SD)	0.08 (0.29)	2.83 (8.59)	0.25 (0.45)	1.06 (4.99)
<i>N. marina</i> (%)				
Medelvärde (SD)	1.33 (2.57)	0.08 (0.29)	1.33 (2.64)	0.92 (2.16)
<i>C. hermaphroditica</i> (%)				
Medelvärde (SD)	4.33 (6.72)	0.75 (1.54)	0.42 (0.79)	1.83 (4.29)

Tabell 6. Vattenhalt och organisk halt i sediment i de olika försöksområdena. Medelvärden och standardavvikelse (SD) för alla uppmätta variabler från 30 maj till 29 september 2021.

	Donator (N = 7)	Dumpningsvall (N = 6)	Muddringsränna (N = 6)	Totalt (N = 19)
Total mängd fasta partiklar (g)				
Medelvärde (SD)	6.26 (1.34)	7.02 (0.99)	5.54 (1.00)	6.27 (1.23)
Askfri torrsvikt (g)				
Medelvärde (SD)	5.59 (1.24)	6.40 (0.97)	4.91 (0.95)	5.63 (1.18)
Vattenhalt (%)				
Medelvärde (SD)	79.44 (6.19)	74.24 (10.18)	83.47 (5.39)	79.07 (7.99)
Organisk halt (%)				
Medelvärde (SD)	10.92 (0.95)	8.85 (1.10)	11.46 (1.54)	10.44 (1.60)

