



Nr C730
Januari 2023

Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade Mytilus- och Ostrea-bankar

Del 2 - Metoder för restaurering och skydd av Mytilus- och Ostrea-bankar

Åsa Strand, Anna-Lisa Wrangé, Kristina Svedberg, Hannes Waldetoft, Ane T. Laugen



I samarbete med: Universitetet i Agder (UiA), SLU, Göteborgs universitet, Bohus Havsbruk, 8 +fjordar, Länsstyrelsen i Västra Götaland

Författare: Åsa Strand (IVL), Anna-Lisa Wrangle (IVL), Kristina Svedberg (Göteborgs Universitet/Bohus havsbruk), Hannes Waldetoft (IVL), Ane T. Laugen (UiA, tidigare SLU).

Medel från: Detta projekt har mottagit finansiering från EUs Havs- och Fiskerifond via Jordbruksverket och från Havs- och Vattenmyndigheten (HaV). Projektet är också delvis finansierat av EU Interregmedel i projektet MarGen II. Innehållet i denna rapport återspeglar författarnas åsikter och finansierarna kan inte hållas ansvariga för innehållet eller framtida nyttjande av denna rapport.

Föreslagen citering: Strand, Å., Wrangle, A.-L., Svedberg, K., Waldetoft, H., Laugen, A.T. (2023). Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar. Del 2 - Metoder för restaurering och skydd av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar. Rapport C730, IVL Svenska Miljöinstitutet, 67s.

Fotograf: Anna-Lisa Wrangle

Rapportnummer C730

ISBN 978-91-7883-463-1

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2023**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Tvåskaliga blötdjur som musslor (t.ex. *Mytilus edulis*) och ostron (t.ex. *Ostrea edulis*) är viktiga komponenter i våra kustnära ekosystem. De bidrar till ökad biodiversitet, stabilisering av sediment, minskade övergödningseffekter och till många andra tjänster som är av största vikt för vårt välmående, bland annat för rekreationsaktiviteter. I tillägg utgör dessa arter värdefulla livsmedel och bidrar med arbetstillfällen och inkomster för många aktörer inom olika branscher, såväl turism, som fiske och vattenbruk. Tyvärr är dessa arter på nedåtgående, globalt sett har ostronbankar minskat med 85 procent, och både *Mytilus* och *Ostrea* finns med på OSPAR:s (Skydd av den marina miljön i Nordostatlanten) listor över särskilt skyddsvärda habitat och arter (*Ostrea* både som art och habitat och *Mytilus* som habitat). Att arbeta för bibehållen biodiversitet är av största vikt i dagens samhälle då vi befinner oss i en period av stora förändringar både vad gäller klimat, biodiversitet och resurstillgångar, vilket i förlängningen kan få allvarliga effekter på vår överlevnad.

Bakgrunden till detta projekt är det arbete som bedrivits inom bivalvgruppen på Göteborgs universitet av Mats och Susanne Lindegarth, Per Bergström, Linnea Thorngren och Åsa Strand med flera, samt av Ane Timenes Laugen (tidigare SLU, numera Universitetet i Agder). Under de senaste 10-15 åren har arbetet omfattat kartering av olika bivalvarter (framför allt *Mytilus* och *Ostrea*), analys av deras utbredning, rekryteringsprocesser och habitatval, samt utredning av påverkan av det invasiva stillahavsostronet. Under detta arbete har behovet av en omfattande kartläggning av kunskapsläget rörande inhemska *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar identifierats genom nära samarbete med förvaltande myndigheter.

Med detta projekt tar vi ett samlat grepp om nuläget för de svenska *Mytilus*- och *Ostrea*-populationernas utbredning och förekomst, hotbilden (med specifikt fokus på interaktioner med det invasiva stillahavsostronet), möjliga åtgärder för att stärka populationsutvecklingen av arterna samt om den kunskap som är relevant för etablering av en effektiv förvaltning (t.ex. spridningsmönster och populationsgenetik). Målet med projektet har också varit att identifiera viktiga kunskapsluckor för att tydliggöra vilka behov framtida forskningsaktiviteter bör möta. Projektet redovisas i tre rapporter, var och en fokuserad på ett specifikt arbetspaket. Rapporterna har en liknande struktur som bygger på en gemensam inledning och generell bakgrund, som sedan expanderar mot en mer ämnesspecifik bakgrund kopplad till respektive område. Efter detta presenteras det arbete som genomförts inom projektet, och rapporterna avslutas med en syntesdel kopplad till varje rapports tematiska område.

I denna rapport presenterar vi arbetet som gjorts för att testa möjliga förvaltningsåtgärder som kan stärka våra inhemska arter, bortrensning av stillahavsostron och beståndsförstärkning. Vi hoppas att denna rapport kan användas som ett underlag för en fortsatt konstruktiv och effektiv förvaltning av våra inhemska *Mytilus*- och *Ostrea* bestånd.

Kristineberg, 9 Januari 2023

Åsa Strand och Ane Timenes Laugen

Om projektdeltagarna

Projektet är i sanning ett samarbetsprojekt av stora mått. Författarna av rapporten har sammanställt och presenterat den information som samlats in och utvärderats under projektets gång, men är inte ensamma ansvariga för datainsamlingen. Viss förändring i organisationstillhörighet av deltagande parter har skett under projektets gång. Ane T. Laugen var vid projektstart associerad till SLU (Sveriges lantbruksuniversitet), Institutionen för ekologi, men arbetar sedan 2019 på Universitetet i Agder (UiA). På motsvarande sätt deltog Kristina Svedberg i projektet först som student på Göteborgs universitet (GU) och sedan som anställd på Bohus Havsbruk, för att nu vara associerad till 8+ fjordar. Nedan presenteras författarna kort varefter personer och organisationer som deltagit aktivt i arbetet presenteras.

Kort om författarna



Åsa Strand jobbar på IVL Svenska Miljöinstitutet och är docent i marin ekologi. Hon har sedan 2009 bland annat arbetat med förvaltning av marina resurser med fokus på blåmusslor, inhemska ostron och det invasiva stillahavsostronet, med speciellt fokus på demografisk utveckling och spridning, ekosystemtjänster och förvaltningsmässiga åtgärder. I projektet har Åsa agerat projektledare och bidragit till genomförandet av alla aktiviteter.



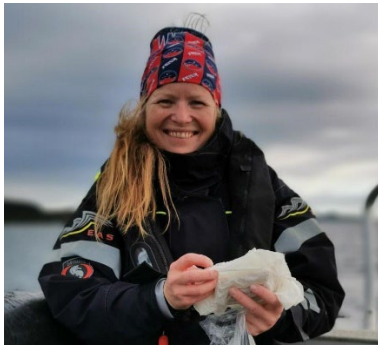
Anna-Lisa Wrangle är marinekolog och arbetar som forskare på IVL Svenska Miljöinstitutet. Hon arbetar med frågor som rör förvaltning av marina resurser, invasiva arter och utveckling av vattenbruk av bivalver. I projektet har hon koordinerat arbetet med beståndsförstärkning och restaurering men även bidragit till det genetiska arbetet samt med samordning av fältaktiviteter, provtagningar och sammanställning av resultat.



Kristina Svedberg arbetar som marinbiolog på 8+fjordar och Bohus Havsbruk. Hon har sedan sin examen 2019 arbetat i flera projekt med inriktning på forskning gällande lågtrofiskt vattenbruk och naturvårdsåtgärder med fokus på musslor och ostron. Hennes masterexamensarbete som gjordes inom projektet fokuserade på de minskande blåmusselpopulationerna, historiska data samt beståndsförstärkning och restaurering.



Hannes Waldetoft är utbildad statistiker och jobbar på IVL Svenska Miljöinstitutet med frågor som främst berör akvatisk miljö. Inom projektet har han bidragit med statistiska analyser av blåmusslor, platta ostron och stillahavsost-
ron inom frågeställningarna kring täthetsberoende konkurrens och rensning av stillahavsost-
ron som restaureringsmetod för inhemska bivalvbankar.



Ane Timenes Laugen är docent i ekologi och professor vid Universitetet i Agder, Kristiansand, Norge. Hon har sedan 2009 forskat på stillahavsost-
ron genom projekt i Frankrike, Sverige och Norge och är särskilt intresserad av stillahavsost-
ronens anpassningsförmåga, invasionshastighet och bidrag till ekosystemtjänster. I projektet har hon bidragit till plane-
ring av hela projektet, och haft särskilt fokus på arbetspaket 1 (nulägesanalys).

Övriga medverkande partners

Fältarbete och videoanalys

Thomas Holthuis - Överby Naturvård
Linnea Thorngren – tidigare anställd på IVL
Andrea Cabrera – tidigare anställd på IVL
Magnus Janson – tidigare anställd på IVL

Populationsutbredning och nulägesanalys

Anna-Sara Krång - IVL
Mats Lindegarth - Göteborgs Universitet
Per Bergström - Göteborgs Universitet
Youk Greeve - Göteborgs Universitet
Molly C. Reamon - Universitetet i Agder

Beståndsförstärkning

Sebastian Wensveen – Göteborgs Universitet (tidigare anställd på IVL)
Nicklas Åberg – 8+fjordar
Patrik Magnestam – 8+fjordar
Dan Calderon - Miljöteknik i väst
Anders B Olsson - Länsstyrelsen i Västra Götaland
Beatrice Alenius - Länsstyrelsen i Västra Götaland
Per-Olav Moksnes – Göteborgs Universitet
Eduardo Infantes – Göteborgs Universitet

Oceanografi

Malin Gustafsson - IVL
Jon Albretsen – Havforskningsinstituttet, Norge
Göran Broström - Göteborgs universitet

Genetik

Pierre de Wit – Göteborgs Universitet
Chloé Robert - Göteborgs Universitet
Halvor Knutsen - Havforskningsinstituttet
Jakob Hemmer Hansen - DTU, MarGen II
Homère J. Alves Monteiro - DTU, MarGen II

Övriga bidragande

I tillägg till ovanstående deltagare har ett flertal studenter från Göteborgs universitet och Universitetet i Agder (UiA), samt flera praktikanter från UiA och Yrkeshögskolan NOVA i Finland, deltagit i projektet. Flera av arbetena kopplade direkt till projektet medan andra hade mer indirekta kopplingar. De rapporter som skrivits av studenter kopplade till projektet redovisas nedan:

- Björklund, L. 2019. The impact of Pacific oysters (*Magallana gigas*) on blue mussels (*Mytilus edulis*) condition and recruitment. Examensarbete för kandidatexamen i biologi (15 hp) vid Institutionen för biologi och miljövetenskaper, Göteborgs universitet. 14 pp.
- Dyrland, E. 2020. Utbredelse av flatösters (*Ostrea edulis*) i Kosterhavet nasjonalpark: på bedringens vei eller på vei mot utryddelse? Examensarbete för kandidatexamen i biologi, (Nr 158-BIO), Universitetet i Agder. 30 pp.
- Fawad, A. och Birkeland Tveit, M. 2021. Competitive feeding interactions between native *Ostrea edulis* and non-native *Crassostrea gigas*. Verksamhetsförlagt project, 15 hp.
- Johansson I. 2020. Factors affecting the efficiency of oyster restoration on the Swedish coast - Deployment of *Ostrea edulis* juveniles in Kosterhavet national park. Examensarbete för kandidatexamen i marin vetenskap 15hp. Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs universitet. Pp 18.
- Johansson I. 2022. Enhancement of *Mytilus edulis* in Frihamnen, Gothenburg, using 3d printed clay substrates. Examensarbete för masterexamen i marina vetenskaper (45 hp), Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs Universitet.
- Johansson, H. 2021. Konsten att restaurera ostronbankar - en undersökning av predationspåverkan på restaurering av europeiskt platt ostron (*Ostrea edulis*). Examensarbete för kandidatexamen 30 hp, Institutionen för biologi och miljövetenskaper, Göteborgs Universitet, 16 pp.
- Meijerbom, K. 2019. Ensemble modelling on the common blue mussel *Mytilus edulis* in Orust, Sweden. Examensarbete för masterexamen i marina vetenskaper (45 hp), Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs Universitet.
- Ottillie Führer, S.T., Hellsten, S., Juell-Skielse, E., Trollsås, R., Åkerblom, A. (2020). Evaluation of threats to *Ostrea Edulis* in Skagerrak, Sweden. Student report, KTH Kungliga Tekniska Högskolan, 17 pp.
- Rajesh Pavithra, R. 2021. Environmental threat analysis of native bivalves in Scandinavia. Tillämpningsarbete 15 hp, Uppsala Universitet, 6 pp.
- Svedberg K. 2019. Musselbankar - Nulägesanalys och beståndsförstärkning. Examensarbete för masterexamen i Marina vetenskaper, Biologi, 45 hp. Institutionen för Marina Vetenskaper. Göteborgs universitet. 41 pp.

Waern, M. 2020. Recruitment potential and gene flow: a new management measure tested on *Mytilus edulis* beds. Examensarbete för masterexamen i marina vetenskaper 60hp, Institutionen för marina vetenskaper, Göteborgs Universitet. 63 pp.

Projektorganisation och referensgrupp

Projektet finansierades av Europeiska Havs- och Fiskerifonden via Jordbruksverket samt medfinansierades av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) och IVL Svenska Miljöinstitutet. Den totala projektbudgeten inklusive medfinansiering uppgick till 5 miljoner kronor. I tillägg till detta medfinansierades delar av projektet (beståndsförstärkning samt populationsgenetik av *Mytilus* och *Ostrea*) av projektet MarGenII som finansierats av Interreg. Datorberäkningar kunde genomföras tack vare resurserna i projekt SNIC2021/22-686 från Swedish National Infrastructure for Computing (SNIC) vid UPPMAX, delvis finansierat av Vetenskapsrådets projekt no. 2018-05973.

Projektet pågick under perioden 2018–2022 och leddes av Åsa Strand, IVL Svenska Miljöinstitutet och Ane T Laugen, Universitetet i Agder (UiA) (tidigare SLU). Till projektet knöts en referensgrupp inkluderande deltagare från relevanta aktörer. Referensgruppen träffades årligen för avrapportering av genomförda aktiviteter samt diskussion kring förvaltningsrelevans av framtagna information och kommande aktiviteter. Organisationer som deltagit aktivt i referensgruppen under projektets genomförande är:

- Havs- och Vattenmyndigheten
- Naturvårdsverket
- Länsstyrelsen i Västra Götaland
- Länsstyrelsen i Skåne
- Göteborgs stad
- 8+fjordar
- WWF
- Bohus Havsbruk
- Göteborgs Universitet
- Stockholms Universitet

Innehållsförteckning

Förord.....	3
Om projektdeltagarna.....	4
Kort om författarna.....	4
Övriga medverkande partners.....	5
Projektorganisation och referensgrupp.....	7
Innehållsförteckning	8
Sammanfattning.....	9
Summary	11
1 Bakgrund och syfte	13
2 Metoder för skydd av <i>Mytilus</i> - och <i>Ostrea</i> -bankar	17
2.1 Bortrensning av stillahavsostron som metod för att restaurera <i>Mytilus</i> - och <i>Ostrea</i> -bankar.....	17
2.1.1 <i>Mytilus</i> -bankar	18
2.1.2 <i>Ostrea</i> -bankar	24
2.2 Beståndsförstärkning av <i>Mytilus</i>	29
2.2.1 Småskalig beståndsförstärkning i Stigfjorden – påverkan av musselstorlek och substrat på överlevnad av <i>Mytilus</i>	29
2.2.2 Småskalig beståndsförstärkning vid Lilla Askerön (Halsefjorden) – påverkan av djup, bottensubstrat, musselstorlek och säsong	35
2.2.3 Påverkan av torrläggningstid och processhantering på överlevnad av musslor.....	41
2.2.4 Storskalig beståndsförstärkning i Örnevikén	43
2.2.5 Storskalig beståndsförstärkning kring Orust i samarbete med 8+ fjordar och länsstyrelsen .	46
2.3 Beståndsförstärkning av <i>Ostrea</i>	49
2.3.1 Genomförande av beståndsförstärkningsförsök	49
2.3.2 Effekt av ostronstorlek och lokal på ostronöverlevnad samt analys av restaureringsframgång	51
2.4 Att ansöka om tillstånd för beståndsförstärkningsåtgärder med bivalver.....	53
2.4.1 Dialog med myndigheter och fastighetsägare	53
2.4.2 Anmälan eller tillstånd för vattenverksamhet	53
2.4.3 Strandskyddsdispens.....	54
2.4.4 Dispens från föreskrifter kopplade till naturskyddade områden.....	54
2.4.5 Förflyttningstillstånd.....	55
2.4.6 Genomförande och återrapportering till myndigheterna	55
3 Diskussion och rekommendationer	56
3.1 Rensning av bankar	56
3.2 Restaurering av bivalvbankar	58
Referenser.....	63

Sammanfattning

Tvåskaliga blötdjur (bivalver) som blåmusslor (*Mytilus edulis*) och ostron (*Ostrea edulis*) är nyckelarter i kustekosystem och de bidrar både till ökad biologisk mångfald genom att skapa livsmiljöer för andra organismer och till flera andra viktiga ekosystemtjänster. Under de senaste åren har både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar minskat i antal och omfattning i Europa, och det finns också starka indikationer på en liknande situation för *Mytilus* i Sverige. För *Ostrea* saknas generellt kunskap om populationsstorlekar, vilket gör bedömningar av populationsutveckling problematisk. Bevarandeåtgärder som beståndsförstärkning och -restaurering ökar därför i omfattning allt eftersom biodiversitet förloras, och det finns ett växande intresse för att återställa habitat skapade av musslor och ostron på många platser i världen.

Den hotbildsanalys som genomförts av OSPAR för *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar i Europa indikerar att den primära orsaken till förlust av bivalvbankar i Europa är överexploatering och habitatförlust, samt sjukdomsutbrott orsakade av patogener. Svenska bivalvbestånd är dock mer eller mindre förskonade från dessa påverkansfaktorer. Andra faktorer kan dock också påverka populationsutvecklingen. Till exempel finns det en oro bland förvaltande myndigheter att det invasiva stillahavsostronet kommer att försämra förutsättningarna för livskraftiga bestånd av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige.

Sammantaget finns det goda skäl till att utforska vilka möjliga alternativ som finns för förstärkning av *Mytilus*- och *Ostrea*-populationerna och vilka metoder som skulle kunna användas om stillahavsostron visar sig vara ett hot mot våra inhemska bivalvpopulationer. Syftet med detta projekt var därför att ta fram ett kunskapsunderlag för utformning av förvaltningsmodeller för skydd av Sveriges populationer av *Mytilus* och *Ostrea*. En del i detta arbete utgörs av kunskapsbyggande kring möjliga åtgärder kopplat mot restaurering av bivalvbankar genom till exempel bortrensning av stillahavsostron ur bivalvbankar eller beståndsförstärkning.

Sammanfattningsvis genomfördes ett antal olika aktiviteter som redovisas i denna rapport, bland annat ett rensningsförsök i vilket stillahavsostron avlägsnades ur både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar, ett beståndsförstärkningsförsök med *Ostrea* i vilket yngel av *Ostrea* placerades på olika lokaler, och flera olika studier rörande beståndsförstärkning av *Mytilus*, bland annat inkluderande studier av biologiska förutsättningar och metodik kring beståndsförstärkning.

Rensningsförsöken visade att det var möjligt att rensa bort stillahavsostron ur bivalvbankar men att detta är tidskrävande och komplicerat, speciellt i samband med *Mytilus*-bankar. Effekten av rensningen var kortvarig avseende antal stillahavsostron, redan ett år efter rensningsinsatsen var antalet stillahavsostron likvärdigt med antalet före rensningen. Återkoloniseringen skiljde sig åt mellan lokaler, men vilka faktorer som påverkade återkoloniseringen är inte klarlagt. Biomassan av stillahavsostron var på flera av försökslokalerna inte i nivå med före rensningsinsatserna vid projektets slut. Bättre tekniker behöver utvecklas för mer resurseffektiva insatser om denna typ av aktivitet ska genomföras regelbundet. Metoder för att ta hand om skördad biomassa av stillahavsostron behöver också utvecklas.

Beståndsförstärkningsförsöken visade också de på att det var möjligt att återetablera bivalvbankar på pilotskala. Även på lokaler med goda förhållanden kommer dock målarten att minska efter utläggning. I försöken var till exempel överlevnaden av *Ostrea* (ca 30-50 mm längd vid utläggning) på den bästa lokalen ca 16 procent efter 2 år, och för *Mytilus* minskade täckningsgraden av råmussla (dvs. en blandning av stora och små musslor) med nästan 50 procent på ett år och

överlevnaden var ca 20 procent under samma period. Generellt observerades predation vara ett problem för båda arterna. Små och mellanstora *Mytilus* påverkades mycket av ejder, medan krabbor orsakade hög dödlighet för *Ostrea*. Lokalspecifika förhållanden var också av stor betydelse för försökens framgång. Exempel på faktorer som diskuteras i denna rapport är förutom förekomst av predatorer också isläggning, substrat, möjlighet till inflyttning av organismer för restaureringsförsök/aktiviteter, djup och exponering. Det är tydligt att mycket är att vinna på ett gediget förarbete innan beståndsförstärkningsaktiviteter initieras. Erfarenheterna från projektet visar också på vikten av skydd mot exploatering av de restaurerade bestånden samt en god relation till myndigheter och markägare.

En unik aktivitet i projektet som, till vår vetskap, inte testats tidigare är nyttjandet av restmusslor från kommersiell musselproduktion för beståndsförstärkning av *Mytilus*. Genom att använda spillmusslor skapas ökad cirkularitet och förbättrat resursutnyttjande inom vattenbruksproduktionen, samt att både ekologiska och ekonomiska vinster erhålls då viktiga naturmiljöer återskapas samtidigt som vattenbruksföretagen får minskade kostnader för deponi av spill från produktionen. Det kvarstår dock att utreda hur omfattande denna typ av aktivitet kan bli, då målet inom musselodlingen naturligtvis är att producera en produkt utan påväxt. I tillägg måste regleringsmässiga förutsättningar för denna typ av nyttjande utredas.

Slutligen diskuteras i rapporten ett antal utvecklingsområden som bör utredas vidare inför framtida beståndsförstärkningsförsök. Sammantaget kan konstateras att ett fortsatt arbete med att följa upp pågående studier och att övervaka restaureringsframgång, att identifiera kriterier för urval av lokaler, att hitta lokalt optimerade tekniker för restaurering, samt att kvantifiera de ekosystemtjänster som dessa bivalvbankar potentiellt kan bidra med kommer att vara viktigt i arbetet framöver. En viktig del i detta är att dra lärdom av existerande kunskap men också att sätta in denna kunskap i en lokal kontext med målet att identifiera kunskapsluckor. Kombinerat kan dessa aktiviteter utgöra ett första steg mot att etablera en manual för restaurering av musslor och ostron i Sverige.

Summary

Bivalve molluscs such as mussels (*Mytilus edulis*) and oysters (*Ostrea edulis*) are key species in coastal ecosystems, and contribute to increased biodiversity by creating habitats for other organisms and to several other important ecosystem services. In recent years, both *Mytilus*- and *Ostrea*-beds have been reported to be in decline in Europe, and there are strong indications of a similar situation also for *Mytilus* in Sweden. For *Ostrea*, there is a general lack of knowledge about population sizes, which makes assessments of population development problematic. Conservation measures such as stock enhancement and restoration are therefore increasing as biodiversity is lost, and there is a growing interest in restoring habitats created by mussels and oysters in many parts of the world.

The threat analysis carried out by OSPAR for *Mytilus*- and *Ostrea*-beds in Europe indicates that the primary cause of loss of bivalves in Europe is overexploitation and habitat loss, as well as disease outbreaks caused by pathogens. The Swedish bivalve populations, however, are more or less spared from these impact factors. Nevertheless, other factors can also affect population development. For example, there is concern among management authorities that the invasive Pacific oyster may impact the populations of *Mytilus* and *Ostrea* in Sweden negatively.

All in all, there are good reasons to explore the possible alternatives for supporting the development of the *Mytilus*- and *Ostrea*-populations, and also methods that could be used if the Pacific oyster prove to impact the native bivalve populations negatively. The purpose of this project was therefore to produce a knowledge base for the establishment of management models for the protection of Sweden's populations of *Mytilus* and *Ostrea*. Part of this work include knowledge building, both theoretical and practical, about possible restoration measures of bivalve beds, e.g. removal of Pacific oysters or stock enhancement.

To summarise, a number of performed activities are discussed in this report, including a removal experiment in which Pacific oysters were removed from both *Mytilus*- and *Ostrea*-beds, a stock enhancement experiment with *Ostrea* in which juveniles of *Ostrea* were placed on different sites, and several different studies on stock enhancement of *Mytilus*, including studies of biological conditions and methodology for population enhancement.

The removal experiments demonstrated that it was possible to clear Pacific oysters from bivalve beds but that this is time consuming and complicated, especially in *Mytilus* beds. In terms of numbers of oysters the effect of the removal was short-lived. Already one year after the removal, the number of Pacific oysters was equal, or higher, to the number before the experiment. In terms of biomass, however, many of the cleared sites did not show complete recovery and the biomass of the invasive species. How long the recolonization time was before the original biomass was re-established is unknown, but calculations indicate that this time is longer than for the abundance of oysters. Better technologies must be developed for more resource-efficient efforts if this type of activity is to be carried out regularly. Additionally, ways to utilize the harvested biomass of Pacific oysters must be established.

The stock enhancement experiments also showed that it was possible to re-establish bivalve beds on a pilot scale. Even in sites with good conditions, however, the target species will decrease after re-laying. In the experiments performed, the survival of *Ostrea* (about 30-50 mm in length when re-laid) on the best sites was only about 16% after 2 years, and for *Mytilus* the cover of mussels (a mixture of large and small mussels) decreased by almost 50% in one year and the survival was about

20% after this period of time. In general, predation was observed to be a problem for both species. Small and medium-sized *Mytilus* were greatly affected by eider duck, while shore crabs caused high mortality for *Ostrea*. Site-specific conditions were also of great importance for the success of the experiments. Examples of factors discussed in this report are, in addition to the presence of predators, also ice-cover, substrate, the possibility of moving in organisms for restoration experiments/activities, depth and exposure. It is obvious that much can be gained from solid preparatory work before stock enhancement activities are initiated. The experiences from the project also illustrate the importance of protection against exploitation of the restored populations and a good relationship with authorities and landowners.

A unique activity in the project that, to our knowledge, has not been tested before is the use of residual mussels from commercial mussel production for stock enhancement of *Mytilus*. By using waste mussels, increased circularity and improved resource utilization in aquaculture production can be achieved, with both ecological and economic gains as important natural environments are recreated and costs for waste management from production is reduced for the aquaculture companies. However, it remains to be explored how extensive this type of activity can be as the goal in mussel farming is, of course, to produce a product without fouling. In addition, the regulatory conditions for this type of use must be established.

Finally, the report discusses a number of development needs that should be studied further before future stock enhancement experiments. Among these aspects, monitoring of ongoing activities and success rate of restoration should be implemented, guidelines for site selection should be established, optimized techniques for restoration adapted to local conditions should be developed, and the ecosystem services that the bivalve beds can support should be documented in future work. An important part of this is to learn from existing knowledge but also to put this knowledge into a local context with the goal of identifying important knowledge gaps for context relevant activities. Combined, these activities can be a first step towards establishing a manual for the restoration of mussels and oysters in Sweden.

1 Bakgrund och syfte

Tvåskaliga blötdjur (bivalver) som blåmusslor (*Mytilus edulis*, hädanefter *Mytilus* eller musslor) och ostron (*Ostrea edulis*, hädanefter *Ostrea* eller ostron) är nyckelarter i kustekosystem, och de har två särskilt värdefulla egenskaper som bidrar till biologisk mångfald och viktiga ekosystemtjänster. Den första egenskapen är deras ekosystemingenjörskap (Jones m.fl. 1994). Genom sin blotta närvaro skapar de livsmiljöer för andra organismer. Skalen skapar tredimensionella strukturer som fungerar som substrat för hårdbottenlevande arter, erbjuder skydd mot predation och bidrar med reproduktions-, uppväxt- och födosöksområden för många arter (Arve 1960, Newell 1988, Lenihan 1999). Stationära fiskarter använder till exempel tomma skal och håligheter mellan skalen som bohålor (Figur 1, Crabtree och Middaugh 1982, Jansson m.fl. 1985, Norling m.fl. 2015).



Figur 1. En tejstefisk (*Pholis gunellus*) som gömmer sig bland musslor i en *Mytilus edulis*-bank.

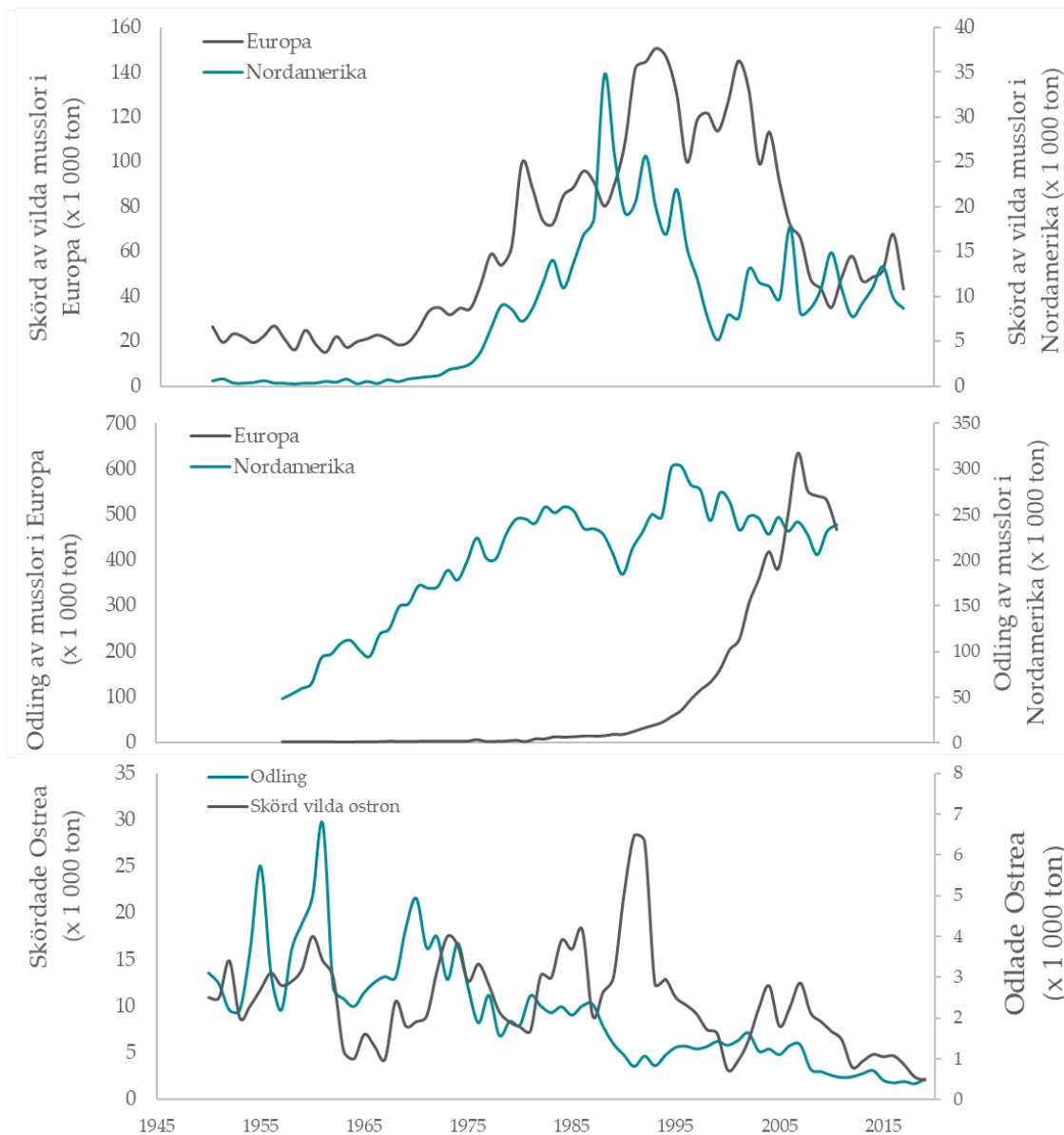
Den andra egenskapen är deras näringsåtervinningsförmåga. Bivalver filtrerar plankton från vattenmassan och deponerar organiskt material i sedimentet (Castel m.fl. 1989, Commito m.fl. 2008), något som minskar effekterna av övergödning och ökar produktion i bentiska system (Grabowski och Peterson 2007). Dessa två viktiga ekosystemfunktioner gör att skaldjursbankar har högre biodiversitet än många andra miljöer (Van Broekhoven 2005, Hosack m.fl. 2006, Royer m.fl. 2006, Kochmann m.fl. 2008, Troost 2010, Lejart och Hily 2011, Hollander m.fl. 2015, Norling m.fl. 2015). De stabiliserar också sediment som kan ge skydd mot kusterosion och kan även förbättra vattenkvaliteten i form av ökat siktdjup (OSPAR 2009, 2015, Venier m.fl. 2018). Bivalvbankars betydelse för biologisk mångfald och minskad övergödning framkommer därför tydligt i internationella, nationella, och regionala överenskommelser. Bankar av *Mytilus* och *Ostrea* nämns som särskilt skyddsvärda miljöer av OSPAR (OSPAR 2008), lyfts fram i det nationella åtgärdsprogrammet för havsmiljön kopplat mot marina strategin (HaV 2021), och ingår i det regionala arbetet i Västra Götaland för att uppnå miljömålet "Hav i balans samt levande kust och skärgård".

Under de senaste åren har både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar minskat i antal och omfattning i Europa (OSPAR 2008, Sorte m.fl. 2017, Lienart m.fl. 2020, Baden m.fl. 2021). Statistik från FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) visar också på en liknande trend med nedgång av produktionen av både av fiskade och odlade *Mytilus* och *Ostrea* i både Europa och USA (Figur 2¹).

Det finns också starka indikationer på en liknande situation för *Mytilus* i Sverige (Wernbo och Calderon 2015, Lienart m.fl. 2020, Baden m.fl. 2021). För *Ostrea* saknas generellt kunskap om populationsstorlekar, vilket gör bedömningar av populationsutveckling problematisk. De bestånd som finns i Sverige och Norge anses vara bland de största i Europa (Thorngren m.fl. 2019) och

¹ Data från https://www.fao.org/fishery/statistics-query/en/aquaculture/aquaculture_quantity

bevarande av de *Ostrea*-bestånd som återfinns i våra nordiska vatten är därför extra viktigt. Dock är kunskapen om historisk och nuvarande utbredning av både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar begränsad och eftersom det saknas tidsserier med övervakning av demografisk utveckling av existerande bankar så är det svårt att verifiera att *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige faktiskt minskat samt att kvantifiera omfattningen av en eventuell minskning. Det är dock osannolikt att bestånden av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige skulle avvika från den generella trenden i Europa.



Figur 2. Förändring i produktion av vilda och odlade *Mytilus* i Europa och i Nordamerika och för *Ostrea* i Europa över tid. Data från FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations). Observera de olika skalorna på y-axlarna.

Den hotbildsanalys som genomförts av OSPAR för *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar har ett europeiskt perspektiv. Den primära orsaken till förlust av bivalvbankar i Europa är överexploatering och habitatförlust då både *Mytilus* och *Ostrea* skördats industriellt genom bottenkrapning, samt sjukdomsutbrott orsakade av patogener (OSPAR 2008). I ett historiskt perspektiv kan liknande trender

i form av överexploatering av *Ostrea* ses också i Sverige, och fisket av vilda musslor har minskat sedan 2009. I dagsläget bedrivs inget fiske efter vilda musslor och fisket av *Ostrea* är mycket småskaligt. För mer information om detta, se rapport 1 i rapportserien (Laugen m.fl. 2023). Sverige är i dagens läge också fortfarande fritt från de patogener som orsakat en minskning av *Mytilus* och *Ostrea* i Europa (Lindegarh 2012).

Det finns också andra faktorer som kan påverka populationsutvecklingen av *Mytilus* och *Ostrea*. Till exempel finns det en oro bland förvaltande myndigheter att det invasiva stillahavsostronet kommer att försämra förutsättningarna för livskraftiga bestånd av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige. Internationellt har både positiva och negativa effekter av stillahavsostron på *Mytilus* observerats. Exempelvis har *Mytilus* visat sig utnyttja stillahavsostron som substrat vid bottenfällning och som skydd mot predation (Diederich 2005, Troost 2009), men det finns också tecken på födokonkurrens mellan arterna (Troost 2009). Sammantaget tros samexistens vara möjligt (Reise m.fl. 2017). På motsvarande sätt är informationen rörande interaktioner mellan *Ostrea* och stillahavsostron splittrad. Det finns data som indikerar att det finns en risk för konkurrens mellan arterna (Laugen m.fl. 2015, Ezgeta-Balić m.fl. 2020, Bergström m.fl. 2021), samtidigt som andra studier visar på potential för samexistens (Zwerschke m.fl. 2018, Christianen m.fl. 2018, Stagličić m.fl. 2020). Hur interaktionerna mellan stillahavsostronet, *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige ser ut är dock inte utrett.

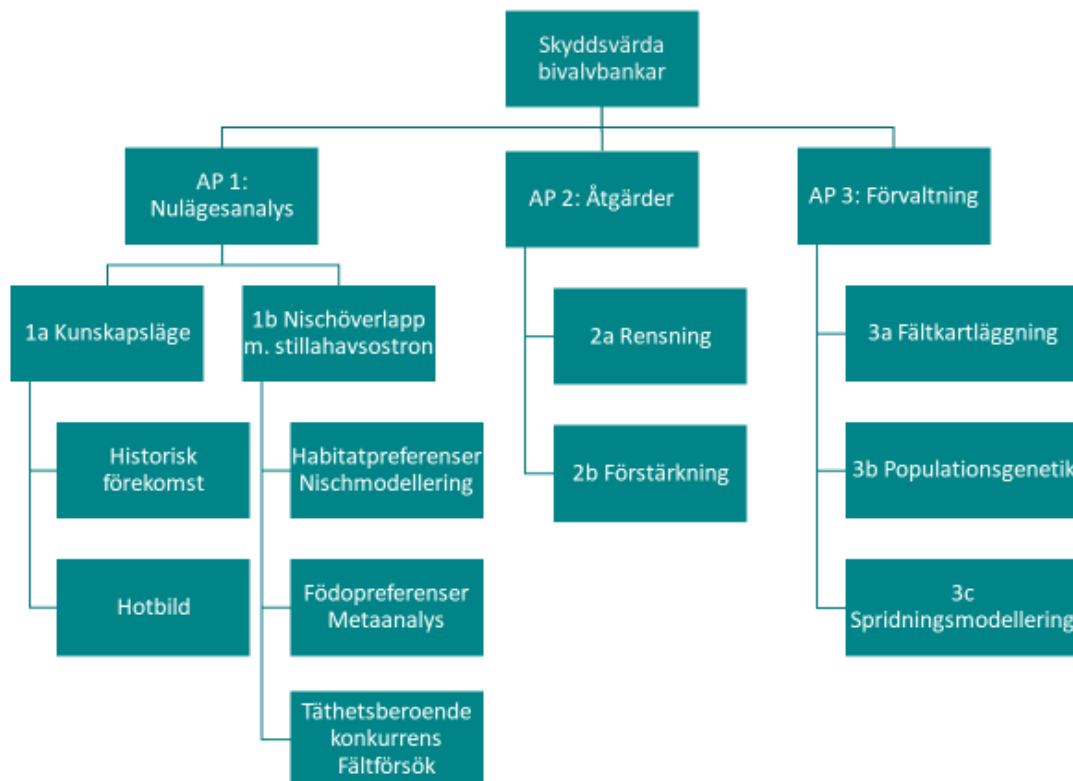
Sammantaget finns flera skäl till att redan nu utforska vilka möjliga alternativ som finns för förstärkning av *Mytilus*- och *Ostrea*-populationerna och vilka metoder som skulle kunna användas om stillahavsostron visar sig vara ett hot mot våra inhemska bivalvpopulationer. Det kommer aldrig gå att rensa bort alla stillahavsostron, arten är permanent etablerad i svenska vatten, men rensningsinsatser kan möjligtvis vara värdefulla för att hålla nere bestånden i speciellt skyddsvärda habitat eller områden (Mortensen m.fl. 2019, 2022). Detta kräver dock metodutveckling och utvärdering för att fastställa påverkan och rimlighet av sådana aktiviteter. Det krävs också utveckling av metoder för beståndsförstärkning av *Mytilus* och *Ostrea*. Restaurering av *Ostrea*-populationer är en aktivitet som ökat alltmer i omfattning i Europa under det senaste årtiondet (Pogoda m.fl. 2019), och sedan 2018 finns ett nätverk etablerat (NORA – native oyster restoration alliance) med syfte att arbeta för ökat kunskapsutbyte och utveckling av ”best practices” kopplat till beståndsförstärkning av arten. Ännu kvarstår många utvecklingsområden för att visionen om livskraftiga *Ostrea*-populationer i Europa ska kunna realiseras. Det finns många likheter mellan *Mytilus* och *Ostrea*, och viss kunskap som tas fram för beståndsförstärkning av *Ostrea* kan tillämpas också på *Mytilus*. Artspecifika metoder behöver dock utvecklas också för *Mytilus*, men i dagsläget finns ingen samordning för musselrestaurering motsvarande den inom NORA-nätverket.

Förvaltning av vilda bestånd kräver också kunskap om vilka populationer/bankar som är speciellt värdefulla ur ett bevarandeperspektiv. Exempelvis är kunskap om populationsgenetiska strukturer, lokala mönster i rekrytering (det vill säga bottenfällning av nya musslor eller ostron) och spridning av larver av stort värde för att säkerställa en god genetisk bas för bevarande av källpopulationer och för att bibehålla en god rekryteringsbas och spridning av nya individer. Tidigare ansågs att genetisk differentiering mellan populationer av organismer i marina miljöer var obefintlig, men forskning under senare år har visat att spridningsbarriärer orsakade av till exempel strömförhållanden är vanliga, och kan resultera i genetiskt differentierade subpopulationer på geografiskt sett små skalor (Palumbi 2003). För både *Mytilus* och *Ostrea* saknas idag kunskapsunderlag om grundläggande populationsgenetiska strukturer, liksom om lokalrekryteringsmönster och larvspridning, varför en bedömning av olika bankars bevarandevärde inte är möjlig.

Syftet med detta projekt var att ta fram ett kunskapsunderlag för utformning av förvaltningsmodeller för skydd av Sveriges populationer av *Mytilus* och *Ostrea* (Figur 3). Projektet utvecklades för att täcka in de huvudsakliga frågeställningar som redovisats i ovanstående bakgrundsbeskrivning,

det vill säga 1) en sammanställning av kunskapsläget rörande historisk och nutida utbredning samt hotbild, 2) metoder för förstärkning av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar, samt 3) framtagande av underlag för bedömning av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankars bevarandevärde ur ett förvaltningsperspektiv. Resultaten från dessa tre specifika områden kommer att redovisas i en rapportserie innehållande tre delar, en del för respektive arbetspaket. Rapporterna kommer att ha en liknande struktur som bygger på en gemensam inledning och generell bakgrund, som sedan expanderas mot en mer ämnesspecifik bakgrund kopplad mot respektive område. Efter detta presenteras det arbete som genomförts inom projektet, och rapporterna avslutas med en syntesdel kopplad till varje rapportens tematiska område.

I denna rapport presenterar vi arbetet som gjorts med att testa möjliga förvaltningsåtgärder som kan stärka våra inhemska arter; bortrensning av stillahavssostron och beståndsförstärkning (AP2).



Figur 3. Projektets olika arbetspaket och aktiviteter

2 Metoder för skydd av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar

Behovet av bevarandeåtgärder såsom beståndsförstärkning och -restaurering ökar i omfattning allt eftersom biodiversitet förloras. Ostronrev är till exempel bland de mest hotade marina livsmiljöerna globalt (Beck m.fl. 2011) och i Europa är *Ostrea* lokalt utrotad i stora delar av sitt historiska utbredningsområde (Fariñas-Franco m.fl. 2018; Gercken & Schmidt 2014; Pogoda, 2019; Smaal m.fl. 2015; Thurstan m.fl. 2013). Under de senaste decennierna har också en nedgång i blåmusselförekomster och -rekrytering rapporterats (Sorte m.fl. 2016, Peters et al 2020, Baden m.fl. 2021). Därför finns ett växande intresse för att återställa dessa habitat på många platser i Europa (McDermott m.fl. 2008, Kristensen m.fl. 2015; Pogoda m.fl. 2019, 2020, Temmink m.fl. 2022). Mycket kan läras av befintlig kunskap om restaurering av närbesläktade arter (till exempel *O. angasi*; Gillies m.fl. 2015, 2017, *O. lurida*; Brumbaugh och Coen 2009), men plats- och artspecifika kunskaper är nödvändigt för att utveckla effektiva och adaptiva restaureringsmetoder (t.ex. de Paoli m.fl. 2015; Helmer m.fl. 2019). Lokala abiotiska faktorer som substrat och vattenströmmar, mänskliga aktiviteter som fiske, marint vattenbruk och fritidsaktiviteter och komplexa gränsöverskridande utmaningar som det invasiva stillahavsostronet representerar specifika utmaningar som måste åtgärdas för att säkerställa effektiv restaurering av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar.

Trots att studier, från områden där stillahavsostronet har funnits mycket längre än i Skandinavien, indikerar att samexistens är möjligt (Reise m.fl. 2017, Christianen m.fl. 2018), finns en oro, speciellt i Skandinavien, för att stillahavsostronet är ett hot mot *Mytilus*- och *Ostrea*-bankars existens. Därför har till exempel norska myndigheter avsatt resurser över flera år till kampanjer för bortrensning av stillahavsostronet (Mortensen m.fl. 2022). Dessa kampanjer har främst fokuserat på badstränder och andra områden där mänskliga aktiviteter försvårats på grund av stillahavsostronet och mindre på skyddsvärda inhemska bivalvbankar (Laugen m.fl., 2023). Det har heller inte gjorts några systematiska studier för att undersöka effektiviteten av åtgärderna över tid.

I detta projekt har därför systematiska studier av effekten av rensningsaktiviteter på täthet och återkolonisering av både inhemska bivalver och stillahavsostronet utförts under projektperioden. Vi har också undersökt potentialen för beståndsförstärkning under svenska förhållanden och inlett arbetet med metodutveckling för denna typ av verksamhet.

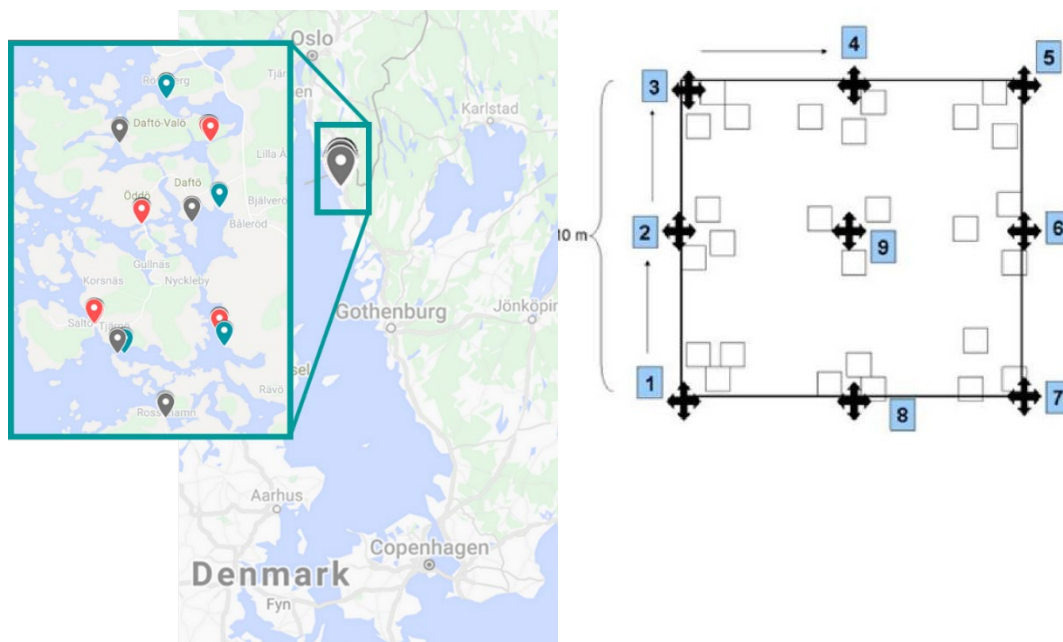
2.1 Bortrensning av stillahavsostronet som metod för att restaurera *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar

BACI-design är idag den absolut vanligaste designen för miljöövervakning. Förkortningen står för "Before After Control Impact" d v s. "Före Efter Kontroll Effekt". Metoden är lämplig för studier av populationstätheter (Stewart-Oaten m.fl., 1986, Underwood, 1992) och går ut på att man samlar in data från lokaler på vilka någon typ av åtgärd genomförts samt från en eller flera kontrolltytor vid upprepade tillfällen både före och efter åtgärdens genomförande. Baserat på denna design genomfördes ett fältförsök med mål att utvärdera effekten av bortrensning av stillahavsostronet från *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar där stillahavsostronet också påträffades. För detta valdes 3 (*Ostrea*) – 4

(*Mytilus*) mixbankar ut (där förekomsten av målarten (*Ostrea* eller *Mytilus*) och stillahavsstron bedömdes vara likvärdig, för *Mytilus* baserat på täckningsgrad och för *Ostrea* baserat på täthet av ostron). På varje lokal etablerades två inventeringsrutor, en kontroll samt en ruta i vilken alla stillahavsstron rensades bort med syfte att studera populationsutveckling av målarten samt återkolonisering av stillahavsstron. Målet var också att erhålla praktisk kunskap om möjligheter och svårigheter med bortrensning av stillahavsstron i dessa miljöer, samt att kvantifiera den arbetsinsats och det utbyte i form av bortrensade stillahavsstron (volym och vikt) som metoden resulterar i. I enlighet med BACI-modellen inventerades båda rutorna på alla lokaler före bortrensning av stillahavsstron, rutan som rensades inventerades också efter bortrensning, och båda rutorna på varje lokal återinventerades sedan varje höst och vår under 4 års tid.

2.1.1 *Mytilus*-bankar

Studien av *Mytilus*-bankar förlades till Tjärnöområdet (Figur 4). Kriterier för urval av lokaler var förutom storlek på banken och hög täckningsgrad av musslor att lokalerna skulle ligga så pass skyddade att det skulle gå att arbeta på dem även under icke-optimala förhållanden (orsakat av kraftig vind och vågpåverkan) och att bottensubstratet skulle möjliggöra arbete med vadarbyxor i tillägg till snorkling. På varje lokal placerades en försöksruta (10 x 10 m, men ibland fick rutans storlek anpassas till lokalens utseende och kunde bli smalare, t.ex. 10 x 5 m). Mussellokalerna inventerades genom att en inventeringsram (0,5 x 0,5 m) kastades ut slumpvist från varje hörn, från mitten av varje långsida, och centrerat 3 gånger (Figur 4) i varje försöksruta. Vid tillfällen med mycket höga tätheter av musslor (100 % täckningsgrad) användes en inventeringsram med storlek 0,25 x 0,25 m.



Figur 4. Till vänster: Lokalisering av *Mytilus*-bankar inventerade 2018-2021 för uppföljning av effekt av bortrensning av stillahavsstron på *Mytilus*. Orange = mixbankar med både *Mytilus* och stillahavsstron, grön = *Mytilus*-bankar, grå = stillahavsstronbankar. I detta försök inventerades endast mixbankarna. Karta från Google maps. Till höger: Provtagningsstruktur för bankarna i studien.

I varje ruta registrerades täckningsgrad av levande musslor och stillahavsstron och antal individer av respektive art. För musslor registrerades alla individer (inklusive nyrekryter). Stillahavsstron förökar sig under sommaren (efter juni) och det fanns därför risk att årsrekryter påträffades

under höstinventeringen. Eftersom vi enbart var intresserade av nyrekryter som överlever vintern (dvs som kan registreras som 1+ i juni efterföljande år) sattes storleksgränsen för nyrekryter av stillahavsostron till 15 mm (baserat på tidigare data). Från de första provtagna inventeringsrutorna på varje lokal mättes också alla musslor och ostron i rutorna. Längdmätningen fortsatte ruta för ruta tills minst 100 individer av varje art var längdmätta (vilket resulterade i varierande antal rutor per lokal beroende på täthet av musslor och ostron) eller för högtäthetslokaler tills individer från minst tre rutor längdmätts. Medeldjup på alla lokalerna var ca 50 cm (i förhållande till normalvattenstånd) men varierade från 24 cm till 72 cm mellan lokaler. Bankarna inventerades varje vår (i juni) och höst (i månadsskiftet september/oktober).

För analys av nyrekryteringsmönster och förändring i populationsstruktur i rensade vs. orensade försöksrutor grupperades insamlade längddata i olika storlekskategorier. Storlekskategorierna bestämdes utifrån följande kriterier:

1. Storlek för 1 år gamla musslor (dvs storlek i juni, året efter bottenfällning). Data för denna gräns sammanställdes från odlingsförsök med musslor av IVL (ca 30 mm).
2. Marknadsstorlek för musslor (ca 65 mm)
3. Jämn fördelning av musslor inom storleksintervallet 30–65 mm

De resulterande storlekskategorierna var 15–30, 31–45, 46–60, 61–75, >75 mm. Andelen individer inom respektive kategori beräknades som antalet musslor inom respektive kategori dividerat med det totala antalet längdmätta individer vid varje tillfälle.

Bortrensning av stillahavsostron ur *Mytilus*-bankar genomfördes genom manuell bortplockning där ostronen identifierades med hjälp av vadarbyxor och vattenkikare samt kompletterande bortplockning med hjälp av snorkling på djupare delar eller vid mjukt sediment. Den ruta som skulle rensas gick igenom enligt ett strukturerat sökmönster som gick från sida till sida av rutan. Alla ostron som påträffades samlades upp och lades i lövkorgar eller i mindre hinkar som sedan tömdes i lövkorgar (för enkel avrinning av vatten). Vid rensningen observerades att musslor och ostron ofta satt i kluster innehållande en blandning av arterna. Att separera arterna var mycket tidskrävande och svårt, och trots att stor vikt lades vid att separera musslor från ostronen och placera tillbaka dem på lokalerna så förlorades en viss andel av musslorna vid rensningen.

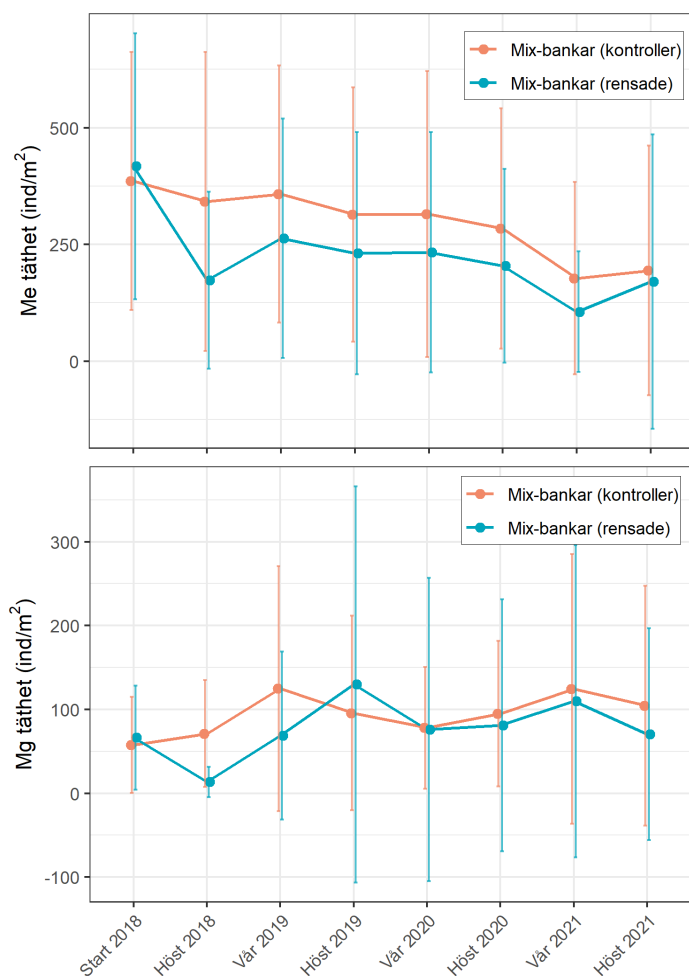
Totalt fyra försöksrutor, en på respektive mix-lokal rensades. Den rensade ytan per lokal varierade mellan 75 (en lokal) och 100 m². Den genomsnittliga tidsåtgången för att rensa denna yta från ostron var ca 90 h (dvs. lite drygt 1 vecka för två personer). Denna tid inkluderade transport av ostron till deponi, kvantifiering av skördad mängd ostron, samt kvalitetskontroll efter genomförd rensning. I genomsnitt rensades drygt 4 m³ ostron bort från varje lokal, motsvarande ca 11 000 individer eller 2,5 ton. En sammanställning av rensningsaktiviteterna för mixbankar med *Mytilus* respektive *Ostrea* presenteras i Tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning av data insamlad vid bortrensning av stillahavsostron från *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar. Den rensade arean för *Mytilus* var ca 100 m² och för *Ostrea* ca 160 m².

Variabel	<i>Mytilus</i> - bankar	<i>Ostrea</i> -bankar
Medel total volym stillahavsostron bortrensat (l)	4 106	2 150
Medelantal stillahavsostron bortrensat (N)	11 174	6 207
Medelantal stillahavsostron bortrensat per areaenhet (N/m ²)	126	38
Medel total vikt stillahavsostron bortrensat (kg)	2 496	1 330
Medelvikt stillahavsostron bortrensat per areaenhet (kg/m ²)	29	8
Medeltidsåtgång rensning totalt (h)	92	36
Medeltidsåtgång rensning totalt per area-enhet (h/m ²)	1,1	0,2
Andel snorkling/dykning av total tid (%)	37	100

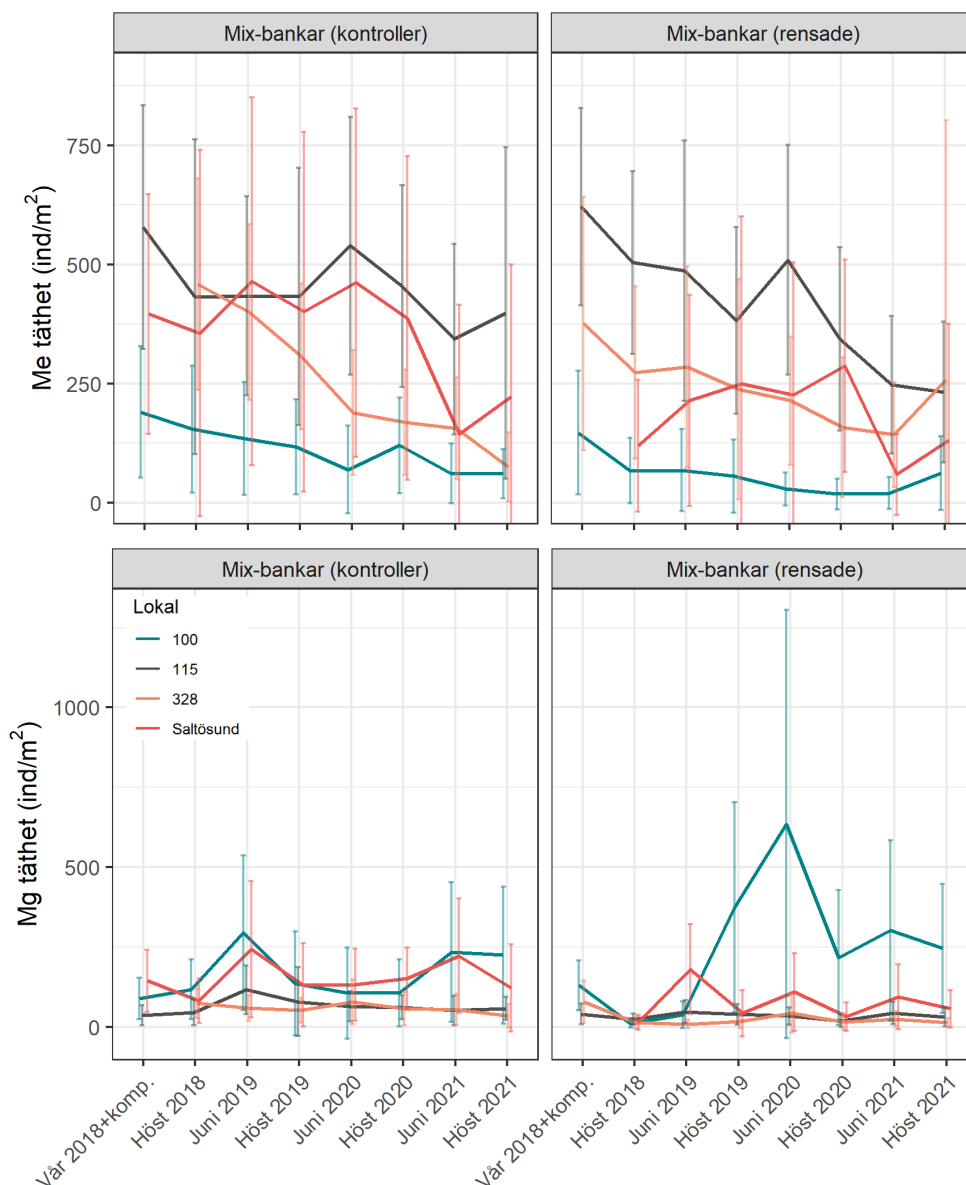
Tätheterna av musslor och stillahavsostron var, som förväntat, lika hög i båda rutorna (kontroll och de som skulle rensas) före rensningsinsatsen (vår 2018, Figur 5). Efter rensningen (Höst 2018) observerades en tydlig minskning av stillahavsostron, men också en tydlig minskning av musslor (Figur 5). Det kan noteras att trots att lokalerna inspekterades noga efter rensning så fanns ett fåtal ostron kvar på lokalerna (Figur 5, 6).

En del av minskningen av musslor kan härledas till svårigheter med att separera musslor och ostron under rensningsinsatsen. Dock förklaras inte hela minskningen av detta. Det är möjligt att musslor som slitits bort från stillahavsostron och placerats ut på banken igen försvunnit av andra orsaker, t.ex. transporterats utanför försöksrutan genom vågverkan, dött av behandlingen eller försvunnit genom predation. Populationsutvecklingen av musslor i de fyra lokalerna på både rensade och orensade lokaler var i genomsnitt likvärdig över tid efter rensningen (kurvorna har samma lutning) och antalet musslor minskade över tid i båda behandlingarna (Figur 5). För stillahavsostron observerades en tydlig återhämtning (återkolonisering) av antalet stillahavsostron redan under 2019, och tätheten av ostronen höll sig efter det på motsvarande nivå jämfört med före rensning (Figur 5).



Figur 5. Förändring över tid av medelvärde och standardavvikelse för täthet av *Mytilus* (ME, översta figuren) och stillahavsostron (MG, bottenfiguren, N. ind/m²) i försöksrutor där stillahavsostron rensats bort (renskade) eller lämnats (kontroller). Start 2018 = före rensning, Höst 2018 = efter rensning.

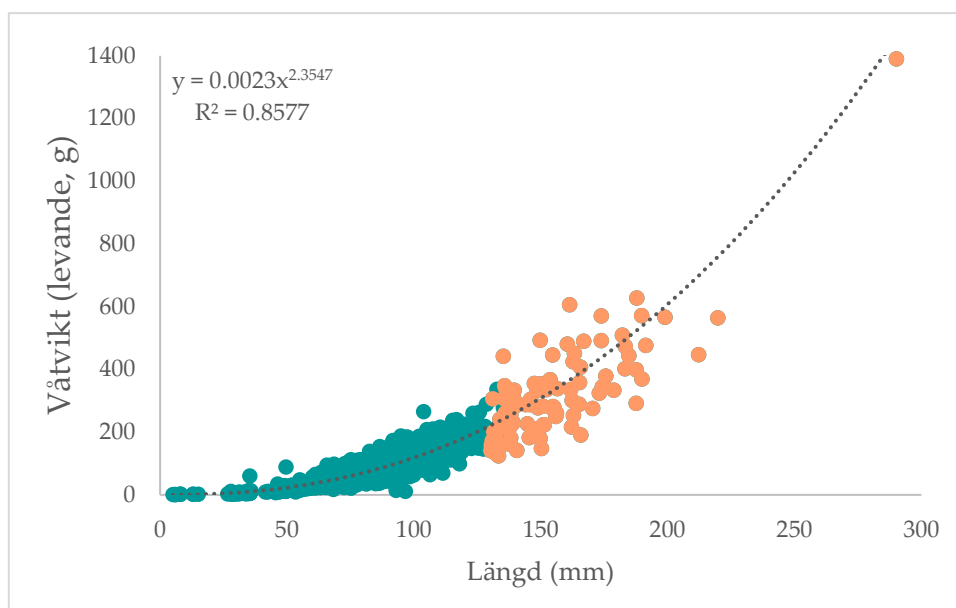
På lokalnivå noterades intressanta observationer för populationsutvecklingen av musslor och ost-ron (Figur 6). För stillahavsost-ron i rensade lokaler var det framför allt en lokal (lokal 100) som drev upp medelvärdet för antalet stillahavsost-ron över tid medan antalet stillahavsost-ron på öv-riga lokaler var relativt lågt under hela försöksperioden. Detta indikerar att det fanns stora skillna-der i återkoloniseringspotentialen av stillahavsost-ron på de olika lokalerna. Vad som orsakade denna skillnad är dock okänt och behöver utredas vidare. Vad gäller utvecklingen av antalet muss-lor på de olika lokalerna var mönstret mera spretigt. Lokal 115 t.ex. visade på en större minskning av antalet blåmusslor i den rensade delen av banken jämfört med i den orensade delen, medan lo-kal 328 visade motsatt mönster, dvs. en större minskning av antalet musslor i den orensade delen av lokalen. Det är därmed svårt att dra några slutsatser om behandlingens inverkan på musslornas utveckling vilket indikerar att andra faktorer än förekomst av stillahavsost-ron verkar vara av större betydelse för musselpopulationernas utveckling.



Figur 6. Förändring över tid av medelvärde och standardavvikelse för täthet av *Mytilus* (ME, översta figu-ren) och stillahavsost-ron (MG, bottenfiguren, N. ind/m²) i försöksrutor där stillahavsost-ron rensats bort (rensade) eller lämnats (kontroller). Start 2018 = före rensning, Höst 2018 = efter rensning. De olika fär-gerna representerar olika lokaler.

För att studera hur biomassan av stillahavsostren i de rensade lokalerna utvecklades över tid så beräknades förändringen i biomassa enligt följande metod:

1. Antalet stillahavsostren på varje lokal beräknades genom att medelantalet stillahavsostren per m² multiplicerades med arean för respektive lokal.
2. De längdmätta ostronen på varje lokal klassificerades enligt storlekskategorier med 5 mm intervall.
3. Andelen längdmätta ostron i varje storlekskategori beräknades som en proportion av antalet individer i respektive kategori dividerat med det totala antalet längdmätta individer.
4. Det totala antalet ostron i varje storlekskategori beräknades genom att andelen ostron per storlekskategori (punkt 3) multiplicerades med det totala beräknade antalet ostron på varje lokal (punkt 1).
5. För varje storlekskategori beräknades sedan vikten för ett medelstort ostron i kategorin (t.ex. för kategori 0-5 användes 2,5 mm, för kategori 5-10 användes 7,5 mm) med hjälp av en längd-vikt ekvation framtagen baserad på tidigare data (Figur 7).
6. Medelvikten för ett ostron i varje storlekskategori (punkt 5) multiplicerades sedan med det totala antalet ostron i kategorin (punkt 4) för uppskattning av biomassan av ostronen i respektive storlekskategori.
7. Den totala biomassan av ostron på varje lokal beräknades sedan som summan av vikten av alla ostron i respektive storlekskategori (punkt 6).



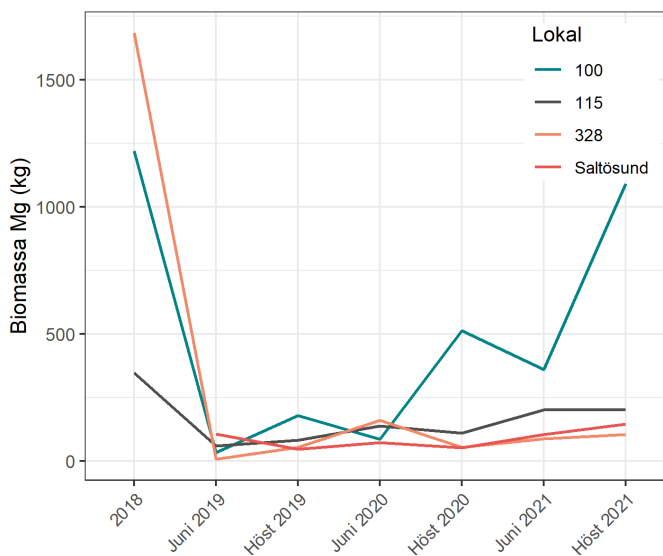
Figur 7. Vikt-längd förhållande för stillahavsostren. Gröna markörer visar data från tillväxtförsök genomfört vid Kristineberg center och korallfärgade markörer visar data från fältförsök genomförda i Koster och Tjärnö-området av Youk Greeve.

Liksom för antalet ostron hade rensningen önskad effekt på biomassan av stillahavsostren med en tydlig minskning i biomassa efter rensningen (Figur 8). För tre av fyra lokaler ökade biomassan av stillahavsostren långsamt, och höll sig på nivåer under de som påträffades före rensningen. För en av lokalerna var biomassan av stillahavsostren efter tre år nästan lika hög som före rensningen. Detta var också samma lokal som observerades ha stor återkolonisering av ostron i form av antal ostron (Figur 6). Det förefaller med andra ord vara stora skillnader i återhämtningsförmågan av ostronen på olika lokaler. Utveckling av den uppskattade biomassan för stillahavsostrenen återspeglar resultaten för antalet ostron, t.ex. att återkoloniseringshastigheten är lokalspecifik, men visar på ett

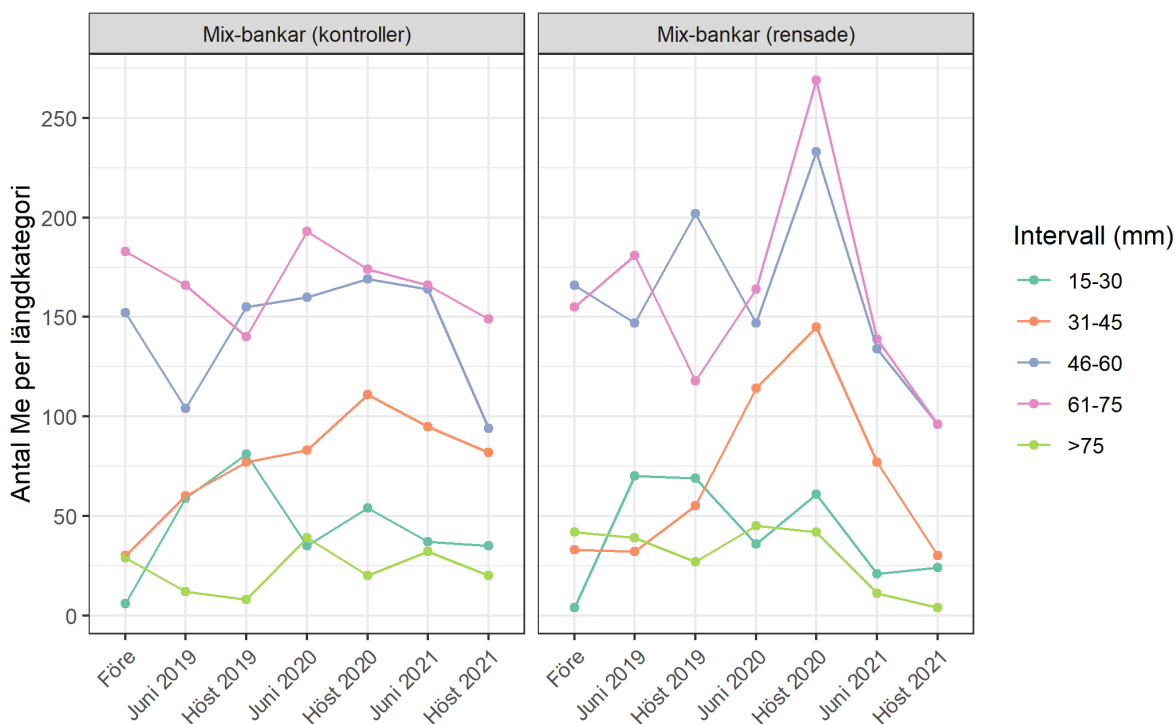
tydligare sätt att effekten av bortrensningen av ostronen i form av minskad biomassa var bestående tre år efter genomförd åtgärd på majoriteten av lokalerna. Vidare övervakning av lokalerna kan visa på hur länge en minskad biomassa av ostron kan observeras på lokalerna. Dock fanns inte möjlighet att genomföra denna övervakning inom projektets ramar.

Vid analys av temporal variation av antal musslor inom respektive storlekskategori kunde en rekryterings-topp observeras 2019 (Figur 9). Sommarens 2018 var mycket varm och det är sannolikt att detta gynnade musslornas rekrytering (vilket då noterades

som en topp för musslor i storlekskategori 15–30 mm under 2019 inventeringarna). Övriga år observerades rekrytering på årlig basis men inte i lika stor omfattning som 2019. Skillnader i rekrytering mellan behandlingarna analyserades med parat t-test med antal individer i den minsta storlekskategorin som variabel och behandling (kontroll eller rensad) som faktor. Inga skillnader i rekrytering observerades mellan rensade och orensade lokaler (Parat t-test, $df=27$, $t=0.45$, $P=0,655$).



Figur 8. Beräknad biomassa av stillahavsostren på de mussel-lokalerna som rensades 2018.



Figur 9. Förändring i antal *Mytilus* i olika storlekskategorier på lokaler med en blandning av *Mytilus* och stillahavsostren. Varje lokal har en del som rensats från stillahavsostren och en del som lämnats orensad (kontroll).

Kohorten av nyrekryter från 2018 (observerad 2019) kunde följas som en ökning i storlekskategori 31–45 under 2020 för båda lokaltyperna. Detta är en naturlig process då kohorten kommer att

”migrera” mellan storlekskategorier allt eftersom individerna växer. En minskning av antalet musslor i den största storlekskategorin kunde visuellt observeras på rensade lokaler. Skillnader i antalet stora musslor mellan behandlingarna analyserades med parat t-test med antal individer i den största storlekskategorin som variabel och behandling (kontroll eller rensad) som faktor. Inga skillnader i antalet stora musslor observerades mellan rensade och orensade lokaler (Parat t-test, $df=27$, $t=-0.01$, $P=0,995$).

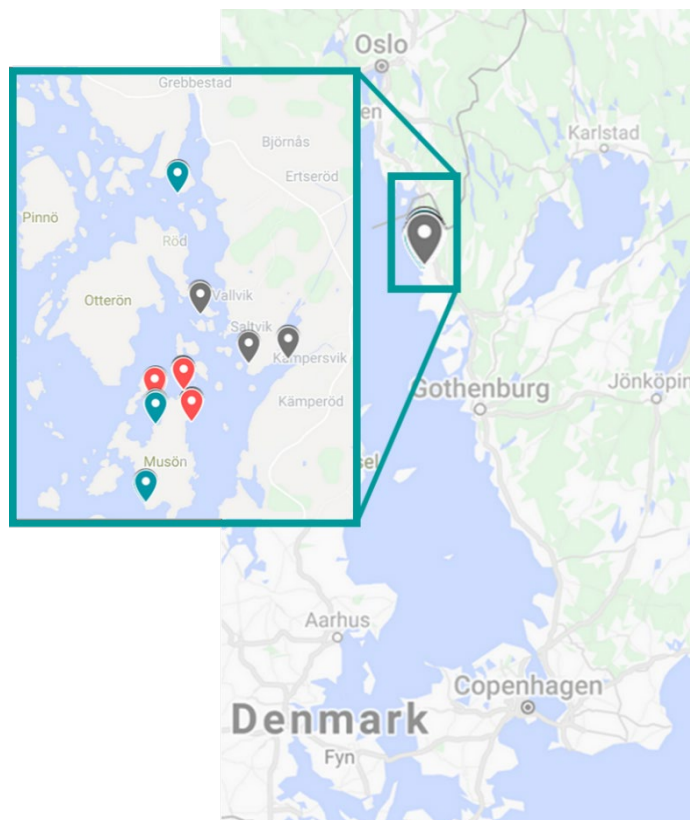
2.1.2 *Ostrea*-bankar

Studien av *Ostrea*-bankar förlades till området Grebbestad-Kämpersvik. Kriterier för urval av lokaler var likvärdig förekomst av *Ostrea* och stillahavsostron. Lokaler inom produktionsområden för vattenbruk uteslöts för att minska risken för påverkan från skörd på populationsutvecklingen. Totalt valdes tre lokaler med en blandning av båda arterna ut (mixlokaler, Figur 10). På varje lokal markerades en 10 x 10 m ruta vid det område på lokalen med högst täthet av ostron. Som markering användes betongklumpar med en repstump och ett flöte som placerades i varje hörn av varje ruta. Vid inventering filmades tre transekter i varje ruta med släpvideo. Försökslokalerna inventerades varje höst (oktober/november). De filmade transekterna analyserades genom att antalet *Ostrea* och stillahavsostron på varje transekt räknades. Stillbilder placerades ut längs med de filmade transekterna och 100 *Ostrea* längd-mättes från bilderna.

För analys av nyrekryteringsmönster och förändring i populationsstruktur i rensade vs. orensade försöksrutor grupperades insamlade längddata i olika storlekskategorier. Storlekskategorierna bestämdes utifrån följande kriterier:

1. Marknadsstorlek för *Ostrea* (ca 70-85 mm)
2. Medelstorlek för odlade *Ostrea* (1,5 år gamla) i augusti och september (dvs. något tidigare än inventeringarna genomfördes), 65 g ± 10 mm (intervallet blev få från marknadsstorlek till 55 mm)
3. En storlekskategori för mindre ostron (<55 mm)
4. En storlekskategori för större ostron (>85 mm)

De resulterande storlekskategorierna var <55, 56-70, 71-85, >85 mm. Andelen individer inom respektive kategori beräknades som antalet *Ostrea* inom respektive kategori dividerat med det totala antalet längdmätta individer vid varje tillfälle.

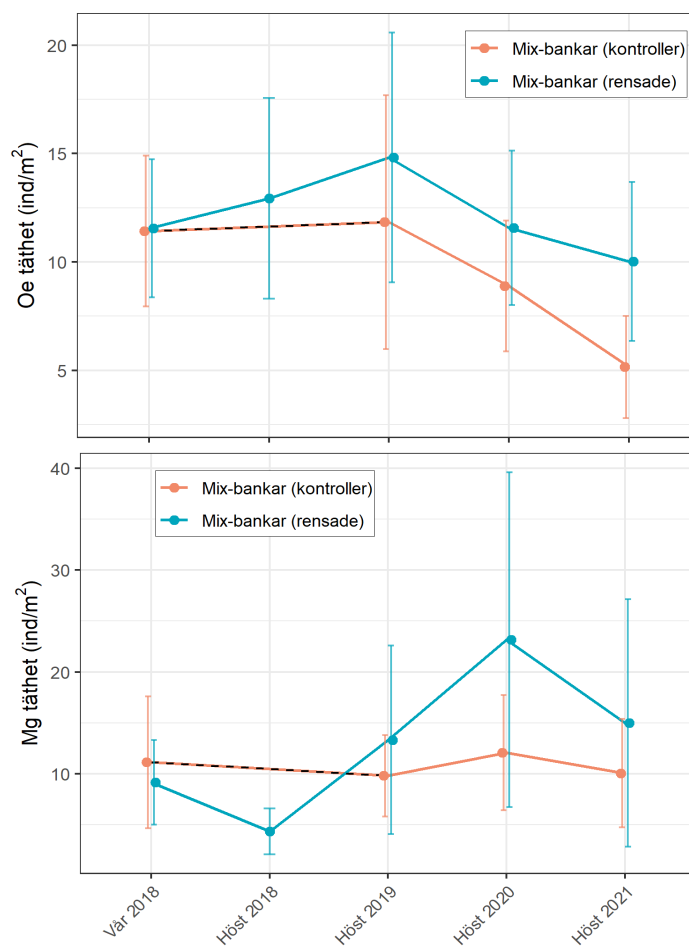


Figur 10. Lokalisering av *Ostrea*-lokaler inventerade 2018-2021 för uppföljning av effekt av bortrensning av stillahavsostron på *Ostrea*. Orange = mixbankar med både *Ostrea* och stillahavsostron, grön = *Ostrea*-bankar, grå = stillahavsostronbankar. I detta försök inventerades endast mixbankarna. Karta från Google maps.

Bortrensning av stillahavsostrom ur *Ostrea*-bankar genomfördes genom manuell bortplockning med snorkling och dykning. Den ruta som skulle rensas gick igenom enligt ett strukturerat sökmönster som gick från sida till sida av rutan. Alla ostrom som påträffades samlades upp och lades i lövkorgar som placerats på botten och som sedan tömdes i större behållare på en båt. Totalt tre försöksrutor på tre olika försökslokaler rensades (en ruta per lokal). Den rensade ytan per lokal varierade mellan 160-175 m² (8 x 20 m på två lokaler och 10 x 17.5 m på en lokal). Den genomsnittliga tidsåtgången för att rensa denna yta från ostrom var ca 36 h (dvs. ca 2,5 dagar för två personer). I genomsnitt rensades drygt 2 m³ ostrom bort från varje lokal, motsvarande ca 6 000 individer eller 1,3 ton (Tabell 1). Jämfört med *Mytilus*-lokaler rensades en större yta på kortare tid i *Ostrea*-lokaler. Detta kan bero dels på en mindre arbetsinsats för separation av ostromarterna (som inte fästs ihop av byssustrådar som i fallet med musslor), men naturligtvis också på en lägre täthet av ostrom per areaenhet. En sammanställning av rensningsaktiviteterna presenteras i Tabell 1.

Tätheterna av *Ostrea* och stillahavsostrom var, som förväntat, lika hög i båda rutorna (kontroll och de som skulle rensas) före rensningsinsatsen (vår 2018, Figur 11). Efter rensningen inventerades endast de rensade rutorna igen (höst 2018). En tydlig minskning av stillahavsostrom noterades vid detta inventeringstillfälle. Det kan noteras att trots att lokalerna inspekterades noga direkt efter rensning så fanns stillahavsostrom kvar på lokalerna vid senare uppföljning. Det är med andra ord svårt att lyckas med en 100%-ig rensningsinsats.

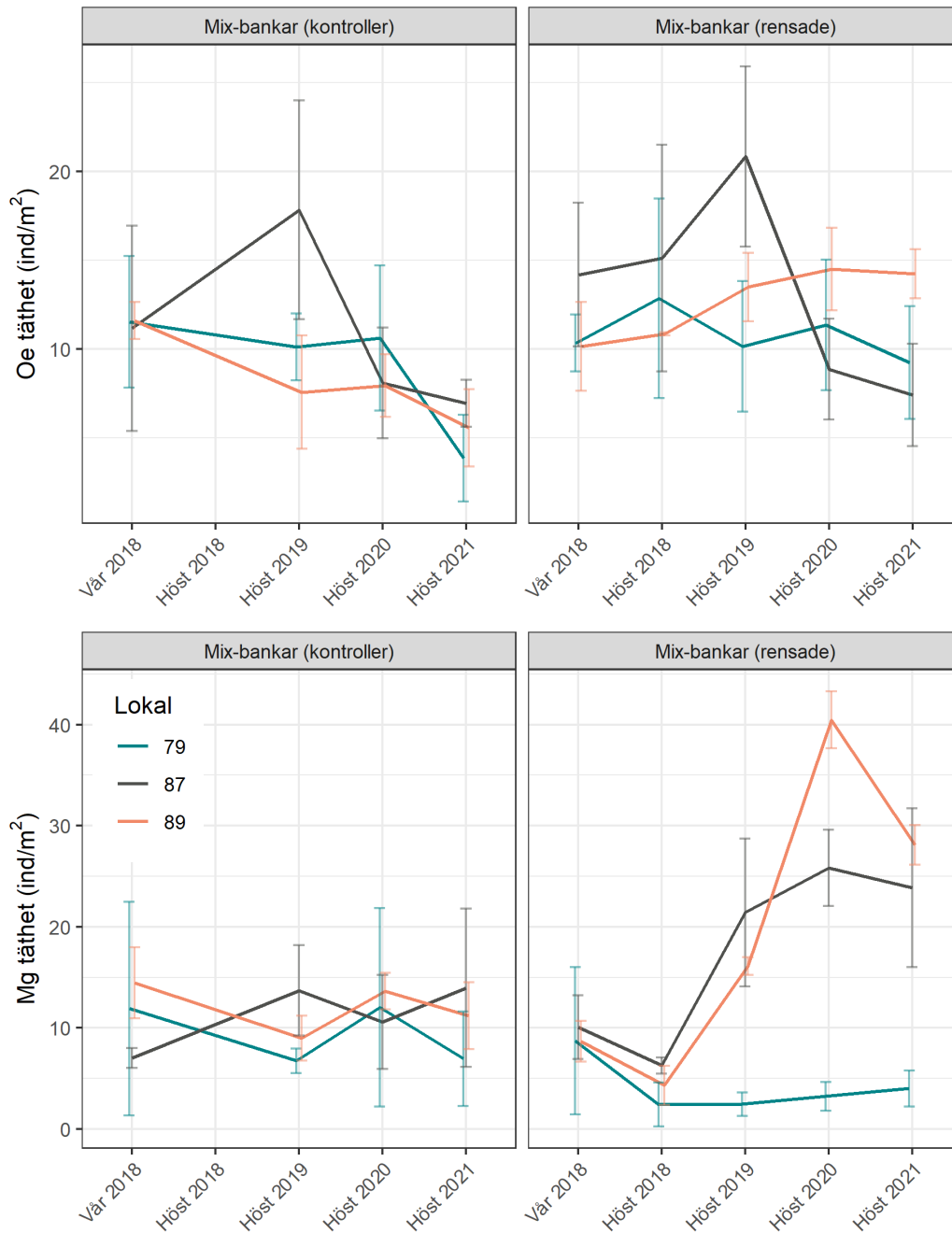
Tätheten av *Ostrea* föreföll öka efter bortrensning av stillahavsostrom (Figur 11, höst 2018). Detta är inte en biologiskt sannolik händelse då en potentiell förökning av ostromen med omfattande bottenfällning av yngel under sommaren 2018 inte kunde detekteras med videoinventering pga. ostromens storlek. Det fanns inte heller några visuella observationer av någon omfattande nyrekrytering av *Ostrea* på lokalerna. Det är därmed mer troligt att denna ökning är en provtagningsartefakt där *Ostrea* syns tydligare då stillahavsostromen plockats bort. Med andra ord var tätheten av *Ostrea* i mixbankar med stor sannolikhet underskattad. Med hänsyn tagen till den synbara ökningen av *Ostrea* i rensade bankar ser populationsutvecklingen av arten ut att vara likvärdig över tid i båda typlokalerna (kurvorna har samma lutning), och tätheten av *Ostrea* på lokalerna uppvisade en generell minskande trend. För



Figur 11. Förändring över tid av medelvärde och standardavvikelse för täthet av *Ostrea* (OE, N. ind/m²) och stillahavsostrom (MG, N. ind/m²) i försöksrutor där stillahavsostrom rensats bort (renskade) eller lämnats (kontroller). Vår 2018 = före rensning, Höst 2018 = efter rensning. Tiden mellan "före rensning (2018)" och "höst 2019" för mix-kontroll bankar är markerad med streckad linje för att förtydliga att ingen mätning gjorts mellan dessa tidpunkter.

stillhavsostron sågs en tydlig återhämtning (återkolonisering) av antalet stillhavsostron redan under 2019, och tätheten av ostronen ökade sedan över tid (med vissa variationer) jämfört med före rensning (Figur 11). Tätheten av stillhavsostron på rensade lokaler föreföll också öka jämfört med på lokaler som inte rensats.

På lokalnivå noterades intressanta mönster för populationsutvecklingen av *Ostrea* och stillhavsostron (Figur 12). För stillhavsostron observerades att en lokal (lokal 79) avvek från det generella mönstret med snabbt ökande återkolonisering av stillhavsostron i rensade bankar. På motsvarande sätt som för musslor verkar med andra ord lokalspecifika förhållanden vara viktiga för hur



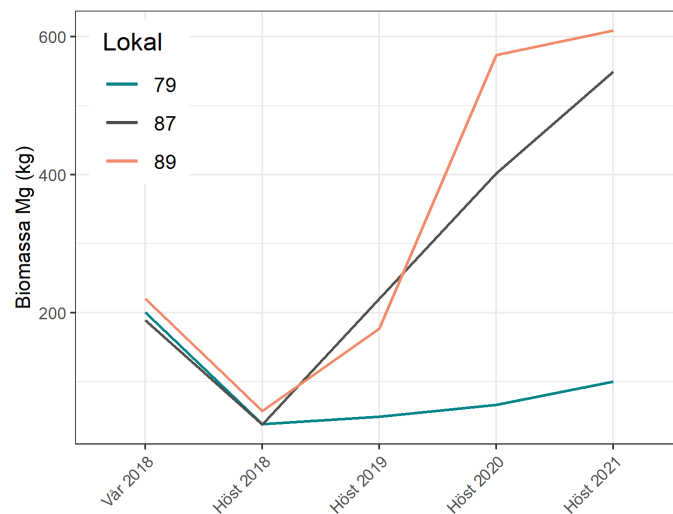
Figur 12. Förändring över tid av medelvärde och standardavvikelse för täthet av *Ostrea* (OE, översta figuren) och stillhavsostron (MG, bottenfiguren, N. ind/m²) i försöksrutor där stillhavsostron rensats bort (rensade) eller lämnats (kontroller). Start 2018 = före rensning, Höst 2018 = efter rensning. De olika färgerna representerar olika lokaler.

snabbt återkoloniseringen av stillahavsostrom sker och fler studier krävs för att utreda vad som påverkar återkoloniseringshastigheten. Detta är av speciell vikt då en bortrensning av stillahavsostrom kan leda till etablering av fler stillahavsostrom jämfört med före rensningsinsatsen.

Vad gäller utvecklingen av antalet *Ostrea* på de olika lokalerna var mönstret mera spretigt. Generellt sett såg antalet *Ostrea* ut att minska i de orensade lokalerna, medan det som observerades som en generell minskning också i de rensade lokalerna i medelvärdesanalysen uppvisar ett mer komplext mönster. På de rensade delarna av bankarna uppvisade en av lokalerna en relativt stabil populationsutveckling av *Ostrea* (lokal 79), en av lokalerna (lokal 89) uppvisade en ökning av antalet *Ostrea*, och en lokal (lokal 87) uppvisade en minskning av antalet *Ostrea*. Liksom för musslorna indikerar detta att andra faktorer än förekomst av stillahavsostrom verkar vara av större betydelse för *Ostrea*-populationernas utveckling.

För att studera hur biomassan av stillahavsostrom i de rensade lokalerna utvecklades över tid så beräknades förändringen i biomassa av stillahavsostrom på motsvarande sätt som för musslor (se kapitel 2.1.1). Liksom för antalet stillahavsostrom hade rensningen önskad effekt på biomassan av stillahavsostrom med en tydlig minskning i biomassa efter rensningen (Figur 13), och liknande mönster som för antalet stillahavsostrom kunde observeras (tydlig ökning på två av lokalerna till nivåer över de som observerades före rensningen).

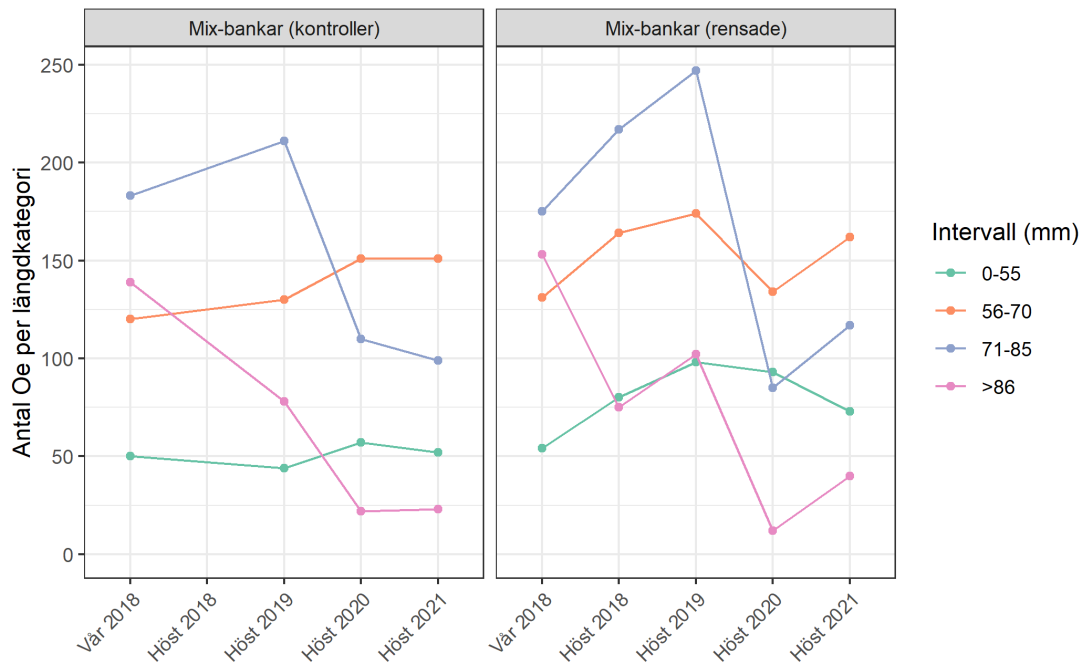
För en av lokalerna var biomassan av stillahavsostrom efter tre år fortfarande lägre än före rensningen. Detta var också samma lokal som observerades ha liten återkolonisering av stillahavsostrom i form av antal ostron (Figur 12). Utveckling av den uppskattade biomassan för stillahavsostromen visar att bortrensningen av ostronen endast ledde till en bestående minskning av biomassan av ostron på en av lokalerna.



Figur 13. Beräknad biomassa av stillahavsostrom på de *Ostrea*-lokaler som rensades 2018.

Vid analys av temporal variation av antal *Ostrea* inom respektive storlekskategori kunde rekrytering observeras årligen (storlekskategori <55 mm, Figur 14). Skillnader i rekrytering mellan behandlingarna analyserades med parat t-test med antal individer i den minsta storlekskategorin som variabel och behandling (kontroll eller rensad) som faktor. Antalet individer i den minsta storlekskategorin var signifikant högre i rensade jämfört med orensade lokaler (Parat t-test, $df=14$, $t=-3,31$, $P=0,005$). På grund av de metodproblem som noterades rörande antalet registrerade *Ostrea* i rensade vs. orensade lokaler är det dock svårt att säga om detta är en effekt av rensningsinsatsen som gjorde det lättare att se små *Ostrea* eller om rekryteringen gynnats av att stillahavsostrom avlägsnats. Stillahavsostrom har observerats kunna utgöra substrat för *Ostrea* (Christianen m.fl. 2018). Liknande observationer har också gjorts i Sverige (Figur 15). Detta indikerar en positiv interaktion mellan stillahavsostrom och *Ostrea*, vilket borde innebära en ökad rekrytering i orensade bankar istället för i rensade bankar. Det finns dock fler aspekter som kan påverka rekryteringen av *Ostrea*, t.ex. larvpredation och födokonkurrens. Effekterna av stillahavsostromen på dessa processer är dåligt studerad, men det är känt att stillahavsostrom kan äta upp larver av musslor (Troost 2009), och det är därför inte osannolikt att detta också kan vara en aspekt att beakta också för *Ostrea*.

Sammantaget kan konstateras att hur stillahavsostron påverkar rekryteringen av *Ostrea* är en fråga som behöver utredas närmare.



Figur 14. Förändring i andel *Ostrea* (OE) i olika storlekskategorier på lokaler med en blandning av *Ostrea* och stillahavsostron. Varje lokal har en del som rensats från stillahavsostron och en del som lämnats orensad (kontroll).

En oroande observation i storlekskategoridatat är att även om de flesta storlekskategorier inte uppvisar några uttalade trender så minskade andelen stora *Ostrea* över tid. Detta är speciellt oroande då stora *Ostrea* har hög fekunditet och producerar stora larver (som därmed har större potential för lyckad metamorfos vid bottenfällning) och därmed bidrar mycket till rekryteringsprocessen (Walne 1964), men också då detta indikerar att övergången från de andra storlekskategorierna till kategorin med de största ostronen inte är stabil. Skillnader i antalet stora *Ostrea* mellan behandlingarna analyserades därför med parat t-test med antal individer i den största storlekskategorin som variabel och behandling (kontroll eller rensad) som faktor. Antalet stora *Ostrea* var signifikant högre på rensade lokaler jämfört med på kontrolllokaler (Parat t-test, $df=14$, $t=-2,46$, $P=0,028$). Det är troligt att detta är en konsekvens av de metodproblem som noterades rörande antalet registrerade *Ostrea* i rensade vs. orensade bankar (Figur 11). Vad som orsakar minskningen av stora ostron är dock i dagsläget inte känt. Det är möjligt att de studerade bankarna skördats trots att de legat utanför produktionsområden, eller så kan minskningen ha skett genom annan dödlighet av stora ostron. Vidare studier behövs för att bekräfta en fortsatt minskning av förekomsten av stora *Ostrea* samt att utreda om minskningen orsakas av naturliga processer eller antropogena aktiviteter.



Figur 15. *Ostrea* som bottenfällt på stillahavsostron i Sverige.

2.2 Beståndsförstärkning av *Mytilus*

En möjlighet för att stärka befintliga bestånd av *Ostrea* eller *Mytilus* är genom restaurering eller beståndsförstärkning där juvenila individer eller aduler placeras ut i områden med låga tätheter av målarten. Det kan vara i områden där det enligt historiska arkiv har funnits *Mytilus*- eller *Ostrea*-bankar tidigare men som har försvunnit eller där det finns låga tätheter kvar idag. Inom bivalvprojektet genomfördes flera studier med syfte att utvärdera hur beståndsförstärkning av *Ostrea* och *Mytilus* kan genomföras och vilka aspekter som behöver beaktas i genomförandet.

2.2.1 Småskalig beståndsförstärkning i Stigfjorden – påverkan av musselstorlek och substrat på överlevnad av *Mytilus*

Det småskaliga försöket i Stigfjorden genomfördes i samarbete med 8+ fjordar, Miljöteknik i Väst och Bohus havsbruk.

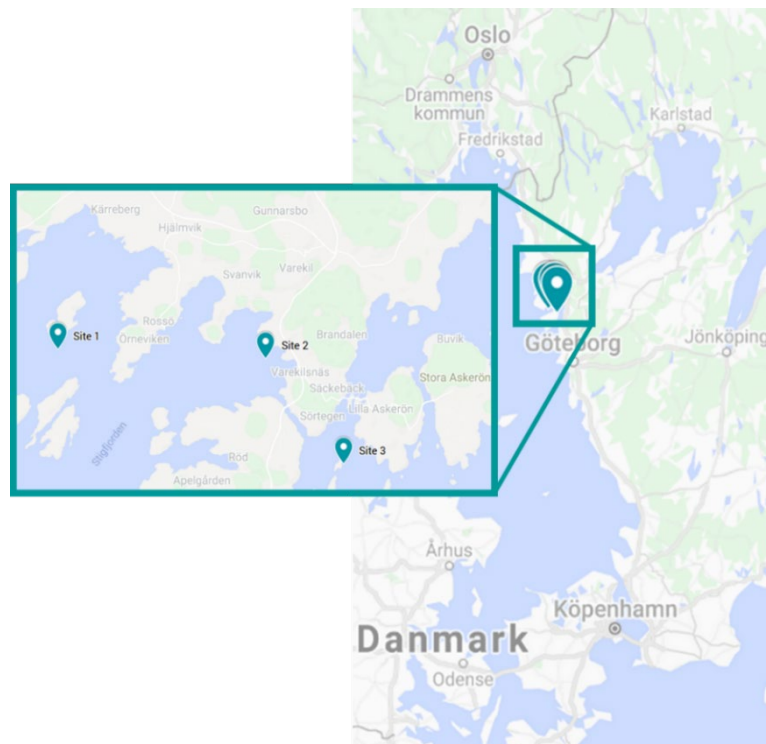
2.2.1.1 Försökslokaler och genomförande

För att utvärdera metodik för beståndsförstärkning, bland annat genom att undersöka om storlek på utplacerade musslor påverkade restaureringsframgång, genomfördes ett fältförsök på tre lokaler i och utanför Stigfjorden (Figur 16) under november-december 2018. Lokalerna valdes ut baserat på tre kriterier:

- 1) förekomst av levande musslor på lokalen, men i låga tätheter
- 2) jämn djuputbredningen inom lokalen
- 3) ej för exponerat.

En utförlig metodbeskrivning finns i Svedberg (2019) varför metoden endast beskrivs översiktligt här. I försöket utvärderades två faktorer; dels effekten av storleken på musslorna på förändring i täckningsgrad, dels effekten av olika substrat på förändring i täckningsgrad av musslor. Lokal användes som replikering för dessa behandlingar. Musslorna som användes i försöket hämtades på en av Bohus Havsbruks närliggande odlingar i Stigfjorden.

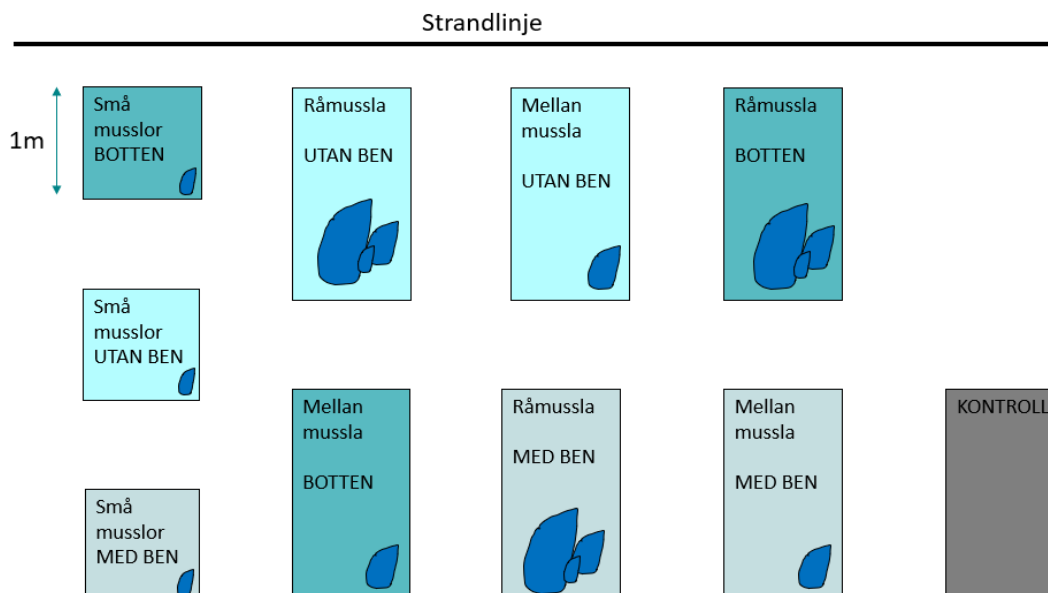
Tre olika storlekar av musslor användes (medel \pm SD; liten: 27 ± 5 mm, mellanstor: 38 ± 8 mm och råmussla: 58 ± 16 mm). Den minsta musslan är den storlek som kommer ut efter första tvättningen i skördeprocessen.



Figur 16. Karta över Stigfjorden med lokaler för beståndsförstärkningsförsöket markerade med grön markör. Karta från Google maps.

Mellanstor mussla är de musslor som sorteras ut i slutskedet av skörden då de anses vara för små för konsumtion. Råmussla är de musslor som plockats av direkt från näten på odlingsanläggningen och som inte körts genom sorteringsmaskinen. Denna kategori inkluderar därmed både stora (musslor i konsumtionsstorlek) samt små musslor. Alla tre musselstorlekar testades för att utvärdera vilka som var lämpligast för restaurering. I tillägg utvärderades tre olika substrattyper; musslor placerades direkt på botten, på ett substrat (kokosnötsfibernet, maskstorlek 30x30mm, trådtjocklek 5-8mm) uppspant på en träram placerad direkt på botten, eller på ett substrat (kokosnötsfibernet) uppspant på en ram med ben (musslor hamnade ca 10 cm ovanför botten). Tanken med substrat på ben var att se om musslorna klarade sig bättre om de placerades lite ovanför sedimentet (vilket förbättrat vattenomsättning runt musslorna och ev. minskar predation från bottenlevande predatorer). Nät av kokosnötsfiber användes som en fortsättning på de yngelsamlingsförsök som 8+ fjordar bedrivit i tidigare försök. Näten spändes upp på träramar för att minska trådarnas rörelse i nätet då det visat sig i tidigare försök att nätens rörelse (orsakad av vågverkan) skavt av musslor i noderna där nätmaskorna möttes. Detta var en konsekvens av att trådarna i denna typ av nät inte var knutna vilket gjorde nätet mindre stabilt. Detta medför att hållfastheten för kokosnötsfibernet är för dålig under yngelsamlingsprocessen om det inte stadgas upp.

På varje lokal placerades tre replikat av varje substrattyp ut, en för varje storlek av mussla, vilket resulterande i nio behandlingar per lokal. Behandlingarnas placering slumpades ut på respektive lokal. Kontrollrutur utan substrat eller musslor etablerades också på varje lokal (Figur 17). Syftet med kontrollrutorna var att säkerställa att täckningsgraden av musslor i försöksrutorna inte påverkades av tillförsel av andra musslor från närområdet under försöksperioden. Alla bottenbehandlingar samt kontrollrutorna markerades ut med bambupinnar i hörnen och varje lokal märktes ut vid ytan i varje hörn av lokalen. Vid varje bambupinne mättes djupet, och tid och datum för djupmätningen noterades för efterföljande beräkning av djup relaterat till medelvattenstånd. För mellan- och rå-musslor var försöksrutorna (substraten) 1x2m (Figur 17) och för de minsta musslorna användes rutur som var 1x1m. Försöksrutorna (med olika substrat) placerades med en meters mellanrum på liknande djup (ca 70-90cm).



Figur 17. Exempel på utplacering av provrutur på lokal (Lokal 1). Mellanrummet mellan varje provruta är 1 meter.

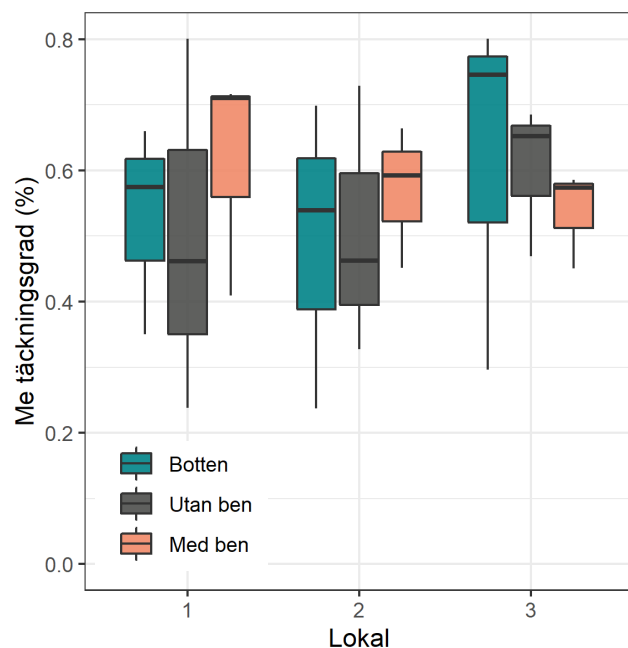
Efter att musslor hämtats i odlingsanläggningen transporterades de till respektive lokal för att läggas ut på substraten och ramarna med kokosnätfibernet förankrades med armeringsjärn (Figur 18).



Figur 18. Substrat-ram bestående av träram med kokosfibernet (vänster) och förberedelse av ramar med blåmusslor som placerades ut på botten (höger). Foto: Ann-Christin Mathiasson.

Substrat-ramarna täcktes med musslor så de hade 100 procent täckningsgrad. Utläggningen skedde mellan den 14e och 27e november 2018. Ca en vecka efter nedsänkning av alla substrat (5e december) fotodokumenterades de med en GoPro-kamera (GoPro HERO 5) från en SUP (stand up paddling) bräda för att inte sedimentet skulle re-suspendera från botten och minska siktdjupet vid fotografering. Fem närbilder togs slumpmässigt på varje substrat med en tumstock placerad på varje bild som storleksreferens. Försöket kontrollerades regelbundet under vintern och fotodokumenterades i april för utvärdering av förändring av täckningsgrad av musslor över tid. Även om täckningsgraden vid utplacering av behandlingarna på försökslokalerna var 100 procent så hade musslorna förändrat sin aggregering vid den efterföljande fotodokumentationen en vecka senare, vilket resulterade i lägre täckningsgrad än planerat vid försöksstart (Figur 19).

Bilderna som tagits vid fotodokumentation användes för att bedöma täckningsgrad av musslor (%) på substraten. För att öka möjligheten att identifiera skillnader mellan behandlingar bestämdes också täthet av musslor (individer/m²) på varje bild genom att en kvadrat markerades på varje bild och antalet musslor i bilden räknades. Kvadraterna gjordes så stora som möjligt utan att tumstocken som placerats på varje bild som storleksreferens kom med i rutan (då den täckte musslor och försvårade räkningen) och utan att



Figur 19 Täckningsgrad av musslor i försökets början (december 2018) utplacerade på olika typer av substrat (musslor placerade direkt på botten, placerade på ett substrat bestående av kokosnötsfibernet uppspant på en träram som placerades direkt på botten, samt kokosnötsfibernet uppspant på en träram som höjdes upp från botten med korta ben).

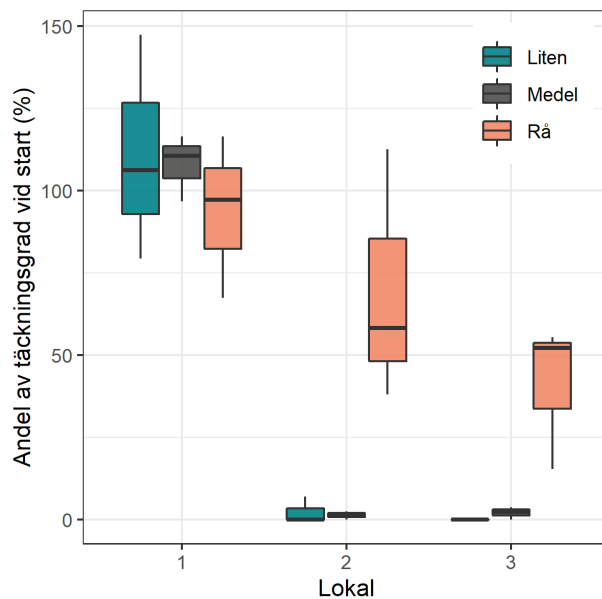
kvadraterna täckte samma område (i de fall bilderna överlappade något). Alla individer som var helt inne i kvadraten räknades och individer som var delvis inne i kvadraten räknades på två av kvadratens sidor men uteslöts på de övriga två sidorna. På kantbilder togs 10 cm närmast kanten bort på varje bild för att undvika kanteffekter. Detta resulterade i att den totala arean som bedömdes för täthetsberäkningar för varje substrat varierade något, men som minst analyserades 5 procent av varje substrats area vilket i en känslighetsanalys visade sig ge stabila uppskattningar av täthet av musslor i behandlingarna.

För att undvika underskattning av antalet musslor på bilderna (då de ofta satt i klumpar) så genomfördes ett kvalitetssäkringstest på labb där musslor placerades på en sandbotten (liknande substrat som på lokalerna i försöket), på kokosnötsfibernet liggande på botten eller på kokosnötfibernät uppspant över en behållare i ett genomflödessystem med ytvatten. Musslorna tilläts aggregera sig under ca 1 vecka, fotodokumenterades och räknades för hand. Antalet musslor räknade på bilderna jämfördes sedan med antalet musslor räknade för hand från varje behandling och en korrigeringsfaktor togs fram för varje behandling. Fem replikat användes per substrat och storlek på mussla. Korrigeringsfaktorn för respektive behandling och storlek användes för att beräkna det faktiska antalet musslor baserat på data från bildanalyserna.

För att bedöma effekt av behandling (storlek och substrat) på musslorna analyserades förändring i täckningsgrad över tid (täckningsgrad slut/täckningsgrad start x 100) samt överlevnad (sluttäthet/starttäthet x 100).

2.2.1.2 Effekt av storlek och utplaceringsmetod på vinteröverlevnad

Vid avläsning av försöket i april 2019 observerades stora skillnader i täckningsgrad mellan behandlingarna (storlek och substrat, Figur 20). På två av lokalerna (lokal 2 och 3) var de två minsta storlekarna av musslor i stort sett borta. Även råmusslorna på dessa lokaler hade minskat avsevärt i täckningsgrad. Alla tre storlekarna fanns dock kvar på lokal 1 och inga förändringar i täckningsgrad kunde observeras. I några fall observerades till och med att förändringen i täckningsgrad var >100% (Figur 20). Detta är troligtvis en provtagningsartefakt då det inte är sannolikt att täckningsgrad av musslor ökar under vinterhalvåret då rekrytering inte sker. Detta stärks av att inga stora förändringar i täckningsgrad eller täthet av musslor observerades på kontrollrutorna. I tillägg orsakade aggregeringen stor variation mellan replikat vilket kan vara en förklaring till den positiva förändring i täckningsgrad som observerades för vissa replikat.

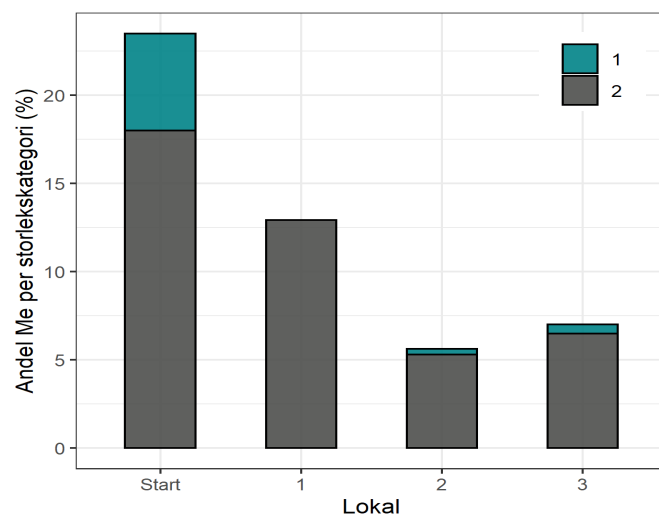


Figur 20 Förändring i täckningsgrad av musslor av olika storlek mellan december 2018 och april 2019. Observera att figuren visar förändring i täckningsgrad, inte den slutgiltiga täckningsgraden vid försökets slut. 100 procent innebär därmed ingen förändring i täthet mellan studiens början och avslut.

Den kraftiga minskningen av musslor på två lokaler försvårade statistiska analyser då det var tydligt att en oväntad faktor påverkade vår responsvariabel (täckningsgrad) mer än de faktorer vi valt att testa (dvs. storlek och substrat) och lokal behövde därmed ingå som faktor i analysen. På de lokaler där musslor minskat dramatiskt (lokal 2 och 3) observerades ejder vid inspektion av försöket

under vintern. Dessa observationer sammantaget med minskningen speciellt av små och mellanstora musslor indikerar att ejder kan vara en starkt bidragande orsak till minskningen av musslor. För att se om statistiska tester kunde påvisa den observerade effekten av storlek trots dessa utmaningar så genomfördes en GLM (general linear model) med förändring i täckningsgrad över tid som variabel, lokal som slumpmässig (random) faktor och substrat samt storlek som fixa faktorer. Täckningsgrad vid start användes som covariat. För att uppfylla förutsättningarna för parametriska tester fick datat roten ur (sqrt) transformeras. Resultatet visade ingen signifikant effekt av substrat, varför analysen upprepades utan substrat som faktor. Analysen uppvisade samma mönster som den visuella observationen av datat, en signifikant effekt av lokal (GLM, $F_{2,4}=10,7$, $P=0,024$) samt en signifikant interaktion mellan lokal och storlek (GLM, $F_{4,17}=0,5$, $P=0,001$, Figur 20). Överlevnaden av musslor (förändring av täthet (antal musslor/m²) i december-april) analyserades på motsvarande sätt, dock med en $\text{Asin}(\sqrt{x+0.01})$ transformering, och uppvisade samma mönster som data över täckningsgrad varför enbart denna variabel redovisas här.

För att utreda anledningen till minskningen av råmusslor på lokal 2 och 3 analyserades längdfördelningen av musslorna. Råmusslor längdmättes vid försökets start samt i juni. Längddatat klassificerades enligt de storlekskohorter som användes i försöket (små: 27 ± 5 mm, mellan: 38 ± 8 mm och stora: 58 ± 16 mm) och andelen *Mytilus* i varje storleksklass beräknades som antal individer inom varje storleksklass dividerat med det totala antalet längdmätta individer. Analys av storleksfördelningen visar att andelen små- och mellanmusslor minskade från start till juni, samt att minskningen var större på lokal 2 och 3 än på lokal 1 (Figur 21). En viss övergång från små till mellanstora och från mellanmusslor till stora musslor kan förväntas över tid trots de låga temperaturerna som begränsar tillväxten för *Mytilus* under vintern. Denna trend kan observeras på lokal 1. Då täckningsgraden av råmusslor på lokal 1 inte förändrats över tid (Figur 20) kan denna lokal användas som referenslokal för hur en "naturlig" förändring i storleksfördelning kan se ut. Jämfört med lokal 1 var förekomsten av mellan- och små musslor bland råmusslorna på lokal 2 och 3 lägre i juni. Detta indikerar att dessa storlekskategorier påverkats negativt också i råmusselbehandlingen (dvs. möjlig ejderpredation också i denna behandling), vilket kan förklara minskningen i täckningsgrad och täthet på dessa lokaler också för råmusslor. Ejder föredrar att äta blåmusslor som är 10–50 mm (Hilgerloh och Pfeifer 2002), vilket skulle kunna förklara minskningen av de små och medelstora musslorna.



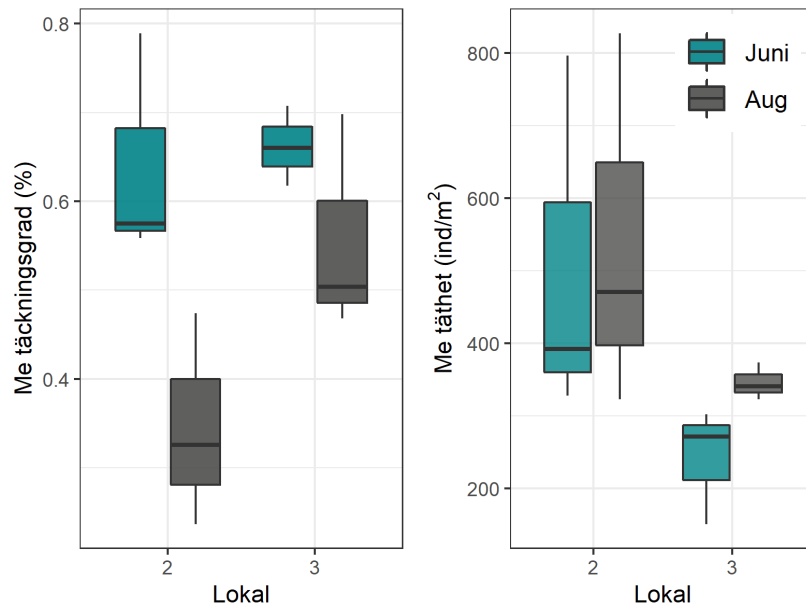
Figur 21. Procentuell andel små- (1: 27 ± 5 mm, turkos stapel) och mellanmusslor (2: 38 ± 8 mm, grå stapel) (%) i råmussel-behandlingen vid försökets start, samt på lokal 1–3 i juni vid försökets slut. Storlekarna baseras på de storleksintervall som användes för olika behandlingar vid försöksstart.

2.2.1.3 Överlevnad under sommarsäsongen

Då de små och mellanstora musslorna påverkades mycket av lokalspecifika förhållanden under vintern följdes sommaröverlevnad upp endast för råmusslor. Substraten tidigare använda för mellanmusslor på lokal 2 och 3 användes för försöket. Alla tre substraten (dvs. direkt på botten, på kokosnötsfibernät uppspant på en träram placerad direkt på botten, och på kokosnötsfibernät uppspant på en ram med ben) återanvändes då substrat visat sig inte påverka förändring i

täckningsgrad eller överlevnad av musslor. Råmusslor hämtades från samma odling som tidigare. Utplacering skedde i slutet av juni och substraten fotograferades ca en vecka efter utläggning. Bilderna analyserades på motsvarande sätt som tidigare. Försöket kontrollerades regelbundet och avläsning skedde i augusti, då substraten fotodokumenterades igen. Data över både täckningsgrad och täthet Log10-transformerades före analys för att uppfylla förutsättningarna för parametriska tester. Datat för juni och augusti analyserades med parat t-test med täckningsgrad (%) eller täthet (musslor/m²) som variabel.

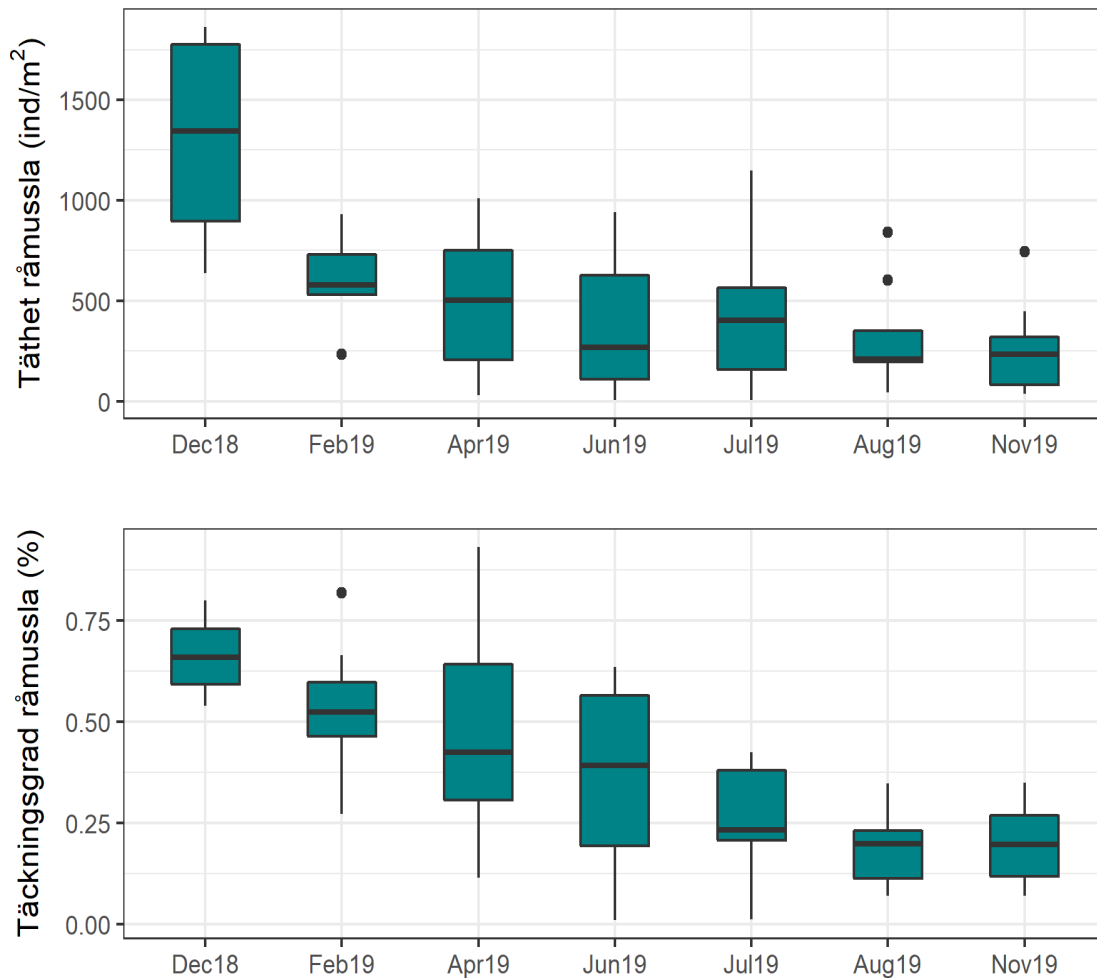
Täckningsgraden för musslorna var signifikant lägre i augusti än i juni (df=5, P=0,025, Figur 22) men täthet av musslor förändrades inte över tid (parat t-test, P>0.05). Minskningen i täckningsgrad kan förklaras genom aggregering av musslor över tid då tätheten av musslor inte förändrats. Analys av storleksfördelning enligt tidigare beskriven metod (se stycket vinteröverlevnad) visade liksom tidigare på en minskning av små och mellanstora musslor till fördel för stora musslor, vilket är en naturlig utveckling i och med musslornas tillväxt över sommaren. Inga tecken på nyrekrytering observerades på lokalerna.



Figur 22. Täckningsgrad (%) och täthet (antal musslor/m²) av råmusslor utlagda på olika substrat i juni och uppföljda i augusti på två lokaler. N=3 per lokal.

2.2.1.4 Sammantagen överlevnad

För att få en uppfattning om sannolikheten för framgång av en restaureringsinsats ur ett längre perspektiv följdes råmussel-behandlingen på lokal 1 till 3 från försöksstart tills ett år hade passerat. Vid försökets start var den genomsnittliga täckningsgraden och tätheten av råmusslor (medel för alla lokalerna oavsett substrat) 67 procent och ca 1 300 individer/m². I november, året efter, var motsvarande värden 20 procent och 268 individer/m², dvs täckningsgraden sjönk med 47 procent och tätheten minskade med 79% (dvs. överlevnaden var generellt 21 procent, Figur 23). Små- och mellanmusslor följdes på lokal 1 under samma tidsperiod. Vid försökets start var den genomsnittliga täckningsgraden och tätheten av dessa storlekar (medel för alla lokalerna oavsett substrat) 58 och 33 procent och ca 2 400 och 3 900 individer/m² för respektive små- och mellan musslor. I november 2019, året efter, var motsvarande värden 33 och 11 procent och 600 och 300 individer/m² för respektive medel och små musslor, dvs täckningsgraden sjönk med 25 och 22 procentenheter och tätheten var 26 och 8 procent jämfört med vid försökets start för respektive medel och små musslor. Detta kan jämföras med överlevnaden för små- och mellanmusslor på lokal 2 och 3 under perioden december 2018-april 2019 som var 0–1% för både småmusslor och mellanmusslor.

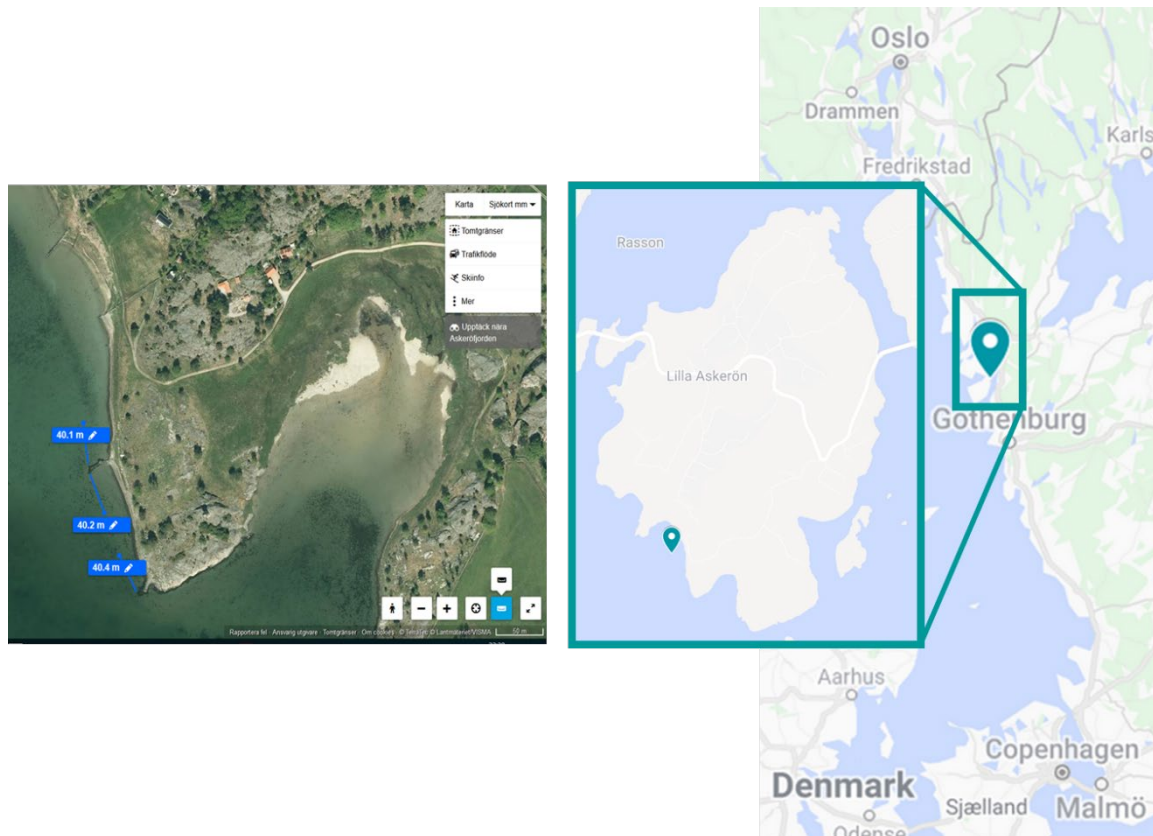


Figur 23. Långsiktig förändring i täckningsgrad och täthet av Råmusslor på lokal 2 och 3 från december 2018 till november 2019. Under perioden sjönk täckningsgraden med 47 procent och tätheten minskade med 79 procent.

2.2.2 Småskalig beståndsförstärkning vid Lilla Askerön (Halsefjorden) – påverkan av djup, bottensubstrat, musselstorlek och säsong

Som en fortsättning på den föregående studien genomfördes ett småskaligt utläggningsförsök med musslor under 2020 vid Lilla Askerön i Halsefjorden, i samarbete med 8+ fjordar och Länsstyrelsen i Västra Götaland samt Göteborgs universitet. Försöket gjordes i samband med en förstudie kopplad till ett storskaligt sandtäckningsförsök (av Länsstyrelsen i samarbete med Göteborgs universitet) för att minska uppgrumlingen av fint sediment som försämrar förutsättningarna för ålgräs att leva och återetablera sig i området. Syftet var att undersöka möjligheten att också placera ut musslor på botten i den grundare delen av viken för att stabilisera sedimentet samt minska grumligheten (öka siktdjupet) i området genom filtrering (Meadows m.fl. 1998), samtidigt som man restaurerar *Mytilus*-bankar som har funnits i området tidigare (pers. kommunikation, markägare).

Lilla Askerön, inklusive den aktuella viken där studien utfördes, ligger inom Natura 2000-området Halsefjorden (Figur 24). Viken utgörs av vegetationsfri mjukbotten bestående av fin lera och sand men med enstaka stenar beväxade med makroalger. Längre ut förekommer en del musslor som noterats vid länsstyrelsens filmning av området 2020 (pers. kommunikation Anders Olsson, Länsstyrelsen i Västra Götaland), vilket indikerar att området är lämpligt för musslor.



Figur 24. Beståndsförstärkningsförsöken genomfördes på västra sidan av Lilla Askerön. Karta från Google maps.

2.2.2.1 Pilotförsök 1: djup och substrat

Som ett första steg i arbetet genomfördes ett småskaligt pilotförsök för att undersöka effekten av djup på etablering och överlevnad av musslor. Utläggningen utfördes 30 januari 2020 och följdes upp vid flera tillfällen fram till slutet av april 2020 (ca 3 månader). I januari 2020 skördades musslor från en närliggande musselodling i Stigfjorden och transporterades med båt till Lilla Askerön i stora skördesäckar. Musslorna var "restmusslor" i samband med skörd vid kommersiella musselodlingar i närområdet, dvs musslor som antingen var för stora eller för små för att säljas eller som hade kalkmask på skalen vilket sänker marknadsvärdet. Musslorna skördades kontinuerligt under 1–3 dagar innan de transporterades till Lilla Askerön för utläggning.

Musslorna blötlades i hinkar en stund före utläggning för att minska risken för att landförvarade musslor som tagit in luft (så kallade "floaters") drev iväg från det utmärkta restaureringsområdet. Musslor placerades i runda försöksytor (0,95 m²) på tre olika djup (0,4; 0,8 och 1,2m djup vid medelvattenstånd) i transekter ut från land. De grundare djupen valdes utifrån lämplighet kopplat till ålgräs-restaureringen som beskrivits inledningsvis här ovan, och 1,2 meter valdes utifrån erfarenheter från tidigare beståndsförstärkningsförsök med blåmusslor (se 2.2.1).

Totalt placerades 6 transekter ut från stranden, varav tre i den södra delen av viken och tre i den norra delen (Figur 25). Den norra delen av viken hade dyigare botten, generellt grumligare vatten och mer finkornigt sediment än den södra delen. Placeringen av försöksrutorna markerades ut med stora rockringar. Totalt användes sex stycken 10 liters hinkar med musslor till varje försöksruta (60L/ruta vilket motsvarar ca 35kg/ruta). Musslorna fördelades jämnt innanför rockringen för att täcka botten men inte bilda ett för tjockt lager (max ca 10cm djupt lager). Rockringarna togs bort efter att musslor hade placerats ut, men försöksrutorna märktes ut med en kort PVC pinne i ena kanten tills försöket avslutades och en GPS angivelse noterades.



Figur 25. Transekter i norra och södra delen av viken vid Lilla Askerön för första pilotstudien i vilken effekt av djup på överlevnad av musslor undersöktes. Södra delen av viken användes vid den andra pilotstudien. Karta från Google maps.

För att kvantifiera exakt vad utläggningmaterialet bestod av, sparades ca 10 L musslor som sedan sorterades och analyseras på Kristinebergs marina forskningsstation. Av materialet var ca 72 procent (av våtvikten) levande musslor (varav 26 procent stora musslor med en skallängd på ca 70-90 mm och 46 procent små musslor med en skallängd <60 mm. Resten bestod av krossade musslor, skalrester, påväxt, enstaka ostron mm.

Försöksrutorna undersöktes översiktligt ca fyra veckor efter att utläggningen gjordes, direkt efter en period med stormigt väder i början av februari 2020, varvid det noterades att de flesta musslor låg kvar inom rutorna i den grundare delen. Detta tyder på att de klarade av vågpåverkan från stormarna bra. Den djupare delen undersöktes inte vid detta tillfälle. Efter ca 3 månader (i april 2020) avslutades försöket och materialet plockades upp från varje försöksruta genom snorkling. Antal levande och döda musslor räknades inom varje försöksruta, längdmättes för storleksklassificering, och överlevnaden beräknades genom att antalet levande musslor i slutet av försöket dividerades med antalet levande musslor i början av försöket.

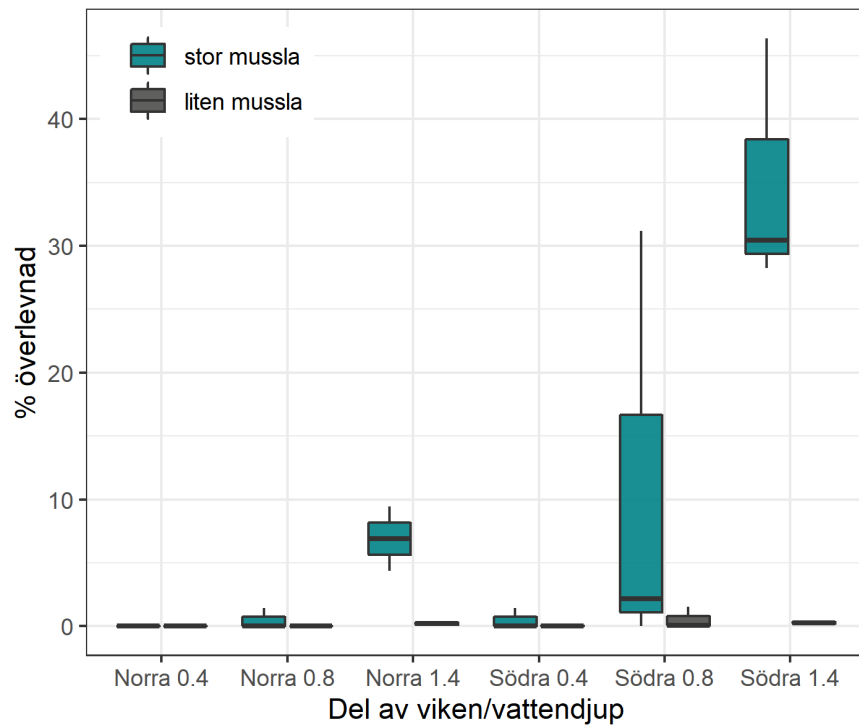
Liksom i det tidigare försöket (se stycke 2.2.1.4) var överlevnaden av småmusslor var mycket låg (<1,5 procent överlevnad) på alla djup inom båda områdena där musslor placerats ut (Figur 26). Överlevnaden av stora musslor varierade med djup, med högst överlevnad på 1,4 m djup i den södra delen av viken (35 procent ± 10 SD), och minskande överlevnad ju närmare land som försöksrutorna låg (Figur 26). I de grundaste försöksrutorna fanns endast enstaka stora musslor kvar. Överlevnaden av stora musslor var generellt högre i försöksrutorna i den södra delen av viken jämfört med den norra delen med dyigare botten (Figur 25).

Då överlevnaden av småmusslor var mycket låg gjordes enbart analyser av stora musslor för att undersöka effekten av djup och placering i viken. En regression visade en signifikant effekt av djup, med högre överlevnad i djupare vatten ($r^2=0,698$, $p=0,019$ för norra och $r^2=0,693$, $p=0,005$ för södra delen av viken).

Att musslor fanns kvar i försöksrutorna efter stormigt väder under februari, att det var stora förluster av små musslor, samt att flockar av ejdrar

observerades på platsen under försöksperioden, tyder på att det troligen var ejderpredation i området, och inte väderförhållanden, som orsakade det observerade förlusten av musslor inom försöksrutorna vid avläsning i april. I försöket 2018–2019 i Stigfjorden som beskrivits ovan (se 2.1.1.), observerades också hög predation av ejder på vissa lokaler (Svedberg 2019). Ejdern är vanligt förekommande i kustnära områden vintertid där de orsakar problem för vattenbruksnäringen när de äter musslor på odlingar i Orustområdet (Lindgarth m.fl. 2020). Ejder föredrar att äta blåmusslor som är 10–50 mm (Hilgerloh och Pfeifer 2002), vilket skulle kunna förklara varför de stora musslorna (>70mm) fanns kvar i större utsträckning inom försöksrutorna men även hade spridits till områden utanför rutorna när ejdrar troligen slitit loss de mindre musslorna som ätits upp.

Att överlevnaden av stora musslor var högre i den södra delen av viken kan tyda på att substratförhållanden och/eller turbiditet påverkade överlevnaden av musslorna. Den norra delen av viken hade dyigare och mer finkornigt sediment med syrefattiga lager där musslorna lättare kunde sjunka ner i sedimentet, samt grumligare vatten. Svart syrefattigt sediment hittades inuti fler av de döda musslorna som plockades upp i april 2020. Tidigare studier har beskrivit att sedimentation, särskilt av finkornigt material, kan orsaka stress och ökad dödlighet hos musslor (Essink m.fl. 1999; Hutchinson m.fl. 2016).



Figur 26. Procentuell överlevnad av musslor inom försöksrutorna på tre olika djup vid lilla Askerön i två olika delar av viken (södra och norra). Överlevnaden visas för stora musslor (70-90mm) samt små musslor (<20-60mm).

2.2.2.2 Pilotförsök 2: Storlek av musslor

För att undersöka om samma mönster för överlevnad av musslor kunde observeras under vår/försommaren när ejderpredationen generellt brukar vara lägre (Lindgarth m.fl. 2020), gjordes ytterligare en småskalig studie i april-juni 2020 (2,5 mån) där musslor placerades i liknande, men något mindre rutor (0,25m²) omgivna av stenar för att öka sannolikheten att musslorna inte skulle sköljas bort trots den mindre rutstorleken (Figur 27). Två olika blandningar av musslor användes där "Stora" enbart inkluderade stora musslor (skalllängd 70–90 mm) medan "Mix"-behandlingen inkluderade en blandning av stora och små musslor (skalllängd ca 30-50mm) (ratio ca 70:30 i volym). Dessa behandlingar valdes för att undersöka om förlusterna av stora musslor påverkades av förekomsten, eller avsaknaden, av småmusslor baserat på att predation av småmusslor kan påverka strukturen och stabiliteten av de mixade försöksrutorna. Musslorna skördades från närliggande musselodlingar på samma sätt som vid tidigare pilotstudier. Vid ankomst till Lilla Askerön sorterades musslorna för hand och blötlades i ca 30 min innan utläggning för att minska risken för floaters. Tre försöksrutor av varje typ (Stora musslor och Mix) placerades i slumpvis ordning längs transekter parallellt med stranden på två olika djup (0,5 m och 1,2 m) inom den södra delen av viken på Lilla Askerön där överlevnaden var högst i den första pilotstudien. I varje försöksruta hölls ca 9–10 L (ca 5 kg) musslor. I mix-rutorna placerades ca 6 L stora blandat med 3 L små musslor. Detta resulterade i en 100 procentig täckningsgrad inom försöksrutorna.

De grunda försöksrutorna undersöktes översiktligt en vecka efter försöksstart. Då noterades att täckningsgraden hade minskat något i rutorna, vilket troligen beror på att musslorna klumpat ihop sig naturligt. Däremot observerades även en del nydöda musslor med vävnad kvar i skalerna (dock utan krosskador i skalerna, Figur 28), vilket tyder på att andra faktorer än predation kan ha påverkat



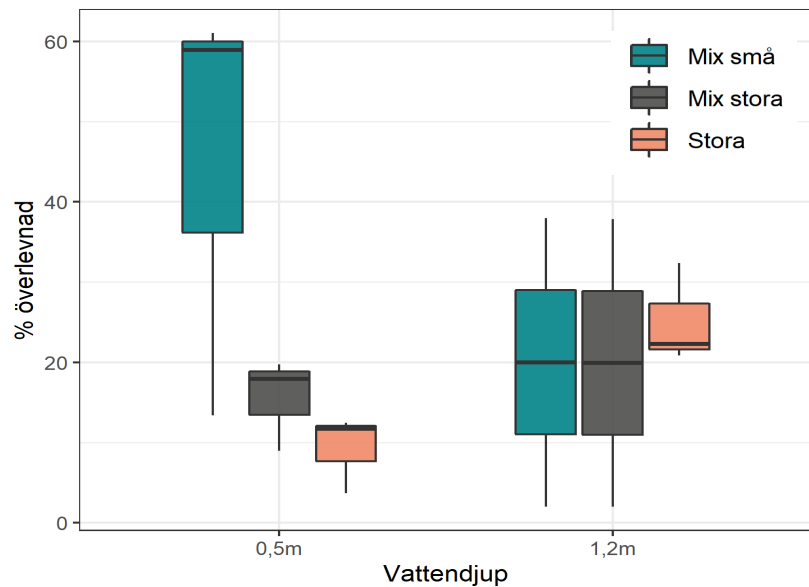
Figur 27. Översiktspåtag av viken vid Lilla Askerön där beståndsförstärkningsförsöken med blåmusslor gjordes (överst) och placering av musslor i försöksrutor (0,25m²) omringade av stenar under andra pilotstudien (april-juni 2020, understa bilden).



Figur 28. Nydöda musslor som hittades inom försöksrutorna ca en vecka efter utläggning. Musslornas skal är intakta och delvis nedbruten vävnad fanns inuti skalerna.

musslorna. Färskas prover samlades in och vävnadsprover fixerades i etanol och formalin för att undersöka eventuell sjukdomsbild men pga. provernas dåliga kvalitet kunde inte analyserna genomföras som planerat.

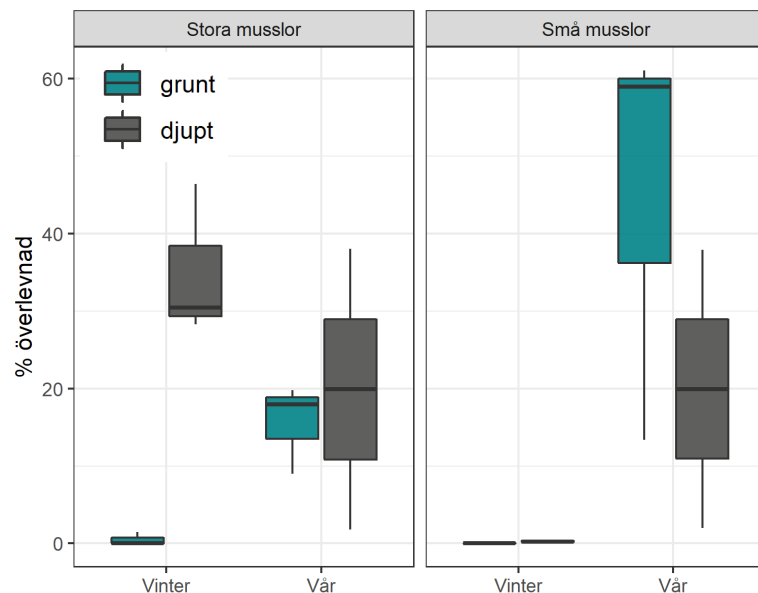
För att utvärdera om förekomst av småmusslor påverkade överlevnaden av stora musslor vid beståndsförstärkning (t.ex. genom ökad predation av ejder) så jämfördes överlevnaden av musslor i mixbehandlingar (stora + små musslor) med överlevnaden för stora musslor. Behandling (mix eller bara stora) och djup (0,5 och 1,2 m) användes som faktorer. På grund av icke-homogena varianser analyserades datat med robust ANOVA (Brown-Forsythe). Varken djup eller behandling visade sig påverka överlevnaden av musslorna (Brown-Forsythe, $F_{3, 3,402}=2,145$, $P=0,257$). Visuellt kunde samma mönster som tidigare, dvs. högre överlevnad för stora musslor på större djup, observeras (Figur 29).



Figur 29. Procentuell överlevnad inom försöksrutorna (medelvärde ± standardavvikelse) av musslor i två behandlingar (enbart stora musslor vs. mixade stora och små musslor) på två olika djup, vid avläsning i juni 2020.

2.2.2.3 Effekt av säsong – pilot 1 och pilot 2

För att studera effekt av säsong på överlevnad av små och stora musslor användes datat från de två föregående pilotförsöken (motsvarande storlekar användes i båda försöken för små respektive stora musslor, djupbehandlingarna som valdes ut var 0,4 - 0,5 m och 1,2 - 1,4 m djup). På grund av icke-homogena varianser användes icke-parametriskt test (Kruskal-Wallis) för analysen. Stora och små musslor analyserades var för sig och säsong samt djup användes som faktorer. Överlevnaden av små musslor var signifikant högre på våren jämfört med på vintern (Kruskal-Wallis, $P=0,026$, parvisa jämförelser $P<0,05$; Figur 30). Dock skiljde sig inte



Figur 30. Procentuell överlevnad (baserat på antalet musslor vid försökets avslut jämfört med utlagt antal vid försöksstart) inom Mix-rutorna i vinterstudien (jan-april 2020) och vårstudien (april-juni 2020), på två olika djup (grunt = 0,4–0,5 m; djupt = 1,2 - 1,4 m) vid Lilla Askerön.

överlevnaden åt mellan djup för små musslor (parvisa jämförelser, $P > 0.05$). Resultaten stärker hypotesen att ejderpredation kan vara förklaringen till de små musslornas begränsade överlevnad på vintern, då ejderpredation generellt är lägre under vår/försommaren jämfört med på vintern (Lindgarth m.fl. 2020).

Överlevnaden för stora musslor påverkades dock inte signifikant av djup eller säsong (Kruskal-Wallis, $P = 0,055$; Figur 30), även om det visuellt kan observeras att stora musslor hade högre överlevnad på större djup på vintern, och att detta skiljde sig från mönstret på våren. Denna observation var inte oväntad då isläggning på vintern kan orsaka omfattande dödlighet av musslor i grunda områden. Det kunde också observeras att överlevnaden för stora musslor, både på grunt och djupare vatten, var lägre på våren jämfört med i djupt vatten på vintern. En möjlig förklaring till detta, och till den observerade plötsliga och höga dödligheten för stora musslor i pilotförsök 2, kan vara att musslor kan vara känsliga för torrläggning/landförvaring under den reproduktiva säsongen (maj-juni). Under denna period investerar organismerna mycket energi i bildandet av gameter, vilket är en mycket energikrävande process som skapar stress hos organismerna. Detta påverkar toleransen för andra stressorer (Peters m.fl. 2008), som exempelvis torrläggning. Nästa steg i arbetet med beståndsförstärkning av musslor blev därför att studera hur landförvaring (2–3 dagar) och hantering vid skörd påverkar musslors överlevnad.

2.2.3 Påverkan av torrläggningstid och processhantering på överlevnad av musslor

För att utvärdera hur säsong och torrläggning påverkar överlevnaden av musslor gjordes en serie tester av torrläggning under olika delar av året. Till försöken användes två behandlingar, musslor som användes direkt efter skörd (dvs har bara gått igenom declumper för att separera musslor som sitter ihop = ej processade musslor) samt musslor som skördats, separerats och debyssats (byssstrådarna har dragits av inför försäljning = processade musslor). I vart och ett av sex musselnät (tre nät för respektive behandling) placerades 25 musslor. Näten placerades i en ostronkorg som sänktes ner i vattnet ca 2 h efter skörd. Ytterligare sex musselnät med musslor (tre för varje behandling) förvarades på en odlingspråm under 48h innan de sänktes ner i vattnet (Figur 31).



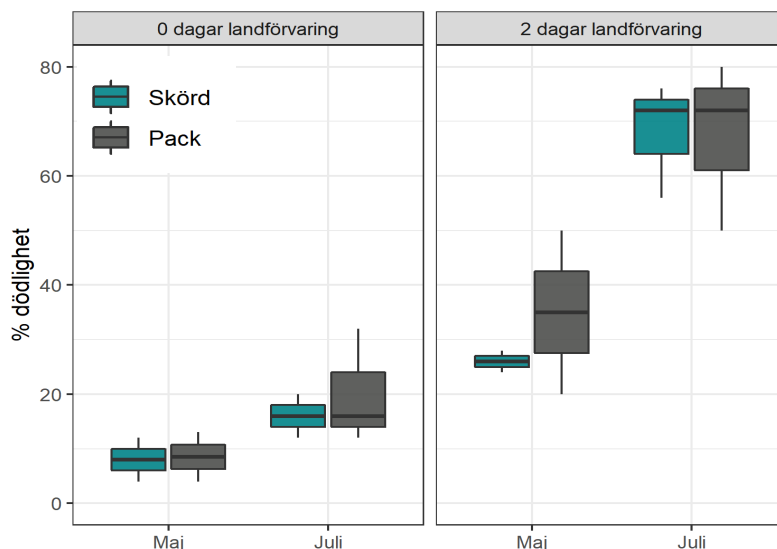
Figur 31. Placering av musslor i musselnät under levandeförvaringsstudien.

Korgarna togs upp dagligen (mån-fre) och antalet levande och döda musslor räknades. Musslor bedömdes levande om de var stängda eller stängde sig vid knackning på skalet. Försöken pågick under ca 2 veckor. Försöket upprepades vid två tillfällen, maj och juli 2020. I maj förlorades ett replikat för varje behandling.

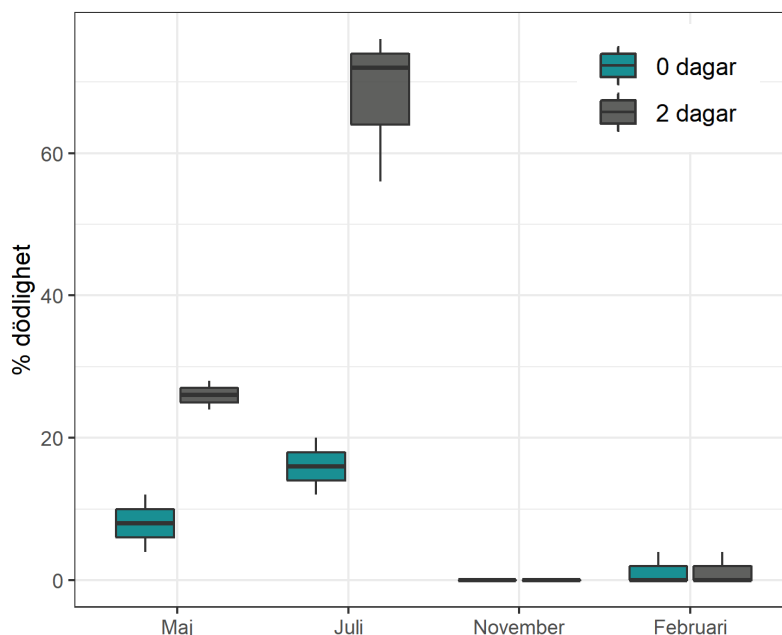
På grund av få replikat analyserades de två tillfällena (maj och juli) separat. Då datat uppfyllde förutsättningarna för parametriska tester så analyserades effekt av förvaring på land efter skörd (0 eller 2 dagar) samt av processteg (musslor tagna direkt efter skörd och musslor tagna efter packsteget i processhanteringen) på musslornas överlevnad med ANOVA. Varken processteg (ANOVA, $F_{1,4}=0,340$, $P=0,591$) eller förvaring ($F_{1,4}=7,466$, $P=0,052$) påverkade musslornas överlevnad signifikant i maj (Figur 32) även om en trend till ökad

dödlighet kunde observeras visuellt. I juni däremot ökade dödligheten för musslorna signifikant vid två dagars landförvaring innan utläggning jämfört med vid direkt utläggning efter skörd ($F_{1,8}=61,499$, $P<0,001$) men påverkades dock inte av processteg ($F_{1,8}=0,069$, $P=0,799$, Figur 32). Dödligheten uppkom främst under de första åtta dagarna efter landförvaringen och planade sedan ut.

Då processteg visade sig inte påverka musslornas överlevnad genomfördes fortsättningen av försöket enbart med musslor som behandlades direkt efter skörd (dvs innan processhantering). Försöket upprepades i november 2020 och februari 2021 (Figur 33). Överlevnaden av musslor vid de tillagda försökstillfällena visade sig vara mycket hög med många replikat som uppvisade 100 procent överlevnad. Detta gjorde att effekt av tid på året och på musslornas överlevnad fick analyseras med icke-parametriska tester då variation saknades inom vissa behandlingar. Datat analyserades uppdelat per förvaringstid (0 eller 2 dagars torrläggning). Kruskal-Wallis test visade att tid på året påverkade överlevnaden av musslorna signifikant både vid 0 och 2 dagars torrläggning efter skörd ($n=11$, $P_{0 \text{ dagars torrläggning}}=0,034$, $P_{2 \text{ dagars torrläggning}}=0,027$). Sammantaget visade försöken att det är



Figur 32. Dödlighet efter två veckor (i procent) av landförvarade (2 dagar) musslor som tagits direkt efter skörd (Skörd) eller som har skördats och körts genom packmaskin (separering och debysning, (Pack)).



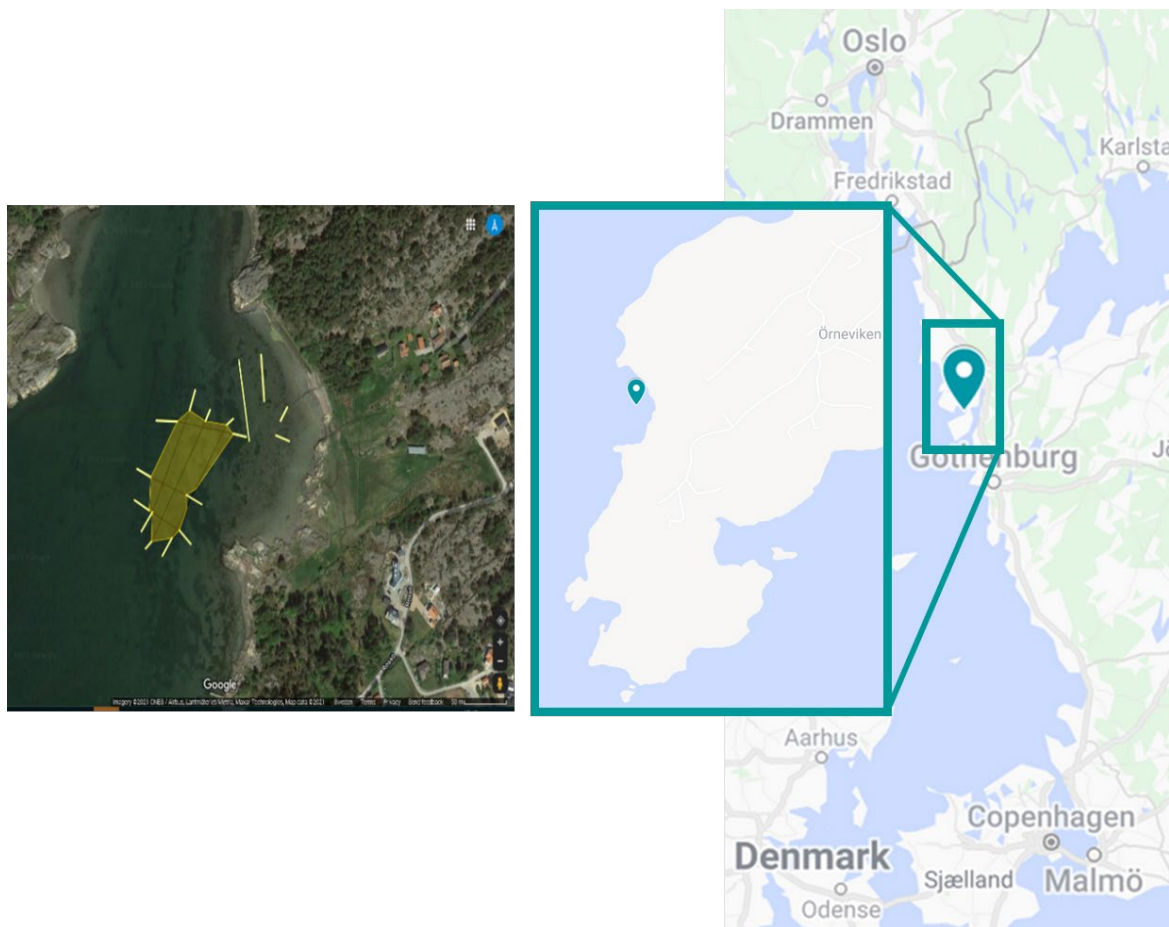
Figur 33. Procent döda musslor observerade efter 0 respektive 2 dagars landförvaring följt av ca 2 veckors uthängning i havet innan avläsning av antalet levande och döda musslor. Grafen visar endast musslor som kommer direkt från skörd (ej packbehandling).

Sammanlagt visade försöken att det är

fördelaktigt att placera ut musslor i beståndsförstärkande syfte under vinterhalvåret och att undvika torrläggning. Om möjligt bör musslorna placeras ut samma dag som de skördas, framför allt om utläggningen sker under sommarhalvåret.

2.2.4 Storskalig beståndsförstärkning i Örneviken

I Örneviken (58.105437, 11.635573, Figur 34) testades under 2020 en storskalig utläggning av blåmusslor i samarbete med musselodlingsföretaget Bohus Havsbruk med syfte att utveckla metoder för användning av "spillmusslor" från vattenbruksproduktion i Stigfjorden (produktionsområde 168) för restaurering av blåmusselbankar i närområdet. I dagsläget består spillmusslorna av två olika typer av musslor; dels av små musslor som är för små för att gå till konsumenter, dels av musslor som är för stora för att gå till konsumenter och/eller som har påväxt av kalkmask, vilket minskar marknadsvärdet. I framtiden kommer de små musslorna att sockas om (dvs småmusslor som sorterats fram i skördeprocessen placeras i särskilda nätstrumpor av bomull- och nylonnät som håller musslorna på plats tills de hunnit fästa sig på substratet igen). Detta gör att småmusslorna kan återföras till odlingen för tillväxt istället för att slängas bort, men i dagsläget är inte denna procedur etablerad varför musslorna går som spill. Genom nyttjande av restprodukter från musselindustrin ökar cirkulariteten i produktionssystemen och spillet minskar, samtidigt som odlingarna potentiellt kan bidra till ökade naturvärden i närområdet genom etableringen av värdefulla biogena rev med påföljande ökning i biologisk mångfald och förbättring av vattenkvaliteten.

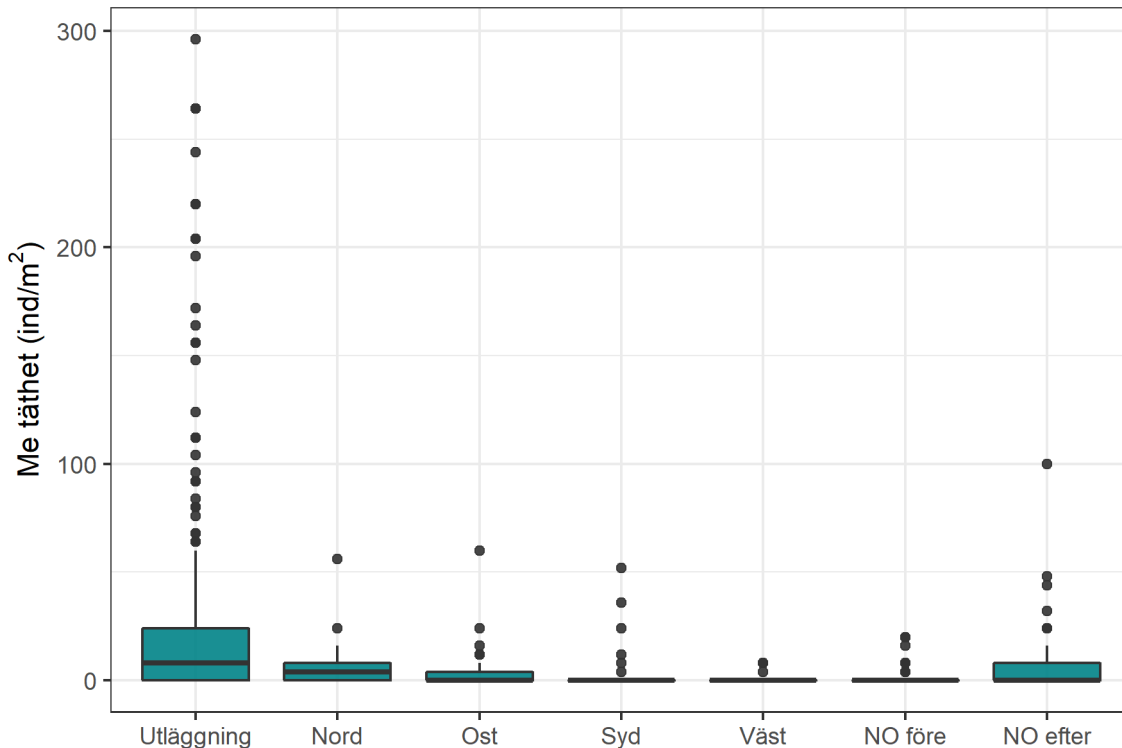


Figur 34. Området i Örneviken där blåmusslor lades ut samt transekterna som filmades inom området före och efter utläggning (gulmarkerat område). Karta från Google maps.

Planen var att lägga ut ca 70 ton blåmusslor på ca 1–1,5 m djup inom ett område på ca 0,2 ha vilket motsvarar en ruta på 20x80 m. Detta utgjorde ca 10 procent av vikens totala area (ca 2,1 ha). Målet var att lägga ut musslor med 100 procents täckningsgrad inom området. Området inventerades i januari 2020 innan utläggningen påbörjades genom att transekter filmades med en släde med en monterad GoPro-kamera som drogs längs botten i transekter genom det planerade utläggningsområdet. Vid analys av videomaterialet registrerades bottenstrukturer och förekomst av musslor och andra arter. Musslor lades sedan ut kontinuerligt inom området under perioden februari–september 2020 (8 månader) när spillmusslor fanns tillgängliga från skördeprocessen. Datum och mängden musslor registrerades vid varje tillfälle då musslorna lades ut. I genomsnitt lades 900 kg musslor ut per gång, men det varierade beroende på tillgång till restmusslor från skörden (maximalt lades 3 300 kg ut vid ett tillfälle). Totalt lades ca 41,7 ton musslor ut inom ett område på 6 100 m². Musslorna lades ut något djupare än planerat (på 1,5 – 2,5 m djup) på grund av svårigheter för båten att komma in på det grundare området. Området där musslor placerades registrerades med GPS koordinater vid utläggningen av musslor samt registrerades vid uppföljning.

Avläsning av försöket gjordes i juni 2021 med hjälp av videofilmning för att se hur väl musslorna etablerat sig samt för att undersöka överlevnad och täckningsgrad. Detta gjordes på motsvarande sätt som vid förinventeringen (Figur 34). Innan filmningen användes vattenkikare från småbåt för att kartlägga utkanten av området och GPS-positioner registrerades på alla platser där musslor noterades med vattenkikaren. Det noterades att utläggningen hade avvikit från det planerade utplaceringsområdet, vilket innebar att förinventeringen inte täckte det område som nu använts. Utifrån det samlade underlaget av GPS-punkter kunde ett slutgiltigt utläggningsområde definieras, där filmtransekterna sedan drogs i ett rutnät för att täcka upp både inuti och utanför utläggningsområdet (Figur 34). Transekterna delades in i olika områden (inom utläggningsområdet, samt norr om, väst om, öst om och syd om utläggningsområdet). Kontrollområdet som filmades norr om utläggningsområdet innan utläggningen filmades också igen separat från övriga transekter. Transekterna var mellan 41–129 meter långa. Filmerna analyserades genom att antalet musslor i filmrutor (stillbilder 0.25m²) utplacerade varannan meter längs transekten räknades.

Uppföljningsinventeringen i Örneviken efter 1,5 år visade på högre tätheter av levande blåmusslor inom utläggningsområdet jämfört med utanför området (Figur 35). Förekomst av blåmusslor norr och öster om utläggningsområdet visade att musslor till viss del har förflyttats från utläggningsområdet och inåt i viken vilket avspeglar den våg- och vindriktning som normalt råder i viken (från sydväst).



Figur 35. Täthet av levande blåmusslor (antal individer per m²) inom det markerade utläggningsområdet ("Utläggning"), samt norr, öster, söder och väster om området i maj 2021 (9 månader efter utläggningen avslutades). "NO före" visar täthet av blåmusslor vid förinventeringen i viken nordost om utläggningsområdet och "NO efter" visar uppföljningsinventeringen i samma del av viken efter att blåmusslor lagts ut.

Förflyttningen har troligen skett i samband med utläggningen där så kallade "floaters", dvs blåmusslor som har kapslat in luft vid landförvaring under transport, flyter initialt vid iläggning, och på detta sätt kan driva iväg innan de öppnar sig och tar in vatten vilket gör att de sjunker till botten. En annan möjlighet är att en viss förflyttning av musslor och skal kan ha skett i samband med blåsig väder. Före- och efterinventeringen i den nordöstra delen av viken visar också på att antalet levande blåmusslor har ökat i den inre delen av viken jämfört med innan utläggningen (Figur 35).

Transektinventeringen visar också på stor variation mellan rutor som analyserats från filmerna vilket visar på att musslorna inte är jämnt fördelade på botten. Detta observerades även med vattenkikare vid inventerings tillfället där det noterades att musslorna hade placerats ut i strängar och lite större och tätare runda formationer. Utläggningen skedde genom att musslor hölls från en säck genom en trätt samtidigt som pråmen förflyttade sig, vilket kan ha bidragit till strängbildningarna. En jämn fördelning av musslor på botten var svårt att uppnå med tekniken som användes, men bedömningen är att musslor ofta klumpar ihop sig på botten ändå och att utläggningen med hjälp av tekniken som användes är möjlig. Det finns ett behov av metodutveckling för utläggning, som alternativa metoder för spridning av musslor samt blötläggning av musslorna innan utläggning för att minska risken för floaters. Den uppskattade tätheten av blåmusslor inom utläggningsområdet efter utläggning var 26,5 musslor/m², vilket var betydligt högre än utanför området (Väst 0,6; Syd 4,9; Nord 5,6 och Ost 7,3 musslor/m²).

Inom utläggningsområdet uppskattades att 9 procent av ytan täcktes av levande blåmussla (549 m²), 12 procent täcktes av musselskal (732 m²) och på resterande 78 procent av botten inom området påträffades varken levande musslor eller skal. Orsaken till den höga förekomsten av skal kan

bero på att musslor lades ut under sommarmånaderna maj-augusti, då ökad dödlighet kan uppstå på grund av torrläggning och värmestress under reproduktionsperioden (se kap 2.2.3 "Påverkan av torrläggningstid och processhantering på överlevnad").

Området som definierades som utläggningsområde, baserat på observerade grupper av musslor, var 6 100 m², vilket är större än det som initialt planerades. Detta visar på svårigheten med att placera ut musslorna exakt inom ett område, både på grund av drift av musslor, djupbegränsningar för båt samt avsaknad av uppmärkning. Dessa aspekter bör beaktas i framtida utläggningsförsök.

2.2.5 Storskalig beståndsförstärkning kring Orust i samarbete med 8+ fjordar och länsstyrelsen

Som en fortsättning på det beståndsförstärkningsarbete som bedrivits inom projektet initierades ett samarbete mellan länsstyrelsen i Västra Götaland, 8+ fjordar och IVL under 2020. Syftet med projektet var att genomföra två storskaliga utläggningar av blåmusslor för att återskapa musselbankar i Orust området där musselbankar delvis eller helt har försvunnit. Dessa insatser gjordes som del i arbetet med bevarandeplanerna för Halsefjordens Natura2000-område samt Havstensfjordens naturreservat. Aktiviteten ingick inte som en del i projektets ursprungliga planering men inkluderas trots detta i denna rapport då projektet är en direkt spin-off effekt av det tidigare arbetet som bedrivits av 8+ fjordar samt av arbetet inom detta projekt.

Det första området, **Halsefjordens Natura 2000-område** domineras av naturtypen 1160 Stora grunda vikar och sund (kod 1160 enligt EUNIS). Tidigare har länets största kända blåmusselbank funnits i den nordligaste viken i området, en naturtyp som klassats som 1171 Biogena rev. Filminventeringar som gjordes inom projektet 2018 indikerade att andelen levande mussla har minskat i området. Habitatet har tidigare sträckt sig från ca 2 till 9 meters djup med varierande täthet av musslor (Anders Olsson, Länsstyrelsen i Västra Götaland, pers. komm.). I den fastställda bevarandeplanen för området står: "*Arealen blåmusselbankar ska inte minska utan vara minst 16 ha*" samt att "*Tätheten av levande blåmussla ska inte minska utan vara minst 10%*" (Länsstyrelsen i Västra Götaland 2018). Således behövs åtgärder sättas in för att försöka återskapa habitatet.

Det andra området, **Havstensfjordens naturreservat**, består bland annat av stora, relativt orörda grunda vikar, med högproduktiva bottnar i den inre skärgården. Den har stor betydelse som lek- och uppväxtområde för fisk och ryggradslösa djur samt är ett viktigt flytt-, häcknings- och ruggningsområde för fåglar. Tidigare har flera större blåmusselbankar funnits inom området. Dessa kunde dock inte lokaliseras vid återbesök 2013. I den fastställda bevarandeplanen för Natura 2000-området Havstensfjorden-Svältekile finns följande bevarandemål: "*Arealen blåmusselbankar ska inte minska utan vara minst 3 ha*" samt att "*Tätheten av levande blåmussla ska inte minska utan vara minst 10%*". Därför behövs åtgärder för att försöka återskapa de djupare blåmusselbankarna.

2.2.5.1 Urval av lokaler för genomförande av storskalig beståndsförstärkning

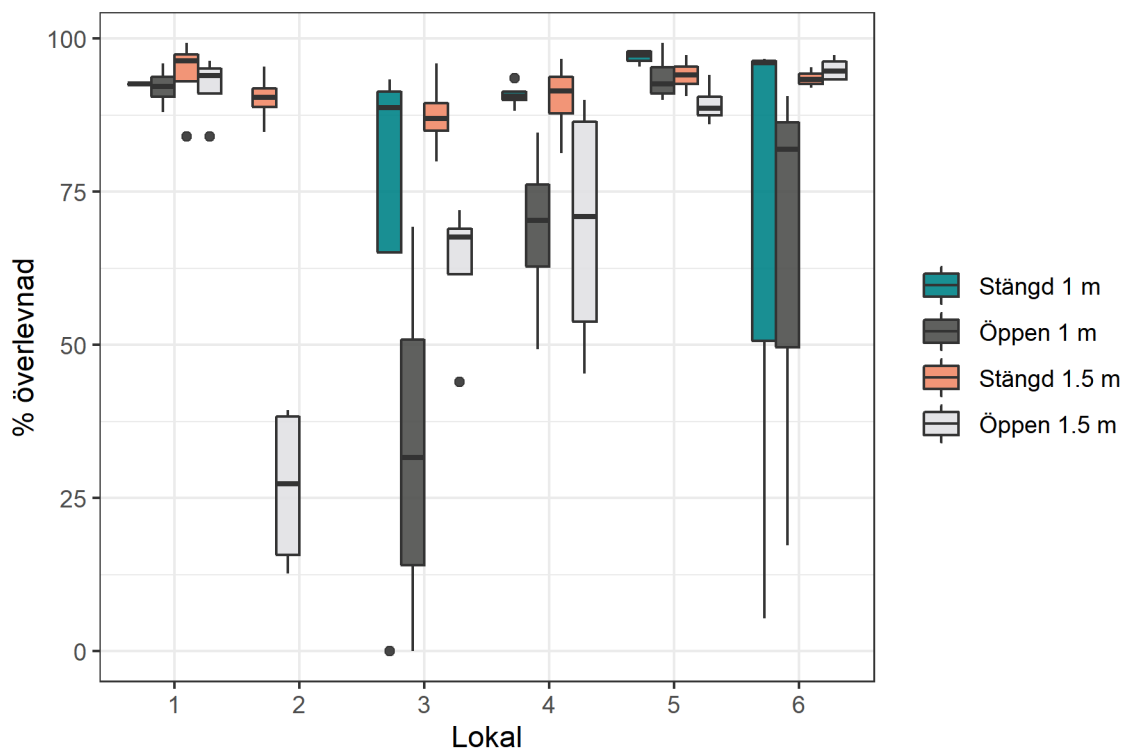
Inför utläggningen gjordes en kartläggning av lämpliga utläggningsplatser inom områdena av länsstyrelsen och 8+ fjordar utifrån kartunderlag och fältbesök. De mest lämpliga lokalerna undersöktes även kvantitativt för att kartlägga områdena före utläggning i enlighet med BACI designen (se kap. 2.1 Bortrensning av stillahavssostron som metod för att restaurera *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar). Undersökningen gjordes med vattenkikare eller släpvideo enligt ett standardiserat protokoll. Även parametrar som turbiditet, tecken på syrebrist och hög förekomst av predatorer som ejder eller strandkrabba noterades för vidare utvärdering.

Ett småskaligt pilotförsök genomfördes sedan på åtta platser inom de utvalda naturområdena (sex platser i Halsefjorden samt två platser i Havstensfjorden, Figur 36) för att utvärdera vilka som var mest lämpliga för storskalig utläggning. Blåmusslor (medellängd ca 6 cm) från en närliggande musselodling (Scanfjords odlingar utanför Ljungskile (lat 58.218291, long 11.869955) placerades ut i (0.25) m² stora korgar (trådbackar klädda med finmaskigt nät på insidan) som placerades på botten för att utvärdera överlevnad av musslor inom de utvalda lokalerna (Figur 36). Musslor placerades i 8 öppna och 8 nättäckta korgar på varje lokal för att utreda om eventuell dödlighet berodde på predation eller andra abiotiska förhållanden. Korgarna placerades på två olika djup (fyra korgar på 1 respektive, 1,5 meters djup) för att undersöka optimalt djup för storskalig utläggning. Korgarna placerades ut i december 2020 och fästes i botten med hjälp av böjda armeringsjärn. Försöket avslutades i maj 2021. För varje korg räknades antalet levande och döda musslor samt mängden påväxt och andra arter noterades.



Figur 36. Lokaler där småskalig utläggning gjordes under 2020 för att utvärdera lämpliga lokaler för storskalig utläggning (till vänster) och trådbackar användes för att placera ut musslor, där hälften av backarna var täckta medan andra hälften var öppna, för att undersöka eventuell förekomst av ejderpredation (till höger). Backarna fästes i botten med armeringsjärn och en märkpinne placerades vid varje omgång backar.

Det var stora skillnader i överlevnad mellan lokaler med högst överlevnad på lokal 1 och 5, följt av lokal 3, 4 och 6. Sämst överlevnad observerades på lokal 2 (Figur 37). På grund av svårigheter att hantera korgarna i fält vid utplacering (dålig sikt och högt vattenstånd samt bottenens beskaffenhet), hamnade vissa av behandlingarna något grundare än planerat (1,3 m istället för 1,5 m på några lokaler). På lokal 2 förlorades dessutom alla korgar på 1 m djup, vilket visar att skillnaden i djup kan göra stor skillnad vid isläggning och stormar, då alla korgar hittades på 1,5 m djup på samma lokal. Även på lokal 3 och 5 saknades några korgar på 1m djup, men inte på 1,5 m djup.



Figur 37. Överlevnad av blåmusslor på olika djup på sex lokaler i Orustområdet. Lokal 1-4 var i Halsefjorden och lokal 5-6 var i Havstensfjorden. Musslorna placerades i antingen öppna korgar eller korgar täckta av nät som skydd mot predation, samt på två olika djup (1 och 1,5m).

För de flesta lokalerna fanns inga tydliga skillnader i överlevnad mellan öppna och stängda burar även om överlevnaden på lokal 2, 3 och 4 tenderade att vara något högre i de stängda burarna jämfört med i de öppna burarna (Figur 37) vilket skulle kunna antyda att viss predation kan ha förekommit. Generellt hade stora mängder tång fastnat i nätkorgarna vilket gjorde att även musslorna i de öppna korgarna var delvis eller helt täckta av drivande sågtång, vilket gjorde dem "osynliga" för ejder. Krabbor noterades dock i flera av burarna, även de täckta där nätet inte slutit helt tätt. I en optimal situation hade försöket fortsatt också under sommarsäsongen då överlevnaden kan påverkas olika av olika säsonger.

Den totala överlevnaden, effekt av djup och effekt av skydd (öppen vs. nättäckt korg) vägdes samman för urval av lämpliga lokaler för beståndsförstärkning. På lokal 1 hade musslorna hög överlevnad, men det visade sig vid senare undersökningar även vara en lokal där musslor redan fanns väl etablerade. Detta hade inte observerats under den första fältundersökningen pga. dålig sikt i vattnet. Denna lokal räknades således bort i det fortsatta arbetet då ingen restaurering var nödvändig. Lokal 2 som var placerad i sundet mellan Stora och Lilla Askeröarna, visade sig delvis olämplig då isläggning och stormar troligen gjorde att hälften av alla korgar försvann under vintern. Risken för isläggning som når botten och påverkar musslorna gjorde att även denna lokal valdes bort. Lokal 3 och 4 ingår i samma stora vik i Halsefjorden och var trots något varierande överlevnad (63 respektive 80 procent) de platser som ansågs mest lämpliga i Halsefjorden. Lokal 5 i Havstensfjorden uppvisade högre överlevnad (94 procent) jämfört med lokal 6. Sammanfattningsvis beslutades att nyttja lokal 3-5 för vidare storskaliga restaureringsförsök.

2.2.5.2 Genomförande av storskalig beståndsförstärkning

Under december 2021-februari 2022 påbörjades den storskaliga utläggningen av blåmusslor i Halsefjorden (ca 50 ton inom ett område av 1,6 ha) samt i Havstensfjorden (ca 20 ton inom ett område av 0,68 ha). Planen var en täckningsgrad på ca 3 kg musslor per m². Före utläggningen filmades transekter genom ett, med bojar, uppmärkt område. Transekterna sträckte sig även något utanför det planerade utläggningsområdet. Musslorna lades sedan ut i samarbete med musselodlingsföretaget Scanfjord. Musslorna fördelades jämnt på ett rullband och släpptes i gradvis när båten förflyttade sig inom området. GPS-positionen som båten hade under utläggningen loggades kontinuerligt. Musslorna som användes var ca 6 cm stora, men utgjorde en blandning av storlekar då ingen processhantering (storlekssortering) skedde av musslorna innan utläggning. Under våren 2022 kommer området där blåmusslor har lagts ut att dokumenteras med släpvideo för att utvärdera överlevnad, täckningsgrad och tätheter av blåmusslor inom och utanför utläggningsområdena. Projektet kommer att slutrapporteras i sin helhet av 8+ fjordar och länsstyrelsen i Västra Götaland under 2022.

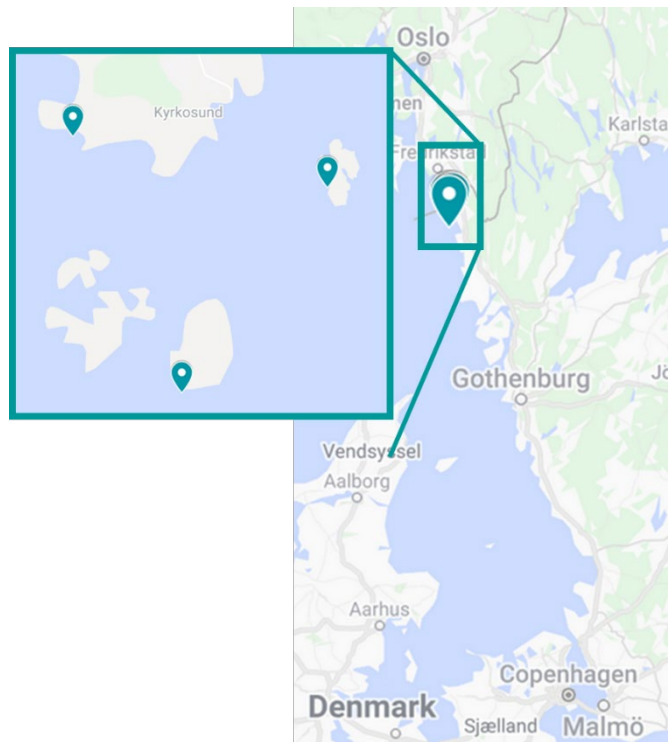
2.3 Beståndsförstärkning av *Ostrea*

Beståndsförstärkningsförsöket med *Ostrea* gjordes i samarbete med forskningsprojektet Margen II.

2.3.1 Genomförande av beståndsförstärkningsförsök

För att studera utläggning av ostron som beståndsförstärkningsmetod genomfördes ett försök där ostron av två olika storlekar placerades ut på tre olika lokaler i Kosterhavets nationalpark; Norra skåreskär, Norra vedskär och Sydkoster (Figur 38). Försöket utfördes september 2019 - augusti 2021. Platserna valdes utifrån ett antal kriterier;

- 1) lokalerna skulle ligga inom Kosterhavets nationalpark och i anslutning till mark som ägs av nationalparken så att fiskerätten tillhör nationalparken/staten. I Sverige tillhör platta ostron markägaren enligt lag och Fiskerilagstiftningen (1993:787) ger markägaren fiskerättigheter för ostron inom 200 m från land. För platser där nationalparken inte äger marken kan markägaren skörda ostron i enlighet med fiskelagen under projektiden, vilket försvårar utvärderingen.
- 2) försökslokalerna skulle vara skyddade från vågexponering och ha förekomst av platta ostron (nutida eller tidigare observationer) samt ha en botten bestående av sand eller grus.



Figur 38. De tre lokalerna i Kosterhavet nationalpark som användes för beståndsförstärkningsstudier för *Ostrea edulis* (2019–2021); Sydkoster, Norra vedskär och Norra skåreskär. Karta från Google maps.

- 3) försökslokalerna skulle ha ett djup på max 3 meter. Detta baserades på att de högsta tätheterna av *Ostrea* förekommer på 0,5 - 3 meters djup i Sverige (Thorngren m.fl. 2019), samt att detta utgör ett lämpligt djup för övervakning och skötsel av försöken genom snorkling.

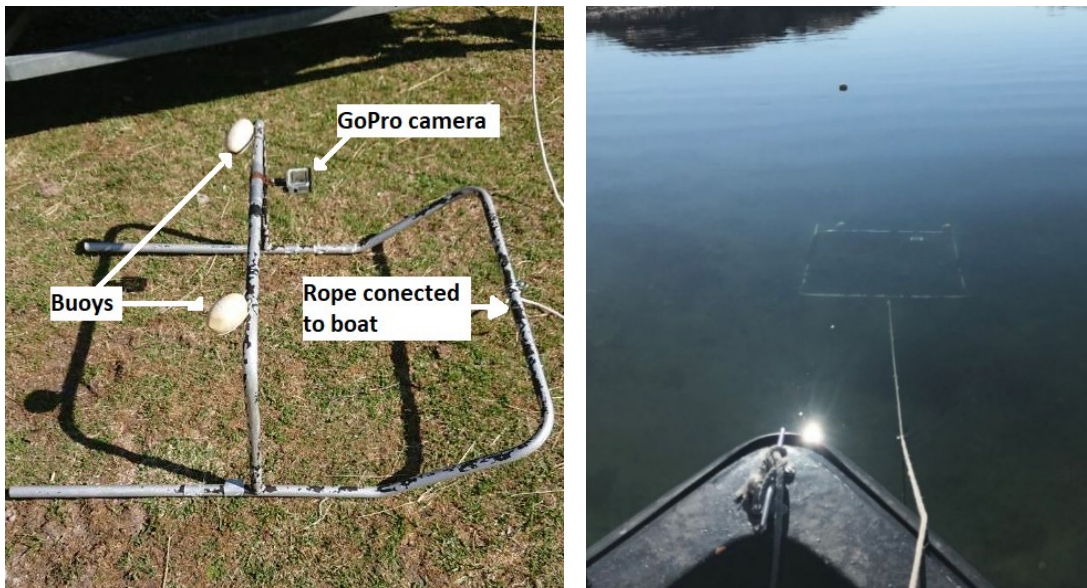
Ostron till studien levererades från Havstensunds ostron och var insamlade med hjälp av havsbaserade yngelkollektorer. Totalt införskaffades 3 750 ostron av två olika storlekar (medelskallängd 33 mm respektive 47 mm). Innan utplacering längdmättes (från umbo till den längsta delen av skalkanten) och vägdes ostronen och fördelades jämnt i tre behållare per storlekskategori (dvs 1 250 individer per behållare). På varje lokal märktes två rutor på 5x5 meter ut med tegelstenar och bojar i hörnen på 1 - 1,5 m djup och koordinaterna för rutornas hörnstenar registrerades. På varje lokal placerades ostronen ut genom snorkling, med en storlek av ostron per ruta på respektive lokal (Figur 39).



Figur 39. Utplacering av *Ostrea* på tre lokaler i Kosterhavets nationalpark i beståndsförstärkningssyfte.

Före och efter utläggning av ostron videofilmades rutorna med släpvideo, dvs. med en GoPro Hero-kamera som var monterad på en släde med en 90-graders vinkel mot havsbotten (Figur 40). Släden drogs långsamt fram över botten med ett rep efter en båt (Figur 40). Filerna analyserades med avseende på antal ostron samt om eventuella stillahavsostron förekom. Typ av bottenstrukturer samt täckning av alger noterades också för varje transekt.

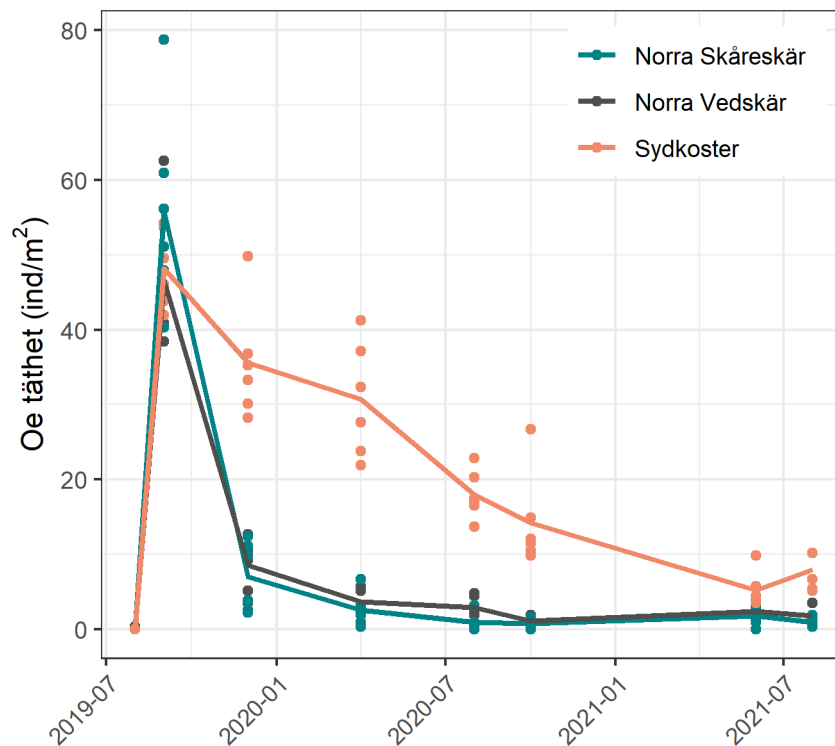
Utläggningen av ostron gjordes i september 2019. Tätheten efter utläggning var i genomsnitt 50,2 ind/m² (45–60 ind/m², Figur 41). Lokalerna återbesöktes sedan vid sex tillfällen; i december 2019, april, augusti och oktober 2020, juni 2021, samt avslutningsvis i augusti 2021 för att undersöka tätheter av ostron inom rutorna. Vid varje tillfälle filmades tre transekter inom varje ruta (totalt sex transekter per lokal) med samma metod som vid försöksstart. Överlevnad av ostron i varje ruta beräknades som täthet vid inventeringstillfället dividerat med täthet vid start x 100.



Figur 40. Släde med bojar och monterad GoPro kamera samt rep till båten markerat (till vänster). Kamerasläden släpades efter båten samtidigt som den filmade havsbotten (till höger). Bilder från Isabelle Johansson.

2.3.2 Effekt av ostronstorlek och lokal på ostronöverlevnad samt analys av restaureringsframgång

Överlevnaden av ostron skiljde sig mycket åt mellan lokalerna. På två av lokalerna observerades en stor förlust av ostron redan vid den första uppföljningen efter utläggning (Figur 41). Under de första tre månaderna efter utläggning minskade medeltätheten av ostron med över 80 procent från ca 50 individer/m² till 7,0 respektive 8,5 individer/m². På den sista lokalen skedde förlusten av ostron mer kontinuerligt över tid i en långsammare process (Figur 41). Under de första tre månaderna efter utläggning minskade medeltätheten av



Figur 41. Täthet av *Ostrea edulis* (individer/m²) på tre olika lokaler i Kosterhavet under perioden september 2019 till augusti 2021.

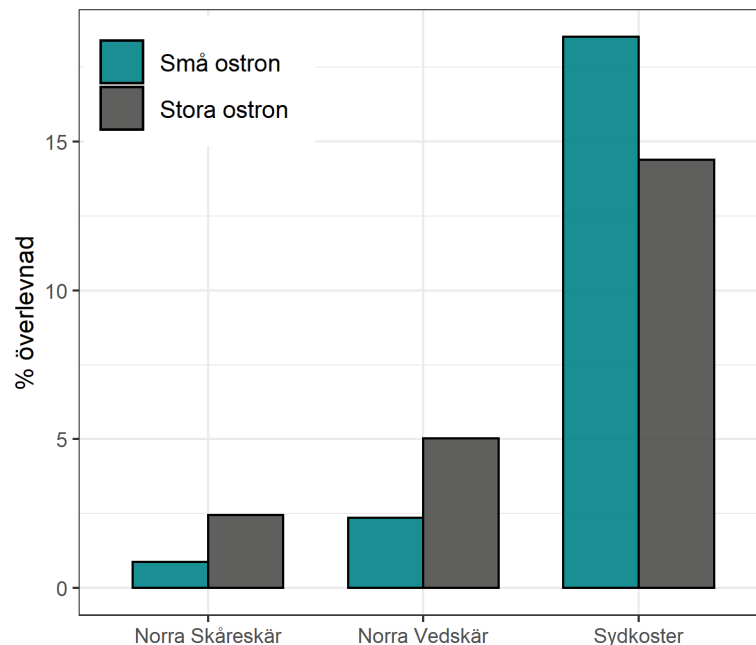
ostron med 26 procent till tätheter på 38 individer/m², och sammantaget för hela försöksperioden fanns 8 individer/m² kvar vid försöksslut i augusti 2021 motsvarande en överlevnad på 16 procent. Detta är över det gränsvärde som OSPAR har angivit för vad som kan klassas som en ostronbank (OSPAR 2009). Dock bör lokalen följas upp också framöver för att utvärdera överlevnaden i ett mer långsiktigt perspektiv. För de två övriga lokalerna var överlevnaden av ostron under hela försöksperioden mycket låg, 2–4 procent.

Effekt av storlek på överlevnad analyserades på data mellan utläggning och april 2019 (perioden med den största förlusten av ostron på två av lokalerna). Överlevnaden skiljde sig inte signifikant mellan små och stora ostron (ANOVA, $F_{1,4} = 0,082$, $p = 0,789$, Figur 42).

Beståndsförstärkningsförsöket visade att överlevnaden hos de utsatta ostronen påverkades av lokal men inte av ostronens storlek. En trolig förklaring till den kraftiga och snabba minskningen av ostron på två av lokalerna är predation. Strandkrabbor (*Carcinus maenas*) observerades både vid utläggning av ostronen på dessa lokaler (dock inte på den

tredje lokalen), på videomaterial från försöksuppföljning, samt vid provfiske med burar i juni 2021 på alla tre lokaler. Krabbor har också observerats plocka upp ostron och bära iväg dem. Strandkrabbor kan konsumera *Ostrea* upp till 40 mm i skallängd (krabbor med 40-70mm bred carapax, Mascaró och Seed, 2001) och stillahavsostrom upp till cirka 55 mm längd (Strand m.fl., in prep.) Krabborna i studien av Mascaró och Seed (2001) uppvisade ingen storlekspreferens för ostronen vilket tyder på att maxgränsen för bytestorlek inte inkluderats i studien. De krabbor som fångades vid provfisket på försökslokalerna hade en medel-carapax bredd på 58 mm (spann 30-75 mm). Då ostronen i beståndsförstärkningsförsöket hade en skallängd av 33 -47 mm så kan båda storlekarna därmed potentiellt utgöra byte för strandkrabbor. Detta skulle också kunna förklara avsaknaden av effekt av storlek på överlevnad mellan de två olika storleksklasserna.

Vad som orsakat skillnaderna i överlevnad av ostron mellan lokaler är dock oklart. Vid provfisket efter krabbor observerades inga skillnader i antalet eller medelstorlek av krabborna mellan lokaler. Förutom predation kan andra platsspecifika faktorer påverka överlevnaden av ostron. Skillnader i exponeringsgrad skulle kunna påverka sedimentstabilitet, och därmed risken för att ostronen begravs i sedimentet, eller bidra till förflyttning av ostron ut ur försöksrutorna. Filmningar runt försöksrutorna i juni 2021 visade att det fanns ostron även utanför rutorna, dock inte i några större mängder. Vid uppföljningen i augusti 2021 observerades också nyrekryterade ostron (10-15 mm stora) på en av lokalerna (Sydkoster), vilket indikerar att föryngring av ostron sker på lokalen. Detta är ett mycket positivt tecken för kommande utveckling.



Figur 42. Överlevnad (%) av *Ostrea* av två storlekar (små: 33mm, och stora: 47mm) som placerades ut i Kosterhavets nationalpark under perioden september 2019-april 2020.

2.4 Att ansöka om tillstånd för beståndsförstärkningsåtgärder med bivalver

Syftet med restaurering/beståndsförstärkning av bivalvbankar är att återställa ett skyddsvärt OSPAR-habitat som har minskat kraftigt under de senaste decennierna. Trots att syftet med åtgärden är att förbättra havsmiljön krävs att den som planerar att utföra restaureringsåtgärder först kontaktar länsstyrelsen i området aktiviteten ska genomföras i för att samråda, eventuellt anmäla vattenverksamheten eller till och med söka tillstånd för vattenverksamhet innan arbetet påbörjas. Syftet med detta är att minimera eventuella risker för störningar på havsmiljön eller andra intressen. Vad som avgör om samråd, anmälan, tillstånd eller dispenser behövs är dels typen och omfattningen av påverkan som restaureringen kan leda till, dels om det finns eventuella områdesskydd på platsen där restaureringen planeras. Den som är ansvarig för restaureringen har alltid skyldigheten att skaffa sig kunskap om vilka tillstånd, dispenser och dylikt som är nödvändiga innan åtgärderna påbörjas. Nedan ges en kortfattad vägledning om vilka tillstånd och processer som kan vara aktuella för restaurering/beståndsförstärkning av bivalvbankar.

2.4.1 Dialog med myndigheter och fastighetsägare

Ett först steg i planeringen av en restaureringsinsats är att kontakta länsstyrelsen och berörd kommun i syfte att informera om planerna samt få in synpunkter på hur och var åtgärden ska utföras samt få information om vilka eventuella anmälningar, tillstånd och dispenser som kan behövas. En annan viktig sak att göra tidigt i projektet är att ta kontakt med fastighetsägare i närheten av det utvalda restaureringsområdet för att diskutera den planerade aktiviteten. Då ostron tillhör markägaren enligt Fiskerilagstiftningen (1993:787) bör antingen avtal kring bevarande av ostronen på lokalen slutas med markägare, alternativt aktiviteter endast förläggas till områden där ostronen är skyddade mot exploatering.

Även tillgången till bivalver för utläggning behöver undersökas tidigt i planeringen då valet av lokal kan påverkas av varifrån bivalver kan flyttas. Man bör eftersträva att använda lokala bestånd av organismerna i den mån det går för att minska risken för genetisk förändring av den lokala populationen samt risken för förflyttning av patogener eller invasiva arter till nya områden. Biosäkerhet är en viktig aspekt som bör ingå i planeringen av alla restaureringsåtgärder. Nyligen togs en handbok fram som utförligt beskriver vilka biosäkerhetsaspekter som bör ingå i planeringen av restaureringsåtgärder för platta ostron, men som även är relevant för andra arter (zu Ermgassen m.fl. 2020a).

2.4.2 Anmälan eller tillstånd för vattenverksamhet

Vattenverksamhet definieras som "en verksamhet eller åtgärd som på något sätt påverkar vattnets djup och läge" (11 kap. 3 § miljöbalken). Enligt miljöbalken är länsstyrelsen ansvarig för prövning av vattenverksamhet (7 kap.). Vid mindre restaureringsprojekt (utläggning på en yta <3 hektar) kan man behöva göra en anmälan om vattenverksamhet² till länsstyrelsen. Är restaureringen mer omfattande kan även en tillståndsprövning för vattenverksamheten behövas. I vissa fall behövs varken tillstånd eller anmälan men detta gäller enbart när det är uppenbart att "varken allmänna,

² <https://www.lansstyrelsen.se/vastra-gotaland/miljo-och-vatten/atgarder-och-verksamheter-i-vatten/vattenverksamhet/anmalan-om-vattenverksamhet.html>

eller enskilda intressen kommer att skadas”, vilket kan vara svårt att bedöma. Förutsättningar i det enskilda fallet avgör om en anmälan/tillståndsprövning behövs eller inte. Detta bör diskuteras med länsstyrelsen innan aktiviteter initieras. För vattenverksamhet krävs även rådgivet över vattenområdet (dvs. skriftligt tillstånd från fastighetsägare om att genomföra utläggningen).

2.4.3 Strandskyddsdispens

Om restaureringsåtgärden planeras inom ett strandskyddat område behövs en strandskyddsdispens. Inom ett strandskyddat område är det inte tillåtet att vidta åtgärder som hindrar friluftslivet eller väsentligt förändrar livsvillkoren för djur- eller växtarter (7 kap. 15 miljöbalken). Detta betyder att alla åtgärder behöver prövas, även de som på sikt är positiva för djur- och växtarter. Dispens kan ges men endast om det finns särskilda skäl (vilka anges i 7 kap. 18c § miljöbalken) samt om djur- och växtlivet inte påverkas på ett oacceptabelt sätt och allmänhetens tillgång till strandområden inte försämras. Strandskyddet sträcker sig generellt 100 meter från strandlinjen upp på land och 100 meter ut i vattnet men kan utvidgas till högst 300 meter på varje sida om strandlinjen. Den som ansvarar för restaureringen är skyldig att söka dispens om så skulle behövas.

På en plats som omfattas av enbart strandskydd är det kommunen som utför prövningen. Detta gäller även om det finns en detaljplan på platsen. Kommunens beslut skickas till länsstyrelsen för granskning. Länsstyrelsen har sedan tre veckor på sig att antingen godkänna eller överpröva dispensen. Vid en överprövning utreder och prövar länsstyrelsen ärendet. Beslutet blir antingen att kommunens dispens fastställs (eventuellt med tillägg av villkor) eller att dispensen upphävs. Det är viktigt att notera att en strandskyddsdispens inte åsidosätter kravet på att, med länsstyrelsen, stämma av om den planerade aktiviteten räknas som en vattenverksamhet.

2.4.4 Dispens från föreskrifter kopplade till naturskyddade områden

Om restaurering av bivalver planeras inom ett naturskyddat område (exempelvis inom ett naturreservat, nationalpark eller område med annat biotopskydd) finns ytterligare aspekter att väga in. För dessa områden finns ett särskilt beslut om skydd samt vilka bestämmelser som gäller för området. För naturreservat och nationalparker finns särskilda föreskrifter som kan medföra begränsningar för hur mark- och vattenområden får nyttjas. Om dessa föreskrifter utgör ett hinder för genomförandet av restaureringen kan länsstyrelsen bevilja dispens om det finns särskilda skäl. Det är viktigt att ta reda på om det finns några särskilda skydd i området som ska restaureras och vilka föreskrifter som gäller. Naturvårdsverket har tagit fram ett kartverktyg (Skyddad Natur) som kan användas för att söka information om det tilltänkta restaureringsområdet³.

Om en verksamhet kan riskera att påverka havsmiljön i ett Natura2000 område negativt kan en tillståndsprövning behövas där bedömningen görs utifrån varje enskilt fall. En eventuell tillståndsprövning är en process i flera steg som tar lång tid, då bland annat en miljökonsekvensbedömning (MKB) samt inventeringar ska utföras vid speciella tider på året. Riktlinjer för detta finns tillgängligt hos länsstyrelsens hemsida.

Natura2000-områden har även fastställda bevarandeplaner som ska uppnås där exempelvis bevarandeplanerna för Halsefjorden och Havstensfjorden innefattar att säkerställa att "arealen

³ <http://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>

blåmusselbankar inte ska minska” samt att *”Tätheten av levande blåmussla inte ska minska*”. I detta fall bedömde länsstyrelsen att restaureringsåtgärder behövde sättas in för att försöka återskapa habitattet musselbankar, vilket resulterade i att dispens gavs i de enskilda fallen för storskalig utläggning av blåmusslor inom Natura2000 områdena. Sådana dispenser prövas alltid av den myndighet som beslutat om skyddet, förutom för Natura 2000 som beslutas av EU men prövas av länsstyrelsen.

2.4.5 Förflyttningstillstånd

Alla utsättningar av fisk eller skaldjur från en odling till naturvatten och flytt av fisk eller skaldjur från ett vattenområde till ett annat behöver tillstånd enligt fiskerilagstiftningen (18 § förordningen om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen (SFS 1994:1716). Detta söks hos länsstyrelsen i det län som utplanteringen eller flytten sker till. Om tillstånd beviljas är det med kravet att organismerna som flyttas ska vara kliniskt friska och inte får uppvisa symptom på smittsam sjukdom/parasitangrepp eller komma från vatten där det förekommer ökad dödlighet som inte kunnat förklaras. Tillståndet kan återkallas om det finns risk för spridning av smittsam eller anmälningspliktig sjukdom (Jordbruksverks föreskrifter SJVFS 2014:4 om djurhälsokrav för djur och produkter från vattenbruk).

För alla typer av ansökningar om tillstånd och dispenser gäller att de bör skickas in i god tid, för att länsstyrelsen ska kunna handlägga ärendet och att det ska finnas tid för verksamhetsutövaren att skicka in kompletteringar och utföra eventuella undersökningar. De tillstånd och dispenser som lämnas av länsstyrelsen kan förenas med villkor, däribland uppföljning av åtgärden och inrapportering av resultat efter genomförd åtgärd.

2.4.6 Genomförande och återrapportering till myndigheterna

När alla tillstånd är på plats kan restaureringsåtgärderna påbörjas. Det är viktigt att dokumentera processen och undersöka området innan och efter genomförda aktiviteter för att kunna avgöra om insatserna fungerat som planerat. Efter genomförda restaureringsåtgärder är det också viktigt att återrapportera om genomförandet samt resultatet till länsstyrelsen enligt beslutet för tillståndet. Att informera fastighetsägarna i närområden om resultatet av utläggningen kan också vara uppskattat och bidra till att öka acceptansen för större restaureringsåtgärder i kustnära områden.

3 Diskussion och rekommendationer

3.1 Rensning av bankar

Invasiva arter orsakar stora förluster av biologisk mångfald och ekosystemfunktioner över hela världen. Kontroll av populationsstorlek, ofta genom att individer av den invasiva arten avlägsnas fysiskt från invaderade livsmiljöer, är den strategi som oftast används för att hantera ekologiska och ekonomiska skador av invasiva arter (Epanchin-Niell och Hastings 2010). Att hantera effekterna av en invasion är särskilt problematiskt i marina miljöer eftersom hastigheten, med vilken främmande arter etablerar sig, ofta överstiger de resurser som finns tillgängliga för att vidta tidiga utrotningsåtgärder. Att utrota en etablerad art är ännu svårare, och ofta används begreppet "funktionell" utrotning, dvs. att populationen av den invasiva arten reduceras under nivåer som orsakar oacceptabla ekologiska effekter, och ofta endast på högprioriterade platser då full utrotning inte är möjlig (Green och Grosholz 2020).

Trots stillahavsstronets stora utbredningsområde, täta populationer och stora rekryteringsförmåga har de vissa egenskaper som gör att de är relativt väl lämpade för bortrensning; de är fastsittande (rymmer inte), de är lätta att känna igen (en rensar sällan bort fel art), och de är enkla att hitta på grunt vatten, och en behöver relativt enkel utrustning för att genomföra rensningsinsatser. Detta gör att många norska myndigheter har använt ideella föreningar i kampen mot stillahavsstronen i Oslofjorden och längs Skagerrak-kusten (se t.ex. Østersdugnaden; <https://www.vtfk.no/os-tersdugnaden/>). Dessa insatser har fokuserats på populära badstränder och mindre på bevarande av känsliga naturtyper (Laugen m.fl. 2023). Erfarenheten från rensningsaktiviteterna i detta projekt visar att bortrensning av stillahavsstron för att skydda bankar av inhemska bivalver kräver tid, en viss mån av finkänsla och försiktighet, en del utrustning och tekniska kunskaper, samt återupprepade rensningar över flera år.

Rensningen av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar var tidsmässigt krävande på olika sätt. Rensning av *Ostrea*-bankar krävde snorklings- eller dykutrustning och -erfarenhet vilket begränsar vilka som kan delta i aktiviteten. *Mytilus*-bankar kräver sällan dykning, men blandade stillahavsstron- och musselbankar är oftast extremt integrerade och det blir därmed tidskrävande att separera arterna för att kunna säkerställa att musslorna blir kvar i banken medan stillahavsstronen tas bort. Ofta krävs också snorkling för att genomföra rensning på lite djupare lokaler. Musselbankarnas tätheter är oftast högre än ostronbankarnas vilket ökar tidsåtgången ytterligare, vilket våra resultat också visar. Trots att rensning av *Ostrea*-bankar krävde snorkling och/eller dykning så rensades de fortare än blåmusselbankar. Detta kan bero på lägre tätheter av stillahavsstron på lokalerna, men också en enklare plockning då ostronen oftast inte satt ihop som musslorna gjorde. Det är därför också sannolikt att teknologiska nyvinningar som ROV- i kombination med AI-teknologi inte kommer att vara av stor nytta i en *Mytilus*-bank, men skulle kunna vara en värdefull resurs vid rensning av *Ostrea*-bankar.

Effektiviteten av rensningen uppskattades på tre olika sätt; täthet av stillahavsstron och täthet av fokusarten direkt efter rensning, populationsutveckling (rekrytering) i blandade bankar, samt återkolonisering åren efter rensning. Vid rensning av blandade *Mytilus*-bankar minskade inte bara stillahavsstronpopulationen utan också musselpopulationen. Dock minskade musslorna i täthet i

båda lokaltyperna och rensningen påverkade sannolikt inte populationsutvecklingen för musslorna direkt. På motsvarande sätt uppvisade *Ostrea* i både rensade och orensade lokaler en negativ populationsutveckling över tid. Detta indikerar att det finns andra faktorer än stillahavsstron som påverkar *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar negativt över tid. Visuellt analys av förändring över tid för olika storleksgrupper av *Mytilus* och *Ostrea* visar på en minskning framför allt av den största storlekskategorin för båda arterna (för *Ostrea* också av den näst största storlekskategorin), för musslor framför allt i rensade lokaler och för *Ostrea* i både rensade och orensade lokaler. Detta indikerar att föryngringen av bankarna inte är tillräcklig för att kompensera för förluster av större/äldre individer. Vi har ingen förklaring till detta mönster, och det vore fördelaktigt om övervakningen av lokalerna kunde fortsätta för att bekräfta förekomsten av denna trend samt utreda vad minskningen beror på. En spekulation är att ostron plockats på lokalerna för konsumtion, men detta har varken kunnat bekräftas eller dementeras. En intressant observation är också att rekryteringen av *Ostrea* i rensade bankar var större än i kontrolllokalerna. Det är dock svårt att uttala sig om denna trend utan ytterligare dataunderlag. Sammantaget gör dessa observationer att vi rekommenderar fortsatt övervakning av de bankar som ingått i projektet samt vidare studier för att undersöka om minskningen av stora *Mytilus* och *Ostrea* orsakas av naturliga processer eller av antropogena aktiviteter.

Stillahavsstronen återkoloniserade de rensade lokalerna inom ett år efter rensning – både i *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar. Även om antalet ökade snabbt så består återkolonisering av små individer. Återkoloniseringen i form av biomassa tar med andra ord längre tid. I de försök som genomfördes inom detta projekt hade biomassan av stillahavsstron inte återställts på tre av fyra musselbankar och på en av tre *Ostrea*-bankar vid projektets slut. Baserat på resultaten rekommenderar vi att faktorer som påverkar återkolonisationspotentialen för stillahavsstron utreds vidare då detta kommer påverka rensningsaktivitetens framgång på ett avgörande sätt. Det hade varit fördelaktigt om lokalerna i vilka biomassan av stillahavsstron fortfarande inte uppnått samma nivå som före rensning hade kunnat följas vidare. Tyvärr fanns inte möjlighet att göra detta inom ramen för projektet och finansiering för att fortsätta övervakningen har inte kunnat säkerställas.

Även om förvaltningsinsatser ofta motiveras av generella mål som att minska de negativa effekterna av invasiva arter på ekosystem och samhälle, så är kunskapen om hur mycket bortrensning av invasiva arter påverkar ekologisk återhämtning över tid i det rensade området begränsad. I en analys av 151 rensningskampanjer observerades ofta positiva eller blandade utfall, men i 31 procent av tiden skedde ingen ekologisk återhämtning av den rensade miljön eller så blev utfallet negativt, t.ex. en ökning av den invasiva arten (Prior m.fl. 2018). Vid rensningsförsöket på *Ostrea*-bankar observerades en liknande trend, dvs. fler stillahavsstron etablerade sig på de rensade lokalerna jämfört med på de orensade lokalerna. Om detta är ett generellt mönster bör utredas närmare så att oönskade negativa effekter av bortrensning av stillahavsstron, t.ex. ökade tätheter i samband med *Ostrea*, kan undvikas. Den optimala hanteringen av invasiva arter när olika förvaltningsmål ställs emot varandra (som kontroll av en invasiv art vs. bevarande av en hotad art) kan innebära ett behov av en mer långsiktig strategi (Lampert m.fl. 2014). En väg vidare i denna fråga kan därför vara att utreda effekterna av olika typer av rensning, till exempel bortplockning av alla stillahavsstron (som i denna studie) eller en mer varsam rensning genom bortplockning av enbart stora individer eller klusterbildningar. Om fortsatta rensningsinsatser ska genomföras så finns ett behov av utveckling av bättre tekniker för mer resurseffektiva insatser.

3.2 Restaurering av bivalvbankar

Restaurering av bivalver har pågått storskaligt i kustområden runt USA främst sedan 1990-talet, men tidiga försök längs USAs sydkust genomfördes redan på 1960-talet (Baggett m.fl. 2014, Hernandez m.fl. 2018). Bakgrunden till restaureringsinsatserna är den överexploateringen som skett av framför allt ostron (Baggett m.fl. 2014). I resten av världen har restaurering av bivalver kommit igång ordentligt först på 2010-talet. Ökade restaureringsinsatser har till stor del kunnat motiveras av den utbredda nedgången av bivalvbestånden som observerats på många håll runt om i världen (Beck m.fl., 2011; zu Ermgassen m.fl. 2012, Fariñas-Franco m.fl. 2018, Pogoda m.fl. 2019), kombinerat med studier som visar de potentiella ekosystemtjänster som tillhandahålls av dessa hotade livsmiljöer samt kapaciteten hos återställda livsmiljöer att bidra till stabilitet i kustnära ekosystem (Ruesink m.fl. 2015, Smaal m.fl. 2019).

Nyligen gjordes en genomgång av de restaureringsinsatser av bivalvbestånd som pågår runt om i världen (zu Ermgassen m.fl. 2020a) som visade att 13 bivalvarter (*O. edulis*, *Ostrea angasi*, *Crassostrea rhizophorae*, *Perna canaliculus*, *Modiolus modiolus*, *M. edulis*, *Mytilus platensis*, *C. gigas*, *Ostrea denselamellosa*, *Crassostrea ariakensis*, *Crassostrea sikamea* samt i USA: *Crassostrea virginica* och *Ostrea lurida*) har använts globalt i restaurerings syfte. Dessa restaureringsprojekt fanns etablerade inom nio regioner inklusive i Irland, Nederländerna/Tyskland, Nya Zeeland, Australien, Argentina, Venezuela och Kina (för detaljer kring projekteten se, zu Ermgassen m.fl. 2020a). I Europa har nätverket NORA (Native Oyster Restoration Alliance) etablerats (2017) som aktivt arbetar med forskningssamverkan och att sprida kunskap om ostronrestaurering av *O. edulis*. Inom nätverket har det tagits fram en rad handböcker (restaureringsmetoder - Preston m.fl. 2020, biosäkerhet - zu Ermgassen m.fl. 2020a, övervakning - zu Ermgassen m.fl. 2021, och lokalval - Hughes och zu Ermgassen 2021) och sammanställningar av kunskap som är relevanta inför planeringen av restaureringsinsatser av ostron (<https://nora-europe.eu/nora-publications/>). Inom bivalvprojektet har IVL aktivt medverkat i detta arbete framför allt för kunskapsinhämtning men också för spridning av information om pågående aktiviteter i Sverige. Ett liknande nätverk för musslor har också nyligen bildats, NAEMO (North Atlantic and European Mussel Organisation, <https://www.shellfish-wales/naemo/about.html>), vilket visar på behovet av samordning och kunskapsutbyte i fältet. Dessa nätverk är goda plattformar för kunskapsinhämtning som kan gynna utvecklingen av restaureringsaktiviteter i Sverige.

För att uppnå framgångsrik restaurering av bivalver krävs kunskap om hotbilden, dvs. vad är det som gjort att en art har minskat? Generellt sett så är det svårt att åtgärda diffusa hot, t.ex. klimatförändring, medan andra, mer konkreta påverkansfaktorer kan åtgärdas. För bivalver har de stora påverkansfaktorerna generellt sett varit habitatdestruktion (t.ex. genom bottenskrapning), överfiske samt patogener. Överfiske åtgärdas naturligtvis genom fiskereglering (kvoter, metoder och andra villkor) medan patogener är svårare att hantera och ofta regleras inom vattenbrukssektor i form av krav på förflyttningsstillstånd mellan områden och biosäkerhetsprotokoll, vilket indirekt gynnar vilda bestånd.

Återetablering eller förstärkning av bivalvpopulationer baseras ofta på en av två huvudprinciper som baseras på vad det är som orsakar avsaknaden av förnygring av populationerna (Preston m.fl. 2020);

1. Är populationen rekryteringsbegränsad? I områden där målarten är utrotad eller så påverkad att populationerna inte kan bibehålla en tillräckligt hög reproduktion etableras ofta "broodstock", dvs. föräldradjur, för att öka tillgången till larver i området och gynna en naturlig återhämtning av populationerna. Som alternativ till detta kan nya populationer

skapas, eller existerande förstärkas, genom utläggning av juvenila individer av målarten. Nackdelen med utläggning av juveniler är att stora mängder individer behöver placeras ut för att säkerställa att tillräckligt många överlever till reproduktiv ålder, vilket kan vara svårt för vissa arter om yngeltillgången är begränsad. Fördelen är att många fler individer kan placeras ut jämfört med adulta individer då kostnaden för yngel är lägre.

2. Är populationen substratbegränsad? I områden där tillgången till substrat är begränsad så utläggning av lämpliga material, ofta ostronskal (s.k. cultch), vara en lämplig åtgärd då detta gynnar bottenfällning av larver och återetablering av vilda populationer.

Ofta kan dessa metoder behöva kombineras för att uppnå ett lyckat resultat. Det bör också nämnas att restaureringsåtgärder kan också ha syften större än bara att öka förekomsten av målarten. T.ex. kan ekosystemingenjörarter som musslor och ostron användas för att gynna andra arter, öka biodiversitet och återetablera hela habitat som förlorats (Bagget m.fl. 2014). Även om restaurering av bivalvbankar inte har pågått under någon längre period har många av projekten redan börjat med storskaliga utläggningar (dvs hektar) av bivalver. De flesta restaureringsinsatser har gjorts inom skyddade områden, där skörd/fiske av bivalver inte är tillåtet idag.

Olika försök att restaurera *Mytilus* har gjorts i Vadehavet inom Natura2000 områden sedan 1995. Där har musselbestånden som tidigare uppskattades till 6 000 ha minskat kraftigt p.g.a. överfiske under 1980-talet. År 1994 stoppades allt fiske av *Mytilus* med skrapa i området. Restaureringsförsök genom utläggning av lämpliga substrat för att underlätta bottenfällning av musselyngel samt minskning av predation (ex BESE nät, Timmink m.fl. 2021) har genomförts på liten skala. Den vanligaste metoden för storskaliga försök har varit att fiska musselyngel från andra områden som sedan läggs ut på botten. Men dessa försök har sällan varit framgångsrika, delvis på grund av att musslor från djupare områden inte var anpassade till förhållandena i de grundare tidvattensområdena, vilket resulterade i hög dödlighet (Dankers och Fey 2015). De restaurerade musselbankarnas placering och stabilitet i förhållande till bl.a. stormar har också varit en utmaning som påverkat framgången av utläggningarna. Längs svenska västkusten finns inte de kraftiga tidvattenfluktuationerna som påverkat de nämnda försöken, varför metoder och upplägg behöver utvärderas och anpassas till lokala förhållanden i Sverige. Återutläggning av skördade *Mytilus* yngel är en teknik som ofta används framgångsrikt inom vattenbrukssektorn för bottenproduktion av *Mytilus* (Dolmer m.fl. 2012, Capelle 2017). Denna typ av aktivitet påverkas av samma problematik rörande avvägningar mellan täthet av *Mytilus* i förhållande till area, överlevnad, predation mm. och mycket kunskap från dessa aktiviteter kan med stor sannolikhet tillämpas också för musselrestaurering. I zu Ermgassen m.fl. (2020a, bilaga 1) finns fler exempel på studier av restaurering av *Mytilus*.

Vad gäller *Ostrea* i Europa pågår flera restaureringsförsök. Information om försöken finns sammanställt på NORAs hemsida⁴ (Figur 43). I tyska bukten har man uppskattat att det har funnits ostronbankar inom ett 21 000 km² område, men att bestånden kollapsade på 1920-talet p.g.a. överfiske med bottenskrapning (Pogoda 2019). Här arbetar man nu med att placera ut nya hårda substrat (bl.a. kalksten, granit, sandsten strukturer samt ostronskal) men även lägga ut ostronskal med nyligen bottenfällda ostronyngel på. En begränsning för storskaliga restaureringsarbetet med *Ostrea* i Europa idag är tillgången på ostronskal ("cultch") som placeras ut som substrat för ostronyngel att sätta sig på. En annan flaskhals är tillgången på yngel som är lämpliga för utläggning inom det område som ska restaureras. Tillgången på yngel från kläckerier är begränsad (Strand m.fl. 2021), och frågor som rör genetisk sammansättning, sjukdomsresistens samt biosäkerhetsaspekter har lyfts fram som viktiga att ta hänsyn till (zu Ermgassen m.fl. 2020b).

⁴ <https://nora.europa.eu/restoration-projects/projects-overview/>

I en svensk kontext valdes den första principen för beståndsförstärkningsförsök ovan ut som relevant för projektet. Detta då skrapning av grunda botten är förbjudet i Sverige och fisket av vilda *Mytilus* och *Ostrea* är begränsat. För *Mytilus* testades utplacering av föräldradjur och för *Ostrea* testades utläggning av juveniler som beståndsförstärkande åtgärd. Vissa erfarenheter från försöken är generellt applicerbara på båda arterna, medan vissa resultat är mer artspecifika.

Generellt observerades **predation** vara ett problem för båda arterna även om de förmodade predatorerna varierade med art, och små individer av både *Mytilus* och *Ostrea* observerades ha hög mortalitet under försökens gång. För *Mytilus* observerades en minskning också för stora musslor, men inte i samma utsträckning som för små *Mytilus*. Predation är ett vanligt problem vid beståndsförstärkning och vid bottenodling av bivalver. Vanliga predatorer på *Mytilus* och *Ostrea* är sjöstjärnor och krabbor, samt för *Mytilus* också musselätande sjöfågel som ejder. Tätheten vid utläggning av *Mytilus* kommer att påverka aggregeringsbeteendet av musslorna (Capelle 2017), vilket i sin tur kan påverka musslor-
nas känslighet för predation. Mer kunskap krävs rörande metoder för att minska effekten av predation på restaureringsaktiviteter för att resurseffektiva aktiviteter ska kunna genomföras.

Under projektets gång noterades ett flertal gånger betydelsen av **lokalspecifika förhållanden** för försökens framgång. Exempel på faktorer som diskuterats i denna rapport är förekomst av predatorer, isläggning, substrat, skyddsstatus, möjlighet till inflyttning av organismer för restaureringsförsök/aktiviteter, djup och exponering. Det är tydligt att mycket är att vinna på ett gediget förarbete innan beståndsförstärkningsaktiviteter initieras. En guide för vilka parametrar som bör beaktas vid beståndsförstärkning av *Ostrea* är framtagen av NORA nätverket (Hughes och zu Ermgassen 2021). Även om denna är utvecklad för ostron så är mycket av innehållet generellt applicerbart också på musslor. Flera av de aspekter som diskuterats i denna rapport ingår som viktiga urvalskriterier i guiden, inklusive vikten av skydd mot exploatering av de restaurerade bestånden samt en god relation till myndigheter och markägare.

Vilken **skala** restaureringsaktiviteter ska genomföras på är också en viktig faktor vid beståndsförstärkning. Flera olika aspekter behöver bedömas för att en lämplig omfattning ska kunna fastställas, t.ex. hur stort geografiskt område är önskvärt (måste en viss area uppnås), hur ser tillgången till organismer att genomföra restaureringen med ut (både antal och geografiskt), hur är handläggande myndigheters inställning till storskaliga aktiviteter, mm. Flera av dessa aspekter påverkade



Figur 43. Beståndsförstärkningsförsök i Europa med fokus på *Ostrea*. Figur från NORA (<https://noraeurope.eu/restoration-projects/projects-overview/>).

planeringen och genomförandet av restaureringsförsök i detta projekt. T.ex. så var yngeltillgången av *Ostrea* begränsad varför skalan på försöket fick minskas, och försöket med *Mytilus* i Örneviken planerades så att enbart en anmälan om vattenverksamhet behövdes istället för en ansökan om tillstånd för vattenverksamhet. Det finns med andra ord flera utmaningar inom detta område med kopplingar till olika aktörer. Samarbete mellan akademi, industri och myndigheter kommer därför vara av största vikt för att utveckla området vidare i Sverige.

I tillägg till ovanstående utvecklingsbehov har det också framkommit ett antal utvecklingsområden som bör utredas vidare inför framtida beståndsförstärkningsförsök:

- Bör *Mytilus* med kalkmask behandlas innan utläggning för att minska risken för spridning av kalkmask till nya områden?
- Behövs olika tekniker för restaurering på olika bottensubstrat?
- Hur dokumenterar vi på bästa sätt effekten av beståndsförstärkningsaktiviteter? Vilka parametrar bör följas (t.ex. överlevnad, rekrytering, biodiversitet)?
- Kan nyttjande av substratförstärkande åtgärder, t.ex. utplacering av mussel/ostron skal, ev. i kombination med föräldraostron, öka lokal rekrytering av yngel och minska beroendet av organismer för utläggning?

Mer specifikt finns också ett flertal konkreta lärdomar från både försöken med *Mytilus* och *Ostrea*. Från studierna kan följande rekommendationer och beaktanden summeras:

- För att kunna dokumentera effekten av en beståndsförstärkning bör området som ska restaureras dokumenteras noga med släpvideo före och efter utläggningen för att kartlägga överlevnad, täthet samt täckningsgrad
- Metoden med video och/eller bildanalys av överlevnad baserat på tätheter är beroende av god bildkvalitet (t.ex. goda ljusförhållanden samt minskad uppslamning av sediment).
- För musslor kan täckningsgrad under vissa förhållanden ge en lika god bild av förändringar som täthetsdata. Dock är det värdefullt att komplettera täckningsgrad med längd-data för analys av förändringar av årsklasser, t.ex. rekryteringsanalys.
- Småskaliga pilotstudier är värdefulla för att utvärdera förutsättningarna för storskaliga aktiviteter innan slutgiltigt urval av lokaler görs för restaurering.
- Val av säsong för utläggning av musslor är viktigt och utläggning bör genomföras under vinterhalvåret (undvik perioden april-augusti), för att minska risken för hög dödlighet hos musslorna. Hur säsong påverkar överlevnaden av ostron studerades inte i försöken och bör utredas vidare.
- Torrläggningstiden innan utsättning kan påverka överlevnaden av *Mytilus*. *Mytilus* känslighet för torrläggning påverkas av säsong. *Ostrea* verkar vara mer robusta för torrläggning än *Mytilus*. Dock är juveniler generellt sett känsligare än adulter, varför påverkan av torrläggning vid olika säsong bör studeras närmare för att undvika hög dödlighet.
- Det är fördelaktigt att blötlägga *Mytilus* precis innan utläggning för att minimera risken att luftfyllda musslor flyter iväg från utläggningsområdet.
- Även på lokaler med goda förhållanden kommer målarten minska efter utläggning. Som exempel kan nämnas att överlevnaden av *Ostrea* på den bästa lokalen vid Koster var ca 16% efter 2 år, och för *Mytilus* kommer både täckningsgrad och täthet av musslor att minska över tid även på lokaler utan ejderpredation med en förväntad minskning av täckningsgrad med nästan 50% och en överlevnad på ca 20% (under förutsättning att råmusslor används vid etableringen) efter ett år.
- Både *Mytilus* och *Ostrea* kan placeras direkt på substratet utan substratförbättrande åtgärder på lokaler där substratet består av sand och/eller skalgrus. Fler försök behöver göras

för att utvärdera skillnader i restaureringsframgång mellan olika naturliga substrat, t.ex. mjukbottnar, sandbottnar och skalgrusbottnar.

En unik aktivitet i bivalvprojektet som, till vår vetskap, inte testats tidigare är nyttjandet av restmusslor från kommersiell musselproduktion för beståndsförstärkning av *Mytilus*. Genom att använda spillmusslor skapas ökad cirkularitet och förbättrat resursutnyttjande inom vattenbruksproduktionen, samt både ekologiska och ekonomiska vinster då viktiga naturmiljöer återskapas samtidigt som vattenbruksföretagen får minskade kostnader för deponi av spill från produktionen. Det kvarstår dock att utreda hur omfattande denna typ av aktivitet kan bli då målet inom musselodlingen naturligtvis är att producera en produkt utan påväxt. I tillägg måste regleringsmässiga förutsättningar för denna typ av nyttjande utredas.

Sammantaget kan konstateras att ett fortsatt arbete med att följa upp pågående studier, att hitta lokalt optimerade tekniker för restaurering, samt kvantifiera de ekosystemtjänster som dessa bivalvbankar potentiellt kan bidra med kommer att vara viktigt i arbetet framöver. En viktig del i detta är att dra lärdom av existerande kunskap men också att sätta in denna kunskap i en lokal kontext med målet att identifiera kunskapsluckor. Kombinerat kan dessa aktiviteter utgöra ett första steg mot att etablera en manual för restaurering av musslor och ostron i Sverige.

Referenser

- Arve, R. (1960). Preliminary report on attracting fish by oystershell plantings in Chincoteague Bay, MD. Chesapeake Science 1: 58–65.
- Baden, S., Hernroth, B., Linddahl, O. (2021). Declining Populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic Coastal Waters – A Swedish Perspective. Journal of Shellfish Research 40: 269-296.
- Baggett, L.P., Powers, S.P., Brumbaugh, R., Coen, L.D., DeAngelis B., Greene, J., Hancock, B. and Morlock, S. (2014). Oyster habitat restoration monitoring and assessment handbook. The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA., 96pp.
- Beck, M. W., Brumbaugh, R. D., Airoidi, L. m.fl. (2011). Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration and management. Bioscience 61, 107–116.
- Bergström, P., Thorngren, L., Strand, Å., Lindegarth, M. (2021). Identifying high-density areas of oysters using species distribution modeling: Lessons for conservation of the native *Ostrea edulis* and management of the invasive *Magallana (Crassostrea) gigas* in Sweden. Ecology and Evolution 11: 5522-5532.
- Brumbaugh, R. D., Coen, L. D. (2009). Contemporary approaches for small-scale oyster reef restoration to address substrate versus recruitment limitation: A review and comments relevant for the Olympia oyster, *Ostrea lurida* Carpenter 1864. Journal of Shellfish Research 28, 147–161.
- Capelle, J.J. (2017). Production efficiency of mussel bottom culture, PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands. Pp 240.
- Castel, J., Labourg, P.J., Escaravage, V. m.fl. (1989) Influence of seagrass beds and oyster parks on the abundance and biomass patterns of meio- and macrobenthos in tidal flats. Estuarine, Coastal and Shelf Science 28: 71–85.
- Christianen, M.J.A., Lengkeek, W., Bergsma, J.H. m.fl. (2018). Return of the native facilitated by the invasive? Population composition, substrate preferences and epibenthic species richness of a recently discovered shellfish reef with native European flat oysters (*Ostrea edulis*) in the North Sea. Marine Biology Research 0: 1–8.
- Commuto, J.A., Como, S., Grupe, B.M., Dowa, W.E. (2008). Species diversity in the softbottom intertidal zone: biogenic structure, sediment, and macrofauna across mussel bed spatial scales. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 366: 70–81.
- Crabtree, R.E., Middaugh, D.P. (1982). Oyster shell size and the selection of spawning sites by *Chasmodes bosquianus*, *Hypoleurochilus geminatus*, *Hypsoblennius ionthas* (Pisces, Blenniidae) and *Gobiosoma boscii* (Pisces, Gobiidae) in two South Carolina estuaries. Estuaries 5: 150–155.
- Dankers, N., Fey-Hofstede, F. (2015). Een zee van Mosselen – Handboek ecologie, bescherming, beleid en beheer van mosselbanken. Stichting Anemoon, Lisse, NUR 430. Pp 217.
- de Paoli H., van de Koppel J., van der Zee E. m.fl. (2015). Processes limiting mussel bed restoration in the Wadden-Sea. Journal of Sea Research 103: 42–49.
- Diederich, S. (2005) Differential recruitment of introduced Pacific oysters and native mussels at the North Sea coast: coexistence possible? Journal of Sea Research 53: 269-281.
- 4 Dolmer, P., Christensen, H.T., Hansen, B.W., Vismann, B. (2012) Area-intensive bottom culture of blue mussels *Mytilus edulis* in a micro-tidal estuary. Aquaculture Environment Interactions 3: 81-91.
- Epanchin-Niell R.S., Hastings A. (2010). Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. Ecology Letters 13: 528–41.
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. Journal of Coastal Conservation 5: 69-80
- Ezgeta-Balić D., Šantić D., Šegvić-Bubić T. m.fl. (2020). Competitive feeding interactions between native *Ostrea edulis* and non-native *Crassostrea gigas* with implications of introducing *C. gigas* into commercial aquaculture in the eastern Adriatic Sea. Marine Environmental Research 160: 105051.
- Gillies, C. L., Fitzsimons, J. A., Branigan, S., m.fl. (2015). Scaling-up marine restoration efforts in Australia. Ecological Management and Restoration 16, 84–85.
- Grabowski, J.H., Peterson, C.H. (2007). Restoring oyster reefs to recover ecosystem services. In: Cuddington K, Byers JE, Wilson WG, Hastings A (eds) Ecosystem engineers: concepts, theory and applications. Elsevier-Academic Press, Amsterdam, p 281–298.
- Green, S.J., Grosholz, E.D. (2020). Functional eradication as a framework for invasive species control. Frontiers in Ecology and the Environment 19: 98–107.

- Havs och Vattenmyndigheten (2021). Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022–2027 enligt havsmiljöförordningen. Rapport 2021:20, Havs och Vattenmyndigheten, Göteborg, 351 pp.
- Helmer, L., Farrell, P., Hendy, I. m.fl. (2019). Active management is required to turn the tide for depleted *Ostrea edulis* stocks from the effects of overfishing, disease and invasive species. PeerJ 7, e6431.
- Hilgerloh, G., Pfeifer, D. (2002). Size selection and competition for mussels, *Mytilus edulis*, by oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, herring gulls, *Larus argentatus*, and common eiders, *Somateria mollissima*. Ophelia 56:1, 43-53.
- Hollander J, Blomfeldt J, Carlsson P, Strand A. (2015) Effects of the alien Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) on subtidal macrozoobenthos communities. Marine Biology 162:547–555.
- Hosack, G.R., Dumbaul, B.R., Ruesink, J.L., Armstrong, D.A. (2006). Habitat associations of estuarine species: comparisons of intertidal mudflat, seagrass (*Zostera marina*), and oyster (*Crassostrea gigas*) habitats. Estuaries and Coasts 29: 1150–1160.
- Hughes, A. and zu Ermgassen, P.S.E. (2021) European native oyster habitat restoration site selection checklist, Native Oyster Restoration Alliance, Berlin, Germany.
- Hutchison, Z.L., Hendrick, V.J., Burrows, M.T. m.fl. (2016). Buried alive: the behavioural response of the mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to sudden burial by sediment. PLOS ONE 11(3): e0151471.
- Jansson, B.O., Aneer, G., Nellbring, S. (1985). Spatial and temporal distribution of the demersal fish fauna in a Baltic archipelago as estimated by SCUBA census. Marine Ecology Progress Series 23: 31–43.
- Jones, L.A., Hiscock, K., Connor, D.W. (1999). Marine habitat reviews: a summary of ecological requirements and sensitivity characteristics for the management of marine SACs. JNCC, Peterborough, UK.
- Kochmann, J., Buschbaum, C., Volkenborn, N., Reise, K. (2008). Shift from native mussels to alien oysters: differential effects of ecosystem engineers. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 364: 1–10.
- Kristensen, L.D., Stenberg, C., Støttrup, J.G., Poulsen, L.K. (2015). Establishment of blue mussel beds to enhance fish habitats Applied Ecology and Environmental Research 13: 783-798.
- Lampert, A., Hastings, A., Grosholz, E. D. m.fl. (2014). Optimal approaches for balancing invasive species eradication and endangered species management. Science 344: 1028– 1031.
- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2018). Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0520174 Halsefjorden. Dnr. 511-34960-2018. 18pp
- Laugen, A.T., Wrangé, A.-L., Krång, A.-S., Reamon, M.C., Svedberg, K., Waldetoft, H., Strand, Å. (2023). Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar. Del 1 Nulägesanalys av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar i Sverige. Rapport C729, IVL Svenska Miljöinstitutet, 99s.
- Laugen, A., Hollander, J., Obst, M., Strand, Å. (2015). The Pacific Oyster (*Crassostrea gigas*) invasion in Scandinavian coastal waters in a changing climate: impact on local ecosystem services. In Clode, J.C. (Ed.) Biological Invasions in Changing Ecosystems-Vectors, Ecological Impacts, Management and Predictions. De Gruyter Open, Berlin. Pp. 230-252.
- Lejart, M., Hily, C. (2011). Differential response of benthic macro fauna to the formation of novel oyster reefs (*Crassostrea gigas*, Thunberg) on soft and rocky substrate in the intertidal of the Bay of Brest, France. J Sea Res 65: 84–93.
- Lenihan, H.S. (1999). Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. Ecological Monographs 69: 251–275.
- Lienart, C., Garbaras, A., Qvarfordt, S m.fl. (2020). Long-term changes in trophic ecology of blue mussels in a rapidly changing ecosystem. Limnology and Oceanography 66: 694–710.
- Lindgarth, M., Ekelund, A., Bergström, P. m.fl. 2020. Slutrapport för projektet "Utveckling av metoder och kunskap för att minska ejderpredation i blåmusselodlingar. Göteborgs Universitet, Maj 2020.
- Mascaró, M., Seed, R. (2001). Choice of prey size and species in *Carcinus maenas* (L.) feeding on four bivalves of contrasting shell morphology. Hydrobiologia 449: 159-170.
- McDermott, S., Burdick, D., Grizzle, R. Greene, J. (2008). Urban ecological restoration: restoring ecological functions and increasing community awareness of an urban tidal pond using blue mussels. Ecological Restoration 26: 254-262.
- Meadows, P. S., Meadows, A., West, F. J. C. Et al. (1998). Mussels and mussel beds (*Mytilus edulis*) as stabilizers of sedimentary environments in the intertidal zone. In: Black, K. S., Paterson, D. M. och Cramp, A. (eds) Sedimentary Processes in the Intertidal Zone. Geological Society, London, Special Publications, 139: 331-347.
- Mortensen, S., Laugen, A.T., Strand, Å., Dolmer, P., Naustvoll, L.-J., Jelmert, A., Albretsen, J., Broström, G., Gustafsson, M., Durkin, A., Khogyane, S.E., Partoft, H., Bøgwald, M. (2022). Stillehavsøsters i Norden.

- Datainsamling og bestandsvurderinger som grunnlag for forvaltning og høsting av nordiske bestander av stillehavsosters, *Crassostrea gigas*. TemaNord 2022:504, Nordisk ministerråd. 61 s.
- Mortensen S., Strand Å., Dolmer P., Laugen A.T. Naustvold L.J. (2019). Høsting av stillehavsosters. TemaNord 2019:552. Nordic Council of Ministers. Pp 117.
- Newell, R.I.E. (1988). Ecological changes in Chesapeake Bay: Are they the result of overharvesting the eastern oyster (*Crassostrea virginica*)? In: Lynch MP, Krome EC (eds) Understanding the estuary. Advances in Chesapeake Bay research, Chesapeake Research Consortium Publ 129, Gloucester Point, VA, p 536–546.
- Norling, P., Lindegarth, M., Lindegarth, S., Strand, Å. (2015). Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters and native blue mussels on macrofauna and fish. Marine Ecology Progress Series 518: 123-138.
- OSPAR (2008) Case Reports for the OSPAR List of threatened and/or declining species and habitats. Biodiversity Series, Pp. 261.
- OSPAR (2009) Background document for *Ostrea edulis* and *Ostrea edulis* beds. Biodiversity Series. Pp. 22.
- OSPAR (2015) Background document on intertidal *Mytilus edulis* beds on mixed and sandy sediments. Biodiversity and Ecosystems Series. Pp. 35.
- OSPAR. (2009). OSPAR Report: Background document for *Ostrea edulis* and *Ostrea edulis* beds Biodiversity Series. OSPAR commission 22.
- Palumbi, S. R. (2003). Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserves. Ecological Applications 13: S146–S158.
- Pogoda, B., Brown, J., Hancock, B. m.fl.(2019). The Native Oyster Restoration Alliance (NORA) and the Berlin Oyster Recommendation: bringing back a key ecosystem engineer by developing and supporting best practice in Europe. Aquatic Living Resources, 32, [13].
- Preston, J., Gamble, C., Debney, A., m.fl. (eds) (2020). European native oyster habitat restoration handbook. The Zoological Society of London, UK., London, UK.
- Prior, K.M., Adams, D.C., Klepzig, K.D. et al. (2018). When does invasive species removal lead to ecological recovery? Implications for management success. Biological Invasions 20: 267–283.
- Reise et al. (2017). Invading oysters and native mussels: from hostile takeover to compatible bedfellows. Ecosphere 8: e01949
- Royer, J., Ropert, M., Mathieu, M., Costil, K. (2006). Presence of spionid worms and other epibionts in Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in Normandy, France. Aquaculture 253: 461–474.
- Smaal, A., Kamermans, P., van der Have, T. M. m.fl. (2015). Feasibility of flat oyster (*Ostrea edulis* L.) restoration in the Dutch part of the North Sea. IMARES Wageningen UR. Report number C028.15.
- Smaal, Ferreira, J. G., Grant, J. m.fl. (Eds.) (2019). Goods and services of marine bivalves. Cham, Switzerland: Springer.
- Sorte et al. 2017. Long-term declines in an intertidal foundation species: parallel shifts in community composition. Global change biology 23: 341-352.
- Stagličić, N., Šegvić-Bubić, T., Ezgeta-Balić, D. m.fl. (2020). Distribution patterns of two co-existing oyster species in the northern Adriatic Sea: The native European flat oyster *Ostrea edulis* and the non-native Pacific oyster *Magallana gigas*. Ecological Indicators, 113, 106233.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W., Parker, K. R. (1986). Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? Ecology, 67, 929-940.
- Strand, Å., Bakker, N., Bird, A. m.fl. (2021) What restoration practitioners need to know about the oyster production industry. NORA, Berlin. Pp5.
- Strand, Å., Fredricsson, Y, Laugen, A.T (in prep) Alien prey for native predators – trophic subsidy of Pacific oysters to Swedish coastal generalist predators.
- Svedberg K. 2019. Musselbankar - Nulägesanalys och beståndsförstärkning. Examensarbete för masterexamen i Marina vetenskaper, Biologi, 45 hp. Institutionen för Marina Vetenskaper. Göteborgs universitet. 41 pp.
- Temmink et al. (2022). Initiating and upscaling mussel reef establishment with life cycle informed restoration: Successes and future challenges. Ecological Engineering 175: 106496.
- Thorngren, L., Bergström, P., Holthuis, T. D., Lindegarth, M. (2019). Assessment of the population of *Ostrea edulis* in Sweden: A marginal population of significance? Ecology and Evolution 9: 13877–13888.
- Thurstan, R. H., Hawkins, J. P., Raby, L., & Roberts, C. M. (2013). Oyster (*Ostrea edulis*) extirpation and ecosystem transformation in the Firth of Forth, Scotland. Journal for Nature Conservation 21: 253–261. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.01.004>

- Troost K (2009) Pacific oysters in Dutch estuaries. Causes of success and consequences for native bivalves. Doctoral thesis. University of Groningen.
- Troost K (2010) Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *Journal of Sea Research* 64: 145–165.
- Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 145-178.
- Van Broekhoven, W. (2005). Macrofaunal diversity on beds of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in the Oosterschelde estuary. MSc thesis, University of Groningen.
- Venier, P., Gerdol, M., Domeneghetti, S. m.fl. (2018). Biotechnologies from marine bivalves. In: A.C. Smaal, J.G. Ferreira, J. Grant, J.K. Petersen, Ø. Strand (Eds.) *Goods and Services of Marine Bivalves*, p 95-112. Springer.
- Walne, P. (1964). Observations on the fertility of the oyster (*Ostrea edulis*). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 44(2), 293-310.
- Wernbo, A., Calderon, D. (2015). Återetablering av musselbankar i Kungälv. Lokala naturvårdssatsningen och 8+ fjordar. Pp. 15.
- zu Ermgassen, P. S. E., Thurstan, R. H., Corrales, J. m.fl. (2020a). The benefits of bivalve reef restoration: A global synthesis of underrepresented species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30: 2050-2065.
- zu Ermgassen, P.S.E., Bos, O., Debney, A. m.fl. (Eds.) (2021). *European native oyster habitat restoration monitoring handbook*. The Zoological Society of London, UK., London, UK.
- zu Ermgassen, P.S.E., Gamble, C., Debney, A. m.fl. (Eds.) (2020b). *European guidelines on biosecurity in native oyster restoration*. The Zoological Society of London, UK., London, UK.
- zu Ermgassen, P.S.E., M.D. Spalding, B. Blake, m.fl. (Eds.) (2012) *Historical ecology with real numbers: Past and present extent and biomass of an imperiled estuarine habitat*. *Proceedings of the Royal Society B*.
- Zwerschke, N., Kochmann, J., Ashton, E. m.fl. (2018). Co-occurrence of native *Ostrea edulis* and non-native *Crassostrea gigas* revealed by monitoring of intertidal oyster populations. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98: 2029-2038.



Detta projekt har mottagit finansiering från EUs Havs- och Fiskerifond via Jordbruksverket, från Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) samt från IVL Svenska Miljöinstitutet. Projektet är också delvis finansierat av EU Interregmedel i projektet MarGen II. Innehållet i denna rapport återspeglar författarnas åsikter och finansiärerna kan inte hållas ansvariga för innehållet eller framtida nyttjande av denna rapport.