

Handlingsplan för invasiva arter i akvatisk miljö

Exempel blåskrabba samt småprickig penselkrabba på svenska västkusten

Lena Granhag, Björn Källström,
Sam Fredriksson, Ing-Marie Gren,
Sandra-Esther Brunnabend,
Lars Arneborg

RAPPORT 7214 | JULI 2026



Handlingsplan för invasiva arter i akvatisk miljö

Exempel blåskrabba samt småprickig penselkrabba
på svenska västkusten

av Lena Granhag, Björn Källström, Sam Fredriksson, Ing-Marie Gren,
Sandra-Esther Brunnabend och Lars Arneborg

Naturvårdsverket
Tel: 010-698 10 00
E-post: registrator@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm
Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7214-8
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2026

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2026
Omslagsfoto: Björn Källström, Göteborgs Marinbiologiska Laboratorium

Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Handlingsplan för invasiva arter i akvatisk miljö – Exempel blåskrabba samt småprickig penselkrabba på svenska västkusten”. Projektet är ett av nio forskningsprojekt som genomförts inom forskningsstrategin Hantering av invasiva främmande arter.

Med de nio forskningsprojekten ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten, i samarbete med Formas och Trafikverket, ta fram kunskap om hantering av invasiva främmande arter och att utveckla och/eller identifiera nya eller förbättrade metoder att permanent utrota eller hindra införsel respektive vidare spridning av invasiva främmande arter i naturen. Med arter avsågs främmande växter i terrestra livsmiljöer samt invasiva främmande djur i akvatiska livsmiljöer.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag och från Formas.

Rapporten har skrivits av Lena Granhag (Chalmers), Björn Källström från Göteborgs Marinbiologiska Laboratorium, Sam Fredriksson, Sandra-Esther Brunnabend och Lars Arneborg från SMHI samt Ing-Marie Gren från SLU.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Eddie von Wachenfeldt (SLU) samt för praktisk relevans av Maria Åslund (Havs- och vattenmyndigheten).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i juli 2026

Marie Uhrwing

Avdelningschef, Avdelningen för samordning, regeringsuppdrag och internationellt samarbete

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1. Inledning	8
1.1 Bakgrund till projektet	8
1.2 Projektets modellarter och modellsystem	8
1.3 Projektets syfte, forskningsfråga samt kapitelindelning	9
1.4 Föreslagen användning av rapporten	10
1.5 Källförteckning	10
2. Asiatiska strandkrabbor på svenska västkusten – spridningsbiologi och kontrollmetoder	12
2.1 Introduktion och spridning av asiatiska strandkrabbor på den svenska västkusten	12
2.2 Spridningsbiologi hos <i>H. sanguineus</i> och <i>H. takanoi</i>	16
2.2.1 Spridningsbiologi hos <i>H. sanguineus</i> och <i>H. takanoi</i>	16
2.3 Krabborna kan kontrolleras med flera olika metoder	20
2.3.1 Fångst med burar	21
2.3.2 Direktfångst genom plockning för hand	21
2.3.3 Artificiella habitat	23
2.4 Övervakning och medborgarforskning	23
2.5 Slutsatser och förslag	25
2.6 Källhänvisning	25
3. Larvspridning – konnektivitet och spridningsrisk av larver i fjordsystemet runt öarna Orust-Tjörn	26
3.1 Fjordområdet Orust-Tjörn	26
3.2 Metod	27
3.2.1 Dispersionsmodell	27
3.2.2 Hydrodynamisk modell	28
3.2.3 Validering av dispersionsmodell	28
3.2.4 Konnektivitet	31
3.2.5 Spridningsrisk	32
3.3 Resultat	32
3.3.1 Larvers pelagiala fas och bottenfällning	32
3.3.2 Säsongsberoende	37
3.3.3 Konnektivitet	40
3.3.4 Spridningsrisk utgående från habitatsfördelning i respektive vattenförekomst	40
3.4 Diskussion	43
3.5 Slutsatser och förslag	44
3.6 Källhänvisning	45

4.	Maritim trafik som vektor för spridning av främmande arter	46
4.1	Kommersiell sjöfart	46
4.1.1	Hamnar, hamnoperationer och trafik i området	46
4.1.2	Kartläggning av trafik från områden där asiatiska strandkrabbor är etablerade	47
4.1.3	Uträknad kapacitet för förflyttning av krabbor med fartyg	48
4.1.4	Ankringsområden som möjliga områden för tillförsel av krabbor	49
4.2	Övrig maritim aktivitet	50
4.2.1	Fritidsbåtar och sekundär spridning under sommarsäsong	50
4.2.2	Fiske/akvakultur och andra maritima aktiviteter	50
4.3	Möjliga åtgärder för sjöfart och fritidsbåtar-tillämpbarhet	50
4.3.1	Rening av barlastvatten	51
4.3.2	Skydd mot påväxt på skrov	51
4.3.3	Metoder för att förhindra transport av invasiva arter i specifika utrymmen	52
4.3.4	Tillämpbarhet för olika åtgärder	52
4.4	Regelverk inom International Maritime Organization (IMO) under utveckling	53
4.5	Sammanfattning och förslag på åtgärder	53
4.6	Källhänvisning	54
5.	Kostnadseffektiv förvaltning av asiatisk strandkrabba (<i>Hemigrapsus sanguineus</i>) och penselkrabba (<i>Hemigrapsus takanoi</i>)	56
5.1	Metod	56
5.2	Data	58
5.3	Resultat	60
5.4	Diskussion och slutsatser	63
5.5	Källhänvisning	64
6.	Handlingsplan invasiva akvatiska arter – exempel asiatiska strandkrabbor	65
6.1	Utveckling av handlingsplanen	65
6.2	Sammanfattning av handlingsplan för akvatiska invasiva främmande arter som underlag för beslutsfattare	69
6.3	Källförteckning	70
7.	Tack	71
8.	Publikationer och Data	72
	Appendix 1	74
	Appendix 2	75

Sammanfattning

Denna rapport presenterar ett ramverk över hur handlingsplaner för invasiva arter i akvatisk miljö kan tas fram. I rapporten används som exempel de två arterna blåskrabba och småprickig penselkrabba i fjordsystem runt öarna Orust-Tjörn på svenska västkusten. Utgångspunkten är att invasiva främmande arter utgör ett av de största hoten mot biologisk mångfald och kan dessutom medföra betydande samhällsekonomiska kostnader. För att möta dessa utmaningar krävs metoder som både är ekologiskt verkningsfulla och kostnadseffektiva.

Rapporten kombinerar biologisk, oceanografisk och ekonomisk kunskap för att beskriva hur introduktion, spridning och hantering av marina invasiva arter kan förstås och styras. **På den biologiska sidan** behandlas de studerade arternas spridningsbiologi och etablering i svenska vatten, liksom deras påverkan på inhemska arter som den europeiska strandkrabban. Vidare betonas svårigheter med att tidigt upptäcka och utrota arter i marin miljö. **Den oceanografiska delen** av underlaget beskriver hur strömmar, skiktning, temperatur och salthalt påverkar spridningen av ägg och larver i det aktuella kustområdet. Tillsammans med data över maritim trafik – såsom trafikmönster och information om fartyg – kan dessa uppgifter användas för att identifiera sannolika introduktionsvägar, exempelvis via barlastvatten och som påväxt på fartygsskrov. De oceanografiska modelleringarna av spridning utgör underlag för att besluta var och när åtgärder bör sättas in för att ha störst effekt. **Den bioekonomiska analysen** i projektet fokuserar på **kostnads-effektiv förvaltning** av de asiatiska strandkrabborna. Kostnadseffektivitet definieras som att till lägsta möjliga kostnad uppnå ett givet mål, exempelvis att hålla populationen under en viss nivå i ett bestämt område. För detta krävs att kostnader och effekter av alla relevanta åtgärder beaktas, och att deras betydelse utvärderas längs hela invasions-kedjan – från förebyggande åtgärder och tidig upptäckt till bekämpning av redan etablerade populationer. **Rapportens huvudsakliga bidrag är ett ramverk** av de metoder som kan användas av ansvariga myndigheter och andra aktörer i arbetet med marina invasiva arter. Ramverket integrerar biologiska och ekologiska antaganden, oceanografiska modeller, trafikdata samt bioekonomisk modellering för att stödja beslut om när, var och hur åtgärder bör genomföras. Vi vill tydliggöra att alla underliggande antaganden är behäftade med osäkerhet och att målet med rapporten i första hand är att illustrera hur beräkningar och modelleringar kan utföras. Bioekonomisk modellering kan användas i två olika situationer; dels för att hantera särskilt problematiska arter med förväntat stora negativa effekter, dels när man avser att skydda ett visst geografiskt område med höga naturvärden. En nyckelförutsättning för att kunna agera snabbt och effektivt är att ha framtaget beslutsunderlag och förberedda handlingsplaner innan en invasion upptäcks. Ambitionen är att det presenterade ramverket ska kunna anpassas till andra marina invasiva arter och olika kustområden, och därmed fungera som ett stöd i det fortsatta nationella arbetet med att förebygga och begränsa spridningen av invasiva främmande arter i svenska havsområden.

Summary

This report presents a framework to be used in the development of action plans for invasive species in aquatic environments. In the report this is exemplified with the Asian crab species *Hemigrapsus sanguineus* (Asian shore crab) and *Hemigrapsus takanoi* (brush-clawed shore crab) in the fjord-system located around the islands Orust and Tjörn at the Swedish west coast. The starting point is that invasive alien species are among the greatest threats to global biodiversity and can also entail substantial economic costs to society. To meet these challenges, methods are needed that are both ecologically effective and cost-efficient.

The report combines biological, oceanographic, and economic knowledge to describe how the introduction, spread, and management of marine invasive species can be understood and managed. **The biological background** covers the studied species' origin, pathways of introduction, and establishment in Swedish waters, as well as their impact on native species such as the European green crab (*Carcinus maenas*). The report highlights the difficulties to achieve early detection and effective eradication in marine environments. **The oceanographic part** of the knowledge base describes how currents, stratification, temperature, and salinity affect the dispersal of eggs and larvae in the coastal area. Together with data on maritime activities, as traffic patterns and ship specific information these variables can be used to identify likely vectors for introduction, ie via ships' ballast water or associated with the ship hull. Further will modelling of larval dispersal provide a basis for decisions on where and when measures most effectively should be implemented. **The bioeconomic analysis** in the project focuses on **cost-effective management** of the Asian shore crabs. Cost-effectiveness is defined as achieving set management targets at lowest possible cost, for example keeping the population below a certain level in a defined area. This requires that the costs and effects of all relevant measures are taken into account, and evaluated along the entire invasion chain, from prevention and early detection to the control of already established populations. **The main contribution of the report is a presented framework with integrated methodologies** that can be used by competent authorities and other stakeholders in the management of marine invasive species. The framework brings together biological and ecological assumptions, oceanographic modelling, shipping and traffic data, and bioeconomic modelling to support decisions on when, where, and how management actions should be carried out. The authors emphasize that all underlying assumptions include uncertainties and that the primary aim of the report is to demonstrate calculations and modelling to be performed. The bioeconomic modelling can be used in two main situations: first, for management of particularly problematic species, expected to have large negative impact; and second, to protect a specific geographic area with high conservation value. The key requirement to achieve rapid and effective mitigation for invasive species is to have action plans and decision support prepared in advance. The goal of this work is that the presented framework could be adapted to other marine invasive species and coastal regions. Our aim is that this project outcome will serve as a support tool in the continued national work to prevent and limit the spread of invasive alien species in Swedish waters.

1. Inledning

1.1 Bakgrund till projektet

Invasiva arter är ett av de största globala hoten mot biologisk mångfald (IPBES 2023). Invasiva främmande arter (på engelska förkortat IAS, Invasive Alien Species) riskerar förutom att minska den biologiska mångfalden att påverka människors hälsa och ekonomi. Ökande transporter och förändrade klimatzoner på grund av klimatförändringen riskerar att öka problemen med invasiva främmande arter i framtiden. Det är därför viktigt att forskningen tar fram ny kunskap och utvecklar kostnadseffektiva metoder för att förhindra och bekämpa dem. EU har tagit fram en förordning (1143/2014) som syftar till att förebygga och hantera introduktioner och spridning av invasiva främmande arter inom EU. Förordningen bygger på tre olika åtgärder: förhindra nya introduktioner, tidigt upptäckt och utrotning av nya arter samt hantering av redan etablerade arter.

Nya arter i marin miljö är i jämförelse med arter på land mycket svårare att upptäcka och risken är stor att det vid upptäckten redan finns en utbredd förekomst under ytan. Vidare är det generellt mycket svårt att utrota marina arter, då "tidsfönstret" för detta är litet och finns bara i början av invasionsförloppet. Antal utrotningsförsök av invasiva arter som gjorts i marin miljö är begränsat och med varierande resultat. Exempel på pågående utrotningsförsök kan illustreras med 'green mussel' (*Perna viridis*) som kontinuerligt rengörs från hamnar i Australien och solkorall (*Tubastraea* spp.) som sprids i bland annat Marine Protected Areas längs Brasiliens kust. Vikten av utrotningsmetod som används kan vara av avgörande betydelse för resultaten, till exempel har borttagning av solkorall med verktyg visat sig leda till fler livsdugliga individer och ökad spridning medan kontrollerad manuell borttagning med dykare istället bedömts vara effektiv (Coelho-Souza m.fl., 2025, Creed m.fl., 2021). Åtgärder för att bekämpa etablerade populationer är kostsamma men ofta nödvändiga, såsom att förhindra musslor från att 'täppa igen' viktiga kylvattenintag till industrier eller slussar i hamnar. Introduktionen av zebramusslan (*Dreissena polymorpha*) till 'Great Lakes' brukar räknas som den mest kostsamma introduktionen i Kanada och USA, med samlade rengöringskostnader som uppgår till miljardbelopp. Data över tillgängliga kostnader för introducerade arter i finns till exempel i databasen InvaCost (Diagne m.fl., 2020). Uppskattning av kostnader för nya arter i nya områden baserade på relevanta art och områdes-specifika parametrar behövs då introduktioner av nya arter pågår kontinuerligt.

1.2 Projektets modellerarter och modellsystem

Detta projekt utfördes med fokus på **arterna blåskrabba och småprickig penselkrabba**. Krabborna härstammar från östra Asien och har troligtvis förflyttats med fartygs barlastvatten först till Nordamerikas östkust och därefter Europas atlantkust (Epifanio, 2013; Karlsson m.fl., 2019). Enligt den Svenska riskklassificeringen av främmande arter som utförs av Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet har

både asiatisk blåskrabba och småprickig penselkrabba högsta risknivå, dvs mycket hög risk (SLU risklista 2024). Båda arterna av asiatiska strandkrabbor beskrivs som bofasta och reproducerande på Svenska västkusten. I länder där krabborna etablerat sig har de setts ha negativ påverkan på den inhemska faunan i grunda kustmiljöer (Karlsson m.fl., 2019). Krabborna konkurrerar effektivt både om föda och habitat med den i Europa inhemska arten strandkrabba (*Carcinus maenas*) och etablering av asiatiska krabbor har kopplats till minskade populationer av strandkrabba (Karlsson m.fl., 2019).

Det geografiska område som valts ut för projektet är **Orust-Tjörns fjordsystem på svenska västkusten**. Centralt i detta område ligger Askeröfjorden som är ett av de mest artrika marina vatten i Sverige. Det finns en högupplöst oceanografisk modell för partikelspridning i Orust-Tjörns fjordsystem som även inkluderar angränsande område med Gullmarsfjorden och Brofjorden. Den högupplösta modellen har för att även inkludera bakgrundsförhållanden använts ihop med en större modell-simulering för Nordsjön och Östersjön. Området från Brofjorden i norr till Tjörns sydspets i söder har flera stora hamnar med daglig internationell fartygstrafik.

Den bioekonomiska modelleringen som används för beräkning av kostnadseffektiv förvaltning av de invasiva krabborna tar hänsyn till spridning mellan vattenområden samt tillförsel från fartyg. Kostnader och effekter är beroende både av åtgärdstyp och var i invasions-kedjan dessa åtgärder sätts in (Marbuah m.fl., 2014). I den bioekonomiska modelleringen för kostnadsoptimering inkluderades kända kostnader och effekter för alla åtgärder som är möjliga att vidta.

1.3 Projektets syfte, forskningsfråga samt kapitelindelning

I detta fyraåriga forskningsprojekt har vi arbetat tvärvetenskapligt för att ta fram underlag till en handlingsplan för marina invasiva arter.

Projektets syfte var att ta fram beskrivningar och råd för kostnadseffektiva metoder som kan användas för kontroll och utrotning av marina invasiva arter. Vidare att ta fram kunskap och presentera metodik med mål att användas av ansvariga myndigheter i utveckling av arbetet med hantering av marina invasiva främmande arter i svenska kustområden.

Projektets övergripande forskningsfråga är hur man når en kostnadseffektiv hantering av asiatiska strandkrabbor. Kostnadseffektivitet innebär här att man uppnår uppsatta mål, som till exempel att populationen hålls under ett visst antal i ett bestämt område, till minsta kostnad.

I rapportens olika kapitel beskriver vi den information och de modelleringar som sammantaget behövs för att ta fram en handlingsplan.

Kunskap kring **biologi och ekologi** såsom biologiska karaktärer och samspel med inhemska arter samt **utrotningsmetoder** för etablerade populationer som till exempel att plocka och fånga krabbor från stränder beskrivs i **kapitel 2**. **Kapitel 3** innehåller **oceanografisk data** som strömmar, skiktning, temperatur, salthalt etc. som påverkar ägg och larvers spridning i aktuella områden och används i oceanografiska spridningsmodeller. I **kapitel 4** sammanställs data över **maritim aktivitet** och trafik genom kartläggning av trafikmönster, fartygsspecifik information samt åtgärder som finns för att minska spridning med sjöfart. Eftersom det sedan tidigare

inte finns några specifika mål relaterade till invasiva arter i Sverige eller för våra modellarter, formulerades följande mål för den **bioekonomiska modelleringen** i kapitel 5. Följande mål utgör scenarion inom projektet; för krabb-populationen i) utrotning ii) undvika ökning av de totala populationerna, vilket modellerades för två geografiska områden: A) Askeröfjorden, B) Orust-Tjörns fjordområde. De bioekonomiska modelleringarna är utförda med ett tidsperspektiv på 20 år.

1.4 Föreslagen användning av rapporten

Kostnadsoptimerad hantering av främmande arter kan användas utifrån **två infallsvinklar**: I) När introduktionen handlar om en **art som anses som extra 'problematisk'** till exempel med stora förväntade negativa eller kostsamma konsekvenser. II) För att **skydda ett specifikt geografiskt område** som anses som extra känsligt och/eller viktigt att bevara till exempel med hög biodiversitet, högt klassat naturvärde eller resurs.

Alla biologiska och ekologiska antaganden har inneboende osäkerheter som beror på att de är baserade på levande organismer i ett dynamiskt system. Eftersom modelleringarna som utförts i sin tur bygger på dessa antaganden vill vi tydliggöra att det huvudsakliga syftet med projektet är att presentera ett ramverk som kombinerar flera metod- och modelleringsverktyg. Syftet med rapporten är att exemplifiera hur uträkningar och modelleringar utförs och inte primärt att presentera exakta siffror över införsel av krabblarver. Vårt mål är att projektets resultat och denna rapport blir ett stöd i arbetet med invasiva arter och att det framtagna ramverket vidare kan modifieras efter de specifika arter vars introduktion behöver hindras/minskas samt de specifika område/n man har identifierat som skyddsvärda.

1.5 Källförteckning

Coelho-Souza, S.A., Falsarella, L.N., Leite, K.L., m.fl. (2025) A “short blanket” reality: The challenge to control sun coral invasion in a large no-take marine protected area over a decade of adaptive management. *Mar Poll Bull* 216, 117947

Creed, J.C., Casares, F.A., Oigman-Pszczol, S.S., m.fl. (2021) Multi-site experiments demonstrate that control of invasive corals (*Tubastraea* spp.) by manual removal is effective. *Ocean Coast. Manag.*, 207 105616, 10.1016/j.ocecoaman.2021.105616

Diagne, C., Leroy, B., Gozlan, R.E., m.fl. (2020) InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Sci Data* 7, 277. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00586-z>

Epifanio C.E. (2013) Invasion biology of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*: A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 441: 33–49, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2013.01.010>

IPBES (2023). Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430682>

Karlsson, R., m.fl. (2019). Analysis of potential distribution and impacts for two species of alien crabs in northern Europe. – Biol. Inv. 21: 3109–3119.

Marbua, G., Gren, I-M., McKie, B. (2014). Economics of harmful invasive species: A review. Diversity 6:500-523, <https://doi.org/10.3390/d6030500>

SLU risklista 2024, SLU Artdatabanken (2025). *Risklista för främmande arter 2024*. <https://artfakta.se/risklistor/2024> [2026-04-10]

2. Asiatiska strandkrabbor på svenska västkusten – spridningsbiologi och kontrollmetoder

2.1 Introduktion och spridning av asiatiska strandkrabbor på den svenska västkusten

Två arter av asiatiska strandkrabbor, blåskrabba (*Hemigrapsus sanguineus*) och småprickig penselkrabba (*Hemigrapsus takanoi*) introducerades under 2010-talet till den svenska västkusten.

De båda arterna har etablerat populationer på många platser i Europa. De första europeiska fynden gjordes i Frankrike (*H. sanguineus* 1999 och *H. takanoi* 1993). De har sedan dess påträffats från Atlantkusten i norra Spanien, Frankrike, England, Belgien, Nederländerna, Tyskland, Danmark och i Oslofjorden i Norge (Epifanio 2013, Karlsson m.fl., 2019).

H. sanguineus upptäcktes första gången 2012 på Öckerö utanför Göteborg och *H. takanoi* 2016 på Blåbergsholmen utanför Kristinebergs forskningsstation. Sedan introduktionerna av de båda arterna har de spridit sig längs hela den svenska västkusten med de sydligaste fynden gjorda i Falsterbo 2022 för *H. sanguineus* 2021 för *H. takanoi*.

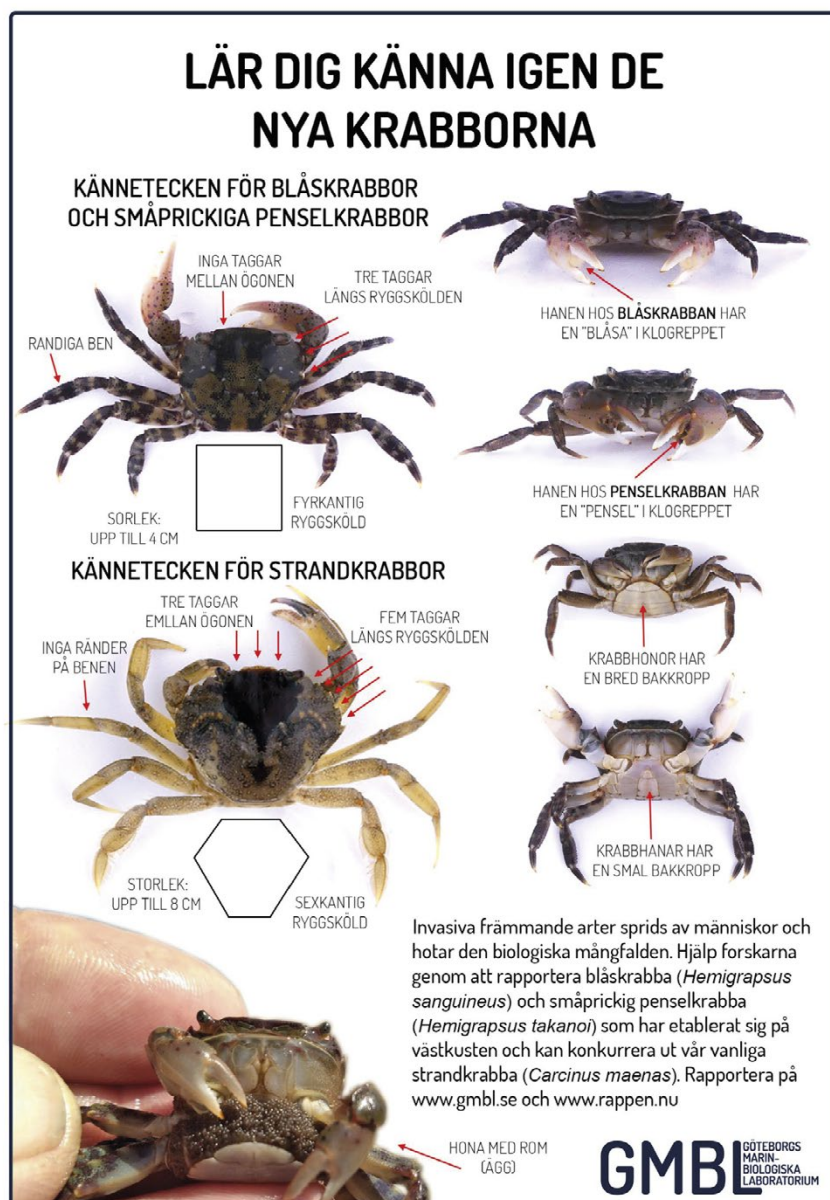


Figur 1. Blåskrabba (*Hemigrapsus sanguineus*) och småprickig penselkrabba (*Hemigrapsus takanoi*). (foton: Björn Källström)

De båda arterna har till stora delar ett liknande utseende med maxstorlekar på ryggskölden upp till 4 cm lång och 4 cm bred. Ryggskölden är rundat rektangulär och bara något bredare än lång. Färgen på krabborna är grå, grön, gulbrunaktig eller purpurfärgad. Blåskrabban har tydligt randiga ben medan penselkrabbans ränder

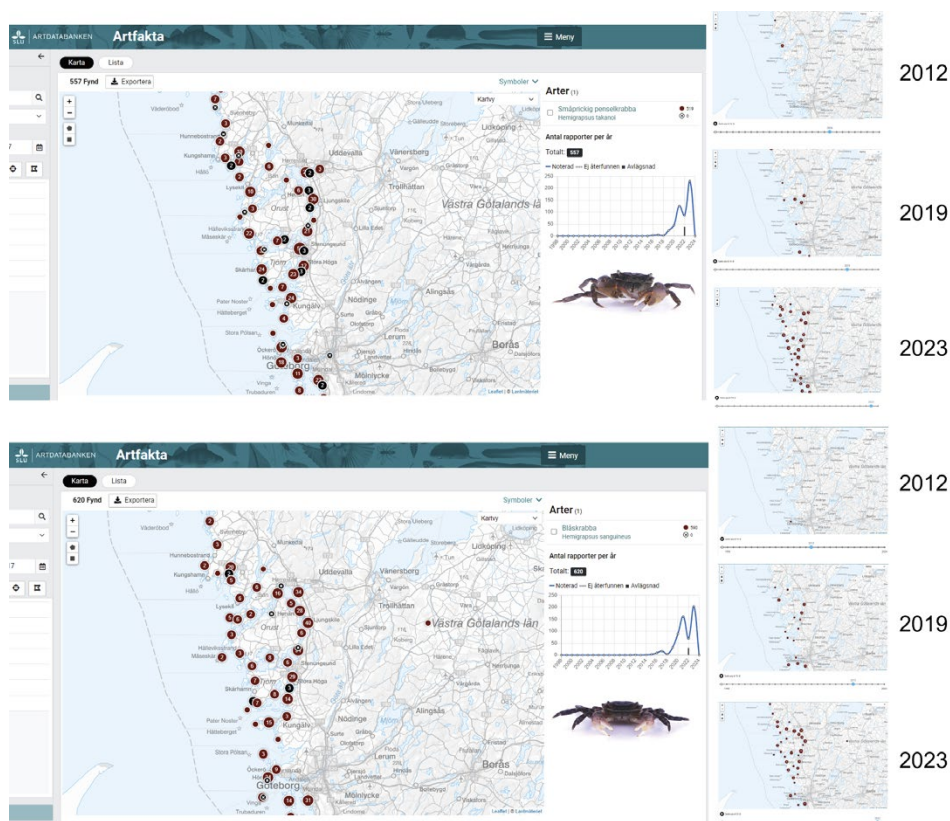
är något mer otydliga. På hanen av blåskrabban finns en ”blåsa” i klo-greppet och på liknande sätt finns det ”penslar” hos hanen av penselkrabba. Honorna av båda arterna saknar detta och deras klor är också betydligt mindre än hanarnas klor.

De båda arterna förekommer naturligt i västra Stilla havet, längs Rysslands östkust, Japan, Korea och på den kinesiska kusten ner till Hongkong. Det finns viss förväxlingsrisk med den i Sverige inhemska strandkrabban (*Carcinus maenas*) som dock blir mer än dubbelt så stor över ryggskölden. Strandkrabban saknar ränder på benen och kan även skiljas från de båda *Hemigrapsus*-krabborna genom de fem taggar som finns på ryggsköldens utsida av *C. maenas* medan *H. sanguineus* och *H. takanoi* båda har tre taggar (Figur 1 och Figur 2).



Figur 2. Informationsbroschyr som beskriver hur man skiljer på de två invasiva främmande arterna blåskrabba (*H. sanguineus*) och småprickig penselkrabba (*H. takanoi*) från den inhemska strandkrabban (*Carcinus maenas*). Informationsbroschyren har tagits fram för att användas i utställningar och vid utbildningstillfällen av allmänheten.

De båda arterna återfinns på grunt vatten och kan förekomma i höga tätheter. Det finns rapporter om tätheter av över 300 krabbor/m² på Rhode Island, USA (Karlsson m.fl., 2019). De båda arterna gynnas av ökande vattentemperaturer och deras utbredning påverkas förmodligen positivt av klimatförändringen.



Figur 3. Kartbilder som bygger på rapporteringar av fynd av *Hemigrapsus sanguineus* och *H. takanoi* via Havs och Vattenmyndighetens "Rappen" (<https://mobil.artportalen.se/eftersokta/rappen>) och Artportalen (Sveriges Lantbruksuniversitet). Kartbilderna visar de båda arternas utbredning i studieområdet.

2022 genomfördes undersökningar för att uppskatta populationsstorlekar av de båda arterna i en mindre del av projektets undersökningsområde (se beskrivning nedan). Först uppskattades andelen lämpliga habitat i de tre fjordarna Hakefjorden, Askeröfjorden och Halsefjorden. Detta skedde genom att slumpa ut totalt 10 cirkulära områden 'cirklar' som vardera motsvarade 1 km i diameter på en satellitkarta över de tre fjordarna. Eftersom krabborna lever på grunt vatten (0–1 m) slumpades cirkelarna så att de hamnade över stränder. Andelen lämpliga habitat för de båda arterna uppskattades genom att från en satellitkarta bedöma fördelningen av lämpliga habitat inom cirkeln med en upplösning/noggrannhet på 5 %, se Figur 4.



Figur 4. Satellitbild med områden som användes för habitatbestämning (röda cirklar) slumpvis placerade i de tre fjordarna Hakefjorden, Askeröfjorden och Halsefjorden. Stenungssund i övre högra hörnet.

H. sanguineus återfinns på steniga, exponerade stränder och *H. takanoi* återfinns på både skyddade stränder med sand och lera men också på mer exponerade steniga stränder. Våra egna undersökningar pekar på att de båda krabbarterna är svåra att hitta under vintern längs den svenska västkusten. Förmodligen drar de sig ut på djupare vatten och gräver ner sig i bottensedimentet på samma sätt som den inhemska strandkrabban (*Carcinus maenas*). Vi har som tidigast hittat de båda arterna i slutet av mars och under november verkar de försvinna för vintern. Därefter besöktes ett antal av cirkarna i fält för att bekräfta uppskattningen av andelen lämpliga habitat inom varje cirkels område. Resultatet visade att i medeltal utgjorde 43 % av stränderna lämpligt habitat för *H. sanguineus* respektive 80 % för *H. takanoi*. Endast 16 % av stränderna i cirkarna utgjordes av habitat som ej var lämpligt för någon av arterna.

Därefter genomfördes insamlingar av de båda arterna på 10 slumpvisa platser inom de tre fjordarna för att uppskatta tätheten (antal krabbor/m²) av de båda arterna i fjordarna. Insamlingarna genomfördes genom att lägga ut ett 10 m långt måttband på grunt vatten parallellt med stranden vid lågvatten då det är lättast att samla in krabborna. Därefter räknades samtliga krabbor som samlades inom 1 × 10 m (dvs 0,5 m vinkelrätt ut på båda sidorna om måttbandet). Resultatet visade att medeltätheten var 0,87 krabbor/m² för *H. sanguineus* och 1,12 krabbor/m² för *H. takanoi*.

Data från populationsuppskattningar av de båda arterna användes sedan för beräkning av spridningsrisk utgående från habitatsfördelning i respektive vattenförekomst (se kapitel 3.5) och den bioekonomiska modelleringen (se kapitel 5.2).

2.2 Spridningsbiologi hos *H. sanguineus* och *H. takanoi*

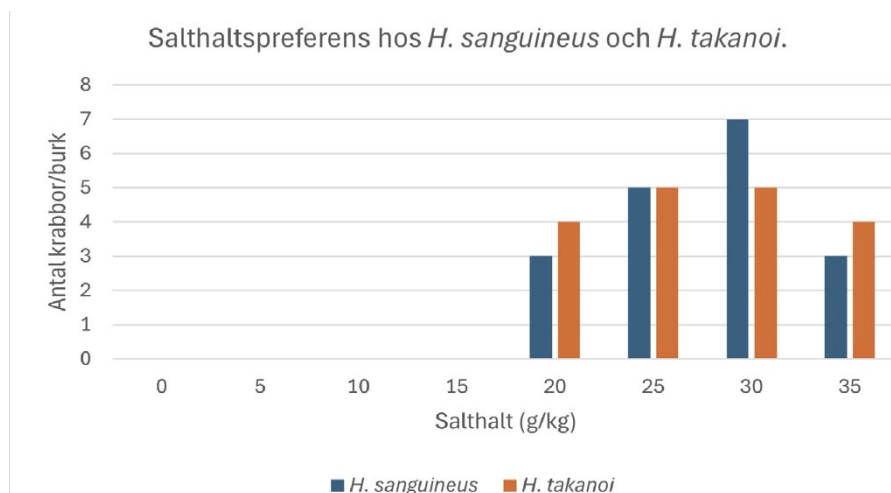
2.2.1 Spridningsbiologi hos *H. sanguineus* och *H. takanoi*

Både blås- och penselkrabba är euryhalina arter, dvs. de tål stora variationer i både salthalt och även temperatur. Detta gäller vuxna individer, som kan överleva och fungera i vatten med en salthalt av 0 till 34 g/kg och en temperatur mellan 0 °C och 30 °C (Epifanio 2013). För att undersöka vilken salthalt som de båda arterna föredrar i det aktuella undersökningsområdet samlades 18 krabbor in av vardera art i augusti 2022 (totalt 36 krabbor). Krabbornas salthaltspreferens undersöktes i ett flerväls-experiment med åtta burkar med olika salthalter (0; 0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 3; 3,5 g/kg) nedsänkta i sand (Figur 5). En krabba åt gången placerades på sanden i mitten och lämnades ostörd i 30 minuter. Därefter noterades i vilken burk (salthalt) krabban befann sig. På bilden syns de "landgångar" av plastnät som gav krabborna möjlighet att gå ner och upp ur burkarna, samt plaströren som utgjorde gömslen för krabborna i varje burk. (foto: Björn Källström)



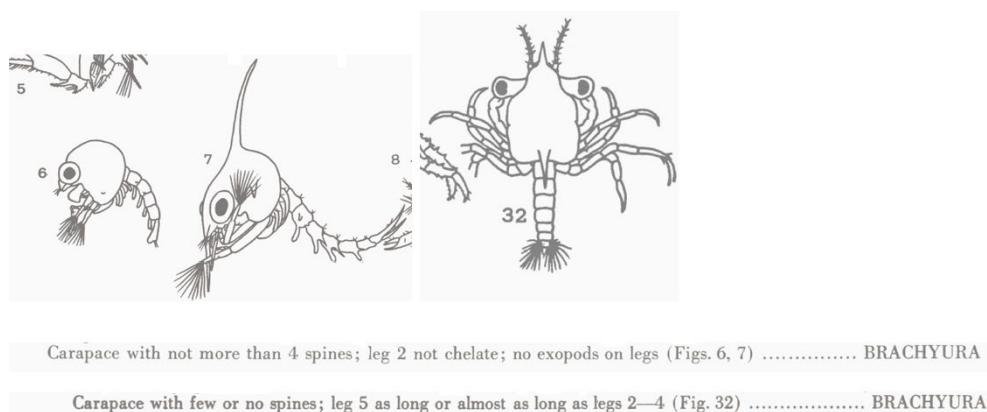
Figur 5. Experimentuppställning för att undersöka salthaltspreferens hos *H. sanguineus* och *H. takanoi*. En krabba placerades på sanden i mitten och lämnades ostörd i 30 minuter. Därefter noterades i vilken burk (salthalt) krabban befann sig. På bilden syns de "landgångar" av plastnät som gav krabborna möjlighet att gå ner och upp ur burkarna, samt plaströren som utgjorde gömslen för krabborna i varje burk. (foto: Björn Källström)

Resultaten visar att krabbor av båda arter valde salthalter från 20 till 35 g/kg (Figur 6). Detta visar att miljön i undersökningsområdet, med salthalter i ytvattnet från 20 till 30 g/kg (se 3.1 Fjordområdet Orust-Tjörn) är lämpligt för de båda arterna.



Figur 6. Salthaltspreferens hos *H. sanguineus* och *H. takanoi* från undersökningsområdet, n = 18 för vardera arten. För experimentuppställning se Figur 5.

Hemigrapsus-krabborna tillhör gruppen Brachyura krabbor där de olika larvstadierna (zoealarver och megalopalarver) är 1–2 mm stora i längd (Figur 7).



Figur 7. Zoea och megalopa larvstadier hos Brachyura krabbor, zoea (Figs. 6, 7 from ICES 1967) samt megalopa (Fig. 32) (ICES 1967).

Krabblarvernas fysiologi samt larvstadiets tidslängd möjliggör överlevnad och transport med barlastvatten (Epifanio m.fl., 1998), som anses som en vanlig vektor för introduktion av krabbor i gruppen brachyura (Carlton m.fl., 2003). Larverna är känsligare än vuxna krabbor och kräver en salthalt mellan 20 till 30 g/kg och en temperatur i intervallet 15–28 °C.

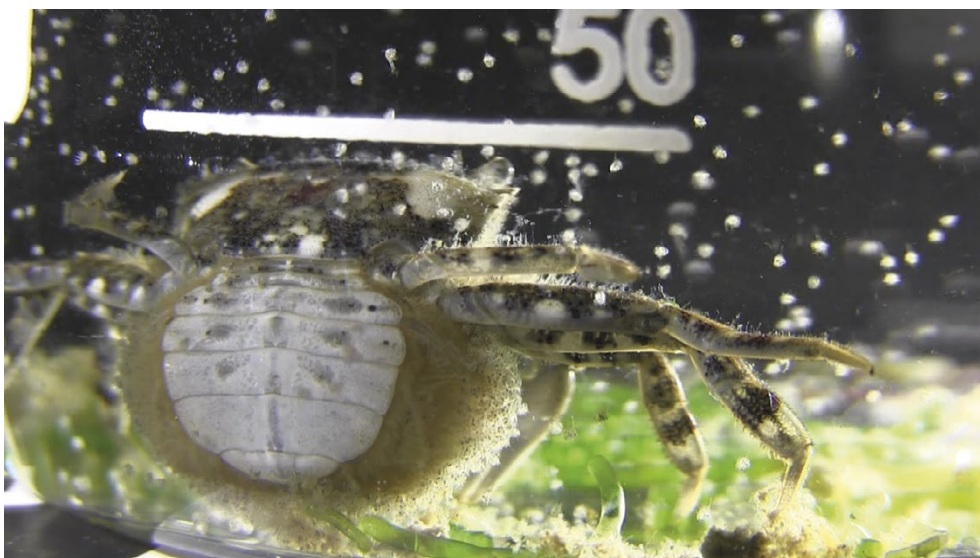
Enligt Epifanio (1999) kan honorna hos båda arterna producera mellan 15 000 till 50 000 ägg och de kan fortplanta sig upp till sex gånger per säsong. Enligt SLU Art-databankens ”Risklista för främmande arter 2024” (<https://artfakta.se/risklistor/2024/taxa>) kan de båda arterna, om vattenmiljön är rätt, ha mellan 3–6 reproduktions-

omgångar per år. Eftersom antalet producerade ägg (fekunditeten) hos honor kan variera beroende på honornas storlek (ålder) och miljömässiga faktorer undersöktes fekunditeten, mätt som antal larver producerade av honor av olika storlek, i det aktuella området.



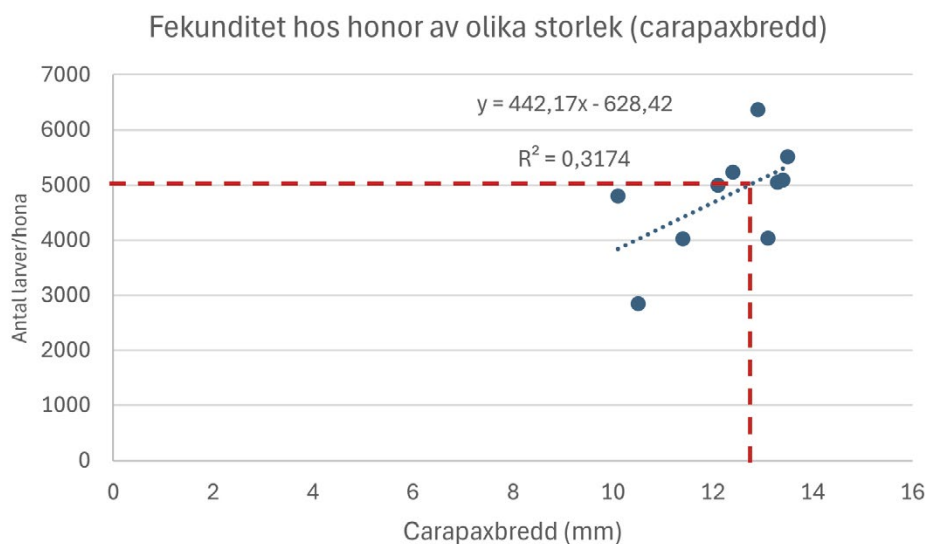
Figur 8. En hona av arten småprickig penselkrabba (*Hemigrapsus takanoi*) med yttre ägg. (foto: Björn Källström)

10 ägg-bärande honor av båda arterna (5 st *H. sanguineus* och 5 st *H. takanoi*) samlades in under perioden augusti till oktober 2022 (Figur 8). Honorna hölls därefter i 500 ml glasbägare med artificiellt saltvatten med saliniteten 28 g/kg (Aquaforest Reef Salt, Aquaforest, Poland) som bubblades med luftpumpar.



Figur 9. En hona av arten småprickig penselkrabba (*Hemigrapsus takanoi*) med nykläckta larver i en glasbägare under försökets genomförande. (foto: Björn Källström)

Honorna övervakades tills alla äggen hade kläckts till larver (Figur 9). Honorna avlägsnades därefter och vattnet i bägarna rördes om med magnetomrörare för att skapa en homogen fördelning av larverna i vattnet. Från bägaren togs sedan slumpvis 10 prover på 0,5 ml med pipett och antalet larver i provet räknades under stereolupp. Medelvärde av larverna i 0,5 ml beräknades för att ge det totala antalet larver som kläckts i bägarna (Figur 10).



Figur 10. Fekunditet, mätt som antal kläcka larver hos 10 honor (fem st *H. sanguineus* och fem st *H. takanoi*) med olika carapax-bredd (mm). Den streckade röda linjen visar antal larver (4987) för medelstorleken (12,7 mm) av de insamlade honor (n = 10). Carapax = ryggsköld.

Medelstorleken på de insamlade honorna var 12,7 mm och detta motsvarar ca 5 000 larver/hona (Figur 10). Resultaten från våra insamlingar pekar på att det är en jämn könsfördelning mellan honor och hanar i undersökningsområdet. Detta värde har senare använts i modellering av larvspridningen och i den bioekonomiska modelleringen. Våra egna resultat för fekunditeten, dvs antal ägg per hona, är lägre än de maxvärden som finns i litteraturen. Enligt SLU Artdatabankens ”Risklista för främmande arter 2024” (<https://artfakta.se/risklistor/2024/taxa>) kan honorna hos de båda arterna, när de är fullvuxna med en ryggsköldsbredd på 25–30 mm, lägga drygt 50 000 ägg per gång. Enligt Griffin m.fl. (2024) ökar antalet ägg hos honorna med ca 12,5 % för varje 1 mm som honans skal ökar i storlek. Det är oklart varför de honor som infångades i våra undersökningar är betydligt mindre än deras maxvärden, men detta har påverkat våra uppskattningar av fekunditeten hos krabborna i undersökningsområdet.

Längden på larvstadiet hos de båda arterna påverkas av vattentemperaturen med kortare larvstadie (snabbare utveckling) vid högre temperaturer jämfört med vid kallare temperaturer. Det har varit svårt att genomföra experiment för att utröna larvstadiets längd vid olika temperaturer under den relativt korta projekttiden. Som indata till dispersionsberäkningarna (se kapitel 3.1) har därför uppgifter från litteraturen använts (Epifanio 1999) med ett generellt larvstadie på 4 veckor, varav 3 veckor är pelagisk fas (planktonstadie) och en veckas bottenfällning där larverna stannar vid stranden. Krabblarvernas olika utvecklingsstadier (zoea och megalopastadier) befinner sig på olika djup samt har även vertikal migration under dygnet (se till exempel Cohen m.fl., 2015). I vår studie har vi på grund av projektets tidsram förenklat modelleringen genom att larverna (kallade ”partiklar” i kapitel 3.1) följer ytströmmen och därmed drivs av den oceanografiska modellens ytströmmar på 0–1 m djup.

2.3 Krabborna kan kontrolleras med flera olika metoder

H. sanguineus och *H. takanoi* förekommer på grunt vatten längs hela den svenska västkusten under perioden april till november (se ovan 2.1) vilket underlättar för fångst med hjälp av enkla metoder. Under projektets gång har flera olika metoder provats för att fånga in krabborna på ett så effektivt sätt som möjligt. Vikt har också lagts vid att använda metoder som minimerar påverkan på miljön och andra arter så mycket som möjligt. Metoderna som har provats har också valts ut så att de ska kunna användas vid så kallad medborgarforskning (engelska: citizen science) där allmänheten utbildas att känna igen invasiva främmande arter och tränas för att kunna hjälpa till att fånga dem.

Metoderna som har undersökts är fångst med burar (kommersiella och egenproducerade), direktfångst genom plockning för hand och med hjälp av så kallade artificiella habitat. Utöver dessa har även försökts gjorts med att engagera allmänheten i krabbfiske-aktiviteter där deltagarna uppmanas att lämna in eventuella fångster av *H. sanguineus* och *H. takanoi*.

2.3.1 Fångst med burar

Under projekttiden har flera olika kommersiella burar provats för fångst av *H. sanguineus* och *H. takanoi*. Burarna har varit av typen mindre burar för fångst av insjökräftor och mindre burar som säljs för att användas vid krabbfiske av barn. Ett problem med flera av de kommersiella burarna är att maskorna i näten är för stora för de relativt små asiatiska strandkrabborna (som har en maxstorlek över ryggskölden på ca 40 mm). Detta leder till att krabborna kan komma ut genom maskorna eller att de trillar ut vid upptag av burarna. Flera av de kommersiella burarna är också för stora för att användas på det grunda djup som krabborna återfinns på.



Figur 11. Exempel på olika kommersiella burar (stående och liggande till höger i bild) och egenproducerade burar (mitten). (foto: Björn Källström)

För att komma till rätta med dessa problem har mindre burar producerats i projektet av material som går att köpa på byggvaruhus. Genom att använda plastnät som är avsett att användas som skydd mot löv i takrännor har burar med små maskor konstruerats. Burarna är också betydligt mindre än de kommersiella burarna vilket tillåter att de används på mycket grunt vatten. Burarna agnas med till exempel musslor eller räkor. De mindre, egenproducerade burarna fungerar väl för fångst av krabborna. Dock tar arbetet med att agna och vittja burarna relativt lång tid vilket reducerar effektiviteten i denna metod. Vidare så finns risken att utlagda burar förloras och att de därmed ligger kvar och fångar krabbor under lång tid (s.k. spökfiske).

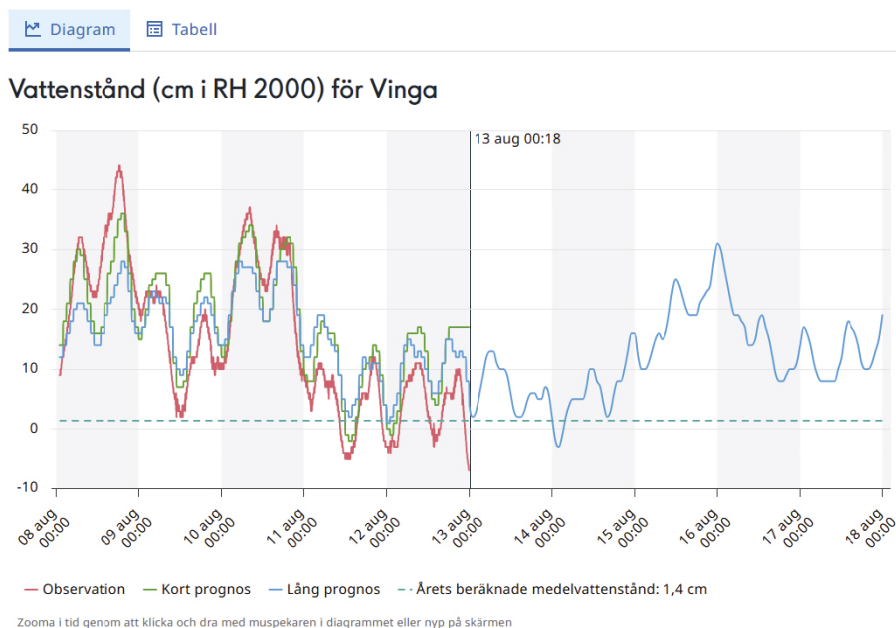
2.3.2 Direktfångst genom plockning för hand

En metod som har provats under projektet är att plocka krabborna för hand. I början av projektet genomfördes detta genom att gå och vända på stenar som ligger i vattnet. När man vänder på stenarna i vattnet virvlas dock botten substratet ofta upp vilket försämrar sikten och därmed möjligheten att upptäcka och fånga krabborna vilket drar ner effektiviteten. Ett effektivare sätt har visats sig vara att invänta lågvatten som, trots att det oftast bara rör sig om någon eller några decimeters lågvatten på den svenska västkusten ändå leder till att många stenar som ligger ute i vattnet vid högre vatten hamnar "på land" genom att vända på dessa stenar hittar man förvånansvärt många krabbor som har valt att stanna under stenarna även vid lågvatten. Krabborna blir på detta sätt betydligt enklare att upptäcka och fångas för hand (Figur 12).



Figur 12. Direkthåndtag genom plockning för hand är mest effektivt vid lågvatten då krabborna stannar kvar under stenarna längs stranden när vattnet drar sig tillbaka. Bilden visar krabbfångst på en strand från Stenungsund i undersökningsområdet vid ca 15 cm lågvatten. (foto: Lena Granhag)

Genom att använda funktionen för “vattenstånd och vågor” på SMHI:s hemsida (<https://www.smhi.se/vader/vader-till-havs/vattenstand-och-vagor>) kan man hitta prognoser för när och hur mycket lågvatten som förväntas på en viss lokal de närmaste dygnet. På detta sätt kan insamlingar vid lågvatten planeras med några dagars framförhållning (Figur 13).



Figur 13. Skärmbild från SMHI:s hemsida för vattenstånd och vågor (<https://www.smhi.se/vader/vader-till-havs/vattenstand-och-vagor>) som visar pronostiserat och observerat vattenstånd för olika lokaler längs den svenska kusten.

2.3.3 Artificiella habitat

Genom att använda så kallade artificiella habitat, i vilka krabborna söker skydd av egen vilja, så undviks flera av problemen som uppstår vid användandet av burar (som till exempel tidskrävande agning och vittjning samt risken för så kallat spökfiske). Under projektet har artificiella habitat utvecklats för att användas vid upptäckt och fångst av *H. sanguineus* och *H. takanoi*. En kostnadseffektiv modell av artificiella habitat kan skapas av två betongplattor som kan köpas i byggvaruhus och i trädgårdsbutiker. Med hjälp av betong skapas 1–2 cm höga "distanser" på den ena av plattorna. Distanserna utformas så att de skapar håligheter mellan plattorna där krabborna frivilligt söker skydd (Figur 14).



Figur 14. Exempel på artificiellt habitat som skapats från två betongplattor och betong som skapar mellanrum med gångar mellan de två plattorna. (foto: Björn Källström)

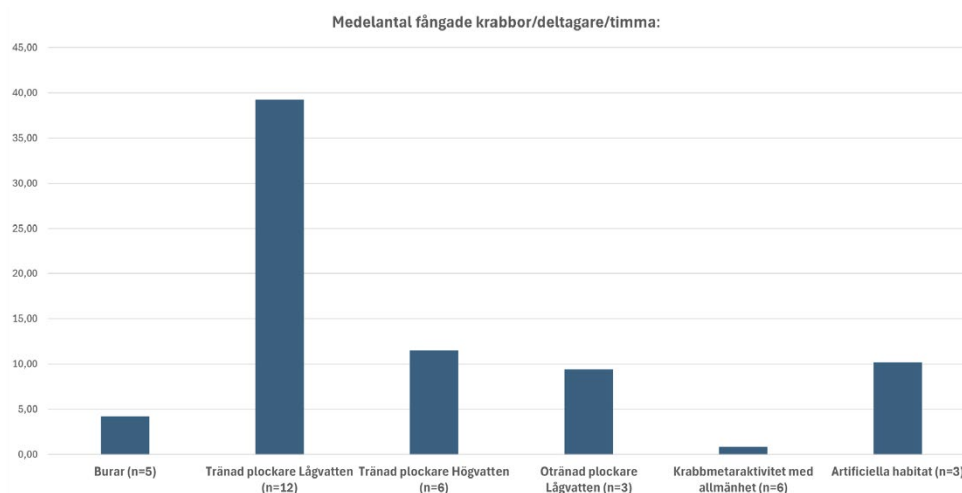
De artificiella habitaterna kan sedan placeras i fält och vittjas efter några timmar upp till flera dygn eller veckor. När de artificiella habitaterna ska vittjas lyfter man på den övre betongplattan och samlar ihop krabbor som återfinns däri. Eventuella strandkrabbor släpps tillbaka. De artificiella habitaterna kan också användas vid övervakning av invasiva främmande arter på platser där de ännu inte har upptäckts.

2.4 Övervakning och medborgarforskning

Medborgarforskning, det vill säga när myndigheter och forskare tar hjälp av allmänheten för att rapportera och samla in till exempel invasiva arter, är ett viktigt bidrag till övervakningen av invasiva arter. Inte minst viktigt är bidraget från medborgarforskning när det gäller att skapa förutsättningar för tidig upptäckt av invasiva främmande arter. I projektet har fynd av *H. sanguineus* och *H. takanoi* som allmän-

heten har rapporterat in via Artportalen (<https://www.artportalen.se>) och Havs och Vattenmyndighetens "Rappen" (<https://mobil.artportalen.se/eftersokta/rappen>) använts för att hitta nya lokaler där arterna har hittats och för att uppskatta hur spridningen inom undersökningsområdet har skett under projektiden (Figur 3).

För att kunna uppskatta effektiviteten och för att kunna beräkna kostnaderna, som används i den bioekonomiska modellen (se kapitel 5), för de olika fångst-metoderna har de olika metoderna jämförts med varandra vid upprepade tillfällen (Figur 15). De olika metoderna har varit: fångst med burar, direktfångst genom plockning för hand med både "tränade" plockare och "otränade" plockare både vid lågvatten och högvatten samt artificiella habitat. Därtill har försök genomförts där allmänheten bjuds in att vara med vid så kallade krabbfiskeaktiviteter som går ut på att allmänheten (ofta barnfamiljer) får låna enkel krabbfiskeutrustning och uppmanas att lämna in eventuella fångade invasiva krabbor.



Figur 15. Effektiviteten av olika fångstmetoder av asiatiska strandkrabbor mätt som medeltalet fångade invasiva krabbor per deltagare och arbetad timma.

Resultaten från de olika metoderna har sammanställts i Figur 15. Antalet krabbor som fångas beror på flera olika faktorer förutom fångstmetod, som till exempel strandens beskaffenhet, om stranden har koloniserats av de invasiva krabborna med mera. Den effektivaste metoden är att använda sig av en tränad plockare vid lågvatten. Det går relativt fort att träna upp en otränad plockare till att bli en tränad plockare, och effektiviteten ökar med ökad erfarenhet. Liknande medelfångst erhöles för tränad plockare vid högvatten, otränad plockare vid lågvatten och användandet av artificiella habitat. Användandet av burar har lägre effektivitet beroende på tids-åtgången att agna och vittja burarna. Krabbmetaraktiviteten är relativt ineffektiv men kan ändå vara ett bra sätt att föra ut information och öka allmänhetens kunskap om invasiva främmande arter.

Resultaten från dessa undersökningar, tillsammans med kostnaderna för att tillverka burar, artificiella habitat med mera har använts i den bioekonomiska modellen för att kunna identifiera och skatta av kostnaderna för olika åtgärder (Se kapitel 5, Gren m.fl., 2025).

2.5 Slutsatser och förslag

Kunskaper om de biologiska egenskaper som ger en främmande art möjligheten att etablera sig och bli invasiv i ett nytt område är avgörande när en handlingsplan för en ny akvatisk invasiv art tas fram. På samma sätt är kunskaper om de kontrollmetoder som kan bli effektiva mot en ny invasiv art bli avgörande för möjligheterna att bekämpa och kontrollera arten om den lyckas etablera sig i ett nytt område.

I detta kapitlet har vi visat hur vi har arbetat för att ta fram dessa kunskaper genom litteraturstudier, kontrollerade experiment, fältundersökningar och genom användandet av medborgarforskning. Resultaten har sedan levererats vidare till de oceanografiska och bioekonomiska beräkningar och modelleringar som har utförts i kapitel 3 och 5.

I förvaltningen av invasiva främmande arter kan begränsade resurser göra att det inte är möjligt att genomföra kontrollerade experiment och man kan då vara helt hänvisad till publicerade uppgifter i litteraturen.

Vilka uppgifter som behövs om biologin och ekologin hos en specifik främmande art varierar beroende på vilken invasiv art som ska förhindras eller kontrolleras. Därför utgör de exemplen på undersökningar som har genomförts här, och som även tas upp i Handlingsplanen (se kapitel 6) endast en konceptuell beskrivning av hur framtagandet av en handlingsplan för en akvatisk invasiv art ska ske.

2.6 Källhänvisning

Cohen m.fl. (2015) The ontogeny of larval swimming behavior in the crab *Hemigrapsus sanguineus*: Implications for larval transport Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 462, January 2015, Pages 20–28.

Epifanio C.E. (2013) Invasion biology of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*: A review. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 441: 33–49, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2013.01.010>

Gren, I-M., Arneborg, L., Brunnabend, S-E., Fredriksson, S., Granhag, L., Källström, B. (2025). Cost-efficient allocation of ship measures and harvest of aquatic invasive species – An application to invasive crabs on the west coast of Sweden. Ecological Economics, 108612, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108612>

Griffen, B.D., Bolander, M., Fletcher, L.S., m.fl. (2024). “Factors Influencing Variation in Reproduction in Invasive Species: A Case Study of the Asian Shore Crab *Hemigrapsus Sanguineus*.” Biological Invasions 26, no. 10: 3243–3255. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03382-7>

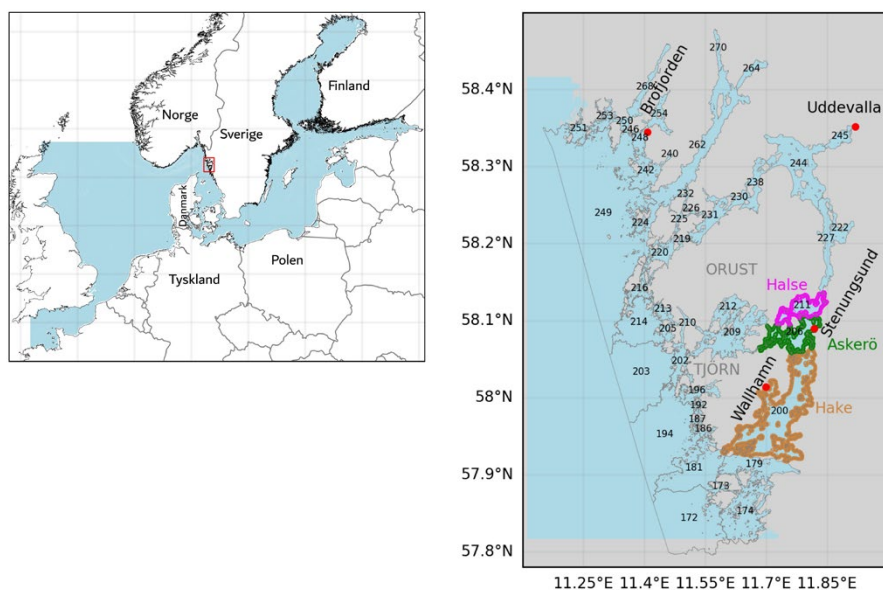
IPBES (2023). Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430682>

Karlsson, R., m.fl. (2019). Analysis of potential distribution and impacts for two species of alien crabs in northern Europe. – Biol. Inv. 21: 3109–3119.

3. Larvspridning – konnektivitet och spridningsrisk av larver i fjordsystemet runt öarna Orust-Tjörn

3.1 Fjordområdet Orust-Tjörn

Studien har fokuserat på Orust-Tjörn området också kallat 8+fjorlar området på Svenska västkusten (Figur 16) eftersom det är där blåskrabba (*Hemigrapsus sanguineus*) och småprickig penselkrabba (*Hemigrapsus takanoi*) hittades först. Området består av en rad 40–60 m djupa bassänger och fjorlar innanför öarna Orust och Tjörn sammankopplade med grunda och ibland smala sund. Vattnet är kraftigt skiktat i och utanför fjordarna, där relativt bräckt ytvatten med salthalt 20–30 g/kg strömmar norrut längs kusten från Kattegatt i Baltiska kustströmmen, medan djupvattnet har salthalter närmare 35 g/kg som oceaniskt havsvatten. Det finns en vattenståndsgradient längs kusten med högre vattenstånd i söder än i norr som orsakas av att densiteten av det bräckta vattnet i Kattegatt är lägre än det saltare vattnet i Skagerrak. Denna vattenståndsgradient orsakar ett medelflöde genom fjordsystemet från söder mot norr. Sötvattnet från Göta älv kan också ibland strömma in i fjordarna från söder och spåda på denna cirkulation i ytskiktet. Vattnet i fjordarna ovanför trösklarna byts även ut genom att tjockleken på Baltiska kustströmmen varierar kraftigt beroende på om ytvattnet blåses mot eller från land och beroende på hur mycket vatten som strömmar ut från Kattegatt. När ytskiktet inne i fjordarna försöker justera sig mot det utanför fjordarna byts vattnet i skikten ut eftersom volymen ovanför och under språngskiktet varierar över tiden. Det finns även tidvattenströmmar som är ganska kraftiga i vissa smala sund, men framför allt flyttar dessa partiklar fram och tillbaka under en tidvattencykel.



Figur 16. Vänster) Den oceanografiska cirkulationsmodellen som använts för att ta fram drivning för den högupplösta modellen som använts för området runt Orust-Tjörn, röd ruta. Höger) Den högupplösta modellens utbredning med de två större öarna Orust och Tjörn samt de fyra större hamnarna Brofjorden, Uddevalla, Stenungssund och Wallhamn. De numererade vattenförekomsterna är markerade med tunna grå linjer och de tre vattenförekomsterna som användes i pilotstudien är markerade med breda färgade linjer.

3.2 Metod

3.2.1 Dispersionsmodell

För att uppskatta hur larver av invasiva arter, i det följande kallade partiklar, sprids av strömmarna inom Orust-Tjörn fjordsystem användes programvaru-paketet Open-Drift, som är en partikelspridningsmodell som beräknar spridningen av olika typer av partiklar (Dagestad m.fl., 2018; <https://opendrift.github.io/>) baserat på hastighetsfälten från en hydrodynamisk modell. Här använde vi OpenDrift modellen "Ocean-Drift" för att utföra OpenDrift simuleringarna från mars till oktober för åren 2016 och 2022. Med 4 dagars intervall såddes 689119 partiklar, vilket täckte hela fjordsystemet samt områden med öppet vatten nära fjordsystemets inlopp.

Vi har utgått ifrån att partiklarna följer ytströmmen (se kapitel 2.2) och därför drivs av den oceanografiska modellens ytströmmar motsvarande 0–1 m djup. Vidare kan strandkrabbornas larvstadium beskrivas som bestående av först en pelagial fas på tre veckor när de befinner sig i vattenpelaren varefter de bottenfäller under nästa fas. I dispersionsstudien har den pelagiala fasen modellerats genom att en partikel som når en strand återgår till att transporteras vidare om strömriktningen vänder (randvillkor previous i OpenDrift). Den bottenfällande fasen innebär istället att om en partikel har nått en strand så stannar den där oavsett om strömmen vänder igen till dess beräkningen avslutas (randvillkor stranded i OpenDrift). Dessa randvillkor benämns i det följande enligt P3wS1w: 3 veckor i pelagialen (previous) och 1 vecka bottenfällande (stranded eller settling) och P3w, P4w, P5w: 3, 4 respektive 5 veckor i pelagialen (previous).

3.2.2 Hydrodynamisk modell

Strömhastigheter i Orust-Tjörn fjordsystemet (Figur 16) modellerades med hjälp av en högupplöst oceanografisk modell med 50 m horisontell upplösning (Brunnabend m.fl., under utarbetande). Modellområdet inkluderar även Gullmarsfjorden och Brofjorden. Modellen har en vertikalupplösning på 1 m nära ytan och 16 m vid botten på de största djupen utanför fjorden. Djupdata har hämtats från EMODnet batymetrin (Emodnet, 2018), men kombinerats med en kustlinje från Open Street Map (OSM; <https://osmdata.openstreetmap.de/>) samt information från sjökort i områden där EMODnet data har för dålig upplösning. Modellsimuleringarna utfördes från mars till november för åren 2016 och 2022.

För att få med påverkan från havsströmmar och skiktning även utanför det högupplösta modellområdet användes data från en modellsimulering med ca 2 km upplösning för Nordsjön och Östersjön (Hordoir m.fl., 2019, Kärna m.fl., 2021). Denna modell använder dataassimilering (Axell m.fl., 2016) för att anpassa modellen mot observationer.

Både den högupplösta och lågupplösta modellen drevs med vinddata från atmosfärsmodeller. För 2016 användes återanalysdata från UERRA (Schimanke m.fl., 2020). För 2022 användes data från SMHI's operationella prognosmodeller.

Modellerna behöver även information om avrinning av sötvatten från land, vilket togs från körningar med S-Hype modellen (Strömqvist m.fl., 2012; SHYPE 2016). För år 2016 användes data från det specifika året. För 2022 fanns inga sådana data tillgängliga, så en klimatologi (medelvärde per dag) för åren 2016–2021 användes istället.

3.2.3 Validering av dispersionsmodell

Dispersionsmodellen har jämförts med drifterförsök under augusti–september 2022. Driftern, se Figur 17, består av en huvudkropp där all elektronik är innesluten i ett plaströr med säkrade ändstycken, samt ett fyrvingat drivankare tillverkat av plexiglas (även känt som akryl eller PMMA) som är fäst vid huvudkroppen med en justerbar kedja.



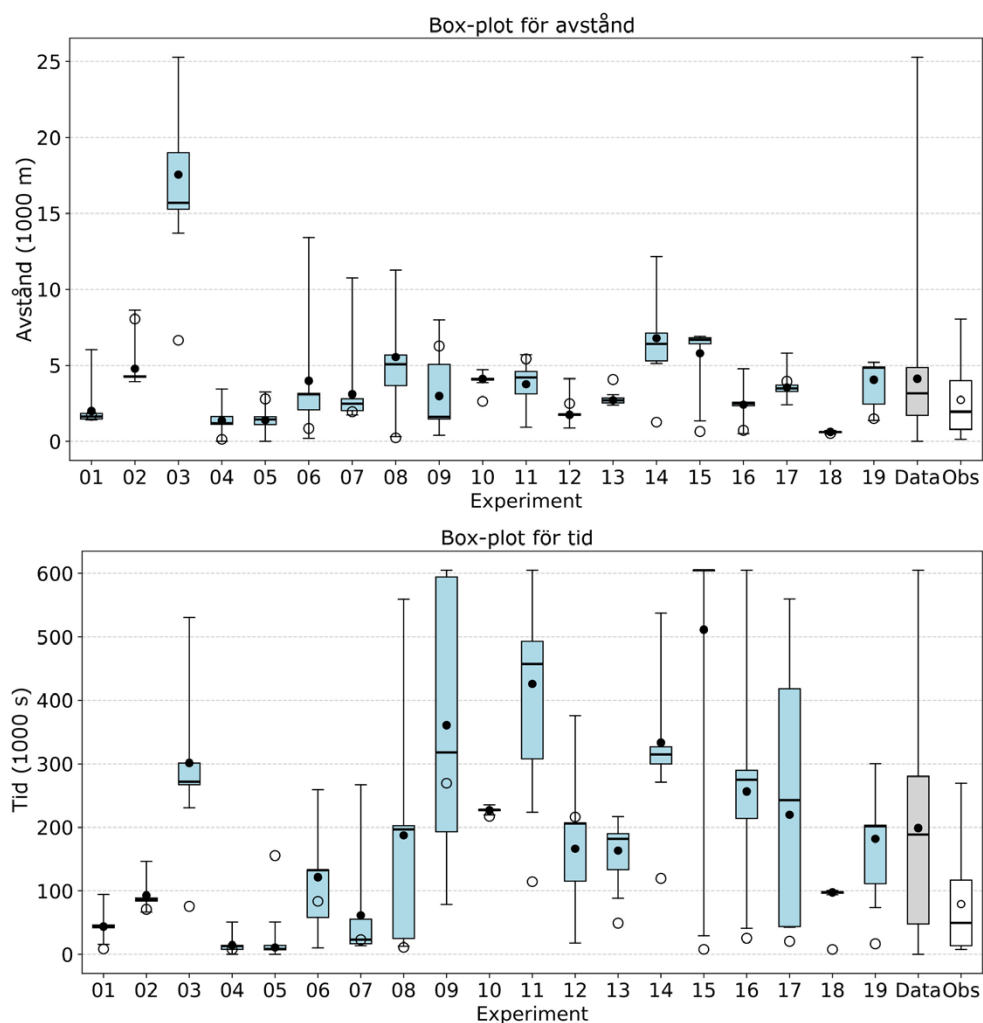
Figur 17. Drifter i vattnet framför Tjörnbron och drifter med drivankare på brygga innan sjösättning (tillverkade som en del av skolprojekt vid Gullmarsgymnasiet i Lysekil). (foto: Sam Fredriksson)

En tyngd som är kopplad till drivankaret håller driftern vertikal med ungefär en centimeter av driftern ovanför vattenytan. Drivankaret, vars centrum befinner sig cirka 0,7 meter under ytan, i kombination med att driftern i stort sett är helt under vattenytan, minimerar vindpåverkan och gör att driftern huvudsakligen påverkas av ytvattnets strömmar. De drifters som användes i projektet konstruerades som en del av ett skolprojekt vid Gullmarsgymnasiet i Lysekil, Sverige.

Totalt genomfördes 19 drifterutsläpp under denna period där varje drifterbanas rörelse analyserades utifrån GPS-positioner som rapporterades cirka tio gånger per timme via GSM-nätet. Dispersionsmodellens beräkningar startades vid motsvarande tillfällen. Här användes 50 partiklar som startades inom en radie på 50 m.

I Figur 18 presenteras beräkningsfallen och utfallen för hur länge och hur långt varje partikel rör sig så länge de är aktiva, där partiklarna är aktiva tills de strandar som om de bottenfäller. Man kan här se att dispersionsmodellen och drifters ger ett relativt likt utfall där partiklarna dock generellt transporteras längre än drifters under en längre tid. Om man istället låter partiklarna vara aktiva lika länge som det tar för en drifter att stranda eller fastna i bottenvegetationen så blir distansen för partiklarna också kortare (inte visat här). Om man jämför respektive partikel- och drifterbanor kan man se (inte visat här) att många fall ger liknande banor medan det i några fall ger relativt skillnader i transportens riktning. Här kan lokala strömmar och vindförutsättningar ha spelat in.

Att det finns en överensstämmelse mellan modell och drifters visar att modellen ger resultat som är relevanta för dispersionsstudier i fjordsystemet. Sedan är det svårt att säga vad som bäst överensstämmer med verkliga larver. Modellen har inte med alla lokala vindeffekter som i vissa fall kan vara viktiga. Drifterna kan å andra sidan ha en tendens att påverkas mer av lokal vind (på huvudkroppen) och vågor (så kallad Stokes drift) än larverna, som mer kan förväntas driva med medelströmmen i det välblandade ytskiktet. Larverna kan dessutom transporteras på olika djup. Detta är ett område där mer forskning behövs, inte minst inom grunda fjordområden där drifters lätt fastnar i bottenvegetationen eller går på grund.



Figur 18. Jämförelse mellan drifterförsök och dispersionsberäkning för de 19 fallen där den övre visar avståndet från start till strandning och den undre tiden i s från start till strandning. Resultaten visas i form av en box-plot för dispersionsberäkningens 50 partiklar, där spridningen för de olika partiklarna anges som maximum och minimum (linjer), 25:e och 75:e percentilerna (ljusblå fyrkant) och medianvärdet (horisontell linje i fyrkanten). Vidare anges medelvärde med en fylld cirkel, och värdet för driftern för det enskilda fallet med en ofylld cirkel. I ljusgrått visas det samlade resultatet för alla de 19 dispersionsberäkningarna (Data) och ofyllt för drifterförsöken (Obs).

3.2.4 Konnektivitet

Dispersionsberäkningarna ger information för varje partikels rörelser under beräkningstiden, låt oss kalla denna rörelse partikelns bana eller trajektorie. Man kan sedan använda partikelns position längs banan till att beräkna konnektiviteten mellan två punkter (Jonsson, Moksnes m.fl., 2020). Här har vi valt att studera konnektiviteten mellan olika vattenförekomster. Vi har vidare valt att främst studera nedströms konnektivitet, vilket innebär att vi studerar samtliga partiklar som initialt finns i en vattenförekomst och var dessa befinner sig efter en given tidsrymd, då denna konnektivitet används i den bioekonomiska modellen (se kapitel 5). Nedströms konnektivitet kvantifierar alltså förhållandet mellan en initial vattenförekomst och flera mottagande vattenförekomster. Man kan också studera uppströms konnektivitet, vilket innebär att man istället utgår ifrån vilka partiklar som vid beräkningens slut finns i en specifik vattenförekomst och sedan undersöker i vilka förekomster dessa startade (Hansen, Potthoff m.fl., 2015). Uppströms konnektivitet kan vara användbart om man har ett havsområde till vilket man vill begränsa larvspridning. Man skulle då till exempel kunna undersöka möjligheterna för att begränsa ankringsplatser i de områden varifrån man har hög uppströms konnektivitet. Ovan tidsrymd (beräkningstid) bestäms av larvernas olika stadier, (se kapitel 2.2). Genom att beräkna ett stort antal partiklars (larvers) rörelsebanor kan man uppskatta sannolikheten för att en viss vattenförekomst levererar partiklar till andra vattenförekomster.

I denna studie utfördes först en pilotstudie med tre vattenförekomster (Hake, Askerö och Halse fjord), se Figur 16 och en dispersionsberäkning för att testa metodiken och ge transportkoefficienter, se Figur 18 och Tabell 1, till den bioekonomiska modellen (se kapitel 5, Gren m.fl., 2025). För dessa tre vattenförekomster finns också mer fältdata såsom inventering av lämpliga habitat och mängden blåskrabba och småprickig penselkrabba i respektive vattenförekomst (kapitel 2). Därefter utökades konnektivitetsstudien till att omfatta hela fjordsystemet runt Orust-Tjörn och 48 vattenförekomster och för många fler starttider under två skilda år (var tredje dag vid nattligt högvattenstånd under mars till och med oktober under 2016 och 2022). Man får därigenom en bättre förståelse för hur konnektiviteten kan variera i olika områden och under olika årstider. I det utökade fallet saknas dock inventering av lämpliga habitat och mängden blåskrabba och småprickig penselkrabba i respektive vattenförekomst.

Transportkoefficienter, konnektiviteten, beräknas som

$$\alpha_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_i} \quad (1)$$

där x_{ij} är antalet partiklar som spridits från givarförekomsten i till mottagarförekomsten j . x_i är det totala antalet partiklar (initialt) i givarförekomsten, vilket också inkluderar de partiklar som hamnar utanför något av de studerade mottagarområdena. Konnektiviteten för en viss vattenförekomst påverkas av vattenförekomstens area A_j där en större vattenförekomst vanligtvis tar emot en större andel partiklar än en liten. Det är därför också intressant att beräkna ett konnektivitetstryck

$$\gamma_{ij} = \frac{\alpha_{ij}}{A_j} \quad (2)$$

som tar hänsyn till respektive vattenförekomst storlek, se Figur 19, och som bättre speglar hur stor sannolikhet det är att en partikel transporteras till en specifik plats.

3.2.5 Spridningsrisk

Konnektiviteten beskriver sannolikheten för att en partikel via dispersion förflyttas från en förekomst till en annan. Den beskriver dock inte hur sannolikt det är eller hur stor risken är för att man får en spridning av en art från en förekomst till en annan. För att bedöma den risken behöver man också ta hänsyn till hur mycket lämpliga habitat det finns i respektive mottagarförekomst. Den risken kan uppskattas genom att multiplicera konnektivitetstrycket γ_{ij} med andelen lämpliga habitat i respektive förekomst enligt

$$\psi_{ijk} = \gamma_{ij} h_{jk} \quad (3)$$

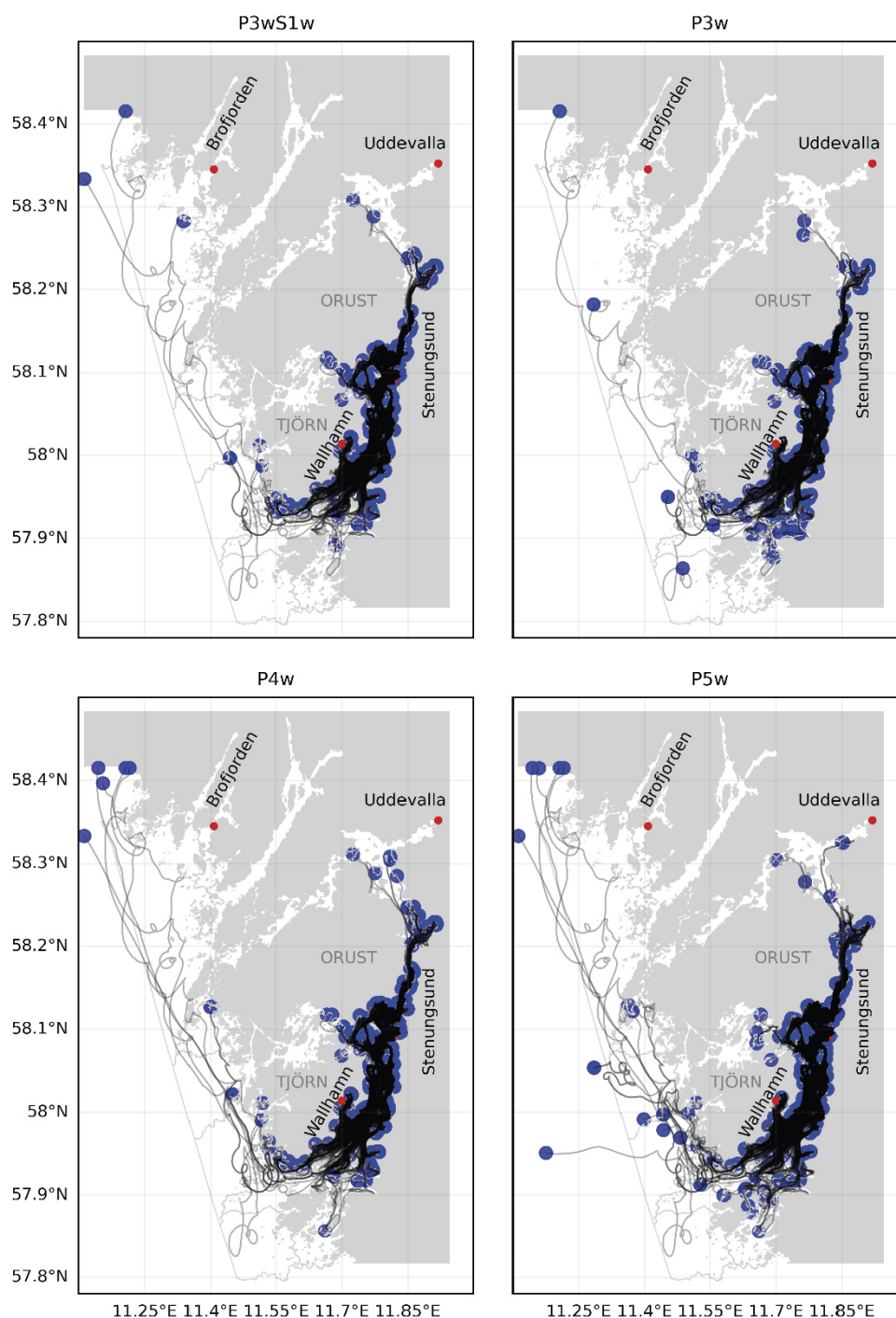
där h_{jk} är area av lämpliga habitat i relation till respektive vattenförekomsts totala area för art k .

3.3 Resultat

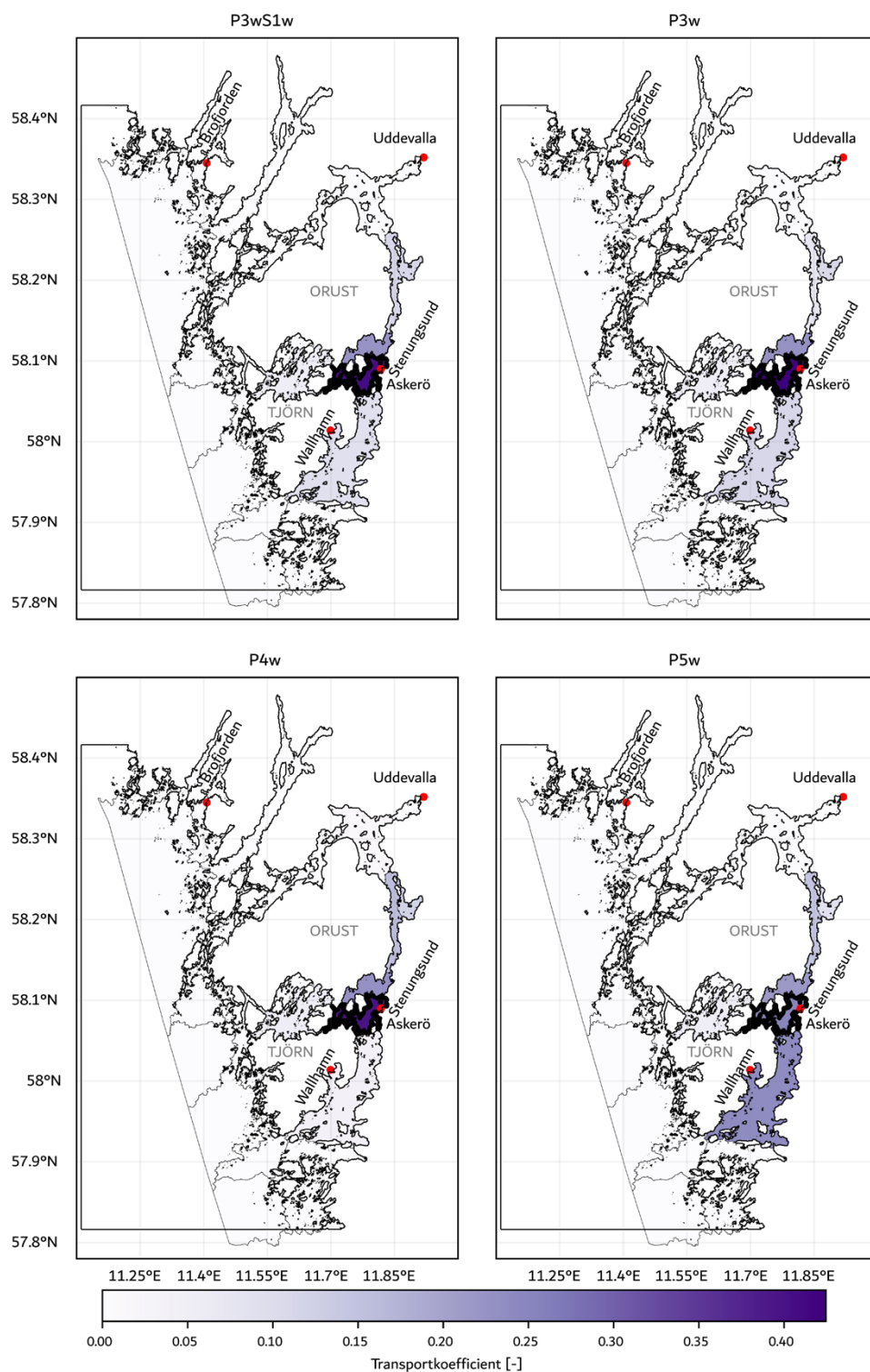
Resultaten presenteras först för pilotstudien (fåtal vattenförekomster och ett beräkningsfall) för att introducera betraktelsesätt och presentationer av resultat. I sektionens senare del kommer sedan mer aggregerade resultat för samtliga vattenförekomster och beräkningsfall att presenteras.

3.3.1 Larvers pelagiala fas och bottenfällning

I Figur 19 och 20 visas spridningen för beräkningar med 3 veckors pelagial fas följt av en veckas bottenfällning, samt för tre, fyra och fem veckors pelagial fas utan bottenfällning. I Figur 19 visas var 100:e trajektorie (för att underlätta att se i figuren), och i Figur 20 visas transportkoefficienter för dessa beräkningsfall. Dessa figurer gäller för pilotstudien med en beräkningsstart 2016-09-01. I Tabell 1 visas transportkoefficienterna för samtliga beräkningsfall. Man kan här se att en längre tid i pelagialen medför att fler partiklar lämnar den initiala vattenförekomsten och därmed ger en lägre intern konnektivitet. Man kan vidare se att transportkoefficienterna till de närmast liggande (sekundära) vattenförekomsterna inte förändras så mycket. Detta beror på att samtidigt som en sekundär vattenförekomst erhåller fler partiklar från den initiala förekomsten så transporteras också fler partiklar vidare ur den sekundära vattenförekomsten. Man kan vidare se att max- och minvärden ligger långt ifrån medelvärden vilket innebär att det är riskabelt att endast förlita sig på ett eller ett fåtal beräkningsfall.



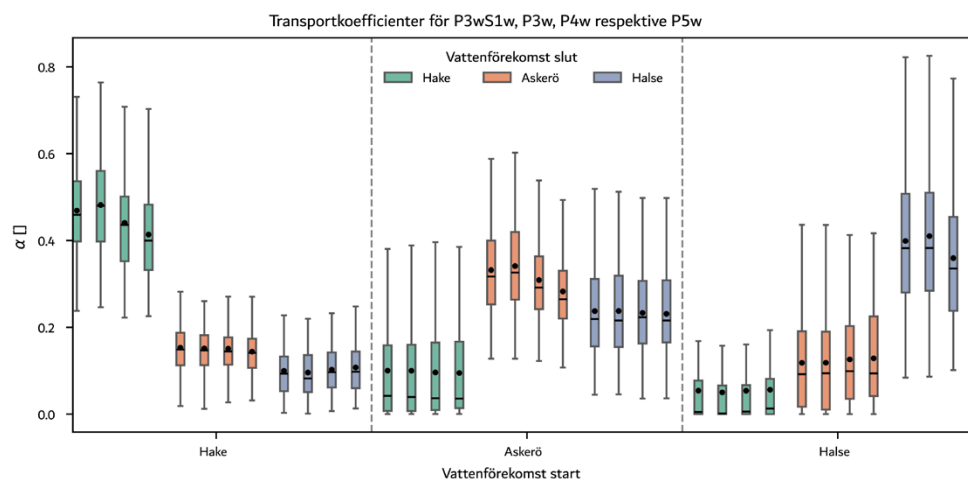
Figur 19. Partikeltrajektorier för olika antaganden avseende pelagial tid där P3wS1w betyder 3 veckor i pelagialen innan larverna bottenfäller när de nått stranden. P3w, P4w respektive P5w betyder att det är här larven är i pelagialen utan bottenfällning. I figuren visas endast de trajektorier som tillhör partiklar som initialt befann sig i Hake, Askerö och Halse fjord (motvarande pilotstudien). Endast var 100:e partikel visas för att underlätta läsbarheten. Blå punkt visar var partikeln avslutar respektive trajektorie. Beräkningen motsvarar utsläpp av partiklar 1 september 2016 klockan 05:25 vilket motsvarar det dygnets nattliga högvattenstånd.



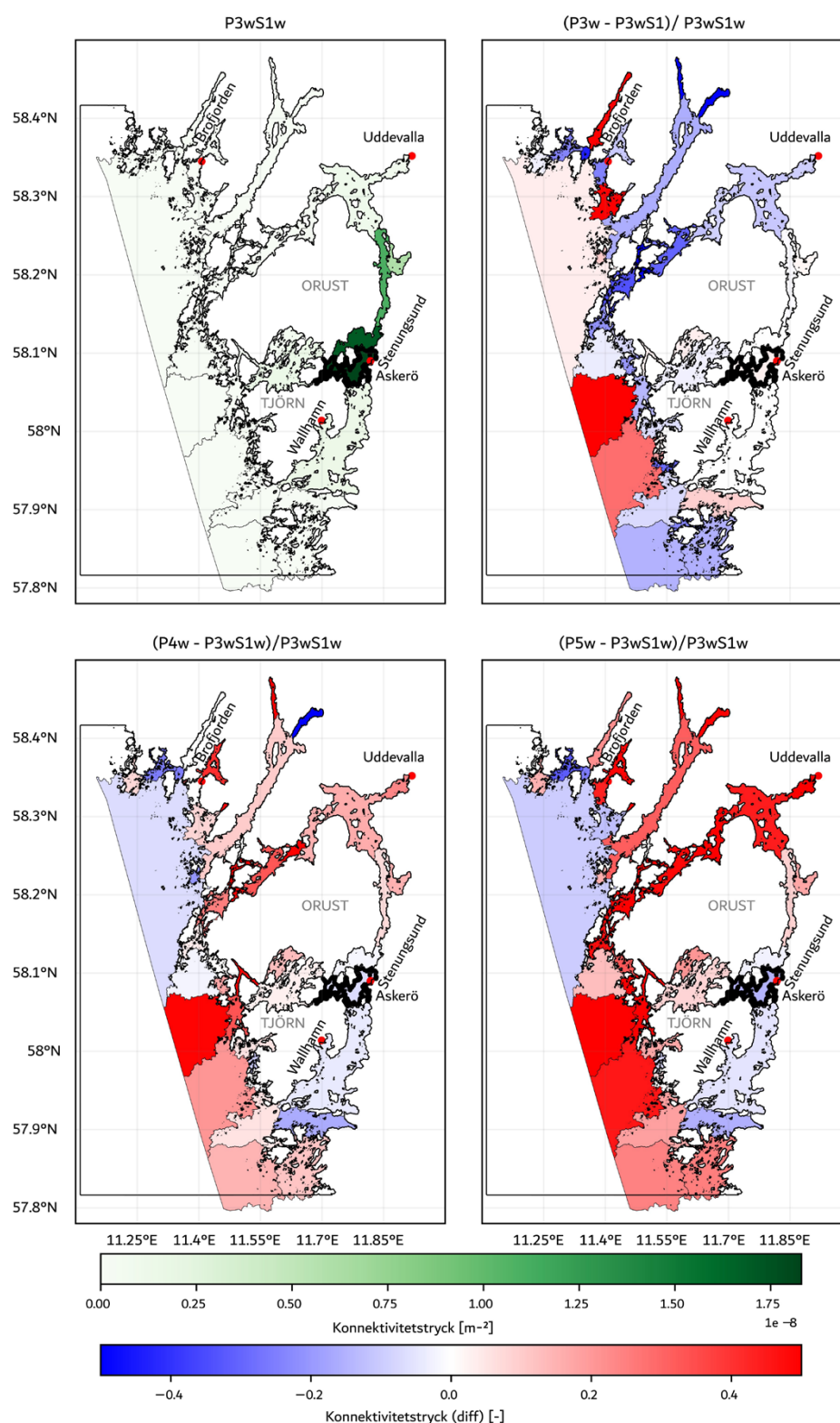
Figur 20. Transportkoefficienter för partiklar som initialt befann sig i Askerö fjord för olika antaganden avseende pelagial tid där P3wS1w betyder 3 veckor i pelagialen innan larverna bottenfaller när de nått stranden. P3w, P4w respektive P5w betyder att det är här larven är i pelagialen utan bottenfällning. Beräkningen motsvarar förhållanden för 1 september 2016 klockan 05:25 vilket motsvarar det dygnets nattliga högvattenstånd.

Tabell 1. Transportkoefficienter för olika pelagiala tider där P3wS1w betyder 3 veckor i pelagialen innan larverna bottenfäller när de nått stranden. P3w, P4w respektive P5w betyder att det är här larven är i pelagialen innan de bottenfäller. Medelvärden och standardavvikelse för samtliga körda fall under 2016 och 2022. I box-plot nedanför tabellen syns samma data sorterat efter startvattenförekomster där varje grupp om fyra motsvarar P3wS1w, P3w, P4w respektive P5w. Resultaten visas i form av en box-plot, där spridningen för de olika fallen anges som maximum och minimum (linjer), 25:e och 75:e percentilerna (fyrkanten) och medianvärdet (horisontell linje i fyrkanten). Vidare anges medelvärdet med en fylld cirkel.

		Transportkoefficienter, α [-]		
		Hake	Askerö	Halse
P3wS1w	Hake	0,47 (0,11)	0,15 (0,07)	0,10 (0,06)
	Askerö	0,10 (0,12)	0,33 (0,10)	0,24 (0,11)
	Halse	0,05 (0,09)	0,12 (0,11)	0,40 (0,16)
P3w	Hake	0,48 (0,11)	0,15 (0,07)	0,10 (0,06)
	Askerö	0,10 (0,12)	0,34 (0,11)	0,24 (0,11)
	Halse	0,05 (0,09)	0,12 (0,11)	0,41 (0,17)
P4w	Hake	0,44 (0,11)	0,15 (0,06)	0,10 (0,06)
	Askerö	0,10 (0,11)	0,31 (0,11)	0,23 (0,10)
	Halse	0,05 (0,09)	0,13 (0,11)	0,36 (0,15)
P5w	Hake	0,41 (0,11)	0,14 (0,06)	0,11 (0,06)
	Askerö	0,09 (0,11)	0,28 (0,09)	0,23 (0,09)
	Halse	0,06 (0,08)	0,13 (0,11)	0,33 (0,15)



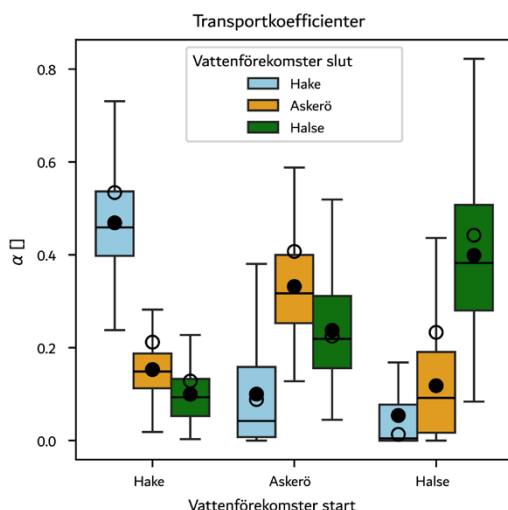
I Figur 22 visas konnektivitetstrycket för samtliga beräkningsfall för det utökade området med 48 vattenförekomster för fallet då partiklarna släpps i Askerö fjord. Trenden för närliggande vattenförekomster är en allt större nordgående och minskande sydgående transport för längre tid i pelagialen. I de vattenförekomster som är längre ifrån Askerö är skillnaden större men det beror också på att transportkoefficienten är mycket liten oavsett randvillkor och även små skillnader (ökning eller minskning) ger då stort procentuellt utslag. Man kan se att skillnaden i de närliggande vattenförekomsterna är i storleksordningen 25 % eller mindre.



Figur 22. Övre vänstra kartan visar konnektivitetstrycket i grönt för partiklar som initialt befann sig i Askero fjord för olika antaganden avseende pelagial tid där $P3wS1w$ tyder 3 veckor i pelagialen innan larverna bottenfaller när de nått stranden. I övriga tre kartor visar relativa skillnaden för de olika randvillkoren $P3w$, $P4w$ respektive $P5w$ vilket betyder 3, 4 respektive 5 veckors tid i pelagialen. Beräkningen motsvarar förhållanden för samtliga beräkningsfall under 2016 och 2022.

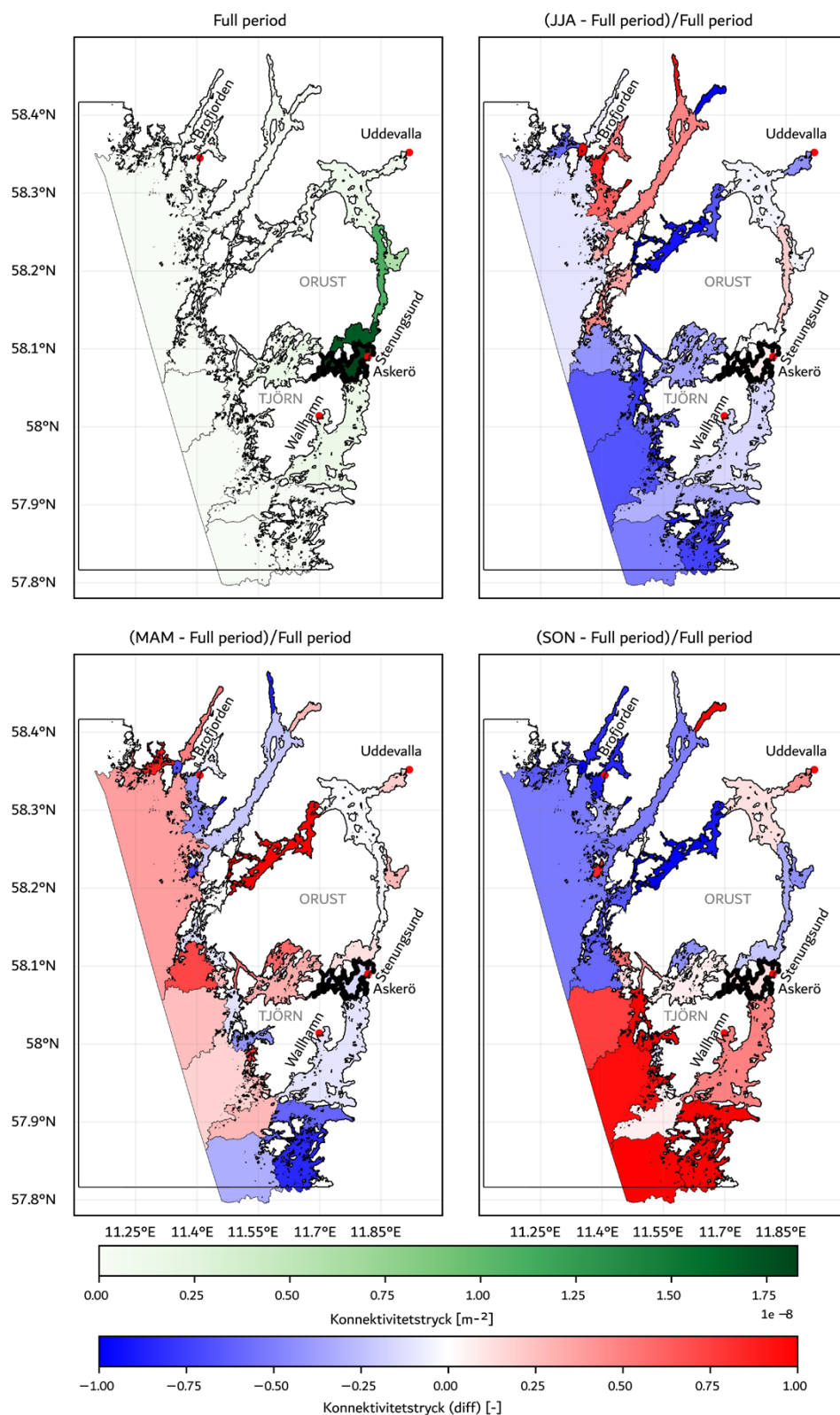
3.3.2 Säsongsb beroende

Under pilotstudien analyseras ett beräkningsfall (2016-09-01) för att ge ett exempel på hur transportkoefficienter kan beräknas och användas i en bioekonomisk modell. Det är också detta som används och diskuteras i kapitel 5. I Figur 23 jämförs detta fall med samtliga beräkningsfall för 2016 och 2022. Man kan då se att utfallet i pilotstudien faller inom den första kvartilen för många av koefficienterna även om de generellt är högre än medel. De faller dock inte inom första kvartilen för transport till Askerö fjord där de ligger högre. Anledningen till det höga utfallet för 2016-09-01 är att fler partiklar än medelvärdet av samtliga fall stannar kvar inom de tre vattenförekomsterna och då framför allt i Askerö fjord. Detta sammanfaller också med vad man kan se i Figur 19 där större delen av de slutpunkterna (blå) återfinns inom dessa tre vattenförekomster. Vidare studier av partikelrörelserna under detta fall visar att de först rört sig norrut för att senare vända söderut igen. Man kan säga att detta var ett fullt möjligt utfall men inte det mest vanliga.



Figur 23. Transportkoefficienter för de tre vattenförekomster som ingick i pilotstudien. Resultaten visas i form av en box-plot, där spridningen för de olika starttillfällen anges som maximum och minimum (linjer), 25:e och 75:e percentilerna (fyrkanten) och medianvärdet (horisontell linje i fyrkanten). Vidare anges medelvärde med en fylld cirkel, och värdet för det enskilda fallet som användes i pilotstudien (20160901) med en öfyllt cirkel.

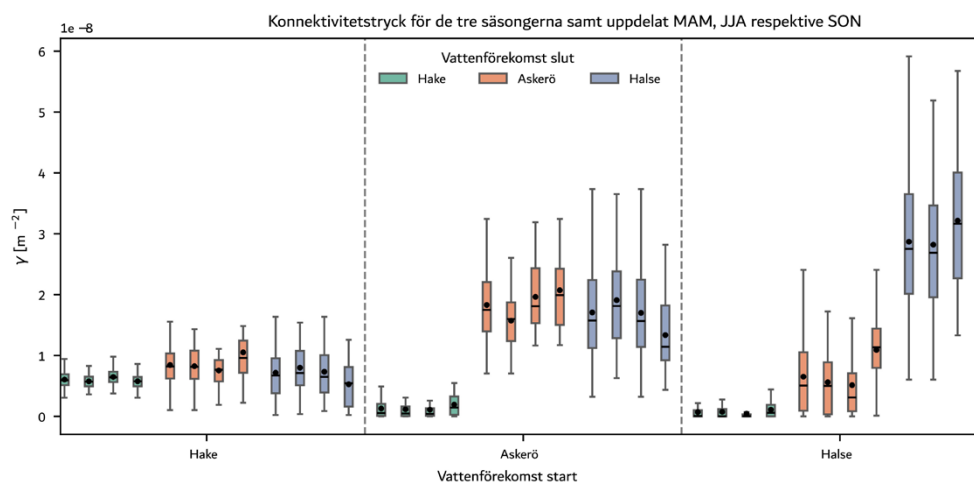
För att undersöka om dispersionen har ett säsongsb beroende delades samtliga analyser under 2016 och 2022 in i tre perioder, mars till maj (MAM), juni till augusti (JJA) och september till november (SON). Vinterperioden december till februari har inte analyserats då det antas att ingen spridning sker under dessa månader. De sista beräkningarna startades i oktober vilket innebär att analyserna pågick in i november men att inga nya beräkningar startades i november. I Figur 24 kan man se att det är relativt små skillnader för de närliggande vattenförekomsterna Hake och Halse fjord för de partiklar som startas i Askerö fjord. De skillnader man dock kan se är en något mer nordgående transport under MAM och JJA respektive sydgående under SON. Man kan också se att fler partiklar stannar kvar inom Askerö fjord under JJA och SON än under MAM jämfört med medel för alla beräkningar, se Tabell 2. Skillnaderna är större för vattenförekomster på ett större avstånd men detta beror också på att det generellt är mycket färre partiklar som rör sig till dessa områden och eventuella skillnader därigenom slår igenom mer.



Figur 24. Konnektivitetstrycket för samtliga fall samt relativa trycket uppdelat efter säsong. I kartan presenteras värdena för fall med spridning från Askerö fjord. I nedre diagram anges konnektivitetstrycket utgående från spridning från Hake, Askerö respektive Halse fjord. Varje sektion om fyra box-plot presenterar samtliga beräkningar samt därefter beräkningar startade under MAM, JJA och SON.

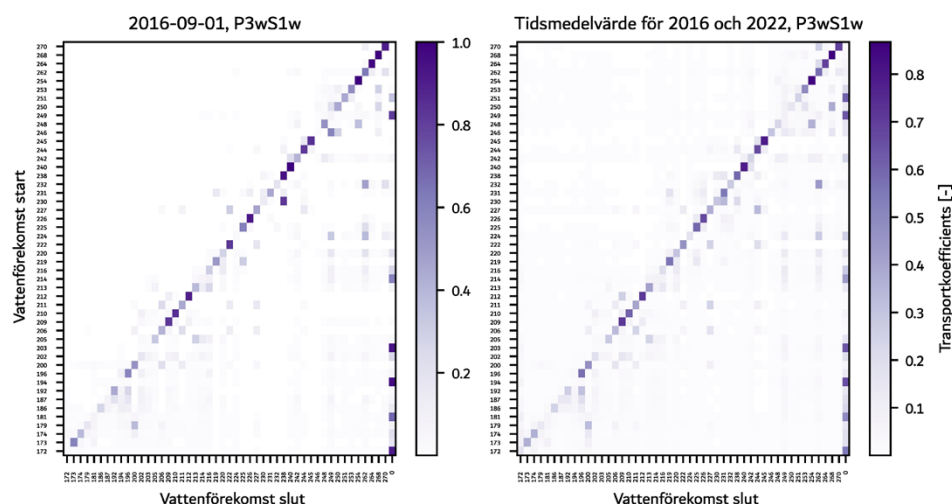
Tabell 2. Konnektivitetstryck för olika säsonger där den första raden innefattar samtliga dispersionsberäkningar under 2016 och 2022 avseende medelvärden och standardavvikelse medan de övriga endast omfattar respektive säsong. I box-plot nedanför tabellen syns samma data sorterat efter startvattenförekomster där varje grupp om fyra motsvarar medelvärdet för de tre studerade säsongerna, och sedan var och en för sig (MAM, JJA respektive SON). Resultaten visas i form av en box-plot, där spridningen för de olika fallen anges som maximum och minimum (linjer), 25:e och 75:e percentilerna (fyrkanten) och medianvärdet (horisontell linje i fyrkanten). Vidare anges medelvärdet med en fylld cirkel.

		Konnektivitetstryck, $\gamma \times 1e8 [m^{-2}]$		
		Hake	Askerö	Halse
MAM, JJA, SON	Hake	0,61 (0,14)	0,84 (0,38)	0,72 (0,44)
	Askerö	0,13 (0,16)	1,83 (0,57)	1,71 (0,79)
	Halse	0,07 (0,11)	0,65 (0,60)	2,87 (1,16)
MAM	Hake	0,58 (0,11)	0,83 (0,32)	0,80 (0,46)
	Askerö	0,12 (0,15)	1,57 (0,44)	1,91 (0,75)
	Halse	0,07 (0,12)	0,56 (0,52)	2,82 (1,14)
JJA	Hake	0,65 (0,15)	0,75 (0,26)	0,73 (0,42)
	Askerö	0,11 (0,14)	1,96 (0,57)	1,70 (0,82)
	Halse	0,04 (0,09)	0,51 (0,55)	3,22 (1,17)
SON	Hake	0,58 (0,14)	1,05 (0,55)	0,53 (0,37)
	Askerö	0,19 (0,18)	2,07 (0,61)	1,34 (0,67)
	Halse	0,11 (0,13)	1,09 (0,61)	2,30 (0,95)



3.3.3 Konnektivitet

I Figur 25 presenteras transportkoefficienter för samtliga vattenförekomster för dels beräkningsfallet 2016-09-01 samt medelvärdet för samtliga beräkningsfall. Denna matris kan sedan användas i en utökad bioekonomisk modell men också för att snabbt kunna förstå var (i vilka andra vattenförekomster) insatser behöver göras vid ett eventuellt fynd av en marin invasiv art i en specifik vattenförekomst. Man kan här se att det generellt är störst sannolikhet att återfinna partiklar i de vattenförekomster där de initierades (motsvarar diagonalen i figuren).



Figur 25. Vänster) Transport koefficienter för samtliga vattenförekomster för det tillfälle (2016-09-01) som användes under pilotstudien. Höger) Transport koefficienter för samtliga vattenförekomster medelvärdesbildat för samtliga beräkningar under 2016 och 2022. Vattenförekomst 0 innebär de partiklar som lämnar området och inte finns kvar inom någon av här studerade vattenförekomster.

3.3.4 Spridningsrisk utgående från habitatsfördelning i respektive vattenförekomst

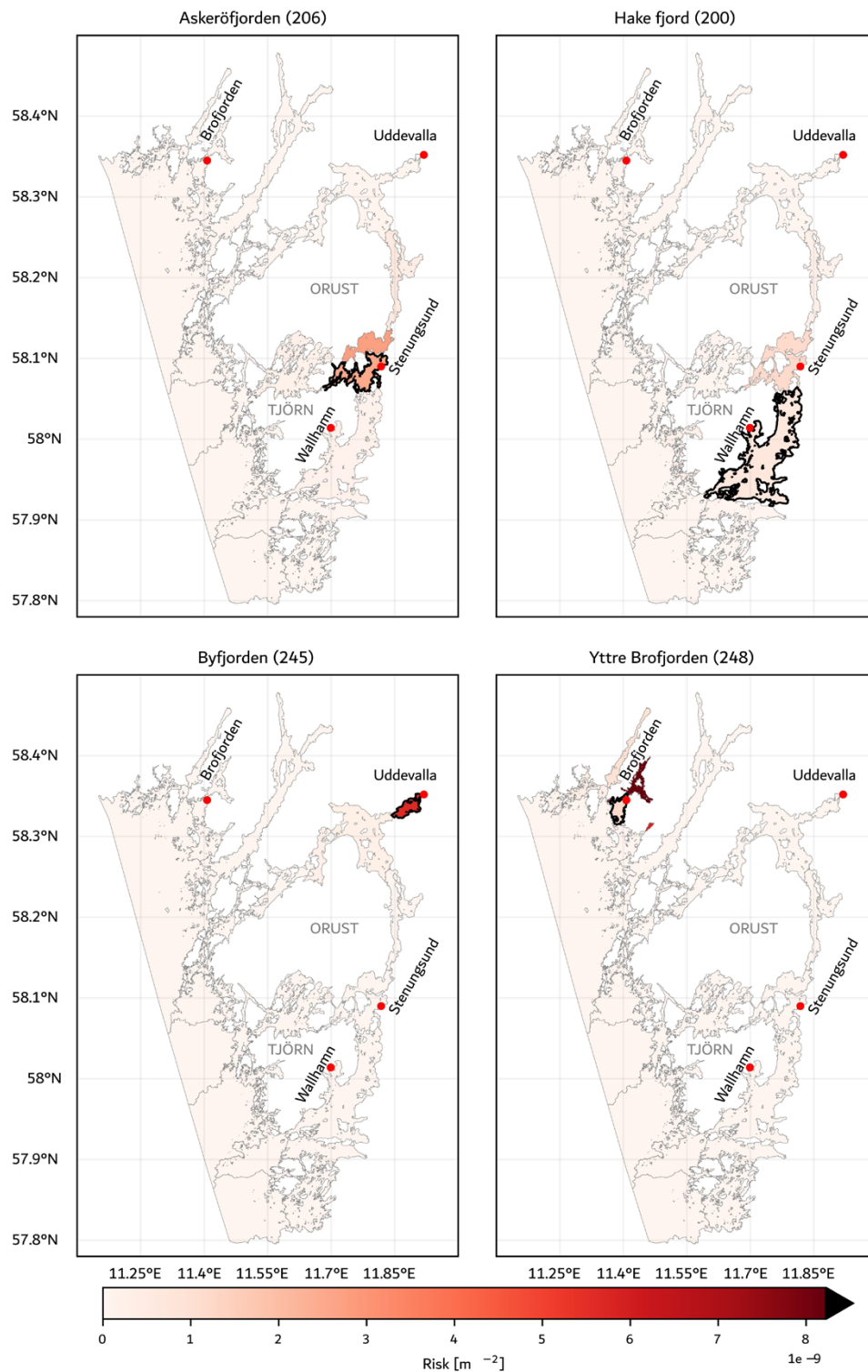
Spridningsrisken, sannolikheten för att en larv som släpps i uppströms vattenförekomst ska ta sig till lämplig habitat i nedströms vattenförekomst, fås utgående från ekvation 3 och andelen lämpliga habitat

$$h_{jk} = \beta_{jk}(z) a(z)_j \quad (4)$$

där $\beta_{jk}(z)$ är andelen lämpliga habitat ned till ett specifikt djup z , k avser respektive krabbart och $a(z)_j = \frac{A(z)_j}{A(0)_j}$ är bottenarean för djupet z relativt hela vattenförekomstens yta. Andelen lämpliga habitat för detta djupet bedömdes utifrån 10 uppskattningar (se kapitel 2.2). Uppskattningarna gjordes med en upplösning i steg om 5 % så att andelen lämpliga habitat inom en cirkel för en art kunde variera från 0 %, 5 %, 10 % etc. hela vägen upp till 100 % om hela stranden i en cirkel utgör ett lämpligt habitat. Uppskattningarna gjorda från flygfotot kontrollerades genom markanalys i fält där stränderna i tre av de totalt tio cirklarna besöktes för att kalibrera uppskattningarna. I alla tre cirklarna visade sig uppskattningarna från

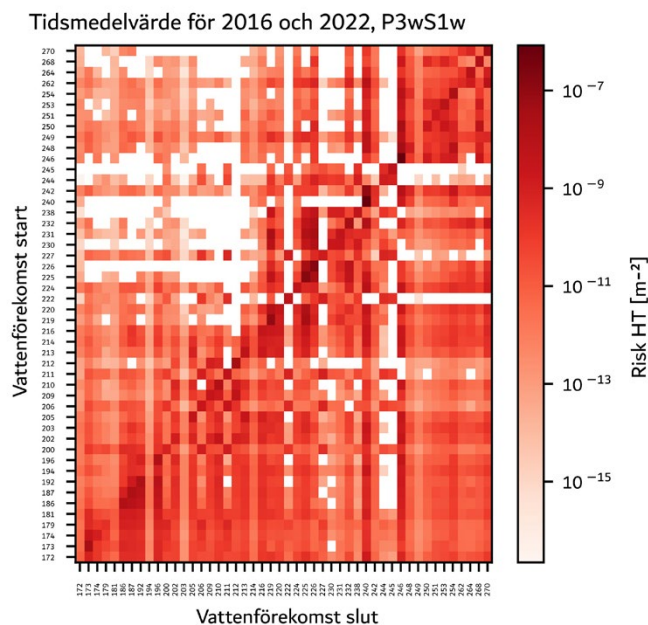
flygfotot överensstämmer med uppskattningarna i fält. Man skulle kunna dela upp andelen lämpliga habitat för respektive vattenförekomst men det bedömdes i detta fall bättre att använda samtliga observationer för att få ett bra medelvärde över samtliga tio cirklarna då stränderna i de tre vattenförekomsterna liknar varandra. Till detta kommer sedan hur stor del av varje vattenförekomst som utgörs av stränder, här definierade som områden med djup understigande 1 m i utgående från Svensk Vattenarkiv SVAR2022's (<https://www.smhi.se/publikationer-fran-smhi/sok-publikationer/2024-05-21-svar-2022>). Andel grunda områden under 1 m skiljer sig åt mellan vattenförekomsterna vilket gör att även om β_{jk} är oförändrad 43 % och 80 % för blåskrabba respektive småprickig penselkrabba för alla vattenförekomster förändras h_{jk} linjärt med $a(z)_j$.

Denna spridningsrisk presenteras för småprickig penselkrabba i Figur 26. Eftersom β_{jk} här är densamma för alla vattenförekomster så är fördelningen densamma för blåskrabba men risken $80/43 \approx 2$ ggr större. Figuren presenterar resultaten från de fall där en hamn ligger inom en vattenförekomst och denna vattenförekomst används som en initial vattenförekomst. Man kan bland annat se att Byfjorden har den största interna spridningsrisken och att det är relativt liten risk med en sydlig spridning från de två mer nordligt liggande vattenförekomsterna Byfjorden och Yttre Brofjorden. Man kan också för Yttre Brofjorden (248) se att spridningsrisken är större för den sekundära innanför liggande vattenförekomsten Brofjorden (254) än den interna. Vid närmare analys (inte visad här) kan man se att transportkoefficienterna är relativt lika medan det nästan är en storleksordning större andel lämpliga habitat (grunda områden) i den sekundära vattenförekomsten, 0,207 kontra 0,036.



Figur 26. Karta för medelvärde av spridningsrisken ψ i fallet för småprickig penselkrabba där partiklar utgår från de fjordar som innesluter en hamn; Askeröfjorden, Hake fjord, Byfjorden och Yttre Brofjorden.

I Figur 27 presenteras spridningsrisken för samtliga initiala vattenförekomster.



Figur 27. Spridningsrisken ψ_{ijk} för småprickig penselkrabba (*hemigrapsus takanoi*) för samtliga vattenförekomster medelvärdesbildat för samtliga beräkningar under 2016 och 2022.

3.4 Diskussion

I detta projekts inledning utfördes en pilotstudie för tre vattenförekomster och ett beräkningsfall. Dispersionsanalysen i pilotstudien användes för att få fram en struktur för den bioekonomiska modellen. Senare i projektet har en mer komplett studie avseende konnektiviteten i Orust-Tjörns fjordområde genomförts. Resultaten (transportkoefficienter) från pilotstudien var något mer stationära än medeltransporten som är mer nordgående. Det här visar också på vikten av att ha ett stort statistiskt material och gärna under flera år. Konnektivitetsmatrisen har uppdaterades under projektets senare del till att innefatta fler vattenförekomster (Fredriksson m.fl., manuskript 2026), detta kan i framtida analyser användas för att ge en mer robust bioekonomisk modell.

Känslighetsstudier har genomförts för olika längd på larvernas pelagiala fas samt säsongsb beroende utgående från det fall där studerade larver ”släpptes ut” i modellen i Askerö fjord som är den fjord där blåskrabban och den småprickig penselkrabban tidigt upptäcktes och där Stenungssund ligger. I de närliggande vattenförekomsterna påverkade val av säsong och randvillkor i storleksordningen 25 % eller mindre. För vattenförekomster längre bort kan det i vissa fall finnas ett säsongsb beroende på upp till ca 4 gånger. Dessa stora värden beror sannolikt på mycket små värden initialt vilket gör att också små skillnader ger stort utslag.

Studien visar på vikten att studera andelen lämpliga habitat inom respektive vattenförekomsten för att kunna utvärdera spridningsrisken. Framtagna matriser kan nu användas för att göra riktade sökinsatser för de fall man får in rapporter om fynd av marina invasiva arter och då använda den vattenförekomst som innefattar fyndet som den initiala vattenförekomsten.

Studien har inte undersökt skillnader mellan vart larver släpps i uppströms bassäng. Just nu antar vi homogent utsläpp över hela bassängen. I realiteten kom mer huvudparten att släppas från lämpliga habitat (till exempel grunda områden med ett djup < 1 m) och från fartyg (detaljerat från ankarplatser) vilket kan vara intressant för framtida studier. Redan i denna studie har vi undersökt förhållanden då man använder en vattenförekomst där en hamn ingår som initial vattenförekomst. På samma sätt kan man använda de matriser som presenteras för till exempel ankarplatser. Detta kan dock också göras mer detaljerat i framtida studier.

3.5 Slutsatser och förslag

Dispersions- och konnektivitetsstudien ger värdefull information dels till bioekonomiska modeller dels för att kunna sätta in direkta åtgärder i lämplig vattenförekomst vid ett tidigt fynd av en marin invasiv art.

Studien visar vidare på en generellt nordlig transport av partiklar (larver) i modellen för Orust-Tjörn området. Det finns också en säsongsvariation där man kan se att det är en något mer nordgående transport under vår och sommar respektive sydgående under hösten. I denna studie har vi inte tagit hänsyn till att krabb-larvers olika stadier befinner sig på olika djup. Ytterligare studier behöver göras för att klargöra vilken osäkerhet det medför, för dessa studier behöver man inkludera larvstadiernas djupfördelning och vertikala förflyttning efter dygnet, samt hur de aktivt väljer djup.

Genom att göra fler beräkningar får man ett betydligt mer statistisk säkerställt underlag än vid enstaka beräkningar då det är stora skillnader mellan minsta och högsta konnektiviteten mellan enskilda vattenförekomster för specifika tillfällen. Det vore värdefullt att uppdatera den bioekonomiska modellen med dessa mer statistisk robusta transportkoefficienter.

En längre pelagial fas påverkar framförallt hur många partiklar som stannar i den initiala vattenförekomsten (självkonnektivitet). Konnektiviteten till de närmast liggande (sekundära) vattenförekomsterna skiljer sig mindre än självkonnektiviteten då dessa förekomster såväl erhåller som släpper ifrån sig fler partiklar vid en utökad tid för larverna i pelagial fas. Dock ökar också konnektiviteten till vattenförekomster på längre avstånd till den initiala vattenförekomsten. I det undersökta fallet finns en påverkan/osäkerhet upp till ca 25 % för en osäkerhet om ± 1 vecka avseende pelagisk fas. I detta område fås också en stor påverkan på hur långt en larv transporterats av om den når ut i kustströmmen eller inte.

Spridningsrisken, sannolikheten för att en larv som släpps i initial (uppströms) vattenförekomst ska ta sig till ett lämpligt habitat i en mottagande (nedströms) vattenförekomst, påverkas förutom konnektiviteten till stor del av hur mycket lämpliga habitat det är i den mottagande vattenförekomsten. Andelen lämpliga habitat beror i denna studien på vilken art som avses, beskaffenheten av stränder samt andelen stränder i respektive vattenförekomst.

Det är relativt personal- och beräkningsmässigt krävande att sätta upp en lokal högupplöst kustmodell och ta fram indata för ett antal års körningar (vilket behövs för att få ett bra statistiskt underlag). Att variera dispersionsanalysen (konnektiviteten) som funktion av biologisk input såsom djup vid spridning (eventuell aktivt val), längd i pelagisk och bottenfällande fas etc. kräver generellt mindre resurser när väl modellen är uppsatt. Det är alltså viktigt att tidigt få fram högupplöst informa-

tion för att driva dispersionsanalyserna medan dessa sedan kan göras för ett par typiska livscyklar i väntan på en faktisk introduktion och kunskap om artens livscykel varvid även denna kan analyseras relativt snabbt. En lämplig fortsättning på denna studie kan vara att studera hur ett aktivt valt djup påverkar resultaten.

3.6 Källhänvisning

Axell, L.B., & Liu, Y. (2016). Application of 3-D ensemble variational data assimilation to a Baltic Sea reanalysis 1989–2013. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 68 (1). doi: 10.3402/tellusa.v68.24220

Brunnabend, S-E., Axell, L., Garcia-Jove, M., and Arneborg, L., Evaluation of a coastal Nemo3.6 ocean model with 50 m horizontal resolution, *Geoscientific Model Development*, in prep.

Dagestad, K-F., Röhrs, J., Breivik, Ø., and Ådlandsvik, B. (2018): OpenDrift v1.0: a generic framework for trajectory modelling, *Geosci. Model Dev.*, 11, 1405–1420, <https://doi.org/10.5194/gmd-11-1405-2018>

EMODnet Bathymetry Consortium. (2018). EMODnet Digital Bathymetry (DTM). doi: <http://doi.org/10.12770/18ff0d48-b203-4a65-94a9-5fd8b0ec35f6>

Hordoir, R., Axell, L., Höglund, A., Dieterich, C., Fransner, F., Gröger, M., ... Haapala, J. (2019). Nemo-Nordic 1.0: a NEMO-based ocean model for the Baltic and North seas – research and operational applications. *Geoscientific Model Development*, 12(1), 363–386. doi: 10.5194/gmd-12-363-2019

Hansen, F.T., m.fl. (2015). Development of a prototype tool for ballast water risk management using a combination of hydrodynamic models and agent-based modeling. 14: 219–245. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13437-014-0067-8>

Kärnä, T., Ljungemyr, P., Falahat, S., Ringgaard, I., Axell, L., Korabel, V., ... & Huess, V. (2021). Nemo-Nordic 2.0: Operational marine forecast model for the Baltic Sea. *Geoscientific Model Development Discussions*, 2021, 1–27. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-5731-2021>

Jonsson, P.R., m.fl. (2020). Ecological coherence of Marine Protected Areas: New tools applied to the Baltic Sea network. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*. <https://doi.org/10.1002/aqc.3286>

Schimanke, S., Isaksson, L., Edvinsson, L., Undén, P., Ridal, M., Moigne, P., ... Glington, M. (2020). Uerra data user guide. ecmwf copernicus note. Copernicus Climate Change Service, 3.3 . (<http://datastore.copernicus-climate.eu/documents/uerra/D322 Lot1.4.1.2 User guides v3.3.pdf>).

S-Hype river runoff (s-hype2016_version_16_d; HYPE_version_5_9_0), vatten-web database (<https://vattenwebb.smhi.se/archive/>) under license the Creative Commons Attribution-ShareAlike 4.0 International (CC BY-SA 4.0).

Strömquist, J., Arheimer, B., Dahné, J., Donnelly, C., & Lindström, G. (2012). Water and nutrient predictions in ungauged basins: setup and evaluation of a model at the national scale. *Hydrological Sciences Journal* , 57 , 229–247. (doi: 10.1080/02626667.2011.637497).

4. Maritim trafik som vektor för spridning av främmande arter

4.1 Kommersiell sjöfart

4.1.1 Hamnar, hamnoperationer och trafik i området

I denna del av rapporten som ser på fartygstrafik har vi inkluderat de fyra mest trafikerade hamnarna i området: Wallhamn, Stenungsund, Uddevalla och Brofjorden.

Wallhamn är en hamn på Tjörn specialiserad på 'Roll on-Roll off'- (RoRo) fartyg som hanterar fordon. Majoriteten av Sveriges fordonsimport kommer till Wallhamn och härifrån går även viss export. Fartygen använder sig av barlastvatten vid lastoperationer där vatten tas upp när de lossar fordon och släpps ut när de tar ombord bilar (David & Gollasch, 2015). PetroPort i **Stenungsund** är en hamn som hanterar kemikalieprodukter och trafikeras främst av olje-kemikalietankfartyg samt gas-tankfartyg. Oljeprodukter och kemikalier importeras till Sverige via denna hamn medan gas och kemikalier exporteras. Olje-kemikalietankfartyg tar främst in barlastvatten medan gasfartyg släpper ut barlastvatten. Hamnen är privat och ägs av företag i kemikalieindustrin. **Uddevalla** hamn som ligger längst in i Byfjorden har en blandad trafik med bulkfartyg, torrlastfartyg, samt mindre RoRo-fartyg och olje-kemikalietankfartyg. **Brofjorden** norr om Lysekil är en hamn för ett oljeraffinaderi som hanterar stora mängder råolja där råoljetank-fartyg kommer till hamnen för att lossa olja medan olje-kemikalietankfartyg lastar ombord färdiga produkter. Trafik och godsvolymer till hamnarna per år (Tabell 3) har sammanställts med data från maritime.ihs.com.

Tabell 3. Antal fartygsanlöp samt ton last i områdets större hamnar per år.

	Wallhamn	Stenungsund	Uddevalla	Brofjorden
Fartygsanlöp per år (antal)	150	Okänt (privat hamn)	400	1500
Last per år (ton)	400 000	3 700 000	1 130 000	11 000 000

Kartläggning av vilka fartygstyper och storleksklasser som besöker området på svenska västkusten runt Orust-Tjörns fjordsystem gjordes med data från fartygens automatiska positioneringssystem, (Automatic Information System, AIS) genom tjänsterna Vesselfinder (VesselFinder.com), Marine traffic och SeaWeb (S&P Global).

Som underlag har vi använt data för yrkesfartyg som anlöpte hamnarna Wallhamn och Stenungsund, Uddevalla samt Brofjorden under två veckor i november 2022, samt under fyra sammanhängande månader (maj–augusti) 2024. Genom respektive fartygs profil och specifika IMO-nummer (något som kan liknas vid ett fartygs personnummer) kan man genom tjänsterna ovan få ut data för fartygstyp, storlek i bruttoton och fartygens senaste hamnanlöp. Den egna kartläggningen av AIS-data har kompletterats med data över hamnanlöp från Trafikanalys (Trafikanalys 2023–2024). Uppgifter om fartygens huvudsakliga operationer (om de lastar

och/eller lossar) har erhållits genom kontakt med hamnarna. Volymen lastat gods har använts för att räkna ut hur många ton barlastvatten som släpptes ut, som kan medföra krabblarver. Fartygstyp samt storlek kan vidare användas för att räkna ut skrovytan (m²) samt antal speciella undervattensstrukturer som kan koloniserats av påväxtorganismer (se kapitel 4.1.3 och 4.3.3).

4.1.2 Kartläggning av trafik från områden där asiatiska strandkrabbor är etablerade

Handelssjöfart (kommersiell sjöfart) som anlöper från ett område där asiatiska strandkrabbor är etablerade kan förflytta krabbor och larver till ett nytt område, i detta exempel till hamnarna på svenska västkusten. En kartläggning av fartygens senaste hamnbesök innan anlop i Orust-Tjörn genomfördes med hjälp av 'Automatic Identification System' AIS-data via tjänsten Vesselfinder (VesselFinder.com). Sammanställningen i Tabell 4 visar länder/regioner med "föregående hamn" det vill säga de hamnar som fartygen senast kommer ifrån när de anlöper hamnarna Wallhamn, Stenungsund, Uddevalla och Brofjorden (november 2022). Krabbornas utbredning hämtades från databaserna World Register of Marine Species, WORMS <https://www.marinespecies.org/index.php> och AquaNIS <http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis> vid den aktuella tiden. Resultatet visar att majoriteten av yrkestrafiken (19 av 25 regioner) som anlöpte Orust-Tjörns fjordsystem kom från områden där krabborna är etablerade.

Tabell 4. Land/region för senaste hamnanlop innan Orust-Tjörns fjordsystem samt etableringsstatus asiatiska krabbor (B = blåskrabba, P = penselkrabba). I gråmarkerade områden är krabborna inte etablerade.

Land-Region	Etablerad krabba	Antal fartyg
Belgien	B + P	6
Danmark – Ålborg Bugt	B	5
Danmark – Nordsjön	B + P	1
Danmark – Bälthavet	B + P	2
Finland		1
Frankrike	B + P	2
Libyen	B	1
Nederländerna	B + P	3
Norge – Barents hav		1
Norge – Trondheimfjorden	B + P	1
Norge – södra Norge	B + P	6
Polen		3
Portugal		1
Spanien – södra Spanien och norra Afrika	B	2
Sverige – västkusten	B + P	30
Sverige – Öresund	B + P	2
Sverige – Östersjön		1
Turkiet – Medelhavet	B	1
Tyskland – Nordsjön (Vadehavet)	B + P	3
Tyskland – Östersjön	P	1
Storbritannien – västra Skottland	P + B	1
Storbritannien – norra Skottland	P + B	1
Storbritannien – Nordsjön	P + B	1
USA – Mexikanska golfen		1
USA – Nordatlanten	B	2

I Tabell 4 ser man att ett stort antal fartyg (30 av 76) har en föregående hamn som ligger på Svenska västkusten. Nationell trafik omfattas inte av reningskrav för barlastvatten men kan vara en möjlig källa för sekundär spridning (se vidare nedan).

Den geografiska utbredningen av arter i kombination med maritim trafik har i tidigare arbeten använts för att kartlägga nyintroduktioner av till exempel tunikater/sjöpungar till Norge (*Didemnum vexillum*) och Sverige (*Styela clava*) (Bollongino m.fl., 2024). För att göra mer generella bedömningar av 'risk fartygs-trafik' kan man använda överensstämmelse i salthalt och temperatur för olika hamn-kombinationer (se till exempel Gollasch and Leppäkoski 2007).

4.1.3 Uträknad kapacitet för förflyttning av krabbor med fartyg

Den årliga tillförseln av krabbor från fartyg till området i vår studie är en summering av två sätt vilka krabbor kan medföras fartyg, i) som larvstadier med fartygens barlastvatten ii) som vuxna individer i speciella utrymmen på fartygets skrov.

Ett fartygs kapacitet/tankvolym för barlastvatten beror på fartygstyp. I en studie av Sjöfartsverket 2016 beräknades genomsnittlig barlastvattenanvändning för olika fartygstyper och storlekskategorier vid anlop till Sverige (Hoffren 2016). Data för fartygstyperna Oil tanker, Cargo, Liquid Petroleum Gas (LPG), RoRo och Chemical har använts för beräkning av volymer utsläppt barlastvatten i de två vattenförekomsterna Askeröfjord och Hakefjord (Gren m.fl., 2025 samt Gustavsson och Ljunggren 2023).

Här beskrivs hur en uträkning görs med exempel RoRo-fartyg i trafik till hamnen Wallhamn i Hakefjorden (följ kursiverade *siffror*). Antal fartyg som trafikerar Wallhamn är *ca 150 per år* har en *medelstorlek 2 667 Bruttoton* (totala interna volymen i ett fartyg). För RoRo-fartyg av denna storlek är Barlastvattenkapaciteten 21 % av Bruttotonnaget ($2\,667 \times 0,21$) och i genomsnitt släpper de ut barlastvatten motsvarande 26 % av denna möjliga kapacitet ($2\,667 \times 0,21 \times 0,26$) vilket beror på om de lastar på eller av bilar i hamnen.

I varje ton utsläppt barlastvatten finns i genomsnitt 13 *Hemigrapsus*-larver (Gren m.fl., 2025). För att göra denna uppskattning har vi använt antagandet att ca 5 % av det totala antalet NIS på 512 individer per ton utsläppt barlastvatten är *Hemigrapsus* och att de förekommer i hälften av fartygsanlöpen (Bailey m.fl., 2022). För uträkningar av volym utsläppt barlastvatten och krabblarver från olika fartygstyper i Askerö och Hakefjorden se Gren m.fl., 2025 (table S3 in Supplementary). För beräkning av barlastvattenvolymer från andra fartygstyper och områden se till exempel Hoffren 2016 (Barlastvatten till Sverige), Johansson och Gibson 2013 (Barlastvatten till Göteborgs hamn) och Hazem och Maziad 2026 (Barlastvatten till Svenska västkusten).

Krabbor kan flyttas med fartyg dels som larver i barlastvatten men även transporteras som vuxna individer i olika områden på undervattensytan och i strukturer på fartygsskrovet. Dessa strukturer och utrymmen kan exempelvis vara intag för kylvatten eller ankarboxar, där utrymmet kan hållas fuktigt under längre tid. För att uppskatta antalet krabbor som förs med fartygsskrov till området på svenska västkusten har vi använt data från litteraturen (Kanada, Brinklow m.fl., 2022). För beräkning av fartygens undervattensyta används regressionsmodeller baserade på fartygstyp och bruttotonnage framtagna av Ceballos-Osuna m.fl. (2021). Proportionen av nedsänkt yta som utgörs av fartygens specifika undervattensstrukturer i relation till fartygets

totala undervattensyta varierar beroende på fartygstyp och är störst för passagerarfartyg med 27 %, för bogserbåtar 25 %, fiskebåtar 21 % samt bulk och tankfartyg 7–8 % (Moser m.fl., 2017). I studien från Kanada (Brinklow m.fl., 2022) sammanställs både det totala antalet levande organismer i biofouling (skrovpåväxt) samt andel non-indigenous species för de olika fartygstyperna oljetankers, lastfartyg och övriga fartyg. Baserat på Brinklow m.fl. (2022) fås Non-indigenous species som biofouling i exemplet för Wallhamn 87 tusen ind./fartyg. Fartygens specifika undervattensstrukturer, som kylvattenintag, ankarboxar och propellrar kallas ofta för ”hotspots” för arter, då de innehåller fler arter per ytenhet än den släta skrovytan (Brinklow m.fl., 2022, Davidsson m.fl., 2016), varför skydd och underhåll av dessa strukturer är av stor vikt för att minska införsel av främmande arter.

Betydelsen av fartygets tidigare hamn-historik skiljer sig mellan barlastvatten och skrovpåväxt. Medan barlastvatten oftast tas upp på ett specifikt ställe, i en hamn där man lossar gods/last, så kan påväxten på skrovet istället ansamlas under en längre tidsperiod och inkludera både fler hamnbesök samt ankringsplatser och därigenom inkludera arter från flera olika geografiska regioner.

4.1.4 Ankringsområden som möjliga områden för tillförsel av krabbor

För att vänta in den förbestämda tiden i hamnen för att lossa och lasta sker ankring i allokerade områden och den tid fartygen ligger stilla i dessa områden kan sträcka sig från dagar upp till veckor. För att få en komplett bild av möjlig tillförsel av krabbor till fjordområdet har vi undersökt fartygstid på ankringsplatser inom och nära området. En undersökning utförd under en två-veckors period (december 2020) visade att ca 10 % av fartygen befann sig på ankringsplatser (Hazem och Maziad 2026). Ankringsområden finns både på kusten utanför skärgården (Brofjorden angöring samt utanför Stenungsund) samt i närheten av hamnarna (Brofjorden inre, se Figur 28 samt Ankring Inre Stenungssund)



Figur 28. Ankringsplatser Brofjorden Inre (från Skippo 2025) belägna ca 2 NM/km från Brofjordens hamn utanför Bohus-Malmön.

Flera fynd av främmande arter har haft sin första fyndplats för Sverige i närheten av Lysekil som klubbpolyp (*Styela clava*) och Stenungssund som klängmedusa (*Gonionemus vertens*).

4.2 Övrig maritim aktivitet

Hittills har vi fokuserat på den kommersiella sjöfarten och det teoretiskt möjliga maximala bidraget från långväga sjötrafik. Barlastvatten som vektor kan föra med flera olika slags marina organismer i planktonfas som mikroalger och larver till både fastsittande och rörliga organismer. På fartygsskrovet kan fastsittande organismer som till exempel havstulpaner, musslor och alger vara vidhäftade medan i speciella strukturer på fatygen som till exempel områden för intag av kylvatten, så kallade sjökistor kan rörliga organismer som till exempel krabbor finna skydd från till exempel vattenrörelse och ”gömma sig”.

4.2.1 Fritidsbåtar och sekundär spridning under sommarsäsong

När en art har förflyttats till ett nytt område kan den fortsätta sprida sig, antingen genom naturlig utbredning eller genom att den förflyttas med mänsklig aktivitet och mindre båtar som till exempel fritidsbåtar. I området runt Orust Tjörn finns ca 26 000 fritidsbåtar (van Dongen m.fl., 2025). En genomsnittlig skrovyta för en båt på västkusten uppskattas till 18 m² vilket ger en total skrovyta från fritidsbåtar i Orust-Tjörn området på ca 460 000 m². Användning av fritidsbåtar är störst under säsongen maj–september vilket sammanfaller med hög biologisk aktivitet och reproduktion med ägg och larver i vattenmassan. I många hamnar ligger de terminaler som trafikeras av kommersiell sjöfart och marinor för fritidsbåtar på relativt korta avstånd från varandra. Som exempel är avståndet mellan Brofjorden inre ankringsplats ca 2 NM från Basteviksholmarna marina samt flertalet andra marinor i Lysekil med omnejd och avståndet mellan PetroPort i Stenungsund och Stenungsunds gästhamn ca 0,5 NM (1 km).

4.2.2 Fiske/akvakultur och andra maritima aktiviteter

Gällande annan maritim trafik finns i området Orust-Tjörn fiskebåtar. Det fiske som bedrivs sker dock framför allt i djupare vatten längre ut än vid de strandnära och stenkädda stränder som är habitat för *Hemigrapsus*-krabbor, varför fiskebåtar inte anses vara en direkt vektor. Krabbor kan dock potentiellt följa med fiskebåtar genom att nät och annan utrustning hanteras i fiskebåtarnas hemmahamnar. Aktiviteter i samband med musselodling eller annan akvakultur samt burfiske (hummer etc) kan förflytta krabbor om de pågår nära krabbornas habitat. Även andra maritima aktiviteter såsom byggnationer och muddring som pågår i eller nära habitat med krabbor kan potentiellt bidra till förflyttning av krabbor som till exempel kan förflyttas med muddermassor eller fartyg/pråmar som utför arbetet. Vidare kan befintliga undervattenskonstruktioner och artificiella habitat utgöra möjliga platser för antingen etablering av eller som ’stepping stones’ för invasiva arter.

4.3 Möjliga åtgärder för sjöfart och fritidsbåtar-tillämpbarhet

För kommersiell sjöfart finns olika metoder för att minska utsläpp av larver som förs in via ballastvatten, arter som är fastsittande på skrov och arter som transporteras i ’speciella utrymmen’.

4.3.1 Rening av barlastvatten

För att motverka problemet med att vattenlevande främmande arter transporteras med i fartygs barlastvatten antog FN:s sjöfartsorgan International Maritime Organization (IMO) 2004 *Den internationella konventionen för kontroll och hantering av fartygs barlastvatten och sediment* (Barlastvattenkonventionen, 2004). Syftet med konventionen är att hindra förflyttning av vattenlevande organismer och smittämnen genom reningskrav på fartygens barlastvatten. Rening av barlastvattnet kan ske med mekaniska, biologiska, fysikaliska och kemiska processer, enskilt eller i kombination. Barlastvattenkonventionen trädde i kraft 2018 och innebär att alla fartyg i internationell trafik måste behandla barlastvattnet så att innehållet av marina organismer i utsläppt vatten inte överstiger tillåtna gränsvärden enligt kapitel D2, (Barlastvattenkonventionen, 2004). Gränsvärden för marina organismer per volym utsläppt barlastvatten är framtagna för olika storleksgrupper med följande tillåtna värden: 10 organismer i storlek 10–50 mikrometer per kubikcentimeter (cm³) vatten samt 10 organismer som är större än 50 mikrometer per kubikmeter (m³) vatten.

Samtliga reningssystem behöver få godkännande genom IMO för att kunna installeras ombord och idag finns ett 60-tal reningssystem på marknaden. Antal och dimensionering av reningssystem (kapacitet m³ BW/h) bestäms av de barlastvattenvolymer som skall hanteras. I vissa områden som till exempel USA-Kalifornien och Australien har man även infört striktare reningskrav för barlastvatten genom nationell lagstiftning (IMO 2024). Globalt finns även några få internationella hamnar med mottagningsanordningar för ilandlämning av barlastvatten såsom fasta strukturer vid Scapa Flow på Orkney, UK samt Klaipeda Oil terminal, Corunian lagun, Litauen.

4.3.2 Skydd mot påväxt på skrov

Främmande arter kan även transporteras fastsittande direkt på skroven (som till exempel havstulpaner och alger) eller leva inne i detta påväxtlager (krabbor). *H. sanguineus* kan hålla sig fast på ytor och till exempel gömma sig i smala sprickor eller bland andra fastsittande organismer på fartygs- eller båtskrov (Landschoff m.fl., 2013). Även *H. takanoi* har dokumenterats skrovpåväxt på fartyg (Gollasch, 1999).

För att förhindra påväxt på skrov (biofouling) målas fartygen med bottenfärg, så kallad antifouling färg. Det finns olika färgtyper, där färger med koppar som aktivt ämne mot påväxt är de vanligast förekommande. De senaste decennierna har även färger baserade på principen "foul-release" blivit vanligare. Foul-release färger innehåller inget aktivt ämne för att förhindra påväxten utan har istället en glatt yta som gör att det är svårt för organismerna att fästa och sitta kvar på skroven. Storleken på undervattensytan samt tiden mellan ommålning bestämmer vilken volym färg och tjockleken på färglagret som behöver appliceras. Denna yta skiljer sig som beskrivits tidigare beroende på olika fartygstypers skrovform och längd (formler finns till exempel i Moser m.fl., 2017).

4.3.3 Metoder för att förhindra transport av invasiva arter i specifika utrymmen

För att förhindra att påväxt och rörliga djur som krabbor följer med i fartygsspecifika strukturer som till exempel sjökistor för kylvattenintag används antifoulingfärg och/eller Marine Growth Prevention Systems (MGPS) oftast bestående av kopparanoder. Effektiviteten av dessa påväxtskydd och de aktiva doser som behövs för att hålla påväxt borta har nyligen diskuterats av Lovett m.fl., 2025. Hur många intag för kylvatten ett fartyg har bestäms av antal motorer, var motorerna är placerade och fartygens storlek. Andra utrymmen på fartygen där främmande arter kan transporteras som ankringsboxar (på ankare och ankringskedjor) har idag inget utvecklat skydd mot att marina organismer 'följer med' i eller på dessa strukturer. Ankringsanordningen skiljer sig mot undervattensstrukturer då den inte är konstant under vatten. Dock är många av de fastsittande marina organismer som naturligt växer i zonen mellan luft och vatten anpassade för längre tider av uttorkning och kan överleva genom att sluta sina skal (havstulpaner, musslor) eller söka sig till lokala områden med mer fukt (krabbor under stenar eller ankarkedjor).

4.3.4 Tillämpbarhet för olika åtgärder

Ett helt strikt scenario (att helt utesluta sjöfart till ett viss geografisk område) skulle för området innebära att transporten till hamnarna Uddevalla, Wallhamn och Stenungssund skulle dirigeras om till andra hamnar. För Uddevalla hamn där laster i bulk samt generell last hanteras, skulle det betyda att trafiken ändras till en annan hamn med samma möjligheter i infrastruktur och kapacitet. Wallhamn som är en specifik hamn för transporter av bilar använder sig av infrastruktur för "Roll on Roll off" dvs att godset (bilarna) körs ombord på samt av från fartygen och har en anpassad ramp för detta. Den närmaste hamnen med befintlig infrastruktur för billaster är Göteborg. I Stenungssund (PetroPort) är kajerna platsbyggda i direkt anslutning till Kemikalie-industrin och om sjöfarten dit stängs skulle produkterna troligtvis istället flyttas till transport med järnväg eller väg (tåg eller lastbil) för transport till en hamn som hanterar flytande last. Tillämpbarheten för dessa tre exempel skiljer sig beroende på möjliga alternativ, kostnader för omdirigering samt säkerhetsaspekter vid förflyttning mellan olika transportslag, var vart transporten sker etc. Gällande bulk-laster, generellt gods samt bilar finns alternativa hamnar. För flytande kemikalier i bulk så är det säkerhetsklassningen av godset, om det är klassat som farligt gods samt under vilken kategori (hur farligt och på vilket sätt, när) som avgör hur lastningen behöver utföras samt vilka gods som kan samlastas. Transport av farligt gods med andra transportslag (tåg och lastbil) omfattas också av speciella säkerhetsföreskrifter. Sammanfattningsvis (förenklat och generellt) är det lättast att omdirigera mindre volymer av last i bulk samt generell last som ej innehåller farligt gods där befintlig infrastruktur redan finns i flertalet närliggande hamnar. För bil-laster, som transporteras i specialbyggda biltransportfartyg behövs anpassad infrastruktur antingen finnas tillgänglig eller byggas. För flytande gods är det både infrastruktur i hamnen som pipelines och säkerhetsaspekter kring lastning och lossning som avgör. En annan hypotetisk åtgärd skulle vara att ändra de geografiska områdena för ankringsplatser. Ankringsområden är dock utvalda pga sitt djup och "säkert" avstånd från land samt undan trafik och därför krävs omfattande undersökningar för att utreda hur och om det är möjligt.

4.4 Regelverk inom International Maritime Organization (IMO) under utveckling

IMOs Barlastvattenkonvention som gäller från 2018 är under review i IMO från våren 2026. Även om reningssystem för barlastvatten finns installerat ombord enligt gällande krav så har det hittills inte varit möjligt att dokumentera efterlevnaden. Detta beror delvis på att tillräckligt snabba analysmetoder som ger tillförlitligt svar huruvida gränsvärdena överskrids är få och under utveckling (se Gorokhova m.fl., 2025 projektet Viablegg, NV rapportserie). Vidare skiljer sig möjligheten för att övervaka reningsutrustning för barlastvatten mellan hamnar i olika länder. En annan utmaning är att många hamnar, framför allt de som är belägna i flod eller älvmynningar, har turbulenta förhållanden som ger grumligt vattnet med högt sediment-innehåll. Ett högt innehåll av sediment eller organiskt material leder till att reningsutrustningarnas filter sätts igen eller andra problem kopplade till detta.

Gällande IMOs Biofouling guidelines så startade arbetet med att göra detta till ett striktare regelverk 'Biofouling convention' under våren 2026 med ett beslut i IMOs underkommitté Pollution, Prevention and Response PPR att det skall bli ett lagligt bindande regelverk. Regelverket för Biofouling kommer inkludera krav för rengöring av skrov under vatten ('in water cleaning'). Arbetet med framtagandet av 'Biofouling convention' förväntas pågå till 2029.

4.5 Sammanfattning och förslag på åtgärder

De långväga kommersiella sjötransporterna har dagligen flera antal anlöp i området. Genom utsläpp av barlastvatten, via skrovytor och från fartygsstrukturer under vatten pågår därigenom nytillförsel av främmande arter. Vi har genom en teoretisk uträkning illustrerat den möjliga nytillförseln av krabblarver med barlastvatten och krabbor på skrov som kan nå hamnarna Wallhamn och Stenungsund (se kapitel 5). För att göra teoretiska uträkningar över potentialen för införsel av marina organismer till ett område kan man använda sig av en proxy-baserad modell framtagen Ceballos-Osuna m.fl., 2021.

Kommersiella fartyg som går i nationellt trafik omfattas inte av barlastkonventionen men kan vara en betydande vektor för sekundärspridning, i området runt Orust-Tjörn förekommer förutom den internationella trafiken även mycket nationella transporter. En annan möjlig vektor för sekundärspridning av vissa marina organismer är fritidsbåtar. Fritidsbåtar är framför allt aktiva under sommarsäsongen, de använder inte barlastvatten men kan föra med påväxtorganismer på skrov och strukturer.

Som beskrivits ovan är utveckling av regelverk för både påväxt Biofouling samt en reviderad Barlastvattenkonvention pågående inom IMO. Åtgärder som skulle kunna tänkas vara aktuella i väntan på att dessa träder i kraft kan till exempel vara tillfälliga ankringsförbud (både för kommersiell trafik och fritidsbåtar) för att undvika spridning från och till vissa utvalda geografiska områden. En annan åtgärd där både metod- och regelverksutveckling pågår (se ovan) är skrovrengöring under vatten. Skrovrent innan anlöp kommer till exempel inom kort införas som ett nationellt kvar i Norge (IMO, MEPC inläga 2025). Detta innebär att fartyg behöver ha ett dokumenterat rent skrov (enligt satta gränsvärden) innan de tillåts trafikera i och till vissa områden och/eller under vissa perioder såsom högsäsong för larvspridning. För fritidsbåtar finns etablerade båttvättar i Sverige framför allt på Ostkusten (båtmiljö.se) men pilotstudier har utförts för undervattens-tvätt av mindre båtar i till exempel Oslofjorden.

4.6 Källhänvisning

Ceballos-Osuna, L., Scianni, C., Falkner, M., Nedelcheva, R., Miller, W. (2021) Proxy-based model to assess the relative contribution of ballast water and biofouling's potential propagule pressure and prioritize vessel inspections. PLoS ONE 16(7): e0247538. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247538>

Bailey, S., Brydges, T., Casas-Monroy, O., Kydd, J., Linley, D., Rozon, R., Darling, J. (2022). First evaluation of ballast water management systems on operational ships for minimizing introductions of nonindigenous zooplankton. Mar. Pollut. Bull. 182, 113947. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113947>

Brinklow, T., Chan, F., Elemad, M., Deb, J., Bailey, S. (2022). Vessel biofouling as a vector for nonindigenous species introductions in Canada. In: Canadian Science Advisory Secretariat, Document 2022/072, Burlington, Canada.

Bollongino, P., Granhag, L., Ytreberg, E., Dahlgren, T., and Källström, B., m.fl. (2024) Monitoring and Mapping of Invasive Aquatic Species Transported with Shipping as Vector, Proceeding PortPIC 2024.

Davidson, I., Scianni, C., Hewitt, C., Everett, R., Holm, E., Tamburri, M., Ruiz, G. (2016). Mini-review: assessing the drivers of ship biofouling management – aligning industry and biosecurity goals. Biofouling 32 (4), 411–428. <https://doi.org/10.1080/08927014.2016.1149572>

David, M., and Gollasch, S. (2015). Global Maritime Transport and Ballast Water Management Issues and Solutions (Vol. 8). <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9367-4>

Gollasch, S. (1999). The Asian decapod *Hemigrapsus penicillatus* (De haan, 1835) (Grapsidae, Decapoda) introduced in european waters: status quo and future perspective. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 52, 359–366.

Gollasch, S., and Leppäkoski, E. (2007) Risk assessment and management scenarios for ballast water mediated species introductions into the Baltic Sea, Aquatic Invasions, 2(4), pp.313–340. <https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.4.3>

Gustavsson, T. och Ljunggren, H. (2023) Invasiva arters transport med barlastvatten till Sveriges västkust – En kartläggning av fartygstrafik och undersökning av barlastvattenreningssystem på tank- och rorofartyg, Examensarbete inom Sjökapstensprogrammet, Chalmers tekniska högskola 2023.

Hazem, T. och Maziad, W. (2026), Trafikmönster i Orust-Tjörns fjordsystem och kopplingen till spridning av marina främmande arter. Examensarbete inom Sjökapstensprogrammet, Chalmers tekniska högskola 2026.

Hoffren, K. (2007) PILOT STUDY ON ANNUAL BALLAST WATER DISCHARGE AND UPTAKE IN SWEDEN, HELCOM MARITIME 6/2007.

IMO International Maritime Organization (2004). International Convention for the Management of Ships' Ballast Water and Sediments (Ballast Water Management Convention).

IMO International Maritime Organization (2023). Guidelines for the control and management of ships' biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species (Biofouling Guidelines) Resolution MEPC.378(80).

Johansson och Gibson (2013) Landbaserad rening av barlastvatten, ettrealistiskt alternativ för Göteborgs hamn? – Nuvarande situation och framtida förutsättningar. Examensarbete inom programmet för Sjöfart och Logistik, Chalmers tekniska högskola 2013.

van Dongen, E., Solig, T., Windmark, F., Lagerström, M. och Ytreberg, E. (2025) Leisure boat activities and emissions in Sweden, SMHI RMK 122.

Landschoff, J., Lackschewitz, D., Keszy, K., & Reise, K. (2013). Globalization pressure and habitat change: Pacific rocky shore crabs invade armored shorelines in the Atlantic Wadden Sea. *Aquatic Invasions*, 8, 77–87.

Lovett, B., Cahill, P., Atalah, J., Vignier, J., Fletcher, L., Butler, J., ... & Davidson, I. (2025). *Marine Pollution Bulletin*, 214, 117771.

Moser, C.S., Wier, T.P., First, M.R., m.fl. (2017) Quantifying the extent of niche areas in the global fleet of commercial ships: the potential for “super-hot spots” of bio-fouling. *Biol Invasions* DOI 10.1007/s10530-017-1386-4

Trafikanalys Statistik Kvartalsvis över anlöp till svenska hamnar
<https://www.trafa.se/sjofart/>

Species Distribution Databases:

WoRMS – World Register of Marine Species:
<https://www.marinespecies.org/index.php>

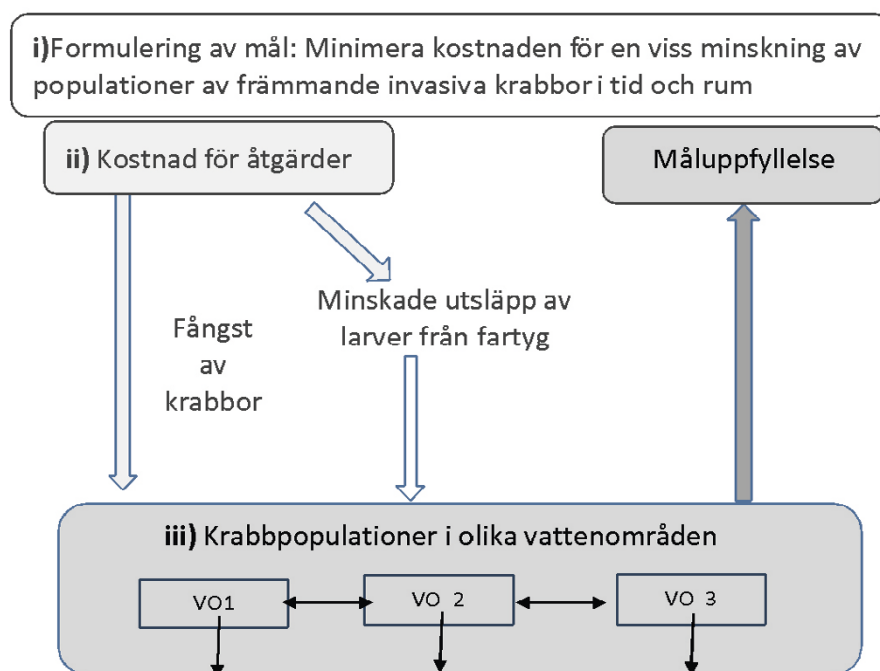
AquaNIS: <http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis/>

5. Kostnadseffektiv förvaltning av asiatisk strandkrabba (*Hemigrapsus sanguineus*) och penselkrabba (*Hemigrapsus takanoi*)

5.1 Metod

Kostnadseffektivitet definieras som den lägsta kostnaden för att uppnå ett visst mål, vilket i vårt fall är en viss minskning av främmande asiatisk strandkrabba (HS) och penselkrabba (HT) på västkusten. I princip består beräkning av kostnadseffektiv förvaltning av tre delar: *i*) bestämning av mål i tid och rum, d.v.s. hur mycket, var och när ska populationerna av krabborna reduceras i fjordsystemet, *ii*) identifiering och skattning av kostnader för olika åtgärder, och *iii*) skattning av åtgärders effekt på krabbpopulationerna. En specifik utmaning för kontroll av krabborna och flera andra marina invasiva arter är att etablerade populationer sprids mellan olika vattenområden och att det är ständig tillförsel av organismer från fartyg. Det innebär att det finns två typer av åtgärder; fångst av etablerade krabbor och minskade utsläpp av larver från fartyg, med olika kostnader och effekt på krabbpopulationen.

I detta projekt använder vi bioekonomisk modellering för beräkning av kostnadseffektiv förvaltning av de invasiva krabborna med hänsyn tagen till spridning mellan vattenområden och tillförsel via fartyg. Bioekonomisk modellering har en lång tradition inom naturresurs- och miljöekonomin (se Knowler 2002 och Prezello 2012 för översikter). Den principiella modelleringen för en kostnadseffektiv förvaltning av krabbor i flera vattenområden (VO) inom projektet illustreras i Figur 29.



Figur 29. Illustration av bioekonomisk modellering av kostnadseffektiv förvaltning av främmande invasiva krabbor i interagerande vattenområden.

Den första delen kräver information om storlek och fördelning av krabbspopulationer i de olika fjordarna. Målet(n) kan sedan formuleras på olika sätt. Ett är att uppnå en viss minskning av totala populationen inom hela fjordsystemet inom en viss tid. Ett annat är att reducera en population i ett särskilt känsligt område inom en angiven tidpunkt. Oavsett mål är det nödvändigt att beräkna kostnader av olika åtgärder och dess effekter på krabbspopulation. Del ii) innebär identifiering av möjliga åtgärder inom varje åtgärdsklass. Fångst kan ske genom att plocka krabbor på stränderna, använda burar och/eller skapa habitat där de kan fångas (se kapitel 2). På motsvarande vis finns det olika metoder för att minska utsläppen av larver via ballastvatten, som påväxt på skrov och i speciella strukturer (som sjökista och ankarboxar) (se kapitel 4).

En väsentlig skillnad mellan de båda klasserna av åtgärderna är att fångst av krabba i ett visst område minskar populationen av den arten direkt medan åtgärder på fartyg minskar tillförseln av båda krabbarterna. Inom del iii) beräknas effekter av båda typerna av åtgärder på populationerna. Gemensamt för samtliga åtgärder är en minskad population vid en tidpunkt plus den framtida minskning som tillväxten i den reducerade populationen skulle gett upphov till i olika vattenområden. Det betyder i sin tur att tidpunkten för genomförande av åtgärder påverkar kostnaden för mål som ska uppnås i framtiden. Fördelen med en sen åtgärd är en lägre kostnad på grund av diskonteringsräntan, och nackdelen är en högre kostnad genom ökad tillväxt i populationen. En lösning av detta numeriska optimeringsproblem kräver operationsanalytiska metoder, som har utnyttjats i flera studier inom naturresursekonomi och ekologi under en lång tid (se översikt i Büyüktaktakm och Haight, 2018).

5.2 Data

Det finns inga data för någon av de tre delarna i en kostnadseffektiv förvaltning. Vad gäller första delen om formulering av mål inkluderar det kvantifiering av maximala populationsstorlekar i olika vattenområden och tidpunkten för uppnående. Det kräver i sin tur information om populationerna i utgångsläget och tillförsel från fartyg innan några åtgärder införs. Populationer av de båda krabborna har beräknats med information om lämpliga habitat och densitet av krabborna i olika vattenområden (kapitel 2.1 och 3). Årlig tillförsel av krabbor har skattats genom beräkningar av fartygstrafik till hamnarna Wallhamn i Hakefjorden och Stenungssund i Askeröfjorden (kapitel 4). Resultaten visar på stora skillnader mellan olika vattenområden och krabbarter (Tabell 5).

Tabell 5. Beräknad initial population och fartygstillförsel av *Hemigrapsus sanguineus* (HS) och *Hemigrapsus takanoi* (HT) i olika vattenområden, miljoner krabbor.

	Hake		Askerö		Halse		Totalt	
	HS	HT	HS	HT	HS	HT	HS	HT
Etablerad population	5,43	13,01	1,27	3,04	0,79	1,88	7,49	17,92
Årlig fartygstillförsel	0,09	0,12	1,88	2,77			1,97	2,89

Källa: Gren m.fl. (2025)

De beräknade initiala populationerna är högst för båda krabbarterna i Hakefjorden beroende på dess stora yta av lämpliga habitat. Den årliga tillförseln av krabbor från fartyg är störst i Askeröfjorden p.g.a. av hamnen i Stenungssund. Det kan också noteras att både initial population och årlig fartygstillförsel är betydligt större för HT än för HS.

Det finns inga specifika mål relaterade till någon invasiv art i Sverige, utan endast generella formuleringar som ”att hantera och utrota invasiva arter” (Riksrevisionen 2022, sidan 9). I detta projekt formuleras två mål; ett om utrotning och ett där ”att hantera” tolkas som att undvika ökningar av de totala populationerna i Tabell 5. Sårbarheten av krabborna kan emellertid variera mellan olika vattenområden, men det finns inga data eller information om effekter av krabborna i olika områden. Askeröfjorden utgör ett av de mest artrika marina vatten i Sverige, vilka är skyddade enligt EU:s art- och habitatdirektiv (Naturvårdsverket, 2024). Tillförseln av krabbor via fartyg är också som störst i denna fjord (Tabell 5). Mål införs därför på två rumsliga skalor: alla vattenområden och endast Askeröfjorden. Tidpunkten för måluppfyllelsen baseras på EU:s direktiv om mål för biologisk mångfald, vilka Sverige måste följa. Ett mål är att 20 % av de skadade ekosystemen ska återställas år 2030, och ett annat är att alla ekosystem i behov ska återställas år 2050 (EC, 2023). Det tidsperspektiv som valts i denna studie i referensfallet är en period mellan dessa två tidsspecifikationer, vilket är cirka 20 år.

Kostnader för fångst av krabbor beräknas med information om dels lämpliga habitat och densitet av krabbor per m² på olika ställen i det studerade området (se kapitel 2) och dels antagande om en viss timkostnad och fångst per m². Ett ytterligare antagande är att fångst först sker i områden med hög densitet för att därefter genomföras i andra områden. Eftersom timkostnaden är densamma innebär det att kostnaden per fångad krabb stiger successivt och är lägst i områden med högst densitet och störst där densiteten är som lägst. Kostnader beräknas för två fartygsåtgärder; rengöring av barlastvatten och skrov. Dessa skattas med data

på förekomst av olika typer av fartyg vid två hamnar, Stenungssund och Wallhamn, under en viss tid (se kapitel 4). Utsläpp av larver från de olika fartygen har sedan beräknats med information om storlek och typ av fartyg och uppgifter från litteraturen om innehåll av *Hemigrapsus* larver i barlastvatten och påväxt på skrov. Andel larver som överlever och blir krabbor har beräknats utifrån temperatur och salthalt i de olika bassängerna. De beräknade kostnaderna av krabbfångst och minskad tillförsel via fartyg uttrycks som kostnad per reducerad krabba (Tabell 6).

Tabell 6. Kostnader för att minska populationer av HS och HT genom fångst och minskade utsläpp från fartyg, kr/krabba.

Åtgärd	HS	HT
Fångst av krabbor ^a	2,4 Q	0,3 Q
Fartyg ^b :		
Rening av barlastvatten	2,4–7,3	1,6–5,0
Rengöring av skrov	1,8–6,7	1,2–4,6

^a Q anger fångstmängd av respektive krabba.

^b Konstant kostnad per krabba oavsett kvantitet.

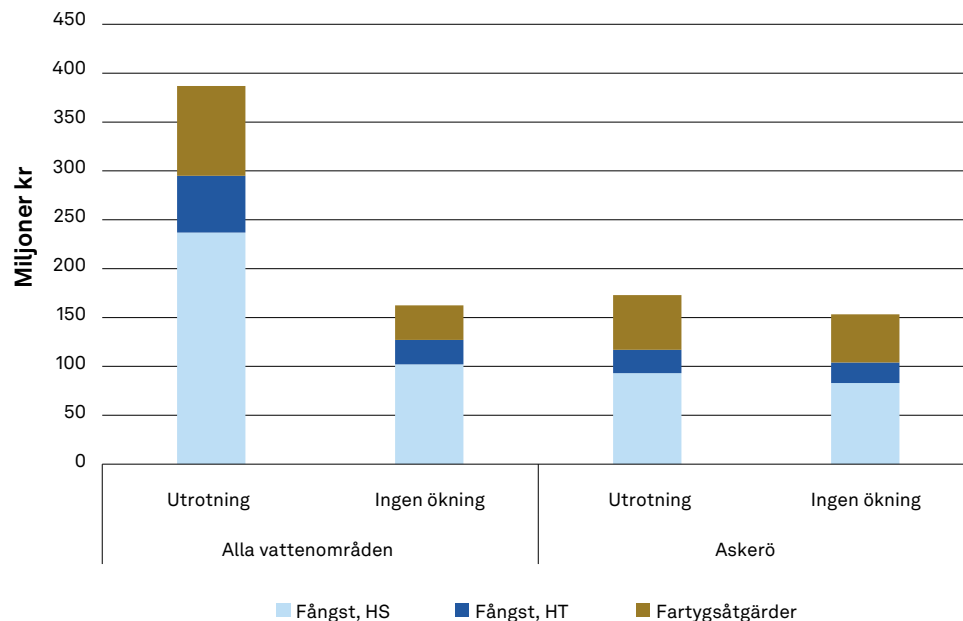
Källa: Gren m.fl. (2025).

Kostnaden för båda åtgärderna är genomgående högre för HS än för HT. För fångst av krabbor beror det på den högre densiteten per m² och för minskad tillförsel från fartyg på den högre överlevnadsgraden av HT larver. Kostnaden varierar också inom varje åtgärd på fartyg p.g.a. av olika fartygstyper där kostnaden för rening av ballastvatten är lägst för oljetanker och högst för container, och för rengöring av skrov är den lägst för rorofartyg och högst för gastanker. Framtida kostnader diskonteras och val av social diskonteringsränta är mycket debatterad i litteraturen (till exempel Weitzmann 2001). Ett vanligt antagande i litteraturen när det saknas data är att diskonteringsräntan motsvarar den genomsnittliga långsiktiga tillväxttakten för bruttonationalprodukten (till exempel Boardman m.fl., 2011). Det antagandet görs även i denna studie, och tillväxttakten uppgår till 2,7 % per år för perioden 1950–2018 (Konjunkturinstitutet, 2019).

Den tredje delen av beslutsproblemet i Figur 29 består av konstruktion och operationalisering av populationsdynamiken för varje krabbart och vattenområde. En förenkling har då gjorts genom ett antagande om logistisk funktion för båda krabbarterna i varje vattenområde, vilket är vanligt i bioekonomisk modellering (Prelezio m.fl., 2012). Populationen i varje vattenområde och period bestäms av populationen i föregående period, populationstillväxt, fångst, tillförsel av larver från fartyg som blir krabbor under samma period, och transporter från andra vattenområden till bassängen ifråga. Tillväxten, i sin tur, bestäms av 'intrinsic growth rate' (d.v.s. tillväxt utan extern påverkan på populationen) och maximal population. Data på transporter mellan bassänger uttrycks som koefficienter vilka anger andelen av total populationen i en bassäng som transporteras till andra bassänger och utanför studieområdet (se kapitel 3). Parametervärden på 'intrinsic growth rate' och maximala populationer har hämtats från litteratur och studier i andra geografiska regioner (se närmare Gren m.fl., 2025).

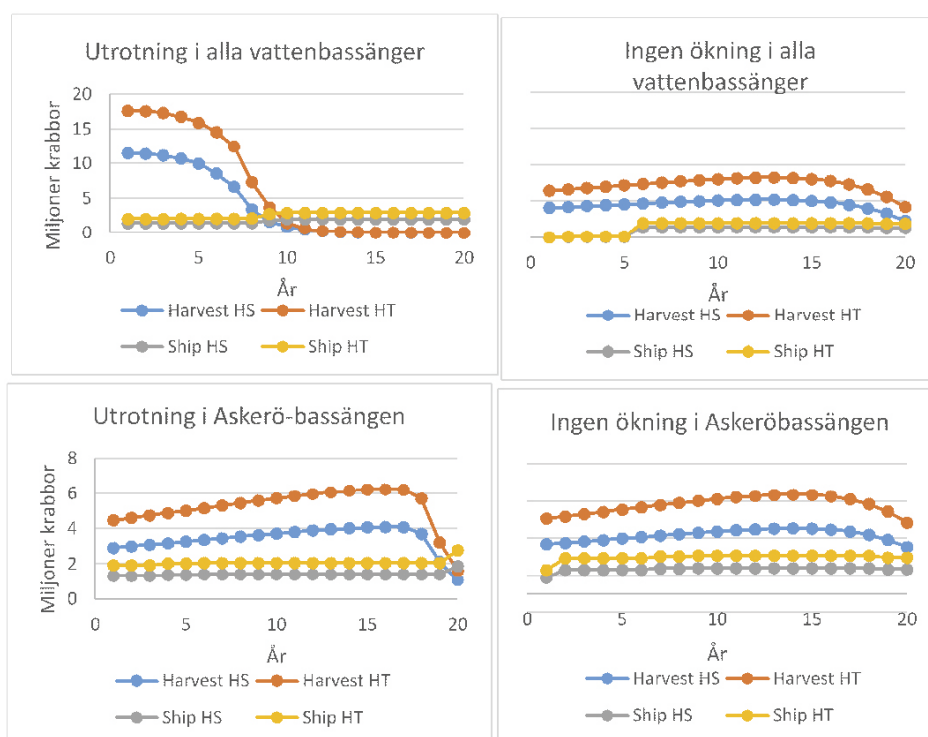
5.3 Resultat

Givet alla antagande för populationsdynamik och transporter mellan vattenområden ökar populationen av HS 18-faldigt och av HT 13-faldigt under 20 år när inga åtgärder genomförs. För att undvika ökning av eller utrota de initiala populationerna i Tabell 5 måste utsläppen från fartyg minska och tillväxten av etablerade populationerna reduceras. Sett över hela perioden, varierar den lägsta totala kostnaden mellan 163 och 386 miljoner kronor beroende på målformulering (Figur 30).



Figur 30. Lägsta total kostnad och fördelningen mellan fartygsåtgärder och fångst av HS (*Hemigrapsus sanguineus*) och HT (*Hemigrapsus takanoi*) för att uppnå mål om "utrotning" eller "ingen ökning" av initiala populationer av HS- och HT-krabbor i Alla vattenbassänger (1 och 2) eller endast i Askeröfjorden (3 och 4) om 20 år (miljoner kr).

Fördelning av kostnader för krabbfångst mellan de två krabbarterna är likartad för alla mål där kostnaden för HS är ungefär fyra gånger högre än kostnaden för HT. Det förklaras av den låga kostnaden för fångst av HT, vilket kompenserar för den större populationsminskningen på grund av den höga initialpopulationen. Det är ingen större skillnad mellan de två målen för Askeröfjorden vilket beror på möjligheter att minska tillförseln från andra vattenområden till en relativt låg kostnad. Det gäller inte för mål gällande alla vattenbassänger, där den höga kostnaden för utrotning förklaras av behovet av tidig krabbfångst för att uppnå målet i tid (Figur 31).



Figur 31. Kostnadseffektiva årliga fångst- och fartygsåtgärder för målen "utrotning" och "ingen ökning" för initiala populationer av HS (*Hemigrapsus sanguineus*) och HT (*Hemigrapsus takanoi*) i alla vattenbassänger eller endast i Askeröfjorden om 20 år (miljoner krabbor).

Både fångst- och fartygsåtgärderna genomförs under hela perioden under båda rumsliga målen. Förutom målet om "utrotning" för alla vattenområden är utvecklingen över tid likartad, med små årliga öknningar av fångsten och en i stort sett konstant minskning av utsläppen från fartyg. En kostnadseffektiv utrotning av krabbor i alla vattenområden kräver ett omfattande uttag av krabbor genom fångst under de första åtta åren för att minska de initiala krabbpopulationerna. Därefter genomförs alla tillgängliga fartygsåtgärder för att hindra etablering av krabbor.

En kostnadseffektiv rumslig allokeringen medför både likheter och skillnader mellan målformuleringarna (Tabell 7).

Tabell 7. Kostnadseffektiv fördelning av fångst- och fartygsåtgärd i vattenområden för att uppnå olika mål inom 20 år (miljoner krabbor). HS (*Hemigrapsus sanguineus*) och HT (*Hemigrapsus takanoi*).

	Hake		Askerö		Halse	
	HS	HT	HS	HT	HS	HT
Alla vattenbassänger						
<i>Utrotning</i>						
Fångst	40	71	30	45	14	22
Fartygsåtgärder	2	2	36	53		
<i>Ingen ökning</i>						
Fångst	44	76	35	48	12	20
Fartygsåtgärder	1	2	20	29		
Askeröbassängen						
<i>Utrotning</i>						
Fångst	25	39	39	60	4	6
Fartygsåtgärder	1	2	28	42		
<i>Ingen ökning</i>						
Fångst	21	32	38	59	2	4
Fartygsåtgärder	1	1	26	39		

Gemensamt för alla målformuleringar är behovet av att fånga krabbor i samtliga vattenområden och att genomföra fartygsåtgärder i Hake- och Askeröfjorden. Fångst av krabbor i Hakefjorden är betydligt högre för mål gällande alla vattenområden än för mål riktade mot Askeröfjorden.

Det ska påpekas att resultaten påverkas av förändringar i målformuleringar och biofysiska och ekonomiska parametervärden. Målformuleringar inkluderar val av hur mycket krabbpopulationerna ska reduceras och var och när reduktionen ska ske. En annan aspekt gäller samtida eller separata minskningar av de båda krabbpopulationerna. De biofysiska parametrarna inkluderar initiala och maximala populationer, transporter mellan bassänger, larvernas överlevnadsgrad från fartygsutsläpp, allokering av HS och HT i fartygens utsläpp och 'intrinsic growth rate'. Ekonomiska parametervärden är diskonteringsränta och kostnader för åtgärder. Resultat från känslighetsanalyser indikerar att totala minimikostnaderna varierar mellan ca 6 och 72 miljoner kr per år beroende på parametervärden och målformulering (Gren m.fl., 2025). Kostnaderna är särskilt känsliga för förändringar i beräknade krabbpopulationer och tidsperspektiv vid målformuleringen. Till exempel innebär en ökning eller minskning av krabbpopulationerna med 50 % att kostnaden för att utrota populationerna inom 20 år stiger eller minskar med 90 % respektive 60 %. Det understryker resultat i litteraturen som belyser värdet av förbättrad övervakning av främmande arter (översikt i Epanchin-Niell, 2017). När tidpunkten för att uppnå mål om utrotning av krabborna i samtliga fjordar minskar från 20 år i referensfallet till 10 år höjs kostnaden med 105 %.

5.4 Diskussion och slutsatser

En av de viktigaste slutsatserna från denna studie är att både kontroll- och förebyggande åtgärder krävs för en kostnadseffektiv utrotning och kontroll av populationer av invasiva *Hemigrapsus* krabbor. En annan slutsats är att kostnaden för utrotning av krabbor i alla vattenbassänger är dubbelt så hög som kostnaden för att undvika ökning av krabbpopulationerna. Detta gäller dock inte för samma mål riktade mot Askeröfjorden på grund av tillgången till lågkostnadsåtgärder i omgivande bassänger med krabbspredning till fjorden. Vi kunde också notera att kostnaden för att minska populationen av HS var fyra gånger högre än kostnaden för samma procentuella minskning av HT.

Andra nya resultat var en stadig minskning av utsläppen av krabbor från fartyg under hela tidsperioden för samtliga målformuleringar. Emellertid är krabbfångsten relativt låg under tidiga perioder för alla mål utom för utrotning av krabbor i alla vattenbassänger, som kräver en tidig minskning av etablerade populationerna. Resultaten pekade också på rollen av rumslig fördelning av etablerade krabbor och nya introduktioner via fartyg. De största initiala populationerna fanns i Hakefjorden och största utsläppen sker i Askeröfjorden, vilket innebär att åtgärder alltid måste införas i dessa fjordar oavsett spatial målformulering på grund av transporter mellan alla fjordar.

I kapitel 5 minimeras kostnaderna för att uppnå mål om utrotning respektive ingen ökning i krabbpopulationerna (det finns alltså inga mål om minimering av fartygstillförsel). Det hänvisas till olika känslighetsanalyser där en utgörs av 50 % högre/lägre krabbpopulationer jämfört med referensfallet. En orsak kan vara högre/lägre tillförsel från fartyg utanför studieområdet. Totala lägsta kostnaden för fångst och fartygsåtgärder för att uppnå målen för krabbpopulationerna stigit/sjunker med ökad/minskad tillförsel utifrån.

De stora variationerna i kostnaderna beroende på målformulering och parametervärden väcker frågan om kostnaderna för att genomföra reningsprogram är tillräckligt låga eller för höga. Ett svar skulle vara att kostnaderna är för stora om de överstiger värdet av motsvarande måluppfyllelse. Det kräver information om värdet av krabbreduktionerna i monetära termer, som inte existerar för asiatiska strandkrabbor (till exempel Marbuah m.fl., 2014; Cuthbert m.fl., 2021). Ett alternativ är då att jämföra kostnaderna för reduktion av krabbor med statsbudgeten för hantering av samtliga invasiva arter i Sverige, som uppgick till cirka 120 miljoner kr under 2021 (Riksrevisionen, 2022). Med tanke på att antalet klassificerade invasiva arter i Sverige var cirka 850 år 2018 (Strand m.fl., 2018) kan även den beräknade låga kostnaden för *Hemigrapsus* vara hög. De simultana effekterna på flera invasiva vattenlevande arter av minskad tillförsel från fartyg kan då motivera införandet av fartygsåtgärder.

Emellertid kan finansieringsunderlaget öka genom att införa avgifter på fartyg som utnyttjas för finansiering av åtgärder. Sådana system med öronmärkning av miljöavgifter har i allmänhet högre acceptans än avgifter utan öronmärkning (Grimsrud m.fl., 2019). Avgiften kan införas på fartygens utsläpp av larver eller, som i Kalifornien (California State Lands Commission, 2025), per fartyg och anlop till hamn. Gren (2026) jämför potentialen av sådana system för minskning av HS i projektets studieområde. Resultaten pekar på att en avgift per fartyg och anlop ger de största minskningarna av HS populationen. Det saknas dock vetenskapliga studier av effekter av olika styrmedel för bekämpning av främmande arter som därmed utgör ett viktigt område för fortsatt forskning.

5.5 Källhänvisning

Boardman, A., Greenberg, D., Vining, A., & Weimer, D. (2011). *Kostnads-nyttoanalys – begrepp och praktik* (4:e uppl.). Boston: Pearson Education

Büyüktaktak, E., Haight, R. (2018). A review of operations research models in invasive species management: state of the art, challenges, and future directions. *Annals of Operation Research* 271, 357–403. <https://doi.org/10.1007/s10479-017-2670-5>

California State Lands Commission. Marine invasive species. <https://www.slc.ca.gov/misp/> (accessed 1 January 2025).

Cuthbert, R., m.fl. (2021). Global economic costs of aquatic invasive species. *Science of the Total Environment* 775, 145238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145238>

EC, 2023. Green deal. At https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_22_3746 (accessed 14-08-2023)

Epanchin-Niell, R. (2017). Economics of invasive species policy. *Biological Invasions* 19, 3333–3354. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1406-4>

Gren, I-M., Arneborg, L., Brunnabend, S-E., Fredriksson, S., Granhag, L., Källström, B. (2025). Cost-efficient allocation of ship measures and harvest of aquatic invasive species – An application to invasive crabs on the west coast of Sweden. *Ecological Economics*, 108612, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108612>

Gren, I-M. (2026). Fee-refund systems for combatting vessels' disposals of aquatic invasive species. *Transport Research Part D: Transport and environment*. Under granskning.

Grimsrud, K., Lindhjelm, H., Sem, I., Rosendahl, K. (2019). Public acceptance and willingness to pay cost-effective taxes on red meat and city traffic in Norway. *Journal of Environmental Economics and Policy* 9, 251–268. <https://doi.org/10.1080/21606544.2019.1673213>

Knowler, D. (2002). En översikt över utvalda bioekonomiska modeller med miljö påverkan inom fisket. *Journal of Bioeconomics* 4, 163–181.

Konjunkturinstitutet 2019. BNP per capita – en historisk jämförelse med åren framöver.

Marbuah, G., Gren I-M., McKie, B. (2014). Economics of harmful invasive species: A review. *Diversity* 6:500-523, <https://doi.org/10.3390/d6030500>

Naturvårdsverket 2024. Skyddad natur. At www.skyddadnatur.se (accessed on October 29 2024).

Prelezzo, R., Accadia, P., Andersen, J., Andersen, B., Buisman, E., Little, A., Nielsen, R., Poos, J., Powell, J., Röckmann C. (2012). A review of EU bio-economic models for fisheries: The value of a diversity of models. *Marine Policy* 36, 423–431. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.08.003>

Riksrevisionen 2022. Statens insatser mot främmande arter. RIR 2022:12. Riksdagens internttryckeri, Stockholm. At https://www.riksrevisionen.se/download/18.39e4f372180ed30c70415d6b/1653296194627/RiR_2022_12_webb.pdf (Accessed December 4 2023).

Weitzmann, M. (2001). Gamma discounting. *American Economic Review* 91, 260–271. DOI:10.1257/aer.91.1.260

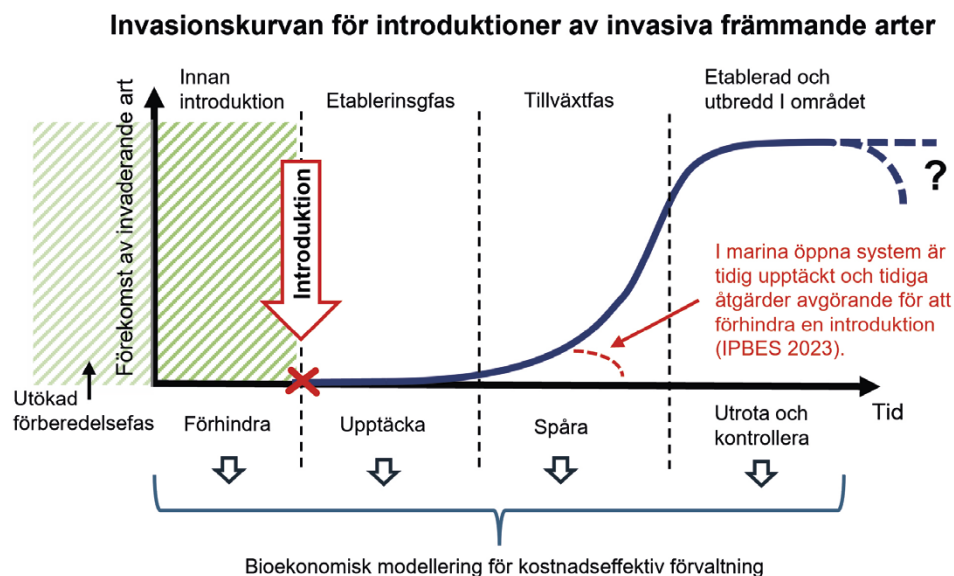
6. Handlingsplan invasiva akvatiska arter – exempel asiatiska strandkrabbor

Detta forskningsprojekt har syftat till att ta fram en handlingsplan för hantering av invasiva främmande arter i akvatisk miljö. Forskningsprojektet är ett av totalt nio projekt som under 2021 fick medel från Naturvårdsverket, FORMAS, och Trafikverket samt Havs och Vattenmyndigheten för att ta fram ny kunskap om hantering av invasiva främmande arter på land och i vatten.

Vi har inom projektet kombinerat kunskap från forskning inom biologi, ekologi, oceanografi, maritim miljövetenskap och nationalekonomi. Som modellsystem har fjordsystemet runt Orust och Tjörn använts (se kapitel 3) och som modellorganismer har två arter av asiatiska strandkrabbor, blåskrabba (*Hemigrapsus sanguineus*) och småprickig penselkrabba (*Hemigrapsus takanoi*) använts (se kapitel 2). Handlingsplanen är konceptuell och beskriver bidrag från de olika forskningsfälten som vi förespråkar ska ingå för att nå en effektiv kontroll och bekämpning av akvatiska invasiva främmande arter. Undersökningarna i projektet har fokuserat på de två modellorganismerna som representerar arter med en spridningsbiologi som är specifik för marina krabbor som till exempel är rörliga (till skillnad från fastsittande), sprider sig med larver och lever på grunt vatten. Resultat och rekommendationer från projektet är tänkta att kunna appliceras på andra akvatiska invasiva arter med delvis annorlunda invasionsbiologi efter att handlingsplanens delar anpassas till den aktuella arten. För att samla in data kan i första hand litteratur och publicerade uppgifter om den nya arten användas. För nya främmande arter där den tillgängliga publicerade informationen är knapp kan kompletterande studier och experiment behövas för att ta fram kunskap om artens invasionsbiologi (se exempel i kapitel 2) för att vidare användas i de oceanografiska modelleringarna för dispersions- och konnektivitetsstudier (se kapitel 3) och den bioekonomiska modelleringen (se kapitel 5).

6.1 Utveckling av handlingsplanen

För att utveckla handlingsplanen har forskningsprojektet genomfört undersökningar i de fyra olika stegen (förhindra, upptäcka, spåra och utrota) i den så kallade invasionskurvan. Resultaten från undersökningarna har därefter använts som indata till en bioekonomisk modellering för att ta fram underlag till en kostnadseffektiv förvaltning (Figur 32).



Figur 32. Schematisk bild på hur handlingsplanens steg knyts till den så kallade invasionskurvan för introduktioner av invasiva främmande arter, samt hur resultaten från undersökningarna i de olika stegen förs in i en bioekonomisk modell för att utveckla en kostnadseffektiv förvaltning av akvatiska invasiva arter. Den streckade gröna rutan indikerar hur vi förespråkar en utökad förberedelsefas vid framtagande av en handlingsplan för invasiva akvatiska arter.

Genom arbetet med den bioekonomiska modelleringen har vi visat att kostnaderna för att hantera marina invasiva främmande arter kan vara mycket höga (se kapitel 5, Gren m.fl., 2025). Forskningen har också visat att i öppna, marina system, där de invasiva arterna ofta sprider sig genom ett planktoniskt larvstadium, är tidig upptäckt och tidiga åtgärder avgörande för möjligheten att kunna kontrollera en ny invasiv främmande art (IPBES 2023, se Figur 32).

Resultaten från projektet illustrerar vikten av att i förberedelsefasen ta fram en handlingsplan inför framtida introduktioner samt att beräkna kostnaderna för de olika åtgärderna för att kunna skapa en kostnadseffektiv förvaltning. Vi har betonat vikten av förberedelsefasen genom att i Figur 32 markera och utöka den delen av invasionskurvan som traditionellt har utgjort "förhindra-fasen".

I de olika kapitlen i denna rapport redogör vi för våra rekommendationer hur dessa förberedelser ska ske genom användandet av kunskap inom biologi, ekologi, oceanografi, maritim miljövetenskap och nationalekonomi.

Kapitel 2 – Biologi, ekologi och artspecifika kontrollmetoder

I kapitel 2 beskrivs hur man tar fram ny kunskap för en potentiell invasiv arts introduktion till ett nytt område. Genom att studera artens invasionsbiologi får man data för artens möjligheter att invadera en viss miljö samt hur dess spridningsbiologi påverkar etablering och spridning inom ett nytt område. Kapitel 2 beskriver hur tolerans för salthalt och temperatur, fekunditet, larvstadiets längd och habitatpreferenser för två arter av asiatiska strandkrabbor kan kvantifieras genom experiment och fältstudier. Osäkerheter i antaganden för biologiska parametrar har vi i många fall inte haft möjlighet att illustrera. Det beror på att tillgänglig forskning och litteratur är begränsad och man står inför avvägningen att använda artspecifik data (vilket vi gjort så långt som möjligt) mot att använda data hämtad från en bredare taxonomisk grupp (med en förväntad variation). För beskrivning av andra akvatiska

invasiva främmande arter kan andra biologiska egenskaper behöva inhämtas genom litteraturstudier eller nya experiment och fältundersökningar.

Kapitel 2 visar också hur man kan utveckla och prova ut olika bekämpningsmetoder för en ny invasiv art. Som exempel för de två arterna av asiatiska strandkrabborna jämförs effektiviteten hos burfångst, handplockning och artificiella habitat. Resultaten visar tydligt att den effektivaste metoden är att använda sig av en tränad plockare vid lågvatten. Denna typ av kunskap är central för att myndigheter ska kunna välja åtgärder som både är ekologiskt relevanta och kostnadseffektiva. Gällande tidsåtgång för identifiering är den beroende av hur lätt/svår arten är att identifiera vilket även avgör om citizen science är tillämpligt eller om expertkunskaper krävs.

När det gäller vilka rekommenderade avlingsmetoder som ska användas för infångade individer har forskningsprojektet saknat veterinär expertis och inga undersökningar av avlivningsmetoder har genomförts. Vi hänvisar därför till de metoder som rekommenderas av Havs och Vattenmyndigheten och andra eventuella myndigheter.

I en framtida handlingsplan för hantering av akvatiska invasiva främmande arter bör därför följande moment ingå:

- **Snabb kartläggning av artens invasionsbiologi** (till exempel temperatur, salthalt, reproduktion och längd av larvstadier).
- **Bedömning av artens potentiella habitat i Sverige** genom satellitbilder, fältbesök och lokala miljödata.
- **Test av möjliga kontrollmetoder** i liten skala innan fullskalig implementering.
- **Dokumentation av metoder** i Naturvårdsverkets metodkatalog för att säkerställa nationell standardisering.

Denna typ av artspecifik kunskap som beskrivs i kapitel 2 utgör grunden för alla efterföljande steg i handlingsplanen.

Kapitel 3 – Oceanografiska modeller, dispersionsanalys och konnektivitet

I kapitel 3 beskrivs hur dispersions- och konnektivitetsstudier används för att ta fram information till bioekonomiska modeller samt för att kunna sätta in direkta åtgärder i lämplig vattenförekomst vid ett tidigt fynd av en invasiv art. Genom att kombinera högupplösta hydrodynamiska modeller med antaganden om larvernans pelagiala fas kan myndigheter förutsäga hur snabbt och i vilken riktning en ny art kan sprida sig.

Denna typ av information är avgörande för var och när insatser bör sättas in.

För en nationell handlingsplan innebär detta att:

- **Oceanografiska modeller bör användas för att identifiera riskområden** där larver sannolikt ansamlas eller sprids vidare.
- **Konnektivitetsmatriser bör tas fram för alla större kustavsnitt**, så att myndigheter kan förutse sekundär spridning.
- **Spridningsrisk bör beräknas genom att kombinera konnektivitet med habitatdata**, vilket rapporten visar genom beräkningar av spridningsrisk.
- **Modellresultat bör användas operativt** vid tidiga fynd för att styra riktade sökinsatser och tidiga åtgärder.

Kapitel 3 visar att oceanografiska modeller bör integreras i myndigheternas operativa beredskap.

Kapitel 4 – Maritim trafik som vektorer och möjliga åtgärder

I kapitel 4 beskrivs hur den maritima trafiken i området kartläggs för att räkna ut förväntade volymer av barlastvatten som kan släppas ut och total skrovyta som kan föra med sig fastsittande organismer. Till exempel visas att majoriteten av fartygen som anlöper det undersökta området kommer från regioner där de asiatiska krabborna redan är etablerade, och att både barlastvatten och skrovpåväxt utgör betydande vektorer för introduktionen av dessa arter.

Kapitel 4 visar att barlastvatten kan innehålla stora mängder larver och att skrov och undervattensstrukturer kan transportera vuxna individer, särskilt i "hotspots" som ankarboxar och kylvattenintag. Fritidsbåtar kan bidra till sekundär spridning, särskilt under sommaren då både båttrafik och larvproduktion är som högst.

För en nationell handlingsplan innebär detta att myndigheter bör:

- **Kartlägga fartygstrafik och barlastvattenflöden** till alla större hamnar.
- **Identifiera högriskhamnar och ankringsplatser** där åtgärder bör prioriteras.
- **Följa upp krav på dokumentation av barlastvattenrening** och utveckla rutiner för kontroll.
- **Utreda möjligheten till lokala restriktioner**, såsom tillfälliga ankringsförbud eller krav på skrovrengöring i särskilt känsliga områden.
- **Integrera fritidsbåtar i övervakningsstrategin**, och att man kan arbeta med denna vektor för sekundärspridning till exempel genom utökade möjligheter för rengöring av båtbottnen.

Kapitel 4 visar att kunskap om sjöfarten och andra maritima aktiviteter är en central del av handlingsplanen och att åtgärder måste anpassas både till internationell och nationell trafik.

Kapitel 5 – Bioekonomisk modellering och kostnadseffektiv förvaltning

I kapitel 5 beskrivs hur bioekonomisk modellering används för att minimera kostnaderna för två olika mål; utrotning respektive ingen ökning av krabbpopulationerna inom 20 år. Den bioekonomiska modellen kombinerar data från kapitel 2–4 och beräknar vilka åtgärder som ger störst effekt per investerad krona. Rapporten visar att kostnaderna för att hantera marina invasiva arter kan vara mycket höga, och att åtgärder måste genomföras under hela planeringsperioden för att få ner etablerade populationer och hindra kontinuerliga introduktioner från fartygen för att hålla kostnaderna nere.

Modellen visar bland annat att utan åtgärder ökar populationerna av, i ovanstående exempel, asiatiska strandkrabbor och att kostnaden för att uppnå målen varierar kraftigt beroende på ambitionsnivå.

För en nationell handlingsplan innebär detta att myndigheter bör:

- **Definiera tydliga mål** (till exempel utrotning, ingen ökning, eller begränsad spridning).
- **Beräkna kostnader och effekter för alla relevanta åtgärder**, inklusive fartygsåtgärder och fångstmetoder. Transaktionskostnader såsom utgifter för övervakning tillkommer men inkluderades inte i denna rapport.
- **Prioritera åtgärder med låga kostnader i områden med hög konnektivitet eller höga initiala populationer.**

- **Integrera bioekonomiska analyser i beslutsprocessen**, så att resurser används där de gör störst nytta.
- **Utvärdera möjligheten till styrmedel**, såsom avgifter på fartygsanlöp eller differentierade hamnavgifter.

I detta exempel med asiatiska strandkrabbor har vi sett på kostnader för en specifik art. Vid åtgärder för flera arter samtidigt, får man ta i beaktande att i barlastvatten renas alla organismers larver över viss storleks (oavsett art) medan ”plocknings-/utrotningsmetoder” skiljer sig för varje art/grupp. Kapitel 5 visar att en effektiv handlingsplan för akvatiska invasiva främmande arter måste integrera ekonomiskt relevanta faktorer med kunskap om artens dynamik och spridning.

6.2 Sammanfattning av handlingsplan för akvatiska invasiva främmande arter som underlag för beslutsfattare

Akvatiska invasiva främmande arter är ett växande hot mot biologisk mångfald, ekosystemtjänster och mänskliga näringar. Här sammanfattas delarna i handlingsplanen framtagen som stöd för att svenska myndigheter snabbt, effektivt och kostnadsoptimerat skall kunna förhindra och kontrollera akvatiska invasiva främmande arter.

1. Förstå arten

Kartlägg artens biologi och beteende, toleranser mot omvärldsfaktorer och vilka tillgängliga habitat som arten föredrar. Detta avgör om arten kan etablera sig och vilka åtgärder som fungerar.

2. Förutse spridningen

Använd oceanografiska modeller för att se vart larver och adulta individer kan spridas. Detta gör det möjligt att sätta in rätt åtgärder på rätt plats i rätt tid.

3. Kontrollera vektorerna

Sjöfarten är den största introduktionsvägen. Barlastvatten och skrovpåväxt måste kartläggas, övervakas och regleras. Även fritidsbåtar, annan trafik och aktiviteter behöver inkluderas.

4. Välj kostnadseffektiva åtgärder

Tidiga insatser är billigast. Kombinationer av åtgärder ger bäst resultat. Bioekonomiska modeller hjälper myndigheter att prioritera efter de mål som myndigheterna har satt upp.

5. Bygg långsiktig beredskap

Handlingsplaner måste finnas innan arten upptäcks, detta nås genom en utökad förberedelsefas. Övervakning, samverkan och tydliga rutiner är avgörande för att effektivt kunna förhindra, övervaka och bekämpa akvatiska invasiva främmande arter.

Avslutande reflektioner

Förvaltningen av invasiva främmande arter har tidvis eller ofta begränsade resurser vilket minskar möjligheterna för framtagandet av ny kunskap genom till exempel kontrollerade experiment. Myndigheter och andra utförare (avnämare) kan då vara hänvisade till uppgifter som finns publicerade i litteraturen. Kunskap och data från andra geografiska områden som har erfarenheter av samma eller liknande arter kan vara mycket värdefull och nås genom deltagande i nätverk som till exempel Nordisk nätverk för IAS initierat av Länsstyrelsen Västra Götaland 2022.

Då myndigheter och andra utövare kan behöva göra prioriteringar gällande vilka invasiva främmande arter resurser skall allokeras till att hantera, finns som stöd följande dokument;

EU-förordningen om invasiva främmande arter

(<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/invasiva-frammande-arter/eu-forordningen-om-invasiva-frammande-arter/#E-682882207>),

den svenska risklistan för främmande arter 2024 (<https://artfakta.se/risklistor/2024/taxa>) samt

den nationella förteckningen av invasiva arter 2026 (<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/invasiva-frammande-arter/aktuellt/nationell-forteckning-over-invasiva-frammande-arter/>).

6.3 Källförteckning

Gren, I-M., Arneborg, L., Brunnabend, S-E., Fredriksson, S., Granhag, L., Källström, B. (2025). Cost-efficient allocation of ship measures and harvest of aquatic invasive species – An application to invasive crabs on the west coast of Sweden. Ecological Economics, 108612, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108612>

IPBES (2023). Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430682>

7. Tack

Vi vill tacka följande;

Studenter på Sjökapstensprogrammet Chalmers som utfört arbeten för kandidat-examen kopplade till projektet: Tova Gustavsson & Hilda Ljunggren (2022–2023), Tamanna Hazem & Wael Maziad (2020–2026).

Projektassistenter som arbetat med oceaniska drifter-försök samt krabbinventering: Emil Fredriksson och Matilda Granhag-Gamfeldt.

Gullmarsgymnasiet i Lysekil, som konstruerade oceaniska drifters som en del av ett skolprojekt.

Stenungssunds segelsällskap för lån av båt i samband med drifter-försöken.

8. Publikationer och Data

Publikationer

Gren, I-M., Arneborg, L., Brunnabend, S-E., Fredriksson, S., Granhag, L., Källström, B. 2025. Cost-efficient allocation of ship measures and harvest of aquatic invasive species – An application to invasive crabs on the west coast of Sweden. Ecological Economics, 108612, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108612>

Gren, I-M. 2026. Fee-refund systems for combatting vessels' disposals of aquatic invasive species. Transport Research Part D: Transport and environment. Under granskning.

Fredriksson, S., m.fl., 2026. Seasonality of connectivity of marine invasive species in the archipelago of Orust and Tjörn manuskript.

Presentationer på vetenskapliga konferenser

Fredriksson Sam, Arneborg Lars och Brunnabend Sandra-Esther, Granhag Lena, Källström Björn och Gren Ing-Marie, Poster presentation "INVASIVE SPECIES ACTION PLAN", Swedish Marine Modelling Symposium, SMHI, December 2022.

Källström Björn och Granhag Lena, Digital poster presentation "Combining science, citizen science and stakeholder engagement to manage marine invasive alien species" MEMFIS internationell konferens om 'havsmiljöövervakning för framtid, innovation och hållbarhet' anordnat av Havs- och Vattenmyndigheten och Formas, Stockholm, 9–10 November 2023.

Brunnabend Sandra-Esther, Arneborg Lars och Fredriksson Sam, "Dispersal of invasive species larvae within the Orust-Tjörn fjord system" European Geosciences Union (EGU) General Assembly, Vienna, Österrike, December 2025.

Fredriksson Sam, Brunnabend Sandra-Esther, Carlstedt Linn och Arneborg Lars "Changing habitat distribution and dispersal patterns in a changing climate" Swedish Biodiversity Symposium, Gothenburg 21–22 Oktober 2025.

Källström Björn, Bollongino Pauline, Benevenga Gaia och Granhag, Lena "Risk-analysis workshop for the management of marine invasive species in a changing climate – The blue crab scenario" Swedish Biodiversity Symposium, Gothenburg 21–22 Oktober 2025.

Deltagande i nätverk och presentationer/information

Presentationer och deltagande i Nordiskt nätverk om invasiva akvatiska arter startat 2024 av Länsstyrelsen Västra Götaland. Nätverket har deltagare från myndigheter i Sverige, Norge och Danmark. På uppstartsmötet i januari 2024 hölls två presentationer om projektet Handlingsplan för invasiva arter i akvatisk miljö, följt av korta rapporter på de följande träffarna (Lena Granhag, Björn Källström, Sam Fredriksson).

Aktiviteter och resultat från projektet har presenterats på årliga möten med International Council for Exploration of the Seas (ICES) arbetsgrupp Ballast and Other Ship Vectors (BOSV) 2022–2025 (Lena Granhag).

Deltagande på Västerhavsveckan Augusti 2021–2025, där främmande krabbor visades under aktiviteten Havswerkstan på 18 platser längs västkusten. Västerhavsveckan är VGRs årliga temavecka för havsmiljön (Björn Källström).

En kort introduktionskurs om metoder för arbete med och identifiering av invasiva arter gavs när projekt- och fält-assistenter startade i projektet inför experiment och fältinsamlingar.

Medverkan media

Artikel i Dagens Nyheter, oktober 2021. Varmare klimat – då knackar de invasiva arterna på dörren <https://www.dn.se/sverige/varmare-klimat-da-knackar-de-invasiva-arterna-pa-dorren/>

Poddserie "Havet i förändring" av SMHI, 2023. I avsnitt 13 Invasiva arter berättade Sam Fredriksson, SMHI om forskningsprojektet och problemen med marina invasiva främmande arter: <https://www.smhi.se/podd/podd/2023-05-03-13.-havet-i-forandring-invasiva-arter>

Sveriges Radio 15 juli 2022 Björn Källström GMBL om invasiva krabbers spridning på svenska västkusten och hur man identifierar dem. <https://www.sverigesradio.se/artikel/invasiva-krabbor-fortsatter-sprida-sig-sa-ska-du-gora-om-du-hittar-en>

TV4 nyhetssändning 19.00, 8 juli medverkan av projekten Handlingsplan för invasiva arter i akvatisk miljö samt Biodiversa+ projektet Climate Invasives, Björn Källström GMBL.

Informationsfilm om främmande arter, 2022. "Främmande invasiva arter i våra vatten", Björn Källström GMBL deltar i film producerad av Göteborgs Universitet: <https://www.youtube.com/watch?v=QnaCSZo4IrE&t=31s>

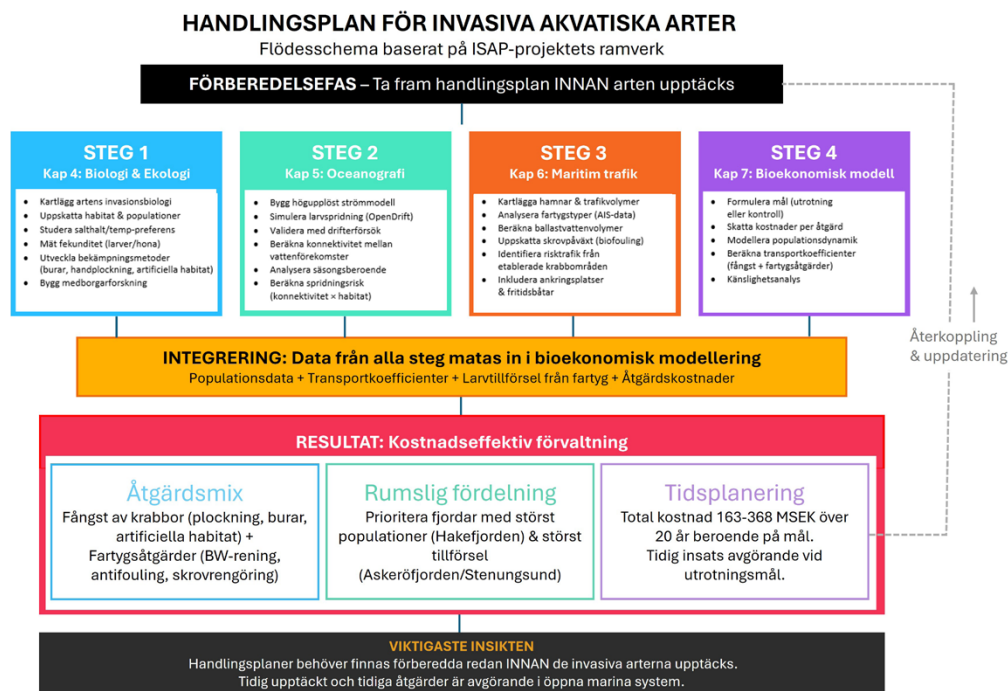
Hemsida

Nyheter/Newsletter med information om arbetet i projektet har kontinuerligt lagts upp på projektets hemsida <https://isap.gmb.se/>

Dataåtkomst

Data för oceanografisk modellering finns tillgänglig via Svensk Nationell Data-tjänst (SND) och dess dokumentationssystem DORIS (kopplat till rapportens ISBN 978-91-620-7214-8).

Appendix 1



Appendix 2

Förslag till metodblad till Metodikatalogen för bekämpning av de invasiva främmande arterna blåskrabba (*Hemigrapsus sanguineus*) och småprickig penselkrabba (*H. takanoi*).

Förslag till metodblad 1: Direktfångst genom handplockning

Syfte: Snabb och effektiv borttagning av individer i grunt vatten, särskilt vid tidiga fynd.

Beskrivning: Fångst sker manuellt genom att vända stenar och samla krabbor som gömmer sig under dem. Metoden är mest effektiv vid lågvatten då krabborna stannar kvar under stenarna längs stranden.

Fördelar:

- Hög effektivitet
- Låg kostnad
- Ingen risk för bifångst
- Lämplig för medborgarforskning

Nackdelar:

- Arbetsintensiv
- Begränsad räckvidd

Rekommenderad användning: Tidiga fynd, små populationer, känsliga områden.

Förslag till metodblad 2: Fångst med artificiella habitat

Syfte: Övervakning och fångst av invasiva arter utan agn.

Beskrivning: Två betongplattor med distanser skapar håligheter där krabbor frivilligt söker skydd. Vittjas efter timmar eller dagar.

Fördelar:

- Ingen agn behövs
- Ingen risk för spökfiske
- Lämplig för långsiktig övervakning
- Låg kostnad

Nackdelar:

- Kräver transport av tunga plattor
- Fångst varierar med lokala förhållanden

Rekommenderad användning: Övervakning, kompletterande fångst, områden där burar inte är lämpliga.

Förslag till metodblad 3: Fångst med bur där handplockning inte är möjlig

Syfte: Fångst av invasiva arter i områden där handplockning är svår att utföra pga lokal.

Beskrivning: Småmaskiga burar (egenproducerade) agnas och placeras på grunt vatten. Kommersiella burar fungerar dåligt p.g.a. stora maskor.

Fördelar:

- Kan användas i djupare vatten
- Kan fånga många individer

Nackdelar:

- Risk för spökfiske
- Kräver agn och regelbunden vittjning
- Lägre effektivitet än handplockning

Rekommenderad användning: Kompletterande metod, större insatser, områden med begränsad åtkomst.

Förslag till metodblad 4: Modellbaserade riktade insatser

Syfte: Optimera insatser genom att använda oceanografiska modeller för att förut-säga spridning.

Beskrivning: Modeller kan till exempel visa larvtransport, konnektivitet och riskområden.

Fördelar:

- Hög precision
- Resurseffektiv om modeller finns framtagna
- Möjliggör snabb respons

Nackdelar:

- Kräver modellkompetens
- Kräver tillgång till data

Rekommenderad användning: Tidiga fynd, regional planering, prioritering av insatsområden.

Förslag till metodblad 5: Medborgarforskning

Syfte: Tidig upptäckt och kompletterande övervakning.

Beskrivning: Allmänheten rapporterar fynd via Artportalen och Rappen. Projektet visade att detta är en viktig källa till nya lokaler.

Fördelar:

- Mycket kostnadseffektivt
- Stor geografisk täckning
- Ökar kunskap hos allmänheten

Nackdelar:

- Varierande datakvalitet
- Kräver utbildning och kommunikation

Rekommenderad användning: Nationell övervakning, tidig upptäckt, kommunikation.

Förslag till metodblad 6: Vektoråtgärder (sjöfart och fritidsbåtar)

Syfte: Minska introduktioner via barlastvatten, skrovpåväxt och fritidsbåtar.

Beskrivning: Åtgärder inkluderar barlastvattenkontroll, skrovrengöring, hamn-övervakning och båttvättar.

Fördelar:

- Förebygger introduktioner
- Kostnadseffektivt i längden

Nackdelar:

- Kräver samverkan med hamnar och rederier
- Kräver tillsyn

Rekommenderad användning: Högriskhamnar, områden med internationell trafik, fritidsbåtstäta områden.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Handlingsplan för invasiva arter i akvatisk miljö

Exempel blåskrabba samt småprickig penselkrabba på svenska västkusten

Rapporten presenterar resultat från ett projekt med syfte att ta fram en handlingsplan för främmande arter i akvatisk miljö. Strukturen för en sådan handlingsplan exemplifieras med två asiatiska strandkrabbor, blås- och penselkrabba, vilka nyligen etablerat sig på svenska västkusten. Genom oceanografisk modellering illustreras krabbornas spridning och för att visa hur man når en kostnadsoptimerad hantering av krabborna i området användes en bioekonomisk modell. Indata till den oceanografiska spridningsmodellen utgjordes både av experimentella resultat, fältundersökningar och vetenskaplig litteratur. Nyintroduktioner av krabbor med sjötrafik kan minskas genom rening av barlastvatten och fartygsskrov och krabbor kan även rensas bort/plockas från stränder. Samtliga metoder visade sig behövas och med tidiga insatser blir det mindre kostsamt. Rapporten belyser vikten av förberedelser innan introduktion av invasiva arter, den information och de metoder som föreslås ingå i en handlingsplan beskrivs i rapporten.



Havs
och Vatten
myndigheten