



# Aqua reports 2024:4

## **Konnektivitet och fysisk påverkan i kustvatten**

– en sammanställning över kunskapsläget  
och förslag till revidering av bedömningsgrund

Charlotte Berkström, Patrik Kraufvelin, Edmond Sacre, Ulf Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

# Konnektivitet och fysisk påverkan i kustvatten – en sammanställning över kunskapsläget och förslag till revidering av bedömningsgrund

*Connectivity and physical disturbance in coastal waters – compilation of the state of knowledge and suggested revision of the assessment criteria*

Charlotte Berkström, <https://orcid.org/0000-0002-7900-4754>,  
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Patrik Kraufvelin, <https://orcid.org/0000-0003-3224-8388>,  
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Edmond Sacre, <https://orcid.org/0000-0002-2218-431X>,  
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Ulf Bergström, <https://orcid.org/0000-0002-5478-0634>, Sveriges lantbruksuniversitet,  
Institutionen för akvatiska resurser

## Rapportens innehåll har granskats av:

Thomas Staveley, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser  
Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

**Finansiär:** Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 01276-2022

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från uppdragsgivarens sida.

**Rekommenderad citering:** Berkström C, Kraufvelin P, Sacre E, Bergström U (2024). Konnektivitet och fysisk påverkan i kustvatten – en sammanställning över kunskapsläget och förslag till revidering av bedömningsgrund. Aqua reports 2024:4. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.18qgh1vuac>

**Publikationsansvarig:** Noël Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

**Redaktör:** Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

**Utgivare:** Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

**Utgivningsår:** 2024

**Utgivningsort:** Uppsala

**Illustration framsida:** Båthus i Öregrund. Foto: Ulf Bergström, SLU

**Upphovsrätt:** Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

**Serietitel:** Aqua reports

**Delnummer i serien:** 2024:4

**ISBN (elektronisk version):** 978-91-8046-740-7

**DOI:** <https://doi.org/10.54612/a.18qgh1vuac>

**Nyckelord:** konnektivitet, fysisk störning, fysisk påverkan, statusklassning, bedömningsgrund, kvalitetsfaktor, kustvatten, passiv spridning, migration

## Sammanfattning

Konnektivitet i kustvatten beskrivs som möjligheten för djur, växter, sediment och organiskt material att sprida sig och passera fritt mellan det öppna havet och kusten, längsgående i kustområden och mellan kustområden och inlandsvatten. Då konnektiviteten har en betydande och bred påverkan på det biologiska, fysikalisk-kemiska, och det hydromorfologiska tillståndet i kust- och havsmiljön, ingår den som en kvalitetsfaktor för bedömning av ekologisk status av ytvatten i kustzonen. Beskrivningen av konnektivitet och hur den ska bedömas i kustzonen är knapphändig i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25). Institutionen för akvatiska resurser vid SLU har därför fått i uppdrag att ge förslag på information om biologisk konnektivitet som rör växter och djur som kan ingå i en revidering av dessa föreskrifter, samt ta fram ett kunskapsunderlag om konnektivitet och fysisk störning i kustzonen. I uppdraget har även ingått att analysera hur fysisk störning påverkar konnektivitet för fisk i både Skagerraks, Kattegatts och Östersjöns kustområden.

Vid genomgång av föreskrifterna noterade vi att de saknar information om biologiska aspekter av konnektivitet och vilka rumsliga skalor man ska beakta. De nuvarande bedömningsgrunderna tar inte tillräcklig hänsyn till att konnektivitet antingen kan ske genom aktiv migration av organismer, såväl vuxna som juvenila, eller genom passiv spridning via larver, ägg, sporer, frön och fragment (kapitel 2.1.2). Detta är viktigt att ha i åtanke då fysisk störning i form av bryggor, pirar, buller, båttrafik och annat har olika påverkan på organismer som rör sig genom olika habitattyper aktivt genom migration eller passivt med strömmar. De olika spridningstyperna sker även över olika tidsskalor där aktiva migrationer ofta sker på säsongsbasis och mellan olika livsstadier, medan passiv spridning ofta sker över ett antal veckor när larver och sporer utvecklas i den fria vattenmassan innan de slår sig ner vid lämpligt habitat. Det finns även arter som genomför hela sina livscyklar i den fria vattenmassan, till exempel växtplankton som också ingår som en biologisk kvalitetsfaktor att bedöma. Dessutom är det viktigt att särskilja typiska hemområden från maximala migrations- och spridningsavstånd, eftersom hemområden är relevanta för populationsdynamiken, medan de maximala migrations- och spridningsavstånden har större betydelse för den genetiska variationen mellan olika populationer. Likaså är det viktigt att ta hänsyn till hur konnektivitet kan påverkas av ett förändrat klimat. Fiskar har en central roll i de marina ekosystemen. Därför blir konnektivitet av fisk – både mellan kust och hav, inom kustområden samt mellan kust och sötvatten – avgörande faktorer för ekologisk status, både i sötvatten och i kustvatten. Eftersom det främst är fiskar som genomför vandringar mellan kust och sötvatten och kust och hav är det svårt att klassificera parametern 8.3 *Konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära landområden* i föreskrifterna (HVMFS 2019:25) utan att inkludera fisk. Fisk borde därför ingå som en biologisk kvalitetsfaktor även i föreskrifterna för kustvatten (kapitel 2.1.3). Fisk ingår vid bedömning av ekologisk status i havsmiljödirektivet, som geografiskt överlappar med vattendirektivet i kustzonen. I havsmiljödirektivet finns i stället inte konnektivitet med som ett kriterium i ekologiska statusbedömningar. Detta gör att konnektivitet, framförallt gällande fisk, inte beaktas tillräckligt i bedömningarna varför en samordning mellan direktiven måste till. Då konnektivitet främst är en biologisk funktion kopplad till fiskar och andra organismer bör det övervägas om konnektivitet ska ingå bland de biologiska kvalitetsfaktorerna istället för de hydromorfologiska.

Sverige är ett av de länder inom EU som har kommit längst gällande bedömning av konnektivitet inom vattendirektivet. Övriga EU-länder tycks mer fokusera på de två andra hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna hydrografiskt villkor och morfologiskt tillstånd i sina bedömningar. Detta kan bero på att konnektivitet inte ingår i vattendirektivet men att man i Sverige har valt att lägga in det

som en egen kvalitetsfaktor i föreskrifterna om statusbedömning i svenska kustvatten. Konnektivitet nämns i några sammanhang i andra EU-länder, men är då oftast kopplat till sötvatten med fokus på vandrande fiskar och hinder i form av vattenkraft och andra fysiska strukturer som stoppar vattenflödet. Intresset för att utveckla den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn där konnektivitet ingår har vuxit inom EU och ett antal rapporter och vetenskapliga artiklar finns tillgängliga i ämnet (kapitel 2.1.4).

Konnektivitet kan mätas på olika sätt och på olika rumsliga skalor. I kapitel 3 sammanfattar vi denna information i ett kunskapsunderlag för bedömning av konnektivitet i kustzonen. Mätning och analys av arters spridning i kust- och havsområden är en utmanande uppgift, och kunskapen inom detta område är fortfarande begränsad. För att analysera och bedöma aktiv migration i framförallt Östersjön och Skagerrak har rumsliga analyser baserade på habitatkartor och information om arters spridningsavstånd använts, likaså märkningsstudier och kombinationer av metoder. För att undersöka passiv spridning har man främst använt en kombination av empiriska data och hydrodynamiska modeller för att undersöka spridningsvägar och uppväxtmiljöer för olika marina organismer och för att identifiera viktiga områden för konnektivitet som till exempel källor och sänkor. I kapitel 3 sammanfattas även konnektivetsmönster hos några biologiskt viktiga organismgrupper och information om naturliga barriärer som salthalt, djup och temperatur som påverkar spridning av organismer och organiskt material.

Få studier har undersökt effekter av fysisk störning på konnektivitet. I kapitel 4.2 beskriver vi studier som gjorts i svenska vatten gällande effekter av fysisk störning på passiv spridning och aktiv migration och i kapitel 4.3 sammanfattar vi information om fysisk påverkan och konnektivitet på några nyckelhabitat. I kapitel 5 beskrivs resultaten av nya analyser med fokus på fisk längs svenska västkusten som gjorts inom ramen av detta uppdrag. Resultaten från dessa studier visar att fysisk påverkan kan ha en betydande inverkan på konnektivitet, särskilt för de arter som är beroende av grunda och vågskyddade områden för sin reproduktion. Denna typ av habitat är särskilt känslig och uppvisar en påtaglig minskning av konnektiviteten till följd av fysisk påverkan. Just dessa områden drabbas mest av förluster i konnektivitet då de har en hög grad av fysisk exploatering, inkluderande bryggor, bojar och småbåtshamnar. Dessutom visade resultaten från vår modellering att makroalger och fröväxter påverkas starkt av fysiska förändringar. Detta understryker vikten av att noggrant utvärdera och hantera fysisk påverkan på arter och livsmiljöer i kustzonen för att bevara och skydda känsliga marina ekosystem och de tjänster de tillhandahåller. Resultaten är viktiga för beslutsfattare och planerare som arbetar med bevarandeåtgärder och förvaltning av dessa miljöer.

Det finns betydande kunskapsluckor inom området konnektivitet i kustvattenmiljöer och även inom området fysisk påverkan på konnektiviteten. I kapitel 6 listas dessa kunskapsluckor där bland annat behovet av högupplösta kartunderlag över förekomsten av både organismer och påverkansfaktorer pekas ut, liksom sambanden mellan dessa. Detta gäller för de biologiska kvalitetsfaktorerna bottenfauna, makroalger, fröväxter och växtplankton och för fisk, där fisken inte ingår som biologisk kvalitetsfaktor i kustzonen. Även effekter av ett förändrat klimat och av olika typer av restaureringsåtgärder på konnektiviteten är områden där det finns behov av att förbättra kunskapsläget.

## Summary

Connectivity in coastal waters is described as the ability of animals, plants, sediments and organic material to spread freely between the open sea and coast, along the coastline and between coastal areas and inland waters. Since connectivity has an important and pivotal role regarding the biological, physicochemical, and hydromorphological conditions in aquatic systems, it is included as a quality element when estimating ecological status of surface waters in the coastal zone. The description of connectivity and how it should be evaluated is deficient in the regulations provided by the Swedish Agency for Marine and Water Management, SwAM (HVMFS 2019:25). As such, the Department of Aquatic Resources at the Swedish University of Agricultural Sciences (SLU Aqua) was assigned to give suggestions on what information on the biological connectivity concerning plants and animals that could be included in a revised version of these regulations. The assignment also included to provide a knowledge base on connectivity and physical disturbance in the coastal zone. In addition, the assignment included analysing physical disturbance on the connectivity of fish in the coastal areas of the Skagerrak, Kattegat and the Baltic Sea.

When revising the regulations, it was noted that information on the biological aspects of connectivity, and at what scales it operates, are missing. The current regulations do not account for connectivity being either active, through migrations of young and adult organisms, or passive, through transport of eggs, larvae, spores, seeds or fragments by currents (Chapter 2.1.2). This is important to keep in mind, since physical disturbance caused by jetties, piers, noise, boat traffic, etc. has different effects depending on what type of connectivity is in focus. The different dispersal types also occur over different time scales, where active migrations often occur on a seasonal basis and between different life stages, while passive dispersal generally occurs over days or weeks as larvae and spores develop in the free water column before settling on suitable habitat. There are also species that live their entire lives in open waters, such as phytoplankton, which is also included as a biological quality element to be assessed. Within the assessment process, it is essential to distinguish between typical home ranges and maximum migration and dispersal distances, as home ranges are relevant for population dynamics, while maximum migration and dispersal distances have a greater impact on genetic variation between populations. It is also important to consider how connectivity may be affected by a changing climate. Fish play a central role in marine ecosystems, and therefore connectivity of fishes – both between the coast and sea, within coastal areas and between the coast and freshwater – become crucial determinants of ecological status, both in freshwater and in coastal waters. As it is mainly fish that undertake migration between coastal and freshwater areas and the coast and sea, it is difficult to classify parameter 8.3 *Connectivity between coastal waters and transitional waters and coastal land areas* in the regulations (HVMFS 2019:25) without including fish. Fish should therefore also be included as a biological quality element in the regulations for coastal waters (Chapter 2.1.3). Fish are included in the assessment of ecological status in the Marine Strategy Framework Directive (MSFD), which geographically overlaps with the Water Framework Directive (WFD) in the coastal zone. On the other hand, the MSFD does not include connectivity as a criterion in ecological status assessments. This means that connectivity in the coastal zone, especially for fish, is currently overlooked and coordination between the directives is therefore required to address this. As connectivity is primarily a biological function linked to fish and other organisms, it is also worth considering whether connectivity should be included among the biological quality elements instead of the hydromorphological ones.

To our knowledge, Sweden seems to be one of the countries in the EU that has come furthest in terms of assessment of connectivity within the Water Framework Directive. The other EU countries seem to focus on the other two hydromorphological quality elements hydrographic condition and morphological condition in their assessments. This may be due to the fact that connectivity is not included in the Water Framework Directive, but that Sweden has chosen to include it as a separate quality factor in the regulations on status assessment in Swedish coastal waters. Connectivity is mentioned in some contexts in other EU countries, but is then most often linked to freshwater systems with a focus on migratory fish and barriers in the form of hydropower and other physical structures that interfere with the flow of water. Interest in developing the hydromorphological quality element, including connectivity, has grown in the EU and a number of reports and scientific articles are available on the subject (Chapter 2.1.4).

Connectivity can be measured in different ways and at different spatial scales. In Chapter 3, we summarise this information in a knowledge base for assessing connectivity in the coastal zone. Measuring and analysing the distribution of species in coastal and marine areas is a challenging task, and therefore knowledge in this area is still limited. Spatial analyses based on habitat maps and information on the dispersal distance of species have been used to analyse and assess active migration, especially in the Baltic Sea and the Skagerrak, as well as tagging studies and combinations of methods. To investigate passive dispersal, a combination of empirical data and hydrodynamic models have mainly been used to investigate dispersal routes and nursery habitats of different marine organisms and to identify key areas of connectivity such as sources and sinks. Chapter 3 also summarises the connectivity patterns of some biologically important groups of organisms and information on natural barriers such as salinity, depth and temperature that affect the dispersal of organisms and organic matter.

Few studies have examined the effects of physical disturbance on connectivity, both within Europe and other parts of the world. Chapter 4.2 describes the studies that have been carried out in Swedish waters, regarding the effects of physical disturbance on passive dispersal and active migration, and Chapter 4.3 summarises information on physical disturbance and connectivity on some key habitats. Chapter 5 describes the results of new analyses of physical disturbance on fish along the Swedish west coast that are part of the current assignment. The results of these studies show that physical disturbance can have a significant impact on connectivity, especially for those species that depend on shallow and wave-sheltered areas for their reproduction. This type of habitat is particularly sensitive to physical impacts, with a noticeable reduction in connectivity. These areas are also the most affected by loss of connectivity due to their high degree of coastal development, including jetties, buoys and marinas. In addition, the results from the modelling studies showed that macroalgae and macrophytes are strongly affected by physical changes. These findings underscore the importance of carefully considering and managing physical disturbance on species and habitats in the coastal zone in order to conserve and protect vulnerable marine ecosystems and the services they provide. The results are important for decision-makers and planners working on conservation measures and management of these environments.

There are significant knowledge gaps on connectivity and physical disturbance in coastal waters. Chapter 6 lists these knowledge gaps, including the need for high-resolution spatial data on the distribution of both organisms and pressures, as well as the relationships between these, both for the biological quality elements benthic fauna, macroalgae, marine plants and phytoplankton and for fish, which are not included as biological quality elements in the coastal zone. There is also a need for increasing the knowledge base on the effects of a changing climate and of various types of restoration measures on connectivity.

# Innehållsförteckning

<b>1. Bakgrund .....</b>	<b>12</b>
1.1. Biologisk konnektivitet i kust- och havsområden.....	12
1.1.1. Rapportens syfte.....	13
1.1.2. Rapportens avgränsningar .....	14
<b>2. Bedömning av konnektivitet i kustzonen inom vattenförvaltningen .....</b>	<b>15</b>
2.1. Kvalitetsfaktorn konnektivitet.....	15
2.2. Översyn av kvalitetsfaktorn konnektivitet .....	17
2.3. Fisk i klassificeringen.....	18
2.4. Förslag på revideringar.....	21
2.5. Hur gör andra länder inom EU? .....	22
<b>3. Kunskapsunderlag för bedömning av konnektivitet i kustzonen.....</b>	<b>24</b>
3.1. Upprätthållande av konnektivitet genom aktiv och passiv spridning.....	24
3.2. Metoder att mäta och analysera konnektivitet.....	27
3.2.1. Aktiv migration .....	27
3.2.2. Passiv spridning.....	32
3.3. Konnektivetsmönster hos några biologiska kvalitetsfaktorer inom statusbedömning.....	39
3.3.1. Bottenfauna.....	39
3.3.2. Makroalger .....	41
3.3.3. Fröväxter.....	42
3.4. Naturliga barriärer för konnektivitet i kustvattenmiljöer .....	46
<b>4. Människans fysiska påverkan på kustekosystem och konsekvenser för konnektiviteten .....</b>	<b>48</b>
4.1. Effekter av fysisk påverkan på havsmiljön .....	50
4.2. Undersökning av konsekvenser av fysisk påverkan för konnektiviteten .....	53
4.3. Fysisk påverkan och konnektivitet på några nyckelhabitat .....	58
4.3.1. Fröväxthabitat (ålgräs som exempel) .....	59
4.3.2. Makroalgsbäddar .....	62
4.3.3. Blåmusselbottnar .....	64
<b>5. Analyser av fysisk påverkan på konnektivitet för fisk och kräftdjur.....</b>	<b>67</b>

5.1.	Metoder.....	67
5.2.	Resultat.....	69
5.3.	Slutsatser.....	74
<b>6.</b>	<b>Kunskapsluckor.....</b>	<b>79</b>
<b>7.</b>	<b>Slutsatser .....</b>	<b>81</b>
<b>8.</b>	<b>Referenser.....</b>	<b>83</b>
<b>9.</b>	<b>Bilagor .....</b>	<b>100</b>
9.1.	Urklipp av text från Havs och vattenmyndighetens Rapport 2023:9 - Vägledning för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt HVMFS 2019:25 .....	100
9.2.	Detaljerade beskrivningar för specifika fysiska påverkanstryck relevanta för konnektivitet i kustzonen.....	105



## Ordlista

Anadrom	Art som leker i sött vatten, men lever i salt
Baslinje	Baslinjen utgör gränsen mellan Sveriges inre vatten och territorialhav och sammanbinder de yttersta skären längs kusten. Vattendirektivets kustvatten sträcker sig en sjömil utanför baslinjen.
Bedömningsgrund	Bedömningsgrunder för miljö kvalitet är klassificeringssystem som ska göra det lättare att tolka data om hur miljön mår och finns bland annat framtagna för kust och hav
Bentiska organismer	Organismer som lever på botten
Evertebrater	Ryggradslösa djur
Euryhalin	En organism som kan tolerera stora förändringar i salthalt
Eurytermisk	En organism som kan tolerera stora förändringar i temperatur
Hemområde	Från engelska "home range", ett område inom vilket en organism rör sig
Hydrodynamisk	En del av fysiken som handlar om vätskors rörelse och de krafter som verkar på fasta kroppar nedsänkta i vätskor och i rörelse i förhållande till dem
Hydrografiska villkor	Information om avrinningsområden, sjöar, vattendrag och havsområden
Hydromorfologi	Hydromorfologi avser konnektivitet, morfologiskt tillstånd och hydrografiska villkor, där förändringar i dessa kan leda till ändrade livsbetingelser för såväl vattenlevande som landlevande organismer i eller i närheten av vattenmiljön
Inträngning (i habitat)	Inträngning i substrat eller störning under substratytan är en påverkansform som relaterar till fysisk störning av sedimentet, där det inte sker någon eller endast en begränsad förlust av substrat från systemet exempelvis vid ankring, provtagning av sedimentproppar, nedgrävning/nedspolning av kablar, vissa fiskeaktiviteter, etcetera.
Klon	En klon är en exakt genetisk kopia av en organism
Konnektivitet	Möjligheten till spridning och fria passager för djur, växter, med mera
Kumulativ effekt	Samtidig effekt från flera olika påverkanskällor (till exempel från bryggor, muddring och övergödning) eller sammanlagd effekt från flera källor till påverkan av samma

	typ (det vill säga den samlade effekten från många bryggor jämfört med effekten av en enda brygga)
Kvalitetsfaktor	En kvalitetsfaktor består av en eller flera parametrar. Kvalitetsfaktorerna vägs samman till ekologisk status och ekologisk potential
Källa	Ett rekryteringsområde som larver sprids ifrån
Makrofyter	Vattenlevande fröväxter och storvuxna alger
Metapopulation	System av lokala populationer av samma art som är rumsligt åtskilda i ytor av lämplig livsmiljö/habitatfläck
Migration	En process där organismer förflyttar sig från en plats till en annan
Morfologiskt tillstånd	Fysiska förhållanden som råder i en vattenförekomst
Näringskedja	Näringsämnen sprids och omvandlas igenom en kedja av organismer som äter och/eller äts av varandra i ett ekosystem.
Näringsväv	Ett samband mellan producerande och konsumerande organismer i ett ekosystem. Flera näringskedjor bildar tillsammans en näringsväv
Ontogenetiska migrationer	Ontogeni är utvecklingen under perioden mellan befruktning och könsmognad. Reproduktions- och uppväxthabitat för juveniler är separerade från det habitat som aduler nyttjar för tillväxt, vilket leder till förflyttning mellan habitat
Otolitkemi	Studerar den kemiska sammansättningen av fiskars hörselstenar
Randpopulation	En population som lever på gränsen för sin utbredning
Regenerera	Regeneration sker när en organism återskapar förlorade vävnader eller kroppsdelar
Resuspension	Resuspension eller uppslamning kallas den process när sedimentpartiklar från botten virvlar upp och blandar sig med ovanliggande vattenmassor
Rhizom	Rotstam/rotsystem till exempel till ålgräs
Språngskikt	En skarp horisontell gräns mellan två vattenmassor som kan uppstå genom förändringar i temperatur, salthalt eller densitet
Stenohalin	En organism, ofta en fisk, som endast kan tolerera små förändringar i salthalt
Stenotermisk	En organism som endast kan tolerera små temperaturförändringar

Subsampling	Delsampling, visar på ett behov att vid provtagning komprimera eller minska från den ursprungliga provet
Sänka	Ett uppväxtområde där larverna landar efter transport i vattenmassan
Telemetri	Telemetri eller fjärrmätning är trådlös överföring av mätdata från ett mätobjekt.
Trofodynamisk	Dynamiken för födointag och metabolism (ämnesomsättning)
Turbiditet	Turbiditet eller grumlighet är ett mått på hur mycket infallande ljus avviker från sin rätlinjiga bana vid passagen genom provet, vilket i ytvatten till största delen beror på reflektion i partikelytor, och utgör därför ett mått på partikelhalten i vattnet

# 1. Bakgrund

## 1.1. Biologisk konnektivitet i kust- och havsområden

I marina områden syftar konnektivitet till möjligheten för djur, växter, sediment och organiskt material att sprida sig och passera fritt mellan det öppna havet och kusten, längsgående i kustområden och mellan kustområden och inlandsvatten. Konnektiviteten har därför betydande och bred påverkan på det biologiska, fysikalisk-kemiska, och det hydromorfologiska tillståndet i kust- och havsmiljön. I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) definieras konnektivitet i kustvatten som ”Möjligheten till spridning och fria passager för djur, växter, sediment och organiskt material längs det grunda vattenområdet samt från ytvattenförekomsten till det kustnära området, i relation till referensförhållandet”. Dessa föreskrifter används vid klassificering av ekologisk status av ytvatten i kustzonen, där konnektivitet ingår som en kvalitetsfaktor. Den här rapporten fokuserar specifikt på den biologiska konnektiviteten i Sveriges kust- och havsområden som rör växter och djur.

Biologisk konnektivitet är en rumslig process som är avgörande för hur organismer sprids och fördelas geografiskt i kust- och havsområden, och därmed för produktiviteten och återhämtningen av den marina floran och faunan i ekosystemet (Carr m.fl. 2017, Balbar och Metaxas 2019). Konnektivitet kan även ske över olika tidsskalor där till exempel födo-, lek-, och ontogenetiska migrationer sker under olika tider på året. Kvalitetsfaktorn konnektivitet omfattar därmed både en rumslig och en tidsmässig dimension med olika typer av biologisk rumslig konnektivitet, inklusive interaktioner mellan populationer, genetiskt utbyte och samspel mellan olika habitat i den kustnära miljön. Informationen om biologisk konnektivitet och hur den påverkas av fysisk störning är dock bristfällig i föreskrifterna och det är svårt att göra tillförlitliga bedömningar.

Mänsklig fysisk påverkanförändrar den fysiska miljön i kustzonen och skadar och utarmar olika livsmiljöer. Detta kan störa spridning och migration av organismer i vattenmassan. Dessa störningar kan utgöra direkta hinder för spridning mellan områden med lämpliga livsmiljöer för en population. Störningarna kan också i vissa fall leda till förlust av nyckelhabitat i nätverket, vilket försvårar

spridningen mellan återstående habitat för populationen. Ekosystemen längs kusten utsätts dessutom ofta för flera olika påverkansfaktorer samtidigt, vilket ibland gör det svårt att särskilja olika former av miljöpåverkan från varandra (Kraufvelin m.fl. 2021a). För att kunna förbättra kustmiljöns förvaltning bör vi öka vår förståelse kring hur konnektiviteten påverkas av olika mänskliga aktiviteter, samt vilka följder detta kan ha för kustekosystemets struktur och funktion.

### 1.1.1. Rapportens syfte

Denna rapport är en kunskapssammanställning som bygger på och fördjupar informationen i en nyligen färdigställd rapport om konnektivitet från Havs- och vattenmyndigheten (Havs- och vattenmyndigheten 2023a). Syftet med denna rapport är dels att beskriva och klargöra frågor kring konnektivitet i svenska kustvatten med betoning på betydelsen av fysisk påverkan och dels att ta fram ett kunskapsunderlag för det fortsatta arbetet med bedömningsgrunder inom vattenförvaltningen med fokus på kvalitetsfaktorn konnektivitet i kustvatten. Rapporten avser att:

- granska och föreslå förbättringar av nuvarande bedömningsgrunder,
- öka förståelsen för konnektivitet i kustvatten inom vattenförvaltningen och hur miljöförändringar och biologiska samband påverkar denna.
- analysera hur fysisk påverkan i kustmiljön kan påverka konnektiviteten för de biologiska kvalitetsfaktorerna inklusive koppling till fiskfauna och kräftdjur,
- ge förslag till vidare arbete med utformning av vägledning för expert- och rimlighetsbedömningar av konnektivitet i kustvatten.

Arbetet med konnektivitet har även stor betydelse inom havsplaneringsprocesser och särskilt inom marint områdesskydd (Berkström m.fl. 2019, 2022ab, Jonsson m.fl. 2020). Kunskapen om ekologisk konnektivitet är även central i arbetet med grön infrastruktur, som i sig utgör en bas för havsplaneringen då grön infrastruktur definieras av Naturvårdsverket och Havs och Vattenmyndigheten som *”ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sätt så att biologisk mångfald bevaras och för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet.”*. Ytterligare betydande områden inkluderar fysisk planering av verksamheter i kustzonen och habitatrestaurering av livsmiljöer som kan förbättra konnektiviteten och effektivisera förvaltningen av nätverket av skyddade områden (Kraufvelin m.fl. 2021b, Berkström m.fl. 2022a).

### 1.1.2. Rapportens avgränsningar

Rapporten utgör grund för vägledning för att bedöma påverkan på konnektivitet i kustzonen med utgångspunkt i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25). För detta ändamål innehåller rapporten en analys av olika metoder och beskrivning av verktyg för att mäta konnektivitet och ger förslag på hur bedömningsgrunderna kan revideras. Inom området fysisk påverkan och konnektivitet och kopplingen till de biologiska kvalitetsfaktorerna är det stor brist på vetenskaplig information. Detta gäller särskilt för parameter 8.3, som omfattar konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszoner samt kustnära landområden. Det har visat sig vara utmanande att hitta en vetenskaplig grund för att utreda dessa samband.

Geografiskt avgränsas rapporten till Sveriges kustvattenförekomster, det vill säga kustområdet från den norska gränsen i norra Bohuslän till Torne älvs mynning längst norrut i Bottenviken, från kustlinjen ut till en sjömil utanför baslinjen. Rapporten avgränsas också till alla typer av konnektivitet i marina miljöer och i brackvattensmiljöer, från habitatens struktur och funktion till enskilda organismers förmåga till såväl aktiv migration som passiv spridning (Berkström m.fl. 2019) och för de typer av mänsklig fysisk påverkan som kan tänkas påverka konnektiviteten (se även Törnqvist m.fl. 2020a, Kraufvelin m.fl. 2021a).

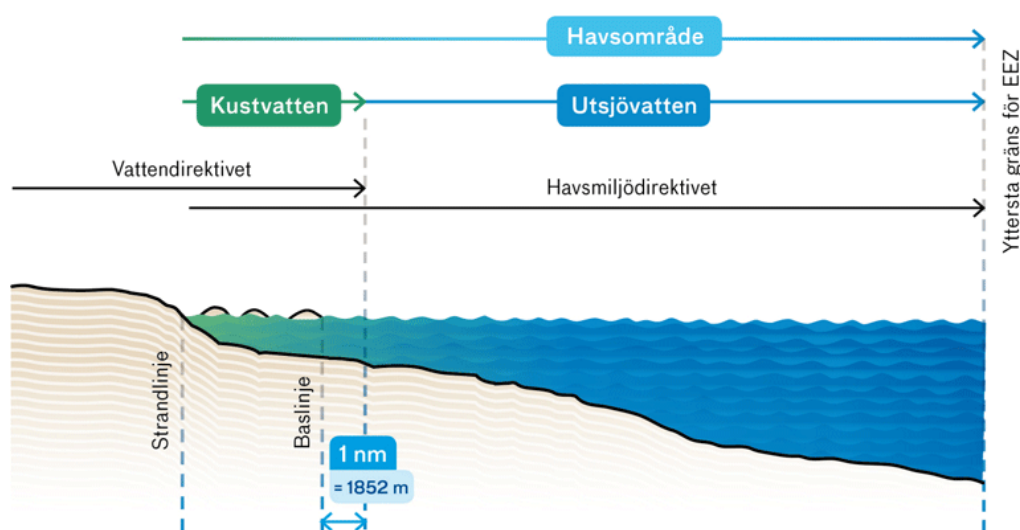
## 2. Bedömning av konnektivitet i kustzonen inom vattenförvaltningen

Klassificering av ekologisk status av ytvatten i kustzonen görs av de fem länsstyrelser som är vattenmyndigheter i Sverige (Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet). En länsstyrelse i varje distrikt är utsedd att vara vattenmyndighet och förvalta kvaliteten på vattenmiljön i respektive vattendistrikt i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Denna föreskrift innehåller bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i kustvatten där konnektivitet ingår. Dessa kvalitetsfaktorer är framtagna för att bedöma olika typer av mänsklig fysisk påverkan i kusten. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna beskriver hur av människan orsakade fysiska förändringar ändrar vattnets och sedimentens rörelser och hur det förändrar olika strukturer på botten och längs stranden samt hur dessa fysiska förändringar påverkar levande organismers möjlighet att sprida sig till olika platser (Havs- och vattenmyndigheten 2023b). Klassificering av ekologisk status ingår i Ramdirektivet för vatten (Vattendirektivet) som infördes år 2000 i EU och 2004 i svensk lagstiftning genom bland annat vattenförvaltningsförordningen. Direktivet vill värna om ett naturligt växt- och djurliv i vatten och innebär att samma regler gäller för alla samt att bedömningar görs på samma sätt för alla vatten inom EU. Klassificeringen av ekologisk status och arbetet med att förbättra vattenkvaliteten sker i cykler om sex år och avslutas med att Havs- och vattenmyndigheten rapporterar arbetet till EU. Alla medlemsländer i EU har infört vattendirektivet i sina länders lagstiftning och har på så sätt förbundit sig att genomföra alla delar i direktivet.

### 2.1. Kvalitetsfaktorn konnektivitet

Konnektivitet är en viktig biologisk funktion i kust- och havsområden och därför ingår bedömning av konnektivitet i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter kopplade till vattendirektivet. Inom vattenförvaltningen, där klassning av ekologisk status av ytvattenförekomster görs, är konnektivitet en hydromorfologisk kvalitetsfaktor som ska bedömas (Bilaga 3, HVMFS 2019:25). Det finns tre olika

hydromorfologiska kvalitetsfaktorer och dessa är stödfaktorer till de biologiska kvalitetsfaktorerna bottenfauna, makroalger och gömfröiga växter samt växtplankton i kustvatten och vatten i övergångszon. De två hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna utöver konnektivitet, det vill säga hydrografiskt villkor och morfologiskt tillstånd, är kopplade till annat än biologisk funktion, där till exempel organiskt material och sediment ingår. Konnektiviteten är emellertid en kvalitetsfaktor som är kopplad till biologisk funktion även om detta inte är tydligt i föreskrifterna. Det finns motsvarande biologiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer för sjöar och vattendrag som i dagsläget har liknande beskrivning som för dem i kustvatten. För sjöar och vattendrag ingår dock även den biologiska kvalitetsfaktorn fisk, vilket saknas i Havs och vattenmyndighetens föreskrifter för bedömningar i kustzonen (Bilaga 3:8, HVMFS 2019:25). Fisk ingår som en indikator i havsmiljödirektivet, som överlappar med vattendirektivet i kustzonen (figur 1). I havsmiljödirektivet finns i stället inte konnektivitet med som ett kriterium inom bedömningen av god miljöstatus. Detta gör att konnektivitet, framförallt gällande fisk, inte beaktas tillräckligt i bedömningarna varför en samordning mellan direktiven och dess föreskrifter måste fås till.



Figur 1. Indelning av havsområden från strand till ekonomisk zon där kusten ses överlappas av både vattendirektivet och havsmiljödirektivet. Havsområde = vatten och havsbotten med underliggande jordlager från strandlinjen till och med yttersta gränsen för svensk ekonomisk zon (EEZ), Kustvatten = vatten från strandlinjen till och med en nautisk mil utanför baslinjen. Vatten i övergångszon ingår inte, Utsjövatten = vatten från en nautisk mil utanför baslinjen till och med yttersta gränsen för EEZ. Bild modifierad från: <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsmiljoforvaltning/havsmiljodirektivet.html>



## 2.2. Översyn av kvalitetsfaktorn konnektivitet

Enligt föreskrifterna HVMFS 2019:25 ska kvalitetsfaktorn för konnektivitet klassificeras utifrån de två parametrarna långsgående konnektivitet och konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära landområden enligt bilaga 3, avsnitt 8.2 respektive 8.3 i HVMFS 2019:25 (se bilaga 9.1 i denna rapport för urklipp av relevant text från Havs- och vattenmyndighetens Rapport 2023:9 – Vägledning för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt HVMFS 2019:25). Dessa föreskrifter är väldigt kortfattade och saknar främst information om biologiska aspekter av konnektivitet som är viktiga för en bedömning av ekologisk status längs med kusten och mellan kust och hav (Dahlberg m.fl. 2019) och vilka rumsliga samt tidsmässiga skalor man ska beakta.

Vilka skalor och vilka aspekter av konnektiviteten det gäller, som till exempel om det handlar om aktiv migration eller passiv spridning, saknas i föreskrifterna och detta kan därför behöva förtydligas (Havs- och vattenmyndigheten 2023a). Likaså kan det behöva tas hänsyn till de olika rörelsemönster och krav som olika arter kan ha under olika livsstadier (Felix-Hackradt m.fl. 2018). I sammanhanget är det även väsentligt att skilja mellan typiska hemområden och maximala migrationsavstånd, eftersom hemområden är relevanta för populationsdynamiken medan de maximala migrationsavstånden har större betydelse för den genetiska variationen mellan olika populationer (Berkström m.fl. 2022b).

Vid statusklassificering bör särskild uppmärksamhet ägnas åt arter som tydligt kräver förflyttningar mellan olika habitat, antingen för födosök eller för att fullborda sin livscykel. Sådana aktiva förflyttningar sker i form av migrationer, där olika livsstadier nyttjar olika livsmiljöer och migrerar där emellan. Detta är vanligast bland fiskar, men sker även inom andra djurgrupper så som kräftdjur. I jämförelse med fisk har de flesta arter av bottenfauna generellt mindre förmåga att aktivt förflytta sig mellan olika habitat för att fullborda sina livs cykler, och därmed är deras spridningsavstånd vanligtvis kortare (se figur 3). I den nya vägledningen för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten 2023b) finns ett kapitel tillägnat vandringsbenägna fiskarter med mer ingående information. Denna del hänvisar dock endast till konnektivitet i sötvatten mellan sjö och vattendrag eller mellan vattendrag och kust. En liknande beskrivning för fisk och andra organismer i kustzonen bör läggas till i föreskrifterna där både migration och spridning via ägg och larver fångas upp.

Konnektivitet kan mätas på olika sätt och på olika rumsliga skalor. Fokus kan ligga på genetiska populationsstrukturer, det marina landskapets struktur eller organismers spridningsförmåga (Sundblad m.fl. 2011). Om till exempel det marina landskapet är i fokus, är det habitatets struktur och funktion som begränsar organismerna och deras möjlighet till migration (indirekt inverkan på konnektivitet). Om organismerna är i fokus, handlar det om artens förmåga att förflytta sig eller sprida sig inom det marina landskapet (Berkström m.fl. 2019),

alltså en direkt inverkan på konnektiviteten. Det är därmed viktigt att tydligt definiera fokusområdet. Fokus vid revidering av bedömningsgrunderna för konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon bör ligga på hur bedömningsgrunderna kan anpassas vid mätning av hur olika aspekter av konnektivitet kan störas av miljöpåverkan i kustzonen (Havs- och vattenmyndigheten 2023a). Då det är svårt att mäta organismers spridningsförmåga och hur denna påverkas av fysisk störning, kan ett alternativ vara att mäta förändringar i habitatet i det marina landskapet och då få ett indirekt mått av påverkan på konnektivitet. Många organismer är till exempel beroende av kustnära våtmarker, grunda algbälten eller sjögräsängar som uppväxt- och födosöksområden innan de aktivt förflyttar sig till andra habitat längs med kusten eller mellan kust och hav i takt med att de växer. En procentuell minskning/ökning av dessa habitat skulle i så fall kunna fungera som en indikator för indirekt minskning eller ökning av konnektivitet för arter som är beroende av ovan nämnda habitat. Då dessa habitat samt vattentemperatur, salthalt och strömmar är kopplade till klimatet är det också viktigt att ta hänsyn till hur larver och andra organismers rörelser i vattenmassan kan påverkas av ett förändrat klimat.. Det är även en utmaning att mäta hur organismer som sprids via strömmar påverkas av fysisk störning i kustvatten då man behöver veta hur vattenrörelser ändras i förhållande till störningen. Denna information är begränsad då högupplösta kartor för vattenrörelser i kustområden oftast inte finns tillgängliga samt att det krävs modelleringar för att förstå hur spridning av larver, sporer och fragment påverkas då detta skiljer sig mellan organismgrupper och djup.

### 2.3. Fisk i klassificeringen

Även om fisk i nuvarande föreskrifter inte inkluderas som en kvalitetsfaktor i kustvatten enligt Vattendirektivet, är det ändå en viktig aspekt som ska beaktas som en stödjande faktor vid expertbedömningar inom kustvatten. En bedömning av konnektiviteten ska visa på möjligheten för organismer att röra sig och där ingår fisk. Då detta är otydligt och svårt att greppa vore det bra om fisk infördes som en egen biologisk kvalitetsfaktor i uppdaterade föreskrifter, likt de för sötvatten. Detta skulle även fånga upp hur fiskbestånden påverkas av mänsklig fysisk störning i kustvatten. Fiskar har en betydande roll i näringskedjor och ekosystem (Villéger m.fl. 2017), och därför blir konnektivitet av fisk både mellan kust och hav samt inom kustområden avgörande faktorer för ekologisk status och potential, både i sötvatten och i kustvatten.

Inom KustHYMO-projektet (Dahlberg m.fl. 2019), analyserades de två parametrarna som ingår i föreskrifterna; långsgående konnektivitet och konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära landområden. En slutsats var då att det bör övervägas att parameter 8.3

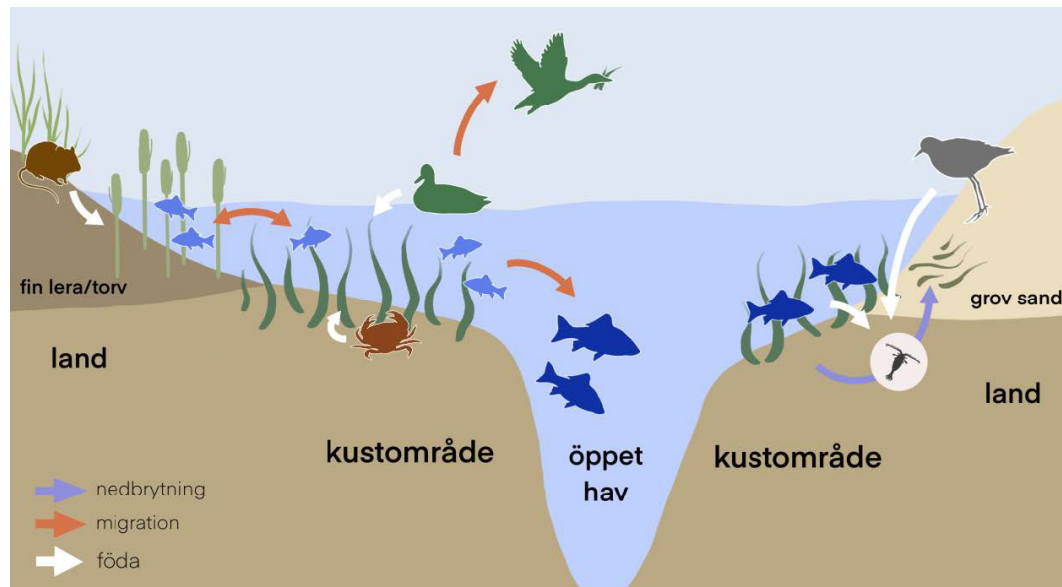
”Konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden” stryks. Ett annat förslag var att parameter 8.3 behålls och att den biologiska kvalitetsfaktorn fisk läggs till då den bidrar väsentligt till konnektiviteten både längs med kusten, mellan kust och hav och mellan kust och sötvatten. Parametern är beskriven på samma sätt som för sötvattensmiljöer, där fisk ingår, och den är svår att bedöma i marina områden, eftersom bedömning av fisk inte ingår vid klassificering av ekologisk status eller potential för kustvatten inom vattenförvaltningen (1 kapitel 4 § VFF och bilaga 3 HVMFS 2019:25). Beskrivningen lyder: ”Med konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden avses möjligheten för marina organismer eller sötvatten- och landlevande organismer med del av sin livscykel i ytvattenförekomsten, att förflytta sig mellan kustvatten och vatten i övergångszon och sötvattenförekomster till det kustnära området”. Dahlberg m.fl. (2019) påpekar att denna beskrivning är ologisk då fisk inte ska bedömas i kustvattenförekomster. För parameter 8.2 ”Längsgående konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon” är det något enklare, då det finns ekologisk koppling till den längsgående konnektiviteten av till exempel ålgräsängar och bottenfaunasamhällen som kan påverkas då vikar tillsluts på grund av permanenta konstruktioner. Dahlberg m.fl. (2019) påpekar att det även för denna paragraf hade varit relevant att bedöma parameterns effekt på fiskfaunan.

I Havs- och vattenmyndigheten (2023a) beskrivs hur fiskars migration i kustområden och mellan sötvatten och hav har en central roll för att upprätthålla balansen i näringsvävar och ekosystem. Utan att inkludera fisk är det svårt att klassificera parametern 8.3 *Konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden*, eftersom det är främst fiskar som genomför vandringar mellan kust och sötvatten och kust och hav, varför parametern bör omformuleras. Även skaldjur (till exempel europeisk hummer, *Homarus gammarus*, och krabbtaska, *Cancer pagurus*) samt marina däggdjur som till exempel sälar och tumlare, *Phocoena phocoena*) kan liksom fiskar röra sig längs med kusten eller mellan kust och hav.

Havs- och vattenmyndigheten (2023a) innehåller även flera exempel på hur störningar i det öppna havet kan få konsekvenser för näringsvävar i kustnära områden genom att fiskarnas konnektivitet mellan kust och hav hindras när de inte kan genomföra sina migrationer. I klassificeringen av ekologisk status är det av betydelse att beakta hur fiskars migration påverkar konditionen hos livsmiljöer och balansen i ekosystemen. Därför borde fisk inkluderas som en biologisk funktion även vid analys av bristande konnektivitet och störningar i näringsvävar inom kustnära livsmiljöer.

De biologiska kvalitetsfaktorerna makrofytter och bottenfauna, som ingår i föreskrifterna, är känsliga för bristande konnektivitet kopplat till fiskars rörelser. Fiskarna påverkar ekosystemet centralt genom att påverka lägre trofiska nivåer i

näringskedjor, från de innersta vikarna och älvmyrningarna till de yttre delarna av kustområdena och det öppna havet (figur 2). Det är därför viktigt att förstå hur fiskars rörelser i vattenmassan påverkar kustekosystemens ekologi och miljötillstånd. Då konnektivitet främst är en biologisk funktion kopplad till fiskar och andra organismer är det även värt att överväga om konnektivitet ska ingå bland de biologiska kvalitetsfaktorerna istället för de hydromorfologiska.



Figur 2. Organismer och fiskar rör sig mellan livsmiljöer på land, i kustmiljön och ut i det öppna havet och fyller härigenom en funktion som mobil länk vilket bidrar till att upprätta balans i näringsvävar och ekosystem. Illustration av Maja Lagervall från Havs- och Vattenmyndigheten Rapport 2022:13, anpassad efter Heck m.fl. (2008).

Fiskar genomgår förflyttningar som antingen är aktiva, där de simmar själva, eller passiva, genom att de förs med havsströmmar som larver, under hela sin livscykel och är beroende av dessa förflyttningar för att upprätthålla populationen (Sundblad m.fl. 2011). Förflyttningarna påverkas av olika faktorer, inklusive årstidsvariationer, individuellt beteende och morfologiska och fysiologiska förändringar under olika livsstadier och fiskarna kan röra sig mellan olika miljöer i kustområden, inlandsvatten och öppet hav (Meekan m.fl. 1993). Kustekosystem består av en mosaik av marina naturtyper som är rika och mångformiga och nära sammanlänkade med terrestra miljöer och inlandsvatten via biologiska korridorer som gör det möjligt för olika organismer att förflytta sig mellan olika livsmiljöer. I detta sammanhang spelar fisk en viktig roll, då fisken förflyttar sig aktivt och kan binda samman vitt skilda ekosystem och öka deras funktionalitet och motståndskraft (Lundberg och Moberg 2003). Om konnektiviteten mellan rekryteringsområden och livsmiljöer för äldre fisk förbättras ökar chanserna till en framgångsrik rekrytering för många fiskarter samtidigt som produktiviteten i

kustnära habitat också kan öka (Sheaves 2009). Fysiska störningar i form av exploatering, båttrafik etcetera kan dock ha en negativ påverkan på denna konnektivitet.

## 2.4. Förslag på revideringar

- Inkludera mer utförlig information om biologiska aspekter av konnektivitet som är viktiga för en bedömning av ekologisk status. Exempel ges nedan.
- Inkludera vilka rumsliga skalor man ska beakta då biologisk konnektivitet är en rumslig process som påverkar hur organismer sprids och fördelas geografiskt i kust- och havsområden. Utbredningskartor över vegetation, bottenfauna och olika livsstadier av fisk tas fram inom det av Havs- och vattenmyndigheten ledda projektet Nationell marin kartering, och kartorna kan erhållas av myndigheten. I tabell 3 finns spridningsmått för arter som ingår i de biologiska kvalitetsfaktorerna bottenfauna, makroalger och fröväxter samt växtplankton. För motsvarande uppgifter om ett antal fiskarter hänvisas till Berkström m.fl. (2019). En tabell med samlad information är lämplig att lägga till i föreskrifterna för att underlätta bedömningar av status på konnektivitet i kustzonen. För att underlätta skulle arter kunna delas in i olika grupper med liknande avstånd som gjorts i kapitel 5 i denna rapport (kapitel 5.1 samt tabell 5), det vill säga korta (<5 km), medellånga (5-20 km) eller långa (>20 km) migrationer, baserat på migrationsstudier (där sådan information fanns tillgänglig) kombinerat med information om taxonomi, biologi, och egenskaper kopplade till olika livsstadier.
- Skilj mellan typiska hemområden och maximala migrationsavstånd, eftersom hemområden främst påverkar populationsdynamiken medan maxavstånd har större betydelse för den genetiska variationen mellan olika populationer (se tabell 3 samt Berkström m.fl. 2019). Ett fåtal individer i en population kan migrera betydligt längre sträckor än hemområdet och kan då påverka den genetiska strukturen i populationer som finns längre bort.
- Inkludera vilka tidsmässiga skalor man ska beakta då konnektivitet kan ske över olika tidsskalor där till exempel födo-, lek-, och ontogenetiska migrationer sker under olika tider på året. Här kan till exempel Lektidsportalen användas för att se när lek sker för fiskarter i alla svenska kust- och utsjövatten (<https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/atgarder-skydd-och-rapportering/lektidsportalen.html>).
- Inkludera fisk som en egen biologisk kvalitetsfaktor då den bidrar mycket till konnektiviteten i havslandskapet. Även om fisk bör beaktas i kvalitetsfaktorn konnektivitet är detta inte tydligt i föreskrifterna med risk för att fisk inte inkluderas i bedömningarna. Fisk ingår redan som en

biologisk kvalitetsfaktor för sötvatten i vattendirektivet och borde därför kunna införas även i föreskrifterna som gäller konnektivitet i kustvatten.

- Inkludera kapitel likt det för sötvatten tillägnat vandringsbenägna fiskarter som finns i den nya vägledningen för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och Vattenmyndigheten 2023b, se bilaga 9.1, 11 Vandringsbenägna fiskarter). Kapitlet bör även inkludera andra organismer där både migration och spridning via ägg och larver fångas upp och där det finns migrations- och spridningsmått, till exempel hummer och krabbtaska.
- Överväg om konnektivitet ska ingå bland de biologiska kvalitetsfaktorerna istället för de hydromorfologiska då konnektivitet främst är en biologisk funktion kopplad till organismer. Kopplingen till biologisk funktion saknas i de nuvarande föreskrifterna.

## 2.5. Hur gör andra länder inom EU?

Sverige hör till de länder inom EU som har kommit längst gällande konnektivitet inom vattendirektivet. Övriga EU-länder tycks fokusera mer på de två andra hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna hydrografiskt villkor och morfologiskt tillstånd i sina bedömningar. Detta kan bero på att konnektivitet inte ingår i vattendirektivet, men att man i Sverige har valt att lägga in det som en egen kvalitetsfaktor i föreskrifterna om statusbedömning i svenska kustvatten. Konnektivitet nämns i några sammanhang i andra EU-länder, men är då oftast kopplat till sötvatten med fokus på vandrande fiskar och hinder i form av vattenkraft och andra fysiska strukturer som stoppar vattenflödet (till exempel Elosegı m. fl. 2019, Poikane m.fl. 2020a). Detta verkar även vara fallet för Finland där konnektivitet av vandrande fisk i kustzonen uppmärksammas, men ännu inte inkluderats i deras föreskrifter.

Poikane m.fl. (2020b) sammanställde och granskade olika metoder för statusbedömningar i akvatiska system och fann att störningar relaterade till de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna endast bedömdes i omkring 25 procent av EU:s medlemsländer (7 länder). De förändringar i hydromorfologin som nämndes var minskning av konnektivitet, försämring av habitat, och förändringar i fågelområden. Likt Sverige, är det främst de biologiska kvalitetsfaktorerna fröväxter och bottenfauna som utvärderats i kustzonen, medan även fisk utvärderats i sötvatten i ett antal länder (Poikane m.fl. 2020b). En annan syntes av Ioana-Toroimac (2018) sammanställde vetenskapliga resultat kopplade till hydromorfologi och vattendirektivet och fann att mest information fanns kopplat till makrovertebrater och restaurering i rinnande sötvatten. Tyskland, Italien och

Storbritannien var de länder som publicerat flest forskningsresultat kopplade till hydromorfologi och vattendirektivet.

Intresset att utveckla den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn där konnektivitet ingår har vuxit inom EU och bland annat Phellan m.fl. (2021) beskrev metoder för att bedöma hydromorfologi i kustvatten och vatten i övergångszon. Författarna skickade ut enkäter med frågor om hur bedömningar görs i EU:s olika medlemsländer. Syftet var att hitta synergier och olikheter i bedömningarna mellan länder. Sverige finns inte med i denna rapport, men våra grannländer Danmark, Norge och Finland finns med. Konnektivitet nämns bara på ett par ställen i samband med Irlands beskrivning av sina bedömningar (Phellan m.fl. 2021). Författarna påpekade att många länder fortfarande inte kopplar hydromorfologin med de biologiska kvalitetsfaktorerna. Detta nämndes även i sammanfattningen från en workshop om hydromorfologi i Tallinn (Birk och Kampa 2018). Målet med denna workshop var just att diskutera utmaningarna med att koppla hydromorfologi och biologi och att belysa exempel där detta görs i olika medlemsländer inom EU.

När det gäller fisk som en biologisk kvalitetsfaktor inom kustvatten och vatten i övergångszon saknas denna i de svenska föreskrifterna, men finns med i sötvatten. Däremot tycks den ingå i föreskrifterna för vatten i övergångszon, men inte kustvatten, i andra europeiska länder där olika metoder för att bedöma ekologisk status finns tillgängliga (Birk m.fl. 2012, Lepage m.fl. 2016). Det finns generellt få studier som utvärderar effekter av fysisk störning på konnektivitet, både inom Europa och internationellt. I kapitel 4.2 beskrivs de studier som gjorts i svenska vatten både gällande effekter av fysisk störning på aktiv migration och passiv spridning. I kapitel 5 beskrivs även resultaten av nya analyser med fokus på fisk längs svenska västkusten som gjorts inom ramen av detta uppdrag.

### 3. Kunskapsunderlag för bedömning av konnektivitet i kustzonen

#### 3.1. Upprätthållande av konnektivitet genom aktiv och passiv spridning

Havslevande organismer upprätthåller konnektivitet på två huvudsakliga sätt: aktivt genom migration av vuxna eller juvenila individer, eller passivt genom spridning av ägg, larver, sporer, frön och fragment med havsströmmar. Denna spridning mellan olika populationer, organismsamhällen och ekosystem kan ske över både små och stora geografiska områden.

Dynamiken i en population regleras genom sambandet *källa-sänka*. I detta sammanhang är en "källa" ett område där larver produceras och varifrån de sprids, medan en "sänka" representerar områden där dessa larver etablerar sig och växer upp (Lipcius m.fl. 2008). De flesta marina bottenlevande organismer ingår således i en större metapopulation, vilken består av flera mindre populationer som är sammankopplade genom biologiska korridorer som möjliggör spridning mellan olika habitat. Denna dynamik är avgörande för en arts fortlevnad och ekosystemets funktion (Caley m.fl. 1996).

Larvers spridningsmönster är komplexa och påverkas av flera faktorer. Dessa faktorer inkluderar vattencirkulation, strömmar, typen av bottensubstrat, vilket djup larverna befinner sig på och larvstadiets längd (Kinlan och Gaines 2003). Larver kan även reagera på ljusförhållanden och rör sig därför vertikalt i vattenmassan under olika tider på dygnet (Moksnes m.fl. 2014). I samband med settling kan larvernas slutdestination påverkas av om de känner igen sin egen art i ett område och därmed väljer att slå sig ner där (Leis m.fl. 2011, Morello och Yund 2016). Aktiv spridning av organismer påverkas inte bara av individuellt beteende utan också av morfologiska och fysiologiska förändringar som sker under olika livsstadier (Lancaster 1999, Lucas m.fl. 2001). Fiskar och andra organismer genomför säsongsbaserade migrationer mellan olika områden som tjänar som områden för födosök, lek eller uppväxt. Dessa migrationer mellan områden under olika livsstadier kallas *ontogenetiska habitatskiften* (Werner och Gilliam 1984). Andra faktorer som påverkar rörelse och spridning mellan områden inkluderar



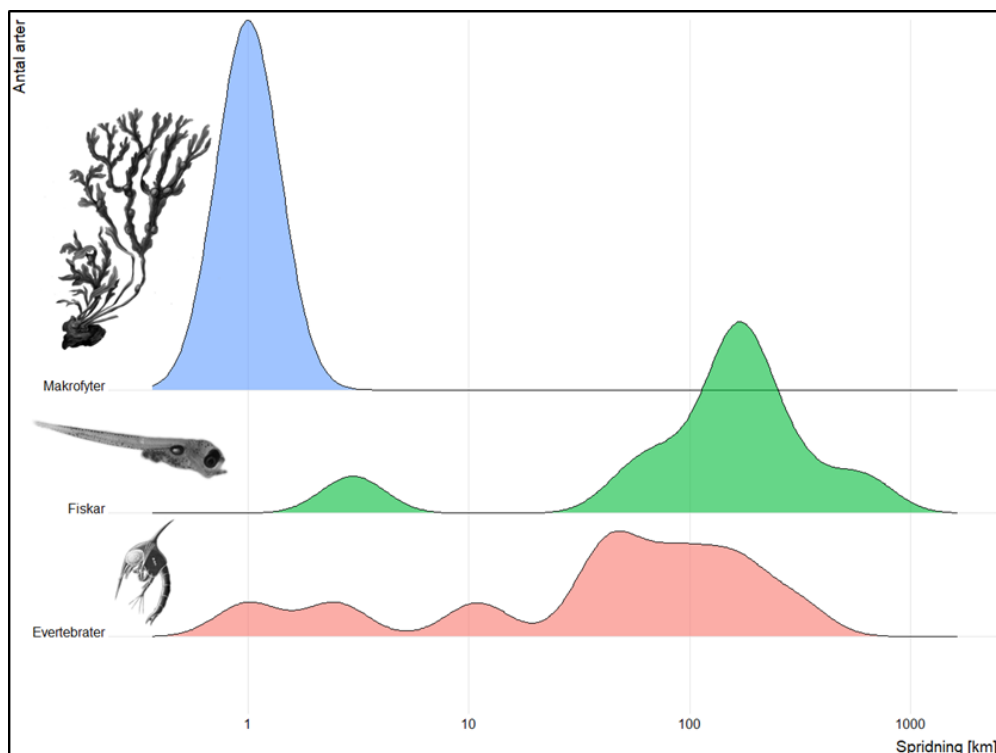
variationer i temperatur, djup och salthalt, som alla kan utgöra naturliga barriärer för spridning och migration i vattenmassan (Staveley m.fl. 2019). Särskilt längs Sveriges kuster och i övergångszonen mellan Östersjön och Västerhavet finns tydliga gradienter i salthalt. Salthalten förändras gradvis från marina områden på västkusten med hög salthalt till brackvatten i Egentliga Östersjön och till nästan sötvattensförhållanden i de innersta delarna av Bottenviken (Voipio 1981, Johannesson och André 2006, Ulrich m.fl. 2017). I skärgårdsområden förekommer också starka gradienter i salthalt, temperatur, vågexponering, siktdjup, primärproduktion mm (Erlandsson m.fl. 2021, Fredriksson m.fl. 2021). Dessa gradienter är mycket viktiga för utbredning och migrationer av många arter. De starka miljögradienterna utgör ett viktigt skäl till att många arter saknar larvspridning, eftersom de är beroende av att hålla sig kvar i avgränsade områden med lämpliga miljöförhållanden för sin överlevnad under tidiga livsstadier (Aro 2002).

Många marina organismer har pelagiska livsstadier, vilket innebär att de tillbringar veckor till månader i vattenkolumnen och då kan spridas över långa avstånd, ibland hundratals kilometer (Kinlan och Gaines 2003, Moksnes m.fl. 2014, Berkström m.fl. 2019). Pelagisk spridning är vanligare bland marina arter jämfört med sötvattensarter och är i Sverige särskilt utbredd längs västkusten. Uppskattningsvis sprids cirka 70 procent av marina evertebrater med hjälp av pelagiska larver (Thorson 1950). Många marina fiskar sprids på samma sätt (Berkström m.fl. 2019). Arter som har sitt ursprung i sötvatten tenderar att leka närmare kusten och lägger då ofta sina ägg på grunda, varma vegetationsbottnar där äggen förblir liggande tills de kläcks. Dessa arter är oftast mer stationära som vuxna och hittas främst i kustnära områden.

Makrofyter (alger och fröväxter) har vanligtvis begränsad spridning på grund av att deras sporer och frön, som oftast härstammar från sexuell reproduktion, har en tendens att vara tunga, vilket leder till att de sjunker snabbt till botten inom några meters avstånd från moderplantan. Makroalger och fröväxter kan dock också spridas passivt i vattenmassorna genom fragmentering, via sporer samt att frön och fragment kan fastna på flytande föremål för spridning (Källström m.fl. 2008). Lösdrivande former av alger, exempelvis blåstång (*Fucus vesiculosus*) kan vara livskraftiga och föröka sig, och därmed stå för långdistansspridning (Rothäusler m.fl. 2015). På liknande sätt kan flytande skott av ålgräs (*Zostera marina*) med frön transporteras långa sträckor, ibland över 100 km, som till exempel i Västerhavet (Jahnke m.fl. 2018). Fröskotten släpper naturligt från botten när de blir äldre och kan flyta i en månad medan fröna mognar. Denna typ av spridning är dock mindre vanlig i Östersjön, där ålgräset blommar mer sällan. Makrofyter har även bekräftats kunna sprida sig över långa avstånd genom att frön ätit av fisk (Boedeltje m.fl. 2015), och det finns exempel på makrofyter som har färdats med fåglar som har ätit fisk (van Leeuwen m.fl. 2017). Intakta frön från olika makrofyter har påträffats i

avföringen från karpfisk, som har ätit dessa växter, samt i avföringen från skarvar som har konsumerat växtätande fisk. Det har även rapporterats om spridning av levande fiskembryon med fåglar (Lovas-Kiss m.fl. 2020).

Graden av konnektivitet varierar mellan olika arter och detta avspeglas i deras spridningsmönster (Berkström m.fl. 2019, figur 3). Till exempel är spridningen av makrofyters frön och sporer normalt begränsade till mycket korta avstånd, vanligtvis mindre än 10 meter, även om det finns mekanismer som möjliggör långväga spridning (se ovan i detta kapitel). Evertebrater och fiskar har ett bredare spektrum av spridningsmöjligheter, inklusive både stationära och rörliga arter, som kan sprida sig passivt med pelagiska larver eller aktivt genom migration av vuxna individer (inom spannet 1–1000+ km). Den generella kunskapen om hur långt olika organismer kan sprida sig, oavsett om det sker genom aktiv migration eller passiv larvspridning, är begränsad. När det gäller kommersiellt betydelsefulla arter och större individer av fisk och kräftdjur som till exempel europeisk hummer har det utförts märkningsstudier som har gett mer precisa uppskattningar av deras migration över avstånd. För icke-kommersiella arter, både evertebrater och fiskar, är det generellt brist på information om deras spridningsavstånd, även om många av dessa arter är viktiga för ekosystemens funktion.



Figur 3. Spridningsavstånd för sporer och pelagiska larver från olika grupper av organismer (makrofyter, fiskar och evertebrater) i Sveriges havsmiljöer (Bild från Berkström m.fl. 2019).

Det är viktigt att notera att graden av konnektivitet varierar beroende på miljöförhållandena. Miljöfaktorer som salthalt, temperatur och vattenströmmar har samtliga en betydande inverkan på organismer och deras spridning (Berkström m.fl. 2019). Alla dessa miljöfaktorer kan dessutom påverkas av klimatförändringar. Därför är konnektiviteten i marina ekosystem en central aspekt som måste beaktas när man diskuterar potentiella effekter av klimatförändringar. I tillägg till detta har olika former av mänsklig verksamhet en fysisk påverkan på konnektiviteten. Biologiskt har detta betydelse både när det gäller organismers spridning och migration (direkt inverkan på konnektiviteten) och när det gäller habitatens tillstånd, det vill säga deras möjlighet att fungera som källor och sänkor i konnektivitetssammanhang (indirekt inverkan på konnektiviteten).

## 3.2. Metoder att mäta och analysera konnektivitet

Mätning och analys av arters spridning över och inom olika havsområden är en utmanande uppgift, och därför är kunskapen inom detta område fortfarande begränsad i Sveriges havsområden (Berkström m.fl. 2022b). I detta sammanhang är det viktigt att notera att organismer rör sig på olika sätt under olika livsstadier. Vissa organismer sprids passivt som larver och migrerar aktivt som vuxna. Därför förutsätter bedömningen och statusklassningen av dessa två typer av konnektivitet användning av olika metoder. För att öka vår kunskap om hur hemområden påverkar populationsdynamiken och vilka maximala avstånd som inverkar på den genetiska variationen inom populationer när organismer migrerar eller sprids behövs forskning som kombinerar olika metoder som till exempel märkning, otolitkemi, genetik och modellering. Nedan ges en sammanställning i text och i tabeller över olika metoder för att analysera och bedöma aktiv migration (tabell 1) och passiv spridning (tabell 2) som har rapporterats i vetenskapliga publikationer från framförallt Östersjöområdet (med Kattegatt) och i Skagerrak.

### 3.2.1. Aktiv migration

Tabell 1 ger exempel på resultat av olika metoder för att analysera och bedöma aktiv migration i framförallt Östersjön och Skagerrak och här utgörs de viktigaste metoderna av: användning av GIS, habitatkartor och spridningsmått, användning av märkningsstudier, användning av undervattensvideokamera, och olika kombinationer av metoder.

För att bedöma konnektivitet relaterad till aktiv migration i kustlandskap kan man till exempel i kartverktyget GIS kombinera habitatkartor med spridningsmått och avstånd i vattnet för olika arter. Med kostnads-avstånds-verktyget (cost distance) i GIS går det att simulera organismers rörelser runt exempelvis fysiska barriärer som öar eller pirar (Sundblad m.fl. 2011). Det går även att lägga in effekter

av fysisk påverkan som minskar sannolikheten att en individ ska röra sig genom ett visst område, till exempel genom att området muddrats eller är bullrigt till följd av båttrafik, utan att helt utesluta migrationer i området. Denna metod är särskilt användbar för att utvärdera hur landskapsstrukturen påverkar organismers aktiva migrationer i komplexa kustmiljöer där habitattillgången är ojämnt fördelad. För att förstå vilka miljövariabler som styr organismers rörelser kan denna information kombineras med hydrodynamiska modeller som tar hänsyn till faktorer som vågor, vindar, djup, strömmar, exponeringsgrad, salthalt och temperatur. Metoden kräver mätdata från fält och information om habitatutbredning och möjliga spridningskorridorer. Nyutvecklade habitatkartor för Östersjön har använts för att utföra sådana analyser av konnektivitet för ett antal arter (Berkström m.fl. 2022b).

Märkningsstudier har primärt genomförts på kommersiellt viktiga arter för att fastställa avstånden för aktiva migrationer i kust- och havslandskapet (Aro 2002, Saulamo och Neuman 2002, Drenner m.fl. 2012, Lundgreen m.fl. 2023, Olsen m.fl. 2023). De flesta märkningsstudier har, förutom på hummer, utförts på storvuxna fiskarter, som skrubbskädda (*Platichthys flesus*), torsk (*Gadus morhua*), pigghvar (*Scophthalmus maximus*), lax (*Salmo salar*), öring (*Salmo trutta*), sik (*Coregonus lavaretus*), gädda (*Esox lucius*) och gös (*Sander lucioperca*), medan informationen om små fiskarters och ryggradslösa djurs aktiva rörelser är begränsad trots att dessa arter ofta har en avgörande roll i ekosystemens funktion (Berkström m.fl. 2019, 2022 ab). Det här beror på att det är utmanande att märka och spåra små organismer, särskilt yngel, juveniler och ryggradslösa djur, utan att störa deras naturliga beteende, och att det troligen skulle vara mycket svårt att återfånga dem om de märktes. Trots detta har man lyckats märka även några mindre fiskarter som abborre (*Perca fluviatilis*), sill (*Clupea harengus*), och skarpsill (*Sprattus sprattus*).

Märkningsstudier omfattar både fångst-/återfångststudier och märkning med akustiska sändare eller satellitsändare, där de förra enbart ger en start- och en slutposition, medan sändarna kan ge mer kontinuerlig information om rörelser för enskilda individer. Märkningsstudier som har fokuserat på migrationsavstånd har gett insikter om organismers rörelser och spridning i vattenmassorna, liksom om vilken inverkan detta har på populationsdynamiken. För laxfiskar har sådana studier visat att beteende och överlevnadsstrategier i marina miljöer varierar kraftigt beroende på faktorer som temperatur, fysiologiskt tillstånd, individstorlek och populationsursprung (Drenner m.fl. 2012). Euryhalina och eurytermiska arter (arter som tål ett vidare spektrum av olika salthalter och temperaturer) har också visat sig ha mer intensiva migrationsmönster än stenohalina och stenotermiska arter (arter som är mer begränsade till specifika salthalter och temperaturer) (Aro 2002). Dessutom har marina arter ofta visat sig ha både lokala och mer migrerande populationer, medan sötvattensarter i allmänhet är mer stationära. Lundgreen m.fl. (2023) visade för torsk att den ekologiska konnektiviteten mellan Öresund och Kattegatt var betydande, framförallt under reproduktionssäsongen. Torsk märkt i de norra delarna av Öresund återfångades oftast i Kattegatt, medan torsk märkt i de

södra delarna av Öresund framförallt återfångades i Öresund. Bara drygt 0,2 procent av den torsk som märkts utanför Öresund återfångades i Öresund. Denna typ av information är värdefull för att förstå hur arter rör sig mellan olika områden och hur detta påverkar deras populationer. Staveley m.fl. (2019) använde akustisk telemetri där torskar märktes med sändare som registrerades i ett nätverk av mottagare för att utvärdera årstidsmässiga och rumsliga rörelsemönster och dessa mönsters relation till olika miljövariabler. Resultaten visade att vattentemperaturen, tillsammans med närvaron av fysiska barriärer, hade en påtaglig inverkan på konnektiviteten. Under sommaren, då vattnet var varmare, rörde sig torsken över större områden, omfattande flera kilometer. Under vintern, när vattnet var kallare, var rörelsemönstren mer begränsade och omfattade enbart ett hundratal meter.

Studier av konnektivitet inom kustnära fisksamhällen i Skagerrak har bidragit till att öka förståelsen för hur fiskmigration och rörelsemönster varierar i olika habitat och under olika miljöförhållanden. Perry m.fl. (2018) använde undervattensvideokameror för att undersöka fisksamhällen i grunda områden med olika typer av habitat, inklusive ålgräsängar, klippstrandsmakroalger och vegetationsfria områden. Resultaten visade att fisksamhällen i dessa olika habitat var relativt likartade i sin sammansättning, även om fiskabundansen var högre i de strukturellt mer komplexa habitat. Juvenil fisk dominerade i samtliga habitat, vilket understryker den betydelse som kustlandskapet har för tidiga livsstadier av fisk.

Olika kombinationer av metoder för att mäta och analysera konnektivitet har också utprovats och visat sig vara effektiva för att få en mer heltäckande förståelse av populationers dynamik och rörelsemönster. Sådana kombinerade metoder, till exempel av genetik och märkning eller modellering ger möjlighet att identifiera källor och sänkor inom metapopulationer och kan bidra till att bättre förstå hur olika faktorer påverkar konnektiviteten. Det finns dock bara ett fåtal sådana studier utförda i Östersjön (Östergren m.fl. 2012, Larsson m.fl. 2015, Mariani m.fl. 2020). Östergren m.fl. (2012) använde genetik i kombination med radio-telemetri märkning för att följa havsöringens migrationer under sin reproduktionsvandring i två älvar mynnande i Bottniska viken. Resultaten visade att de flesta havsöringar återvände till sina födelseplatser, men några individer migrerade till andra rinnande vatten eller strömmar än där de kläckts. Larsson m.fl. (2015) använde genetik tillsammans med otolitkemi för att spåra gäddors migration i Egentliga Östersjön och visade att kustbestånd av gäddor till 50 procent bestod av individer som rekryterats i sötvatten och att dessa sötvattensgäddor uppvisade ”homing”-beteenden och därmed att genflödet är begränsat mellan närliggande fortplantningsområden. Mariani m.fl. (2020) använde en kombination av genetik och olika modelleringstekniker för att undersöka minskningen av torsk och rödspätta (*Pleuronectes platessa*) i danska delar av Kattegatt och Skagerrak. Resultaten visade att de kustnära habitat var påverkade genom förändringar i hydrografi, inklusive högre temperaturer och lägre salthalt, vilket ledde till att torsk

och rödspätta ändrade sina beteenden och flyttade ut mot djupare vatten och längre bort från kusten.

Tabell 1. Exempel på olika metoder för att analysera och bedöma aktiv migration som har rapporterats i vetenskapliga publikationer från framförallt Östersjöområdet (med Kattegatt) och i Skagerrak.

Metod att mäta/analysera konnektivitet: aktiv migration	Taxon/Art	Geografiskt område	De viktigaste resultaten	Referens
GIS, habitatkartor och spridningsmått	Abborre, gädda, gös, mört	Stockholms skärgård, Åland, Skärgårdshavet	Användning av kostnads-avstånds-verktyg i GIS för att kombinera habitatkartor med spridningsmått och avstånd i vattnet för olika arter	Sundblad m.fl. 2011
Märkningsstudier	Flera kommersiella fiskarter	Östersjön	Euryhalina och eurytermiska arter är ofta kapabla att migrera mer intensivt än stenotermiska och stenohalina arter. Marina arter har både ganska lokala och mer migratoriska bestånd. Sötvattensarter är i allmänhet mer stationära än marina arter	Aro 2002
Märkningsstudier	Anadroma laxfiskar	Globalt	Laxfiskars överlevnadsrat och beteende i marin miljö varierar mycket över tid och rum med temperatur, population, fysiologiskt tillstånd och fiskstorlek som mest inflytelserika faktorer	Drenner m.fl. 2012
Märkningsstudier	Torsk	Öresund/Kattegatt	Den ekologiska konnektiviteten för torsk mellan Öresund och Kattegatt är betydande, framför allt under förökningsåsongen. Torsk märkt i de norra delarna av Öresund återfångas oftast i Kattegatt, medan torsk märkt i de södra delarna av Öresund framför allt återfångas i Öresund. Bara drygt 0,2 % av torsk märkt utanför Öresund återfångas i Öresund	Lundgreen m.fl. 2023
Passiv akustisk telemetri och nätverksanalys	Torsk	Skagerrak	Bedömningar av årstidsmässiga och rumsliga rörelsemönster hos torsk och dess relation till olika miljövariabler kan göras genom passiv akustisk telemetri och nätverksanalys. Vattentemperatur, i kombination med fysiska barriärer, har en stark inverkan på konnektiviteten där förändringar från varmare vatten under sommaren till kallare vatten under vintern signifikant reducerar rörelseaktiviteten hos torsk från storskaliga kopplingar på kilometeravstånd under sommaren till mera lokala rörelsemönster begränsat till ett hundratal meter under vintern	Staveley m.fl. 2019
Kombination av genetik och elektronisk märkning	Havsöring	Bottniska viken och svenska älvar	De flesta havsöringsindivider återvänder från havet till sina födelseplatser, men några individer migrerar också till andra rinnande vatten/strömmar än till de habitat där de kläckts	Östergren m.fl. 2012
Kombination av genetik och elektronisk märkning	Gädda	Egentliga Östersjön	Kustbestånd av gäddor består till 50 % av individer som rekryterats i sötvatten och sötvattensgäddorna uppvisar "homing"-beteenden och därmed är genflödet begränsat mellan närliggande fortplantningsområden	Larsson m.fl. 2015
Kombination av genetik och olika modelleringstekniker	Torsk och rödspätta	Danska delarna av Kattegatt och Skagerrak	De kustnära habitaterna är påverkade genom förändringar i hydrografi, inklusive högre temperaturer och lägre salthalt, vilket leder till att torsk och rödspätta ändrar sina beteenden och flyttar ut mot djupare vatten och längre bort från kusten	Mariani m.fl. 2020
Fältarbete med undervattensvideokameror	Habitatkonnektivitet i fisksamhällen	Skagerrak	Fisksamhällen i grunda områden är likartade i närliggande habitat i undervattenslandskapet (ålgåsar, klippstrandsmakroalger och vegetationsfria områden), även om fiskabundansen är högre i de strukturellt mer komplexa habitaterna. Alla habitat domineras av yngel, vilket understryker betydelsen av kustlandskapet för tidiga livsstadier av fisk	Perry m.fl. 2018

### 3.2.2. Passiv spridning

Tabell 2 ger en översikt över olika metoder och resultat som använts för att analysera och bedöma passiv transport, inklusive spridning av yngel, larver, sporer och fragment, framförallt i Östersjön och i Skagerrak. Dessa studier har främst använt en kombination av empiriska data och hydrodynamiska modeller för att undersöka spridningsvägar och uppväxtmiljöer för olika marina organismer och för att identifiera viktiga områden för konnektivitet som till exempel källor och sänkor (Moksnes m.fl. 2015, Jonsson m.fl. 2016). Specifika modelleringsstudier för att identifiera larvspridningsvägar och uppväxtmiljöer har gjorts bland annat för skarpsill (Hinrichsen m.fl. 2012a), torsk (Hinrichsen m.fl. 2012b, 2017a), , skrubbskädda och piggvar (Florin m.fl. 2013, Hinrichsen m.fl. 2017b).

Biofysiska cirkulationsmodeller kan användas för att analysera larvers spridning i vattenmassan. För att analysera larvers spridningsvägar samt tid och beteende i vattenmassan behövs en mängd information om havsströmmar, vattenkemi och biologiska egenskaper hos larver. Larvers egenskaper som lekperiod, vilka djup de vanligtvis befinner sig på och tiden som larven spenderar i den öppna vattenmassan kan identifieras genom litteraturen. Oftast används en cirkulationsmodell som inkluderar information om hur strömmars cirkulation, vattnets salinitet och temperatur varierar i tid och rum. Dessa typer av modeller kan sedan kombineras med biologiska modeller som inkluderar uppgifter om larvers egenskaper. Modellerna kan sedan simulera transportvägar för virtuella larver och härigenom identifiera källor och sänkor, vilka sedan återspeglas i en konnektivitetsmatris (Corell m.fl. 2012, Corell och Nissling 2019, Jonsson m.fl. 2020, 2021).

Fältundersökningar visar att olika arter (både inom ryggradslösa djur och för fisk) skiljer sig med avseende på vilka djup larverna befinner sig (från ytan ner till >100 m). Biofysiska modeller kring larvspridning visar att minskad djuputbredning kan mer än dubbla spridningsavståndet, minska kvarblivandet vid kusten/lokal rekrytering och avsevärt öka konnektiviteten (Corell m.fl. 2012). Larvernas preferenser för djup kan ha avgörande konsekvenser för konnektiviteten inom ett ekosystem. Corell och Nissling (2019) undersökte östersjöflundra (*Platichthys solemdali*) och den biofysiska modelleringen avslöjade djupet som larverna driver runt på som en viktig faktor som påverkar larvspridningen. Drift på 10–22 m djup innebär att larverna blir kvar längs kusten med slutdestinationer inom  $\leq 20$  km från kusten, vilket vidare möjliggör framgångsrik migration till deras barnkammarmiljö. Däremot leder larvdrift nära ytan till drift bort från kusten med slutpunkter i öppna havet, det vill säga en förlust av larver som i nästa livsstadium är beroende av grunda bottenmiljöer, men med en liten fraktion (5–12 procent) som uppvisar konnektivitet över stora delar av Östersjön. Larver som stannar längs kusten har möjlighet att migrera till sina målhabitat, medan de som driver ut i öppna havet kan förloras. Detta påverkar i sin tur populationsdynamiken och genflödet



mellan olika områden. Sammanfattningsvis erbjuder användningen av biofysiska cirkulationsmodeller en sofistikerad metod för att kartlägga och förstå konnektivitet inom marina ekosystem och för att förutsäga hur förändringar i miljön kan påverka larvers spridning och överlevnad.

En vidareutveckling av skadebedömningar som beaktar kumulativ påverkan erbjuder nya metoder för att kartlägga och praktiskt integrera konnektivitet med ekosystembaserad havsplanering och andra rumsliga verktyg inom förvaltningen, som marina skyddade områden och förvaltning av områden som är utsatta för olika former av mänsklig påverkan (Jonsson m.fl. 2020, 2021). Inom detta arbete utgås det från olika arters sannolikheter för spridning mellan geografiska målområden som till exempel olika marina skyddsområden (Jonsson m.fl. 2020). För blåmusslor (*Mytilus edulis/Mytilus trossulus*) noterades att försämrad kondition hos musslorna i ett givet område hade negativ inverkan på musslor som befann sig långt borta från områden där påverkanstrycket förekom på grund av skador på konnektiviteten (Jonsson m.fl. 2021).

Vad gäller passiv spridning av fisklarver har olika typer av konnektivitetsstudier utförts på olika håll i Östersjön och Skagerrak. Hinrichsen m.fl. (2012a) undersökte spridningen av skarpsillslarver genom att koppla samman hydrodynamiska och trofodynamiska modellsimuleringar. Målet var att skapa en baslinje för att kvantifiera och förstå transporten av skarpsillslarver i olika ekosystem i Östersjön och Nordsjön. Studien syftade också till att ge insikter om hur variabler i miljön, som temperatur och tillgång till föda, kan påverka den rumsliga fördelningen av fisklarver.

Hinrichsen m.fl. (2012b) undersökte transporten av torsklarver i sydvästra Östersjön och olikheter i miljörelaterad överlevnad längs olika drifrutter. De analyserade hur överlevnaden påverkades av dels den rumsliga dynamiken, inklusive skillnader mellan olika reproduktionsområden, och dels av den tidsmässiga dynamiken, inklusive variationer mellan år och säsonger. De rumsliga resultaten visade att överlevnaden var högst i Kattegatt, måttlig i Stora Bält och låg i Öresund, Kielbukten och Mecklenburgbukten. De tidsmässiga resultaten visade att de bästa förhållandena för torskreproduktion ägde rum sent under reproduktionssäsongen, medan överlevnaden kunde förväntas vara låg under perioden januari till mars. I annan studie för sydöstra Östersjön konstaterade Hinrichsen m.fl. (2017a) generellt att modellresultaten indikerar hög konnektivitet mellan torskens barnkamrar och rekryteringsområden. Samtidigt har mängden tillgängligt habitat minskat under de senaste årtiondena, troligen på grund av låga syrenivåer.

Konnektiviteten för plattfisk har undersökts av Florin m.fl. (2013) samt av Hinrichsen m.fl. (2017b). Florin m.fl. (2013) studerade effekterna av fiskefria områden i Egentliga Östersjön runt Gotland och fann att införandet av fiskeförbud hade tydliga fördelar för både piggvar och skrubbskädda. Dessa fördelar kunde även märkas i de omgivande områden som fortfarande utsattes för fiske, även om

det var svårt att mer exakt kvantifiera fiskerieffekterna. Hinrichsen m.fl. (2017b) rapporterade för skrubbskädda att flytförmågan hos ägg och gulesäckslarver i förhållande till den topografiska beskaffenheten i Egentliga Östersjön agerade som en barriär för den passiva transporten och möjligen begränsade konnektiviteten för arten mellan olika reproduktionsområden hos tidiga livsstadier.

Passiv transport av larver har också varit föremål för studier där en kombination av genetik och spridningsmodeller har använts. I Kattegatt-Skagerrak har sådana undersökningar genomförts för torsk (Jonsson m.fl. 2016, Barth m.fl. 2017), medan de Wit m.fl. (2020) använde en kombination av genetik och en biofysisk konnektivitetsmodell för att undersöka spridning hos tånglusen (*Idotea balthica*). Jonsson m.fl. (2016) använde olika teoretiska verktyg för att identifiera nya skyddsområden inom Skagerrak-Kattegatt-Bälthavet. Speciell fokus lades på att hitta områden som skulle kunna öka konnektiviteten genom spridning av larver inom befintliga nätverk av skyddade områden för bottenlevande organismer som lever på grundare vatten än 100 meter och som har olika spridningsstrategier. Barth m.fl. (2017) visade att torsk i skyddade estuarier i skandinaviska fjordar främst hörde till oceaniska populationer i utsjön med betydande konnektivitet mellan dessa ekosystem. Det påpekas dock att det finns bevis för avskilda fjordpopulationer som är genetiskt differentierade från utsjöpopulationerna, vilket indikerar en lokal anpassning. De Wit m.fl. (2020) visade att tånglusen i Östersjön, längs skalor på hundratals kilometer, har en populationsstruktur som oftast matchar väl med hur strömmarna rör sig i Östersjön, vilket indikerar att en passiv transport med oceanografiska strömmar är en viktig spridningsväg.

Makrofyters spridning har undersökts med hjälp av fältstudier och biofysiska modeller. Rothäusler m.fl. (2015) analyserade storlek, densitet och abundans av blåstångsfragment längs olika transekter i Östersjön och använde denna information tillsammans med analyser av spridningsmönster i en biofysisk modell. Resultaten visade att klippstrandshabitat i de norra delarna av Egentliga Östersjön verkade vara väl sammanlänkade tack vare en stor mängd flytande blåstång, vilket möjliggjorde långväga spridning och genflöde mellan olika populationer. För att studera spridningsmönster av sjögräs i samband med störning använde Grech m.fl. (2016) en kombination av GIS-lager om inventerade sjögräsängar och en oceanografisk modell. Sådana data kan kombineras med kartunderlag över fysisk påverkan (Törnqvist m.fl. 2020a) för att studera hur och var kustnära exploatering kan leda till bristande konnektivitet. För att studera passiv transport för makrofyter som ålgräs har också olika kombinationer av genetik och spridningsmodeller använts. Jahnke m.fl. (2018) visade för Kattegatt/Skagerrak att passiv drift av blommande ålgrässkott längs oceanografiska strömmar är den främsta drivkraften bakom genflöde för ålgräs under de tre senaste decennierna. Identifiering av distinkta kluster, "konnektivitets-hotspots" och områden där konnektiviteten har blivit begränsad under det senaste århundradet ansågs vara kritisk information för rumslig förvaltning, naturskydd och restaurering av ålgräs. Jahnke m.fl. (2020)

visade att den kombinerade användningen av olika metoder möjliggjorde bedömning av olika tidsmässiga och rumsliga skalor samtidigt. Dessutom kunde de rangordna specifika ålgräsängar baserat på genetik, demografi och ekologi. Martínez-García m.fl. (2021) fann att lokaler med ålgräs i Skåne (sydvästra Östersjön och Kattegatt) , trots påverkan från människor och klimatförändringar, uppvisade hög genetisk variation och svag genetisk differentiering. Man kunde även fastställa att organiskt material, salthalt och det maximala djupet var de faktorer som starkast var associerade med den genetiska strukturen och morfologisk variation hos ålgräs (Martínez-García m.fl. 2021). I Danmark simulerade Pastor m.fl. (2022) spridning av reproduktiva ålgräskott innehållande frön under blomningsperioden i juli till september. Sedan användes nätverksanalys för att identifiera möjlig konnektivitet mellan populationer och för att identifiera nyckelområden för ålgräsrestaurering i Kattegatt, som till exempel Ålborgsbukten.

Tabell 2. Exempel på olika metoder för att analysera och bedöma passiv spridning som har rapporterats i vetenskapliga publikationer från framförallt Östersjöområdet (med Kattegatt) och i Skagerrak.

Metod att mäta/analysera konnektivitet: passiv spridning	Taxon/Art	Geografiskt område	De viktigaste resultaten	Referens
Modelleringsstudier i kombination med empiriska data och hydrodynamiska modeller	Flera arter av bentiska organismer	Danska sunden, Kattegatt och Skagerrak	Nya teoretiska verktyg används för att identifiera nya skyddsområden inom Skagerack-Kattegatt-Bälthavet. Avsikten är att på bästa sätt kan höja konnektiviteten via larvspridning inom existerande nätverk av skyddade områden för bottenlevande organismer som lever grundare än 100 m och har multipla spridningsstrategier	Moksnes m.fl. 2015; Jonsson m.fl. 2016
Specifika modelleringsstudier för att identifiera larvspridningsvägar och uppväxtmiljöer	Skarpsill	Östersjön och Nordsjön	Kopplade hydrodynamiska/trofodynamiska modellsimuleringar ger en baslinje för att kvantifiera och förstå transport av skarpsillslarver i olika ekosystem i Östersjön och Nordsjön och erhålla information om i vilken grad variabilitet i miljön (till exempel olikheter i temperatur och bytestillgång) kan påverka rumslig fördelning av fisklarver	Hinrichsen m.fl. 2012a
Specifika modelleringsstudier för att identifiera larvspridningsvägar och uppväxtmiljöer	Torsk	Södra Östersjön och Kattegatt	Transporten av torsklarver i sydvästra Östersjön och variabiliteten i miljörelaterad överlevnad bedöms längs driftrutter i relation till både rumslig dynamik (inom och mellan olika reproduktionsområden) och tidsmässig dynamik (mellan år, mellan årstider). Tidsmässigt visar resultaten att förhållandena för torskreproduktion framför allt är gynnsamma sent under reproduktionssäsongen, medan överlevnaden kan förväntas vara låg under januari till mars. De rumsliga analyserna visar de högsta överlevnadschanserna i Kattegatt, måttlig överlevnad i Stora Bält och bara låg överlevnad i Öresund, Kielbukten och Mecklenburgbukten	Hinrichsen m.fl. 2012b
Specifika modelleringsstudier för att identifiera larvspridningsvägar och uppväxtmiljöer	Torsk	Sydöstra Östersjön	För sydöstra Östersjön indikerar modelleringsresultat generellt en hög konnektivitet mellan barnkamrar/rekryteringsområden för torsk och att mängden nyttjade habitat gått ner under de senaste decennierna, vilket troligen beror på låga syrehalter	Hinrichsen m.fl. 2017a
Kombination av genetik och spridningsmodeller	Torsk	Västerhavet	Torsk i skyddade estuarina habitat i skandinaviska fjordar hör främst till oceaniska populationer i utsjön med betydande konnektivitet mellan dessa ekosystem. Det finns dock bevis för avskilda fjordpopulationer som är genetiskt differentierade från utsjöpopulationerna, vilket indikerar en lokal anpassning	Barth m.fl. 2017

Kombination av genetik och biofysisk märkning	Tånglus <i>Idotea balthica</i>	Östersjön	I Östersjön har tånglusen över hundratals km, en populationsstruktur där genommönster oftast matchar väl med biofysisk konnektivitet, vilket indikerar att passiv spridning med oceanografiska strömmar utgör en viktig spridningsväg	de Wit m.fl. 2020
Specifika modelleringsstudier för att identifiera larvspridningsvägar och uppväxtmiljöer	Skrubbskädda	Egentliga Östersjön	Flytförmågan hos ägg och gulesäckslarver i relation till topografin fungerar som en barriär för den passiva transporten för skrubbskädda och begränsar möjligen konnektiviteten mellan olika reproduktionsområden hos tidiga livsstadier	Hinrichsen m.fl. 2017b
Specifika modelleringsstudier för att identifiera larvspridningsvägar och uppväxtmiljöer	Piggvar och skrubbskädda	Egentliga Östersjön	Fiskeförbud ger tydliga fördelar för både piggvar och skrubbskädda också för omgivande fiskade områden, även om det är svårt att kvantifiera fiskeroeffekterna	Florin m.fl. 2013
Biofysiska cirkulationsmodeller kombinerade med modeller om larvegenskaper	Flera arter av ryggradslösa djur och fisk	Östersjön	Biofysiska cirkulationsmodeller kombineras med en biologisk modell som inkluderar data om larvers egenskaper och transportvägar för virtuella larver kan simuleras varigenom källor och sänkor kan identifieras och återspeglas i en konnektivitetsmatris. Fältundersökningar visar att olika arter av både ryggradslösa djur och fisk skiljer sig med avseende på vilka djup larverna befinner sig på (från ytan ner till >100 m). Biofysiska modeller kring larvspridning visar att minskad djuputbredning kan öka spridningsavståndet 2.5-falt, minska kvarblivandet vid kusten/lokal rekrytering och avsevärt öka konnektiviteten	Corell m.fl. 2012
Biofysisk modellering av spridningsmönster	Östersjöflundra	Gotland, Egentliga Östersjön	Modellering avslöjar driftdjup som en viktig faktor som påverkar larvspridning av östersjöflundra. Drift på 10–22 m djup involverar kvarblivande längs kusten för majoriteten av larverna med slutdestinationer ≤20 km från kusten, vilket möjliggör vidare framgångsrik migration till barnkammarrabitat. Däremot leder larvdrift nära ytan till slutdestinationer i öppna havet, det vill säga en förlust av larver, men med en liten fraktion (5–12%) som uppvisar konnektivitet över Östersjöbassänger	Corell och Nissling 2019
Biofysiska modeller över organismers spridningsmönster	Flera arter av ryggradslösa djur och fisk	Östersjön	Verktyg används som baseras på en konnektivitetsmatris som summerar olika arters sannolikheter för spridning, utgående från medeltal över många år, mellan alla ingående geografiska målområden	Jonsson m.fl. 2020
Biofysisk modellering av spridningsmönster kombinerad med kumulativ skadebedömning	Blåmussla	Östersjön och Skagerrak	En vidareutveckling av kumulativ skadebedömning erbjuder en ny metod för att kartlägga och praktiskt integrera konnektivitet med ekosystem-baserad marin rumslig planering och andra rumsliga instrument inom förvaltningen som till exempel av förvaltning av marina skyddade områden. Ett exempel med blåmusslor visar hur minskad musselcondition i ett givet område kan ha negativa effekter på musslor långt ifrån de områden där påverkanstrycket	Jonsson m.fl. 2021

			verkar. Skador på konnektiviteten spelar ändå en mindre roll i de flesta områden, <10% av ordinär kumulativ inverkan, medan den i vissa mindre områden, som i utsjöbankar i de Danska sunden, kan öka till 20-30 %	
Biofysisk modell av spridningsmönster i kombination med fältstudier	Blåstång	Stockholms skärgård, Åland, Skärgårdshavet	Klippstrandshabitat i de norra delarna av Egentliga Östersjön är potentiellt väl sammanbundna genom en stor mängd flytande blåstång som kan nå långt och bidra till ett genflöde mellan populationer	Rothhäusler m.fl. 2015
Biofysiska modeller och nätverksanalys	Ålgräs	Kattegatt	Spridning av reproduktiva ålgrässkott innehållande frön simulerades under blomningsperioden i juli till september. Sedan användes nätverksanalys för att identifiera möjlig konnektivitet mellan populationer och nyckelområden för ålgräsrestaurering i Kattegatt såsom Ålborgsbukten kunde identifieras	Pastor m.fl. 2022
Kombination av genetik och spridningsmodeller	Ålgräs	Kattegatt/Skagerrak	Passiv drift av blommande ålgrässkott längs oceanografiska strömmar är den huvudsakliga drivkraften för genflöde för ålgräs i Kattegatt/Skagerrak under de tre senaste decennierna. Identifiering av distinkta kluster, "konnektivitets-hotspots" och områden där konnektiviteten har blivit begränsad under det senaste århundradet är kritisk information för rumslig förvaltning, naturskydd och restaurering av ålgräs	Jahnke m.fl. 2018
Kombination av genetik och spridningsmodeller	Ålgräs	Kattegatt/Skagerrak	En kombination av metoder tillåter bedömning av olika tidsmässiga och rumsliga skalor på samma gång såväl som att rangordna specifika ängar på basen av nyckelmått med avseende på genetik, demografi och ekologi	Jahnke m.fl. 2020
Kombination av genetik och spridningsmodeller	Ålgräs	Östersjön och Kattegatt (Skåne)	Trots mänsklig påverkan och klimatförändringar, uppvisar lokaler med ålgräs hög genetisk variation och svag genetisk differentiering. Organiskt material, salthalt och maxdjup är de faktorer som kan associeras starkast med genetisk struktur och morfologisk variation i ålgräs	Martínez-García m.fl. 2021

### 3.3. Konnektivitetsmönster hos några biologiska kvalitetsfaktorer inom statusbedömning

Östersjön kännetecknas av kraftiga miljövariationer och bräckt vatten, vilket resulterar i låg artmångfald som består av en blandning av sötvattens- och saltvattensarter, med endast några få brackvattensarter (Voipio 1981). Trots den låga artdiversiteten uppvisar Östersjön en betydande mångfald när det gäller migrations- och spridningsmönster. Detta beror på att arterna har unika anpassningar som gör det möjligt för dem att överleva och föröka sig i de miljöer som erbjuder de mest gynnsamma förutsättningarna för deras tillväxt och reproduktion. Det här skiljer sig från tropiska system där miljön är mer stabil och artdiversiteten högre, men där mångfalden av migrations- och spridningsmönster i stället är lägre än i Östersjön (Berkström m.fl. 2019).

För att underlätta för framtida analyser av ekologisk konnektivitet sammanställde Berkström m.fl. (2019) artbaserad information med relevans för ekologisk konnektivitet. Sammanställningen inkluderar olika aspekter av arters ekologi och spridningsbiologi, inklusive geografiska mått för aktiv och passiv spridning, populationsutbredning baserad på genetiska studier samt habitat användning för olika livsstadier och lek.

I tabell 3 finns litteraturuppgifter om larv- och fröspridning för ett antal arter av makroalger, fröväxter och ryggradslösa djur. För motsvarande uppgifter om ett antal fiskarter hänvisas till Berkström m.fl. (2019). Denna indelning har gjorts med hänsyn till att den ekologiska statusen i kustvatten ofta grundar sig på de tre biologiska kvalitetsfaktorerna: *bottenfauna*, *makroalger och gömfröiga växter*, samt *växtplankton*. Av dessa tre faktorer är det i synnerhet *bottenfauna* samt *makroalger och gömfröiga växter* som kan vara känsliga för bristande konnektivitet. Därför går vi här kort igenom olika aspekter av konnektivitet för representanter för dessa organismgrupper, men framförallt ur ett habitatbildande perspektiv, eftersom fungerande opåverkade habitat behövs för en fungerande konnektivitet.

#### 3.3.1. Bottenfauna

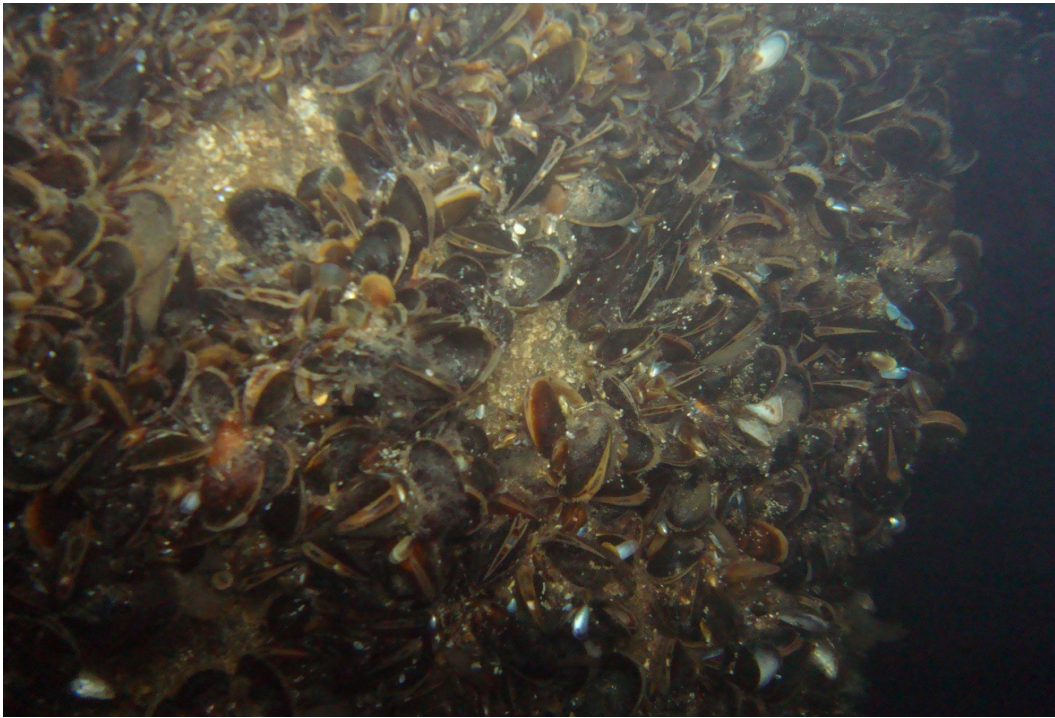
Den biologiska kvalitetsfaktorn bottenfauna innefattar flera stora organismgrupper som till exempel maskar, leddjur, tagghudingar, musslor och snäckor. Dessa är direkt beroende av bottenens geomorfologiska strukturer och sedimentets sammansättning. Om det sker förändringar i djup, strömmar och i hydrografiska förhållandena ändrar också villkoren för bottenfaunan och arternas konnektivitet. Det finns ändå stora variationer i olika bottendjurs konnektivitet med allt ifrån

stationära arter, som vissa rovmaskar, till mer mobila arter som krabbtaskan som kan vandra 100 km för lek och ha larver som kan spridas med strömmar längs stora delar av kusten (Karlsson och Christiansen 1996, Ungfors m.fl. 2007, 2009, Einfeldt m.fl. 2014). Nedan ges mer ingående information om blåmusslan som exempel på en habitatbildande art. Blåmusslan är en så kallad ekosystemingenjör som omvandlar bottenmiljön och hyser ett stort antal associerade arter av ryggradslösa djur. I detta exempel har frågor som rör blåmusslans konnektivitet också stor betydelse för alla de arter som lever i blåmusselrev och på blåmusselbottnar.

Blåmusslans reproduktionscykel är flexibel och lekperioden kan anpassas beroende på miljöförhållanden. Blåmussellarver har observerats under olika årstider, såväl sommar, höst som vinter. Den tid som larverna i regel tillbringar i vattenmassan, cirka 4 veckor, är beroende på faktorer som tillgång till föda, temperatur och salthalt (Gilg och Hilbish 2003, Corell m.fl. 2012, Larsson m.fl. 2016, Strelkov m.fl. 2017, Stuckas m.fl. 2017). Den rumsliga dynamiken i en musselpopulation styrs av faktorer som möjligheten till spridning, produktion och överlevnad i larvstadiet samt möjligheten att fästa på underlaget (Folmer m.fl. 2014, Westerbom m.fl. 2021). När larverna är cirka 0,2 mm fäster de på hårda substrat (figur 4). Denna fastsättning (settlings) är livsnödvändig, eftersom den hindrar larverna från att driva bort med strömmar och av vågor (McGrath m.fl. 1988). När larverna ska fästa är de särskilt känsliga för hydrodynamiska störningar. De viktigaste faktorerna som påverkar var larverna hamnar längs Sveriges kust är fysiska och hydrografiska barriärer, graden av vågexponering, salthalt, temperatur (Folmer m.fl. 2014, Westerbom m.fl. 2021), samt predationstryck från mobila epibentiska (ytlevande) arter som strandkrabbor (*Carcinus maenas*) och hästräkor (*Crangon crangon*) i områden med högre salthalt (Folmer m.fl. 2014).

Westerbom m.fl. (2021) undersökte över fyra år den rumsliga och tidsmässiga variationen i dynamiken mellan blåmussellarver och vuxna blåmusslor längs Finlands sydkust. Syftet var att förstå hur miljöfaktorer som salthalt, graden av vågexponering och temperatur påverkar rekryteringen och hur denna variation påverkar den totala populationstillväxten i ett randområde för blåmusslans utbredning. Undersökningen visar hög mellanårsvariation i rekryteringsstyrka med stor rumslig variation och synkroniserade tidsstyrda förändringar i vuxna åldersklasser. Salthalten inverkar mest på nyrekryteringen. Däremot var vågexponeringsgraden viktigare för de etablerade juvenila och vuxna individerna, följt av temperaturen, medan salthalten påverkade dessa musselgrupper i en mindre utsträckning. Undersökningen indikerar att framtiden kan bli utmanande för randpopulationer av blåmusslor på grund av att antalet misslyckade rekryteringar förväntas öka i ett förändrat havsklimat med högre vattentemperaturer och lägre salthalt (Westerbom m.fl. 2021).





Figur 4. Blåmusselrev från Skagerrak, sydöstra Norge. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).

### 3.3.2. Makroalger

Makroalger har olika sätt att sprida sig på. De kan sprida sig över korta sträckor med hjälp av sporer genom sexuell förökning, eller över längre avstånd genom asexuell förökning via fragment som lossnar från algerna och flyter i vattenmassorna. Dessa fragment kan överleva i vattenmiljön i veckor till månader innan de hamnar i en lämplig miljö där de kan fästa och växa (figur 5). Exempelvis förökar sig blåstången främst genom sexuell reproduktion, men fragment av arten kan också flyta långa sträckor och fortsätta att växa innan de når en gynnsam miljö där de kan fästa sig (Tatarenkov m.fl. 2005, Rothäusler m.fl. 2015). Smaltången (*Fucus radicans*) däremot sprider sig främst asexuellt som fragment, och dess utbredning norrut i Bottenhavet består av en enda stor klon (Bergström m.fl. 2005, Tatarenkov m.fl. 2005). Algernas spridningssätt varierar stort. Antingen kan de hamna i en närliggande vik (från någon meter till 1 km) styrd av vindar direkt efter att fragmentet lossnat från algen eller så kan de ibland transporteras över större havsområden, vilket framförallt styrs av strömmar. Det har visat sig att flytande alger är vanligare i kustområden, nära deras lokala källor, även om de längs kusten kan förflyttas över långa sträckor, upp till 100–200 km (Rothäusler m.fl. 2015, Jonsson m.fl. 2018). Ryggradslösa djur kan också "lifva" till nya områden i samband med passiv spridning av algfragment (Winston 2012). Kustlandskapets

bottenstruktur, både förekomsten av naturliga som artificiella barriärer, kan dock hindra makroalgers spridning från en källa till en sänka (Rothäusler m.fl. 2015).



*Figur 5. Makroalger i Skagerrak. Foto Patrik Kraufvelin.*

### 3.3.3. Fröväxter

Fröväxter som till exempel ålgräs har förmågan att sprida sig både vegetativt och genom sexuell förökning (figur 6). Frön och sporer har dock begränsad spridning i vattenmassan eftersom de är tunga och oftast sjunker till botten i närheten av moderplantan. Däremot kan vegetativa skott av ålgräs, som lossnat tillsammans med rötter och rhizomer (rotstammar), ofta ses flyta på vattenytan och dessa skott har potential att spridas över långa avstånd (Orth m.fl. 1994). Det vegetativa skottet intar en lodrät orientering i vattenmassan och når slutligen en vågrät position på sedimentytan. Här kan skottet antingen transporteras längs botten med havsströmmar eller följa med olika objekt som finns på sedimentytan (Harwell och Orth 2002). Skotten kan i princip transporteras upp till 200 km, även om mer typiska avstånd ligger på mindre än 20 km (Reusch 2002, Källström m.fl. 2008, Jahnke m.fl. 2018, Triest m.fl. 2018). Detta gör det, under gynnsamma förhållanden, möjligt för nya områden av ålgräsängar att etableras i kustnära områden.



*Figur 6. Álgräs i Skagerrak. Foto: Patrik Kraufvelin.*

Tabell 3. Mått från litteraturen på larv- och fröspridning samt spridning av fragment för ett antal arter av makroalger, fröväxter och ryggradslösa djur.

Svenskt namn	Latinskt namn	Adultas rörelse-mönster	Fragment spridning typiska	Fragment spridning max	Larv/frö spridning	Spridningsavstånd baserade på genetiska studier	Referenser
Blåmussla	<i>Mytilus edulis</i> / <i>Mytilus trossulus</i>	fastsittande	-	-	10–50 km	300–600 km	Gilg och Hilbish 2003, Corell m.fl. 2012, Larsson m.fl. 2016, Strelkov m.fl. 2017, Stuckas m.fl. 2017
Blåstång	<i>Fucus vesiculosus</i>	fastsittande	10 m–1 km	250 km	1–2 m	10 m–500 km	Coyer m.fl. 2003, Tatarenkov m.fl. 2007, Pereyra m.fl. 2013, Rothäusler m.fl. 2015, Jonsson m.fl. 2018
Dvärg-bandtång	<i>Zostera noltii</i>	fastsittande	-	-	-	65–150 km	Chust m.fl. 2013 (från Spanien)
Europeisk hummer	<i>Homarus gammarus</i>	< 250 m	-	-	-	< 400 km	Moland m.fl. 2011ab, 2013ab, Huserbråten m.fl. 2013, Øresland och Ulmestrand 2013, Thorbjørnsen m.fl. 2018
Europeiskt ostron	<i>Ostrea edulis</i>	fastsittande	-	-	88 km	-	Kinlan och Gaines 2003, Johnson m.fl. 2008
Hårnating	<i>Ruppia maritima</i>	fastsittande	-	-	-	4 m–20 km	Triest och Sierens 2015, Triest m.fl. 2018
Häftmussla	<i>Modiolus modiolus</i>	fastsittande	-	-	10 km	-	Johnson m.fl. 2008, www.marlin.ac.uk – (från Storbritannien)
Knöltång	<i>Ascophyllum nodosum</i>	fastsittande	-	-	> 5 m	-	Coyer m.fl. 2003, Dudgeon m.fl. 2001 (från USA)
Krabtaska	<i>Cancer pagurus</i>	< 1 km	-	-	-	> 1300 km	Karlsson och Christiansen 1996, Ungfors m.fl. 2007, 2009
Skruvnating	<i>Ruppia spiralis</i>	fastsittande	5–20 km	179 km	-	20 km	Triest m.fl. 2018

Slät havstulpan	<i>Amphibalanus improvisus</i>	fastsittande	-	-	160 km	-	Corell m.fl. 2012
Smaltång	<i>Fucus radicans</i>	fastsittande	10 m–1 km	> 100 km	1–2 m	550 km	Coyer m.fl. 2003, Jonsson m.fl. 2018
Tandsjöpong	<i>Ascidia mentula</i>	fastsittande	-	-	1,5 km	-	Havenhand 1991
Trubbig strandsnäcka	<i>Littorina fabalis</i>	2 m	-	-	-	-	Erlandsson m.fl. 1998
Vanlig strandsnäcka	<i>Littorina littorea</i>	-	-	-	300 km	-	Johannesson 1988
Vivipar strandsnäcka	<i>Littorina saxatilis</i>	2 m	-	-	-	1–2 km	Janson 1983, Johannesson och Johannesson 1995, Erlandsson m.fl. 1998, Panova m.fl. 2006
Ålgräs	<i>Zostera marina</i>	fastsittande	10–100 km	150–200 km	5 m	300 km	Orth m.fl. 1994 (från USA), Reusch 2002, Källström m.fl. 2008, Jahnke m.fl. 2018, Triest m.fl. 2018
Ögonkorall	<i>Lophelia pertusa</i>	-	-	-	40 km	< 35 km	Dahl m.fl. 2012, Moksnes m.fl. 2014
Öronmanet	<i>Aurelia aurita</i>	-	-	-	40 km	-	Moksnes m.fl. 2014

### 3.4. Naturliga barriärer för konnektivitet i kustvattenmiljöer

Den kustnära cirkulationen, som drivs av havsströmmar, spelar en avgörande roll när det kommer till spridningen av larver, sporer och fragment och dynamiken hos populationer i kustmiljön (McQuaid och Phillips 2000). Naturliga hinder, så kallade hydrodynamiska barriärer som kan bestå av till exempel estuarier och ogynnsamma livsmiljöer, kan dock påverka denna cirkulation och begränsa spridningen av larver och sporer. Dessutom kan stora områden med djupt vatten fungera som barriärer för kustnära arter, särskilt de arter som är relativt stationära och har en begränsad räckvidd för larvspridning, som till exempel abborre (Olsson m.fl. 2011).

För att förstå och förutsäga spridning och migration av olika arter måste vi ta hänsyn till olika miljövariabler, som salthalt, temperatur och syrehalt, eftersom dessa variabler kan fungera som naturliga spridningsbarriärer (Berkström m.fl. 2019). Förändringar i miljövariabler som temperatur, salthalt och syrenivåer kan både påskynda och sakta ner spridning och migration hos många arter, eftersom ogynnsamma nivåer (antingen för låga eller för höga) innebär att organismerna utsätts för stress.

Påverkan från förändringar i miljövariabler är särskilt påtaglig i övergångszonen mellan Nordsjön och Östersjön, där salthalten, djupet och strömmarna snabbt varierar över korta avstånd, från marina förhållanden med en salthalt på 35 promille till brackvatten med en salthalt på 10 promille (Ulrich m.fl. 2017). På samma sätt fungerar de norra delarna av Gotlandsdjupet, med sitt syrefattiga vatten, som en ostlig-västlig barriär till exempel för vuxna skrubbskäddor som inte klarar av att passera dessa ogynnsamma områden (Aro 1989, Florin och Höglund 2008). I Östersjön är både torsk och skrubbskädda beroende av syrerika och salta vatten för att ägg och larver ska kunna överleva. Därför är deras lekområden i Östersjön begränsade till isolerade djuphavsbassänger med tillräckligt salt och syrerikt vatten, som Bornholmsdjupet eller de södra delarna av Gotlandsdjupet (Berkström m.fl. 2019).

Den vertikala fördelningen av larverna och andra organismer i vattenmassan spelar en avgörande roll för deras spridningsmönster. Detta eftersom hastigheten och riktningen för kustnära havsströmmar ofta varierar med djupet. Om organismerna befinner sig ovanför eller under språngskiktet har också en avgörande inverkan på hur de sprids och var de landar (Moksnes m.fl. 2014, Hinrichsen m.fl. 2017a, Corell och Nissling 2019), eftersom språngskiktet fungerar som en naturlig barriär mellan olika vattenmassor.

I Västerhavet påverkas vattnets cirkulationsmönster av ytvatten som rör sig norrut längs kusten mot Norges södra kust, samtidigt som djupt vatten under

språngskiktet rör sig söderut mot den södra delen av Kattegatt (Moksnes m.fl. 2014).

Vinddrivna ytströmmar har avsevärt högre hastighet än strömmar längre ner i vattnet, vilket innebär att larver och organismer som befinner sig i det grunda vattnet oftast förflyttas dubbelt så snabbt som de som befinner sig i djupare områden (Corell m.fl. 2012, Tremblay m.fl. 1994). Cowen m.fl. (2000) visade även att larver hålls kvar längre i ett lekområde om de befinner sig på djupt vatten.

I påverkansanalyser kan man dra nytta av data om djupfördelningen av larver från fisk och ryggradslösa djur eller fragment från makrofyter, tillsammans med information om hur länge larverna och materialet förblir i det öppna vattnet. Detta kan ge information om vilka avstånd som larverna och olika alg- och växtfragment kan komma att transporteras med vattenströmmar.

## 4. Människans fysiska påverkan på kustekosystem och konsekvenser för konnektiviteten

Kustnära ekosystem utsätts kontinuerligt och samtidigt av en rad olika mänskliga aktiviteter som till exempel: kustexploatering, byggnationer, havsbaserad energiproduktion, uttag av levande och icke levande resurser, produktion av levande resurser, transport, turism och friluftsliv, försvars- och militärverksamhet, med mera, vilka har en betydande påverkan på både livsmiljöerna och de biologiska värdena i kustekosystemen. Kustmiljöns utformning, status och funktion påverkas genom att det förorsakas fysiska förändringar i livsmiljöer, störningar av substratytor, förändring av grumlighet, övertäckning, nedskräpning, elektromagnetisk störning, buller, förändring av ljusförhållanden, konstruktion av barriärer för arters rörelse, störning genom kontakt/kollision, samt visuell störning (Kraufvelin m.fl. 2021a). I detta sammanhang är det viktigt att komma ihåg att de mänskliga aktiviteterna, utöver fysisk påverkan, också kan ha hydrografisk, kemisk och biologisk påverkan, men i denna rapport är fokus på fysisk påverkan. Förutom direkta effekter på platsen påverkas också konnektiviteten direkt. . Därtill påverkas konnektiviteten indirekt genom att habitat förloras eller skadas, eftersom störda habitat inte har samma förutsättningar att upprätthålla en fungerande konnektivitet som ostörda habitat. Eftersom en begränsad spridning mellan olika livsmiljöer kan göra det svårare för populationer att anpassa sig till och återhämta sig från miljöförändringar är det viktigt att övervaka och åtgärda olika hot mot den ekologiska konnektiviteten (Berkström m.fl. 2019). Genom att fysisk påverkan förändrar många marina ekosystems struktur och funktion, liksom konnektiviteten dem emellan, får den även effekter på de marina ekosystemtjänsterna, det vill säga de nyttigheter som människan kan få från ekosystemen (Bryhn m.fl. 2015, 2020).

Ur ett globalt perspektiv anses svenska kustnära havsområden vara relativt förskonade från fysisk påverkan som innebär storskalig fysisk förlust eller storskalig fysisk störning av havsbottnar (Havs- och vattenmyndigheten 2017, Helcom 2018). Detta kan härledas till att aktiviteter som har potential att orsaka betydande förlust av havsareal, som exempelvis marktillförsel för jordbruk (även om detta har förekommit tidigare) eller materialutvinning i stor skala, inte är särskilt vanliga i Sverige (Havs- och vattenmyndigheten 2017). Trots detta kan vissa aktiviteter som bottenrålning och exploatering av kustområden leda till storskaliga

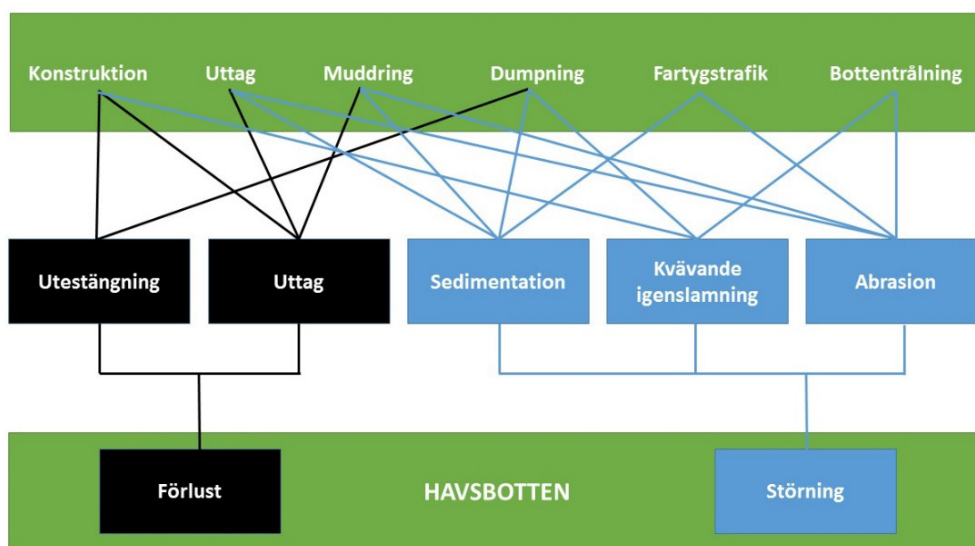


förluster/störningar också i svenska kust- och havsområden. En kartering av fysisk påverkan i nutid och historiskt visar också på en omfattande kustnära exploatering och att det inom vissa kustområden finns en hög exploateringstakt (Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020a). Därmed minskar våra möjligheter att utnyttja ekosystemtjänster från kusten, vilket är särskilt påtagligt i grunda vågskyddade områden (Törnqvist m.fl. 2020a, Kraufvelin m.fl. 2021a).

Fysiska förluster i mindre skala pågår ständigt i kustzonen, vilka beror på anläggande av infrastruktur som hamnar, marinor, vägbankar, översvämningsskydd, kabel- och rördragning i samband med energitillförsel, samt energiproduktion som till exempel havsbaserad vindkraft. Dessa aktiviteter kan påverka havsbotten i en sådan utsträckning att skador blir permanenta eller varaktiga (Törnqvist m.fl. 2020a, Kraufvelin m.fl. 2021a). . Aktiviteter som sjöfart, marin turism och rekreation är beroende av tillräckliga vattendjup, vilket kan kräva muddring följt av dumpning av muddermassor. Havsbaserad vindkraft leder till förlust av miljöer på havsbotten då vindkraftverkets torn förankras i botten. Anläggning av undervattenskablar och rör leder också till fysisk förlust av havsbotten.

Fysisk störning är vanligtvis en mildare form av påverkan än direkt fysisk förlust, men förekommer istället i betydligt större geografisk utsträckning i svenska havsområden och orsakas av ett större antal olika aktiviteter av mycket varierande slag (Havs- och vattenmyndigheten 2017). Bottenrålning är den mest omfattande aktiviteten med de största påverkade områdena när det gäller fysisk störning. Sjöfart kan påverka grunda botten genom propellrarna samt genom att båtskroven kan generera betydande svallvågor som bland annat eroderar stränder. Muddring och dumpning av muddermassor är andra aktiviteter som kan utöva en kraftig störning. Olika former av exploatering som förorsakar störning i grunda kustområden (i tillägg till förlust) är ett betydande problem. Detta speciellt som exploateringstakten sedan 1960-talet har varit och fortfarande är intensiv i många områden (Sundblad och Bergström 2014, Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020a).

De huvudsakliga negativa effekterna av fysisk förlust och fysisk störning är att livsmiljön på havsbotten antingen försvinner eller förändras (figur 7). Om detta inträffar i stor skala kan det leda till omfattande påverkan på havsmiljön (Havs- och vattenmyndigheten 2017). För Östersjön samt Kattegatt rapporteras att mindre än 1 procent av havsbotten har förlorats, medan över 50 procent av havsbotten är potentiellt störd (Helcom 2018, 2023). Helcom (2018) anger också att det för närvarande inte finns några internationellt överenskomna metoder för att bedöma mer exakt hur förlust och störning av havsbotten orsakar skadliga effekter på den marina miljön. Ännu mindre information finns på hur fysisk störning direkt och indirekt påverkar konnektiviteten i kustzonen.



Figur 7. Schematisk bild över mänskliga aktiviteter som förorsakar fysiska förluster och störningar på havsbotten. Aktiviteterna (överst) och påverkan (i mitten) grupperas till vilken typ av skada på havsbotten (nederst) de främst ger upphov till, det vill säga de som förorsakar förlust av botten (svarta boxar och linjer) och de som förorsakar störning på botten (blåa boxar och linjer). Efter Helcom 2018 och Kraufvelin m.fl. 2021a.

#### 4.1. Effekter av fysisk påverkan på havsmiljön

Huruvida en mänsklig aktivitet leder till en permanent förlust eller en tillfällig störning av ett habitat beror på många faktorer som aktivitetens typ, varaktighet, omfattning och intensitet, den använda tekniken och områdets känslighet. Förlust av naturliga habitat kan också ge upphov till nya konstgjorda habitat när till exempel anläggningar skapar hårbotten på mjukbotten eller sandbotten. Detta kan medföra både positiva och oönskade negativa ekologiska förändringar i miljön (Helcom 2018).

Påverkanstryck och miljöeffekter från olika former av fysiska störningar beror i första hand på platsen där aktiviteten äger rum, på vilka de hydromorfologiska förutsättningarna är och vilka växt- och djursamhällen som förekommer eller använder sig av platsen. Enligt information från [www.marlin.ac.uk](http://www.marlin.ac.uk) ("The Marine Life Information Network – information on the biology of species and the ecology of habitats found around the coasts and seas of the British Isles") och Kraufvelin m.fl. (2021a) beror själva varaktigheten och omfattningen av en förändring i en miljöfaktor till exempel på:

- typen av aktivitet
- aktivitetens omfattning i rum (utbredning)
- aktivitetens intensitet (styrka)
- aktivitetens omfattning i tid (varaktighet)

- karaktären hos miljön (till exempel typ av habitat, orört eller redan påverkat, om diversiteten är hög eller om området är artfattigt)
- platsen för aktiviteten (till exempel vilken del av kusten, inom en skärgård/vid öppen kust).

Varaktigheten av en förändring beror också av områdets och ekosystemkomponenternas förmåga till återhämtning (resiliens). Om det finns möjlighet till återinvandring av arter genom att konnektiviteten inte störts kan återhämtningen gå fortare än om man med ett ingrepp negativt påverkat naturens egna möjligheter till återhämtning.

Graden av påverkan eller belastning som aktiviteterna leder till i livsmiljöerna beror även till stor del på typen och nivån av teknologin som tillämpas, till exempel hur anläggningar och konstruktioner utformas eller vilka tekniker som används och denna påverkan kan därför variera över rumsliga och tidsmässiga skalor. I rapporten om fysisk störning i grunda havsområden definierar Törnqvist m.fl. (2020a) påverkanszonen på följande sätt:

*Påverkanszon anger den area inom vilken risk föreligger för att grundläggande hydromorfologiska kvalitetsfaktorer är påverkade av mänsklig verksamhet och sannolikhet finns för bestående förändringar på livsmiljön. För påverkanszoner med högsta tilldelade värden är riskerna stora, för zoner med lägsta värden är riskerna låga men existerande. Kvalitetsfaktorerna omfattar morfologiskt tillstånd (bottensubstrat, bottenformer, djup), hydrografiska villkor (vågor, vattenströmning) och konnektivitet (möjlighet till samspel mellan individer, populationer och habitat). Påverkanszonen visar alltså den area inom vilken det finns en graderad, liten till väsentlig, risk för bestående påverkan på havsbotten och/eller i vattenpelaren.*

Med bestående förändring avser Törnqvist m.fl. (2020a) mätbara förändringar på havsbotten eller i vattenpelaren vad avser konnektivitet, hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd där de betydande förändringarnas varaktighet överstiger sex år. Målsättningen är att resultatet ska motsvara en graderad risk för minskad täckningsgrad, abundans och naturlighet hos bottenhabitatet där skalan går från en liten risk för indirekta fysiska effekter till en stor risk för total förlust av habitat (Törnqvist m.fl. 2020a).

Förlust eller förstörelse av livsmiljöer minskar våra möjligheter att nå internationella och nationella åtaganden vad gäller biologisk mångfald och vattenkvalitet. Dessa åtaganden gäller främst vattendirektivet, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, miljö kvalitetsmålen Hav i balans, Levande kust och skärgård, Ett rikt växt- och djurliv, SDG-målen (Sustainable Development Goals) samt Kunming-Montrealramverket för biologisk mångfald. Problemet med minskade möjligheter att nå målen är särskilt stort i kustnära (framförallt grunda och vågskyddade) miljöer som överlappas av ett flertal olika åtaganden och där

exploateringstrycket från människan är stort och dessutom på många håll ökande (Sundblad och Bergström 2014, Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020a). Det bör i detta sammanhang också beaktas att till exempel ett exploateringsstryck som strandnära bebyggelse ofta medför en ökning av andra former av påverkan som bryggor, båttrafik, buller, muddring, erosionsskydd, strandmodifieringar och annan mänsklig aktivitet (Engdahl och Nilsson 2014, Moksnes m.fl. 2019). Påverkansgraden är i regel högst för de riktigt grunda vattenområdena i djupintervallet 0–3 meter och avtar ut mot djupare vatten. Områden inom djupintervallet 6–10 meter påverkas mer av till exempel fartygstrafik och dragning av rör, kablar och ledningar och mindre av annan form av exploatering (Törnqvist och Engdahl 2012). Vågskyddade områden är också i regel mer påverkade än områden med högre vågexponeringsgrad (Moksnes m.fl. 2019).

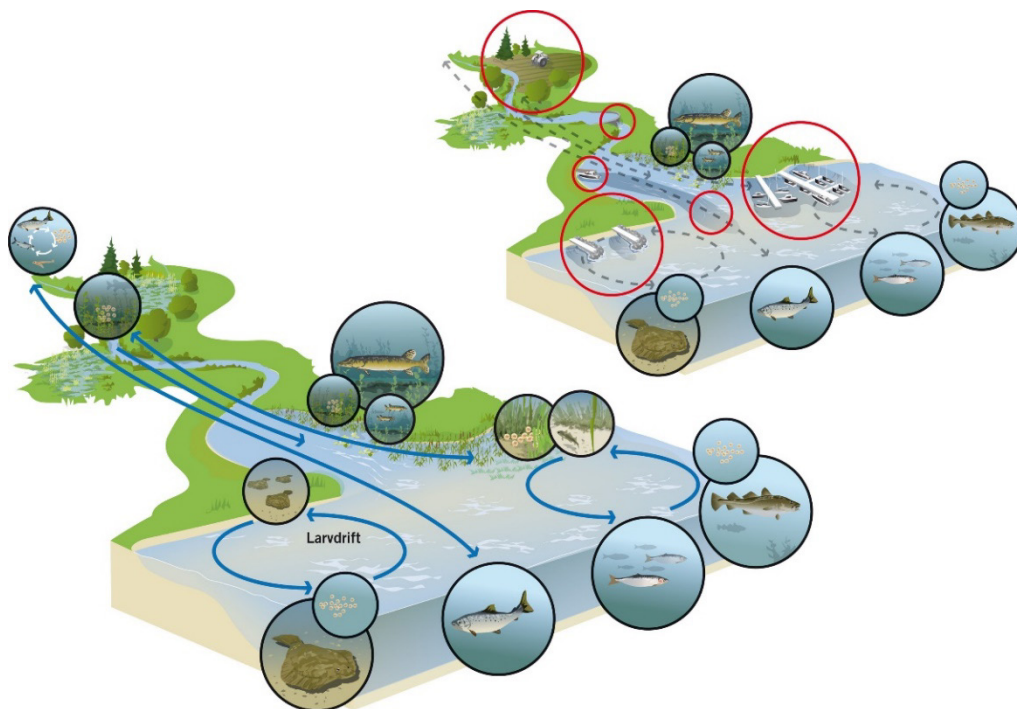
Det höga exploateringsstrycket som ofta råder i grunda strandområden och i kustnära miljöer leder till att viktiga marina livsmiljöer fragmenteras och förstörs (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Även om grunda vågskyddade kustvattenmiljöer endast utgör en bråkdel av hela havsytan har dessa områden som helhet en stor betydelse både ur ett biologiskt perspektiv där konnektivitet mellan dessa miljöer är viktigt (Sundblad och Bergström 2014, Kraufvelin m.fl. 2018, Berkström m.fl. 2019) och vad gäller ekosystemtjänster (Rönnbäck m.fl. 2007, De Groot m.fl. 2012, Bryhn m.fl. 2015, 2020). Utan tillgång till relevanta underlag som visar vilken miljöpåverkan som sker och var marina naturvärden möter påverkan av olika slag är det svårt att planera och reglera verksamheter för en hållbar användning av vår havsmiljö. För den svenska miljön påvisar rapporten av Kraufvelin m.fl. (2021a) fysiska påverkanstryck och vilka statusförändringar de kan leda till, medan rapporten av Kraufvelin m.fl. (2021b) sammanställer erfarenheter av marin restaurering som är relevanta ur ett svenskt perspektiv. MOSAIC-rapporten (Hogfors m.fl. 2020) är i sin tur en utmärkt utgångspunkt vad gäller marina naturvärden och deras roll inom planeringen. Rapporten om grön infrastruktur i havet av Nyström Sandman m.fl. (2020) ger å sin sida ett landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden, medan rapporten av Törnqvist m.fl. (2020a) är viktig vad gäller rumslig kartläggning och analys av fysisk störning längs hela Sveriges kust. Mer specifikt riktade rapporter som till exempel den om fritidsbåtar och deras infrastruktur (Moksnes m.fl. 2019), den om våtmarker som fiskevårdsåtgärd vid kusten (Hansen m.fl. 2020), samt den om muddring (Karlsson m.fl. 2020) kan också omnämnas i detta sammanhang.

Intensiteten och omfattningen av olika påverkanstryck eller förändringar i miljön kan karakteriseras enligt skilda beskrivningar för varje specifikt påverkanstryck (se bilaga 9.2. för olika former av fysisk påverkan). Dessa beskrivningar behövs för att utvärdera olika påverkanstrycks (och i förlängningen olika aktivitetens) inverkan på olika ekosystemkomponenter (Kraufvelin m.fl. 2021a). För samtliga beskrivningar av påverkanstrycken hänvisas till Tillin och Tyler-Walters (2014). Effekterna på

konnektiviteten av de olika påverkanstrycken varierar, men de kan dels vara direkta som att konnektiviteten för organismerna direkt hindras eller indirekta som att habitatet försvagas och konnektiviteten för organismerna därigenom påverkas negativt.

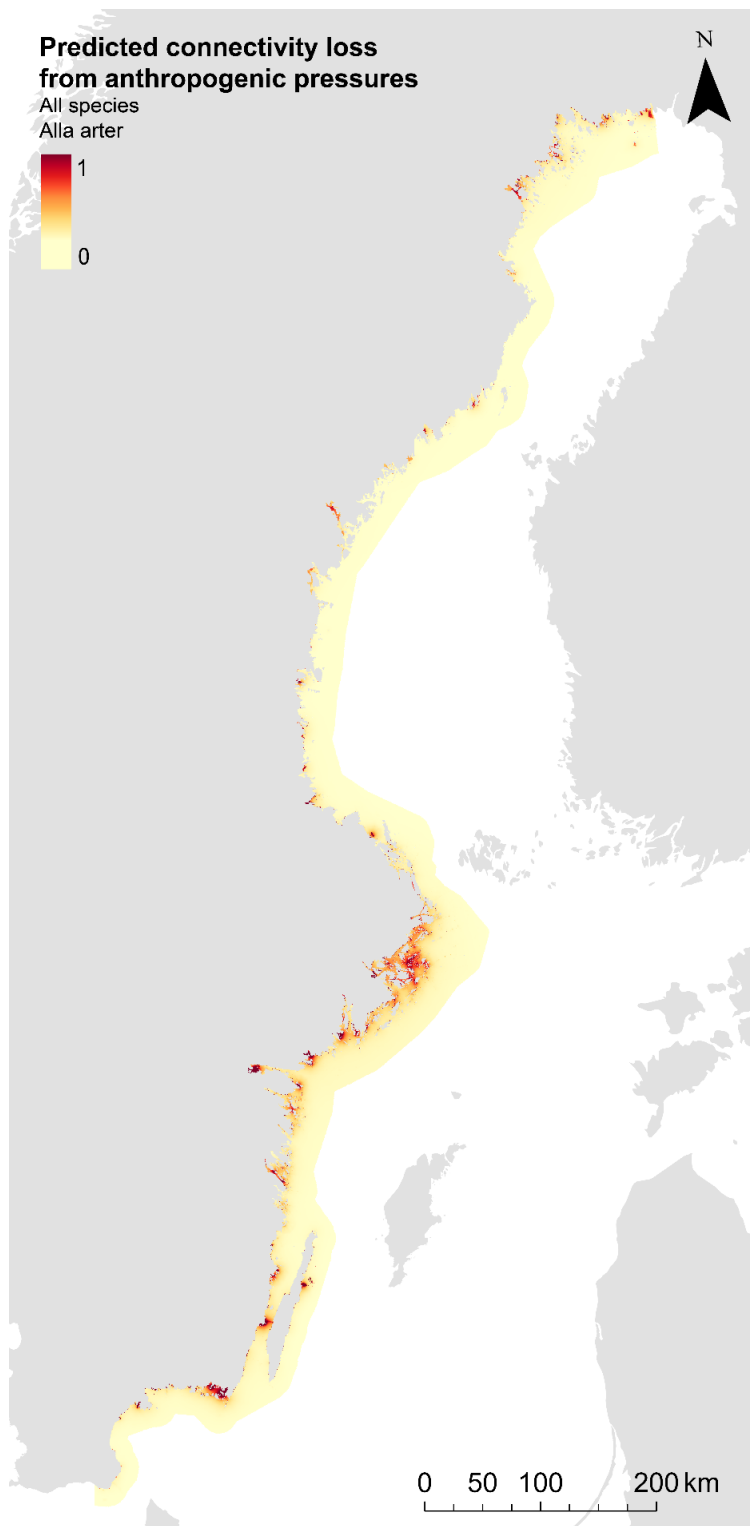
## 4.2. Undersökning av konsekvenser av fysisk påverkan för konnektiviteten

Mänskliga aktiviteter i kusten har en lokal påverkan i närområdet, men också över större områden via en förändrad konnektivitet (figur 8). Det är utmanande att undersöka och förstå samband mellan fysisk påverkan och vilken inverkan den har på konnektivitet och populationsdynamik. Forskningen inom området är också begränsad och kunskapsluckorna är många och stora. Detta innebär att det finns behov av ytterligare studier för att dokumentera och kvantifiera vilka följder fysisk påverkan på kust- och vattenmiljön har på den biologiska konnektiviteten och vilka de långsiktiga ekosystemeffekterna är av detta.



Figur 8. Fysisk störning kan påverka konnektivitet på olika sätt. Framförallt är det konnektiviteten av många fiskarter som påverkas då de är beroende av de habitat som finns längs kusten. Illustration Kjell Ström. Upphovsrätt: Naturvårdsverket

För att undersöka effekterna av fysisk påverkan på konnektivitet i marina miljöer genomfördes modelleringsstudier på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (Berkström m.fl. 2022b). Resultaten från dessa studier indikerar att fysisk påverkan har en betydande inverkan på konnektivitet, särskilt för arter som är beroende av grunda och vågskyddade områden för sin reproduktion (figur 9). Samtidigt är det just dessa områden som drabbas mest av förluster i konnektivitet genom att de utsätts för en hög grad av fysisk exploatering, inkluderande bryggor, bojar och småbåtshamnar (Moksnes m.fl. 2019). Resultaten visade också att makroalger och fröväxter påverkas starkt av fysiska förändringar (Berkström m.fl. 2022b). Detta understryker vikten av att noggrant överväga och hantera fysisk påverkan i kustområden för att bevara och skydda känsliga marina ekosystem och arter, vilket borde utgöra värdefulla insikter för beslutsfattare och planerare som arbetar med bevarandeåtgärder och förvaltning av dessa miljöer.



*Figur 9. Karta över uppskattad förlust av konnektivitet från fysisk påverkan på svenska ostkusten för alla 22 fisk- och växtarter som ingår i undersökningsområdet och som det finns spridnings-/migrationsmått för i litteraturen. För att kombinera konnektivitetsmodeller för flera arter standardiserades alla konnektivitetsvärden till mellan 0 och 1 så att det går att jämföra mellan arter, och därför representerar värdena ett relativt mått snarare än ett absolut mått på konnektivitetsförlust. Detta är nödvändigt eftersom vissa arter är naturligt mer utbredda och rikliga, och därför har högre absoluta värden på konnektivitet. Bild från Berkström m.fl. (2022b).*

Undersökningen av Berkström m.fl. (2022b) identifierade inledningsvis kärnområden med hög konnektivitet längs den svenska Östersjökusten. Resultaten visade att dessa områden generellt var begränsade till ett fåtal relativt små områden i kustnära vikar och topografiskt komplexa skärgårdsmiljöer med hög grad av mänsklig påverkan. Dessa observationer överensstämmer med tidigare internationella forskningsresultat som pekar på liknande mönster i grunda kustnära vatten (Bulleri och Chapman 2010, Korpinen m.fl. 2021, Reckermann m.fl. 2022). Dessa grunda kustområden har stor betydelse för många kommersiellt viktiga fiskarter under olika skeden av deras livscykel och utgör därför kritiska områden för fiskproduktionen (Seitz m.fl. 2014, Kraufvelin m.fl. 2018). Förlusten av habitat i dessa områden kan ha allvarliga konsekvenser för populationsdynamiken och produktiviteten och leda till minskningar i tillhandahållande och reglerande ekosystemtjänster och minskad förmåga hos ekosystemet att hantera miljöförändringar (Berkström m.fl. 2022b). Enligt modellerna påverkade fysisk störning i dessa områden, exempelvis genom muddring, olika former av konstruktionsverksamhet och båttrafik, konnektiviteten för flera arter. Framförallt påverkades i hög grad många arter av habitatbildande vegetation och mer stationära fiskarter av sötvattensursprung som mört (*Rutilus rutilus*), sarv (*Scardinius erythrophthalmus*), braxen (*Abramis brama*), ruda (*Carassius carassius*), björkna (*Blicca bjoerkna*) och löja (*Alburnus alburnus*), men även större sötvattensrovfiskar som abborre, gädda och gös. Denna observation kan förklaras av att de mest allvarliga formerna av mänsklig påverkan inträffar i grunda vågskyddade vikar, där aktiviteterna och påverkan sammanfaller med känsliga bottenområden som är täckta av vegetation, och som utgör viktiga områden för fisk för lek, födosök och uppväxt (Snickars m.fl. 2010, Macura m.fl. 2019). När dessa grunda habitat störs, fragmenteras och minskar konnektiviteten generellt sett, vilket resulterar i minskade populationsstorlekar och ökad isolering. Denna utveckling kan i slutändan ha negativa konsekvenser för den genetiska och biologiska mångfalden i ekosystemet (Berkström m.fl. 2022a). Däremot påverkades arter av marint ursprung och arter som migrerar längre sträckor, som torsk, plattfisk och sill/strömming, betydligt mindre.

Vad gäller specifikt småbåtstrafiken och dess infrastruktur har det visat sig att områden med hög koncentration av bryggor, pirar och intensiv båttrafik har 40–80 procent mindre vegetationstäckning än områden med få bryggor (Hansen m.fl. 2018, figur 10). Diversiteten av makrofyter påverkas också negativt av närvaron av bryggor och båttrafik, och det är ofta de känsligaste arterna som minskar i antal eller försvinner (Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005). Studier har visat ett positivt samband mellan mängden bentisk vegetation och antalet yngel av fiskarter som gädda, abborre och mörtfiskar (Sundblad och Bergström 2014, Hansen m.fl. 2018). Negativa effekter av bryggor på ålgräsängar, vilka likaså är viktiga uppväxtmiljöer för fisk och kräftdjur (Staveley m.fl. 2016, Perry m.fl. 2018), har påvisats i Skagerrak och Kattegatt (Eriander m.fl. 2017). För att mildra effekterna



av fysisk störning och habitatförlust har viktiga uppväxtmiljöer som kustnära våtmarker och ålgräsbäddar identifierats och blivit föremål för restaureringsåtgärder. Dessa åtgärder syftar till att minska fragmenteringen av dessa livsmiljöer och samtidigt öka konnektiviteten mellan dem (Nilsson m.fl. 2014, Eriander m.fl. 2016, Jahnke m.fl. 2018, 2020, Hansen m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021b).

Mänskliga konstruktioner, som vindkraftverk, broar, kajer och bryggor, kan också ha vissa positiva effekter på hårbottenlevande ryggradslösa djur och alger och de organismer som är förknippade med sådana habitat, inklusive fisk (Andersson och Öhman 2010). Dessa konstruktioner erbjuder habitat i form av hårda strukturer där musslor, ostron (*Ostrea edulis*), nässeldjur och alger kan fästa sig och därigenom skapa artificiella rev, vilket är gynnsamt för den marina biodiversiteten (Kraufvelin m.fl. 2021ab). Vid skapandet av undervattensanläggningar finns möjligheten att samtidigt beakta och främja olika fördelar för biodiversitet och ekosystemfunktion genom olika former av habitatskapande design som gynnar etablering av rika och mångsidiga organismsamhällen (Bulleri och Chapman 2010, Dafforn m.fl. 2015ab). Konstgjorda rev lockar ofta till sig stora fiskar som äter av de smådjur som lever i dessa samhällen (Kraufvelin m.fl. 2023). Dessa nya habitat kan fungera som "stepping stones" eller brohuvuden för etablering, vilket möjliggör spridning av organismer mellan olika naturliga områden med hjälp av de nya habitaterna (Dannheim m.fl. 2019), men de kan också gynna oönskad spridning av invasiva främmande arter (Bulleri och Chapman 2010, Airoidi m.fl. 2015). Det är viktigt att notera att de negativa effekterna av fysisk exploatering längs våra kuster är betydligt större än de positiva (Berkström m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020a, Kraufvelin m.fl. 2021a).



*Figur 10.. Fysiska strukturer i kustmiljön som bryggor, pirar och mudderrännor som i Råneå i Norrbottens län fungerar som barriärer som kan störa konnektiviteten i kustlandskapet och förhindra organismer att nå sina målhabitat. © Lantmäteriet (Geodatasamverkan).*

### 4.3. Fysisk påverkan och konnektivitet på några nyckelhabitat

I detta kapitel avhandlas hur tre olika nyckelhabitat i Sveriges kustområden påverkas av olika typer av fysisk påverkan, både de direkta effekterna på habitatet och de direkta och indirekta effekterna på konnektiviteten. Dessa tre habitat är livsmiljöer dominerade av fröväxter (exemplifierat med ålgräs), makroalgsbäddar (med blåstång som typexempel) och blåmusselbottnar. Fysisk påverkan i form av barriärer för arters rörelse/spridning har stark direkt inverkan och måttlig indirekt inverkan på konnektiviteten, men beskrivs inte desto närmare i detta kapitel än att detta gäller för samtliga dessa tre nyckelhabitat och dess dominerande arters spridning av sporer och larver.

### 4.3.1. Fröväxthabitat (ålgräs som exempel)

Gruppen fröväxter representeras i detta kapitel av ålgräsängar, med den karakteristiska arten ålgräs, som utgör en viktig livsmiljö i svenska vatten. Dessa habitat erbjuder underlag, substrat, lekområden, skydd och föda för en mångfald av marina organismer, inklusive fiskar, kräftdjur, blötdjur och tagghudingar. Blad av ålgräs har en dämpande effekt på strömmar och vattenflöden, främjar sedimentering och kolonisering av larver under bladen (Turner och Kendall 1999). Det omfattande rotsystemet hos ålgräset stabiliserar sedimentet och fungerar som skydd mot vågrörelser, vilket gynnar stillasittande djurarter som kräver stabila underlag. Det är värt att notera att liknande habitatbildande funktioner kan erhållas av många andra makrofyter, särskilt sötvattensarter i de nordligare delarna av Östersjön, samt kransalger, som trivs på grunda mjuka bottenar i inre vikar och områden med lägre salthalt där ålgräs inte trivs.

Trots att ålgräs är en snabbväxande och relativt kortlivad art, kan den kräva en betydande tidsram för att återhämta sig (resiliens) från skadlig påverkan, om återhämtning överhuvudtaget är möjlig (d'Avack m.fl. 2015). Varje ålgräspopulation reagerar unikt på påverkan, och detta beror på omfattningen och varaktigheten av påverkan, liksom på den specifika miljön där påverkan sker. Återkolonisering av ålgräs i ett påverkat område kan ske genom sexuell (fröspridning) eller asexuell reproduktion (vegetativ tillväxt från omgivande rhizomer), där det senare alternativet är betydligt viktigare (Boese m.fl. 2009).

Bland olika fysiska påverkanstryck som omnämns i bilaga 9.2. är ålgräsängar mest känsliga för:

- fysisk förändring av livsmiljö till land- eller sötvattensmiljö,
- fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp,
- abrasion (störning av substrat- eller bottenyta),
- inträngning i substrat eller störning under substratytan,
- ökad turbiditet (grumling),
- övertäckning och förändring av ljusförhållanden.

Nedan beskrivs olika fysiska påverkanstryck i ålgräsängar och med exempel på vilka biologiska effekter som kan uppstå. När inte annat anges härstammar informationen från d'Avack m.fl. (2015). En särskild hänsyn tas också till effekterna som kan uppstå för artgruppens (fröväxterns) konnektivitet, detta gäller både direkt när konnektiviteten kan begränsas av påverkanstrycket och indirekt när skador sker genom negativa effekter på habitatet (källor och sänkor). Detta görs i tabell 4.

Ålgräs, liksom i princip samtliga marina habitat och bottenlevande arter, har låg eller obefintlig resistens (tolerans) mot fysisk förändring av livsmiljön till land- eller sötvattensmiljö). Således saknar ålgräs förmåga att återhämta sig från permanent förlust eller förändring av sin biotop. På grund av detta är den generella känsligheten för detta påverkanstryck hög, även i frånvaro av vetenskapliga bevis. Både de direkta och indirekta effekterna på konnektiviteten är därmed höga (tabell 4).

Fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp, särskilt om mjuk eller sandig botten omvandlas till hårdbotten eller om det sker förändringar mot en grovkornig botten, anses i stort sett lika förödande för ålgräs som föregående påverkanstryck. Om det sker en övergång till grövre sediment minskar möjligheten till vegetativ spridning av ålgräs och detta kan även hindra kolonisering via frön (Gray och Elliott 2009). Å andra sidan kan en övergång till finare sediment öka resuspensionen av sediment, vilket skapar ogynnsamma ljusförhållanden och övertäckning och hindrar ålgräsets fotosyntes och tillväxt. Därför bedöms den generella känsligheten hos habitatet för fysisk förändring till en annan botten- eller sedimenttyp också som hög. De direkta effekterna på konnektiviteten bedöms som måttliga, medan de indirekta effekterna bedöms som höga (tabell 4).

Extraktion av sediment ner till 30 cm djup leder till att alla komponenter av ålgräsbädden avlägsnas, eftersom rötter och rhizomer inte är djupare begravda än 20 cm under sedimentytan. Den generella känsligheten klassas därför som hög, de direkta effekterna på konnektiviteten bedöms som måttliga, medan de indirekta effekterna bedöms som höga (tabell 4).

Abrasion (störning av substrat- eller bottenytan) och inträngning i substrat är andra typer av fysiska påverkanstryck mot vilka ålgräsängar har en hög känslighet, även om känsligheten för störning av substratytan bara klassificeras som måttlig (d'Avack m.fl. 2015). För konnektivitetens del är de indirekta effekterna en nivå högre än de direkta: måttlig mot låg för abrasion och hög mot måttlig för inträngning i substrat (tabell 4).

Abrasion som orsakas av olika aktiviteter som statistiskt fiske med tinor och nät, småbåtstrafik, ankring och nedtrampning, kan utgöra en betydande påverkan på ålgräsbäddar. Såväl rörliga som fasta fiskeredskap används ofta i områden där ålgräs förekommer. Rörliga fiskeredskap, särskilt trålning, kan orsaka allvarligare skador, vilket diskuteras i nästa stycke om inträngning i substratet. Fasta fiskeredskap leder främst till skador på substratytan. Ålgräset kan skadas av linor och ankare när dessa redskap förflyttas över ålgräsbädden, vid upptagning av redskapen eller vid dåligt väder (Sørensen m.fl. 2016, Egardt 2018). Vågor, vattenvirvlar och kontakt med båtpropellrar kan störa ålgräsbädden och resultera i resuspension av sediment och även lösgöra blad och dra upp plantor med rötterna, särskilt vid lågvatten (Kenworthy m.fl. 2002, Koch 2002). Nedtrampning när människor (eller däggdjur) vandrar omkring i grunt vatten och liknande störningar kan skada rhizomer och leda till att frön begravs för djupt i sedimentet (Fonseca 1992), men även ha negativa effekter på täckningsgrad, skottäthet och rhizomens

biomassa (Eckrich och Holmquist 2000, Alexandre m.fl. 2005). Mjuka och leriga ålgrässubstrat är känsligare och skadas lättare än sandiga, vilket har observerats vid aktiviteter som nedtrampning (Major m.fl. 2004). Skador som inträffar under vintern anses vara mindre allvarliga än de som uppstår under sommaren (d'Avack m.fl. 2015).

Inträngning i substrat eller störning under substratytan, särskilt vid användning av rörliga eller statiska fiskeredskap och vid ankring, kan orsaka skador på ålgräsblad och rotsystemet hos plantorna (Egardt 2018). Fiskeredskap som har kontakt med botten eller används för draggning efter musslor kan ge upphov till särskilt omfattande och långvariga skador (Neckles m.fl. 2005). Motståndskraften mot skador orsakade av inträngning anses vara obefintlig eftersom växterna inte kan undkomma sådan påverkan. Återhämtningen från sådana skador är långsam och beror på omfattningen av skadorna. Simuleringsmodeller har visat att ålgräsängar under gynnsamma förhållanden kan återhämta sig från musseltråning inom sex år, medan återhämtning under mindre gynnsamma förhållanden för ålgrästillväxt kan ta upp till 20 år eller längre (Neckles m.fl. 2005). Därför betraktas känsligheten för denna typ av påverkan som hög.

Ökad turbiditet är en viktig faktor som påverkar överlevnad och rekrytering av ålgräs. Ålgräs kan överleva under korta perioder med ökad grumling. Emellertid kan minskade ljusmängder, särskilt i den djupare delen av ålgräsets djuputbredning, orsaka skador på eller förlust av ålgräs. Förlusten av ålgräs ökar resuspensionen av sediment och komplicerar återhämtningen, eftersom ålgräsbäddar bidrar till att stabilisera sedimentet och minska turbiditeten (Van der Heide m.fl. 2007, Moksnes m.fl. 2018). Ökad grumling leder också till minskad tillgänglighet av syre för rötterna och rhizomerna, vilket resulterar i minskat näringsupptag. De syrefattiga förhållandena som uppstår i sedimentet leder till ackumulering av sulfider och ammonium, vilka är toxiska för ålgräs i höga koncentrationer (Mateo m.fl. 2006). Signifikant tillbakagång i ålgräspopulationer, kopplad till ökad grumling från muddringsaktiviteter, har rapporterats från Vadehavet (Davison och Hughes 1998). Den generella känsligheten för denna typ av påverkan stryck klassificeras som hög, likaså antas de direkta och indirekta effekterna på konnektiviteten vara höga (tabell 4).

Förändring av ljusförhållanden som skuggning påverkar ålgräs negativt och för detta finns det främst uppgifter om effekter i samband med anläggning av bryggor och framför allt flytbryggor (se till exempel Eriander 2016 och Eriander m.fl. 2017). De generella effekterna är höga, likaså de direkta och indirekta effekterna på konnektiviteten för fröväxter som ålgräs (tabell 4).

Övertäckning med stora mängder sediment är ofta skadligt för ålgräs, och unga plantor är särskilt känsliga för denna form av påverkan. Fullvuxna ålgräsplantor kan hantera ett sedimenttillskott på cirka 10 cm per år, eftersom de har förmågan att förflytta sina rhizomer närmare sedimentytan (Vermaat m.fl. 1997). Mills och Fonseca (2003) visar på 50 procent dödlighet för ålgräs om plantorna begravs till 25 procent av sin längd och 100 procent dödlighet om de begravs till 75 procent av

sin längd. Den generella bedömningen är att resistensen är obefintlig, resiliensen låg eller mycket låg, och känsligheten för störningen därmed hög. Detta indikerar att ålgräs är sårbara för övertäckning med sediment, och återhämtningen från en sådan störning kan vara svår och långsam. De direkta och indirekta effekterna på konnektiviteten klassificeras också som höga (tabell 4).

### 4.3.2. Makroalgsbäddar

Grunda hårbottenstränder längs Sveriges kust upp till södra Bottenhavet karakteriseras ofta av närvaron av fleråriga makroalger, med blåstång som främsta art vilken i detta kapitel nyttjas som modellart för alla fleråriga, habitatbildande brunalger på grunt vatten. Blåstången har en betydande roll som habitatbildande art för många djur- och algarter (Kraufvelin och Salovius 2004, Råberg och Kautsky 2007, Wikström och Kautsky 2007, Kraufvelin m.fl. 2018). I Bottenhavet upp till Kvarkenområdet har smaltång en motsvarande roll (Bergström m.fl. 2005, Forslund m.fl. 2012). Där salthalten är tillräckligt hög, upp till Kalmarsund, förekommer även brunalgen sågtång (*Fucus serratus*) (Malm m.fl. 2001) och på västkusten inkluderar listan även knöltång (*Ascophyllum nodosum*) och flera andra brunalger (Åberg och Pavia 1997). Dessa brunalger delar liknande habitatbildande egenskaper med blåstången..

Studier av blåstångsdominerade habitat i Storbritannien indikerar en relativt snabb återhämtning (och hög resiliens) för blåstång i samband med störningar (Hartnoll och Hawkins (1985) och Perry m.fl. (2015)). Återhämtningen genom sexuell förökning eller återväxt i kraftigt störda områden antas vara snabb, med fullständig återhämtning inom 1–3 år. Denna information kan möjligen vara relevant för den svenska västkusten. I Östersjön däremot, med blåstångens mer begränsade reproduktionsperioder och många samtidiga stressfaktorer, kan återhämtningen av blåstångsbälten vara en mer komplicerad process (Berger m.fl. 2003, 2004, Kraufvelin m.fl. 2007, 2012). Den låga salthalten i Östersjön förväntas också resultera i kortare spridningsavstånd för blåstången, eftersom hongameterna (äggen) snabbare sjunker mot botten i vatten med lägre salthalt.

Bland olika påverkanstryck som omnämns i bilaga 9.2. är blåstångsbälten mest känsliga för:

- fysisk förändring av livsmiljö till land- eller sötvattensmiljö,
- fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp,
- abrasion (störning av substrat- eller bottenyta),
- ökad turbiditet och övertäckning.

Nedan avhandlas olika aktiviteter som kan orsaka dessa fysiska påverkanstryck i blåstångshabitat och vad skadorna kan bestå av. När inte annat anges härstammar informationen för klassning av känsligheten från Perry m.fl. (2015).

De allra flesta marina habitat och bottenlevande arter har en obefintlig resistens mot fysisk förändring av livsmiljön till land- eller sötvattensmiljö och kan därför

inte återhämta sig från en permanent biotopförlust eller förändring av livsmiljö. Därför anger man känsligheten till detta påverkanstryck som hög också i frånvaro av vetenskapliga bevis. Både de direkta och indirekta effekterna på konnektiviteten är därmed också höga (tabell 4)

Fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp, särskilt om hårda bottenar övergår till mjukbottenar eller om sedimentklasser förändras från grövre till finare, betraktas som nästan lika skadligt för blåstångshabitat som tidigare nämnda påverkanstryck. Sådana påverkanstryck kan uppträda till exempel vid dumpningar, uttag av icke levande resurser eller marina konstruktionsarbeten. En extraktion som avlägsnar de översta 30 cm av bottenytan kan resultera i att nästan alla biologiska komponenter inom habitatet försvinner. På grund av detta klassificeras känsligheten för dessa fysiska påverkanstryck som hög och det betyder att sådana förändringar kan ha allvarliga konsekvenser för blåstångshabitat och dess överlevnad. De direkta effekterna på konnektiviteten av detta påverkanstryck bedöms som måttliga, medan de indirekta effekterna bedöms som höga (tabell 4).

Abrasion (störning av substrat- eller bottenyta) är ett fysiskt påverkanstryck som blåstångshabitat är känsligt för även om känsligheten mot störning av substratyten bara klassificeras som måttlig. Störning av substratyten, till exempel genom nedtrampning (av människor eller djur i grunt vatten), har visat sig minska täckningsgraden av makroalger och underliggande algvegetation (Holt m.fl. 1997, Araújo m.fl. 2009). Det är viktigt att notera att liknande störningar som abrasion också kan uppstå naturligt i makroalgssamhällen på grunt vatten under isvintrar och vid kraftiga stormar. Många arter på hårbotten visar dock en relativt god resistens mot denna typ av störning och kan återhämta sig väl över tid (se till exempel Kiirikki 1996, Kraufvelin m.fl. 2006, 2010). De direkta effekterna på konnektiviteten bedöms som måttliga, medan de indirekta effekterna bedöms som höga (tabell 4).

Ökad turbiditet (grumling), som leder till minskad ljusstillgänglighet, påverkar fotosyntetiserande organismer som blåstång. Blåstång kan överleva ner till 9–10 meters djup i områden med låg sedimenteringsgrad (Eriksson och Bergström 2005). Minskad ljusstillgång på grund av muddring har observerats leda till minskad biomassa av blåstång i vissa områden (Kõuts m.fl. 2006). Höga tätheter av växtplankton och skuggning från trådalger kan också påverka blåstångens djuputbredning negativt (Rohde m.fl. 2008). Sedimentbelastning kan störa blåstångens hongameter (ägg) när de försöker fästa sig vid ett underlag, vilket kan resultera i störd rekrytering (Berger m.fl. 2003). Känsligheten för grumling hos makroalghägrade hårbottenar, inklusive blåstångshabitat, klassificeras som måttlig. De direkta effekterna på konnektiviteten bedöms som måttliga, medan de indirekta effekterna bedöms som höga (tabell 4).

Övertäckning med betydande sedimentmängder påverkar blåstång negativt, och nyrekryterade individer samt unga plantor är särskilt känsliga för detta, vilket resulterar i nedsatt överlevnad för blåstångens tidiga livsstadier (Berger m.fl. 2003, Eriksson och Johansson 2003). Även om vuxna individer är mer motståndskraftiga,

kan också deras tillväxt påverkas negativt. Sammantaget har känsligheten för detta påverkanstryck klassificerats som måttlig. Både de direkta och de indirekta effekterna på konnektiviteten bedöms som höga (tabell 4).

### 4.3.3. Blåmusselbottnar

Hårda bottenar längs Sveriges kust upp till Kvarkenområdet karakteriseras ofta av blåmusslor (*Mytilus edulis* i Västerhavet och *Mytilus trossulus* i Östersjön), vilka utgör betydande habitatbildande arter. Nedan beskrivs känsligheten hos blåmusselhabitat, baserat på bedömningar från MarLIN för Storbritannien ([www.marlin.ac.uk](http://www.marlin.ac.uk)). Om inte annat anges nyttjas information och klassificeringar från Tillin och Mainwaring (2015).

Mainwaring m.fl. (2014) har sammanfattat information om känslighet hos och återhämtning av blåmusselbäddar. Blåmusslor har förmågan att reparera sina skal efter mindre skador, men de är under denna period särskilt känsliga för rovdjur och uttorkning. Huvudsakligen återhämtar sig musselhabitatet tack vare de stora mängder pelagiska blåmussellarver som produceras varje sommar. Denna produktion underlättar kolonisering från omgivande populationer om musselbeståndet har skadats (Seed och Suchanek 1992, Mainwaring m.fl. 2014). Generellt betraktas förmågan till återhämtning för blåmusselhabitat efter miljöstörningar som hög (Seed och Suchanek 1992, Holt m.fl. 1998). Blåmusslan i har dock minskat i Västerhavet och tycks ha problem med sin rekrytering (Christie m.fl. 2020, Baden m.fl. 2021), varför det kan vara nog så allvarligt om blåmusselhabitat förstörs. Alger som lever inom musselhabitat och har skadats kan regenerera (växa ut igen) från överlevande individer och fästplattor, om sådana finns kvar.

Bland olika fysiska påverkanstryck som omnämns i bilaga 9.2. är blåmusselhabitat mest känsliga för:

- fysisk förändring av livsmiljö till land- eller sötvattensmiljö,
- fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp,
- abrasion (störning av substrat- eller bottenyta),
- övertäckning.

Känsligheten för fysiska påverkansfaktorer anses generellt vara måttlig. Blåmusselbottnar har dock en hög känslighet för direkt fysisk förlust eller förändring av bottenytan. . Både de direkta och de indirekta effekterna på konnektiviteten bedöms då som höga (tabell 4).

Abrasion, som uppstår till exempel vid nedtrampning (av människor eller djur på grunt vatten) eller vid ankring, kan påverka blåmusselindivider direkt genom att de lösgörs eller krossas. Blåmusslorna kan också påverkas indirekt genom att byssustrådarna som musslorna använder för att fästa sig vid underlaget och varandra försvagas eller löses upp (Denny 1987). Känsligheten för detta



påverkanstryck bedöms som måttlig. De direkta effekterna på konnektiviteten bedöms som måttliga, medan de indirekta effekterna bedöms som höga (tabell 4).

Övertäckning med betydande mängder sediment, som kan uppstå i samband med muddring och dumpning, påverkar blåmusslor, även om de är relativt motståndskraftiga och ofta finns i områden med naturligt höga nivåer av suspenderat material (Karlsson m.fl. 2020). För att överleva kraftig övertäckning eller igenslamning måste blåmusslorna röra sig uppåt för att kunna förbli vid ytan. Individer som inte kan göra detta kvävs av ackumulerat material som inkluderar musselfekalier, pseudofaeces, lera och sand (Daly och Mathieson 1977). Risken att bli begravd av sand har ofta identifierats som den nedre gränsen för djuputbredning för blåmusselbäddar (Daly och Mathieson 1977, Holt m.fl. 1998). En övergripande bedömning indikerar att blåmusselhabitatet är måttligt känsliga för övertäckning eller igenslamning. Både de direkta och de indirekta effekterna på konnektiviteten bedöms som måttliga (tabell 4).

Tabell 4. Grader av fysisk påverkan på fröväxter, makroalger och musselrev. En tregradig skala används: 1/grön = låg, 2/gul = måttlig, 3/röd = hög.

Fysiskt påverkanstryck	Fröväxter		Makroalger		Musselrev	
	Direkt	Indirekt	Direkt	Indirekt	Direkt	Indirekt
Fysisk förändring av livsmiljö till land- eller sötvattensmiljö	3	3	3	3	3	3
Fysisk förändring till annan bottenyt	2	3	2	3	2	3
Fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion)	2	3	2	2	2	2
Abrasion (störning av substrat- eller bottenyta)	1	2	2	3	2	3
Inträngning i substrat eller störning under substratytan	2	3	1	1	1	2
Förändring i turbiditet (ändring i mängd suspenderat material och i vattnets klarhet)	3	3	2	3	2	2
Övertäckning (lätt eller svår)	3	3	3	3	2	2
Nedskräpning	1	1	1	1	1	1
Elektromagnetisk förändring	1	1	1	1	1	1
Undervattensbuller	1	1	1	1	2	1
Förändring av ljusförhållanden	3	3	3	3	1	1
Barriär för arters rörelse/spridning	3	2	3	2	3	2
Kontakt/kollision	1	1	1	1	1	1
Visuell störning	1	1	1	1	1	1

## 5. Analyser av fysisk påverkan på konnektivitet för fisk och kräftdjur

Analyserna i denna rapport fokuserar på att uppskatta förändringen i konnektivitet hos arter till följd av fysisk störning. För dessa analyser modellerade vi två typer av konnektivitet: (1) demografisk konnektivitet som påverkar populationsstruktur och -dynamik för arter på svenska västkusten, och (2) migrationskorridorer som påverkar genflödet över flera generationer inom populationer på svenska Östersjökusten. Analyser berör endast aktiv migration, eftersom de aktuella arterna antingen enbart sprids genom aktiv migration eller, i de fall där de även har ett pelagiskt larvstadium, framför allt förväntas påverkas i de livsstadier när de sprids genom aktiv migration.

### 5.1. Metoder

#### **Konnektivitet på svenska västkusten**

Konnektiviteten modellerades på samma sätt som i Berkström m.fl. (2022b) där också mer detaljerad beskrivning finns. Denna metod mäter konnektivitet baserat på konceptet "degree centrality". I modellerna minskar konnektiviteten exponentiellt med avståndet mellan celler mätt vattenvägen och där land är ogenomträngligt. Kod samt detaljer av modellerna hittas via länken: <https://github.com/EdSacre/wandeR>.

Vi producerade konnektivitetsmodeller för 22 arter av fisk och kräftdjur på svenska västkusten (tabell 5). Då kunskapen om migrationsavstånd för dessa arter är begränsad, kategoriserade vi arter i grupper på basen av deras migrationsmönster, i arter som gör antingen korta (1-5 km), medellånga (5-25 km) eller långa migrationer (20-100 km), baserat på migrationsstudier (där sådan information fanns tillgänglig) kombinerat med information om taxonomi, biologi, och egenskaper kopplade till olika livsstadier. För att ta hänsyn till osäkerheter kopplade till migrationsavstånd, producerade vi fem konnektivitetsmodeller för varje art med fasta migrationsavstånd. För arter som migrerar korta avstånd, skapade vi modeller som antog att arten migrerar 1, 2, 3, 4, eller 5 km, för arter med medellång migration 5, 10, 15, 20, eller 25 km, och för långdistansarter 20, 40, 60, 80, eller 100 km.

För analys av påverkan av mänsklig störning på konnektivitet nyttjade vi modeller från Törnqvist m.fl. (2020a), vilka baseras på olika störningar som

påverkar konnektivitet, exempelvis bryggor, marinor, muddringar, dumpningar, båttrafik och undervattensljud. Vi producerade två olika konnektivitetsmodeller, (1) där endast land fungerade som en barriär för migration (med ett maxvärde på 5 för motstånd i modellen) och (2) där land fungerade som en barriär för migration samtidigt som fysisk störning, beroende på intensitet (olika motståndsvärden 1-5 i modellen), minskade sannolikheten för migration. I det senare fallet, var motståndsvärdena satta på en linjär skala efter nivå av fysisk störning. Till exempel, det högsta påverkansvärdet 5 i modellen gav en sannolikhet av 0 procent förflyttning genom rastercellen, ett värde av 4 gav en 20 procent sannolikhet av förflyttning genom rastercellen, och så vidare till värde 0 som gav en 100-procentig sannolikhet till förflyttning. För att kvantifiera förändringen i konnektivitet till följd av fysisk störning, nyttjade vi differensen i modellvärde mellan modellen med fysisk störning och modellen utan fysisk störning. Vi standardiserade sedan förändringen i konnektivitet i förhållande till den maximala förändringen inom hela studieområdet för varje art för att skapa ett index för förändring i konnektivitet på grund av fysisk störning. Vi räknade även ut den relativa förändringen i konnektivitet för alla arter i de 149 kustnära vattenförekomsterna på den svenska västkusten. Det bör noteras att på grund av att informationen om fysisk störning baseras på ett index (där det saknas information som specificerar sambandet mellan detta index och sannolikheten att förflytta sig), bör förändringen i konnektivitet i våra modeller inte betraktas som en faktisk procentuell förändring/minskning av konnektivitet i populationerna utan endast som en relativ förändring/minskning av konnektivitet. Alla modeller har en upplösning av 250 m.

### **Migrationskorridorer på Östersjökusten**

I denna analys fokuserade vi på migrationer, längre än de inom hemområden, som endast sker av fåtalet individer över tid och som troligtvis påverkar den genetiska populationsstrukturen, den genetiska mångfalden och sannolikheten för överlevnad av distinkta populationer mellan generationer. Vi fokuserade på de kustnära rovfiskarna abborre och gädda. För båda arterna antog vi ett migrationsavstånd på maximalt 100 km.

Modellerna kartlägger de parvisa, minst kostsamma vägarna (cost-distance analyser) mellan alla rasterceller med lämpligt habitat i området. Modellerna inkluderar även en buffertzona runt denna minst kostsamma väg, då vi antar att många individer inte nyttjar den mest effektiva vägen mellan habitaterna, och därför ofta tar en längre, mindre effektiv väg vid migrationer. Varje migrationsväg och den omkringliggande buffertzonen standardiserades till mellan 0 och 1. Alla migrationsvägar summerades för att producera en karta av de migrationskorridorer som sannolikt används mest av fisk. Mer info och kod finns på <https://github.com/EdSacre/wandeR>.

Modellerna av migrationskorridorer har en upplösning på 50 m, för att inte utesluta viktiga spridningsvägar, som kan missas om upplösningen är lägre. Då

dessa modeller kräver mycket datorkraft, var det inte möjligt att producera kartor för hela svenska kusten. Vi fokuserade därför på kusten kring Uppsala, Stockholm, Södermanland, samt Östergötland, ett område med mycket konnektivitet (Berkström m.fl. 2022b). Vi subsamlade rastercellerna med lämpligt habitat för varje art. För varje subsampling, valde vi slumpmässigt 200 rasterceller med habitat inom området och producerade modellerna enligt beskrivningen ovan. Denna subsamlingsprocess undviker den exponentiellt ökande processtiden som följer med ökningen av antal rasterceller med lämpligt habitat. En slutgiltig modell producerades för varje art baserad på summan av alla subsamlade modeller.

I migrationskorridorerna ingick djup som ett motståndslager, då kustnära arter föredrar att simma genom grunda områden (Ohlin m.fl. 2023). Motståndet skalades därför exponentiellt med djup, upp till max 40 meters djup och ett motståndsvärde av 75 procent. Det betyder att i områden med ett vattendjup som överstiger 40 meter är sannolikheten 25 procent att en fisk migrerar genom den rastercellen jämfört med ett grunt område på 0.5-2 m djup. Likt konnektivitetsmodellerna som omnämndes i föregående kapitel, producerades modeller över migrationskorridorer med och utan fysisk störning. För modellerna där fysisk störning ingick, fungerade både störning och djup som ett motstånd. Vi kombinerade motståndslagren genom att ta det maximala motståndsvärdet av de två lagren (djup och fysisk störning) i varje rastercell. Slutligen mätte vi förändringen i konnektivitet genom att subtrahera modellen med fysisk störning från modellen utan fysisk störning.

## 5.2. Resultat

Resultaten av alla konnektivitetsmodeller kan ses på: <https://edsacre.shinyapps.io/connect/>. Här visas sammanlagt 220 kartor för 22 arter av fisk och kräftdjur på västkusten. Man kan välja vilken art man vill titta på, vilket spridningsmått och med eller utan fysisk störning. Man kan även se resultaten inom de olika vattenförekomsterna för svenska västkusten.

### **Förändringar i konnektivitet på svenska västkusten på grund av fysisk störning**

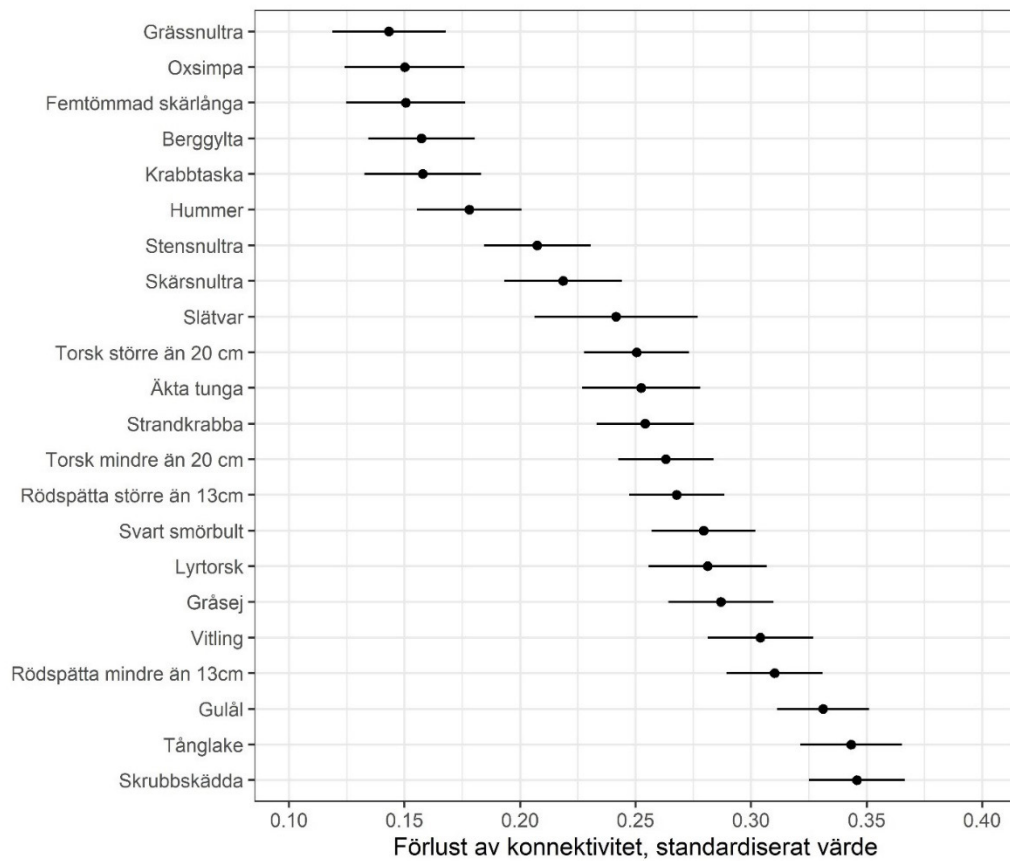
De arter på västkusten som påverkas mest av fysisk störning är skrubbskädda, tånglake (*Zoarces viviparus*), gulål (*Anguilla anguilla*), och juvenil rödspätta (figur 11). Dessa arter har alla sina viktigaste uppväxtområden i grunda, vågskyddade habitat, det vill säga den typ av miljöer som både är mest känslig för fysisk störning och samtidigt utgör den typ av kustområden till vilka mänskliga aktiviteter som orsakar fysisk störning koncentreras.

Minskningen av konnektivitet var koncentrerad kring de större städerna Göteborg, Halmstad, Helsingborg, och Malmö (figur 12). De vattenförekomster där konnektiviteten förväntades minska som mest var: Malmö hamnområde, Halmstads

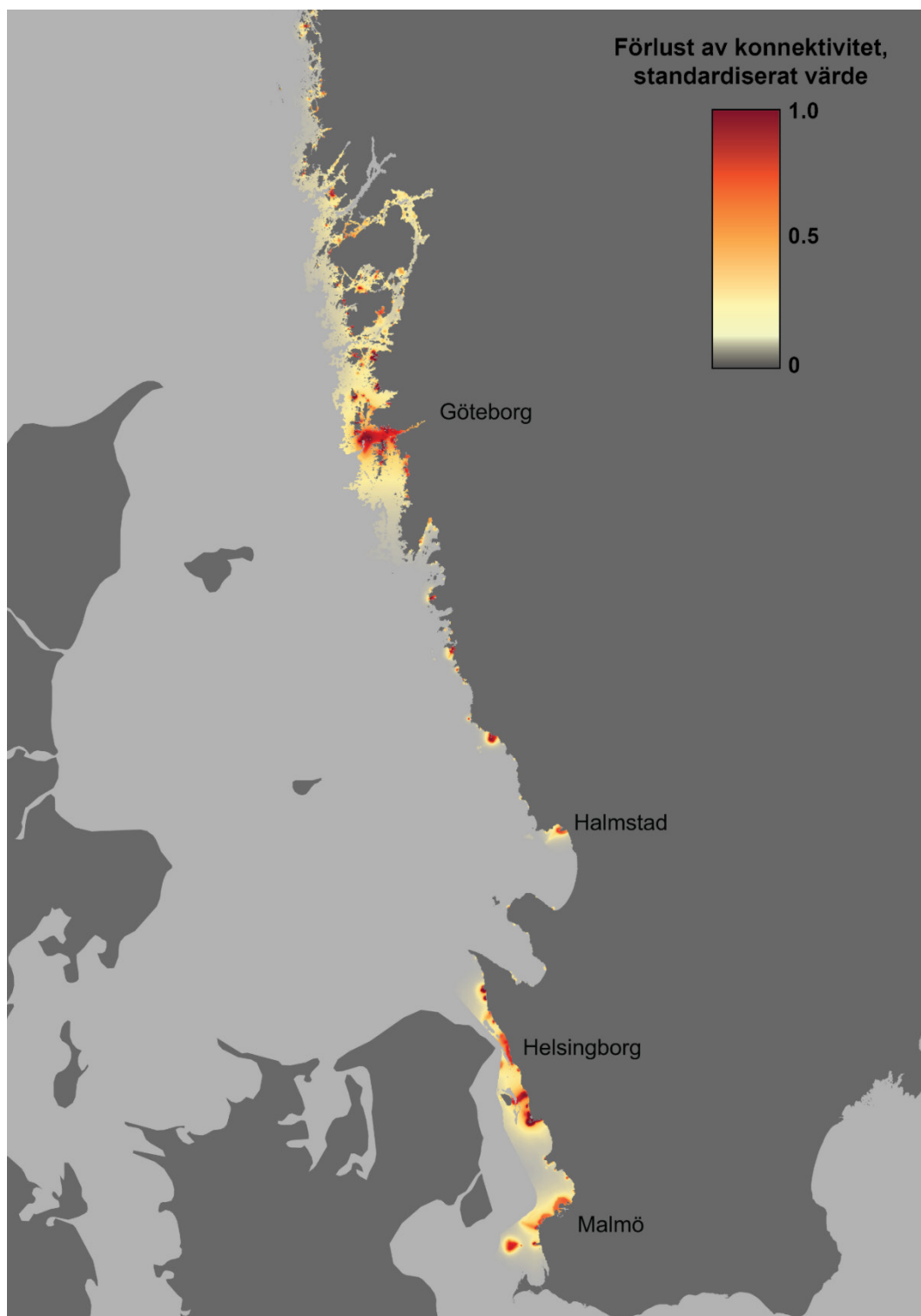
hamnområde, Båtafjorden, Varbergs hamnområde, och Landskrona hamnområde (figur 13).

Tabell 5. Arter som ingår i konnektivitetsmodellerna för svenska västkusten samt deras uppskattade migrationsavstånd.

Art	Namn	Familj	Migrationsavstånd
<i>Anguilla anguilla</i>	Gulål	Anguillidae	5 - 25 km
<i>Cancer pagurus</i>	Krabbtaska	Cancridae	1 - 5 km
<i>Carcinus maenas</i>	Strandkrabba	Portunidae	1 - 5 km
<i>Centrolabrus exoletus</i>	Grässnultra	Labridae	1 - 5 km
<i>Ciliata mustela</i>	Femtömmad skärlånga	Lotidae	1 - 5 km
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Stensnultra	Labridae	1 - 5 km
<i>Gadus morhua</i>	Torsk större än 20 cm	Gadidae	20 - 100 km
<i>Gadus morhua</i>	Torsk mindre än 20 cm	Gadidae	20 - 100 km
<i>Gobius niger</i>	Svart smörbult	Gobiidae	1 - 5 km
<i>Homarus gammarus</i>	Hummer	Nephropidae	1 - 5 km
<i>Labrus berggylta</i>	Berggylta	Labridae	1 - 5 km
<i>Merlangius merlangus</i>	Vitling	Gadidae	20 - 100 km
<i>Platichthys flesus</i>	Skrubbskädda	Pleuronectidae	5 - 25 km
<i>Pleuronectes platessa</i>	Rödspätta större än 13cm	Pleuronectidae	5 - 25 km
<i>Pleuronectes platessa</i>	Rödspätta mindre än 13cm	Pleuronectidae	5 - 25 km
<i>Pollachius pollachius</i>	Lyrtsk	Gadidae	20 - 100 km
<i>Pollachius virens</i>	Gråsej	Gadidae	20 - 100 km
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Slätvar	Scophthalmidae	5 - 25 km
<i>Solea solea</i>	Äkta tunga	Pleuronectidae	5 - 25 km
<i>Symphodus melops</i>	Skärsnultra	Labridae	1 - 5 km
<i>Taurulus bubalis</i>	Oxsimpa	Cottidae	1 - 5 km
<i>Zoarces viviparus</i>	Tånglake	Zoarcidae	5 - 25 km

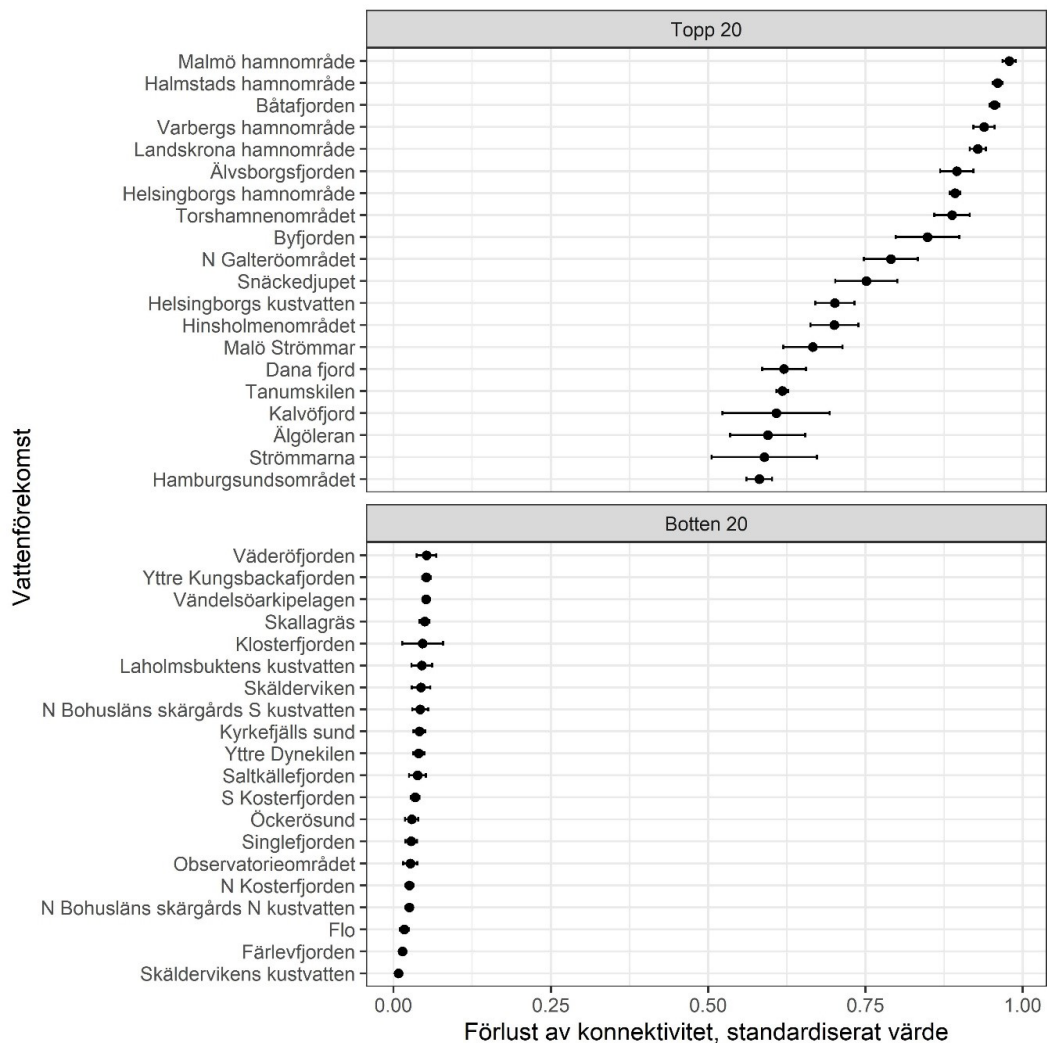


Figur 11. Minskningen av konnektivitet (standardiserade värde) till följd av fysisk störning längs den svenska västkusten för allmänt förekommande fiskar och större kräftdjur. Dessa indexvärden är jämförbara mellan arter, men anger inte ett absolut mått på minskningen i konnektivitet. Ju högre värde desto större minskning av konnektiviteten.



*Figur 2 Minskningen av konnektivitet (standardiserade värden) från fysisk störning längs den svenska västkusten, beräknat som medelvärden för alla undersökta arter av fiskar och större kräftdjur. Dessa indexvärden är jämförbara mellan arter (relativt mått), men anger inte ett absolut mått på minskningen i konnektivitet. Ju högre värde desto högre förlust av konnektiviteten.*





Figur 33. Den genomsnittliga minskningen av konnektivitet till följd av fysisk störning för kustvattenförekomster längs svenska västkusten, beräknat som medelvärden för alla undersökta fiskar och större kräftdjur. Enbart de 20 kustvattenförekomster med störst respektive minst påverkan visas i figuren.

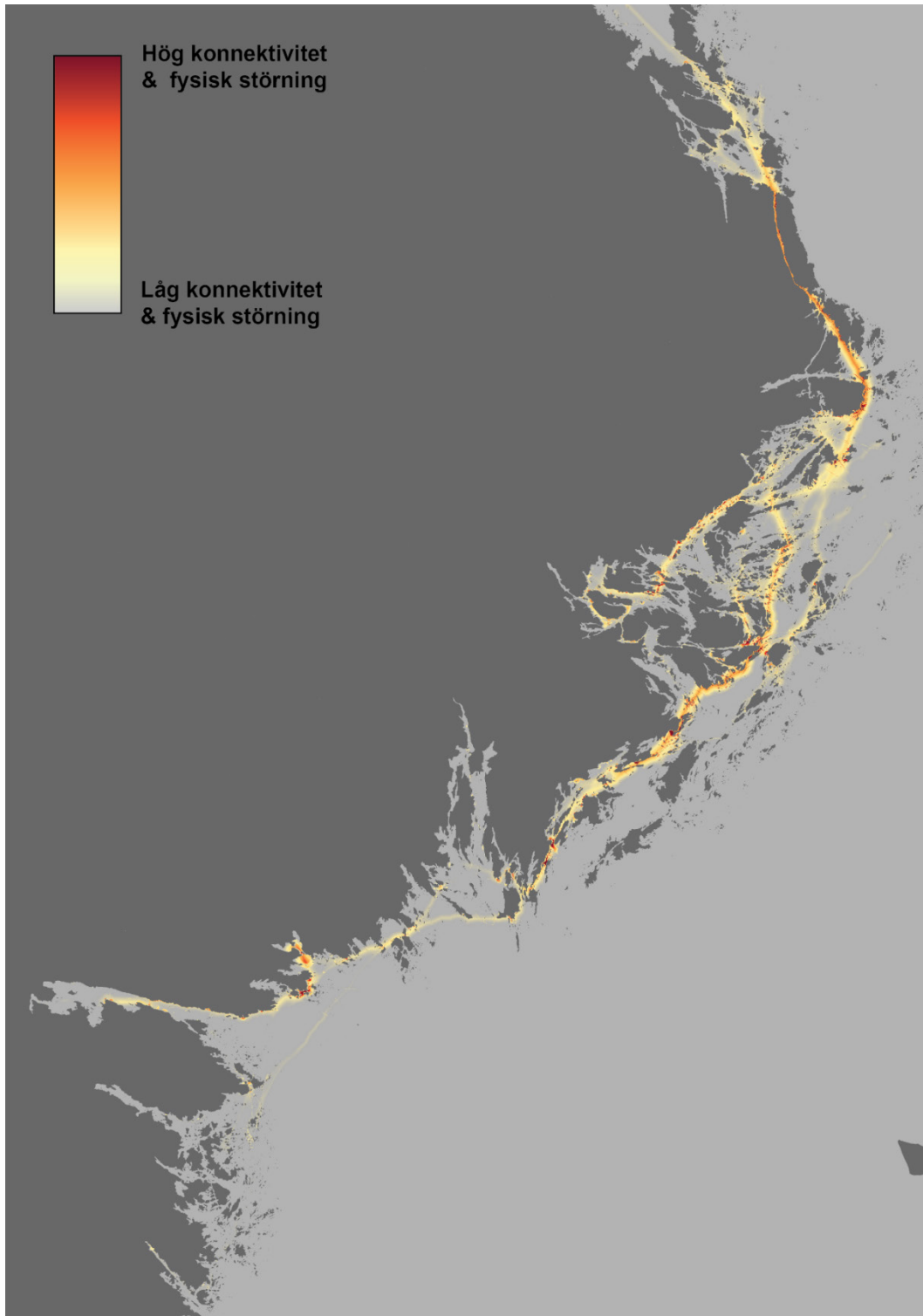
### Förändringar i migrationskorridorer på svenska ostkusten på grund av fysisk störning

Fysisk störning hade stor inverkan på migrationskorridorer i studieområdet på ostkusten. Migrationskorridorer och fysisk störning överlappade stort mellan abborre och gädda. Särskilt ett antal områden i den norra delen av det undersökta skärgårdsområdet – Furusundsleden mellan Ljusterö och fastlandet Österåker, och den långa Vaddö kanalen, mellan Norrtälje och Hargshamn – utgör viktiga spridningskorridorer (figur 14 och 15). Vaddö kanal verkar vara en särskilt viktig migrationskorridor för fiskpopulationer mellan Stockholms och Uppsala läns skärgårdar. Kanalen är dock väldigt smal vilket medför att fysisk störning i form av

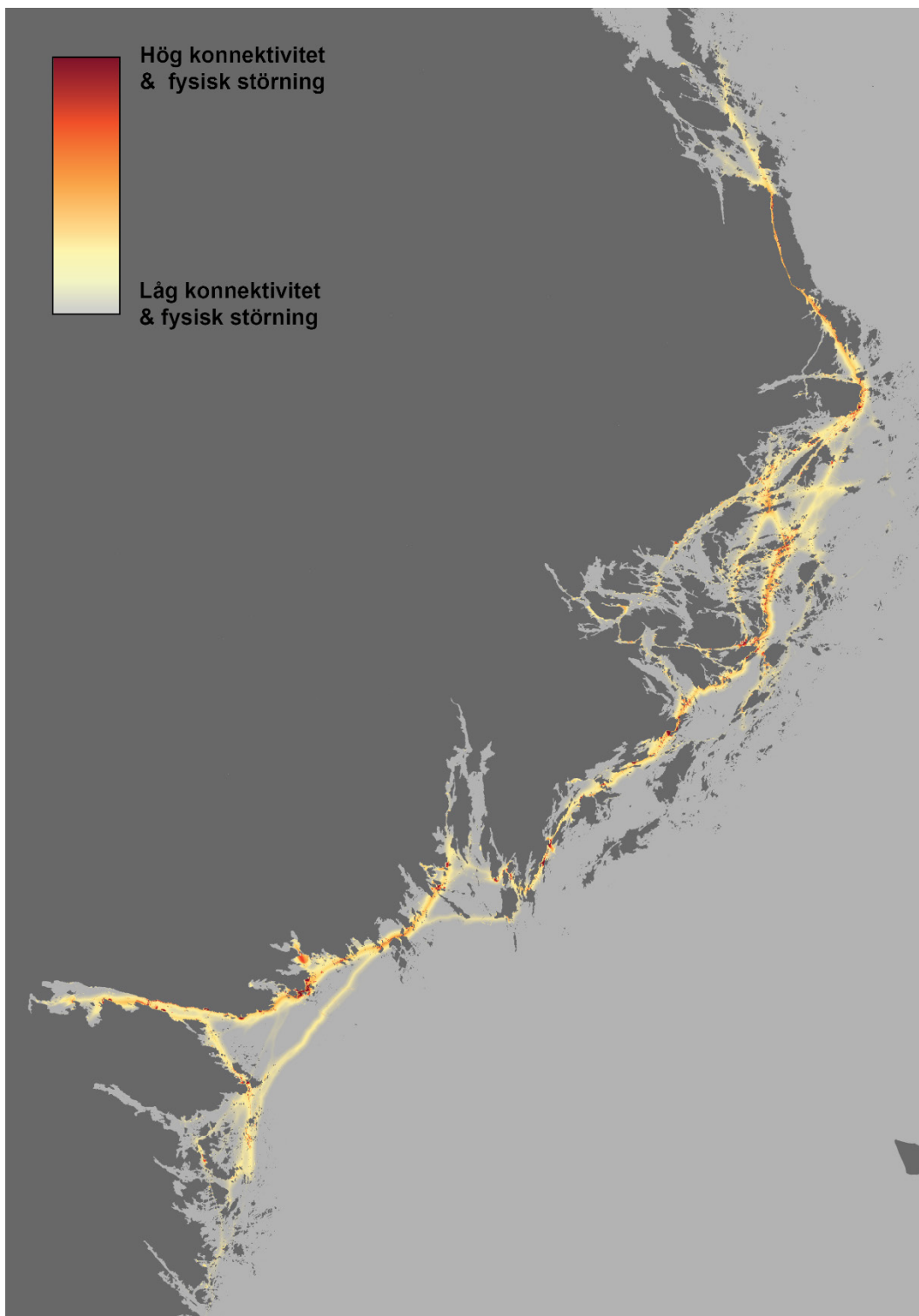
båttrafik, hamnar, och bryggor sammanfaller med hög konnektivitet i området där fisk inte har några alternativa vägar att ta. Ytterligare områden där konnektivitet och fysisk störning överlappar stort är i områden kring Värmdö och Vindö i Stockholms skärgård, Dalarö och Nynäshamn. Fysisk störning skapade stora skiftningar i migrationskorridorer (figur 16 och 17). Detta var särskilt tydligt i Stockholms skärgård där migrationsrutterna flyttades till mer öppna områden längre från kusten. Dessa områden är inte lika lämpliga som migrationsrutter för fisken och kan därmed minska den totala konnektiviteten.

### 5.3. Slutsatser

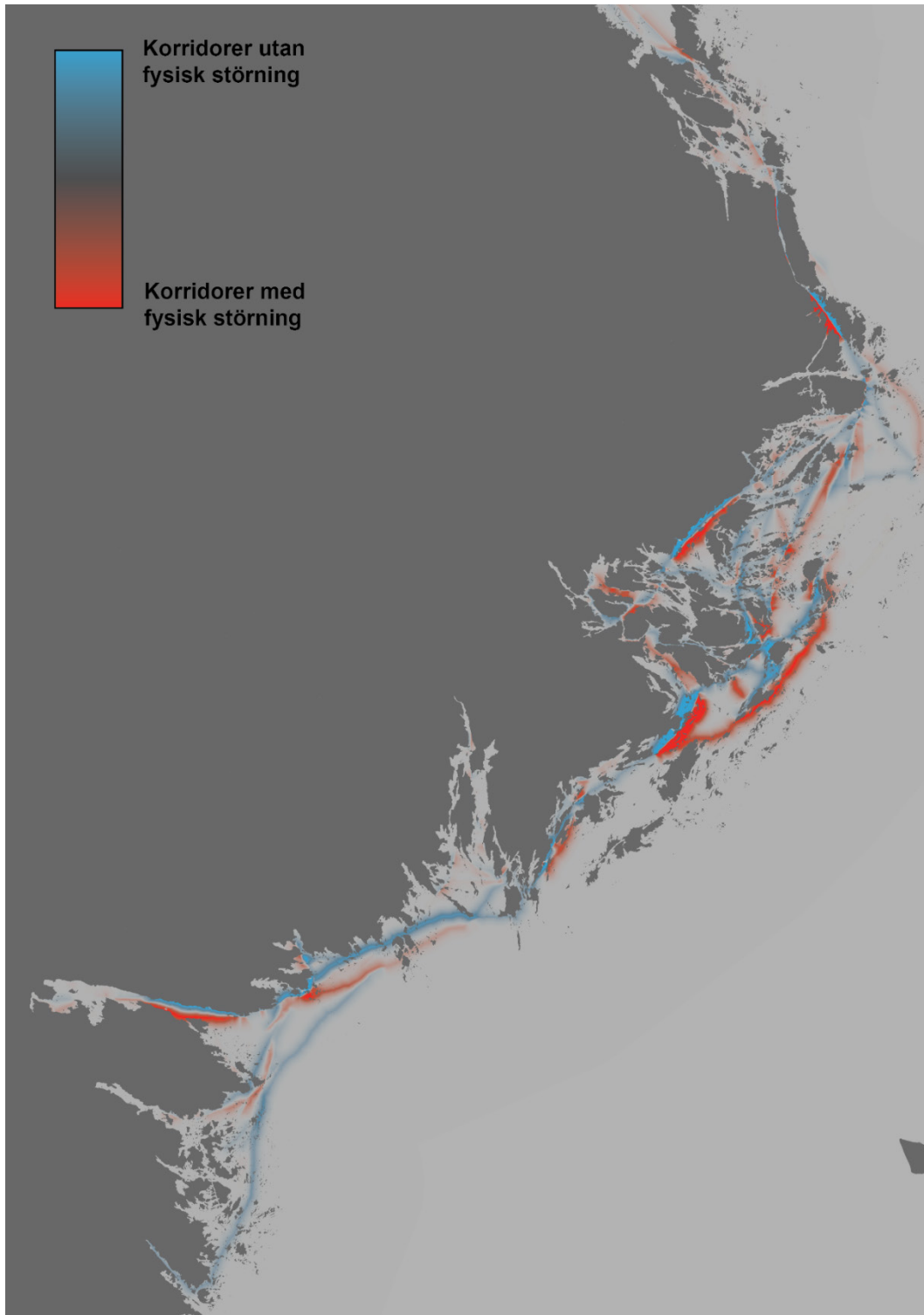
Fysisk påverkan kan ha stor påverkan på arters konnektivitet, framför allt arter som har sina viktigaste uppväxtområden i grunda, vågskyddade habitat såsom skrubbskädda, tånglake, gulål, och juvenil rödspätta på västkusten och abborre och gädda på ostkusten. Dessa typer av miljöer är mest känsliga för fysisk störning och samtidigt utgör de den typ av kustområden till vilka mänskliga aktiviteter som orsakar fysisk störning koncentreras. Minskning av konnektivitet i Västerhavet var koncentrerad kring de större städerna Göteborg, Halmstad, Helsingborg, och Malmö där koncentrationen av fysisk störning är hög.



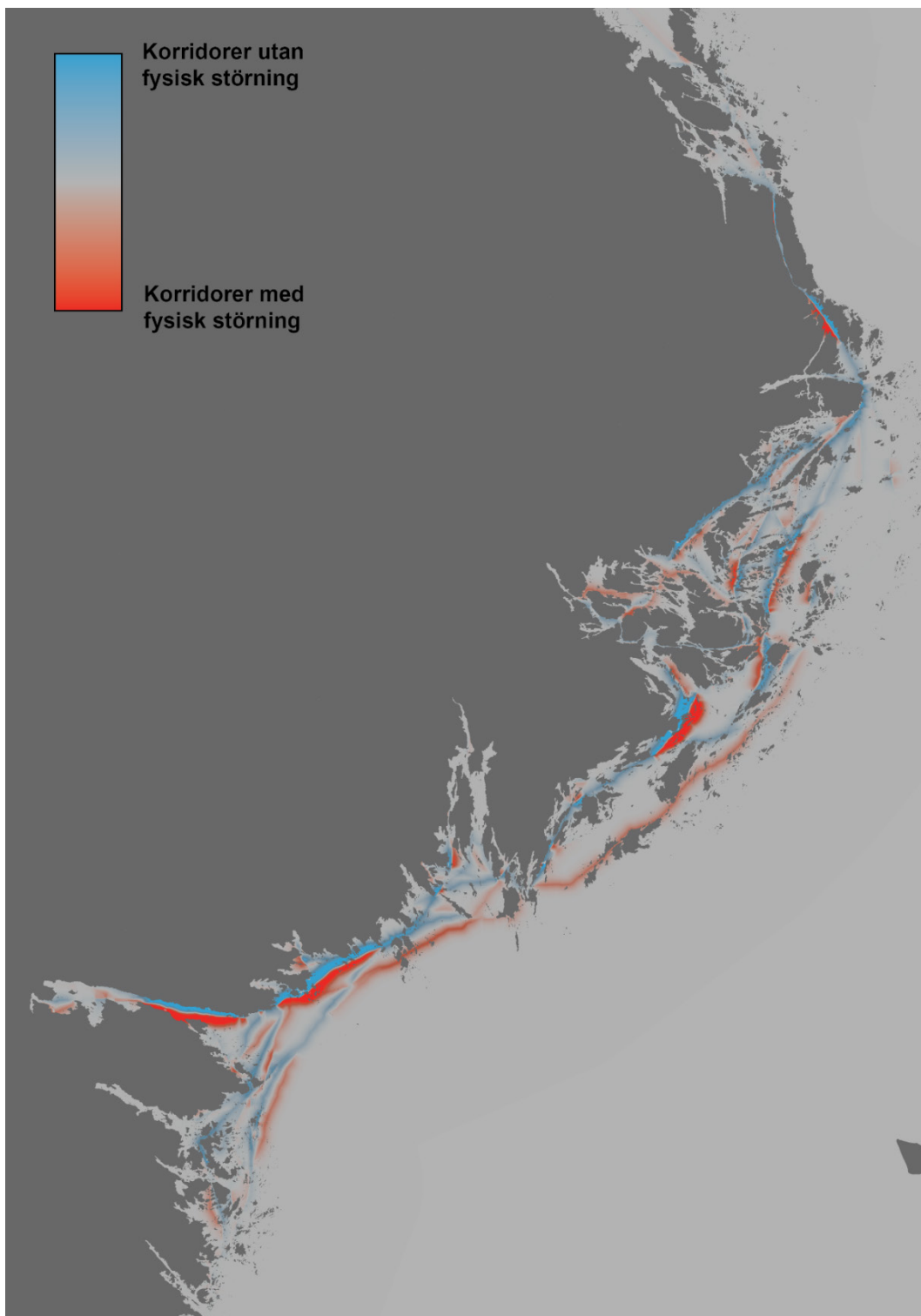
*Figur 44. Rumsligt överlapp mellan vandringskorridorer för abborre och fysisk störning. Kartan visar migrationskorridorer och intensiteten av fysisk störning. Röda nyanser indikerar hög konnektivitet och hög fysisk störning, gult indikerar hög konnektivitet men låg fysisk störning och grått indikerar låg konnektivitet och låg fysisk störning.*



*Figur 55. Rumsligt överlapp mellan vandringskorridorer för gädda och fysisk störning. Kartan visar migrationskorridorer och intensiteten av fysisk störning. Röda nyanser indikerar hög konnektivitet och hög fysisk störning, gult indikerar hög konnektivitet men låg fysisk störning och grått indikerar låg konnektivitet och låg fysisk störning.*



Figur 66. Förändring i vandringskorridorer för abborre mellan konnektivitetsmodellen, exklusive fysisk störning som motstånd (blått), och med fysisk störning som motstånd (rött).



Figur 77. Förändring i vandringskorridorer för gädda mellan konnektivitetsmodellen, exklusive fysisk störning som motstånd (blått), och med fysisk störning som motstånd (rött).

## 6. Kunskapsluckor

Det finns flera betydande kunskapsluckor inom området konnektivitet i kustvattenmiljöer och fysisk påverkan på denna. Forskningsinsatser inom dessa områden kan bidra till en fördjupad förståelse av konnektivitet i kustvattenmiljöer och dess betydelse för ekosystemen. Här är några förslag som har framkommit i utredningen från Havs- och vattenmyndigheten (2023a) och i denna utredning och som kan vara föremål för framtida forskning:

- Det råder brist på förståelse för hur olika former av fysisk påverkan påverkar konnektiviteten, främst när det gäller bottenfauna och vegetation, men även för fisk är kunskapsläget fortfarande bristfälligt.
- De flesta konnektivitetsstudier i Sveriges havsmiljöer har genomförts med modelleringar för att studera passiv transport. Dessa modelleringar beskriver spridningsmönster i öppet hav på ett bra sätt, men är vanligen för grova för att på ett tillförlitligt sätt beskriva konnektivitet i komplexa kustmiljöer. För att öka förståelsen för passiv transport i kustzonen skulle det behövas mer högupplösta biofysiska spridningsmodeller.
- Det behövs fler studier om aktiv migration, särskilt när det gäller spridningsmått för enskilda arter, inklusive evertebrater och icke-kommersiella fiskar. Dessa studier kan dra nytta av en kombination av olika metoder, som märkning, telemetri, otolitikemi, genetik och modellering, för att få en bredare förståelse för både typiska (påverkar populationsdynamiken) och maximala (påverkar den genetiska avgränsningen av populationer) spridningsavstånd.
- Heltäckande artutbredningskartor behövs för högupplösta rumsliga analyser av konnektivitet. Dessa kartor kan vara till nytta både för larvspridningsmodeller och analyser av aktiv migration.
- Det saknas detaljerade rumsliga data om faktorer som påverkar passiv transport, som predation, konkurrens rekrytering och fysisk och hydrodynamisk störning. Högupplösta hydrodynamiska konnektivitetsmodeller och mätningar av vattenkvalitet i kombination med de identifierade kraven hos larver kan ge en bättre förståelse av spridningskorridorer mellan lämpliga livsmiljöer.
- Det behövs mer information om effekter av enskilda typer av fysisk påverkan samt om deras kumulativa effekter på olika arters konnektivitet.
- Det behövs mer information om effekter av klimatförändringar på konnektivitet

- Det behövs mer information om effekter av olika typer av restaureringsåtgärder som kan vidtas för att öka konnektiviteten
- Bedömningsgrunder för fisk i kustvatten behöver utvecklas



## 7. Slutsatser

- Föreskrifterna saknar information om biologiska aspekter av konnektivitet och vilka rumsliga skalor samt tidsskalor man ska beakta.
- De nuvarande bedömningsgrunderna tar inte tillräcklig hänsyn till att konnektivitet antingen kan ske genom aktiv migration av organismer, såväl vuxna som juvenila, eller genom passiv spridning via larver, ägg, sporer, frön och fragment. Fysisk störning i form av bryggor, pirar, muddringar, buller, båttrafik och annat har olika påverkan på organismer som rör sig aktivt genom olika habitattyper eller passivt med strömmar. De olika spridningstyperna sker även över olika tidsskalor.
- Det är viktigt att skilja mellan typiska hemområden och maximala migrations- och spridningsavstånd, eftersom hemområden är relevanta för populationsdynamiken, medan de maximala migrations- och spridningsavstånden har större betydelse för den genetiska variationen mellan olika populationer.
- Fiskar har en central roll i de marina ekosystemen och bidrar stort till konnektivitet genom migrationer och passiv spridning av ägg och larver och därför borde fisk ingå som en egen biologisk kvalitetsfaktor i föreskrifterna för kustvatten, liksom det för sötvatten.
- För att fånga upp ovanstående brister bör föreskrifterna och/eller vägledning för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer kompletteras med ett kapitel liksom det för sötvatten tillägnat vandringsbenägna fiskarter. Kapitlet bör även inkludera andra organismer där både aktiv migration och passiv spridning via ägg och larver fångas upp och där det finns migrations- och spridningsmått, till exempel hummer och krabbtaska.
- Föreskrifterna bör även inkludera vilka tidsmässiga skalor man ska beakta då konnektivitet kan ske över olika tidsskalor där till exempel födo-, lek-, och ontogenetiska migrationer sker under olika tider på året. Här kan till exempel lektidsportalen användas för att se när lek sker för de flesta fiskarter i svenska kust- och utsjövatten  
<https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/atgarder-skydd-och-rapportering/lektidsportalen.html>. Utbredningskartor över vegetation, bottenfauna och olika livsstadier av fisk tas fram inom det av Havs- och

vattenmyndigheten ledda projektet Nationell marin kartering, och kartorna kan erhållas av myndigheten.

- Då konnektivitet främst är en biologisk funktion kopplad till fiskar och andra organismer bör konnektivitet ingå bland de biologiska kvalitetsfaktorerna istället för de hydromorfologiska.
- Sverige hör till de länder inom EU som har kommit längst gällande bedömning av konnektivitet inom vattendirektivet. Övriga EU-länder tycks mer fokusera på de två andra hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna hydrografiskt villkor och morfologiskt tillstånd i sina bedömningar. Detta kan bero på att konnektivitet inte ingår i vattendirektivet, men att man i Sverige har valt att lägga in det som en egen kvalitetsfaktor i föreskrifterna om statusbedömning i svenska kustvatten. Intresset för att utveckla den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn där konnektivitet ingår har dock vuxit inom EU.
- I vår analys om effekten av konnektivitet på fisk och kräftdjur i Västerhavet fann vi att de arter som påverkas mest av fysisk störning är skrubbskädda, tånglake, gulål, och juvenil rödspätta. Dessa arter har alla sina viktigaste uppväxtområden i grunda, vågskyddade habitat, det vill säga den typ av miljöer som både är mest känslig för fysisk störning och samtidigt utgör den typ av kustområden till vilka mänskliga aktiviteter som orsakar fysisk störning koncentreras. Detta var även fallet i liknande analyser vi gjort på ostkusten (Berkström m fl. 2022b).
- Minskningen av konnektivitet i Västerhavet var koncentrerad kring de större städerna Göteborg, Halmstad, Helsingborg, och Malmö.
- I våra modelleringsstudier fann vi även att fysisk störning kan ha stor inverkan på migrationskorridorer av abborre och gädda i studieområdet i Stockholms skärgård på ostkusten. Påverkan var störst i områden med hög konnektivitet och samtidigt stor påverkan från fysisk störning.
- Få studier har undersökt effekter av fysisk störning på konnektivitet, både inom Europa och i andra delar av världen.
- Det finns betydande kunskapsluckor inom området konnektivitet i kustvattenmiljöer och även inom området fysisk påverkan på konnektiviteten. Det finns bland annat ett behov av högupplösta kartunderlag över förekomsten av både organismer och påverkansfaktorer, liksom över sambanden mellan dessa. Även effekter av ett förändrat klimat och av olika typer av restaureringsåtgärder på konnektiviteten är områden där det finns behov av att förbättra kunskapsläget.

## 8. Referenser

- Airoldi, L., Turom, X., Perkol-Finkel, S., Rius M. (2015) Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distribution* 21:755–768.
- Alexandre, A., Santos, R., Serrão, E. (2005) Effects of clam harvesting on sexual reproduction of the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series* 289:115–122.
- Andersson, M.H., Öhman, M.C. (2010) Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research* 61:642–650.
- André, M., Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., van der Schaar, M., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., Houégnigan, L. (2011) Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Frontiers in Ecology and Environment* 9:489–493.
- Araújo, R., Vaselli, S., Almeida, M., Serrão, E., Sousa-Pinto, I. (2009) Effects of disturbance on marginal populations: human trampling on *Ascophyllum nodosum* assemblages at its southern distribution limit. *Marine Ecology Progress Series* 378:81–92.
- Aro, E. (1989) A review of fish migration patterns in the Baltic. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 190:72–96.
- Aro, E. (2002) Fish migration studies in the Baltic Sea - a historical view. *ICES Marine Science Symposia* 215:361–370.
- d'Avack, E.A.S., Tyler-Walters, H., Wilding, C. (2015) *Zostera marina/angustifolia* beds on lower shore or infralittoral clean or muddy sand. In: Tyler-Walters, H., Hiscock, K. (Eds.), *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: <https://mhc.jncc.gov.uk/biotopes/jnccmncr00000234> (sidan senast besökt 2024-03-16).
- Baden, S., Hernroth, B., Lindahl, O. (2021) Declining populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic coastal waters – a Swedish perspective. *Journal of Shellfish Research* 40:269–296.
- Balbar, A.C., Metaxas, A. (2019) The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation* 17:e00569.
- Barth, J.M.I., Berg, P.R., Jonsson, P.R., Bonanomi, S., Corell, H., Hemmer-Hansen, J., Jakobsen, K.S., Johannesson, K., Jorde, P.E., Knutsen, H., Moksnes, P.-O., Star, B., Stenseth, N.C., Svedäng, H., Jentoft, S., André, C. (2017)

- Genome architecture enables local adaptation of Atlantic cod despite high connectivity. *Molecular Ecology* 26:4452–4466.
- Berger, R., Henriksson, E., Kautsky, L., Malm, T. (2003) Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 37:1–11.
- Berger, R., Bergström, L., Granéli, E., Kautsky, L. (2004) How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea? – a conceptual model. In: Kautsky, H., Snoeijs, P. (eds) *Biology of the Baltic Sea*, Springer, Dordrecht, pp. 243–248.
- Bergström, L., Tatarenkov, A., Johannesson, K., Jönsson, R.B., Kautsky, L. (2005) Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp. Nov. (Fucales, Phaeophyceae) in the brackish Baltic Sea. *Journal of Phycology* 41:1025–1038.
- Berkström, C., Wennerström, L., Bergström, U. (2019) Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden – en kunskapssammanställning. SLU Aqua reports 2019:15.
- Berkström, C., Wennerström, L., Bergström, U. (2022a) Ecological connectivity of the marine protected area network in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak: Current knowledge and management needs. *Ambio* 51:1485–1503.
- Berkström, C., Sacre, E., Berkström, U. (2022b) Ecological connectivity in marine protected areas in Swedish Baltic coastal waters. Aqua reports 2022:11.
- Birk, S., Kampa, E. (2018). "ECOSTAT Classification Workshop, 29-30 May 2018 - Tallinn, Summary Report on Hydromorphology". 14pp. <https://www.ecologic.eu/sites/default/files/publication/2018/2626-02ecological-classification-workshop-report-hydromorphology.pdf>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van Bund, W., Zampoukas, N. Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18:31–41.
- Boedeltje, G., Spanings, T., Flik, G., Pollux, B.J.A., Sibbing, F.A., Verberk, W.C.E.P. (2015) Effects of seed traits on the potential for seed dispersal by fish with contrasting modes of feeding. *Freshwater Biology* 60:944–959.
- Boese, B.L., Kaldy, J.E., Clinton, P.J., Eldridge, P.M., Folger, C.L. (2009) Recolonization of intertidal *Zostera marina* L. (eelgrass) following experimental shoot removal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 374:69–77.
- Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., Bergström, U. (2015) Ekosystemtjänster från svenska hav. Status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12. 92 s.
- Bryhn, A., Kraufvelin, P., Bergström, U., Vretborn, M., Bergström, L. (2020) A model for disentangling dependencies and impacts among human activities and marine ecosystem services. *Environmental Management* 65:575–586.
- Bulleri, F., Chapman, M.G. (2010) The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology* 47:26–35.
- Burdick, D.M., Short, F.T. (1999) The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts. *Environmental Management* 23:231–240.

- Caley, M.J., Carr, M.H., Hixon, M.A., Hughes, T.P., Jones, G.P, Menge, B.A. (1996) Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:477–500.
- Carr, M.H., Robinson, S.P., Wahle, C., Davis, G., Kroll, S., Murray, S., Schumacker, E.J., Williams, M. (2017) The central importance of ecological spatial connectivity to effective coastal marine protected areas and to meeting the challenges of climate change in the marine environment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27:6–29.
- Christie, H., Kraufvelin, P., Kraufvelin, L., Niemi, N., Rinde, E. (2020) Disappearing blue mussels – can mesopredators be blamed? *Frontiers in Marine Science* 7:550.
- Chust, G., Albaina, A., Aranburu, A., Borja, Á., Diekmann, O.E., Estonba, A., Franco, J., Garmendia, J.M., Iriondo, M., Muxika, I., Rendo, F., Rodríguez, J.G., Ruiz-Larrañaga, O., Serrão, E.A., Valle, M. (2013) Connectivity, neutral theories and the assessment of species vulnerability to global change in temperate estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131:52–63.
- Corell, H., Nissling, A. (2019) Modelling of larval dispersal of Baltic flounder (*Platichthys solemdali*) revealed drifting depth as a major factor determining opportunities for local retention vs large-scale connectivity. *Fisheries Research* 218:127–137.
- Corell, H., Moksnes, P.O., Engqvist, A., Döös, K., Jonsson, P.R. (2012) Depth distribution of larvae critically affects their dispersal and the efficiency of marine protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 467:29–46.
- Coyer, J.A., Peters, A.F., Stam, W.T., Olsen, J.L. (2003) Post-ice age recolonization and differentiation of *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae; Fucales) populations in Northern Europe. *Molecular Ecology* 12:1817–1829.
- Cowen, R.K., Lwiza, K.M., Sponaugle, S., Paris, C.B., Olson, D.B. (2000) Connectivity of marine populations: open or closed? *Science* 287:857–859.
- Dafforn, K.A., Glasby, T.M., Airoidi, L., Rivero, N.K., Mayer-Pinto, M., Johnston, E.L. (2015a) Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:82–90.
- Dafforn, K.A., Mayer-Pinto, M., Morris, R.L., Waltham, N.J., 2015b. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. *Journal of Environmental Management* 158:61–73.
- Dahl, M.P., Pereyra, R.T., Lundälv, T., André, C. (2012) Fine-scale spatial genetic structure and clonal distribution of the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *Coral Reefs* 31:1135–1148.
- Dahlberg, K., Mahmoudi, N., Pekkarinen-Rieppo, H.-M., Råberg, S., Welander, S. (2019) Statusklassning av hydromorfologi i kustvatten – Slutrapport för projektet KustHYMO 2016–2019. Vattenmyndigheterna i samverkan.
- Daly, M.A., Mathieson, A.C. (1977) The effects of sand movement on intertidal seaweeds and selected invertebrates at Bound Rock, New Hampshire, USA. *Marine Biology* 43:45–55.
- Dannheim, J., Bergström, L., Birchenough, S.N., Brzana, R., Boon, A.R., Coolen, J. W.P., Dauvin J.-C., De Mesel, I., Derweduwén, J., Gill, A.B., Hutchison, Z.L., Jackson, A.C., Janas, U., Martin, G., Raouz, A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T.A., Wilhelmsson, D., Degraer, S. (2020)

- Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of Marine Science* 77:1092–1108.
- Davison, D.M., Hughes, D.J. (1998) *Zostera* biotopes: An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs, Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project), Vol. 1.
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S. (2012) Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1:50–61.
- Denny, M.W. (1987) Lift as a mechanism of patch initiation in mussel beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 113:231–245.
- De Wit, P., Jonsson, P.R., Pereyra, R.T., Panova, M., André, C., Johannesson, K. (2020) Spatial genetic structure in a crustacean herbivore highlights the need for local considerations in Baltic Sea biodiversity management. *Evolutionary Applications* 13:974–990.
- Drenner, S.M., Clark, T.D., Whitney, C.K., Martins, E.G., Cooke, S.J., Hinch, S.G. (2012) A synthesis of tagging studies examining the behaviour and survival of anadromous salmonids in marine environments. *PLoS ONE* 7:e31311.
- Dudgeon, S., Kübler, J.E., Wright, W.A., Vadas, Sr R.L., Petraitis, P.S. (2001) Natural variability in zygote dispersal of *Ascophyllum nodosum* at small spatial scales. *Functional Ecology* 15:595–604.
- Eckrich, C.E., Holmquist, J.G. (2000) Trampling in a seagrass assemblage: direct effects, response of associated fauna, and the role of substrate characteristics. *Marine Ecology Progress Series* 201:199–209.
- Egardt, J. (2018) Impacts of Recreational Boating in Coastal Seascapes and Implications for Management. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet, 61 s.
- Einfeldt, A.L., Doucet, J.R., Addison, J.A. (2014) Phylogeography and cryptic introduction of the ragworm *Hediste diversicolor* (Annelida, Nereididae) in the Northwest Atlantic. *Invertebrate Biology* 133:232–241.
- Elosegi, A., Feld, C.K., Mutz, M., von Schiller, D. (2019). Chapter 4 - Multiple Stressors and Hydromorphological Degradation. In: Sabater, S., Elosegi, A., Ludwig, R. (Eds), Multiple Stressors in River Ecosystems. Elsevier, pp 65–79.
- Engdahl, A., Nilsson, T. (2014) Exploatering i kustzonen 2013. Rapportserie nr 2/2014. Diarienummer 10102-2012. Länsstyrelsen Norrbotten, Luleå. 32 s.
- Eriander, L., Infantes, E., Olofsson, M., Olsen, J.L., Moksnes, P.-O. (2016) Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 479:76–88.
- Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., Moksnes, P.-O. (2017) The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast – Ecological impact and legal challenges. *Ocean and Coastal Management* 148:182–194.

- Eriksson, B.K., Johansson, G. (2003) Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 38:217–222.
- Eriksson, B.K., Bergström, L. (2005) Local distribution patterns of macroalgae in relation to environmental variables in the northern Baltic Proper. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62:109–117.
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, H., Karås, P. (2004) Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:339–349.
- Erlandsson, J., Rolán-Alvarez, E., Johannesson, K. (1998) Migratory differences between ecotypes of the snail *Littorina saxatilis* on Galician rocky shores. *Evolutionary Ecology* 12:913–924.
- Erlandsson M., Fredriksson R., Bergström U. (2021) Kartering av viktiga uppväxtområden för fisk i grunda kustområden i Östersjön. Aqua reports 2021:17, Sveriges lantbruksuniversitet. Félix-Hackradt, F.C., Hackradt, C.W., Treviño-Otón, J., Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A. (2018) Effect of marine protected areas on distinct fish life-history stages. *Marine Environmental Research* 140:200–209.
- Florin, A.B., Höglund, J. (2008) Population structure of flounder (*Platichthys flesus*) in the Baltic Sea: differences among demersal and pelagic spawners. *Heredity* 101:27–38.
- Florin, A.-B., Bergström, U., Ustups, D., Lundström, K., Jonsson, P.R. (2013) Effects of a large northern European no-take zone on flatfish populations. *Journal of Fish Biology* 83:939–962.
- Folmer, E.O., Drent, J., Troost, K., Büttger, H., Dankers, N., Jansen, J., van Stralen, M., Millat, G., Herlyn, M., Phillipart, C.J.M. (2014) Large-scale spatial dynamics of intertidal mussel (*Mytilus edulis* L.) bed coverage in the German and Dutch Wadden Sea. *Ecosystems* 17:550–566.
- Fonseca, M.S. (1992) Restoring seagrass systems in the United States. In: Thayer, G.W. (ed.), Restoring the Nation's Marine Environment. Maryland: Maryland Sea Grant College, pp 79–110.
- Forslund, H., Eriksson, O., Kautsky, L. (2012) Grazing and geographic range of the Baltic seaweed *Fucus radicans* (Phaeophyceae). *Marine Biology Research* 8:322–330.
- Fredriksson R., Erlandsson M., Bergström U. (2021) Kartering av viktiga uppväxtområden för fisk i grunda kustområden i Västerhavet. Aqua reports 2021:15, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Fredriksson, R., Erlandsson, M., Bergström, U. (2023). Modellering och kartering av fiskhabitat i Östersjöns kustområden. Aqua reports 2023:10. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. 97 s.
- Fresh, K.L., Wyllie-Echeverria, T., Wyllie-Echeverria, S., Williams, B.W. (2006). Using light-permeable grating to mitigate impacts of residential floats on eelgrass *Zostera marina* L. in Puget Sound, Washington. *Ecological Engineering* 28:354–362.
- Gilg, M.R., Hilbish, T.J. (2003) The geography of marine larval dispersal: coupling genetics with fine-scale physical oceanography. *Ecology* 84:2989–2998.

- Gladstone, W., Courtenay, G. (2014). Impacts of docks on seagrass and effects of management practices to ameliorate these impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 136:53–60.
- Gray, J.S., Elliott, M. (2009) Ecology of Marine Sediments – From Science to Management. Second ed. Oxford University Press, Oxford, 256 pp.
- Grech, A., Wolter, J., Coles, R., McKenzie, L., Rasheed, M., Thomas, C., Waycott, M., Hanert, E. (2016) Spatial patterns of seagrass dispersal and settlement. *Diversity and Distributions* 22:1150–1162.
- Hansen, J.P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å.N., Donadi, S., Eriksson, B.K., Eklöf, J.S. (2018) Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48:539–551.
- Hansen, J., Anderson, H.C., Bergström, U., Borger, T., Brelin, D., Byström, P., Eklöf, J., Kraufvelin, P., Kumblad, L., Ljunggren, L., Nordahl, O., Tibblin, P. (2020) Våtmarker som fiskevårdsåtgärd vid kusten. Utvärdering av restaurerade våtmarkers effekt på fiskreproduktion och ekosystemet längs Östersjökusten. Stockholms universitets Östersjöcentrum, rapport 1/2020. 44 s.
- Hartnoll, R.G., Hawkins, S.J. (1985) Patchiness and fluctuations on moderately exposed rocky shores. *Ophelia* 24:53–63.
- Harwell, M.C., Orth, R.J. (2002) Long-distance dispersal potential in a marine macrophyte. *Ecology* 83:3319–3330.
- Havenhand, J.N. (1991) Fertilisation and the potential for dispersal of gametes and larvae in the Solitary Ascidian *Ascidia mentula* Müller. *Ophelia* 33:1–15.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015) God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:30, 210 s.
- Havs- och vattenmyndigheten (2017) Samråd om inledande bedömning 2018. Genomförande av havsmiljöförordningen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:32.
- Havs- och vattenmyndigheten (2023a) Konnektivitet i kustvatten – En kunskapsmanställning om organismers rörelser i kustzonen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2022:13.
- Havs- och vattenmyndigheten (2023b) Vägledning för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt HVMFS 2019:25 – Bedömningsgrunder för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2023:09.
- Heck, K.L., Carruthers, T.J., Duarte, C.M., Hughes, A.R., Kendrick, G., Orth, R.J., Williams, S.W. (2008) Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. *Ecosystems* 11:1198–1210.
- Helcom (2018) State of the Baltic Sea. Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. HELCOM, Helsinki.
- Helcom (2023) State of the Baltic Sea. Third HELCOM holistic assessment 2016–2021. Baltic Sea Environment Proceedings no 194. <http://stateofthebalticsea.helcom.fi> [accessed on: 2023-11-03].
- Hinrichsen, H.-H., Kühn, W., Peck, M.A., Voss, R. (2012a) The impact of physical and biological factors on the drift and spatial distribution of larval sprat: A comparison of the Baltic and North Seas. *Progress in Oceanography* 107:47–60.



- Hinrichsen, H.-H., Hüssy, K., Huwer, B. (2012b) Spatio-temporal variability in western Baltic cod early life stage survival mediated by egg buoyancy, hydrography and hydrodynamics. *ICES Journal of Marine Science* 69:1744–1752.
- Hinrichsen, H.-H., von Dewitz, B., Lehmann, A., Bergström, U., Hüssy, K. (2017a) Spatio-temporal dynamics of cod nursery areas in the Baltic Sea. *Progress in Oceanography* 155:28–40.
- Hinrichsen, H.-H., Petereit, C., Nissling, A., Wallin, I., Ustups, D., Florin, A.-B. (2017b) Survival and dispersal variability of pelagic eggs and yolk-sac larvae of central and eastern baltic flounder (*Platichthys flesus*): application of biophysical models. *ICES Journal of Marine Science* 74:41–55.
- Hogfors, H., Fyhr, F.G., Nyström Sandman, A. (2020) Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden. Version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:13, 165 s.
- Holt, T.J., Hartnoll, R.G., Hawkins, S.J. (1997) The sensitivity and vulnerability to man-induced change of selected communities: intertidal brown algal shrubs, *Zostera* beds and *Sabellaria spinulosa* reefs. English Nature, Peterborough, English Nature Research Report No. 234.
- Holt, T.J., Rees, E.I., Hawkins, S.J., Seed, R. (1998) Biogenic reefs (Volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 174 pp.
- Huserbråten, M.B.O., Moland, E., Knutsen, H., Olsen, E.M., André, C., Stenseth, N.C. (2013) Conservation, spillover and gene flow within a network of Northern European marine protected areas. *PLOS ONE* 8:e73388.
- Ioana-Toroimac, G. (2018) Outcomes of the hydromorphology integration in the Water Framework Directive: A review based on science mapping. *Journal of Environmental Management* 206:1135–1144.
- Jahnke, M., Jonsson, P.R., Moksnes, P.-O., Loo, L.-O., Jacobi, M.N., Olsen, J.L. (2018) Seascape genetics and biophysical connectivity modelling support conservation of the seagrass *Zostera marina* in the Skagerrak-Kattegat region of the eastern North Sea. *Evolutionary Applications* 11:645–661.
- Jahnke, M., Moksnes, P.-O., Olsen, J.L., Serra Serra, N., Nilsson Jacobi, M., Kuusemäe, K., Corell, H., Jonsson, P.R. (2020) Integrating genetics, biophysical, and demographic insights identifies critical sites for seagrass conservation. *Ecological Applications* 30:e02121.
- Janson, K. (1983) Selection and migration in two distinct phenotypes of *Littorina saxatilis* in Sweden. *Oecologia* 59:58–61.
- Johannesson, K. (1988) The paradox of Rockall: why is a brooding gastropod (*Littorina saxatilis*) more widespread than one having a planktonic larval dispersal stage (*L. littorea*)? *Marine Biology* 99:507–513.
- Johannesson, K., Johannesson, B. (1995) Dispersal and population expansion in a direct developing marine snail (*Littorina saxatilis*) following a severe population bottleneck. *Hydrobiologia* 309:173–180.
- Johannesson, K., André, C. (2006) Life on the margin: genetic isolation and diversity loss in a peripheral marine ecosystem, the Baltic Sea. *Molecular Ecology* 15:2013–2029.

- Johnson, M.P., Crowe, T.P., McAllen, R., Allcock, A.L. (2008) Characterizing the marine Natura 2000 network for the Atlantic region. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:86–97.
- Jonsson, P.R., Nilsson Jacobi, M., Moksnes, P.O. (2016) How to select networks of marine protected areas for multiple species with different dispersal strategies. *Diversity and Distributions* 22:161–173.
- Jonsson, P.R., Kotta, J., Andersson, H.C., Herkül, K., Virtanen, E., Sandman, A.N., Johannesson, K. (2018) High climate velocity and population fragmentation may constrain climate-driven range shift of the key habitat former *Fucus vesiculosus*. *Diversity and Distributions* 24:892–905.
- Jonsson, P.R., Moksnes, P.O., Corell, H., Bonsdorff, E., Nilsson Jacobi, M. (2020). Ecological coherence of Marine Protected Areas: New tools applied to the Baltic Sea network. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30:743–760.
- Jonsson, P.R., Hammar, L., Wählström, I., Pålsson, J., Hume, D., Almroth-Rosell, E., Mattsson, M. (2021) Combining seascape connectivity with cumulative impact assessment in support of ecosystem-based marine spatial planning. *Journal of Applied Ecology* 58:576–586.
- Karlsson, K., Christiansen, M.F. (1996) Occurrence and population composition of the edible crab (*Cancer pagurus*) on rocky shores of an islet on the South Coast of Norway. *Sarsia* 81:307–314.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P., Östman, Ö. (2020) Kunskapsammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. Aqua reports 2020:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund, 73 s.
- Kenworthy, W.J., Fonseca, M.S., Whitfield, P.E., Hammerstrom, K.K. (2002) Analysis of seagrass recovery in experimental excavations and propeller-scar disturbances in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Journal of Coastal Research* 37:75–85.
- Kiirikki, M. (1996) Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 31:225–232.
- Kinlan, B.P., Gaines, S.D. (2003) Propagule dispersal in marine and terrestrial environments: a community perspective. *Ecology* 84:2007–2020.
- Koch, E.W. (2002) Impact of boat-generated waves on a seagrass habitat. *Journal of Coastal Research* 37:66–74.
- Korpinen, S., Laamanen, L., Bergström, L., Nurmi, M., Andersen, J.H., Haapaniemi, J., Harvey, E.T., Murray, C.J., Peterlin, M., Kallenbach, E., Klančnik, K., Stein, U., Tunesi, L., Vaughan, D., Reker, J. (2021). Combined effects of human pressures on Europe's marine ecosystems. *Ambio* 50: 1325–1336.
- Kõuts, T., Sipelgas, L., Raudsepp, U. (2006) High resolution operational monitoring of suspended matter distribution during harbour dredging. *EuroGOOS Conference Proceedings*, pp. 108–115.
- Kraufvelin, P., Salovius, S. (2004) Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:369–378.

- Kraufvelin, P., Moy, F.E., Christie, H., Bokn, T.L. (2006) Nutrient addition to experimental rocky shore communities revisited: Delayed responses, rapid recovery. *Ecosystems* 9:1076–1093.
- Kraufvelin, P., Ruuskanen, A.T., Nappu, N., Kiirikki, M. (2007) Winter colonisation and succession of filamentous macroalgae on artificial substrates and possible relationships to *Fucus vesiculosus* settlement in early summer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72:665–674.
- Kraufvelin, P., Lindholm, A., Pedersen, M.F., Kirkerud, L.A., Bonsdorff, E. (2010) Biomass, diversity and production of rocky shore macroalgae at two nutrient enrichment and wave action levels. *Marine Biology* 157:29–47.
- Kraufvelin, P., Ruuskanen, A.T., Bäck, S., Russell, G. (2012) Increased seawater temperature and light during early springs accelerate receptacle growth of *Fucus vesiculosus* in the northern Baltic proper. *Marine Biology* 159:1785–1807.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehtikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E.J., Celmer, Z., Dainys, J., Jokinen, H., Kääriä, P., Kallasvuo, M., Lappalainen, A., Lozys, L., Möller, P., Orio, A., Rohtla, M., Saks, L., Snickars, M., Støttrup, J., Sundblad, G., Taal, I., Ustups, D., Verliin, A., Vetemaa, M., Winkler, H., Wozniczka, A., Olsson, J. (2018) Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 204:14–30.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A., Kling, J., Olsson, J. (2021a) Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:27. 213 s.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A., Olsson, J. (2021b) Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:28. 180 s.
- Kraufvelin, P., Bergström, L., Sundqvist, F., Ulmestrand, M., Wennhage, H., Wikström, A., Bergström, U. (2023) Rapid re-establishment of top-down control at a no-take artificial reef. *Ambio* 52:556–570.
- Källström, B., Nyqvist, A., Åberg, P., Bodin, M., André, C. (2008) Seed rafting as a dispersal strategy for eelgrass (*Zostera marina*). *Aquatic Botany* 88:148–153.
- Lancaster, J. (1999) Small-scale movements of lotic macroinvertebrates with variations in flow. *Freshwater Biology* 41:605–619.
- Larsson, A.I., Granhag, L.M., Jonsson, P.R. (2016) Instantaneous flow structures and opportunities for larval settlement: barnacle larvae swim to settle. *PLOS ONE* 11:e0158957.
- Larsson, P., Tibblin, P., Koch-Schmidt, P., Engstedt, O., Nilsson, J., Nordahl, O., Forsman, A. (2015) Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. *Ambio* 44:451–461.
- Leis, J.M., Siebeck, U., Dixson, D.L. (2011) How Nemo finds home: the neuroecology of dispersal and of population connectivity in larvae of marine fishes. *Integrative and Comparative Biology* 51:826–843.
- Lepage, M., Harrison, T., Breine, J., Cabral, H., Coates, S., Galván, C., García, P., Jager, Z., Kelly, F., Mosch, E.C., Pasquaud, S., Scholle, J., Uriarte, A., Borja, A., (2016) An approach to intercalibrate ecological classification tools using fish in transitional water of the North East Atlantic. *Ecological Indicators* 67:318–327.

- Lipcius, R.N., Eggleston, D.B., Schreiber, S.J., Seitz, R.D., Shen, J., Sisson, M., Stockhausen, W.T., Wang, H.V. (2008) Importance of metapopulation connectivity to restocking and restoration of marine species. *Reviews in Fisheries Science* 16:101–110.
- Long, D. (2006) BGS detailed explanation of seabed sediment modified Folk classification. Tillgänglig från: [http://www.emodnet-seabedhabitats.eu/PDF/GMHM3\\_Detailed\\_explanation\\_of\\_seabed\\_sediment\\_classification.pdf](http://www.emodnet-seabedhabitats.eu/PDF/GMHM3_Detailed_explanation_of_seabed_sediment_classification.pdf) (senaste åtkomst 2024-03-16).
- Lovas-Kiss, Á., Vincze, O., Löki, V., Pallér-Kapusi, F., Halasi-Kovács, B., Kovács, G., Greene, A.J., Lukács, B.A. (2020) Experimental evidence of dispersal of invasive cyprinid eggs inside migratory waterfowl. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117:15397–15399.
- Lucas, M.C., Baras, E., Thom, T.J., Duncan, A., Slavik, O. (2001) Migration and spatial behaviour. In: Lucas, M.C., Baras, E., Thom, T.J., Duncan, A., Slavik, O. (Eds). *Migration of Freshwater Fishes*. Oxford: Blackwell Science Ltd., pp 1–12.
- Lundberg, J., Moberg, F. (2003) Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6:87–98.
- Lundgreen, R.B., Nielsen, A., van Deurs, M., Olesen, H.J., Mion, M., Haase, S., Casini, M., Krumme, U., Hüsey, K. (2023) Stock connectivity patterns and indications of sub-stock component structuring of cod in the Sound in the western Baltic Sea. *Fisheries Research* 261:106617.
- Macura, B., Byström, P., Airolidi, L., Eriksson, B.K., Rudstam, L., Støttrup, J.G. (2019) Impact of structural habitat modifications in coastal temperate systems on fish recruitment: a systematic review. *Environmental Evidence* 8:14.
- Mainwaring, K., Tillin, H., Tyler-Walters, H. (2014) Assessing the sensitivity of blue mussel beds to pressures associated with human activities. *Joint Nature Conservation Committee, JNCC Report No. 506*, Peterborough, 96 pp.
- Major, W.W. III, Grue, C.E., Grassley, J.M., Conquest, L.L. (2004) Non-target impacts to eelgrass from treatments to control *Spartina* in Willapa Bay, Washington. *Journal of Aquatic Plant Management* 42:11–17.
- Malm, T., Kautsky, L., Engkvist, R. (2001) Reproduction, recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea. *Botanica Marina* 44:101–108.
- Mariani, P., Hansen, J.H., Le Moan, A., Brown, E.J., Baktoft, H., Munk, P., Christensen, A., Zino, D.M., Gabellini, A.P., Eero, M., Kokkalis, A., Rindorf, A., Støttrup, J.G. (2020) KYSTFISK III. Population connectivity of cod and plaice in Danish coastal waters. DTU Aqua Report No. 356-2020. National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark. 58 pp. + appendices.
- Martínez-García, L., Hansson, B., Hollander, J. (2021) Assessment of local genetic structure and connectivity of the common eelgrass *Zostera marina* for seagrass restoration in northern Europe. *Marine Ecology Progress Series* 664:103–116.
- Mateo, M.A., Cebrián, J., Dunton, K., Mutchler, T. (2006) Carbon flux in seagrass ecosystems. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds),

- Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Berlin, Springer, pp 159–192.
- McGrath, D., King, P.A., Gosling, E.M. (1988) Evidence for the direct settlement of *Mytilus edulis* larvae on adult mussel beds. *Marine Ecology Progress Series* 47:103–106.
- McQuaid, C.D., Phillips, T.E. (2000). Limited wind-driven dispersal of intertidal mussel larvae: in situ evidence from the plankton and the spread of the invasive species *Mytilus galloprovincialis* in South Africa. *Marine Ecology Progress Series* 201:211–220.
- Meekan, M.G., Milicich, M.J., Doherty, P.J. (1993) Larval production drives temporal patterns of larval supply and recruitment of a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 93:217–225.
- Mills, K.E., Fonseca, M.S. (2003) Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. *Marine Ecology Progress Series* 255:127–134.
- Moksnes, P.-O., Jonsson, P.R., Nilsson Jacobi, M., Vikström, K. (2014) Larval connectivity and ecological coherence of marine protected areas (MPAs) in the Kattegat-Skagerrak region. Swedish Institute for the Marine Environment. Report.
- Moksnes, P.-O., Nilsson Jacobi, M., Jonsson, P. (2015) Identifying new areas adding larval connectivity to existing networks of MPAs. Swedish Agency for Marine and Water Management, Report 2015:24.
- Moksnes, P.-O., Jonsson, P.R., Nilsson Jacobi, M., Vikström, K. (2014) Larval connectivity and ecological coherence of marine protected areas (MPAs) in the Kattegat-Skagerrak region. Swedish Institute for the Marine Environment. Report 2014:2.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Infantes, E., Holmer, M. (2018) Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and Coasts* 41:1712–1731.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L., Lindgren, F., Nordberg, K., Wendt, I., Wikström, S., Ytreberg, E. (2019) Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3, Göteborg, 158 s.
- Moland, E., Olsen, E.M., Knutsen, H., Knutsen, J.A., Enersen, S.E., André, C., Stenseth, N.C. (2011a) Activity patterns of wild European lobster *Homarus gammarus* in coastal marine reserves: implications for future reserve design. *Marine Ecology Progress Series* 429:197–207.
- Moland, E., Olsen, E.M., Andvord, K., Knutsen, J.A., Stenseth, N.C. (2011b) Home range of European lobster (*Homarus gammarus*) in a marine reserve: implications for future reserve design. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:1197–1210
- Moland, E., Olsen, E.M., Knutsen, H., Garrigou, P., Espeland, S.H., Kleiven, A.R., André, C., Knutsen, J.A. (2013a) Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control-impact study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:1754

- Moland, E., Ulmestrand, M., Olsen, E.M., Stenseth, N.C. (2013b) Long-term decrease in sex-specific natural mortality of European lobster within a marine protected area. *Marine Ecology Progress Series* 491:153–164.
- Morello, S.L., Yund, P.O. (2016) Response of competent blue mussel (*Mytilus edulis*) larvae to positive and negative settlement cues. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 480:8–16.
- Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T., Thomsen, F. (2010) Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report. Tillgänglig från: [https://dspace.lib.cranfield.ac.uk/bitstream/handle/1826/8235/Effects\\_of\\_Pile-driving\\_Noise-2010-2.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://dspace.lib.cranfield.ac.uk/bitstream/handle/1826/8235/Effects_of_Pile-driving_Noise-2010-2.pdf?sequence=1&isAllowed=y) (senaste åtkomst 2024-03-16).
- Neckles, H.A., Short, F.T., Barker, S., Kopp, B.S. (2005) Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. *Marine Ecology Progress Series* 285:57–73.
- Nilsson, J., Engstedt, O., Larsson P. (2014) Wetlands for northern pike (*Esox lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 721:145–154.
- Nyström Sandman, A., Christiernsson, A., Fyhr, F.G., Lindegarth, M., Kraufvelin, P., Bergström, P., Nilsson, P., Fredriksson, R., Bergström, U., Hogfors, H. (2020) Grön infrastruktur i havet - landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden. Rapport 6930, Naturvårdsverket, 130 s.
- Olsen, E.M., Karlsen, Ø., Skjæraasen, J.E. (2023) Large females connect Atlantic cod spawning sites. *Science* 382:1181–1184.
- Olsson, J., Mo, K., Florin, A.B., Aho, T., Ryman, N. (2011) Genetic population structure of perch *Perca fluviatilis* along the Swedish coast of the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology* 79:122–137.
- Orth, R.J., Luckenbach, M., Moore, K.A. (1994) Seed dispersal in a marine macrophyte: implications for colonization and restoration. *Ecology* 75:1927–1939.
- Panova, M., Hollander, J., Johannesson, K. (2006) Site-specific genetic divergence in parallel hybrid zones suggests nonallopatric evolution of reproductive barriers. *Molecular Ecology* 15:4021–4031.
- Pastor, A., Ospina-Alvarez, A., Larsen, J., Hansen, F.T., Krause-Jensen, D., Maar, M. (2022) A network analysis of connected biophysical pathways to advice eelgrass (*Zostera marina*) restoration. *Marine Environmental Research* 179:105690.
- Pereyra, R.T., Huenchunir, C., Johansson, D., Forslund, H., Kautsky, L., Jonsson, P.R., Johannesson, K. (2013) Parallel speciation or long-distance dispersal? Lessons from seaweeds (*Fucus*) in the Baltic Sea. *Journal of Evolutionary Biology* 26:1727–1737.
- Perry, D., Staveley, T.A.B., Gullström, M. (2018) Habitat connectivity of fish in temperate shallow-water seascapes. *Frontiers in Marine Science* 4:440.
- Perry, F., D'Avack, E.A.S., Budd, G. (2015) *Fucus vesiculosus* on mid eulittoral mixed substrata. In: Tyler-Walters H., Hiscock K. (Eds.) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.

Tillgänglig från: <http://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/329>. (Sidan senast besökt 2024-03-16).

- Phellan, N., Rumley, J., Salas Herrero, M.F. (2021) Hydromorphological assessment and monitoring methodologies in coastal and transitional waters, EUR 30891 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi:10.2760/735195, JRC127038.
- Poikane, S., Zohary, T., Cantonati, M. (2020a) Assessing the ecological effects of hydromorphological pressures on European lakes. *Inland Waters* 10: 241–255.
- Poikane, S., Salas Herrero, F., Kelly, M.G., Borja, A., Birk, S., van de Bund, W. (2020b) European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of The Total Environment* 740:140075.
- Popper, A.N., Hawkins, A.D., Fay, R.R., Mann, D.A., Bartol, S., Carlson, T.J., Coombs, S., Ellison, W.T., Gentry, R.L., Halvorsen, M.B., Løkkeborg, S., Rogers, P.H., Southall, B.L., Zeddies, D.G., Tavolga, W.N. (2014) Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: a technical report prepared by ANSI-Accredite Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. Springer, Berlin.
- Reckermann, M., Omstedt, A., Soomere, T., Aigars, J., Akhtar, N., Beldowska, M., Beldowski, J., Cronin, T., Czub, M., Eero, M., Hyytiäinen, K.P., Jalkanen, J.-P., Kiessling, A., Kjellström, E., Kuliński, K., Larsén, X.G., McCrackin, M. Meier, H.E.M., Oberbeckmann, S., Parnell, K., Pons-Seres de Brauwer, C., Poska, A., Saarinen, J., Szymczycha, B., Undeman, E., Wörman, A., Zoritaet, E. (2022) Human impacts and their interactions in the Baltic Sea region. *Earth System Dynamics* 13:1–80.
- Reusch, T.B.H. (2002) Microsatellites reveal high population connectivity in eelgrass (*Zostera marina*) in two contrasting coastal areas. *Limnology and Oceanography* 47:78–85.
- Rohde, S., Hiebenthal, C., Wahl, M., Karez, R., Bischof, K. (2008) Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology* 43:143–150.
- Rothäusler, E., Corell, H., Jormalainen, V. (2015) Abundance and dispersal trajectories of floating *Fucus vesiculosus* in the Northern Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 60:2173–2184.
- Råberg, S., Kautsky, L. (2007) A comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73:249–258.
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Söderqvist, T., Troell, M., Wennhage, H. (2007) Ecosystem goods and services from temperate coastal habitats – Identification, valuation and implications of ecosystems shifts. *Ambio* 36:1–11.
- Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isæus, M., Schreiber, H. (2005). Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio* 34:125–130.

- Saulamo, K., Neuman, E. (2002) Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations. The Swedish Board of Fisheries, Report Finfo 2002:9, pp 1–18.
- Seed, R., Suchanek, T.H. (1992) Population and community ecology of *Mytilus*. In: Gosling, E.M. (Ed.), *The Mussel Mytilus: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*. Elsevier Science Publ. [Developments in Aquaculture and Fisheries Science, no. 25], Amsterdam, pp 87–169.
- Seitz, R.D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R.N., Ysebaert, T. (2014) Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science* 71:648–665.
- Sheaves, M. (2009) Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series* 391:107–115.
- Snickars, M., Sundblad, G., Sandström, A., Ljunggren, L., Bergström, U., Johansson, G., Mattila, J. (2010) Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series* 398:235–243.
- Staveley, T.A.B., Perry, D., Lindborg, R., Gullström, M. (2016) Seascape structure and complexity influence temperate seagrass fish assemblage composition. *Ecography* 40: 936–946.
- Staveley, T.A., Jacoby, D.M., Perry, D., van der Meijs, F., Lagenfelt, I., Cremle, M., Gullström, M. (2019) Sea surface temperature dictates movement and habitat connectivity of Atlantic cod in a coastal fjord system. *Ecology and Evolution* 9:9076–9086.
- Strelkov, P., Katolikova, M., Väinölä, R. (2017) Temporal change of the Baltic Sea–North Sea blue mussel hybrid zone over two decades. *Marine Biology* 164:214.
- Stuckas, H., Knöbel, L., Schade, H., Breusing, C., Hinrichsen, H.H., Bartel, M., Langguth, K., Melzner, F. (2017) Combining hydrodynamic modelling with genetics: can passive larval drift shape the genetic structure of Baltic *Mytilus* populations? *Molecular Ecology* 26:2765–2782.
- Sundblad, G., Bergström, U. (2014) Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43:1020–1028.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. (2011) Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 48:112–120.
- Sørensen, T.K., Larsen, F., Bridda, J. (2016) Impacts of bottom-set gillnet anchors on the seafloor and associated flora – potential implications for fisheries management in protected areas. In: von Nordheim, H., Wollny-Goerke, K. (Eds), *Progress in Marine Conservation in Europe 2015*. BfN-Skripten 451. BfN, Stralsund, pp 82–89.
- Tatarenkov, A., Bergström, L., Jönsson, R.B., Serrao, E.A., Kautsky, L., Johannesson, K. (2005) Intriguing asexual life in marginal populations of the brown seaweed *Fucus vesiculosus*. *Molecular Ecology* 14:647–651.
- Tatarenkov, A., Jönsson, R.B., Kautsky, L., Johannesson, K. (2007) Genetic structure in populations of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) over spatial scales from 10 m to 800 km. *Journal of Phycology* 43:675–685.
- Thorbjørnsen, S.H., Moland, E., Huserbråten, M.B.O., Knutsen, J.A., Knutsen, H., Olsen, E.M. (2018) Replicated marine protected areas (MPAs) support



- movement of larger, but not more, European lobsters to neighbouring fished areas. *Marine Ecology Progress Series* 595:123–133.
- Thorson, G. (1950) Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. *Biological Reviews* 25:1-45.
- Tillin, H., Tyler-Walters, H. (2014). Assessing the sensitivity of subtidal sedimentary habitats to pressures associated with marine activities. Phase 2 Report – Literature review and sensitivity assessments for ecological groups for circalittoral and offshore Level 5 biotopes. JNCC Report No. 512B, 260 pp.  
<https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjOjvvl0JHkAhWGw6YKHZQ1AB8QFjAAegQIABAC&url=https://core.ac.uk/download/pdf/78761120.pdf&usg=AOvVaw2EL59W2-KmPI66Zk8gZQNR>
- Tillin, H.M., Mainwaring, K. (2015) *Mytilus edulis*, *Fucus serratus* and red seaweeds on moderately exposed lower eulittoral rock. In: Tyler-Walters, H., Hiscock, K. (Eds) Marine life information network: biology and sensitivity key information reviews [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: [https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/107/mytilus\\_edulis\\_fucus\\_serratus\\_and\\_red\\_seaweeds\\_on\\_moderately\\_exposed\\_lower\\_eulittoral\\_rock](https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/107/mytilus_edulis_fucus_serratus_and_red_seaweeds_on_moderately_exposed_lower_eulittoral_rock) (senaste åtkomst 2024-03-16).
- Tremblay, J., Loder, J., Werner, F., Naimie, C., Page, F., Sinclair, M. (1994) Drift of sea scallop larvae *Placorecten magellanicus* on Georges Bank: a model study of the roles of mean advection, larval behavior and larval origin. *Oceanography* 41:7–49.
- Triest, L., Sierens, T. (2015) Strong bottlenecks, inbreeding and multiple hybridization of threatened European *Ruppia maritima* populations. *Aquatic Botany* 125:31–43.
- Triest, L., Sierens, T., Menemenlis, D., Van der Stocken, T. (2018) Inferring connectivity range in submerged aquatic populations (*Ruppia* L.) along European coastal lagoons from genetic imprint and simulated dispersal trajectories. *Frontiers in Plant Science* 9:806.
- Turner, S.J., Kendall, M.A. (1999) A comparison of vegetated and unvegetated soft sediment macrobenthic communities in the River Yealm, south western Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 79:741–743.
- Törnqvist, O., Engdahl, A. (2012) Uppföljning av exploatering i kustzonen – rekommenderade geodata och analysmetoder. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie nr 1/2012. Metria och Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå, 56 s.
- Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, M., Giljam, C. (2020a). Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, 126 s. (exklusive appendix).
- Törnqvist, O., Gilljam, C., Rosengren, M. (2020b). En operationell metod för detektion och avgränsning av muddringar med hjälp av satellitdata – Arbetsrapport inom biogeografisk uppföljning och projektet Fysisk

- påverkan i svenska kustvatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:11, 28 s.
- Ulrich, C., Hemmer-Hansen, J., Boje, J., Christensen, A., Hüseyin, K., Sun, H., Clausen, L.W. (2017) Variability and connectivity of plaice populations from the Eastern North Sea to the Baltic Sea, part II. Biological evidence of population mixing. *Journal of Sea Research* 120:13–23.
- Ungfors, A., Hallbäck, H., Nilsson, P.G. (2007) Movement of adult edible crab (*Cancer pagurus* L.) at the Swedish West Coast by mark-recapture and acoustic tracking. *Fisheries Research* 84:345–357.
- Ungfors, A., McKeown, N.J., Shaw, P.W., André, C. (2009) Lack of spatial genetic variation in the edible crab (*Cancer pagurus*) in the Kattegat–Skagerrak area. *ICES Journal of Marine Science* 66:462–469.
- Van der Heide, T., van Nes, E.H., Geerling, G.W., Smolders, A.J., Bouma, T.J., van Katwijk, M.M. (2007) Positive feedbacks in seagrass ecosystems: implications for success in conservation and restoration. *Ecosystems* 10:1311–1322.
- van Leeuwen, C.H.A., Lovas-Kiss, Á., Ovegård, M., Green, A.J. (2017) Great cormorants reveal overlooked secondary dispersal of plants and invertebrates by piscivorous waterbirds. *Biology Letters* 13:20170406.
- Vermaat, J.E., Verhagen, F.C.A., Lindenburg, D. (2000) Contrasting responses in two populations of *Zostera noltii* Hornem. to experimental photoperiod manipulation at two salinities. *Aquatic Botany* 67:179–189.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M.J. (2017) Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences* 79:783–801.
- Voipio, A. (Ed.) (1981) The Baltic Sea. Elsevier.
- Werner, E.E., Gilliam, J.F. (1984) The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:393–425.
- Westerberg, H., Begout-Anras, M.L. (2000). Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. In: Advances in Fish Telemetry. Proc. 3 Conf. Fish Telem. CEFAS, Lowestoft, pp. 149–158.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I. (2008). Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology* 15:369–375.
- Westerbom, M., Kraufvelin, P., Mustonen, O., Díaz, E. (2021) Explaining recruitment stochasticity at a species' range margin. *Frontiers in Marine Science* 8:852.
- Wikström, S.A., Kautsky, L. (2007) Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72:168–176.
- Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Brintjes, R., Canessa, R., Clark, C. W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O'Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., Wale, M.A. (2015) Impacts of anthropogenic noise on marine life: Publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean and Coastal Management* 115:17–24.

- Winston, J.E. (2012) Dispersal in marine organisms without a pelagic larval phase. *Integrative and Comparative Biology* 52:447–457.
- Åberg, P., Pavia, H. (1997) Temporal and multiple scale spatial variation in juvenile and adult abundance of the brown alga *Ascophyllum nodosum*. *Marine Ecology Progress Series* 158:111–119.
- Öhman, M.C., Sigray, P., Westerberg, H. (2007) Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36:630–633.
- Øresland, V., Ulmestrand, M. (2013) European lobster subpopulations from limited adult movements and larval retention. *ICES Journal of Marine Science* 70:532–539.
- Östergren, J., Nilsson, J., Lundqvist, H. (2012) Linking genetic assignment tests with telemetry enhances understanding of spawning migration and homing in sea trout *Salmo trutta* L. *Hydrobiologia* 691:123–134.

## 9. Bilagor

### 9.1. Urklipp av text från Havs- och vattenmyndighetens Rapport 2023:9 - Vägledning för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt HVMFS 2019:25

## 8 Konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon

OBS! Denna vägledning gäller från och med den 1 januari 2020 då Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten träder i kraft.

Gråmarkerat utgör text som återfinns i bilaga 3 till föreskrifterna HVMFS 2019:25.

### 8.1 Kvalitetsfaktor och ingående parameter

#### 8.1.1 Beskrivning

Konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon beskrivs som möjligheten till spridning och fria passager för djur, växter, sediment och organiskt material längs det grunda vattenområdet samt från ytvattenförekomsten till det kustnära området, i relation till referensförhållandet.

Bristande konnektivitet för sediment och organiskt material ingår inte i kvalitetsfaktorn konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon eftersom denna påverkan beaktas genom de morfologiska kvalitetsfaktorerna. Kvalitetsfaktorn konnektivitet ska därför enbart bedömas utifrån dess effekter på de biologiska kvalitetsfaktorerna för kustvatten och vatten i övergångszon.

#### 8.1.2 Klassificering

Kvalitetsfaktorn konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon ska klassificeras utifrån parametrarna längsgående konnektivitet och konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära landområden enligt avsnitt 8.2 och 8.3. Bristande konnektivitet på grund av artificiella barriärer behöver inte innebära att barriären ligger inom ytvattenförekomsten. Bedömning av bristande konnektivitet i den aktuella ytvattenförekomsten ska utgå från de

biologiska kvalitetsfaktorerna även om den artificiella barriären ligger i en annan ytvattenförekomst.

Sammanvägningen av parametrarna långsgående konnektivitet och konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära landområden till kvalitetsfaktorn konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon ska utgå från den parameter som uppvisar den sämsta statusen.

## 8.2 Långsgående konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon

### 8.2.1 Beskrivning

Långsgående konnektivitet anges som avvikelse från referensförhållandet för marina organismers möjlighet att i kustvatten och vatten i övergångszon förflytta sig längs grunda vattenområden. Tillslutning av vikar på grund av permanenta konstruktioner utgör ett exempel på påverkanstryck som leder till försämrade konnektivitet.

### 8.2.2 Klassificering

Konnektivitet ska beräknas som andel i procent av ytvattenförekomstens grunda vattenområden som är påverkad avseende bristande konnektivitet, relativt referensförhållandet.

### 8.2.3 Klassgränser för långsgående konnektivitet

**Tabell 8.1.** Klassgränser för långsgående konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon.

Status	Klass	Långsgående konnektivitet i kustvatten och vatten i övergångszon
Hög	5	högst 5 % av ytvattenförekomstens grunda vattenområde förekommer bristande konnektivitet.
God	4	mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomstens grunda vattenområde förekommer bristande konnektivitet.
Måttlig	3	mer än 15 % men högst 35 % av ytvattenförekomstens grunda vattenområde förekommer bristande konnektivitet.
Otillfredsställande	2	mer än 35 % men högst 75 % av ytvattenförekomstens grunda vattenområde förekommer bristande konnektivitet.
Dålig	1	mer än 75 % av ytvattenförekomstens grunda vattenområde förekommer bristande konnektivitet.

## 8.3 Konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden

### 8.3.1 Beskrivning

Med konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden avses möjligheten för marina organismer eller sötvatten- och landlevande organismer med del av sin livscykel i ytvattenförekomsten, att förflytta sig mellan kustvatten och vatten i övergångszon och sötvattenförekomster till det kustnära området.

### 8.3.2 Klassificering

Konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden ska klassificeras i hela ytvattenförekomsten som en enhet.

### 8.3.3 Klassgränser för konnektivitet

**Tabell 8.2.** Klassgränser för konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden.

Status	Klass	Konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden.
Hög	5	högst 5 % av ytvattenförekomstens kustlängd förekommer bristande konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden.
God	4	mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomstens kustlängd förekommer bristande konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden.
Måttlig	3	mer än 15 % men högst 35 % av ytvattenförekomstens kustlängd förekommer bristande konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden.
Otillfredsställande	2	mer än 35 % men högst 75 % av ytvattenförekomstens kustlängd förekommer bristande konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden.
Dålig	1	mer än 75 % av ytvattenförekomstens kustlängd förekommer bristande konnektivitet mellan kustvatten och vatten i övergångszon och kustnära områden.

# 11 Vandringsbenägna fiskarter

OBS! Denna vägledning gäller från och med den 1 januari 2020 då Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten träder i kraft.

## 11.1 Beskrivning

*Anadrom:* fiskart som lever den huvudsakliga delen av sin livscykel i kustvatten eller vatten i övergångszon, men fortplantar sig i vattendrag eller sjövattneförekomster.

*Katadrom:* fiskart som lever den huvudsakliga delen av sin livscykel i vattendrag eller sjövattneförekomster, men fortplantar sig i kustvatten eller vatten i övergångszon.

*Långväga potadrom:* fiskart som lever den huvudsakliga delen av sin livscykel i vattendrag eller sjövattneförekomster, men som vandrar mellan flera ytvattneförekomster under del av sin livscykel.

*Kortväga potadrom:* fiskart som lever den huvudsakliga delen av sin livscykel i vattendrag eller sjövattneförekomster, men som vandrar inom en ytvattneförekomst under del av sin livscykel.

*Lateral potadrom:* fiskart som lever den huvudsakliga delen av sin livscykel i vattendrag eller sjövattneförekomster, men som vandrar till närområde eller svämplan under del av sin livscykel.

### 11.1.1 Konnektivetsbehov

Flertalet fiskarter har behov av att förflytta sig inom eller mellan ytvattneförekomster under sin livscykel. I tabell 11.1 anges de fiskarter som har störst behov av konnektivitet, för att arten ska kunna genomföra hela livscykeln och bibehålla populationens livskraft.

Om konnektivetsbehovet anges som att arten vandrar om naturliga möjligheter finns, innebär detta att arten kan vara stationär om det förekommer naturliga barriärer, men om det förekommer fria vandringsvägar kommer arten att förflytta sig inom eller mellan ytvattneförekomster.

I det fall konnektivetsbehovet anges som behov av konnektivitet mellan sjö och vattendrag eller mellan vattendrag och kust under livscykeln betyder det att arten måste ha fria vandringsvägar för att kunna genomföra hela livscykeln.

Tabell 11.1. Lista över vandringsbenägna fiskarter kända från svenska sötvatten.

Art	Anadrom eller katadrom	Långväga potadrom	Kortväga potadrom	Lateralt potadrom	Behov av konnektivitet
Abborre <i>Perca fluviatilis</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Asp <i>Aspius aspius</i>		Ja			Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Benlöja <i>Alburnus alburnus</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns

Art	Anadrom eller katadrom	Långväga potadrom	Kortväga potadrom	Lateralt potadrom	Behov av konnektivitet
Elritsa <i>Phoxinus phoxinus</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Fären <i>Abramis ballerus</i>		Ja			Vandrar om naturliga möjligheter finns
Flodnejonöga <i>Lampetra fluviatilis</i>		Ja		Ja	Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Färna <i>Squalius cephalus</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Gädda <i>Esox lucius</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Gärs <i>Gymnocephalus cernuus</i>		Ja			Vandrar om naturliga möjligheter finns
Gös <i>Sander lucioperca</i>		Ja			Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Harr <i>Thymallus thymallus</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Havsnejonöga <i>Petromyzon marinus</i>		Ja			Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Id <i>Leuciscus idus</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Lake <i>Lota lota</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Lax <i>Salmo salar</i>	Ja				Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Mal <i>Silurus glanis</i>		Ja			Vandrar om naturliga möjligheter finns
Mört <i>Rutilus rutilus</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Sik <i>Coregonus lavaretus</i>		Ja			Vandrar om naturliga möjligheter finns
Skärkniv <i>Pelecus cultratus</i>	Ja				Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Stäm <i>Leuciscus leuciscus</i>		Ja		Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns
Vimma <i>Vimba vimba</i>		Ja			Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Äl <i>Anguilla anguilla</i>	Ja			Ja	Vandrar mellan sjö och vattendrag eller vattendrag och kust under livscykeln
Öring <i>Salmo trutta</i>	Ja			Ja	Vandrar om naturliga möjligheter finns



## 9.2. Detaljerade beskrivningar för specifika fysiska påverkanstryck relevanta för konnektivitet i kustzonen

### **Fysisk förändring av livsmiljö till land- eller sötvattensmiljö**

Det här påverkanstrycket avser en permanent förlust av marina habitattyper till förmån för land- eller till sötvattensmiljöer. Exempel på aktiviteter som kan orsaka detta inkluderar utfyllnad, ”markanspråk”, invallningar, och marina anläggningar som inkräktar på nivån för högsta högvattenstånd mot havssidan. Påverkansfaktorn omfattar inte förändringar från ett marint habitat till ett annat marint habitat, eftersom denna typ av påverkan tas upp som en separat faktor i nästa stycke.

### **Fysisk förändring till annan bottentyp**

Detta påverkanstryck avser en permanent förändring från en typ av marint habitat till en annan genom substratförändring inklusive förändring till artificiellt substrat (till exempel betong). Precis som i gruppen ovan ingår en permanent förlust, men här innefattas också ett samtidigt skapande eller uppkomst av en annorlunda marin habitattyp. Mänskliga aktiviteter som är associerade med detta påverkanstryck är installation av infrastruktur som plattformar, vindkraftsfundament, kustförsvar, rör och kablar i sig, samt dumpning av sten för att förankra och skydda rör och kablar, det vill säga olika fall där främst mjuka naturliga underlag ersätts av hårda underlag. Det inkluderar även marina uttag och muddring där material går förlorat utan att ersättas. Mer specifikt avser detta påverkanstryck en förändring i sedimenttyp från en kornstorleksklass (engelska: ”Folk class”) till en annan, det vill säga en klassificering som gäller för mjukbotten (se Long 2006). Förändringen kan också ske från sediment, sand och grus till hårt betongunderlag eller från klippunderlag till mjukbotten till exempel i samband med sprängningar.

### **Fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion)**

Detta påverkanstryck handlar om temporära eller reversibla förändringar i habitatstrukturen. Aktiviteter som kan orsaka detta påverkanstryck inkluderar marina uttag av material, där en del av havsbottnens sand eller grus avlägsnas, men en viss mängd sediment kvarstår som kan återkoloniserar av biologiska samhällen. En annan aktivitet som kan leda till detta påverkanstryck är farledsmuddring, där avlägsnat material naturligt ersätts över tid så att sedimenttypen inte förändras över långa tidsperspektiv. Mer specifikt avser påverkanstrycket en extraktion av substrat ner till en djup av 30 cm, vilket inkluderar sediment, sand och grus, men exkluderar traditionella hårda substrat som klippor och berg.

### **Abrasion (störning av substrat- eller bottenyta)**

Det här påverkanstrycket omfattar fysisk störning av substratyten så kallad abrasion eller erosion/slitage i sedimentära eller hårda habitat, vilket påverkar växter (epiflora) och djur (epifauna) som lever på substratyten. Aktiviteter som kan ge upphov till detta påverkanstryck inkluderar nedtrampning, framförande av fordon, grundstötning, ankring och vissa fiskeredskap (till exempel trålning). Effekterna av störningarna kan drabba både stora områden (vid till exempel trålning) eller vara relativt lokala (vid till exempel störningar relaterade till fritidsaktiviteter). Mer specifikt omfattar detta påverkanstryck skador på egenskaper hos substratyten som olika arter eller fysiska strukturer som finns i habitatet.

### **Inträngning i substrat eller störning under substratyten**

Denna påverkansform relaterar till fysisk störning av sedimentet, där det inte sker någon eller endast en begränsad förlust av substrat från systemet. Aktiviteter som är kopplade till detta påverkanstryck inkluderar ankring, provtagning av sedimentproppar, nedgrävning/nedspolning av kablar, rör och ledningar, propellerströmmar, vissa fiskeaktiviteter och liknande. Effekterna av dessa störningar kan omfatta både stora områden (som vid trålning) och mer lokala områden (som vid störningar orsakade av rekreation). Mer specifikt avser detta påverkanstryck skador på egenskaper under substratyten i form av arter eller fysiska strukturer inom habitatet.

### **Förändring i turbiditet (ändring i mängd suspenderat material och i vattnets klarhet)**

Detta påverkanstryck avser olika förändringar i vattnets klarhet eller grumlighet (turbiditet) på grund av förändrade halter av sedimentpartiklar, organiska partiklar och lösta föreningar. Dessa förändringar är framförallt kopplade till aktiviteter som muddring, dumpning, nedgrävning av rör och kablar, bottentrålning, fartygs- och båttrafik, samt sekundära effekter från konstruktionsarbeten. Samtliga dessa aktiviteter stör sediment och/eller organiskt partikulärt material, vilket mobiliseras och blandas in i vattenkolumnen. Faktorer som påverkar omfattningen och varaktigheten av detta påverkanstryck inkluderar partikelstorlek, hydrografisk energinivå (strömhastighet och strömriktning) och tidvattensmönster. De mänskliga aktiviteterna som ger upphov till grumlighet i vattnet är oftast kortlivade och påverkar främst begränsade områden, men mer långvariga skador kan också uppstå. (Karlsson m.fl. 2020, Törnqvist m.fl. 2020b). Mer specifikt kan förändringen enligt MarLin ([www.marlin.ac.uk](http://www.marlin.ac.uk)) anges som en förflyttning i en rangordningsgrad på Vattendirektivets skala, till exempel från klart vatten till intermediärt vatten under ett års tid.

### **Övertäckning (lätt eller svår)**

Detta påverkanstryck avser övertäckning och igenslamning (sedimentering) på grund av sediment som är löst i vattenkolumnen. Aktiviteter som är förknippade med detta påverkanstryck inkluderar akvakultur, ”markanspråk”, farledsmuddring, dumpning, marina uttag av material, utplacering och intäckning av kablar och rör, olika konstruktionsaktiviteter, samt bottenrålning. Mer specifikt avser övertäckningen en deponering av upp till 5 cm (lätt) eller upp till 30 cm (svår) fint material över habitatet under ett enda tillfälle. De flesta bentiska organismer kan anpassa sig till lätt övertäckning eftersom de har förmågan att röra sig vertikalt genom sedimentet, medan endast ett fåtal arter klarar av svår övertäckning.

### **Nedskräpning**

Marint skräp inkluderar alla fasta material som plast, metall, trä, rep, fiskeutrustning (spökfiske) som har hamnat i havet på grund av mänskliga aktiviteter, antingen genom förlust eller utsläpp. Det omfattar även nedbrytningsprodukter som mikropartiklar av plast. De ekologiska effekterna av marint skräp kan vara av olika slag, inklusive fysiska (till exempel kvävning), biologiska (som upptag, intrassling, fysisk skada eller ackumulering av kemikalier) och kemiska (som läckage och kontaminering). Det finns ännu relativt få exempel på de exakta effekterna av marint skräp på ryggradslösa djur och deras livsmiljöer, men det finns en ökande mängd uppgifter om påverkan på fiskar, fåglar och däggdjur.

### **Elektromagnetisk förändring**

Olika kablar som används för energiöverföring och telekommunikation kan generera elektriska eller magnetiska fält under drift. Dessa fält har potential att påverka beteende och rörelsemönster hos känsliga arter som ålar, hajar och rockor (Westerberg och Begout-Anras 2000, Öhman m.fl. 2007, Westerberg och Lagenfelt 2008). Konkret innebär denna påverkan en lokal elektrisk fältstyrka på ungefär 1 Volt per meter eller ett lokalt magnetiskt fält på omkring 10  $\mu$ T (mikro Tesla). Det finns begränsad forskning om dessa påverkanstryck i samband med andra ekosystemkomponenter än fisk, till exempel vad gäller bottenlevande ryggradslösa djur.

### **Undervattensbuller**

Denna påverkansform avser ökningarna i ljudnivåer över bakgrundsnivån på en lokal och gäller främst marina däggdjur och fisk. Denna påverkan kan resultera i hörselskador eller till och med dödsfall, men oftast påverkas arternas orientering och beteende. Det har även observerats att vissa ryggradslösa djur, som bläckfiskar, kan skadas av höga ljudnivåer (André m.fl. 2011). Bullernivåer som är kopplade

till konstruktionsaktiviteter som pålning eller sprängning brukar klassificeras som impulsiva ljud och är vanligtvis kraftigare än ljud som genereras under operativa faser, som fartygstrafik under drift och havsbaserad vindkraft, vilka brukar klassificeras som kontinuerliga ljud (Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Havs- och vattenmyndigheten 2015, Williams m.fl. 2015). För närvarande finns publicerade riktlinjer som specificerar vilka ljudnivåer som kan vara skadliga för fisk (Popper m.fl. 2014) och även för marina däggdjur. Dessa uppgifter uppdateras regelbundet i takt med forskningen och att mer data blir tillgängliga. Havs- och vattenmyndigheten (2015) identifierar flera områden där ytterligare forskning behövs för att öka vår förståelse av ljudstörning i havsmiljön.

### **Förändring av ljusförhållanden**

Detta påverkanstryck omfattar förändringar i ljusförhållanden som orsakas av mänsklig aktivitet, till exempel upplysta strukturer under bygg- eller driftsfaser och installation av belysning vid pirar, broar, strandpromenader och turistanläggningar. Dessa förändringar kan ha ekologiska konsekvenser, inklusive avvikelser i flyttningmönster för fåglar och fiskar samt störning av fortplantningssignaler hos marina djur. Vid kontinuerlig exponering för ökad belysning kan det också uppstå ökad algproduktion, även om det inte tycks finnas publicerade belägg för detta. Å andra sidan kan permanenta skuggningseffekter, till exempel genom marina konstruktioner och anläggningar, också ha negativ påverkan på makroalger och sjögräs (se till exempel Burdick och Short 1999, Fresh m.fl. 2006, Gladstone och Courtenay 2014, Eriander m.fl. 2017).

### **Barriär för arters rörelse/spridning**

Detta påverkanstryck avser fysiskt förhindrande av arters rörelse, från global och regional nivå (till exempel ål och lax) till lokal nivå (olika arters rörelser över korta sträckor för fortplantning och födosök). Påverkanstrycket inkluderar störning av vandring till floder (till exempel genom dammanläggningar för vattenkraft) och hinder för rörelse över öppet vatten (till exempel genom havsbaserad vindkraft och andra former av energiproduktion). Denna påverkan är mest relevant för ryggradsdjur, men den kan också påverka andra marina organismer som behöver röra sig för att sprida sina larver och sporer. Mer specifikt avser påverkanstrycket en permanent eller tillfällig barriär för arters förflyttning som sträcker sig över mer än 50 procent av vattenområdets vidd eller en förändring på 10 procent i tidvattenutbredning.

### **Kontakt/kollision**

Detta påverkanstryck inkluderar skador eller död för organismer som kolliderar med fasta eller rörliga strukturer som oljeplattformar, vindkraftverk, intagningsrör för kylvatten till kraftverk, fartyg och mindre båtar, med mera. Kollisioner med

bentiska habitat som uppstår när fordon exempelvis går på grund diskuteras dock i avsnittet om "störning av substratytan".

### **Visuell störning**

Det här påverkanstrycket avser störning av marina organismer på grund av mänskliga aktiviteter som ökad fartygstrafik under anläggningsfasen för ny infrastruktur som broar och hamnar, samt vid rekreationsaktiviteter som vildmarksskådning och fordonstrafik på strandområden, med mera. Störningen är endast relevant för arter som använder sin syn för jakt, beteenderespons eller för att undvika rovdjur. I kustvattenmiljöer under vatten, är det därför, utöver för fåglar och däggdjur, mest relevant för fiskar och i viss utsträckning för vissa ryggradslösa djur.

