

Mänsklig påverkan och effekter på bentisk miljö

Metoder för bedömning av havsbottens integritet i svenska hav

Antonia Nyström Sandman,
Mats Blomqvist, Clare Bradshaw,
Zandra Gerdes, Samuli Korpinen,
Mattias Sköld, Oscar Törnqvist

RAPPORT 7159 | OKTOBER 2024



Mänsklig påverkan och effekter på bentisk miljö

Metoder för bedömning av havsbottnens integritet i svenska hav

av Antonia Nyström Sandman, Mats Blomqvist, Clare Bradshaw,
Zandra Gerdes, Samuli Korpinen, Mattias Sköld och Oscar Törnqvist

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7159-2

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Martin Isaeus

Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Carambha – Bedömning av kumulativa effekter på marina bentiska habitat” med rapporten *Mänsklig påverkan och effekter på bentisk miljö – Metoder för bedömning av havsbottnens integritet i svenska hav*. Projektet är ett av sju projekt som genomförts inom forsknings-satsningen Kumulativa effekter på miljön. Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som bidrar till utveckling av metoder och analysverktyg för att kvalitativt och kvantitativt bedöma belastning av kumulativa effekter på ekosystem i miljöbedömningar.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Antonia Nyström Sandman (AquaBiota Water Research/NIRAS Sweden AB), Mats Blomqvist (Hafok AB), Clare Bradshaw (Stockholms universitet), Zandra Gerdes (AquaBiota Water Research/NIRAS Sweden AB), Samuli Korpinen (SYKE, Finland), Mattias Sköld (Sveriges lantbruksuniversitet SLU) och Oscar Törnqvist (SGU/Södertörns högskola). Kapitel 2.1 är författat av Mats Blomqvist, Clare Bradshaw och Mattias Sköld. Kapitel 2.2 är författat av Oscar Törnqvist.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Henrik Nygård (SYKE, Finland) och för praktisk relevans av Norbert Häubner och Jonas Pålsson (Havs- och vattenmyndigheten).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket i oktober 2024

Marie Uhrwing
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
Summary	7
Förkortningar	9
1. Inledning	10
1.1 Havsmiljödirektivet	10
1.1.1 Fysisk förlust och fysisk störning	12
1.2 Nulägesbeskrivning	13
1.2.1 Geografiska data	13
1.2.2 Mänsklig påverkan på habitat	15
1.2.3 Metoder för kumulativ effektbedömning i Östersjön	17
2. Påverkan och effekt	20
2.1 Indikatorer för påverkan från trålning	20
2.1.1 Introduktion	20
2.1.2 Metodik	23
2.1.3 Diskussion	44
2.2 Effekter av fysisk påverkan på makrovegetation och epibentisk fauna	53
2.2.1 Modellering, några definitioner och utgångspunkter	53
2.2.2 Grundvegetation i Sörmland-Östergötland	58
2.2.3 Djup epifauna i Kattegatt	69
2.2.4 Övergripande resultat och kommentarer	78
2.2.5 Indelning av arter och habitat i känslighetsklasser	83
2.2.6 Uppföljning på landskapsnivå	86
2.2.7 Diskussion	86
3. Bedömning	88
3.1 Vad bedömer vi egentligen?	88
3.2 Tröskelvärden för bentiska livsmiljöer	91
3.3 Integrering	94
4. Slutsatser och förslag	100
4.1 Samband mellan påverkan och bottenmiljöns status	100
4.2 Övervakning och bedömning av huvudsakliga livsmiljötyper	103
4.3 Rekommendationer	105
5. Tack	108
6. Källhänvisning	109
7. Bilagor	119

Sammanfattning

Havsbottnen är utsatt för påverkan från en mängd olika verksamheter, som konstruktioner, muddring, fartygstrafik och bottentråkning vilka kan samverka både med varandra och med effekter från klimatförändringar, övergödning och andra mänskliga belastningar. Havsbottnens status är en av 11 så kallade deskriptorer i EU:s havsmiljödirektiv som används för att bestämma miljöstatus. Enligt havsmiljödirektivet ska havsbottnens integritet bedömas som andel havsbotten per huvudsaklig livsmiljötyp som påverkas negativt av mänskliga aktiviteter.

Carambha-projektet har undersökt olika sätt att bedöma de fastställda kriterierna för havsbottnens integritet i dess rumsliga sammanhang. Vi har sammanställt och utvärderat befintliga biologiska data samt miljö- och påverkansdata. Dessa har använts för att kvantifiera aktiviteter och påverkan som leder till förändring och förlust av livsmiljöer, samt utveckla metodik för att uppskatta andelen påverkande och förlorade livsmiljöer i svenska kust- och utsjöområden. Vi har också tagit fram principer för hur data och indikatorer på olika skalor ska kunna aggregeras till en samlad bedömning av havsbottnens status.

Bottentråkning är en viktig påverkansfaktor i bedömningen av havsbottnens integritet, och effekterna på sammansättning och diversitet av bottenlevande arter är väl studerade. Dock låter sig inte resultat från andra havsområden alltid direkt översättas till svenska förhållanden. Dessutom påverkar bottentråkning också ekosystemprocesser och funktioner, vilket inte är lika väl undersökt. Vi har undersökt om det för svenska havsområden finns ett samband mellan den fysiska påverkan som orsakas av bottentråkning och fyra indikatorer för miljötilstånd, de strukturella indikatorerna Margalef D och BQI och de funktionella indikatorerna BPC och IPC. I Skagerrak påverkades alla indikatorer negativt av bottentråkning, medan effekterna var mer diffusa i de övriga områdena.

Utifrån tusentals dropvideoobservationer av vegetation och epibentisk fauna har vi använt ett antal olika statistiska metoder samt maskininlärning för att identifiera samband mellan en modell över kustnära påverkan respektive tråkningsintensitet och arternas täckningsgrad eller abundans. Vi använde denna ansats för att visa hur man kan skatta total påverkan på en population, samt modellera hur stor restaureringspotential det finns i ett område. Våra pilotstudier visar att det går att ta fram statistiskt relevanta resultat som stämmer överens med tidigare uppfattning om olika arters känslighet.

De huvudsakliga livsmiljötyperna är abiotiska habitat som är definierade baserat på substrat och djupzon. För att kunna bedöma deras status med avseende på struktur och funktion har vi i denna studie utgått från Eunis-systemet för habitatklassificering och kopplat dessa generellt definierade abiotiska habitat till betydligt mer specifika ekosystemkomponenter enligt det svenska naturvärdesbedömningssystemet Mosaic. Den resulterande listan utgör ett underlag för vilka arter, artgrupper och biotoper som bör prioriteras när det gäller datainsamling och kartering.

Vi redovisar också principer för sammantagen bedömning av havsbottnens integritet, i relation till gränsvärden för god status. Den föreslagna processen utgår från att där det finns lämpliga övervakningsdata på relevant skala ska dessa väga tyngst i den övergripande bedömningen. I de fall där sådana data saknas eller på

olika sätt inte är tillräckliga, stöds bedömningen av en kombination av tillstånd-indikatorer under andra deskriptorer eller policyområden, och/eller riskbaserade metoder, alternativt bedömning av påverkan. Bedömning av fysisk förlust inkluderas som ett sista steg i processen.

Sammantaget bidrar arbetet i Carambha till bedömningen av havsbottnens integritet enligt EU:s havsmiljödirektiv genom att vi undersökt mänsklig påverkan och dess effekter på den bentiska miljön i svenska hav, samt utvecklat vidare, testat och utvärderat data och metoder som gör framtida bedömningar mer träffsäkra och robusta.

Summary

The seabed is subjected to impacts from a variety of activities, such as construction, dredging, shipping and bottom trawling. These can interact with each other and with the effects of climate change, eutrophication and other human pressures. The status of the seabed is one of 11 so-called descriptors in the EU's Marine Strategy Framework Directive (MSFD) used to determine environmental status. Under the MSFD, 'seafloor integrity' is assessed as the proportion of seabed per Broad Habitat Type that is adversely affected by human activities.

The CARAMBHA project has explored different ways to assess the established criteria for seafloor integrity in a spatial context. We have compiled and evaluated existing biological and environmental data as well as data on activities and pressures. These have been used to quantify impacts leading to habitat change and habitat loss, and to develop methods to estimate the proportion of impacted and lost habitats in Swedish coastal and offshore areas. We have also developed guidelines for aggregation of data and indicators at different scales into an overall assessment of the seafloor status.

Bottom trawling is an important activity that exerts pressure on the seabed, with well-studied impacts on composition and diversity of benthic species. However, results from other marine areas cannot always be directly applied to Swedish conditions. In addition, bottom trawling also affects ecosystem processes and functions, which are not as well studied. We have investigated whether, for Swedish sea areas, there is a relationship between the physical impact caused by bottom trawling and four indicators of environmental status; the structural indicators Margalef D and BQI and the functional indicators BPC and IPC. In the Skagerrak, all indicators were negatively affected by bottom trawling, while the effects were more diffuse in the other studied sea areas.

Based on several thousand drop video observations of vegetation and epibenthic fauna, we used a variety of statistical methods and machine learning to identify relationships between trawling intensity, as well as a model of nearshore impact from physical pressures, and species cover or abundance. We used this approach to estimate the total impact on a population, as well as model the restoration potential of an area. Our pilot studies show that it is possible to produce statistically relevant results that are consistent with previous perceptions of species sensitivity.

The main seabed habitat types are abiotic and defined by substrate and depth zone. In order to assess their status in terms of structure and function, this study has used the EUNIS habitat classification system and linked these generally defined abiotic habitats to specific ecosystem components according to the Swedish conservation value assessment system MOSAIC. The resulting list provides a basis on which species, species groups and biotopes should be prioritized in terms of data collection and mapping in relation to the MSFD.

We also present guidelines for the overall assessment of seafloor integrity, in relation to threshold values for Good Environmental Status. This process is based on the assumption that where appropriate monitoring data are available at the relevant scale, these should be given priority in the overall assessment. Where such data are missing or inadequate, the assessment should be supported by a combina-

tion of status indicators under other descriptors or policy areas, and/or risk-based approaches, or impact assessment. Physical loss assessment is included as a final step in the process.

Overall, the work in CARAMBHA contributes to the assessment of seafloor integrity under the EU Marine Strategy Framework Directive by investigating human impacts and their effects on the benthic environment in Swedish seas, and further developing, testing and evaluating data and methods that make future assessments more accurate and robust.

Förkortningar

Förkortning/begrepp	Förklaring
BQI	Benthic Quality Index
ALE	Accumulated Local Effects
AME/APE	
BART	Bayesian Additive Regression Trees
BPc	Community Bioturbation Potential
GPCERF	Gaussian Processes for Estimating Causal Exposure Response Curves
D6	Deskriptor 6 i havsmiljödirektivet
DAG	Directed Acyclic Graphs
EMODNet	European Marine Observation and Data Network
EQR	Ecological Quality Ratio
Eunis	the European Nature Information System
GAM	Generalized Additive Models
GLM	Generalized Linear Models
Helcom	Baltic Marine Environment Protection Commission
HLT	Huvudsakliga livsmiljötyper
HVMFS	Havs- och vattenmyndighetens författningssamling
ICE	
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IPc	Community Bioirrigation Potential
ITE	Individual Treatment Effects
MAE/MPE	
Margalef D	Diversitetsindex
Mla	Makrofytindex
Mlc	Makrofytindex
ML	Maskininlärning
Mosaic	Verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden
NMK	Nationell marin kartering
Ospar	the Commission for protection of the the North-East Atlantic marine environment
rF	randomForest
RMSE	Root Mean Square Error,
SAR	Swept Area Ratio
SGU	Sveriges Geologiska Undersökning
Shark	Svenskt havsarkiv
SMHI	Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
TDI, mTDI	Trawling Disturbance Index, modified Trawling Disturbance Index
TG Seabed	European Commission Technical Subgroup on seabed habitats and sea-floor integrity
VMS	Vessel Monitoring System
XGBOOST	Extreme Gradient Boosting

1. Inledning

Kumulativa effekter av mänskliga aktiviteter på kustnära och marina ekosystem är ett angeläget problem. Havsbotten är utsatt för fysisk påverkan från en mängd olika verksamheter vilka kan samverka både med varandra och med effekter från klimatförändringar och övergödning. Havsbottens integritet är en av elva så kallade deskriptorer som används för att bestämma miljöstatus enligt EU:s havsmiljödirektiv (2008/56/EG; Tabell 1).

Carambha-projektet (bedömning av kumulativa effekter på marina bentiska habitat) har undersökt olika sätt att bedöma kriterierna för havsmiljödirektivets sjätte deskriptor, havsbottnens integritet, i dess rumsliga sammanhang. Inom projektet har vi sammanställt och utvärderat befintliga biologiska miljö- och påverkansdata och kvantifierat aktiviteter och belastningar som påverkar livsmiljöerna negativt. Vi har utfört stratifierad provtagning av bentiska organismer och analyserat effekten av mänsklig påverkan på tillståndet för bentiska livsmiljöer och ekosystemfunktioner. Inom projektet har vi också arbetat med principer för aggregering av data och indikatorer på olika skalor, samt undersökt metoder för att sätta tröskelvärden för god miljöstatus i svenska hav.

1.1 Havsmiljödirektivet

Havsmiljödirektivet, eller EU:s ramdirektiv om en marin strategi (2008/56/EG), är det juridiska instrument som ska säkerställa att miljöpåverkan från mänskliga aktiviteter inte hotar Europas marina ekosystem, inklusive havsbotten. För att bedöma detta används elva deskriptorer (Tabell 1) som tillsammans ska beskriva alla aspekter av havsmiljön. Havsbottens status ska enligt havsmiljödirektivet bedömas enligt deskriptor 6, havsbottnens integritet. Det finns fem kriterier för bedömning av bentiska livsmiljöer enligt D6 (Tabell 2), varav den mest omfattande är D6C5: *Omfattningen av negativa effekter av mänskliga belastningar på livsmiljötypens tillstånd, inklusive ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. typisk artsammansättning och dessa arters relativa abundans, frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur), överstiger inte en viss andel av livsmiljötypens naturliga omfattning i bedömningsområdet.*

Deskriptor 6 ingår som en delmängd i deskriptor 1 (biologisk mångfald) och har en betydande roll i fastställande av den marina miljöns sammanlagda miljöstatus (kommissionens beslut 2017/848/EU).

Tabell 1. Enligt havsmiljödirektivet (2008/56/EG) ska följande 11 deskriptorer användas för att bedöma havsmiljöns status:

Deskriptor	Beskrivning
1	Biologisk mångfald bevaras. Livsmiljöernas kvalitet och förekomst samt arternas fördelning och abundans överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.
2	Främmande arter som har införts genom mänsklig verksamhet håller sig på nivåer som inte förändrar ekosystemen negativt.
3	Populationerna av alla kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur håller sig inom säkra biologiska gränser och uppvisar en ålders- och storleksfördelning som vittnar om ett friskt bestånd.
4	Alla delar av de marina näringsvävarna, i den mån de är kända, förekommer i normal omfattning och mångfald på nivåer som är tillräckliga för att arternas långsiktiga bestånd ska kunna säkerställas och deras fulla reproduktiva kapacitet behållas.
5	Eutrofiering framkallad av människan reduceras till ett minimum, särskilt dess negativa effekter, såsom minskad biologisk mångfald, försämrade ekosystem, skadliga algbloomingar och syrebrist i bottenvattnet.
6	Havsbottnens integritet håller sig på en nivå som innebär att ekosystemens struktur och funktioner kan tryggas och att i synnerhet de bentiska ekosystemen inte påverkas negativt.
7	En bestående förändring av de hydrografiska villkoren påverkar inte de marina ekosystemen på ett negativt sätt.
8	Koncentrationer av främmande ämnen håller sig på nivåer som inte ger upphov till föroreningseffekter.
9	Främmande ämnen i fisk och skaldjur avsedda som livsmedel överskrider inte de nivåer som fastställts i gemenskapslagstiftningen eller andra tillämpliga normer.
10	Egenskaper hos och mängder av marint avfall förorsakar inga skador på kustmiljön och den marina miljön.
11	Tillförsel av energi, inbegripet undervattensbuller, ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt.

När detta projekt startade var arbetet med bedömning av havsbottnens integritet fortfarande i sin linda. I september 2019 inrättade EU-kommissionen en ”Technical Group on Seabed habitats and Sea-floor integrity”, TG Seabed, för att samordna frågor kring bedömning av havsbottnens huvudsakliga livsmiljötyper och uppnåendet av god miljöstatus för havsbottnens integritet i Europa. Den svenska bedömningen av deskriptorn har i tidigare bedömningscykler varit ofullständig, saknat indikatorer och varit förknippad med odefinierade osäkerheter, främst på grund av brist på data. Här försöker vi bidra till detta arbete genom att kvantifiera samband mellan aktiviteter och belastningar som kan påverka livsmiljöerna negativt och biologiska parametrar som indikerar havsmiljöns status.

På internationell nivå har mycket av arbetet med havsbottnens integritet fokuserat på bottenrålning och andra typer av påverkan i utsjömiljöer. Med mer än 100 000 öar i det svenska havsområdet (Statistiska Centralbyrån 2013) som bildar stora skärgårdsområden i både Östersjön och Nordsjön, tillsammans med EU:s längsta kustlinje (28 458 km eller ca 22 % av EU:s sammanlagda kust; Nyström Sandman m.fl. 2021), så utgör kustzonen en stor del av svensk havsmiljö och är därmed också en viktig pusselbit i bedömningen.

Tabell 2. Deskriptor 6, kriteriekomponenter och kriterier

Kriteriekomponenter	Kriterier
Fysisk förlust av havsbotten (inklusive tidvattensområden).	D6C1 – Primärt: Rumslig omfattning och fördelning av fysisk förlust (varaktig förändring) av havsbotten.
Fysisk störning av havsbotten (inklusive tidvattensområden).	D6C2 – Primärt: Rumslig omfattning och fördelning av belastningar som ger fysisk störning av havsbotten.
Bentiska huvudsakliga livsmiljötyper eller andra livsmiljötyper, enligt användningen inom ramen för deskriptorerna 1 och 6.	D6C3 – Primärt: Rumslig omfattning av varje livsmiljötyp som påverkas negativt av fysisk störning, genom ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. genom förändringar i artsammansättningen och i arternas relativa abundans, genom frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storlekstruktur).
Bentiska huvudsakliga livsmiljötyper enligt förteckningen i tabell 2 och om de förekommer i regionen eller delregionen, och andra livsmiljötyper som avses i andra stycket. Medlemsstaterna kan, genom regionalt eller delregionalt samarbete, välja ytterligare livsmiljötyper i enlighet med de kriterier som anges i ”Specifikationer för urvalet av arter och livsmiljöer”, vilka kan omfatta livsmiljötyper som anges i direktiv 92/43/EEG eller i internationella avtal, till exempel regionala havskonventioner, i följande syften: a) För bedömning av varje huvudsaklig livsmiljötyp enligt kriterium D6C5. b) För bedömning av dessa livsmiljötyper. En enda uppsättning av livsmiljötyper ska ligga till grund för bedömningar både av bentiska livsmiljöer under deskriptor 1 och av havsbottens integritet under deskriptor 6.	D6C4 – Primärt: Omfattningen av förlust av livsmiljötypen, till följd av mänskliga belastningar, överstiger inte en specificerad andel av livsmiljöns naturliga omfattning i bedömningsområdet. Medlemsstaterna ska fastställa den högsta tillåtna omfattningen av livsmiljöförlust som en andel av livsmiljötypens totala naturliga omfattning, genom samarbete på unionsnivå, med beaktande av regionala och delregionala särdrag. D6C5 – Primärt: Omfattningen av negativa effekter av mänskliga belastningar på livsmiljötypens tillstånd, inklusive ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. typisk artsammansättning och dessa arters relativa abundans, frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur), överstiger inte en viss andel av livsmiljötypens naturliga omfattning i bedömningsområdet.

1.1.1 Fysisk förlust och fysisk störning

Fysisk förlust av habitat utgör en extrem påverkan på marina ekosystem, där substratet går förlorat eller morfologi eller topografi permanent förändras. Aktiviteter som orsakar fysisk förlust inkluderar havsbaserade konstruktioner (till exempel hamnar, vindkraftverk, brofundament eller oljeborrplattformar), muddring och dumpning samt uttag av sand och grus.

Fysisk störning orsakas av en mängd olika mänskliga aktiviteter som direkt eller indirekt påverkar havsbotten. De viktigaste påverkansfaktorerna är fiske, sjöfart i grunda områden, vattenbruk, ankring, muddring samt installation av havsbaserade konstruktioner. Muddring, bottenrålning och installationsarbeten ger upphov till spridning av bottensubstrat, som orsakar störning i form av sedimentation vilken avtar med avstånd från källan. Bottenrålning skadar biotiska och abiotiska strukturer, medan turbulens från fartyg och ändrade strömförhållanden kan orsaka erosion av havsbotten¹.

¹ https://water.europa.eu/marine/state-of-europe-seas/pressures-impacts/physical_loss_and_disturbance

EU-kommissionen har publicerat en vägledning för bedömning enligt Artikel 8 i havsmiljödirektivet (European Commission 2022). Där listas fyra kategorier av mänskliga aktiviteter som leder till fysisk störning eller förlust.

- Abrasion: Avskrapning av substratet utan uttag av sediment
- Avlägsnande: Nettoförlust av substrat från havsbotten genom till exempel extraktion, muddring av kanaler, utgrävning kring installationer.
- Deposition: Ackumulering av sediment på befintliga substrat, till exempel genom dumpning av muddermassor.
- Försegling: Övertäckning av det ursprungliga substratet med artificiella strukturer eller allokerat material.

De tre första kategorierna (abrasion, avlägsnande och deposition) resulterar i fysisk störning men kan leda till fysisk förlust beroende på hur intensiv och ihållande aktiviteten är, medan försegling alltid innebär förlust av habitat.

Fysisk förlust (D6C1) definieras som permanent förändring av havsbotten enligt något av följande:

- Försegling av det naturliga substratet med artificiella strukturer eller allokerat material.
- Förlust av biogena substrat (strukturer på botten som skapas eller skapats av levande organismer som till exempel musslor, koraller eller svampdjur).
- Förändring av havsbotten på Eunis-nivå 2, till exempel från sand till lerbotten eller morfologiska förändringar på en mer detaljerad nivå om de är dokumenterat signifikanta.

Alla fysiska belastningar på havsbotten som inte leder till förlust av habitat betraktas som fysisk störning. Dessa belastningar leder inte till permanent förändring av havsbotten då habitatet förväntas återhämta sig på naturlig väg när belastningen upphör. Alla typer av fysisk störning, även sådan som inte nödvändigtvis ger upphov till negativa effekter, bör räknas in i D6C2. Omfattande genomgångar av faktorer som orsakar fysisk förlust samt sammanställning av tillhörande data har gjorts bland annat av Helcom (2018a), ICES (2019) och, för svenska förhållanden, av Törnqvist m.fl. (2020) samt Kraufvelin m.fl. (2021).

1.2 Nulägesbeskrivning

1.2.1 Geografiska data

Inom förvaltningen använder man sig ofta av olika indikatorer för att bedöma miljöstatus. Indikatorerna har hittills framförallt varit baserade arters känslighet för störning. Det finns färre studier om mänsklig påverkan på ekosystemfunktioner, men det är ett växande forskningsfält. Enligt havsmiljödirektivet ska hänsyn tas till både ekosystemens struktur och funktion vid bedömningen av havsbottnens integritet. Fysisk påverkan är en av många faktorer som bidrar till förekomst, abundans och sammansättning av olika arter. Mänskliga aktiviteter och medföljande belastningar samvarierar rumsligt med en rad naturliga abiotiska miljöfaktorer som påverkar den biologiska mångfalden lokalt, till exempel djup, topografi, bottensubstrat, hydrografi, samt med mer storskaliga gradienter i temperatur och salthalt. Det är därför en komplex uppgift att definiera indikatorer som korrekt speglar status. Vi försöker

här kvantifiera påverkan på bentiska livsmiljöer av mänskliga aktiviteter genom att skapa scenarier för förändrad belastning samtidigt som övriga miljöfaktorer hålls konstanta, så kallad kontrafaktisk modellering.

Eftersom den geografiska skalan och upplösningen i data och kartlager påverkar slutresultatet, har vi i möjligaste mån använt oss av nationella kartor över belastningar och habitat. Biologiska data är insamlat på meterskala, och i synnerhet i kustzonen behöver upplösningen i de rumsliga lager som används i analyserna motsvara den topografiska variationen för att mönster i påverkan och utbredningen av habitat ska fångas upp på ett bra sätt.

Under de senaste åren har det skett en betydande ökning av datainsamling och kartläggning, både vad gäller arter och livsmiljöer, bland annat inom nationell marin kartering, NMK². Fokus har främst varit på mer kustnära miljöer, och har även inkluderat en sammanställning av relevanta påverkansfaktorer i kustzonen (Törnqvist m.fl. 2020).

Inom ramen för den nationella miljöövervakningen avseende fysisk påverkan, genomförs kartläggning av påverkanstryck och resultat finns för åren 2017 och 2023. Havs- och vattenmyndigheten har vidare uppdragit åt SGU att ta fram modeller över utbredning av marina bentiska habitat på Eunis-nivå 4. Under 2023 sammanställde och modellerade SGU även marina Natura 2000-habitat (Naturvårdsverket 2024). Inom Carambha har dessa data använts i två pilotstudier för att ta fram metoder och preliminära resultat för olika typer av livsmiljöer.

Inom den nationella miljöövervakningen har ett relativt index (i skalan 0–5) tagits fram för skattad intensitet av fysisk påverkan (Törnqvist m.fl. 2020). Detta index bygger på en sammanslagning av alla fysiska påverkanstryck som är möjliga att kartlägga eller skatta via modeller. Syftet med denna påverkansmodell är att kunna gradera risk för fysisk störning och förlust av miljövärden och ekosystemfunktioner. Påverkansmodellen består av en detaljerad ”kartbild”, ett raster i tio meters upplösning, som täcker allt svenskt marint vatten. Denna påverkanskarta/-modell har som utgångspunkt att fånga in fysisk störning på hydromorfologiska faktorer; ändrade bottenförhållanden (djup/morfologi/substrat/sedimentation), ändrad vågverkan (vattenomsättning, erosion, stratifiering osv) och konnektivitet för mobila arter (via exempelvis fysiska hinder, ändrad vågregim och impulsivt buller). Påverkansmodellen består först och främst av kartläggning av utbredning av påverkanstryck (till exempel bryggor, muddring, ankring), sedan av en modell av graderad påverkan runt dessa påverkanstryck, kallade ”påverkanszoner”.

Denna modell av graderad risk för störning skall sedan användas för att skatta/modellera miljöns tillstånd enligt direktiven. Direktivens olika frågeställningar kan förenklat beskrivas som följer:

- Hur stor del av en livsmiljös (habitat, artutbredning) areal är direkt fysiskt förlorad?
- Hur stor del av en livsmiljös (habitat, artutbredning) areal är negativt påverkad med avseende på strukturer och funktioner?
- Givet miljö kvalitetsnormer och areella tröskelvärden för andel förlust eller störning i olika vattenområden, i vilket tillstånd befinner sig livsmiljön?

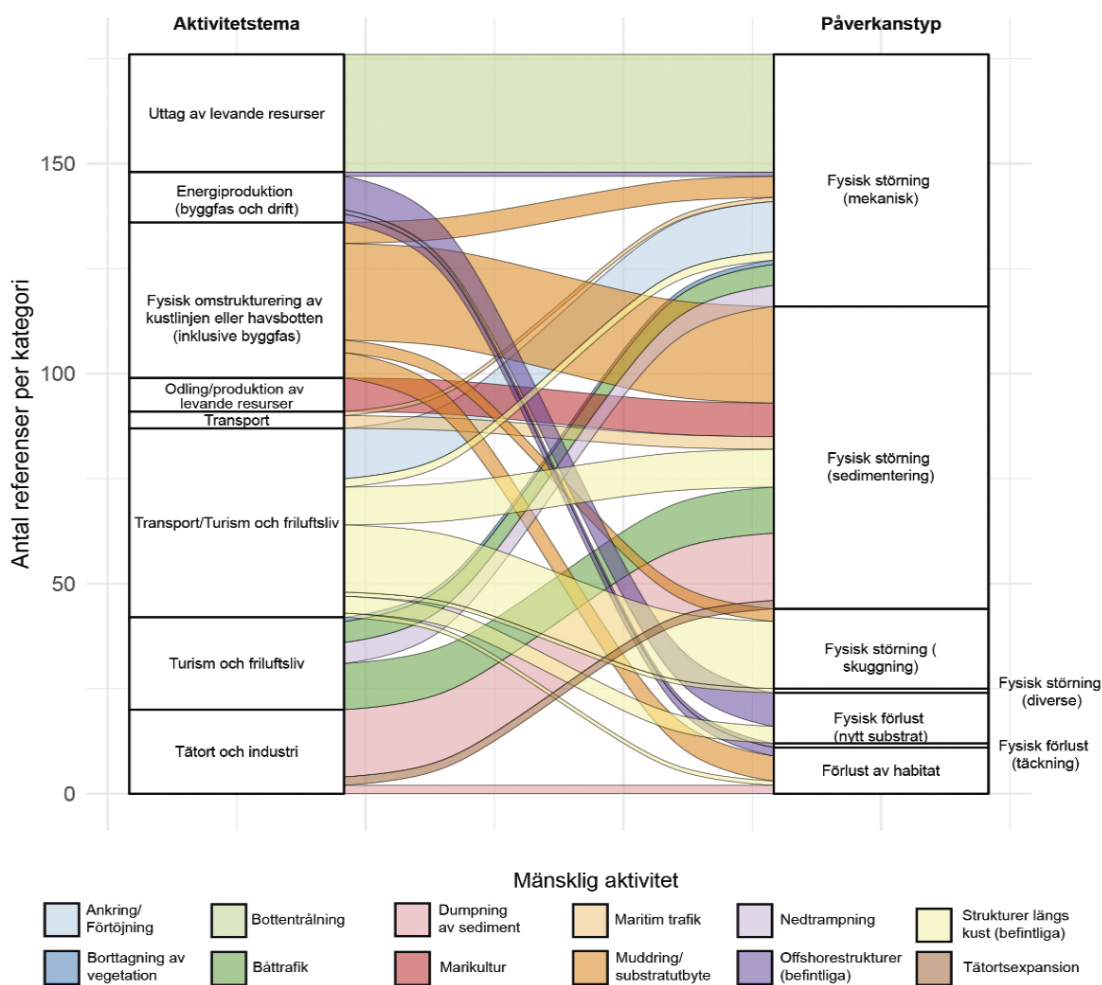
² <https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/nationell-marin-kartering/nationell-marin-kartering.html>

1.2.2 Mänsklig påverkan på habitat

Vi har gått igenom rapporter och vetenskapliga publikationer som berör påverkans-effekter från olika typer av fysisk störning och förlust. Dessa har sammanställts i en databas som täcker in 166 referenser varav 146 utreder effekter av fysisk störning, medan 23 utreder fysisk förlust. Resultaten från varje studie har kategoriserats, bland annat utifrån vilken mänsklig aktivitet som leder till störning eller förlust, karakterisering av påverkanstyp, typ av respons, hur responsen har uppmätts och var studien skett.

Figur 1 beskriver fördelningen av de olika studierna mellan vilken mänsklig aktivitet som studerats samt vilken påverkanstyp som den mänskliga aktiviteten genererat. Illustrationen ger på så sätt en bild av hur forskningsfältet studerat effekter av fysisk påverkan. Figuren ger en indikation på komplexiteten i att förutspå effekter av fysisk störning i naturliga miljöer under antropogent tryck, där flera påverkanstyper kan överlagras inom samma område, med varierande bakomliggande mänskliga aktiviteter.

De olika mänskliga aktiviteterna (listade i Tabell 3) är sorterade under motsvarande aktivitetstema enligt Kraufvelin m.fl. (2021).



Figur 1. Illustration av hur litteraturen gällande fysisk störning och förlust fördelas mellan olika typer av mänsklig aktivitet och påverkanstyper, samt hur dessa relaterar till varandra. Y-axeln anger summan av antalet referenser för vardera aktivitet och påverkanstyp.

Tabell 3. De mänskliga aktiviteter som förknippats med fysisk störning och förlust i Figur 1, med närmare exempel på dessa aktiviteter.

Mänsklig aktivitet	Exempel på aktivitet
Ankring/Förtöjning	Ankringsskador på botten
Borttagning av vegetation	Borttagning av vegetation
Bottentrålning	Bottentrålning för fisk och skaldjur (muslor m.m.)
Båttrafik	Båtliv, propellerskador på botten
Dumpning av sediment	Avyttring av muddrade sediment, sedimentation
Marikultur	Vattenbruksaktiviteter
Maritim trafik	Färjor, sjöfart
Muddring/substratutbyte	Muddring, sedimentstörning, uttag av stenblock
Nedtrampning	Nedtrampning, insamling av sjömat
Offshorestrukturer (befintliga)	Undervattensstrukturer och anlagda undervattensföremål, exempelvis kabel och fundament
Strukturer längs kust (befintliga)	Kaj, marina, vågbrytare, bryggor
Tätortsexpansion	Ökad mänsklig närvaro och infrastruktur

EFFEKTER AV BOTTENTRÅLNING

Ekologiska eller strukturella effekter av bottentrålning i form av förändringar i sammansättning och diversitet av bottenlevande organismer är ganska väl undersökta (se till exempel ICES 2022b för sammanställning). Två vanliga strukturella indikatorer som används är BQI (Benthic Quality Index) och diversitetsindexet Margalef D. BQI är en svensk indikator för bedömning av miljötillstånd enligt vattendirektivet och havsmiljödirektivet medan Margalef D används för bedömning av bentiska livsmiljöers status inom Oskar (van Loon m.fl. 2018, Wijnhoven m.fl. 2023). Bottentrålning kan påverka syresättning och fördelning och omsättning av olika närsalter i bottensediment och suspension av bottensediment kan förändra biogeokemiska processer vid havsbotten. Dock är bottentrålningens påverkan på denna typ av ekosystemprocesser och funktioner inte lika väl undersökt som påverkan på artsammansättningen. Det finns ännu få funktionella indikatorer som har använts i förvaltningssammanhang, men två som börjar testas nu är bioturbationspotential BPc (Queirós m.fl. 2013) och bioirrigationspotential IPc (Wrede m.fl. 2018). De visar hur mycket bottenlevande djur rör om sedimentpartiklar (BPc) eller flyttar vatten och lösta ämnen mellan sedimentet och överliggande vattnet (IPc). Både dessa processer påverkar bentiska biogeokemiska processer.

FYSISK PÅVERKAN I KUSTZONEN

Det är generellt svårt att separera effekter av påverkan från naturliga faktorer som salthalt och grumling till följd av avrinning från land från effekter av direkt eller indirekt mänsklig påverkan. Gradienten i salthalt, både i nord-sydlig riktning längs hela kusten och från inner- till ytterskärgård, samvarierar i stor utsträckning med gradienter i eutrofiering (Blomqvist m.fl. 2014) och fysisk påverkan. Det finns även interaktioner mellan olika typer av mänsklig påverkan på olika skalor. Till exempel kan övergödningseffekter och klimatförändringar interagera med varandra (Norderhaug m.fl. 2015) och klimatförändringar förväntas påverka sammansättning och utbredning av vegetation och bottenfauna med effekter på habitatet som följd (Viitasalo och Bonsdorff 2022). I Östersjön lever många bentiska arter på sin utbredningsgräns och även små förändringar i temperatur eller salthalt kan påverka deras förekomst, biomassa och rumsliga utbredning (Helcom 2021).

Det betyder dock inte att kunskap om effekter av fysisk påverkan saknas. Båttrafik och förtöjningsbojar i småbåtshamnar kan påverka vegetationens artsammansättning samt täckningsgrad och höjd negativt (Hansen m.fl. 2019, Sagerman m.fl. 2020). En metaanalys av Sagerman m.fl. (2020) visade att bryggor i vegetationsklädda habitat alltid påverkade täckningsgraden av vegetation negativt, men att botten typen har stor påverkan på hur mycket sediment som virvlas upp i samband med båttrafik. Olika typer av vegetation är olika känsliga för grumling och annan påverkan och både botten typ och djup påverkar sammansättningen av arter och därmed livsmiljöernas känslighet för störning. Även om kartläggningen av arter och livsmiljöer ökat betydligt under senare år, så har det hittills varit svårt att skala upp denna typ av information till huvudsakliga livsmiljötyper för bedömning enligt havsmiljödirektivet.

1.2.3 Metoder för kumulativ effektbedömning i Östersjön

En litteraturstudie genomfördes i syfte att hitta artiklar som fokuserar på bedömning och metodutveckling avseende kumulativ miljöpåverkan på havsbotten i Östersjön³. Sökningen gav 65 resultat, av vilka 7 vetenskapliga publikationer med fokus på bedömning och metodutveckling gällde kumulativa effekter i Östersjön. Dessutom inkluderades litteratur om de metoder som rapporterats på nationell, regional och EU-nivå för att kvantifiera kumulativ påverkan på den marina miljön (Hammar m.fl. 2018, Helcom 2018b, Korpinen m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020).

De verktyg som används för att bedöma kumulativ miljöpåverkan i europeiska marina vatten baseras på en metod som utvecklats av Halpern m.fl. (2008). Denna metod kartlägger den rumsliga fördelningen av mänsklig påverkan för att kvantifiera kumulativ miljöpåverkan och underlätta bedömningen av avvägningar mellan utnyttjande av havet och ekosystemskydd. Gemensamt för metoderna är att de utgår från kartläggning av livsmiljöer och ekosystemkomponenter, samt att mänskliga aktiviteter omvandlas till belastningar. Dessa relateras till varandra med hjälp av känslighetsvärden för varje ekosystemkomponent i förhållande till varje belastning. Den resulterande kumulativa påverkan beräknas för varje gridcell i det aktuella havsområdet.

På europeisk nivå har en rumslig upplösning på 10 km x 10 km använts (Korpinen m.fl. 2019). Känslighetsvärdena som sammanställer information om förändringens magnitud, omfattningen av förändringen i ekosystemet och komponentens återhämtningstid, baseras på expertbedömning (Korpinen m.fl. 2019). En liknande metod används också av Helcom på Östersjönivå (Helcom 2018) för att beräkna belastningar i form av Baltic Sea Pressure index samt kumulativ miljöpåverkan i form av Baltic Sea Impact Index, dock med en högre upplösning än den europeiska (1 km x 1 km).

För Sveriges havsplanering används verktyget Symphony, som utvecklats av Havs- och vattenmyndigheten (Hammar m.fl. 2018), med en rumslig upplösning på 250 m x 250 m. Förutom den rumsliga fördelningen av den kumulativa miljöpåverkan, presenterar verktyget även en rumslig fördelning av osäkerheten baserat på kvaliteten på underliggande data. Ett annat tillskott i Symphony jämfört med

³ Följande sökning utfördes i februari 2023 i databasen Web of Science: `((cumulative OR multiple) NEAR/5 (effects OR impacts OR stress* OR pressure* OR driver* OR response*)) AND (seabed OR *benth* OR *floor OR bottom OR habitat*) AND (assessment* OR status OR function* OR structure) AND (Baltic OR Sweden* OR Skagerrak OR Kattegat)`

de internationella verktygen, är möjligheten att undersöka scenarier genom att jämföra resultaten i den nuvarande situationen, med resultaten om man antar en utveckling av belastningar baserad på förändrad rumslig fördelning av mänskliga aktiviteter (Hammar m.fl. 2020).

Metoderna för bedömning av kumulativ påverkan på marina ekosystem baseras i allmänhet på expertbaserat känslighetsvärde, vilket kan göra bedömningen mer subjektiv. Aps m.fl. (2018) har skapat ett förenklat index för att underlätta ekosystembaserad havsplanering, som använder bedömningar av sårbarhetsprofiler för den marina miljön, istället för expertbaserat känslighetsvärde. Metoden använder återhämtningstider för viktiga ekosystemkomponenter för att beräkna sårbarhetsprofiler. Dessa profiler kombineras sedan med Baltic Sea Pressure Index för att bedöma den kumulativa riskprofilen. Genom att använda återhämtningstider för att bedöma känsligheten för en genomsnittlig belastning, möjliggör denna metod visualisering och identifiering av riskområden med långa återhämtningstider och hög mänsklig påverkan (Aps m.fl. 2018).

Även låg belastning kan påverka ekosystemen, i synnerhet om den pågår under lång tid. Långsiktig övervakning är därför viktig för att validera dessa metoder, samt för att ge information om interaktioner mellan bentiska förhållanden och olika mänskliga belastningar (additiv, synergisk, antagonistisk; Obst m.fl. (2018). Specifikt bör övervakningen utformas baserat på livsmiljöer, inkludera en tillräckligt stor urvalsstorlek för att upptäcka och kvantifiera effekterna av små till storskaliga belastningar och inkludera så många relevanta livsmiljöer som möjligt inom varje rapporteringsområde (Painting m.fl. 2020).

Nuvarande metoder för bedömning av kumulativ påverkan, beaktar i allmänhet additiva effekter i varje gridcell, utan hänsyn till rumslig spridning av belastningar och rumslig och tidsmässig dynamik. Jonsson m.fl. (2021) har vidareutvecklat Symphony, för att inkludera konnektivitet mellan livsmiljöer, genom en konnektivitetsmatris baserad på strömdata (Jonsson m.fl. 2021). Denna utveckling möjliggör hantering av dynamiska processer och konnektivitet mellan livsmiljöer för kartläggning och bedömning av kumulativ påverkan på den marina miljön. Mer komplexa modelleringsmetoder kan fånga upp dynamiska och icke-additiva interaktioner mellan belastningar. Till exempel har den kumulativa påverkan av klimatförändringar och näringstillförsel på Östersjöns livsmiljöer undersökts med hjälp av en kopplad hydrodynamisk-biogeokemisk modell (Wählström m.fl. 2020). I synnerhet har effekterna av kombinerade scenarier för klimatförändringar och näringstillförsel beaktats för att simulera deras påverkan på hypoxi och reproduktionsvolym för torsk (Wählström m.fl. 2020).

Även om en grov geometrisk och tematisk upplösning fungerar för bedömning på en övergripande nivå, exempelvis för nationell rapportering, så blir det svårare att validera modellerna och att använda dem för att förstå och beskriva mer detaljerade processer eller sammanhang. Då en betydande del av Sveriges havsområde består av topografiskt varierade skärgårdsområden, är även de bättre av ovan nämnda modeller i grövsta laget för att fånga upp variationer i livsmiljöer och samband med potentiell påverkan. Inom åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet har Metria gjort en total kartläggning av potentiell fysisk påverkan (Törnqvist m.fl. 2020), som senare uppdaterats av SGU inom ramen för den nationella miljöövervakningen. Havs- och vattenmyndigheten har vidare uppdragit åt SGU att ta fram modeller över utbredning av marina bentiska habitat på Eunis-nivå 4. Dessa modeller har en rumslig upplösning på 10 m x 10 m.

Vi har baserat våra pilotstudier på dessa mer detaljerade modeller, då de lämpar sig bättre för att försöka ta fram empiriska samband mellan belastningar och status. Tillsammans med befintliga biologiska data, har vi tagit fram metoder och tentativa resultat för olika typer av livsmiljöer med avseende på känslighet för fysisk störning. Vi har sedan använt dessa för att kvantifiera störning och förlust, givet känslighet och påverkanstryck, samt ta fram en metodik för att bedöma livsmiljöernas status givet fysisk störning och förlust.

2. Påverkan och effekt

Inom de olika marina EU-direktiven (havsmiljödirektivet, vattendirektivet samt art- och habitatdirektivet) ställs krav på att skatta utbredning av och tillstånd hos bland annat makrovegetation och bottenlevande djursamhällen. Liknande behov föreligger inom restaureringsförordningen (EU Nature Restoration Regulation), där det behövs kunskap om var miljön är påverkad och var den skulle kunna förbättras. För att möta dessa behov och kunna sätta in åtgärder som faktiskt leder till en förbättring av miljötillståndet i havet, behöver vi öka vår förståelse för sambandet mellan olika påverkansfaktorer och ekosystemkomponenternas status. Inom projektet Carambha har vi därför genomfört pilotstudier gällande påverkan på bentisk fauna och makrovegetation.

Syftet är att skapa och testa en metodik som gör det möjligt att kvantifiera påverkan från fysisk störning och därmed möjliggöra rapportering och att jobba med ekologisk kompensation och restaurering för att kunna uppnå god miljöstatus.

2.1 Indikatorer för påverkan från trålning

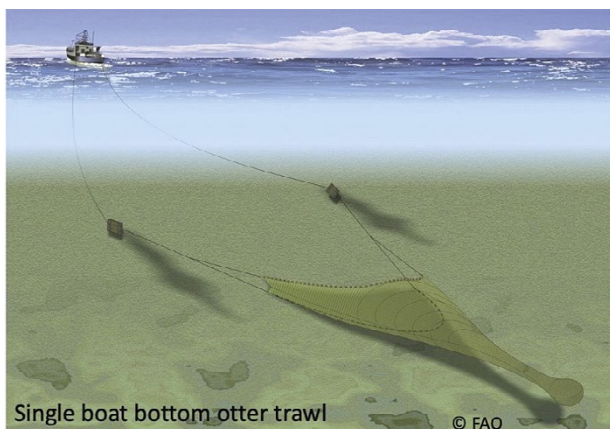
2.1.1 Introduktion

BAKGRUND

Bottentrålning fungerar genom att trålens kontakt med havsbotten skrämmer upp fisk eller kräftdjur som då fångas i nätet. Exakt hur trålen interagerar med botten-sedimentet beror på vilket sorts redskap som används (bottentrål, bomtrål, skrapor m.fl.) (Eigaard m.fl. 2016, Hiddink m.fl. 2017) och om det är finkornigt- eller grövre sediment (Kaiser m.fl. 2006), men generellt leder bottentrålning till fysisk störning och uppvirvling av sedimentet som potentiellt lämnar efter sig spår (rännor och åsar) av uppgrävt och förflyttat sediment (Oberle m.fl. 2016). Upprepad uppvirvling kan leda till ökad grumlighet och sedimentation samt, i områden med strömt vatten, till att fina partiklar försvinner från området (Palanques m.fl. 2014, Bradshaw m.fl. 2021). Ändrad habitatstruktur och ökad turbiditet kan försämra förutsättningarna för många organismer (Kaiser m.fl. 2006) och påverka biogeokemiska processer (van de Velde m.fl. 2018).

I svenska vatten används nästan bara bottentrål ('otter trawl' på engelska) med två trålbord som sprider trålens öppning och håller denna nära havsbotten. Trålens underställ av nät är försett med tyngder och plastkullor eller gummirullar för att hålla fångstöppningen utefter botten och se till att redskapet inte fastnar. Det är tråldörrarna som penetrerar djupast i sedimenten men understället stör en större yta (Eigaard m.fl. 2016). Trålar kan också vara kopplade i bredd och är då försedda med en tyngd mellan sig och med trålbord i ytterändarna. För att beräkna hur mycket det bottentrålas (Figur 2) inom ett område används punktdata från satellitpositionering av fiskefartyg (Vessel Monitoring System = VMS, i Sverige uppdatering av position varje timme) tillsammans med information från loggböcker om vilken typ av fiske-redskap som används, samt fartygets motorstyrka. Från VMS-punkterna interpoleras sedan trålspar fram och från loggboksdata kan trålens svepbredd uppskattas (Hintzen m.fl. 2012). Trålningsintensitet kan därefter skattas som svept yta i form av

summerad trålad yta per area och tidsperiod (oftast år), vilket benämns SAR (Swept Area Ratio). Arealen som ofta används vid beräkningar i ett europeiskt sammanhang är ICES c-squares ($0,05^\circ \times 0,05^\circ$ vilket motsvarar ca 3 x 5 km i Sverige) (Eigaard m.fl. 2017). En bra sammanfattning på svenska om fiskeredskap och fiskeintensitet finns i Sköld m.fl. (2018b).



Figur 2. En vanlig typ av bottenstrål i det svenska fisket. Bild från https://www.fao.org/fishery/services/storage/fs/fishery/images/geartype/306_03.12_img1.jpg.

De flesta vetenskapliga studier om bottenstrålning har undersökt ekologiska effekter, det vill säga förändringar i sammansättning och mångfald av bottenlevande organismer, ibland även benämnt som 'strukturella' effekter. Omedelbara effekter beror på fysiska skador och död, omblandning och suspension av botten sediment, samt grumling av vattnet. Olika arter drabbas på olika sätt beroende på deras känslighet för fysisk störning och hur snabbt de kan återhämta sig – till exempel tåliga och kortlivade arter gynnas medan stora, sköra och långlivade arter missgynnas (Kaiser m.fl. 2006, Hiddink m.fl. 2017, Sciberras m.fl. 2018). Strålningens påverkan beror också på habitatet, vilket i sin tur beror på djupet och den naturliga störningsfrekvensen. Man har till exempel sett att effekterna av strålning är allvarligare på djupa mjukbottnar där organismerna är anpassade till en låg nivå av naturlig störning än på grunda sandbottnar där organismer är vana vid naturlig störning från vågor och stormar (Sciberras m.fl. 2018). I ett längre perspektiv orsakar strålningen ekologiska effekter genom att förändringar i artsammansättningen leder till förändringar i interaktionerna mellan arter (till exempel konkurrens eller predation) samt förändringar i sedimentegenskaper (såsom partikelstorlek eller innehåll eller typ av organiskt material). Hur lång tid strålning har pågått i ett område samt strålningens frekvens spelar också roll (Sciberras m.fl. 2018).

Det finns färre studier om bottenstrålningens påverkan på ekosystemprocesser (funktioner), men det är ett växande forskningsfält. Än så länge finns det ingen övergripande bild av effekterna, vilka i högsta grad beror på vilken sorts sediment som störs och tidsskalan (Martín m.fl. 2014, Sciberras m.fl. 2016, Epstein m.fl. 2022). Direkt efter att en strål har passerat har man sett förändringar i syresättning och fördelning och omsättning av olika närsalter i botten sedimentet. Suspension av botten sediment, speciellt det organiska materialet, kan också förändra biogeokemiska processer i botten vattnet. Med tiden kan biogeokemiska förändringar i botten sedimenten återställas, men i områden där det trålas ofta kan det bli ständiga fluktuationer (van de Velde m.fl. 2018) och även ett skifte till en helt annan sorts

‘regim’ med andra biogeokemiska förutsättningar (Martín m.fl. 2014). Effekter på kolcykler har fått mycket uppmärksamhet senaste åren pga. en möjlig påverkan på sedimentets förmåga att vara en kolsänka. Men även här finns det väldigt olika resultat från olika studier med vissa studier som pekar på en ökad nedbrytning och minskning av kolhalten, andra visar på mer kol i trålade områden och i mer än hälften av studierna sågs inga förändring i kolhalter (Epstein m.fl. 2022). Det finns också litteratur som visar att ‘kvaliteten’ av kolet ändras mer än totala mängden – till exempel kan kolet bli mer och mer refraktärt och med det mindre tillgängligt för bottenlevande djur (Pusceddu m.fl. 2005).

Man kan också använda organismernas egenskaper (‘traits’) för att koppla art-sammansättningen (struktur) till bentisk funktion (Bremner m.fl. 2003, Naeem och Wright 2003). Egenskaper som beskriver arternas födostrategi och interaktion med bottensediment är speciellt relevanta, både för förflyttning av sedimentpartiklar (bioturbation) och för transport och omblandningen av vatten och lösta substanser (bioirrigation). Bioturbation och bioirrigation påverkar bentiska biogeokemiska processer och kretslopp, till exempel syresättning av sediment, kväve- och fosfor-cykler och nedbrytning av kol. Om trålningen påverkar artsammansättningen kan detta i sin tur påverka bioturbationen och därigenom även de biogeokemiska processerna (Beauchard 2023).

Två vanliga strukturella indikatorer som används är BQI (Benthic Quality Index) och diversitetsindexet Margalef D. BQI är en svensk indikator för bedömning av miljötillstånd enligt vattendirektivet och havsmiljödirektivet (nuvarande föreskrifter HVMFS 2019:25, HVMFS 2012:18). BQI har visats svara på ett flertal olika störningar, såsom tungmetaller, dumpning av material, en blandning av flera olika påverkansgradienter vid stora städer, organisk belastning, låga syrehalter (Josefson m.fl. 2009), polyaromatiska kolväten, PAH (Raymond m.fl. 2021), samt bottentrålning (Sköld m.fl. 2018a, McLaverty m.fl. 2023). Margalef D är en standardindikator för bedömning av bentiska livsmiljöers status i Oskar (van Loon m.fl. 2018, Wijnhoven m.fl. 2023). Indikatorn bygger på diversitetsindexet D beskrivet av Margalef (1956), i relation till referensvärden av D framtagna per livsmiljö. BQI och D har tidigare använts i Kattegatt för att utvärdera bottentrålning (Sköld m.fl. 2018a), men man vet inte hur eller om de svarar på denna störning i andra delar av svenskt vatten.

Det finns få funktionella indikatorer som har använts i förvaltningssammanhang. Två som börjar testas nu är bioturbationspotential (BPc, Queirós m.fl. 2013), och bioirrigationspotential (IPc, Wrede m.fl. 2018), som både använder artsammansättningen som utgångspunkt, men som också inkluderar uppskattningar av arternas responseegenskaper (response traits), det vill säga egenskaper som påverkar ekosystemets funktion om de förändras. De funktionella indikatorerna BPc och IPc har hittills visat varierande respons för påverkan, till exempel trålning (Sciberras m.fl. 2016, Hinz m.fl. 2021), fiskodling (Tsikopoulou m.fl. 2021), sandtäkt (Goedefroo m.fl. 2023), organiskt nedfall från flodmynning och avloppsutsläpp (Vesal m.fl. 2023). Indikatorerna har också relaterats till olika ekologiska processer (biogeokemiska cykler) i sediment (t.ex. Silberberger m.fl. 2022, Cronin-O’Reilly m.fl. 2022) och syrebrist (Villnäs m.fl. 2013), men har inte utvärderats i detalj för känslighet till trålning. Däremot har trålkänslighetsindexen TDI (de Juan och Demestre 2012) och mTDI (Foveau m.fl. 2017) validerats för bottentrålning i framför allt södra Nordsjön och Medelhavet (Jac m.fl. 2020a, 2020b, 2021). TDI och mTDI bygger på olika bentiska taxas antal och antagna känslighet för trålstörning (se Metodavsnittet, Tabell 6).

BQI, Margalef D, TDI/mTDI, BpC och IPc används och utvärderas i denna studie och beskrivs mer detaljerat i Metodavsnittet.

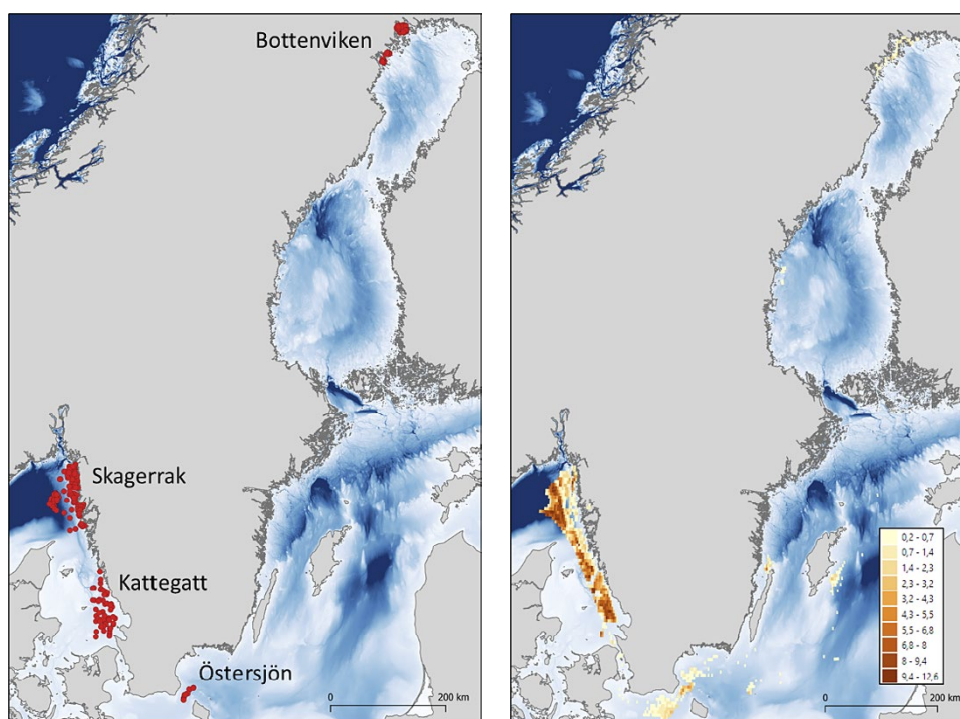
SYFTE

I denna del av projektet undersökte vi om det finns ett påverkan-effekt samband i svenska hav där den huvudsakliga fysiska påverkan kommer från bottentrålning. Som mått på effekt använder vi de strukturella indikatorerna Margalef D och BQI och de funktionella indikatorerna BpC och IPc.

BpC och IPc har hittills inte använts för bedömning av miljötillstånd i svenska hav, men kan beräknas från befintliga miljöövervakningsdata och länkar direkt till kravet om bedömning av havsbottnens funktion i både havsmiljödirektivet och art- och habitatdirektivet eftersom de är indikatorer av ekosystemprocesser. Därför utvärderar vi deras lämplighet som funktionella indikatorer och validerar dem med värden av bioturbation respektive bioirrigation som vi har mätt i fält.

2.1.2 Metodik

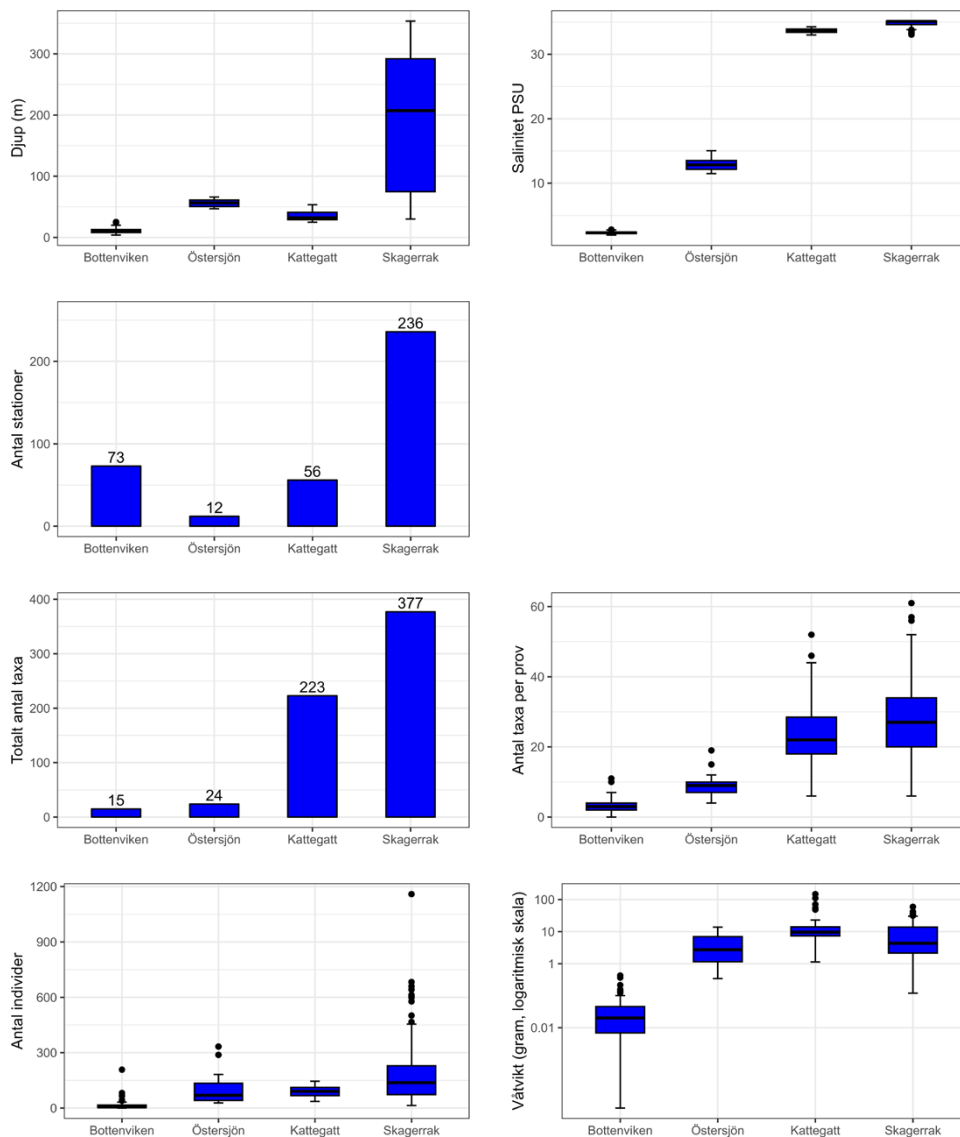
ANALYSOMRÅDEN



Figur 3. Karta över bottenfaunastationer i de fyra analysområdena (till vänster) samt trålningsintensitet (till höger) ICES surface SAR för 2018, ICES (2020) Alla kartors djupdata kommer från EMODnet (<https://emodnet.ec.europa.eu/en/bathymetry>).

Miljöförhållandena längs den svenska kusten varierar kraftigt, främst i salinitet och vågexponering, från nästintill sötvatten i Bottenviken till helt marina förhållanden i djupare delar av havsområden utanför västkusten och från skyddade förhållanden i inre skärgårdar och djupare vatten till kraftigt exponerade förhållanden i grundare yttre områden. Fyra områden med bottenfaunadata och gradienter i trålningsintensitet valdes ut för att analyseras med avseende på påverkan från trålning (Figur 3). Längs ostkusten finns inte så många områden där det både finns botten-

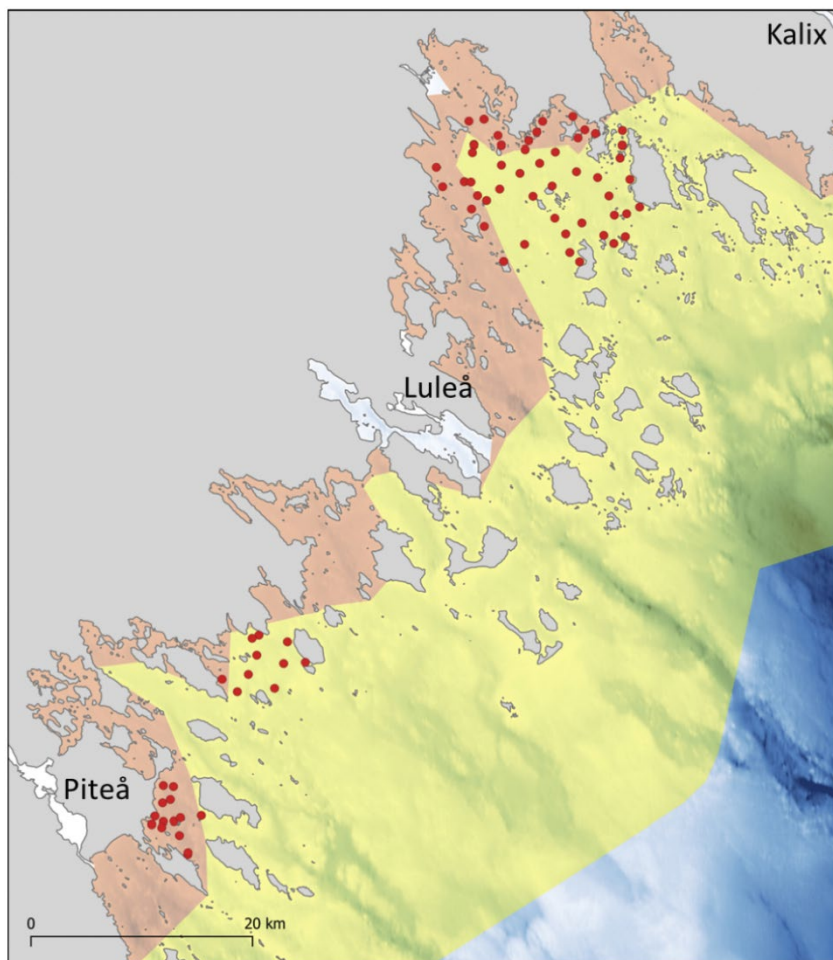
faunadata och där det trålas (se högra kartan i Figur 3), och de två områdena vi valde är de vi kunnat finna. De fyra områdena representerar olika delar i den storskaliga gradienten i salinitet runt kusten och därmed olika typer av bottenfaunasamhällen och mångfald (Figur 4). För att minimera variationen av miljöfaktorer inom respektive analysområde valde vi på västkusten endast data från djupare stationer utan större inverkan från den baltiska ytströmmen (> 24 m djup) samt data från relativt exponeringsskyddade områden. I följande stycken beskrivs bottenfaunan och fisket i de fyra analysområdena.



Figur 4. Djup och salinitet (modellerade medianvärden, se sid 35 för beskrivning) per station samt antal stationer, totalt antal taxa bottenfauna och antal taxa bottenfauna per prov samt totalt antal individer och biomassa per prov per analysområde.

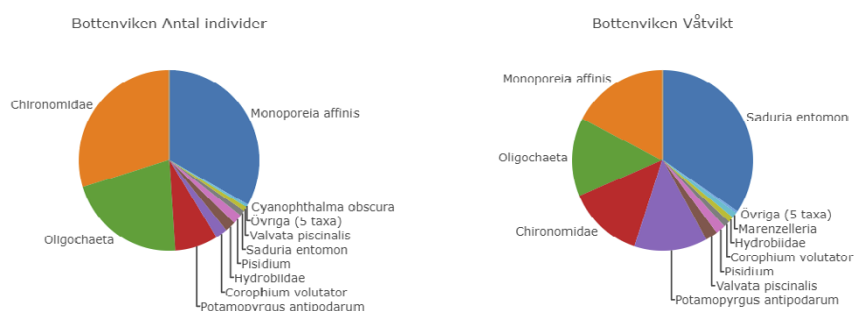
Bottenviken

Analysområdet ligger i skärgården (Figur 5) och bottenfaunastationerna är relativt grunda (4–25 m) med en låg salinitet (2–3 PSU). Bottenfaunadata kommer från nationell och regional övervakning åren 2014–2021 samt projektet SEAMBoth⁴ från 2019. Faunan är mycket fattig och består av en blandning av ett fåtal sötvattens- och brackvattensarter. Den domineras av vitmärlor (*Monoporeia affinis*), fjädermygg-larver (*Chironomidae*), fåborstmaskar (*Oligochaeta*) samt i vikt även av ishavsskorven (*Saduria entomon*) (Figur 6).



Figur 5. Bottenfaunastationer (röda punkter) i området Bottenviken. Genomskinliga gula och röda områden ligger innanför den så kallade trålgränsen. I gula områden, så kallade inflyttningsområden, är trålning tillåtet med vissa restriktioner.

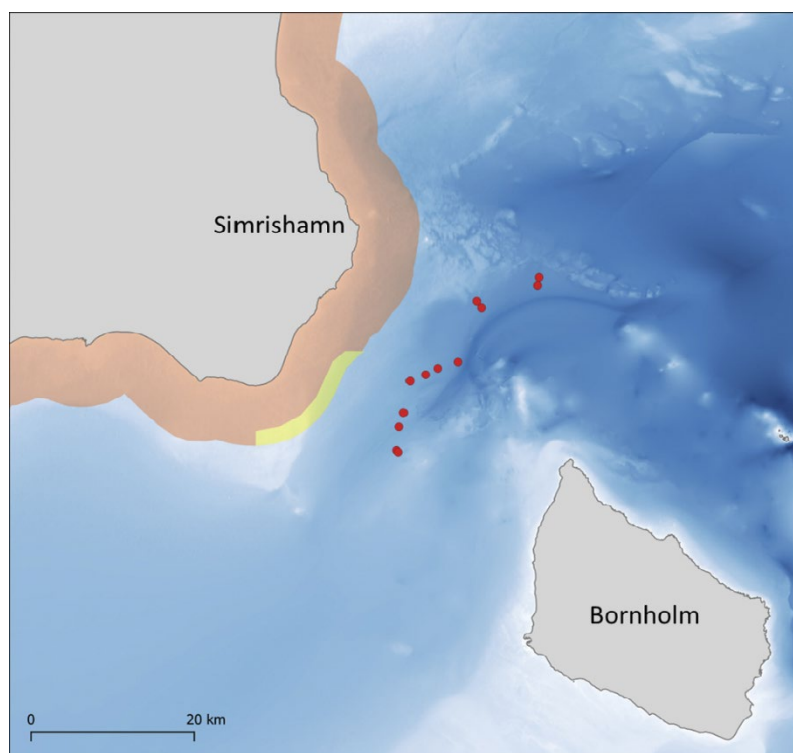
⁴ <https://seamboth.com/>



Figur 6. Relativ fördelning av antalet individer och våtvikt för bottenfaunan i området Bottenviken. Diagrammen visar de tio vanligaste taxa samt övriga taxa efter att alla prov i området slagits samman.

Fisket med bottentrål i området är efter siklöja på senhösten i anslutning till fiskens lek i Norrbottens skärgård. Fisket bedrivs i huvudsak som så kallat partrålsfiske, där två fartyg tillsammans drar en trål mellan sig. Siklöjan fiskas för sin rom och landas i hamnar i närheten av fiskeområdena. Fisket efter siklöja regleras med ett särskilt nationellt trålfisketillstånd. Sedan 2007 har 35 tillstånd delats ut årligen (FIFS 2004:36⁵). Fisket regleras även med områdes-, redskaps- och tidsbegränsningar och fartygens storlek är begränsad till maxlängd 14 m (Bergenius m.fl. 2018).

Östersjön

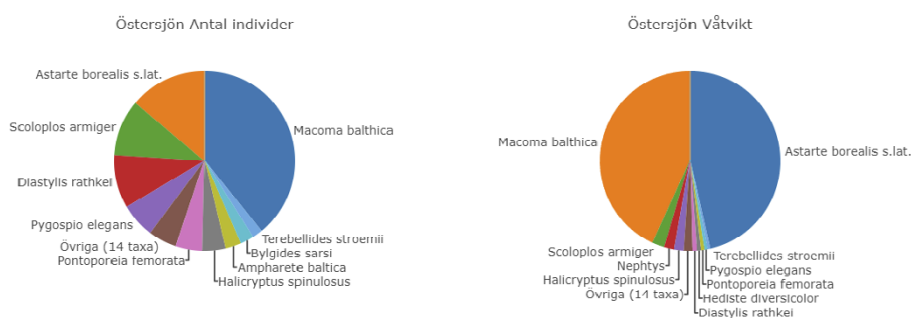


Figur 7. Bottenfaunastationer (röda punkter) i området Östersjön. Genomskinliga gula och röda områden ligger innanför trålgränsen där trålning inte är tillåtet. I gula områden, så kallade inflyttningsområden, är trålning tillåtet med vissa restriktioner.

⁵ <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-fiskereglering/fiske-i-skagerrak-kattegatt-och-ostersjon-fifs-200436.html>

Bottenfaunastationerna ligger i sundet mellan Skåne och Bornholm på djup mellan 47 och 66 m (Figur 7). Saliniteten i området varierar mellan 8 och 17 PSU men ligger normalt mellan 11 och 15 PSU. Bottenfaunadata kommer från ett av Formas finansierat forskningsprojekt (se Bradshaw m.fl. 2024) från 2019 och 2020 och omfattar även sedimentdata och biogeokemisk data.

Faunan består av en blandning av brackvattensarter och marina arter och domineras av Östersjömusslor (*Macoma balthica*) och Astartemusslor (*Astarte borealis*), vilka i vikt utgör 90 % av den totala biomassan (Figur 8). Det saknas större grävande kräftdjur och tagghudingar i denna livsmiljö.



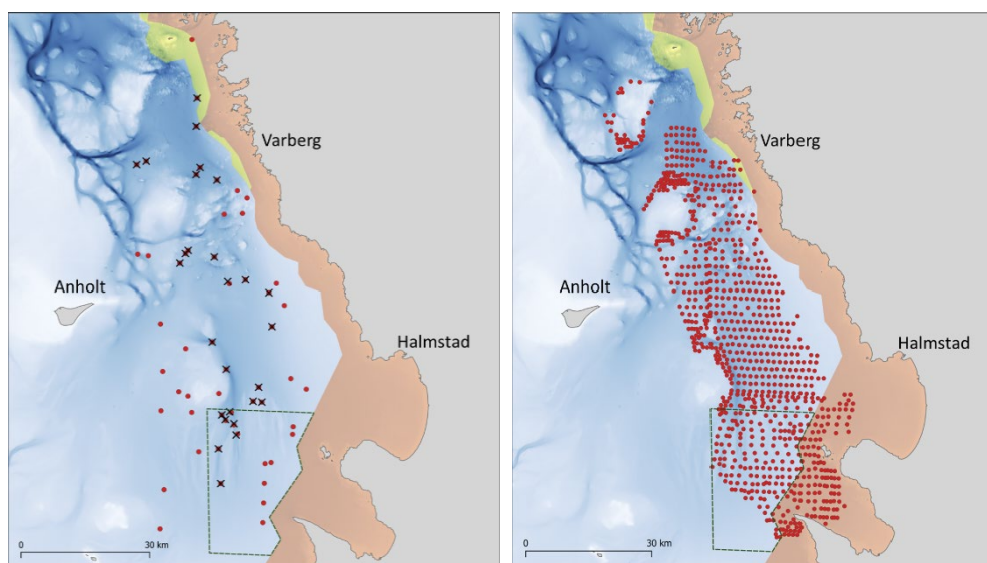
Figur 8. Relativ fördelning av antal individer och våtvikt för faunan i området Östersjön. Diagrammen visar de tio vanligaste taxa samt övriga taxa efter att alla prov i området slagits samman.

Fisket med bottentrål består historiskt sett av ett omfattande fiske efter torsk med inblandning av andra arter, huvudsakligen skrubbskädda, vitling och rödspotta. Torsk tillhör två bestånd i området; det västra och det östra som förvaltas olika (Bergenius m.fl. 2018). Dessvärre har båda bestånden kollapsat till följd av långvarigt överfiske (ICES 2023a, 2023b) och torskfisket är stängt sedan 2019. Redan tre till fyra år innan stängningen minskade torskfisket med trål. Sedan 2019 bedrivs endast ett begränsat bottentrålfiske som huvudsakligen landar skrubbskädda.

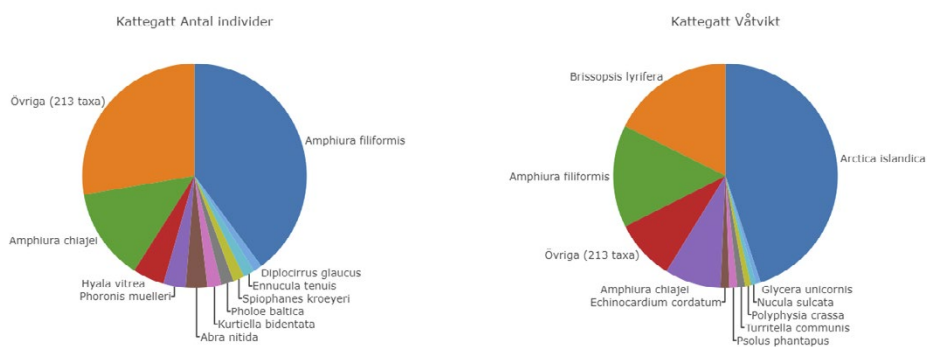
Kattegatt

De utvalda bottenfaunastationerna ligger på 25–54 m djup, för att undvika inverkan från Baltiska ytströmmen och har därför en relativt stabil och hög salinitet (31–34 PSU) (Figur 9). Bottenfaunadata kommer från nationell och regional övervakning 2009–2021 och från ett uppföljningsprojekt om effekter av fiskefritt område samt bottenfaunas variation i en gradient av trålningsintensitet i perioden 2009–2021 (SLU, för beskrivning se Sköld m.fl. 2018a). Vi har även under hösten 2021 samlat in egna data inom projektet (benämns här efter Svea-studien). Dessa data omfattar förutom bottenfauna även sedimentdata och biogeokemiska data.

Faunasamhället är utpräglat marint med grävande större kräftdjur och tagghudingar. Ovanpå sedimentet lever bland annat sjöpennor, ibland i stora tätheter (se nedan om epifaunan). Faunan domineras av två ormstjärnearter (*Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei*) samt för biomassa också större musslor och sjöborrar (*Arctica islandica* och *Brissopsis lyrifera*) (Figur 10).

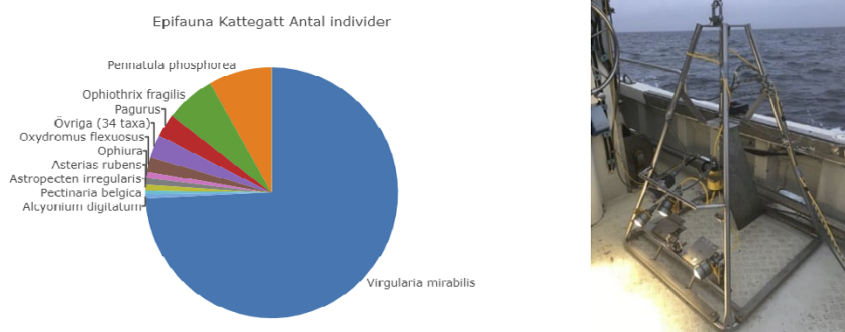


Figur 9. Bottenfaunastationer (till vänster) och epifaunastationer (till höger) i området Kattegatt. Överkryssade stationer provtogs i Svea-studien hösten 2021. Fiskefritt område är markerat med streckad linje. Genomsnittliga gula och röda områden ligger innanför den så kallade trålgränsen innanför vilken trålning inte är tillåtet med undantag för gula områden, så kallade inflyttningsområden, där selektiv trålning efter havskrafta med sorteringsrist är tillåtet.



Figur 10. Relativ fördelning av antal individer och våtvikt för faunan i området Kattegatt. Diagrammen visar de tio vanligaste taxa samt övriga taxa efter att alla prov i området slagits samman.

I Kattegatt analyserade vi även epifaunadata insamlat med dropvideokamera (Figur 11) av länsstyrelserna i Hallands och Skåne län 2014–2018 (Göransson m.fl. 2014, Emanuelsson och Göransson 2017a, 2017b, 2017c, Göransson 2018a, 2018b, 2018c, 2018d, 2019), olika områden olika år (Figur 9). Även dessa 879 stationer ligger på botten nedom inverkan från Baltiska ytströmmen (20–58 m) med ett substrat som domineras av lera och har hög salinitet (30–35 PSU). Från de observerade epifaunaarterna har vi uteslutit mobila arter som kan störas och fly vid inventering (främst fiskar). Epifaunan domineras kraftigt av två arter av sjöpennor (*Virgularia mirabilis* och *Pennatula phosphorea*) (Figur 11).

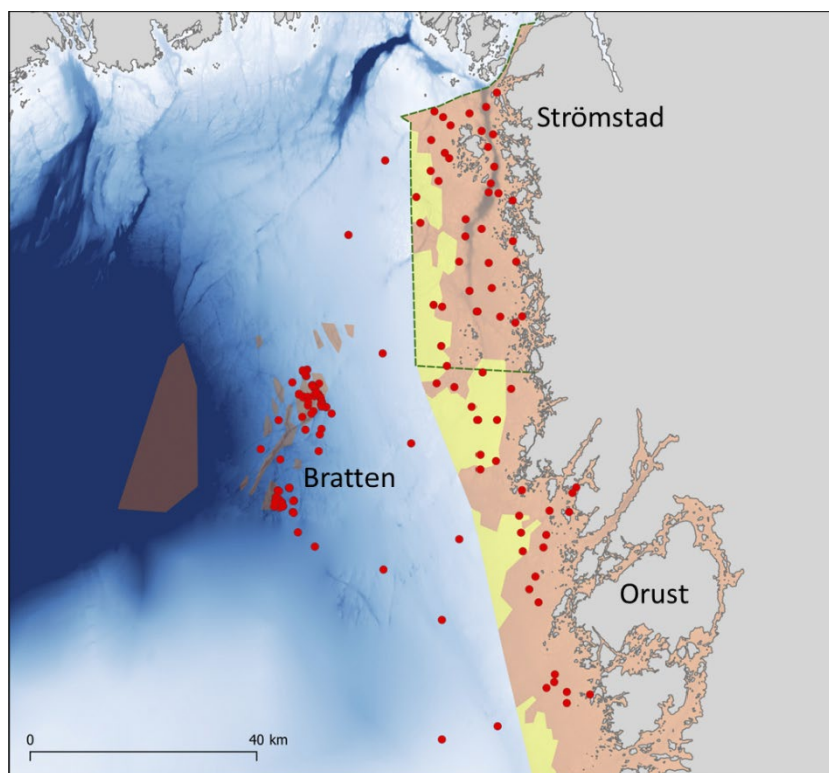


Figur 11. Relativ fördelning av antal individer för epifaunan i området Kattegatt. Diagrammet visar de tio vanligaste taxa samt övriga taxa efter att alla prov i området slagits samman. Bild till höger visar dropvideokamera som använts vid inventering, foto © Peter Göransson, PAG.

Fisket med bottentrål i Kattegatt är intensivt och bedrivs huvudsakligen som ett blandfiske efter fisk och havskräfta. I norra Kattegatt fiskas också räka med andra maskstorlekar men det mesta räk- och fiskfisket sker i Skagerrak. Kustnära i de så kallade inflyttningsområdena (Figur 9) bedrivs också ett selektivt fiske med bottentrål efter havskräfta med sorteringsrist (Bergenius m.fl. 2018). Torskbeståndet i Kattegatt hotades av beståndskollaps redan under 1990-talet och ICES råd var redan år 2002 att stänga torskfisket. Trots reducerade kvoter minskade inte fiskeridödligheten för torsk då fisket i praktiken fortsatte som tidigare. För att minska dödligheten av torsk och samtidigt ge fortsatta möjligheter för fiske efter andra arter i Kattegatt infördes ett fiskefritt område vid en del av lekområdena för torsk i en bilateral överenskommelse mellan Danmark och Sverige år 2009 (Figur 9). Detta har medfört skydd från bottentrålning i områden som trålades innan, och i dagsläget är delar av detta område också skyddat från bottentrålning i naturreservatet Skånska Kattegatt. I Natura 2000-områdena Stora Middelgrund och Röde bank, Fladen, Lilla Middelgrund och Morups bank är bottentrålning förbjuden från år 2022 vilket dock inte påverkar våra analyser då alla våra data insamlades innan 2022. Längs den svenska kusten finns också en gräns innanför vilken all trålning är förbjuden med undantag av nämnda inflyttningsområden (Figur 9).

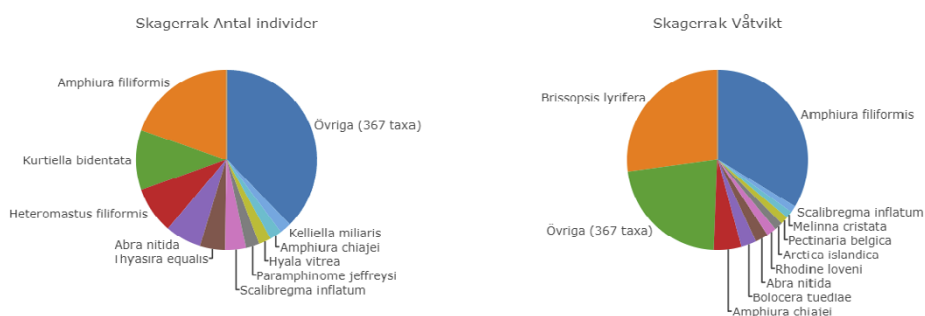
Skagerrak

Området omfattar inre skärgård, djupa fjordar och djupa områden med sprickdalar i havsområdet Bratten på sluttingen mot de ännu större djupen i Norska rännan (Figur 12). Området spänner över en stor gradient i djup (30–350 m) men saliniteten är stabil (33–35 PSU). Exponeringsgraden varierar inom området från väldigt låga värden på djupa bottenar i Bratten till högre värden på grundare bottenar i skärgården, dock finns inga erosionsbottenar med bland de utvalda stationerna. Bottenfaunadata kommer från nationell och regional övervakning 2014–2022 samt från två projekt: Fiskeregleringar i marina skyddade områden (området Bratten 2018–2022, SLU) samt Effekter av utflyttad trålgräns 2018–2021 (området norra Bohuslän SLU).



Figur 12. Bottenfaunastationer (röda punkter) i området Skagerrak. Genomsnittliga gula och röda områden i kustzonen ligger innanför trålgränsen där trålning inte är tillåtet. I gula områden, s.k. inflyttningsområden, är trålning tillåtet med vissa restriktioner. Inom det grönstreckade området är det tillåtet med räktrålning under 60 meters djup. I området Bratten visar det genomsnittliga röda området fiskefria delar där all trålning är förbjuden.

Faunan är utpräglad marin med större grävande kräftdjur och tagghudingar. Den domineras av ormstjärnan *Amphiura filiformis*, musslorna *Kurtiella bidentata* och *Abra nitida* samt havsbortsmasken *Heteromastus filiformis*. Biomassamässigt dominerar samma ormstjärna samt sjöborren *Brissopsis lyrifera* (Figur 13).

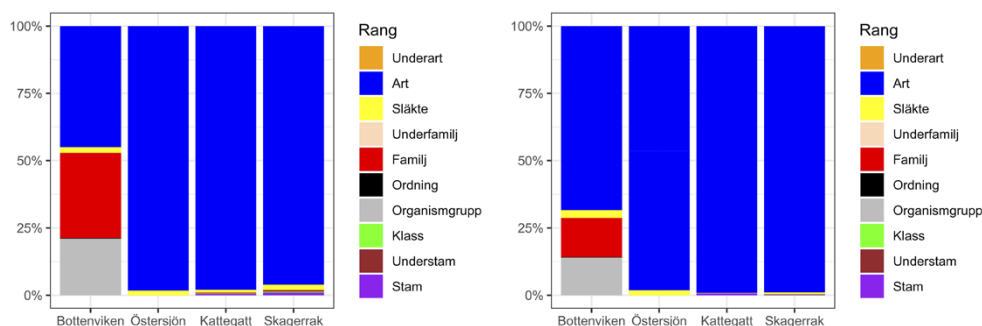


Figur 13. Relativ fördelning av antal individer och våtvikt för faunan i området Skagerrak. Diagrammen visar de tio vanligaste taxa samt övriga taxa efter att alla prov i området slagits samman.

Fisket med bottentrål i Skagerrak är intensivt och bedrivs som blandfisken efter fisk och havskräfta. Kustnära, i de så kallade inflyttningsområdena, bedrivs också ett selektivt fiske med bottentrål efter havskräfta med sorteringsrist och i Kosterfjorden och Gullmarsfjorden bedrivs ett selektivt räkfiske med sorteringsrist (Bergenius m.fl. 2018). I Natura 2000 området Bratten, på sluttningen mot Norska rännan, finns flera zoner som är stängda för allt fiske, inklusive bottentrålning. Längs den svenska kusten finns också en gräns innanför vilken all trålning är förbjuden, med undantag av särskilda inflyttningsområden för selektivt fiske efter havskräfta och nordhavsräka (Figur 12).

BOTTENFAUNA

All bottenfauna har samlats in med huggare (van Veen på ostkusten och Smith-McIntyre på västkusten) med en storlek av ungefär 0.1 m² samt sållats på 1 mm såll vilket är standardmetodik för svensk miljöövervakning. Taxonomin har standardiserats efter Dyntaxa⁶, Svensk taxonomisk databas. Faunan har i de flesta fall bestämts till art förutom i Bottenviken där miljöövervakningsstandard är att gruppera fjädermygglarver till familjen *Chironomidae*, och fåborstmaskar till organismgruppen *Oligochaeta* (Figur 14). Att större delen av materialet är bestämt till art är betydelsefullt för egenskapsbaserade frågeställningar då olika arter kan ha olika egenskaper även inom närmast högre taxonomiska grupper.



Figur 14. Fördelning av taxonomisk rang för bottenfaunan i de olika områdena. Till vänster sammansättning baserad på antal individer och till höger baserad på biomassa (våtvikt).

Arternas egenskaper

För bioturbation användes egenskaperna rörlighet (mobility) och sedimentomblandningsförmåga (reworking) samt för bioirrigation egenskaperna bohåletyp (burrow type), födosätt (feeding type) och irrigationsdjup (injection pocket depth). Urvalet av egenskaper följer de studier som beskriver indikatorerna vi valt att tillämpa, bioturbationspotential BPC (Queirós m.fl. 2013) och bioirrigationspotential IPC (Wrede m.fl. 2018) (Tabell 4). Varje egenskap delades in i tre till fem kategorier som tilldelades ett värde som representerar olika inverkan på potentialen för bioturbation respektive bioirrigation. Högre värden innebär att arten har en större potential för bioturbation respektive bioirrigation. En art kan uppvisa olika beteende i olika miljöer och av det skälet kan olika författare ha klassat olika. För

⁶ <https://dyntaxa.se/>

att hantera detta har vi ”fuzzy” kodat alla klassningar (Chevenet m.fl. 1994) vilket innebär att vi viktat i vilken utsträckning arten uppvisar en viss egenskaps kategori (Tabell 5). Totalt omfattar bottenfaunan från alla områdena 710 taxa. Av dessa har 456 klassats för samtliga fem egenskaper vilket resulterar i att minst 83 % av total abundans och biomassa tillhör klassade arter i alla prov. Övriga arter (de som inte klassats) är inte vanliga (som mest 17 % av abundans eller biomassa i något prov) och uteslöts från klassningen.

Tabell 4. Egenskaper och kategorier som används för skattning av potential för bioturbation och bioirrigation. Informationen är hämtad från Queirós m.fl. 2013 och Wrede m.fl. 2018 och är därför på engelska.

Indikator	Egenskap (trait)	Värde	Kategori (modality)	Förklaring
Bioturbation	Mobility	1	Fixed tubes	in a fixed tube/or do not move in sediment layers
		2	Limited movement	limited movement, sessile, but not in tube, endobenthic/or limited contact with sediment
		3	slow movement through sediment	slow, free movement through the sediment
		4	free movement via burrow system	free movement via burrow system
	Reworking	1	epifauna	epifauna that bioturbate at the sediment-water interface
		2	surficial modifiers	surficial modifiers, whose activities are restricted to < 1–2 cm of the sediment profile
		3	upward and downward conveyors	head-down/head-up feeders that actively transport sediment to/from the sediment surface
		4	biodiffusers	biodiffusers whose activities result in a constant and random diffusive transport of particles over short distances
		5	regenerators	regenerators that excavate holes, transferring sediment at depth to the surface
	Bioirrigation	Burrow type	1	Epifauna, internal irrigation
2			Open irrigation	e.g. U- or Y-shaped burrows
3			Blind ended irrigation	e.g. blind ended burrows, no burrow systems
Feeding type		1	Surface filter feeder	
		2	Predator	
		3	Deposit feeder	
		4	Sub surface filter feeder	
Injection pocket depth		1	0–2 cm	
		2	2–5 cm	
		3	5–10 cm	
		4	> 10 cm	

Tabell 5. Princip för kodning av egenskapernas kategorier. Kod 1 och 2 kan förekomma på fler än en kategori för en viss egenskap och art. Kod 3 kan bara anges när det endast kopplas en kategori för en viss egenskap till en art.

"Fuzzy" kod	Förklaring
1	Arten är svagt kopplad till denna kategori
2	Arten är starkt kopplad till denna kategori
3	Arten uppvisar endast denna kategori

En lista över de klassade bottenfaunaarternas egenskaper inklusive referenser finns i Bilaga 1.

EPIFAUNA (KATTEGATT)

Epifaunan i Kattegatt har tolkats från filmer insamlade med dropvideokamera 2014–2018 (Figur 11). Från varje film analyserades cirka 25 m². Vi har grupperat några taxa för att öka jämförbarheten mellan olika år. I våra analyser har vi av det skälet betraktat inventeringarna från de olika åren som jämförbara.

Arternas egenskaper

För analyserna har vi klassat arterna efter en känslighetsklassning för trålning som tagits fram av de Juan och Demestre (2012) och Foveau m.fl. (2017) för beräkning av trålkänslighetsindex (TDI respektive mTDI). Med ett fåtal undantag har vi använt den klassning som publicerats i Foveau m.fl. (2020). Undantagen var klassningar där vi bedömde att annan information var mer korrekt eller på andra grunder bedömde att klassningen var felaktig och dessa undantag har vi kommunicerat till författarna. Ett fåtal arter som saknades i deras listor har vi klassat själva. En förteckning över samtliga taxa och dess klassning finns i Bilaga 2.

Egenskaperna vi klassat är position i sedimentet (position), födosätt (feeding), rörlighet (mobility), storlek (size) och skörhet (fragility) (Tabell 6).

Tabell 6. Egenskaper och kategorier som används för beräkning av trålkänslighetsindex. Informationen är kopierad från Foveau m.fl. 2020 och är därför på engelska.

Egenskap (trait)	Värde	Kategori (modality)
Position	0	Deep burrowing
	1	Surface burrowing (first centimeter)
	2	Surface
	3	Emergent
Feeding mode	0	Scavengers
	1	Deposit feeders/predators
	3	Filter feeders
Motility	0	Highly mobile (swimming)
	1	Mobile (crawling)
	2	Sedentary
	3	Sessile (attached)
Size	0	Small (< 5 cm)
	2	Medium (5–10 cm)
	3	Large (> 10 cm)
Fragility	0	Hard shell, burrow, vermiform, regeneration
	1	Flexible
	2	No protection
	3	Fragile shell/structure

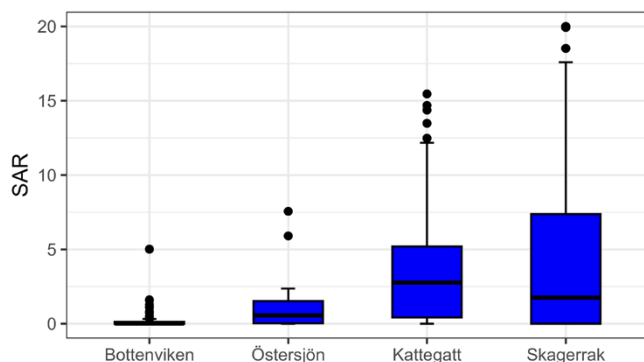
TRÅLNINGSINTENSITET

I Kattegatt och Östersjön hade vi tillgång till SAR-värden för våra stationer framtagna inom andra forskningsprojekt. Dessa värden baseras på svept yta inom en 250 m radie kring varje bottenfaunastation (se Sköld m.fl. 2018a). I området Östersjön använde vi medelvärde av årliga svenska SAR-värden från provtagningsåret och två år innan provtagning. För 2020 sattes SAR till 0 då trålning upphört i området. Övriga årsvärden för Östersjön har beräknats av SLU Aqua (se Bradshaw m.fl. 2024). I Kattegatt använde vi SAR-värden för tre år innan provtagning omräknat till årliga värden (Sköld m.fl. 2018a). För provtagningarna efter 2014 saknades värden, eftersom rådata från fiskefatygen har inte omräknats till SAR värden ännu, och treårsvärdet från 2014 användes för dessa år förutom för bottenfaunastationer inom icke trålade områden där SAR sattes till 0. I Östersjön får följaktligen varje station olika SAR-värde för varje provtaget år. I Kattegatt efter 2014 får alla stationer samma SAR-värde oberoende av år (treårsvärdet för 2014).

I områdena Bottenviken och Skagerrak saknade vi så detaljerade värden och använde i stället värden baserade på medelvärden av årliga SAR-värden för ICES c-squares från åren 2016–2021 framtagna av ICES på begäran av Oskar och Helcom. Dessa SAR-värden för c-squares räknades sedan om med hjälp av densiteten för svenska VMS-punkter (2009–2019) till ett 10 x 10 m grid. Från detta grid tog vi medelvärde inom en 250 m radie kring varje bottenfaunastation och använde som SAR-värde för alla provtagningsår. För bottenfaunastationer inom icke trålade områden satte vi SAR till 0. I Bottenviken och Skagerrak får följaktligen varje station ett fast SAR-värde oberoende av år.

De olika beräkningssätten för SAR-värden skiljer något mellan områdena vilket gör att SAR-värdena inte är helt jämförbara. I Figur 15 visas ändå fördelningen av SAR-värden i de olika områdena. Lägst trålningsintensitet återfinns i Bottenviken och de högsta värdena i Kattegatt och Skagerrak.

Trålningsintensiteten vid epifaunastationerna beräknades enligt metodik beskriven i Sköld m.fl. (2018a), det vill säga svept yta inom 250 m radie kring station. Vi använde SAR-värden för trettio månader innan provtagning omräknade till årliga värden.



Figur 15. Trålningsintensitet SAR per station och år i de olika analysområdena. Notera att värdena inte är direkt jämförbara mellan områden då metodiken för beräkning skiljer sig åt men de relativa skillnaderna mellan områdena är ändå rimliga.

MILJÖDATA

Förutom trålningsintensitet har vi tagit fram ett antal miljödata för alla provtagna stationer; djup, salinitet, temperatur, syre, bottenströmshastighet och vågverkan vid botten. Djupen kommer från direkt mätning i fält vid provtagning. Salinitet, temperatur, bottenströmmar och syre har vi hämtat från Copernicus Marine Environment Monitoring Service⁷. Salinitet, temperatur och bottenströmmar extraherades från modellen Nemo (Nucleus for European Modelling of the Ocean, <https://nemo-ocean.eu>) och syre från modellen ERGOM (Ecological Regional Ocean Model⁸). Från modellerna har vi använt månadsvärden för perioden 2014–2021 och från dessa beräknat 5, 50 och 95 percentilerna samt variationskoefficient och variationsbredd. Modellerna har en geografisk upplösning på 1 x 1 nautisk mil samt 56 olika djupnivåer. Vid extraktion av värden togs median från gridceller med värden från djup så nära provtagningsstationens djup som möjligt inom ca 10 km avstånd från stationens position. Anledningen att ta med närliggande gridceller är att vi då kan få värden från djup närmare stationens djup. I modellen ges nordgående och ostgående vektor för strömshastighet. Vi adderade dessa vektorer och använde resulterande beräknad strömshastighet oberoende av riktning i analyserna.

Vågverkan vid botten beräknades från modellerad vågexponering vid ytan (Isæus 2004) omräknat till aktuellt bottendjup enligt Bekkby m.fl. (2008). Nationella GIS-skikt för vågexponeringen vid ytan framtagna av Aquabiota 2018, inom ramen för den nationella marina karteringen och djup uppmätt i fält vid varje station, användes vid beräkningarna.

SEDIMENTDATA OCH BIOGEOKEMISKA DATA

Utöver framtagning av modellerade miljödata (ovan) har vi också gjort riktad och omfattande fältprovtagning i två av analysområdena – Kattegatt (Svea-studien i oktober 2021, som en del av Carambha-arbetet) och Östersjön (maj 2019 och 2020). Syftet var att mäta eller beräkna ekosystemprocesser (bioturbation och bioirrigation) för att utvärdera effekter av trålning på dessa, samt validera indikatorerna BPC och IPc (beräknade från makrofaunadata och klassade egenskaper, se 'Indikatorer' nedan) med fältmätningar av bioturbation respektive bioirrigation.

Bioturbation

Sedimentkärnor (8 eller 9 cm inre diameter) togs med en Gemini- eller multi-corer, skivades i 1 cm tjocka skivor och frystes vid -18 °C för senare analys av porositet (genom torkning av ett 5 ml delprov vid 60 °C i minst 24 timmar och vägning av våt- och torrsvikt), % organiskt material (OM) (genom förbränning av torkade prover vid 400 °C i 4t – så kallad 'loss on ignition'), partikelstorlek (med Malvern partikelräknare) och klorofyll (genom extraktion av delprover med etanol och spektrofotometri).

Mätningar av klorofyll användes för att modellera bioturbation med metoden som beskrivs av Soetaert m.fl. (1996). I korthet, för varje profil väljs det bästa av sex olika modeller i två kategorier – 'diffusive' mixing, där partiklarna rörs ner gradvis i sedimentet eller 'non-local' mixing, där partiklar transporteras från en plats till en annan i sedimentet. Modellerna räknar också ut en bioturbationskoefficient Db som är ett mått på bioturbationshastighet.

⁷ <https://marine.copernicus.eu/>

⁸ <https://ergom.net/>

Bioirrigation

I Kattegatt mätte vi bioirrigation genom inkubering av en sedimentkärna med diametern 14 cm, med den fluorescerande vattenlösliga substansen uranin tillsatt i det överliggande vattnet i spårbara mängder. Uranin-koncentrationer mättes i det överliggande vattnet var 30:e minut under cirka 24 timmar med en fluorometer (Turner Designs Cyclops-6). Data modellerades av kollegor på NIOZ på samma sätt som beskrivs i De Borger m.fl. (2020) för att få ut parametern 'pumping rate' (ett mått på bioirrigationshastighet). Alla djur sållades ut och identifierades till lägsta möjliga taxonomiska nivå så att IPC kunde räknas per inkubationsrör.

INDIKATORER

För att analysera om och hur faunan på havsbotten påverkas av bottenstrålning har vi valt ut ett antal indikatorer med olika egenskaper. För analyserna av bottenfauna har vi valt Margalef D, BQI, BPc och IPC samt för epifaunan i Kattegatt två olika varianter av trålkänslighetsindex, TDI och mTDI. Margalef D representerar index som bygger på diversitet, BQI är ett så kallat multimetriskt index som kombinerar arternas känslighet mot störning och diversitet, BPc och IPC är funktionella index som förväntas relatera till ekologiska funktioner, exempelvis sedimentens närsaltsomsättning, kolinlagring och syreomsättning. De sista två indikatorerna, TDI och mTDI, bygger på arternas känslighet för den direkta fysiska påverkan från bottenstrålning och är därför bäst lämpade för arter som lever på havsbotten så kallad epifauna. Alla index beräknas per prov.

Relativ Margalef D bygger på diversitetsindexet D beskrivet av Margalef (1956) i relation till referensvärden av D framtagna per livsmiljö. Vi använder D utan att sätta det i relation till ett referensvärde per livsmiljö då vi tar med ett antal miljövariabler som motsvarar livsmiljö i våra analyser.

$$\text{Margalef } D = \frac{S - 1}{\ln(N)} \quad (1)$$

där S är antal taxa och N antal individer i ett prov.

Versionen av BQI indexet som används i nuvarande bedömningar är beskrivet av Leonardsson m.fl. (2009).

$$BQI = \left[\sum_{i=1}^{S_{\text{klassad}}} \left(\frac{N_i}{N_{\text{klassad}}} \right) \times \text{Känslighetsvärde}_i \right] \times \log_{10}(S + 1) \times \left(\frac{N_{\text{totalt}}}{N_{\text{totalt}} + 5} \right) \quad (2)$$

där S_{klassad} är antal taxa med känslighetsvärde, N_i är antal individer av taxa i , N_{klassad} är totalt antal individer med känslighetsvärde, $\text{Känslighetsvärde}_i$ är känslighetsvärdet för taxa i , S är totalt antal taxa i provet och N_{totalt} är totalt antal individer i provet.

De funktionella indikatorerna bioturbationspotential BPc (Queirós m.fl. 2013) och bioirrigationspotential IPC (Wrede m.fl. 2018) har hittills inte använts för bedömning av miljötillstånd. Eftersom de kan beräknas från befintliga miljöövervakningsdata och direkt länkar till kravet om bedömning av havsbottnens funktion i både havsmiljödirektivet och art- och habitatdirektivet är de av intresse att utvärdera.

$$BPc = \sum_{i=1}^n \sqrt{B_i / A_i} \times A_i \times M_i \times R_i \quad (3)$$

där B_i är biomassa (vi har använt våtvikt) och A_i är abundans, M_i rörlighet (mobility) och R_i sedimentomblandning för taxa i , n är totalt antal taxa som har klassats för egenskaperna rörlighet och sedimentomblandning. Se Tabell 4 för beskrivning av artegenskaper.

$$IPc = \sum_{i=1}^n \sqrt[3]{B_i/A_i} \times A_i \times BT_i \times FT_i \times ID_i \quad (4)$$

där B_i är biomassa (vi har använt våtvikt) och A_i är abundans, BT_i bohåletyp (burrow type) och FT_i födosätt (feeding type) och ID_i irrigationsdjup (irrigation depth) för taxa i , n är totalt antal taxa som har klassats för egenskaperna bohåletyp, födosätt och irrigationsdjup.

Trålkänslighetsindexen TDI (de Juan och Demestre 2012) och mTDI (Foveau m.fl. 2017) beräknas enligt följande formler.

$$TDI = \frac{\log 2 \times \log(G2 + 1) + \log 4 \times \log(G3 + 1) + \log 8 \times \log(G4 + 1) + \log 16 \times \log(G5 + 1)}{\log(N + 1)} \quad (5)$$

där varje taxa har fått ett känslighetsvärde genom att summera värdena för kategorierna för de fem egenskaperna i Tabell 6. Taxa delas in i grupper G1 till G5 efter dessa känslighetsvärden G1 (0–4), G2 (5–7), G3 (8–10), G4 (11–13) och G5 (14–15). Antalet individer i varje klass summeras och används i formeln, G1 utesluts ur beräkningen.

$$mTDI = \sum_{i=1}^N \frac{B_i}{B_{tot}} \times S_i \quad (6)$$

där N är antal taxa i provet, B_{tot} är totalt antal individer i provet, B_i är antal individer och S_i är känslighetsvärdet för taxa i . Känslighetsvärdet är detsamma som för TDI, se ovan.

ANALYSMETODER

Indikatorernas relation till trålning i de fyra analysområdena

Samma metodik användes vid analys av bottenfauna i de fyra analysområdena och epifauna i Kattegatt.

Innan analys valde vi att utesluta bottenfaunadata från de första åren efter införande av trålförbud i de fiskefria områdena i Skagerrak (Bratten) och Kattegatt eftersom återhämtning efter trålning gör att förhållandena där inte kan förväntas motsvara ett område som varit trålfritt en längre tid. I Skagerrak infördes trålförbud i vissa områden i Bratten 2017. Från dessa trålfria områden i Bratten tog vi endast med det senaste provtagna året 2022. I Kattegatt infördes trålförbud i ett område i sydöstra delen 2009. Från det området tog vi endast med data efter 2016. Eftersom vi saknar trålningsintensitetsvärden (SAR) per år i Kattegatt efter 2016 så uteslöt vi alla data i hela området före 2017 för att få enhetliga SAR-värden och biologiska data i hela området. I alla gradienter utom Östersjön har vi endast tillgång till SAR per station oberoende av år och medianbildade därför både indikatorer och miljödata per station innan analys. I Östersjön, där vi har SAR per år, medianbildade vi per station och år eftersom det vissa år, för en del stationer, fanns replikat inom stationen.

För att analysera vilken effekt SAR har på variationen i indikatorvärden har vi gjort multipelregressionsanalyser för varje indikator, SAR och ett urval av relevanta miljödata per analysområde. I varje analysområde gjordes ett ekologiskt och numeriskt urval av miljödata för regressionsanalysen. Miljödata som inte uppvisade någon ekologiskt relevant variation uteslöts (till exempel salinitet i Skagerrak som var stabil över tid och endast varierade mellan 33 och 35 PSU). För att undvika multikollinearitet, dvs. att två eller flera av miljövariablerna korrelerar, uteslöt vi stegvis miljövariabler med VIF (Variance Inflation Factor) större än fem en i taget tills alla VIF var under fem. Vi kontrollerade också parvisa korrelationer

med Pearsons korrelationskoefficient. För val av vilka av de återstående variablerna som tas med i regressionsmodellen har vi använt två olika metoder, stepwise selection (R-funktionen step, båda riktningarna) och best subset selection (R-funktionen regsubset) (se James m.fl. 2023) för beskrivning av metoderna). I de fall där resultatet var olika mellan dessa metoder valde vi modellen med högst förklaringsgrad (högst adjusted R²).

Om fördelningen av indikatorn var skev eller residualerna inte homogena transformerades värdena innan analys (log, log(x+1) eller kvadratrot).

Modellens residualer inspekterades visuellt och avsteg från homogena residualer (homoskedasticitet) testades med studentized Breusch-Pagan test (lmtest::bptest()). I några fall accepterades residualerna trots att testet inte visade homoskedasticitet. I några fall uteslöts enstaka outliers baserat på Cooks distance och visuell granskning.

Hur stor andel av indikatorns totala variation som förklarades av varje signifikant variabel beräknades med metoden LMG. LMG beräknar medelvärde av ökningen i R² när variabeln läggs till en modell med övriga variabler för alla olika permutationer av ordningen av alla variabler. För varje permutation tas bara variabler fram till den signifikanta variabeln med i modellen (se Grömping 2015).

Alla analyser gjordes i R version 4.3.3 (R Core Team 2024) med biblioteken relaimpo version 2.2-7, lmtest version 0.9-40 och leaps version 3.1.

Validering av BPc och IPc mot uppmätta fältdata

Validering av BPc gjordes med data från Östersjön och Svea-studien i Kattegatt i oktober 2021 (Kattegatt-Svea). Validering av IPc gjordes bara med data från Svea-studien.

Validering av BPc

Modelleringen av bioturbation från uppmätta klorofyllprofiler (se Metodavsnittet) i sedimentet ger följande information:

- i) den modelltyp som bäst beskriver formen av klorofyllprofilen. Modell 2 beskriver 'biodiffusive mixing' (det vill säga gradvis nedblandning av partiklar) medan modell 3 och 4 beskriver olika typer av 'non-local mixing' (det vill säga transport av partiklar från en plats till en annan).
- ii) från varje modell fås 'Db' – ett mått på bioturbationshastighet.

Validering utfördes med linjär regression mellan den uppmätta bioturbationshastigheten Db och bioturbationspotentialen BPc (beräknad från huggdata). Vi undersökte också om sambandet mellan BPc och Db var olika mellan resultat från biodiffusive-modellen och non-local mixing-modeller.

Validering av IPc

Modelleringen av bioirrigation från fältinkubationer (se Metodavsnittet) ger 'pumping rate', ett mått på total bioirrigationshastighet. Vi gjorde en enkel linjär regression mellan pumping rate och bioirrigationspotentialen IPc för att se om dessa två mått av bioirrigation stämde överens med varandra. Vi testade två olika IPc: i) baserad på faunan i själva inkubationen och ii) baserad på faunan i hugg tagna samtidigt. Den första ger en mer exakt jämförelse av bioirrigationen som pågår i inkubationen, medan den andra ger information om hur väl IPc beräknat från hugg (som bättre speglar bottenmiljön i sin helhet) stämmer överens med uppmätt bioirrigation från inkubationsproppen.

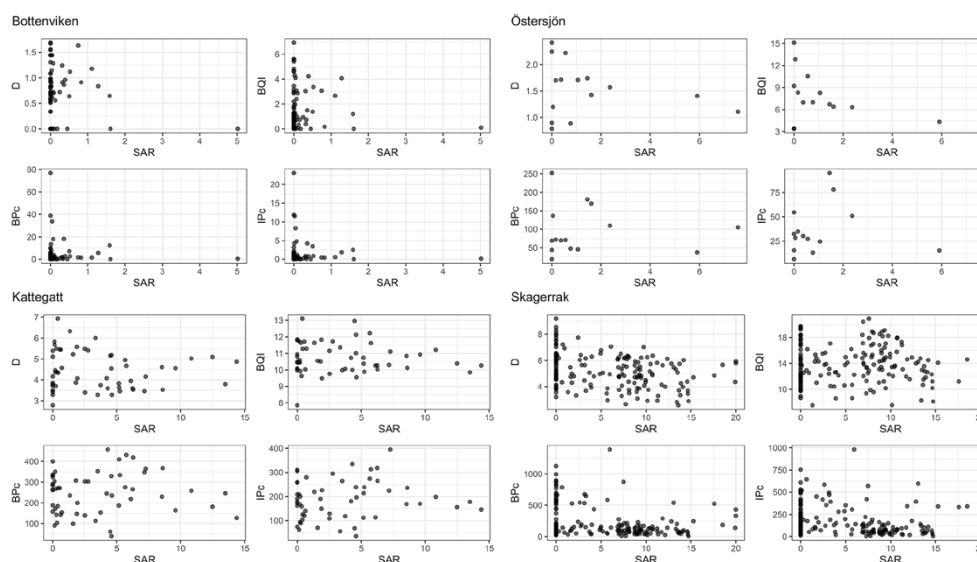
Utvärdering av sedimentegenskapernas påverkan på bioturbation och irrigation

Bioturbationen och bioirrigationen utförs av bentiska djur men sedimentets egenskaper kan också påverka omblandningen av partiklar och utbyte av lösta substanser mellan sedimentet och det överliggande vattnet. Därför undersökte vi om uppmätta sedimentvariabler (procent organiskt material (OM), porositet och medianpartikelstorlek (Dx_50) var korrelerade med BpC, Db, IPc (räknat både från huggprover och bioirrigationsinkubationer) och pumping rate. Sedimentvariablerna mättes i kärnor tagna samtidigt som faunan (se Metodavsnittet) och är medelvärden för översta 10 cm.

2.1.3 Resultat

BOTTENFAUNAINDIKATORERNAS RELATION TILL TRÅLNING I DE FYRA ANALYSOMRÅDENA

Inledningsvis inspekterade vi grafiskt relationen mellan trålning och indikatorerna i de fyra gradienterna (Figur 16).



Figur 16. Relation mellan indikatorer och trålningens intensitet (SAR) i de fyra gradienterna. Transparens gör överlappande punkter mörkare.

Inga tydliga relationer kunde då ses med trålning, men eftersom indikatorerna också påverkas av flera miljövariabler, så gick vi vidare och analyserade hur mycket av variationen i indikatorerna som förklarades av trålning, när hänsyn också togs till variationen i övriga relevanta miljövariabler. Resultaten från dessa analyser sammanfattas i Tabell 7 och beskrivs nedan för varje gradient.

I Bottenviken där det generellt var mycket låga värden av SAR återfanns ingen relation mellan någon av indikatorerna och trålning. Vågverkan vid botten hade en positiv effekt på alla indikatorerna utom Margalef D. För BQI hade höga temperaturer en negativ effekt. Modellerna kunde endast förklara 11–35 % av den totala variationen i indikatorerna.

Tabell 7. Resultat av regressionsanalyser i de fyra analysområdena. Blåa och beigea celler visar de miljövariabler som valts ut i varje gradient. Vita celler visar miljövariabler som inte valdes ut. De beigea cellerna visar miljövariabler som uteslutits pga. multikollinearitet. Siffrorna i de blå cellerna anger hur stor andel i % av den totala variationen som förklaras av signifikanta miljövariabler. Ett minustecken före siffran anger att det är ett negativt samband. Längst till höger anges hur stor andel i % av den totala variationen som förklaras av regressionsmodellen eller NS för ingen signifikant modell. Grå celler visar miljövariabler som saknas i gradienten. I de två nedersta gradienterna visas resultat som innefattar de uppmätta sedimentvariablerna från Kattegatt Svea-studien samt Östersjön. OM = organiskt material, dx50 = medianpartikelstorlek.

Gradient	Indikator	djup	trålningsintensitet	salt 5:e percentilen	salt variationsbredd	temp 95:e percentilen	o ₂ min	ström median	ström variationsbredd	vågverkan vid botten	sediment porositet	sediment klorofyll	sediment OM	sediment dx50	total förklarad variation
Bottenviken n = 73	D														11,4
	BQI *					-13,5				15,7					35,3
	BPc ***									15,5					20,8
	IPc ***									16,4					17,0
Östersjön n = 15	D														NS
	BQI														NS
	BPc **														NS
	IPc **							-41,3							45,2
Kattegatt n = 56 ⁺	D **														NS
	BQI		-4,4												17,2
	BPc														NS
	IPc														15,8
Skagerrak n = 177	D		-10,9												11,5
	BQI	48,7	-3,6					-1,1							53,4
	BPc **	-14,4	-6,2					-3,5							24,1
	IPc **	-15,5	-4,6					-2,4		-2,6					25,5
Östersjön Inkl. sed. n = 15	D														NS
	BQI														NS
	BPc **														NS
	IPc **							-41,3							45,2
Kattegatt Svea n = 26 ⁺⁺	D														57,1
	BQI										-56,4				41,0
	BPc **										-38,5				64,8
	IPc **		14,0								44,0				69,8

Transformering av indikator: * = kvadratrot, ** = log, *** = log(x+1).

Uteslutning: + = för BQI och IPc uteslöts tre outliers, ++ = för BPc uteslöts två och IPc en outlier.

I Östersjön där vi endast har ett fåtal datapunkter (n = 15) återfanns ingen signifikant effekt av trålning. Endast modellen för IPc var signifikant och strömhastighet hade där en negativ effekt på IPc.

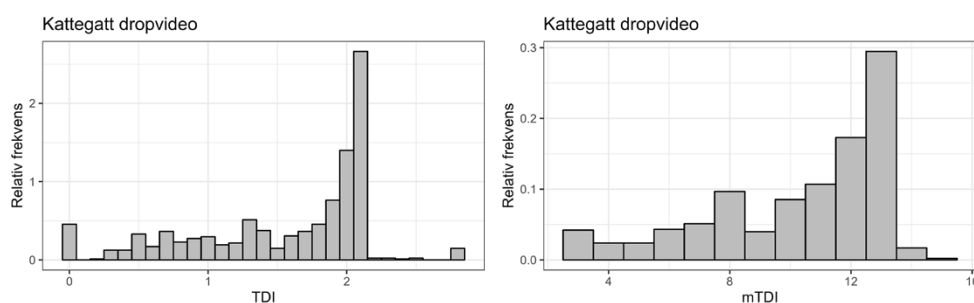
I Kattegatt hade trålningen en negativ inverkan på BQI (4 % av totala variationen). Endast modellerna för BQI och IPc var signifikanta och deras förklaringsgrad var 16–17 % av indikatorernas totala variation. Salinitetens variationsbredd var den miljövariabel som hade störst effekt på indikatorerna, cirka 10 %.

I Skagerrak hade trålningen en signifikant negativ effekt (4–11 %) på alla indikatorerna. Djupet hade också stor effekt, för BQI en positiv effekt (49 %) och för BpC och IpC en negativ effekt (14 och 16 %). Strömhastigheten hade en relativt svag negativ effekt för alla indikatorer utom D. För IpC hade även vågverkan vid botten en svag negativ effekt.

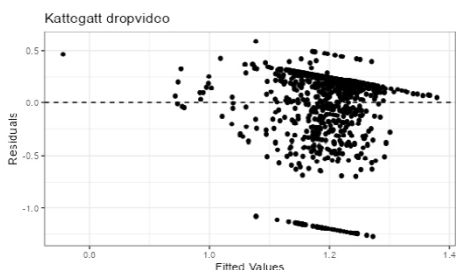
I Östersjön och från Svea-studien i Kattegatt hade vi också tillgång till i fält uppmätta sedimentdata för porositet, klorofyll, organiskt material samt medianpartikelstorlek (dx50). Vi gjorde därför försök att modellera på samma sätt som ovan men med även dessa miljövariabler inkluderade. För Östersjön tillförde inkluderandet inget och modellen blev densamma. För de 26 stationerna i Svea-studien i Kattegatt fick vi signifikanta modeller för samtliga indikatorer. Trålningen hade ingen signifikant effekt förutom för IpC där den hade en positiv effekt. Porositet hade störst effekt på indikatorerna, med negativ effekt för D och BQI (56 och 39 %) och positiv effekt för BpC och IpC (44 och 38 %). Klorofyll i sedimentet hade också en negativ effekt för IpC. Modellerna hade en total förklaringsgrad mellan 41 och 70 %.

EPIFAUNAINDIKATORERNAS RELATION TILL TRÅLNING

Både trålningssänslighet mätt som TDI och mTDI uppvisar skeva fördelningar (Figur 17). Trots olika försök till transformering (kvadratrots, log, log10, 1/x) gick det inte att uppnå en godtagbar normalfördelning eller acceptabla residualer och därmed heller inte förutsättningar för regressionsmodeller (Figur 18).

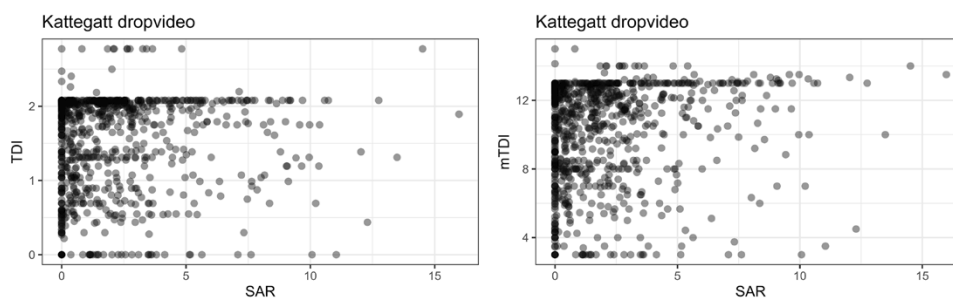


Figur 17. Fördelning av trålkänslighetsindexen TDI och mTDI beräknade från dropvideodata i Kattegatt (n = 897).



Figur 18. Exempel på residualer från en modell med kvadratrotstransformerade TDI-värden.

Det förefaller också osannolikt att det ska gå att modellera trålningens förmodat negativa inverkan på TDI och mTDI när relationen med trålningens intensitet inte visar någon tendens till negativt samband (Figur 19). Varken TDI eller mTDI verkar följaktligen lämpade som indikatorer för trålningseffekter på epifauna inventerad med dropvideo i Kattegatt.

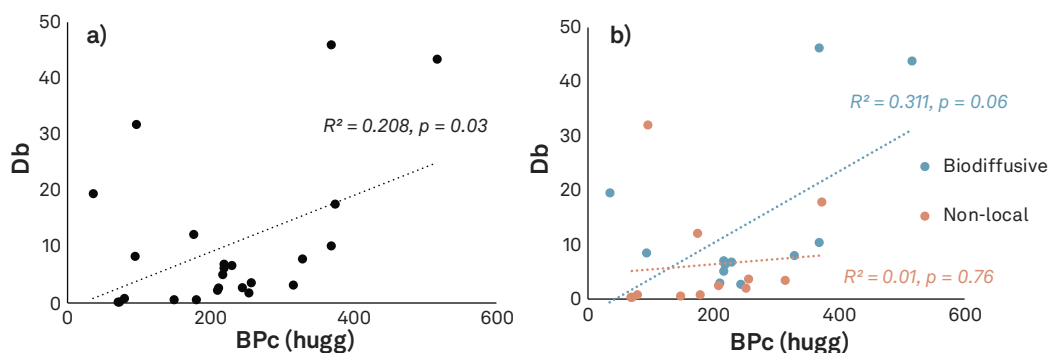


Figur 19. Relation mellan trålningsintensitet SAR och trålkänslighetsindexen TDI och mTDI. Transparens gör överlappande punkter mörkare.

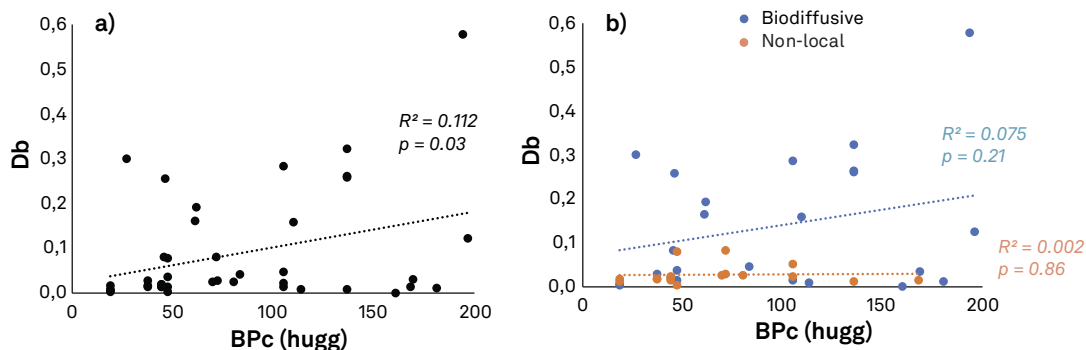
VALIDERING AV BPC OCH IPC MOT UPPMÄTTA FÄLTDATA

Validering av BPC

I Kattegatt finns det ett positivt samband mellan bioturbationspotentialen BPC och uppmätt bioturbationshastighet Db (Figur 20a och Figur 23). Sambandet verkar starkare där bioturbationsmodellen är biodiffusive (dvs gradvis nedblandning av partiklar sker)(Figur 20b). I Östersjön är sambandet mellan BPC och Db också positivt men svagare (Figur 21a) och även om samma trender syns när det gäller olika sorts bioturbationsmodeller (Figur 21b) är dessa inte signifikanta.



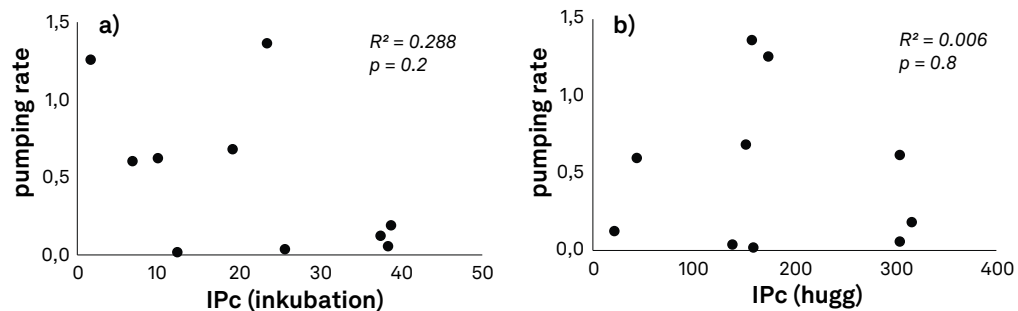
Figur 20. Kattegatt: a) samband mellan bioturbationspotential (BPC) och bioturbationshastighet (Db) samt b) samband mellan BPC och Db per typ av bioturbationsmodell (n = 12 för varje).



Figur 21. Östersjön: a) Samband mellan bioturbationspotential (BPC) och bioturbationshastighet (Db) samt b) samband relation mellan BPC och Db per typ av bioturbationsmodell (n = 23, n = 18 för biodiffusive respektive non-local modell). För varje station och år finns det 3 eller 4 replikat.

Validering av IPc

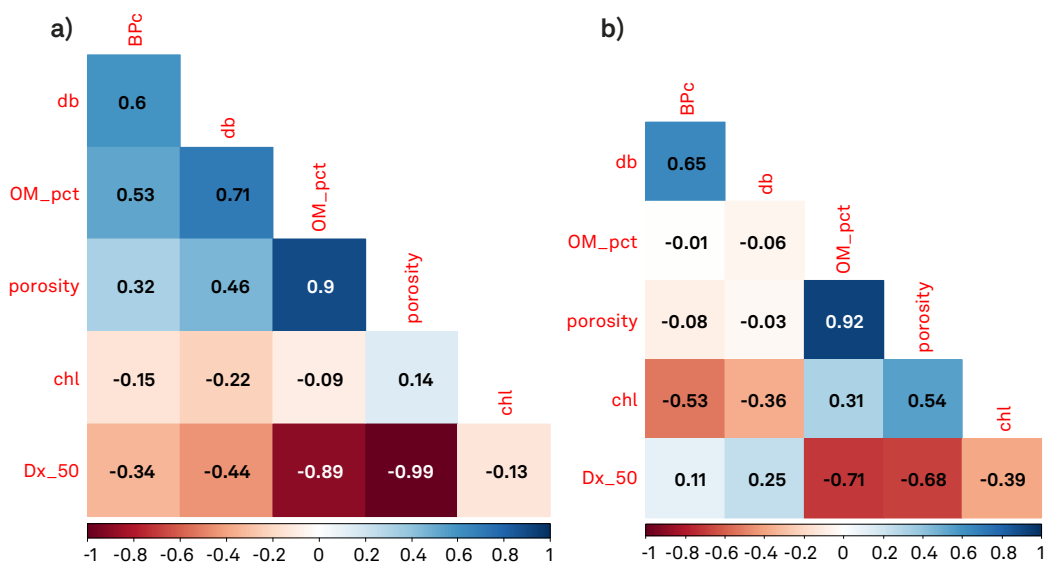
Det fanns inget samband mellan IPc (inkubation) och pumping rate (Figur 22a och Figur 24) eller mellan IPc (hugg) och pumping rate (Figur 22b).



Figur 22. Kattegatt: Inget samband mellan bioirrigationspotential (IPc) och uppmätt bioirrigation (pumping rate): a) IPc räknat från faunan i samma inkuberingar där bioirrigation mättes, b) IPc beräknat från hugg tagna vid samma tillfälle.

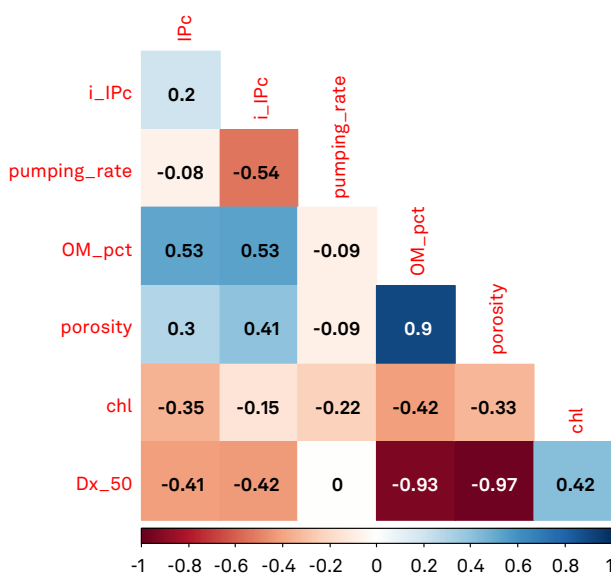
Utvärdering av sedimentegenskapernas påverkan på bioturbation och irrigation

I Kattegatt har bioturbationshastigheten (Db) starkare korrelation (r mellan 0.22 och 0.71) med sedimentvariablerna än bioturbationspotentialen (BPc) ($r = 0.15$ till 0.53) (Figur 23a). Starkast samband för både Db och BPc är med organiskt material (% OM, $r = 0.71$ respektive 0.53). Både BPc och Db har positiva samband med organiskt material och porositet och negativa samband med median kornstorlek (Dx_50) och klorofyll. I Östersjön är både BPc och Db väldigt svagt korrelerade med sedimentvariablerna (Figur 23b). Starkast är sambandet med klorofyll ($r = -0.53$ respektive -0.36).



Figur 23. Korrelationsmatriser mellan bioturbationspotential (BPc) och bioturbationshastighet (Db) och uppmätta sedimentvariabler för a) Kattegatt ($n = 26$ resp. 24) och b) Östersjön ($n = 15$).

Uppmätt pumping rate visar inget tydligt samband med sedimentvariablerna ($r = 0$ till -0.22). Korrelationen med sedimentvariabler är starkare för irrigationspotential, både från hugg (IPc) och inkuberingar (i_IPc) (upp till $r = 0.53$ för % OM) än för pumping rate. Korrelationerna är positiva för organiskt material (% OM) och porositet men negativa för klorofyll och Dx_50 (Figur 24).



Figur 24. Korrelationsmatris mellan bioirrigationspotential IPc och pumping rate och uppmätta sedimentvariabler. IPc är räknat från hugg ($n = 26$), i_IPc är räknat från inkubationer, $n = 10$.

2.1.3 Diskussion

Bottentrålning, speciellt i de analysområden vi studerat på västkusten, är förmodligen den antropogena påverkansfaktorn med störst utbredning sen det industriella fisket utvecklades för cirka 100 år sedan (Bartolino m.fl. 2012, Eigaard m.fl. 2017).

Vi har analyserat om bottentrålningen påverkar två indikatorer som används i förvaltningssammanhang idag (BQI, Margalef D) och två funktionella indikatorer, bioturbationspotential BPC och bioirrigationspotential IPC, som båda kopplar ekosystemets struktur (artsammansättningen) till funktion genom en uppskattning av arternas responseegenskaper (response traits). Trålningen visade sig ha en negativ effekt på samtliga fyra indikatorer i Skagerrak och på BQI i Kattegatt. Detta till skillnad från gradienterna i trålningsintensitet i Bottenviken och Östersjön där inga effekter kunde kopplas till trålningsintensitet. På ostkusten kan andra antropogena påverkansfaktorer än trålning vara relevanta i våra analysområden, till exempel olika miljögifter eller tillfälliga syrebrister, men detaljerade data om dessa saknas ofta. I alla områden påverkade miljövariablerna indikatorerna.

En validering av BPC och IPC mot uppmätta fältdata visade att BPC korrelerade positivt med bioturbationshastighet beräknad från sedimentklorofyllprofiler, speciellt för vissa typer av bioturbation.

BOTTENFAUNAINDIKATORERNAS RELATION TILL TRÅLNING I DE FYRA ANALYSOMRÅDEN

I Bottenviken var trålningsintensiteten låg, endast en station hade ett SAR-värde överstigande 1,6 och 93 % av stationerna hade SAR under 1. Med så låga och därmed liknande SAR-värden förväntade vi oss inte att kunna hitta något samband. Stationerna i Bottenviken ligger inomskärs och både metoden för beräkning av SAR och modellerna för miljövariabler fungerar sämre i sådana områden. Flera av de vanliga taxa är dessutom små och ofta opportunistiska kortlivade arter till exempel fjädermygglarver och fåborstmaskar, eller mobila som skorven (*Saduria entomon*) och vitmårulan (*Monoporeia affinis*) och kan snabbt återkolonisera störda ytor. De är därmed sannolikt inte särskilt känsliga för bottenrålningen.

I Östersjön hade vi endast tillgång till 15 värden (12 stationer), vilket troligen är alldeles för lite för att kunna hitta några samband mellan trålning och indikatorerna. Den enda signifikanta modellen var för bioirrigation (IPc) där strömhastigheten signifikant bidrog till en hög förklaringsgrad (41 %). Nielsen m.fl. (2023) fann också att strömhastighet tillsammans med bottenrålning hade signifikant inverkan på bottenfaunan i södra Östersjön. Det är också möjligt att flera arter i Östersjön inte är så känsliga för trålning eftersom de är relativt små och kortlivade (< 1 cm, < 5 år), eller kan gräva djupt (t.ex. kormasken) och/eller är allmänt tåliga pga. den påfrestande miljön de lever i, med till exempel suboptimal salinitet och tillfälliga syrebrister. Det finns också en flexibilitet i egenskaper hos dominantarter (t.ex. *Macoma balthica* fodosätt är olika på olika typer av substrat) som kan göra att de beräknade indikatorerna BPC och IPc inte blir så olika mellan olika platser.

Kattegatt är ett intressant och dynamiskt område med Atlantvatten av hög salinitet i djupvattnet och Östersjöns bräckta vatten i ytvattnet. I syfte att minimera effekten av salinitet valdes stationer under 25 meters djup, det vill säga som i huvudsak ligger i Atlantvatten, men trots det föll salinitetens variationsbredd ut som signifikant prediktor för två av modellerna (BQI och IPc). I en studie i danska Kattegatt fann också Gislason m.fl. (2017) att salinitet korrelerade med BQI och var en signifikant prediktor för den danska indikatorn DKI. Regressionsmodellerna i Kattegatt har en relativt låg förklaringsgrad (16–17 %), vilket innebär att en stor del av variationen i indikatorerna inte kunde förklaras med de variabler vi har.

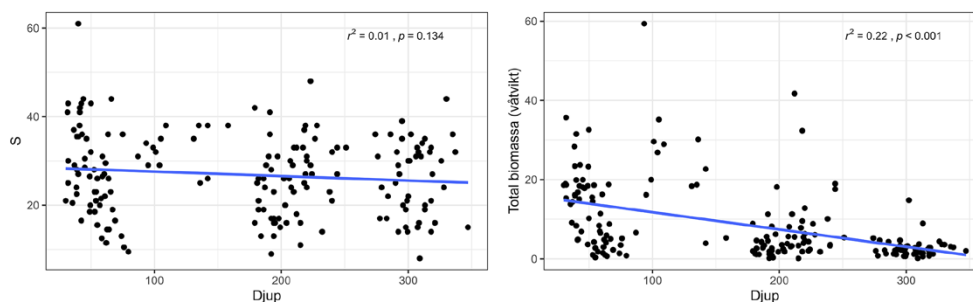
I Svea-studien mätte vi ett antal sedimentvariabler och modeller baserade på dessa tillsammans med samma miljövariabler som i gradientstudien i Kattegatt hade en betydligt högre förklaringsgrad (41–70 %), vilket visar på vikten av relevanta miljövariabler. McLaverty m.fl. (2023) fann också att sedimenttyp, konverterad från semikvantitativa beskrivningar från miljöövervakningsprogram, var en viktig förklaringsvariabel för ett antal indikatorer (N, S, M-AMBI, BQI och DKI).

De trålningsintensitetsvärden vi har haft tillgång till i Kattegatt (både Svea-studien och gradienten) bygger på en sammanvägning av data från perioden 2011–2014 till ett värde per station. Dessa har vi korrelerat med bottenfaunadata i gradienten från 2017–2021 sammanvägda till ett värde (medianbildat) per station eller med data från 2021 i Svea-studien. En förklaring till den låga förklaringsgraden och att vi hittade få samband, kan ligga i detta varför framtida analyser av samma indikatorer med värden framräknade per år för både trålning, miljövariabler och indikatorer mycket väl kan få fram bättre modeller. Andra studier i Kattegatt har funnit samband mellan indikatorer och trålning (Gislason m.fl. 2017, Sköld m.fl. 2018a, McLaverty m.fl. 2023). Sköld m.fl. (2018a) använde djup som en proxy (närmevärde) för miljövariabler och fann ett negativt samband mellan BQI och

trålning för SAR <5, men ett svagare men positivt samband vid högre SAR värden. Gislason m.fl. (2017) fann också ett negativt samband mellan BQI och trålintensitet, med faktorerna salinitet, djup och habitat (från Eunis) som miljövariabler. BQI påverkades av trålintensitet (negativt), djup (negativt) och latitud (positivt) i en studie av McLaverty m.fl. (2023).

I Svea-studien i Kattegatt hösten 2021 fick vi en positiv effekt av trålning på IPC men inga signifikanta effekter för övriga indikatorer. En möjlig förklaring till den positiva effekten av trålning är den stora dominansen av ormstjärnorna *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei* i detta område. Dessa har visat sig toleranta mot trålning och till och med gynnas av trålning troligen pga. minskad predation från bottenlevande fisk i Kattegatt (Sköld m.fl. 2018a). Ormstjärnornas andel av den totala irrigationspotentialen IPC i Svea-studien var ca 50 %. De är alltså både vanliga, toleranta mot trålning och har en stor inverkan på irrigationspotentialen. Ormstjärnornas andel av den totala bioturbationspotentialen BPC i Svea-studien var ännu högre ca 75 %.

I Skagerrak hade förutom trålningsintensitet även djup en stor betydelse för indikatorerna BQI, BPC och IPC. Djupet förklarade variationen i BQI till nära 50 % men endast 14–16 % av variationen för BPC och IPC. Sambandet med djup var positivt för BQI och eftersom antal taxa inte ökade med ökat djup (Figur 25) berodde detta troligen på större andel känsliga arter i djupa områden. För BPC och IPC var sambandet med djup negativt vilket kan förklaras av indikatorernas starka koppling till total biomassa (Figur 30, sidan 51) och en signifikant minskande biomassa med ökande djup (Figur 25).



Figur 25. Samband mellan antal taxa S och djup samt total biomassa och djup i Skagerrak.

EPIFAUNAINDIKATORERNAS RELATION TILL TRÅLNING

Att trålkänslighetsindikatorerna TDI och mTDI, framräknade från dropvideodata, inte alls verkade lämpade för bedömning av trålning i Kattegatt beror förmodligen på de starkt dominerande (> 80 % av individerna) sjöpenorna mindre piprensare (*Virgularia mirabilis*) och sjöfjäder (*Pennatula phosphorea*). De har höga känslighetsvärden (SI 13) vilket kanske inte är helt relevant eftersom dessa sjöpenor är relativt små (utslagna maxlängd 0,5 m men vanligen <15 cm) med flexibel stam av hornämnet pennatulin, och att de vid störning kan dra sig ner i sedimentet (Ambroso m.fl. 2013, Downie m.fl. 2021). Därmed kanske de inte påverkas så kraftigt av trålen som större sjöpenor. Sköld m.fl. (2021) fann ingen skillnad i täthet för mindre piprensaren mellan skyddade områden och trålade områden medan däremot sjöfjädern hade högre tätheter i skyddade områden, vilket talar för att sjöfjädern kan vara känsligare för trålning än mindre piprensaren, något som inte återspeglas i känslighetsvärdena för dessa arter.

Varje transekt av analyserad dropvideo är endast cirka 25 kvadratmeter och antalet observerade arter är oftast lägre än fem per transekt. Det gör att mängden information, förutom sjöpenorna, som varje indikatorvärde bygger på dessutom är relativt liten. Den stora dominansen av sjöpenor, det låga antalet andra arter per transekt samt sjöpenornas tveksamma känslighetsklassning i förhållande till trålning är de sannolika förklaringarna till att TDI och mTDI inte fungerar som indikatorer. De flesta andra studier där TDI eller mTDI används beräknar indexen från relativt långa tråldrag vilka förmodligen fångar andra arter samt fler individer och arter och därmed ger ett annorlunda underlag för beräkning.

VALIDERING AV BPC OCH IPC MOT UPPMÄTTA FÄLTDATA

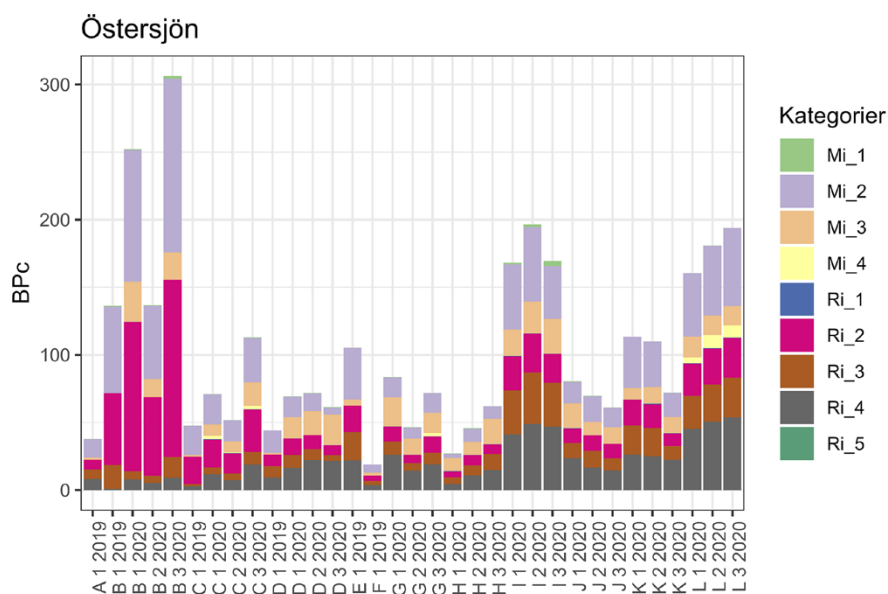
Validering av BPC

Bioturbationspotentialen BPC och bioturbationshastighet Db var positivt korrelerade med varandra, med en starkare korrelation i Kattegat. I både Kattegatt och Östersjön hade BPC och Db ett starkare samband för stationer med modelltypen biodiffusive mixing, det vill säga där sedimentpartiklar rörs ner gradvis i sedimentet. Det innebär att BPC som indikator kanske är bäst lämpad i habitat där djursamhällen bioturberar mest på det sättet, men kanske skulle underskatta bioturbation i ett område där bioturbation domineras av till exempel non-local mixing.

Db beräknas på olika sätt i olika modelltyper men vi har ändå valt att göra enklare statistiska analyser på Db eftersom den är beräknad på det lämpligaste sättet för varje modelltyp och därmed är den bästa uppskattningen av Db för varje modelltyp. Mest robust är analyser av Db beräknade med modelltypen biodiffusive mixing (Figur 20b och Figur 21b) eftersom det bara ingår en modelltyp i den kategorien.

Östersjön:

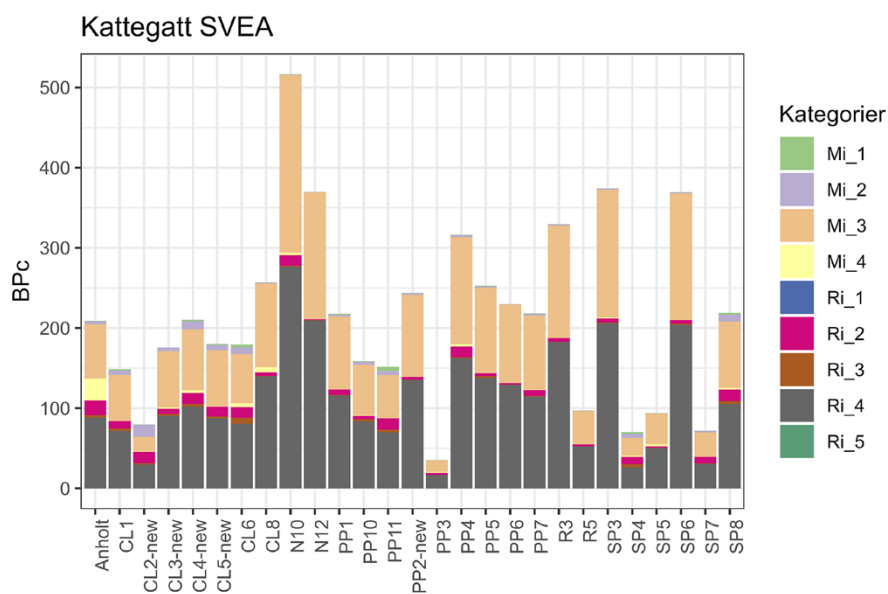
Det fanns en svag positiv korrelation mellan BPC och Db när Db från alla bioturbationsmodelltyper analyserades tillsammans, dock inte när de separerades (Figur 21). Arterna som anses ha högst 'reworking' (värde 4 av 5, biodiffusors, se Tabell 4) var *Halicryptus spinulosus*, *Scoloplos armiger*, *Nephtys spp.* och *Macoma balthica*. Av dessa var *M. balthica* betydligt mer talrik och motsvarar 43 % av biomassan (Figur 7) och 46 % av BPC i området. *M. balthica* klassas som både surficial modifier, biodiffusor och upward/downward conveyor (en form av non-local mixing) (Tabell 4). Beroende på rådande förhållanden kan *M. balthica* filtrera (och gräver då troligtvis mindre i sedimenten) eller depositionsäta (och rör då runt betydligt mer i sedimentet) (Ólafsson 1986). Denna flexibilitet i egenskaper hos dominantarter kan delvis förklara varför det inte finns någon skillnad i BPC-Db sambandet mellan olika bioturbationsmodelltyper. En annan förklaring kan vara att flera olika kategorier av 'mobility' och 'reworking' bidrog nästan lika mycket till den totala bioturbationspotentialen (Figur 26).



Figur 26. Olika egenskapskategoriers andel av total bioturbationspotential per station, hugg och år i Östersjögradienten. Mi står för egenskapen mobility och Ri för reworking, siffran anger kategori inom egenskap (se Tabell 4 för förklaring).

Kattegatt:

I Kattegatt bestod den totala bioturbationspotentialen BPC till största delen av djur som rör sig långsamt igenom sedimentet (egenskapen mobility, värde 3) och som var 'biodiffusors' (egenskapen reworking, värde 4) (Mi_3 resp. Ri_4 i Figur 27, se också Tabell 4. Det återspeglas i klassningen av arterna som bidrog mest till BPC *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei* (50 % respektive 22 % av BPC i området). Eftersom de uteslutande klassas som biodiffusors (värde 4) för egenskapen 'reworking' är det logiskt att BPC här har en stark koppling till Db. Av de fem arter som bidrar mest till BPC är fyra biodiffusors (79 % av BPC och 87 % av biomassan).



Figur 27. Olika egenskapskategoriers andel av total bioturbationspotential per station i Svea-studien i Kattegatt. Mi står för egenskapen mobility och Ri för reworking, siffran anger kategori inom egenskap (se Tabell 4 för förklaring).

Validering av IPc

Det fanns inget samband mellan bioirrigationspotentialen IPc och uppmätt pumping rate, inte ens när IPc beräknades för arterna som fanns i samma inkubation där pumping rate mättes. De tre arter som bidrog mest till IPc i huggprover var återigen *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei*, tillsammans med *Brissopsis lyrifera* (tillsammans 73% av IPc). Dessa arter har olika bioirrigationsegenskaper (burrow type, feeding type, injection pocket depth) så det kan vara så att denna blandning av olika typer av bioirrigation som dessa representerar är svår att jämföra med en och samma indikator. IPc kanske bäst speglar en viss sorts bioirrigation, på samma sätt som BPc verkar korrelera bäst med biodiffusive-modellen för bioturbation. Det skulle krävas mer detaljerade studier för att undersöka det vidare.

Utifrån våra data är det svårt att dra några slutsatser om avsaknaden av samband mellan IPc och pumping rate beror på att IPc inte är en bra indikator eller om uppmätt pumping rate inte är ett bra mått på bioirrigation eller bioirrigationspotential. Pumping rate mäter också den aktiviteten som sker under en 24 timmars inkubering medan IPc speglar den generella irrigationspotential som hela djursamhället har. En inkubering innehåller en begränsad och kanske inte representativ del av hela djursamhället – exempelvis saknades större djupgrävande djur såsom *Brissopsis lyrifera* i våra inkubationer. Att genomföra dessa inkubationer till havs var inte så enkelt, men en mer extensiv jämförelse på många fler stationer och över olika årstider skulle vara givande och troligtvis förbättra valideringen.

Sedimentets egenskaper och påverkan på bioturbation och bioirrigation

I både Kattegatt och Östersjön var bioturbationshastighet Db och bioturbationspotential BPc högre i finkorniga sediment med högre halt av organiskt material och högre porositet. Det beror troligen på att dessa sediment innehåller mer föda för djuren och att depositionsätare därför är vanligare. Bioturbationen är därmed lägre i organiskt fattiga sediment där i stället filtrerare oftast dominerar. I Östersjön fanns inga sådana samband vilket kan bero på den flexibilitet som finns för flera Östersjöarter när det gäller deras egenskaper, inte minst den dominanta arten *Macoma balthica* som både kan vara filtrerare och depositionsätare (Ólafsson 1986).

Bioirrigationshastighet kan också påverkas av sedimentegenskaper – till exempel genom att sediment med olika partikelstorlek har olika vattenhalter och permeabilitet, vilket påverkar hur vattnet rör sig i sedimentet, kring djurens gångar och mellan sedimentet och det överliggande vattnet. Våra resultat visar svaga samband mellan IPc och vissa sedimentegenskaper (Figur 24) – mer porösa, organiskt rika och finkorniga sediment hade högre IPc.

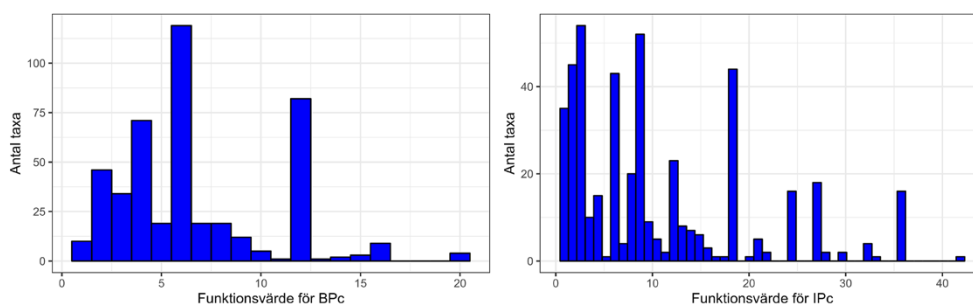
UPPBYGGNAD AV DE FUNKTIONELLA INDIKATORERNA BPc OCH IPc

Som en del av utvärderingen av BPc och IPc har vi analyserat indexens uppbyggnad. Båda indikatorerna bygger på arternas biomassa i provet och en sammanvägning av arternas förmodat funktionella egenskaper, det vill säga egenskaper som påverkar ekologisk funktion i sedimenten. Resultatet av sammanvägningen av arternas egenskaper har vi här kallat för funktionsvärden där höga värden innebär att arten har en förmodat hög inverkan på ekologisk funktion och låga värden att arten har en förmodat låg inverkan på ekologisk funktion. Funktionsvärdena bygger på en multiplikation av värdena för de ingående egenskaperna för varje art (se Tabell 4).

Egenskapsvärdena varierar från ett till fem och maximalt funktionsvärde för en art för BpC är $4 \times 5 = 20$ och IPc är $3 \times 4 \times 4 = 48$. Multiplikationen av egenskapsvärdena innebär att det kan bli stora skillnader i funktionsvärden beroende på vilken kategori av egenskap en art klassas till. Om till exempel en arts egenskap byter från kategori 3 till 4 kan funktionsvärdet i teorin ändras från 36 till 48 för IPc.

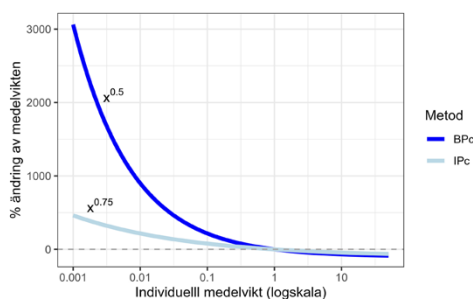
Kunskapen om arternas egenskaper är inte alltid tillfredsställande och klassningen av arternas egenskaper kan därför vara osäker. Vid den klassning vi gjorde stötte vi på ett flertal sådana fall. Speciellt egenskapen "injection pocket depth" var svår att hitta information om. Det var också svårare att hitta information om arterna i Bottenviken än i övriga områden.

Endast ett fåtal taxa har riktigt höga funktionsvärden, för BpC är det ett antal arter av grävande storkräftar (*Calocaris*, *Calocarides*, *Liocarcinus*, *Callianassa* och *Nephrops*) samt några arter av havsborstmaskar (*Hediste*, *Lipobranchius*, *Polyphysia* och *Scalibregma*) och för IPc ett antal arter av havsborstmaskarna *Marenzelleria*, *Magelona*, *Melinna* och *Lysilla*. Antal taxa per funktionsvärde visas i Figur 28, där det också syns att några funktionsvärden förekommer oftare än andra, för BpC är till exempel 6 och 12 vanliga och för IPc är 2, 3, 6, 9 och 18 vanliga.



Figur 28. Antal taxa per funktionsvärde för BpC och IPc.

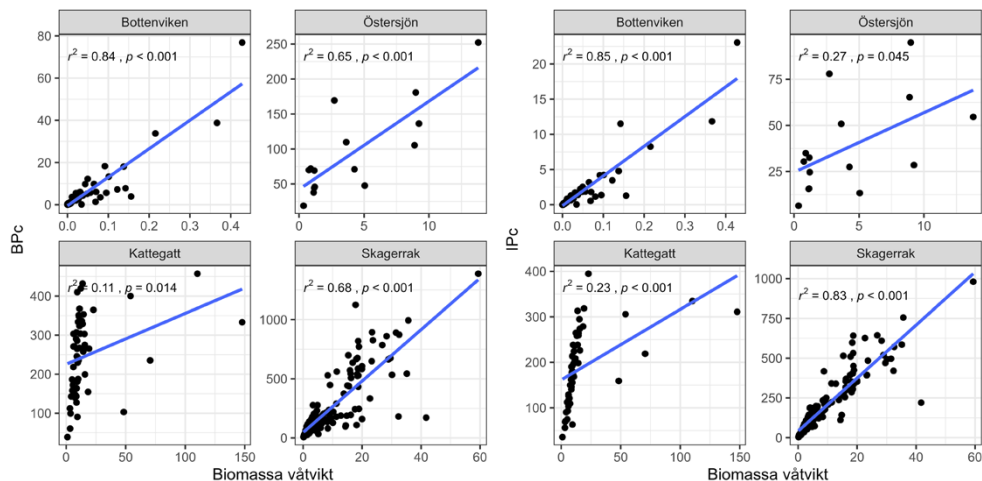
För att beräkna BpC och IPc multipliceras funktionsvärdet med antal individer och en justerad medelvikt per individ för arten i provet. Justeringen av medelvikt höjer låga medelvikter väsentligt och sänker höga medelvikter (Figur 29). På detta vis får små och stora arter en mer likartad betydelse vid beräkningen av indexen.



Figur 29. Justering av individuell medelvikt innan beräkning av BpC (kvadratroten) och IPc (kubikroten).

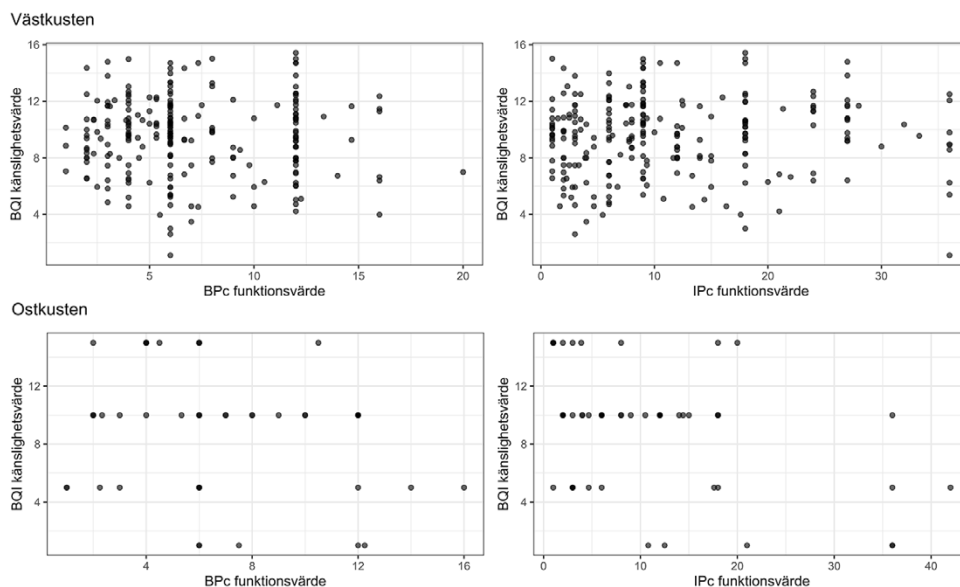
Trots den justering av höga och låga biomassavärden som görs har BpC och IPc en stark korrelation till total biomassa och de förblir känsliga för extremvärden i biomassa hos någon art. I Figur 30 visas dessa korrelationer och där framgår också

tydligt hur några enstaka stora individer (ofta islandsmussla *Arctica islandica* eller lysrjöborre *Brissopsis lyrifera*) gett fem extremvärden i Kattegatt för både BpC och IPc.



Figur 30. Korrelation mellan total biomassa och de funktionella indikatorerna BpC och IPc.

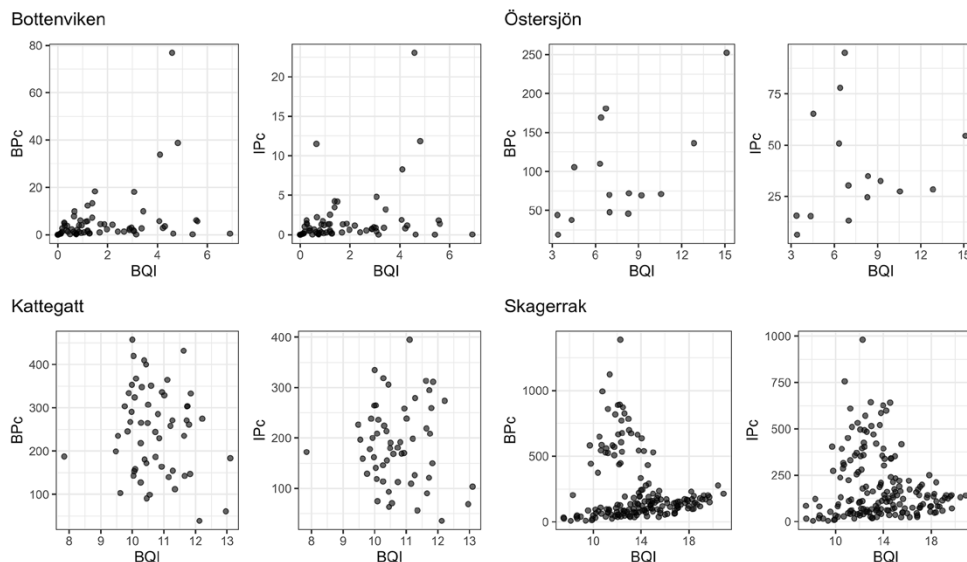
Funktionsvärdena visar alltså hur betydelsefull en art förmodas vara för den ekologiska funktionen i sedimenten. För indikatorn BQI finns i stället känslighetsvärden som förmodas visa hur känslig en art är för störning. Vi kan inte se något samband mellan funktionsvärden och känslighetsvärden (Figur 31) vilket inte är så konstigt.



Figur 31. Avsaknad av samband mellan arters funktionsvärde (BpC eller IPc) och känslighetsvärden för störning (västkust eller östkust). Transparens gör överlappande punkter mörkare. I figurerna ingår bara arter från våra analysområden.

En art som har en stor inverkan på ekologisk funktion behöver inte vara känslig för till exempel fysisk påverkan, gifter eller låga syrehalter. BQI och BpC/IPc kan därför förväntas att komplettera varandra och inte nödvändigtvis visa samma saker

(Figur 32). Att trålningen i Skagerrak har en negativ inverkan på både BQI, BpC och IPc kan tolkas som att den inte bara påverkar de känsliga arterna negativt, utan också påverkar faunans förmodade inverkan på ekologisk funktion i sedimenten negativt.



Figur 32. Samband mellan BQI och BpC/IPc. Transparens gör överlappande punkter mörkare.

ANVÄNDNING AV FUNKTIONELLA INDIKATORER FÖR ATT UTVÄRDERA BOTTENTRÅLNING

Med ökande intresse för effekter på ekosystemfunktion har man börjat testa funktionella indikatorer. De är oftast beräknade från en arts egenskaper (traits) på olika sätt. Arternas egenskaper kan indelas i två kategorier (Lavorel och Garnier 2002): 1) de som bedöms bidra till hur känslig en art är för en viss påverkan (response traits), till exempel storlek, livslängd, morfologi och 2) de som direkt påverkar ekosystemprocesser (effect traits), till exempel bioturbation. Båda kan ha betydelse för ekosystemfunktion, men effect traits har alltså en direkt koppling till ekosystemprocesser (Beauchard 2023).

Det flesta studier som har använt arters egenskaper för att undersöka effekter av bottentrålning på ekosystemfunktion har använt response traits och antagit att ändringar i bottenfaunasamhällen på grund av olika känsligheter för trålning resulterar i ändringar i ekosystemfunktion. Till exempel, McLaverty m.fl. (2020) och Hinz m.fl. (2021) beräknade ett antal funktionella indikatorer (till exempel 'functional diversity') från response traits. BpC och IPc är exempel av indikatorer som bygger på effect traits. Hinz m.fl. (2021) såg ett negativt samband mellan BpC och trålintensitet (i Irländska sjön), men ett positivt samband om BpC endast beräknades baserat på tåliga arter. Beauchard m.fl. (2023) har inte beräknat BpC och IPc, men har undersökt hur trålning påverkar effect traits kopplade till bioturbation och bioirrigation. De visade att vissa sorters bioturbation var vanligare i låg- respektive högrålade områden och att det då kunde påverka ekosystemfunktionen.

Det är också möjligt att bottenfaunas respons till trålning skiljer sig beroende på individers storlek och att strukturell och funktionell respons är olika för olika storleksklasser. McLaverty m.fl. (2020) fann att trålning påverkade strukturella

indikatorer (till exempel antal individer (N), antal arter (S), mångfald (H') och biomassa) i högre grad för större djur (> 4 mm) och att mindre djur (1 – 4 mm) var mer påverkade av miljöfaktorer. Däremot fann de också att två funktionella indikatorer (functional richness och functional dispersion, baserade på response traits) var negativt påverkade av trålning för alla storleksklasser.

Inom ICES, bedöms havsbottnens status med en metod byggd på botten-samhällens biomassa och hur den ändras på grund av trålning, med hänsyn till egenskaper (response traits) såsom livslängd och känslighet för trålning. Metoden antar att biomassan är korrelerad med mångfald och ekosystemfunktion, men detta antagande har inte testats. Arbetsgruppen WGFBIT (Working group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs) undersöker nu om antagandet gäller och om det är möjligt att specifikt inkludera ekosystemfunktion i den existerande metoden. Det görs bl.a. genom att analysera egenskaper (effect traits) (t.ex. bioturbation) på ett liknande sätt som vi gör i Carambha (Beauchard m.fl. 2023, ICES 2023c). Flera av forskarna i Carambha ingår i WGFBIT och bidrar till arbetet.

2.2 Effekter av fysisk påverkan på makrovegetation och epibentisk fauna

2.2.1 Modellering, några definitioner och utgångspunkter

I detta avsnitt utforskar vi relationen mellan fysisk störning och ekologiska effekter och försöker hitta en metodik som låter denna forskning skalas upp till en landskapsnivå. Vi har genomfört en effektmodellering (dos-respons-studie; hur arter/habitat påverkas, givet fysisk störning) och sedan skalat upp detta till en prediktion på landskapsnivå. Resultaten inkluderar då modellerad utbredning av förlust/förändringar.

Genom dos-respons-modellering erhålls en kontinuerlig effektbedömning, till exempel förlust av täckningsgrad av en viktig art. Genom prediktion kan sedan modellen visa var denna kontinuerliga förlust uppträder och resultaten kan aggregeras till godtycklig nivå; på vattenförekomst, Natura 2000-habitat, vattentyp och så vidare. Genom detta blir resultaten dels lokaliserade och kvantifierade på en relevant uppföljningsnivå, dels graderade (typiskt 0–100 % förlust av något) varpå det går att undersöka faktiska effekter i verkligheten ("betyder en förlust om 25 % enligt modellen att miljön är negativt påverkad?") och dessa resultat gör det även möjligt att sätta gränsvärden för förlust/negativ påverkan utifrån fältdata, modellering och effektstudier. Det ger exempelvis möjlighet att sätta en lägre gräns för sällsynta eller viktiga arter än för resilienta och vanliga arter, i den mån skattningen behöver göras på artnivå.

Vi har använt oss av maskininlärning och statistisk inferens i två fallstudier, makrovegetation i kustzonen och epibentisk fauna i Kattegatt. För en mer detaljerad genomgång av metodiken, se Bilaga 3. Resultaten av respektive delstudie redovisas i avsnitt 2.2.2 och 2.2.3.

FYSISK STÖRNING

Fysisk störning, fysisk påverkan och fysiska påverkanstryck avser kollektivt mänsklig verksamhet, permanent eller temporär, som skapar direkta eller indirekta effekter på bottenlevande organismer.

Många tidigare studier har försökt skatta effekterna av fysisk störning på grunda kustekosystem (Hansen m.fl. 2019). Påverkanstrycken, vilka de är och hur de kan kartläggas framgår av (Törnqvist m.fl. 2020). Effekterna från fysisk störning, de som vi försöker spåra här, kan indelas i primära, sekundära och tertiära.

- **Primär störning** är direkt fysisk, och dessa effekter bedöms vara relativt likartade för en art, oavsett region. Det rör sig om direkt ändrad/förstörd havsbotten, slitage på vegetation och fastsittande djursamhällen från fysisk beröring eller indirekt via svall och vågverkan.
- **Sekundär störning** är i detta sammanhang effekter från grumling (Austin m.fl. 2017a) och ändrad substratsammansättning och morfologi (kornstorlek, djup) som uppkommer genom störning. Dessa effekter bedöms vara mycket olika i olika regioner. I områden med stort vattenutbyte och mer stabila substrat, bedöms sekundäreffekterna av fysisk störning för många arter vara lägre än i områden med begränsat vattenutbyte och mjukare substrat.
- **Med tertiär störning** menas här ekologiska kaskadeffekter som exempelvis förändringar i fauna på grund av fysisk störning som indirekt ger upphov till effekter på vegetation (genom minskad/ökad betning, påväxt, predation osv).

EFFEKTER FRÅN FYSISK STÖRNING

Med effekt avses i detta sammanhang en skillnad i mätbart värde hos en parameter (abundans, täckningsgrad och liknande) som statistiskt går att härleda till förekomst av fysiska påverkanstryck. Notera att effekten identifieras via en statisk observationsstudie via metoder för kausal inferens. Alltså inte hur observerad orsak över tid leder till observerad effekt, utan istället en effekt som korrelativt kan härledas till orsaken när man statistiskt justerat för övriga parametrar eller ”alternativa förklaringar”.

De parametrar som valts ut för effektstudier (abundans, täckningsgrad, makrofytindex) är inte valda för att de nödvändigtvis är mest ändamålsenliga, utan utifrån tillgång på data. Eftersom dessa parametrar är direkt helt beroende av andra miljöfaktorer än fysisk störning, i synnerhet tillgång på lämpligt bottensubstrat, skulle andra parametrar egentligen vara bättre, exempelvis biomassa, påväxt, översedimentering, krontakshöjd eller våt- eller torrsvikt. Data om denna typ av förhållanden finns dock inte insamlade i tillräckligt stor mängd för att göra en modellering på landskapsnivå meningsfull.

För att avgöra eventuella effekter underbyggs alla analyser av följande fem frågor, med stigande komplexitet och användbarhet:

1. Kan effekten av påverkan identifieras som negativ? Detta sker exempelvis om dess regressionskoefficient är negativ eller derivatan på responskurvan är negativ.
2. Är den negativa effekten statistiskt relevant? En effekt kan exempelvis skiljas ut genom p-värden, genom att konfidensintervall/prediktionsintervall inte hamnar på båda sidorna nollstrecket eller om en bayesiansk sannolikhetsfördelning på motsvarande sätt befinner sig på endera (den negativa) sidan av nollstrecket.
3. Vilken är dess magnitud, absolut och relaterat till bakgrundsvärdet (icke påverkat)? Detta skattas genom exempelvis partiell effekt (regressionskoefficientens lutning jämfört med responsen vid frånvaro av påverkan, modellens ”intercept”. Det går även att modellera effekterna direkt med maskininlärning.

4. Går det att identifiera olika effekt – olika respons – vid olika ”dos” av påverkan? Detta sker exempelvis genom en spline-baserad modell, genom gaussiska processer (Ren m.fl. 2023) eller prediktion med maskininlärning i olika intervall av påverkan.
5. Stratifierat på olika miljötyper (kombinationer av olika abiotiska variabler) – var är effekterna större och mindre? För denna typ av fråga finns många metoder för att stratifiera analysen, exempelvis mixed effects models, maskininlärning eller motsvarande.

Fråga nr 5 behandlas endast översiktligt genom några få exempel, eftersom provtagningen inte är tillräckligt stratifierad på olika miljötyper och osäkerheten därför blir hög för denna typ av svar. Övriga frågor styr istället arbetet med att svara på studiens forskningsfrågor.

VAD GÖR EN FÖRKLARING KAUSAL?

Vanlig statistisk inferens (och maskininlärning) kan etablera korrelativa samband som gör det möjligt att beskriva associationer och även att prediktera utfall. Men detta räcker inte för att etablera kausala samband, som i det här fallet att avgöra om effekten som uppmätts kan tillskrivas fysisk störning.

För att närma sig en kausal förklaring behövs en teori som förklarar sambanden och en metod som gör det möjligt att justera för rätt miljövariabler, givet teorin. Det behövs också metoder för att väga observationerna så att de motsvarar en tänkt population som de representerar, dvs. ”förekomster i allmänhet”. Först om observationerna vägs och därmed görs neutrala och analytiska metoder med dessa neutralt vägda observationer och justerade för de teoretiskt identifierade miljövariablerna visar upp statistiskt relevanta resultat, kan man räkna med att de faktiskt visar på orsakssamband. Slutligen tar en kausal modell även in förhållandet mellan exponeringen och miljövariablerna och väger in detta i modellen. då blir den ”dubbelt robust” (Funk m.fl. 2011).

Givet att den teoretiska modellen är korrekt och rätt kausala faktorer har vägts in i modellen och observationerna har balanserats för att bli ”neutrala” så att selektionsbias minimeras, så kan effekters existens inte bara identifieras, utan i viss mån även kvantifieras. I verkligheten kan man dock sällan vara säker på kausala samband eftersom den underliggande begreppsmodellen, som inkluderar miljövariabler att justera för, inte kan valideras. Den måste istället bedömas med expertkunskap. Eftersom man kan få olika resultat med olika metoder och olika parametrar får man i slutänden granska resultat och olika indikatorer som exempelvis responskurvor och välja den modell eller den kombination av modeller som sammantaget inte bara ger statistiskt valida resultat utan även klarar en expertgranskning.

Nedan används bland annat grafteori för att ”modellera” miljö samband och via dessa välja ut de parametrar som man behöver justera för, om en förmodad kausal effekt skall kunna identifieras.

FORSKNINGSFRÅGOR

Följande frågor driver fallstudiernas upplägg och innehåll:

- Går det att identifiera och kvantifiera negativa effekter av fysisk påverkan på utvalda arter och makrofytindex med statistiska metoder och maskininlärning?

- Går det att skatta en progressiv påverkan och förlust, beroende av intensiteten i påverkan?
- Går det att få en så pass robust skattning att det går att utarbeta känslighetsmatriser?
- Vad ger de sammanlagda erfarenheterna för vägledning vid vidare arbete med skattning av påverkan, effekter och ekologisk status, med fokus på EU-direktiv och andra användningsområden för dessa typer av resultat?
- Slutligen, hur kan en metod för skattning av biologisk och fysisk förlust samt ekologisk statusklassning se ut, med erfarenhet från svaren på ovanstående punkter?

VAL AV PARAMETRAR ATT GÖRA EFFEKTSTUDIER PÅ

För makrovegetation fanns i observationsdata information om:

- Täckningsgrad för en stor mängd enskilda arter (se Bilaga 4)
- Mängden död vegetation (täckningsgrad)

Dessa parametrar testades med avseende på hur de svarar på modellen över fysisk påverkan. Dessutom räknades index över följande parametrar ut, baserat på observationsdata:

- Total täckningsgrad
- Artrikedom (antal arter)
- Biodiversitet (Shannons och Simpsons index)
- Makrofytindex (MI_a , MI_c , EQR_1), som beskriver förhållandet mellan känsliga och toleranta arter med avseende på antropogen påverkan (Hansen 2012), Ruta 1.

Ruta 1. Formler för makrofytindex (Hansen 2012)

$$MI_c = \frac{N_s - N_r}{N} \times 100$$

$$MI_a = \frac{\sum_{i=1}^{N_s} A_i - \sum_{j=1}^{N_r} A_j}{\sum_{k=1}^N A_k} \times 100$$

$$EQR_1 = \frac{(\text{Observed } MI_a - \text{Min } MI_a)}{(\text{Reference } MI_a - \text{Min } MI_a)}$$

Där MI står för Macrophyte Index och EQR för Ecological Quality Ratio.

Även dessa parametrar testades med avseende på hur de svarar på modellen av fysisk påverkan. Att testa makrofytindex kan ses som ett komplement till arbetet med att använda makrofytindex för att undersöka störning på grunda mjukbottnar (Hansen och Snickars 2014); när tidigare arbeten fokuserar på att härleda störning från artsammansättning testas här istället om artsammansättningen svarar statistiskt på fysisk störning. Om svaret blir ja stärker detta modellen över makrofytindex och vi får en metod med vilken vi på sikt kanske kan skatta påverkan på en landskapsnivå.

För epibentisk fauna låg fokus på två arter som tidigare undersökts med avseende på bottenrålning och som förekommer i tillräckligt stor omfattning ($n = 656$ respektive $n = 775$) i tillgängliga observationsdata; piprensarna *Pennatula phosphorea* och *Virgularia mirabilis*. Abundansen för dessa (individer per 25 m²) finns noterad i observationsdata.

Initialt gjordes ett hundratal modellkörningar med olika kombinationer av prediktorvariabler och modelleringsmetoder. Normalt inom maskininlärning är att låta metoden välja ut de mest förklarande variablerna, det vill säga de som ger en modell med minst fel. Merparten av de variabler som initialt tagits med i modellen var överflödiga och skapade snedfördelning och oförutsägbart beteende. Om vi inkluderar enbart de få utvalda variablerna minskar modellens prediktionsförmåga men utfallet blir, stratifierat på dessa variabler, justerat för bias och därmed mest korrekt. Beroende på vilka modeller och metoder som använts gjordes också justeringar av data i form av normalisering, *common support* och *covariate balancing*.

STATISTISKA OCH MASKININLÄRNINGSMETODER

För att uppskatta kontinuerliga effekter av fysisk påverkan i de två fallstudierna användes olika typer av viktade GLM:er (Generalized Linear Models) samt en bayesisk metod för att uppskatta kausala effekter (se Bilaga 3 för detaljer).

Dessa metoder ger ett värde för ändring per enhet, till exempel förlust av abundans per grad av påverkanstryck. En stor nackdel är att responsen inte är linjär. I synnerhet om modellen är dåligt parametriserad, eller det finns brister i exempelvis provtagningsdesign som viktningen/balanseringen inte lyckats kompensera, kan en felaktig respons i delar av intervallet ta ut effekter under andra delar av intervallet. Därmed blir det tydligt att det behövs metoder för att modellera och granska responsen under hela intervallet av påverkan.

Av dessa anledningar implementerades följande mer komplicerade statistiska metoder för att skapa kontinuerliga dos-respons-kurvor, som Kubisk (spline) multipel linjär regression, BART (Bayesian Additive Regression Trees), GAM och GPCERF (Gaussian Processes for Estimating Causal Exposure Response Curves).

Vi använde oss också av två olika metoder för maskininlärning (ML), XGBOOST och Random Forest. Båda bygger på "ensembles of weak models", vilket innebär att många beslutsträd (hundratals) identifieras empiriskt utifrån träningsdata och adderas till en medelvärdesbildad modell över regressionsutfallet.

TRÄNING OCH MODELLERNAS BETYDELSE

För att modellerna inte skall ge överprediktion (via *overfitting*) finns flera hyperparametrar som anger hur metoderna väljer ut delar av materialet att träna på, och vad som krävs för ett beslut (regularisering). Dessutom utförs en flerfaldig intern korsvalidering, inom vilken metoden körs flera gånger (i detta fallet 5) på en delmängd av materialet (i detta fall 4/5 av allt material), varpå modellen utvärderas på den resterande delen (i detta fall resterande 1/5 observationer).

För att slutligen testa modellens allmängiltighet, i detta fallet hur väl den motsvarar den totala mängden observationer, utförs sedan en validering mot en undanhållen delmängd av observationsdata som ej används för träning.

Vid granskning av responskurvor framgår inte bara om modellen verkar ha etablerat en felaktig kurva för den sökta modellerade parameter givet "dosen" i modellen (här: fysisk störning) utan man granskar lämpligen modellens resultat

via samtliga responskurvor. Detta är förstås viktigt när modellen inte bara skall prediktera ett utfall, utan dessutom behöver etablera ett kvantitativt samband mellan miljövariabler och utfall.

Den tekniska utvärderingen beskriver bara hur väl modellen antingen kan beskriva utfall enligt träningsdata (validering med träningsdata) eller mer allmänt, för data som ej ingår i träningen (validering med valideringsdata). Utvärderingen avslöjar dock inte om modellen etablerat felaktiga samband mellan miljö och utfall. Sådana kvaliteter kan istället avslöjas mer informellt genom okulär granskning av modellens resultat med hjälp av olika grafiska metoder.

2.2.2 Grund vegetation i Sörmland-Östergötland

Det saknas idag metoder för- och kunskap om, hur fysisk störning påverkar makro-vegetation och bentisk fauna, speciellt med tanke på behovet av att kunna tilldela vattenområden en ekologisk status baserat på fysisk störning. Inom havsmiljödirektivets deskriptor 6 ställs krav på att kunna skatta dels *fysisk förlust* av livsmiljöer och dels *fysisk störning* med avseende på negativa effekter på ekologiska strukturer och funktioner i olika livsmiljöer, inklusive skattning av de arealer av miljön som befinner sig ovanför eller under tröskelvärden för antingen förlust eller negativ påverkan. Det föreligger sammantaget alltså behov av att kunna genomföra en stegvis process genom vilken miljöns tillstånd går att skatta, som omfattar:

- Kartläggning av påverkanstryck med avseende på fysisk störning, inklusive kvantifiering/klassindelning till ett hanterbart index över påverkans intensitet.
- Kartläggning av miljön (känsliga/utpekade livsmiljöer).
- Bestämning av miljöns känslighet med avseende på fysisk störning.
- Kvantifiering av störning och förlust, givet känslighet och påverkanstryck.
- Bedömning tillstånd (ekologisk status) för livsmiljöer, givet störning och förlust.

Nedan används termen ”livsmiljöer” synonymt med ”habitat” och avser i praktiken antingen (i) habitat inom det s.k. Eunis-systemet (nivå 4), som tillämpas inom havsmiljödirektivet och restaureringsförordningen, (ii) Natura 2000-habitat, eller (iii) livsmiljöer som domineras av arter som pekats ut inom vattendirektivet. Dessa livsmiljöer består i grunden av abiotiska faktorer (t.ex. bottensubstrat), men det är påverkan på de huvudsakliga och utpekade viktiga arterna i dessa abiotiska miljöer (t.ex. kärlväxter eller musslor) som undersöks med avseende på påverkan från störning.

Målet med de två fallstudierna i avsnitt 2.2 är att göra ett första försök med att etablera dos-respons-funktioner för några grunda och djupa habitat, dvs. ett mått på hur miljön svarar på fysisk störning i något avseende. I samband med dessa fallstudier testades även användbarheten av existerande modeller över fysisk påverkan som rent allmänt tas som indikatorer på negativ störning av strukturer och funktioner eller till och med, vid tillräckligt kraftig störning, kan indikera förlust av de fysiska livsmiljöerna. Syftet har varit att kvantifiera störning och förlust som areal eller andel (%) av existerande förekomster.

TILLGÄNGLIGT MATERIAL

Till hands fanns en stor mängd dropvideoobservationer från grunda områden i Sörmland och Östergötlands län. Efter en initial filtrering på materialets komplett-
het återstod 13 472 observationer. Dessa inkluderade observerade arter (vegetation)

med täckningsgrad, bottensubstrat i olika klasser, samt djup. Dessutom hade varje punkt noteringar om täckningsgrad av lösliggande döda alger.

Arterna som observerades framgår av Bilaga 4. Inventeringarna genomfördes 2015–2020 i Sörmland och 2019–2021 i Östergötland⁹.

MILJÖVARIABLER

Som komplement till miljövariablerna som ingick i dropvideoobservationerna användes för fallstudien gällande grund vegetation prediktorer med utgångspunkt från SGU:s analysmiljö Melody. Totalt sett var det följande prediktorer som togs fram:

Satellitbild. En molnfri mosaik över frekvensbanden 2–4 från Sentinel-2B användes, från 2019 (medianvärde). Bandens egenskaper listas i Tabell 8.

Tabell 8. Sentinel-2B-band.

Band	Upplösning	Våglängd	Beskrivning	Kommentar
B2	10 m	490 nm	Blå	Fångar i synnerhet upp silt/lera i vattnet
B3	10 m	560 nm	Grön	Fångar i synnerhet upp alger i vattnet
B4	10 m	665 nm	Röd	Fångar i synnerhet upp humusämnen i vattnet

För att ta bort reflektans från havsbotten maskades satellitbilden bort över områden grundare än 6 meter. Sedan gjordes en median-analys (focal statistics) med sökfönster 250 meter och allt vatten, inklusive grunda områden, fylldes ut med detta medianvärde. Resultatet blir tre frekvensband med ”allmän vattenfärg” inom 250 meters radie.

Vattenkemi. Från SMHI:s kustzonsmodell¹⁰ extraherades modelldata över ytnära klorofyll, nitrat, fosfat, kväve och ammonium. Värdena som valdes var sommarmedelvärde (maj–september) för 2012–2018. Kustzonsmodellen ger ett värde per parameter och tidsintervall per djupintervall och vattenförekomst. Den rumsliga upplösningen är alltså ganska grov men då det existerar markerade gradienter av vattenkemi i berörda områden är parametrarna ändå användbara.

Salinitet. Denna parameter togs från en modell som SGU tagit fram baserat på salinitetsdata som lagras i Shark, SMHI¹¹ samt hos ICES¹², Helcom¹³ och EMODnet¹⁴. Modellen visar sommarmedelvärde (maj–september) över bottennära salinitet med 10 meters upplösning.

Vågexponering. Den ytnära vågexponeringen räknades ut enligt metod från Isæus (2004) och håller 10 meters upplösning.

Fysisk störning. Modellen över ”påverkanszoner”, parameter ”morfologiska tillstånd” från analysen 2017 (Törnqvist m.fl. 2020) användes. Genom olika modellkörningar visade det sig att resultaten blev bäst om dessa påverkanszoner ”smetades ut” över en lite större yta med hjälp av funktionen ”focal statistics” flytande sökfönster). I de slutliga modellkörningarna valdes medelvärdet inom sökradien 250 meter (Figur 33).

⁹ Materialet tillhandahölls av Litoralis AB (Jonas Edlund) genom Länsstyrelserna och leveransen har genomgått sekretessprövning av Sjöfartsverket och är godkänd för spridning.

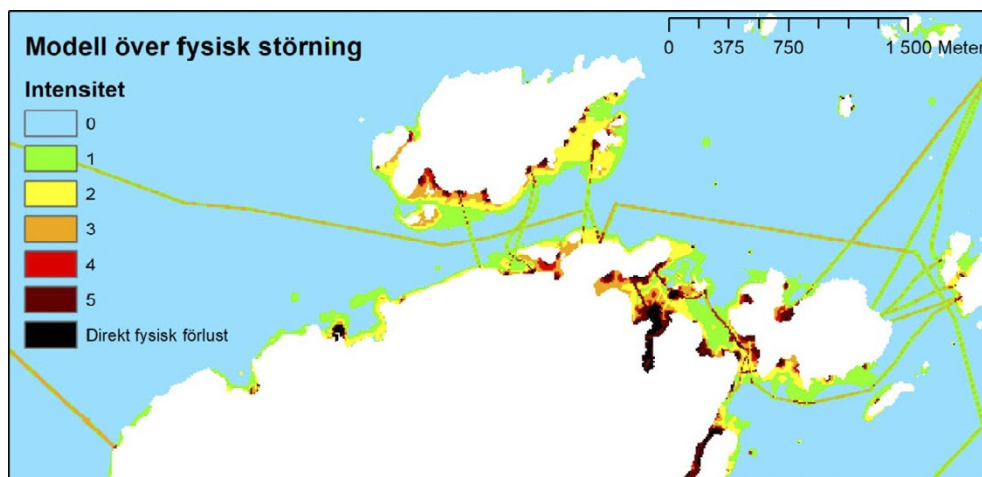
¹⁰ <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/data-for-vattenforekomster-kustzon-1.118237>

¹¹ <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb>

¹² <https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/ocean.aspx>

¹³ <https://helcom.fi/baltic-sea-trends/data-maps/databases/>

¹⁴ <https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/ocean.aspx>



Figur 33. Exempel på modell över fysisk störning. Modellerad störning i 0 (inga tecken på störning) samt 1–5 (stigande grad av störning) samt direkt fysisk förlust, vid muddring och liknande.

URVAL AV MILJÖVARIABLER

Ett stort antal kombinationer av miljövariabler testades och modellerna utvärderades. Modellerna med maskininlärning blir ”bättre” (större prediktionskraft, mindre fel) om man inkluderar ett stort antal prediktorer. Eftersom korrelationen mellan prediktorerna var stor ger detta att modellen inte etablerade faktiska kausala samband där det går att lita på varje enskild variabels bidrag. Dock var ju målet med analysen att lösa ut bidraget från en specifik prediktor, fysisk påverkan.

Enligt en DAG-analys (Directed Acyclic Graphs, Bilaga 3) var de prediktorer som direkt eller indirekt påverkade både ”treatment” (fysisk påverkan) och ”outcome” (täckningsgrad, makrofytindex) endast (i) djup, (ii) vågexponering, bottensubstrat och (iv) avstånd till vattendrag (avrinning).

Satellitbild skulle ha kunnat användas som proxy (närmevärde) för näringsinnehåll och suspenderat material i vattnet, vilket troligen skulle öka den prediktiva modellens precision, men eftersom exempelvis suspenderat material både beror av fysisk påverkan och av avrinning från vattendrag behöver man justera separat för avstånd till vattendrag och inte för grumligheten i vattnet som en sammanblandning av dessa två faktorer. Att lägga till satellitbild skulle alltså ha kunnat ge en mer träffsäker prediktion av exempelvis täckningsgrad, men samtidigt försvårat analysen av om det är fysisk påverkan eller avstånd till vattendrag som påverkade denna täckningsgrad.

Slutligen behöver man i maskininlärning inte justera för exempelvis näringsinnehåll i vattnet eftersom detta inte har någon inverkan på parametern fysisk påverkan. Däremot kan mängden näringsämnen i vattnet bero på fysisk påverkan (genom uppgrumling). Genom att justera för dessa två parametrar skulle modellerna förvisso bli bättre på att prediktera utfall, men effekten skulle delvis felaktigt hänföras till näringsämnena som sådana istället för deras orsak, fysisk påverkan.

VAL AV ARTER FÖR DIREKT MODELLERING AV EFFEKT PÅ ART

Vilka arter som går att modellera effekt på beror av vald metod, hur många observationer som finns och hur väl dessa observationer är fördelade med avseende på fysisk störning. Liksom vid all annan modellering minskar osäkerheten (prediktions-

intervall, konfidensintervall, ”brus”) och felen (bias) i modellen med fler tillgängliga observationer.

En stor utmaning är att både arter och fysisk störning korrelerar starkt med samma naturmiljö. Exempelvis finns få observationer av kraftigt påverkade lokaler i kraftigt vågexponerade områden. Resultaten får därför ofta ganska breda prediktions- eller konfidensintervall och därmed stor osäkerhet. Följande arter valdes ut för modellering:

1. Charales; summan av täckningsgrad av *Chara* spp.
2. *Chorda filum*
3. *Monostroma balticum*
4. *Ruppia maritima*
5. *Stuckenia pectinata*
6. *Zannichellia palustris*
7. *Zostera marina*

Parametrarna ”total täckningsgrad” (summan av samtliga ingående arters täckningsgrad, se Bilaga 4 för artlista), samt ”täckningsgrad av död vegetation” testades också.

BERÄKNING AV OLIKA INDEX FÖR MODELLERING

Utifrån dessa artnoteringar och täckningsgrader utfördes följande beräkningar för varje observationspunkt:

- Shannon-Weaver Diversity Index (Ortiz-Burgos 2016)
- Simpsons index (Allaby 2010)
- Makrofytindex (MIc, Mia, EQR1, EQR2)

Makrofytindex bygger på att jämföra täckningsgrad av arter okänsliga och känsliga för störning. Relevanta arter listas i Tabell 9.

Tabell 9. Okänsliga och känsliga arter som ingår i makrofytindex EQR_i.

Okänsliga	Känsliga
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	<i>Chara aspera</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara baltica</i>
<i>Monostroma balticum</i>	<i>Chara canescens</i>
<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Chara globularis</i>
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Chara horrida</i>
<i>Ranunculus circinatus</i>	<i>Chara tomentosa</i>
<i>Zannichellia palustris</i>	<i>Chorda filum</i>
	<i>Ruppia cirrhosa</i>
	<i>Tolypella nidifica</i>
	<i>Zostera marina</i>

Notera att EQR1 i denna fallstudie har transformerats med en faktor 100 så att index ligger mellan 0 och 100 istället för mellan 0 och 1. Följaktligen betecknas detta index nedan EQR100, i text och grafer.

RESULTAT

I studien testades sammantaget effekter på:

- Total täckningsgrad
- Artrikedom (antal arter)
- Biodiversitet (Shannons och Simpsons index)
- Mängden död vegetation (täckningsgrad)
- Effekter på enskilda arter
- Effekter på makrofytindex (EQR100)

Kort hållet så visade det sig att det gavs mest tydliga resultat för dels vanliga enskilda arter, dels det kombinerade indexet EQR100. Övriga parametrar (biodiversitet, total täckningsgrad, död vegetation) gav dåliga eller ej tillförlitliga resultat.

STATISTISKA METODER, AVERAGE PARTIAL/MARGINAL EFFECTS

För beskrivning av metoderna, se Bilaga 3, för ytterligare detaljer, se Bilaga 6.

Propensity-score-viktad GLM

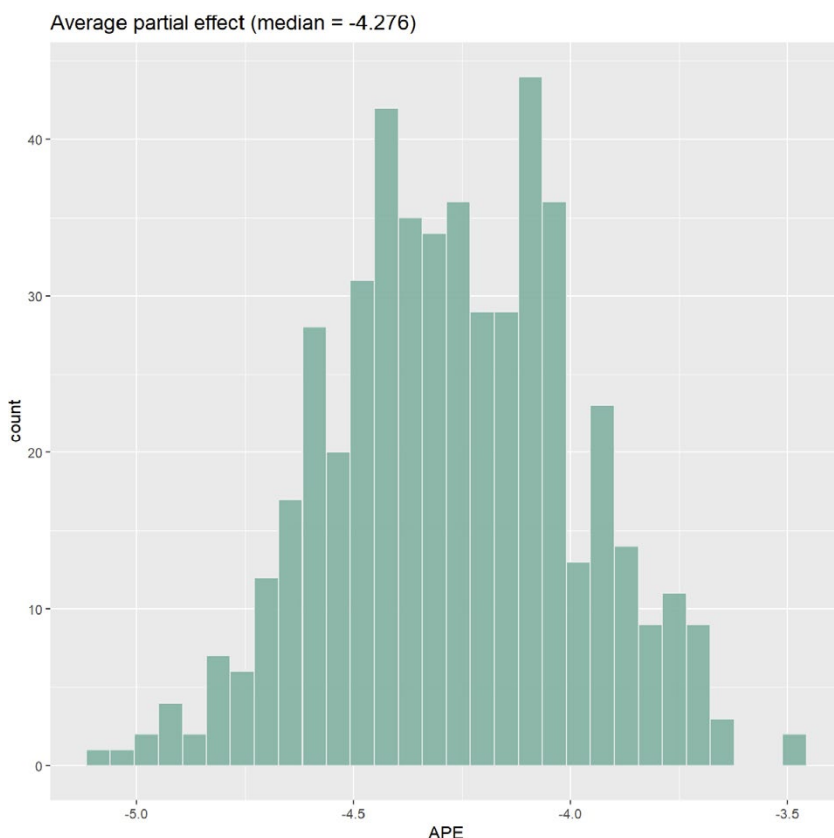
Enligt modellen minskar EQR100 med i snitt 5,4 enheter per pav_zon_25 (påverkanszon utsmetad i 25 pixlar, 10 m x 10 m upplösning), dvs mellan 0 och 27 från påverkanszon 0 till 5. Med en intercept på ungefär 57 (56,1 vid 2,5 %, 57,7 vid 97,5 %) blir det 47 % ”förlust” vid zon 5.

Propensity-score-viktad GLM med vikter hämtade genom GBM

Enligt denna modell är effekten närmare -5,1 enheter per pav_zon_25, därav maximal negativ effekt -25,4 vid pav_zon_25. Med intercept 56,7 blir det 47 % ”förlust” vid zon 5.

Bayesian Causal Effect Estimator

Denna metod som ger en full sannolikhetsdistribution för medeleffekten visar att vid 95 % konfidensnivå ligger effekten mellan ca -3,5 och -5,1 EQR100, med det mest sannolika intervallet centrerat kring -4,3, vilket motsvarar ca -21,5 EQR100 vid maximal påverkanszon, ca 40 % ”förlust” vid zon 5 (Figur 34).

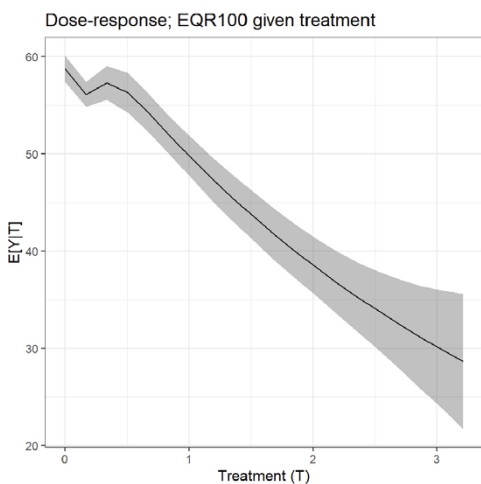


Figur 34. Bayesisk average partial effect, APE, enligt BCEE. Konfidensnivå 95 %.

STATISTISKA METODER, RESPONSMODELLERING

Kubisk (spline) multipel linjär regression med interaktionseffekter

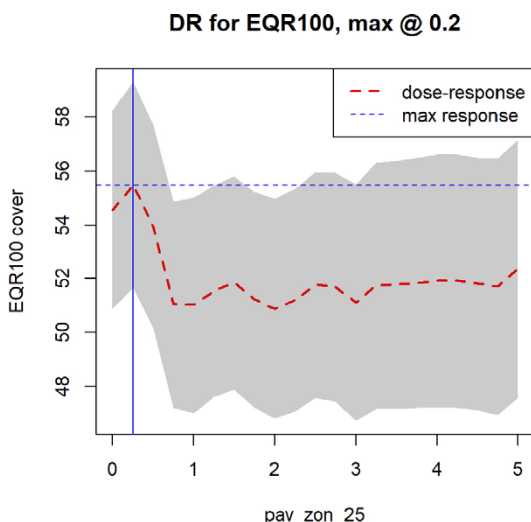
Eftersom denna metod bygger på splines (funktioner bestående av flera polynom som sitter ihop enligt vissa regler) med några få frihetsgrader är den mycket känslig för extremvärden (outliers). Därav begränsas den i exemplet EQR100 till maximalt 95-percentilen av påverkanstryck och då blir maximala påverkanszonen drygt 3. Vid denna nivå predikteras en EQR100 på strax under 30, vilket är nästan 50 % lägre jämfört med ingen påverkan (Figur 35).



Figur 35. Kubisk spline med interaktionseffekter.

BART (Bayesian Additive Regression Trees)

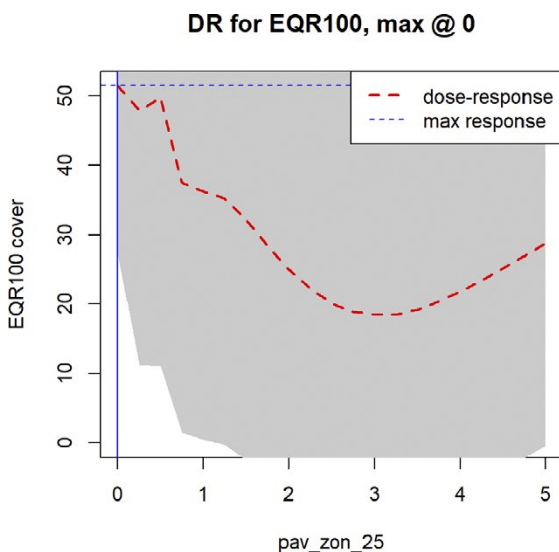
Med IPW-viktad BART (inverse probability weighting) och efter filtrering med common support erhålls en responskurva där medelprediktionen faller hastigt innan 1 och ligger sedan cirka 10 % lägre inom intervallet för påverkanszon. Metoden ger alltså lägre utslag än övriga metoder (Figur 36).



Figur 36. Kausal BART. Modellen fångar upp ett initialt fall (drop) men hittar inte effekter vid högre påverkanstryck. Kanske har det att göra med att common-support-filtret tar bort för många datapunkter i det datafattiga området med högre påverkanstryck. Max @ 0.2 betyder att maxvärdet för Y är vid X = 0.2.

GAM (Generalized Additive Models)

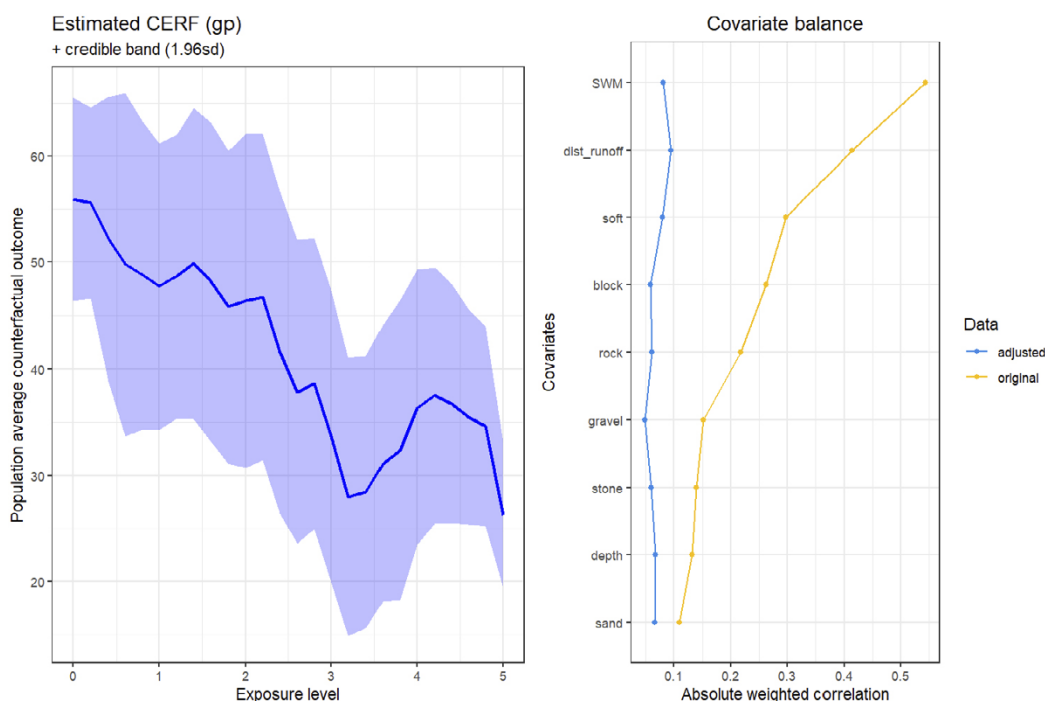
Med IPW-viktad GAM erhålls en medelrespons per exponeringsintervall som först faller kraftigt, likt de övriga metoderna förutom BART med ca 50 %, och sedan visar modellen en rekyl. Denna kan mycket väl komma sig av att även GAM är känslig för extremvärden (outliers) i utkanterna av datamängden och antalet observationer med höga påverkanstryck är mycket få (Figur 37).



Figur 37. Kausal GAM. Metoden ger en märklig rekyl över för påverkanszon > 3 som säkerligen kan tillskrivas problem med outliers i datafattigt intervall. Max @ 0 betyder att maxvärdet för Y är vid X = 0.

GPCERF (Gaussian Processes for Estimating Causal Exposure Response Curves)

Metoden ger efter balansering av miljövariablerna med IPW en fallande kurva för EQR100 med ökat påverkanstryck. Med sina dryga 50 % är den jämförbar med metoder ovan förutom BART. Till höger ses grafen över de balanserade miljövariablerna, i vilken det framgår att samtliga har balanserats bra ($< 0,1$) i korrelation mellan miljövariabel och förekomst av påverkanstryck med olika intensitet). Denna BART-baserade modell räknar ut responsens sannolikhetsfördelning per intervall av påverkanszon ("Exposure" i grafen), och intervallet 0–5 i påverkanszon har delats in i 20 oberoende intervall. Av denna anledning blir kurvan lätt skakig, eftersom den inte bygger på en spline eller liknande, utan istället består av 20 separata analyser som via gaussian processes sammanfogats till en sammanhängande sannolikhetsfördelning med 95 %/1.96 sigma konfidensnivå (Figur 38).

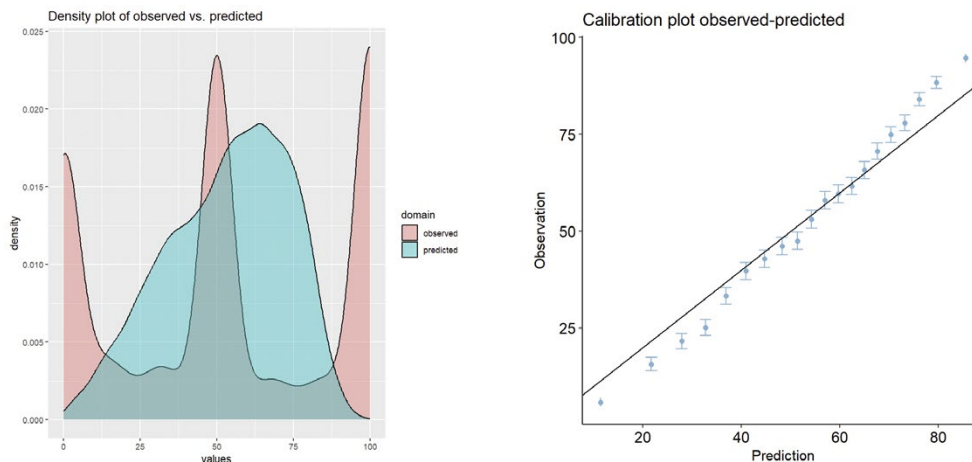


Figur 38. Respons (EQR100) per påverkanszon, i 20 intervall, med GPCERF.

MODELLRESULTAT OCH RESPONSKURVOR

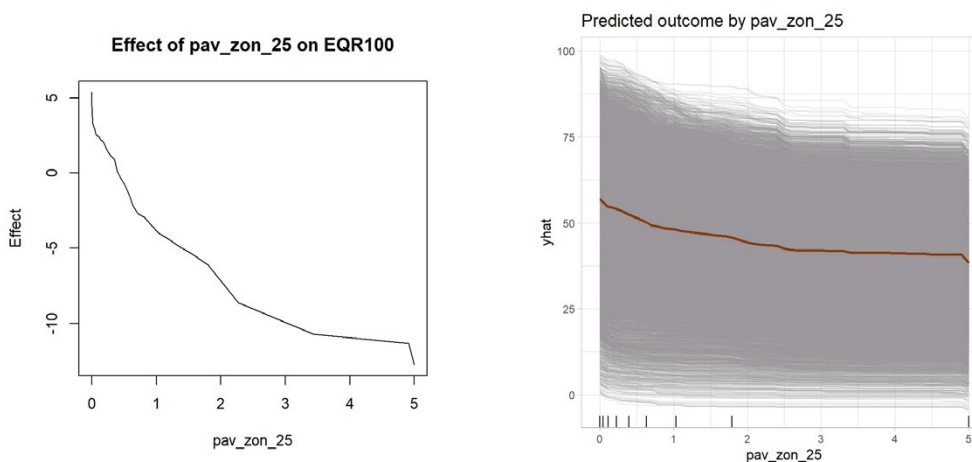
Eftersom det ganska ofta endast förekommer en eller två arter i en videoobservation där dessa sammantaget utgör 100 % av täckningsgraden får fördelningen av värden för makrofytindex en ganska märklig trimodal form (Figur 39). Denna form är svår att modellera med vanliga metoder, som istället förväntar sig en monomodala form, exempelvis gaussisk normalfördelning (eller ofta beta, negativ binomial eller tweedie för långsvansade zero-inflated datamängder som exempelvis täckningsgrad av en art). När en flermodal datamängd modelleras med normala metoder skapas resultat som förvisso har ganska små fel (t.ex. låg RMSE och högt R^2) men där bias i modellen ändå är systematiska för att följa den förväntade fördelningen (t.ex. normal), varför det för ögat ser "konstigt" ut, även om modellen får rätt rangordning

i prediktionerna. Man kan därav sluta sig till att man bör transformera EQR1 eller hitta ett index som har mer karaktären av normalform, om det skall gå att modellera riktigt bra (Figur 39).



Figur 39. Figuren till vänster: Märkliga effekter uppstår när man försöker modellera multi-modala distributioner. Här en jämförelse av EQR₁ (observed) och modell (predicted). Modellen har Median absolute difference error, MDAE: 22.43, bias I undanhållna observationsdata -14 % och Coefficient of determination, R² för valideringsdata: 0.328 (R² för träningsdata: 0.477, totala datamängden: 0.446). Att modellen ändå är OK syns i figuren till höger, där det förvisso framgår att modellen överpredikterar i intervallet < 50 och underpredikterar i intervallet > 75 men att värdena sammantaget har en användbar distribution. De båda graferna visar alltså samma resultat från samma modell, bara visualiserat på två olika sätt.

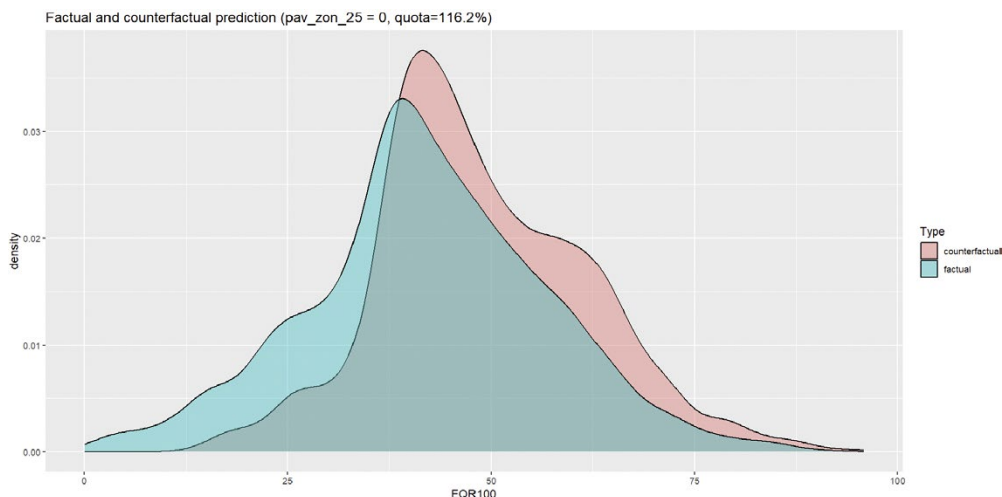
Vad gäller respons från fysisk påverkan ses i responskurvorna i Figur 40 att EQR1 via ALE (Accumulated Local Effects) predikteras att avta med ungefär 25 enheter, dvs. 50 % på skala 0–100 med medelvärde kring 50, om man jämför påverkanszon 0 med påverkanszon 5, dvs. helt i linje med de statistiska metoderna där samtliga metoder förutom BART legat mellan ca 40–50 %. Via PDP (Partial Dependency Plot) ses medelprediktionen falla från cirka 58 till cirka 32, eller med 26 enheter och 45 %. För detaljer se Bilaga 3.



Figur 40. Responskurvor för effekt på EQR, givet påverkanszon. Båda varianterna visar en snarlik form och magnitud på effekt av pav_zon_25 på EQR100, med runt -25 enheters effekt vid maximal påverkanszon.

KONTRAFAKTISK MODELLERING

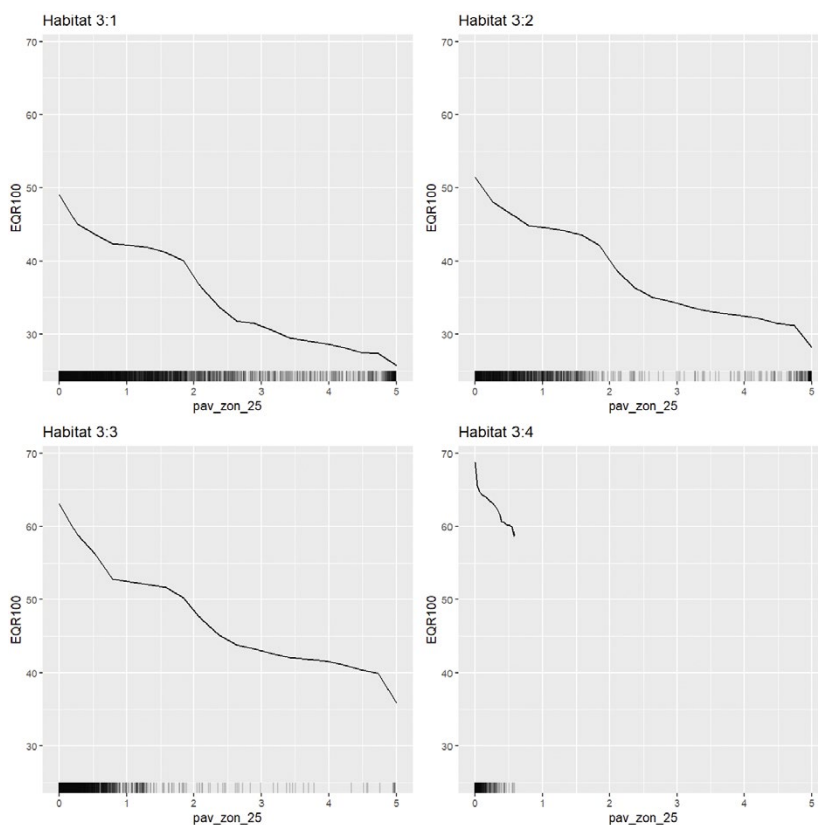
Modellen visar att EQR100 för de samplade punkterna skulle kunna höjas med i snitt cirka 10 % om all fysisk störning togs bort. Störst effekt ses i mycket vågskyddade grunda områden (Figur 41) där effekten är cirka 16 % givet dagens påverkanstryck. Interaktionseffekter mellan olika variabler förekommer också (Bilaga 6).



Figur 41. Kontrafaktisk modell över effekt på EQR100 med och utan påverkanstryck, grunda vågskyddade områden.

STRATIFIERAD RESPONS

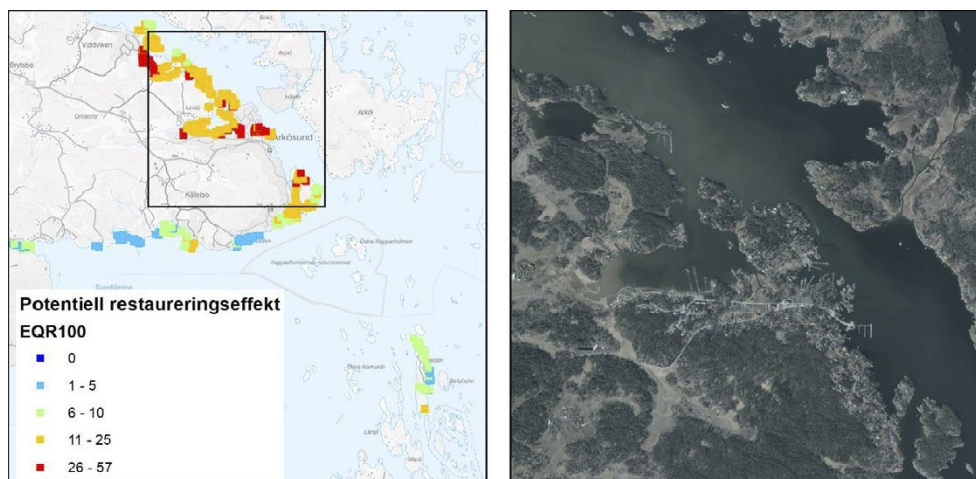
Stratifierat på habitat 3:1–3:4, där 3 står för 0–3 meter och index 1–4 står för vågexponering (1 = skyddad, 4 = exponerad), syns i Figur 42 att EQR100 ökar stegvis med ökad vågexponering och minskar stadigt med ökat fysiskt påverkanstryck. För habitat 3:3 är tillgängliga data med högre påverkanstryck ganska få och upphör helt för habitat 3:4 över cirka 0,5.



Figur 42. Stratifierad respons för påverkanszonernas association med EQR100, nedbrutet på fyra miljötyper.

KONTRAFAKTISK RUMSLIG EFFEKTPREDIKTION

Om de faktiska och kontrafaktiska värdena för EQR100 (givet dagens påverkanstyck samt om påverkanstryck sätts till noll) jämförs och plottas i geografisk kart, erhålls en karta med möjliga restaureringseffekter, dvs. i detta fall hur EQR100 skulle kunna öka om påverkan togs bort. Nedan ett exempel från det kraftigt störda Arkösund i Östergötland där muddringar, byggnationer och båttrafik rör upp stora mängder sediment i vattenpelaren (Figur 43).



Figur 43. Kontrafaktisk modell över restaureringspotential; som ökning av EQR100 till följd av borttagen fysisk påverkan.

RESULTAT FÖR ENSKILDA ARTER

Samma metoder som använts för EQR100 har även använts för de arter som fanns i tillräcklig mängd i observationsdata och som valdes ut för analys och modellering (*Zostera marina*, *Stuckenia pectinata*, *Chara* spp., *Chorda filum* och *Zanichellia palustris*) (Tabell 10). I Bilaga 6 finns en mer fullständig redovisning av modelleringsprocessen för varje art och index.

Ålgräs (*Zostera marina*) trivs i mer exponerade miljöer och verkar ha en gräns vid påverkanszon runt 3 där artens livsbetingelser minskar snabbt. Borstnate (*Stuckenia pectinata*), som är mindre känslig (klassad som indifferent, dvs. varken känslig eller okänslig enligt makrofytindex-metoden), visar också en mindre respons på fysisk störning. Effekten syns först vid påverkanszon 4–5. Gruppen kransalger (*Chara* spp.) är klassade som känsliga enligt makrofytindex-metoden. Speciellt i vågskyddade områden avtar arten snabbt och tappar nästan 60 % av sin relativa täckning redan vid påverkanszon 3. Hårsärv (*Zanichellia palustris*) är okänslig enligt makrofytindex-metoden och mycket riktigt ser man ingen negativ respons från fysisk påverkan på arten. Den verkar till och med nästan trivas i lite mer störda områden.

Tabell 10. Den påverkanszon vid vilken vi kan se störst effekt för olika arter och artgrupper.

Art/artgrupp	Påverkanszon
<i>Zostera marina</i>	2–3
<i>Stuckenia pectinata</i>	4–5
<i>Chara</i> spp	3
<i>Chorda filum</i>	1
<i>Zanichellia palustris</i>	-

2.2.3 Djup epifauna i Kattegatt

VAL AV ANALYSERADE PARAMETRAR

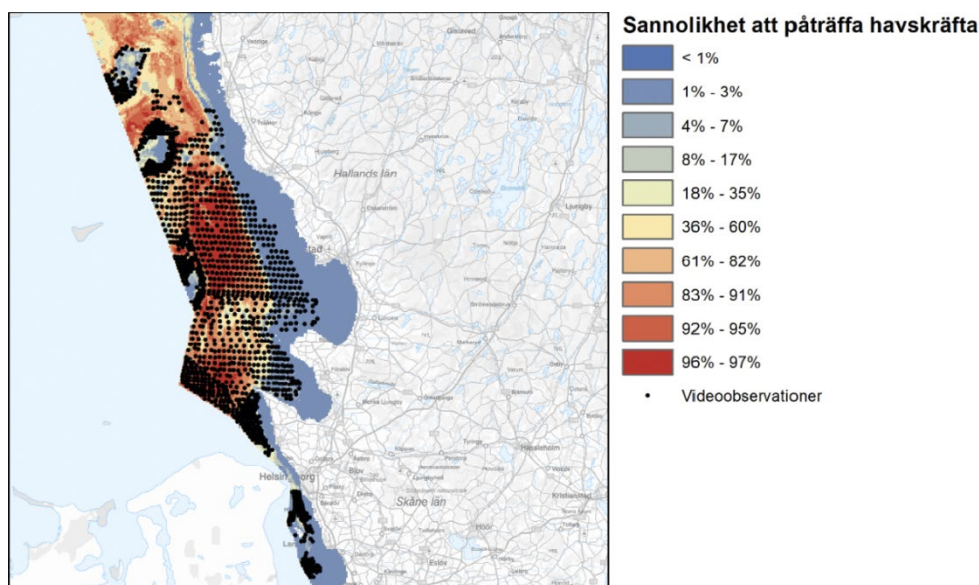
De miljövariabler som finns tillgängliga listas i avsnitt 2.1.2 (avsnitt om miljödata, sidan 35). Baserat på tillgängliga observationer (n = 1589, noterade mellan åren 2014 och 2019) är det bara arterna *Pennatula phosphorea* (n = 619) och *Virgularia mirabilis* (n = 730) som är meningsfulla att modellera.

I öppet hav finns modelldata över relevanta miljövariabler att tillgå från Copernicus (56 djupnivåer och gridceller 1 x 1 nautisk mil). I kustzonen har vi den svenska kustzonsmodellen där likartade data finns modellerade per hel kustvattenförekomst och djupzon. Dessa produkter överlappar i yttre kusten där ganska stora skillnader uppstår. Alla projekt som modellerar något biologiskt i havet behöver tillgång till dessa data och de utgör en grund för modeller över miljötillstånd som används av myndigheter för rapportering till olika direktiv. Problemet idag är att alla får utveckla något eget sätt att hantera överlappet mellan modellprodukterna eftersom man ofta behöver data från både kust och öppet hav samtidigt. För trålningsanalysen togs det fram flera olika mått på salthalt, temperatur, strömmar m.m., både medelvärden, percentilmått och variation. Trålningen (m30_adjusted) motsvarar beräknat SAR-värde per år, för trålade månader inom ett 30 månaders fönster.

Eftersom trålning bedrivs efter djur, är förekomsten av trålning direkt beroende av dessa djur. I vilka ekologiska samband som sjöpenor är associerade (kausalt eller indirekt via *confounders*) med dessa djur är okänt och mycket komplicerat. Men

eftersom den art som huvudsakligen trålas efter i området är havskräfta, *Nephrops norvegicus* (Sundelöf m.fl. 2022), behöver man inkludera utbredningen av denna art i modellen.

Av denna anledning togs det fram en modell över sannolikheten att påträffa havskräfta i varje videoobservation, baserat på alla tillgängliga data över havskräfta (antal sanna observationer = 995) (Figur 44).



Figur 44. Modell över sannolikhet att påträffa havskräfta, *Nephrops norvegicus*, enligt SGU:s modelleringsramverk Melody jämfört med lokaler med videoobservationer. Av sekretesskäl är modellen i 500 meters upplösning men kräftornas rörelsemönster gör även mer högupplösta modeller meningslösa.

Sannolik förekomst av havskräfta hämtades från modellen och adderades till observationernas miljövariabler. Med *Spearman rank correlation* ges även att modellen över *Nephrops norvegicus* korrelerar starkt med *Virgularia mirabilis* (0,62) och *Pennatula phosphorea* (0,55).

METOD

Modell över sannolik förekomst av havskräfta togs fram genom SGU:s modelleringsramverk Melody. Resultatet lades till miljöparametrarna för respektive observationspunkt. Substrat extraherades från SGU:s bottensubstratmodell och adderades också till observationspunkterna. Dessa data reducerades genom PCA till en hanterlig mängd miljövariabler utan alltför stor inbördes korrelation (Bilaga 6).

En stor mängd modeller togs fram på samma sätt som för vegetation genom dels statistiska metoder, dels genom maskininlärning och metoderna XGBoost samt Random forest.

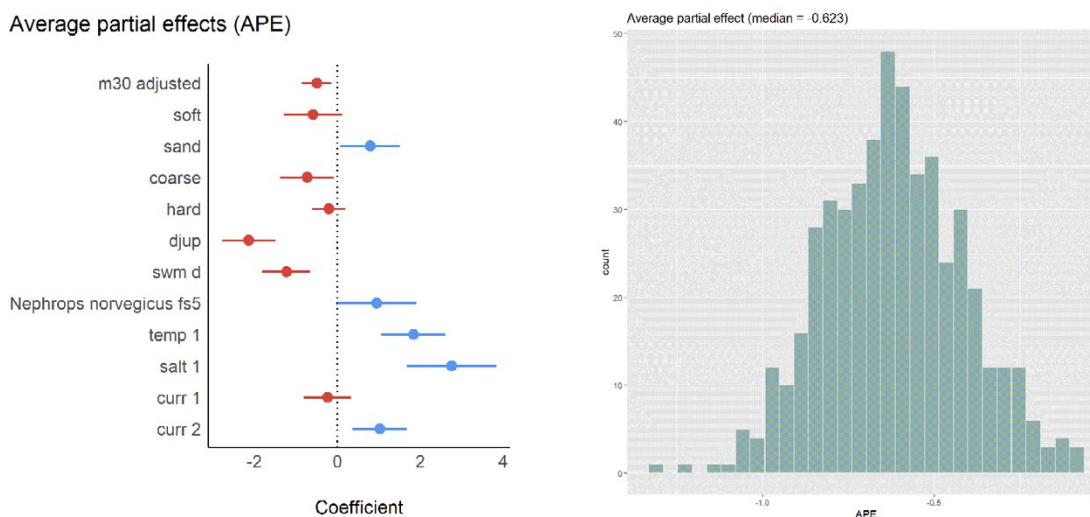
RESULTAT PENNATULA PHOSPHOREA

Statistiska analyser

De statistiska modellerna visar en effekt på omkring 0,5 individer/25 m² per SAR. Med intercept mellan 3,5 och 4 blir det närmare 10 % förlust per SAR. Dos-respons-

modellerna visar att effekten inte verkar vara linjär utan att det finns en viss resiliens upp till mellan 1 och 2 SAR, sedan verkar effekterna plana ut (Figur 45).

Man ser dock i responskurvorna att modellerna saknar någon parameter, eller misslyckas med att justera genom viktning, eftersom abundansen tycks öka med ökad SAR nära noll, vilket kanske inte är korrekt. Eventuellt ligger det ett dolt bias i modellen vid SAR kring noll, där man inte trålar, och där man heller inte får negativa konsekvenser, men där kanske inte sjöpenor finns av samma orsak som inte heller havskräftor finns, i den mån låga SAR beror på detta. Låga SAR kan förstås även betyda att man inte trålar för att kräft- eller fiskbeståndet är slut. Detta illustrerar att det är mycket svårt att med observationsdata modellera effekter där en kombination av naturliga miljöfaktorer och antropogena effekter kan ha gjort att det man studerat har försvunnit. I det här fallet är materialet skevt fördelat, där i stort sett alla lokaler lämpliga för sjöpenor är trålade.

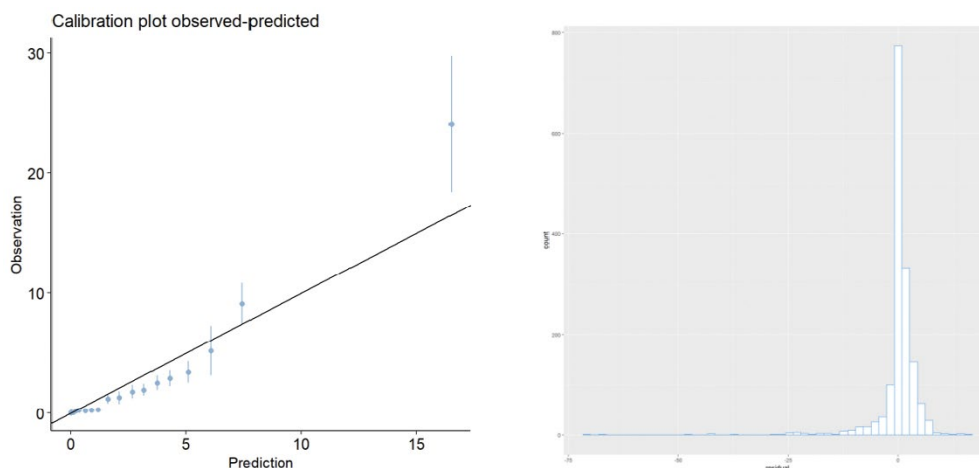


Figur 45. Till vänster: Average Marginal Effects för *Pennatulula phosphorea*. 95 % konfidensnivå. Till höger: Bayesian Causal Effect Estimator anger en medeleffekt i paritet med Average Marginal Effects.

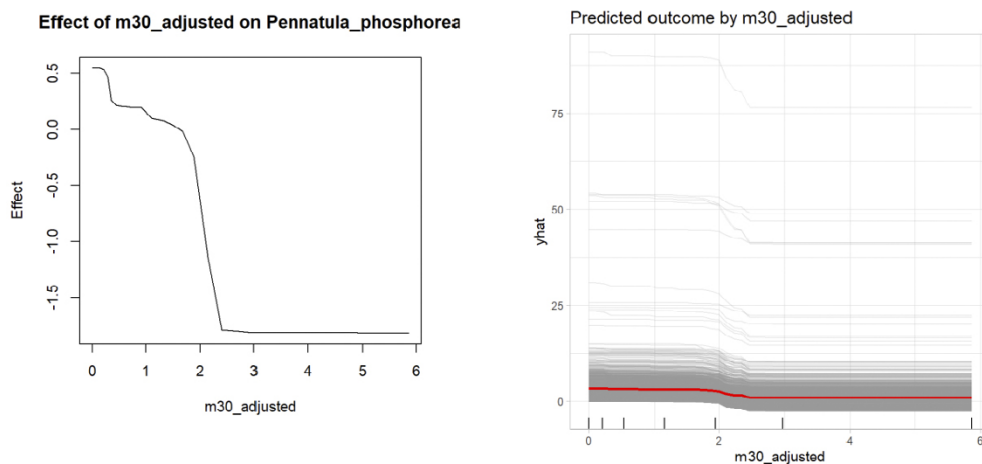
MASKININLÄRNING

Liksom för vegetation har metoderna svårt att modellera fåtaliga punkter med hög abundans, som troligtvis beror på lokala populationseffekter från exempelvis larvspridning (Figur 46, Figur 47). Vid höga abundanser blir därför underskattningen stor. Residualerna ligger positivt i låga intervall och negativt i höga intervall, modellen vill alltså ”platta ut” distributionen, då den inte kan fånga in alla nollor och alla höga extremer.

Responskurvorna överensstämmer någorlunda med de statistiska metoderna i det att störst effekt fås kring SAR = 2. Effekten blir här totalt drygt 2 (skillnad i effekt i ALE-diagrammet i Figur 47, vänster), och utslaget på 5 SAR ger även det 10 % förlust per SAR, grafen antyder dock en brant förlust på individnivå. Enligt modellen påverkas abundansen starkt fram till drygt 2 SAR för att sedan plana ut när abundansen har fallit med cirka 50 %. Till höger i Figur 47 syns i ICE-kurvorna att merparten av lokalerna har låg abundans och tappar omkring hälften vid hög SAR, medan det finns ett antal lokaler med hög abundans som klarar sig ganska bra trots trålning



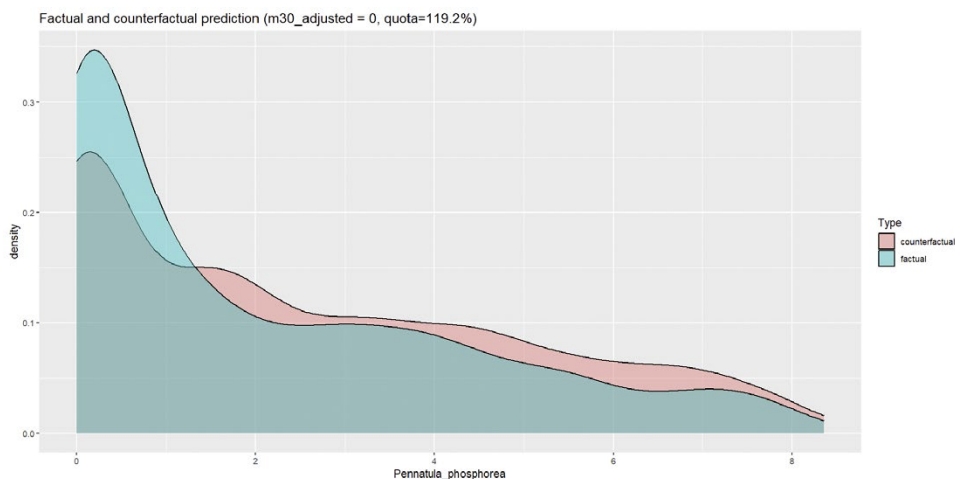
Figur 46. Prediktion vs. Observation, abundans av *Pennatula phosphorea*.



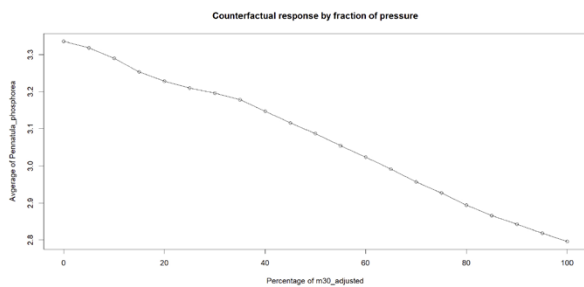
Figur 47. ALE och PDP, påverkan på abundans av *Pennatula phosphorea*.

KONTRAFAKTISK MODELLERING OCH EFFEKTSKATTNING

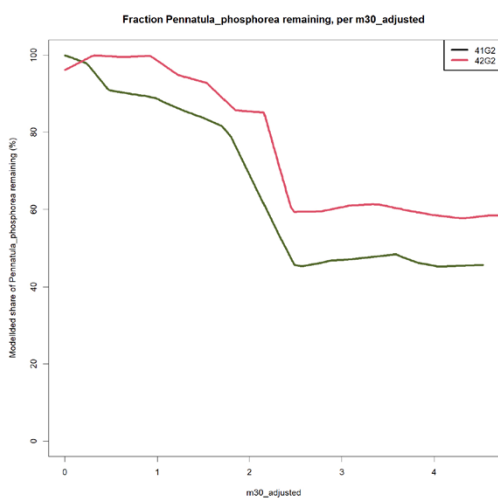
Genom att prediktera (förutsäga) abundans med och utan trålning visar modellen en 20 % ökning i abundans av *P. phosphorea* i de undersökta lokalerna om ingen trålning förekom. Det finns lokala skillnader om man jämför olika ICES-rutor. Tillräckligt antal observationer finns bara för två ICES-rutor (41G2 respektive 42G2) och för dessa föreslår modellen att bestånden av *Pennatula phosphorea* är känsligare i 41G2, där tappet blir nästan 60 % vid hög SAR. Återhämtningen spås öka ganska linjärt med minskad SAR i området (Figur 48, Figur 49, Figur 50).



Figur 48. Kontrafaktisk modellering – *Pennatula phosphorea* med och utan trålning, en skillnad i abundans för de undersökta lokalerna med strax under 20 %.



Figur 49. Om högsta tillåtna trålning kontrafaktiskt sätts till olika intervall får man olika modellerad medelabundans av *Pennatula phosphorea* i observationspunkterna.

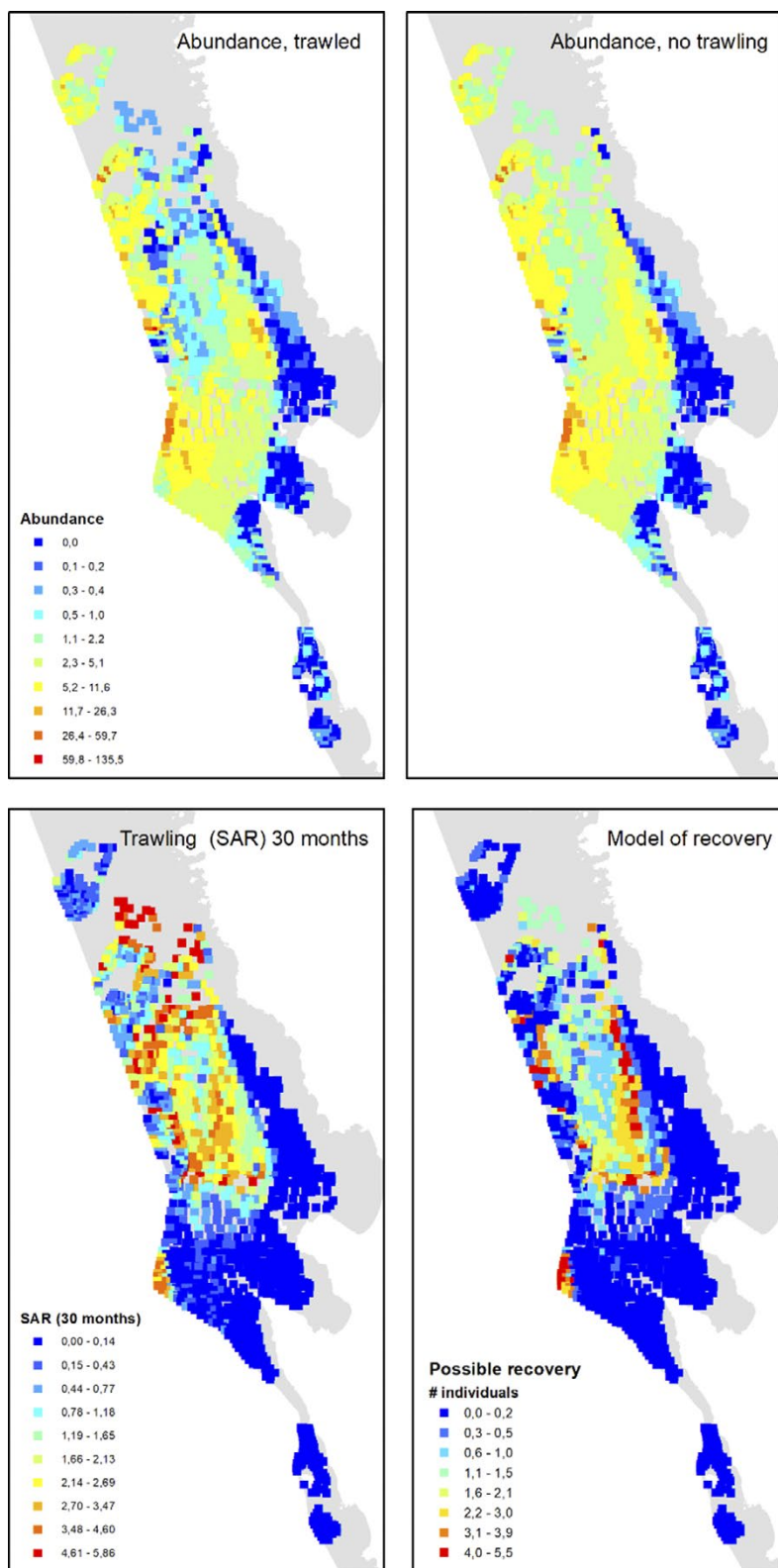


Figur 50. Modellerad förlust av *Pennatula phosphorea* enligt SAR indelat efter ICES-ruta. Endast två rutor hade tillräckligt många observationer för denna typ av beräkning.

KONTRAFAKTISK RUMSLIG EFFEKTPREDIKTION

Om effekten med respektive utan trålning jämförs för varje specifik observation erhålls en rumslig utbredning av ett faktiskt (modellerat) och kontrafaktiskt (modellerat, trålning nollställd) läge.

I prediktionen i Figur 51, baserad på Random Forest, framgår antal individer *Pennatula phosphorea* som predikteras återhämtas om trålningen helt tas bort. Räknat i antalet individer blir effekterna enligt modellen störst i lite grundare områden (närmast kusten, omkring 30 m djupt samt nära utsjöbankar, rött i kartbilden nere till höger i Figur 51), där det redan finns ganska mycket sjöpennor. Räknat i procentuell förändring blir bilden annorlunda, där återhämtningen istället blir störst där det idag finns få individer. Procentuella beräkningar ger dock mycket spretiga eller t.o.m. ohanterliga resultat med nämnare nära noll eller noll.



Figur 51. Kontrafaktisk rumslig effektprediktion av *Pennatula phosphorea*.

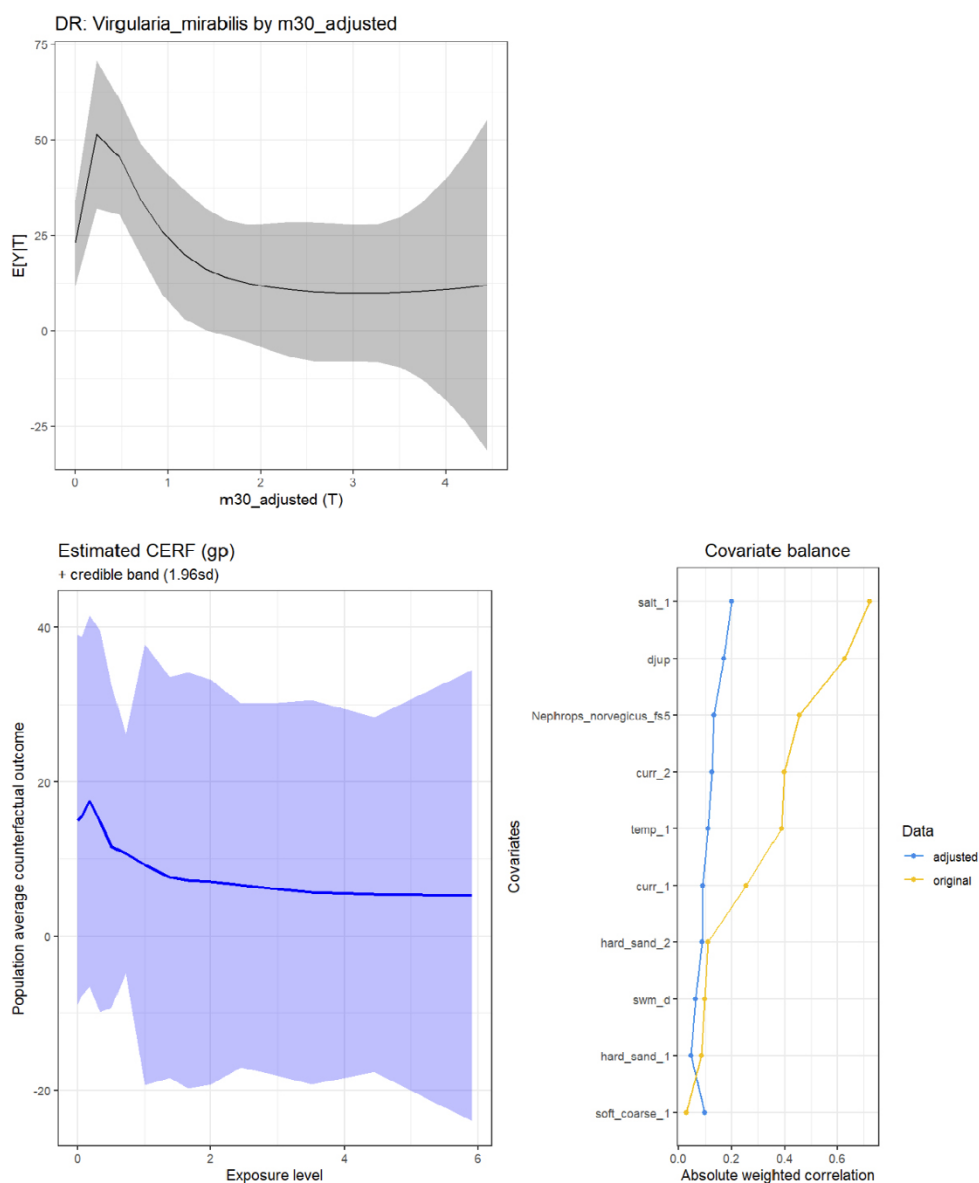
RESULTAT *VIRGULARIA MIRABILIS*

Statistiska analyser

Medeleffekten från de statistiska metoderna anger att abundansen minskar med mellan cirka 2,4 och 4 individer per SAR, vilket med en intercept runt 23 motsvarar en cirka 10 % minskning per SAR även för denna art.

Effekterna liknar de för *Pennatula phosphorea* men med jämnare dos-respons-kurvor, som ändå har samma problem med ökande abundans vid ökad SAR nära noll (Figur 52).

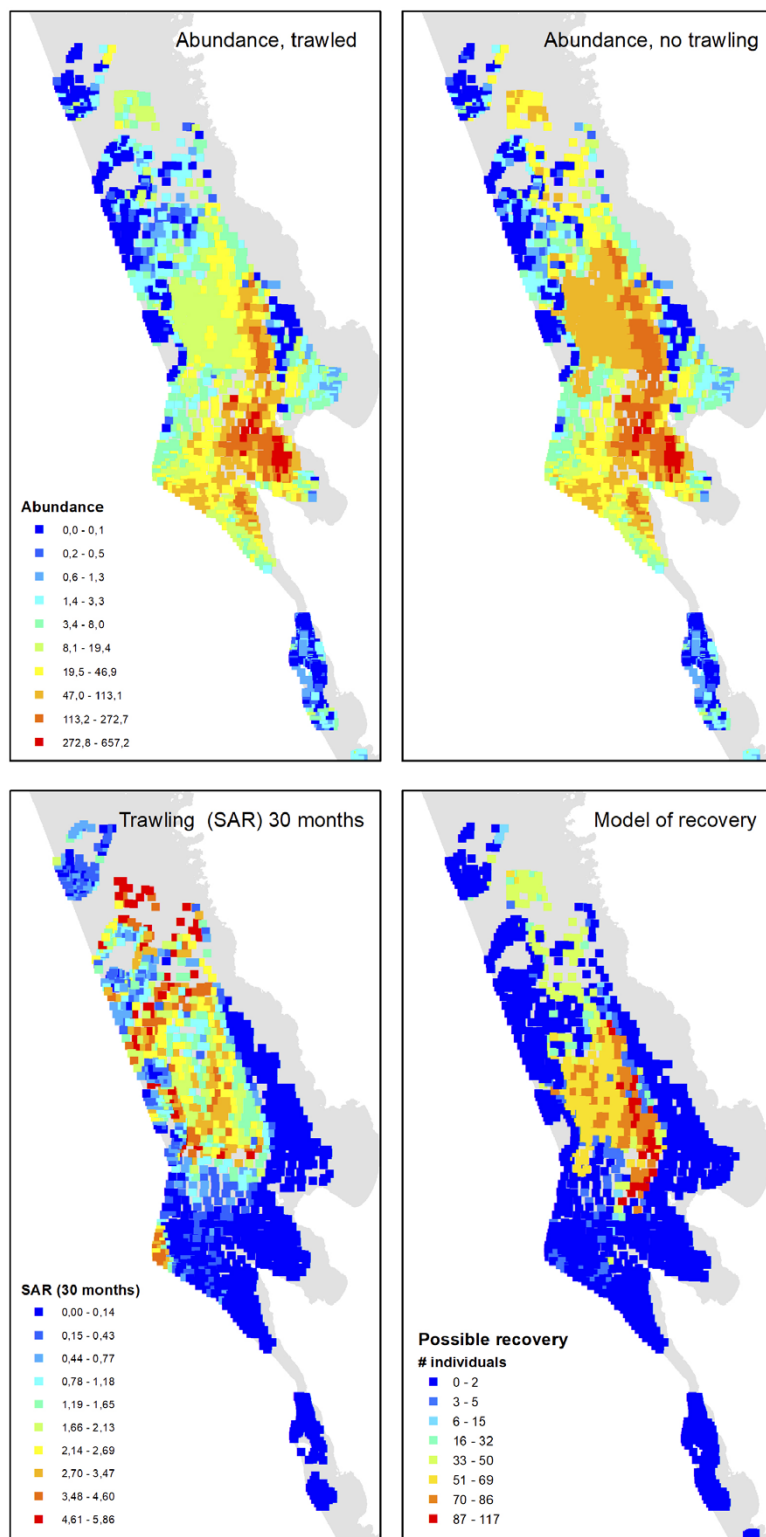
För mer utförliga resultat, se Bilaga 6.



Figur 52. Kubisk spline-modell med interaktionseffekter Exempel på dos-respons-kurvor för *Virgularia mirabilis*. Överst GLM, kubisk spline med interaktionseffekter. Nedan GPCERF. Båda modellerna anger att störst effekt sker redan vid SAR < 1, sedan planar effekterna ut.

KONTRAFAKTISK RUMSLIG EFFEKTREDIKTION

Jämfört med *Pennatula phosphorea* (se ovan) spås *Virgularia mirabilis* återhämta sig primärt på de ganska djupa slättområdena, merparten djupare än 30 meter, om trålningen helt upphör (Figur 53).



Figur 53. Modell av potentiell återhämtning för *Virgularia mirabilis* baserat på att trålning helt tas bort i området.

2.2.4 Övergripande resultat och kommentarer

VALIDERING, MODELLKVALITET OCH JUSTERINGAR

Beroende på metodval behövs olika typ av validering av resultaten. De statistiska metoderna ger per automatik olika signifikansmått, såsom p-värden och konfidensintervall, beroende på om det är bayesiansk statistik eller ej. I ljuset av de mer komplicerade och kontinuerliga metoderna är dessa mått dock egentligen mindre värdefulla, eftersom den modellerade effekten inte är konstant inom påverkansintervallet låg till hög påverkan. För de kontinuerliga modellerna får man genom bayesiansk statistik ut konfidensintervall och hela sannolikhetsdistributionen direkt.

Genom maskininlärning får man normalt sett endast en medelprediktion på individnivå som resultat, en siffra som sedan behöver aggregeras om man söker en medelrespons. I dessa modeller anges modellens fel vid prediktion av hold-out-data. En metod som inte har använts för maskininlärningen i denna studie är kvantilregression (quantile regression), som gör det möjligt att modellera godtyckliga konfidensnivåer och därigenom beräkna konfidensintervallen. Man gör tre olika modeller; exempelvis medelprediktion (50-percentil), 2,5-percentil och 97,5-percentil. Detta skulle eventuellt kunna göras för vegetationsmodellen men med aktuellt dataset för epibentisk fauna är materialet alldeles för ringa.

Metoderna kan även utvärderas genom att studera balanstablerna för miljövariablerna. Det finns inga vedertagna gränsvärden för vad som är godtagbar balans, utan man måste pröva sig fram och inte bara välja balansmetod utan även granska effekten av olika metoder och balansresultat.

Parametrisering och resultat

När modeller likt de som föreligger i denna rapport skall byggas, är följande faktorer avgörande för resultaten:

- **Miljövariabler bör väljas med omsorg**– håll ner antalet. Målen med statistisk inferens är att få fram relevanta medelvärden över en population, stratifierad eller ej. Det är därför viktigt att inte överparametrisera modellen, utan istället identifiera de parametrar som inverkar i orsakskedjan.
- **Minska autokorrelation mellan variabler.** Vid introduktion av korrelerade eller multikorrelerade variabler blir statistiska metoderna mycket osäkra. Dessutom kan regressionskoefficienter inte bara ändras markant, utan helt byta riktning. Maskininlärning får ganska godtyckliga resultat med avseende på förklarande variabler när dessa är korrelerade – även om prediktionen blir bra. Miljöparametrar (salthalt, temperatur, vågor m.fl.) i havet är naturligt korrelerade, vilket gör denna problematik svår eller till och med omöjlig att hantera.
- **Använd tillräckligt mycket data** av homogen kvalitet. Maskininlärning behöver hundratals punkter per miljövariabel för att bygga relevanta modeller. Speciellt vid interaktionseffekter behövs mycket data för att identifiera mönster med statistisk relevans. I praktiken betyder det att modellernas säkerhet och kvalitet realiserar först när några tusen observationer används, men krav på data beror på olika omständigheter.
- **Använd representativa data.** Även om metoderna för viktning av observationer gör att man kan få mer representativa medelvärden av exempelvis effekter på en population, så blir det fel om inte alla miljökombinationer och påverkans-

kombinationer finns representerade i materialet. Via maskininlärning kan metoden visserligen intrapolera/extrapolera och därigenom ”gissa” vilka effekter som gäller för ej iakttagna kombinationer av miljöparametrar och akausal faktor (här fysisk störning) men resultaten blir helt beroende av val av ML-metod, vilket riskerar att ge upphov till resultat som inte är verklighetsnära. Ett stort problem är att nästan ingen inventering görs i störda områden, fokus har oftast varit att inventera naturvärden.

- **Hantera patchighet och skev datafördelning.** För epibentisk fauna, som förekommer ganska fläckvist, finns en rumslig autokorrelation som inte miljövariablerna enskilt kan beskriva, som till exempel kan bero på beståndens interna larvspridning. Detta ger upphov till att modellerna inte kan förklara några få lokaler med hög abundans. Liknande fenomen uppstår generellt vid modellering av exempelvis täckningsgrad av sällsynta arter – det finns idag inga logiska modeller som på ett bra sätt och utifrån tillgängliga miljövariabler kan identifiera dessa mindre frekventa lokaler med hög täckningsgrad/abundans. Modellerings-tekniskt kan man till liten del hantera detta genom en tweedie eller negativ binomialdistribution, med detta löser inte problemet med patcher.
- **Testa olika metoder och få dem att konvergera.** Genom att testa många olika metoder som ofelbart ger olika resultat kan man avslöja problem och bias i olika metoder. I detta projekt resulterade denna metod dels i en förenkling av metoder, i synnerhet reducering av modellparametrar, dels i insikten om att generella medeleffekter bör brytas ner i olika intervall (kontinuerlig dos-respons-modellering). På så vis kan man bättre förstå exempelvis heterogenitet och tröskeleffekter men även identifiera problem i modellerna.

Utmaningarna i punkterna ovan gör att modellerna är ”brusiga” (för få datapunkter, inte tillräckligt komplicerade metoder, inte tillräckliga miljövariabler) eller behäftade med bias (korrelationsproblem, parametrering). Ett problem som de kontinuerliga modellerna effektivt identifierar är att effekten av fysisk störning i många modellkörningar i detta projekt ger motsatt effekt mot förväntat (exempelvis att öka antalet sjöpennor) under någon intervall. Detta avslöjar att modellen inte är rätt parametrerad, att det troligtvis saknas en viktig miljövariabel eller att det finns ett dolt beroende som inte är identifierat. För sjöpennornas del kan man misstänka att det finns en dold association mellan förekomsten av trålning och förekomsten av sjöpennor, exempelvis genom association mellan någon fisk som trålas och den miljö som sjöpennorna trivs i. Av denna anledning infördes en modell av havskräfta som miljövariabel men uppenbarligen lyckades den inte helt förklara trålningens inverkan på avsaknaden av sjöpennor i många glest eller ej trålade lokaler. Vi har alltså fortfarande en liten men märkbar ”positiv effekt” som inte har kunnat justeras bort men som åtminstone har identifierats via de grafiska kontinuerliga dos-respons-modellerna.

Utvärdering av resultaten

Genom att utgå ifrån olika typer av modellutvärdering kan man konstatera att det finns utrymme för förbättringar inom både insamling, metodval, parametrering och anpassning till en nationellt relevant metodik. I Tabell 11 redovisas slutsatserna om kvaliteten på metoder och modeller.

Tabell 11. Utvärdering av modellerna. Anpassad efter Oppewal (2010).

Utvärderingstyp	Beskrivning	Svar
Pålitlighet (reliability).	Om man mäter igen, får man samma resultat?	<p>Det finns generellt sett en hel del subjektivitet i inventeringen i och med att det inte är en exakt vetenskap. Men det finns också en rumslig problematik. Om man flyttar kameran några decimeter kan man få nya värden. Och beroende på vattenkvalitet kan man iakttä eller missa vissa detaljer. Operatörens skicklighet och ambition påverkar också vad som noteras. Styrkan med denna studie ligger i att aktuella data är insamlade av en grupp på ett och samma sätt.</p> <p>Det finns vidare både intra- och interannuella variationer (Hansen 2016), beroende på fenologi, klimat och olika processer som vi inte har kontroll över. Det finns även kortsiktig och långsiktig variation i påverkanstyck, som en statisk modell också missar att fånga in.</p>
Mätvaliditet (measurement validity)	Visar de uppmätta värdena verkligen det som vi avser att kartlägga?	<p>Täckningsgrad är egentligen ett för grovt mått, och det skulle behövas ett mer detaljerat mått på till exempel biomassa, eller skottlängd. Täckningsgraden är starkt beroende av substrat och det är snarare täthet mellan plantor eller plantornas storlek (eller om de har påväxt, är översedimenterade osv.) som anger om de är eller håller på att bli påverkade av störning. I detta sammanhang skulle det också behöva definieras tydligare hur påverkan på biologin skall studeras, vad som utgör negativ påverkan, definitioner som alltså går att omsätta i analys.</p> <p>Vidare är påverkansmodellen endast en modell över påverkanstryck och därmed sannolikt inte representativ för faktisk störning eller påverkan. Denna skulle behöva utvecklas mer, i synnerhet påverkansmodellen zonutbredning, liksom inkludering av sådan påverkan som idag missas, som i synnerhet småbåtstrafik.</p>
Statistiska slutsatsernas validitet (Statistical conclusion validity)	Är slutsatserna på populationsnivå korrekta och representativa?	<p>Även om resultaten pekar i en trovärdig riktning och det finns viss samstämmighet mellan de olika metoderna, är förklaringsgraden låg. Eftersom modellerna över miljöparametrar är bristfälliga/dåliga och det enbart finns en rudimentär modell över påverkanstryck samt mycket skett insamlade data, är resultaten sammanlagt mycket tveksamma. Den senare aspekten är särskilt besvärande. Om modellerna har stor varians sinsemellan har materialet så stort samplingsbias att det sammantaget behövs kompletterande inventeringar, framförallt i störda områden för att en effekt på populationsnivå skall kunna skattas korrekt. Troligtvis minskar variansen mellan metoderna om/när mer jämnt fördelade observationer samlas in, eftersom betydelsen av interna antaganden och parametrar i modellerna minskar.</p>
Intern validitet (Internal validity)	Är modellernas antaganden och parametrering korrekt, är de identifierade relationerna kausala?	<p>Genom att upprätta logiska samband baserade på domänkunskap (exempelvis via en DAG) och granska responskurvor och jämföra resultat med andra arbeten t.ex. (Hansen 2012, 2016, Hansen och Snickars 2014, Austin m.fl. 2017b, Hansen m.fl. 2019) kan en uppfattning ges om rätt kausala effekter har identifierats. Varje ny art eller grupp som studeras introducerar dock nya behov av sådan validering, se exempelvis diskussionen kring bottentråningens effekter på epibentisk fauna (Garcia m.fl. 2020, Kenchington m.fl. 2022, Pitcher m.fl. 2022).</p>
Extern validitet (External validity)	Kan resultaten generaliseras till andra populationer (eller områden)?	<p>Effektuppskattningarna justerar förvisso för miljövariabler så som substrat och vågexponering men då förklaringsgraden är så låg är det många lokala och regionala förhållanden som inte finns korrekt representerade i modellerna. Exempelvis finns i pilotstudien ingen justering för karaktären hos det vatten som flödar ut från vattendrag, bara avståndet till vattendraget. Man behöver därför göra om modellerna på lite mer övergripande nivå. Ett förslag är att utgå ifrån vattendirektivets och havsmiljödirektivets vattentyp.</p>

Metoderna ger ibland ganska olika resultat. En viktig anledning är att observationsdata och även miljövariablerna inte är helt lämpade för uppgiften, vilket leder till att brister i data leder till brister i de olika metoderna samt att olika typer av bias uppstår.

En annan orsak till de skiftande resultaten är att alla, men i synnerhet de mer avancerade metoderna, kan parametreras på olika sätt. För de enklare metoderna leder detta oftast till mindre skillnader i resultaten, men för de mer avancerade metoderna kan resultaten skifta radikalt beroende på hur metoderna styrs, trots att exempelvis en statistisk utvärdering kan ge liknande värden. En mer detaljerad genomgång av metoderna finns i Bilaga 3.

GENERELLA DOS-RESPONS-FÖRHÅLLANDEN UTIFRÅN FLERA OLIKA MODELLER

Det är i skrivande stund oklart exakt hur man bäst kvantifierar en viss effekt (dos-respons-kurva eller medeleffekt typ MAE/MPE) utifrån de olika modellerna som för en och samma art/artgrupp/index kan se lite olika ut.

Inledningsvis bestämdes det att i detta pilotprojekt ta fram linjära förenklingar av de olika responskurvorna. Utifrån dessa kan man antingen ta fram ett medelvärde eller noga välja ut de som förefaller mest trovärdiga. Av denna anledning finns i Bilaga 6 inte bara kontinuerliga dos-respons-funktioner i form av grafer, utan också förenklingar av dessa grafer till linjära ekvationer. I Bilaga 6 finns slutligen en beräkning av generaliserad medelrespons för varje modellerad art/grupp/index.

DE GENERELLA DOS-RESPONS-FÖRHÅLLANDENA OCH TOLKNING AV RESULTATEN

Både för vegetation och för epibentisk fauna gick det att få fram statistiskt signifikanta effekter från fysisk påverkan, med aktuell modell över påverkanstryck (vegetation) och 30 månaders SAR (epibentisk fauna) som proxy (närmevärde) för faktisk fysisk störning. I båda fallen erhöles kurvor eller effekter (APE/AME) som tyder på en progressiv förändring. Denna förändring kan ses som en förskjutning av art-sammansättningen, från känsliga arter till okänsliga, respektive som en minskning i förekomst av antalet individer av sjöpenner.

Det är dock endast vid god datatillgång (flera tusen observationer) som modellerna blir något så när robusta och effekterna av parametrering och metod minskar. I praktiken är det därför endast några få arter som kan modelleras direkt. Om modellerna utförs på artgrupper (t.ex. kärlväxter) bör det gå bra i många fall, och det är ofta artgrupper som förekommer i Eunis.

Trots hundratals körningar av olika kombinationer av metoder, prediktorer och parametrar är det svårt att få resultat som visar samma trend mellan alla metoder. Man måste helt enkelt tillämpa en subjektiv bedömning av vilka metoder man litar på och var man drar gränsen för tillräckligt god tillförlitlighet. Det är förhållandevis enkelt att fastställa sannolikheten att en effekt förekommer som avviker från noll. Samtidigt är det svårare att kvantifiera effekterna i en heterogen miljö och/eller i olika intervall av påverkanstryck.

Effekten varierar mellan ej identifierbar till cirka 10–15 % per påverkanszon (makrofyter) eller SAR (sjöpenner). Dessa kan ses som höga siffror. De innebär dock att den lokala påverkan sällan överstiger 75 % för känsliga arter. För mindre känsliga arter ligger maximal påverkan snarare på cirka 20 %. Detta gäller på individnivå

(observerad lokal, ”videoruta”). På populationsnivå (de samplade lokalerna) blir effekterna totalt sett oftast under 25 %, beroende av art och miljö, samt beroende på om arterna normalt sett växer i störningsbenägna miljöer eller ej.

För vissa arter skulle alltså en reduktion av fysisk påverkan få ringa effekter, för andra ganska märkbara effekter. Ett försvårande faktum är att metoderna i dessa pilotprojekt inte fungerar för sällsynta arter, med få observationer, och/eller arter som är så pass påverkade genom störning att de helt eller delvis har försvunnit. Inom maskininlärning behövs oftast tusentals observationer för att identifiera robusta samband när många miljövariabler är inblandade. Inom statistiska metoder behövs ett liknande antal observationer åtminstone när dessa ligger snett fördelade i miljön och det först efter ett stort antal observationer finns tillräckligt många för att kunna väga upp dessa skillnader i fördelning och få en mer korrekt bild av generella förhållanden.

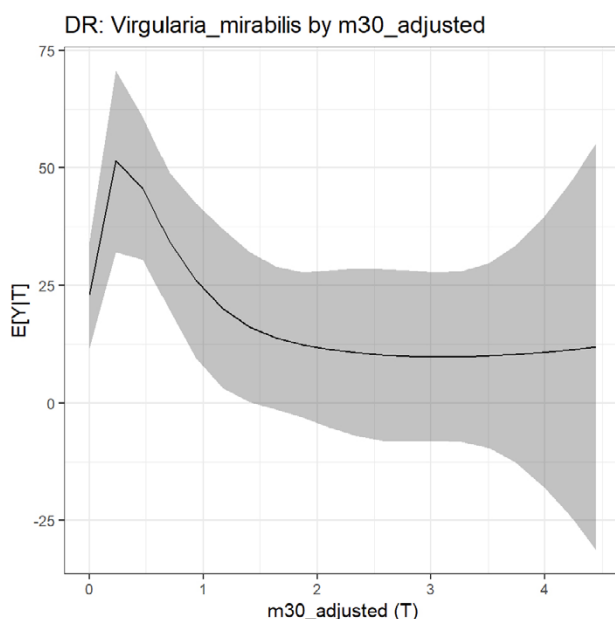
Man kan jämföra med en opinionsundersökning; om en man och hundra kvinnor intervjuas om politisk hållning hjälper det föga att väga upp mannens åsikt med en faktor 100 för att göra resultatet representativt. Samma sak gäller alltså både maskininlärning och statistisk kausal inferens.

Ett delvis subjektivt mått på progressiv förändring

Genom att antingen jämföra modellernas AME/APE med deras intercept, eller jämföra de kontinuerliga och ML-modellernas respons vid påverkanstryck noll med påverkan i olika intervall, kan man skatta den relativa förändringen/förlusten av arter/individer. Det som erhålls då kan formuleras som ett slags index, ”procent förlust per påverkanszon” eller motsvarande.

Viktigt är att förstå att generella mått på effekt (AME/APE) helt kan missa faktiska effekter, i synnerhet om modellen är felspecificerad på något sätt. I många fall var responsen av påverkan svagt positiv vid låg påverkansgrad för att sedan vika neråt vid högre påverkan. AME/APE för en sådan konvex responskurva kan bli noll, i synnerhet om det är få observationer från lokaler som är mycket påverkade och metoden inte klarat av att balansera miljövariablerna tillräckligt. Eftersom vi inte förväntar oss en positiv respons från fysisk påverkan för störningskänsliga arter, kan man misstänka att det saknas någon variabel som beskriver länkade effekter vid lägre påverkansgrad (se Figur 54). En sådan brist kan man kompensera för om man betraktar en kontinuerlig dos-respons-kurva och utifrån den väljer att subjektivt bestämma en mer rimlig respons. Om man däremot blint litar på en medeleffekt upptäcks inte sådana fel i modellen. I sådana fall måste man bestämma sig för vilken metod och vilka resultat man skall lita på och översätta det till en hanterbar känslighet/respons. Statistikrapporter (loggfiler) från alla körningar, inklusive visualisering, finns i Bilaga 6.

Sammanfattningsvis återstår alltså ett krav på att subjektivt tolka statistiska mått och grafer och översätta dessas till en trolig gradvis responskurva som går att översätta till procentuell förlust med ökat påverkanstryck.



Figur 54. Exempel på felspecificerad modell. Knappast mår *Virgularia mirabilis* bättre om man trålar den med låg intensitet, något som grafen antyder. Istället är modellen felspecificerad på något sätt, eller så inträder länkade effekter vid låg trålning genom några ekologiska kaskad-effekter, exempelvis att någon predator försvinner.

2.2.5 Indelning av arter och habitat i känslighetsklasser

Ett av målen med Carambha har varit att ta fram ett modellerat mått på förändring eller förlust av arter och habitat enligt kraven från EU-direktiven, eller för uppföljning av nationella miljömål. SGU håller för närvarande på att ta fram nationellt täckande utbredningsmodeller för alla relevanta arter och artgrupper/artkomplex, i synnerhet de som ingår i Eunis nivå 4. Genom metoderna ovan kan man för dessa utvalda arter/grupper få ett mått på progressiv förlust. Denna förlust går att skala upp på en landskapsnivå och sedan följas upp per vattenförekomst, typvatten, län, kommun, habitat eller annan lämplig avgränsning.

Denna metod är dock inte möjlig för de allra flesta arter och habitat, då de inte är tillräckligt inventerade. Ett förslag är att dela in arter och habitat i olika känslighetsklasser. I detta sammanhang avses känslighet för fysisk störning. Detta omfattar såväl direkt känslighet som i fallet späd vegetation eller skör bentisk epifauna som indirekt känslighet för störning i vattenpelaren främst genom grumling (igensatta polyper, skuggning och motsvarande) samt känslighet för ändrade vågförhållanden, temperatur- och salthaltsförhållanden som uppkommer i samband med exempelvis frekvent fartygstrafik.

Förslaget är att dela in arter i **maximalt fem** känslighetsklasser. Modellering behöver sedan göras på vegetation och djur i dessa klasser. Med hjälp av AME/APE och kontinuerliga dos-respons-kurvor kan man etablera en progressiv förlustskala för arter i respektive känslighetsklass. Lämpligtvis jämförs effekter enligt:

1. AME/APE med olika metoder.
2. Kurvornas lutning genom GPCERF, samt ev. CausalGAM och BART om de verkar rimliga.
3. Kontrafaktisk predikterad total medelförekomst med och utan påverkan.
4. Progressiv kontrafaktisk förlust givet olika grad av påverkan.

Utmaningen är att ta fram ett medelvärde för olika intensitet i påverkan givet dessa olika metoder. Detta kan göras analytiskt men i detta tidiga skede kan det lika väl göras efter subjektiv bedömning av de olika delresultaten.

Ett utkast till förlustmatris för de arter som ingår i denna studie ges i Figur 55.

Parameter	Påverkanszon/SAR				
	1	2	3	4	5
EQR100	10	20	25	30	40
<i>Zostera</i>	20	25	30	35	60
<i>Chara spp</i>	20	35	45	55	65
<i>Chorda filum</i>	0	10	20	40	60
<i>Stuckenia pectinata</i>	0	0	10	20	30
<i>Zannichellia palustris</i>	0	0	0	0	0
<i>Monostoma balticum</i>		10	20	20	20
<i>Pennatula phosphorea</i>	10	20	30	35	40
<i>Virgularia mirabilis</i>	10	15	20	20	20
<i>Tracheophyta</i>	0	10	15	20	40

Figur 55. Utkast till förlustmatris, procentuell förlust av täckning (på lokalnivå) enligt art och grad av fysisk störning. Underlag till matrisen finns i Bilaga 6. Blått indikerar lägst känslighet för fysisk påverkan, rött högst.

STRATIFIERADE, VILLKORADE FÖRLUSTER

Metoden ovan tar inte hänsyn till att arterna blir olika störda i olika miljöer. Exempelvis ökar störningen för merparten av vegetationen om den sker i en grund vågskyddad miljö med mjuk botten där störning ger upphov till grumling som dröjer kvar och skapar långsiktiga problem.

Via statistiska metoder skulle man kunna stratifiera effekterna på olika subgrupper. Det är dock tveksamt att tillgängligt material möjliggör robust statistik eftersom det var ganska svårt att få fram robusta resultat ens med allt material. Med maskininlärning kan man dock ta fram individuella effekter (ITE, individual treatment effects). Riskerna som beskrivs ovan är att det i detalj kan bli fel när maskinen ”gissar” (intra-/extrapolerar) resultat på vaga grunder. Det vore nog ändå givande att testa de ML-modeller som tagits fram inom detta projekt och utvärdera dessa punktvisa modellresultat.

För de flesta modeller som togs fram visade responsen inte någon tydlig koppling till typ av miljögradient. Undantaget är *Charales* spp. som följer logiken ovan, med större förlust vid fysisk störning i vågskyddade områden än i mer öppen kust (se bild nedan). Innan tillräckligt tillförlitliga analytiska metoder finns tillgängliga, är vår rekommendation att, vid behov, subjektivt anpassa de generella förlustmatriserna utifrån expertbedömning.

Om matriserna justeras efter miljötyp (förenklad miljögradient baserad på djup, substrat och vågexponering) behöver man ha tillgång till dessa miljövariabler för att skapa en miljökompenserad förlustmodell.

Skattning av Biologisk förlust och fysisk förlust genom arters och habitats känslighetsindex

I modellen över fysisk störning finns progressiv skattning av påverkan i zon 1–5 (plus ingen zon, dvs. inga tecken på störning). Till detta har SGU tagit fram ett underlag med ”direkt fysisk förlust”. Detta underlag omfattar ytenheter som är direkt förändrade (bortgräva, övertäckta, överbyggda osv.) Om påverkanszonerna

används för att skatta progressiv biologisk förlust kan underlaget med direkt fysisk förlust användas för att skatta förlust av habitat enligt exempelvis havsmiljödirektivet. I denna zon kan även den biologiska effekten skattas till närmare 100 %, beroende på arters känslighet och felmarginal i modellen över direkt fysisk förlust.

100 % förlust av biologin till följd av kraftig fysisk störning förekommer sällan. Exempelvis innebär etableringen av en brygga eller pir inte bara att övertäckt botten förstörs, utan också att nya strukturer tillkommer. Dessutom täcker bryggor sällan hela botten, utan vilar på stenkistor eller pålar mellan vilka det ursprungliga habitatet fortfarande finns kvar. Att skatta fysisk och biologisk förlust i sådana komplexa situationer är därmed svårt. Framtagande av en enkel matris för att skatta och kvantifiera sådana förluster är därför behäftat med osäkerheter.

För att tillmötesgå kravet föreslår vi att man håller sig till en enkel skattning enligt en progressiv skala. I Figur 56 redovisas en skattning av förlust av abundans/täckningsgrad och funktion, i procent, utifrån en gemensam modell över fysisk störning/påverkan och en gemensam gradering av arters sensitivitet i klasserna 0 (mycket tåliga) till 5 (mycket känsliga). I enlighet med analyserna/modellerna ovan skulle känslig vegetation (t.ex. *Charales* spp.) hamna i känslighetsklass 5, medan sjöpenborna kanske skulle hamna i klass 4 (*Pennatula*) och 3 (*Virgularia*).

Påverkan		Sensitivitet							
Påverkanszon	SAR	subSAR	0	1	2	3	4	5	
0	0-0,66	0 - 0,33	0	0	0	0	0	0	
		0,33-0,66							
1	0,66-1	0,66	0	0	0	5	10	15	
		0,66-1							
2	1-4	0,66-1	0	0	5	10	20	30	
3	4-8	1-2	0	5	10	20	30	40	
4	8-16	2-4	5	10	20	30	40	50	
5	>16	>4	10	20	30	40	60	70	
direkt under tryck			75	85	90	95	100	100	

Figur 56. Tänkt förlust av abundans/täckningsgrad och därmed funktion i procent, i förhållande till känslighet och påverkan. Baserad på Figur 55, underlag finns i Bilaga 6.

EN KOMBINERAD MATRIS FÖR BIOLOGISK OCH FYSISK FÖRLUST

Om man tillämpar samma logik som ovan för biologisk förlust på skattningen av fysisk förlust – att den är progressiv och beroende av miljöns känslighet, så skulle man kunna få en metod med vilken man skattade både biologisk och fysisk förlust (Figur 57). Villkorat är då att miljöns fysiska känslighet bestäms. Till hjälp för detta finns en del arbete inom Ospar som skattar känslighet på Eunis-habitat (level 3).

Påverkan		Sensitivitet							
Påverkanszon	SAR	subSAR	0	1	2	3	4	5	
0	0-0,66	0 - 0,33	0	0	0	0	0	0	
		0,33-0,66							
1	0,66-1	0,66	0	0	0	0	0	0	
		0,66-1							
2	1-4	0,66-1	0	0	0	2	4	6	
3	4-8	1-2	0	0	2	4	6	10	
4	8-16	2-4	0	2	4	6	10	15	
5	>16	>4	2	4	6	10	15	20	
direkt under tryck			75	80	85	90	95	100	

Figur 57. En kombinerad matris för biologisk och fysisk förlust, baserad på Figur 55 och Figur 56 i kombination med expertbedömning. Underlag finns i Bilaga 6.

2.2.6 Uppföljning på landskapsnivå

Förlusten av biologisk funktion kan uppskattas genom att aggregera den modellerade andelen av art/habitat som påverkats med olika intensitet enligt matrisen (Figur 56). I de fall där en heltäckande kartläggning av arter eller habitat saknas behöver utbredningsmodeller användas.

För att få fram en siffra på förlust av biologisk funktion, här skattat genom modell av förlust/förändring enligt matrisen, kan man göra följande;

1. Räkna om modellen köver påverkanszoner till procentuell förlust. För zon 5 skulle enligt den tentativa tabellen ovan förlusten för *Chorda filum* bli 60 %.
2. Överlagra utbredningsmodellen och "förlustmodellen". Om utbredningsmodellen är binär (0/1) kan man enkelt summera förlusten genom att räkna medelförlusten för alla pixlar med ett artutbredningsvärde av 1. Om utbredningsmodellen istället är kontinuerlig (sannolikhet eller täckningsgrad) kan man istället multiplicera sannolikhet/täckningsgrad med förlustmodellen och sedan dela med sannolikhets-/täckningsgradsmodellen.
3. Förlusten kan enkelt räknas ut per uppföljningsenhet (vattenförekomst, habitat-typ, län, vattendistrikt osv.) genom exempelvis funktionen "Zonal statistics".
4. Värdet på förlust (%), nedbrutet på uppföljningsenhet, kan sedan jämföras med miljökvalitetsnormer, gräns för god miljöstatus eller annan referens. Genom detta kan man exempelvis skatta ifall en art/habitat eller annat mått (EQR1 eller liknande) fallit med mer än 25 % i en uppföljningsenhet och detta skulle då kunna utgöra grund för exempelvis statusklassning av ekologiska strukturer och funktioner enligt havsmiljödirektivets deskriptor 6.

2.2.7 Diskussion

EN KONTINUERLIG MODELL ÖVER PÅVERKAN OCH FÖRLUST

Påverkan och förlust är inte kategoriska, utan sker progressivt. Redan vid låg påverkan kan förändringar i miljön förekomma. Förlust uppstår när en tillräckligt stor påverkan ändrar de abiotiska faktorerna och därmed habitatet, vilket innebär att livsmiljöerna ändras till ett annat fysiskt tillstånd.

Förlust uppstår också genom direkt påverkan, till exempel när en grund botten muddras bort eller täcks av konstruktioner. Vi får då två komplementära sätt att skatta störning och förlust; dels progressivt (%) baserat på intensitet i påverkansstryck, dels mer eller mindre kategoriskt vid direkt fysisk förstörelse.

Utgångspunkten i detta projekt har därför varit att försöka skatta relativ förlust av någon kvalitet (abundans, täckningsgrad, fördelning av arter osv.) samt kategorisk förlust genom fysisk förändring, skattat i andelar/procent, aggregerat till lämplig uppföljningsnivå (vattenförekomst, typvatten, vattendistrikt osv.) per livsmiljö-typ. Målsättningen har varit att utveckla två förlustmatriser där intensitet av fysisk påverkan ställs mot livsmiljöns känslighet och andelen förlorad struktur/funktion går att utläsa.

I denna studie har vi med hjälp av maskininlärning och statistisk inferens försökt (a) etablera respons (förlust i procent) för olika arter/index beroende på fysisk störning, (b) formulera känslighetsmatriser (förlust i procent enligt känslighet och påverkansstryck) för att göra det möjligt att skatta total förlust i procent per livsmiljö och uppföljningsenhet och (c) utveckla en metod för att ta fram statistik

för förlust av struktur/funktion/total areal av livsmiljö/art per uppföljningsenhet (detaljerad beskrivning av känslighetsvärden finns i Bilaga 5).

Det blir sedan en separat ekologisk uppgift att ta fram klassgränser för hur mycket relativ förlust som kan anses ligga inom de olika statusklasserna, och hur mycket förlust av ekologisk status och fysisk förlust av habitat som ryms inom olika nivåer av miljöstatus. Enligt det föreslagna tröskelvärdet för havsmiljödirektivet får 25 % av respektive huvudsaklig livsmiljötyp på havsbotten vara utsatt för betydande påverkan, inklusive 2 % fysisk förlust. Detta gränsvärde behöver översättas till hur stor andel förlust av en ekologisk funktion som skall tillåtas för ett habitat inom ett uppföljningsområde.

3. Bedömning

3.1 Vad bedömer vi egentligen?

Som ett led i arbetet med bedömning av den marina miljön enligt havsmiljödirektivet identifierades ett behov av att koppla relevanta biologiska ekosystemkomponenter till de huvudsakliga livsmiljötyperna. Urvalet av arter och habitat som ska pekats ut i de bentiska huvudsakliga livsmiljötyperna ska grundas på ett antal vetenskapliga kriterier för ekologisk relevans.

Arterna eller habitaterna ska vara representativa för den huvudsakliga livsmiljötypen och de ekosystemfunktioner som är relevanta för bedömningen av tillstånd respektive påverkan. De kan till exempel ha en nyckelfunktion inom komponenten eller särskilda egenskaper vad gäller livscykel. De ska också vara relevanta för bedömningen av en viktig mänsklig belastning som livsmiljön exponeras för, samt förekomma i tillräcklig omfattning i bedömningsområdet för att det ska gå att utforma en lämplig indikator för bedömning. Den uppsättning arter eller habitat som väljs ut ska så långt som möjligt täcka hela skalan av den huvudsakliga livsmiljöns ekologiska funktioner och de viktigaste belastningarna som komponenten är utsatt för.

Till de vetenskapliga kriterierna får också läggas praktiska hänsyn som övervakningskostnader, förekomsten av adekvata datatidsserier och teknisk genomförbarhet. Detta representativa urval av arter och habitat behöver definieras regionalt eller på delregion.

Mosaic (Hogfors m.fl. 2020) är ett verktyg framtaget för att identifiera värdefulla marina områden med särskild betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Grunden för Mosaic utgörs av ekosystemkomponenter i form av arter, artgrupper och habitat. Ekosystemkomponenterna har tagits fram och poängsatts av vetenskapliga och regionala experter på ekosystemen i Sveriges havsområden utifrån de riktlinjer som finns i Mosaic. Då detta är ett arbete som redan utförts med målet att identifiera det som är viktigt i respektive havsområde har förteckningen över ekosystemkomponenter med tillhörande naturvärden framtagen inom Mosaic använts i denna studie för att identifiera arter och habitat som är representativa för de huvudsakliga livsmiljötyperna.

Syftet har varit att i möjligaste mån försöka matcha ekosystemkomponenter från Mosaic (enskilt eller kombinationer av dessa) mot de huvudsakliga livsmiljötyperna i havsmiljödirektivet via Eunis-systemet¹⁵. Karterade Mosaic-komponenter kan då användas för att var för sig eller i kombination identifiera utsträckningen av huvudsakliga livsmiljöer och möjligheterna att skilja dessa åt i statusbedömningen.

Den fullständiga versionen av Tabell 12 (Bilaga 7) består av en lista över Eunis-habitat med en bedömning av dels deras förekomst i svenska vatten och dels deras relevans för bedömning enligt havsmiljödirektivet. Till varje relevant Eunis-habitat som har en eller flera matchande ekosystemkomponenter har i Mosaic naturvärdespoängen för respektive havsområde lagts till, tillsammans med information om

¹⁵ Den ursprungliga listan är nedladdad från <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification> "EUNIS marine habitat classification 2019 including crosswalks"

huruvida habitatet ingår i Natura 2000 eller inte. Listan har sedan korstabulerats per havsområde så att varje rad är en Mosaic-komponent och varje huvudsaklig livsmiljötyp är en kolumn, med de Eunis-habitat som sammanbinder ekosystemkomponenterna med de huvudsakliga livsmiljötyperna som värden i cellerna. Se exempel för infralitoral zon i Bottenhavet i Tabell 12. Om ekosystemkomponenterna i Mosaic revideras behöver även korstabuleringen ses över för de ekosystemkomponenter som berörs.

Ruta 2. Mosaic

Mosaic (Hogfors m.fl. 2020) är ett verktyg för att identifiera värdefulla marina områden med särskild betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster i livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk. Inom Mosaic-arbetet har ett femtiotal experter använt sin samlade kunskap för att definiera ekosystemkomponenter lämpliga för rumslig förvaltning samt koppla naturvärden till dessa komponenter per havsområde. Bedömningarna omfattar vilka naturvärden ekosystemkomponenterna i allmänhet bidrar med till en plats och finns presenterade i listor för Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön respektive Västerhavet.. Mosaic omfattar kategorierna bentos, fisk och stora kräftdjur, samt fågel och däggdjur. Läs mer på <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/mosaic---ett-verktyg-till-stod-for-forvaltning-av-naturvarden-i-marina-omraden.html>

Tabell 12. Exempel på korstabulerad lista för Bottenhavet. Ekosystemkomponenter från Mosaic per rad, huvudsakliga livsmiljötyper i infralitoral zon per kolumn, matchande Eunis-habitat i cellerna.

Ekosystemkomponenter	Infralitorala hårbottenar och biogena rev	Infralitorala grova sediment	Infralitorala blandade sediment	Infralitoral sand	Infralitoral silt och lera
Uppstickande vattenväxter 25–100 % TG minst 3 arter			MB4312	MB5312	MB6312
Uppstickande vattenväxter 25–100 % TG			MB431	MB531	MB631
Bolboschoenus maritimus 10–24 % TG		MB3312	MB4312	MB5312	MB6312
Eleocharis palustris 25–49 % TG					
Eleocharis parvula EF-9 % TG					
Phragmites australis 10–24 % TG		MB3311	MB4311	MB5311	MB6311
Phragmites australis 24–75 % TG		MB3311	MB4311	MB5311	MB6311
Schoenoplectus EF-9 % TG		MB3312	MB4312	MB5312	MB6312
Schoenoplectus tabernaemontani 25–100 % TG		MB3312	MB4312	MB5312	MB6312
Höga undervattenskärlväxtängar (> 10cm) 25–100 % TG		MB332	MB432	MB532	MB632
Myriophyllum 25–100 % TG			MB4323	MB5323	MB6323
Najas marina 25-100% TG				MB5325	MB6325
Potamogeton perfoliatus 25–100 % TG		MB3321	MB4321	MB5321	MB6321
Ranunculus 25–100 % TG		MB3324		MB5326	MB6326
Ranunculus circinatus 25–100 % TG					
Ranunculus peltatus subsp. baudotii 10–24 % TG					
Ruppia EF-9 % TG			MB4322	MB5322	MB6322
Stuckenia pectinata 25–100 % TG		MB3321	MB4321	MB5321	MB6321
Zannichellia palustris 25–100 % TG		MB3322	MB4322	MB5322	MB6322
Eleocharis acicularis 25–100 % TG				MB5328	MB6328
Kransalger 25–100 % -höga		MB3323	MB4324	MB5324	MB6324
Stora fleråriga brunalger 25–100 % TG	MB131	MB333	MB433		
Fucus 25–100 % TG	MB1311	MB3331	MB4331		
Fucus vesiculosus frilevande 25–49 % TG		MB336	MB43B	MB534	MB635
Stora ettåriga brunalger 25–100 % TG (Chorda filum)		MB3371	MB43D2	MB5351	
Stora fleråriga rödalger 25–100 % TG	MB1312	MB3332	MB4332		
Fintrådiga alger 25–100 % TG	MB13A	MB337	MB43D	MB535	MB636
Aegagropila linnaei 25–100 % TG	MB1315	MB3335	MB4335		
Polysiphonia spp. 25–100 % TG	MB1315	MB3335	MB4335		
Mossor 10–24 % TG	MB132	MB334	MB434		
Ephydatia fluviatilis 10–24 % TG	MB138		MB43A		
Mytilus edulis > 10–24 % TG (biogent rev undertyp till naturtyp rev 1170)	MB133/MB1351/MB13F/MB231	MB335	MB435	MB533	MB633
Depositionsbottenar med makroskopisk fauna					MB634/MB637/MB638/MB639
Transport- och erosionsbottenar med makroskopisk fauna				MB536/MB537/MB538/MB539/MB53A	
Sedimentbottenar utan makroskopisk fauna					MB63D
Blottade ler- och sandbottenar (1140)					

3.2 Tröskelvärden för bentiska livsmiljöer

TRÖSKELVÄRDEN FÖR KVALITET

Gradvis försämring kan leda till stora förändringar när belastningen når över en viss gräns eller ytterligare påverkansfaktorer läggs till (Folke m.fl. 2004, Groffman m.fl. 2006). Vi behöver därför identifiera tröskelvärden för försämring. I bästa fall kan vi identifiera nivåer där en liten förändring i påverkan leder till stor effekt på ekosystemen (Groffman m.fl. 2006), men i praktiken har det visat sig vara svårt att avgöra hur mycket förändring som faktiskt är förenligt med bibehållen status (ICES 2022a).

Tröskelvärden för livsmiljöernas kvalitet kan definieras som den nivå av förändring i någon parameter där ekosystemet går från god status till påverkat tillstånd (ICES 2022a). Vid låga nivåer av belastning till följd av mänskliga aktiviteter kommer eventuella ekosystemförändringar i form av påverkan på till exempel artsammansättning eller funktion inte kunna särskiljas från den naturliga variationen. Med ökat påverkanstryck riskerar stora och/eller långlivade arter att försvinna, vilket leder till stora förändringar i biomassa, vilket i sin tur påverkar ekosystemprocesser (ICES 2022b).

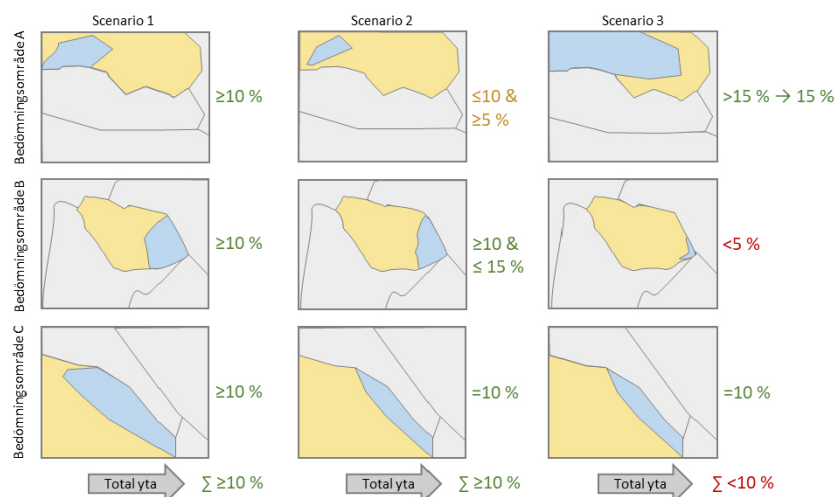
Att skilja ut det helt opåverkade från det riktigt påverkade är generellt ganska problematiskt (ICES 2022a). Dock saknas ofta referensförhållanden (Leonardsson m.fl. 2009) och för de flesta ekologiska responser finns ingen tydlig brytpunkt i responskurvan, utan försämringen sker gradvis. (Hillebrand m.fl. 2020). Vad som utgör tillräckligt god status blir då snarare en socioekonomisk avvägning där möjligheten att vidta åtgärder får styra gränsvärdet (ICES 2022a).

ARELLA TRÖSKELVÄRDEN

På kommissionsnivå har det föreslagits ett areellt gränsvärde för bentiska livsmiljöer för hur stor andel av respektive huvudsaklig livsmiljötyp på havsbotten som tillåts vara utsatt för betydande påverkan (25 % inklusive 2 % fysisk förlust). Gränsvärdet omfattar också att en viss andel av havsbotten ska vara utan påverkan ("without manageable pressures"). Föreslaget tröskelvärde för bottenyta utan påverkan var ursprungligen 10 % per livsmiljötyp, men under diskussioner inom arbetsgruppen TG Seabed framkom behov av att nyansera detta förslag. Ett strikt krav på 10 % ostörd yta för alla livsmiljöer oavsett förekomst och funktion kan leda till en sub-optimal allokering av resurser i termer av miljönytta. Å andra sidan anger direktivet tydligt att medlemsstaterna ska fastställa tröskelvärden för negativa effekter på tillståndet för varje livsmiljötyp.

Även om de flesta av livsmiljöerna är kartlagda och därför anses kända, måste vi ta hänsyn till att habitatkartorna inte alltid är korrekta. För vissa områden (bland annat Sverige) är karteringsunderlaget EU Seamap undermålig, vilket gör det svårt att säkerställa representativiteten av livsmiljötyper. Eftersom skydd av marina områden är en process som är svår att bryta upp och göra om när det väl implementerats, kan ett strikt tröskelvärde på 10 % över alla livsmiljötyper orsaka problem när (om) kartorna uppdateras. Dessutom riskerar ett områdesskydd att bli väldigt fragmenterat om det ska införas per livsmiljötyp och bedömningsområde. I det nuvarande förslaget kan tröskelvärdet om 10 % därför, om medlemsstaten så önskar, gälla på nationell skala snarare än för varje bedömningsområde. För enskilda bedömningsområden har TG Seabed istället föreslagit ett intervall om 5–15 % per

livsmiljötyp. Ett sådant intervall skulle uppfylla kravet på habitatspecifika trösklar samtidigt som det lämnar utrymme för medlemsstaterna att koncentrera bevarande- och restaureringsinsatser där det behövs. Den övre gränsen ska inte ses som en gräns för vad som bör skyddas eller på annat sätt undantas från hanterbara påfrestningar, utan som ett riktmärke för vad som kan räknas in i de totala 10 % för att säkerställa att en tillräcklig mängd av alla naturtyper lämnas ostörda. Det är givetvis positivt om områdesskyddet för en livsmiljötyp överstiger 15 %, men överstigandet av denna gräns bidrar inte ytterligare till den totala sammanvägningen för bedömningen (Figur 58). Medan 5–15 % per livsmiljö helst ska genomföras per bedömningsenhet, är det alltså upp till medlemsstaterna att bestämma bedömningskalan för de totala 10 %. Bedömningsenheter där 10 % eller mer av alla livsmiljöer är skyddade eller på annat sätt undantagna från påverkan anses uppfylla tröskeln på egen hand, medan bedömningsenheter där mindre än 10 % är skyddade eller på annat sätt undantagna från påverkan endast kan uppnå GES om kravet på 10 % totalt i hela havsområdet är uppfyllt. Tillsammans gör dessa anpassningar det lite enklare att genomföra gränsvärdet.



Figur 58. Minst 10 % per huvudsaklig livsmiljötyp (HLT) utan påverkan (ljusblå områden) beräknas som minst 5 % och max 15 % per bedömningsområde, samtidigt som den sammanlagda ytan måste överstiga 10 %. Här tre olika scenarier för en HLT. I scenario 1 uppnår livsmiljötypen minst 10 % i alla delområden, varmed gränsvärdet på 10 % är uppnått. I scenario 2 överstiger den opåverkade ytan bedömningsområde A 5 % men uppnår inte 10 %, vilket kompenseras av att en större yta i bedömningsområde B utgör mer än 10 % av det området. Tillsammans med 10 % i bedömningsområde C uppnås gränsvärdet. I scenario 3 överstiger den opåverkade ytan 15 % i bedömningsområde A, men bara 15 % får "tillgodoräknas" i bedömningen. I bedömningsområde B uppgår den opåverkade ytan till mindre än 5 %, vilket i sig gör att livsmiljötypen inte uppnår gränsvärdet. Dessutom blir summan över alla bedömningsområden mindre än 10 %, vilket också gör att det nationella gränsvärdet inte uppnås.

Alla huvudsakliga livsmiljötyper har inte heller samma värde när det gäller biotisk och abiotisk struktur och funktion och naturvärden kan vara ojämnt fördelade inom de olika livsmiljötyperna. Detta är ytterligare ett argument för att möjliggöra en mer flexibel bedömning snarare än att utgå från ett fast gränsvärde. Vi behöver kunna prioritera vissa livsmiljötyper, med tillhörande strukturer och funktioner, över andra som kanske är vanligare och/eller har lägre naturvärden. Det är också viktigt att skilja på kust- och utsjömiljöer då områden i utsjön kan dra upp bedömningen för en livsmiljötyp även om stora delar av samma livsmiljötyp i kustzonen är påverkad.

Som en del i Havs- och vattenmyndighetens kartläggning av havsbotten längs svenska kusten har bentiska ekosystemkomponenter och naturvärden karterats enligt Mosaic (Hogfors m.fl. 2020) (se Ruta 2, sidan 89) på översiktlig nivå i havsplaneområdena Bottniska Viken och Östersjön (Florén m.fl. 2018, Wijkmark m.fl. 2019). Mosaic-värden från dessa områden har analyserats i denna studie tillsammans med information om huvudsakliga livsmiljötyper, områdestyp enligt SVAR, samt morfologisk påverkan från SGU enligt Törnqvist m.fl. (2020) för att visa på behovet av ett mer nyanserat tröskelvärde. Mosaic-kartorna för havsplaneområdena Bottniska Viken och Östersjön är anpassade efter Symphony (Hammar m.fl. 2018), och har därför 250 m upplösning, vilket är relativt grovt, men den används här för att ge en fingervisning om i vilken omfattning bentiska naturvärden förväntas vara kopplade till respektive livsmiljötyp. För analysen har ett Mosaic-värde på 10 poäng använts för att avgränsa ”högre naturvärden”.

Tabell 13 visar på fördelningen av områden med naturvärden enligt Mosaic om 10 poäng eller högre per huvudsaklig livsmiljötyp för hela Östersjön. Flera livsmiljötyper har höga naturvärden som omfattar mer än 10 % av ytan, medan andra saknar ytor med högre naturvärden. Detta visar på vikten att kunna prioritera områden med högre naturvärden för områdesskydd eller andra åtgärder, för att på så sätt maximera nyttan med gränsvärdet totalt 10 % utan påverkan.

Tabell 13. Fördelning av bentiska naturvärden ≥ 10 p enligt Mosaic, samt påverkan = 0 per huvudsaklig livsmiljötyp.

Huvudsaklig livsmiljötyp	Total yta km ²	% mosaic ≥ 10	% påverkan = 0	% mos ≥ 10 p = 0
Infralitorala hårbottenar och biogena rev	3412	10 %	95 %	9 %
Infralitorala grova sediment (grus, sten och block)	7043	14 %	94 %	12 %
Infralitorala blandade sediment	503	22 %	57 %	4 %
Infralitoral sand	918	21 %	74 %	11 %
Infralitoral silt och lera	1790	30 %	91 %	26 %
Infralitoral sand eller silt och lera	1145	8 %	96 %	7 %
Cirkalitorala hårbottenar och biogena rev	5123	0 %	99 %	0 %
Cirkalitorala grova sediment (grus, sten och block)	52360	1 %	99 %	1 %
Cirkalitorala blandade sediment	6576	1 %	96 %	0 %
Cirkalitoral sand	20383	0 %	99 %	0 %
Cirkalitoral sand eller silt och lera	4098	13 %	98 %	13 %
Cirkalitoral silt och lera	4615	0 %	100 %	0 %
Cirkalitorala hårbottenar och biogena rev i utsjön	580	0 %	100 %	0 %
Cirkalitorala grova sediment (grus, sten och block) i utsjön	10142	0 %	100 %	0 %
Cirkalitorala blandade sediment i utsjön	6277	0 %	100 %	0 %
Cirkalitoral sand i utsjön	13945	0 %	100 %	0 %
Cirkalitoral silt och lera i utsjön	145	0 %	100 %	0 %
Cirkalitoral sand eller silt och lera i utsjön	176	0 %	99 %	0 %

DISKUSSION

De olika EU-direktiven skiljer på förlust och fysisk störning, men i praktiken är det lite vanskligt att kategoriskt skilja dem åt eftersom effekten av påverkan är progressiv och det kan vara svårt att dra en gräns mellan påverkan och förlust. Även ur ett analytiskt perspektiv är denna distinktion problematisk, eftersom en analys av effekter antingen ger kontinuerlig respons (andel förlust/förändring) eller sannolikhet för skifte mellan två stadier (t.ex. förekomst/ej förekomst, eller abundans över/under ett brytvärde). Då både den kontinuerliga responsen och sannolikheten för statusförändring är behäftade med stor osäkerhet ger båda dessa metoder i praktiken kontinuerliga resultat, utan någon tydlig skiljelinje mellan negativ påverkan och förlust.

Vad som utgör negativ påverkan är inte heller definierat men innebär alltid en kategorisk, binär, bedömning på en kontinuerlig skala, exempelvis att negativa effekter uppstår efter 10 % förlust av abundans. En binär bedömning riskerar därför att skapa stora fel. En kategorisering av arealer med/utan signifikant negativ störning – en kategorisk, binär, världsbild – ger resultat som fokuserar på intensitet till förmån för utbredning, även om mängden störning är densamma. En sådan uppfattning innebär alltså att vitt utbredd störning som leder till effekter under ”brytpunkten” (stor areal men låg intensitet) inte uppmärksammas tillräckligt, även om effekterna i verkligheten sammantaget kan få systemförändrande konsekvenser. Stora arealer med områden med negativ påverkan som inte överskrider brytvärdet, likställs därmed med ingen påverkan alls. Detta är ett av huvudargumenten för att i det areella tröskelvärdet också inkludera en viss andel av livsmiljötypen som också är klassad som opåverkad.

Att direkt klassa arealer som antingen opåverkade, påverkade eller förlorade gör det också svårt att arbeta med rumsliga metoder så som planering eller restaurering, eftersom förlust och påverkan inte är binära utan kontinuerliga. Det blir svårt att mäta återhämtning och återställning, eftersom bägge processerna sker gradvist.

Med ett alltför förenklat synsätt på ostört/negativt påverkat/förlorat får vi en kategorisk uppfattning om störningens effekter och valet av brytpunkt för påverkat/opåverkat får en oerhört stor betydelse för vilka områden som klassas som utan negativ påverkan, påverkade eller förlorade. Då denna brytpunkt (”vad definierar negativ påverkan?”) inte definierats riskerar resultaten bli godtyckliga.

3.3 Integrering

Enligt kommissionens beslut 2017/848 (European Commission 2017) definieras god status för bottenhabitat (D6C5) som ”Omfattningen av negativa effekter av mänskliga belastningar på livsmiljötypens tillstånd, inklusive ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. typisk artsammansättning och dessa arters relativa abundans, frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur), överstiger inte en viss andel av livsmiljötypens naturliga omfattning i bedömningsområdet.”

För bedömning av D6C5 ska negativa effekter från alla belastningar beaktas, inklusive negativa effekter från fysisk störning (D6C3) samt habitatförlust (D6C4), men även från belastningar som faller under andra deskriptorer; främmande arter (D2), populationer av kommersiellt utnyttjade fiskar och skaldjur (D3), övergödning (D5), förändring av hydrografiska villkor (D7) samt förorenings effekter (D8), Fokus

ligger emellertid inte på belastningarna utan på den påverkan de har på miljö-tillståndet.

Syftet med denna sektion är att ge konceptuell vägledning om hur olika typer av indikatorer och bedömningar bör integreras för att få fram omfattningen av negativa effekter enligt D6C5¹⁶. Huvudfokus i förslaget är att där det finns lämpliga övervakningsdata på relevant skala ska dessa väga tyngst i den övergripande bedömningen av D6C5 (det vill säga bedömningen av struktur och funktion hos bottenhabitatet). Där sådana data saknas eller på olika sätt inte är tillräckliga, stöds bedömningen av en kombination av tillståndsindikatorer under andra deskriptorer eller policyområden, och/eller riskbaserade metoder (som tillämpas under D6C3), alternativt bedömning av påverkan (som påverkansinformation under D6C2), vilka är relevanta för att dra slutsatser om bottenhabitatets övergripande status. Fysisk förlust (D6C1/C4) inkluderas som ett sista steg i processen.

Principerna för bedömningen visualiseras i Figur 59 för tre hypotetiska huvudsakliga livsmiljötyper (HLT), där varje HLT har olika förutsättningar beträffande data för bedömning. Flödet bygger på en prioritering av datakällor för bedömning i följande ordning:

- (1) statusindikatorer som representerar en HLT;
- (2) tillståndet för andra deskriptorer som är relevanta för en HLT;
- (3) uppskattad risk för påverkan från modeller baserade på belastningar och känslighet (t.ex. D6C3); och
- (4) risk för påverkan av belastning och/eller mänskliga aktiviteter utan information om livsmiljöns känslighet.

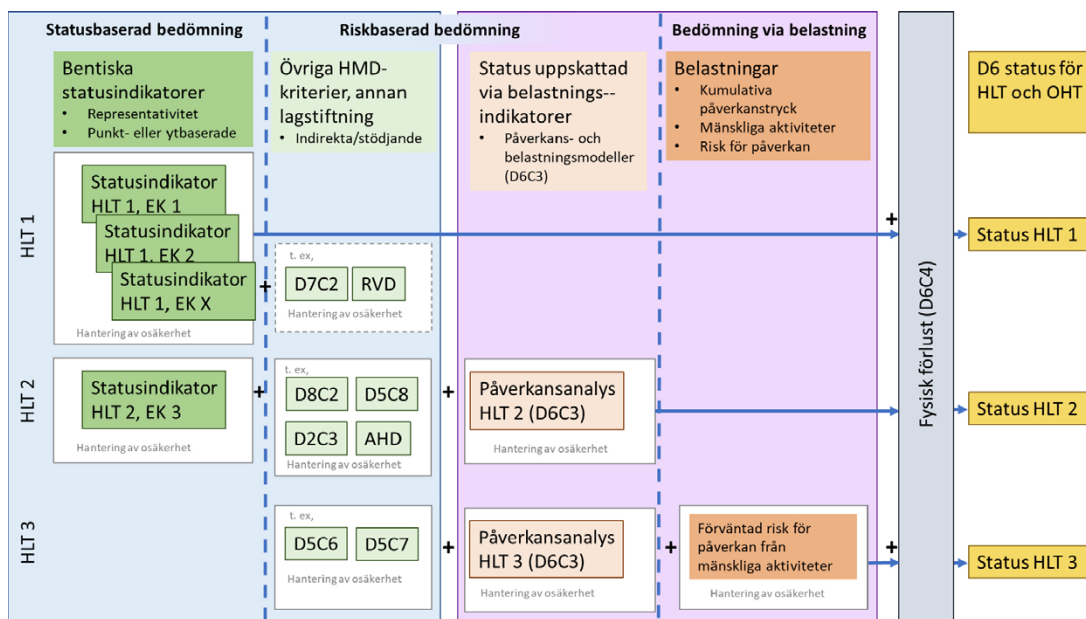
Dessutom adderas alltid fysisk förlust för den specifika livsmiljötypen (D6C4) till bedömningen.

Bedömningen utgår från tillgängliga data för statusbaserad bedömning, som värderas med avseende på representativitet och säkerhet i data, innan beslut fattas om ytterligare datatyper behöver inkluderas. I exemplet i Figur 59 baseras bedömningen av HLT1 på olika typer av statusindikatorer, men tar också bedömningen av status enligt deskriptor 7 i beaktande (vilket krävs enligt COM DEC), medan bedömningen av HLT2 även inkluderar påverkansdata då tillgängliga statusindikatorer och bedömningar från andra deskriptorer inte ger en tillräckligt tillförlitlig bedömning på egen hand. För HLT3 antas data för statusindikatorer saknas helt och bedömningen bygger därför enbart på indirekta datakällor och blir följaktligen mindre tillförlitlig.

I praktiken kommer det sällan vara möjligt att enbart basera bedömningen på statusindikatorer, då både data och operativa indikatorer saknas för många miljöer. I kapitel 2 visar vi på både svårigheter och möjligheter med att använda befintliga indikatorer och data för bedömningen.

De scenarier som presenteras i Figur 59 för HLT2 och HLT3 är därför mer sannolika, men även dessa skulle gynnas av bättre information om känslighet för störning. I de fall där information om livsmiljöns känslighet saknas ökar möjligheten att extrapolera risk för påverkan om generell känslighet för belastning är utrett på landskapsnivå, se avsnitt 2.2.5 och 2.2.6 Även i dessa fall kommer dock prioriteringsordningen för data, som presenterats ovan, att gälla.

¹⁶ Avsnittet är en förkortad version av underlagsarbetet till Artikel 8-vägledningen för Havsmiljödirektivet (European Commission 2022), utarbetad av A. Nyström Sandman, O. Rowe, S. Korpinen och S. Wijnhoven.



Figur 59. Hierarkiskt system för bedömning av D6C5 inom en bedömningsenhet. Den konceptuella modellen visar fyra typer av data för bedömningen av D6C5 (översta raden) för huvudsakliga livsmiljötyper (HLT; vänster sida). Bedömningen av HLT1 baseras på statusindikatorer och andra relevanta MSFD-kriterier, inklusive bedömningen av D6C3 som visar förväntat tillstånd baserat på modellerad påverkan. Inom bedömningen av status för HLT1 integreras olika ekosystemkomponenter (EK, till exempel indikatorer, arter eller biotoper). Bedömningen av HLT2, där bara en statusindikator finns att tillgå, baseras också på bedömning av belastning och risk för påverkan, medan HLT3 helt saknar statusindikatorer och därför bedöms med hjälp av andra typer av data. Fysisk förlust (D6C4) visas separat eftersom den alltid läggs till på slutet. Systemet fungerar både med raster- och vektordata, men om rasterdata används beräknas ovanstående för varje cell.

Integreringen av olika datakällor kan ske på flera sätt. Till exempel kan viktad medelvärdesbildning användas, vilket skulle kräva en översättning av alla ingående datakällor till numeriska värden på en gemensam skala. Andra metoder kan också användas, som matriser av påverkanskategorier, vilket används bland annat i Helcom CumI (Helcom 2023) och Ospar BH3 (Ospar Commission 2023). Den övergripande statusen för en huvudsaklig livsmiljötyp kan beräknas med områdesbaserad medelvärdesbildning. Huruvida datalagren ska anses tillräckliga för att ingå i bedömningen beror delvis på hur stor betydelse de har för att göra en tillförlitlig bedömning. Säkerheten i data definieras som :

- (i) Representativitet; hur bra data beskriver tillståndet för livsmiljötypen (eller annat habitat). Till exempel en indikator som beskriver djupgränsen för makroalger baserat på många arter kan antas ge en säkrare bedömning än om djupgränsen för en enskild art används.
- (ii) Provtagningsdesign och fördelning av övervakningsdata; är övervakningsinsatsen tillräcklig för att fånga upp de effekter som ska inkluderas i bedömningen?
- (iii) Konfidens; är datalagret av tillräckligt god kvalitet? Detta inkluderar olika typer av frågor gällande datakvalitet och osäkerhet, om expertbedömning använts eller om det finns osäkerhet kring återhämtning efter störning. Om konfidensen för ett datalager uppskattas som låg bör man gå vidare till nästa steg i processen och använda kompletterande data.
- (iv) Rumslig täckning av data; det kan finnas osäkerheter kring omfattning och rumslig noggrannhet av påverkan (till exempel sedimentplymer eller bottenstrålning).

Bedömningen av D6C5 kan, baserat på Figur 59, delas upp i åtta steg.

Steg 1. Identifiera relevanta och representativa ekosystemkomponenter:

De huvudsakliga livsmiljötyperna (HLT) är väldigt allmänna och kan innehålla en mängd olika undertyper (till exempel biotoper eller mer snävt definierade abiotiska naturtyper). Eftersom övervakning vanligtvis riktas mot biologiska komponenter eller funktioner är det kritiskt att i ett tidigt skede av processen identifiera arter och biotoper som är representativa för respektive huvudsaklig livsmiljötyp. Enligt kommissionsbeslutet (European Commission 2017) ska urvalet av arter och livsmiljöer som ska pekas ut i de huvudsakliga livsmiljötyperna grundas på vetenskapliga kriterier och ekologisk relevans. Utöver de vetenskapliga kriterierna kan praktiska kriterier som övervakningskostnader och tillgängliga tidsserier beaktas.

En lista tas fram över relevanta arter eller biotoper som representerar varje HLT. Listan bör täcka så många ekologiska och funktionella aspekter av HLT som möjligt, motsvarande Eunis nivå 4 eller högre, och fokusera på de mest känsliga egenskaperna. En sådan lista, baserad på ekosystemkomponenter definierade i Mosaic (Hogfors m.fl. 2020) har tagits fram för Sverige, se avsnitt 3.1.

Steg 2. Bedömning och aggregering av undertyper baserat på övervakningsdata: När listan är etablerad kopplas befintliga övervakningsdata och statusindikatorer till undertyperna. Om dessa existerar görs en preliminär statusbedömning av undertyperna och aggregeras till HLT-nivå¹⁷.

En utvärdering av datatäckning och representativitet görs för att bedöma om fler datatyper krävs för att bedöma livsmiljötypen i den aktuella bedömningsenheten.

Steg 3. Information från andra bedömningar (utdragna genom ytterligare statusindikatorer): Bedömningar från andra deskriptorer inom havsmiljödirektivet, samt bedömningar enligt vattendirektivet samt art- och habitatdirektivet, läggs till i bedömningen. Resultaten från Steg 2 integreras med den nya informationen där de överlappar, men metodiken för denna integration behöver utvecklas. För områden där resultat enligt de föregående stegen saknas, används endast resultaten från dessa andra bedömningar.

Steg 4. Rumslig omfattning av risk för negativa effekter, D6C3: Bedömningen av den rumsliga omfattningen av varje livsmiljötyp som påverkas negativt av fysisk störning enligt kriteriet D6C3 adderas till bedömningen. I teorin skulle modeller för D6C3 kunna tas fram på en sådan skala att de kan användas redan i stegen ovan, men de nuvarande modellerna indikerar 'potentiell påverkan' eller 'risk för påverkan', eftersom de bygger på ganska grova antaganden om känslighet och sällan inkluderar uppmätta förhållanden mellan påverkan och status för specifika ekosystemkomponenter. Trots detta spelar de, genom att vara rumsligt explicita, en betydande roll i bedömningen av D6C5.

Steg 5. Risker för påverkan från aktiviteter och belastningar: Om en bedömning av potentiell påverkan enligt D6C3 inte är tillgänglig eller anses otillräcklig, läggs information till om övriga aktiviteter och/eller belastningar som potentiellt påverkar livsmiljötyperna, även om data på artförekomst eller annan information om livsmiljöernas känslighet för dessa belastningar saknas.

I steg 5 identifieras vilka typer av påverkan som saknas från de tidigare stegen. Detta kan inkludera till exempel påverkan som omfattas av andra deskriptorer

¹⁷ För detta finns ingen på EU-nivå överenskommen metod, men exempel finns, till exempel https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/04/Theme-4_Deliverable-4.1.2.pdf

men där kriterieresultatet inte var tillgängliga, eller sådan påverkan som inte i tillräcklig utsträckning täcks av andra kriterier (till exempel organisk övergödning från akvakultur). Risken för ogynnsam effekt bör övervägas och dokumenteras för varje fall separat, utan att överskatta påverkansområdet.

Steg 6. Fysisk förlust: I detta steg inkluderas data för fysisk förlust som överensstämmer med kraven för kriterierna D6C1 och D6C4. Fysisk förlust av ett habitat i ett område innebär automatiskt att detta område inte räknas in i den yta som bidrar till god status.

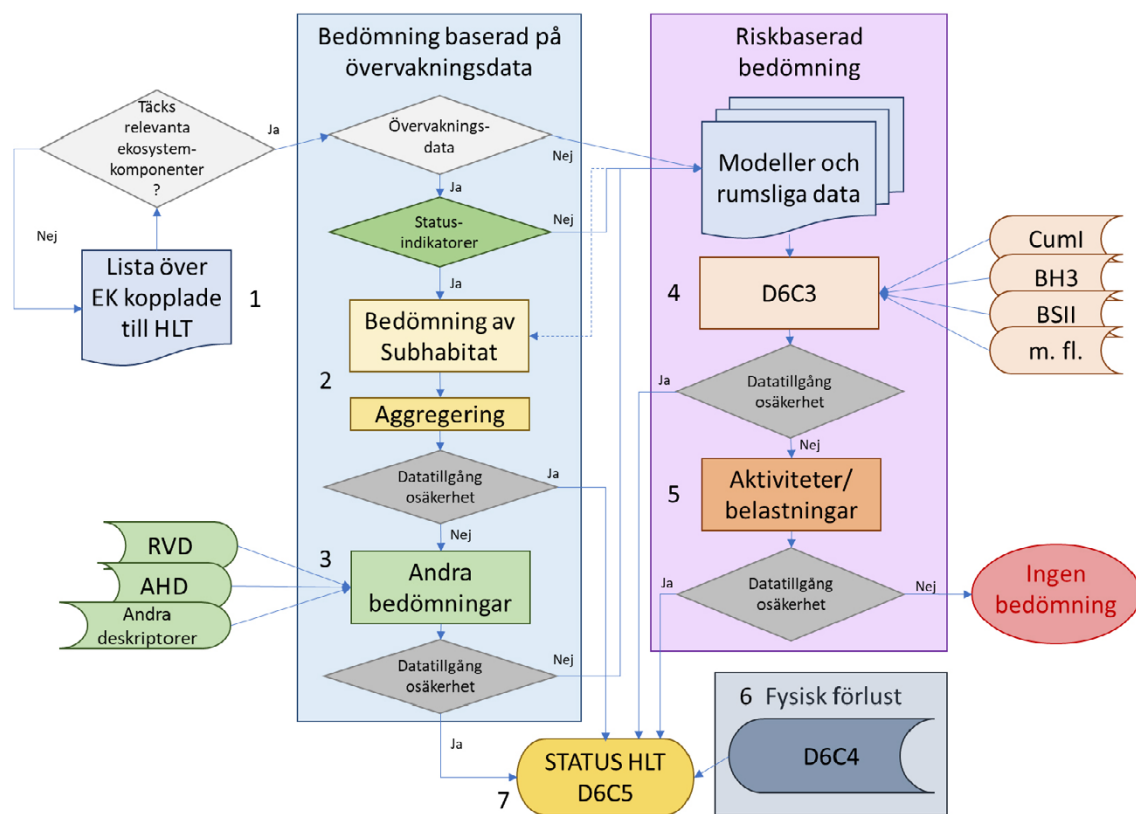
Steg 7. Sammantagen status (D6C5): Efter att alla sex stegen gått igenom överlagras rumsliga data i bedömningsområdet för de olika livsmiljötyperna. Som angivits ovan i steg 1–6 finns det en prioriteringsordning för vilka av lagren som används för att bedöma i vilken utsträckning god miljöstatus uppnås. Varje nytt steg tas om bedömningsresultatet, baserat på de föregående stegen, inte anses tillräckligt tillförlitligt. Dock bör steg 2–4 alltid genomföras eftersom andra kriterier enligt kommissionsbeslutet ska beaktas. Eftersom grundprincipen är att statusindikatorer säger mer om faktiska negativa effekter än resultat baserade på aktiviteter och påverkan, kan steg 3 och 4 få mindre vikt om analysen indikerar det.

Varje datalager kommer på sitt sätt att återspegla livsmiljöns tillstånd. För att integrera flera lager måste även riskbaserade bedömningar tolkas till ett miljötillstånd och kvantitativa resultat måste integreras med expertbedömningar.

Den slutliga bedömningen anges som en procentsats och yta för varje huvudsaklig livsmiljötyp inom varje bedömningsområde där den förekommer.

Steg 8: Hantering av naturliga förhållanden och historiska faktorer: Skillnader i definitionen av "god status" på grund av naturliga miljöförhållanden bör redan återspeglas i de biologiska statusindikatorer som används i bedömningen. Samtidigt kan en bedömning, som huvudsakligen är baserad på information om påverkan, helt förbise naturliga förhållanden. Den slutliga bedömningen kan därför behöva justeras med avseende på gradienter i dessa förhållanden, som till exempel salthalt eller vågexponering. Där information eller data finns tillgängliga om historisk utbredning av habitat eller historiska artsamhällen som inte längre finns kvar, bör detta återspeglas i bedömningen. Om de naturliga aspekterna inte är inbyggda i tröskelvärden för påverkan, ger detta en större osäkerhet kring vad som utgör ett naturligt tillstånd och möjligheterna att uppnå det.

Flödesschema för steg 1 till 7 finns i Figur 60. Siffrorna hänvisar till respektive steg. Flödet bygger på en prioritering av datakällor för bedömning där biologiska indikatorer för miljöstatus prioriteras över andra typer av datakällor.



Figur 60. Flödesschema för steg 1 till 7.

4. Slutsatser och förslag

4.1 Samband mellan påverkan och bottenmiljöns status

För att det ska vara möjligt att bedöma bottenmiljöns status med avseende på fysisk förlust och störning enligt havsmiljödirektivet behöver vi dels kvantifiera relationen mellan fysisk störning och ekologiska effekter och dels hitta en metodik som låter dessa samband skalas upp till en landskapsnivå.

I detta projekt har vi utvecklat, testat och utvärderat metoder för att bedöma fysisk påverkan och skatta procentuell förändring i termer av minskning av vissa arter och ökning av andra, givet olika grad av fysisk störning.

PÅVERKAN FRÅN BOTTENTRÅLNING

Bottentrålning är en viktig påverkansfaktor i bedömningen av havsbottnens integritet, och effekterna på sammansättning och diversitet av bottenlevande arter har studerats i många sammanhang. Dock låter sig inte resultat från andra havsområden alltid direkt översättas till svenska förhållanden. Dessutom påverkar bottentrålningen också ekosystemprocesser och -funktioner, vilka inte är lika väl undersökta.

Vi har därför analyserat ett antal utvalda indikatorer, med avseende på samband med fysisk påverkan från bottentrålning, i fyra områden runt den svenska kusten. Förhållandena har gått från artfattiga och nästan limniska i inre Bottenviken, till artrika och helt marina förhållanden i djupare områden i Skagerrak. Indikatorerna, som alla kan beräknas från befintliga miljöövervakningsdata, är både strukturella (BQI och Margalef D), det vill säga som bygger på artdiversitet eller -känslighet, och funktionella (bioturbationspotential BPc och bioirrigationspotential IPc), det vill säga som relaterar direkt till ekosystemets funktion.

I Skagerrak, som är det artrikaste området och där vi också hade mest data, påverkades alla indikatorerna negativt av bottentrålning. Att både strukturella och funktionella indikatorer påverkades negativt är intressant och kan tolkas som att trålningen inte bara påverkar de känsligaste arterna och därmed diversiteten negativt, utan att trålningen även kan ha en negativ inverkan på ekosystemets funktion i form av ändrad bioturbation och bioirrigation. Ändringar av de sistnämnda påverkar i sin tur biogeokemiska processer som närsaltsomsättning, syresättning och kolinlagring.

I övriga områden var det svårare att finna effekter av trålning, och endast i Kattegatt kunde vi se någon signifikant effekt av trålning (negativ effekt för BQI, positiv för IPc). Den positiva effekten av trålning på IPc i Kattegatt kan bero på den stora dominansen av ormstjärnor (50 % av IPc), vilka visat sig vara toleranta mot trålning eller till och med gynnas av trålning, troligen på grund av minskad predation från bottenlevande fisk i trälade områden (Sköld m.fl. 2018a). I Östersjön och Bottenviken, där vi hade färre prov och färre arter, gick det inte att se någon effekt av trålning på indikatorerna. I Bottenviken ligger stationerna inomskärs och både metoden för beräkning av trålningsintensitet (SAR, Swept Area Ratio) och modellerna för

miljövariabler fungerar sämre i sådana områden. Där är flera av de vanliga taxa dessutom små och ofta opportunistiska kortlivade arter, till exempel fjädermygglarver och fåborstmaskar, eller mobila som skorven och vitmärlan som snabbt kan återkolonisera störda ytor och därmed sannolikt inte särskilt känsliga för bottentrålningen. Även i Östersjön är åtminstone vissa arter troligen inte heller så känsliga för trålning då de är relativt små och kortlivade, eller kan gräva djupt (till exempel kormasken) och/eller är allmänt tåliga på grund av flexibla egenskaper samt adapterade till att leva i en påfrestande miljö med låg salinitet och tillfällig syrebrist.

I Svea-studien i Kattegatt, där vi hade tillgång till uppmätta sedimentparametrar, fick modellerna betydligt högre förklaringsgrad än modellerna från Kattegattgradienten, trots att gradienten hade dubbelt så många stationer som Svea-studien. Sedimentets uppmätta porositet var den sedimentvariabel som förklarade det mesta av variationen i indikatorerna (38–56 %), men sedimentets porositet är också starkt korrelerad till organiskt innehåll och kornstorlek och det är troligtvis kombinationen av sedimentegenskaperna som är viktig.

Analysen av trålkänslighetindexen TDI och mTDI på epifauna från dropvideoinventeringar i Kattegatt visade att dessa index inte lämpade sig för analys av trålningseffekter på denna typ av data. En förklaring kan vara att de dominerande sjöpennearterna *Virgularia mirabilis* (mindre piprensare) och *Pennatula phosphorea* (sjöfjäder), vilka utgjorde över 80 % av individerna, har en felaktig känslighetsklassning och att det fanns få andra arter och individer per prov.

Trots den transformering som görs för att utjämna biomassan mellan stora och små arter så är både BpC och IpC känsliga för enstaka stora individer av till exempel musslor eller sjöborrar. Indexen är dessutom starkt korrelerade till total biomassa i provet. Konstruktionen av indexen BpC och IpC gör också att små förändringar i klassningen av arternas egenskaper kan få stora effekter på indexvärdena.

Den potential för bioturbation och bioirrigation som räknats fram från befintliga miljöövervakningsdata (BpC/IpC) jämförde vi med i fält uppmätta värden i Svea-studien i Kattegatt samt i Östersjön (endast bioturbation). Beräknad bioturbationspotential korrelerade svagt med uppmätt bioturbationshastighet i båda områdena, men för bioirrigation fann vi ingen korrelation mellan beräknad potential och uppmätt hastighet.

De funktionella indikatorerna BpC och IpC har flera fördelar. De kan beräknas från befintliga miljödata, de visar inte samma sak som strukturella indikatorer, de reagerar på fysisk störning i form av bottentrålning och åtminstone BpC verkar relatera till i fält uppmätt bioturbation. De har också ett antal nackdelar; de är känsliga för enstaka stora individer, de korrelerar starkt med total biomassa och de är känsliga för klassningen av arternas egenskaper vilken ibland kan vara osäker. Sammanfattningsvis kan man säga att vi visat att de funktionella indikatorerna har potential men att ytterligare arbete krävs innan de kan tas i bruk i förvaltningen. Givet utmaningarna med att använda dessa på ostkusten kan det också finnas behov av att utveckla eller testa andra indikatorer.

EFFEKTER AV FYSISK PÅVERKAN PÅ MAKROVEGETATION OCH EPIBENTISK FAUNA

För att hitta skalbara förhållanden mellan fysisk påverkan och olika ekosystemkomponenter i kustzonen och för att identifiera vetenskapligt grundade mått på fysisk störning och i förlängningen även fysisk förlust, har vi genomfört en dos-

respons-modellering. Vi har sedan använt modelleringen för att skala upp resultaten till en prediktion på landskapsnivå för att kunna skatta utbredningen av habitat-förlust eller förändring.

Utgångspunkten för arbetet är den kartläggning av fysiska påverkanstryck i grundare områden som sedan 2017 sker inom den nationella miljöövervakningen, samt den kartläggning av bottenstörande trålning som skedde hösten 2023 inom arbetet med havsmiljödirektivet. I denna studie har vi undersökt om det går att använda dessa modeller över fysisk störning som ett närmevärde för faktisk fysisk påverkan och, med det som grund, skatta faktisk störning och förlust eller förändring i procent.

Utifrån metoderna har det gjorts ett första försök att, med utgångspunkt i resultaten, forma känslighetsmatriser genom vilka det går att skatta minskad förekomst av olika känsliga arter, givet olika grad av fysisk störning. Med sådana känslighetsmatriser, i vilka arterna utifrån procentuell minskning placeras på en femgradig skala, kan man genom faktisk biologisk inventering eller genom modellering av artutbredningar, skatta minskning eller förlust för olika geografiska uppföljningsenheter, exempelvis vattenförekomst, vattentyp eller vattendistrikt.

Vi visar i denna studie på ett antal tekniker och metoder, med vilka man kan skatta total påverkan på en population samt, genom kontrafaktisk modellering, uppskatta hur stor restaureringspotential det finns i ett område, för en livsmiljö eller för en art. Vi visar också hur detta kan ske geografiskt med kartor över var denna potential är störst och hur den kan kvantifieras.

Vi visar i denna studie att det med hjälp av statistiska metoder och maskin-inlärning går att identifiera och kvantifiera negativa effekter av fysisk påverkan på utvalda ekosystemkomponenter.

Genom dos-respons-modellering erhålls en kontinuerlig effektbedömning, till exempel förlust av täckningsgrad av en art. Genom att prediktera detta till ett större geografiskt område kan modellen visa var i landskapet denna kontinuerliga förlust uppträder och resultaten kan aggregeras till lämplig nivå, till exempel vattenförekomst, Natura 2000-habitat eller vattendistrikt. På detta sätt blir det möjligt att undersöka faktiska effekter av påverkan i verkligheten, samt att identifiera tröskelvärden för förlust eller negativ påverkan. Om effekten av påverkan och potentiell återhämtning till följd av åtgärder kan skattas kvantitativt, ger detta underlag för art- eller områdesspecifika gränsvärden för påverkan och förlust. Till exempel är det möjligt att sätta en lägre gräns för sällsynta eller viktiga arter, än för tåliga och vanliga arter.

Även låga nivåer av fysisk störning kan ha en påverkan på ekosystemkomponenter, samtidigt är det inte säkert att biologin går förlorad till 100 % ens vid kraftig störning. Att skatta fysisk och biologisk förlust är därför svårt och känslighetsmatriser är behäftade med betydande osäkerhet. När man tar fram en sådan matris bör ett antal aspekter tas i beaktande. Om man antar att även fysisk förlust är progressiv och beroende av miljöns känslighet, kan man få fram en metod för att skatta både biologisk och fysisk förlust och på så sätt få fram den totala förlusten av biologisk funktion.

På grund av brist på data och problem med sekretess kring nödvändiga parametrar som djup och substrat har bedömningen av havsbottnens status i huvudsak gjorts kategoriskt, per huvudsaklig livsmiljötyp och någon förvaltnings- eller ytenhet, till exempel vattenförekomst. Den metodik vi presenterar i denna studie gör det möjligt att istället summera kontinuerliga prediktioner av förändring eller förlust

i varje ytenhet och sedan aggregera resultatet per bedömningsenhet. Detta ställer dock högre krav på både biologiska data och underlag för att kartera livsmiljötyperna i form av djup- och substratkartor, än vad som hittills funnits tillgängligt för bedömningen. Om skattningen istället sker på punkterna behövs inte kartorna i samma utsträckning. Möjligheterna att få samla in och sprida data om enskilda punkter är oftast större än för kontinuerliga landskap.

Vi föreslår slutligen en aggregering av andel biologisk och fysisk förlust per ekosystemkomponent och uppföljningsenhet. För statusklassningen används till exempel medelvärdet av förlust per uppföljningsenhet, för att skatta om förlust eller förändring överstiger de areella gränsvärdena.

Vi har utgått från två ansatser att aggregera påverkan.

- Bedömning av status per ytenhet (förlorad/påverkad/ej påverkad). Aggregering av andel förlorad eller påverkad yta per art eller habitat och jämförelse av detta värde mot en miljökvalitetsnorm, exempelvis 2 % fysisk förlust och 25 % biologisk förlust.
- Aggregering av andel (%) biologisk och fysisk förlust per art eller habitat och uppföljningsenhet. Med denna metod summerar man alltså varje ytenhets uppskattade förlust/förändring och sammanställer detta per uppföljningsenhet. Den ekologiska statusklassningen sker sedan lämpligast på medelvärdet av förlust per uppföljningsenhet, exempelvis om förlust/förändring överstiger 2 % (fysisk förlust) eller 25 % (biologisk förlust).

I brist på metoder för att bedöma påverkan analytiskt, används ofta den första ansatsen. I denna rapport föreslår vi istället att den andra ansatsen används för att direkt skatta andel förlust och negativ påverkan (biologisk förlust) per uppföljningsenhet. Då går det att använda miljökvalitetsnormer genom att andel förlorat och negativt påverkat ges av analysen tillsammans med aggregering till valfri uppföljningsnivå.

Resultaten från pilotstudierna föreslår alltså en metod med vilken andel negativt påverkad livsmiljötyp direkt kan skattas, istället för att man som tidigare behöver bedöma förlust och negativ påverkan subjektivt för alla uppföljningsenheter och sedan jämföra denna subjektiva bedömning med miljökvalitetsnormer.

4.2 Övervakning och bedömning av huvudsakliga livsmiljötyper

BEDÖMNING BASERAT PÅ EKOSYSTEMKOMPONENTER

Då de huvudsakliga livsmiljötyperna är generellt definierade abiotiska habitat behöver vi, för att kunna bedöma status med avseende på struktur och funktion, koppla mer specifika ekosystemkomponenter till dessa livsmiljöer. De utvalda ekosystemkomponenterna ska vara representativa för den huvudsakliga livsmiljötypen och de ekosystemfunktioner som är relevanta för bedömningen av tillståndet, både i form av ekologiska funktioner och i relation till mänskliga belastningar som livsmiljön exponeras. De behöver också vara tillräckligt vanliga i bedömningsområdet för att kunna ingå i lämpliga indikatorer för bedömning.

Eftersom de huvudsakliga livsmiljötyperna täcker många olika ekosystemkomponenter, har inte heller alla delar av de huvudsakliga livsmiljötyperna samma biotiska och abiotiska struktur och funktion. Naturvärden och ekosystemkomponenter kan också vara ojämnt fördelade inom en livsmiljötyp. Vi behöver därför kunna prioritera vissa livsmiljötyper eller delar av livsmiljötyper, med tillhörande strukturer och funktioner, över andra som kanske är vanligare och/eller har lägre naturvärden. I denna studie har vi presenterat en koppling mellan huvudsakliga livsmiljöer via Eunis-klassificeringen till ekosystemkomponenter enligt Mosaic (Ruta 2). Den ger en överblick över vilka ekosystemkomponenter som kopplas till respektive huvudsaklig livsmiljötyp och utgör ett underlag för vilka arter eller artgrupper som bör prioriteras när det gäller kartering.

Kopplingen till naturvärden kan också användas för att identifiera områden inom respektive huvudsaklig livsmiljötyp som bör omfattas av de areella gränsvärdena. Om 25 % av den huvudsakliga livsmiljötypen tillåts vara negativt påverkad är det olyckligt om dessa 25 % sammanfaller med de högsta naturvärdena eller de viktigaste funktionerna inom livsmiljötypen. Omvänt är det önskvärt att de 10 % som är utan påverkan faktiskt tar hänsyn till vilka naturvärden och funktioner som är viktigast att bevara.

DATABEHOV FÖR RUMSLIG PÅVERKANSANALYS

För påverkansanalys behövs en provtagning där miljön antingen inventeras helt randomiserat eller stratifieras på olika miljövariabler och i förmodade störningsgradienter. Det senare skulle till exempel kunna göras genom att stratifiera lokaler enligt en modell av bottenstrålning eller enligt den kartläggning av fysiska påverkanstryck som tagits fram inom den nationella miljöövervakningen.

Den befintliga miljöövervakningen ska uppfylla många olika syften, och de övervakningsprogram som finns är därför ofta en kompromiss mellan trendövervakning (lokal, regional och storskalig), statusklassning av vattenförekomster, referens till recipientkontroll, miljömålsuppföljning, bevarandemålsuppföljning, främmande arters utbredning och påverkan. Effekter i påverkade områden ska som regel övervakas av den som utför aktiviteten, som stör eller förorenar (recipientkontroll), medan nationell och regional miljöövervakning svarar för övriga syften.

I öppet hav finns modelldata över relevanta miljödata att tillgå från Copernicus (56 djupnivåer och gridceller 1 x 1 nautisk mil). I kustzonen har vi den svenska kustzonsmodellen där likartade data finns modellerade per hel kustvattenförekomst och djupzon. Dessa produkter överlappar i yttre kusten där ganska stora skillnader kan ses. Alla projekt som modellerar något biologiskt i havet behöver tillgång till dessa data. Modeller över miljötillstånd där dessa data ingår används också av myndigheter för rapportering enligt olika direktiv. Problemet idag är att alla får själva utveckla något eget sätt att hantera dessa miljövariabler, eftersom man ofta behöver data från både kust och öppet hav samtidigt. Ett förslag är att SMHI (eller annan myndighet) får i uppdrag att utveckla och underhålla (nationella) produkter som täcker både kust och öppet hav som kan användas av myndigheter och olika projekt.

ANPASSNING AV KÄNSLIGHETSMATRIS OCH/ELLER PÅVERKANSONER

På grund av sekundära störningseffekter som till exempel grumling av vattenmassan till följd av fysisk påverkan bör påverkanszonerna och deras utbredning och intensitet tydligare anpassas till olika miljötyper. Idag finns en viss kompensation för djup, substrat och vågexponering, men man kan förmoda att denna kompensation inte i tillräcklig grad tar hänsyn till att detta också innebär skilda förutsättningar för störning. Som ett alternativ skulle känslighetsmatrisen kunna anpassas till olika miljötyper.

Vi har inte tagit hänsyn till tertiära störningseffekter i form av ekologiska kaskadeffekter. Med bättre kännedom om och möjligheter till kvantifiering av dessa skulle det dock finnas möjlighet att systematiskt modellera effekter på olika artsamhällen och inkludera dessa som miljövariabler vid modellering av beroende arter. Exempelvis skulle man först kunna modellera förändringar i fiskbestånd för att sedan inkludera dessa förändringar i modellering av bentisk makrovegetation, eller tvärtom.

Det finns även behov av att validera påverkansmodellen och zonernas antagna utsträckning genom att testa effekten av ett stort antal olika modeller. Initialt i innevarande pilotstudie testades några olika metoder för ”utsmetning” eller ”uppmjukning” av påverkanszonerna varvid det framkom att modellerna blev bättre om zonerna medelvärdesbildades med en större sökradie. I Sörmland och Östergötland visade sig 125 meter vara en lämplig radie. I andra vattenområden skulle andra modifieringar kunna vara lämpliga, exempelvis att minska zonerna där vattenrörelserna är större och substraten grövre. Om man bättre anpassar zonernas utsträckning för olika miljöegenskaper kan man validera dem exempelvis genom dos-responsmodeller och se vilka zoner som får störst förklaringsvärde och statistiskt mest trovärdiga dos-respons-kurvor.

AGGREGERING OCH INTEGRERING AV INDIKATORER OCH HABITAT PÅ OLIKA SKALOR

Den konceptuella modellen i Figur 59 samt flödesschemat i Figur 60 visar på den tänkta processen för bedömning av en huvudsaklig livsmiljötyp. I den här rapporten har vi försökt ge exempel på hur olika delar i flödesschemat kan lösas upp. Vi tittade på kopplingen mellan ekosystemkomponenter och huvudsakliga livsmiljötyper, statusindikatorer, modeller och rumsliga data, aktiviteter och belastningar och aggregering av dessa till en sammantagen bedömning.

Många frågor kvarstår dock att besvara. Vi har berört frågor om osäkerhet i de enskilda stegen, men exakt hur denna osäkerhet ska läggas samman till den slutgiltiga bedömningen är inte utrett. På konceptuell nivå föreslår vi en metodik för att väga in bedömningsresultat från andra direktiv och deskriptorer, men hur detta ska göras i praktiken är inte testat inom ramen för detta projekt.

4.3 Rekommendationer

För att bedömningen av havsbottnens status ska bli ekologiskt relevant och vi inte ska missa något avgörande i de huvudsakliga livsmiljötyperna, behöver vi prioritera vilka ekosystemkomponenter som ska representera respektive huvudsaklig livsmiljötyp. Den lista vi har tagit fram i avsnitt 3.1 kan vara ett stöd i arbetet, men hänsyn behöver tas till vilka ekosystemkomponenter som är möjliga att kartera och arbetet

bör samordnas med behoven i andra processer. Vad som faktiskt utgör ”god status” för dessa ekosystemkomponenter behöver också definieras. Utan definierade gränsvärden för kvalitet blir de areella gränsvärdena tandlösa.

Enklare tillgång till kartor över djup och bottenbeskaffenhet i god upplösning skulle underlätta arbetet med bedömningen. Dock utgör den svenska sekretesslagstiftningen en stor begränsning i arbetet med havsbottnens integritet. Vi presenterar här metoder för att bedöma status baserat på punktdata snarare än yttäckande data, men faktum kvarstår att sekretessregelverket står i vägen för en ännu bättre bedömning.

REKOMMENDATIONER GÄLLANDE UPPSKATTNING AV TRÅLNINGSEFFEKTER

Under arbetets gång har vi identifierat en del mer specifika problemområden där det finns möjligheter till framtida förbättringar. Vi listar här några förslag.

Sedimentdata

I analyserna visade det sig att uppmätta sedimentparametrar kunde göra modellerna betydligt bättre. För att öka kunskapen om detta i svenska vatten och analysera betydelsen av sedimentet i en större skala är ett förslag att göra en kampanj i samband med provtagning av bottenfauna inom miljöövervakningen och samla in en propp per station för analys av partikelstorlek, porositet, klorofyllhalt och organisk halt i olika skikt av proppen. I fält tas endast en propp och snittas och fryses för analys på laboratoriet i efterhand. Målsättningen bör vara att få en så stor datamängd och geografisk täckning som möjligt. Kontakt bör också tas med SGU för att se om de kan dra nytta av denna information för sin framtagning av modeller för sediment, habitat eller biotop och om de har ytterligare idéer kring detta.

Trålningsintensitetsberäkningar

Det finns ofta behov av att beräkna trålningsintensitet och bottenstrålnings fotavtryck (förekomst) i olika projekt. I områden utanför den så kallade trålningsgränsen (3–4 nautiska mil utanför baslinjen) kan detta inte göras baserat enbart på svenska data, utan det krävs tillgång till fiskedata från andra länder som har fiskerättigheter. En process för detta där Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för att ta fram dessa beräkningar, initialt för svenska data där myndigheten är dataägare, skulle underlätta för både förvaltning och forskning. Det finns också ett behov av att beräkna trålningsintensitet och fotavtryck med hög rumslig och ibland även tidsmässig upplösning. ICES har rådgivit om detta vid flera tillfällen och sammanhang, och en enkel lösning är att höja frekvensen för satellitspårning (VMS).

REKOMMENDATIONER GÄLLANDE ETT NATIONELLT VERKTYG FÖR MODELLERING

För modellering av arter, artindex och habitat på nationell skala behöver insamling av biologiska data ske på ett randomiserat eller stratifierat sätt, så att alla kombinationer av miljöparametrar, fysisk störning och artförekomster analytiskt kan associeras i modellerna. Det behövs också en samordning av heltäckande miljövariabler för modellering. Det finns stora mängder insamlade miljödata som kan utgöra fonden mot vilka modellerna justeras, men det finns ingen vedertagen standard att luta sig mot.

Eftersom regionala skillnader i förutsättningarna för biologin och miljöns interaktion med biologin inte helt låter sig fångas genom modellering behöver modeller och känslighetsmatriser tas fram för olika regioner.

Vi visar i denna studie hur man kan skapa en enhetlig modell över fysiska påverkanstryck och exemplifierar hur man kan arbeta med fysisk känslighet (för fysisk förlust) på liknande sätt som biologisk känslighet. Vi förordar att man utgår ifrån känslighet (biologisk samt fysisk) och påverkanstryck för att:

- a) skapa en heltäckande påverkansmodell där både grunda och djupa habitat ingår, alltså en kompletterad kartläggning av fysisk påverkan med tillägg av bottenrålning,
- b) genom känslighetsmatrisen, skatta förlust i varje ytenhet (pixel), vilket då får ange biologisk förlust och aggregera upp dessa siffror till lämplig uppföljningsenhet,
- c) genom känslighetsmatrisen för fysisk förlust och kartläggningen av fysisk påverkan, skatta areal som är direkt fysiskt förlorad,
- d) sammanställa andelar fysiskt och biologiskt förlorade arter/habitat i enlighet med gällande direktiv och miljömål, exempelvis per Eunis-nivå och vattenförekomst (vattendirektivet) eller vattentyp (havsmiljödirektivet).

De studier vi presenterar här öppnar upp kunskapsfältet och bidrar med värdefulla insikter, men det återstår att komplettera, validera och skala upp resultaten och testa metoderna i andra regioner och med andra arter. Eftersom det finns få inventeringar i starkt påverkade områden, är metoderna särskilt osäkra just där de behövs som mest, varför sambanden mellan påverkanstryck och effekt blir osäkra.

SLUTORD

Med utgångspunkt i den svenska bedömningen av havsbottnens integritet har vi undersökt mänsklig påverkan och dess effekter på den bentiska miljön i svenska hav. Vi har vidareutvecklat, testat och utvärderat data och metoder, och utarbetat principer för aggregering av indikatorer och data av olika ursprung på olika skalor. Vår ambition är att arbetet vi utfört i Carambha ska bidra till att göra framtida bedömningar mer träffsäkra och robusta.

5. Tack

Vi vill tacka alla som arbetat i fält under forskarveckan i Kattegatt 2021 som arrangerades av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) på RV Svea. Emil de Borger och Justin Tiano lånade ut utrustningen för bioirrigationsmätningar och beräknade 'pumping rate'. Claudia Morys jobbade med bioturbationsdata och bidrog till tidigare versioner av texten, Jan Olov Persson (Stockholms universitet) gav oss råd om statistik gällande analyserna av trålningseffekter. Vi vill också tacka Patrik Jonsson (SLU) och François Bastardie (DTU Aqua) för hjälp med beräkning av trålningsintensitet i Kattegatt, samt Jonas Edlund (Littoralis Natur) och Länsstyrelsen Södermanland för hjälp med dropvideodata.

Tack också till Gonçalo Carneiro, Lena Svensson, Stefan Skoglund, Guillaume Vigouroux, Henrik Nygård, Norbert Häubner och Jonas Pålsson för värdefulla kommentarer på rapporten och dess innehåll.

6. Källhänvisning

- Allaby, M. 2010. Simpson's diversity index. A Dictionary of Ecology. Oxford University Press.
- Ambroso, S., C. Dominguez-Carrió, J. Grinyó, P. J. López-González, J.-M. Gili, A. Purroy, S. Requena, och T. Madurell. 2013. In situ observations on withdrawal behaviour of the sea pen *Virgularia mirabilis*. *Marine Biodiversity* 43:257–258.
- Aps, R., K. Herkül, J. Kotta, R. Cormier, K. Kostamo, L. Laamanen, J. Lappalainen, K. Lokko, A. Peterson, och R. Varjopuro. 2018. Marine environmental vulnerability and cumulative risk profiles to support ecosystem-based adaptive maritime spatial planning. *ICES Journal of Marine Science* 75:2488–2500.
- Austin, Å. N., J. P. Hansen, S. Donadi, och J. S. Eklöf. 2017a. Relationships between aquatic vegetation and water turbidity: A field survey across seasons and spatial scales. *PLOS ONE* 12:e0181419.
- Austin, Å. N., J. P. Hansen, S. Donadi, och J. S. Eklöf. 2017b. Relationships between aquatic vegetation and water turbidity: A field survey across seasons and spatial scales. *PLOS ONE* 12:e0181419.
- Bartolino, V., M. Cardinale, H. Svedäng, H. W. Linderholm, M. Casini, och A. Grimwall. 2012. Historical spatiotemporal dynamics of eastern North Sea cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69:833–841.
- Beauchard, O. 2023. The importance of trait selection on the meaning of functional diversity in benthic studies. *Frontiers in Marine Science* 10.
- Beauchard, O., C. Bradshaw, S. Bolam, J. Tiano, C. Garcia, E. De Borger, P. Laffargue, M. Blomqvist, I. Tsikopoulou, N. K. Papadopoulou, C. J. Smith, J. Claes, K. Soetaert, och M. Sciberras. 2023. Trawling-induced change in benthic effect trait composition – A multiple case study. *Frontiers in Marine Science* 10.
- Bekkby, T., P. E. Isachsen, M. Isæus, och V. Bakkestuen. 2008. GIS Modeling of Wave Exposure at the Seabed: A Depth-attenuated Wave Exposure Model. *Marine Geodesy* 31:117–127.
- Bergenius, M., K. Ringdahl, A. Sundelöf, S. Carlshamre, H. Wennhage, och D. Valentinsson. 2018. Atlas över svenskt kust- och havsfiske 2003–2015. 245 sidor. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund.
- Blomqvist, M., S. A. Wikström, J. Carstensen, S. Qvarfordt, och D. Krause-Jensen. 2014. Response of coastal macrophytes to pressures: Deliverable 3.2-2. WATERS Report, Swedish Institute for the Marine Environment, Göteborg.
- Bradshaw, C., S. Iburg, C. Morys, M. Sköld, A. Pusceddu, C. Ennas, P. Jonsson, och F. J. A. Nascimento. 2024. Effects of bottom trawling and environmental factors on benthic bacteria, meiofauna and macrofauna communities and benthic ecosystem processes. *Science of The Total Environment* 921:171076.

- Bradshaw, C., M. Jakobsson, V. Brüchert, S. Bonaglia, C.-M. Mörth, J. Muchowski, C. Stranne, och M. Sköld. 2021. Physical Disturbance by Bottom Trawling Suspends Particulate Matter and Alters Biogeochemical Processes on and Near the Seafloor. *Frontiers in Marine Science* 8:1127.
- Bremner, J., C. L. J. Frid, och S. I. Rogers. 2003. Assessing Marine Ecosystem Health: The Long-Term Effects of Fishing on Functional Biodiversity in North Sea Benthos. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 6:131–137.
- Chevenet, F., S. Doledec, och D. Chessel. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31:295–309.
- Cronin-O'Reilly, S., N. S. Wells, R. McCallum, C. S. Hallett, J. R. Tweedley, F. J. Valesini, och B. D. Eyre. 2022. Chronically stressed benthic macroinvertebrate communities exhibit limited effects on ecosystem function in a microtidal estuary. *Marine Ecology Progress Series* 701:1–16.
- De Borger, E., J. Tiano, U. Braeckman, T. Ysebaert, och K. Soetaert. 2020. Biological and biogeochemical methods for estimating bioirrigation: a case study in the Oosterschelde estuary. *Biogeosciences* 17:1701–1715.
- Downie, A.-L., T. Noble-James, A. Chaverra, och K. L. Howell. 2021. Predicting sea pen (Pennatulacea) distribution on the UK continental shelf: evidence of range modification by benthic trawling. *Marine Ecology Progress Series* 670:75–91.
- Eigaard, O. R., F. Bastardie, M. Breen, G. E. Dinesen, N. T. Hintzen, P. Laffargue, L. O. Mortensen, J. R. Nielsen, H. C. Nilsson, F. G. O'Neill, H. Polet, D. G. Reid, A. Sala, M. Sköld, C. Smith, T. K. Sørensen, O. Tully, M. Zengin, och A. D. Rijnsdorp. 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science* 73:i27–i43.
- Eigaard, O. R., F. Bastardie, N. T. Hintzen, L. Buhl-Mortensen, P. Buhl-Mortensen, R. Catarino, G. E. Dinesen, J. Egekvist, H. O. Fock, K. Geitner, H. D. Gerritsen, M. M. González, P. Jonsson, S. Kavadas, P. Laffargue, M. Lundy, G. Gonzalez-Mirelis, J. R. Nielsen, N. Papadopoulou, P. E. Posen, J. Pulcinella, T. Russo, A. Sala, C. Silva, C. J. Smith, B. Vanelslander, och A. D. Rijnsdorp. 2017. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science* 74:847–865.
- Emanuelsson, A., och P. Göransson. 2017a. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2016, Del 1 av 3: Stora Middelfgrund och Röde bank. Länsstyrelsen i Hallands län.
- Emanuelsson, A., och P. Göransson. 2017b. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2016. Del 2 av 3: Djupområden vid Fladen. Länsstyrelsen i Hallands län.
- Emanuelsson, A., och P. Göransson. 2017c. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2016, Del 3 av 3: Djupare delar av södra-mellersta Kattegatt. text, Länsstyrelsen i Hallands län.
- Epstein, G., J. J. Middelburg, J. P. Hawkins, C. R. Norris, och C. M. Roberts. 2022. The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments. *Global Change Biology* 28:2875–2894.

European Commission. 2017. COMMISSION DECISION (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU.

European Commission. 2022, maj. MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD.

Florén, K., N. Wijkmark, F. Fyhr, S. Tano, och J. Beltrán. 2018. Kartering av bentiska naturvärden i Bottniska Viken. Havs- och vattenmyndigheten.

Folke, C., S. R. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. H. Gunderson, och C. S. Holling. 2004. Regime Shifts, Resilience and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:557–581.

Foveau, A., C. Jac, M. Llapasset, C. Guillerme, N. Desroy, och S. Vaz. 2020. Updated biological traits' scoring and protection status to calculate sensitivity to trawling on mega-epibenthic fauna. SEANOE.

Foveau, A., S. Vaz, N. Desroy, och V. E. Kostylev. 2017. Process-driven and biological characterisation and mapping of seabed habitats sensitive to trawling. *PLOS ONE* 12:e0184486.

Funk, M. J., D. Westreich, C. Wiesen, T. Stürmer, M. A. Brookhart, och M. Davidian. 2011. Doubly Robust Estimation of Causal Effects. *American Journal of Epidemiology* 173:761–767.

García, S., A. L. Perry, J. Blanco, C. Petersen, J. Maaholm, H. Paulomäki, och R. Aguilar. 2020, februari 3. Protecting the North Sea: Northern Danish waters. OSF.

Gislason, H., F. Bastardie, G. E. Dinesen, J. Egekvist, och O. R. Eigaard. 2017. Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecological Indicators* 82:260–270.

Goedefroo, N., U. Braeckman, K. Hostens, J. Vanaverbeke, T. Moens, och A. De Backer. 2023. Understanding the impact of sand extraction on benthic ecosystem functioning: a combination of functional indices and biological trait analysis. *Frontiers in Marine Science* 10.

Groffman, P. M., J. S. Baron, T. Blett, A. J. Gold, I. Goodman, L. H. Gunderson, B. M. Levinson, M. A. Palmer, H. W. Paerl, och G. D. Peterson. 2006. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? *Ecosystems* 9:1–13.

Grömping, U. 2015. Variable importance in regression models. *WIREs Computational Statistics* 7:137–152.

Göransson, P. 2018a. Videoundersökningar av epifauna i sydöstra Kattegatt 2017. Länsstyrelsen i Skåne.

Göransson, P. 2018b. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2017, Del 1 av 2: Djupare delar av mellersta Kattegatt. Länsstyrelsen i Hallands län.

Göransson, P. 2018c. Videoundersökningar av epifauna i Kattegatt 2017, Del 2 av 2: Djupare delar av Lilla Middelgrund. Länsstyrelsen i Hallands län.

Göransson, P. 2018d. Videoundersökningar av epifauna i norra Öresund 2018. Länsstyrelsen i Skåne.

- Göransson, P. 2019. Videoundersökningar i Skålderviken 2018. Länsstyrelsen Skåne.
- Göransson, P., A. Emanuelsson, och M. Lundqvist. 2014. Kartering av bottenfaunan i sydöstra Kattegatt 2014. 62 sidor. PAG Miljöundersökningar.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, och others. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319:948–952.
- Hammar, L., S. Molander, J. Pålsson, J. S. Crona, G. Carneiro, T. Johansson, D. Hume, G. Kågesten, D. Mattsson, och O. Törnqvist. 2020. Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. *Science of the Total Environment* 734:139024.
- Hammar, L., J. Schmidtbauer Crona, G. Kågesten, D. Hume, J. Pålsson, M. Aarsrud, D. Mattsson, F. Åberg, M. Hallberg, och T. Johansson. 2018. Symphony: Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats. Havs- och vattenmyndighetens rapport, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Hansen, J. 2016. Uppföljning av bottenvegetation i grunda Östersjövikar : Varians- och precisionsanalyser av data insamlade med visuella metoder genom snorkling. Havsmiljöinstitutet.
- Hansen, J. P. 2012. Benthic vegetation in shallow inlets of the Baltic Sea : Analysis of human influences and proposal of a method for assessment of ecological status. Department of Botany, Stockholm University.
- Hansen, J. P., och M. Snickars. 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738:171–189.
- Hansen, J. P., G. Sundblad, U. Bergström, Å. N. Austin, S. Donadi, B. K. Eriksson, och J. S. Eklöf. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48:539–551.
- HELCOM. 2018a. Estimating physical disturbance on seabed. *Baltic Sea Environment Proceedings*.
- HELCOM. 2018b. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016.
- HELCOM. 2021. Climate Change in the Baltic Sea. 2021 Fact Sheet. *Baltic Sea Environment Proceedings, HELCOM/Baltic Earth 2021*.
- HELCOM. 2023. Cumulative impact from physical pressures on benthic biotopes. HELCOM indicator report.
- Hiddink, J. G., S. Jennings, M. Sciberras, C. L. Szostek, K. M. Hughes, N. Ellis, A. D. Rijnsdorp, R. A. McConnaughey, T. Mazon, R. Hilborn, J. S. Collie, C. R. Pitcher, R. O. Amoroso, A. M. Parma, P. Suuronen, och M. J. Kaiser. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114:8301–8306.
- Hillebrand, H., I. Donohue, W. S. Harpole, D. Hodapp, M. Kucera, A. M. Lewandowska, J. Merder, J. M. Montoya, och J. A. Freund. 2020. Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nature Ecology & Evolution* 4:1502–1509.

Hintzen, N. T., F. Bastardie, D. Beare, G. J. Piet, C. Ulrich, N. Deporte, J. Egekvist, och H. Degel. 2012. VMStools: Open-source software for the processing, analysis and visualisation of fisheries logbook and VMS data. *Fisheries Research* 115–116:31–43.

Hinz, H., A. Törnroos, och S. de Juan. 2021. Trait-based indices to assess benthic vulnerability to trawling and model loss of ecosystem functions. *Ecological Indicators* 126:107692.

Hogfors, H., F. G. Fyhr, och A. Nyström Sandman. 2020. Mosaic-verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden: Version 1. Havs- och vattenmyndigheten.

ICES. 2019. Workshop on scoping of physical pressure layers causing loss of benthic habitats D6C1 – methods to operational data products (WKBEDLOSS). 49 sidor. ICES Scientific Reports.

ICES. 2020. Technical Service – Swedish request on the production of yearly (2009–2018) swept-area ratio (SAR) values in the Swedish EEZ. . In Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, swe.2020.08. [object Object].

ICES. 2022a. Workshop to scope assessment methods to set thresholds (WKBENTH2). 99 sidor. ICES Scientific Reports.

ICES. 2022b. ICES workshop to evaluate proposed assessment methods and how to set thresholds for assessing adverse effects on seabed habitats (WKBENTH3). 102 sidor.

ICES. 2023a. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32, eastern Baltic stock (eastern Baltic Sea). In Report of the ICES Advisory Committee, 2023. ICES Advice 2023, cod.27.24–32.

ICES. 2023b. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea). report, ICES Advice: Recurrent Advice.

ICES. 2023c. Working Group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs (WGFBIT; outputs from 2022 meeting). 112 sidor.

Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Dissertation, Stockholm University, Stockholm.

Jac, C., N. Desroy, G. Certain, A. Foveau, C. Labrune, och S. Vaz. 2020a. Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 1: Generic sensitivity indices to measure the effect of trawling on benthic mega-epifauna. *Ecological Indicators* 117:106631.

Jac, C., N. Desroy, G. Certain, A. Foveau, C. Labrune, och S. Vaz. 2020b. Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 2: How much of seabed habitats are left in good environmental status by fisheries? *Ecological Indicators* 117:106617.

Jac, C., N. Desroy, J.-C. Duchêne, A. Foveau, C. Labrune, L. Lescure, och S. Vaz. 2021. Assessing the impact of trawling on benthic megafauna: comparative study of video surveys vs. scientific trawling. *ICES Journal of Marine Science* 78:1636–1649.

James, G., D. Witten, T. Hastie, och R. Tibshirani. 2023. An introduction to statistical learning (Second edition) [Corrected printing, PDF]. Springer.

Jonsson, P. R., L. Hammar, I. Wåhlström, J. Pålsson, D. Hume, E. Almroth-Rosell, och M. Mattsson. 2021. Combining seascape connectivity with cumulative impact assessment in support of ecosystem-based marine spatial planning. *Journal of Applied Ecology* 58:576–586.

Josefson, A. B., M. Blomqvist, J. L. S. Hansen, R. Rosenberg, och B. Rygg. 2009. Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58:1263–1277.

de Juan, S., och M. Demestre. 2012. A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators* 18:183–190.

Kaiser, M. J., K. R. Clarke, H. Hinz, M. C. V. Austen, P. J. Somerfield, och I. Karakassis. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 311:1–14.

Kenchington, E., S. Raicevich, och I. C. for the E. of the Sea (ICES). 2022. Workshop to evaluate proposed assessment methods and how to set thresholds for assessing adverse effects on seabed habitats (WKBENTH3). Report, International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

Korpinen, S., M. Nurmi, L. Laamanen, K. Klančnik, G. Zupančič, M. Peterlin, J. Reker, E. Gelabert Rojo, C. Murray, T. Harvey, J. H. Andersen, E. Kallenbach, A. Zenetos, U. Stein, K. Abhold, L. Tunesi, S. Agnesi, G. Piet, och B. Bolman. 2019. Multiple pressures and their combined effects in Europe's seas. 164 sidor. ETC/ICM Report, European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters (ETC/ICM), Magdeburg.

Kraufvelin, P., A. Bryhn, J. Kling, och J. Olsson. 2021. Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. 213 sidor. Havs- och vattenmyndighetens rapport, Havs- och vattenmyndigheten.

Lavorel, S., och E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16:545–556.

Leonardsson, K., M. Blomqvist, och R. Rosenberg. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – Examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin* 58:1286–1296.

van Loon, W. M. G. M., D. J. J. Walvoort, G. van Hoey, C. Vina-Herbon, A. Blandon, R. Pesch, P. Schmitt, J. Scholle, K. Heyer, M. Lavaleye, G. Phillips, G. C. A. Duineveld, och M. Blomqvist. 2018. A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. *Ecological Indicators* 89:667–679.

Margalef, R. 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. *Investigación Pesquera*:99–106.

Martín, J., P. Puig, A. Palanques, och A. Giamportone. 2014. Commercial bottom trawling as a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene. *Anthropocene* 7:1–15.

McLaverly, C., O. R. Eigaard, H. Gislason, F. Bastardie, M. E. Brooks, P. Jonsson, A. Lehmann, och G. E. Dinesen. 2020. Using large benthic macrofauna to refine and improve ecological indicators of bottom trawling disturbance. *Ecological Indicators* 110:105811.

McLaverly, C., O. R. Eigaard, J. Olsen, M. E. Brooks, J. K. Petersen, A. C. Erichsen, K. van der Reijden, och G. E. Dinesen. 2023. European coastal monitoring programmes may fail to identify impacts on benthic macrofauna caused by bottom trawling. *Journal of Environmental Management* 334:117510.

Naeem, S., och J. P. Wright. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6:567–579.

Naturvårdsverket 2024. Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet. Redovisning av regeringsuppdrag. Skrivelse 2024-03-28.

Nielsen, J. R., B. M. J. Vastenhoud, S. Bossier, F. Møhlenberg, A. Christensen, R. Diekman, G. E. Dinesen, O. R. Eigaard, M. Gogina, M. L. Zettler, A. Darr, och F. Bastardie. 2023. Impacts of habitat-specific benthic fishing compared to those of short-term induced variability by environmental drivers in a turbulent Baltic Sea environment. *Fisheries Research* 257:106514.

Norderhaug, K. M., H. Gundersen, A. Pedersen, F. Moy, N. Green, M. G. Walday, J. K. Gitmark, A. B. Ledang, B. Bjerkeng, och D. Ø. Hjermann. 2015. Effects of climate and eutrophication on the diversity of hard bottom communities on the Skagerrak coast 1990–2010. *Marine Ecology Progress Series* 530:29–46.

Nyström Sandman, A., J. Näslund, och T. Staveley. 2021. Structure and function of benthic habitats—towards a more comprehensive assessment of MSFD descriptor 6 in Swedish coastal waters. *AquaBiota Report*.

Oberle, F. K. J., C. D. Storlazzi, och T. J. J. Hanebuth. 2016. What a drag: Quantifying the global impact of chronic bottom trawling on continental shelf sediment. *Journal of Marine Systems* 159:109–119.

Obst, M., S. Vicario, K. Lundin, M. Berggren, A. Karlsson, R. Haines, A. Williams, C. Goble, C. Mathew, och A. Güntsch. 2018. Marine long-term biodiversity assessment suggests loss of rare species in the Skagerrak and Kattegat region. *Marine Biodiversity* 48:2165–2176.

Ólafsson, E. B. 1986. Density Dependence in Suspension-Feeding and Deposit-Feeding Populations of the Bivalve *Macoma balthica*: A Field Experiment. *The Journal of Animal Ecology* 55:517.

Oppewal, H. 2010. *Validity in Experimentation*. Wiley International Encyclopedia of Marketing. John Wiley & Sons, Ltd.

Ortiz-Burgos, S. 2016. Shannon-Weaver Diversity Index. Sidor 572–573 i M. J. Kennish, redaktör. *Encyclopedia of Estuaries*. Springer Netherlands, Dordrecht.

OSPAR Commission. 2023. Common Indicator: BH3 Extent of Physical Disturbance to Benthic Habitats. Update 2023. OSPAR Agreement.

Painting, S. J., K. A. Collingridge, D. Durand, A. Grémare, V. Créach, C. Arvanitidis, och G. Bernard. 2020. Marine monitoring in Europe: is it adequate to address environmental threats and pressures? *Ocean Science* 16:235–252.

Palanques, A., P. Puig, J. Guillén, M. Demestre, och J. Martín. 2014. Effects of bottom trawling on the Ebro continental shelf sedimentary system (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research* 72:83–98.

Pitcher, C. R., J. G. Hiddink, S. Jennings, J. Collie, A. M. Parma, R. Amoroso, T. Mazon, M. Sciberras, R. A. McConnaughey, A. D. Rijnsdorp, M. J. Kaiser, P. Suuronen, och R. Hilborn. 2022. Trawl impacts on the relative status of biotic communities of seabed sedimentary habitats in 24 regions worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119:e2109449119.

Pusceddu, A., C. Fiordelmondo, P. Polymenakou, T. Polychronaki, A. Tselepides, och R. Danovaro. 2005. Effects of bottom trawling on the quantity and biochemical composition of organic matter in coastal marine sediments (Thermaikos Gulf, northwestern Aegean Sea). *Continental Shelf Research* 25:2491–2505.

Queirós, A. M., S. N. R. Birchenough, J. Bremner, J. A. Godbold, R. E. Parker, A. Romero-Ramirez, H. Reiss, M. Solan, P. J. Somerfield, C. Van Colen, G. Van Hoey, och S. Widdicombe. 2013. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecology and Evolution* 3:3958–3985.

R Core Team. 2024. R: A language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing., Vienna, Austria.

Raymond, C., E. Gorokhova, och A. M. Karlson. 2021. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Have Adverse Effects on Benthic Communities in the Baltic Sea: Implications for Environmental Status Assessment. *Frontiers in Environmental Science* 9:624658.

Ren, B., X. Wu, D. Braun, N. Pillai, och F. Dominici. 2023. A Bayesian Gaussian Process for Estimating a Causal Exposure Response Curve in Environmental Epidemiology.

Sagerman, J., J. P. Hansen, och S. A. Wikström. 2020. Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. *Ambio* 49:517–530.

Sciberras, M., J. G. Hiddink, S. Jennings, C. L. Szostek, K. M. Hughes, B. Kneafsey, L. J. Clarke, N. Ellis, A. D. Rijnsdorp, R. A. McConnaughey, R. Hilborn, J. S. Collie, C. R. Pitcher, R. O. Amoroso, A. M. Parma, P. Suuronen, och M. J. Kaiser. 2018. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries* 19:698–715.

Sciberras, M., R. Parker, C. Powell, C. Robertson, S. Kröger, S. Bolam, och J. G. Hiddink. 2016. Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments: Trawling impacts on ecosystem processes. *Limnology and Oceanography* 61:2076–2089.

Silberberger, M. J., K. Koziorowska-Makuch, Z. Borawska, M. Szczepanek, och M. Kędra. 2022. Disentangling the Drivers of Benthic Oxygen and Dissolved Carbon Fluxes in the Coastal Zone of the Southern Baltic Sea. *Estuaries and Coasts*.

Sköld, M., P. Göransson, P. Jonsson, F. Bastardie, M. Blomqvist, S. Agrenius, J. G. Hiddink, H. C. Nilsson, och V. Bartolino. 2018a. Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 586:41–55.

- Sköld, M., H. Nilsson, och P. Jonsson. 2018b. Bottentrålning-effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan. 65 sidor. Aqua reports, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil.
- Sköld, M., E. Ren, P. Jonsson, A. Wernbo, A. Wikström, och H. Wennhage. 2021. Tättheter av sjöpennor i skyddade och bottentrålade områden i Skagerrak och Kattegatt – Förslag till övervakningsprogram för epifaunans status. 66 sidor. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil.
- Soetaert, K., P. M. J. Herman, och J. J. Middelburg. 1996. A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depths. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60:1019–1040.
- Statistiska Centralbyrån. 2013. Öar i Sverige. Antal, areal och omkrets efter region. Statistikdatabasen.
- Sundelöf, A., A.-B. Florin, B. Rogell, E. Bolund, F. Sca Vitale, G. Sundblad, H. Strömberg, I. Ahlbeck Bergendahl, J. Sundin, K. Lundström, K. Wikström, K. Magnusson, L. Fetterplace, L. Wennerström, M. Ogonowski, M. Bergenius Nord, N. Holmgren, O. Kaljuste, P. Bohman, R. Fredriksson, S. Eiler, S. Larsson, T. Axenrot, och Ö. Östman. 2022. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2021 : Resursöversikt. Havs- och vattenmyndigheten.
- Tsikopoulou, I., M. Lampa, A. Tsiola, P. Pitta, M. Tsapakis, och I. Karakassis. 2021. Functional adaptations of benthic communities to organic matter enrichment at the edge of an allowable zone of effect (AZE). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 262:107596.
- Törnqvist, O., B. Vidisson, S. Häljestig, S. Katif, S. Nazerian, M. Rosengren, och C. Giljam. 2020. Fysisk störning av grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. 315 sidor. Metria AB Rapport, Metria.
- van de Velde, S., V. Van Lancker, S. Hidalgo-Martinez, W. M. Berelson, och F. J. R. Meysman. 2018. Anthropogenic disturbance keeps the coastal seafloor biogeochemistry in a transient state. *Scientific Reports* 8:5582.
- Vesal, S. E., F. Nasi, R. Auriemma, och P. Del Negro. 2023. Effects of Organic Enrichment on Bioturbation Attributes: How Does the Macrofauna Community Respond in Two Different Sedimentary Impacted Areas? *Diversity* 15:449.
- Viitasalo, M., och E. Bonsdorff. 2022. Global climate change and the Baltic Sea ecosystem: direct and indirect effects on species, communities and ecosystem functioning. *Earth System Dynamics* 13:711–747.
- Villnäs, A., J. Norkko, S. Hietanen, A. B. Josefson, K. Lukkari, och A. Norkko. 2013. The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology* 94:2275–2287.
- Wijkmark, N., J. Beltrán, F. Fyhr, J. Näslund, M. Dahl, och M. Hellström. 2019. Kartering av bentiska naturvärden i havsplaneområdet Östersjön. Havs- och vattenmyndighetens rapport.
- Wijnhoven, S., D. J. J. Walvoort, och J. Schilder. 2023. Condition of Benthic Habitat Communities: Margalef diversity in Region II. OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission.

Wrede, A., J. Beermann, J. Dannheim, L. Gutow, och T. Brey. 2018. Organism functional traits and ecosystem supporting services–A novel approach to predict bioirrigation. *Ecological indicators* 91:737–743.

Wåhlström, I., A. Höglund, E. Almroth-Rosell, B. R. MacKenzie, M. Gröger, K. Eilola, M. Plikshs, och H. C. Andersson. 2020. Combined climate change and nutrient load impacts on future habitats and eutrophication indicators in a eutrophic coastal sea. *Limnology and Oceanography* 65:2170–2187.

7. Bilagor

Bilaga 1. Taxon traits: Klassade infaunataxas egenskaper inklusive referenser

Bilaga 2. Taxon traits epifauna

Bilaga 3. Metoder för modellering

Bilaga 4. Arter i fallstudie – EQR100

Bilaga 5. Förslag på känslighetsmatris

Bilaga 6. Statistikrapporter och skattad medelrespons

Bilaga 7. Ekosystemkomponentlista

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

Mänsklig påverkan och effekter på bentisk miljö

Metoder för bedömning av havsbottnens integritet i svenska hav

Vi påverkar våra havsbottnar genom till exempel konstruktioner, muddring, fartygstrafik och bottentråkning. Något som också samverkar med andra faktorer såsom övergödning och klimatförändringar. Men vi vet för lite om i vilken utsträckning havsbottnarna påverkas av mänsklig aktivitet.

Forskarna i Carambha-projektet har sammanställt och utvärderat biologiska såväl som miljö- och påverkansdata. Informationen har använts för att kvantifiera påverkan från bottentråkning och andra aktiviteter som leder till förändring och förlust av livsmiljöer både på djupa och grunda bottnar.

Syftet med projektet har varit att utveckla metoder för att bedöma påverkan på havsbottnarnas olika livsmiljöer och att ta fram principer för hur data och indikatorer på olika skalor ska kunna aggregeras till en samlad bedömning av havsbottnens status. Genom att utvärdera och förbättra data och metoder kommer framtida bedömningar bli mer träffsäkra och robusta.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.