

# Statusklassning inom MSFD i Östersjön – kustfiskexemplet

JENS OLSSON, LENA BERGSTRÖM, ANNUKKA LEHIKONEN,  
ULF BERGSTRÖM, ANDREAS BRYHN OCH LAURA UUSITALO

RAPPORT 6786 • OKTOBER 2017



# Statusklassning inom MSFD i Östersjön – kustfiskexemplet

Jens Olsson, Lena Bergström, Annukka Lehikoinen, Ulf  
Bergström, Andreas Bryhn och Laura Uusitalo

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@arkitektkopia.se](mailto:natur@arkitektkopia.se)

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00 Fax: 010-698 10 99

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

Naturvårdsverket:

ISBN 978-91-620-6786-1

ISSN 0282-7298

Havs- och vattenmyndigheten:

ISBN 978-91-879-6768-9

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia, Bromma 2017

Omslag: Jens Olsson

# Förord

Rapporten presenterar resultaten av forskningsprojektet ”Statusklassning inom MSFD i Östersjön – kustfiskeexemplet”, ett av fyra projekt inom forskningssatsningen God miljöstatus i Sveriges marina vatten.

Kustfisk är ett essentiellt element för att bedöma status i kustregionen för att illustrera negativa förändringar i ekosystemet. Projektet har utvecklat indikatorer för att beskriva dynamiken i kustfisksamhällen med hänseende på storleksfördelning och relativa abundans mellan funktionella grupper. Indikatorerna är av stort intresse för ekosystembaserad havsförvaltning och resultaten från projektet kommer att användas både i den regionala rapporteringen inom regionala havskonventioner (HELCOM) och i den nationella rapporteringen enligt havsmiljödirektivet och miljömålssystemet. Resultaten från projektet har också använts inom HELCOM:s arbete med att utveckla indikatorer för Havsmiljödirektivet.

Forskningssatsningen God miljöstatus i Sveriges marina vatten är en central insats för att utveckla indikatorer för Havsmiljödirektivet som tidigare saknat eller har behov av utveckling av existerande indikatorer, t ex biodiversitet, främmande arter och födovävar. Havsmiljödirektivet har som mål att nå god ekologisk status år 2020 och för att nå detta mål är det nödvändigt att användbara indikatorer och övervakningsprogram är på plats som kan göra tillståndsbedömningen mer tillförlitlig. Fyra olika forskargrupper ingår i den omfattande satsningen som började 2014 med att utveckla indikatorer för Havsmiljödirektivet. Projekten har pågått under tre år med avslutning senast 2017.

Rapporten är författad av Jens Olsson, Lena Bergström, Annukka Lehtonen, Ulf Bergström, Andreas Bryhn och Laura Uusitalo. Författarna svarar själva för rapportens innehåll.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag, vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Göteborg juni 2017

Havs- och vattenmyndigheten

# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>1. SAMMANFATTNING</b>	<b>5</b>
<b>2. SUMMARY</b>	<b>7</b>
<b>3. BAKGRUND</b>	<b>9</b>
<b>4. SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR</b>	<b>13</b>
<b>5. METOD</b>	<b>14</b>
<b>6. RESULTAT</b>	<b>24</b>
<b>7. SLUTSATSER OCH FÖRSLAG</b>	<b>35</b>
<b>8. PUBLIKATIONER OCH ANDRA KOMMUNIKATIONSINSATSER</b>	<b>38</b>
<b>9. FINANSIERING</b>	<b>41</b>
<b>10. KÄLLFÖRTECKNING</b>	<b>42</b>

# 1. Sammanfattning

Införandet av EU's Havsmiljödirektiv (MSFD) har lett till ett ökat fokus på en ekosystembaserad förvaltning, utförandet av tillståndsbedömningar och tydliga krav på uppföljning av åtgärder. Målet med direktivet är att uppnå god miljöstatus i alla Europas marina vatten senast år 2020. Tillvägagångssättet med vilket tillståndet i miljön utvärderas är att följa upp och utvärdera ett antal indikatorer som karaktäriserar de marina ekosystemen.

Det finns ett flertal utmaningar med Havsmiljödirektivet. Två av dessa utmaningar är kunskap om drivkrafter bakom varför tillståndet i miljön förändras, och hur man ska övervaka detta på ett kostnadseffektivt sätt. En annan är hur man ska göra heltäckande tillståndsbedömningar när övervakning i vissa områden saknas, och en tredje är hur man ska skala upp bedömningar från ekosystemets delkomponenter till hela miljön.

Fisk i kustområdet utgör en viktig del för bedömning av miljöstatus enligt Havsmiljödirektivet, och detta forskningsprojekt använder kustfisken i Östersjön som modell för att besvara frågeställningar kopplade till några av utmaningarna som direktivet medför. Projektets specifika frågeställningar var:

- 1) hur kopplingen mellan två föreslagna (*abundans av abborre* och *abundans av karpfisk*) indikatorer för kustfisk och miljövariabler ser ut,
- 2) om man kan använda data från det småskaliga yrkesfisket för att bedöma kustfiskens tillstånd,
- 3) om man med hjälp av resultaten från frågeställning 1 och 2 kan bedöma tillståndet för fisken på kusten även i områden som idag saknar fiskerioberoende övervakning, och slutligen
- 4) hur man på bästa sätt kan skala upp statusbedömningar från lokal till regional skala för olika indikatorer för kustfisk.

För att besvara den första frågeställningen använde vi oss av Bayesianska nätverk, en modelleringsmetod som oss veterligen är tidigare obeprövad i detta sammanhang. Valet av denna metod tillät oss att studera möjliga interaktioner mellan ett stort urval av miljövariabler och även mellan dessa miljövariabler och en utvald indikator. Resultaten från projektet visar att båda de indikatorer som vi studerade (*abundans av abborre* och *abundans av karpfisk*) påverkades av naturlig variation i miljövariabler, men även av mänsklig påverkan. **Indikatorn *abundans av karpfisk* hade en tydligare och starkare koppling till omgivande miljövariation än indikatorn *abundans av abborre*.**

I en annan del av projektet utvärderade vi hur data från det småskaliga kustnära svenska yrkesfisket skulle kunna användas som ett komplement och stöd för att bedöma miljöstatus hos kustfisk. **Resultaten visade att för indikatorn stor abborre finns möjligheter att nyttja data från yrkesfisket.** Annars är denna datakälla begränsad till ett fåtal arter med ekonomiskt värde, och ingen information finns att tillgå om storleken

på den fångade fisken, eller förekomsten av viktiga funktionella grupper i fisksamhället såsom karpfisk.

Vi utvärderade även om de Bayesianska modellerna kan användas för att prediktera tillståndet för fisken på kusten i områden som saknar fiskerioberoende övervakning. **Modellerna saknade dock tillräcklig robusthet för att användas till detta**, sannolikt på grund av att underlaget för att utveckla dem var för litet, så att modellerna blev starkt begränsade till den variation i miljödata för vilka de utvecklats.

För att studera möjligheten att väga samman information från flera indikatorer och områden till en samlad bedömning av kustfiskens tillstånd använde vi all befintlig data från den svenska ostkusten. **Analysen visade att säkerheten i bedömningen enligt de kriterier som utvärderades var något starkare när bedömningen gjorde per havsbassäng än per kustvattentyp.** I den här studien gav denna skala (havsbassäng) för bedömning även upphov till en större andel bedömningsenheter med god status än bedömning på lägre geografisk skala (kustvattentyp). **Aggregering genom medelvärdesbildning visade sig ha högst relevans**, jämfört med One-Out-All-Out-principen och majoritetsprincipen. Oavsett skala för bedömning så var säkerheten i bedömningen dock bristande när det gäller aspekter av rumslig täckning.

**Sammanfattningsvis så visar resultaten att många miljövariabler är potentiellt viktiga för att påverka tillståndet för fisken på kusten, och att man måste ta hänsyn till naturlig miljövariation när man bedömer tillståndet för fisken på kusten och behov av åtgärder. En annan slutsats är att den rumsliga täckningen av dagens kustfiskövervakning behöver ökas för att täcka kraven som ställs inom Havsmiljödirektivet.** De Bayesianska nätverksmodellerna visade sig vara ett kraftfullt verktyg för att studera ekologiska system med en stor mångfald av möjliga interagerande variabler. För att kunna använda informationen från det småskaliga kustnära yrkesfisket på ett tillförlitligt sätt måste det ske en djupare utvärdering av datakvalitet och möjliga felkällor. En väg framåt kunde vara att i pilotstudier kontraktera yrkesfiskare för fördjupad och mer detaljerad journalföring av deras fångster. Slutligen, för att på ett tillförlitligt sätt kunna skatta tillståndet för fisken på kusten genom prediktiva modeller utifrån den omgivande miljövariationen krävs en ytterligare utveckling av modellerna och deras dataunderlag.

## 2. Summary

The implementation of the EU Marine Strategy Framework directive (MSFD) has become a strong driver for the development of indicator-based status assessments in Europe, including an explicit link to the development of measures and supporting the ecosystem approach to marine management. The objective of the MSFD is to reach good environmental status by the year 2020, which is described using commonly agreed descriptors and criteria for good environmental status and evaluation using indicators.

Several challenges are, however, associated with this development. Two key issues for operationalizing the indicator-based assessment system are to understand the drivers behind changes in the ecosystem components, and to develop cost-efficient monitoring programs. Further, there is a need to understand how different information sources can potentially be used for this purpose, the applicability of the obtained assessment results at different spatial scales, as well as implications of merging assessment results for several indicators into an integrated assessment for the ecosystem component as a whole.

Coastal fish are one of the key ecosystem components in assessing biodiversity status in the MSFD. In the following project, we used the example of coastal fish indicators in the Baltic Sea to address the above-mentioned challenges. More specifically, we evaluated; 1) what is the relationship between the coastal fish indicators and different environmental drivers, 2) can data from the small-scale coastal commercial fisheries be used as an additional information source in coastal fish status assessment, 3) can the findings of questions one and two be used to support the status assessment of coastal fish in areas lacking monitoring, and finally, 4) what are the preferred approaches for integrating indicator-based assessment results to higher hierarchical levels and what is the preferred spatial scale.

The first question was addressed using Bayesian networks. This modelling approach has, to our knowledge, not been tested previously for studying pressure-response relationships in indicators in this context. The approach made it possible to include a large selection of potential drivers and their interactions in a common analysis for each indicator. The results show that both studied indicators (the abundance of perch and the abundance of Cyprinids) were influenced by variability in natural environmental factors and by human-induced pressures. The indicator abundance of Cyprinids showed a stronger response to environmental variability than abundance of perch.

For the second question, we evaluated if data from the small-scale coastal commercial fisheries can be used as complement to environmental monitoring of coastal fish for the purposes of status assessment. The results showed that data to support the indicator abundance of perch can potentially be obtained from this source. However, the overall scope for using Swedish commercial fisheries data in status assessment was limited, since catch data did not include information on fish size, and since the commercial



fisheries is focused on a small selection of species. Hence, for example assessing the abundance of Cyprinids was not possible.

Third, we evaluated if the Bayesian models of part one of the project can be used for predicting the status of coastal fish in areas that lack monitoring, based on knowledge on the key environmental variables. The models were, however, not robust enough to support this, most likely because the data set on which they were developed was too limited.

Fourth, different approaches for integrating indicator-based assessment results were evaluated, addressing how the currently available monitoring program supports a status assessment of coastal fish at different spatial scales. The results showed that an assessment at the level of sub-basins may provide relatively higher certainty than an assessment at the level of coastal water types. In the current example, the assessment at sub-basin level gave a higher overall status level. Aggregation by averaging was considered most suitable for the purpose, as compared to the one-out-all-out principle and majority rule. Regardless of assessment scale there was an insufficient overall spatial coverage.

To conclude, the results show that several environmental variables contribute to the variability in the coastal fish indicators, and that natural factors need to be accounted for when addressing the responses of the indicators to human induced pressures. Further, the spatial coverage of the monitoring needs to be improved. The Bayesian network models proved highly useful for studying ecological interactions of relevance for coastal fish, enabling the inclusion of many variables in the same model. Data from the small-scale commercial fisheries in Sweden were seen to not currently have sufficient quality for use in an indicator-based status assessment. If this is to be achieved, more in depth analyses are needed and the data collection needs to be developed further. One way could potentially be to contract selected fishermen to keep more detailed journals of their catches. Finally, for applying predictive models in status assessment, additional model development is required as well as improved coverage of the input data.

### 3. Bakgrund

Havsmiljödirektivet (MSFD; EU-kommissionen 2008a) har sedan det infördes 2010 utgjort grundstenen för dagens förvaltning av miljö i våra hav och längs våra kuster (Havsmiljöförordningen 2010:1341). Direktivet är lagstadgande och stipulerar att alla marina vatten i EU ska uppnå god miljöstatus (GES) senast år 2020. Definitionen av god miljöstatus kan i korthet beskrivas som ett eftersträvansvärt tillstånd där ”*användning av den marina miljön befinner sig på en nivå som är hållbar och att god miljöstatus ska uppnås genom en adaptiv förvaltning och vara baserad på ekosystemansatsen*” (Havs och vattenmyndigheten 2012).

Bedömningen av om god miljöstatus har uppnåtts är baserad på elva så kallade deskriptorer vilka beskriver olika aspekter av havsmiljön, allt från biologiska till fysikaliska aspekter av ekosystemet. Fyra av deskriptorerna beskriver biologiska delar av havsmiljön (biodiversitet, kommersiella fisk- och skaldjursbestånd, näringsvävar, samt havsbottnars integritet), och varje deskriptor är i sin tur uppdelad på ett antal kriterier för vilka det finns indikatorer som fungerar som verktyget för att följa upp och utvärdera GES (EU-kommissionen 2008a). Även om ett utvecklingsarbete pågår, finns idag inga tydliga riktlinjer för hur miljöstatusen ska summeras och aggregeras mellan indikatorer, kriterier och deskriptorer för en mer sammanvägd bedömning.

I Sverige används två förvaltningsområden för bedömningen, Nordsjön och Östersjön (Havs och vattenmyndigheten 2012). OSPAR samordnar det regionala arbetet med att utveckla indikatorer och utföra bedömningar av miljöstatus för Nordsjön, och HELCOM har en liknande roll i Östersjön. Bedömning av status hos kustfisk ingår som ett element under deskriptor 1 (biodiversitet). Inom HELCOM har kustfisken även en tydlig roll i uppföljningen av Aktionsplanen för Östersjön (HELCOM 2013). Idag finns två föreslagna indikatorer för kustfisk som är gemensamma för länder inom HELCOM-samarbetet, *Abundans av nyckelart i kustfisksamhällen* och *Abundans av viktiga funktionella grupper i kustfisksamhällen* (HELCOM 2015a, b). I den nationella svenska implementeringen av direktivet finns ytterligare tre föreslagna indikatorer för kustfisk som representerar deskriptorerna för biodiversitet, kommersiella fisk- och skaldjursbestånd och marina näringsvävar (Havs och vattenmyndigheten 2012). För många av de föreslagna indikatorerna krävs fortfarande ett utvecklingsarbete.

Fisksamhället på kusten i Östersjön särskiljer sig från det i utsjön genom att det består av en blandning av arter med ett marint och sötvattensursprung (Olsson m fl 2012). Dessa förekommer främst i grundare områden med ett vattendjup lägre än runt 20 meter, vanligen grundare än 10 meter (Bergström m fl 2016a). I vissa områden och under den kallare delen av året är inslaget av typiska utsjöarter som strömming och torsk betydande (Olsson m fl 2012). Det småskaliga kustnära yrkesfisket i Östersjön är av ringa betydelse i ekonomiska termer jämfört med fisket i utsjön efter torsk, strömming och skarpsill. Många arter och bestånd av kustfisk är dock av stor social och ekonomisk betydelse för människor som bor eller tillbringar sin lediga tid vid kusten. Fisken på kusten är därtill

eftertraktad av en växande fritids- och sportfiskeindustri, och fångsterna och sannolikt även den ekonomiska omsättningen i denna sektor överstiger vida dem inom den kommersiella sektorn (Karlsson m fl 2014). Fisken på kusten har även stor ekologisk betydelse för strukturen och funktionen i det kustnära ekosystemet. Nyligen utförda studier visar till exempel att förekomsten av rovfisk och dess bytesfiskar via kaskadeffekter i näringsväven kan ha en lika stor effekt på förekomsten av övergödningssymptom (produktion av trådalger) som tillförsel av näringsämnen (Eriksson m fl 2011; Sieben m fl 2011; Östman m fl 2016a). Givet alla de ekosystemtjänster som fisken på kusten tillhandahåller (t. ex. livsmedel, rekreation, strukturering av näringsvävar samt biologisk mångfald; Bryhn m fl 2015) och att det under de senaste decennierna skett betydande förändringar i kustfisksamhällenas struktur och funktion (Ådjers m fl 2006; Olsson m fl 2012; Bergström m fl 2016a), finns ett stort behov av att vidareutveckla och förfinna bedömningsgrunder för denna ekosystemkomponent.

Till skillnad från fiskbestånden i Östersjöns utsjö, är bestånden och samhällena av kustfisk lokala i sin utbredning med relativt begränsad rörlighet av individer mellan områden (Laikre m fl 2005; Olsson m fl 2011; Östman m fl 2016b). Nyligen utförda studier visar också att kustfisksamhällena påverkas av lokal yttre miljöpåverkan och lokala miljöförhållanden (Bergström m fl 2016b; Östman m fl 2016c), även om storskaliga miljöförändringar som klimatförändringar även är en viktig faktor att beakta (Olsson m fl 2012). Sammantaget betyder detta att bestånd och samhällena av kustfisk bör bedömas och förvaltas lokalt. En annan kontrast mellan fisken i utsjön och på kusten är att det finns en större mångfald i möjliga påverkansfaktorer på kusten (Collie m fl 2008). I utsjön påverkas fisken främst av storskaliga faktorer såsom kommersiellt fiske, klimatförändringar, övergödning samt interaktioner inom fisksamhället (Möllmann m fl 2009), medan påverkan på kusten har en större mångfald och rumslig variation. Exempel på påverkansfaktorer i kusten är klimat (Olsson m fl 2012; Östman m fl 2016c), övergödning (Bergström m fl 2013, 2016b; Östman m fl 2016c), yrkes- och fritidsfiske (Edgren 2005; Mustamäki m fl 2014), tillgång på lek- och uppväxthabitat både på kusten och i tillrinnande vattendrag (Engstedt m fl 2010; Sundblad m fl 2014; Kraufvelin m fl 2016), miljögifter (Hanson, 2009; Hanson m fl 2009), främmande arter (Ustups m fl 2016), och predation från säl och skarv (Lundström m fl 2007; Vetemaa m fl 2010; Östman m fl 2012). För många av dessa faktorer är dataunderlaget bristfälligt gällande rumslig och tidsmässig täckning, och tidigare försök att koppla utvecklingen hos kustfisksamhällena till yttre miljöpåverkan har varit begränsade både på grund datatillgång och möjliga analysverktyg. Ingen tidigare studie har tagit ett helhetsgrepp och beaktat ett stort antal möjliga påverkansfaktorer samtidigt.

Utvecklingen av indikatorer för kustfisk inom HELCOM har en ganska lång tradition genom samarbete mellan Östersjöländerna som initierades under tidigt 2000-tal (inom expertnätverken HELCOM FISH, HELCOM FISH PRO och HELCOM FISH PRO II). Under denna period har två tematiska statusbedömningar producerats (HELCOM 2006; HELCOM 2012), och en tredje heltäckande bedömning kommer att färdigställas under 2017. I de tidigare statusbedömningarna har fokus främst legat på att bedöma

utvecklingen för ett paket av statusbeskrivande indikatorer över tid, men med införandet av Havsmiljödirektivet har fokus flyttats till att i större utsträckning koppla de bedömda indikatorerna till en specifik typ av påverkan i den omgivande miljön. Även om fisken på kusten idag inte är inkluderad inom EU's ramdirektiv för vatten (EU-kommissionen 2000), så har det svenska forskningsprojektet WATERS (<http://waters.gu.se/>) bland annat utvärderat bedömningsgrunder för fisken på kusten i relation till detta direktiv.

För att en indikator som beskriver en del av ett ekosystem ska anses som fullt användbar och kunna användas i förvaltningen, måste kunskap om indikatorns koppling och respons på yttre miljöpåverkan klargöras (Rice och Rochet 2005). Viktigt är även att man kan filtrera ut den del av en indikatorns variation över tid och mellan områden som kan kopplas till naturlig miljövariation (t ex klimat som inte på något betydande sätt kan påverkas av förvaltning), och variation som kan kopplas direkt till mänsklig påverkan och därmed kan förvaltas (EU-kommissionen 2008a). En tydlig koppling mellan påverkan och en indikator är i många fall nödvändig för att man ska kunna sätta in förvaltningsåtgärder när indikatorn signalerar dålig miljöstatus. Detta till trots, så saknas en tydlig sådan koppling för merparten av de indikatorer som idag föreslås inom Havsmiljödirektivet, både inom HELCOM samarbetet i Östersjön och i Sverige (HELCOM 2013). Eftersom ett brett spektrum av möjliga miljövariabler påverkar fisken, så är även kopplingen mellan föreslagna kustfiskindikatorer och yttre miljöpåverkan idag i många fall bristfällig. Givet att kustfiskbestånden även är lokala, kan dessutom typ av påverkan variera mellan olika kustområden, något som måste beaktas i statusbedömningen.

En annan aspekt som är viktig att beakta inom Havsmiljödirektivet är att statusbedömningen av havsmiljön i så stor utsträckning som möjligt bör vara heltäckande över hela den bedömda regionen. För flertalet marina ekosystemkomponenter saknas det i Sverige och i Östersjön idag övervakning i hela eller delar av det geografiska området (Havs och vattenmyndigheten 2014), och en utmaning är därför att kunna bedöma status i områden som saknar övervakning. Även om dagens kustfiskövervakning har ganska god geografisk täckning, så betyder den lokala bestånds- och populationsstrukturen hos fisken på kusten att det finns stora luckor i den geografiska täckningen av övervakningen i flertalet avsnitt längs den svenska kusten (Leonardsson m fl 2016) och ett behov av att förtäta dataunderlaget. En möjlig alternativ eller kompletterande lösning till att införa nya provfiskeområden kan vara att nyttja alternativa datakällor. För vissa arter av fisk finns en potential att använda statistik från yrkesfisket. Alla yrkesfiskare inom EU är idag ålagda att på åtminstone månatlig basis rapportera bland annat sina fångster av olika arter, vilka redskap de använt och hur många redskap de använt (dvs ett mått på fiskeansträngningen) inom ramen för EUs datainsamlingsförordning (DCF, EU-kommissionen 2008b). Förordningen gäller även stora delar av det småskaliga yrkesfisket längs kusten. Till exempel i Finland används denna datakälla som underlag i miljöstatusbedömningar för kustfisk då man i stort sett saknar fiskerioberoende övervakning (HELCOM 2015d). I svenska vatten har yrkesfiskets data inte använts som underlag för statusbedömningar för kustfisk, och kvaliteten och potentialen i data för detta syfte har inte utvärderats. En annan möjlig, men hittills obeprövad metod, är att

utveckla modellverktyg som med utgångspunkt i kända miljöförhållanden och samband kan prediktera den sannolika statusen för en ekosystemkomponent i ett område där provfiske saknas.

Många arter, såväl fåglar, däggdjur, växter, bottendjur och fisk på kusten, har utbredningsområden eller populationer på en mindre geografisk skala än till exempel hela Östersjön. För att göra det möjligt att samordna och koordinera bedömningar under dessa förutsättningar används olika, regionalt förankrade, geografiska nivåer (Havs och vattenmyndigheten 2012), och det finns ett behov av att identifiera den mest lämpliga bedömningsskalan i respektive fall. Givet att det de flesta ekosystemkomponenter dessutom utvärderas med mer än en indikator, behövs det även tillvägagångssätt och principer för hur en sammanvägd bedömning mellan indikatorer inom olika geografiska områden ska utföras.

## 4. Syfte och frågeställningar

Syftet med projektet var att utveckla dagens föreslagna indikatorer för att bedöma miljöstatus för kustfisk med avseende på hur de svarar på yttre miljöpåverkan, möjliga dataunderlag för statusbedömningar, möjlighet till statusbedömningar i datafattiga områden, samt möjliga principer för att aggregera statusbedömningar mellan områden och indikatorer. Mer specifikt så delades projektet upp i följande fyra arbetspaket och frågeställningar:

### 1. Koppling mellan indikatorer och yttre miljöpåverkan

Vi använde Bayesianska nätverk för att undersöka sambandet mellan olika miljövariabler och två indikatorer för kustfiskens miljöstatus i Östersjön; *Abundans av nyckelart (abborre)*, och *Abundans av karpfisk*. Syftet var dels att utvärdera potentialen i Bayesianska nätverk för att besvara dylika ekologiska frågeställningar, dels att undersöka vilka miljövariabler (relaterade till lokala miljöförhållanden, näringsbelastning, fisketryck och habitatkvalitet) som har störst inflytande på en indikatorns värde (högt eller lågt).

### 2. Potentialen i data från yrkesfisket för statusbedömning

Vi utvärderade möjligheten att använda data från det småskaliga kustnära kustfiskets fångster som underlag för bedömningar av kustfisksamhällets miljöstatus. Vi kartlade även vilka arter som fångas i det småskaliga kustfisket. Potentialen i data från yrkesfisket utvärderades genom att jämföra underlag från yrkesfiskets landningar med data från fiskerioberoende provfisken för ett antal föreslagna indikatorer i ett par områden längs Sveriges ostkust. Det övergripande syftet med dessa analyser var att utvärdera om de data som samlas in inom ramen för EU's datainsamling för fiske (DCF) skulle kunna nyttjas även för detta ändamål och stöda en statusbedömning av kustfisk i områden där det idag saknas fiskerioberoende provfisken.

### 3. Bedömning av miljöstatus i datafattiga områden

Huvudsyftet med detta arbetspaket var att undersöka möjligheterna att använda prediktiva modeller för att bedöma miljöstatus för kustfisk i områden som idag saknar provfisken. Vi använde de Bayesianska nätverksmodeller som togs fram inom arbetspaket 1 för att utvärdera deras kapacitet att förutse en indikatorns värde på basen av en känd miljövariation i ett område.

### 4. Aggregeringsprinciper för kustfiskindikatorer

Vi utvärderade olika möjliga sätt att aggregera bedömningar av miljöstatus för kustfisk mellan indikatorer och geografiska områden. Vi jämförde olika aggregeringsprinciper ("one-out-all-out", medelvärdesbildning, viktad medelvärdesbildning, samt majoritetsprincipen) och rumsliga skalor för att avgöra hur stort inflytande val av aggregeringsprincip har på övergripande slutsatser om status, och säkerheten i bedömningen. Syftet med detta arbetspaket var att föreslå ett tillvägagångssätt för att göra mer storskaliga och övergripande bedömningar av miljöstatus för kustfisk.

## 5. Metod

Som underlag för alla analyser har vi använt data från den samordnade kustfiskövervakningen längs den svenska ostkusten (Figur 1). Eftersom denna övervakning uteslutande utförs i referensområden med begränsad direkt mänsklig påverkan (Östman m fl 2016c), har vi för att öka miljö och påverkansgradienten i data i del 1 och 3 av projektet även använt oss av provfisken från inventeringsfisken och andra tidsbegränsade uppföljningar utförda under enstaka år (se Bergström m fl 2016b). I del 1 och 3 har vi även använt data för potentiella påverkansvariabler, och i del 2 data från det småskaliga kustnära yrkesfisket längs den svenska ostkusten. Nedan redovisar vi kortfattat vilka data som använts och vilka analysmetoder vi tillämpat för respektive del av projektet.



**Figur 1.** De referensområden som fiskas årligen längs den svenska ostkusten inom ramen för den nationella och regionala kustfiskövervakningen, och inom recipientkontrollen för kärnkraftsindustrin (Forsmark).

## 1. Koppling mellan indikatorer och yttre miljöpåverkan

Som beskrivits i bakgrundsavsnittet ovan så är bestånd och samhällen av kustfisk generellt lokala vilket även medför lokal variation i responsen på miljöpåverkan (Laikre m fl 2005; Olsson m fl 2011; Bergström m fl 2016c; Östman m fl 2016b, c). En stor mängd variabler kan påverka kustfiskens utveckling, och i tillägg är tillgängliga data av varierande omfattning och kvalitet. Eftersom traditionella statistiska analyser är begränsade i sin möjlighet att analysera sådana komplexa system, utvärderade vi möjligheten att använda Bayesiansk nätverksmodellering (i det här fallet Tree-Augmented Naive- (TAN-) nätverk, Friedman et al. 1997, Zheng and Webb 2010) för att analysera kopplingen mellan möjliga påverkansfaktorer och indikatorer för kustfisk. Bayesiansk nätverksmodellering är en flexibel modelleringsteknik som länkar variabler till sannolikhetsfördelningar och har flera egenskaper som gör den lämplig för att studera samband i komplexa ekologiska system (Marcot 2012). Till exempel kan tekniken hantera ofullständiga och obalanserade datamängder och tekniken är relativt okänslig för hur många variabler man inkluderar i ett nätverk. Därtill kan Bayesianska nätverk ta i beaktning möjliga samband mellan påverkansvariabler i relation till en responsvariabel (i vårt fall en kustfiskindikator). En begränsning i tekniken ligger i möjligheten att hantera kontinuerliga datamängder. Data måste därför delas in i ett fåtal diskreta klasser som speglar den för ändamålet viktigaste variationen i data.

I denna del av projektet analyserade vi kopplingen mellan möjliga påverkansvariabler och två föreslagna indikatorer för kustfisk, *Abundans av nyckelart (abborre)* och *Abundans av karpfisk* (mört, brax, löja och andra karpfiskar). Data för indikatorn *Abundans av nyckelart* delades in i två diskreta klasser eftersom statusbedömningen för denna indikator baseras på två klasser; god miljöstatus (höga värden) eller ej god miljöstatus (låga värden; HELCOM 2015a). För indikatorn *Abundans av karpfisk* delades data in i tre klasser, i linje med statusbedömningen för indikatorn, där låga och höga värden anger dålig miljöstatus medan medelhöga värden anger god miljöstatus (HELCOM 2015b).

Som underlag för de två indikatorerna användes data från 41 olika provfiskeområden i Sverige och på Åland (Figur 2). Data representerade nationella och regionala referensområden som provfiskas årligen, samt inventeringsfiske och mer tidsmässigt begränsade fiske utförts på projektbasis. De använda data täcker tidsperioden 2002-2015 och betydande miljögradienter med avseende på bland annat salthalt, temperatur, näringsbelastning, kustområdets karaktär och graden av mänsklig påverkan (se även Bergström m fl 2016a där samma data använts). För att studera indikatorerna i förhållande till möjliga påverkansvariabler använde vi data som speglar den **naturliga miljövariationen** i området (salthalt, vattentemperatur, vattenutbyte mellan kustområdet och utsjön, medeldjup i området, vågexponering, latitud och avstånd till utsjön), **vattenkvaliteten i området** (halter av fosfor, kväve, och klorofyll-a samt siktdjup), **habitatkvalitet** (tillgång till uppväxt och lekstråk för kustfisk, exploateringsgrad mätt som tätheten av bryggor i närområdet), **naturlig predation** (predation från säl, skarv och storspigg i området) och **fisketryck** (landningar inom yrkesfisket och beräknat



uttag av fisk på kusten inom fritidsfisket). Underlaget för data hämtades bland annat från SMHI's Vattenwebb (vattenwebb.smhi.se), mätningar utförda i samband med provfisket, habitatmodelleringar utförda inom projektet, samt tidigare utförda inventeringar av skarv och säl i kombination med dietdata för arterna. SCB:s intervjustudier användes för data gällande fritidsfisket medan data från Havs- och vattenmyndigheten omfattade yrkesfiskets landningar av olika arter (se Lehtikoinen under bearbetning för detaljerad information).



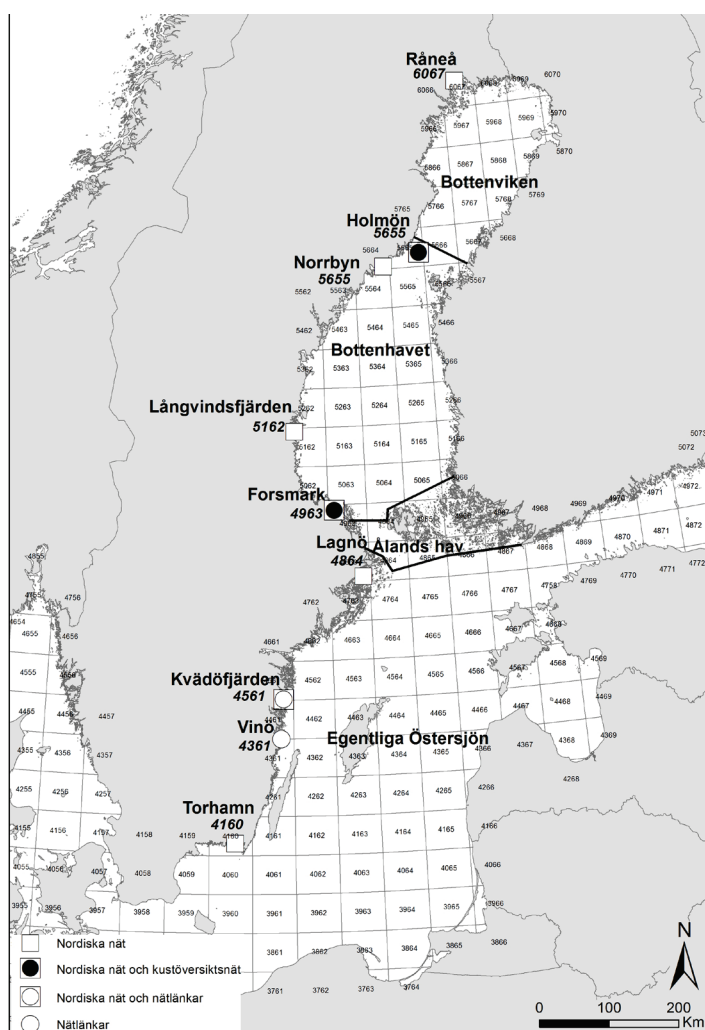
**Figur 2.** Karta över de provfiskeområden som ingick i den första delen av projektet.

De påverkansvariabler som var av störst betydelse för att förklara variationen i de två indikatorerna identifierades i tre steg. Först valdes de variabler ut som uppvisade någon som helst variation i relation till indikatorn. I nästa steg identifierades troliga samband mellan variablerna och den studerade indikatorn. De variabler som inte uppvisade en

koppling som beskrev deras orsakande påverkan på indikatorerna uteslöts. Ett exempel var att förekomsten av säl och fisk samvarierade positivt, vilket tyder på att fisktillgång kan styra sälabundans och inte tvärtom. Därför togs sälabundansen bort i de fortsatta analyserna. I det tredje och sista steget analyserade vi vilka av de miljövariabler som valts ut i steg ett och två som hade högst förklaringsvärde i relation till den observerade variationen i indikatorn. Parallellt med denna stegvisa urvalsprocess studerades kopplingen mellan samtliga variabler (miljövariabler och fiskindikatorerna) genom det Bayesianska nätverket, för att utvärdera hur väl de identifierade modellerna presterade med avseende på ett antal utvärderingskriterier.

## **2. Potentialen i data från yrkesfisket för indikatorutveckling och statusbedömning för kustfisk**

I denna del av projektet använde vi data från två datakällor, från nio områden inom den samordnade kustfiskövervakningen längs ostkusten, samt från det kustnära yrkesfisket (Figur 3). I tre av provfiskeområdena används två parallella redskap under provfisket (Figur 3), och data från båda redskapen användes i analysen för att även undersöka skillnaden mellan redskapen. Vi valde att fokusera analyserna på fyra föreslagna indikatorer för kustfisk: *Abundans av abborre*, *Abundans av stor abborre (> 25 cm)*, *Abundans av rovfisk* och *Abundans av stor rovfisk (> 25 cm)*.



**Figur 3.** Kartan visar positionen för de provfiskeområden som inkluderades i analysen i arbetspaket två och inom vilken statistisk rektangel (enligt ICES) respektive provfiske ligger. Till exempel ligger provfisket i Torhamn i rektangel 4160. Färgen och typ av symbol anger vilken typ av nät som används i de olika provfiskeområdena. Karta modifierad från Olsson m fl (2015).

Som underlag för att beräkna dessa indikatorer användes provfiskedata från tidsperioden 1999-2013 (för kustöversiktsnät och nätlänkar) och 2002-2013 (nordiska kustöversiktsnät). För jämförelse med data från yrkesfisket beräknade vi även antalet abborrar (för att representera indikatorn *Abundans av abborre*) och det totala antalet rovfiskar (*Abundans av rovfisk*) under motsvarande tidsperioder på basen av data från yrkesfisket för den statistiska rektangel (enligt ICES) där respektive provfiskeområde ligger (Figur 3). Eftersom man endast registrerar vikten av den landade fisken inom yrkesfisket, kunde vi inte ta fram underlag för storleksbaserade indikatorer i yrkesfiskedata (*Abundans av abborre* och *rovfisk* > 25 cm). Vi hade tillgång till information om både yrkesfiskets fångster och fiskeansträngningen (nätmeter per dygn), så tog vi fram underlag för indikatorerna för både fångst och fångst per ansträngning. Se Olsson m fl (2015) för mer detaljerad information om vilken data som använts och hur vi behandlat data.

Utvärderingen av yrkesfiskedata som underlag för en indikatorbaserad statusklassning utfördes i två steg. I det första steget studerade vi den linjära korrelationen mellan indikatorer beräknade på basen av data från yrkesfiske respektive provfiske över tid, parvis för respektive geografiska område. Korrelationsanalyserna utfördes mellan indikatorerna *Abundans av abborre* och *stor abborre (> 25 cm)* i provfisket och *Abundans av abborre* i yrkesfisket (fångst och fångst per ansträngning separat), samt mellan *Abundans av rovfiske* och *stor rovfisk (> 25 cm)* i provfisket och *Abundans av rovfisk* i yrkesfisket (fångst och fångst per ansträngning separat). I nästa steg jämförde vi bedömningen av miljöstatus utifrån data från de olika datakällorna i respektive område. Bedömningen av status gjordes genom ett trendbaserat tillvägagångssätt som föreslagits inom HELCOM (2015) för kustfisk. I korthet baserar sig metoden på att undersöka om indikatorerna visar en linjär trend över tid i respektive dataserie (se Olsson m fl 2015 för mer information).

I tillägg analyserade vi generella mönster i yrkesfiskets fångster, med avseende på vilka arter som fångas, och i vilka redskap, för att utvärdera möjliga begränsningar i data för att göra statusbedömningar avseende kustfisk.

### **3. Bedömning av miljöstatus i datafattiga områden**

Även om Sverige har ett väl utvecklat övervakningsprogram för kustfisk jämfört med många andra länder i Östersjön, betyder den lokala populations- och beståndsstrukturen hos arter av kustfisk att det fortfarande saknas relevant övervakning i flera geografiska områden (Leonardsson m fl 2016). För att undersöka möjligheten att skatta den sannolika miljöstatusen hos kustfisk i sådana områden som idag saknar provfisken, utvärderade vi om de Bayesianska nätverksmodellerna som utvecklats i arbetspaket 1 (se ovan) kan användas som ett verktyg för att prediktera status i ett område där vi har data för relevanta yttre miljövariabler (de påverkansvariabler som identifierades i del 1). I korthet gick analysen ut på att vi utelämnade ett område i taget från det ursprungliga datasetet, och undersökte hur väl modellerna presterade efter detta utifrån ett antal utvärderingskriterier. Tre områden exkluderades i tur och ordning; Norrbyn, Lagnö och Torhamn. Utifrån information om påverkansvariablerna predikterades sedan det sannolika tillståndet för den studerade kustfiskindikatorn, och resultatet validerades mot det kända tillståndet för indikatorn.

### **4. Aggregeringsprinciper för kustfiskindikatorer**

En utmaning inom bedömningen av miljöstatus är frågan hur det är lämpligt att göra en relevant sammanvägd bedömning av statusen för miljön inom ett större havsområde, eller för flera indikatorer.

För att utvärdera olika möjliga principer för att väga samman miljöstatusbedömningar mellan indikatorer och geografiska områden, använde vi bedömningar utförda för indikatorerna *Abundans av nyckelart* (abborre), *Abundans av rovfisk* och *Abundans av karpfisk* för alla årligen provfiskade svenska övervakningsområden i Östersjön. För varje provfiskeområde bedömdes statusen för varje indikator separat som antingen god eller icke god, och sedan aggregerades statusbedömningen 1) över alla indikatorer till en

bedömning per provfiskeområde, och 2) per indikator inom respektive provfiskeområde till relevanta bedömningsenheter (högre geografisk nivå; kustvattentyp eller havsbassäng). De aggregeringsprinciper vi utvärderade var ”One-out-all-out” (OOAO) metoden, medelvärdesbildning, samt majoritetsprincipen. I korthet så följer OOAO-metoden principen att den sämsta miljöstatusen är vägledande för hela bedömningen, det vill säga om statusen för en indikator bedöms som dålig bedöms statusen som helhet också som dålig. Som ett alternativ till denna princip har medelvärdesbildning förespråkats (se Borja & Rodriguez 2010; Probst & Lyman 2016), antingen direkt eller efter viktning av data. I detta fall tillämpades direkt medelvärdesbildning så att alla underliggande provfiskeområden bidrog i samma grad till medelvärdet. Majoritetsprincipen har tidigare tillämpats i statusbedömningar av kustfisk inom HELCOM (t ex HELCOM 2015), och går ut på att den status som majoriteten av indikatorerna/områdena inom en bedömningsenhet uppvisar är vägledande för statusen i bedömningsenheten.

Indikatorernas status utvärderades enligt en trendbaserad bedömning separat för varje provfiskeområde och indikator (HELCOM 2015). Bedömningen utfördes inom 10-års perioder för att maximera antalet inkluderade år och få jämförbarhet mellan alla områden. Alla tillgängliga 10-årsintervall med slutår mellan 2011 och 2015 inkluderades i analysen, och som status för bedömningsperioden 2011-2015 användes medianvärdet av samtliga inkluderade intervall (se även Bergström m fl. 2016a). För att möjliggöra en medelvärdesbildning skattades statusen på en fyra-gradig skala, till två nivåer av ”ej god” (långt ifrån god, ej god) och två nivåer av ”god” (god eller hög), i linje med aktuella metodförslag under utveckling inom HELCOM (tabell 1).

Tabell 1. Definition av fyra-gradig skala för statusklassning av kustfisk.

Indikator /önskad trend	Def "långt ifrån god status"	Def "ej god status"	Def "god status"	Def "hög status"
<b>Karpfiskar</b>				
/ingen trend	tydligt ökande eller minskande trend (p<0.01)	ökande eller minskande trend (p<0.1)	ingen trend	(anv inte, eftersom indikator-responsen inte är linjär)
/ska minska	ökande trend (p<0.1)	ingen trend	Minskande trend (p<0.1)	tydligt minskande (p<0.01)
<b>Rovfisk</b>				
/ska inte minska	tydligt minskande trend (p<0.01)	minskande trend (p<0.01)	ingen trend	ökande trend (p<0.1)
/ska öka	minskande trend (p<0.01)	ingen trend	Ökande trend (p<0.1)	tydligt ökande trend (p<0.01)
<b>Nyckelart</b>				
/ska inte minska	tydligt minskande trend (p<0.01)	minskande trend (p<0.01)	ingen trend	ökande trend (p<0,1)
/ska öka	minskande trend (p<0.01)	Ingen trend	Ökande trend, (p<0.1)	tydligt ökande trend (p<0.01)

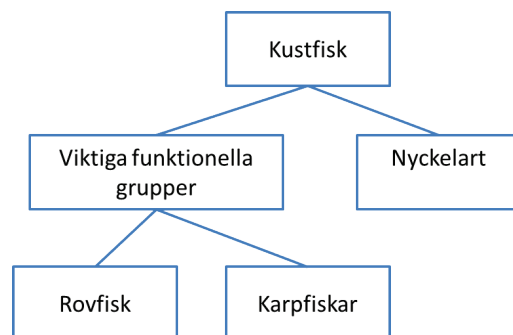
Resultaten per indikator aggregerades sedan från provfiskeområde upp till två olika typer av bedömningsenheter: kustvattentyp och havsbassäng (Hvms 2012). Utvärderingen fokuserades på att studera hur känsligt utfallet var för skillnader i aggregeringsmetod och rumslig skala för bedömning, mätt som andel bedömningsområden i god status. Därtill bedömdes säkerheten i klassningen utifrån fyra kriterier; säkerhet över tid, variation inom bedömningsområde, geografisk täckning, och precision i data (tabell 2).

**Tabell 2.** Kriterier för säkerhet i statusklassning.

Kriterium	Informationsbas	Klassning
Säkerhet över tid	Antal år i tidsserien  Variation mellan bedömningsår	1= alla år 2011-2015 representerade i bedömningen, 0.5=tre eller fyra bedömningsår representerade, 0=ett eller två bedömningsår representerade 1 = samma bedömning alla ingående år, 0.5 = samma bedömning över hälften av alla ingående år, 0 = lika många år med god status som dålig status inom bedömningsperioden.
Rumslig variation	Utfallet av indikatorbaserad bedömning per provfiskeområde	1= alla provfiskena inom ett bedömningsområde visar samma status, 0.5= majoriteten av provfiskena inom ett bedömningsområde visar samma status, 0= lika många ”god” som ”ej god” status inom ett bedömningsområde.
Geografisk täckning	Yta av bedömningsområdet som representeras av provfiskeområdet delat med den totala ytan inom bedömningsområdet*	1=mer än 80 % av ytan representerad, 0.5= 60-80% representerad, 0=mindre än 60 %
Precision i data	Skattad relativ precision (PRP) per indikator i förhållande till gränsvärde (Leonarsson m fl 2016)	1=inom gränsvärdet, 0.5=mellan gränsvärdet och 100%, 0=över 100%

\*Representerad yta beräknades under antagandet att varje provfiske var representativt för en radie av 100 km från dess mittpunkt (Östman m fl 2016), endast ytor inom djupintervallet 0-10 m inkluderades.

Integreringen av indikatorer gjordes inom respektive bedömningsenhet (havsgrassäng eller kustvattentyp) genom att först kombinera indikatorerna *Abundans av rovfisk* och *Abundans av karpfisk* genom medelvärdesbildning för att få en sammanfattande bedömning av statusen hos viktiga funktionella grupper av kustfisk. Därefter integrerades denna grupp med indikatorn *Abundans av nyckelart*, för en sammanfattande bedömning av statusen hos kustfisk enligt samtliga indikatorer (Figur 4). Skillnader mellan utfallet för de olika bedömningsenheterna utvärderades genom att aggregera statusen ytterligare en nivå, till ett gemensamt värde för Östersjön som helhet. I detta fall tillämpades viktad medelvärdesbildning så att bidraget från underliggande bedömningsenhet (antingen kustvattentyp eller havsgrassäng) viktades enligt deras yta (km<sup>2</sup>). På det sättet fick större bedömningsenheter en högre vikt i den totala bedömningen än områden med mindre yta. De klassade värdena för säkerhet i bedömningen aggregerades enligt samma metod. Parallellt utvärderades utfallet av motsvarande analys enligt OAOO principen. Majoritetsprincipen utvärderades inte inom detta delmoment, eftersom antalet indikatorer var endast två i varje steg.



**Figur 4.** Schema över hur indikatorerna integrerades för en sammanfattande bedömning.



## 6. Resultat

### 1. Koppling mellan indikatorer och yttre miljöpåverkan

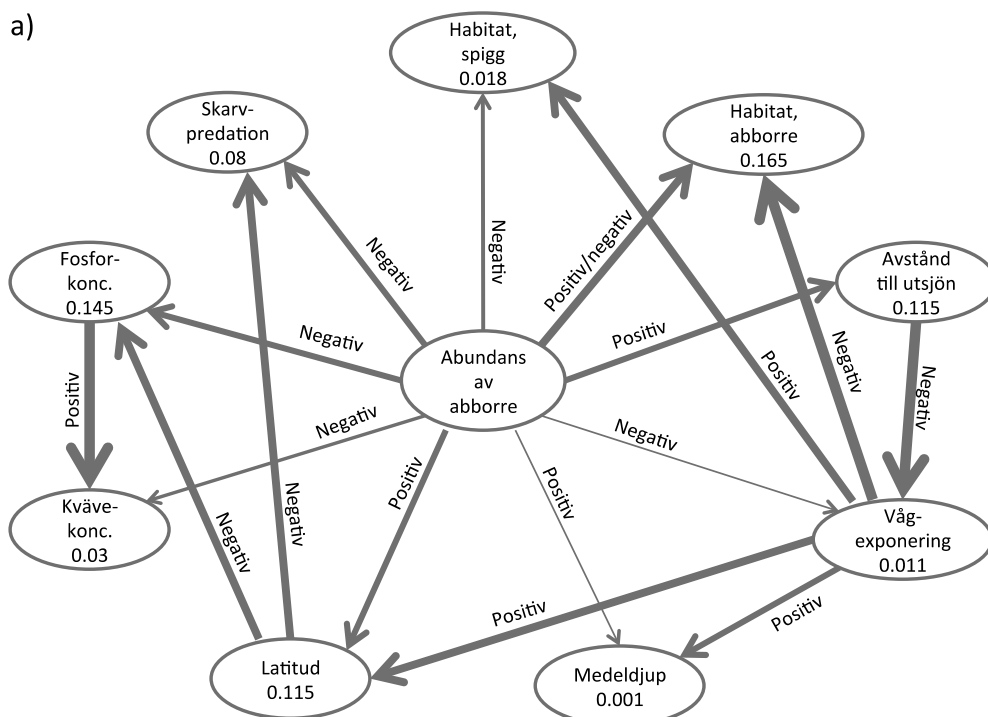
De miljövariabler som uppvisade en variation till de två utvärderade kustfiskindikatorerna som indikerar att miljövariabeln ifråga kan vara en styrande orsak till variation hos kustfisk listas i tabell 3. För indikatorn *Abundans av abborre* identifierades variabler kopplade till fisketryck, habitattillgång, naturlig miljövariation (latitud, medeldjup, avstånd till utsjön och vågexponering), vattenkvalitet (kväve- och fosforhalt) och naturlig predation. Dock exkluderades variablerna yrkes- och fritidsfiske samt sälpredation från den fortsatta analysen då de alla uppvisade en positiv koppling till indikatorn istället för den förväntade negativa kopplingen. Exkluderingen gjordes för att de positiva kopplingarna antyder att högt yrkes- eller fritidsfiske eller sälpredation inte orsakar hög fiskförekomst, utan istället snarare kan vara effekter av hög fiskförekomst. Motsvarande variabler för indikatorn *Abundans av karpfisk* var relaterade till habitatkvalitet, naturlig miljövariation och vattenkvalitet.

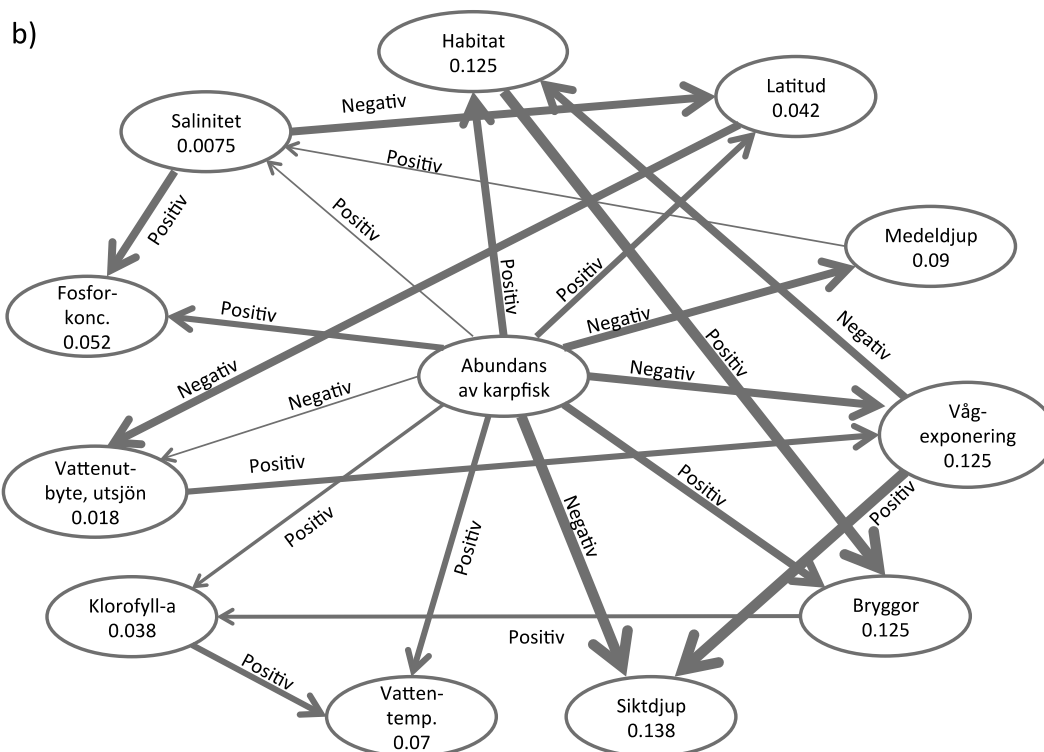
**Tabell 3.** De miljövariabler som uppvisade en relevant variation i förhållande till de två kustfiskindikatorer som utvärderats. För ”abundans av abborre” är variabler markerade med \* där riktningen på relationen var motsatt den förväntade för att kunna användas som orsaksförklarande variabel (positiv istället för negativ).

Miljövariabel	Abundans av abborre	Abundans av karpfisk
Yrkesfiske	X*	
Fritidsfiske	X*	
Lek o uppväxthabitat (abborre, gädda och mört)	X	X
Lek o uppväxthabitat (spigg)	X	
Täthet av bryggor		X
Latitud	X	X
Medeldjup	X	X
Avstånd till utsjön	X	
Vattenutbyte med utsjön		X
Vågexponering	X	X
Salinitet		X
Vattentemperatur		X
Siktdjup		X
Kvävehalt	X	
Fosforhalt	X	X
Klorofyll-a		X
Skarvpredation	X	
Sälpredation	X*	

I nästa steg utvärderade vilka av de utvalda variablerna som innehöll mest information för att förklara den observerade variationen i indikatorn, kopplingen mellan miljövariablerna, samt kopplingen mellan miljövariablerna och indikatorn. För *Abundans av abborre* innehöll variabeln habitattillgång för abborre mest information och uppvisade

en överlag positiv koppling (mer abborre där det finns mer habitat, Figur 5a). Näst mest informativ var variabeln fosforhalt som uppvisade en negativ koppling (mindre abborre vid högre fosforhalt), följd av latitud (positiv koppling, d v s mer abborre längs de norra delarna av kusten), avstånd till utsjön (positiv, d v s mindre abborre ju längre ut i skärgården) och predation av skarv (negativ, d v s mindre abborre ju mer skarv i området). De övriga miljövariablerna hade relativt sett lägre informativt värde (Lehikoinen m fl, under bearbetning). Analysen visade även tydligt att de starkaste kopplingarna i nätverket återfanns mellan miljövariablerna och inte mellan miljövariablerna och indikatorn.





**Figur 5.** De Bayesianiska nätverken för indikatorerna *Abundans av abborre* (a) och *Abundans av karpfisk* och utvalda miljövariabler. Pilarna anger länkar i nätverken och pilens tjocklek anger hur betydelsefull kopplingen är för nätverkets struktur, där tjockare pilar betyder mer betydelsefulla kopplingar. Texten vid varje pil anger om kopplingen är positiv eller negativ, och siffran vid respektive variabel anger hur mycket information som miljövariabeln bidrar med för att förklara variationen i indikatorn (relativt sett). Ett högre värde betyder att variabeln är mer informativ.

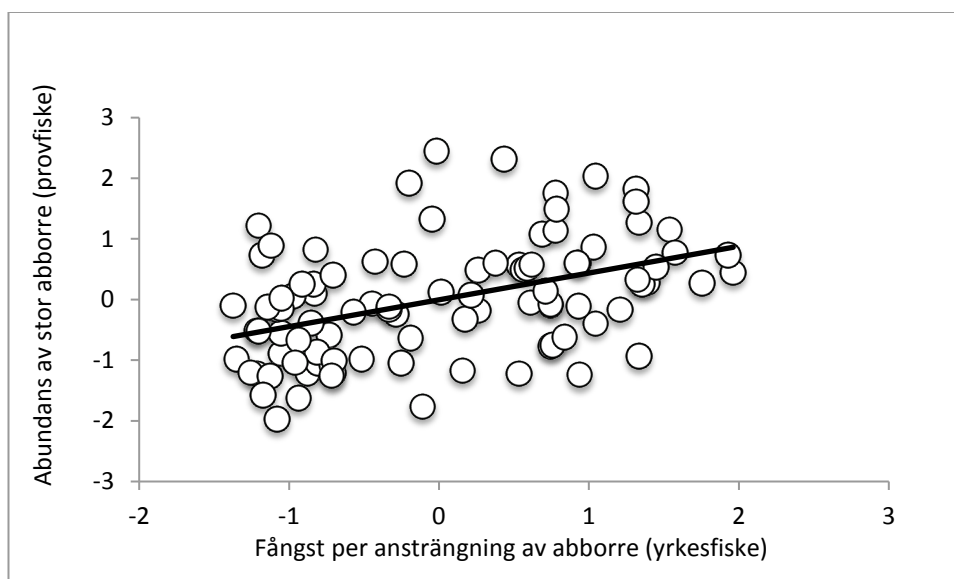
För indikatorn *Abundans av karpfisk* fanns de starkaste kopplingarna även mellan miljövariablerna och indikatorn (Figur 5b), vilket antyder att indikatorn i större utsträckning svarar på förändringar i den omgivande miljön. Det informativa värdet av respektive miljövariabel var jämnare fördelat för *Abundans av karpfisk* än för *Abundans av abborre*. De variabler som hade högst informationsvärde var siktdjup (negativt, d v s mer karpfisk med minskat siktdjup), habitattillgång (positivt, d v s mer karpfisk när det finns mer lek och uppväxthabitat tillgängligt), täthet av bryggor (positivt, d v s mer karpfisk när tätheten av bryggor är högre) och vågexponering (negativt, d v s mindre karpfisk i områden med högre vågexponering).

Modellerna presterade överlag väl med avseende på de utvärderingskriterier som undersöktes (se Lehikoinen m fl, under bearbetning), vilket indikerar att de är robusta och trovärdiga. Sammantaget tyder resultaten på att det finns en starkare koppling till omgivande miljövariation för indikatorn *Abundans av karpfisk*, och att både förvaltningsbara variabler (habitattillgång och vattenkvalitet) och ej förvaltningsbara (naturlig miljövariation och naturlig predation) miljövariabler kan kopplas till båda indikatorerna. Både fisketryck och sälpredation visade dock inte den negativa kopplingen som skulle kunna förväntas. Istället fann vi att fisketryck och sälpredation hade höga värden där indikatorvärdena för kustfisk var höga.

## 2. Potentialen i data från yrkesfisket för statusbedömning för kustfisk

Arter som främst landas i det svenska småskaliga yrkesfisket är torsk, strömming, sik, skrubbskädda och abborre, men även gädda och gös fångas i relativt stor omfattning (se Olsson m fl 2015 för detaljer). Eftersom arter med lägre eller inget kommersiellt värde, som till exempel karpfisk, inte registreras i fångstjournalerna i någon större utsträckning, och eftersom det inte finns information om den fångade fiskens längd att tillgå, är de insamlade data av begränsad nytta för statusklassning av fisksamhällen på kusten, med undantag för ett fåtal målarter.

När vi jämförde indikatorer beräknade på basen av provfiskedata och motsvarande data från yrkesfisket var korrelationen generellt mycket svag. Ett undantag var indikatorn *Abundans av stor abborre (> 25 cm)* där data från de två datakällorna visade någon form av samstämmighet (Figur 6).



**Figur 6.** Korrelationen mellan *Abundans av stor abborre* från provfiske och fångst per ansträngning av abborre i yrkesfisket. Korrelationen är baserad på standardiserad data (z-transformerad). Den heldragna linjen anger att korrelationen är signifikant och har ett  $R^2$  värde på 0.19. Figuren är modifierad från Olsson m fl 2015.

Det sista steget i analysen berörde samstämmigheten i bedömningen av miljöstatus för indikatorer baserade på data från de två datakällorna. För indikatorerna *Abundans av abborre* och *Abundans av stor abborre* fanns en relativt god överensstämmelse i den erhållna statusbedömningen (Tabell 4). För data endast baserad på landningarna inom yrkesfisket var överensstämmelse generellt sämre.

**Tabell 4.** Jämförelse av utfallet av en miljöstatusbedömning när analysen baserats på data från provfiske respektive yrkesfiske i samma geografiska område. Utvärderingen utfördes för indikatorerna *Abundans av abborre* och *Abundans av stor abborre*. Statusbedömningen är utförd som en analys av trender över tid mellan åren 1999 och 2013 och för 2002-2013 för provfisken med Nordiska kustöversiktnät ("trendbaserad bedömning", se HELCOM 2015a för detaljer). GES = God miljöstatus och subGES = Dålig miljöstatus. Bedömningar markerade i fet stil avviker mellan de två datakällorna.

	Provfiske			Yrkesfisket		
Område	Abborre	Landningar	Fångs per anstr	Stor abborre	Landningar	Fångs per anstr
Råneå	GES	GES	GES	GES	GES	GES
Holmön	GES	subGES	GES	GES	subGES	GES
Norrbyn	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES
Långvind	GES	GES	GES	GES	GES	GES
Forsmark	GES	GES	GES	GES	GES	GES
Lagnö	GES	subGES	subGES	GES	subGES	subGES
Kvädö	subGES	GES	subGES	GES	GES	subGES
Torhamn	GES	GES	GES	GES	GES	GES

För indikatorerna *Abundans av rovfisk* och *Abundans av stor rovfisk* var samstämmigheten något lägre (Tabell 5). Även här var överensstämmelsen med data från provfisket större när data från yrkesfisket beräknats som fångst per ansträngning än som rena landningar.

**Tabell 5.** Jämförelse av utfallet av en miljöstatusbedömning när analysen baserats data från provfiske respektive yrkesfiske i samma geografiska område. Utvärderingen utfördes för indikatorerna *Abundans av rovfisk* och *Abundans av stor rovfisk*. Statusbedömningen är utförd som en analys av trender över tid mellan åren 1999 och 2013 och för 2002-2013 för provfisken med Nordiska kustöversiktsnät ("trendbaserad bedömning", se HELCOM 2015a för detaljer). GES = God miljöstatus och subGES = Dålig miljöstatus. Bedömningar markerade i fet stil avviker mellan de två datakällorna.

	Provfiske			Yrkesfisket		
Område	Rovfisk	Landningar	Fångs per anstr	Stor rovfisk	Landningar	Fångs per anstr
Råneå	GES	GES	GES	GES	GES	GES
Holmön	GES	subGES	GES	GES	subGES	GES
Norrbyn	subGES	subGES	subGES	GES	subGES	subGES
Långvind	GES	GES	GES	subGES	GES	GES
Forsmark	GES	GES	subGES	GES	GES	subGES
Lagnö	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES
Kvädö	subGES	GES	subGES	GES	GES	subGES
Torhamn	GES	GES	GES	GES	GES	GES

Slutligen visade analyserna av yrkesfiskedata att det fanns betydande problem i datasetets kvalitet, även när data korrigerats för extremvärden (extrema fångster och avvikande uppgifter). Detta beror sannolikt på felaktiga rapporteringar rörande fiskeplats (havsgrassäng), artidentitet, samt fångstens och fiskeansträngningens omfattning (se Olsson m fl 2015 för detaljer).

### 3. Bedömning av miljöstatus i datafattiga områden

När vi utvärderade möjligheten att använda modellerna från arbetspaket 1 för att göra prediktioner, inkluderade vi även variablerna fisketryck och sälpredation, som hade en positiv och oväntad koppling till indikatorn *Abundans av abborre*. Detta för att miljövariablerna bidrar med information om indikatorns tillstånd.

När var och ett av de tre områdena Norrbyn, Lagnö och Torhamn utelämnades från datasetet, presterade modellerna för indikatorn *Abundans av abborre* betydligt sämre än när data för alla områden inkluderades. Detta visar att modellernas utformning var känslig för hur mycket (och vilka) data som ingick. Vilka miljövariabler som hade högst informationsvärde varierade också mycket mellan modeller där de olika områdena utelämnats (Tabell 6). Det vill säga även om samma miljövariabel återfinns i flera

modeller, så är det betydande skillnader mellan modeller i vilken grad de tillför information.

**Tabell 6.** De fem variabler med högst informativt värde för att förklara tillståndet för indikatorn *Abundans av abborre* i modellerna med all data (ursprunglig data), samt modeller utan Norrbyn, Lagnö och Torhamn. Siffran inom parentes anger det informativa värdet av variabeln (Value of information).

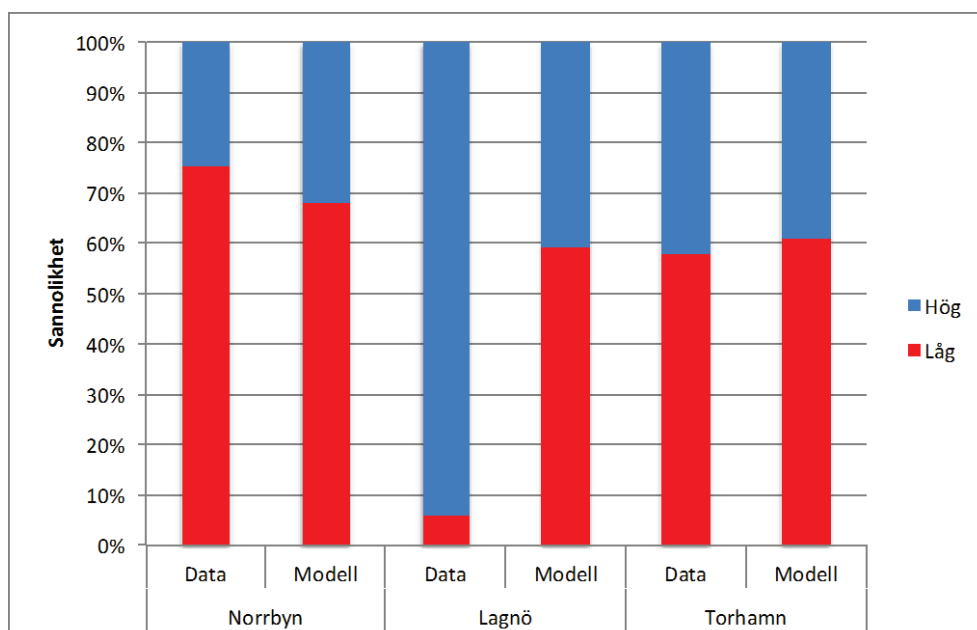
Ursprungliga data	Norrbyn exkluderad	Lagnö exkluderad	Torhamn exkluderad
Habitat abborre (0.1)	Habitat abborre (0.11)	Avstånd till utsjön (0.10)	Fosfor konc (0.13)
Avstånd till utsjön (0.09)	Avstånd till utsjön (0.10)	Habitat (0.09)	Habitat abborre (0.13)
Latitud (0.06)	Latitud (0.06)	Sälpredation (0.08)	Temperatur (0.09)
Sälpredation (0.05)	Sälpredation (0.05)	Salinitet (0.07)	Skarvpredation (0.03)
Skarvpredation (0.05)	Fisketryck, yrkes (0.05)	Fosfor konc (0.06)	Latitud (0.03)

Även för indikatorn *Abundans av karpfisk* så presterade modellerna med de tre områdena borttagna generellt betydligt sämre än modellen som baserades på alla data tillgängliga, men det fanns skillnader beroende på vilket område som uteslöts. Liksom hos indikatorn för abborre så varierade de miljövariabler som hade högst informationsvärde för *Abundans av karpfisk* betydligt mellan modeller när data från något av de tre områdena hade tagits bort (Tabell 7).

**Tabell 7.** De fem mest informativa variablerna för att förklara tillståndet för indikatorn *Abundans av karpfisk* i modellerna med all data (ursprunglig data), samt modeller utan Norrbyn, Lagnö och Torhamn. Siffran inom parentes anger det informativa värdet av variabeln (Value of information).

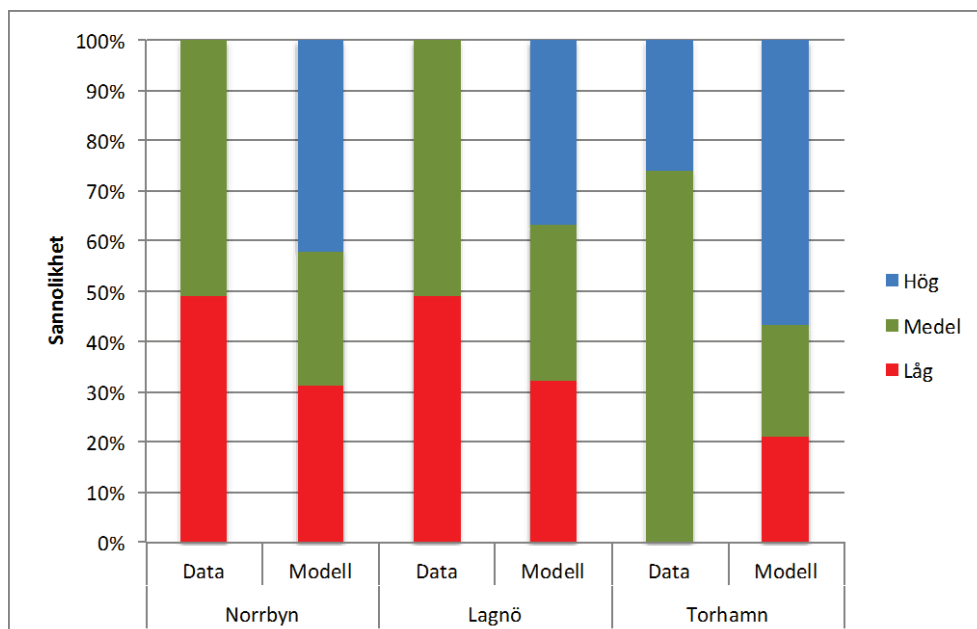
Ursprungliga data	Norrbyn exkluderad	Lagnö exkluderad	Torhamn exkluderad
Vägexponering (0.24)	Siktdjup (0.26)	Vattenutbyte (0.23)	Kväve konc. (0.26)
Siktdjup (0.2)	Habitat (0.18)	Habitat (0.17)	Vattenutbyte (0.14)
Habitat (0.18)	Medeldjup (0.13)	Siktdjup (0.14)	Siktdjup (0.13)
Bryggor (0.16)	Temperatur (0.12)	Fisketryck, fritids (0.11)	Vägexponering (0.12)
Habitat spigg (0.13)	Vägexponering (0.11)	Temperatur (0.09)	Fisketryck, fritids (0.11)

Ett annat sätt att diagnosticera hur väl modellerna kan förutsäga tillståndet hos en indikator är att jämföra modellprediktionen med det kända tillståndet. Analysen gjordes på en mycket grov skala, för att ange sannolikt ”höga” eller ”låga” värden hos indikatorn. För indikatorn *Abundans av abborre* kunde modellerna förutsäga förekomsten av abborre i två av områdena (Norrbyn och Torhamn, Figur 7). För det tredje området, Lagnö, var prediktionsförmågan dålig.



**Figur 7.** Sannolikhet att för att värdet för indikatorn *Abundans av abborre* är högt eller lågt baserat på observerade data (data) och modellprediktioner (modell) i de tre områdena Norrbyn, Lagnö och Torhamn.

För *Abundans av karpfisk* kunde inte modellerna förutsäga tillståndet för indikatorn i något av områdena (Figur 8). Skillnaden mellan modellerna och data var här ännu större än för indikatorn *Abundans av abborre*.



**Figur 8.** Sannolikhet att för att värdet för indikatorn *Abundans av karpfisk* är högt, medel eller lågt baserat på observerade data (data) och modellprediktioner (modell) i de tre områdena Norrbyn, Lagnö och Torhamn.

För att undersöka om resultaten ovan är beroende av valet av modellverktyg, i detta fall TAN-modeller, gjorde vi även liknande tester med en annan typ av Bayesianska modell,

nämligen GSS (Greedy Search and Score). Resultaten och prediktionerna blev dock snarlika.

Sammantaget visar resultaten att det inte är helt enkelt att prediktera tillståndet för en kustfiskindikator på basen av de modeller och tillvägagångssätt vi använt inom projektet. Det var stor variation mellan modellerna beroende på vilka områden som ingått. Även om modellerna hade en ganska god förmåga att förutspå indikatorns värde i vissa områden var resultatet instabilt genom att förmågan var betydligt sämre för andra områden. För att kunna öka robustheten och därmed trovärdigheten i dessa prediktioner krävs sannolikt att man utvecklar mer avancerade Bayesianska modeller som även delvis är konstruerade inte bara på ingående data utan även är styrda via expertbedömningar, samt att utveckla modellerna på basen av ett större underlagsmaterial.

#### **4. Aggregeringsprinciper för kustfiskindikatorer**

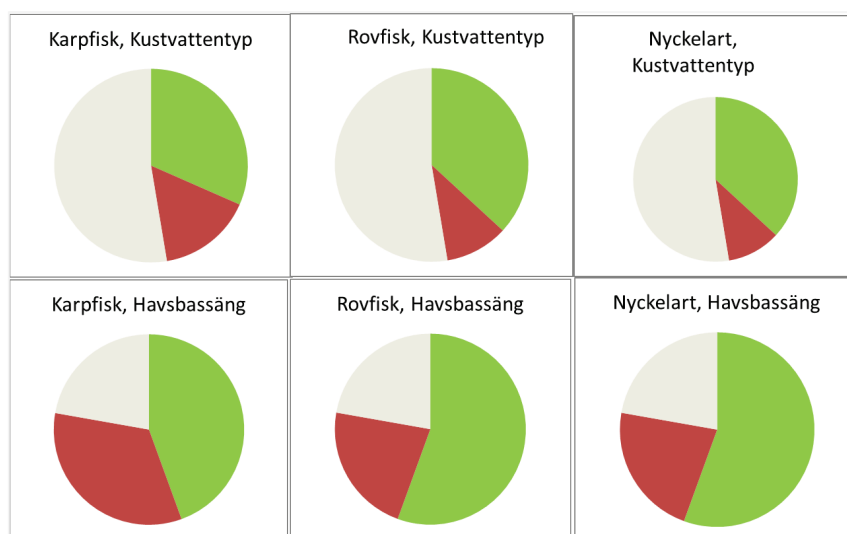
De undersökta indikatorerna visade övervägande god status både för karpfiskar (11 av 15 provfiskeområden) och för rovfisk och nyckelart (13 av 17 provfiskeområden).

##### *Aggregering inom bedömningsenheter för enskilda indikatorer*

När resultaten för de olika provfiskeområdena sammanställdes per indikator för att visa resultat per kustvattentyp, gav aggregering genom viktad medelvärdesbildning god status i 7 av de 9 undersökta kustvattentyperna för samtliga tre indikatorer. Resultatet blev genomgående det samma även om man använde OOAo eller majoritetsprincipen, med ett undantag; Kustvattentyp SWE-011. I denna bedömningsenhet gav medelvärdesbildning god status medan OOAo gav dålig status för karpfiskar. Majoritetsprincipen gav tvetydigt utfall i samma bedömningsenhet för rovfisk och nyckelart, eftersom lika många underliggande provfiskeområden hade god och dålig status. Utfallet för just denna bedömningsenhet kan enkelt förklaras av att den representerades av flest provfiskeområden. De flesta andra kustvattentyper representerades av endast ett provfiskeområde. Aggregeringen blev i praktiken aktuellt endast i tre fall (SWE-11, 16 och 21). I Östersjöns förvaltningsområde saknade 10 av 19 bedömningsenheter (kustvattentyper) provfisken och kunde inte bedömas alls (Figur 9, övre rad).

När resultaten aggregerades för att representera bedömningar per havsbassäng visade fyra av sju havsbassänger god status för karpfiskar och fem av sju visade god status för rovfisk samt nyckelart. Resultatet var det samma oavsett om man använde medelvärdesbildning eller OOAo-principen. Majoritetsprincipen gav god status i ett område där de övriga metoderna gav dålig status (västra Gotlandsbassängen). Aggregering blev i praktiken aktuellt i fyra av havsbassängerna, eftersom tre av dem representerades av endast ett provfiske. Två havsbassänger saknade provfisken och kunde inte bedömas alls (Figur 9, nedre rad).





**Figur 9.** Andel bedömningsområden som uppvisade god miljöstatus (grön) och icke god (röd) miljöstatus, när bedömningen gjorts genom medelvärdebildning för varje kustvattentyp (19 bedömningsområden) eller havsbassäng (9 bedömningsområden). Grå= data saknas för att göra en bedömning

#### *Säkerhet i bedömningen*

Oavsett vilken geografisk skala för bedömning som tillämpades, så täckte de utförda provfiskena endast en mindre del av respektive bedömningsenhet, och detta var den enskilt största källan till osäkerhet i bedömningen. Mellan 0 och 27 % av kustvattentyperna och mellan 0 och 46 % av havsbassängerna beräknades vara täckta enligt denna skattning, vilket gav en säkerhet på 0 i samtliga bedömningsenheter.

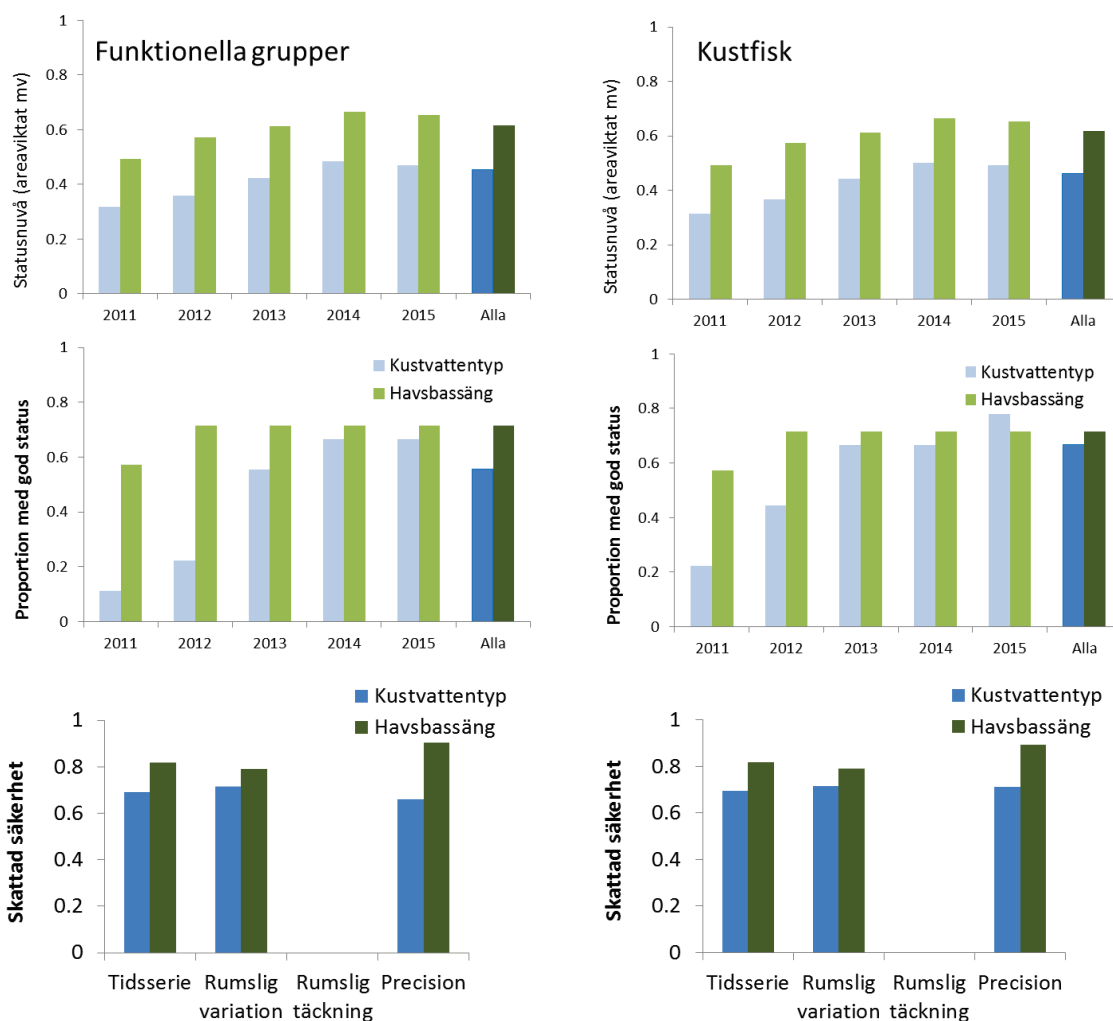
Den tidsmässiga säkerheten i bedömningen var överlag god, sett till dataunderlaget. Säkerheten klassades i den högsta gruppen (värde 1) för alla provfiskeområden förutom i tre områden på respektive geografisk skala, där den klassades som 0.5. Sett till variation mellan bedömningsår gav ett provfiskeområde låga värden (Askö), och i detta område är utfallet av bedömningen olika beroende på vilken tidsperiod som inkluderas. Sex andra områden och indikatorer i Östersjön hade en medelgod säkerhet, medan resultaten i de övriga fallen var konsekventa mellan bedömningsår inom perioden 2011-2015 och gav överlag god säkerhet. Precisionen var som regel god (38 fall), eller medel (sex fall) för indikatorerna i varje provfiske.

Variation mellan provfisken inom respektive bedömningsenhet kunde endast bedömas i tre fall när bedömningen gjordes på skalan kustvattentyp, och gav då sänkt säkerhet i bedömningen av rovfisk och nyckelart i ett fall. I de andra kustvattentyperna förekom endast ett provfiske. Vid bedömningen per havsbassäng representerades fyra områden av minst två provfisken och kunde bedömas. För dessa gavs sänkt säkerhet i två områden för karpfisk (Kvarnen, Bottenviken), och i två områden för rovfisk och nyckelart (Kvarnen, Västra gotlandbassängen).

### *Integrering av indikatorer*

Resultaten för den indikatorbaserade bedömningen integrerades inom respektive bedömningsenhet, så att medelvärdet för karpfiskar och rovfisk tillsammans utgjorde ett värde för indikatorn som representerar viktiga funktionella grupper. Därefter integrerades funktionella grupper med indikatorn nyckelart (Figur 4). De klassade värdena för säkerhet i bedömningen aggregerades enligt samma metod. Resultaten för alla bedömningsenheter (havsbassäng respektive kustvattentyp) aggregerades därefter till ett gemensamt värde för hela Östersjön för utvärdering.

Analysen gjordes genom medelvärdesbilning. Både värden för statusnivå och säkerhet i bedömningen blev något högre när analysen gjordes per havsbassäng än när den gjordes per kustvattentyp (Figur 10). På grund av den låga säkerheten i yttäckning är värdena inte representativa för den svenska Östersjöskusten som helhet, men de kan användas för att studera förändringar över tid. Statusen var sämst i början av bedömningsperioden, framför allt på grund av svag status hos funktionella grupper (karpfisk), men i slutet av bedömningsperioden var statusen relativt stabil mellan år (Figur 10). Motsvarande analys med OAOO metoden gav dålig status i hela Östersjön. Majoritetsprincipen utvärderades inte på denna nivå.



**Figur 10.** Sammanvägd bedömning av statusen hos viktiga funktionella grupper av kustfisk (indikatorerna karpfisk och rovfisk integrerade, till vänster) och totalt för kustfisk (funktionella grupper integrerad med indikatorn nyckelart av fisk, till höger). Den totala (summerade) situationen under bedömningsperioden anges längst till höger, och de övriga kolumnerna inkluderas för att visa variation inom bedömningsperioden. Övre rad: integrerad statusnivå baserad på viktad medelvärdesbildning av alla bedömningsområden. Mellanrad: Andel bedömningsområden med god status när aggregering inom bedömningsområde skett med medelvärdesbildning. Nedre rad: sammanfattning av säkerhet i bedömningen, integrerad enligt samma metod som indikatorernas statusbedömning.

## 7. Slutsatser och förslag

Den första delen av detta forskningsprojekt är såvitt vi vet den första i sitt slag att ta med en sådan stor mängd möjliga miljövariabler i en och samma analys. Därtill är det den första studien som undersöker denna fråga med hjälp av Bayesianska nätverk. Resultaten från studien visar att både naturlig miljövariation, till exempel latitud, avstånd till utsjön, vågexponering och predation från skarv, och tydlig mänsklig påverkan som habitattillgång, övergödning (siktdjup och fosforkoncentration) och tätheten av bryggor i området, påverkar tillståndet för fisken på kusten. Vissa av dessa samband är redan kända, medan andra är nya och belyser hur mångfacetterad påverkansbilden för kustfisk är. Sammantaget tyder resultaten från denna studie på att lokala miljöförhållanden bör beaktas vid statusklassningar för kustfisk (se även Bergström m fl 2016b; Östman m fl 2016c), och att indikatorn som beskriver tillståndet för karpfisken har en tydligare och starkare koppling till miljövariation än indikatorn som representerar tillståndet för abborre. Resultaten visar också att Bayesiansk nätverksmodellering där strukturen hos ett nätverk baseras på de data som finns tillgängliga, är en möjlig metod för att studera ekologiska samband där en mångfald av möjliga kopplingar mellan de variabler som studeras finns. En begränsning med metoden är att de samband som erhålls är begränsade till den variation som data täcker in, och prediktioner utanför denna variation är begränsade.

Något överraskande fann vi ingen negativ koppling mellan de undersökta indikatorerna och fisketryck. Anledningarna till detta kan vara många, men kan bero på att vi inte har tillräckligt bra data på fisketrycket, att vi endast har få områden som är fiskefria, eller att fisketrycket generellt har låg påverkan jämfört med de andra undersökta miljövariablerna.

Resultaten från del två i detta projekt där vi studerade potentialen i yrkesfiskedata som en datakälla för statusklassning av kustfisk visar att fångst-per-ansträngning från det småskaliga svenska yrkesfisket i detta avseende skulle kunna användas som ett komplement och stöd, framför allt för förekomsten av stor abborre. Då yrkesfiskedata inte innehåller information om storleken på den fångade fisken och fångsten av arter med begränsat ekonomiskt värde, är datakällan begränsad med avseende på storleksstrukturen i fisksamhället och förekomsten av viktiga funktionella grupper som karpfisk. Därtill innehåller loggböckerna från yrkesfisket många potentiella felkällor som behöver kartläggas för att data ska kunna användas i skarpt läge.

På basen av de modeller som vi utvecklade in den första delen av projektet var det inte helt enkelt att prediktera tillståndet för en indikator i ett område utifrån information om miljövariationen i området. Resultaten visar att prediktionerna i vissa områden var goda, men i andra betydligt sämre. En förklaring till detta är att modellerna som vi använt är enkla och helt baserade på variationen i de miljödata som utgör underlag för modellerna. Om miljövariationen i ett område ryms inom den variation som modellerna är utvecklade för, så blir prediktionen relativt god. Om miljövariationen i området istället ligger utanför

denna, kommer prediktionen bli avsevärt lägre. För att förbättra den prediktiva förmågan bör man således utveckla mer avancerade modeller som täcker in en större miljövariation och vars struktur delvis är baserade på expertbedömningar. Som nämns ovan, skulle data över fångst-per-ansträngning från det småskaliga yrkesfisket även kunna fungera som ett ytterligare stöd i statusbedömningen.

Studier över hur olika aggregeringsmetoder kan påverka utfallet av en bedömning förespråkar ofta medelvärdesbildning som en mer balanserad metod än andra, speciellt för biologiska indikatorer och när flera indikatorer vägs samman. Dessa slutsatser stöds även av resultaten i denna empiriska studie. Inom varje bedömningsområde fanns endast ett fåtal provfisken tillgängliga och det spelade inte någon avgörande roll för bedömningen om huruvida man använde OAOO eller medelvärdesbildning. När fler indikatorer integrerades så ökade skillnaden mellan metoderna dramatiskt. Majoritetsprincipen tenderade att vara minst konservativ, och kunde leda till ”god” status i fall där de andra metoderna gav ”ej god” status. Beräkningsmässigt är samtliga metoder hanterbara, men majoritetsprincipen kan medföra större risk för fel vid stora datamängder.

Säkerheten i bedömningen när det gäller variation över tid var relativt god, men säkerheten i rumslig täckning var svag. I den integrerade bedömningen blev säkerheten något bättre vid skattning på skala av havsbassänger än på skala av kustvattentyper enligt de ställda kriterierna. Utfallet i den integrerade bedömningen var framför allt påverkat av statusen i områden med stor yttäckning.

Även om resultaten som tagits fram inom detta forskningsprojekt till stor del besvarade frågeställningarna som vi satte upp, finns det flera möjliga vägar att arbeta vidare med de ämnen vi behandlat inom projektet. Vi föreslår följande punkter för att arbeta vidare med frågeställningarna:

- ta fram mer och bättre data på miljövariabler som möjligen kan påverka tillståndet för fisken på kusten. Detta inkluderar bland annat att data ska täcka ännu större miljögradienter, ha en högre rumslig upplösning och kvalitet. Det kan till exempel innebära mer data från områden som är fiskefria (för att få större gradienter i fisketryck), mer rumsligt högupplösta data på fisketryck från fritids- och yrkesfisket, mer utvecklade habitatmodeller, och högre kvalitet och rumslig upplösning för predation från skarv och säl.
- utveckla Bayesianska nätverksmodeller där kopplingarna i nätverket inte är baserade på tillgängliga data, utan på förbestämda expertbedömningar av hur vi tror att kopplingarna är. Detta för att kunna öka modellernas prediktiva förmåga. Data för indikatorerna och miljövariationen i de olika områdena används sen för att undersöka och verifiera sannolikheten i kopplingarna mellan variablerna i nätverket. I en sådan modell kan man även simulera olika tillstånd för indikatorn och studera vilka miljövariabler som är av betydelse när tillståndet till exempel är dåligt eller bra. Vi tror att dessa modeller skulle kunna utgöra ett bra

förvaltningsverktyg för att undersöka vilka åtgärder man ska vidta när en indikator pekar på att tillståndet är oönskat.

- utveckla metoder för integrerad bedömning och att utvärdera osäkerheten hos dessa med hjälp av Bayesianska nätverksmodeller. Prioriterat är att fokusera på vilken geografisk skala bedömningar av miljöstatus för kustfisk har högst säkerhet och osäkerheten i att aggregera bedömningar mellan olika indikatorer.
- utveckla tillvägagångssätt för att möjliggöra användandet av data från det småskaliga kustnära yrkesfiskets loggböcker för miljöstatusbedömning för kustfisk. Detta innefattar till exempel att kontraktera ett antal journalförande yrkesfiskare som för en mer detaljerad och uttömmande registrering av fångsterna med avseende på att göra noteringar av bifångst (oönskade arter och storlekar), att ta stickprov av storleksfördelningen i fångsten, och vara noggrannare med upplösningen över var fisken är fångad och med vilken fiskeansträngning.

## 8. Publikationer och andra kommunikationsinsatser

### *Publikationer*

#### **Publikationer inom projektet:**

\* Olsson, J., Lingman, A., Bergström, U. 2015. Using catch statistics from the small scale coastal Baltic fishery for status assessment of coastal fish. Aqua reports 2015:13. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 65 s.  
[https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/aquarapporter/2015/aqua-reports-2015\\_13-catch-stats-report-20150921.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/aquarapporter/2015/aqua-reports-2015_13-catch-stats-report-20150921.pdf)

#### **Manuskript inom projektet som är under bearbetning:**

\* Lehtikoinen, A., Uusitalo, L., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A., Peltonen, H., Fredriksson, R., Olsson, J. Machine learning applications in marine management: evaluating complex indicator-pressure relationships across fish populations.

\* Olsson, J., Lehtikoinen, A., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A., Sundblad, G., Fredriksson, R., Uusitalo, L. Using Bayesian machine learning techniques for addressing the role of natural and human-induced drivers for coastal fish indicators in the Baltic Sea.

\* Lehtikoinen, A., Olsson, J., Fernandez, J., Peltonen, H., Heikinheimo, O., Uusitalo, L. Effects of environmental factors on perch, pikeperch and whitefish: data mining based on commercial catches from Finnish coastal areas.

#### **Publikationer där projektet bidragit:**

\* Olsson J, Tomczak MT, Ojaveer H, Gårdmark, Arno Pollumae, Muller-Karulis B, Ustups D, Dinesen GE, Peltonen H, Putnis I, Szymanek L, Simm M, Heikinheimo O, Gasyukov P, Axe P and Bergström L. 2015. Temporal development of coastal ecosystems in the Baltic Sea over the past two decades. ICES Journal of Marine Science. 79: 2539-2548.

\* Bergström L., Heikinheimo, O., Svirsgden R, Kruze E, Lozys L, Lappalainen A, Saks L, Minde A, Dainys J, Jakubaviciute E, Ådjers K, Olsson J. 2016. Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 169: 74-84.

\* Bergström L., Bergström, U., Olsson J., Carstensen, J. 2016. Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers - variability at temporal and different spatial scales Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 183: 62-72.

\* Östman, Ö., Lingman, A., Bergström, L., Olsson, J. 2017. Temporal development and spatial scale of coastal fish indicators in reference sites in coastal ecosystems: hydroclimate and anthropogenic drivers. *Journal of Applied Ecology*, 54: 557–566.

#### *Kommunikation*

Projektet har presenterats på flera forum och konferenser under projektiden.

#### **2014**

\* Olsson, J. *Status assessment of the MSFD in the Baltic Sea – the coastal fish example*. Generationsmålet i fokus, Naturvårdsverket, 30/1-2014

\* Olsson, J. *Status assessment of the MSFD in the Baltic Sea – the coastal fish example*. HELCOM FISH PRO II, Warsawa. 19/3-2014.

\* Olsson, J. *Status assessment of the MSFD in the Baltic Sea – the coastal fish example*. Miljöforskningsdagarna, Havs och vattenmyndigheten, 25/11-2014.

\* Intervju i P4 Uppland. 16/1-2014.

#### **2015**

\* Olsson, J. *Har övergödningen längs våra kuster idag någon påverkan på fisken?* Miljöforskningsdagen 2015. Naturvårdsverket. 5/2-2015.

\* Olsson, J. *Catch statistics of the small scale coastal fishery as data for indicator development and status assessment of coastal fish along the Swedish coast of the Baltic Sea*. HELCOM FISH PRO II, Köpenhamn. 11/2-2015.

\* Olsson, J. *Catch statistics of the small scale coastal fishery as data for indicator development and status assessment of coastal fish along the Swedish coast of the Baltic Sea*. Fikaseminarium, Öregrund (Kustlaboratoriet, SLU-Aqua). 21/4-2015.

\* Lehikoinen, A. *Modelling dependencies between environmental pressures and coastal fish indicators: a probabilistic system's analysis using Bayesian networks*. Fikaseminarium, Öregrund (Kustlaboratoriet, SLU-Aqua). 3/11-2015.

#### **2016**

\* Lehikoinen, A. *A cocktail of environmental pressures: their mutual importance and joint effects on the coastal fish indicators*. HELCOM FISH PRO II, Riga. 17/2-2016.

\* Uusitalo, L. *Bayesian machine learning approach for analysing dependencies between coastal fish indicators and environmental pressures*. ICES/HELCOM WGIAB möte. Helsingfors. 20/4-2016.



\* Lehtikoinen, A., Olsson, J. *Coastal fish indicators – how do they respond to pressures and what data to use*. Workshop on the development of marine food web indicators (FWI). Stockholms universitet. 25/4-2016.

\* Olsson, J. *Statusklassning inom MSFD i Östersjön – kustfiskexemplet*. God ekologisk status i Sveriges marina vatten - utveckling av indikatorer för havsmiljödirektivet. Havs och vattenmyndigheten. 27/9-2016.

\* Lehtikoinen, A. *Joint effects of natural and anthropogenic drivers on coastal fish indicators – a Bayesian machine learning approach*. Aqua-seminarium, Öregrund (SLU-Aqua). 28/9-2016.

\* Uustialo, L. *Predicting Fish Abundance with Machine Learning Classifiers*. The Intelligent Data Analysis Research Group seminar (<https://ida-research.net/>). Brunel University, London. 9/11-2016.

\* Lehtikoinen, A. *Joint effects of environmental factors on the abundance of coastal fish (på Finska)*. Kotka Maritime Museum. 14/12-2016.

## 2017

\* Lehtikoinen, A. *Joint effects of natural and anthropogenic drivers on coastal fish indicators – a Bayesian machine learning approach*. Helsingfors universitet, FEM research group. 18/1-2017.

\* Lehtikoinen, A., Uusitalo, L., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A., Peltonen, H., Fredriksson, R., Olsson, J. Machine learning applications in marine management: evaluating complex indicator-pressure relationships across fish populations. ICES ASC 2017, CM Code: H: 659. 18/9-2017.

\* Olsson, J., Lehtikoinen, A., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A., Sundblad, G., Fredriksson, R., Uusitalo, L. Using Bayesian machine learning techniques for addressing the role of natural and human-induced drivers for coastal fish indicators in the Baltic Sea. ICES ASC 2017, CM Code: H: 149. 18/9-2017.

## 9. Finansiering

Projektet har uteslutande finansierats av Naturvårdsverkets medel ur Miljöforskningsanslaget med 2 350 000 SEK.

## 10. Källförteckning

- Bergström L, m fl. 2016a. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 169: 74-84
- Bergström L, m fl. 2016b. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 183: 62-72.
- Bergström U, m fl. 2013. Journal of Applied Ecology, 50: 680-690
- Borja A, m fl. 2010. Marine Pollution Bullentine, 60:2175-2186
- Bryhn A, m fl. 2015. Rapport 2015:12. Havs- och vattenmyndigheten.
- Borja, Á., Rodríguez, J.G., 2010. Marine Pollution Bulletin 60, 1143-1146.
- Collie J, m fl. 2008. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58: 2167–2176.
- Edgren, J. 2005. Examensarbete Stockholms universitet
- Engstedt O, m fl. 2010. Environmental Biology of Fish. 89:547-555
- Eriksson BK, m fl. 2011. Ambio, 40:786-797.
- EU Kommissionen 2000. Directive 2000/60/EC. Off. J. Eur. Comm L327.
- EU Kommissionen 2008a. Directive 2008/56/EC. Off. J. Eur. Union, L164:19-40.
- EU Kommissionen 2008b. Commission Regulation (EC) No 665/2008.
- Friedman N, m fl. 1997. Machine Learning 29:131-163.
- Hanson N, 2009. Ecological Modelling, 220: 2051-2059.
- Hanson N, m fl. 2009. Environmental Toxicology and Chemistry, 28:364-373.
- Havs och vattenmyndigheten 2012. God Havsmiljö 2020, del 2
- Havs och vattenmyndigheten 2014. God Havsmiljö 2020, del 3
- HELCOM. 2006. BSEP 103.
- HELCOM 2012b. BSEP 131.
- HELCOM, 2013. BSEP 136.

HELCOM 2015a. HELCOM core indicator report.

HELCOM 2015b. HELCOM core indicator report.

HELCOM 2015c. Commercial catch statistics as data source of coastal fish in the Baltic Sea

HELCOM 2015d. Guidelines for Coastal Fish Monitoring Sampling Methods of HELCOM

Hvms 2012. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön. Senast uppdaterad 2014-07-01.

Karlsson M, m fl. 2014. Aqua reports 2014:12.

Kraufvelin m fl. 2016. TemaNord 2016:539.

Laikre L, m fl. 2005. Ambio 34, 111-119.

Lehikoinen A, m fl. Under bearbetning. Joint effects of natural and anthropogenic drivers on coastal fish indicators – a Bayesian machine learning approach.

Leonardsson, K. M fl. 2016. Havs- och vattenmyndighetens rapport (Remissversion).

Lundström K, m fl. 2007. NAMMCO Scientific Publications, 6: 177-196.

Marcot, B. G, 2012. Ecological Modelling, 230: 50–62.

Mustamäki N, m fl. 2014. Ambio 43, 325e336.

Möllmann C, m fl. 2009. Global Change Biology, 15: 1377-1393.

Probst, W.N., Lynam, C.P., 2016. Ecological Indicators 61, Part 2, 871-88

Olsson J, m fl. 2011. Journal of Fish Biology, 79: 122–137

Olsson J, m fl. 2012. ICES Journal of Marine Science, 69: 961–970.

Olsson J, m fl. 2015. Aqua reports 2015:13.

Rice J & Rochet MJ, 2005. ICES Journal of Marine Science, 62:516-527.

Sieben K, et al, 2010. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 397: 79-84.

Sundblad G, m fl. 2014. ICES Journal of Marine Science, 71:672-680.

Ustup D, m fl. 2016. Journal of Sea Research, 107: 121-129.

Vetemaa M, m fl. 2010. ICES Journal of Marine Science, 67: 1972–1979.

Zheng F, Webb GI. 2010. Encyclopedia of Machine Learning. Springer US, Boston, MA.

Ådjers K, m fl. 2006. Boreal Environment Research 11:13-25

Östman Ö, m fl. 2012. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69:1047-1055.

Östman Ö, m fl. 2016a. Journal of Applied Ecology. 53:1138-1147.

Östman Ö, m fl. 2016b. Fish and Fisheries. doi: 10.1111/faf.12182

Östman Ö, m fl. 2016c. Journal of Applied Ecology. doi: 10.1111/1365-2664.12719

# Statusklassning inom MSFD i Östersjön – kustfiskexemplet

RAPPORT 6786

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6786-1  
ISSN 0282-7298

JENS OLSSON, LENA BERGSTRÖM, ANNUKKA LEHIKONEN,  
ULF BERGSTRÖM, ANDREAS BRYHN OCH LAURA UUSITALO

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

Rapporten har tagits fram inom forskningssatsningen God ekologisk status för Sveriges marina vatten som pågick 2014-2016 och som kommer att bidra till pågående bedömning av havsmiljöns tillstånd inom havsmiljödirektivet. Rapporten beskriver hur förekomsten av pelagiska fiskar, abborre och karpfisk i det här fallet kan användas som indikatorer för att bedöma tillståndet i våra kustvatten och för att övervaka dessa på ett kostnadseffektivt sätt. Forskningen är ett stöd för Havs och vattenmyndighetens arbete med att utveckla indikatorer för havsmiljödirektivet.

Inom forskningssatsningen har följande rapporter utgivits:

- Statusklassning inom MSFD i Östersjön – kustfiskexemplet
- Förvaltning av de okända och ohanterliga - Indikatorer för främmande arter i marin miljö
- Ekosystembaserad utveckling och testning av indikatorer för pelagiska födovävar
- Djurplanktonindikator för statusklassning i Östersjön

Havs  
och Vatten  
myndigheten

