

Faktablad för att bedöma god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen

4.2A Abundans av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten

Havsmiljödirektivet syftar till att uppnå ett hållbart nyttjande av EU:s havsområden, samtidigt som biologisk mångfald bevaras och ekosystemen hålls friska och fria från föroreningar. Som en del av förvaltningen av haven genomförs vart 6:e år en bedömning av havsmiljöns tillstånd i relation till ett definierat önskvärt tillstånd som karaktäriserar god miljöstatus. Som underlag för bedömningen publicerar Havs- och vattenmyndigheten faktablad eller liknande rapporter som mer i detalj redovisar de metoder och observationer som används. Den samlade bedömningen som görs på en mer övergripande nivå finns publicerad i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27. Vad som kännetecknar god miljöstatus, samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön, fastställs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2012:18. Version Nr.1:2, 2019-01-31.

Del 1. Sammanfattning

Inledning

Status hos kustfisk är en god indikator på generell miljöstatus i ett område. Fisk utgör en central del i näringsväven och dessutom har olika kustfisksamhällen relativt lokal rumslig utbredning. Trots att de flesta arter av kustfisk inte är målarter för den storskaliga fiskeindustrin är de viktiga för det småskaliga kustnära yrkesfisket och framför allt för fritidsfisket längs våra kuster. I fisksamhällen längs Sveriges kuster betyder livskraftiga populationer av rovfisk ofta att de kan kontrollera näringsvävarnas struktur och bidra till en god habitatkvalitet.

Indikatorn *Abundans av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten* avspeglar funktionella grupper av rovfisk, samt av antingen karpfisk (familjen *Cyprinidae*) eller mesopredatorer (samlingsnamn för bottendjurs- eller planktonätande fiskar). Indikatorn är gemensam inom HELCOM. En ökad förekomst av rovfisk kan indikera ökande vattentemperaturer, måttlig övergödning, god tillgång till lämpliga rekryteringsområden, lågt fisketryck eller låg predation från skarv och säl. Förekomsten av karpfisk och mesopredatorer ger en bild av fisksamhällets tillstånd genom att en ökad förekomst kan tyda på övergödning, ökade vattentemperatur eller avsaknad av predation från rovfisk.

Metod

Inhämtning av data sker enligt Havs- och vattenmyndighetens undersökningstyper Provfiske i Östersjöns kustområden (2015) och Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten (2015). Indikatorn beräknas på antal individer (alternativt biomassa) per nät/ryssja och dygn (fångst per ansträngning) som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde.

För kustfisk bedöms status baserat på indikatorns värde under de senast studerade sex åren (2011-2016). Värdet jämförs med motsvarande värde under en referensperiod från slutet av 1990-talet till början av 2000-talet. Om en tidsserie är kortare än 15 år görs bedömningen utifrån vilka trender som ses över tid för indikatorn.

Tröskelvärdet

Tabell 1 Tröskelvärden för indikatorn *Abundans av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten*.

Rovfisk		Karpfisk	
Om referensperiod finns	Trendbaserad bedömning (referensperiod saknas)	Om referensperiod finns	Trendbaserad bedömning (referensperiod saknas)
Referensperiodens värde har bedömts motsvara att artens förekomst är så opåverkad av mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad är säkrad: Medianvärde under bedömningsperioden ska vara större än 5:e percentilen av indikatorvärdet under referensperioden.	Tidsseriens början motsvarar att artens förekomst bedömts vara så opåverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad är säkerställd: Lutningen på linjär trend ska inte minska (ingen försämring).	Referensperiodens värde har bedömts motsvara att artens förekomst är så opåverkad av mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad är säkrad: Värdet ska ligga i intervallet mellan 5:e och 95:e percentilen av referensperiodens värde.	Tidsseriens början motsvarar att artens förekomst bedömts vara så opåverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad är säkerställd: Lutningen på linjär trend ska vara oförändrad. Tidsseriens början motsvarar att artens förekomst bedömts vara så påverkad av belastning

<p>Referensperiodens värde har bedömts motsvara att artens förekomst är så påverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad inte är säkerställd: Medianvärde under bedömningsperioden ska vara större än 98:e percentilen av indikatorvärdet under referensperioden.</p>	<p>Tidsseriens början motsvarar att artens förekomst bedömts vara så påverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad inte är säkerställd: Lutningen på linjär trend öka (förbättring).</p>	<p>Referensperiodens värde för högt: Medianvärde under bedömningsperioden ska vara större än 5:e percentilen av indikatorvärdet under referensperioden.</p> <p>Referensperiodens värde för lågt: Medianvärde under bedömningsperioden ska vara större än 98:e percentilen av indikatorvärdet under referensperioden.</p>	<p>från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad inte är säkerställd och värdet är för högt: Lutningen på linjär trend ska vara negativ.</p> <p>Tidsseriens början motsvarar att artens förekomst bedömts vara så påverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad inte är säkerställd och värdet för lågt: Lutningen på linjär trend ska vara positiv.</p>
---	--	--	---

Bedömningsområde

Kustvattentyperna 12s, 12n, 16, 18, 20, 21 och 22 enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18), bilaga 1.

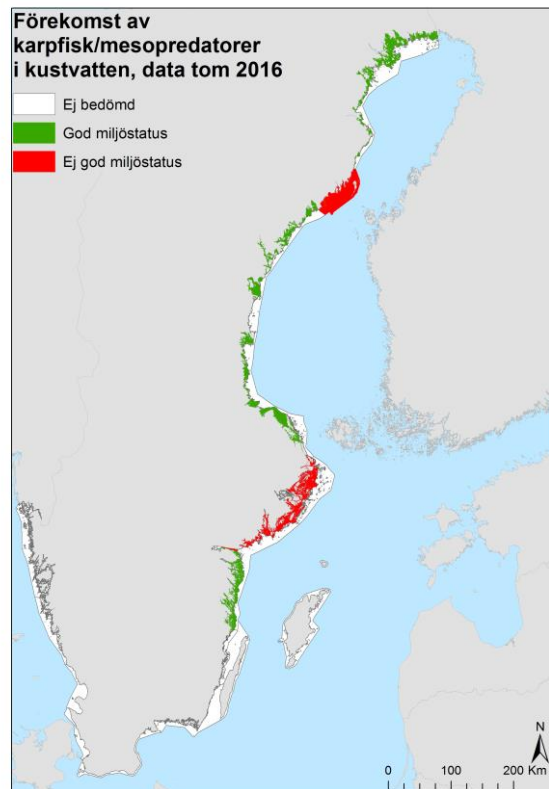
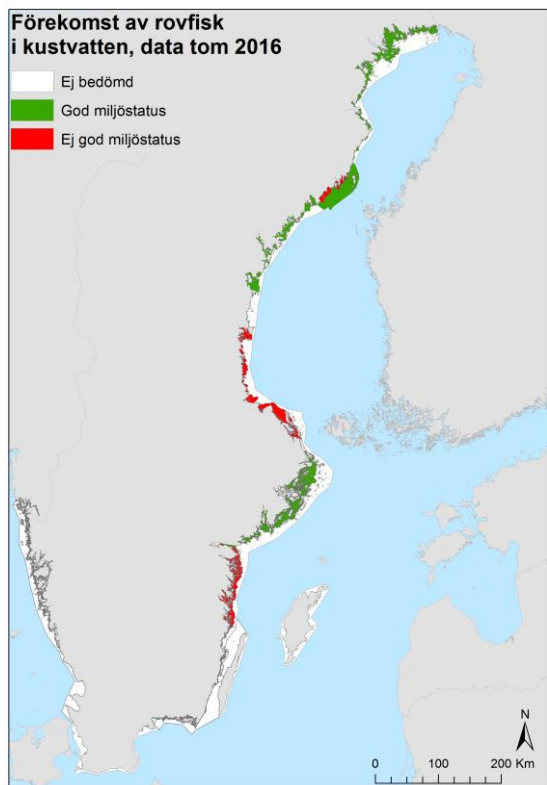
Bedömning 2018

I Östersjön klarar den funktionella gruppen karpfisk tröskelvärden i åtta av tolv av de provfiskade områden som ingår i bedömningen (Tabell 2, Figur 1). I tre av de provfiskade områdena som inte klarar tröskelvärden är förekomsten för hög och i ett område är den för låg. Efter aggregering till kustvattentyper klarar fyra kustvattentyper tröskelvärdena medan tre inte gör det. I kustvattentypen *Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten* ingår endast ett provfiskeområde och på grund av den begränsade geografiska täckningen görs ingen bedömning av bedömningsområdets status.

För den funktionella gruppen mesopredatorer på västkusten (Nordsjöområdet) saknas idag bedömningsgrunder. Data för fem provfiskeområden ingår dock i detta faktablad och visar att fångsten av mesopredatorer under provfiskeperioden ökar i ett område (Barsebäck i Öresund). I Kullen och Vendelsö (båda i Kattegatt), samt Stenungssund och Fjällbacka (båda i Skagerack) visar fångsterna inte någon riktad trend.

Den funktionella gruppen rovfiskar har endast utvärderats i Östersjön, och här klaras tröskelvärdena i nio av 13 provfiskade områden (Tabell 3, Figur 1). I de provfiskade områdena som inte klarar tröskelvärden är förekomsten för låg eller minskande. Aggregerat till kustvattentyper klarar fyra av sju bedömda kustvattentyper tröskelvärdena. Som för karpfisk har kustvattentypen *Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten* inte bedömts, då den geografiska täckningen av provfiskarna inom bedömningsområdet inte bedöms som tillräcklig.

Status och förhållanden mellan funktionella grupper av kustfisk påverkas av klimat, övergödning, fiske, exploatering och förlust av livsmiljöer. Den relativa betydelsen av dessa faktorer är inte känd.



Figur 1 Bedömning per kustvattentyp för de grupper av fisk som ingår i indikatorn förekomst av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten: rovfisk och karpfisk/mesopredatorer. Grönt indikerar att tröskelvärdet klarats, rött att tröskelvärdet inte klarats, och vitt att kustvattentypen inte är bedömd på grund av att provfiske eller bedömningsunderlag saknas. Mer detaljerade resultat och kartor visas i figurer 4-5 samt 6-8 nedan.

Del 2. Detaljerad information

A. Koppling till regelverk eller policyområden.

Havsmiljödirektivet (deskriptor och kriterium)	Vattendirektivet (kvalitetsnorm)	Annan EU lagstiftning	Nationella miljömål	Samordnad inom Helcom och/eller OSPAR
D4C2, Balans i abundans av trofiska gilder	Saknas		Hav i balans samt levande kust och skärgård Ingen övergödning Ett rikt växt- och djurliv.	HELCOM core indicator (<i>Abundance of coastal fish key functional groups</i>)

B. Koppling till havsmiljödirektivet Bilaga III

Grundläggande förhållanden (Tabell 1)	
Ekosystem, inklusive näringsvävar	Ekosystemets struktur, funktion och processer, vilket omfattar – biologiska kännetecken: kopplingar mellan arter av marina fåglar, däggdjur, reptiler, fiskar och bläckfiskar samt livsmiljöer
Grupper av arter av marina fåglar, däggdjur, reptiler, fiskar och bläckfiskar i den marina regionen eller delregionen	Geografisk och tidsmässig variation per art eller population: utbredning, abundans och/eller biomassa
Belastning och påverkan (Tabell 2a)	
Biologiskt	Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter, däribland mål- och icke-målarter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet) Störning av arter (t.ex. i lek- rast- och födosöksområden) på grund av mänsklig närvaro
Fysiskt	Fysisk störning av havsbotten (tillfällig eller reversibel) Fysisk förlust (på grund av varaktig förändring av havsbottenssubstrat eller havsbottens morfologi och på grund av utvinning av havsbottenssubstrat)
Ämnen, skräp och energi	Tillförsel av näringsämnen – diffusa källor, punktkällor, atmosfärisk deposition Tillförsel av organiskt material – diffusa källor och punktkällor Tillförsel av farliga ämnen (syntetiska ämnen, icke syntetiska ämnen,

	radionuklider) – diffusa källor, punktkällor, atmosfärisk deposition, akuta händelser
--	---

C. Ingående kriteriekomponent(er)

Kriteriekomponent	Parameter	Enhet
Trofisk gild (rovfisk)	Abundans alt Biomassa	Antal individer alt ton
Trofisk gild (karpfisk)	Abundans alt Biomassa	Antal individer alt ton

D. Metod för indikatorbedömningen

Bedömningen baseras på fångst per ansträngning under sexårsperioden 2011-2016.

Indikatorn beräknas baserat på antal individer (alternativt biomassa) per nät/ryssja och dygn (fångst per ansträngning) som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde. Vid nätfiske har individer som är för små för att fångas inte tagits med i beräkningarna. Gränsen ligger på 13 cm för kustöversiktsnät och nätlänkar och elva cm för Nordiska kustöversiktsnät (Olsson et al. 2012; Bryhn et al. 2013).

I bedömningen jämförs observerade värden från bedömningsperioden med data från referensperioden (baslinjen). Referensperioden måste vara minst tio år för att täcka in minst två generationer av de dominerande arterna i indikatorn. Om en tidsserie är kortare än 15 år eller om det skett riktade förändringar under referensperioden kan denna bedömningsmetod inte användas. Då görs bedömningen istället utifrån vilka trender som ses över tid för indikatorn.

Den kortaste tidsserien som ingår i den nu aktuella bedömningen startade år 2005 och har valts som startår för trendbaserade bedömningar i alla områden. För områden där det görs trendbaserade bedömningar uppskattas status utifrån trenden för indikatorn under åren 2005-2016 jämfört med den önskade trenden.

Innan en bedömning görs avgörs om referensperioden representerar en situation förenlig med god status baserat på äldre data, annan publicerad information eller expertbedömningar. Om referensperioden anses representera god status definieras tröskelvärde som den femte percentilen av indikatorns referensvärde. Om referensperioden inte anses representera god status definieras tröskelvärde som den 98:e percentilen av referensvärdet.

Bedömningen görs genom att jämföra medianvärdet för indikatorn under bedömningsperioden med tröskelvärde. Överskrider medianvärdet under bedömningsperioden tröskelvärde klaras tröskelvärde.

För trendbaserad bedömning avgörs om förhållandena i början av tidsserien kan antas motsvara god miljöstatus, och utifrån detta bestäms vilket riktning av indikatorns utveckling som motsvarar förbättrad eller försämrad status.

För att få en aggregerad bedömning per bedömningsområde (kustvattentyp) tas hänsyn till det observerade värdet för alla ingående provfisken, som vart och ett bedömts separat. Nuvarande tillstånd bestäms enligt status för majoriteten av dessa. Om exakt hälften av provfiskena inte klarar tröskelvärde, görs bedömningen att området som helhet inte klarar tröskelvärde.

För att jämföra områden med varandra i förhållande till hur långt respektive bedömning ligger från tröskelvärdet, användes samma normeringsmetod som utvecklats för integrerad bedömning inom HELCOM (2017d,e). Indikatorvärdet (fångst per ansträngning) normaliserades på en skala från 0 (teoretiskt minsta värde) till 1 (teoretiskt största värde) genom att anta ett linjärt samband med en brytpunkt vid tröskelvärdet (definierat enligt punkt 3 ovan), som sattes till 0,6. Normaliseringen gjordes på log-transformerade data. Indikatorvärdet klassificerades därefter till någon av följande fyra klasser: 0,125 = klarar inte tröskelvärdet, långt under (för normaliserade indikatorvärden 0-0,299), 0,375 = klarar inte tröskelvärdet (värden 0,3-0,599), 0,625 = klarar tröskelvärdet (värden 0,6-0,799), och 0,875 = klarar tröskelvärdet, långt över (värden 0,8-1) HELCOM 2017e). En liknande metod används för att normera trendbaserade bedömningar (se Del 3).

Utförlig beskrivning av metod och vetenskaplig grund för indikatorn finns i Del 3 samt HELCOMs indikatorrapport [Abundance of coastal fish key functional groups \(HELCOM, 2018\)](#).

E. Snapshot data

Karpfisk:

<http://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/5c627107-6ffa-4597-a7df-ca9d93c8deec>

Rovfisk:

<http://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/483c23fd-7658-427d-a955-82c6aa73afbo>

F. Övervakning

Undersökningstyp enligt MÖP för HMD, enligt Havs- och Vattenmyndighetens undersökningstyp kustfiskbestånd, SLU, KUL www.slu.se/kul. För detaljerade uppgifter och eventuella uppdateringar hänvisas till kommande rapportering av övervakningsprogram för havsmiljödirektivet 2020.

Resultat och bedömning

Tabell 2 Förvaltningsområde Östersjön. Tidsperiod för bedömning av status avser 2011-2016. Sammanfattning av bedömningen för den funktionella gruppen karpfisk, per bedömningsenhet (kustvattentyp). De observerade värdena anges efter normering till en fyrgradig skala mellan 0 och 1. TV= tröskelvärde.

Bedömningsområde Kustvattentyper	Tröskelvärde (min = 0, max = 1)	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet	Trend*
Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten ¹	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Ölands och Gotlands kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Gotlands NV kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012

Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s)	0,6	0,625	Klarar TV	Låg	Ingen bedömning 2012
Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n)	0,6	0,375	Klarar inte TV	Låg	Ingen bedömning 2012
Östergötlands inre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Östergötlands yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Stockholms skärgård, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
S Bottenhavet, inre kustvatten	0,6	0,625	Klarar TV	Låg	Ingen bedömning 2012
S Bottenhavet, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	0,6	0,625	Klarar TV	Låg	Ingen bedömning 2012
N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
N Kvarkens inre kustvatten	0,6	0,375	Klarar inte TV	Låg	Ingen bedömning 2012
N Kvarkens yttre kustvatten	0,6	0,125	Klarar inte TV	Måttlig	Ingen bedömning 2012
N Bottenviken, inre kustvatten	0,6	0,625	Klarar TV	Måttlig	Ingen bedömning 2012
N Bottenviken, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012

¹I kustvattentypen Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten ingår ett provfiskeområde (Torhamn) men på grund av begränsad geografisk representativitet görs ingen bedömning av bedömningsområdets status som helhet.

Tabell 3 Förvaltningsområde Östersjön. Tidsperiod för bedömning av status avser 2011-2016. Sammanfattning av bedömningen för den funktionella gruppen rovfisk per bedömningsenhet (kustvattentyp). De observerade värdena anges efter normering till en fyrgradig skala mellan 0 och 1. TV = tröskelvärde.

Bedömningsområde Kustvattentyper	Tröskelvärde (min = 0, max = 1)	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet	Trend*
Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten ¹	Saknas	-	-	Låg	Ingen bedömning 2012
Ölands och Gotlands kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Gotlands NV kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s)	0,6	0,375	Klarar inte TV	Låg	Ingen bedömning 2012
Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n)	0,6	0,625	Klarar TV	Måttlig	Ingen bedömning 2012
Östergötlands inre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012

Östergötlands yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
Stockholms skärgård, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
S Bottenhavet, inre kustvatten	0,6	0,375	Klarar inte TV	Låg	Ingen bedömning 2012
S Bottenhavet, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	0,6	0,625	Klarar TV	Låg	Ingen bedömning 2012
N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
N Kvarkens inre kustvatten	0,6	0,125	Klarar inte TV	Låg	Ingen bedömning 2012
N Kvarkens yttre kustvatten	0,6	0,625	Klarar TV	Måttlig	Ingen bedömning 2012
N Bottenviken, inre kustvatten	0,6	0,625	Klarar TV	Måttlig	Ingen bedömning 2012
N Bottenviken, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	Ingen bedömning 2012
¹ I kustvattentypen Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten ingår ett provfiskeområde (Torhamn) men på grund av begränsad geografisk representativitet görs ingen bedömning av bedömningsområdets status som helhet.					

Del 3. Kompletterande information

3.1 Introduktion

Fisksamhällen längs våra kuster är viktiga både ekologiskt och socioekonomiskt. Rovfiskar påverkar hela näringsväven nedåt och har därför en balanserande effekt. De kan även modifiera effekterna av övergödning (Eriksson et al, 2009, Eriksson et al, 2011, Östman et al, 2016). Tillståndet hos kustfisk är en god indikator på det generella miljötillståndet i ett område eftersom kustfisksamhällen har en relativt lokal rumslig utbredning (Saulamo och Neumann 2002, Laikre et al, 2005, Olsson et al, 2011, Östman et al, 2017a). De kan också påvisa eventuell miljögiftspåverkan i ett område (Hansson et al, 2009). Trots att de flesta arter av kustfisk inte är målarter för den storskaliga fiskeindustrin är de viktiga för det småskaliga kustnära yrkesfisket och framför allt för fritidsfisket längs våra kuster (Karlsson et al, 2014). Kustfisksamhällen utgör därför en viktig del av bedömningen i enlighet med internationella miljödirektiv som havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet; överenskommelser som aktionsplanen för Östersjön, samt i den gemensamma fiskeripolitiken.

Rovfisk och karpfisk representerar viktiga funktionella grupper i kustfisksamhällen längs Sveriges ostkust (Havs och vattenmyndigheten, 2012, HELCOM, 2012, HELCOM, 2017b). Livskraftiga populationer av rovfisk tyder ofta på fungerande trofisk reglering och god

habitatkvalitet (Eriksson et al, 2009, Eriksson et al, 2011, Östman et al, 2016). Rovfisk längs Östersjökusten representeras framför allt av abborre, gädda, gös och lake. I mer exponerade områden i de mellersta och södra delarna av Sveriges kust är även torsk och piggvar vanliga rovfiskarter i kustfisksamhället. En ökad förekomst av rovfisk kan bero på ökande vattentemperaturer (abborre, gädda och gös), måttlig övergödning, god tillgång på lämpliga rekryteringsområden, lågt fisketryck och låg predation från till exempel skarv och säl (Böhling et al, 1991, Edgren 2005; Bergström et al, 2007, Linlokken et al, 2008, Olsson et al, 2012, Östman et al, 2012, HELCOM, 2012, HELCOM, 2017b, Östman et al, 2017b). På Västkusten domineras rovfisksamhället av torsk, gråsej, vitling och piggvar. Mesopredatorer (se nedan) har liknande funktion på Västkusten som karpfisk har längs Östersjöns kuster, där de befinner sig i mitten av näringsväven och påverkas/påverkar såväl lägre som högre delar av ekosystemet.

Förekomsten av karpfiskar (familjen *Cyprinidae*) och mesopredatorer (bottendjursätande och planktonätande fiskar, det vill säga fiskar som befinner sig i mitten av näringsväven) i ett provfiskeområde ger en bild av fisksamhällets miljöstatus. Ökad mängd karpfiskar kan tyda på ökad övergödning och/eller stigande vattentemperatur i området, samt avsaknad av predation från rovfisk och från toppkonsumenter som skarv och säl (HELCOM, 2017c, Bergström et al, 2016a, Östman et al, 2017b). Samma samband gäller ofta för mesopredatorer (Eriksson et al, 2011, Baden et al, 2012), men under rådande miljöförhållanden längs Sveriges västkust kan hög förekomst av mesopredatorer (till exempel snultror, smörbultar och plattfiskar) sammankopplas med livskraftiga habitat (Bergström et al, 2016c).

Den vanligaste karpfisken längs Östersjökusten är mört. Karpfiskar har en varierad föda och representerar ofta en mellannivå i näringskedjan. Oftast äter de växter eller mindre ryggradslösa djur. De påverkas både av förändringar i basen av näringskedjan, orsakade av till exempel övergödning och klimat, men även av processer högre upp som till exempel predation från rovfiskar, samt fiskätande fågel och säl. En hög abundans av karpfiskar indikerar ofta ett ekosystem i oönskat miljötillstånd (HELCOM 2017; Bergström et al, 2016a). Karpfiskar förekommer främst i de centrala och nordliga delarna av Östersjöns mer skyddade kustområden. I mer exponerade kustområden i Östersjöns centrala och sydliga delar samt på Västkusten där förekomsten av karpfisk är begränsad, används mesopredatorer som förekommer längs hela svenska kusten som indikatorgrupp för funktionella grupper. I dessa områden är gers, skrubbskädda, smörbultar, spiggar och snultror vanligt förekommande mesopredatorer.

Indikatorn *Förekomst av funktionella grupper av fisk i kustvatten* är gemensam för alla länder inom Östersjön enligt havsmiljödirektivets geografiska definition (HELCOM, 2017c). På västkusten inom OSPAR (Nordsjöområdet) saknas indikatorer för fisken på kusten. I detta faktablad har vi på grund av bristande dataunderlag endast bedömt status för rovfisk i Östersjön, och för karpfisk i Östersjön men inte mesopredatorer i Västerhavet (Öresund, Kattegatt och Skagerrak).

3.2 Material och metoder

Övervakningsmetod

För att bedöma tillståndet hos kustfisksamhällen i Östersjön används uppskattningar av antal eller biomassa enligt provfisken som utförs varje år inom regional och nationell miljöövervakning (Havs- och vattenmyndigheten, 2014).

Idag räknas 18 provfiskeområden längs Sveriges kuster in i den samordnade regionala och nationella miljöövervakningen. Dessa områden övervakas enligt standardiserad metodik på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten eller länsstyrelser. Det görs även provfisken med samma metodik i samband med recipientkontroll av bland annat kärnkraft. Den längsta tidsserie som är med i statusbedömningen startade år 1987.

I Östersjön utförs provfiskena med olika typer av nät, framför allt kustöversiktsnät och Nordiska kustöversiktsnät. De undersökningstyper som används är:

- Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät (Karlsson, 2015).
- Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten (Andersson, 2015).

Kustfiskövervakningen sker oftast i augusti och speglar trender hos de arter som dominerar i kustområdena under den varma delen av året (Olsson och Andersson, 2012). Det är framför allt arter som lever på och nära botten, föredrar högre vattentemperaturer (upp till 20 grader) och har sitt ursprung i sötvatten som fångas. Exempel på arter som fångas i Östersjön är abborre, gös, mört, braxen, löja och gers. I provfiskena fångas även marina arter som torsk, strömming och skrubbskädda samt sötvattensarter som föredrar lägre vattentemperaturer, som sik och nors (Olsson et al, 2012). I två områden på ostkusten, Muskö i södra Stockholms skärgård och Kvädöfjärden i Östergötlands skärgård, sker provfisken i oktober när vattentemperaturen är lägre och är därmed mer inriktade mot arter som föredrar lägre temperaturer.

På västkusten utförs provfisken årligen i fem områden. Provfisken under sommaren (i augusti) sker i Barsebäck, Vendelsö, Stenungssund och Fjällbacka, på hösten i Kullen och Fjällbacka, och på våren i Vendelsö. Fisket utförs med ryssjor istället för nät, vilket är väl lämpat för fångst av lokalt förekommande arter i kustområdet, framförallt sådana som lever botten nära (Bergström et al, 2013; Andersson 2015). (Bergström et al, 2013; Andersson 2015). Arter som föredrar högre vattentemperaturer dominerar under sommaren, till exempel snultror, smörbultar, ål och skrubbskädda, medan inslaget av kallvattensarter som torsk, andra torskfiskar och simpbor är högre under den kallare delen av året (vår och höst; Olsson et al, 2012). I dagsläget saknas en operationell indikator för nyckelart på kusten längs den svenska västkusten (Nordsjöområdet).

Geografisk täckning

Sveriges kust är lång och varierad, och miljöövervakningen täcker endast en del av kuststräckan. De längsta tidsserierna (sedan slutet av 1980-talet) för provfiske på ostkusten är utförda med kustöversiktsnät och nätlänkar. Från och med 2002-2005 ökar den geografiska täckningen när övervakningar med Nordiska kustöversiktsnät startades i flera nya områden (Forsgren-Johansson et al, 2005).

I de flesta av Sveriges 25 kustvattentyper har övervakning av kustfisk gjorts vid något tillfälle. Regelbunden övervakning sker däremot bara i elva av kustvattentyperna, åtta längs ostkusten och tre på västkusten (Fredriksson 2014; Tabell 1 och 2). Det är också sämre täckning när det gäller kallvattenfisk som fångar skrubbskädda och till exempel sik längs de norra delarna av ostkusten.

Eftersom kustfisk ofta förekommer i lokala bestånd och påverkas av lokala miljöförändringar skulle tätare övervakning behövas och/eller alternativa datakällor för att göra bättre bedömningar av kustfisksamhällenas status längs hela Östersjöns kust (Olsson et al, 2015;

Östman et al, 2017a). Status för kustfisk bör klassas på en relativt lokal skala (Olsson et al, 2011, Östman et al, 2017b).

Nyligen utförda studier visar att det finns liknande utvecklingsmönster för kustfisk inom, men inte mellan, havsbassängerna (HELCOM, 2012, HELCOM, 2017b, HELCOM 2017c, Bergström et al, 2016b). Det finns även lokala avvikelser. Detta gör aggregering av resultat mellan kustvattentyper upp till havsbassängsnivå möjlig. Den absoluta förekomsten av fisk liksom fiskens naturliga förutsättningar för rekrytering mellan områden varierar dock.

Bedömningsmetod

Indikatorn beräknas utifrån antal individer (alternativt biomassa) per nät/ryssja och dygn (fångst per ansträngning) som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde.

Vid nätfiske har individer som är för små för att fångas representativt för lokalen vid respektive provfiske ej tagits med i beräkningarna. Gränsen ligger på 13 cm för kustöversiktsnät och nätlänkar och elva cm för Nordiska kustöversiktsnät (Olsson et al, 2012, Bryhn et al, 2013).

Bedömningsgrund

För områden med tidsserier som är längre än 15 år bedöms indikatorn baserat på områdesspecifika tröskelvärden. Sex år (2011-2016) utgör bedömningsperioden och tröskelvärdet beräknas utgående från en referensperiod om minst tio år innan bedömningsperioden. Referensperioden ska omfatta minst tio år för att täcka in minst två generationer av de dominerande arterna i indikatorn. Därmed minimeras felbedömningar orsakade av naturlig variation, som till exempel starka eller svaga årsklasser (HELCOM 2017b, HELCOM, c). För kortare tidsserier används istället ett trendbaserat tillvägagångssätt. Båda metoderna beskrivs närmare nedan. Hela tidsserierna måste oavsett metod sträcka sig över minst tio år (från och med 2005) för att täcka in naturlig variation.

För att kunna användas i bedömningarna måste miljöförhållanden under referensperioden vara stabila och möjliga att bedöma i förhållande till långsiktigt hållbart nyttjande. Stora förändringar skedde i Östersjöns och Västerhavets ekosystem i slutet av 1980-talet, vilket ledde till en förskjutning i ekosystemens struktur och funktion (Möllmann et al, 2009, Lindegren et al, 2012). Det skedde även en förändring i fisksamhällenas struktur i kustområden under samma tid, och i vissa områden även under senare tid (mitten av 1990-talet) (Olsson et al, 2012). För att få så stabila tioåriga baslinjer/referensperioder som möjligt används därför tidsperioder som startar under sent 1990-tal (Bergström et al, 2016b). I den nuvarande bedömningen har vi använt data mellan 1998 och 2010, för att undvika förskjutningar i miljöförhållandena under baslinje/referensperioden och samtidigt få med så mycket data som möjligt. För de kortare tidsserierna som bedöms med avseende på trend måste det finnas data sedan början eller mitten av 2000-talet för att en bedömning ska kunna göras. Den kortaste tidsserien som ingår i den nu aktuella bedömningen startade år 2005, och för att få jämförbara resultat har vi valt detta år som startår för trendbaserade bedömningar i alla områden.

I bedömningen jämförs bedömningsperiodens data med data från referensperioden (baslinjen). Referensperioden är minst tio år och bedömningsperioden är sex år. Bedömningsperioden innefattar åren 2011-2016.

För områden där det görs trendbaserade bedömningar bedöms trenden för indikatorn under åren 2005-2016 och jämförs med den önskade trenden (baserat på en bedömning av miljöstatusen under åren innan bedömningsperioden).

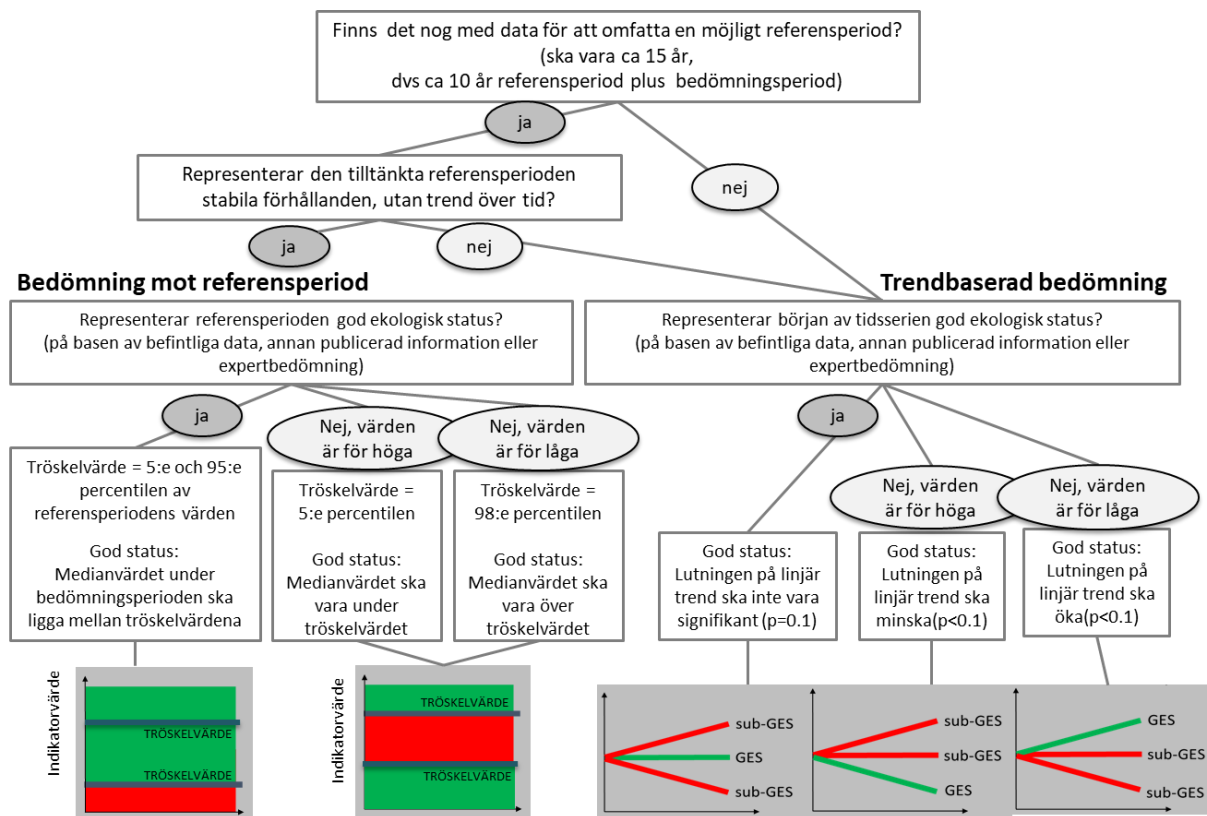
Bedömning enligt referensnivå/baslinje

Det finns vissa kriterier som måste uppfyllas för att tidsserier ska kunna användas som baslinje/referensperiod för en bedömning (se figur 2).

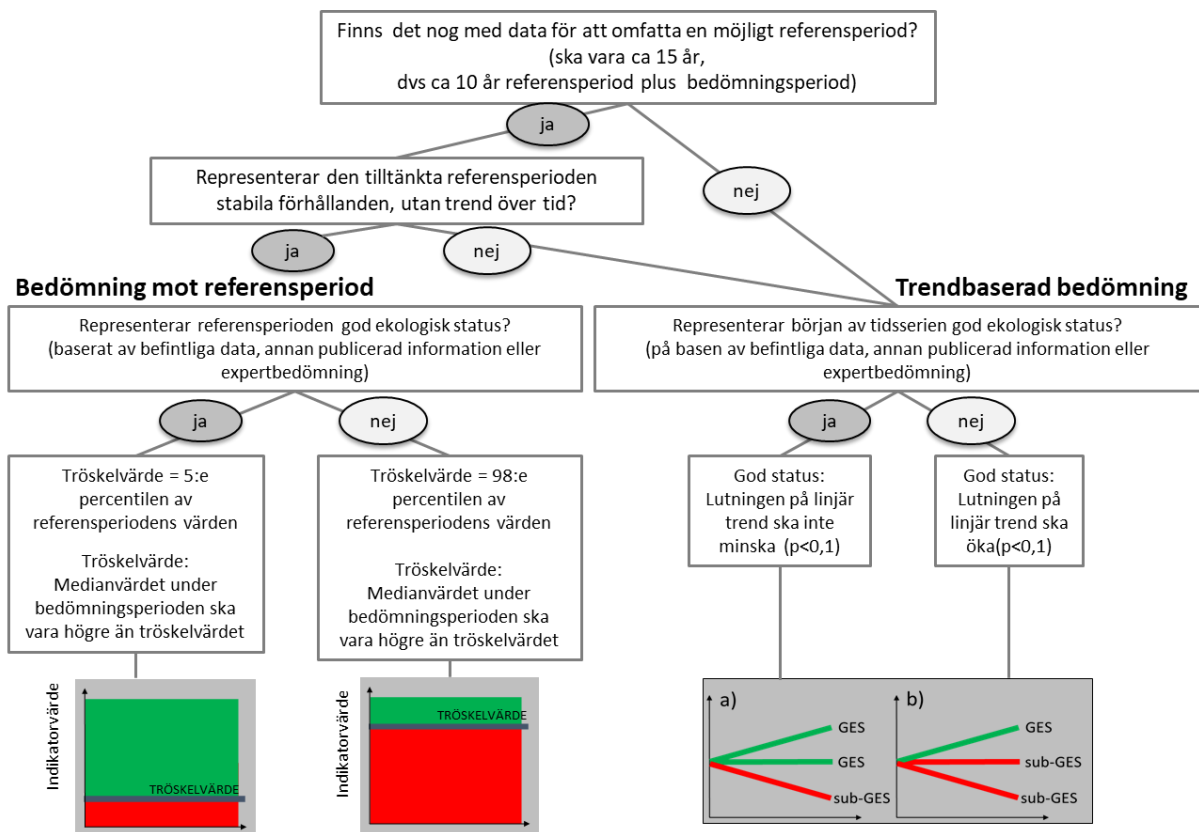
1. Den tilltänkta referensperioden måste sträcka sig över minst två generationer för den art som påverkar indikatorn. För kustfisk innebär detta generellt sett tio år.
2. Referensperioden får inte innehålla en statistiskt säkerställd trend eftersom perioden ska representera fisksamhället under stabila förhållanden. Om inte denna punkt är uppfylld görs istället en trendbaserad bedömning (se nedan).

När man avgjort om data kan användas för bedömning enligt referensnivå/baslinje enligt punkt 1 och 2 ovan, utförs följande steg:

1. Innan någon bedömning kan göras måste avgöras om referensperioden representerar en situation förenlig med status. Det kan bestämmas genom att använda äldre data, annan publicerad information eller expertbedömningar.
2. När miljöstatus för referensperioden är fastställd definieras tröskelvärde genom bootstrapping av indikatorns värde under referensperioden för att få en fördelning av möjliga värden för indikatorn.
3. Om referensperioden representerar god status ska medianvärdet för indikatorn under bedömningsperioden vara större än den femte percentilen av indikatorvärdet under referensperioden. Om referensperioden representerar ej god status så ska medianvärdet för indikatorn under bedömningsperioden vara större än den 98:e percentilen.
4. För att kunna jämföra områden med varandra i förhållande till hur långt respektive bedömning ligger från tröskelvärde, användes samma normeringsmetod som utvecklats för integrerad bedömning inom HELCOM (HELCOM 2017d, HELCOM, 2017 e). Indikatorvärdet (fångst per ansträngning) normaliserades på en skala från 0 (teoretiskt minsta värde) till 1 (teoretiskt största värde) genom att anta ett linjärt samband med en brytpunkt vid tröskelvärde (definierat enligt punkt 3 ovan), som sattes till 0,6. Normaliseringen gjordes på log-transformerade data. Indikatorvärdet klassificerades därefter till någon av följande fyra klasser: 0,125 = klarar inte tröskelvärde (långt under) (för normaliserade indikatorvärden 0-0,299), 0,375 = klarar inte tröskelvärde (värden 0,3-0,599), 0,625 = klarar tröskelvärde (värden 0,6-0,799), och 0,875 = klarar tröskelvärde (långt över) (värden 0,8-1) (HELCOM, 2017e).



Figur 2 Flödesschema för statusbedömning av kustfiskindikatorn Funktionella grupper av fisk i kustvatten – karpfisk.



Figur 3 Flödesschema för statusbedömning av kustfiskindikatorn Funktionella grupper av fisk i kustvatten - rovfisk.

Trendbaserad bedömning

Om tidsserien är kortare än 15 år eller om det finns en trend i den tilltänkta baslinjen/referensperioden görs istället en trendbaserad bedömning. Här tittar man på förhållandena i början av tidsserien för att se om de kan antas motsvara god miljöstatus, och bedömer sedan om förändringen utifrån detta tillstånd går mot förbättrad eller försämrad status. Bedömningen indikerar vilken riktning status tar under aktuella miljöförhållanden och aktuell förvaltning. Metoden används som en interimslösning till dess det finns tillräckligt med år av data för att göra en bedömning mot en baslinje/referensperiod.

Bedömningen av status i början av tidsserien (innan år 2005) anges på grundval av empiriska data från andra studier i området eller dess närhet. I första hand har resultat från tidigare bedömningar använts (Fiskeriverket, 2006) i kombination med inspektion av tidigare år i respektive eller närliggande tidsserier, när detta har behövts för att få en mer lokal bild (se Tabell 2 & 3).

För rovfisk gäller att om tillståndet i början av tidsserien bedömts som överlag god, får inte trenden hos indikatorn vara negativ. Om man istället bedömer tillståndet för rovfisk i början av tidsserien som ej god måste trenden hos indikatorn vara positiv (se figur 3). För karpfisk/mesopredatorer gäller att det inte får finnas någon trend alls över tid (varken ökande eller minskande) om man bedömt tillståndet i början av tidsserien som överlag gott. Om tillståndet i området i början av tidsserien bedöms som överlag dåligt, ska riktningen på indikatorns utveckling vara åt det håll som motsvarar förbättrad status, dvs. negativ om förekomst är för hög och positiv om förekomsten är för låg (figur 2).

Trendanalysen (linjär trend) sker på log-transformerade värden för att identifiera en signifikant trend (enligt $p < 0,1$). För att jämföra samma antal år i alla områden har vi här använt data från och med år 2005.

För att öka jämförbarheten mellan områden omvandlades resultaten till en skala med fyra klasser, analogt med bedömningen enligt referensnivå ovan (HELCOM, 2017b; HELCOM, 2017c). För rovfisk gjordes på följande vis: Om status bedömdes som god i början av den studerade tidsserien och trenden över tid var negativ enligt gränsvärdet $p < 0,01$, blev statusvärdet 0,125. Om trenden var negativ enligt gränsvärdet $p < 0,1$, blev statusvärdet 0,375, och om det inte förekom någon förändring över tid ($p > 0,1$) blev värdet 0,625. Om status bedömdes som god i början av den studerade tidsserien och trenden var positiv enligt gränsvärdet $p < 0,01$ blev statusvärdet 0,875. Motsvarande bedömning för situationer när status i början av tidsserien bedömdes som ej god var: 0,125 om trenden var negativ (enligt gränsvärdet för signifikans $p < 0,1$), 0,375 om det inte förekom någon trend över tid ($p > 0,1$), 0,625 om trenden var positiv ($p < 0,1$), och 0,875 om det var en starkt signifikant ökning ($p < 0,01$). Tröskelvärdet sattes vid 0,6.

För karpfisk/mesopredatorer gjordes på följande vis: Om status bedömdes som god i början av den studerade tidsserien och trenden över tid var ökande enligt gränsvärdet $p < 0,01$, blev statusvärdet 0,125. Om trenden var ökande enligt gränsvärdet $p < 0,1$ blev statusvärdet 0,375, och om det inte förekom någon förändring över tid ($p > 0,1$) blev värdet 0,625. Statusvärdet 0,875 användes inte för karpfisk då förekomsten av denna funktionella grupp ska ligga på en balanserad nivå för att uppnå god status. Motsvarande bedömning för situationer när status i början av tidsserien bedömdes som ej god var: 0,125 om trenden var ökande (enligt gränsvärdet för signifikans $p < 0,1$), 0,375 om det inte förekom någon trend över tid ($p > 0,1$), 0,625 om trenden var minskande ($p < 0,1$), och 0,875 om det var en starkt signifikant minskning ($p < 0,01$). Tröskelvärdet sattes vid 0,6. Om status bedömdes som ej god i början av den studerade tidsserien på grund av för höga förekomster skulle skalan användas omvänt, men det var inte aktuellt i den gjorda bedömningen.

Aggregering av status mellan provfiskeområden

För att få en aggregerad bedömning per bedömningsenhet (kustvattentyp) togs hänsyn till status för alla ingående provfisken, var och en bedömda separat enligt ovanstående. Status per kustvattentyp sattes enligt statusvärdet för majoriteten av provfisken. Om exakt hälften av provfiskena inte klarade tröskelvärdet, gjordes bedömningen att bedömningsområdet som helhet inte klarade tröskelvärdet.

Indikatorstatus säkerhet

Tillförlitligheten i bedömningen kan variera mellan bedömningsenheter, tidsperioder och övervakningsprogram. Säkerheten i klassningen blir större i de fall man kan använda en baslinjebaserad bedömning och framförallt ju fler provfiskeområden som ingår (Leonardsson et al, 2016).

Eftersom lokala förutsättningar (och i vissa fall även metod) skiljer sig åt mellan olika provfisken är indikatorvärdena inte alltid direkt jämförbara. I denna bedömning representeras dock varje datapunkt (år) av ett medelvärde baserat på flera observationer (provfiskestationer). Statusbedömningen baseras på bedömningsgrunder för det specifikt studerade provfisket, varför säkerheten i skattningen är ganska god med avseende på de ingående värdena för indikatorn.

För att förbättra tillförlitligheten i statusbedömningen behövs ett ökat antal provfiskeområden i vissa bedömningsenheter. I vissa fall är tidsserierna för korta för att göra en skattning i relation till en referensperiod. I stället används en trendbaserad bedömning tills dess att tillräckligt antal år av övervakning har uppnåtts.

I detta faktablad får bedömningen inom en bedömningsenhet (kustvattentyp) **låg** säkerhet när status för enskilda provfisken inom bedömningsenheten skiljer sig åt, eller när bedömningarna baseras enbart på trendanalyser. En **medelhög** säkerhet nås om bedömningen är baserad på information från minst två provfiskeområden, minst en av dessa bedömts i förhållande till en referensnivå och bedömningarna stämmer överens mellan provfiskeområdena. Ingen av bedömningsenheterna i det här faktabladet når upp till **hög** säkerhet som kännetecknas av att mer än två provfiskeområden ingått i bedömningen, att alla bedömts i förhållande till en baslinje/referensnivå och att alla provfiskeområden visar samma status.

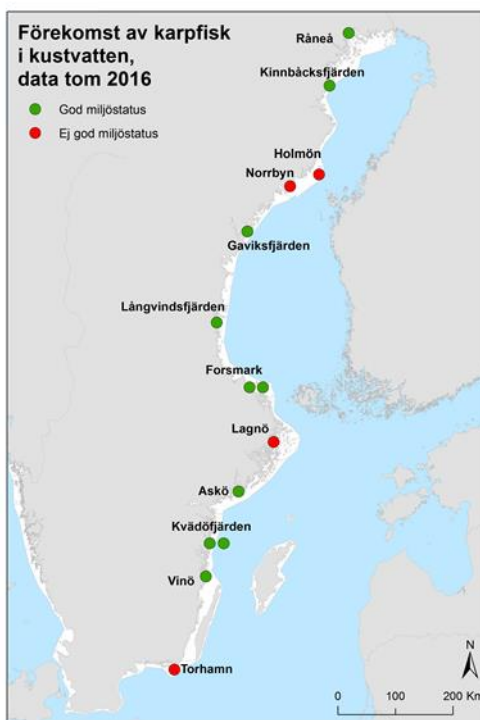
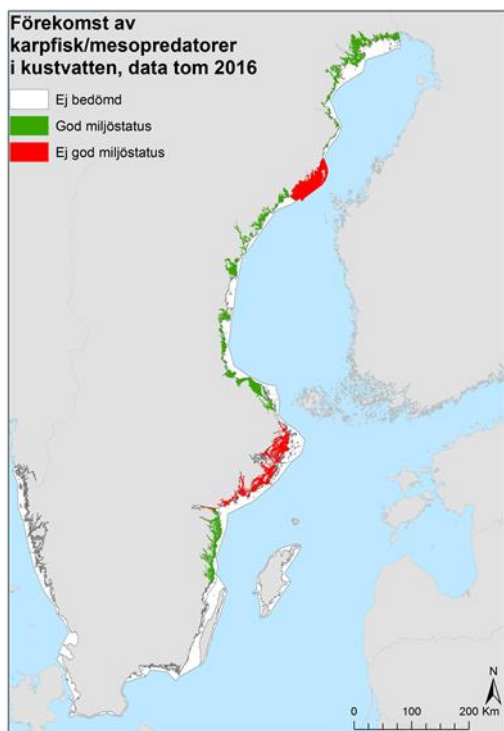
3.3 Resultat

Karpfisk/mesopredatorer

Majoriteten av de bedömda provfiskena, det vill säga tio av 14 klarar tröskelvärdet (se figur 5, tabell 4). Detta motsvarar åtta av 12 provfiskeområden, eftersom det i några områden förekommer parallella provfisken. De provfiskeområden som inte når upp till tröskelvärdet är Norrbyn, Holmön, Lagnö och Torhamn (alla fiskade med Nordiska kustöversiktsnät). Status i dessa områden bedömdes som dålig på grund av ökad förekomst av karpfisk, utom i Torhamn där fångsterna av karpfisk har minskat.

När bedömningarna för de olika provfiskeområdena aggregeras per kustvattentyp når tre av de totalt sju bedömda kustvattentyper inte upp till tröskelvärdet (Norra Kvarkens inre kustvatten, Norra Kvarkens yttre kustvatten, samt Östergötlands och Stockholms skärgård mellankustvatten (12n)). Eftersom kustvattentypen Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten endast har ett provfiskeområde (Torhamn, Blekinge) med begränsad geografisk täckning utförs ingen bedömning per kustvattentyp här.

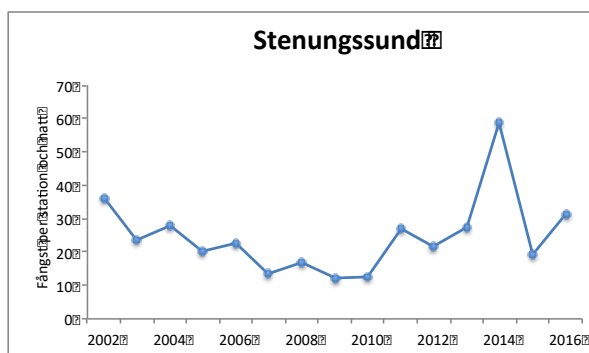
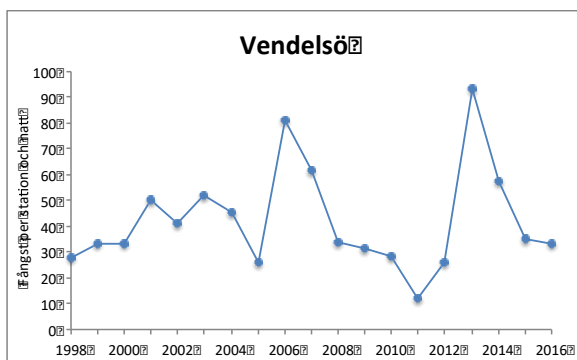
För mesopredatorerna på Västkusten har fångsterna ökat i ett område, Barsebäck (Öresund) sedan provfiskena startade (figur 5, tabell 5). I de övriga tre områdena, Kullen (södra Kattegatt), och Vendelsö (Kattegatt), Stenungssund (södra Skagerack) och Fjällbacka (norra Skagerack), uppvisar inte fångsterna någon riktad utveckling. Ingen bedömning av status har gjorts för dessa områden, eftersom kunskap saknas om ifall förhållandena i början av tidsserien representerar god miljöstatus eller inte. Det bör noteras att för kustvattentypen Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n) är bedömningen osäker, eftersom de provfiskeområden som ingår uppvisar olika miljöstatus.

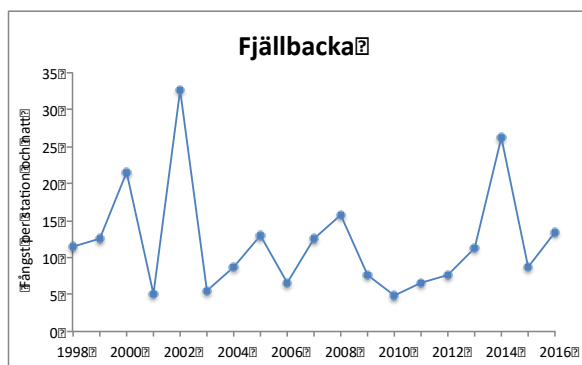


Figur 4. Översikt av miljöstatusen för den funktionella gruppen karpfisk när bedömningen har aggregerats till nivå 4 (kustvattentyper, till vänster), samt per provfiskeområde (till höger). För bilder i större upplösning, se figur 5. Mer detaljerade resultat visas i tabell 4, och i figur 5 visas resultat över tid per provfiskeområde.

Kattegatt/Skagerack

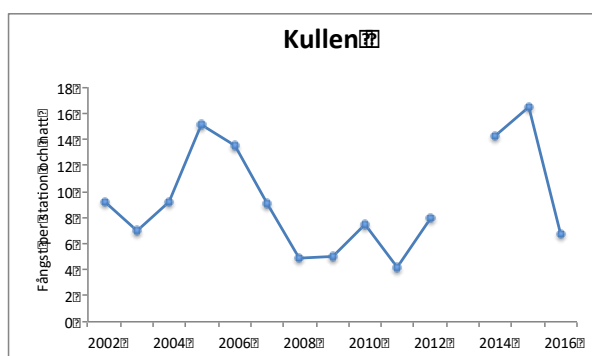
Västkustens inre kustvatten





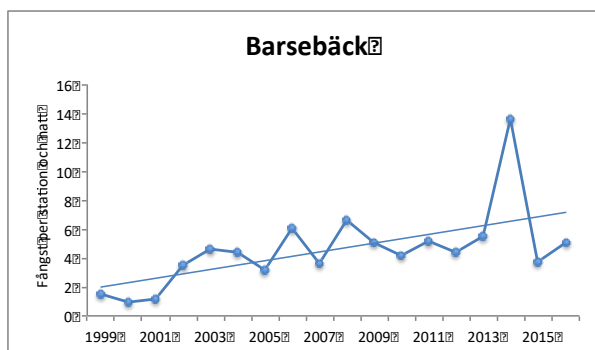
Öresund/ Kattegatt

Södra Hallands och norra Öresunds kustvatten

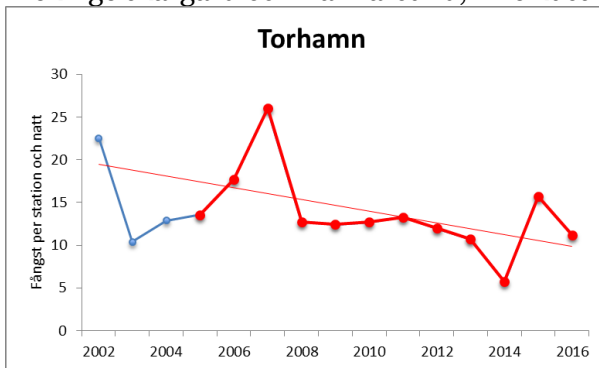


Öresund

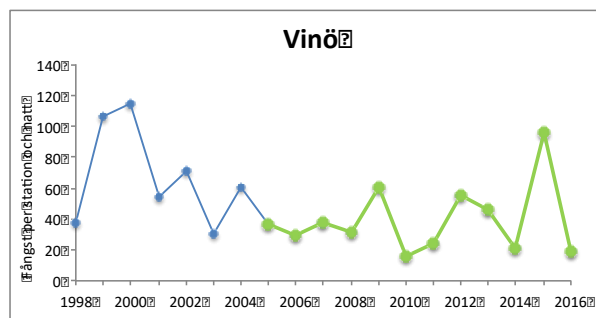
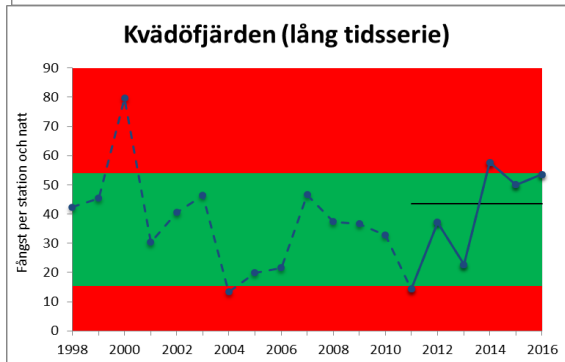
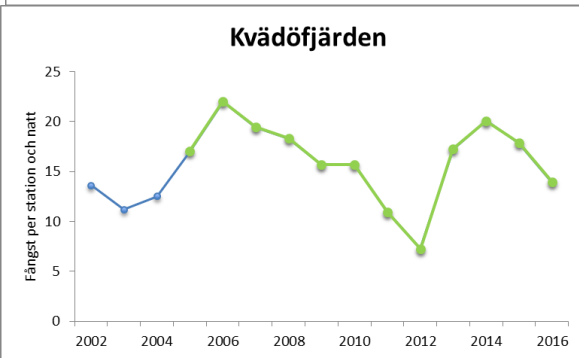
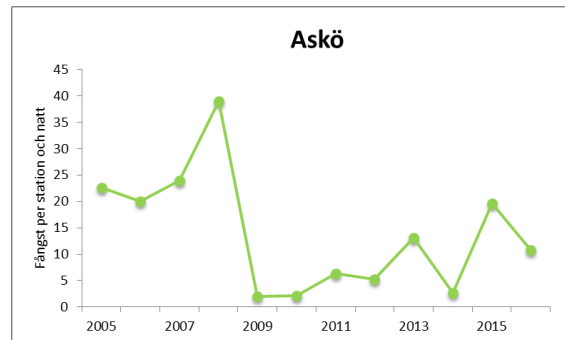
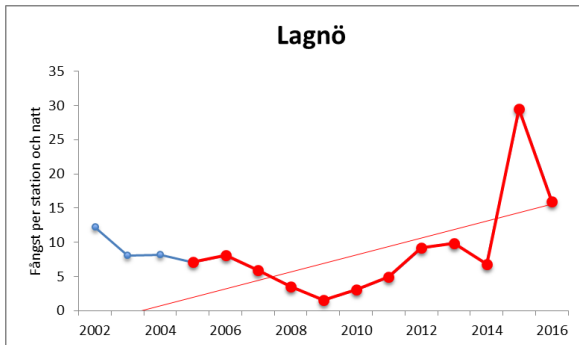
Öresunds kustvatten



Södra Östersjön
Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten

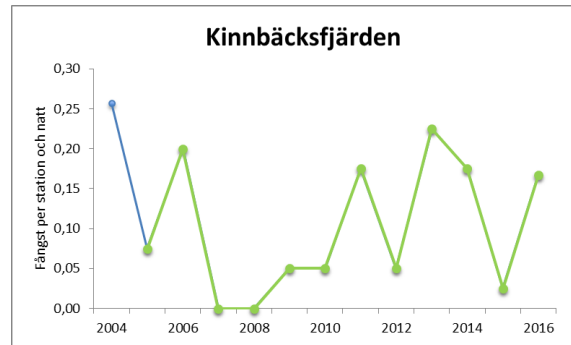
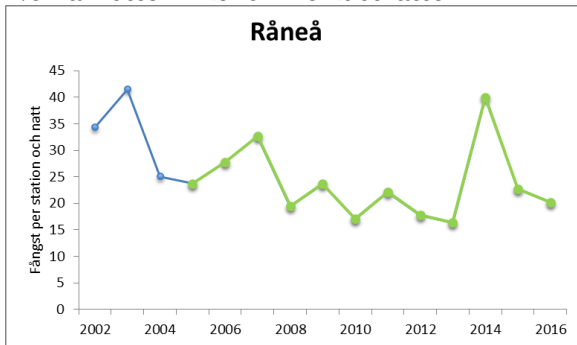


Egentliga Östersjön
Östergötlands och Stockholms skärgård,
mellankustvatten



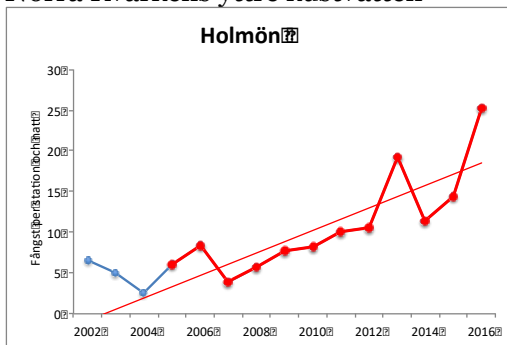
Bottenviken

Norra Bottenvikens inre kustvatten

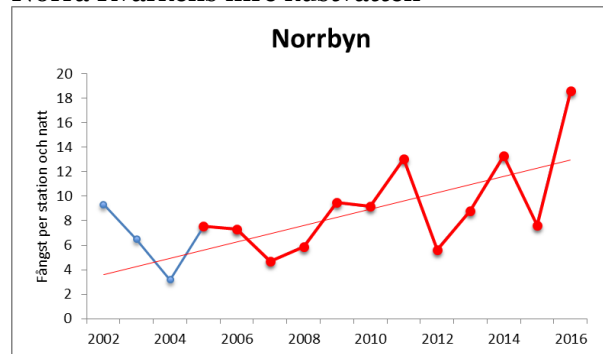


Norra Kvarken

Norra Kvarkens yttre kustvatten

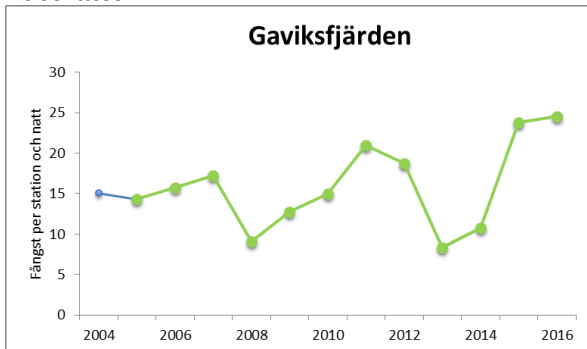


Norra Kvarkens inre kustvatten

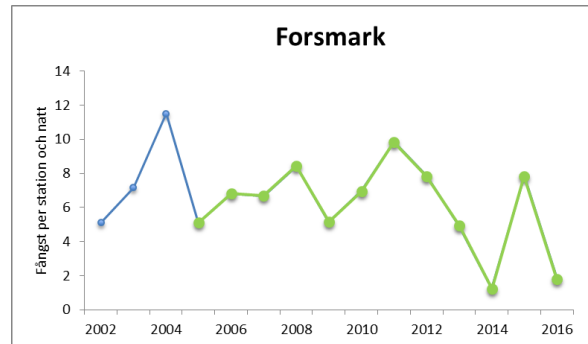


Bottenhavet

Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten



Södra Bottenhavet, inre kustvatten



Figur 5 Fångst per ansträngning samt statusbedömningar för den funktionella gruppen karpfisk för alla provfiskeområden. För mesopredatorer visas endast utvecklingen av fångsterna över tid i provfiskena utan statusbedömning. I de tidsserier som fyller kriterierna för att definiera en referensperiod bedöms status i relation till denna. Den svarta linjen i dessa figurer anger medianen för bedömningsperioden, den streckade linjen mellan punkterna referensperioden och den heldragna linjen mellan punkterna bedömningsperioden. Om medianen för bedömningsperioden ligger inom det gröna fältet, det vill säga ligger mellan den 5:e och 95:e percentilen, har området klarat tröskelvärdet (Kvädöfjärden). I de kortare tidsserierna samt i de tidsserier som inte uppfyller kriterierna för att definiera en referensperiod används trendbaserad bedömning. Där är linjerna under bedömningsperioden gröna när tröskelvärdet klarats och röda när tröskelvärdet inte klarats. Trendlinje visas vid statistiskt säkerställd trend vid $p < 0,1$ (baserat på logarimerade data). De korta tidsserierna bedöms alla från år 2005.

Tabell 4 Sammanfattning för de provfisken som ingått i bedömningen med slutlig bedömning för karpfisk per kustvattentyp och provfiskeområde. För en mer ingående metodbeskrivning, se texten i detta faktablad. Kolumnen "Startår" anger det första året för provfiske i respektive tidsserie. Samtliga fisken har fortgått till år 2016. "Art" anger vilken art som representeras i den aktuella bedömningen. "Metod" anger vilken bedömningsmetod som använts (baslinjemetod eller trendbaserad). Statusen under referensperioden har som en utgångspunkt bedömts som god (i förhållande till havsmiljödirektivets utgångsdefinition om långsiktigt hållbarhet), med undantag för Holmön där inledande status för karpfiskar bedömdes som ej god baserat på av inspektion data från tidigare år (HELCOM, 2012). Tröskelvärde anges för provfisken som bedömts med baslinjemetod. För provfisken som bedömts enligt trend anges önskad riktning på trenden. Indikatorns observerade värde är medianvärdet (fångst per ansträngning) för åren 2011-2016 vid baslinjebedömning. Vid trendbaserad bedömning anges i stället signifikansnivån för trenden under 2005-2016 och den observerade riktning en (+ = ökande, - = minskande, ns = ingen trend enligt gränsvärdet $p = 0,1$). Bedömning saknas för samtliga havsbassänger i Västerhavets förvaltningsområde. Havsbassänger i Östersjöns förvaltningsområde: A = Arkonahavet, B = Bornholmshavet, VG = Västra Gotlandshavet, ÖG = Östra Gotlandshavet, NG = Norra Gotlandshavet, Å = Ålands hav, BH = Bottenhavet, Kv = Kvarnen, BV = Bottenviken. Kustvattentypen "Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden" är klassad som övergångsvatten och har inte bedömts. Grönt indikerar att tröskelvärdet klaras, rött att tröskelvärdet inte klaras.

Havs- bassäng	Kustvattentyp	Kod	Provfiske- område	Startår	Redskap	Metod	Status referens- period	Bedömningsvärden		Bedömning per provfiske		Bedömning per kustvattentyp		
								Tröskelvärde	Observerat	Status	Värde	Status	Värde	Tillförl.
A/B	Skånes kustvatten	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
B/VG		8	Torhamn	2002	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,08 (-)		0,375			
		9	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
VG/ÖG	Ölands och Gotlands kv	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas		
VG	Gotlands NV kustvatten	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas		
VG/NG/Å	Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s)	12	Kvädöfj.	2002	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,37 (ns)		0,625			
		12	Kvädöfj.	1987	Nätlänkar	Baslinje	God	15,4<Obs<54,0	43,60		0,625			
		12	Vinö	1995	Nätlänkar	Trend	God	Trend (0)	0,90 (ns)		0,625			
	Östergötl. Stockholms skärgård, mellankv (12n)	12	Lagnö	2002	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,07 (+)		0,375			

**Havs
och Vatten
myndigheten**

		12	Askö	2005	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,23 (ns)		0,625				Låg
VG/NG	Östergötlands inre kustvatten	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas			
	Östergötlands yttre kustvatten	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas			
NG/Å	Stockholms skärgård, yttre kustvatten	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas			
BH	S Bottenhavet, inre kustvatten	16	Långvindsfj.	2002	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,31 (ns)		0,625				
		16	Forsmark	2002	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,16 (ns)		0,625				
		16	Forsmark	1987	Kustöversiktsnät	Trend	God	Trend (0)	0,17 (ns)		0,625		0,625	Låg	
	S Bottenhavet, yttre kv	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas			
	N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	18	Gaviksfj.	2004	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,40 (ns)		0,625		0,625	Låg	
	N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas			
Kv	N Kvarkens inre kv	20	Norrbyn	2002	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,05 (+)		0,375		0,375	Låg	
	N Kvarkens yttre kv	21	Holmön	2002	Nordiska nät	Trend	Ej god	Trend (-)	<0,001 (+)		0,125		0,125	Medel	
BV	N Bottenviken, inre kv	22	Råneå	2002	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,60 (ns)		0,625				
		22	Kinnbäcksfj.	2004	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0)	0,36 (ns)		0,625		0,625	Medel	
	N Bottenviken, yttre kv	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

Tabell 5 Sammanfattning provfisken av mesopredatorer i Västerhavets förvaltningsområde per provfiskeområde inom kustvattentyp. En slutlig bedömning av status saknas på grund av att avsaknad av bedömningsgrund. Kustvattentypen "Göta älvs- och Nordre älvs estuarium", klassad som övergångsvatten, har inte bedömts. Havsbassänger: S = Skagerack, K = Kattegatt, Ö = Öresund.

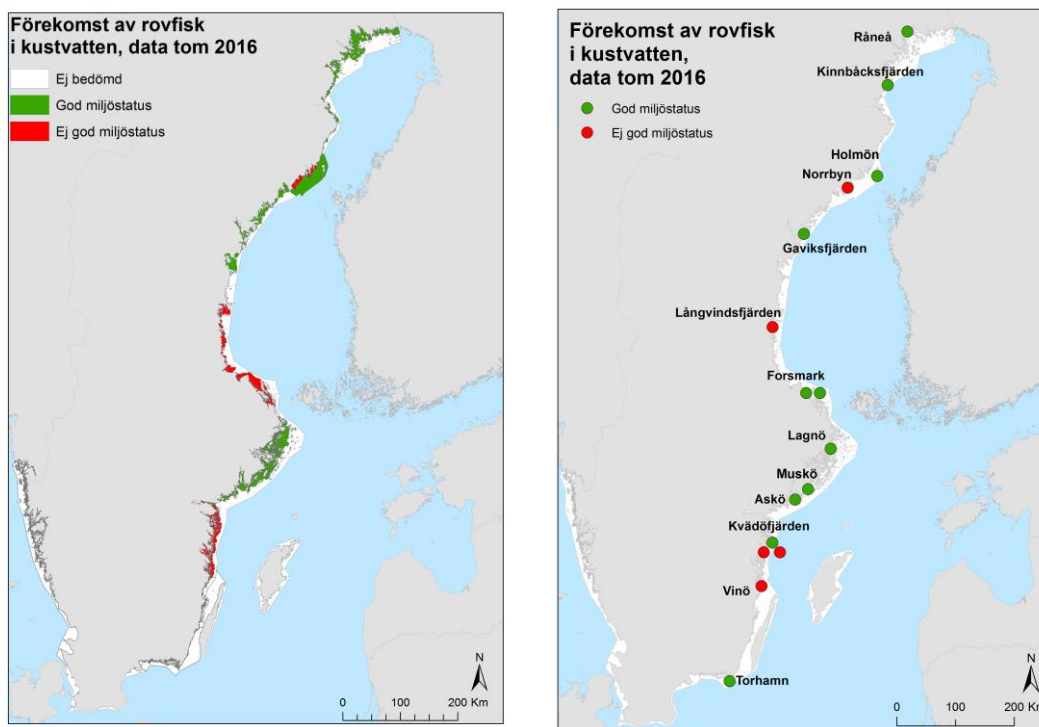
Havs- bassäng	Kustvattentyp	Kod	Provfiske-område	Startår	Redskap	Metod	Status referens-period	Bedömningsvärden	
								Tröskel	Observerat
S/K	Västkustens inre kustvatten (1s)	1	Stenungssund	2002	Ryssjor	Trend	NA	NA	0,63 (ns)
		1	Vendelsö	1998	Ryssjor	Trend	NA	NA	0,96 (ns)
		1	Fjällbacka	1998	Ryssjor	Trend	NA	NA	0,68 (ns)
S	Västkustens fjordar	2	-	-	-	-	-	-	-
	Västkustens yttre kustvatten, Skagerrack	3	-	-	-	-	-	-	-
K	Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt	4	-	-	-	-	-	-	-
K/Ö	S. Hallands och N Öresunds kustvatten	5	Kullen	2002	Ryssjor	Trend	-	-	0,77 (ns)
Ö	Öresunds kustvatten	6	Barsebäck	1999	Ryssjor	Trend	-	-	<0,001 (+)

Rovfisk

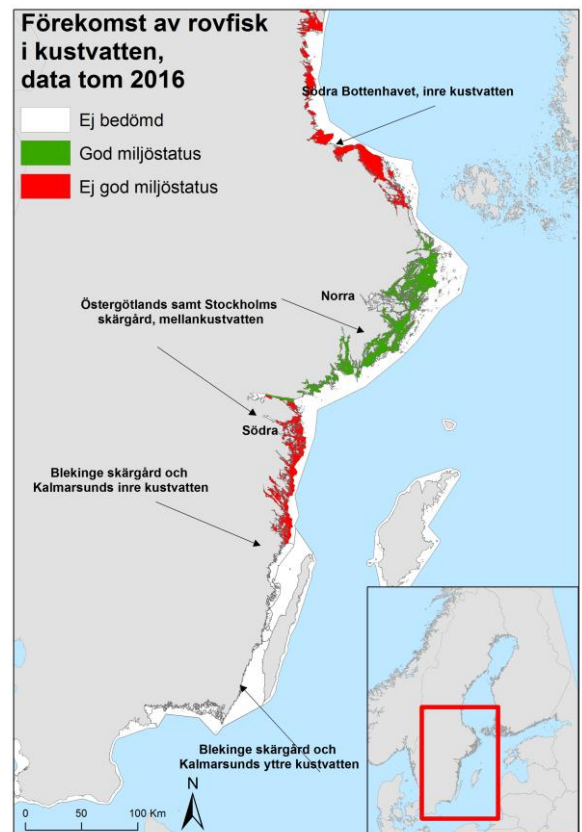
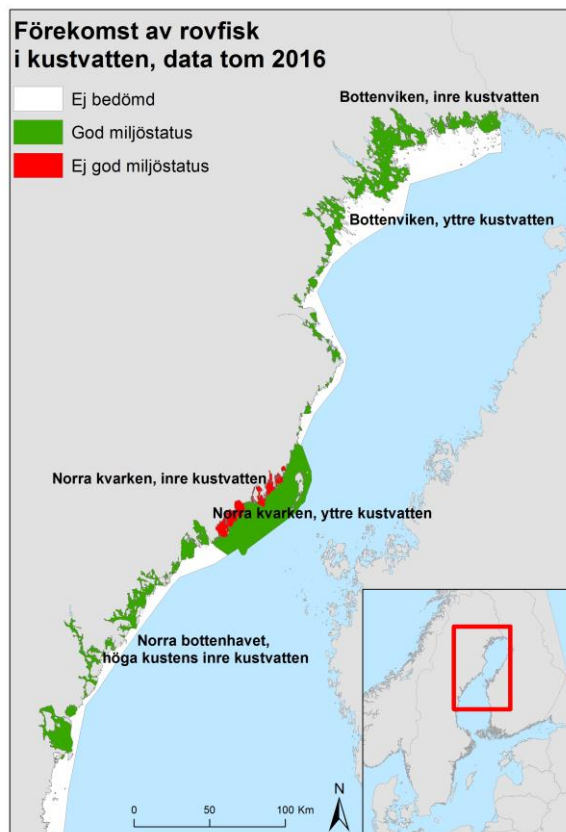
Majoriteten av de provfisken (tidsserier) som ingår i bedömningen, elva av 16, klarar tröskelvärdena (se figur 8; tabell 6). Beräknat per provfiskeområde klarar nio av 13 provfiskeområden tröskelvärdet. I ett av områdena (Kvädöfjärden) skiljer sig status åt mellan de provfisken som utförts i området. De områden som inte når upp till tröskelvärdet är Norrbyn, Långvindsfjärden, Kvädöfjärden, Kvädöfjärden (höstfiske) och Vinö.

När bedömningarna för de olika provfiskeområdena aggregeras per kustvattentyp når alla utom tre (Norra Kvarkens inre kustvatten, Södra Bottenhavet, inre kustvatten och Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s)) av totalt sju bedömda kustvattentyper upp till tröskelvärdet. Eftersom kustvattentypen Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten endast har ett provfiskeområde i den södra delen av bedömningsenheten (Torhamn, Blekinge), blir aggregering till kustvattentyp missvisande och därför görs ingen bedömning av kustvattentyp här.

Bedömningen för kustvattentyperna Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s) och Södra Bottenhavet, inre kustvatten är osäker eftersom de provfiskeområden som ingår där uppvisar olika miljöstatus.

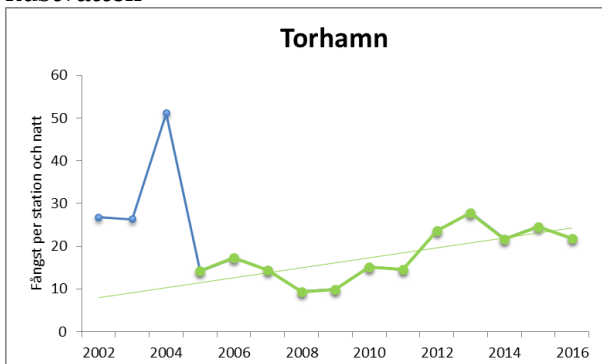


Figur 6 Bedömningen för den funktionella gruppen rovfisk aggregerad till nivå 4 (kustvattentyper, till vänster), samt per provfiske (till höger). Grönt indikerar att tröskelvärdet klarats, rött att tröskelvärdet inte klarats och vit att kustvattentypen inte är bedömd på grund av att provfiske eller bedömningsunderlag saknas. För detaljerade resultat, se tabell 6 samt figurer 7 och 8.

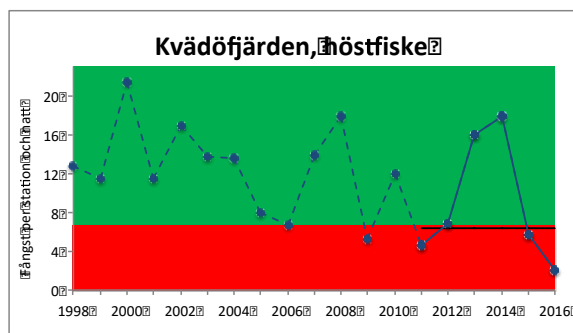
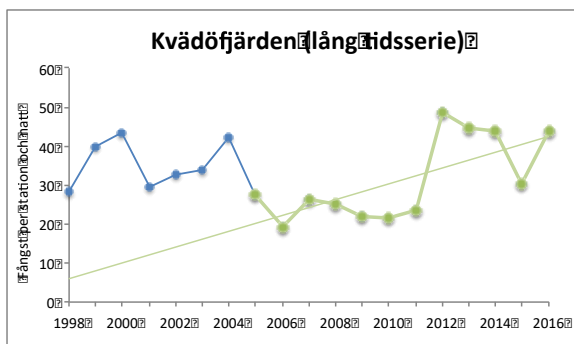
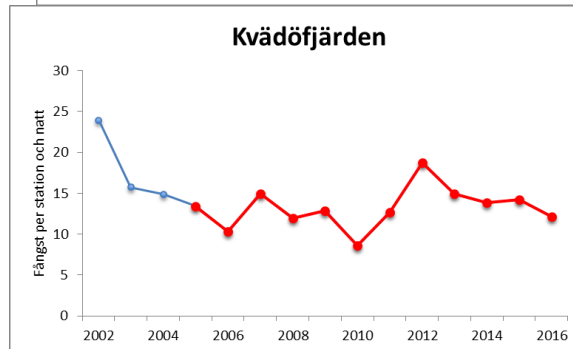
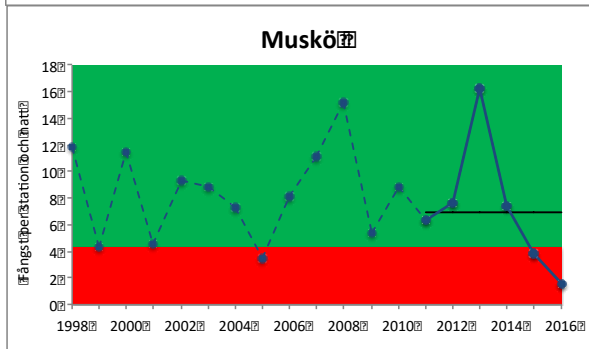
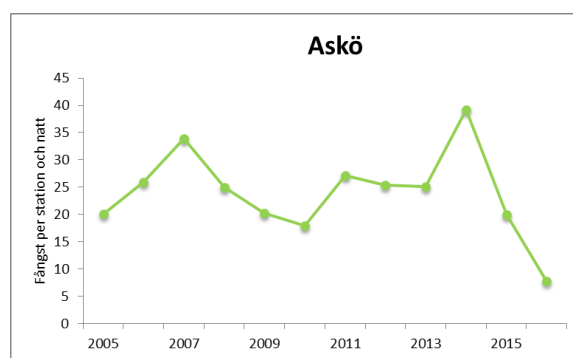
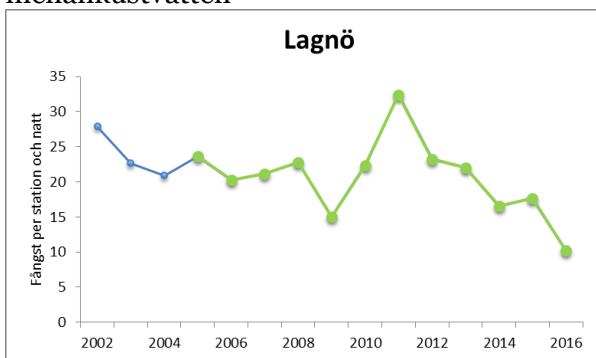


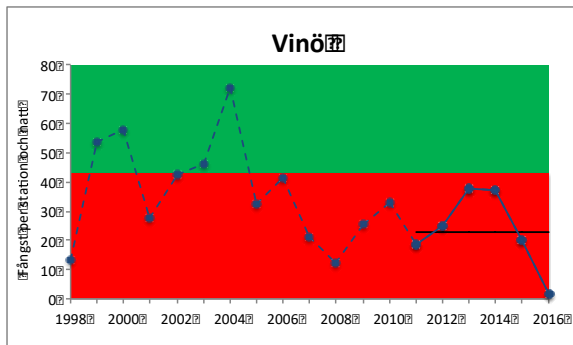
Figur 7 Bedömning för den funktionella gruppen rovfisk per kustvattentyp i större upplösning för den norra respektive södra delen av kusten. Grönt indikerar att tröskelvärdet klarats, rött att tröskelvärdet inte klarats och vit att kustvattentypen inte är bedömd på grund av att provfiske eller bedömningsunderlag saknas.

Södra Östersjön
Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre
kustvatten



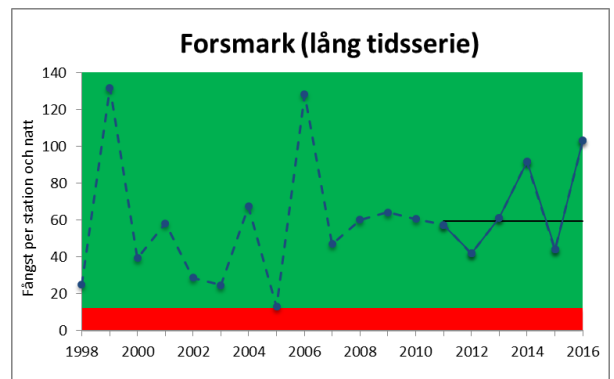
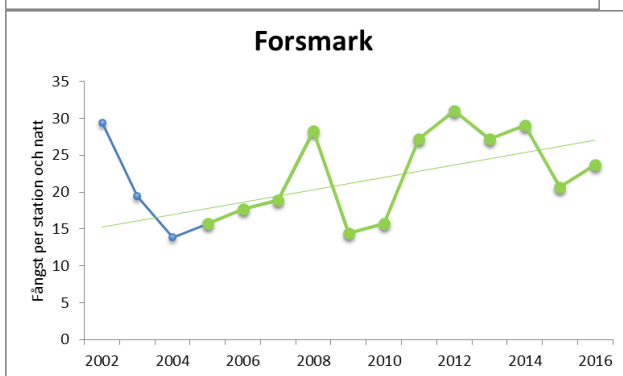
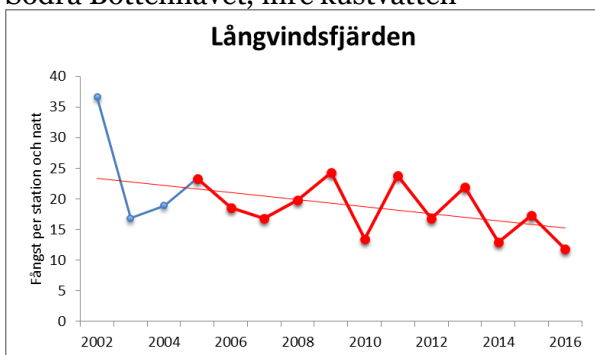
Egentliga Östersjön
Östergötlands och Stockholms skärgård,
mellankustvatten





Bottenhavet

Södra Bottenhavet, inre kustvatten

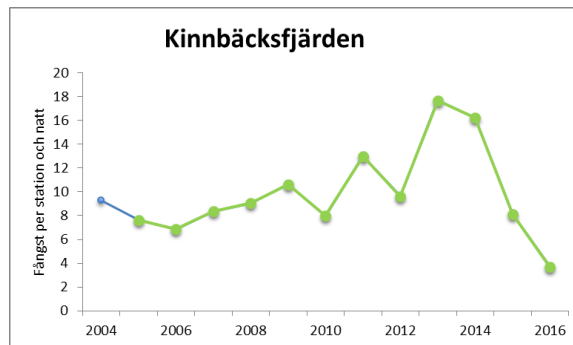
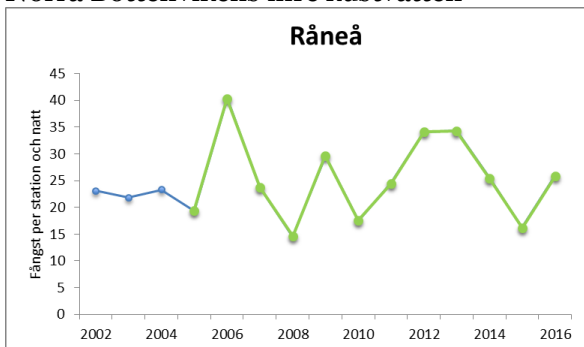


Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten



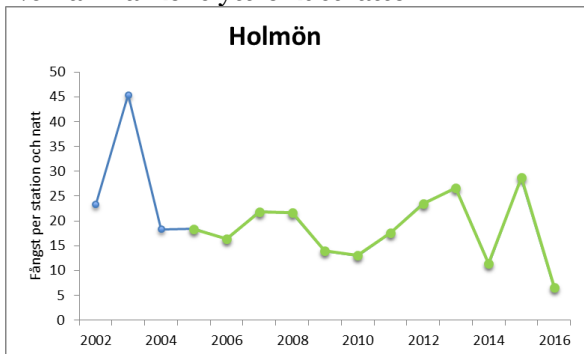
Bottenviken

Norra Bottenvikens inre kustvatten

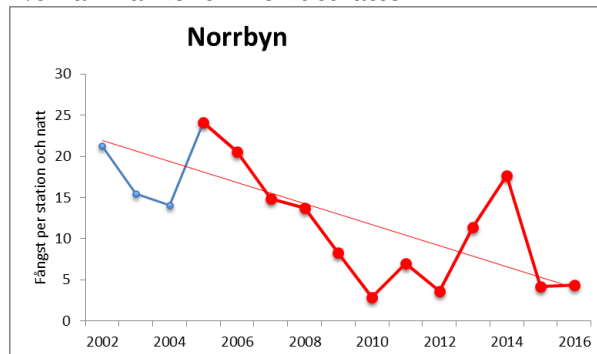


Norra Kvarken

Norra Kvarkens yttre kustvatten



Norra Kvarkens inre kustvatten



Figur 8 Fångst per ansträngning samt bedömning av tillståndet för den funktionella gruppen rovfisk för alla provfiskeområden. I de tidsserier som fyller kriterierna för att definiera en referensperiod bedöms tillståndet i relation till denna. Den svarta linjen i dessa figurer anger medianen för bedömningsperioden, den streckade linjen referensperioden och den heldragna linjen bedömningsperioden. Om medianen ligger inom det gröna fältet klarar området tröskelvärdet, det vill säga ligger över den 5:e (Forsmark och Muskö) respektive 98:e (Vinö) percentilen för referensperioden. I de kortare tidsserierna samt i de tidsserier som inte uppfyller kriterierna för att definiera en referensperiod används trendbaserad bedömning. Där är linjerna under bedömningsperioden gröna om tröskelvärdet klaras och röda om de inte klaras. Trendlinje visas vid statistiskt säkerställd trend vid $p < ,1$ (baserat på log-transformerade data). De korta tidsserierna bedöms alla från år 2005.

Tabell 6. Sammanfattning för de provfisken som ingått i bedömningen med slutlig bedömning för gruppen rovfisk per kustvattentyp och provfiskeområde. För en mer ingående metodbeskrivning, se texten i detta faktablad. Kolumnen ”Startår” anger det första året för provfiske i respektive tidsserie. Samtliga fisken har pågått till år 2016. ”Art” anger vilken art som representeras i den aktuella bedömningen. ”Metod” anger vilken bedömningsmetod som använts (baslinjemetod eller trendbaserad). Tillståndet under referensperioden har bedömts baserat på biologiska råd för de aktuella åren (till exempel användes Fiskeriverket (2006) för de trendbaserade bedömningarna som utgår ifrån år 2005) i kombination med inspektion av äldre data i samma tidsserie och angränsande provfisken. Tröskelvärde anges för provfisken som bedömts med baslinjemetod. För provfisken som bedömts enligt trend anges önskad riktning på trenden. Indikatorns observerade värde är medianvärdet (fångst per ansträngning) för åren 2011-2016 vid baslinjebedömning. Vid trendbaserad bedömning anges i stället signifikansnivån för trenden under 2005-2016 och den observerade riktningen (+ = ökande, - = minskande, ns = ingen trend enligt gränsvärdet $p = 0,1$). Bedömning saknas för samtliga havsbassänger i Västerhavets förvaltningsområde. Havsbassänger i Östersjöns förvaltningsområde: A = Arkonahavet, B = Bornholmshavet, VG = Västra Gotlandshavet, ÖG = Östra Gotlandshavet, NG = Norra Gotlandshavet, Å = Ålands hav, BH = Bottenhavet, Kv = Kvarnen, BV = Bottenviken. Kustvattentypen Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden, är klassad som övergångsvatten och har inte bedömts. Grönt indikerar att tröskelvärdet klaras, rött att tröskelvärdet inte klaras.

Havs- bassäng	Kustvattentyp	Kod	Provfiske- område	Startår	Arter						Redskap	Metod	Status referens- period	Bedömnings- värden		Bedömning per provfiskeområde		Bedömning per kustvattentyp		
					Abborre	Gädda	Gös	Torsk	Piggvar	Lake				Tröskel- värde	Obser- verat	Status	Värde	Status	Värde	Till- förl.
A/B	Skånes kustvatten	7	-	-							-	-	-	-	-	-	saknas			
B/VG	Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kv	8	Torhamn	2002	x	x	x	x	x		Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0,02 (+)		0,825	saknas		
	Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kv	9	-	-							-	-	-	-	-	-	saknas			
VG/ÖG	Ölands och Gotlands kv	10	-	-							-	-	-	-	-	-	saknas			
VG	Gotlands NV kustvatten	11	-	-							-	-	-	-	-	-	saknas			
VG/NG/Å		12	Kvädöfj.	2002	x	x	x	x	x		Nordiska nät	Trend	Ej god	Trend (+)	0,31 (ns)		0,375			

	Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s)	12	Kvädöfj.	1987	x	x	x	x	x		Nätlänkar	Trend	Ej god	Trend (+)	0,02 (+)		0,625			
		12	Kvädöfj.	1989	x	x	x	x	x		Nätlänkar (kall)	Bas-linje	God	6.74	6,31		0,375			
		12	Vinö	1995	x	x	x	x	x		Nätlänkar	Bas-linje	Ej god	43.13	22,65		0,375		0,375	Låg
	Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n)	12	Lagnö	2002	x	x	x			x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0,14 (ns)		0,625			
		12	Askö	2005	x	x	x			x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0,30 (ns)		0,625			
		12	Muskö	1992	x	x	x	x			Nätlänkar (kall)	Bas-linje	God	4.37	6,90		0,625		0,625	Medel
VG/NG	Östergötlands inre kustvatten	13	-	-						-	-	-	-	-	-	-	-	saknas		
	Östergötlands yttre kustvatten	14	-	-						-	-	-	-	-	-	-	-	saknas		
NG/Å	Stockholms skärgård, yttre kustvatten	15	-	-						-	-	-	-	-	-	-	-	saknas		
BH	S Bottenhavet, inre kustvatten	16	Långvindsfj.	2002	x	x				x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0,10 (-)		0,375			
		16	Forsmark	2002	x	x	x			x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0,08 (+)		0,825			
		16	Forsmark	1987	x	x	x			x	Kustöversikt-nät	Bas-linje	God	11.95	59.23		0,825		0,375	Låg
	S Bottenhavet, yttre kv	17	-	-						-	-	-	-	-	-	-	-	saknas		
	N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	18	Gaviksfj.	2004	x	x				x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0.14		0,625		0,625	Låg
	N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	19	-	-						-	-	-	-	-	-	-	-	saknas		
Kv	N Kvarkens inre kv	20	Norrbyn	2002	x	x				x	Nordiska nät	Trend	Ej god	Trend (+)	0.044 (-)		0,125		0,125	Låg
	N Kvarkens yttre kv	21	Holmön	2002	x	x				x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0.48 (ns)		0,625		0,625	Medel
BV	N Bottenviken, inre kv	22	Råneå	2002	x	x				x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0.96 (ns)		0,625			

Havs
och Vatten
myndigheten

		22	Kinnbäcksfj.	2004	x	x				x	Nordiska nät	Trend	God	Trend (0/+)	0.81 (ns)		0,625		0,625	Medel
	N Bottenviken, yttre kv	23	-	-							-	-	-	-	-	-	-	saknas		

3.4 Diskussion

Bedömningen som presenteras i detta faktablad visar att förekomsten av rovfisk i de flesta bedömda kustområden längs den svenska Östersjökusten klarar tröskelvärdena. I tre av sju kustvattentyper bedöms status som icke tillfredställande. För karpfisk klarar fyra kustvattentyper tröskelvärdena. I den sammanvägda bedömningen av indikatorn *Förekomst av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten*, när man tar hänsyn både till rovfisk och karpfisk, når två av totalt sju bedömningsområden upp till tröskelvärdena; Norra Bottenvikens inre kustvatten och Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten.

Att tröskelvärdet för rovfisk klaras i fyra av sju bedömda områden skulle kunna förklaras av att rovfiskarna i många områden framför allt representeras av abborre, en art som gynnas av högre vattentemperaturer och minskad salthalt (Olsson et al, 2012) vilka är miljöförhållanden som har kännetecknat miljön i Östersjön under senare år (ICES, 2014). Bland de begränsande faktorerna kan fisketryck, samt eventuellt naturlig dödlighet från toppredatorer, spela stor roll för hur mycket rovfisk som finns i ett kustområde (Edgren 2005, HELCOM 2012, Bergström et al, 2016d). liksom tillgången på goda livsmiljöer för rekrytering (Sundblad et al, 2014).

En nyligen utförd studie visar att förekomsten av rovfisk på kusten uppvisat övervägande vikande trender och karpfisken ökande trender i många områden i Östersjön under det senaste decenniet. Dock har det rått en något mer positiv utveckling under de senaste åren (Bergström et al, 2016b). Tydligt är dock att ökningen av karpfisk håller i sig i många områden lokalt och att förekomsten av mesopredatorer i majoriteten av de bedömda provfiskeområdena på Västkusten är hög eller ökande, vilket indikerar en försämrad miljöstatus. Även denna funktionella grupp påverkas av att arter med ett sötvattensursprung, som föredrar varmare vatten, generellt har ökat i förekomst sedan början av 1970-talet i Östersjön (Olsson et al, 2012). En ökande förekomst av mesopredatorer på Västkusten har i tidigare studier kopplats till avsaknad av rovfisk som håller bestånden nere genom predation (Eriksson et al, 2011, Baden et al, 2012) och status för karpfisk kan kopplas till övergödning (Bergström et al, 2016a).

Bedömningen som presenteras i detta faktablad har använt tillståndet i slutet av 1990-talet och början av 2000-talet som referensperiod. Anledning är att vi vet att det skett stora ekosystemförändringar i Östersjön under slutet av 1980-talet och mitten av 1990-talet (Möllmann et al, 2009), vilket även påverkat möjliga referensförhållanden för kustfisk (Olsson et al, 2012). En utgångspunkt för statusbedömningarna i detta faktablad har varit att bedöma status i förhållande till långsiktigt hållbart nyttjande i enlighet med havsmiljödirektivet (Anon, 2008). Hur status för kustfisken såg ut före 1970-talet är på grund av bristande data svårt att uttala sig om.

De provfiskeområden som ingår i statusbedömningen är referensområden med generellt sett liten direkt lokal mänsklig påverkan, vilket gör att resultaten sannolikt främst kan relateras till storskaliga miljöförändringar (Bergström et al, 2016b, Östman et al, 2017 b).

Eftersom kustfisksamhällens status kan påverkas av en rad olika faktorer, relaterade till såväl klimat, övergödning, fysisk störning och fiske som predation från toppkonsumenter som säl och skarv (Böhling et al, 1991, Edgren 2005, Bergström et al, 2007, Linlokken et al, 2008, HELCOM, 2012, Olsson et al, 2012, Östman et al, 2012, Sundblad et al, 2014, Bergström et al, 2016a, Östman et al, 2016b), är det dock svårt att ge entydiga förklaringar till de gjorda bedömningarna i de flesta områden. När det gäller de provfiskeområden som inte klarar

tröskelvärdena för rovfisk ser vi till exempel att rovfisken i Kalmarsund (Vinö) har minskat kraftigt. Tidigare studier har föreslagit att denna minskning kan kopplas till en ökad förekomst av mesopredatorer som skarpsill och spigg (Ljunggren et al, 2010, Eriksson et al, 2011).

Något som blir missvisande när man skalar upp bedömningen från provfiskeområde till kustvattentyp, är att stora delar av Kalmarsunds inre kustvatten tillhör samma kustvattentyp som de inre delarna av hela Blekinge skärgård, och således skulle hela detta sammanlagda område ges samma status. Här har vi dock endast ett provfiske (Torhamn, Blekinge skärgård) i vilket rovfisken klarar tröskelvärdet. Att även bedöma statusen i Kalmarsunds inre kustvatten som god överensstämmer dock inte med andra studier som visar att just rovfisken minskat i Kalmarsund (Ljunggren et al, 2010, Eriksson et al, 2011). På grund av denna osäkerhet har den sammanlagda bedömningen utgått i detta fall.

Att förekomsten av rovfisk minskar i Norrbyn (N Kvarkens inre kustvatten) kan sannolikt kopplas till hög dödlighet (predation från toppredatorer och/eller ett högt fisketryck) medan det inte finns någon entydig förklaring för varför en liknande utveckling ses i Långvindsfjärden (Södra Bottenhavet, inre kustvatten). För karpfisken kan den ökning som vi ser i Holmön i Norra Kvarkens yttre kustvatten, Norrbyn i Norra Kvarkens inre kustvatten, respektive vid Lagnö i Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n), möjligen kopplas till ökande vattentemperaturer (Östman et al, 2017b), och ökande näringskoncentration (Fleming-Lehtinen et al, 2015). Varför karpfisken minskar i Torhamn (Blekinge skärgård) är idag inte klarlagt.

Säkerheten i bedömningarna har klassats som medel till låg. Detta beror främst på att flera provfisken är för korta (< 15 år) för en mer tillförlitlig statusbedömning i förhållande till en baslinje, och har endast bedömts i förhållande till trend över tid. Då kustfisk ofta består av lokala populationer (Saulamo och Neumann, 2002, Laikre et al, 2005, Olsson et al, 2011, Östman et al, 2017a) kan en uppskalning av en statusbedömning från provfiskeområden till kustvattentyp i vissa fall kan vara missvisande. I den aktuella bedömningen berör detta främst bedömningsområdena Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten, Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten, och Norra Kvarkens inre kustvatten. Dessutom finns flera bedömningsområden som idag saknar återkommande kustfiskövervakning för vilka en bedömning idag inte alls är möjlig.

Dagens kustfiskövervakning är inriktad på att övervaka miljötillståndet i referensområden som är relativt lite lokalt påverkade av människan och där fisksamhällets utveckling i stor utsträckning främst förväntas styras av storskaliga miljöförändringar – naturliga och sådana orsakade av människan (Östman et al, 2017b). Tillståndet som bedömts i denna rapport kan således antas beskriva ett referenstillstånd, vilket inte nödvändigtvis är representativt för mer lokal status i olika kustområden vilka kan vara påverkade av annan mänsklig aktivitet. Dataunderlag för vissa mer påverkade områden finns idag tillgängligt för enstaka år, men någon bedömningsmetod för att klassa status i dessa områden, som generellt saknar tidsserier, har ännu inte utvecklats.

Sammantaget ger resultaten som presenteras i detta faktablad att indikatorn *förekomst av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten* klarar tröskelvärdet i två av sju bedömda områden. Sett till situationen för de två studerade funktionella grupperna klarar båda grupperna rovfisk och karpfisk tröskelvärdet i fyra av sju områden var. Kunskapsluckorna är ganska betydande med avseende på den geografiska täckningen. För mer tillförlitlig statusbedömning bör övervakningen av kustfisk utökas till att omfatta fler

bedömningsområden och arter, samt en bedömningsmetod utvecklas för data som bara täcker ett fåtal år.

Författare: Jens Olsson, Ylva Ericsson, Lena Bergström, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU); Mårten Åström, Ulrika Gunnartz, Norbert Häubner (Havs- och vattenmyndigheten); Ulla Li Zweifel (Havsmiljöinstitutet)

3.5 Referenser

Andersson, J. (2015) Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. Havs- och vattenmyndigheten.

<https://www.havochvatten.se/download/18.16c4dbac15817a9551e4564a/1478093578949/undersokningstyp-provfiske-med-kustoversiktsnat-natlankar-och-ryssjor-kustnara-gruntvatten-version-1-1.pdf>

Anon. (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. Off. J. Eur. Commun. L164, 19–40.

Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C.J., Åberg, P. (2012) Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Mar. Ecol. Prog. Ser. 451:61-73.

Bergström, L., Bergström, U., Olsson, J., Carstensen, J. (2016a) 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. Estuar. Coast. Shelf Sci. 183: 62-72.

Bergström, L., J Dainys, O. Heikinheimo, E. Jakubaviciute, E. Kruze, A. Lappalainen, L. Lozys, A. Minde, L. Saks, R. Svirgsden, K. Ådjers, & J. Olsson (2016b) Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 169:74-84.

Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., Kraufvelin, P. (2016c). Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. Mar. Biol. 163:201.

Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H., Wikström, A. (2016d) Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 207 s.

Bergström, U., Ask, A., Degerman, E., Svedäng, H., Svenson, A., Umestrand, M. (2007) Effekter av fredningsområden på fisk och kräftdjur i svenska vatten. Finfo 2007:2.

Bryhn, A., Ragnarsson Stabo, H., Olsson, J. (2013) Modelling the biomass of functional groups of fish in an archipelago bay of the Baltic Sea. Ecol. Model. 269: 86-97.

Edgren, J. (2005) Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on top predator, northern pike (*Esox lucius*). Master thesis, Stockholms universitet.

Eriksson, BK, Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S., Snickars, M. (2009) Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecol. Appl. 19:1975-1988.

Eriksson, BK., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., Bergström, U. (2011) Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. AMBIO 40:786-797.

Fiskeriverket (2016) Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten Resurs och Miljööversikt 2006.

<https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800021960/1348912839034/ROM+2006.pdf>

Fredriksson, R. (2014) Kartläggning och sammanställning av indikatorbaserad statusklassning av kustfisksamhällen i Östersjön samt analys av representativitet av provfisken i förhållande till kustvattentyper, kustvattenförekomster och naturtyper. Baltic Angling.

Hansson, N., Förlin, L., Larsson, A. 2009) Evaluation of long-term biomarker data from perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea suggests increasing exposure to environmental pollutants. Environ. Toxicol. Chem. 28:364–373.

Havs- och vattenmyndigheten (2012) God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2012:20.

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.

Havs- och vattenmyndigheten (2014) God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 3: Övervakningsprogram. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:20.

HELCOM (2012) Indicator based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. Baltic Sea Environment Proceeding No. 131.

HELCOM (2017a) State of the Baltic Sea (2017) HELCOM second holistic assessment of the ecosystem health of the baltic sea.

http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2017/07/HELCOM_State-of-the-Baltic-Sea_First-version-2017.pdf

HELCOM (2017b) Abundance of coastal fish key species. HELCOM core indicator report.

<http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species/>

HELCOM (2017c) Abundance of coastal fish key functional groups. HELCOM core indicator report. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-coastal-fish-key-functional-groups/>

HELCOM (2017d) The integrated assessment of biodiversity - supplementary report to the first version of the 'State of the Baltic Sea' report 2017.

<http://stateofthebalticsea.helcom.fi/about-helcom-and-the-assessment/downloads-and-data/>

HELCOM (2017e) Method for the biodiversity integrated assessment. Document 2 to HELCOM SPICE Workshop on biodiversity assessment Helsinki, Finland, 15 March 2017.

https://portal.helcom.fi/meetings/HELCOM%20SPICE%20Biodiv%20WS%201-2017-425/MeetingDocuments/Document%202_Method%20for%20biodiversity%20integrated%20assessment.pdf

ICES (2014) Second Interim Report of the ICES/HELCOM Working Group on Integrated Assessments of the Baltic Sea (WGIAB), 10-14 February 2014, Kiel, Germany. ICES CM 2014/SSGRSP:06. 48 pp.

Karlsson, M., Ragnarsson Stabo, H., Petersson E., Carlstrand .H., Thörnqvist, S. (2014) Nationell plan för kunskapsförsörjning om fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen. Aqua reports 2014:12. Sveriges lantbruksuniversitet.

Karlsson, M. (2015) Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät. Havs- och vattenmyndigheten.
<https://www.havochvatten.se/download/18.637e5e0415787b184d7ae82/1475486779935/undersokstyp-provfiske-i-ostersjon-version-1-3.pdf>

Laikre, L., Miller, L.M., Palmé, A., Palm, S., Kapuscinski, A.R., Thoresson, G., Ryman, N. (2005) Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. Mol. Ecol. 14:1955-1964.

Leonardsson, K., Ericson, Y., Olsson, J., Bergström, L. (2016) Optimerad övervakning av fisk i kustvatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:10.

Linlokken, A., Bergman, E., Greenberg, L., Holt Seeland, P.A. (2008) Environmental correlates of population variables of perch (*Perca fluviatilis*) in boreal lakes. Env. Biol. Fish. 82(4):401-408.

Ljunggren, L., Sandström, A., Bergström, U., Mattila, J., Lappalainen, A., Johansson, G., Sundblad, G., Casini, M., Kaljuste, O., Eriksson, B.K. (2010) Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. ICES J. Mar. Sci. 67, 1587-1595.

Möllman, C., Diekmann, R., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M., Axe, P. (2009) Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. Global Change Biol. 15:1377-1393.

Olsson J., Mo, K., Florin, A.B., Aho, T., Ryman, N. (2011) Genetic population structure of perch, *Perca fluviatilis* L, along the Swedish coast of the Baltic Sea. J. Fish Biol. 79:122-137.

Olsson, J., Andersson, J. (2012) Övervakar vi kallvattenarter längs våra kuster? HAVET. 2012. Havsmiljöinstitutet.

Olsson, J., Bergström, L., Gårdmark, A. (2012) Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci. 69: 961-970.

Olsson, J., A. Lingman & U. Bergström (2015) Using catch statistics from the small scale coastal Baltic fishery for status assessment of coastal fish. Aqua reports 2015:13. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.

Saulamo, K., Neuman, E. (2002) Local management of Baltic fish stocks – significance of migration. Finfo 2002, No. 9.

Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., Eklöv, P. (2014) Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. ICES J. Mar. Sci. 71, 672-680.

Östman, Ö., Eklöv, J., Eriksson, B.K., Olsson, J., Moksnes, P.-O., Bergström, U. (2016) Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. J. Appl. Ecol. 53:1138-1147.

Östman, Ö., Olsson, J., Dannewitz, J., Palm, S., Florin, A.B. (2017a) Inferring spatial structure from population genetics and spatial synchrony in population growth of Baltic Sea fishes: implications for management. Fish Fish. 18:324-339.

Östman, Ö. A. Lingman, L. Bergström & J. Olsson (2017b) Temporal development and spatial scale of coastal fish indicators in reference sites in coastal ecosystems: hydroclimate and anthropogenic drivers. *J. Appl. Ecol.* 54:557–566.