

Havsmiljödirektivets inledande bedömning

Titel på faktablad: Storleksstruktur hos nyckelart av fisk i kustvatten



Foto: Niels Sloth, BIOPIX

Författare: Jens Olsson, Ylva Ericson och Örjan Östman (SLU-Aqua)

Havsmiljödirektivet syftar till uppnå ett hållbart nyttjande av EUs havsområden, samtidigt som biologisk mångfald bevaras och ekosystemen hålls friska och fria från föroreningar. Som en del av förvaltningen av havet genomförs vart 6e år en bedömning av havsmiljöns tillstånd, i relation till ett definierat önskvärt tillstånd som karaktäriserar en god miljöstatus. Som underlag till bedömningen publicerar Havs- och vattenmyndigheten faktablad eller liknande rapporter som i högre detalj redovisar de metoder och observationer som används. Den samlade bedömningen som görs på en mer sammanfattande nivå finns publicerad i **Havs- och vattenmyndighetens rapport xxxx-xx**. Vad som kännetecknar en god miljöstatus, samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön, fastställs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2012:18.

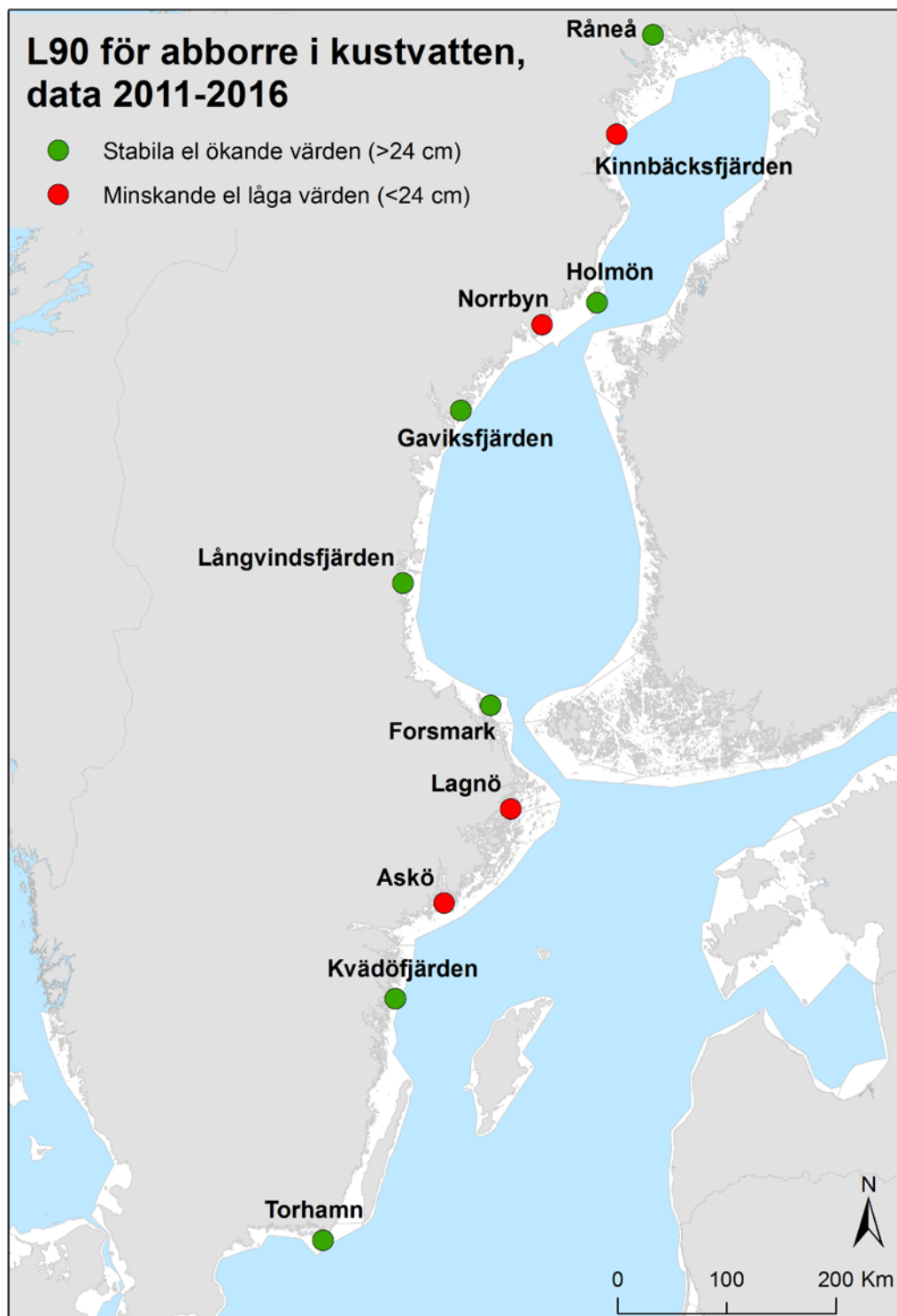
Version Nr., Publiceringsdatum.

Citeras som:

Sektion 1 Del 1. Sammanfattning

- Fisken på kusten i Östersjön är både ekologiskt och socio-ekonomiskt viktig genom att ha en reglerande funktion i ekosystemet och för det småskaliga kustnära yrkesfisket och framförallt för det omfattande fritidsfisket. Statusen hos kustfisk kan dessutom vara en god indikator på den generella miljöstatusen i ett område eftersom fisken utgör en central del i näringsväven och olika kustfisksamhällen är lokala i sin rumsliga utbredning.
- Storleksstrukturen hos fiskpopulationer på kusten är viktig då det främst är större individer som är i fokus för fisket och som är fiskätande, och därigenom har en strukturerande roll i ekosystemet genom trofisk reglering.
- I detta faktablad redovisas en preliminär bedömning för indikatorn L90 för nyckelarten abborre på kusten i Östersjön. Indikatorn speglar storleksstrukturen hos de bedömda abborrpopulationerna och är i dagsläget inte gemensam inom HELCOM, men den närbesläktade indikatorn L95 föreslås av EU-kommissionen för att följa upp storleksstrukturen hos fiskpopulationer inom havsmiljödirektivet.
- Indikatorn beskriver längden på den fisk i populationen som utgör den 90:e percentilen i en storleksfördelning. Indikatorn påverkas främst av fiske (både yrkesfiske och fritidsfiske), naturlig dödlighet som predation från fiskätande fåglar och däggdjur, och fiskens tillväxt som beror av temperatur, födotillgång och konkurrens om föda.
- I dagsläget saknas ett fastställt gränsvärde som beskriver god miljöstatus för indikatorn, men de analyser som presenteras i detta faktablad ger att ett möjligt generellt gränsvärde för abborre längs den svenska ostkusten skulle kunna vara 24 cm i Nordiska kustöversiktsnät. I den preliminära bedömningen som presenteras i detta faktablad redovisas utvecklingen av indikatorn L90 i provfisken under tidsperioden 2011-2016, samt vilka värden indikatorn antagit under tidsperioden.
- Bedömningen är utförd för 11 provfiskeområden med Nordiska kustöversiktsnät längs den svenska ostkusten. Det är idag oklart hur och om man ska skala upp bedömningen från provfiskeområde till större geografisk enhet, men aggregering inom bedömningsenheten kustvattentyp är möjlig.
- I de flesta av de 11 bedömda provfiskeområdena är L90 stabil eller ökande på en nivå över eller strax över 24 cm under bedömningsperioden 2011-2016. I två områden (Lagnö och Askö, Norra Egentliga Östersjön) minskar L90 under bedömningsperioden, och i Kinnbäcksfjärden (Bottenviken) och Norrbyn (Kvarken) ligger indikatorns värde mestadels under 24 cm under åren 2011-2016.
- De främsta svagheter och kunskapsluckorna för bedömningen är hur indikatorn beror på faktisk kroppstillväxt relativt maximal tänkbar kroppstillväxt, att endast av människan relativt svagt påverkade områden (referensområden) ingått i bedömningen, samt att det finns geografiska luckor i övervakningen vilket gör att bedömning endast är möjlig i ett fåtal områden och kustvattentyper längs ostkusten.

Karta över indikatorn L90 för abborre i 11 provfiskeområden under perioden 2011-2016. Grön färg på symbolen indikerar stabila eller ökande värden ($p < 0.1$) över 24 cm, och röda symboler minskande ($p < 0.1$) eller låga (under 24 cm) värden. För mer detaljerade resultat se kapitel 2.3 nedan.



Sektion 1 Del 2. Detaljerad information

A. Policyrelevans.

MSFD - kriterium	WFD - kvalitetsnorm	Miljömål	BSAP	Mer
D1C3 D4C3	-	Hav i balans samt levande kust och skärgård, Ingen övergödning samt Ett rikt växt- och djurliv.	Favorable conservation status of Baltic Sea biodiversity	HaV:s mål <i>en god miljö i sjöar vattendrag och kustvatten</i> samt fokusområdet <i>hållbart fiske</i> .

B. Koppling till MSFD Bilaga III

Grundläggande förhållanden (Bilaga III, Tabell 1)	
Grupper av arter (anmärkning 4) av havsfåglar, däggdjur, reptiler, fiskar och bläckfiskar i den marina regionen eller delregionen	Geografisk och tidsmässig variation per art eller population: storleks-, ålders- och könsstruktur
Belastning och påverkan (Bilaga III, Tabell 2)	
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 parametrar, övervakning och dataägare

Parameter	Program resp. underprogram i HaVs övervakningsprogram	Dataägare samt databas med hyperlänk	Hyperlänk till rådata-snapshot
Art- och storlekssammansättning av kustfisksamhällen.	Kust och hav – kustfisk bestånd	SLU, KUL www.slu.se/kul	

D. Bedömningsområden, med tröskelvärde(n), observerade värden och bedömning

Tabell 1. Förvaltningsområde Östersjön

Preliminär beskrivning av utvecklingen av indikatorn L90 under tidsperioden 2011-2016 per kustvattentyp som täcks in av årligt återkommande provfisken, samt tillförlitligheten i underliggande data. Fastställt tröskelvärde och därmed även bedömning saknas idag. Observerat värde anger riktningen (minskande ($p < 0.1$), stabilt ($p > 0.1$) eller ökande ($p < 0.1$)) för indikatorvärdet under perioden 2011-2016. Tillförlitligheten anges som låg, mellan eller hög.

Bedömningsområde	Tröskelvärde	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet
Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	-	-	-	-
Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten	Ej definierat	Stabilt	-	Låg (ett provfiskeområde)
Ölands och Gotlands kustvatten	-	-	-	-
Gotlands NV kustvatten	-	-	-	-
Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s)	Ej definierat	Ökande	-	Låg (ett provfiskeområde)
Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n)	Ej definierat	Minskande	-	Mellan (två provfiskeområden)
Östergötlands inre kustvatten	-	-	-	-
Östergötlands yttre kustvatten	-	-	-	-
Stockholms skärgård, yttre kustvatten	-	-	-	-
S Bottenhavet, inre kustvatten	Ej definierat	Stabilt	-	Mellan (två provfiskeområden)
S Bottenhavet, yttre kustvatten	-	-	-	-
N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	Ej definierat	Stabilt	-	Låg (ett provfiskeområde)
N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	-	-	-	-
N Kvarkens inre kustvatten	Ej definierat	Stabilt, men låga värden	-	Låg (ett provfiskeområde)
N Kvarkens yttre kustvatten	Ej definierat	Stabilt	-	Låg (ett provfiskeområde)
N Bottenviken, inre kustvatten	Ej definierat	Stabilt	-	Mellan (två provfiskeområden)
N Bottenviken, yttre kustvatten	-	-	-	-

Sektion 2. Detaljerad information.

2.1. Introduktion

Kustfisksamhällen i Östersjön är viktiga både socio-ekonomiskt och ekologiskt. Kustfisk, särskilt rovfisk, utgör också en viktig del av näringsväven i ett fungerande ekosystem (Eriksson m fl 2009, 2011; Östman m fl 2016). Rovfiskar påverkar hela näringsväven nedåt och har därför en balanserande effekt. De kan även påverka övergödningssymptom. Statusen hos kustfisk kan vara en god indikator på den generella miljöstatusen i ett område eftersom kustfisksamhällen har en relativt lokal rumslik utbredning (Saulamo & Neumann 2002; Laikre m fl 2005; Olsson m fl 2011; Östman m fl 2017a). De kan också visa på miljögiftspåverkan i ett område (Hansson m fl 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 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.

Storleksstrukturen hos rovfiskar som abborre är viktig av flera anledningar. Det är främst de stora individerna som bidrar till reproduktionen i en population, och stora rovfiskar är viktiga för strukturen och funktionen i kustnära ekosystem (Eriksson m fl 2011; Östman m fl 2016). Stora rovfiskar kan via en trofisk kaskad genom predation på mindre fiskar (s.k. mesopredatorer) påverka förekomsten av mängden betare och trådalger, samt tillståndet för undervattensvegetation. En god förekomst av stora rovfiskar ger generellt ett tillstånd med förhållandevis lite mesopredatorer, gott om betare, lite övergödningssymptom som trådalger, och friska fleråriga habitatbildande alger och undervattensväxter. System med avsaknad av stora rovfiskar har däremot oftast en massförekomst av mesopredatorer som spigg, få betare och tydliga övergödningssymptom genom riklig trådalgsprövaxt och tynande fleråriga alger och undervattensväxter. Experiment har visat att dessa effekter går att jämföra med de man får av näringstillförsel (Östman m fl 2016).

Stora rovfiskar (över ca 25 cm) som abborre är även i fokus för det kustnära småskaliga yrkesfisket och för fritidsfisket (Olsson m fl 2015; Bergström m fl 2016a), och nyligen utförda studier visar att mängden stor abborre påverkas av fisketrycket i ett kustområde (Bergström m fl 2016b). Förekomsten av stora fiskar ger således inte bara en indikation på deras funktionen i ekosystemet, utan även hur hårt fisketrycket i området är.

I detta faktablad har vi använt oss av indikatorn L90 för att beskriva storleksstrukturen hos nyckelarten abborre längs Sveriges ostkust. Ett utvecklat indikatorkoncept finns i dagsläget inte tillgängligt för skrubbskädda på ostkusten, vilken är en alternativ nyckelart i exponerade kustområden på ostkusten, eller för nyckelart på kusten längs västkusten (Nordsjöområdet). L90 är nära besläktad med den av EU-kommissionen föreslagna indikatorn för att utvärdera storleksstrukturen hos fisk, L95 (ICES 2011), och beskriver på enkelt sätt förekomsten av stora fiskar i beståndet. L90 beskriver i korthet storleken av den fisk som representerar den 90:e percentilen i längdfördelningen. EU-kommissionen föreslår längden vid den 95:e percentilen, men för kustfisk lämpar sig den 90:e percentilen bättre eftersom L95 är anpassad till stora prover medan i nätprovfisken fås sällan dessa kvantiteter av en art och då är längdfördelningen i provfisken inte tillförlitlig över den 95:e percentilen (Östman Ö, under bearbetning).

Indikatorn *Storleksstruktur hos nyckelart av fisk i kustvatten* med fokus på abborre är i dagsläget inte gemensam mellan länderna i Östersjöregionen, men ett utvecklingsarbete för att uppnå detta pågår.

2.2. Material och metoder

Övervakningsmetod

För att bedöma miljöstatusen hos indikatorer för kustfisksamhällen i Östersjön används underlag från 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 i samband med recipientkontroll av bland annat kärnkraft med samma metodik. Den längsta tidsserie som är med i miljöstatusbedömningen startade år 1987.

I detta faktablad ingår endast data från 11 provfisken där övervakningen sker med Nordiska kustöversiktsnät enligt undersökningstypen *Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät* (Karlsson 2015). Dessa provfisken sker uteslutande i augusti och speglar trender hos de arter som dominerar i kustområdena under den varma delen av året (Olsson & Andersson 2012). Det är framför allt arter som lever på och nära botten, föredrar högre vattentemperaturer och har sitt ursprung i sötvatten som fångas. Exempel är arter som abborre, gös, mört, braxen, löja och gers. Men i provfiskena fångas även marina arter som torsk, strömming och skrubbskädda samt sötvattensarter som föredrar lägre vattentemperaturer, som sik och nors (Olsson m fl 2012).

Geografisk täckning

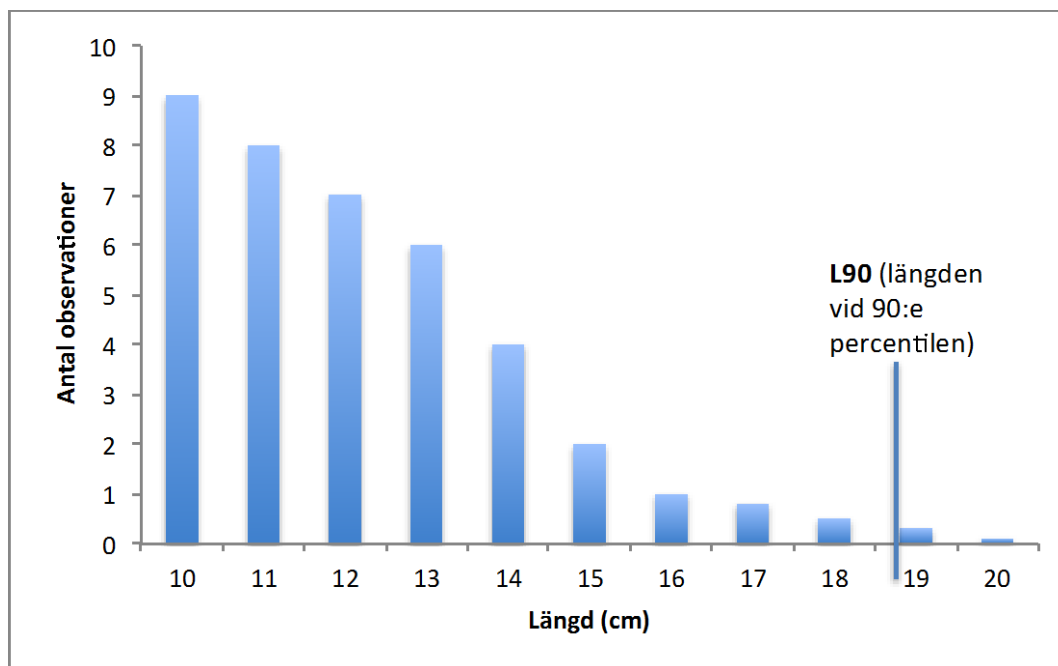
Miljöövervakningen täcker endast en del av Sveriges kust. I de flesta av Sveriges 25 kustvattentyper har det vid något tillfälle utförts övervakning av kustfisk. Däremot är det bara i 14 av kustvattentyperna där det regelbundet sker kustfiskövervakning (Fredriksson 2014). I detta faktablad har vi fokuserat på bedömning i årligen återkommande provfisken utförda med Nordiska kustöversiktsnät, och de 11 provfiskeområdena som innefattas av dessa kriterier täcker in åtta av Östersjöns totalt 18 kustvattentyper (se tabell 1 ovan).

Eftersom kustfisk ofta förekommer i lokala bestånd och påverkas av lokala miljöförändringar skulle det behövas fler provfisken och/eller alternativa datakällor för att kunna göra bättre bedömningar av kustfisksamhällenas status längs hela Östersjöns kust (Olsson m fl 2015; Östman m fl 2017a). Status för kustfisk bör inte klassas på högre nivå än per kustvattentyp (Olsson m fl 2011, Östman m fl 2017 b). Den närmaste relevanta bedömningsenheten inom Havsmiljödirektivet är skala 4.

Bedömningsmetod

Indikatorn L90 baserar sig på storleksstrukturen i beståndet, i detta fall abborrbeståndet, och beskriver längden på fisken vid den 90:e percentilen av storleksfördelningen (Figur 1).

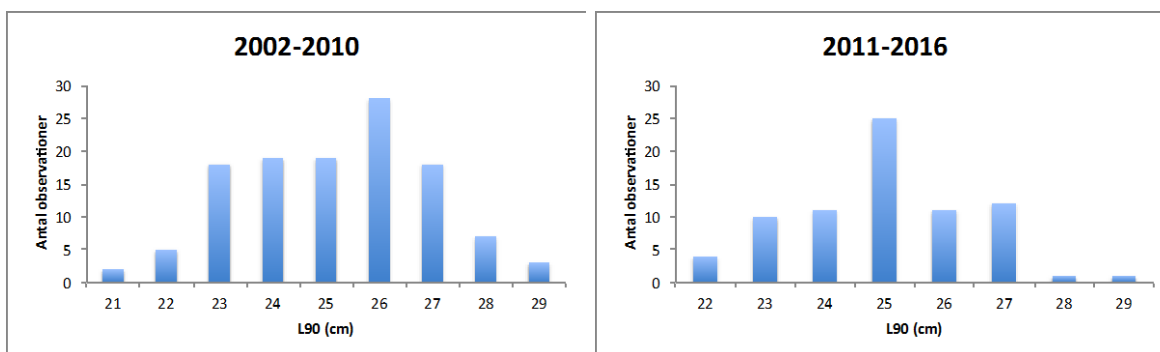
Individer som anses vara för små för att fångas representativt i näten har tagits bort ur beräkningarna. Gränsen är i denna analys satt till 14 cm för att undvika att få med ettåriga fiskar som är talrika i fångsten (Östman Ö, under bearbetning).



Figur 1. Schematisk bild över indikatorn L90. På x-axeln längden (i cm-klasser) på fisken i en fingerad fiskpopulation och på y-axeln antal individer per längdklass. L90 är längden vid den 90:e percentilen av längdfördelningen.

Bedömningar

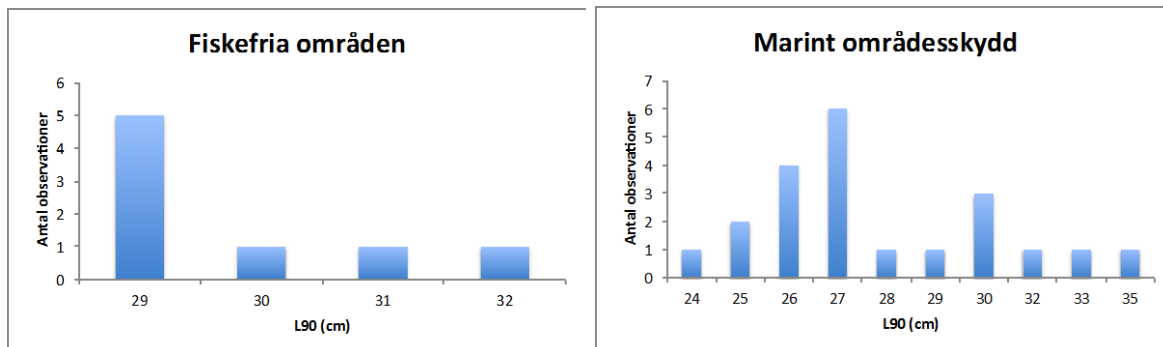
För att undersöka möjliga gränsvärden för vad som kännetecknar god miljöstatus för indikatorn, så kartlades fördelningen av värden för indikatorn L90 i de 11 provfiskeområdena under två tidsperioder, 2002-2010 (innan bedömningsperioden) och 2011-2016 (under bedömningsperioden, figur 2). Indikatorns värde kan möjligen påverkas av starka och svaga årsklasser i population, men effekterna av dessa minskar sannolikt när man integrerar bedömningen över en längre tidsperiod, i det här faller sex år.



Figur 2. Fördelningen av L90 under perioderna 2002-2010 och 2011-2016 för de 11 provfiskeområden som ingått i bedömningen i detta faktablad. En observation motsvarar ett L90 värde från ett provfiske under ett år, totalt 119 observationer under perioden 2002-2010 och 75 observationer för perioden 2011-2016.

Det finns en ganska stor skillnad mellan områden och år i L90, från 21-22 cm till 29 cm. Medelvärdet för L90 under båda tidsperioderna ligger dock på 25 cm, och det finns ingen skillnad mellan de två undersökta tidsperioderna. Då dessa 11 områden utgör referensområden inom miljöövervakningen, är de i liten utsträckning utsatta för direkt mänsklig påverkan. Visst fiske förekommer dock i områdena, och eftersom indikatorn L90

främst anses svara på påverkan från fiske har vi även använt fördelningen av L90 i helt fiskefria områden och områden som omfattas av marint områdesskydd (figur 3). I det senare är effekter av direkt mänsklig påverkan minimal, men ett visst fiske förekommer i områdena.

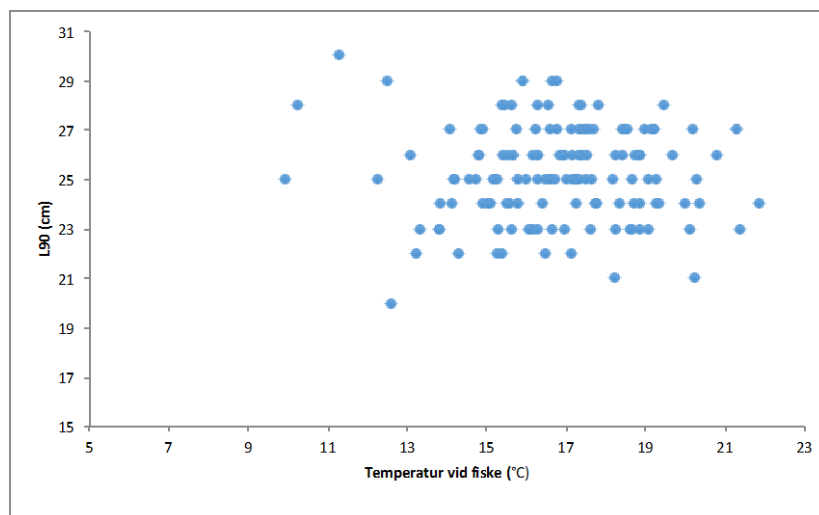


Figur 3. Fördelningen av L90 i fiskefria områden och områden omfattade av marint områdesskydd baserat på åtta observationer (fiskefria områden) respektive 21 (marint skydd).

Även om antalet observationer är betydligt lägre, så ligger L90 betydligt högre i de fiskefria områdena jämfört med de 11 referensområdena. Den minsta fisken vid L90 i de fiskefria områdena är av samma storlek som den största fisken i referensområdena, 29 cm. Även i områden som omfattas av marint områdesskydd är fisken större än i de 11 referensområdena, trots att fiske är tillåtet i de skyddade områdena. Lägsta värdet för L90 här är 24 cm, och detta skulle kunna utgöra en möjlig gräns för god miljöstatus (GES) för abborre, där värden under 24 cm skulle kunna representera en icke önskvärd tillstånd (subGES). Givet att 5 % av observationerna i referensområdena i figur 2 (2002-2010) ligger under 23 cm, skulle ävens detta kunna vara en möjlig gräns. Sammantaget verkar ett gränsvärde runt 24 cm rimligt då abborrar runt denna storlek är i fokus för fisket på kusten (Olsson m fl 2015; Bergström m fl 2016a).

Det måste dock understrykas att detta gränsvärde är preliminärt och inte bör användas för bedömning förrän ytterligare studier kan koppla L90 till ekosystemfunktioner eller ytterligare möjliga påverkansvariabler. I detta faktablad har vi valt att studera förändringen i L90 sedan 2002 med fokus på bedömningsperioden 2011-2016. Hänsyn har tagits till om L90 under perioden ligger över eller under 24 cm.

Abborren är en art vars reproduktion gynnas av ökande vattentemperaturer (Olsson m fl 2012; Östman m fl 2017b) och fångstbarheten i provfiskenet påverkas av vattentemperaturen under fisket (Karås & Thoresson 1992). Det finns dock ingen koppling mellan värdet på L90 och vattentemperaturen under provfisket (Figur 4).



Figur 4. Relationen mellan L90 (cm) och temperatur vid fiske för de 11 referensområdena som utgör underlag för miljöstatusbedömningen i detta faktablad.

Aggregering av status mellan provfiskeområden

I detta skede kan vi inte på ett tillförlitligt sätt skala upp bedömningen av status från provfiskeområde till bedömningsenheten kustvattentyp.

Indikatorstatusens säkerhet

Säkerheten i bedömningen påverkas idag främst av att vi inte har någon fastslagen gräns för god miljöstatus. Därtill har vi inget fastslaget tillvägagångssätt för att på ett tillförlitligt sätt skala upp bedömningen av status från provfiskeområde till bedömningsenheten kustvattentyp.

Det förefaller dock vara små skillnader mellan regioner längs den Svenska ostkusten i indikatorn L90's värde och ingen koppling till vattentemperatur, vilket stärker säkerheten i bedömningen. Dessutom är mellanårsvariationen förhållandevis liten inom ett provfiskeområde, ofta inom 4-5 cm utan tydlig trend. Det gör att man kan få en förhållandevis säker skattning av ett fåtal års observationer, speciellt om L90 ligger ganska långt ifrån gränsvärdet för bedömning.

Överlag blir säkerheten i bedömningen medelhög i de kustvattentyper som har fler än ett provfiske.

För att förbättra statusbedömningen behövs ett större antal provfiskeområden i vissa kustavsnitt, samt en fastslagen gräns för vad god miljöstatus är och därtill principer för hur man ska aggregera statusbedömningar från provfiskeområde till kustvattentyp.

2.3. Resultat.

I de mest nordliga områdena i Bottenviken (Råneå och Kinnbäcksfjärden) har L90 varierat över tidsperioden som undersökts, men legat något högre i Råneå jämfört med Kinnbäcksfjärden (Figur 5). Under bedömningsperioden 2011-2016 ligger L90 över 24 cm i Råneå och vid eller strax under 24 cm i Kinnbäcksfjärden.

I Kvarken finns två provfiskeområden, Holmön och Norrbyn. I Holmön har L90 varit ganska stabil ($p > 0.1$) sedan 2002, och ligger under åren 2011-2016 på eller strax över 24 cm (Figur 5). I Norrbyn däremot, så har L90 legat ganska lågt sedan 2002 och under åren 2011-2016 så ligger hälften av årsmedelvärdena under 24 cm (Figur 5).

I de norra delarna av Bottenhavet har L90 för provfisket i Gaviksfjärden varierat mellan år sedan undersökningarna startade 2004, men generellt legat över 24 cm (Figur 5). Under åren 2011-2016 ligger endast en observation under 24 cm. I de södra delarna av Bottenhavet har L90 varit väldigt stabil ($p>0.1$) i både Långvindsfjärden och Forsmark sedan 2002 (Figur 5). I Långvindsfjärden finns en tendens till ökning ($p=0.16$) under 2011-2016 och värdena ligger över 24 cm. I Forsmark ligger L90 på den högsta nivån i alla undersökta referensområden (26 cm eller högre), och ingen tendens till minskning ($p=0.75$) ses under bedömningsperioden 2011-2016.

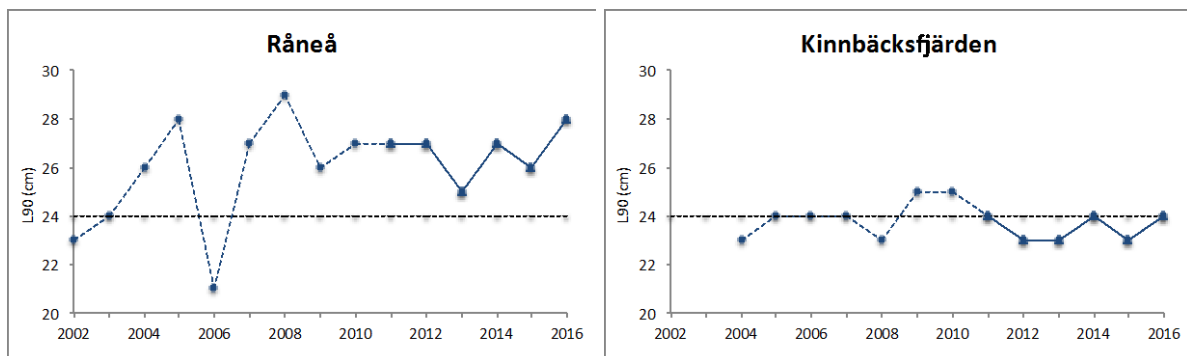
I de norra delarna av Egentliga Östersjön har det skett en minskning i L90 över tid i både Lagnö (sedan 2002, $p=0.005$) och Askö (sedan 2005, $p=0.049$; Figur 5). I Lagnö ligger dock majoriteten av observationerna under 2011-2016 över 24 cm, medan fem av sex år under bedömningsperioden i Askö ligger under 24 cm. I provfiskeområdet Kvädöfjärden som ligger i havsbassängens södra delar ses en annan utveckling över tid (Figur 5). Under början av tidsserien har L90 varierat med värden över 24 cm, och sedan 2011 har det skett en kraftig ökning i värdet av indikatorn ($p=0.002$).

Torhamn, i Blekinges östra skärgård, utgör det enda provfiskeområdet i Södra Östersjön. Här har L90 fluktuerat på ganska låga nivåer under första hälften av 2000-talet, men under 2011-2016 ligger endast två av årsmedelvärdena under 24 cm (Figur 5).

Sammanfattningsvis så har L90 legat på en stabil eller ökande nivå i de flesta av provfiskeområdena under bedömningsperioden 2011-2016. I många av områdena ligger dessutom L90 över det preliminära gränsvärdet 24 cm. I några områden ligger L90 strax under 24 cm (Kinnbäcksfjärden, Bottenviken, och Norrbyn, Kvarken) eller har minskat under den studerade tidsperioden (Lagnö och Askö, båda norra Egentliga Östersjön).

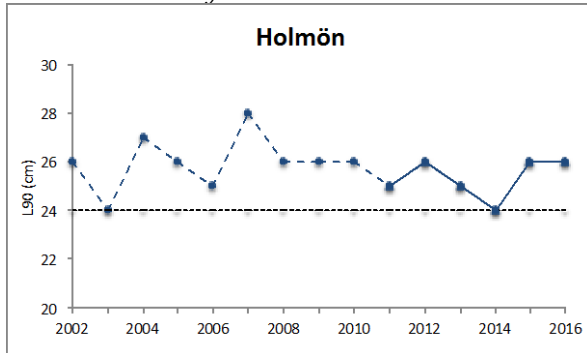
Bottenviken

Norra Bottenvikens inre kustvatten

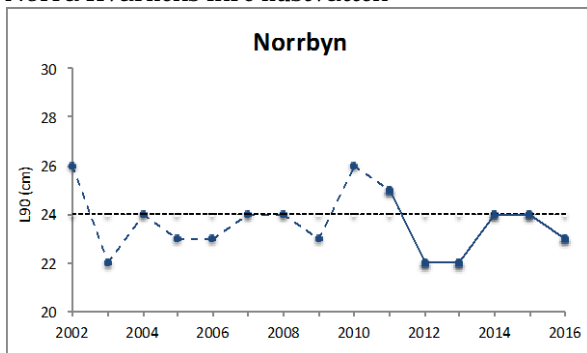


Norra Kvarken

Norra Kvarkens yttre kustvatten

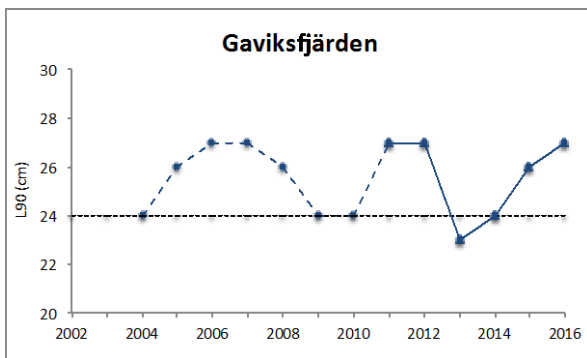


Norra Kvarkens inre kustvatten

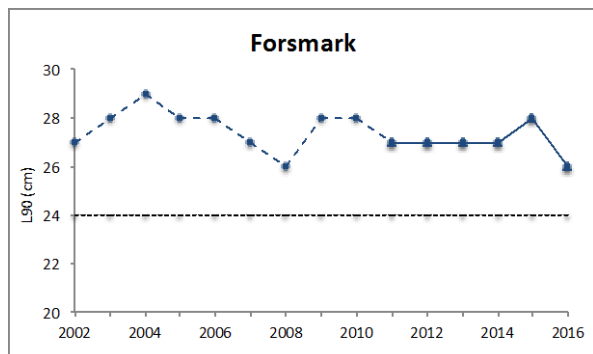
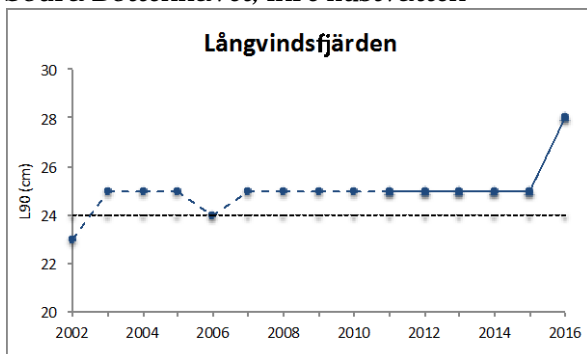


Bottenhavet

Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten

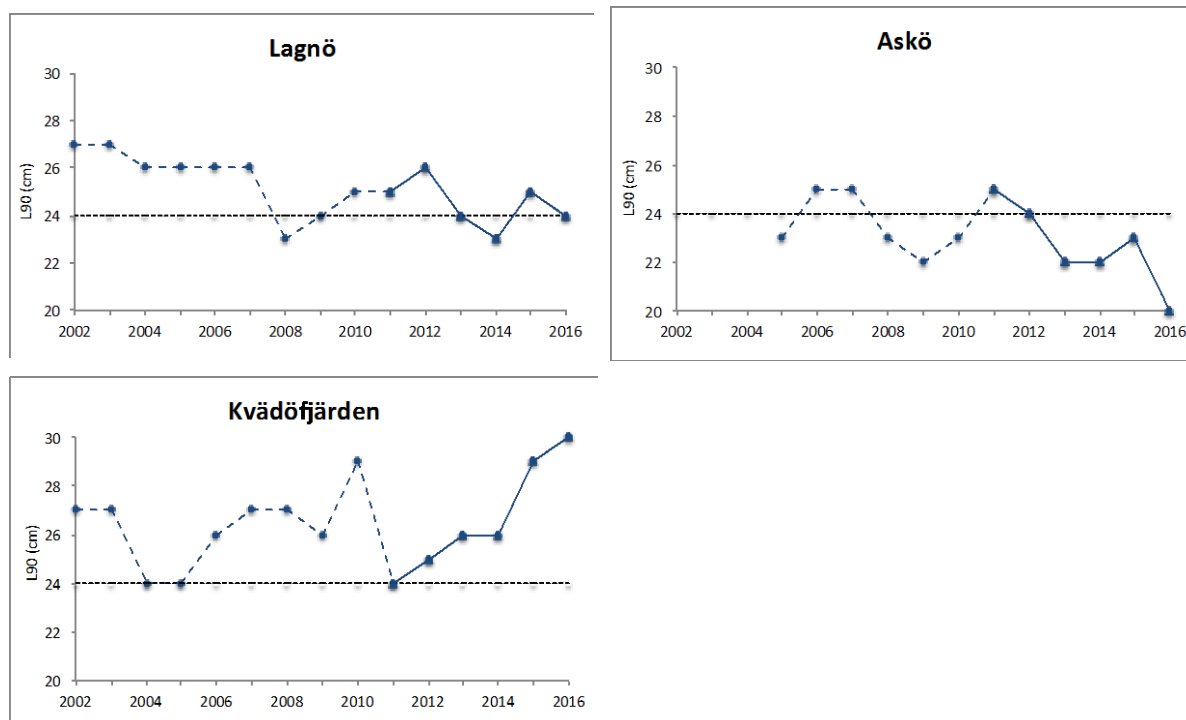


Södra Bottenhavet, inre kustvatten



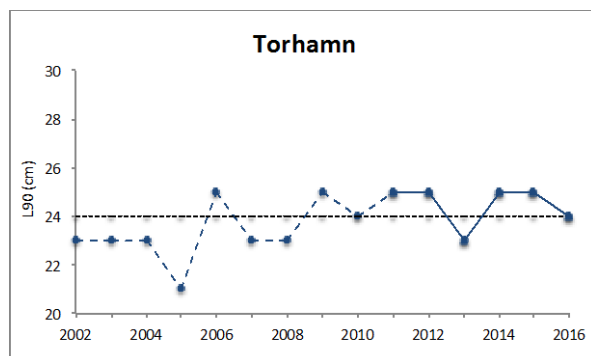
Egentliga Östersjön

Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten



Södra Östersjön

Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten



Figur 5. Utveckling av L90 (cm) för abborre över tid (streckad blå linje) och mellan 2011-2016 (heldragen blå linje) i de 11 provfiskeområden som ingått i bedömningen. Streckad svart linje anger det preliminära gränsvärdet 24 cm.

2.4. Diskussion

Vi har idag inget fastställt gränsvärde för god miljöstatus för indikatorn L90 för nyckelart av fisk på kusten. Baserat på preliminära analyser utgör dock 24 cm ett möjligt gränsvärde för abborre i Östersjön. Bland de 11 provfiskeområden längs den svenska kusten som ingår i detta faktablad, har indikatorn L90 för abborre legat på en stabil eller ökande nivå under bedömningsperioden 2011-2016 för de flesta områden. L90 ligger också över det preliminära gränsvärdet på 24 cm i många områden. Endast i fyra av områdena ligger indikatorns värde strax under 24 cm och/eller har minskat under bedömningsperioden. Dessa är

Kinnbäcksfjärden, Bottenviken, och Norrbyn, Kvarken (L90 ligger för båda strax under 24 cm), samt Lagnö och Askö, båda norra Egentliga Östersjön (L90 har minskat över tid). Viktigt att notera i detta sammanhang är att alla 11 bedömda områden utgör referensområden för kustfisk, i vilka direkt påverkan från människan som till exempel fiske, bedöms vara i begränsad omfattning. Hur indikatorns värde ser ut i av människan mer påverkade områden har inte ingått i analysen i detta faktablad.

Att L90 i de flesta bedömda områden ligger över 24 cm och är stabil eller ökande, indikerar generellt en god miljöstatus och sannolikt en långsiktig hållbar utveckling under rådande miljöförhållanden och fisketryck. Abborren är en art som har gynnats av rådande miljöförhållanden i Östersjön med ökande vattentemperaturer, minskad salthalt och relativt höga näringskoncentrationer (Olsson m fl 2012; Östman m fl 2017b). Även tillväxten hos arten gynnas av rådande miljöförhållanden (Söderberg 2012), så mönstret för L90 som vi ser i de flesta undersökta områden är i linje med vad man skulle kunna förvänta sig i referensområden med begränsad omfattning av direkt mänsklig avvikelse. Orsaken till att indikatorn uppvisar en avvikande utveckling och ett lägre värde i fyra områden är inte klarlagd, men sannolikt ingår ett högre fisketryck och/eller predation från toppredatorer som säl i förklaringsmodellen. I Kinnbäcksfjärden kan en bidragande orsak till de låga värdena för L90 vara att provfiskeområdet är relativt exponerat och öppet med miljöbetingelser som i jämförelse med de andra referensområdena inte gynnar abborrens tillväxt.

Kustfisken är lokalt förekommande (Saulamo & Neumann 2002; Laikre m fl 2005; Olsson m fl 2011; Östman m fl 2017a) och en bedömning av miljöstatus bör därför ske på en relativt lokal skala med lokalspecifika gränsvärden (Bergström m fl 2016a; Östman m fl 2017b). Bedömningen för övriga kustfiskindikatorer som används i Östersjön (HELCOM 2015a, b) utgår därför från tidsserier och ett gränsvärde baserat på områdets lokala förutsättningar. För indikatorn L90 antyder våra preliminära resultat istället att det möjligen går att använda ett generellt gränsvärde längs hela den Svenska kusten, då det inte finns några stora geografiska skillnader i indikatorns möjliga värde och relativt liten mellanårsvariation inom områden. Detta är en klar fördel, då det för statusbedömning inte nödvändigtvis krävs långa och omfattande tidsserier. För att belägga detta gränsvärde krävs ytterligare analyser och studier om vad som påverkar indikatorns värde i olika delar av Östersjön.

Indikatorns värde påverkas sannolikt främst av fiske, möjligen även av naturlig predation från t ex säl, och i områden där fisket är utestängt är indikatorns värde betydligt högre (från 29 cm och uppåt, Figur 3). Detta indikerar tydligt att indikatorn svarar på förändringar i fisketryck (se även Bergström m fl 2016b). Eftersom kriterierna för vad som ska känneteckna god miljöstatus inom havsmiljödirektivet utgår från ett hållbart nyttjande under rådande miljöförhållanden (Anon 2008), är ett gränsvärde baserat på data från helt fiskefria områden sannolikt för strikt, då dessa områden representerar ett ur fiskesynpunkt ostört tillstånd. Att istället utgå från data från provfisken i områden som omfattas av marint områdesskydd för att närma sig ett gränsvärde verkar däremot mer rimligt. I dessa är direkt mänsklig påverkan minimal, men ett visst fiske förekommer. Detta avspeglar sig även i värdet för indikatorn L90 som ligger lägre än i de fiskefria områdena (24 cm), men högre än i referensområdena för kustfisk (Figur 2 och 3). Ett möjligt gränsvärde på 24 cm är även logiskt då det är vid denna storlek som abborren främst påverkas av fisket (Olsson m fl 2015; Bergström m fl 2016a). Därtill kan noteras att L90 i de flesta referensområden är stabilt eller ökande under den senaste 15-årsperioden (Figur 5), något som skulle kunna känneteckna långsiktigt hållbart nyttjande under rådande miljöförhållanden.

Det finns osäkerheter och kunskapsluckorna för både indikatorn och bedömningen som den utformats nu. Även om det inte finns någon direkt koppling mellan indikatorn och rådande vattentemperatur (Figur 4), så finns det en möjlighet att indikatorns värde påverkas av områdets produktionspotential, det vill säga hur fort fisken kan växa. Detta skulle kunna undersökas genom att jämföra indikatorns värde och fördelning i områden med olika grad av näringskoncentration och övergödning, samt täthet av abborrbeståndet i området. Hur variationer i abborrpopulationernas årsklasstyrka påverkar indikatorns värde bör även det undersökas för en säkrare bedömning även om vi tror att variation rekrytering har litet genomslag under en sexårsperiod. För en säkrare och mer tillförlitlig bedömning bör man även undersöka indikatorns värde i områden med direkt mänsklig påverkan och betydande fiske som återfinns i urbana miljöer. Eftersom vi i nuvarande bedömning helt utgått från referensområden, fiskefria områden och skyddade områden där direkt mänsklig påverkan är liten, kanske ett möjligt gränsvärde på 24 cm är alltför strikt. Därtill bör man undersöka hur L90 ser ut och varierar i andra delar av Östersjön, ett arbete som nyligen har påbörjats inom ramen för HELCOM expertgruppen för kustfisk, HELCOM FISH PRO II (Östman Ö, under bearbetning).

En av de största bristerna med nuvarande bedömning är att det saknas information och data för flera områden längs den svenska kusten (se tabell 1), samt vid vilket gränsvärde indikatorn beskriver god miljöstatus för abborrpopulationerna. I flera av bedömningsområdena som täcker stora geografiska områden finns det i dagsläget även få årligen återkommande provfisken. Den nuvarande bedömningen baserar sig uteslutande på nyckelarten abborre som är vanligt förekommande längs den svenska ostkustens inre och mellersta delar av skärgården. På västkusten och i områden som ligger längre ut i skärgården är förekomsten av abborre normalt låg och andra arter som skrubbskädda och torsk utgör nyckelart. Båda dessa arter påverkas också av fiske. Det finns därför ett behov av att även utveckla en indikator likt L90 för dessa arter för att göra en mer heltäckande bedömning av kustfiskens tillstånd.

2.5. Referenser

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.

Bergström, L. m fl. 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. Estuarine, Coastal and Shelf Science 183: 62-72.

Bergström, U. m fl. 2016b. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 207 s.

Bryhn, A. m fl 2013. Modelling the biomass of functional groups of fish in an archipelago bay of the Baltic Sea. Ecological Modelling, 269: 86-97.

Eriksson, BK m fl 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications, 19: 1975-1988.

Eriksson, BK m fl 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasizes the need for corss-ecosystem management. Ambio, 40:786-797.

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. m fl 2009. Evaluation of long-term biomarker data from perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea suggests increasing exposure to environmental pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28: 364–373.

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

HELCOM 2015a. <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species>

HELCOM 2015b. <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-coastal-fish-key-functional-groups/>

ICES. 2011. Report of the Workshop on Marine Strategy Framework Directive1 - Descriptor 3+ (WKMSFD1 D3). ICES ADVISORY COMMITTEE ICES CM 2011/ACOM:58. 4-8 July 2011 ICES Headquarters, Denmark

Laikre, L. m fl 2005. Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Mol Ecol* 14: 1955-1964.

Karlsson, M. 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.

Karås, P. Och Thoresson, G. 1992. An application of a bioenergetics model to Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.). *Journal of Fish Biology*, 41:217-230.

Olsson, J. m fl 2011. Genetic population structure of perch, *Perca fluviatilis* L, along the Swedish coast of the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*, 79:122-137.

Olsson, J. och Andersson, J. 2012. Övervakar vi kallvattenarter längs våra kuster? HAVET. 2012.

Olsson, J. m fl 2012. Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 69: 961-970.

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.

Saulamo, K. och Neuman, E. 2002. Local management of Baltic fish stocks – significance of migration. *Finno* 2002, No. 9.

Söderberg, K. 2012. Kustfisk bestånd. HAVET 2012.

Östman, Ö. m fl. 2016. Top- down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*. 53:1138-1147.

Östman, Ö. m fl. 2017a. Inferring spatial structure from population genetics and spatial synchrony in population growth of Baltic Sea fishes: implications for management. *Fish and Fisheries*. 18: 324-339. .

Östman, Ö. m fl. 2017b. 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.