



Aqua reports 2016:10

## **Förvaltningsmål för nationellt förvaltade fiskbestånd**

En översikt av kvantitativa mål

Örjan Östman, Ulrika Beier, Henrik Ragnarsson Stabo, Jens Olsson  
Henrik Svedäng, Andreas Sundelöf, Alfred Sandström, Ann-Britt Florin



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

# Förvaltningsmål för nationellt förvaltade fiskbestånd

En översikt av kvantitativa mål

Örjan Östman, Ulrika Beier, Henrik Ragnarsson Stabo, Jens Olsson, Henrik Svedäng,  
Andreas Sundelöf, Alfred Sandström, Ann-Britt Florin

Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,  
Kustlaboratoriet, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund

Maj 2016

Aqua reports 2016:10  
ISBN: 978-91-576-9410-2 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare:  
orjan.ostman@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:  
Andreas Bryhn, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet  
Max Cardinale, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet

Vid citering uppge:  
Östman, Ö., Beier, U., Ragnarsson Stabo, H., Olsson, J., Svedäng, H., Sundelöf, A.,  
Sandström, A., Florin, A. (2016). Förvaltningsmål för nationellt förvaltade bestånd  
- En översikt av kvantitativa mål. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges  
lantbruksuniversitet, Öregrund. 67 s.

Nyckelord:  
Datafattiga bestånd, förvaltningsmål, lokala bestånd, lokal förvaltning

Rapporten kan laddas ned från:  
<http://epsilon.slu.se/>

Finansiär:  
Havs- och Vattenmyndigheten

Chefredaktör:  
Magnus Appelberg, prefekt, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund

Framsida: Hummer, fotograf: Fredrik Landfors.  
Baksida: Siklöja, fotograf: Fredrik Landfors.

## Sammanfattning

Fisk- och skaldjursbestånd som i huvudsak är begränsade till svenska nationella vatten förvaltas av svenska myndigheter och organisationer. Dessa bestånd kan i motsats till internationellt exploaterade och förvaltade arter utnyttjas av flera olika aktörer (t.ex. kommersiellt- och fritidsfiske). Olika grupper av aktörer kan ha olika syn på vad som är de lämpligaste långsiktiga förvaltningsmålen (t.ex. stor avkastning vs. stora individer). För dessa nationella bestånd är ofta datatillgången sämre än för internationella bestånd, och ofta saknas tydliga mätbara förvaltningsmål, vilket resulterar i en mindre effektiv förvaltning. Syftet med denna rapport är att ge en överblick över tillgängliga kvantitativa förvaltningsmål med tillhörande metoder som är lämpliga för ett långsiktigt hållbart utnyttjande av nationella fisk- och skaldjursbestånd. Vi identifierar tre huvudkategorier av kvantitativa förvaltningsmål: 1) Långsiktigt hållbar avkastning, som kräver detaljerade data från många olika källor. 2) Minnivåer av biomassa- eller abundansindex, eller ett specifikt förhållande mellan fångst och biomassaindex, vilket kräver pålitlig övervaknings- eller fångstdata. 3) "Naturlik" eller "önskvärd" demografisk struktur, vilket kräver information om egenskaper så som storlek, ålder, och könsmognad. Alla tre typerna av mål har sina förtjänster och nackdelar. Mål för hållbar avkastning och biomassa-index tar inte hänsyn till storleksstruktur, och vice versa, och olika mål kräver olika typer av indata. Vi gör en översikt av vilka förvaltningsmål som kan vara lämpliga för olika typer av nationellt förvaltade fisk- och skaldjursbestånd. För närvarande är aktuella data i allmänhet alltför begränsade för att föreslå specifika förvaltningsmål för de flesta bestånd som kan komma i fråga för nationell förvaltning. Snarare betonar vi vikten av att använda flera olika mål i stället för att förlita sig på ett enda för att underlätta en hållbar användning av akvatiska resurser med hänsyn tagen till olika intressenter. Dessutom finns det ingen klar definition av vad ett nationellt bestånd är och när det är lämpligt att ha en nationell förvaltning. Därför är det viktigt att förvaltningsmålen sätts så att de kan återspegla både internationella, nationella och lokala förutsättningar.

*Nyckelord:* datafattiga bestånd, förvaltningsmål, lokala bestånd, lokal förvaltning

## Abstract

Fish and shellfish stocks with distributions mainly restricted within Swedish national waters are also mainly governed nationally and to some extent by regional or local authorities and organizations. Such stocks are often, in contrast to species that are subject to international exploitation and management, utilized by several different stakeholders (e.g. commercial and recreational fisheries). The needs and long-term management objectives of these stakeholders may sometimes differ and in the worst cases be in direct conflict with each other (e.g. large yield vs. large individuals). There is often limited data available for these stocks, and consequently they often lack quantitative management objectives, resulting in a less effective management. The aim of this report is to provide an overview of available management targets and associated methods and instruments suitable for assessing if the exploitation of nationally managed fish and shellfish stocks are sustainable in the long term. There are three broad categories of quantitative management targets: 1) Targets to achieving long-term sustainable yield, which require detailed data from many different sources. 2) Targets of biomass or abundance index, or a ratio between catch and abundance/biomass index, which requires reliable monitoring, catch or effort data. 3) Targets of the demographic structure of a stock or of the life-history characters of a stock, to achieve a “natural like” or “desirable” stock structure which requires data of trait distributions (e.g. size, age, maturity) in stocks. All three categories have their merits and drawbacks. For example, sustainable yield and abundance-index goals do not consider size-structure, and vice versa, and different objectives require different types of input data. In addition we therefore review which objectives may be suitable for different types of nationally managed fish and shellfish stocks. At the current stage data are generally too limited to propose specific targets for most stocks that can be considered for national management. Rather, we stress the importance of using several different management targets or indicators of exploitation instead of relying on a single target/indicator to facilitate sustainable use of aquatic resources taking into account the demands of different stakeholders. In addition, there is no clear definition of what a local stock is and when national and/or local management should be enforced. Therefore it is important that management objectives are set such that they can reflect nationally or locally enforced measures.

*Keywords:* data-poor stocks, local management, local stocks, management targets

# Innehållsförteckning

<b>Förkortningar</b>	<b>6</b>
<b>1 Inledning</b>	<b>7</b>
1.1 Nationella och lokala bestånd	8
<b>2 Enkät till Länsstyrelser om lokala förvaltningsmål</b>	<b>11</b>
2.1 Inventering av lokala förvaltningsmål	11
2.2 Beskrivning av enkät	11
2.3 Lokala förvaltningsmål	12
2.4 Lokala begränsningar och möjligheter	13
2.5 Mål på ekosystemnivå efterfrågas	13
<b>3 Förvaltningsmål</b>	<b>16</b>
3.1 Avkastningsmål	16
3.1.1 Största hållbara avkastning (MSY)	16
3.1.2 Största ekonomiska avkastning (MSEY- 'Maximum sustainable economical yield')	17
3.2 Mål baserade på beståndsstorlek	18
3.3 Mål baserade på storleks/åldersstruktur	18
3.4 Övriga typer av mål	19
<b>4 Osäkerhet och ovisshet</b>	<b>21</b>
4.1 Ovisshetsgräns ('Uncertainty Cap'/'Change Limit')	21
4.2 Försiktighetsansats ('Precautionary Buffer'/'Precautionary margin')	21
<b>5 Metoder för att uppskatta bestånds-status för förvaltningsmål</b>	<b>23</b>
5.1 Standardmetoder vid Internationella havsforskningsrådet (ICES)	24
5.2 Statusklassning för enligt Havsmiljödirektivet	31
5.3 Storlek- och åldersstruktur	34
5.3.1 Den optimala längden ( $L_{opt}$ )	34
5.3.2 Storleksstruktur	36
5.3.3 Åldersstruktur	37
5.4 Livshistorier	38
5.4.1 Spawning Potential Ratio	38
5.4.2 Selektionsdifferential	39
5.4.3 Sannolikhetsbaserad åldersspecifik längd för könsmogna	40
5.5 Bladningsindex	41

<b>6</b>	<b>Bedömning av olika förvaltningsmål för nationellt förvaltade arter</b>	<b>43</b>
6.1	Avkastningsmål	43
6.2	Biomassa- eller abundansindex	45
6.3	Storleks- och åldersstruktur samt livshistorieindikatorer	45
<b>7</b>	<b>Bedömning av beståndens lämplighet för nationell förvaltning</b>	<b>48</b>
<b>8</b>	<b>Slutsatser</b>	<b>50</b>
<b>9</b>	<b>Referenslista</b>	<b>51</b>
<b>10</b>	<b>Bilagor</b>	<b>55</b>



## Förkortningar

<i>B</i>	Biomassa
<i>F</i>	Fiskedödlighet
<i>M</i>	Naturlig (annan än fiske) dödlighet
<i>T</i>	Total dödlighet
<i>MSY</i>	Maximum Sustainable Yield – Maximalt hållbart uttag ur ett bestånd
<i>B<sub>MSY</sub></i>	Biomassa vid <i>MSY</i>
<i>F<sub>MSY</sub></i>	Fiskedödlighet vid <i>MSY</i>
<i>SSB</i>	Lekbiomassa (Spawning Stock Biomass)
<i>TSB</i>	Beståndsbiomassa (Total Stock Biomass)
<i>EBFF</i>	Ekosystembaserad fiskförvaltning
<i>TAC</i>	Total tillåten fångst (kvot)



# 1 Inledning

Förvaltning av resurser i sjöar, vattendrag, kustvatten och hav och fördelning av dessa resurser mellan olika användare är en ständigt aktuell fråga. För fiskade bestånd finns en grundtanken om att förvaltningen ska resultera i ett långsiktigt hållbart nyttjande. Uttaget från ett bestånd ska på lång sikt inte vara större än beståndets tillväxt för att förhindra att det kollapsar, det vill säga att uttaget inte ska vara större än att de ger största långsiktigt hållbara avkastning (*MSY*, 'maximal sustainable yield'). Detta inkluderar även att storleks- eller åldersstrukturen i ett bestånd skall vara så att det kan utnyttjas optimalt och undvika kollapser på grund av demografisk struktur (Hilborn 2005, 2007; HaV 2015). Eftersom många fisk- och skaldjursarter kan byta föda/miljö med storlek och ålder (t.ex. planktonätare som unga men rovfiskar som äldre) ska fisket heller inte nämnvärt påverka ett bestånds ekologiska funktion i ekosystemet genom en kraftig förskjutning av den demografiska strukturen i ett bestånd (HaV 2015).

För exploaterade fiskbestånd i internationella hav eller för arter som vandrar (lax, ål) mellan olika länders exklusiva zoner eller internationellt vatten finns ofta internationella överenskomna förvaltningsplaner eller fångstkvoter mellan länder för att nå gemensamt satta förvaltningsmål. På ett nationell eller lokal nivå inom Sverige saknas det ofta däremot tydliga kvantitativa förvaltningsmål för fiskbestånden och fisket, vilket delvis beror på att det för de allra flesta svenska fiskbestånden saknas tillförlitliga data för att kunna göra kvantitativa beståndsanalyser. Men Havs- och Vattenmyndigheten (2015) har satt upp som generella mål för hållbart fiske att för nationella bestånd att de inte ska beskattas hårdare än att de ger största hållbara avkastning (*MSY*) samt att de har en naturlig storleks- och åldersstruktur. För att förbättra förvaltningen av akvatiska resurser i Sverige är det därför alltså önskvärt att det fastställs kvantitativa nationella förvaltningsmål för exploaterade arter i sjöar, vattendrag och hav. Sådana mål kan dels tydligare motivera införandet och utvärderingar av olika förvaltningsåtgärder (t.ex. fiskeregleringar, redskapsförbud, bag-limits) och dels öka transparensen av förvaltningen för olika aktörer. Ett sådant arbete är också initierat av EU inom den gemensamma fiskeripolitiken (Common Fisheries Policy, CFP). I Artikel 2.1 i CFP står att läsa att "Den gemensamma fiskeripolitiken

ska tillämpa försiktighetsansatsen i fiskeriförvaltningen och säkerställa att nyttjandet av de levande marina biologiska resurserna sker på ett sådant sätt att populationerna av skördade arter återställs till och bevaras över nivåer som garanterar en maximal hållbar avkastning”. Vidare anges att nyttjande-takten för maximal hållbar avkastning ska, där så är möjligt, ha uppnåtts senast 2015 och genom en successiv och stegvis anpassning, uppnåtts senast 2020 för alla arter.

Förekomst, storleksstruktur och andra egenskaper hos fiskbestånd har inte bara betydelse för fiskerierna utan är också viktiga komponenter i olika svenska miljömål, samt för EU:s ramdirektiv för vatten och havsmiljödirektivet (Naturvårdsverket, [www.miljomal.se](http://www.miljomal.se), Ramdirektivet för vatten EC 2000, Havsmiljödirektivet EC 2008). Dessa ställer krav på att Sverige gör kvalificerade bedömningar och åtgärdsplaner för svenska vatten. Målsättningen är att uppnå "god" ekologisk och kemisk status, vilket ska utvärderas med hjälp av ett antal indikatorer med referenspunkter och gränser för god ekologisk status. Även utifrån dessa miljömål och direktiv, krävs det alltså att Sverige utvecklar kvantitativa förvaltningsmål för fisk- och skaldjursbestånd, vilka sedan kan kopplas ihop med olika förvaltningsåtgärder. Dessa förvaltningsåtgärder behöver dock inte vara specifika för fiskerierna utan kan även inkludera t.ex. habitatkvalitet eller åtgärder mot eutrofiering (övergödning).

Att genomföra kvantitativa beståndsmodeller för att bedöma status hos alla exploaterade bestånd i Sverige är inte, och kommer aldrig att vara möjligt. Istället måste i många fall enklare indikatorer som reflekterar ett bestånds status tillämpas. I denna rapport går vi igenom olika möjliga kvantitativa förvaltningsmål för bestånd av fisk och skaldjur som kan förvaltas nationellt eller lokalt med tyngdpunkt på förvaltningsmål som indikatorer för beståndstatus i avsaknad av att kunna utföra kvantitativa beståndsmodeller.

I denna rapport redovisar vi först en enkät till svenska länsstyrelser om deras behov, tillämpningar och syn på lokala förvaltningsmål för fiskbestånd. Sedan följer en översiktlig sammanfattning av olika tänkbara typer förvaltningsmål och indikatorer som kan användas som kvantitativa förvaltningsmål. Därefter gör vi en bedömning av vilken typ av data som behövs för olika de olika metoderna och förvaltningsmålen, samt vilka data som finns tillgängliga idag, och vilken typ av data som skulle behövas samlas in för att kunna tillämpas olika förvaltningsmål. Slutligen presenterar vi en översikt av fiskets omfattning och inriktning samt beståndsstrukturen hos de arter som i första hand berörs av nationell förvaltning.

## 1.1 Nationella och lokala bestånd

Alla exploaterade fisk och skaldjursarter i Sverige har en utbredning som sträcker sig utanför Sveriges vatten. Men individer rör sig inte fritt inom en arts utbredningsområde utan fysiska och biologiska spridningsbarriärer gör att individer håller sig inom ett område och har större sannolikhet att reproducera sig med individer i samma område än i andra områden, en art är uppdelad i lokala bestånd. Tydligast är

detta för sötvattensarter där bestånden kan vara väldigt små och begränsade på grund av fysisk isolering. Det finns i dagsläget ingen vedertagen definition av vad som är ett lokalt bestånd eller när ett bestånd ska förvaltas lokalt (Hawkins et al. 2016). Ett vedertaget kriterium om ett bestånd ska anses vara lokalt är om det finns en rumslig genetisk variation (struktur) som indikerar reproduktiv isolering mellan olika lokala bestånd (Allendorf et al. 2008). Men bara för att det finns lokala genetiska bestånd så innebär inte det att nationell förvaltning är lämplig eftersom de lokala bestånden kan röra sig över stora områden (Hawkins et al. 2016), till exempel torsk och strömming i Östersjön.

Likaså är avsaknad av genetiskt lokala bestånd inte ett tillräckligt kriterium för att en arts utbredning ska anses vara ett enda bestånd. Genetisk isolering kan ta mycket lång tid och även spridning av ett fåtal individer per generation kan motverka genetisk isolering mellan områden. Därför kan andra egenskaper som en rumslig struktur i morfologi (kroppsform), demografi (populationsstruktur), kemiska sammansättning (otolitkemi, stabila isotoper), och märkningsstudier användas för att identifiera lokala bestånd. Dock så kan den rumsliga skalan variera mellan olika metoder för att uppskatta bestånd (Hawkins et al. 2016).

Vi använder oss här av begreppet lokala bestånd för arter där individer på något vis uppvisar en rumslig struktur, det vill säga en biologisk term. I en biologisk mening finns dock inga bestånd som utgörs av ett enda svenskt bestånd, utan snarare flera olika bestånd inom Sverige, eller lokala bestånd som även sträcker sig utanför Sveriges trälgräns. Så alla lokala bestånd lämpar sig därmed inte automatiskt för nationell förvaltning. För att en nationell förvaltning ska vara tillämplig krävs det därför lokala bestånd inom svenskt vatten. Vi anser inte att de måste stanna inom svenskt vatten hela sin livscykel för att utgöra ett nationellt bestånd utan kan röra sig utanför svenskt vatten men uppehålla sig stor del av sitt liv eller återkomma till svenskt vatten för att reproducera sig. Inte heller behöver en nationell förvaltning innebära att alla lokala bestånd ska ha identiska förvaltningsmål eller förvaltningsmetoder över hela Sverige. En nationell förvaltning kan tillåta lokala förvaltningsmetoder/mål inom svenskt vatten, det vill säga att den nationella förvaltningen tillåter lokal förvaltning utifrån lokala förutsättningar.

I avsaknad av en entydig definition av lokala bestånd vi föreslår att nationellt förvaltrade bestånd bör vara de fisk- och skaldjursbestånd där svenska förvaltningsregler har en betydande effekt på de lokala beståndens status och framtid. För att nationella förvaltningsåtgärder ska ha en effekt på ett lokalt bestånd krävs att beståndet uppehåller sig en betydande del av sitt liv inom svenskt vatten, d.v.s. inom ett område där svenska förvaltningsregler gäller. Detta gäller även för arter som är i huvudsak födda på internationellt vatten eller annat lands vatten, men sedan är stationära i svenska vatten under sin uppväxt (ål) eller som fullvuxna (arter med planktoniska larver). Om vi med förvaltningsåtgärder begränsar oss till fisket, gäller vidare att Sveriges del av exploateringen ska vara betydande. Vilka gränsvärden som ska gälla för hur stor andel av exploateringen som bör vara svensk och hur stor del

av livscykeln som beståndet bör spendera i svenskt vatten för att en nationell förvaltning ska vara verksam, behöver utredas vidare. Enskilda gränsvärden påverkas sannolikt både av artens biologi och av hur fiskemönstret ser ut.

## 2 Enkät till Länsstyrelser om lokala förvaltningsmål

### 2.1 Inventering av lokala förvaltningsmål

Nationell förvaltning behöver inte innebära en likformig förvaltning för hela landet. Naturliga förutsättningar skiljer sig stort mellan olika delar av landet, vilket kräver hänsyn i förvaltningen. Det har ofta förekommit rekommendationer att fiskbestånd med fördel kunde förvaltas på lokal nivå. Motiveringar till lokal förvaltning är att många av fiskbestånden längs kuster och i inlandsvatten kan delas in i lokala bestånd. Som en jämförelse görs skattning samt förvaltning av marina arter på nationell eller internationell nivå. Detta kan motiveras med att bestånd huvudsakligen regleras av processer som verkar på och inom beståndet, snarare än av ett kontinuerligt in- och utflöde av individer. I sjöar och rinnande vatten är detta tydligt, men detsamma gäller även bestånd av kustfisk, vilka i olika hög grad kan begränsas rumsligt av exempelvis lämpliga lek- och uppväxtområden.

Om fisk kan delas in i lokala bestånd innebär detta att lokal förvaltning kan vara effektiv. För att fånga upp de länsstyrelsernas tidigare och pågående arbete med förvaltningsmål och bättre förstå behoven genomfördes en enkät. Enkäten ställdes till fiskeenheterna på länsstyrelser med förvaltningsansvar för de fyra stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren), kustvatten, eller i förekommande fall bådadera.

### 2.2 Beskrivning av enkät

Enkäten innehöll tre frågor:

- 1) Vilka befintliga lokala förvaltningsmål finns i ditt område?
- 2) Diskuterar ni framtida lokala förvaltningsmål?
- 3) För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/nationella förvaltningsmål?

Till länsstyrelserna runt Mälaren och Hjälmaren (Stockholms, Västmanlands, Södermanlands, Uppsala och Örebro län) gjordes enkäten som telefonintervjuer, i vissa fall kompletterade med epost. Från övriga län och regioner (Västra Götaland, Hallands, Skåne, Kalmar, Östergötlands, Gävleborgs, Västernorrlands och Norrbottens län) samlades svar och övrig information in skriftligt via epost. (Gotlands län hade inte möjlighet att lämna svar inom tidsramen.)

### 2.3 Lokala förvaltningsmål

Resultat av enkätsvar redovisas översiktligt i Tabell 1 och mer detaljerat i Bilaga 1. Det första resultatet var att begreppet ”förvaltningsmål” kunde innebära tolkningar motsvarande flera nivåer av mål. Förvaltningsmål kunde indelas i övergripande mål för förvaltningen, mål för fisket, samt biologiska mål (Tabell 1a). De övergripande målen gällde både långtgående mål såsom ”uthållig förvaltning” och samverkansformer mellan länsstyrelser. Övergripande mål var något vanligare än mål för fisket (Tabell 1a).

Målen för fisket var både ekonomiska, exempelvis att möjliggöra ett ekonomiskt uthålligt fiske för utövarna och att utveckla ett för regionen lönsamt fritidsfiske, samt en minskad fiskeansträngning med stöd av försiktighetsprincipen (Bilaga 1).

De biologiska målen var generellt få. En förklaring till detta från de intervjuade var att kunskapsunderlag saknades. Brist på kunskapsunderlag berodde i sin tur delvis på otillräcklig nationell och regional samordning av både fiskeberoende och fiskeoberoende provtagning, vilken alltså skulle kunna utvecklas. Förslag från länsstyrelser var att engagera såväl yrkes- som fritidsfiske i kunskaps- och datainsamling genom uppdrag, och att genomföra provtagningar samordnat för både resurs- och miljööändamål (Bilaga 1). Generellt visade enkätsvar att det förekommer aktiva diskussioner om förvaltningsmål men att dessa ännu sällan lett till konkret formulerade mål (Tabell 1b, Bilaga 1).

Exempel på direkta kvantifierbara biologiska mål som formulerats regionalt var täthet av havsöring i vattendrag (Stockholms län), storlek på fångad gädda och torsk (Blekinge skärgård) samt storleksstruktur (förhållande mellan rekryter och vuxen fisk) för röding (Vättern). Andra kvantifierbara mål var relaterade till biotoper, exempelvis att öka arealen lekområden i vattendrag för asp (Mälaren). På frågan om arter som skulle vara intressanta för lokala förvaltningsmål gav tillfrågade representanter exempel på ekonomiskt viktiga arter, som torsk, gös, lax, havsöring, ål, sik, siklöja, abborre, gädda, signalkräfta och hummer. Ekologiskt, eller ur bevarandeperspektiv, viktiga arter som framfördes var harr, lake, nors, asp, braxen, björkna, blåmussla, bestånd av läppfiskar, piggvar, plattfiskar, flodkräfta (V. Götaland), sill, strömming, skarpsill och röding (Tabell 1c).

## 2.4 Lokala begränsningar och möjligheter

I och med att ansvaret för förvaltning och begränsningsregler ligger på HaV eller fiskerättsägare, eller båda, upplever regionala myndigheter sitt uppdrag bitvis som frustrerande. Flera tillfrågade representanter framförde att formulerandet av biologiska förvaltningsmål inte stimuleras av att regionala myndigheter saknar verktyg i form av beslutanderätt gällande fiskeregler, etc., för att kunna uppnå uppsatta mål (Bilaga 1).

Undantag finns. Inom Vätternvårdsförbundet finns sedan 2007 arbetsutskottet ”Samförvaltning Fiske” direkt ställt under styrelsen. I samförvaltningen finns förutom förbundet självt representanter från olika myndigheter, olika fiskesegment, företagens intresseorganisationer och SLU. Denna samverkansform har underlättat överenskommelser gällande åtgärder, målarbete och uppföljning, inklusive åtskilliga biologiska mål. För Vänern finns sedan 2013 en liknande samförvaltning inom Vänerns vattenvårdsförbund, där en fiskevårdsplan upprättats 2014 med målarbete under uppbyggnad. Ytterligare en form som visat sig kunna stimulera formuleringen av uppföljningsbara mål är fiskeområden med stöd från EFF (Europeiska fiskerifonden).

## 2.5 Mål på ekosystemnivå efterfrågas

Uppföljningsbara mål för enskilda bestånd har sina fördelar, men sådana mål riskerar att skymma den övergripande målsättningen att skapa förutsättningar för ett långsiktigt uthålligt nyttjande av naturen som helhet. På lokal nivå efterfrågas enligt enkäten även formulering av mål på ekosystemnivå, i enlighet med ekosystemansatsen. Detta kan vara mer specifika mål som innefattar en komplettering av uppföljning av ”målarter” med exempelvis utvalda ekosystemindikatorer och viktiga bytesarter (Bilaga 1).

Tabell 1a. Översikt över förekomst av förvaltningsmål sammanställt för olika förvaltningsområden, från svar på enkätfrågan "Vilka befintliga lokala förvaltningsmål finns i ditt område?"

	Område	Övergripande mål	Mål för fisket	Biologiska mål
Stora sjöar	Vättern	Ja	Ja	Ja
	Vänern	Ja	(Ja)	Nej
	Mälaren	Ja	Ja	Nej
	Hjälmaren	Ja	Ja	Nej
Kust	Västra Götaland	Nej	Nej	Nej
	Halland	Nej	Nej	Nej (torsk, ej regional förv.)
	Skåne	Nej	Nej	Nej (vissa FVOF?)
	Blekinge	Ja	(Ja)	Ja
	Kalmar	Nej	Nej	Nej
	Östergötland	Nej	Nej	Nej
	Södermanland	Ja	Nej	Nej
	Stockholm	Ja	Nej	Ja (havsöring i vattendrag)
	Uppsala	Ja	Nej	Nej
	Gävleborg	Ja	Ja	Nej (inventering av älvslekande sik)
	Västernorrland	Nej	Nej	Ja (lax)
Norrbottnen	Nej	Nej	Nej (lax?)	

Tabell 1b. Översikt över status gällande framtida förvaltningsmål för olika förvaltningsområden, från svar på enkätfrågan "Diskuterar ni framtida lokala förvaltningsmål?"

Område	Framtida mål diskuteras	Framtida mål formuleras	Plan för uppföljning och revision
Vättern	Ja	Ja (samförvaltning)	Ja
Vänern	Ja	Ja, inom samförvaltning och fiskeområden	Nej
Mälaren	Ja och Nej	Ekosystem-mål efterfrågade	-
Hjälmaren	Ja och Nej	Samförvaltning efterfrågad	-
Kusten	Ja	Ekosystem-mål efterfrågade	-
		Ja och Nej	-



Tabell 1c. Översikt över arter som angetts som intressanta för regionala eller lokala förvaltningsmål i olika förvaltningsområden, från svar på enkätfrågan "För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/nationella förvaltningsmål?"

Område	Ekonomiskt viktigaste (regionalt)	Övriga nyttjade alt. ekologiskt viktiga
Vättern	Röding, signalkräfta, (inplanterad) lax	Sik, siklöja, öring, harr, gädda, abborre, nors
Vänern	Gullspångslax, Gullspångsöring, siklöja	Gös, siklöja, abborre, gädda, sik, signalkräfta?
Mälaren	Gös, ål	Abborre, gädda, siklöja, nors, lake, asp braxen, björkna
Hjälmaren	Gös, signalkräfta, ål	Abborre, gädda, nors, lake, braxen, björkna
Västkusten (inkl. in- lands- vatten)	Hummer, kusttorsk	Blåmussla, bestånd av läppfiskar, atlantlax, havsöring, piggvar, flodkräfta (V. Götaland)
Ostkusten (inkl. in- lands- vatten)	Torsk, abborre, gädda, sik, siklöja, lax, flodnejonöga, öring och havsöring	Sill/strömming, skarpsill, plattfiskar, röding, asp, vimma och harr

## 3 Förvaltningsmål

Alla förvaltningsmål syftar till långsiktig maximalt utnyttjande av fisk och skal-  
djursbestånd men de specifika kvantitativa förvaltningsmålen för att uppnå detta kan  
delas in i tre huvudgrupper: 1) Avkastningsmål: Mål om hur mycket som ska tas ut  
ur ett bestånd, 2) Abundans eller biomassamål: Mål om hur stort beståndet ska vara,  
och 3) Mål om hur storleks- eller åldersstrukturen eller någon annan egenskap av  
populationen ska vara. Skillnaden mellan dem är inte alltid entydigt, till exempel så  
relaterar mål om hur mycket som ska tas ut ur ett bestånd till beståndets storlek.  
Snarare är det vilken typ av data som finns tillgängliga som avgör vilken typ av  
förvaltningsmål som kan användas. Utöver dessa huvudgrupper så finns det förvalt-  
ningsmål som relaterar till hela fiskesamhällen (ekosystem) eller bevarandemål och  
inte utnyttjande av bestånd.

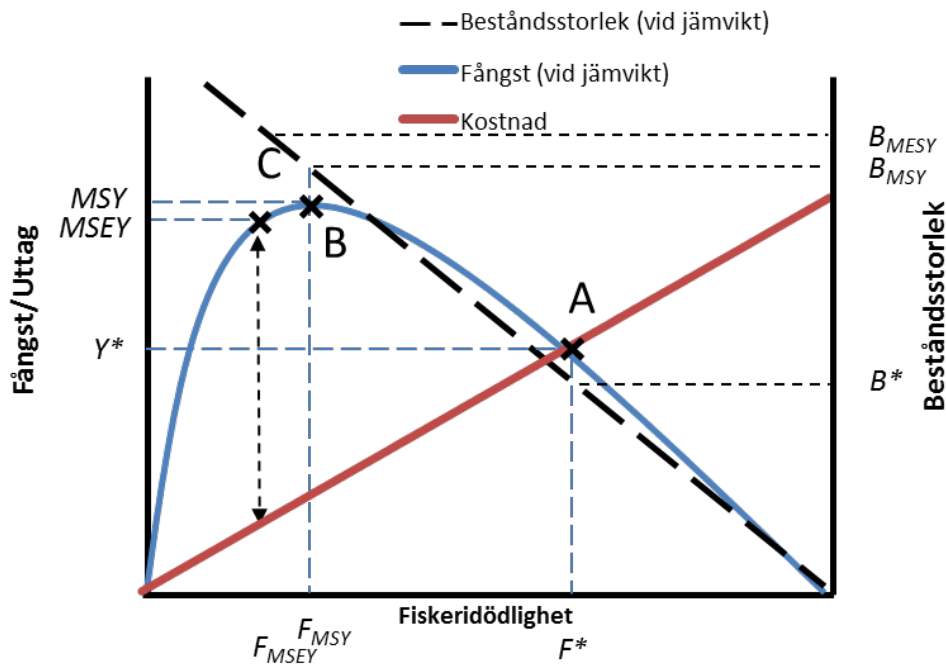
### 3.1 Avkastningsmål

Ekonomi i fisket styrs av hur fisket regleras. Utan reglering överutnyttjas ofta  
bestånd (Graham 1956), ett fenomen som kallas för 'allmänningens dilemma' (tra-  
gedy of the commons, Punkt A i Fig. 1; Hardin 1968). Det finns olika kriterier för  
att optimera avkastningen i fisket. Ett mål kan vara att maximera långsiktig fångst  
eller maximera långsiktig ekonomisk avkastning (Fig. 1). Gemensamt för dessa av-  
kastningsmål är att det finns en kvantitativ bedömning av beståndets storlek och hur  
reproduktion och tillväxt beror på beståndets storlek. Idag finns denna typ av data  
endast tillgänglig för bestånd som fiskas internationellt, och på kort sikt inte till-  
lämpbara för nationell förvaltning utan mer data. Siklöja i Bottenviken och gös i de  
stora sjöarna är de bestånd som idag ligger närmast för att kunna införa kvantitativa  
avkastningsmål i förhållande till beståndets storlek.

#### 3.1.1 Största hållbara avkastning (MSY)

Största hållbara avkastning, *MSY*, ('maximum sustainable yield') är den teoretiskt  
maximala uttaget som kan tas uthålligt från ett fiskbestånd. Till ett *MSY*-uttag (i  
biomassa eller antal) finns två tillhörande referenspunkter; fiskeridödighet ( $F_{MSY}$ )

och lekbiomassa ( $B_{MSY}$ ) (Punkt B i Fig. 1). Sett över en längre tidsperiod kan man anta att en population av fiskar/skaldjur som utsätts för en ökad dödlighet på grund av ett fiske kommer att kompensera för uttaget i fisket genom snabbare tillväxt, förbättrad reproduktion och minskad naturlig dödlighet. Denna ökade produktion kommer att vara som högst vid ett specifikt fisketryck,  $F_{MSY}$ . Detta leder till att  $MSY$  kan erhållas vid relativt låga populationstätheter jämfört med helt ofiskade bestånd. Ofta brukar  $MSY$  ligga någonstans mellan en tredjedel och hälften av det ofiskade beståndets biomassa, men det beror på det aktuella beståndets reproduktion och naturliga dödlighet, tillväxt av individer inom beståndet samt fiskets selektivitet, m.m.



Figur 1. Intäkter, kostnader och bestandsstorlek (till exempel lekbiomassa [ $SSB$ - spawning stock biomass] eller total biomassa [ $TSB$ - total stock biomass]) som funktion av fisketryck i långsiktig jämvikt för ett hypotetiskt bestånd. Punkt A motsvarar ett oreglerat fiske där ansträngningen kommer öka så länge inkomsten är större än kostnaden. Fiskeridödligheten kommer då vara  $F^*$  och bestandsstorleken  $B^*$ . Punkt B är  $MSY$ , (största hållbara avkastning) med tillhörande referenspunkter av bestandsstorlek  $B_{MSY}$  (t.ex.  $SSB$ ) och fiskedödlighet  $F_{MSY}$ . Punkt C är  $MSEY$ - 'maximum economical yield', det vill säga den största ekonomiska avkastning i ett fiskeri vilket är där lutningen på inkomstkurvan är lika med lutningen på kostnadskurvan (marginalintäkt=marginalkostnad), med tillhörande referenspunkter för bestandsstorlek  $B_{MSEY}$  och fiskedödlighet  $F_{MSEY}$ .

### 3.1.2 Största ekonomiska avkastning (MSEY- 'Maximum sustainable economical yield')

Största ekonomiska avkastning, MSEY, ('maximum sustainable economical yield') påminner om  $MSY$ , men tar även hänsyn till kostnaden i fisket. Om kostnaden

för att fiska så mycket som krävs för  $MSY$  blir för hög kan det vara mer samhällsekonomiskt lönsamt att låta populationsstorleken vara större och då få en högre fångst per ansträngning så att  $MSEY < MSY$  (Punkt C i Fig. 1). I många fall ökar även värdet på fisken med ökad storlek vilket också kan leda till att  $MSEY \ll MSY$ .

### 3.2 Mål baserade på beståndsstorlek

$MSY$  och liknande avkastningsmål bygger på uppskattningar av biomassa i absoluta tal och kräver data-intensiva modeller för att beskriva hur produktionen i ett bestånd beror av fisket och lekbiomassan (se kap. 5.1 nedan). För arter där det finns sämre tillgång på information om fisket och bestånden, eller hur nettoproduktionen beror på totalbiomassan, kan man istället använda mål baserade på relativa abundans eller biomassanivåer, snarare än fångst som är det som används i avkastningsmål. Dessa abundans-mål kan uppskattas över en längre period och ett målintervall eller miniminivå kan användas som förvaltningsmål eller att man jämför med en referensnivå. Ett liknande arbetssätt används inom miljöstatusklassningen av svensk kustfisk utifrån data från miljöövervakningen och används inom den statusklassning av sjöar och vattendrag som utförs inom ramen för EU:s ramdirektiv för ytvatten (Beier et al. 2007, Holmgren et al. 2007). Dessa arbetssätt kan också användas för att beräkna biomassa eller abundansindex för arter som saknar tillräckliga data för kvantitativa uppskattningar eller prognoser för beståndsstorlek (se kap. 4.2 nedan).

Även om man för många arter med otillräckliga data inte kan räkna ut  $F_{MSY}$  eller liknande, kan man ställa upp kvoten mellan fångst och abundansindex om man har god kännedom den totala fångsten. Förändringar i kvoten mellan fångst och abundansindex kan då indikera om uttaget är för högt eller kan ökas. Frågan om *hur* uttaget regleras är också av avgörande betydelse. Att reglera fisket genom så kallade fiskekvoter är ofta inte möjligt för små, nationella fisken utan regleringen sker där genom styrning av fiskeansträngningen, t.ex. genom att man reglerar antalet fiskedagar eller den maximala mängd redskap man får använda, eller vilka redskap som får användas var och när.

### 3.3 Mål baserade på storleks/åldersstruktur

Även om ett fiske vid  $F_{MSY}$  eller vid en minimum-biomassa inte behöver påverka storleks- eller åldersstrukturen nämnvärt så tar dessa mål inte direkt hänsyn till storleksstrukturen i beståndet. Förekomst av en så kallad naturlig storleksstruktur, dvs. att de finns både stora och små individer, kan vara viktigt för ett bestånds möjligheter att klara av år med dålig rekrytering och anses också ha positiva effekter på hela ekosystemet (Froese et al. 2008; Östman et al. 2016). Ett för högt fisketryck, eller hög naturlig dödlighet, i ett bestånd leder till färre äldre individer (Froese et al. 2008; Bergström et al. 2007; Florin et al. 2013), i andra fall kan den individuella tillväxten ha stor betydelse för beståndets storleksstruktur (Svedäng & Hornborg

2015). Eftersom fiske nästan alltid är storleksselektivt kan intensivt fiske leda till en skev storleksstruktur (Punt et al. 2013).

Storleksbaserade förvaltningsmål kan användas som alternativ till avkastningsmål eller biomassamål-mål för att gynna en stabil eller önskvärd storleksstruktur, snarare än totalfångst. Även om ett förvaltningsmål riktat mot stora individer kan innebära lägre totalfångst på kort sikt, så kan det i ett överfiskat bestånd på längre sikt leda till ökad långsiktig avkastning (Froese et al. 2008), om inte en återhämtning motverkas av ett ökat täthetsberoende (Svedäng & Hornborg 2014). Ökad selektivitet kan också innebära lägre ekonomisk avkastning och den fiskbara biomassan blir lägre; större ansträngning måste göras för att erhålla samma uttag i mängd biomassa (Svedäng 2015). Vad som är maximal ekonomisk avkastning av ett bestånd kan dock variera mellan olika fiskerier, ekonomisk avkastning i förhållande till storlek kan exempelvis skilja sig mellan fritidsfisket och de kommersiella fiskena, eller mellan industrifiske och konsumtionsfiske.

Det finns ett antal olika mått som beskriver storleksstrukturen i ett bestånd (Fiskeriverket 2010; ICES 2011; ICES 2014). Principen är dock oftast likartad; ett för högt fisketryck antas ge en låg andel stora fiskar i populationen. Metoderna för att reglera uttag så att storlek (eller ålder) struktur ändras är ofta att införa minimum- eller maximum mått som får fångas i kombination med redskapsförändringar, oftast innebär det större maskvidd för att åstadkomma en högre selektivitet.

### 3.4 Övriga typer av mål

Det finns ett flertal olika förvaltningsmål som fokuserar på andra hierarkiska nivåer än de som baseras på antal, biomassa eller olika ekologiska egenskaper hos ett bestånd. Dessa mål presenteras endast i korthet i den här rapporten.

Ett alternativt tänkbart förvaltningsmål utgår ifrån mål på hela ekosystemet. Detta angreppssätt kallas Ekosystembaserad fiskförvaltning (*EBFF*). *EBFF* har beskrivits av Bergek och Bryhn (2015), och kommer inte att beskrivas mer ingående här. Ett liknande mål är produktionsmål där man fokuserar på uttag utifrån hela trofinivåer baserat på den teoretiska biomassaproduktionen inom ett område (Bergek och Bryhn 2015; Håkanson et al 2010).

Ofta finns det ett samband mellan biomassa och utbredning av arter (Gaston et al. 2000), och därför skulle man också kunna tänka sig mål baserade på ett bestånds rumsliga utbredning. Den här ansatsen används redan för övervakning av hotade arter, speciellt för fåglar (Gaston et al. 2000), men den skulle i princip kunna utvecklas även för specifika fisk- och skaldjursbestånd. Speciellt skulle sådana förvaltningsmål kunna utvecklas om mer information om vilka arter som finns var samlades in, till exempel genom medborgar-data ('Citizen-data').

För hotade arter där inavelsdepression kan hota långsiktig överlevnad har man infört förvaltningsmål som är relaterade till den genetiskt effektiva populationsstorleken (Armbruster & Reed 2005). Ofta är sådana mål relaterade till åtgärder för att

upprätthålla genflöde eller bevara genetiskt viktiga individer. Det är tänkbart att införa mål för miniminivå på effektiv populationsstorlek på fisk- och skaldjurspopulationer för att undvika negativa effekter av selektivt fiske, vilket kan utarma den genetiska mångfalden i ett bestånd. Även förvaltningsmål angående specifika genotyper är tänkbara men inget som tillämpas idag till vår kännedom. Genetiska metoder har utvecklats mycket det senaste decenniet, så även om det idag inte sker någon fisk- eller skaldjursförvaltning på genetisk nivå kan det mycket väl komma i framtiden.

## 4 Osäkerhet och ovisshet

Data från fisk- och skaldjursbestånd är ofta osäkra och innehåller mätfel, och för att slumpvisa förändringar i data inte ska få genomslag i förvaltningen, rekommenderar Internationella Havsforskningsrådet, ICES, att all förvaltning av akvatiska resurser i förhållande till förvaltningsmål ska hålla sig till två principer, ovisshetsgräns och försiktighetsansats (ICES 2012), oavsett om målen är baserade på avkastning, storleksstruktur eller abundans. Vi går här igenom dessa två principer generellt, för att därefter för respektive metod precisera hur principerna kan tillämpas i praktiken.

### 4.1 Ovisshetsgräns ('Uncertainty Cap'/'Change Limit')

För att minska känsligheten i förvaltningsråden orsakad av slumpmässiga mätfel - som dessutom troligen är större för datafattiga arter än för arter med god tillgång på data - används ofta en ovisshetsgräns ('Uncertainty Cap' eller 'Change Limit'), på maximalt 20 % förändring av fångstrådet eller uttaget jämfört med tidigare år (ICES 2012, 2013a). Om metoden för att uppskatta fångstråd ger att fångsten nästa år kan öka mer eller ska minska med mer än 20% av faktisk fångst året innan, ska det fångstrådet inte avvika med mer än 20 % från föregående års råd. Syftet är att förhindra stora ändringar i råd mellan år i relation till osäkerheter i data.

### 4.2 Försiktighetsansats ('Precautionary Buffer'/'Precautionary margin')

Ovanpå ovisshetsgränsen ska fångstrådet enligt försiktighetsansatsen ('Precautionary Buffer' eller 'Precautionary margin') för arter som saknar referenspunkter för bestandsstorlek eller fisketryck minskas med 20%. Om det är okänt hur stor beståndet eller fisketrycket (fiskedödlighet) är, så ska fångstrådet generellt sänkas med 20 % för att erhålla en säkerhetsmarginal och undvika överexploatering av beståndet. Undantag från försiktighetsprincipen kan göras om beståndet inte bedöms ha nedsatt fortplantningsförmåga eller att exploateringen har minskat signifikant (ICES 2012, 2013a).

Sammantaget innebär det att för bestånd med få eller osäkra data, ska fångstrådet generellt ändras med högst 20 % mellan år enligt ovisshetsgränsen. Dessutom ska fångstrådet generellt minskas med 20 % enligt försiktighetsprincipen om referenspunkter för beståndsstorlek eller fisketryck saknas.



## 5 Metoder för att uppskatta bestånds-status för förvaltningsmål

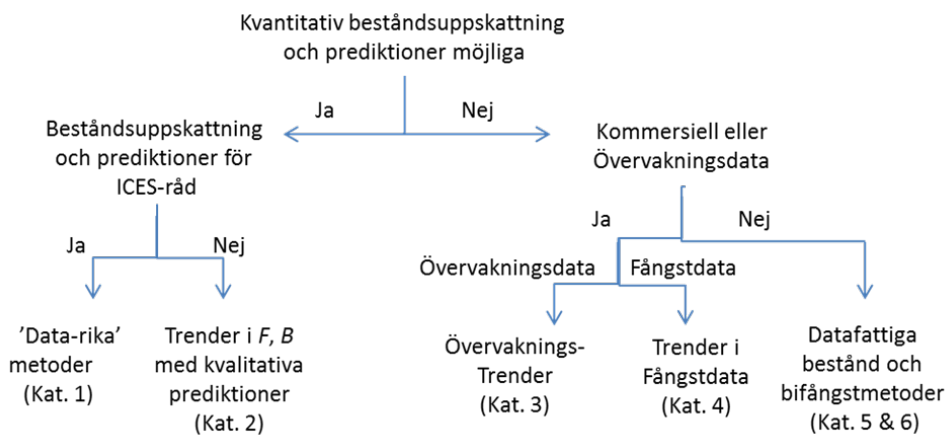
Beståndsmodeller kan vara både strukturerade och ostrukturerade med avseende på ålder, storlek, kön eller rumslig struktur. De ostrukturerade modellerna skiljer inte på populationstillväxt på grund av rekrytering och individuell tillväxt (t.ex. Gordon 1954, Schaefer 1954; Pella & Tomlinson 1969; Fox 1970) eller att olika bestånd av en art kan ha olika dynamik. De strukturerade beståndsmodeller som är mest användbara i detta sammanhang är ålders- och/eller storleksstrukturerade modeller (se sammanställningen av Punt et al. 2013). Det finns olika metoder för hur modellerna kan anpassas till observationer för att skatta  $MSY$ ,  $F$ , biomassa, storleks- och åldersfördelning., t.ex. virtuell populationsanalys (VPA) med programmet XSA (Shepherd 1999) och 'statistical catch-at-age'.

Vilka parametrar som ingår varierar mellan olika beståndsmodeller men de vanligaste är:

- åldersstruktur i fångsten
- ålder vid könsmognad
- rekrytering
- relationen mellan lekbiomassa och rekrytering
- naturlig dödlighet ( $M$ )
- fiskeridödlighet ( $F$ )
- tillväxthastighet
- vandringsbenägenhet/home range
- beståndets biomassa eller populationsstorlek
- fångst och ansträngning i fisket
- fiskerieroende fångst per ansträngning
- fiskets selektivitet
- längd-viktsförhållanden

## 5.1 Standardmetoder vid Internationella havsforskningsrådet (ICES)

Internationella havsforskningsrådet, ICES, delar in de fiskbestånd som är föremål för beståndsuppskattningar i sex olika kategorier beroende på den mängd information som finns tillgänglig (ICES 2012, Fig. 2). De flesta kategorierna syftar generellt till förvaltningsmål med avseende på avkastning (Kategori 1 & 2) eller populationsstorlek (Kategori 2-6), men i vissa fall anser vi att mål baserade på storleksstruktur bör kunna ses som alternativ.



Figur 2. Beslutsträd enligt ICES (2012) för vilken typ av standardmodell som ska användas för att ge fiskeråd beroende på tillgängliga data. Kat. 1-6 motsvaras av Kategori 1-6 i kap. 5.1.

### *Kategori 1. Bestånd med kvantitativ beståndsuppskattning.*

För bestånd där kännedomen om åldersstruktur, könsmognadsmönster, tillväxt, etc., är god, är det möjligt att göra fullständiga analytiska uppskattningar och prognoser eller kvantitativa uppskattningar baserat på produktionsmodeller. Dessa uppskattningar kan göras med hjälp av populationsmodeller som till exempel XSA (Shepherd 1999) och SAM (Berg et al. 2013) (men det finns en uppsjö olika modeller). För dessa bestånd kan *MSY*, *MSEY* och liknande beräknas (se Fig. 1). Idag sker detta främst för en marina arter med internationell förvaltning, så som torsk och sill/strömming.

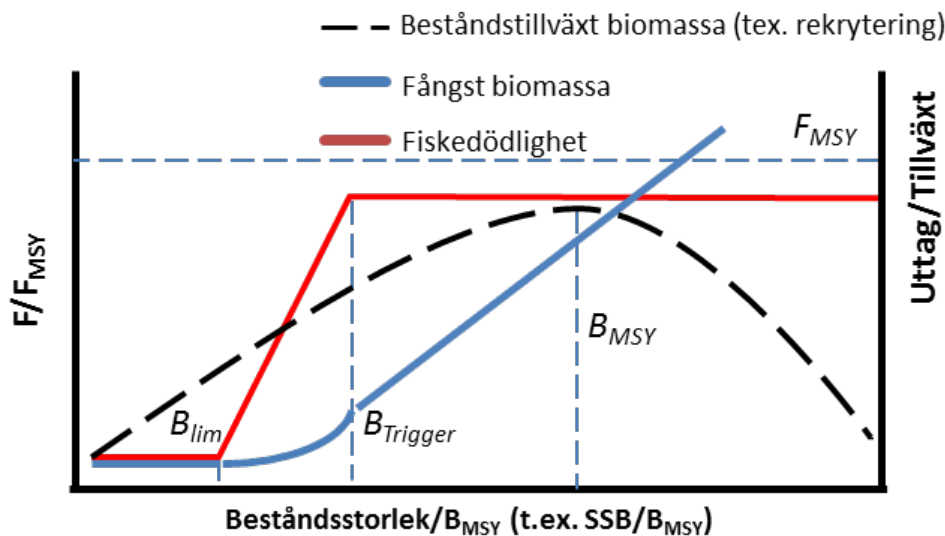
### *Kategori 2. Bestånd med analytiska beståndsuppskattningar och prediktioner som används kvalitativt.*

För bestånd med tillräckliga data för kvalitativa beståndsuppskattningar och prediktioner är behovet av data likartat som för Kategori 1, och det antas att beståndsuppskattningar, prediktioner och deras förhållande till referensvärden är jämförbara

med varandra. Till skillnad från Kategori 1 så görs emellertid beståndsuppskattningarna på en relativ skala. De används främst för att ge relativa förvaltningsråd om hur fångsterna bör förändras för att uppnå målen enligt fyra steg:

2.1. Fångst kontroll regel ('Harvest Control Rule'; Smith et al. 2008; Froese et al. 2011)

- a) Gör en prediktion av utvecklingen i beståndet utifrån en beståndsmo-  
dell och tillgängliga data
- b) Beräkna referenspunkter utifrån prediktionen (Fig. 3)



Figur 3. Illustration av 'Fångst-kontroll regeln'. Om  $B > B_{Trigger}$  ska fångstrådet sättas så att fiskedödligheten,  $F$ , skall vara jämn, men 20 % lägre än beräknad  $F_{MSY}$  (därför är den röda linjen lägre än  $F_{MSY}$ ) enligt försiktighetsansatsen Om  $B < B_{Trigger}$  så ska detta föranleda ("trigga") ett minskat fångstråd/begränsning på ansträngning för att reducera fiskedödlighet. Om  $B < B_{lim}$  ska fisket stoppas helt.

2.2. Om biomassan är högre än MSY  $B_{Trigger}$ :

- a) Fångstrådet kan öka med motsvarande grad för att hålla jämt  $F_{MSY}$
- b) Tillämpa 20 % ovisshetsgräns på rådet

2.3. Om Biomassan är lägre än MSY  $B_{Trigger}$ :

- a) Fångstrådet ska minska så att  $F_{MSY}$  minskar i motsvarande grad
- b) Tillämpa 20 % ovisshetsgräns på rådet

Skillnaden mot Kategori 1 är alltså att det är en biomassa, ofta lekbiomassa (SSB), som utgör själva förvaltningsmålet (Smith et al. 2008). Om  $B > B_{Trigger}$  så kan fångst/ansträngning öka men om  $B < B_{Trigger}$  så ska den minska.

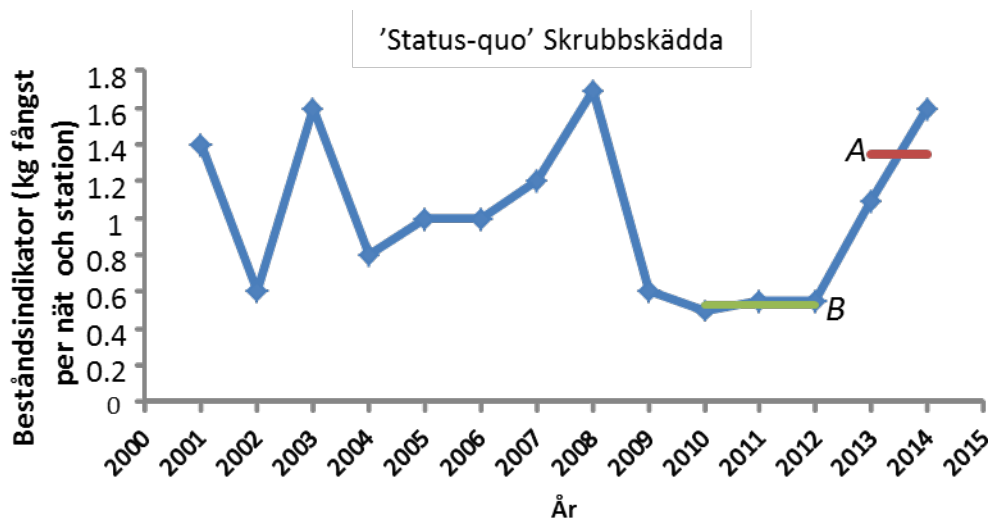
2.4 Om biomassan är extremt låg ( $B < B_{lim}$ ) ska en återhämtningsplan och fiskestopp förordas.

*Kategori 3. Bestånd med skattningar baserade på trender från övervakningsprogram*

Kategori 3 inkluderar bestånd för vilka det finns övervakningsindikatorer eller andra fiskeriberoende indikatorer som speglar beståndsstorlek (t.ex. fångst per ansträngning eller landning per ansträngning), som ger en indikation på trenden hos viktiga populationsdynamiska parametrar som dödlighet, rekrytering och biomassa. För dessa typer av uppskattningar kan man också tänka sig att använda medellängd eller liknande mått (se vidare Kap. 5.3.) i övervakningsdata för att ta hänsyn till storleksstrukturen.

Idén bakom att använda indikatorer från miljöövervakning, vilka anses spegla beståndets storlek för att sätta förvaltningsmål, bygger på antagandet att överfiske orsakar beståndsnedgångar. Med andra ord betyder negativa trender i övervakningsdata att fångsterna bör minska, medan ökande trender tyder på att fångsterna kan ökas för att uppnå *MSY*.

Ett exempel på användning av survey-indikatorer i fångstråd är så kallad biomassa/abundans-index anpassad 'status quo' fångst (ICES 2012). T.ex. kan fångst per tråltimme eller fångst per nät och natt i provfisken användas som biomassa/abundans-index som antas spegla hur fiskbeståndet förändras över tid. Medelvärde för de två senaste årens index (*A*) jämförs sedan med medelvärdet med de tre föregående årens index (*B*) (Figur 4). Målet är att upprätthålla 'status quo', det vill säga att beståndet ska hållas kvar på sin nuvarande nivå. Om kvoten  $A/B > 1$ , beståndet ökar, så kan fångsterna ökas i proportion till ökningen motsvarande mängd, medan om kvoten  $A/B < 1$ , beståndet minskar, så ska fångsterna minska proportionellt till  $A/B$ . Fångst eller landningsdata kan antingen vara det senaste året eller ett medelvärde över tre år eller längre period för långlivade organismer. Om det finns en nedåtgående trend i landningar eller fångster, ska av försiktighets skull det senaste årets värde användas. För detta råd används även en ovisshetsgräns och en försiktighetsansats (Kap. 4).



Figur 4. Biomassaindex för skrubbskädda i norra Östersjön. För att ge fångstråd kvoten mellan medel för senaste två åren (A) och föregående tre år (B) vilket i detta fall ger en rekommendation om möjlighet till ökade fångster i fisket.

Metod 3.1: För att använda biomassa/abundans-index anpassad 'status quo' fångst krävs att:

3.1.1) en lämplig tidsserie med någon typ av biomassaindex identifieras (abundans-index kan också användas men biomassaindex är att föredra).

3.1.2) att resursen *inte* är överexploaterad. Om beståndsspecifika livshistoriekaraktärer som längd eller ålder vid könsmognad, längd- eller åldersspecifik tillväxt, uppskattad dödlighet från fångstkurvanalys (se Metod 4.2 nedan) skiljer sig markant från tidigare eller andra bestånd så att en överexploatering av beståndet kan misstänkas ska inte 'status quo'-metoden användas utan då bör fisket minska i enlighet med ICES försiktighetsansats.

3.1.3) en index-nivå som ersättning för  $B_{trigger}$  utifrån fiskerioberoende övervakning kan identifieras, d.v.s. att kunna definiera en nivå som indexet inte bör underskrida. Ifall denna nivå underskrids, måste restriktioner i fångsterna tillämpas. Ett exempel kan t.ex. vara det lägsta eller 5:e percentilen av biomassa/abundans-indexet i mätserien om man vet att beståndet återhämtat sig från dessa nivåer tidigare.

3.1.4) biomassa-/abundans-index anpassad status quo fångst tillämpas enbart om beståndet inte verkar vara överfiskat (punkt 3.1.2) samt är på en lämplig biomassa-nivå (punkt 3.1.3). Det finns olika angreppssätt att sätta fångstråd beroende på vilka ytterligare data som finns tillgängliga förutom själva indexet (ICES 2012).

Metod 3.2: Det finns övervakningsdata men ingen ersättning för  $B_{trigger}$

Om det inte finns något tröskelvärde som ersättning för  $B_{trigger}$  samt att fiskeridödligheten är okänd, så gäller följande:

- a) Bestämna fångstrådet från index anpassad 'Status quo' fångst
- b) Tillämpa 20 % ovisshetsgräns på rådet
- c) Tillämpa 20 % försiktighetsansats

Tabell 2 visar hur metod 3.2 använts på skrubbskädda i norra Östersjön.

Tabell 2. Beräkning av landningsråd för skrubbskädda i norra Östersjön baserat på indikatorer från provfisken (se figur 4) och föregående års landningsråd (data från ICES 2015). Utan ovisshetsgränsen hade fångstrådet blivit betydligt större. En försiktighets marginal tillämpas dock inte i detta fall eftersom beståndet tycks ökat kraftigt senare år

Variabel	Kommentar	Värde
A	2013-2014	1.35
B	2010-2012	0.54
Kvot A/B		2.47
Ovisshetsgräns	Tillämpas ( $A/B > 1.2$ )	1.2
Råd för föregående år	År 2015	228 ton
Utkast	Ingen uppgift	?
Försiktighetsmarginal	Tillämpas inte	1
Fångstråd 2016	228 ton 2015 *1.2	274 ton

### Metod 3.3: Biomassaindexet ökar eller är stabilt över en representativ tid

Om ett bestånd har varit ganska stabilt under en längre tid (inga tecken på överfiske) så kan man räkna ut en ersättning till  $F_{MSY}$  genom att:

- a) Beräkna F-estimat som medel av kvoten total fångst per år delat med i biomassaindex
- b) Multiplicera F-estimatet med index för biomassan innevarande år för att få fångstrådet till nästa år
- c) Tillämpa 20 % ovisshetsgräns på rådet (om rådet >20% från föregående år)
- d) Tillämpa 20 % försiktighetsansats

### *Kategori 4 – Bestånd med tillförlitliga fångstdata.*

För bestånd i kategori 4 finns det tidsserier med tillförlitliga data över fångster som kan användas för att approximera  $MSY$ . Ansatsen bygger på antagandet att nuvarande fångstnivå är långsiktigt hållbar om beståndet inte ändras över tiden. 'Depletion Corrected Average Catch' ( $DCAC$ , minskningskorrigerad medelfångst) är en uppskattning av  $MSY$ , och korrigerar fångstråd beroende på om abundans-index (t.ex. fångst per ansträngning, eller i oberoende miljöövervakning) ändras. Den här metoden gäller enbart för bestånd som är nära  $B_{MSY}$ .  $DCAC$  kräver att man känner till den kumulativa totalfångsten över flera år. Om fiskeperioden är för kort så att fångsten är lägre än total tillåten fångst,  $TAC$  (Total Allowed Catch), p.g.a. problem med att hinna fiska upp allt, så är  $DCAC$  inte en bra metod för beståndsuppskattning.

Modeller för DCAC finns tillgänglig för nedladdning i 'NOAA Toolbox' (<http://ntf.nefsc.noaa.gov/>) och I RGLIFE Draft Report (Appendix B i ICES 2013b)

#### Metod 4.1: Bra fångsthistorik över längre tid

Om det finns tillräckligt god fångststatistik över en längre period (behöver inte vara en sammanhängande tidsserie) kan lämplig exploateringsnivå bestämmas genom:

- a) Tillämpa DCAC (se t.ex. MacCall 2009)
- b) Om nuvarande fångster ligger över DCAC ska fångsterna snabbt minska men om de ligger under DCAC kan en stegvis öka
- c) Tillämpa 20 % ovisshetsgräns på rådet

#### Metod 4.2: Fångstkurveanalys

Fångstkurveanalys ('Catch Curve') bygger på att om tillväxt och längdfördelning i fisket eller i provfisken är kända, så kan populationens åldersfördelning rekonstrueras och på basis av denna kan den totala dödligheten skattas. Metoden ger utifrån åldersfördelningen i en population den totala åldersspecifika dödligheten,  $T_x$ , mellan åldrarna  $x$  och  $x+1$ :

$$T_x = -\ln(\%A_x/\%A_{x+1}),$$

där  $\%A_x$  är andelen av det fiskade beståndet av ålder  $x$ . Genom att mäta eller uppskatta naturlig dödlighet (antas ofta vara  $M=0.2$ ), kan då fiskeridödligheten,  $F = T_x - M_x$  skattas. Data till denna analys bör helst baseras på att följa enskilda kohorter över tiden men med ett antagande om att åldersstrukturen är stabil (i jämvikt) så kan man basera analysen på den aktuella åldersfördelningen i ett fiske vid ett enstaka år.

För att kunna använda fångstkurveanalys för fångstråd kräver det tillräckligt med fångsthistoria för att kunna bedöma lämplig exploateringsnivå ( $F_{MSY}$ , beräknad från en referenspunkt):

- a) Använda fångstkurveanalys för att räkna ut  $F_{Status Quo}$  som är medelvärde för de tre senaste åren
- b) Använda kvoten  $F_{Status Quo}/F_{MSY}$  som indikator och se hur mycket  $F_{Status Quo}$  behöver förändras för att uppnå  $F_{MSY}$
- c) Använda denna relativa förändring på medelvärdet för de senaste tre års landningar för att ge fångstråd
- d) Tillämpa 20 % ovisshetsgräns på rådet
- e) Tillämpa 20 % försiktighetsansats på rådet

#### Metod 4.3: Låna data från andra bestånd

Om det inte finns tillräckliga data på beståndet kan data från andra bestånd användas för beståndsuppskattningar. Den här metoden kan användas för stillasittande arter som t.ex. havskräftor och musslor. Minimikrav på datatillgång är utbredningsarean för det aktuella beståndet och mängden landningar. Det behövs även data på

tätheter, medelvikt i landning och omfattning av utkast, men dessa data kan tas från närliggande bestånd.

a) Om medelvärdet på medellång sikt (tio år) av fiskeridödlighet eller 'harvest rate' (kvoten mellan landning och total beståndsstorlek) är mindre än uppskattningen av  $F_{MSY}$  från andra områden med liknande miljöer och om det inte finns tecken på minskande fångst per ansträngning, bedöms beståndet vara väl över  $MSY$   $B_{trigger}$ . Rekommenderade landningar ska då inte vara över tioårsmedelvärdet av landningar och 20 % ovisshetsgräns ska även appliceras

b) Om medelvärdet av fiskeridödlighet eller 'harvest rate' över en period på tio år är över värdet för  $F_{MSY}$  från andra områden med liknande miljöer. Rekommenderade landningar ska då vara 20 % mindre än medelvärdet av landningar över en medellång tidsperiod (tio år) samt att även 20 % ovisshetsgräns ska tillämpas på rådet.

c) Om det finns en misstanke om att fiskesättet eller livshistoriekaraktärer har förändrats påtagligt under de senaste tio åren ska istället en 20 % försiktighetsbuffert läggas på medelvärdet för de senaste tre årens landningar.

#### Metod 4.4: Minskande bestånd

Om fångsterna har minskat signifikant över en tidsperiod och detta bedöms vara representativt av en substantiell minskning av biomassan, det vill säga inte en tydlig nedgång i ansträngning. Då ska en återhämtningsplan och möjligen även nollfångster förordas.

#### *Kategori 5 – Bestånd med enbart landningsdata*

##### Metod 5.1: Produktivitets- och sårbarhetsanalys

Produktivitets- och sårbarhetsanalys (PSA) är en ganska komplicerad analys och finns beskriven i WKLIFE Report (ICES 2013b, Section 6.2.2) samt i RGLIFE Report (ICES 2013b), och den presenteras inte desto närmare här.

##### Metod 5.2: Fångst per ansträngning

Om det inte finns någon uppfattning om fiskeridödligheten i relation till vad beståndet tål och det inte finns några tydliga positiva trender i någon indikator för beståndets utveckling, d.v.s. CPUE.

a) Sätt fångstrådet för nästkommande år lika med fångsten för föregående år.

b) Tillämpa 20 % försiktighetsbuffert på fångstrådet tills positiva trender i indikatorer börjar observeras.

##### Metod 5.3: Minskade fångster

Om fångsterna har minskat signifikant över en tidsperiod och minskningen bedöms vara representativ för en substantiell minskning av biomassan, ska en återhämtningsplan och möjligen även nollfångster förordas.



### *Kategori 6. Bestånd med små landningar*

För bestånd med negligerbara landningar i förhållande till utkast och bestånd som fångas huvudsakligen som bifångst ges råd enligt samma modell som för Kategori 5. Det kan dock innebära att det införs reglering i andra fisken där en art bifångas.

## 5.2 Statusklassning för enligt Havsmiljödirektivet

För många exploaterade bestånd kan den totala fångsten vara okänd eller osäker, t.ex. på grund av att en stor andel tas i fritidsfisket, men att det ändå finns god tillgång på data från t.ex. nationell miljöövervakning. En möjlighet för att klassa statusen hos ett bestånd är att använda den metod som föreslås för kustfisk i Östersjön inom havsmiljödirektivet (HELCOM 2015). Syftet med havsmiljödirektivet är att miljön i alla europeiska hav ska genomgå en indikatorbaserad statusklassning och uppnå god miljöstatus (Good Environmental Status, *GES*) innan 2020. Uppnås inte *GES*, införs åtgärder inom så kallade åtgärdsprogram. En viktig del inom Havsmiljödirektivet är att *GES* för respektive indikator ska bedömas i ljuset av rådande klimatologiska- och hydrografiska förhållanden och kännetecknas av långsiktigt hållbart nyttjande (Havs- och Vattenmyndigheten 2012). Referenspunkten för en indikator behöver således inte motsvara ett naturligt och ostört tillstånd i miljön. Bland de indikatorer som föreslagits för kustfisksamhällen finns abundans eller biomassa av nyckelart av fisk på kusten (Havs- och Vattenmyndigheten 2012). Indikatorerna för kustfisk baseras på förändringar av den relativa abundansen eller biomassan i fiskerioberoende provfisken.

Det föreslagna tillvägagångssättet för att bedöma miljöstatus hos kustfisk inom havsmiljödirektivet baseras på en tidsserieanalys med bedömning av dagens tillstånd i förhållande till miljöstatusen under en känd referensperiod. Eftersom kustfiskarter ofta är lokala i sin förekomst och således kan svara på lokal miljöpåverkan (se Olsson et al. 2012), ska statusen bedömas med en lokal utgångspunkt utifrån en lokal referensperiod för God miljöstatus.

Metoden är principiellt lik "Status-Quo" fångst eller DCAC beskrivna i Kat. 3 i Kap. 5.1, med skillnaden att fångsten här är okänd eller mycket osäker. För det nedan föreslagna tillvägagångssättet krävs biologisk information som täcker en tidsperiod längre än 15 år (Figur 5, för de fall där mängden data täcker mindre än femton år, se nedan):

### 1. **Definiera referensperiod.**

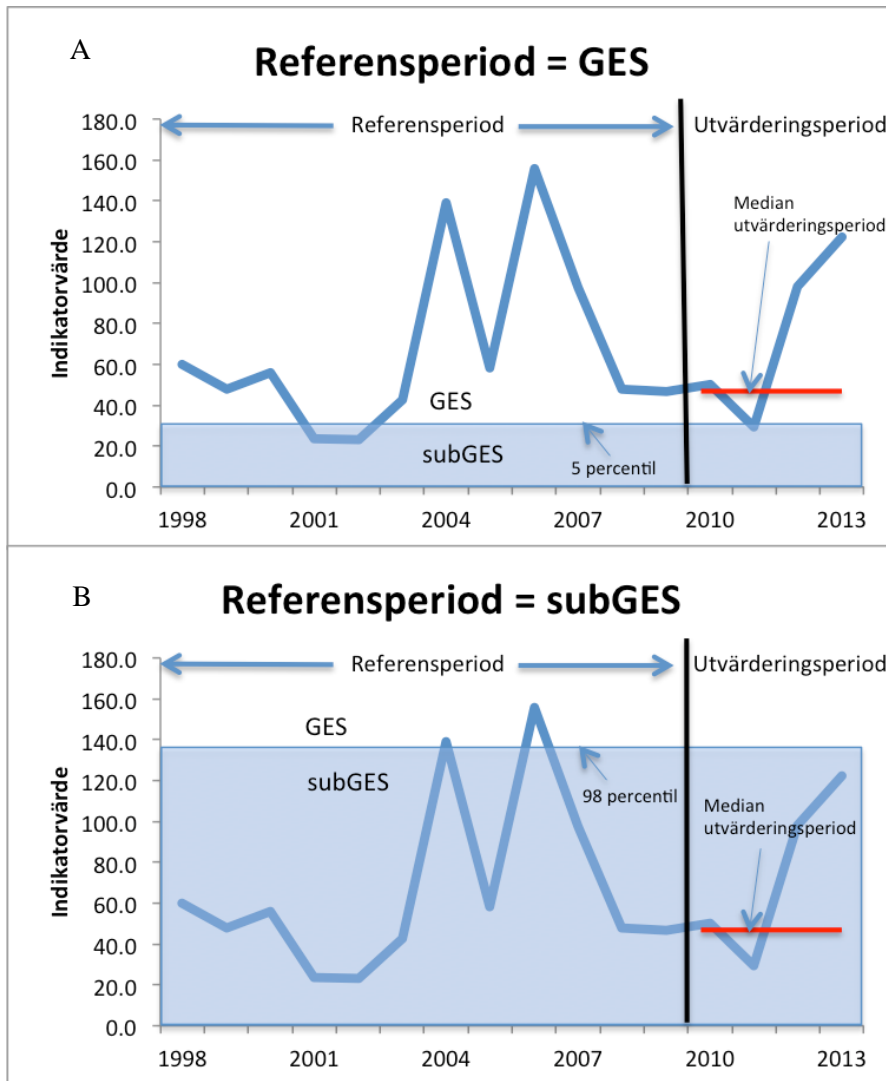
En period som täcker minst två gånger generationstiden för arten i fråga (t.ex. 10 år för den mest typiska arten, abborren, i fiskesamhället) och som inte uppvisar någon riktad förändring. Detta för att erhålla en referensperiod som täcker såväl starka som svaga årsklasser samt kännetecknas av långsiktigt hållbart nyttjande (en period som inte kännetecknas av en riktad förändring i status hos indikatorn).

## 2. Status under referensperiod.

Tillståndet under referensperioden bedöms sedan som God miljöstatus, eller ej god miljöstatus (subGES), baserat på ytterligare tillgängliga data eller på en mer subjektiv expertbedömning av vad som kan förväntas av området.

## 3. Definiering av utvärderingsperiod.

Utvärderingsperioden bör omfatta en generation eller fem års data för t.ex. abborre.



Figur 5. Beräkning av förvaltningsmål över en 15 års period. De första tio åren används som referensperiod i beräkning av förvaltningsråd, men data används olika beroende på om man anser att det råder A) GES under denna period eller inte b) subGES. I a) antas indikatorvärdet för 'god miljöstatus', GES, vara runt 30 medan indikatorvärdet är 140 i B). I båda fallen används medianvärdet av statusklassningen under de senaste fem åren (utvärderingsperiod) för att beräkna medianvärdet som ligger till grund för bedömning av miljöstatus.

#### 4. Gräns för GES.

Gränsen för GES baseras på medianfördelningen av värden för indikatorn under referensperioden. För att medianfördelningen ska uppvisa en normalfördelning utförs en 'bootstrap' av de ursprungliga observerade värdena utifrån en normalfördelning med medelvärde och varians av medianer under referensperioden. För ett område där referensperioden anses kännetecknas av god miljöstatus (GES), sätts gränsen för GES till den femte percentilen av den 'bootstrappade' medianfördelningen under referensperioden. För ett område där referensperioden kännetecknas av subGES, sätts gränsen för GES till den 98:e percentilen av den bootstrappade medianfördelningen under referensperioden.

#### 5. Bedömning av populationsstatus under utvärderingsperioden.

För ett område där referensperioden kännetecknas av GES ska medianvärdet under utvärderingsperioden (femårs-fönster) inte vara < 5:e percentilen under referensperioden för att GES ska uppnås. För ett område där referensperioden kännetecknas av subGES måste medianvärdet under utvärderingsperioden vara > 98:e percentilen under referensperioden för att GES ska uppnås. I dagsläget finns det inga direkta fångstråd kopplade till bedömningsmetoden, men man skulle kunna tänka sig att använda en analog metod till ICES Status quo catch. Till exempel om medianen under utvärderingsperioden ligger < 20 % under gränsen för GES, bör inga ändringar i fångstråd göras enligt ovisshetsprincipen, medan uttaget kan öka med motsvarande grad minus 20 % om medianvärdet ligger > 20 % över GES. Ligger medianvärdet under GES (subGES), bör fångstrådet lämpligen minska med 20 % per år enligt försiktighetsprincipen och osäkerhetsprincipen tills GES nås.

För data som spänner över en kortare tidsperiod än 15 år eller tre generationer, och där det finns en riktad förändring under referensperioden, kan ett trendbaserat tillvägagångssätt tillämpas. För ett område som karaktäriseras av GES, får utvecklingen inte vara negativ under tidsperioden (sannolikheten för att förkasta en linjär förändring över tiden < 90 %, eller  $P > 0,1$ ) för att GES ska uppnås. Om inte GES uppnås bör fångstrådet vara att uttaget ska minska. För ett område som karaktäriseras av undermålig status måste utvecklingen vara positiv under tidsperioden (sannolikheten för att förkasta en linjär förändring över tiden > 90 %, eller  $P < 0,1$ ) för att GES ska uppnås och fångstrådet stabiliseras.

Denna typ av statusklassning behöver inte nödvändigtvis baseras endast på fångster av en art. Även bedömningsgrunder för fisk baserat på multimetriska index som beskriver ett visst vattenområdes ekologiska status skulle kunna användas (Argillier et al. 2013). Indexvärdena relateras till resultat från ett större antal referensvatten där yttre miljöförhållanden, som t.ex. höjd över havet, är likartade. De indikatorer som används för att konstruera multimetriska index ska innehålla minst en indikator om fiskesamhällets abundans, samhällssammansättning och ålder/storleksstruktur

(CEC, 2000). Om indexet sjunker eller klassas som dåligt, kan ändrade fångstråd vara en förvaltningsåtgärd för att förhindra ett överutnyttjande i samband med miljöförändringar. Statusklassningsmetoden kan även användas för indikatorer baserade på ålders- eller storleksstruktur, se 5.3 nedan.

### 5.3 Storlek- och åldersstruktur

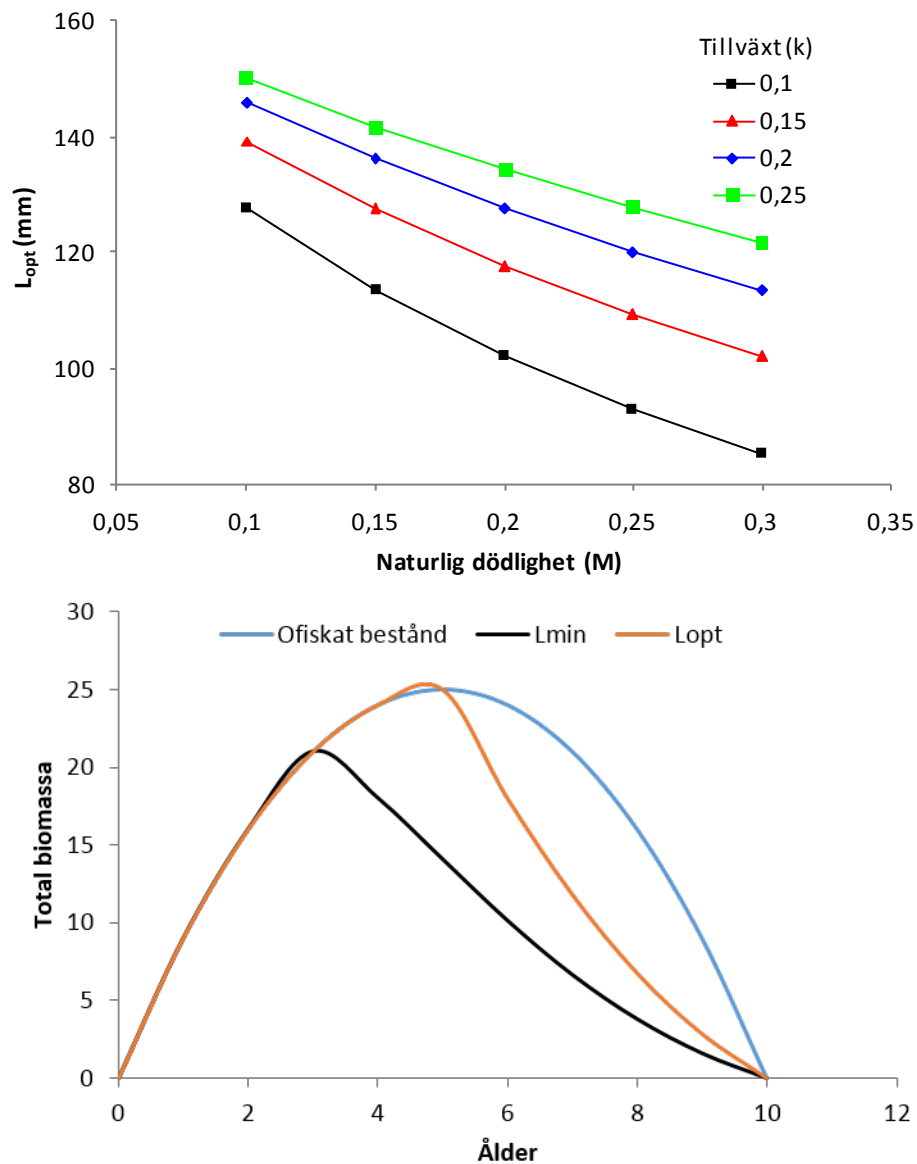
I 5.1 redovisas olika variabler som tar hänsyn till ålders- eller storleksstrukturen på individerna i ett bestånd som referenspunkt (lekbiomassa, *SSB*) eller indikator på beståndets struktur relativt  $F_{MSY}$  (Fångstkurveanalys). Här redovisar vi för ett antal metoder där storlek, ålder och livshistoriesstruktur i sig utgör en indikator för *MSY* men på grund av bristande data är *MSY*, *FMSY* och *BMSY* okända, eller till och med biomassa/abundans-index saknas för bestånd. Dessa indikatorer går sällan att koppla till ett direkt fångstråd, utan mer på indirekta metoder för att begränsa uttaget ur ett bestånd. Det kan till exempel vara antal fiskedagar, 'bag-limits', fredningszoner eller perioder, och minimi- eller maximummått på uttagna individer.

#### 5.3.1 Den optimala längden ( $L_{opt}$ )

Det finns flera sätt att karaktärisera ett bestånds storleksstruktur och produktivitet. Den optimala längden ( $L_{opt}$ ) är en metod som används idag.  $L_{opt}$  definieras som den kroppslängd då en ofiskad årsklass når maximal biomassa (Beverton & Holt 1957 Fig. 6a). Denna längd beror på den individuella tillväxten och den naturliga dödligheten i en population, så att  $L_{opt}$  är den storlek då kroppstillväxtökningen är lika med den naturliga dödligheten (Fig. 6a). Denna populationsdynamiska analys tillämpas sällan som förvaltningsmodell, eftersom den innebär att fisket på ett bestånd begränsas till storleksklasserna  $> L_{opt}$ . Principen bygger på att låta varje given kohort (årsklass) uppnå sin maximala summerade biomassa innan de börjar fiskas upp. Som regel innebär den optimala längden att fiskar i den storleken med god marginal hunnit bli könsmogna (eftersom kroppstillväxten ofta avtar vid könsmognad) och reproducerat sig flera gånger. Storleksstrukturen hos stora rovfiskar kan alltså inte bara användas som indikator för ekosystemets status, utan även som ett relativt lätthanterligt förvaltningsinstrument. Den viktigaste implikationen av  $L_{opt}$  är att minimimåttet justeras samt att fisket är selektivt och inte fångar individer under minimimåttet.

Principen med  $L_{opt}$  innebär dock inte att fisket kan vara fritt på längder över  $L_{opt}$ . Om tillräckligt många stora individer ska överleva måste fiskeridödligheten anpassas till en lämplig nivå på dessa individer. Fiskeridödligheten som kombineras med  $L_{opt}$  kan sättas till olika nivåer för att uppnå olika förvaltningsmål ifråga om storleksstruktur. Ett mål, som från ekosystemsynpunkt bör vara styrande, är hur man vill att beståndet i storlekarna ovanför optimal längd ska avta, d.v.s. hur långsamt större klasser än  $L_{opt}$  ska försvinna ur beståndet (kortstreckade kurvan i Figur 6b).

$L_{opt}$ . Ju lägre fisketryck som tillämpas, desto fler större fiskar kommer att finnas kvar i beståndet, och beståndet blir då mer likt ett ofiskat bestånd.



Figur 6: A)  $L_{opt}$  (totallängd i mm) för signalkräfta vid olika scenarier om tillväxt ( $t=0,1; 0,15; 0,2$  eller  $0,25$  k) och naturlig dödlighet (M) hos vuxna kräftor, A) exempel på hur beståndsstorleken och storleksfördelningen förväntas variera med olika minimimått (cm) i fisket ( $F=0$ , ingen fiskemortalitet eller  $F=0,3$ ) i ett hypotetiskt bestånd.  $L_{min}$  är minimimått för tillåtet fiske,  $L_{opt}$  fiske tillåtet först vid optimal längd.

Beräkningarna av  $L_{opt}$  kan göras för arter för vilka vi har tillräcklig kunskap om bland annat kroppstillväxt och dödlighet, d.v.s. samma kunskap som vi behöver för att utföra dagens beståndsuppskattning. En längdoptimerad förvaltning kan initialt baseras på resultat från enartsmodeller, men tillväxtnöster och därmed beräknade optimala längder varierar mellan arter och bestånd.

Det bör tilläggas att längdoptimerad förvaltning ofta inte är (men kan vara) det förvaltningsmål som ger maximal ekonomisk avkastning i ett fiske eftersom fångst per ansträngning, vilken oftast är i proportion till fiskets lönsamhet, minskar om fiskeridödligheten sätts till noll för  $L < L_{opt}$ . Om  $F$  är lågt så kommer fångsten per ansträngning bli avsevärt lägre om man inför  $L_{opt}$ , och det är endast vid mycket höga  $F$  som man får maximal fångst per ansträngning med  $L_{opt}$  (Svedäng 2014, 2015). En högre täthet av fisk i mindre storlekar kan också innebära att täthetsberoende induceras, dvs. att den individuella tillväxten minskar med ökad selektivitet, vilket minskar beståndets produktivitet.

#### *Storleksbaserad kohortanalys*

För arter vilka vi har dålig kännedom om åldersstruktur (exempelvis skaldjur) kan man anta att det finns ett givet samband mellan ålder och storlek. Då kan man under jämviktsförhållanden för varje längd-kohort vid en given ålder uppskatta effekterna av fiske och naturlig dödlighet. Sådan, så kallad längdbaserad, kohortanalys har utvecklats av Jones (1984) och Pope (1972) och har bland annat använts av Eggert & Ulmestrand (2000) i en bioekonomisk analys av trålfisket efter havskräfta.

#### 5.3.2 Storleksstruktur

Ett högt fisketryck, eller annan hög dödlighet, i en population kan leda till en hög andel små individer (Bergström et al. 2007, Florin et al. 2013). Speciellt kan det i bestånd där fångsten är storlekssektiv, leda till en skev storleksstruktur i populationen. För bestånd där man saknar både tillförlitlig fångstdata och biomassa-index kan mål för storleksstruktur användas (t.ex. gädd- och sikbestånd). Ett kvantitativt förvaltningsmål kan därför vara att sätta en minimigräns eller intervall inom vilken beståndets storleksstruktur ska befinna sig över eller inom (ICES 2011; ICES 2014). För att sätta dessa gränser kan en tidsserie användas liksom för abundans eller biomassa i kapitel 5.2. ovan. I de fall tidsserier saknas, kan istället data från andra områden användas, om det kan anses att förutsättningarna i övrigt är tillräckligt lika. Förekomst av data från ofiskade populationer är speciellt värdefullt, eftersom dessa data kan ge information om storleksstruktur i en ofiskad population (Edgren 2005, Bergström et al. 2007, Florin et al. 2013). Det finns flera olika alternativ för att kvantifiera storleksstrukturen i en population:

1. Medellängd av alla fångade individer i en population ( $mL = \Sigma L/n$ ) är det enklaste måttet, där  $\Sigma L$  är summan av alla fiskars längder och  $n$  är antalet fiskar i en slumpvis provtagning. Men  $mL$  kan vara känsligt för andelen små fiskar som

rekryteras in i ett fiske ett visst år, och som tenderar att utgöra den största andelen individer i en population (ICES 2011).

2. För att ge mer tyngd till större fiskar kan man istället använda längden vid 95:e percentilen ( $L_{95}$ ), d.v.s. längden på den största fisken bland de 95 % minsta fiskarna eftersom man då förmodligen får med förändringar bland större fiskar (ICES 2011).
3. Även om små fiskar är viktiga som rekryter till den reproduktiva populationen kan fisket ske främst på köns mogna fiskar. Då kan man använda andel fiskar som är större än storlek vid köns mognad ( $\%L_{mat}=[Antal\ ind>L_{mat}]/n$ , där  $L_{mat}$  är medellängd vid köns mognad), alternativt medellängd av köns mogna individer ( $mL_{mat} = \Sigma L/n_{mat}$ , för  $L > L_{mat}$ , där  $n_{mat}$  är antalet köns mogna individer i set slumpvisa provet). Man kan också använda sig kvoten mellan medellängd av alla individer i ett slumpvist prov relativt till exempel längd då 90 % av (honor) blivit köns mogna ( $mL/L_{90}$ ) (ICES 2011).

### 5.3.3 Åldersstruktur

Ett liknande resonemang som för storleksstruktur kan göras för åldersstruktur. Ett högt fisketryck på äldre (och stora) individer kan skapa populationer med få gamla eller köns mogna individer som äventyrar framtida reproduktion. Måtten på åldersstruktur liknar till stor del de mått som används på storleksstruktur och bygger således på att vid högt fisketryck fås en låg andel äldre fiskar i populationen. Nackdelen med åldersstruktur jämfört med storleksstruktur är att fiskar ålder måste bestämmas vilket kan vara svårt/dyrt samt kräver att fisken dödas. Ett kvantitativt förvaltningsmål kan vara en minimigräns eller ett intervall inom vilken populations åldersstruktur ska befinna sig i eller vara över. För att sätta dessa gränser kan en tidsserie användas liksom för abundans/biomassa i kapitel 5.2. ovan. I de fall tidsserier saknas kan istället data från andra områden användas om det kan anses att förutsättningarna i övrigt är tillräckligt lika.

1. Medelålder av alla fångade individer i populationen ( $mA=\Sigma A/n$ , där  $\Sigma A$  är summan av åldern på alla individer i ett slumpvist prov) kan användas, men kan återigen vara ganska känsligt mått då mängden unga fiskar tenderar att utgöra en stor andel i en population (ICES 2011).
2. Lämpligt kan då vara att istället använda 95 % ålderspercentilen ( $A_{95}$ ), d.v.s. åldern på den äldsta fisken av de 95 % yngsta fiskarna för att få med förändringar bland äldre fiskar (ICES 2011).
3. För att helt fokusera på den äldre reproducerande delen av populationen kan man använda andel fiskar som är äldre än åldern vid köns mognad ( $\%A_{mat}=[Antal\ ind>A_{mat}]/n$ , där  $A_{mat}$  är genomsnittlig ålder vid köns mognad), medelåldern av köns mogna individer ( $mA_{mat} = \Sigma A/n_{mat}$ , för  $A > L_{mat}$ ), eller kvoten mellan medelålder av alla fångade individer och ålder då 90 % av (honor) blivit köns mogna ( $mA/A_{90}$ ) (ICES 2011).

4. Ett annat mått som kan vara användbart utifrån åldersstruktur är den åldersspecifika totala dödligheten (eller egentligen nettoförändringen),  $T$ , som kan räknas ut genom den så kallade 'Catch-curve' (Fångstkurveanalysen, Chapman & Robson 1960, se Metod 4.2 i Kap. 5.1):  $T = -\log_n(\%A_x/\%A_{x+1})$ , där  $\%A_x$  är andelen individer i ett slumpmässigt prov i åldern  $x$ . Den här metoden är användbar om man tror att fiskeridödlighet är den dominerande mortalitetsfaktorn i ett bestånd. Ett förvaltningsmål kan i så fall vara en miniminivå på  $T$ , uppskattat från tidigare år eller andra bestånd. Om man känner till faktisk fångst ( $C$ ), kan man genom 'Catch-equation' uppskatta total biomassa eller antal i ett bestånd ( $N$ )  $N = C * T / (F(1 - \exp(-T)))$ , där  $F$  kan approximeras med  $T$ . o.m. man tror naturlig dödlighet är låg i förhållande till  $F$ , alternativt att man kan göra en kvalificerad gissning av naturlig dödlighet, t.ex. utifrån ofiskade bestånd, så att  $F = T - M$  där  $M$  är naturlig dödlighet. Uppskattningen av  $N$  kan sedan användas som förvaltningsmål på populationsstorlek eller  $F$  ( $F = -\log_n(C/N)$ ) som är mer kopplat till MSY (se Metod 4.2 i kap. 4.1)

## 5.4 Livshistorier

Både ålder och storlek är viktiga livshistoriefaktorer (överlevnad och fekunditet [förmågan att fortplanta sig] beror på ofta ålder och storlek) för fiskpopulationers reproduktiva kapacitet, kortsiktig överlevnad och känslighet mot störningar. Ett högt fisketryck på äldre/stora individer kan ge tre effekter på olika tidsskalor: 1) På en ekologisk tidsskala (inom en generation) kommer den kvarvarande populationen att bestå av mindre individer än i en ofiskad population (Kuparinen et al. 2009); 2) På en evolutionär tidsskala (över flera generationer) kommer individer som växer långsamt och reproducerar sig tidigt i livet gynnas. Resonemanget bygger på antagandet om att fiskar måste avväga kroppstillväxt mot reproduktion och att det kan ske en selektion mot tidig könsmodnhet och långsam kroppstillväxt (Heino et al. 2002); 3) Ett lågt fisketryck på unga, små individer kombinerat med ett högt fisketryck på äldre och större individer kan leda till täthetsberoende tillväxt, särskilt om de större individerna genom kannibalism normalt "gallrar" bort mindre fiskar (Beverton & Holt 1957, Svedäng & Hornborg 2014). De flesta av dessa förvaltningsmål fodrar dock kunskap om livshistorien i ofiskade bestånd, vilket är dåligt känt för de flesta svenska bestånd. Dock finns det metoder som kan låna information mellan arter.

### 5.4.1 Spawning Potential Ratio

En variant på beståndsanalys som också delvis baseras på livshistorieparametrar hos de arter som fiskas är lekpotentialskvoten, *SPR* ('Spawning Potential Ratio'). Med *SPR* avses hur stor andel rom ('spawn') en kohort (åldersklass) av ett fiskat bestånd producerar relativt ett ofiskat referensbestånd (Prince et al. 2003). Ofta är mängden rom eller antalet ägg i praktiken omöjlig att uppskatta och antas därför



vara proportionerligt mot lekbiomassan (*SSB*). Utifrån den faktiska storleksstrukturen i ett fiskat bestånd kan vi då utifrån livshistorietabeller beräkna hur mycket fisket potentiellt påverkar reproduktionen. Viktiga underlag för att kunna skatta *SPR* är förhållandet mellan storlek, ålder och könsmognad. Filosofin bakom denna analysmetod är att den ska kunna användas på små, lokala bestånd med begränsad tillgång på data och att den i viss mån ska kunna implementeras av fiskarna själva (Prince 2003, Prince et al. 2011). Idén är att *SPR* baserar förvaltningsmålen på hur storleksfördelningen i fiskets fångster varierar över tiden. Fiskare kan då mäta storleken på sin fångst och baserat på det få en indikation på hur beståndsutvecklingen ser ut. Förhållandet mellan *SPR* och storlek varierar mellan olika grupper av fiskarter/skaldjur beroende på livshistoriekaraktärer. Framförallt är kvoterna mellan naturlig dödlighet och tillväxt ( $M/k$ ) (om större än 1 så dör fiskarna fortare än de tillväxer, annars vice versa) och mellan asymptotisk storlek och storlek vid könsmognad ( $L_m/L_{inf}$ ) är betydelsefulla. Närbesläktade arter med likartad biologi har ett liknande förhållande mellan  $M/k$  och  $L_m/L_{inf}$ , arter med hög dödlighet relativt kroppstillväxt blir könsmogna vid en relativt liten storlek (Prince et al. 2011). Det innebär att det är möjligt att låna data inte bara mellan bestånd utan även mellan närbesläktade arter, ifall det skulle saknas för beståndet ifråga.

#### 5.4.2 Selektionsdifferential

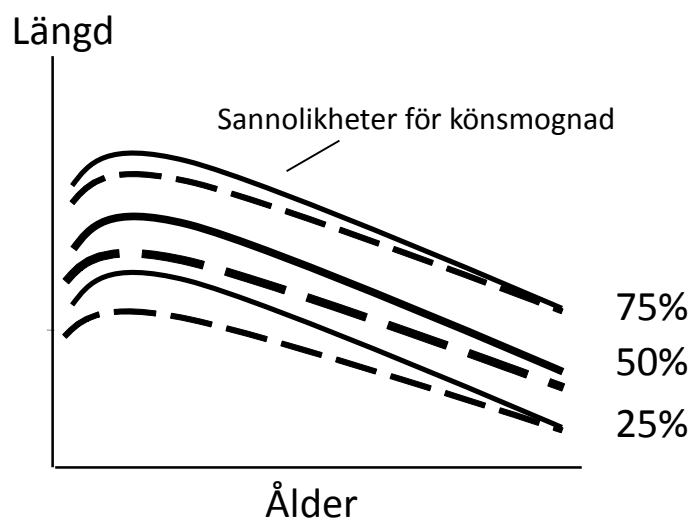
En sätt att mäta effekten av selektivt fiske på bestånd är att beräkna selektionsdifferentialen från fiske eller specifika redskap vid olika storlekar eller åldrar (Kuparinen et al. 2009). Metoden går ut på att mäta den genomsnittliga skillnaden i någon livshistorieindikator mellan en fiskad population och en ofiskad population eller åtminstone en population utan selektivt fiske. Exempel på sådana livshistorieindikatorer kan vara medelstorlek vid en specifik ålder eller av alla könsmogna individer (honor), men också beteenden eller rörelsemönster om sådana går att uppskatta (Kuparinen et al. 2009). Selektionsdifferentialen kräver dock tillgång till en referenspopulation utan redskapsselektivt fiske såsom historiska data, data från fiskefria områden eller fiskerioberoende data, och i dagsläget finns nog inga lämpliga sådana för exploaterade svenska fisk- och skaldjursbestånd. Modellen kan också parameteriseras med experimentella data om sådana finns tillgängliga. Genom att jämföra medelvärden av en livshistorieindikator i den fiskade populationen med referenspopulationen, kan det uppskattas hur mycket fisket förväntas förskjuta medelvärdet av livshistorievariabeln ifråga. Selektionsdifferentialer kan också vara prediktiv; genom att anta olika fiskeridödligheter kan man studera hur stora förskjutningar i olika livshistorievariabler som kan förväntas. Till skillnad från de storleksbaserade målen i kap. 4.3.2. som har ett specifikt målvärde beräknar man istället en differential utifrån ett icke selektivt fiske/redskap.

Ett förvaltningsmål utifrån redskapsselektionskurvor skulle kunna vara att ett genomsnittsvärde, t.ex. att i enlighet med ICES försiktighetsbuffer på 20 %, att medellängden av könsmogna honor i den fiskade populationen inte ska avvika mer än

20 % från den uppskattade medellängden på en ofiskad referenspopulation. Om avvikelsen blir större, ska fisketrycket minska. Om ett specifikt fiske uppskattas ha låg effekt på en livshistorievariabel, t.ex. <10 %, kan man beräkna hur mycket fisket kan öka för att fisket ska påverka livshistorievariabeln i intervallet 10-20 %, och reducera detta råd med 20 % enligt försiktighetsprincipen. Notera att denna metod kan komplettera andra metoder för att studera ekologiska effekter av selektivt fiske på livshistorieindikatorer.

#### 5.4.3 Sannolikhetsbaserad åldersspecifik längd för könsmogna

För att studera evolutionära förändringar i livshistorievariabler i en population kan man använda sig av något som kallas 'Sannolikhetsbaserad åldersspecifik längd vid könsmognad' (engelska 'Probabilistic reaction norm of maturation', *PRNM*; Heino et al. 2002). Idén är att studera hur den åldersspecifika sannolikheten för könsmognad ändras. Med denna metod kan man filtrera bort förändringar i tillväxt som beror på abiotiska eller ekologiska faktorer, som orsakas av vattentemperatur, födotillgång, selektivt uttag av fisket så att endast förändringar över tid som beror på evolutionära förändringar påverkar *PRNM* (Heino et al. 2002). Frågan kvarstår dock huruvida *PRNM* verkligen lyckas tolka rätt vad som är ultimativa orsaker (selektiv dödlighet) från proximala faktorer (plasticitet på grund av interaktion mellan arv och miljö) (se t.ex. Marshall & McAdam 2007).



Figur 7. Sannolikhetsintervaller (25-75 %) för probabilistisk reaktionsnorm av könsmognad (*PRNM*) för ett hypotetiskt bestånd. De tjocka linjerna visar hur storleken för att en individ med 50 % sannolikhet ska vara könsmogen ändras med ålder. De tunnare linjerna visar längderna för 25 % och 75 % sannolikhet för könsmognad vid en viss ålder. Heldragna och streckade linjer visar *PRNM* för två bestånd med olika livshistoria, där individer från det streckade beståndet har en könsmognad vid en mindre kroppsstorlek än individer från det heldragna beståndet.

Vid beräkning av *PRNM* gör man en logistisk regression eller en så kallad 'probit'-modell för varje åldersklass med könsmognad som en binär variabel (köns mogen eller inte) och längd samt eventuellt konditionsmått, kön eller andra variabler som kan tänkas påverka könsmognad som förklarande variabler. Genom att för varje åldersklass räkna ut vid vilken längd en individ har 50 % sannolikhet att bli könsmogen erhålls en reaktionsnorm av storlek vid könsmognad över ålder (Fig. 7).

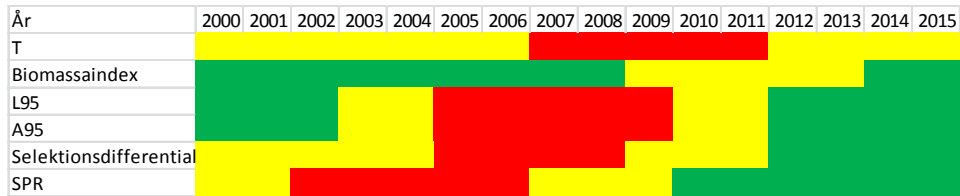
Det går att tänka sig att använda lite enklare mått som längd eller ålder vid könsmognad rakt av, men dessa kommer att innehålla en ekologisk komponent vilket gör det svårt att identifiera vad som verkligen driver förändringar. Till exempel kan man tänka sig att ett ökat fisketryck skulle selektera för en tidigare könsmognad, men ökat fisketryck medför också att de kvarvarande fiskarna växer fortare p.g.a. minskad konkurrens om föda, så att fisken blir könsmogen tidigare eftersom den växer snabbare (det är ett känt fenomen att fisk i t.ex. odlingsmiljö blir könsmogen tidigare på grund av högre tillväxt).

Det finns inga tydliga fångst- eller förvaltningsmål kopplade till *PRNM*. Ett tänkbart förvaltningsmål är att storleken vid 50 % sannolikhet för könsmognad för den åldersklass som flest blir könsmogna vid inte ska ändras med mer än 20 % utifrån ett värde uppskattat från ofiskade populationer eller historiska data. I fall ändringen är större, ska fiskerådet sänkas kraftigt (20 %) för att förhindra evolutionära förändringar som kan ta lång tid att återställa populationsstrukturen till ursprunglig nivå. Alternativt kan man titta på hur lutningen av kurvan på *PRNM* mellan åldersklasser ändras över tiden och att denna inte ska skifta signifikant över tiden. Dock har vi svårt att se att denna metod i sig skulle kunna rekommendera ökade fångstråd. Ett mindre selektivt fiske kan emellertid minska riskerna för evolutionära förändringar (Garcia et al. 2014).

## 5.5 Bladningsindex

För många fiskarter med begränsad eller obefintlig information om biomassa/abundans och samt om fångstdata saknas, kan det vara svårt att förlita sig på ett av de mått som hittills diskuterats. Istället kan en blandning eller viktning av flera olika mått vara ett tänkbart alternativ. Hur den viktning ska gå till eller vilka mått som ska ingå är något som måste bedömas från bestånd till bestånd. Ett sätt att visualisera flera olika mått för att indikera hur de reagerar på variation i fångst är 'traffic-light plots' (Halliday et al. 2001). Enligt denna metod indikerar grönt stabil eller bra nivå för mätparametrarna, gult att parametervärdena är sjunkande men inom osäkerhetsgränsen, medan rött indikerar en kraftigt sjunkande nivå eller alarmerande låg nivå. Här har vi inte kunnat hitta några specifika förvaltningsmål, men en tänkbar variant skulle då t.ex. kunna vara att ha minst 60 % gröna karaktärer för ett bestånd eller att röda inte ska överstiga 20 % eller liknande (Figur 8).

Liknande blandningsindex används idag i statusklassning av marina miljöer i flera av EU:s direktiv (Marina direktivet, Vattendirektivet, Art- och habitatdirektivet) och detta är även analogt med Internationella Naturvårdsunionens sätt att klassificera hotstatus i enligt den så kallade rödlistan (IUCN 2014)



Figur 8. Exempel på "Traffic-light plot" för några olika indikatorer över tid för ett hypotetiskt bestånd.

## 6 Bedömning av olika förvaltningsmål för nationellt förvaltade arter

I det här kapitlet sammanställer (Tabell3) och utvärderar vi de metoder eller mål som presenteras i denna rapport.

### 6.1 Avkastningsmål

För bestånd för vilka information om tillväxt, rekrytering, fångster o.s.v. finns tillgänglig kan avkastningsmål som  $F_{MSY}$  och  $MSY/MSEY$  eller åtminstone 'harvest control' ställas upp. Dock vill vi framhäva att dessa avkastningsmål inte bör vara det enda målet vid nationell fiskeriförvaltning, utan att de också bör kombineras med mål om storleksstruktur och kanske livshistorieindikatorer. Den främsta praktiska begränsningen med dessa mål är att de kräver ytterligt stora mängder data och är i dagsläget endast möjliga att göra på några få bestånd i svenska vatten, t.ex. för torsk, sill/strömming i havet och gös i Hjälmarens och Mälarens. För siklöja i Botten-viken prövas just nu att utveckla analytiska bestandsmodeller.

För en hel del fiskade bestånd skulle det idag var möjligt att använda 'Status-quo' eller *DCAC*, som till exempel abborre, sik, sjurygg och för fler bestånd av plattfiskar. Även för gös längs kusten och siklöja i sjöar skulle abundans-justerade fångstråd kunna fungera. För det nyligen startade fisket på läppfiskar (labrider) längs västkusten till laxindustrin skulle dessa abundans-justerade fångster kunna fungera bra.

Avkastningsmål eller fångstmål tar inte hänsyn till ekosystemeffekter såsom förändrade tätheter eller storleksstrukturer på andra arter i ekosystemet. Naturlig dödlighet antas ofta vara konstant vid olika åldrar (och i tid), vilket sannolikt sällan stämmer. Naturlig dödlighet är dock svårt att mäta och det görs sällan trots att den kan påverka resultatet markant. Fiskeridödligheten kan i vissa fiskerier variera över året. För vissa bestånd används olika redskap vid olika säsonger och fisket är utspritt över större delen av året, medan för andra kan nästan all dödlighet ske under några intensiva veckor eller månader under året, vilket kan göra att resultaten blir missvisande eller att det krävs mer komplexa modeller.

Tabell 3. Översikt av metoder för att kvantifiera förvaltningsmål och vilka typer av förvaltningsmål de kan bidra till (MSY/MSEY, 'harvest control rule', 'status quo'-fångst, 'depletion correlation average catch', 'catch curve', statusklassning (GES),  $L_{opt}$ , storlek, ålder och livshistorieindikatorer) samt vilka uppgifter som krävs för respektive metod.

Uppfyller mål	Förvaltningsmål							
	MSY/MSEY	Harvest Control Rule	Status quo-fångst	Depletion Corrected Average Catch'	Catch Curve	Status-klassning	$L_{opt}$	Storlek, ålder & livshistoria
Avkastning	Ja	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
$F < F_{MSY}$	Ja	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Lägsta abundans	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Nej
Storleksstruktur	Nej <sup>1</sup>	Nej <sup>1</sup>	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja
Ekosystemfunktioner	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
<b>Data som krävs</b>								
Tidsserie	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Nej
Ålder	Ja	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja
Tillväxt	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Storleksstruktur	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej/Ja	Ja	Ja
Fiskeber. data	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej
Fiskeober. data	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja
Socioekonomisk data	Ja (MSEY)	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej

<sup>1</sup>Mängd lekmogen fisk ingår, MSEY kan också ta hänsyn till storlek om förtjänsten varierar med storlek på fisken

För skaldjur finns också ytterligare svårigheter. Eftersom det är svårt att uppskatta ålder hos skaldjur till skillnad från fiskar, som har benstrukturer som tillväxer i takt med att fisken åldras, är det svårt att använda vissa analyser för skaldjur. En lösning som prövats är att anta att det finns ett givet samband mellan ålder och storlek hos skaldjur.

## 6.2 Biomassa- eller abundansindex

Biomassa- eller abundansindex kan användas för arter som fångas bra i fiskerieroberoende mätningar (t.ex. hydroakustiska undersökningar) eller för vilka tillförlitliga mått på fångst per ansträngning (CPUE) kan erhållas men på vilka det inte finns tillräcklig information för en kvantitativ uppskattning och prediktion (ICES 2011). Exempel på sådana arter är bottenviksströmmingen, abborren och olika arter plattfisk. Dessa index kan även fungera för arter för vilka man har fångst- och återfångst-data, som t.ex. gädda och laxfiskar.

Det största problemet är dock tillgång på tillräckligt långa tidsserier eller någon typ av referenspunkt för bättre kunskap om hur biomassa/abundans-index svarar mot absoluta värden på biomassa/abundans eller reproduktion. För speciellt kust- och sötvattensarter är det troligt att den önskvärda biomassan/abundansen varierar mellan områden och då krävs det en områdesspecifik bedömning för olika områden. Inte heller dessa mål tar hänsyn till ekosystemeffekter såsom förändrade tätheter eller storleksstrukturer på andra i ekosystemet.

## 6.3 Storleks- och åldersstruktur samt livshistorieindikatorer

En fördel med förvaltningsmålet på den optimala längden ( $L_{opt}$ ) är att fisket sker först när individer vuxit sig stora och att man på så sätt undviker en situation som leder till könsmognad vid liten storlek och låg ålder. Vidare kommer återhämtningsförmågan efter perioder med rekryteringsproblem orsakade av miljöfaktorer (exempelvis klimatförändring) att öka och bifångster och utkast av mindre individer och arter att minska drastiskt.

$L_{opt}$  är ofta mycket större än dagens minimimått, särskilt för stora rovfiskar. Men eftersom storleksselektion tillämpas i många fisken redan idag, finns det ofta etablerade kunskaper och arbetsmetoder för att utveckla selektiva redskap. Osäkerhet i  $L_{opt}$  är att metoden inte tar hänsyn till storleksberoende interaktioner som att kroppstillväxten kan vara täthetsberoende eller att den naturliga dödligheten för olika längder är beroende av storleksfördelningen i hela beståndet. Till exempel kan en stor andel stora individer leda till ökad mortalitet i mindre storleksklasser på grund av kannibalism.

För arter som inte kan följas så bra i fiskerieroberoende mätningar, kan storleksstrukturen i fångster vara ett substitut (ett relativt mått) för fisketryck. En fördel med att använda storleksstrukturen som förvaltningsmål är att för arter med hög dödlighet bland små individer, som hos många fiskarter, kan stora individer ha stor reproduktiv potential. Stora individer är de som är mest värdefulla för framtida reproduktion och en minskning av mängden stor fisk kan innebära framtida reproduktionsproblem. I första hand är förvaltningsmål baserade på storleksstruktur och 'Spawning ratio potential' lämpliga för större arter där fisket i huvudsak sker på

större individer, t.ex. gös, gädda, abborre, och sik. Det är viktigt att man inte inför mer storleksselektivt fiske utan att ha undersökt hur fångst per ansträngning kan förväntas bli. En annan viktig variabel som kan behövas uppskattas är storlek vid könsmognad, som kan ändras bara på grund av ändrade tillväxtförhållanden.

Åldersstruktur som förvaltningsmål är i första hand lämpligt för arter där individer kan uppnå relativt hög ålder och som har lägre naturlig dödlighet bland äldre individer. Exempel på sådana arter är gös, gädda, och sik, men även abborre, samt fiskar som inte blir så stora men kan bli relativt gamla. En nackdel med att använda av åldersstruktur jämfört med uppskattning av storleksfördelningen är att individer måste åldersbestämmas, vilket tar betydligt längre tid än att fisken bara mäts eller vägs. Fördelen jämfört med metoden baserat på storleksstruktur är att man får bättre uppskattningar på faktisk total dödlighet och även på fiskeridödlighet, vilket har stor osäkerhet baserat på storleksbaserade mått eftersom fiskar kan växa olika fort.

För bestånd viktiga för sportfisket som t.ex. gädda, gös och abborre, är storleksstrukturen mycket viktigare för beståndets värde än den maximala avkastningen i kilogram. För dessa arter bör det vara relevant att tillämpa storleks- eller åldersstruktur som förvaltningsmål, kanske i kombination med abundans- eller biomassa.

Vilket som är att föredra av storleksstruktur och åldersstruktur kan också bero på om könsmognad främst beror på längd eller ålder, vilket är dåligt känt för de flesta arter och förmodligen beror på båda (Heino et al. 2002, Vainikka et al. 2007). Flera av de tänkbara förvaltningsmålen kräver liksom för storleksstruktur uppskattningar av ålder vid könsmognad, vilket kan vara beroende av fiskarnas tillväxthastighet (Heino et al. 2002).

Sannolikhetsbaserade reaktionsnormer av könsmognad har fördelen att de på ett ganska tidigt stadium kan signalera evolutionära förändringar i en population. Evolutionära förändringar kan vara svåra att upptäcka och det kan ta lång tid för en population att återgå till 'naturligt' stadium efter en evolutionär förändring. Detta illustreras av *PRNM* ('Probabilistic Reaction Norm of Maturation') som viktiga aspekter som inte tas hänsyn till genom andra indikatorer. Ett problem är dock att man behöver åldersbestämma och uppskatta mognad på många individer i en population. ICES (2011) föreslår att det kan räcka med endast 50 individer för dessa mätningar, men då man önskar upptäcka evolutionära förändringar tidigt, är nog minst det fyrdubbla att föredra. Mängden mätningar som behövs beror dock på hur stor variation det förekommer mellan individer.

Nackdelen med storlek, ålder och livshistorieindikatorer är att det inte någon direkt koppling mellan dem och fångsten av ett bestånd, speciellt om fisket inte är storleksselektivt. Dessutom kan de påverkas av andra faktorer, speciellt som styr rekrytering eller predation av andra predatorer. Dessa indikatorer skulle kunna helt missa om beståndet minskade på grund av rekryteringsproblem. Tvärtom, några väldigt goda år med rekrytering skulle också kunna påverka en del av dessa indikatorer.



Fiskeriberöende data kan naturligtvis användas om man bara är intresserad av att följa förändringar i fångster över tid men för tillförlitliga uppskattningar av fiskbeståndet bör selektiviteten i fisket vara någorlunda konstant över tid. Det är önskvärt att storleks- eller åldersstruktur i fiskeridata jämförs med data från fiskeriberöende undersökningar, dels för att studera skillnader mellan en fiskad och en ofiskad population, men också för att försäkra sig om att de eventuellt observerade förändringarna inte beror på förändringar i fisket. Ett problem är dock att storleks- och åldersstruktur inte bara beror på fisketryck utan även på andra ekologiska variabler, såsom temperatur, salthalt, födotillgång, som kan variera över tid eller mellan områden. Dessutom bör mått på storleks- eller åldersstruktur helst ha någon referenspunkt till fångst eller reproduktion, t.ex. från jämförelser med ofiskade bestånd (Edgren 2005, Bergström et al. 2007, Florin et al. 2013), för att kunna vara användbar i förvaltningen.

## 7 Bedömning av beståndens lämplighet för nationell förvaltning

I syfte att ta fram en första bruttolista över tänkbara arter som föremål för nationella förvaltningsmål utgick vi från de arter som fångas i hög grad av antingen yrkesfiske eller fritidsfiske. Vi använde samma gränsvärden som i Karlsson et al. (2014), där gränsen för yrkesfisket är satt till de arter vilka har landats sammanlagt i minst 1000 ton under de senaste 10 åren. Vi beaktade även samtliga arter för vilka Sverige har en fångstkvot ('Total Allowed Catch', TAC) ifrån EU, med undantag för arter där ingen landning har skett sedan 2006. Slutligen lade vi även till samtliga arter med nationell statistik ifrån fritidsfiske åren 2006, 2010 och 2013 till bruttolistan. Arterna delades upp på tre områden: Skagerrak & Kattegatt (Västkusten), Östersjön och inlandsvattnen. För att avgöra hur stor påverkan svenskt fiske har jämfört med internationellt fiske, gjordes en jämförelse mellan svenska landningar och totala internationella landningar i samma havsområde enligt FAO:s statistik år 2012.

Bland alla medräknade arter gjordes en kategorisering om arten var att betrakta som "svensk" enligt den definition som används av Artdatabanken för att avgöra om en art uppfyller kraven för att kunna bedömas enligt IUCN:s kriterier för rödlistning (IUCN 2014). Det innebär att beståndet antingen reproducerar sig i landet eller att den uppehåller sig under en signifikant del av sitt liv inom svenska vatten. Detta är att betrakta som ett minimikrav för att en nationell förvaltning ska vara lämplig.

Genom att undersöka tillgänglig litteratur om beståndsstruktur, både genetisk och demografisk, gjordes även en kvalitativ bedömning om det fanns några vetenskapliga stöd för att det förekommer flera olika lokala bestånd av arten på svenska vatten. Förekomsten av lokala bestånd betyder att lokal eller nationell förvaltning har förutsättningar att vara effektiv (se Bilaga 2).

Som nämns i introduktionen finns det inga entydiga regler för detta. Här har vi valt att vara ganska frikostiga med att inkludera lokala bestånd på svenskt vatten (framför allt gällande marian arter) för att inte sålla ut bestånd som faktiskt skulle kunna vara lämpliga för nationell förvaltning men vi har dålig kunskap. För att räknas som ett lokalt bestånd krävs antingen genetisk skillnad mellan lekande individer

på svenskt vatten och internationellt/annat lands vatten eller att individer på svenskt vatten konsekvent uppvisar morfologiska eller demografiska skillnader mellan platser. Det ska dock påpekas att det kan vara lokala miljöskillnader som orsakar dessa skillnader. Även tecken på att individer återvänder till sin födelseplats (s.k. 'homing') från märkstudier eller otolitkemi/stabila isotoper har tagits som tecken på lokala bestånd.

## 8 Slutsatser

Vi har här fokuserat främst på kvantitativa mål för enskilda bestånd som kan vara användbara för förvaltning av fisk och skaldjursbestånd. Vi delade de metoder som kan användas för uppföljning i tre grupper av mål: 1) avkastnings- eller fångstmål, 2) Biomassa- eller abundansnivå, samt 3) storleks- och/eller åldersstrukturerade mål. Avkastningsmål är de som ger bäst information om hur mycket som kan fiskas, men är inte tillämpliga för de allra flesta bestånd som kan förvaltas nationellt (tillämpbart för siklöja i Bottenviken och gös i Hjälmaren/Mälaren). Avkastningsmål tar inte heller uttryckligen hänsyn till storleksstrukturen i bestånden, vilket är ett uttalat övergripande mål för Havs- och vattenmyndigheten (2015). Biomassa-mål bygger ofta på abundans eller biomassa-index, och i vissa fall på fångst i relation till dessa index som estimerat för *MSY*. Data finns för arter som fångas väl i miljöövervakning eller med bra fångstdata. Ett generellt problem är att referenspunkter ofta saknas och index endast beskriver relativa förändringar i biomassa/abundans, inget om hur mycket som är ”optimalt”. De saknar också en direkt koppling till storleksstruktur och för att få med den aspekten bör man använda sig av någon storleksstrukturmål som finns. Det finns flertal liknande mål som riktar sig mot åldersstruktur eller någon annan livshistorievariabel. Beståndsstrukturmål är främst användbara för fisken på större fiskar eller skaldjur, eller på arter som tar några år innan de blir fiskbara eller könsmogna. Till exempel anser vi att de vore lämpliga för många av våra rovfiskar längs kuster och sjöar, särskilt de arter där det finns ett omfattande fritidsfiske. Även dessa mål kräver tillgång på representativa data ifrån provfisken eller fångster, samt helst data från referensområden. På grund av den begränsade mängden data för vissa arter, till exempel för gädda, som fångas främst inom fritidsfisket och fångas dåligt i provfisken, anser vi det vara önskvärt att använda flera olika förvaltningsmål. Det kan också vara bra med några olika förvaltningsmål som speglar olika aspekter av beståndets status, t.ex. biomassa (yrkesfisket), storleksstruktur (fritidsfisket), och livshistoria (beståndets förmåga att återhämta sig), så att inte förvaltningen blir ensidig. Vi föreslår därför att utvärderingar av olika förvaltningsmål av specifika nationellt förvaltade bestånd tar hänsyn till ett flertal olika aspekter av beståndets status och olika användares behov.

## 9 Referenslista

- Argillier, C., Causse, S., Gevrey, M., Pedron, S., De Bortoli, J., Brucet, S., Emmrich, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T., Mehner, T., Olin, M., Rask, M., Volta, P., Winfield, I.J., Kelly, F., Krause, T., Palm, A. & Holmgren, K. (2013). Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704, 193-211.
- Armbruster, P. & Reed, D.H. (2005). Inbreeding depression in benign and stressful environments. *Heredity* 95, 235–242.
- Berg, C.W., Nielsen, A., Kristensen, K. (2013). Evaluation of alternative age-based method for estimating relative abundance from survey data in relation to assessment models. *Fisheries Research* 151, 91-99.
- Bergek, S. & Bryhn, A. (2014). Ekosystembaserad fiskförvaltning – hur kommer vi dit? Intern rapport till Havs- och vattenmyndigheten. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm.
- Bergström, U., Ask, L., Degerman, E., Svedäng, H., Svenson A. & Ulmestrand, M. 2007. Effekter av fredningsområden på fisk och kräftdjur i svenska vatten. *Finfo* 2007:2, 36 pp.
- Beverton, R.J.H. & Holt, S.J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. Great Britain Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London. *Fishery Investigations. Series 2* (19).
- Beier, U., Degerman, E. Sers, B. Bergquist, B. & Dahlberg, M. (2007). Environmental quality criteria to determine the status of fish in running waters - development and application of VIX. *Finfo* 5: 1-58.
- Chapman, D.G. & Robson, D.S. (1960). The Analysis of a Catch Curve. *Biometrics* 16, 354-368.
- EC (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal L* 327 , 22/12/2000 P. 1–73.
- EC (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. *Official Journal of the European Communities*, L164, 19-40.
- Edgren J. (2005). Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on the top predator, northern pike (*Esox lucius*). Examensarbete 2005:28, Institutionen för Systemekologi, Stockholms universitet.
- Eggert, H. & Ulmestrand, M. (2000). A bioeconomic analysis of the Swedish fishery for Norway lobster (*Nephrops norvegicus*). *Marine Resource Economics* 14, 225-244.

- Fiskeriverket, 2010. Fiske 2020. Fiskeriverket, Göteborg.
- Florin, A-B., Bergström, U., Ustups, D., Lundström, K. & Jonsson, P. (2013). Effects of a large northern European no-take area on flatfish populations. *Journal of Fish Biology* 83, 939-962.
- Fox Jr, W.W. (1970). An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society* 99, 80-88.
- Froese R., Stern-Pirlot, A., Winker, H. & Gascuel, D. (2008). Size matters: How single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research*. 92, 231-241.
- Froese R., Branch, T.A., Proelß, A., Quaas, M., Sainsbury, K. & Zimmermann, C. (2011). Generic harvest control rules for European fisheries. *Fish and Fisheries* 12, 340–351.
- Garcia, S.M., Rice, J. & Charles, A. (Eds.). 2014. *Governance of Marine Fisheries and Biodiversity Conservation: Interaction and Co-evolution*. John Wiley & Sons, London.
- Gaston K.J., Blackburn, T.M., Greenwood, J.J.D., Gregory, R.D., Quinn, R.M. & Lawton, J.H. (2000). Abundance–occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology* 37, 39–59.
- Gordon, H.S. (1954). *The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery*. *Classic Papers in Natural Resource Economics*, pp. 178-203.
- Graham, M. (1956). *Sea fisheries: their investigation in the United Kingdom* (pp. 57-59). M. Graham (Ed.). London: Edward Arnold
- Halliday R.G., Fanning, L.P. & Mohn, R.K. (2001). Use of the traffic light method in fishery management planning. *Canadian Science Advisory Secretariat Research Document* 2001/108.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science* 162, 1243–1248.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2012. *God Havsmiljö 2020, Del 2 "God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer"*.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2015. *Strategisk plan 2016-2018*.
- Hawkins, S.J., Bohn, K., Sims, D.W., Ribeiro, P., Faria, J., Presa, P., et al. 2016. Fisheries stocks from an ecological perspective: Disentangling ecological connectivity from genetic interchange. *Fisheries Research* 179, 333-341.
- Heino M., Dieckmann, U. & Godø, O.R. (2002). Measuring probabilistic reaction norms for age and size at maturation. *Evolution* 56, 669-678.
- HELCOM (2007). *HELCOM Baltic Sea Action Plan*. HELCOM Ministerial Meeting, Krakow, Poland 15. November 2007.
- HELCOM (2015) *Abundance of coastal fish key species*. HELCOM core indicator report. Online. <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species>
- Hilborn, R. (2005). Are Sustainable Fisheries Achievable? In: *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity* (eds. Norse, E.A. & Crowder, L.B.). Island Press, Washington, pp. 247–259.
- Hilborn R. (2007). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy* 31, 153-158.

- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U. (2007). Basis for the assessment of the fish fauna status in lakes. Development and application of EQR8. *Finfo Fiskeriverket Informerar* 3, 1-52.
- Håkanson L., Ragnarsson-Stabo, H. & Bryhn, A. (2010). The fish production potential of the Baltic Sea. Springer Verlag, Berlin.
- ICES (2011). Report of the Workshop on Marine Strategy Framework Directive1 - Descriptor 3+.WKMSFD1 D3.
- ICES (2012). ICES Implementation of Advice for Data-limited Stocks in 2012 in its 2012 Advice. ICES CM 2012/ACOM 68. 42 pp.
- ICES (2013a). Report of the ICES Advisory Committee 2013. ICES Advice, 2013. Book 1. 348 pp.
- ICES (2013b). Report of the Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies based on LIFE-history traits, exploitation characteristics, and other key parameters for Data-limited Stocks (WKLIFE III), 28 October–1 November 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:35. 98 pp.
- ICES (2014). Workshop to draft recommendations for the assessment of Descriptor D3.WKD3R.
- IUCN (2014). Annual report. International Union for Conservation of Nature, Gland, CH.
- Jones, R. (1984). Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis) (Vol. 256). Roma: FAO.
- 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, Drottningholm. 71 s.
- Kuparinen, A., Kuikka S. & Merilä, J. (2009). Estimating fisheries-induced selection: traditional gear selectivity research meets fisheries-induced evolution. *Evolutionary Applications* 2, 234–243.
- MacCall A.D. (2009). Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. *ICES Journal of marine Science* 66, 2267–2271.
- Marshall, C.T. & McAdam, B.J. (2007). Integrated perspectives on genetic and environmental effects on maturation can reduce potential for errors of inference. *Marine Ecology Progress Series* 335, 301-310
- Olsson J., Bergström, L. & Gårdmark, A. (2012). Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 69, 961–970.
- Pella, J.J., & Tomlinson, P.K. (1969). A generalized stock production model. Inter-American Tropical Tuna Commission.
- Pope, J.G. (1972). An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *ICNAF Research Bulletin*, 9, 65-74.
- Prince, J.D. (2003). The barefoot ecologist goes fishing. *Fish and Fisheries* 4, 359-371.
- Prince, J.D., Dowling, N.A., Davies, C.R., Campbell, R.A. & Kolody, D.S. (2011). A simple cost-effective and scale-less empirical approach to harvest strategies. *ICES Journal of Marine Science* 68, 947-960.

- Punt A.E., Huang, T. & Maunder, M.N. (2013). Review of integrated size-structured models for stock-assessment of hard-to-age crustaceans and mollusc species. *ICES Journal of Marine Science* 70, 16-33.
- Schaefer, M.B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 1, 23-56.
- Shepherd, J.G. (1999). Extended survivors analysis: An improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. *ICES Journal of Marine Science* 56, 584-591.
- Smith, A.D.M., et al. (2008). Experience in implementing harvest strategies in Australia's south-eastern fisheries. *Fisheries Research* 94, 373-379.
- Svedäng, H. & Hornborg, S. (2014). Selective fishing induces density-dependent growth. *Nature communications* 5, 4152.
- Svedäng, H. (2014). Comments to Froese et al.(2008): Size matters: Ne quid nimis. *Fisheries Research* 149, 74-75.
- Svedäng, H. (2015). On size selectivity and  $L_{opt}$  as a harvest strategy: Reply to Froese et al.(2014). *Fisheries Research* 164, 331-332.
- Vainikka A., Mollet, F. Casini, M. & Gårdmark, A. (2009). Spatial variation in growth, condition and maturation reaction norms of the Baltic herring (*Clupea harengus membras*). *Marine Ecology Progress Series* 383, 285-294.



## 10 Bilagor

Bilaga 1: Sammanställning över svar på enkät gällande förvaltningsmål ställd till regionala myndigheter med ansvar för de fyra största sjöarna och kusten.

Bilaga 2: Översiktlig bedömning på i Sverige förekommande fiskarters lämplighet för nationell förvaltning.

Bilaga 2. Sammanställning över svar på enkät gällande förvaltningsmål ställd till regionala myndigheter med ansvar för de fyra största sjöarna och kusten.

	1) Vilka befintliga regionala/lokala förvaltningsmål finns i ditt område?	2) Diskuterar ni framtida regionala/lokala förvaltningsmål?	3) För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/regionala/nationella förvaltningsmål?
Stockholms län	<ul style="list-style-type: none"> <li>Lokala förvaltningplaner finns ej, men mål för länsstyrelsens verksamhet relaterad till fiskförvaltning finns. Övergripande gäller det att ha livskraftiga och rika fiskbestånd och att utveckla fiskebaserad verksamhet.</li> <li>Ett kvantitativt biologiskt mål: det ska finnas mer än totalt 80 öringar per 100 m<sup>2</sup> (mest 0+ men även 1+, 2+ och enstaka äldre) i havsöringförande kustmynnande vattendrag i Sthlms län, kopplat till övervakningsprogram med elfiske årligen på 33 lokaler i 10 vattendrag, (mättet är medeltäthet per vattendrag) (se rapport "Fisketurism och landsbygdsutveckling i Stockholms " s. 51). Måttet påvisar i detta fall miljöfaktorer, d.v.s. behov av fiskevårdsåtgärder eller annan förbättring av miljön, ej fiske (men är indirekt kopplat till fiske/fiskemöjligheter på havsöring).</li> </ul>	<p>Lst sitter inte alltid på "förvaltnings-verktygsådan", d.v.s. har ofta inte makten när det gäller förvaltning i form av regler (ansvaret ligger hos HaV eller enskilda vattenägare). Många diskussioner förekommer men inget konkret mål är i sikte.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Helst alla nyttjande arter. Tänkesättet ska vara ekosystembaserat.</li> <li>Fisket kan involveras mycket mer i undersökningar, särskilt fritidsfisket. Frivillighet funkar dock inte. Dederade fritidsfiskare föreslås få deltagande i undersökningar och uppföljning som uppdrag.</li> <li>Dessa fiskeberoende undersökningar föreslås kompletteras med fiskeoberoende data, samodnat med övrig nationell och regional miljöövervakning. Resursövervakning och miljöövervakning behöver således samordnas. Fisk som övervakas som resurs är bra även som miljöindikator.</li> </ul>
Västmanlands län	<ul style="list-style-type: none"> <li>Mål för yrkesfiske (Mälaren): Att upprätthålla uttag så att fångster inte sjunker utifrån befintlig fiskeflotta. Detta innebär egentligen ekonomiska mål.</li> <li>Mål för fritidsfiske: Förutsättningar för meningsfull fritid; det ska finnas livskraftiga bestånd, utplanteringar ska inte inkräkta på naturliga arter.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Inte med de orden (se frågan). Framtiden i stora sjöar och vilka underlag som behövs diskuteras.</li> <li>Genetiska studier är aktuella med avseende på öringutplanteringar etc., exempelvis i Hedströmmen. (Finns ett naturligt öringbestånd?)</li> <li>Alltör låg produktion i många vatten kanske inte är önskvärd?</li> <li>"Put-and-take-perspektivet" förekommer och måste hanteras korrekt i förvaltningen. Målen ska gälla bevarandebiologi samt "nyttjandebiologi" vs. ekonomiska perspektiv.</li> <li>Lst har inte mycket att säga till om i enskilda vatten. FVOF är ofta intresserade av laxfiskproduktion, med mål att öka naturlig produktion så att utsättningar inte behövs, eller till och med ett överskott som mål, så att överskott kan sättas ut i andra vatten.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Öring: Finns lokala stammar i Mälaren? Det är lågt återvändande av öring. Utsättningar av öring förekommer. Även laxfisk som sätts ut i inlandsvatten ska vara fenklippt!</li> <li>Flodpärlmusselvatten är viktiga!</li> <li>Gös. Siklöja. Asp. Gädda, abborre. Även vitfisk diskuteras.</li> <li>Främmande arter (smörbult), vandringsmussla?</li> <li>Förvaltningsplan för hela ekosystemet efterlyses!</li> </ul>

	1) Vilka befintliga regionala/lokala förvaltningsmål finns i ditt område?	2) Diskuterar ni framtida regionala/lokala förvaltningsmål?	3) För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/regionala/nationella förvaltningsmål?
Stockholms län	<ul style="list-style-type: none"> <li>Lokala förvaltningplaner finns ej, men mål för länsstyrelsens verksamhet relaterad till fiskförvaltning finns. Övergripande gäller det att ha livskraftiga och rika fiskbestånd och att utveckla fiskebaserad verksamhet.</li> <li>Ett kvantitativt biologiskt mål: det ska finnas mer än totalt 80 öringar per 100 m<sup>2</sup> (mest 0+ men även 1+, 2+ och enstaka äldre) i havsöringförande kustmynnande vattendrag i Sthlms län, kopplat till övervakningsprogram med elfiske årligen på 33 lokaler i 10 vattendrag, (målet är medeltäthet per vattendrag) (se rapport "Fisketurism och landsbygdsutveckling i Stockholms " s. 51). Målet påvisar i detta fall miljöfaktorer, d.v.s. behov av fiskevårdsåtgärder eller annan förbättring av miljön, ej fiske (men är indirekt kopplat till fiske/fiskemöjligheter på havsöring).</li> </ul>	<p>Lst sitter inte alltid på "förvaltnings-verktygsådan", d.v.s. har ofta inte makten när det gäller förvaltning i form av regler (ansvaret ligger hos HaV eller enskilda vattenägare). Många diskussioner förekommer men inget konkret mål är i sikte.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Helst alla nyttjande arter. Tänkesättet ska vara ekosystembaserat.</li> <li>Fisket kan involveras mycket mer i undersökningar, särskilt fritidsfisket. Frivillighet funkar dock inte. Dedicerade fritidsfiskare föreslås få deltagande i undersökningar och uppföljning som uppdrag.</li> <li>Dessa fiskeberoende undersökningar föreslås kompletteras med fiskeoberoende data, samodnat med övrig nationell och regional miljöövervakning. Resursövervakning och miljöövervakning behöver således samordnas. Fisk som övervakas som resurs är bra även som miljöindikator.</li> </ul>
Västmanlands län	<ul style="list-style-type: none"> <li>Mål för yrkesfiske (Mälaren): Att upprätthålla uttag så att fångster inte sjunker utifrån befintlig fiskeflotta. Detta innebär egentligen ekonomiska mål.</li> <li>Mål för fritidsfiske: Förutsättningar för meningsfull fritid; det ska finnas livskraftiga bestånd, utplanteringar ska inte inkräkta på naturliga arter.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Inte med de orden (se frågan). Framtiden i stora sjöar och vilka underlag som behövs diskuteras.</li> <li>Genetiska studier är aktuella med avseende på öringutplanteringar etc., exempelvis i Hedströmmen. (Finns ett naturligt öringbestånd?)</li> <li>Alltör låg produktion i många vatten kanske inte är önskvärd?</li> <li>"Put-and-take-perspektivet" förekommer och måste hanteras korrekt i förvaltningen. Målen ska gälla bevarandebiologi samt "nyttjandebiologi" vs. ekonomiska perspektiv.</li> <li>Lst har inte mycket att säga till om i enskilda vatten. FVOF är ofta intresserade av laxfiskproduktion, med mål att öka naturlig produktion så att utsättningar inte behövs, eller till och med ett överskott som mål, så att överskott kan sättas ut i andra vatten.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Öring: Finns lokala stammar i Mälaren? Det är lågt återvändande av öring. Utsättningar av öring förekommer. Även laxfisk som sätts ut i inlandsvatten ska vara fenklippt!</li> <li>Flodpärlmusselvatten är viktiga!</li> <li>Gös. Siklöja. Asp. Gädda, abborre. Även vitfisk diskuteras.</li> <li>Främmande arter (smörbult), vandringsmussla?</li> <li>Förvaltningsplan för hela ekosystemet efterlyses!</li> </ul>

<i>forts.</i>	1) Vilka befintliga regionala/lokala förvaltningsmål finns i ditt område?	2) Diskuterar ni framtida regionala/lokala förvaltningsmål?	3) För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/regionala/nationella förvaltningsmål?
Södermanlands län	<ul style="list-style-type: none"> <li>• "Fiskeplaner" för Mälaren och Hjälmaren finns. Länsstyrelser bestämmer gemensamt angående ansökningar om yrkesfiskelicenser.</li> <li>• Det finns även VP, förvaltningsplan, handlingsplan.</li> <li>• Förvaltningsmål är inte knutna till bestånd. Övergripande mål är livskraftiga bestånd och fiskeföretag, genom en restriktiv dispensgivning för fiskeredskap i sjöarna.</li> <li>• Eftersom fiskeridödighet från yrkes- och fritidsfiske inte är känd tillämpas försiktighetsprincipen.</li> <li>• Kunskapsunderlaget som behövs för att sätta upp förvaltningsmål är ett problem, exempelvis fritidsfiskets uttag.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Det diskuteras alternativa förvaltningsmodeller för uthålligt fiske, exempelvis icke-dödande fångstmetoder, fönsteruttag samt fredningsområden.</li> <li>• Det är viktigt att följa vetenskapen. Exempel: Sälsäkra redskap, inrätta fredningsområden där fisken leker och växer upp. Vi följer med intresse studier kring hur t.ex. Hjälmarens gösar svarar mot högt fisketrycket. Vi ser med oro att vi ev. driver beståndet mot dvärgväxt eller i alla fall långsammare tillväxt genom storleksbaserad förvaltning med minimimått. Därför förordar Lst fönsteruttag, som ett led i att tillämpa försiktighetsprincipen. (Vet ej om alla Lst instämmer.)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekonomiskt viktiga arter bör prioriteras. Gös, ål, abborre, signalkräfta, torsk och lax.</li> <li>• Länsstyrelsen har svårt att påverka på kusten, men värdesätter att förvaltningen verkar fungera bra i de stora sjöarna.</li> </ul>
Uppsala län	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Det finns en samverkansmodell mellan länsstyrelser runt Mälaren, gemensam VP, samordnad tillsyn.</li> <li>• Gös - förvaltningsmål kräver att ha chans att minska fisketrycket vid behov. Dispenser överstiger befintlig effort i nuläget. Lst är restriktiva med att erbjuda nya fiskare licens. Antal dispenser (potentiell effort) i Uppsala län har halverats, i samråd med fiskare (det fanns en outnyttjad potentiell effort). Fr.o.m. i höstas tar HaV emot dessa ansökningar.</li> <li>• Asp - öka mängd tillgängliga lekbottnar med målet att öka rekrytering. Uppföljning på åtgärdsnivå. Vandring, räknat rom och kollat DNA, kläckning m.m. Lekbotteninventering Mälaren Hjälmaren Linda Svensson. Lst har även rannat vandringshinder.</li> <li>• Gädda och abborre intressanta, önskvärda att följa upp. Åtgärdsmedel krävs för asp.</li> </ul>	<p>Det förekommer mycket diskussioner. Dessa landar ofta i att kunskapsunderlag saknas, eller i frågor gällande vilka kunskapsunderlag som skulle behövas.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gös, abborre, gädda, siklöja, asp.</li> <li>• Asp följs upp vad det gäller möjligheter till lek och rekrytering, dock inte vad det gäller fiskeuttag, detta skulle eventuellt vara bra som komplement.</li> <li>• Eventuellt lake. Motivering: Det är numera sällsynt med lake över ett kg i Mälaren (storlek och ålder har minskat över tid).</li> </ul>

<i>forts.</i>	1) Vilka befintliga regionala/lokala förvaltningsmål finns i ditt område?	2) Diskuterar ni framtida regionala/lokala förvaltningsmål?	3) För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/regionala/nationella förvaltningsmål?
Örebro län	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kunskapsunderlagen är bristfälliga! Ett regeringsuppdrag (2009) bestod i att inventera vilka som arter kunde vara aktuella för ett ökat turistfiske. Detta blev hänfört till enbart FVOF för Örebro län. Underlagen till detta var summariska.</li> <li>• Samrådsdokument finns. Lst har suddat ut länsgränser i förvaltningen eftersom vissa yrkesfiskare fiskar i flera län. Det finns policy och riktlinjer i dokument. Lst har gentemot HaV och SLU efterlyst underlag för att kunna upprätta en förvaltningsplan. Lst har arbetat sedan 1998 med ett "nollsummespel", d.v.s. att mängden redskap i yrkesfisket inte ska öka. Upprinnelse till denna försiktighetsprincip: 1997 fiskades endast 30 ton gös efter en kraftigt nedåtgående trend sedan några år. Därefter jobbade bl.a. Lst och Fiskeriverket i samverkan med fiskare för skonsam hantering av fångst och ökat minimimått (45 cm) genomfördes 2001.</li> <li>• Förvaltningsmål av mera övergripande karaktär finns för länets naturreservat och natura 2000 områden (innefattande "natura-arterna"). Vissa omfattar även vatten (exvis Brunshyttebäcken i syfte att bevara Brunshytteöringen).</li> <li>• Möjligen kan man säga att förvaltningsmål även finns för fisket i Hjälmaren, dock inte på artnivå. Se samverkansdokument (flera Lst) för Hjälmaren.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ökade möjligheter för Fiskmigration diskuteras.</li> <li>• Det finns ett ekosystemtänkande att sträva efter. Se skrivelse till Hav (som tyvärr inte lett till något hittills).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kommersiella arter/bestånd i Hjälmaren och Vättern samt asp, ål, sjölevande öring, vimma, flodkräfta och stormusslor.</li> <li>• Underlag för förvaltning av bestånd behövs.</li> <li>• Signalkräfta - denna art innebär eventuellt en konflikt med avseende på förvaltning etc. av invasiva arter.</li> </ul>
Västra Götaland	Inga	Ja	Hummer (regionalt, nationellt), bestånd av kustorsk (lokalt), vilda bestånd av blåmussla (regionalt), bestånd av läppfiskar (regionalt), atlantlax (lokalt, regionalt), havsöring (lokalt, regionalt), piggvar (lokalt, regionalt), Gullspångslax (lokalt, regionalt), Gullspångsöring (lokalt, regionalt), siklöja Vänern (regionalt), flodkräfta (nationellt, regionalt).

<i>forts.</i>	1) Vilka befintliga regionala/lokala förvaltningsmål finns i ditt område?	2) Diskuterar ni framtida regionala/lokala förvaltningsmål?	3) För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/regionala/nationella förvaltningsmål?
Hallands län	Vi har ännu inga regionala/lokala förvaltningsmål för fiskbestånden i Halland. Möjligtvis skulle torsken i Kattegatt kunna räknas som ett bestånd med förvaltningsmål dock inte regionalt och lokalt.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vi har börjat diskutera regionala förvaltningsmål i samband med regeringsuppdraget om lax och öring som HaV har.</li> <li>• En kartläggning görs av genetiken hos laxen på västkusten som skulle kunna användas för en mer regionalförvaltning. Vi har dock inte kommit fram till hur målen skulle kunna se ut.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• I samband med att ålfisket förbjöds på västkusten övergick ett litet antal till att fiska läppfisk med rys-sjor. Läppfiskarterna som fångas är relativt stationära och har en komplicerad livscykel med sen könsmognad, vilket gör dem känsliga för ett allt för hårt fisketryck. Detta fiske ställer krav på en lokal och regional förvaltning.</li> <li>• Även hummern har ett behov av att förvaltas regionalt.</li> </ul>
Skåne län	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Skåne har i stort sett en öppen kust med få lokala bestånd i havet. I den del vi har skäl att fundera på regional förvaltning av bestånd så gäller det Öresund. I Öresund är dock de juridiska förutsättningarna för en lokal förvaltning de sämsta i Sverige då förvaltningen också måste förankras i Danmark som ju fiskar även i det svenska vattnet. Idag regleras allt fiske av EU eller i centrala nationella författningar. Det lokala och regionala inflytandet sker genom förslag till HaV om justeringar av föreskrifterna som reglerar fiskets fångstuttag.</li> <li>• Vad gäller de lax och öringbestånd som finns i länets vattendrag finns en vattendragsvis förvaltning genom resp. FVOF. Denna förvaltning har olika grader av förvaltningsmål, men flertalet har enbart vissa inskränkningar i fisket utöver de statliga för att säkerställa ett hållbart fiske. Det saknas alltså i stort sett lokala förvaltningsmål i Skåne. Motivet är att det saknas förutsättningar att jobba med det. HaV har i princip det ansvaret som det ser ut idag.</li> </ul>	Det finns många diskussioner och önskemål, men det kommer inte längre pga att styrmedlen inte finns regionalt.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• De arter i Öresund som kan sägas ha lokala bestånd skulle förvaltas lokalt. Torsken är den art som diskuteras mest, men även andra arter om det kan fastställas att de har Öresundsbestånd.</li> <li>• Södra Kattegatt (Skälderviken) har torskbestånd som sannolikt slagits ut, men här behövs en förvaltning för att kunna rädda den OM den finns kvar. Här finns ett stopp som inte utvärderas och ett enormt hårt tryck från säl i området. Fiskarna tror inte att torsken kan återhämta sig under dessa förutsättningar. Det fredade området i södra Kattegatt bedöms ha ett stort värde för återuppbyggnaden av fiskbestånden i området och måste bibehållas.</li> <li>• Längs delar av kusten som hyser gädda och abborre finns ett stort intresse att skapa en god förvaltning. Detta är fr.a. från sportfiskehåll.</li> <li>• Siken är en art som vandrar upp i Skräbeån. Den är på tillbaka-gång och FVOF är orolig och drar ner fisket. Man skulle önska en övergripande förvaltning av detta bestånd som sträcker sig från sötvatten ut i havet. Länsstyrelsen är beredd att engagera sig i detta om det kan presenteras en möjlighet för de lokala aktörerna att få ett reellt inflytande i förvaltningen.</li> </ul>
Kalmar län	Nej	Nej	Behov finns för flertalet kustbundna sötvattensarter. Kanske främst för arter med rekryteringsproblem såsom sik, gädda och abborre.

Östergötlands län	Nej	Nej (frågorna om förvaltningsmål inom skärgårdsområdet har lyfts, men inte mer än så).	Vi bör på sikt ha förvaltningsmål för alla sötvattensarter inom kustområdet med tanke på det fria fisket.
<i>forts.</i>	<b>1) Vilka befintliga regionala/lokala förvaltningsmål finns i ditt område?</b>	<b>2) Diskuterar ni framtida regionala/lokala förvaltningsmål?</b>	<b>3) För vilka arter/bestånd ser ni ett behov av lokala/regionala/nationella förvaltningsmål?</b>
Västernorrlands län	Ja, för lax.	Sik	Länsstyrelsen är beredd att engagera sig i detta om det kan presenteras en möjlighet för de lokala aktörerna att få ett reellt inflytande i förvaltningen.
Norrbottnens län	Vi har i dagsläget inga formellt fastställda lokala eller regionala förvaltningsmål utöver de som fastställts nationellt.	Vi diskuterar olika insatser för utveckling av älvs-specifik förvaltning av lax och inom ramen för detta kan det bli aktuellt att formulera förvaltningsmål.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Förvaltningsmål bör finnas för de arter som är föremål för ett nyttjande som är av den omfattningen att det kan riskera att påverka beståndet negativt.</li> <li>Siklöja, lax, havsöring, strömming och sik är aktuella ur ett nationellt/regionalt perspektiv.</li> <li>Sik, röding, harr och stationär öring bör vara aktuella ur ett mer regionalt/lokalt perspektiv.</li> </ul>

Bilaga 2. Översiktlig bedömning för i Sverige förekommande fiskarters lämplighet för nationell förvaltning. Området "V-hav" är Skagerrak och Kattegatt, "Ö-sjön" är från Öresund till Botten-viken med undantag för SD26 (sydöstra Östersjön), SD28.1 (Rigabukten), SD32 (Finska viken) där svenskt fiske utgör låg andel, och "Inland" är svenska sötvatten (främst de fyra stora sjöarna). Fångster är uppdelat på svenska yrkesfisket fångster 2013 i ton (Sveriges Officiella Statistik: Det yrkesmässiga fisket i havet 2013; Sveriges Officiella Statistik: Det yrkesmässiga fisket i sötvatten 2013) och den svenska andelen av yrkesfisket enligt ICES 2013. Fritidsfisket fångster är uppskattat per område från Sveriges Officiella Statistik: Fritidsfisket i Sverige 2013 (JO57 SM 1401). Reproduktion anger om art reproducerar sig i Sverige eller inte, och Signifikant förekomst om den uppehåller sig i svenskt vatten en betydande del av sin livscykel. Förekomst av lokala bestånd baserat på genetisk struktur eller annan struktur (geo-kemisk struktur, beteende, demografi, märkstudier eller morfologi) är angivna. Ett " ? " innebär att det råder kunskapsbrist. För inlandsarter syftar detta på struktur inom sjöar. Tabellen visar om arten är upptagen på Rödlistan 2015 och i så fall vilken kategori, samt om det finns en internationell förvaltning och i så fall vilken typ. Sista kolumnen visar bedömning om arten är lämplig samt om den med dagens kunskapsläge och förvaltningsmetoder i dagsläget är lämplig för nationell förvaltning (Ja) eller inte (Nej). Som kriterier har vi använt följande:

- 1) Finns lokal substruktur (en kombination av t.ex. lokal reproduktion, genetisk struktur, annan lokal struktur)?
- 2) Är landningar (mängd eller värde; inkluderat fritidsfiske) innanför trålgränsen (4 nm) betydande?
- 3) Är det rimligt att genomföra nationell förvaltning? (en kombinerad bedömning av om en nationell förvaltning kan införas och om den får betydande effekter)

För att en art ska anses lämplig för nationell förvaltning krävs att en art uppfyller kriterium 3 plus antingen 1 eller 2. Att en art inte anses lämplig för nationell förvaltning kan dock ändras med ändrat kunskapsläge. Tabell 4a tar upp arter som idag har en internationell förvaltning av något slag och en nationell förvaltning i så fall skulle kunna komplimentera mer lokal bestånd eller ha en bestående påverkan på bestånd innanför svensk trålgräns. Detta ska alltså inte ses som att nationell förvaltning skulle ersätta internationell förvaltning. Tabell 4b listar de arter som idag inte har någon internationell förvaltningsplan.

A)	Art	Område	Yrkesfiske	Svensk andel	Fritidsfiske	Reproduktion	Signifikant förekomst	Genetisk struktur	Annan lokal struktur	Rödlistning 2015	Internationell förvaltning	Lämplig
	<b>Skarpsill</b>	V-hav	1030	20%		Ja	Ja	?	Ja, kroppstillsväxt <sup>19</sup> + lokal lek		TAC	Ja
	<b>Sill/ Strömning</b>	V-hav	18940	68%	3	Ja	Ja	Ja <sup>1</sup>	Lokal lek		TAC	Ja
	<b>Torsk</b>	V-hav	561	13%	156	Ja	Ja	Ja <sup>2</sup>	Ja, lokal lek <sup>20</sup>	VU	TAC, förvaltningsplan	Ja, kust-torsk
	<b>Ål</b>	V-hav	4	11%		Nej	Ja	Nej <sup>3</sup>	Ja, gulål stationär	CR	Förvaltningsplan	Ja
	<b>Nordhavsräka</b>	V-hav	1009	15%		Ja	Ja	Ja <sup>7,8</sup>	?		TAC	Ja, finns redan
	<b>Blåvitling</b>	V-hav	20	50%		Nej	Nej	?	?		TAC	Nej
	<b>Havskräfta</b>	V-hav	1134	29%		Ja	Ja	?	Vuxna, stationära		TAC	Ja, finns redan
	<b>Rödspotta</b>	V-hav	220	3%	a	Ja	Ja	Nej <sup>13</sup> , men gen. mixade bestånd	Olika tillsväxt, köns-mognad <sup>32</sup>		TAC	Ja



<b>Kolja</b>	V-hav	217	11%		Ja	Ja	?	Ja, i Öresund och Gullmaren	VU	TAC	Ja
<b>Vitling</b>	V-hav	15	31%		Ja	Ja	?	Lokal lek	VU	TAC	Ja
<b>Pigghaj</b>	V-hav	0	0%		Ja	Ja	?	?	CR	TAC	Nej
<b>Kummel</b>	V-hav	26	9%		Ja	Ja	Ja, Kattegatt skiljt från övriga NO-Atlanten	?	VU	TAC	Ja
<b>Äkta tunga</b>	V-hav	53	19%	a	Ja	Ja	?	?		TAC	Nej
<b>Långa</b>	V-hav	11	9%		Ja	Ja	?	?	EN	TAC	Nej
<b>Rocka, obest.</b>	V-hav	6	?		Ja	Ja	?	?	EN	TAC	Nej
<b>Lax</b>	Ö-sjön	188	34%	106	Ja	Nej	Ja <sup>4</sup>	Homing		TAC, förvaltningsplan	Ja
<b>Skarpsill</b>	Ö-sjön	45844	30%		Ja	Ja	Svagt IBD <sup>5</sup>	Nej, liknande demografi <sup>21</sup>		TAC	Nej
<b>Sill/Strömming</b>	Ö-sjön	41639	20%	857	Ja	Ja	Ja <sup>23</sup>	Ja, höst/vårlekare		TAC	Ja
<b>Torsk</b>	Ö-sjön	5253	22%	376	Ja	Ja	Ja, Prel. genetiska studier	Ja, olika demografi <sup>21</sup>	VU	TAC, förvaltningsplan	Ja
<b>Rödspotta</b>	Ö-sjön	76	9%	b	Ja	Ja	Nej <sup>13</sup>	?		TAC	Nej
<b>Ål</b>	Ö-sjön	265	52%		Nej	Ja	Nej <sup>3</sup>	Gulål stationär	CR	Förvaltningsplan	Ja
<b>Lax</b>	Inland	18	100%	340	Ja	Ja	Ja <sup>4</sup>	Ja, homing		TAC, förvaltningsplan	Ja
<b>Ål</b>	Inland	93	100%		Nej	Nej	Nej <sup>3</sup>	Ja, gulål stationär	CR	Förvaltningsplan	Ja

B)	Art	Om- råde	Yrkes- fiske	Svensk andel	Fritids- fiske	Reproduk- tion	Signifikant förekomst	Genetisk struktur	Lokala be- stånd	Rödlist- ning 2015	Inter-nation- ell förvalt- ning	Lämp- lig?
	<b>Skrubbskädda</b>	V-hav	30	11%	a	Ja	Ja	Svag <sup>6</sup>	Lokal lek		ICES råd	Ja
	<b>Gråsej</b>	V-hav	455	10%		Ja	Ja	?	Ingen lokal lek i svenska el- ler norska fjordar <sup>28</sup>		ICES Råd	Nej
	<b>Bergtunga</b>	V-hav	11	4%	a	Ja	Ja	?	?		ICES råd	Nej
	<b>Hälleflundra</b>	V-hav	3	7%	a	Ja	Ja	?	Lokal lek	CR		Nej
	<b>Rödtunga</b>	V-hav	169	17%	a	Ja	Ja	?	?		ICES råd	Nej
	<b>Krabbtaska</b>	V-hav	223	58%	238	Ja	Ja	?	Vuxna stationära			Ja
	<b>Makrill</b>	V-hav	328	50%	1094	Ja	Ja	?	Troligen inte		ICES råd	Nej
	<b>Vitlinglyra</b>	V-hav	0,7	0.1%		Nej	Nej	?	?		ICES råd	Nej
	<b>Marulk</b>	V-hav	33	8%		Nej	Nej	?	?		ICES råd	Nej
	<b>Lyrtorsk</b>	V-hav	40	9%		Ja	Ja	?	Lokal lek <sup>28</sup>	CR	ICES råd	Ja
	<b>Fjärsing</b>	V-hav	810	47%		Ja	Ja	?	?			Nej
	<b>Sjurygg</b>	V-hav	22	19%		Ja	Ja	?	?			Nej
	<b>Hummer</b>	V-hav	25	66%	99	Ja	Ja	Ja <sup>10</sup>	Ja, station- ära <sup>9</sup>			Ja
	<b>Havskatt</b>	V-hav	10	83%		Ja	Ja	?	Adulta stationära	EN		Ja
	<b>Slätvar</b>	V-hav	13	13%	a	Ja	Ja	?	Ja, lek i Gullmaren		ICES råd	Ja
	<b>Piggvar</b>	V-hav	15	14%	a			?	Ja, homing		ICES råd	Ja
	<b>Lax</b>	V-hav	5	50%				?	Ja, homing		ICES råd	Ja
	<b>Öring</b>	V-hav	0	0%	71	Ja	Ja	?	Ja, homing		ICES råd	Ja
	<b>Havsmus</b>	V-hav	0	0%		Ja	Ja	?	?	EN		Ja
	<b>Skoläst</b>	V-hav	0	0%		Ja	Ja	?	?	CR		Ja
	<b>Brugd</b>	V-hav	0	0%			Ja	?	?	CR		Nej
	<b>Håbrand</b>	V-hav	0	0%			Ja	?	?	CR		Nej
	<b>Blåkäxa</b>	V-hav	0	0%			Ja	?	?	VU		Nej

<b>Gråhaj</b>	V-hav	0	0%			Ja	?	?	VU	Nej
<b>Skrubbskädda</b>	Ö-sjön	455	3%	b	Ja	Ja	Ja (utsjö) <sup>6</sup>	Ja, kust-ut-sjö <sup>26</sup> , demografi <sup>27</sup>	ICES råd	Ja
<b>Abborre</b>	Ö-sjön	91	3%	1131	Ja	Ja	Ja <sup>12</sup>	Ja, otolit-kemi <sup>22</sup>		Ja
<b>Braxen</b>	Ö-sjön	4	1%		Ja	Ja	?	?		Nej
<b>Gädda</b>	Ö-sjön	41	4%	1092	Ja	Ja	Ja <sup>14</sup>	Ja, otolit-kemi <sup>24</sup> , livs-historier <sup>25</sup>		Ja
<b>Gös</b>	Ö-sjön	11	1%	69	Ja	Ja	Ja <sup>16</sup>	Ja, demografi <sup>21</sup>		Ja
<b>Piggvar</b>	Ö-sjön	27	17%	b	Ja	Ja	Nej <sup>15</sup>	Ja, demografi <sup>21</sup> , adulter stationära	ICES råd	Ja
<b>Sik</b>	Ö-sjön	114	9%	376	Ja	Ja	Ja <sup>11</sup>	Havs/älvs-lekande, demografi <sup>21</sup>		Ja
<b>Siklöja</b>	Ö-sjön	1478	85%		Ja	Ja	?	?		Ja
<b>Sjurygg</b>	Ö-sjön	0	0%		Ja	Ja	?	?		Nej
<b>Vitling</b>	Ö-sjön	29	11%		Ja	Ja	?	?	VU	Nej
<b>Öring</b>	Ö-sjön	17	9%	836	Ja	Ja	?	?	ICES råd	Ja
<b>Abborre</b>	Inland	83	100%	3136	Ja	Ja	Ja <sup>17</sup>	?		Ja
<b>Braxen</b>	Inland	55	100%		Ja	Ja	?	?		Nej
<b>Flodkräfta</b>	Inland	?	?	?	Ja	Ja	Ja <sup>28</sup>	?		Ja
<b>Gädda</b>	Inland	103	100%	2042	Ja	Ja	?	?		Ja
<b>Gös</b>	Inland	401	100%	439	Ja	Ja	Ja <sup>16</sup>	Ja, kroppstillsväxt, homing		Ja
<b>Harr</b>	Inland	d	100%	c	Ja	Ja	?	?		Ja
<b>Mörtfiskar</b>	Inland	d	100%	c	Ja	Ja	?	?		Nej
<b>Regnbåge</b>	Inland	d	100%	c	Nej	Ja	?	?		Nej
<b>Röding</b>	Inland	10	100%	c	Ja	Ja	Ja <sup>29</sup>	Homing		Ja

<b>Signalkräfta</b>	Inland	186	100%	589	Ja	Ja	?	?	Ja
<b>Sik</b>	Inland	13	100%		Ja	Ja	Ja <sup>30</sup>	Morfolo- gisk variat- ion	Ja
<b>Siklöja</b>	Inland	317	100%		Ja	Ja	?	Ev i Vä- nern	Ja
<b>Öring</b>	Inland	8	100%	1337	Ja	Ja	Ja <sup>18, 31</sup>	Kroppstill- växt, ho- ming	Ja

- Ruzzante et al. (2006) Biocomplexity in a highly migratory pelagic marine fish, Atlantic herring. *Proc Roy Soc, B* 273, 1459-1464.
- Öresland & Andre (2008) Larval group differentiation in Atlantic cod (*Gadus morhua*) inside and outside the Gullmar Fjord. *Fish Res* 90, 9-16.
- Palm et al. (2009) Panmixia in European eel revisited. *Heredity* 103, 82–89.
- Östergren et al. (2015) Stamsammansättning av lax i det svenska kustfisket 2013 & 2014 – genetisk provtagning och analys. SLU
- Limborg et al. (2009) Genetic population structure of European sprat *Sprattus sprattus*. *MEPS* 379: 213–224.
- Florin & Höglund (2008) Population structure of flounder in the Baltic Sea: differences among demersal and pelagic spawners. *Heredity* 101, 27–38.
- Jorde et al. (2015) Genetically distinct populations of northern shrimp in the North Atlantic. *Mol Ecol* 24, 1742–1757.
- Knutsen et al (2015) Does population genetic structure support present management regulations of the northern shrimp in Skagerrak and the North Sea? *ICES J Mar Sci* 72, 863-871.
- Öresland & Ulmestrand (2013) European lobster subpopulations from limited adult movements and larval retention. *ICES J Mar Sci* 70, 532-539.
- Triantafyllidis et al. (2005) Mitochondrial DNA variation in the European lobster (*Homarus gammarus*) throughout the range. *Mar Biol* 146, 223-235.
- Olsson et al. (2012) Genetic structure of whitefish (*Coregonus maraena*) in the Baltic Sea. *Est, Coast Shelf Sci* 97, 104-113.
- Olsson et al. (2012) Genetic population structure of perch along the Swedish coast of the Baltic Sea. *J Fish Biol* 79, 122–137.
- Was et al. (2010) Microsatellite analysis of plaice in the NE Atlantic: weak genetic structuring in a milieu of high gene flow. *Mar Biol* 157, 447–462.
- Laikre et al. 2005. Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Mol Ecol* 14, 1955–1964.
- Florin & Höglund (2007) Absence of population structure of turbot (*Psetta maxima*) in the Baltic Sea. *Mol Ecol* 16, 115–126
- Dannewitz et al. (2010) Långsiktigt hållbar gösförvaltning. *Finfo* 2010:3.
- Faulks et al. (2015) Genetic and morphological divergence along the littoral–pelagic axis in two common and sympatric fishes: perch and roach. *Biol J Linn Soc* 114, 929–940.
- Laikre et al. (2002) Spatial and temporal population structure of sea trout at the Island of Gotland delineated from mitochondrial DNA. *J Fish Biol* 60, 49–71.

19. Vitale et al. (2015) Growth and maturity of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea. *Aquat. Living Resour.* 28, 127–137.
  20. Svedän et al. (2010) Migratory behaviour and otolith chemistry suggest fine-scale sub-population structure within a genetically homogenous Atlantic Cod population. *Environ Biol Fish* 89:383–397.
  21. Östman et al. (Inskickat manus). Inference of spatial structure from population genetics and spatial synchrony in demography of Baltic Sea fishes: implications for management.
  22. Wastie, J. 2014. Assessing the importance of freshwater tributary systems for the recruitment of Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*) in Baltic Sea Coastal Ecosystems. Master Thesis, SLU, Öregrund.
  23. Barrio et al. 2016. The genetic basis for ecological adaptation of the Atlantic herring revealed by genome sequencing. *eLife* 5:e12081.
  24. Engstedt et al. 2010. Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr: Ca in otoliths. *Environ Biol Fish* 89, 547-555.
  25. Tibblin et al. 2015. Evolutionary divergence of adult body size and juvenile growth in sympatric subpopulations of a top predator in aquatic ecosystems. *Am Nat* 186: 98.
  26. Nissling, A, et al. 1998. Assessment of egg and larval viability in cod-methods and results from an experimental study. *Fisher Res* 38:169.
  27. Erlandsson et al. Manus. Demographic spatial structures of flounder in the Baltic Sea Proper.
  28. Gross et al. (2013). Microsatellite markers reveal clear geographic structuring among threatened noble crayfish (*Astacus astacus*) populations in Northern and Central Europe. *Conserv Genet* (2013) 14:809–821
  29. Sandström et al. (2009) Kan införandet av fiskefria områden vända trenden för fisket i Vättern? Vätternvårdsförbundets rapport 96, 97s.
  30. Sandström et al. (unpublished). Prel titel: Cryptic or not so cryptic after all – polymorphism and reproductive isolation in whitefish (*Coregonus lavaretus*, L.).
  31. Palm et al (2013). Populationsgenetisk kartläggning av lax och öring från Gullspångsälven och Klarälven. *Aqua reports* 2012:4, 66 sidor.
  32. Ulrich et al. (2013). Variability and connectivity of plaice populations from the Eastern North Sea to the Western Baltic Sea, and their consequences for assessment and management. *Journal of Sea Research* 84: 40–48.
- a) ingår i 61 ton plattfisk
  - b) ingår i 212 ton plattfisk
  - c) ingår i övriga arter 1356 ton
  - d) ingår i övriga arter 115 ton



