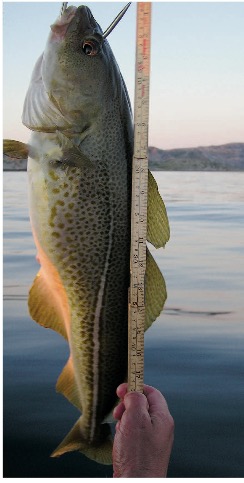
# Havsmiljödirektivets inledande bedömning

## Titel på faktablad: Andel stor bottenlevande fisk (LFI) i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden



*bildtext: hämtad från OSPAR Quality Status Report 2010*

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

Version Nr., Publiceringsdatum. Citeras som:Sektion 1 Del 1. Sammanfattning

*Text riktad till bred publik. Ska minst beröra följande teman. Max ca. 500 ord för de första punkterna och max ca. 500 ord för den sista:*

* Stor fisk har i ett ekosystem en kontrollerande effekt på underliggande näringsnivåer. En minskning av andelen stor fisk högt upp i näringskedjan kan därför ge mer eller mindre förutsägbara kaskadeffekter för andra delar av det marina ekosystemet (Frank m fl 2005; Scheffer m fl 2005).
* Andel stor fisk (Large Fish Index, [LFI]) större än 50 cm i kustvatten används här som en indikator för miljöstatus i det bottenlevande fisksamhället på mjukbottnar inom västkustens skärgårdsområde. Eftersom fiske inriktat mot bottenlevande (s.k. demersala) arter proportionellt sett fångar fler stora fiskar innebär ett högt fisketryck att storlekstrukturen av fisk förskjuts mot mindre storlekar som en första observerbar störning på samhällsnivå (Pauly m fl 1998; Bianchi m fl 2000; Jackson m fl 2005).
* LFI har utvecklats inom OSPAR och används för bedömningen av god miljöstatus för samtliga havsområden inom OSPAR-området. Den bedömningsmetod vi använder här följer den standard OSPAR har satt för indikatorns utveckling, men använder en annan datakälla från kustområdet.
* Som gräns för ”god miljöstatus” (GES) av andelen stor fisk anges 0,2, d.v.s. att biomassan av stor fisk utgör 20 % eller mer av den totala biomassan fisk med 95% konfidensintervall så har kustvattnet god miljöstatus (GES). Detta gränsvärde kommer från analyser av hela Nordsjöns trålundersökningar genomförda inom OSPAR-samarbetet och är baserat på hur fisksamhället såg ut i början på 1980-talet när det ansetts att en större andel av fiskbestånden fiskades uthålligt (ICES 2007; Greenstreet m fl 2010). Är andelen stor fisk mindre än 20 % av den totala biomassan fisk så har kustvattnet ”icke god status” (subGES) för indikatorn LFI.
* Fiske leder till ökad dödlighet i fisksamhället och därmed till att fiskarna i medeltal inte hinner uppnå samma ålder och storlek längre innan de fiskas upp. Fiske är dessutom storleksselektivt så att i huvudsak större och därmed äldre fiskar fiskas upp. Storleksfördelningen i fisksamhället kommer därför att förskjutas mot en lägre andel stor fisk och indikatorn för andel stor fisk (LFI) har goda förutsättningar att fånga upp denna förändring av fisksamhället i relation till påverkan från fiske.
* För att beräkna LFI används storleksfördelning i fisksamhället baserat på bottentrålsundersökningar. För varje tråldrag beräknas andelen av den sammanlagda biomassan av fisk som härstammar från individer som överstiger 50 cm i längd. Endast bottenlevande arter inkluderas vilket gör att exempelvis enstaka stora fångster av sill eller skarpsill inte påverkar resultaten. Viktigt att notera är att de individuella fiskarna inte vägts utan att vikten kommer från en artspecifik standardnyckel för vikt givet längd. LFI för enskilda tråldrag har sedan aggregerats till ett årsmedelvärde för de olika områdena. Figur 1 visar både medelvärden samt den statistiska osäkerheten för LFI, uttryckt i form av ett 95 % konfidensintervall för perioden 2001-2016.
* De kustnära bestånden av bottenlevande fisk på mjukbottnar provtas i SLU Aquas årliga kusttrålning (Havs och Vattenmyndigheten 2014). Kusttrålningen har genomförts längs den svenska kusten i Västerhavet i standardiserad form sedan 2001, och är från 2009 fokuserad till kustavsnittet från Kungsbacka i söder till norska gränsen i norr och inkluderar därmed den svenska delen av Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.
* I kusttrålningarna trålas lokaler med mjukbotten i fjordar, skärgårdsområdet, och i utsjöområden närmast kusten. Huvudsakliga målsättningar är att övervaka utvecklingen av kustbestånd för ett urval av kommersiellt nyttjade fiskarter med särskilt fokus på torsk samt att övervaka biologisk mångfald för fisk inom Havsmiljödirektivets deskriptor 1 (biologisk mångfald) och 4 (marina ekosystem/näringsvävar). Eftersom IBTS och kusttrålningen provtar mjukbottnar i utsjöområdena respektive svenska västkustens fjord och skärgårdsområden kan man följa både tidsmässiga och rumsliga förändringar i storleksstrukturen hos fisksamhället.
* Andelen stor fisk (LFI) i Skagerraks kustvatten är mycket låg (Figur 1) och visar inga tecken på att vara på väg mot gränsen för god miljöstatus, LFI = 0,2.

|  |  |
| --- | --- |
| Fig 1. Andelen stor fisk (LFI), med 95 %-igt konfidensintervall (baserat på bootstrapping) i Västerhavets skärgårds- och fjordområden under perioden 2001-2016, där perioden 2011 till 2016 utgör bedömnings-perioden. Gränsen för god miljöstatus ligger på LFI=0,2. Den nedre gränsen för det 95 %-iga konfidensintervallet över bedömningsperioden måste ligga högre än denna gräns för att god miljöstatus ska anses råda. |  |

**Sektion 1 Del 2. Detaljerad information**

A. Policyrelevans.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| MSFD | WFD | Miljömål | BSAP |
| Kriterium | Kvalitetsnorm | Miljömål m. spec. | Mål i BSAP |
| D4C3  D1C3 | Saknas | Hav i balans och levande skärgård  Ett rikt växt- och djurliv |  |

B. Koppling till MSFD Bilaga III

|  |  |
| --- | --- |
| Grundläggande förhållanden (Bilaga III, Tabell 1) | |
| Marina ekosystems struktur, funktion och processer - Arter | Uppgifter om geografiskt och tidsmässig variation per art eller population – storleks, ålders och könsfördelning |
| Belastning och påverkan (Bilaga III, Tabell 2) | |
| Biologisk störning | Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter, däribland mål- och icke-målarter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet) |
| Utvinning av levande resurser | Fångst av fisk och skaldjur (yrkesfiske, fritidsfiske) |

C. Ingående parametrar, övervakning och dataägare

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Parameter | Program resp. underprogram i HaVs övervakningsprogram | Dataägare samt databas med hyperlänk | Hyperlänk till rådata-snapshot |
| Art- och storlekssamansättning i bottenfisksamhället | ANSSE-Fish-D14-  Tral | FISKDATA2 | Ej tillgängligt |
| … |  |  |  |

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

Tabell 1. Förvaltningsområde Nordsjön

*Bedömning för indikatorn andel stor fisk (LFI) i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden som medelvärde för åren 2011-2016. Bedömningen relaterar till tröskelvärdet för LFI i Nordsjön som satts till 0,2 och där det observerade värdet med 97,5 % sannolikhet ska vara högre för att god miljöstatus ska indikeras. Bedömningen för Skagerrak och Kattegatt på havsbassängsnivå görs i faktabladet för LFI i Nordsjön enligt OSPARS bedömning.*

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Bedömningsområde Havsbassänger** | **Tröskelvärde** | **Observerat värde** | **Bedömning** | **Tillförlitlighet** |
| Skagerrack utsjön | *0,2* | *Prelimnärt värde:*  *0,24 (±0,07)* | Bedöms i samband med Nordsjön (OSPAR) |  |
| Kattegatt utsjön | *0,2* | *Prelimnärt värde:*  *0,1 (±0,06)* | Bedöms i samband med Nordsjön (OSPAR) |  |
| Öresund (norr om Öresundsbron) | 0,2 | *Prelimnärt värde:*  *0,15 (±0,07)* | Bedömning ej gjord pga. begränsad replikering |  |
| Provtagningarna som ligger till grund för dessa bedömningar omfattar även de danska delarna av havsbassängerna men sträcker sig inte in i de fjord- och skärgårdsområden som föreliggande bedömning avser. Observerade LFI värden för Skagerrak utsjö, Kattegatt utsjö och Öresund är endast prelimära beräkningar av medelvärdet för 2011-2016 som används för att jämföra med LFI-värdet för Skagerraks fjordar och kustvatten. Värdena inom parantes (±) anger 95% konfidensintervall runt beräknade medelvärde av LFI för de sex senaste åren (2011-2016) inom respektive bedömningsområde. | | | | |

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Bedömningsområde**  **Kustvattentyper** | **Tröskelvärde** | **Observerat medelvärde åren 2011-2016 med 95 %-igt konfidensintervall** | **Bedömning** | **Tillförlitlighet** |
| Västkustens fjordar  Västkustens inre kustvatten (1s)  Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt | 0,2 | 0,01 (±0,008) | Uppfyller ej god status | Medium |
| S. Hallands och N Öresunds kustvatten |  |  | Bedömning ej gjord |  |
| Öresunds kustvatten |  |  | Bedömning ej gjord |  |
| Skånes kustvatten |  |  | Bedömning ej gjord |  |
| Västkustens fjordar samt Skagerraks yttre- och inre kustvatten bedöms gemensamt för att få större tillförlitlighet och på grund av flera fiskarter stora rörlighet. | | | | |

*Ev. grafisk sammanfattning av tabeller*

### Sektion 2. Detaljerad information.

*Text av vetenskaplig kvalitet med referenser. Upplagd som vetenskaplig artikel. Ska genomgå oberoende granskning.*

**2.1. Introduktion**

På den svenska västkusten kunde man redan under 1920-talet se tecken på överfiske på stora fiskar (Cardinale m fl 2015). Fångsterna per ansträngning längs västkusten i det så kallade koljebackefisket på hälleflundra, långa, olika arter av rocka, kolja och vitling minskade dramatiskt under första hälften av 1900-talet. Under senare delen av 1900-talet och början av 2000-talet noterades ytterligare minskningar av fångster och minskningar i individstorlek för kolja, bleka, rödspätta och piggvar kopplat till ett ökat fiske (Cardinale m fl 2009; Cardinale m fl 2010; Cardinale m fl 2012). Korrelationen mellan fiske och storleksstruktur i fisksamhället på den svenska västkusten kan därmed anses vara väl belagt.

Indikatorn LFI mäter andelen stor fisk i fångsten och reflekterar därmed storleksstrukturen i fisksamhället. Traditionell fiskeriförvaltning syftar till att reglera fiskeridödligheten (F) för ett antal kommersiellt nyttjade arter så att mängden kvarvarande vuxen fisk (lekbiomassa) möjliggör rekrytering och fiske kommande år. LFI har konstruerats specifikt för att övervaka fiskets påverkan på fördelning mellan stor och liten fisk i hela fisksamhället (ICES 2007). Indikatorn har en historik som en av OSPAR:s så kallade EcoQOs (Ecological Quality Objectives; OSPAR 2008).

Traditionellt fiske domineras av trålning både i Nordsjön och i Östersjön. Detta fiske är generellt sett som inte selektiv och fångar ett stort antal fiskarter av olika storlekar. Trålens maskstorlek gör dock att små individer fångas sämre och därför avlägsnas proportionerligt sett en större andel stora fiskindivider ur fisksamhället. Eftersom dödligheten ökar genom fiske blir det också färre individer som hinner nå en stor storlek och andelen stor fisk minskar. Vidare är stora individer av fiskarter med stor maxstorlek i hög utsträckning fiskätare (piscivorer). När andelen piscivorer minskar, ökar överlevnaden för små fiskindivider och indikatorns värde blir ytterligare lägre. Indikatorn har både teoretiskt och praktiskt visats spegla förändringar i fisksamhällets storleksstruktur i förhållande till trålfiske. Därtill har indikatorn, på grund av att den baseras på biomassa av fisk och inte på antal individer visat sig vara relativt robust mot variationer i rekrytering.

Stora fiskarter är långlivade och reproducerar sig sent i livet, och är därmed extra känsliga för en ökad dödlighet från exempelvis fiske. Det finns dock fördelar med att vara en storvuxen fisk som bidrar till fiskpopulationers motståndskraft mot förändringar i miljön, ökar populationens stabilitet och produktivitet och därmed gör de stora individerna viktiga att bevara (Cardinale & Arrhenius 2000; Hixon m fl 2014). Stor fisk producerar mer ägg och ägg av bättre kvalité än små individer; stor fisk tenderar också att ha längre, mer utdragna lekperioder och kan leka på flera lokaler vilket ökar chansen att en del av äggen kläcks under gynnsamma miljöförhållanden (Berkeley m fl 2004; Hixon m fl 2014). Enligt havsmiljödirektivet ska dessa aspekter beaktas genom ett kriterium under deskriptor 3 – Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur. Kriteriet stipulerar att kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur ska ha en storleks- och åldersstruktur som garanterar deras långsiktiga produktivitet. Indikatorer för detta kriterium är dock ännu inte operativa, och LFI kan under tiden sådana indikatorer utvecklas i viss mån övervaka om den generella utvecklingen i fisksamhällena går åt rätt håll.

Ur ett ekosystemperspektiv så kan stor fisk ha en kontrollerande effekt på underliggande nivåer i näringsväven och LFI kan därmed även anses reflektera delar av deskriptor 4 - näringsvävar. När andelen stora fiskar minskar så kan deras bytesdjur – de mindre fiskarna öka, vilket i sin tur kan göra ekosystemet känsligare för andra typer störningar. Stor fisk kan genom att äta mindre fiskar vilket därmed minska predationstrycket av små fiskar på betare av alger fungera som en buffert för övergödningseffekter på marina ekosystem (Östman m fl 2016). En minskning av bestånden av stor fisk högt upp i näringskedjan kan också ge oförutsägbara kaskadeffekter på andra delar av det marina ekosystemet (Daskalov m fl 2007). På grund av att det kan ta lång tid att återuppbygga bestånd av stor fisk riskerar dessa förändringar av ekosystemet att bli långvariga. Till exempel, från mitten av 1980-talet till början av 1990-talet kollapsade det som tidigare var ett av världens största torskbestånd utanför Nova Scotia på grund av överfiske, detta i sin tur ledde till storskalig förändringar av hela ekosystemet (Frank m fl 2005). Det skulle dröja ända till 2008 innan de första tecknen på återhämtning av torskbestånden kunde skönjas och 21 år efter att begränsningar i fisket infördes låg fortfarande den totala biomassan av demersal fisk utanför Newfoundland på en nivå som var mindre än en tredjedel av vad den var före kollapsen (Rose och Rowe 2015; Pedersen m fl 2017).

**2.2. Material och metoder**

**2.2.1 Material**

Sedan 2001 sker årlig uppföljning av kustfiskbestånd genom provfiske med bottentrål utmed svenska västkusten med syfte att övervaka lokala populationer för utvalda kommersiellt nyttjade fiskarter, som en del av den nationella kustfiskövervakningen. Övervakningsprogrammet reviderades 2009 och sedan dess utförs undersökningen från Singlefjorden i norr till Kungsbackafjorden i söder. Provtagningen täcker därmed in Sveriges Skagerrakkust samt norra Kattegatt. Provtagningen utförs med en bottentrål av typen Fisketrål Norden.

Fisketrål Norden öppnar ca 3 meter i höjdled vid trålning i 2.2 knop. Trålens bredd är 24-28 meter på trålstationer med ett djup mindre än 50 m och 48-50 meter vid djup större än 50 meter. Storleken på maskan i det så kallade lyftet (cod end) är 16 mm diagonalmaska. All fångst artbestäms, mäts, vägs och räknas. Baserat på information om hastighet vid trålning, trålad tid och trålens öppning har den trålade ytan (swept area) beräknats för varje enskilt tråldrag. Utifrån areaberäkningen standardiseras fångsten i varje tråldrag och presenteras som mängd fisk per km2.

**2.2.2 Metoder**

Från undersökningen av kustfiskbestånd används data från trålstationer i Västkustens fjordområden samt Västkustens inre- och yttre kustvatten. Dessa tre bedömningsområden har sammanförts i analysen av LFI.

Beräkningen av indikatorn och bedömningen av miljöstatus följer i huvudsak OSPARs metodik för LFI i Nordostatlanten. Vid beräkning av indikatorn exkluderas pelagiska fiskarter från analysen eftersom provtagningsmetoden framförallt ger en god bild av det bottenlevande fisksamhällets sammansättning.

Indikatorn LFI beräknas för Skageracks skärgårds- och fjordområden förenklat som:

,

där L är totallängden (i cm) och B är biomassatätheten av dessa fiskar (uttryckt som kg km-2). Definitionsgränsen för stor fisk benämns LLF och är satt till 50 cm (Ospar IA). Gränsvärdet för andelen stor fisk i fisksamhället (LFI=0,2) har anammats från bedömningen i Nordsjön baserat på den internationellt koordinerade IBTS-provtagningen (Ospar IA). Tidserien för LFI i IBTS-provtagningen har därför tagits med i denna analys för att visa på överenstämmelse med LFI för kusttrålningens utsjöstationer (Figur 2). Indikatorn LFI för Nordsjön härleder sitt referensvärde från en historisk tidsserie som överlappar temporalt med IBTS. För detta används referensperioden 1983-85 då de flesta kommersiella bestånd ansågs fiskas uthålligt. För att god miljöstatus skall anses uppnådd i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden under bedömningsperioden gäller att andelen stor fisk skall utgöra 20 % eller mer av totalbiomassan fisk och att den nedre gränsen för det 95 %-iga konfidensintervallet runt LFI måste ligga högre än denna gräns (0,2).

**2.3. Resultat**

Resultatet visar att andelen stor fisk i fisksamhället i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden är långt under gränsvärdet för god miljöstatus under bedömningsperioden 2011-2016 (Figur 1). Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall (baserat på s.k. bootstrapping) som ett mått på osäkerheten i skattningen. För att räknas som god miljöstatus (GES) ska den nedre gränsen av konfidensintervallet överstiga gränsvärdet på 0,2.

I en jämförelse uppvisar utsjöområdena i Skagerrak och Kattegatt tecken på att LFI återhämtar sig från låga nivåer (Figur 2). Trenden i Skagerraks och Kattegatts utsjövatten följer relativt väl den generella trenden för Nordsjön (Greenstreet m fl 2012). Ökningen där är kopplat till ett minskat fisketryck i Nordsjön vilket lett till återhämtning av bestånd för många bottenlevande arter, däribland torsk (Cardinale m fl 2013). I Öresund har LFI sedan mätningarna började legat på en hög nivå (över gränsvärdet), men den har minskat under de senaste åren (Figur 2). En närmare granskning av data från Öresund visar att minskningen framförallt är kopplad till en ökning av mängden fisk under 50 cm, men att det också skett en minskning av stor fisk kan inte uteslutas (data ej visad).

Artfördelningen för fisk över 50 cm längd, uttryckt som andelen av biomassan, visar vilka arter som framförallt bidrar till LFI (figur 3). I det bedömda kustområdet var pigghajen betydelsefull för LFI under en period (2007-2012) men under bedömningsperioden (2011-2016) är det framförallt torsk som återfinns som stor fisk (Figur 3). Det ska dock noteras att LFI i fjord- och skärgårdsområdet generellt sett är mycket låg och att den faktiska mängden av stora fiskar även för dessa arter är mycket låg. I Skagerraks och Kattegatts utsjöområden återfinns en kombination av torskfiskar, hajar och rockor bland de stora fiskarna även om torsken blivit mer dominerande under de senaste åren. I Öresund är det nästan utan undantag torsk som bidrar till stor fisk i indikatorn.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Figur 2.** Jämförelse av LFI (andel stor fisk större än 50 cm) för olika områden längs den svenska västkusten uppdelat på de olika trålundersökningarna. Det gränsvärde på 0,2 som används av OSPAR för Nordsjöns internationella trålundersökning IBTS är angivet som en svart streckad linje. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall baserat på s.k. bootstrapping. För att räknas som god miljöstatus (GES) ska den nedre gränsen av konfidensintervallet överstiga gränsvärdet på 0,2. |  | |
|  | |  |

|  |  |
| --- | --- |
| **Figur 3.** Jämförelse av artfördelning för fisk över 50 cm (andel av vikt) i de olika områdena som använts i bedömningen av LFI. Arterna är sorterade från den vanligaste till den ovanligaste. |  |

**2.4. Diskussion.**

Bedömningen visar att andelen stor fisk i Västkustens fjord- och skärgårdsområden är långt under gränsvärdet för god miljöstatus under bedömningsperioden 2011-2016. Indikatorn LFI uppvisar inga tecken på återhämtning trots att trålgränsen flyttats ut och att fisket efter torskfiskar begränsats kraftigt i vissa fjordområden. Sannolikt kommer det ta långt tid innan LFI i Västkustens kustvatten når upp till gränsvärdet för god miljöstatus. Många storvuxna arter som hajar och rockor har lång generationstid och låg produktivitet. Initialt kan man därför istället tänka sig att relativt snabbväxande torskfiskar som torsk, kolja och vitling med hög fekunditet, skulle kunna utgöra en stor andel av LFI i kustvattnet. Avsaknaden av lokalt bärkraftiga kustpopulationer av dessa arter gör dock att en återhämtning ändå kan förväntas ta lång tid (Bergström m.fl. 2016).

Avsaknaden av stor fisk i Bohusläns fjordar och kustvatten kan ha gett effekter på andra delar av kustekosystemet. Långtidsstudier på små predatorer (mesopredatorer – strandkrabbor, gobider och läppfiskar) i Bohusläns och Hallands kustområden visar på en ökning i fångst per ansträngning sedan slutet av 1980-talet samtidigt som fångst per ansträngning av stor fisk - de som äter mesopredatorer visat vikande trender (Eriksson m fl 2011; Baden m fl 2012). Parallellt med minskningen av stor fisk har utbredningen av ålgräsängar i Bohusläns fjordar och kustvatten minskat i utbredning sedan 1980-talet (Baden m fl 2012). Experimentella studier i Skagerraks fjord och kustområden visar att predation från mesopredatorer på de kräftdjuren (stora gammarider och isopoder) som är viktiga betare på alger som växer på ålgräs kan öka påväxten av alger upptill fem gånger (Moksnes m fl 2008). En möjlig effekt av minskningen av stor fisk i fjordar och kustvatten är därför att betande kräftdjur har minskat i antal vilket gjort att mattor av fintrådiga alger har kunnat breda ut sig vilket i sin tur haft en negativ effekt på ålgräsängar (Moksnes m fl 2008; Boström m fl 2014).

I de flesta områden där LFI beräknas saknas data tillbaka i tiden för att kunna identifiera referensvärden. Detta gör att empiriska metoder för att bestämma mål- och gränsvärden normalt sett inte kan tillämpas på data från de övervakningsprogram som stödjer havsmiljödirektivet. För Nordsjön finns dock en äldre Skotsk provtagning som under en period överlappade i tid med nuvarande provtagningsprogram (IBTS). Ur detta material har gränsvärden för LFI kunnat skattas för Nordsjön inklusive Skagerrak och Kattegatt. Analyser i föreliggande rapport visar att LFI för Kusttrålningens utsjöstationer i huvudsak överensstämmer med LFI från IBTS-provtagningen i Skagerrak och Kattegatt. Därför har gränsvärdet för god miljöstatus i Nordsjön även applicerats på Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.

Modellering av fisksamhällen har visat sig vara en framkomlig väg för att erhålla mer representativa gränsvärden för områden och specifika ekosystem. Än så länge används dock modellerna stiliserade fisksamhällen som inte överensstämmer med verkligheten och som därför inte kan förväntas leverera realistiska gränsvärden (Fung m fl, 2013; Shephard m fl, 2013). Arbete pågår dock med att parametrisera modeller som representerar specifika fisksamhällen i Nordsjön, som simulerar pågående övervakningsprogram, och som modellerar mer realistiska fiskemönster (Spiers m fl, 2016). Under tiden bedöms gränsvärdet för Nordsjön därför ändå utgöra det mest rättvisande referensnivån för Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.

Gränsen för vad som betraktas som stor fisk är delvis godtycklig. Vissa fiskarter når aldrig denna gräns och för andra arter kommer gränsen att passeras redan under juvenila stadiet. De viktigaste kriterierna vid framtagande av en längdgräns för stor fisk på samhällsnivå har dock främst varit att ta fram en indikator som svarar på förändringar i fiskeridödlighet utan att vara för känslig för fluktuationer i rekrytering hos dominerande arter. När LFI har utvecklats i Nordostatlanten (OSPAR-området) har vanligen ett 5:e gradens polynom anpassats till ett antal LFI-tidsserier med olika längdgräns som definierar stor fisk (Greenstreet m fl, 2011; Shephard m fl, 2011; Modica m fl, 2014). Den längdgräns som visat sig ge högst kvot mellan signal och brus (dvs. bäst kurvanpassning) har sedan tillämpats. I flera fall har denna metod dock inte visat sig ge önskat resultat, eftersom en stor del av signalen släckts ut tillsammans med bruset vid den valda längdgränsen. En annan längdgräns med tydligare signal har då valts. För Nordsjön har längdgränsen för stor fisk först ökat från 30 till 40 cm, för att nu ha justerats upp till 50 cm i pågående OSPAR-bedömning (OSPAR Intermediate Assessment 2017). I beräkningen av LFI för Västerhavets fjord- och skärgårdsområden tillämpas därför 50 cm som längdgräns. Analysen av ingående arter visar då att det främst är pigghaj och torsk som bidrar till kustens stora fiskar i indikatorn (Figur 3). Dessa båda arter har varit karaktärsarter av betydelse för kustens ekosystem och har varit utsatta för ett betydande fiske historiskt. Därför förväntas längdgränsen 50 cm ge ett relevant relativt mått på andelen stor fisk i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.

Effekter av klimatförändringar på indikatorn LFI kan komma att påverka återhämtningen och framtida tröskelvärden för ett hållbart nyttjande av fiskeresursen. Hos många organismer är tillväxten lägre vid lägre temperaturer, men en större maxstorlek uppnås. Bergmanns regel beskriver sambandet mellan temperatur och kroppsstorlek, som ger upphov till en gradient i ökande kroppsstorlek med ökande latitud. Fysiologiskt kan kroppsstorleken också knytas till temperaturen (Angilletta och Dunham, 2003). Den ökande temperaturen i Nordsjön under senare tid har lett till en ökad mångfald av fisk genom att nya sydliga arter börjat uppträda i området (Hiddink och ter Hofstede, 2008; ter Hofstede m fl., 2010; Simpson m fl., 2011). Relaterat till Bergmanns regel är dessa fiskarter generellt sett mer småvuxna än kallvattenarterna (ex. torsk och lyrtorsk) i systemet (Genner m fl., 2004; Genner m fl., 2010). Flera av de viktiga arterna för LFI såsom torsk och gråsej räknas dessutom som boreala arter och deras utbredning kan förväntas förskjutas längre norrut med ökande vattentemperaturer. Baserat på dessa iakttagelser är det därför möjligt att tröskelvärdet för LFI kan behöva justeras nedåt i framtiden.

I de studier som undersökt sambandet mellan fiskeridödlighet och andelen stor fisk (LFI) har fiskeridödligheten på samhällsnivå beräknats som ett viktat medelvärde av fiskeridödligheten för de mer betydelsefulla kommersiellt nyttjade arterna där tillförlitliga data finns. Bara någon enstaka studie har försökt att skatta fiskeridödligheten för icke-kommersiellt nyttjade arter (Piet m fl 2009), vilket skulle möjliggöra en bättre skattning av dödligheten på samhällsnivå. Med den typen av information skulle det finnas bättre förutsättningar att detaljstudera hur fisket påverkar indikatorn LFI.

**2.5. Referenser**

Angilletta M.J. Jr., Dunham, A.E. 2003. The temperature-size rule in ectotherms: simple evolutionary explanations may not be general. American Naturalist, 162: 332-342.

Baden, S., Emanuelsson, A., Phil, L., Svensson, C-L., Åberg, P. 2012. Shifts in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Marine Ecology Progress Series, 451: 61-73.

Bartolino, V., Cardinale, M., Svedäng, H., Linderholm, H. W., Casinin, M. & Grimwall, A. 2012. Historical spatiotemporal dynamics of eastern cod. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 69: 833-841.

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

Berkeley, S. A., Chapman, C. & Sogard, S. M. 2004. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, Sebastes melanops. Ecology, 85: 1258-1264.

Bianchi, G., Gisason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K. Manickchand-Heileman, S., Payá, I., Sainsbury, K., Sanchez, F. & Zwanenburg, K. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. ICES Journal of Marine Science, 57: 558-571.

Boström, C., Baden, S., Bockelmann, A-C., Dromph, K., Fredriksen, S., Gustavsson, C., Krause-Jensen, D., Möller, T., Laurentius Nielsen, S., Olesen, B., Olsen, J., Phil, L., Rinde, E. 2014. Distribution structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. Aquatic Conservation: Aquatic and Freshwater Ecosystems, 24: 410-434.

Cardinale, M. & Arrhenius, F. 2000. The influence of stock structure and environmental conditions on the recruitment process of Baltic cod estimated using a generalized additive model. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 57: 2402-2409.

Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M. 2009. Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamics of turbot during the last century in the Kattegat-Skagerrak. Marine Ecology Progress Series, 386: 197-206.

Cardinale, M., Hagberg, J., Svedäng, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., Börjesson, P., Norén, F. 2010. Fishing through time: population dynamics of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Kattegat-Skagerrak over a century. Population Ecology, 52: 251-262.

Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M. & Linderholm, H. 2012. Spatial and temporal depletion of haddock and Pollack during the last century in the Kattegat-Skagerrak. Journal of Applied Ichthyology, 28: 200-208.

Cardinale, M., Dörner, H., Abella, A., Andersen, J., Casey, J.M., Döring, R., Kirkegaard, E., Motova, A., Anderson, J., Simmonds, E.J., Stransky, C., 2013. Rebuilding EU fish stocks and fisheries, a process under way? Mar. Policy 39: 43–52.

Cardinale, M., Bartolino, V., Svedäng, H., Sunderlöf, A., Poulsen, R. T. & Casini, M. 2015. A centurial development on the North Sea megafauna as reflected by the historical Swedish longlining fisheries. Fish and Fisheries, 16: 522-533.

Daskalov, G. M., Grishin, A. N., Rodionov, S., Mihneva, V. 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. Proccedings of the National Academy of Sciences, 104: 10518-10523.

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

Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S. & Leggett, W. C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science, 308: 1621-1623.

Froese, R., Thorson, J. T., Reyes, Jr. R. B. 2014. A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. Journal of Applied Ichthyology, 30: 78-85.

Fung, T., Farnsworth, K.D., Shephard, S., Reid, D.G., Rossberg, A.G., 2013. Why the size structure of marine communities can require decades to recover from fishing. Marine ecology Progress Series, 484: 155-171.

Genner, M.J., Sims, D.W., Southward, A.J., Budd, G.C., Masterson, P., McHugh, M., Rendle, P., Southall, E.J., Wearmouth, V.J., Hawkins, S.J. 2010. Body size-dependent responses of a marine fish assemblage to climate change and fishing over a century-long scale. Global Change Biology 16: 517–527.

Genner, M. J., Sims, D. W., Wearmouth, V. J., Southall, E. J., Southward, A. J., Henderson, P. A., and Hawkins, S. J. 2004. Regional climate warming drives long‐term community changes of British marine fish. Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 271: 655 – 661.

Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Jake, C.R., Rice, G.J., Guirey, E. J., Fraser, H. M., Fryer, R. J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. ICES Journal of Marine Science, 68: 1-11.

Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M., Fryer, R.J. 2012. A reassessment of trends in the North Sea Large Fish Indicator and a re-evaluation of earlier conclusions. ICES Journal of Marine Science, 69: 343-345.

Havs- och vattenmyndigheten 2014. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 3: Övervakningsprogram. Havs- och vattenmyndigheten 2014:20, 210 pp.

Hiddink, J. G., ter Hofstede, R. 2008. Climate induced increases in species richness of marine fish. Global Change Biology, 14: 453–460.

Hixon, M. A., Johnson, D. W. & Sogard, S. M. 2014. BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. ICES Journal of Marine Science, 71: 2171-2185.

ICES. 2007. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). ICES CM 2007/ACE:04, 11-18 April, ICES HQ, Copenhagen, Denmark, 158 pp.

Modica, L., Velasco, F., Preciado, I., Soto, M., Greenstreet, S.P.R., 2014. Development of the large fish indicator and associated Ecological Quality Objective for a North-East Atlantic fish community. ICES Journal of Marine Science, 71: 2403-2415.

Moksnes, P., Gullström, M., Tryman, K., Baden, S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. Oikos, 117:763-777.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr. F. 1998. Fishing down food web. Science, 279: 860-863.

Pedersen, E.J., Thompson, P. L., Ball, R. A., Fortin, M-J., Gouhier, T. C., Link, H., Moritz, C., Nenzen, H., Stanley, R. R. R., Taranu, Z. E., Gonzalez, A., Guichard, F., Pepin, P. 2017. Signatures of the collapse and incipient recovery of an overexploited marine ecosystem. Royal Society Open Science, DOI: 10.1098/rsos.170215.

Piet, G. J., van Hal, R., Greenstreet, S. P. R. 2009. Modelling the direct impact of bottom trawling on the North Sea fish community to derive estimates of fishing mortality for non-target fish species. ICES Journal of Marine Science, 66: 1985–1998.

Rose, G. A., Rowe, S. 2015. Northern cod comeback. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 72: 1789-1798.

Scheffer, M., Carpenter, S. & de Young, B. 2005. Cascading effects of overfishing marine systems. Trends in Ecology and Evolution, 20: 579-581.

Shephard, S., Fung, T., Rossberg, A.G., Farnsworth, K., Reid, D.G., Greenstreet, S.P.R. & Warnes, S. 2013. Modelling recovery of Celtic Sea demersal fish community size-structure. Fisheries Research, 140: 91-95.

Shephard, S., Reid, D.G., Greenstreet, S.P.R. 2011. Interpreting the Large Fish Indicator for the Celtic Sea. ICES Journal of Marine Science, 68: 1963-1972.

Simpson, S.D., Jennings, S., Johnson, M.P., Blanchard, J.L., Schon, P-J., Sims, D.W., Genner, M.J. 2011. Continental shelf-wide response of a fish assemblage to rapid warming of the sea. Current Biology 21: 1565–1570.

Spiers, D.C., Greenstreet, S.P.R., Heath, M.R. 2016. Modelling the effects of fishing on the North Sea fish community size composition. Ecological Modelling. 321: 35-45

ter Hofstede, R., Hiddink, J.G., Rijnsdorp, A.D. 2010. Regional warming changes fish species richness in the eastern North Atlantic Ocean. Marine Ecology Progress Series, 414: 1–9.

Östman, Ö., Eklöf J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P-O., Bergström, U. 2016. Top- down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystem. Journal of Applied Ecology, 53: 1138-1147.