

Faktablad för att bedöma god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen

1.6A Storlek och mängd av djurplankton

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

Del 1. Sammanfattning

Inledning

Djurplankton konsumerar växtplankton och utgör i sin tur föda för predatorer så som fisk. De spelar därför en central roll i marina näringsvävar då de transporterar energi till högre trofnivåer och därmed påverkar produktiviteten i ekosystemet. Dessutom omsätter de näringsämnen och kol genom att transportera produkter från primärproduktionen vidare i näringsväven. Djurplanktonsamhällen används därför för att utvärdera tillstånd hos pelagiska näringsvävar men även för att beskriva struktur och funktion inom pelagiska ekosystem.

Indikatorn *Djurplanktons storlek och mängd* (Mean size and total stock; MSTs) är gemensam för alla länder inom HELCOM. Den baseras på två parametrar: djurplanktons medelstorlek och deras totala biomassa. Djurplanktons medelstorlek ger en indikation på födotillgång för fisk och vilket betetryck som djurplankton utövar på växtplankton. Större individer av djurplankton i stora antal ger god möjlighet till effektiv energitransport från växtplankton till fisk. Om djurplanktonsamhället istället domineras av små individer sker oftast en större förlust av energi. Med detta i åtanke är det alltså önskvärt med djurplanktonsamhällen av större individer eftersom det ger en effektivare näringsväv. Omvänt gäller att djurplanktonsamhällen med få stora individer är begränsande när det gäller produktivitet och energitransport till högre trofnivåer så som fisk i näringsväven.

Metod

Övervakning sker enligt Havs- och vattenmyndighetens undersökningstyp *Djurplankton, trend- och områdesövervakning* (2016) och är koordinerat inom HELCOM. Indikatorn baseras på data insamlade under juni-september från de länder som delar relevanta havsbassänger. Djurplanktons medelstorlek ($\mu\text{g}/\text{indiv}$) och deras totala biomassa (mg/m^3) beräknas.

Tröskelvärde

När medelstorlek och total biomassa överskrider tröskelvärdena enligt Tabell 1.

Tröskelvärden för djurplanktons medelstorlek och deras totala biomassa klaras i regel då individerna är större och många till antalet. Tröskelvärdet för båda parametrar ska klaras.

Tabell 1 Tröskelvärden för storlek och biomassa av djurplankton.

Område	Tröskelvärden	
	Medelvikt (mikrogram våtvikt per individ)	Total biomassa (milligram per kubikmeter)
Bornholms havet och Hanöbukten	13,3	381
Västra Gotlandsbassängen	5,0	220
Ålands hav	10,3	55
Bottenhavet	8,5	84
Bottenviken	23,7	161

Bedömningsområde

Utsjövatten i bassängerna Bornholms havet och Hanöbukten, V Gotlandshavet, Ålands hav, Bottenhavet och Bottenviken.

Bedömning 2018

Under perioden 2011-2016 klarades tröskelvärdena för indikatorn i Bottenviken och Bottenhavet. I västra Gotlandshavet, Bornholmshavet och i Ålands hav har dock medelstorlek och total biomassa av djurplankton minskat de senaste decennierna, och för dessa områden klarades inte tröskelvärdet för bedömningsperioden. Den negativa trenden är dels ett resultat av fler småvuxna djurplanktonarter, dels en minskning av hoppkräftor. Fler småvuxna djurpunkton indikerar övergödning, färre hoppkräftor ett högre betningstryck från predatorer. Det är också möjligt att andra faktorer, som exempelvis minskande salthalt och högre temperatur, spelat roll. Den negativa trenden indikerar att den pelagiska näringsväven är suboptimal avseende energitransport från växtplankton till fisk.

För övriga havsbassänger i Östersjön pågår arbetet med att fastställa de för utvärderingen nödvändiga tröskelvärdena. I svenska vatten saknas i dagsläget en fastslagen bedömning för djurplankton i Kvarken, norra Gotlandshavet, östra Gotlandshavet, södra Östersjön, Arkona, Öresund och Kattegatt.

De största mänskliga belastningarna som påverkar indikatorn är övergödning och förändringar orsakade av kommersiellt fiske på betetrycket från fisk.

Del 2. Detaljerad information

A. Koppling till regelverk eller policyområden

Havsmiljödirektivet (deskriptor och kriterium)	Vattendirektivet (kvalitetetsnorm)	Annan EU lagstiftning	Nationella miljömål	Samordnad inom HELCOM och/eller OSPAR
D1C6, Tillståndet i pelagiska livsmiljöer, D4C3, Individernas storleksfördelning	Saknas		Ingen övergödning Hav i balans samt levande kust och skärgård	HELCOM core indicator <i>(Zooplankton mean size and total stock (MSTS))</i>

B. Koppling till havsmiljödirektivet Bilaga III

Grundläggande förhållanden (Tabell 1)	
Livsmiljö – Breda livsmiljötyper i vattenpelaren (pelagisk)	Per livsmiljötyp: artsammansättning, abundans och/eller biomassa (geografisk och tidsmässig variation)
Ekosystem, inbegripet näringsvävar	pelagisk-bentisk samhällsstruktur
Belastning och påverkan (Tabell 2a)	
Biologiskt	Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter, däribland mål- och icke-målarter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet)
Ämnen, skräp och energi	Tillförsel av näringsämnen – diffusa källor, punktkällor, deposition från atmosfären Tillförsel av organiskt material – diffusa källor och punktkällor Tillförsel av farliga ämnen (syntetiska ämnen, icke syntetiska ämnen, radionuklider) – diffusa källor, punktkällor, atmosfärisk deposition, akuta händelser Tillförsel av avfall (fastavfall, inbegripet mikroavfall)

C. Ingående kriteriekomponent(er)

Kriteriekomponent	Parameter	Enhet
Trofisk gild (djurplankton)	Abundans	antal individer
Trofisk gild (djurplankton)	Biomassa	ton

D. Metod för indikatorbedömningen

Bedömningsperioden är 2011-2016 och resultaten baseras på prover insamlade under juni-september.

Indikatorn baseras på två parametrar: djurplanktons medelstorlek och deras totala biomassa. Tidsserier för medelvikt och total biomassa av djurplanktonsamhällen analyseras med kontrolldiagram för kumulativ summa (CuSum). Parametern medelstorlek baseras på kvoten mellan abundans av djurplankton och total biomassa.

Referensperiod och tröskelvärde definieras per havsbassäng. Referensperioderna för MSTs baseras på en tidsperiod då tröskelvärdet klarades för koncentration av klorofyll a och när ung sill och skarpsill haft en bra tillväxt (baserat på data från ICES). Analyserade tidsserier varierar från 15 till 39 år.

Tröskelvärden för medelvikt och total biomassa har satts vid den lägre delen av ett 99-procentigt konfidensintervall (CI) för respektive medelvärde från tidsserier för djurplankton under aktuell referensperiod. Tröskelvärdet för både medelstorlek och total biomassa måste klaras.

Konceptuellt klaras tröskelvärde när 1) det finns en stor andel storvuxna individer, mestadels hoppkräftor, i djurplanktonsamhället och 2) biomassan av djurplankton är på en tillräcklig nivå för att stimulera fiskars tillväxt samt en lagom nivå av växtplankton.

Utförlig beskrivning av metod och vetenskaplig grund för indikatorn finns i HELCOM:s indikatorrapport *Zooplankton mean size and total stock (MSTS)* (HELCOM 2018).

E. Snapshot data

<http://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/2fda6dbc-acc1-4de9-86a9-366de22a349a>

F. Övervakning

Undersökningstyp: Fria vattenmassan

Dataägare: SMHI, SHARK www.smhi.se/,

<https://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/havsmiljodata/2.2596>. För detaljerade uppgifter och eventuella uppdateringar hänvisas till kommande rapportering av övervakningsprogram för havsmiljödirektivet 2020.

Resultat och bedömning

Tabell 2 Förvaltningsområde Östersjön. Tidsperiod för bedömning av status avser 2011-2016. TV = tröskelvärde.

Bedömningsområde		Tröskelvärde	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet	Trend*
Havsbassänger	Öresund (söder om Öresundsbron)	Saknas	-	-	-	-
	Arkonahavet och södra Öresund	Saknas	-	-	-	-
	Bornholmshavet och Hanöbukten*	13,3 / 381	12,2 / 223	Klarar inte TV	Låg	Minskade
	Östra Gotlandshavet	Saknas	-	-	-	-
	Västra Gotlandshavet	5,0 / 220	4,2 / 179	Klarar inte TV	Hög	Minskade
	Norra Gotlandshavet	Saknas				
	Ålands hav	10,3 / 55	8,1 / 47	Klarar inte TV	Medel	Minskade
	Bottenhavet	8,5 / 84	23,9 / 164	Klarar TV	Hög	Ökade
	Norra Kvarken	Saknas		-		
	Bottenviken	23,7 / 161	30,7 / 166	Klarar TV	Hög	Minskade
*Bedömning av trend baseras på jämförelse av indikatorvärde mellan referensperiod och bedömning av status baserat på data 2011-2015 (se figur 5).						

Del 3. Kompletterande information

3.1 Introduktion

Enligt havsmiljödirektivet ska samtliga EU:s länder bland annat uppskatta människans påverkan på havens näringsvävar.

I akvatiska ekosystem visar organismer högre upp i näringskedjan oftast svagare eller fördröjd reaktion på stressfaktorer som påverkar näringsväven, jämfört med organismer

längre ned i näringskedjan (Stemberger och Lazorchak 1994). Djurplankton utgör en viktig länk i de marina näringsvävarna. Genom att studera dessa kan man få ett mått på ekosystemens hälsa, produktivitet och omsättning av kol. Eftersom djurplankton är länken mellan växtplankton och fisk, och dessutom har stor betydelse för effekterna av eutrofiering och mängden fisk, finns stora fördelar med att undersöka dessa för att förstå pelagiska näringsvävar.

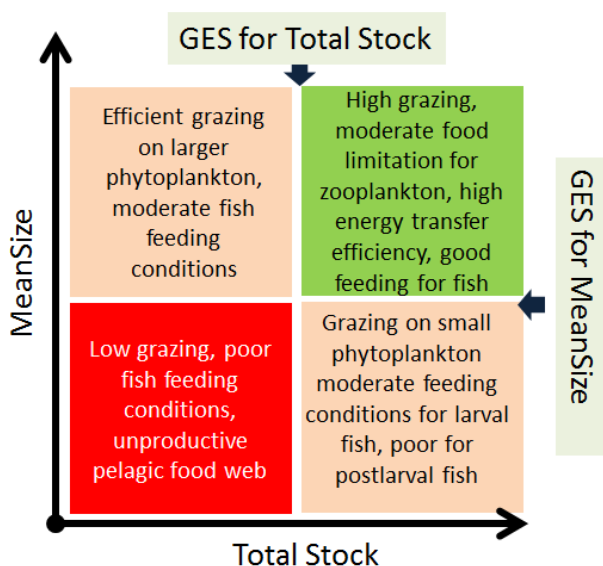
Indikatorn *Storlek och mängd av djurplankton* kan användas vid bedömning av näringsvävar samt för biodiversitet har tagit fram för Östersjöområdet genom samarbete i HELCOM.

3.2 Material och metoder

MSTS konceptet

Medelstorleken hos djurplankton visar hur stort betetrycket både från predatorer, med också på växtplankton (Peters, 1983, Fuchs och Franks, 2010). Stora djurplankton i stort antal innebär att kapaciteten för produktion av fisk är större, och därmed att förflyttningen av energi inom näringsväven är effektivare. Om det finns mycket små växtplankton och bakterier gynnas små djurplankton och då sker förflyttningen av energi inom näringsväven mindre effektivt. Därför är det önskvärt med stora djurplankton i stort antal, dels för fiskens skull, dels för att hålla nere antalet växtplankton genom betning. Allt annat är suboptimalt för en energieffektiv näringsväv och för djurplanktonätande fisk (Woodward et al, 2005).

I denna indikator presenteras djurplanktons medelstorlek som kvoten mellan abundans av djurplankton och total biomassa. Detta kompletteras med total mängd av djurplankton (abundans eller biomassa) för att få fram MSTS (Gorokhova et al, 2016). Därmed är MSTS en tvådimensionell eller flertalig indikator som representerar en syntetisk deskriptor för strukturen hos ett djurplanktonsamhälle (Figur 1). Denna indikator utvärderar den strukturella och funktionella integriteten hos en näringsväv.



Figur 1 Konceptuell bild över MSTS som en 2D-indikator av förändringar i både medelstorlek (individvikt, medelvärde för samhället) och djurplanktonmängd (biomassa per kubikmeter) av samhället som består av primärkonsumenter.

Tröskelvärden

MSTS utvärderar status med hjälp av medelstorlek och total biomassa av djurplankton. Tröskelvärden har definierats genom att jämföra med en period i en serie som representerar en status när näringsväven inte märkbart påverkades av eutrofiering och hade bra förhållanden för fiskar. Därmed följer att GES uppnås när:

- det finns en stor andel storvuxna individer (mestadels hoppkräftor) i djurplanktonsamhället som effektivt betar ned växtplankton och utgör högkvalitativ föda åt fiskar, och
- biomissan av djurplankton är på en tillräcklig nivå för att stimulera fiskars tillväxt samt en lagom nivå av växtplankton.

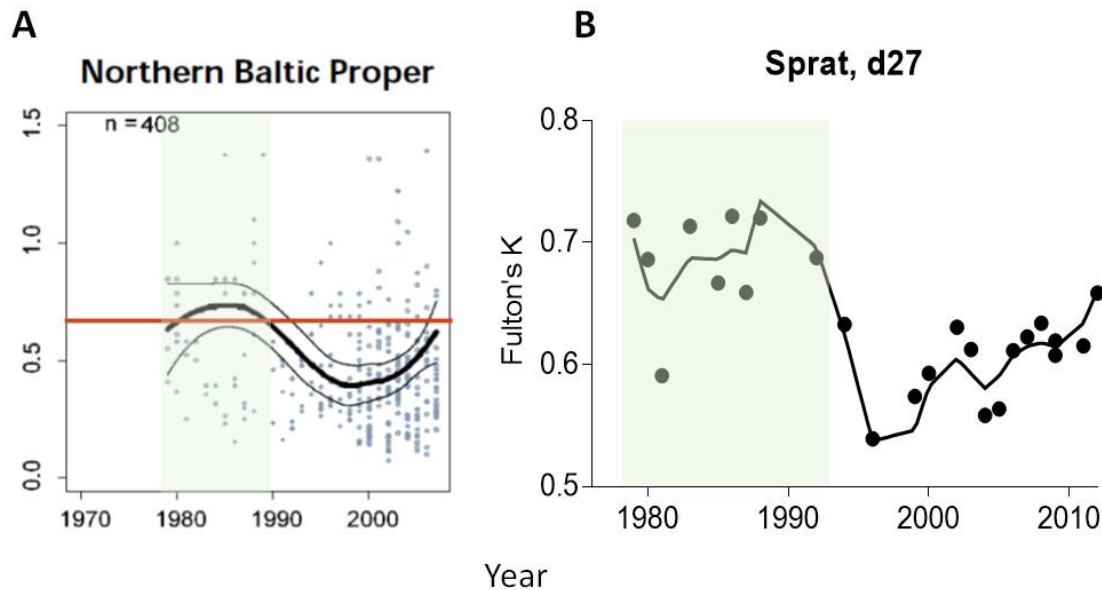
Referensförhållanden

Referensperioderna för MSTS bör reflektera en tidsperiod då effekterna av eutrofiering, definierat som acceptabel koncentration av klorofyll A är låg (det vill säga $EQR > 1$), och där näringen är tillräcklig för optimal tillväxt hos planktonätande fisk (Figur 2). Definition av tröskelvärden baseras därför på data från en referensperiod inom dataserien för övervakning av respektive område. I vissa fall används data från närliggande områden när det finns längre tidsperioder för dessa.

Strategin för att definiera referensperioden är baserad på:

- bassängspecifika referensförhållanden för koncentration av klorofyll A ($RefCon_{Chl}$; Bild 2A) som har definierats för olika delar av Östersjön (Fleming-Lehtinen et al. 2008, HELCOM 2009), och
- referensdata inom ICES för ung sill och skarpsill som används för att identifiera lämplig referensperiod ($RefCon_{Fish}$; Bild 2B) där fisken haft en bra tillväxt (t.ex. vikt vid viss ålder) och den totala biomissan varit stor. Sill och skarpsill är viktiga arter inom kommersiellt fiske och som predatorer till djurplankton i Östersjön. De båda arterna spelar en mycket viktig roll i näringsväven i bassängerna i Östersjön, beroende på tillgänglighet av djurplankton framförallt under sommarmånaderna (Österblom et al, 2006, Casini et al, 2009).

När referensperioder identifierats baserat på klorofyll A och tidsserier för fisk, sätts tröskelvärdet avseende medelvikt och total biomassa som den lägre delen av ett 99 procentigt konfidensintervall (CI) för respektive medeltal tagna från tidsserier för djurplankton under aktuell referensperiod. Ett område bedöms klara tröskelvärdet för indikatorn när både medelstorlek och total biomassa klarar de tröskelvärden som definierats för respektive parameter (Figur 1).



Figur 2 Ett exempel på utvärdering av RefCon_{chl} (A) och RefCon_{Fish} (B) i Västra Gotlandsbassängen (miljöövervakningsstation B1).

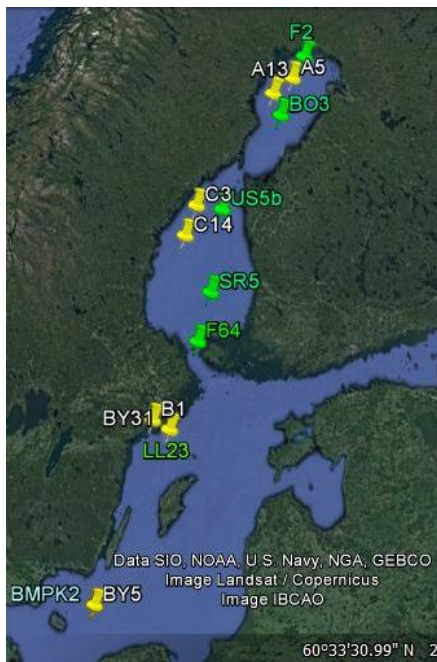
Dataperiod

Långtidsserierna i denna analys är varierande i längd, från 15 till 39 år. Utvärderingar med hjälp av MSTS är för närvarande begränsade till djurplanktonsamhällen under tidsperioden juni till september. Det är under denna period som mest data samlas in, samt som planktonproduktion och predation på plankton är som störst (Johansson et al, 1993; Adrian et al, 1999). Strukturen hos de marina näringsvävorna varierar naturligt. Därför är indikatorn konstruerad för att upptäcka förändringar i samhällsstrukturen som avsevärt avviker från det normala under sommaren.

Övervakningsstationer och data

Data som använts för utveckling och analys av MSTS är tagen från (Figur 3):

- Svenska nationella marinövervakningen: Bottenviken (stationerna A13, 1994-2015, och A5, 2000-2015), Bottenhavet (stationerna C14 och C3), västra Gotlandshavet (stationerna B1, 1976-2015, och BY31, 1979-2015), Bornholmshavet (station BY5, 2007-2015).
- Finska marinövervakningen: Bottenviken (stationerna BO3 och F2, 1979-2015), Bottenhavet (stationerna SR5 och US5b, 1979-2015), Ålands hav (F64, 1980-2015), västra Gotlandshavet (station LL23, 1981-2012).
- Tyska marinövervakningen: Bornholmshavet (station BMPK2, 1980-2011).



Figur 3 Provtagningsstationer för djurplanktonmiljöövervakning som användades för MSTS-baserad analys. Färgkoder: gul – svenska stationer, grön – finska stationer och blå – tysk station.

Kontrolldiagram

Tidsserier för medelvikt och total biomassa av djurplanktonsamhällen analyseras med kontrolldiagram för kumulativ summa (CuSum). Metoder för CuSum upptäcker varaktiga små förändringar samtidigt som samhället förändras långsiktigt under längre perioder (Manly och Mackenzie, 2003). Där djurplanktonsamhället inte påverkas av olika tryck, förväntas kommande observationer ligga inom toleranta nivåer (Mesnil och Petitgas, 2009). Hypotesen att processen är i kontroll förkastas om observationerna faller utanför acceptabla nivåer. För att undersöka trender för ackumulerade små förändringar i djurplanktonens medelstorlek och total biomassa över längre tidsperioder, konstrueras CuSum-diagrammen genom att först bestämma ett beslutsintervall för CuSum (DI-CuSum). Detta räknas fram med hjälp av tillbakasyftande ackumulerade negativa förändringar (låg CuSum; Lucas 1982) och utvärdering av huruvida observerade värden är inom CuSum-LCL (lägsta gräns satt till -5σ). Se Gorokhova et al, 2016, för detaljer om uträkningar och behandling av data.

3.3. Resultat

Tillstånd i svenska vatten

Tidsserierna som finns tillgängliga för svenska vatten har gjort det möjligt att bestämma tröskelvärden för Bottenviken, Bottenhavet, Ålands Hav, Västra Gotlandshavet och Bornholmsbassängen (Tabell 2, Figur 4).

Det är viktigt att notera att de svenska dataserierna Bottenviken, Bottenhavet och Bornholmsbassängen är ganska korta. För att definiera tröskelvärden har därför referensförhållanden identifierats från FIMR/SYKE-data för Bottenviken och Bottenhavet, samt IOW-data för Bornholmsbassängen (Gorokhova et al, 2016). Därtill kommer att polska data för Bornholmsbassängen indikerar lägre referensvärden för både medelstorlek och total biomassa (Margonski och Calkiewics, 2016).

Tabell 3 Reviderade tröskelvärden för bedömningen 2011-2016 i Östersjöområde

SB-kod	Område	Målvärden för medelvikt/biomassa ¹
1	Kattegatt	Svenska data är otillräckliga för att sätta tröskelvärden. Danska experter har samlat in data från nationella databaser men data kunde inte göras tillgängligt för bedömningen än.
7	Bornholms havet	13.3/381 ²
10	Västra Gotland	5.0/220 ³
12	Norra Östersjön	Otillräcklig data för att sätta tröskelvärden då det ej finns stationer med regelbundet tagna prover.
13	Ålands hav	10.3 / 55 ⁴
15	Bottenhavet	8.5/84 ⁵
16	Kvarken	Endast kustnära mätstationer och dataserierna för korta för att sätta tröskelvärden.
17	Bottenviken	23.7/161 ⁵

¹ Dessa värden är de lägre 99%-CI från referensperioden. Statistiskt signifikanta förändringar från målen tas fram via CuSum-LCL (-5 σ);

² Dessa värden är baserade på svenska data; de kommer att revideras för att passa med tyska och polska data.

³ Värdena som tidigare föreslagits för öppet hav och kuster i NBP reviderades för att ge en uppskattning som kan appliceras för utvärdering nivå 2. Det viktade medeltalet användes för att få fram kombinerad data och tröskelvärden för övervakning av öppet hav och kust. Det reviderade tröskelvärdet är baserat på både finska och svenska data. För utvärdering enligt NBP är det obligatoriskt att använda både data för öppet hav och kust, för dessa mål för tröskelvärdet kan användas på medeltal av samhällen.

⁴ Baserat på finska data och accepterat av svenska experter. Inga svenska stationer finns för detta område.

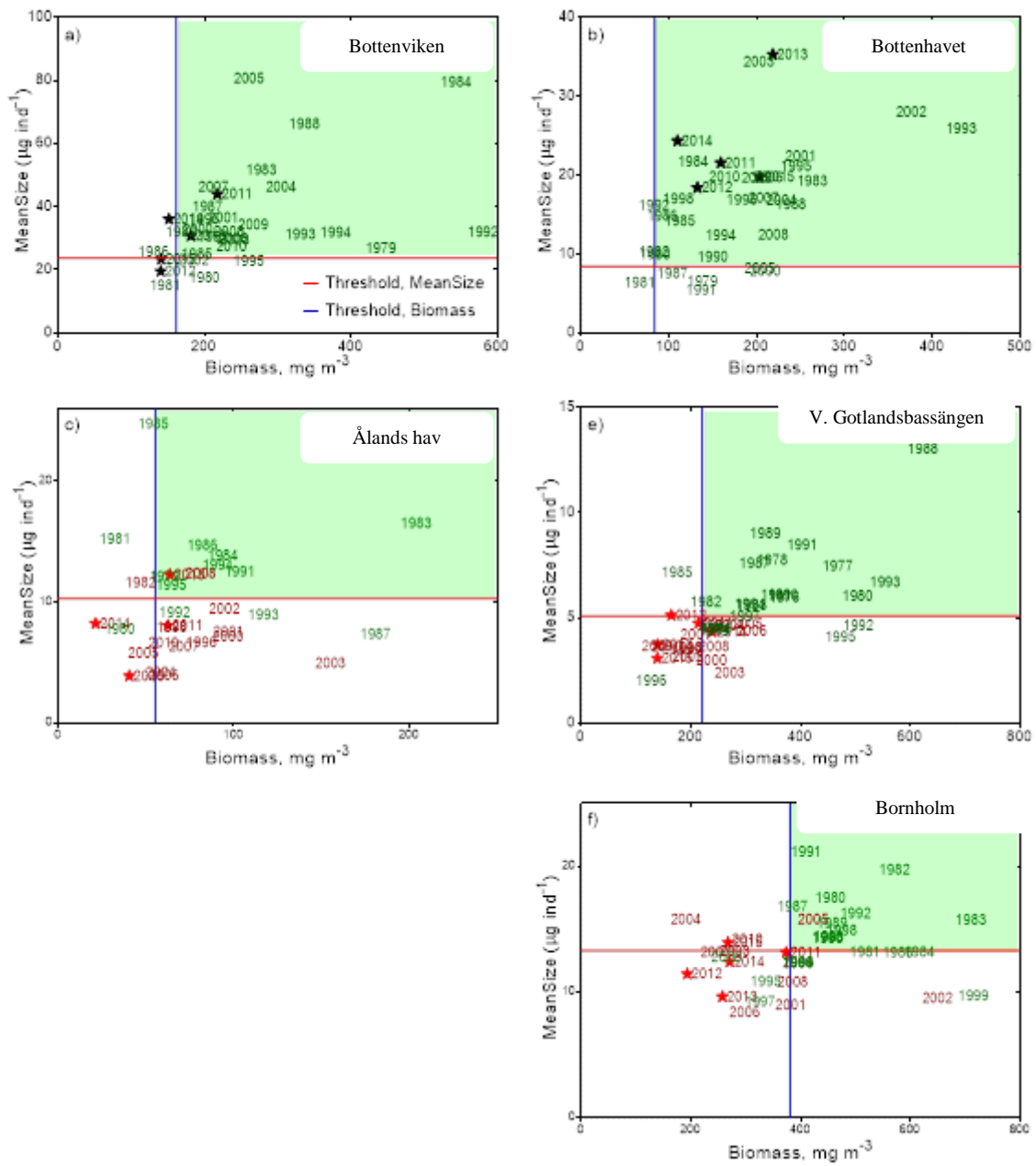
⁵ Baserat på finska data och accepterat av svenska experter. Finska data användes då de ger längre tidsserier som överlappar både RefCon_{Chl} och RefCon_{Fish}.

⁶ Det finns två regelbundna finska stationer nära Kvarken (norr om och söder om). Framöver kanske dessa data att kombineras med svenska kustdata (UMF) för att bedöma status.

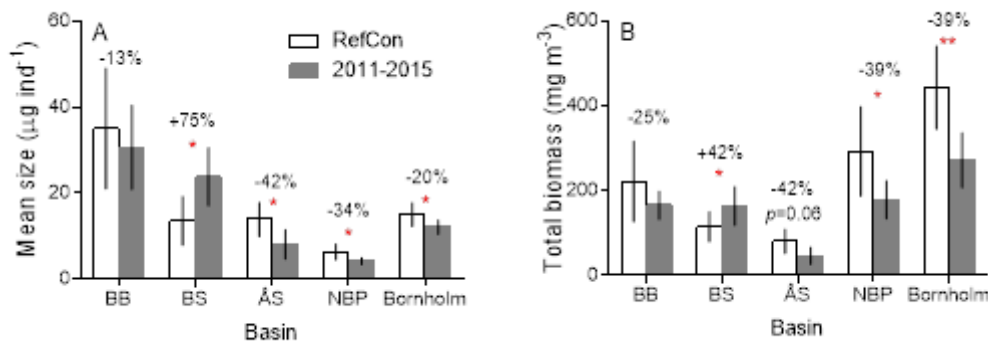
MSTS-dynamik och CuSum-diagram för Bottenviken, Bottenhavet och Västra Gotlandshavet

Både nedåtgående och uppåtgående trender observerades i de längre dataserierna för medelstorlek och total biomassa. I Bottenviken och Bottenhavet har varken medelstorlek eller biomassa överträtt LCL (-5 σ) mellan åren 1979-2015, vilken visar på relativt stabila djurplanktonsamhällen som klarar tröskelvärdena (Bild 4). I Västra Gotlandsbassängen (1998) och i Bornholmsbassängen (2001) däremot har medelstorleken överträtt denna tröskel och har sedan inte klarat tröskelvärdet (Figur 4). I båda fallen var detta relaterat till minskad medelstorlek hos djurplankton, samt i fallet Bornholmsbassängen även låg biomassa efter 2006.

De totala förändringarna av djurplanktons vikt, representerat av medelstorlek och total biomassa i alla bassänger, varierade mellan -34 % till +75 % för medelstorlek samt mellan -39 % till +42 % för total biomassa (Bild 5). Den kraftigaste minskningen av djurplankton har skett i Västra Gotlandshavet, där medelstorleken gått från 6,3 $\mu\text{g ind.}^{-1}$ (1972-1992) till 4,2 $\mu\text{g ind.}^{-1}$ (2011-2015). Under samma period har den totala biomassan gått från 293 till 179 mg WW m⁻³. Liknande förändringar har skett i Bornholmsbassängen, där medelstorlek och total biomassa minskat med 20 respektive 39 %.



Figur 4 MSTS-baserad bedömning för Bottenviken, Bottenhavet, Ålands hav, Västra Gotlandshavet och Bornholmsbassängen. Stjärnor indikerar åren inom bedömningsperioden (2011-2015). Det grönmärkat område representerar GES.



Figur 5 Förändring i (A) djurplankton medelstorlek (individvikt, medelvärde för samhället) och (B) biomassan (mg våtvikt per kubikmeter) i förhållande till referensperioden för varje bedömningsområde.

I Bottenhavet har dock en ökning skett för medelstorlek och total biomassa (Figur 4 och 5), där medelstorlek ökat från 14 till 24 µg ind.⁻¹ och total biomassa från 154 till 164 mg våtvikt m⁻³ (Figur 5). Dessa ökningarna har skett under de senaste tjugo åren och är ett resultat av en växande population av hoppkräftan *Limnocalanus macrurus*, som är en ishavsväxt och ett storvuxet djurplankton. Populationen växte under nittiotalet och har förblivit relativt stor sedan dess.

3.4. Diskussion

Arbetet med att utveckla en indikator var möjligt tack vare långa serier av övervakningsdata från svenska nationella marinövervakningen, samt liknande projekt i Tyskland och Finland. Data från dessa tre länder användes för att etablera tröskelvärden i de havsbassänger som länderna delar. Ett annat viktigt bidrag var det HELCOM-assisterade arbetet med standarder och interkalibrering av insamlings- och analysmetoder för övervakning av djurplankton. Att använda samma standard för insamling av djurplankton underlättade analysen, och gjorde det möjligt att använda gemensamma nationella dataserier i gemensamma vatten. Detta ledde i sin tur till att uppskattningarna blev både pålitligare och robustare för djurplanktonsamhällenas mätetal.

Bedömningen visar att djurplanktonsamhällena i västra Gotlandshavet och Bornholmsbassängen inte klarar tröskelvärdena, eftersom medelstorleken och den totala biomassan var mindre än vid referensförhållandena. Förändringar i taxonomisk struktur varierar mellan bassängerna, men ingen specifik art har identifierats som orsak till detta.

Resultatet av MSTS-baserad analys bör jämföras med andra näringsvävsindikatorer inom D4, enligt aktuell ekologisk statusanalys i specifika analysområden. För detta syfte behövs indikatorer baserade på bakterier, växtplankton och djurplanktonätande fisk för att bättre förstå hur väl MSTS fungerar (inklusive hur väl varje specifik indikator fungerar) och för att bereda en integrerad analys.

Författare: Elena Gorokhova och Calle Mattsson (SU); Norbert Häubner (Havs- och Vattenmyndigheten); Ulla Li Zweifel (Havsmiljöinstitutet)

3.5 Referenser

- Adrian, R., Hansson, S., Sandin, B., DeStasio, B., Larsson, U. (1999) Effects of food availability and predation on a marine zooplankton community—a study on copepods in the Baltic Sea. *Int. Rev. Hydrobiol.* 84:609–626
- Anon. (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union.*; L 164/19, 25.06.2008.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J. C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A., Kornilov, G. (2009) Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *PNAS* 106:197–202
- Fleming-Lehtinen, V., Laamanen, M. J., Kuosa, H., Haahti, H., Olsonen, R. (2008) Long-term Development of Inorganic Nutrients and Chlorophyll a in the Open Northern Baltic Sea. *AMBIO* 37:86–92.
- Fuchs, H, Franks, P. J. S. (2010) Plankton community properties determined by nutrients and size-selective feeding. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 413:1–15.
- Gorokhova, E., Lehtiniemi, M., Postel, L., Rubene, G., Amid, C., Lesutiene, J., Uusitalo, L., Strake, S., Demereckiene, N. (2016) Indicator properties of Baltic zooplankton for classification of environmental status within Marine Strategy Framework Directive. *PLoS ONE* 11(7): e0158326.
- HELCOM (2009) Eutrophication in the Baltic Sea—An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B.*, 169 pp.
- Johansson, S., Hansson, S., Araya-Nunez, O. (1993) Temporal and spatial variation of coastal zooplankton in the Baltic Sea. *Ecography* 16: 167–173.
- Lucas, J.M. (1982) Combined Shewhart-CUSUM quality control schemes. *J. Qual. Tech.* 14: 51–59.
- Manly, B. F. J., Mackenzie, D.I. (2003) CUSUM environmental monitoring in time and space. *Environ. Ecol. Stat.* 10:231–247.
- Margonski, P., Calkiewicz, J. (2016) Testing changes in the food web structure using zooplankton indicators in the southern Baltic Sea, *ICES/PICES 6ZPS 2016/W1*.
- Mesnil, B., Petitgas, P. (2009) Detection of changes in time-series of indicators using CUSUM control charts. *Aquat. Liv. Res.* 22:187–192.
- Peters, R.H. (1983) *The Ecological Implications of Body Size*. Cambridge University Press, New York; 329 pp.
- Simm, M., Kotta, J., Jänes, H. (2014) Mean weight and total biomass of zooplankton as a core indicator of biodiversity of the Marine Strategy Framework Directive: an example of the Gulf of Riga. *Estonian J. Ecol.* 63:232-241.
- Stemberger, R. S., Lazorchak, J. M. (1994) Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 51:2435–2447.

Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J. M., Olesen, J. M., Valido, A., Warren, P. H. (2005) Body size in ecological networks. *Trends Ecol. Evol.* 20:402–409.

Österblom, H., Casini, M., Olsson, O., Bignert, A. (2006) Fish, Seabirds and trophic cascades in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 323:233–238.