

Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024–2029



Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys



Rapport 2024:12

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024–2029

Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten.
Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2024-07-02

ISBN: 978-91-89329-84-3 Omslagsfoto: Agnes Ytreberg

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Rapporten har tagits fram av Havsmiljöenheten, Havs- och vattenmyndigheten.

Övriga medverkande inkluderar:

Ulla Li Zweifel (Havsmiljöinstitutet).

Biologisk mångfald: Jens Olsson, Elisabeth Bolund, Malin Karlsson, Karl Lundström, Maciej Tomczak, Håkan Wennhage och Filip Svensson (SLU Aqua), Fredrik Haas (Lunds universitet), Anja Carlsson och Kylie Owen (Naturhistoriska Riksmuseet), Marie Johansen (SMHI), Elena Gorokhova (Stockholms universitet), Thorsten Blenckner, Elanore Campbell, Andrea De Cervo (Stockholms Resilience Centre), Andrea Belgrano (Göteborgs universitet).

Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur: Håkan Wennhage, Lena Bergström, Filip Svensson (SLU Aqua).

Farliga ämnen: Anne Sørensen (Naturhistoriska Riksmuseet).

Marint skräp: Katja Norén och Max Lindmark från SLU Aqua, Eva Blidberg från Håll Sverige Rent.

Socioekonomisk analys och ekosystemtjänster: Andreas Bryhn, Lena Bergström, Birgit Koehler, Patrik Kraufvelin (SLU Aqua).

Förord

Denna rapport om miljötillståndet i svenska havsområden 2024 är den tredje bedömningen av havsmiljöns status enligt havsmiljöförordningen (2010:1341), som genomför EU:s havsmiljödirektiv (2008/56/EG).

Miljötillståndet i de svenska haven är idag inte tillfredsställande och målen för många av de arter och livsmiljöer som finns längs med kusterna och i havsbassängerna uppnås inte. Bedömningen visar att svenska hav skulle kunna ge större samhällsekonomisk nytta om de var friskare. Samtidigt så ökar trycket på havet från växande verksamheter som energiutvinning, turism och transporter, men även från accelererande klimatförändringar.

Vi har blivit säkrare i vår bedömning, har bättre underlag och en bättre helhetsbild, vilket underlättar kommande steg i förvaltningen, med beslut om miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram för havsmiljön. Helhetsbilden av hur havet mår har stärkts bland annat genom utvecklade metoder, ny kunskap och ett tätare samarbete med grannländerna inom havsregionerna, framförallt inom Helcom och Ospar, kring bedömningsarbetet.

En viktig del i genomförandet av havsmiljöarbetet är att alla som berörs ska ges möjlighet att komma med synpunkter. Därför genomfördes ett samråd kring bedömningen mellan oktober 2023 och mars 2024.

Bedömningarna i rapporten baseras på Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter, HVMFS 2012:18, avseende definitionen av god miljöstatus.

Uppdateringen grundar sig på utveckling inom de havsregionala samarbetena, ny kunskap och det kommissionsbeslutet (EU) 2017/848 om fastställande av kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten.

Göteborg, 2 juli 2024

Mats Svensson

Avdelningschef

Avdelningen för havsförvaltning, Havs- och vattenmyndigheten

Sammanfattning

Havs- och vattenmyndigheten har gjort en statusbedömning av miljötillståndet i svensk havsmiljö. Det innebär en bedömning av om vi har nått god miljöstatus i svenska havsområden i Västerhavet och Östersjön, det vill säga har livskraftiga marina ekosystem med ett hållbart nyttjande av havet. Baserat på resultaten görs en ekosystemtjänstanalys och en ekonomisk analys av havets nyttjande. Resultaten visar att tillståndet för havsmiljöns arter och livsmiljöer är fortsatt kritiskt och att nyttjandet inte är hållbart.

Med den här bedömningen av hur havet mår och nyttjas inleds den tredje förvaltningscykeln inom havsmiljöförvaltningen enligt havsmiljöförordningen, som ingår i det svenska genomförandet av EU:s havsmiljödirektiv. Det är en uppdatering av bedömningen från 2018, den första bedömningen gjordes 2012. Bedömningen av havsmiljöns tillstånd ligger till grund för kommande steg inom förvaltningscykeln, såsom fastställande av miljö kvalitetsnormer, övervakningsprogram och efterföljande åtgärdsprogram för havet.

I de flesta fall nås inte god miljöstatus. Det gäller både bedömda belastningar och påverkan som vi utsätter haven för samt tillstånd för arter, livsmiljöer och ekosystem. Likt föregående bedömningsperioder bedöms de belastningar som påverkar mest i svenska havsområden vara övergödning, farliga ämnen, uttag av arter och bifångst i fiske. Att vi ännu inte uppnår god miljöstatus får negativa konsekvenser för de ekosystemtjänster som haven levererar till samhället. Det innebär att sektorer som turism och yrkesfiske idag levererar under den kapacitet som är möjlig om miljöns status var långsiktigt hållbar.

Tillståndet för marina arter och livsmiljöer i svenska hav behöver förbättras

Huvuddelen av arterna av marina däggdjur, sjöfåglar och marina fiskar bedöms inte uppnå god miljöstatus. Det finns tecken på återhämtning i framför allt Västerhavet och för vissa arter och artgrupper i Östersjön, men som helhet visar bedömningen att tillståndet för havsmiljöns arter och livsmiljöer är fortsatt kritiskt.

Ingen av de tre bedömda **tumlarpopulationerna** når god status i sina respektive utbredningsområden. Därmed uppnår arten tumlare inte heller god miljöstatus.

För **säl**ar bedöms inte någon av de bedömda sälarterna uppnå god miljöstatus. För knubbsäl i Skagerrak innebär detta en försämring jämfört med bedömningen 2018. Gråsälarnas späcktjocklek minskar i Östersjön, vilket kan tyda på att begränsad tillgång på föda.

Bedömningen av **sjöfåglar** är varierande då ungefär hälften av bedömda artgrupper når god miljöstatus.

Sett till **fiskar** är situationen i svenska hav fortfarande ansträngd, och bedömningen har inte förbättrats sedan den förra bedömningsperioden. För artgruppen kustfisk uppnås god miljöstatus i två kustvattentyper i Östersjön. För flera pelagiala och demersala fiskarter finns populationer vars status bedöms vara tillfredsställande. Däremot visar den samlade bedömningen att pelagiala och demersala fiskarter inte uppnår god miljöstatus, varken i Västerhavet eller Östersjön.

För **pelagiska livsmiljöer** uppnås god miljöstatus för livsmiljötypen kust endast i två av de sex bedömda områdena. Ingen livsmiljötyp i utsjön uppnår god miljöstatus. **Bentiska livsmiljöer** uppvisar betydande störning av mänskliga aktiviteter, framförallt ler- och sandbottnar som är särskilt känsliga för fysisk påverkan.

Påverkan på havsmiljön av mänskliga aktiviteter är idag för stor

Mänskliga aktiviteter ger upphov till olika typer av belastningar (till exempel utsläpp av farliga ämnen och undervattensbuller från sjötransporter). Dessa belastningar och deras påverkan på

havsmiljön bedöms idag sammantaget vara för stor. Klimatförändringar bedöms förstärka de negativa effekterna ytterligare nu och i framtiden.

För **övergödning** nås inte god miljöstatus i något utsjöområde utom i Skagerrak. Merparten av kustområdena är fortsatt övergödda. En historiskt alltför hög tillförsel av näringsämnen har lagrats upp och fortsätter påverka havsmiljön negativt, framför allt i Östersjön. Även om den långsiktiga trenden är nedåtgående så finns också indikationer på att tillförseln av kväve från Sverige till Egentliga Östersjön och Öresund har ökat under tioårsperioden till och med 2021.

God miljöstatus uppnås inte avseende miljöhalter av **farliga ämnen** i havsmiljön. Gruppen ämnen som tillhör den kategori som är svårnedbrytbara och också lagras i havets organismer (persistenta och bioackumulerande) når inte god miljöstatus i någon havsbassäng. Påverkan syns på indikatorarter som snäckor, vitmärla och havsörn. Långa tidsserier visar att halter av flera farliga ämnen som reglerats under lång tid har minskat väsentligt i havsmiljön, såsom PBDE och DDT. Samtidigt ökar mängden av vissa andra farliga ämnen och den risk som farliga ämnen utgör för havsmiljön är i hög grad okänd.

God miljöstatus uppnås inte för kommersiellt nyttjade **fiskar och skaldjur**. Fiskeridödligheten indikerar ett ohållbart uttag av många kommersiellt nyttjade fiskpopulationer. Indikatorn åldersfördelning av fisk visar en förskjutning mot mindre, yngre individer för merparten av de fiskpopulationer som kunde analyseras. På den positiva sidan visar nio fiskpopulationer i Västerhavet, som varit mycket ovanliga, positiva trender (exempelvis hälleflundra, marulk) och det finns en chans att populationer återhämtar sig i framtiden.

Vad gäller bedömningen av **havsbottnens integritet** nås god miljöstatus endast i ett fåtal bedömningsområden. Stora delar av bottenarna i svenska havsområden är potentiellt negativt påverkade av fysisk förlust och fysisk störning. Dessutom påverkas bottenarna och de bentiska artsamhällena av syrebrist och andra typer av störning.

God miljöstatus uppnås inte för **främmande arter**. Under bedömningsperioden observerades en (1) ny främmande art i Östersjön och sex nya främmande arter i Västerhavet.

Bedömningen av **marint skräp** visar att god miljöstatus uppnås i Östersjön. I Västerhavet är mängden skräp på stränder och på havsbotten fortsatt alltför stor, där nås inte god miljöstatus.

För första gången har bedömning gjorts av kontinuerligt och impulsivt **undervattensbuller**. God miljöstatus för impulsivt undervattensbuller nås i knappt hälften av de bedömda havsbassängerna. Kontinuerligt buller når endast god miljöstatus i de nordligaste havsbassängerna i Östersjön.

Svenska hav skulle kunna ge större samhällsekonomisk nytta om de var friskare

Dagens miljö tillstånd **begränsar tillgången på ekosystemtjänster**. Svenska hav skulle kunna ge större samhällsekonomisk nytta om de var friskare, eftersom ekosystemet i dagläget inte kan leverera det flöde av ekosystemtjänster som det har potential att göra. Yrkesfiske samt marin turism och rekreation är de ekonomiska aktiviteter som framför allt påverkas av en försämrad havsmiljö. Maritima transporter, som är den största sektorn sett till nettoomsättning och förädlingsvärde, har ett lägre beroende av ekosystemtjänster.

Betalningsviljan för åtgärder för att förbättra dagens tillgång på ekosystemtjänster till ett scenario där "god miljöstatus" uppnås har skattats till 8,2 miljarder kronor per år.

Totalt uppgick nettoomsättningen av de marina näringarna till 106 miljarder kronor per år i genomsnitt och den har överlag ökat inom den maritima sektorn över åren 2014–2020 (löpande priser). Förädlingsvärdet motsvarar 0,6 % av den svenska bruttonationalprodukten.

Det kommersiella fisket (yrkesfisket) har ökat i landningsvärde 2014–2020, men antalet anställda i yrkesfisket har minskat. För marin turism syns en ökning av antal sysselsatta och en ökad nettoomsättning, undantaget 2020 (på grund av Covid). Antalet gästnätter i besöksanläggningar i kustområdet har ökat åren 2014–2019.

Innehåll

Förord	5
Sammanfattning	6
Inledning	10
Havsmiljödirektivet.....	10
Bedömningen visar på havsmiljöns status.....	11
Bedömning av miljöstatus görs enligt reviderade föreskrifter HVMFS 2012:18.....	12
Framtagande av bedömningen av miljö tillståndet	13
Kopplingar till annan EU-lagstiftning och andra mål	14
Rapportens upplägg	15
Havsmiljöns tillstånd: arter, livsmiljöer och ekosystem	16
Fåglar (Deskriptor 1).....	16
Marina däggdjur (Deskriptor 1).....	24
Fisk (Deskriptor 1)	35
Pelagiska livsmiljöer (Deskriptor 1).....	44
Bentiska livsmiljöer (Deskriptor 1)	50
Marina näringsvävar (Deskriptor 4)	50
Bedömning av belastning och påverkan.....	56
Introduktion av främmande arter (Deskriptor 2).....	56
Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur (Deskriptor 3).....	60
Övergödning (Deskriptor 5)	68
Havsbottnens integritet (Deskriptor 6)	84
Förändringar i hydrografiska villkor (Deskriptor 7).....	92
Farliga ämnen (Deskriptor 8).....	94
Farliga ämnen i fisk och andra marina livsmedel (Deskriptor 9).....	111
Marint skräp (Deskriptor 10)	114
Undervattensljud (Deskriptor 11)	119
Kumulativ påverkan	126
Klimatförändringar	130
Sammanfattning och syntes av tillstånd för arter, livsmiljöer och belastningar.....	135
Fortsatt kritiskt tillstånd i svenska havsmiljöer	135
Långsam respons, samtidigt finns behov av åtgärdsarbete	136
Ekonomisk analys av havets nyttjande.....	139
Dagens tillgång till marina ekosystemtjänster.....	139
Mänskliga aktivitetens beroende av ekosystemtjänster	143
Ekonomisk statistik för näringar som är beroende av havet	146
Värdet av god miljöstatus i svenska havsområden.....	153
Sammanfattning och syntes av havets nyttjande	155

Från bedömning till åtgärder: miljö kvalitetsnormer som verktyg	156
Förkortningar och ordlista.....	159
Förkortningar	159
Ordlista	160
Referenser.....	163

Inledning

Havsmiljödirektivet (ramdirektiv om en marin strategi 2008/56/EG) är miljöpelaren i EU:s integrerade havspolitik och utgör EU:s gemensamma ramverk för havsmiljön. Det är den första EU-lagstiftningen som särskilt syftar till att skydda och bevara den marina miljön och de marina naturresurserna, vilket skapar en ram för en hållbar användning av våra hav. Det ska bidra till samstämmighet mellan olika politikområden, överenskommelser och lagstiftningsåtgärder och säkerställa integrering av miljöhänsyn i dessa. För att genomföra havsmiljödirektivet ska en marin strategi, som består av flera steg tas fram av varje medlemsland med kust.

Havsmiljödirektivet

Syftet med havsmiljödirektivet är att uppnå eller fortsätta upprätthålla en god miljöstatus i Europas hav och att skydda och bevara den marina miljön och naturresurserna som den marint relaterade ekonomin och olika samhällsaktiviteter är beroende av. Detta ska ske genom en ekosystembaserad metod för förvaltning av mänskliga aktiviteter. Framgångsrikt genomförande av havsmiljödirektivet är avgörande om den integrerade havspolitiken ska kunna leverera som avsett, bland annat för att skapa förutsättningar för blå tillväxt.

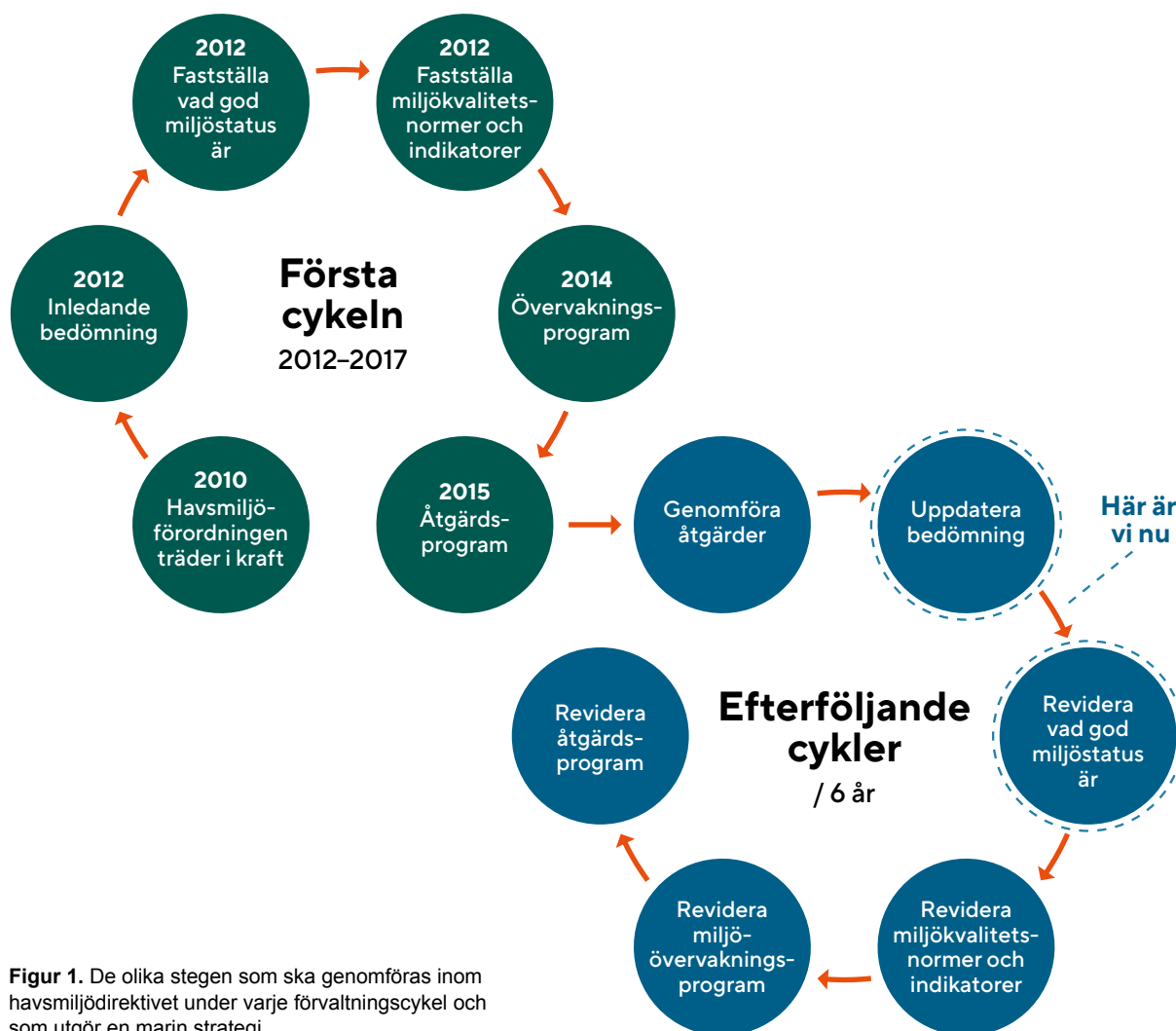
Havsmiljödirektivet är infört i svensk lagstiftning genom miljöbalken (1998:808) och havsmiljöförordningen (2010:1341). Havs- och vattenmyndigheten (HaV) är enligt förordningen ansvarig myndighet för genomförandet och har föreskriftsrätt. Förordningen gäller för alla marina vatten och deras underliggande jordlager, från strandlinjen till och med Sveriges ekonomiska zon. Enligt havsmiljöförordningen indelas Sveriges havsområde i två förvaltningsområden: Nordsjön och Östersjön. Gränsen mellan dem går vid Öresundsbron. De geografiska gränsdragningarna för olika bedömningsområden som ligger till grund för bedömningarna i denna rapport framgår av föreskrifterna HVMFS 2012:18, *bilaga 1* kartorna 1–5.

Arbetet med förordningen sker i sexåriga förvaltningsperioder genom att en marin strategi tas fram (Figur 1). De olika moment som utgör den marina strategin är: definition och bedömning av god miljöstatus, miljö kvalitetsnormer med indikatorer, övervakningsprogram och åtgärdsprogram för havsmiljön. Ytterligare information om förvaltningsperiodens olika delar finns på Havs- och vattenmyndighetens hemsida¹. Med denna bedömning påbörjas den tredje förvaltningsperioden². I samband med detta uppdateras också föreskrifterna (HVMFS 2012:18) med definitioner av vad som kännetecknar god miljöstatus samt tillhörande indikatorer.

Bedömningen av miljö tillstånd och socioekonomisk analys beslutas 2024 och rapporteras därefter till EU-kommissionen som granskar att medlemsländerna uppfyller kraven i havsmiljödirektivet.

¹ Havs- och vattenmyndighetens websida om havsmiljödirektivet <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljo-mal--direktiv/havsmiljodirektivet.html>

² Den första förvaltningsperioden genomfördes 2012–2017, följt av den andra perioden 2018–2023. Rapporter från första och andra förvaltningsperioden finns på Havs- och vattenmyndighetens hemsida: <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsmiljoforvaltning/bedomningen-av-havsmiljons-tillstand.html>



Figur 1. De olika stegen som ska genomföras inom havsmiljödirektivet under varje förvaltningscykel och som utgör en marin strategi.

Bedömningen visar på havsmiljöns status

Rapportens bedömning av miljötillståndet i svenska havsområden 2024 är en uppdatering av den bedömning som togs fram 2018 (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Särskilt när det gäller grundläggande förhållanden i havsmiljön finns bakgrundsinformation i den första bedömningsrapporten från 2012 (Havs- och vattenmyndigheten 2012), med uppdateringar 2018. Dessa beskrivningar av grundläggande tillstånd är fortfarande giltiga. I den här rapporten har vi utvecklat de övergripande beskrivningarna av hur bedömningarna av miljötillstånd genomförs.

Syftet är att bedöma miljötillståndet i havet och påverkan på olika delar av ekosystemet samt identifiera vilka belastningar som ger upphov till påverkan. De viktigaste belastningarna knyts till de mänskliga aktiviteter som använder den marina miljön. Det görs också en ekonomisk och social analys, dels av de värden som användningen av havet medför, dels av förväntade konsekvenser om miljöförsämringarna fortsätter eller om miljön förbättras.

Bedömningen syftar till att ge en allsidig bild av havsmiljöns tillstånd och ligger till grund för de kommande stegen inom den tredje förvaltningsperioden, såsom miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Bedömningen är strukturerad efter de elva temaområden eller *deskriptorer* som anges i havsmiljödirektivet (se Faktaruta 1).

Faktaruta 1. Havsmiljödirektivets deskriptorer för god miljöstatus

Förkortade beskrivningar enligt HVMFS 2012:18, bilaga 2. Hela lydelsen finns i havsmiljödirektivet (2008/56/EG) bilaga 1.

D1	Biologisk mångfald
D2	Främmande arter
D3	Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur
D4	Marina näringsvävar
D5	Övergödning
D6	Havsbottnens integritet
D7	Bestående förändringar av hydrografiska villkor
D8	Farliga ämnen
D9	Farliga ämnen i fisk och andra marina livsmedel
D10	Marint skräp
D11	Undervattensbuller

Bedömning av miljöstatus görs enligt reviderade föreskrifter HVMFS 2012:18

Bedömningar om god miljöstatus uppnås eller ej, görs utifrån definitioner i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, bilaga 2. Enligt förvaltningscykeln (se Figur 1) har en uppdatering även gjorts av föreskrifterna HVMFS 2012:18 bilaga 2, under 2024.

Att definiera och bedöma god miljöstatus

Bedömning av miljötilståndet ska göras i förhållande till ländernas definitioner av vad som kännetecknar god miljöstatus. I Sverige fastställs detta genom HVMFS 2012:18. Definitionerna av god miljöstatus ska tillsammans beskriva det önskade tillståndet enligt den övergripande definitionen i artikel 3 (5) i havsmiljödirektivet, som kortfattat innebär att de marina vattnen ska vara rena, friska och produktiva och att nyttjandet ska vara på en hållbar nivå. Beskrivningarna i föreskrifterna delas upp i 11 deskriptorer enligt de kvalitativa målbeskrivningarna i bilaga I i direktivet och ska innehålla de komponenter som anges i bilaga III. Närmare preciseringar som ska följas finns i Kommissionens beslut (EU) 2017/848 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus. Kommissionsbeslutet anger minimikrav för att tillförsäkra enhetlighet mellan länder och möjliggöra jämförelser av miljöstatus mellan och inom marina regioner och delregioner. Kommissionsbeslutet innehåller bland annat obligatoriska och kompletterande kriterier inom respektive deskriptor (temaområde) och ett antal specifikationer om vad som ska finnas med i beskrivningen av god miljöstatus för respektive kriterium. För varje kriterium ska det bland annat anges ett kvantitativt tröskelvärde för kvalitetsnivån som gör det möjligt att bedöma om god miljöstatus uppnås. I HaV:s föreskrifter används indikatorer som en nivå under kriterierna. Därför är det på indikatornivå som tröskelvärden anges. Vid bedömning av ett kriterium kan flera indikatorer användas som tillsammans gör det möjligt att bedöma kriteriet. Detta gäller speciellt för biologisk mångfald.

Den första bedömningen och föreskrifterna som togs fram 2012 byggde på ett tidigare kommissionsbeslut (2010/477/EU) som nu är upphävt. Då HVMFS 2012:18 uppdaterats i linje med kommissionsbeslutet från 2017 har kriterier och indikatorer omformulerats, tagits bort eller tillkommit.

Indikatorer, inklusive tröskelvärden, har till stor del tagits fram genom samarbete, med omfattande expertmedverkan, inom de regionala havsmiljökonventionerna Oskar och Helcom. Utveckling av indikatorerna sker i expertgrupper med forskare och andra experter från ett antal länder,

på vetenskaplig basis, och baserat på bästa tillgängliga data i regionen. Svenska experter deltar i hög grad i detta arbete. Beslut om gemensamma indikatorer fattas enhälligt (Helcom) eller med majoritet (Ospar). Det finns också indikatorer som är nationella, eller har modifierats för användning nationellt, ofta i fall där ett samarbete om ny indikator inletts inom konventionerna men där man ännu inte fattat gemensamma beslut att använda denna indikator. För kustvatten har flera indikatorer hämtats från vattenförvaltningens föreskrifter, HVMFS 2019:25.

Framtagande av bedömningen av miljötilståndet

Bedömningarna i denna rapport har utförts baserat på underlag till stor del framtaget genom arbete i de regionala havskonventionerna, samt genom ett stort antal uppdrag till nationella forskare och experter inom respektive sakområde. Bedömningarna bygger huvudsakligen på resultat från den miljöövervakning som genomförs inom övervakningsprogrammet enligt havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2020d³), men har i vissa fall kompletterats med andra data.

Bedömningsarbetet har samordnats inom havsregionerna, framför allt genom Helcom:s statusbedömning⁴ och Ospar:s bedömning⁵ har man arbetat fram havsregionala bedömningar av miljötilståndet i Östersjön och Nordostatlanten (i Osparområdet ingår de svenska havsbassängerna Öresund, Kattegatt och Skagerrak). Sverige har aktivt medverkat i projekten. Under 2022 och 2023 pågick en stegvis granskningsprocedur, där experter inom respektive tema gavs möjlighet att kommentera produkter som tagits fram i de havsregionala statusbedömningarna (indikatorer och tröskelvärden, metoder, indikatorbedömningar, tematiska bedömningar), och där Sverige som avtalspart godkänt respektive steg. Detta arbete har i hög grad bidragit till samordning av ländernas nationella bedömningar enligt havsmiljödirektivet.

Alla bedömningar som Sverige rapporterar till EU-kommissionen gäller för svenska havsbassänger (enligt HVMFS 2012:18 bilaga 1). I vissa fall där det ekologiskt relevanta utbredningsområdet är större än landets gränser så bör dock bedömningen göras exempelvis för en population, vilket innebär att data från andra länders vatten ingår i vissa bedömningar. Detta tillvägagångssätt rekommenderas i rapporteringsvägledningen från EU (EU 2022) och det finns en enighet om detta bedömningsförförande mellan konventionsländerna.

I arbetet har observerats en större samstämmighet mellan konventionsländerna i Helcom och Ospar när det gäller användning av bedömningsresultat på indikatornivå än för bedömning av övergripande miljöstatus. Sverige har i stor utsträckning använt de regionala bedömningarna. Det finns dock fall där detta inte varit möjligt, eller att Sverige valt en annan metodik, exempelvis en annan geografisk skala. Detaljer om huruvida den svenska indikatorn motsvarar en regionalt beslutad indikator, eller delvis motsvarar en sådan, finns även i de indikatorfaktablad som tagits fram för indikatorbedömningarna⁶.

Remissversion av bedömning av miljötilstånd och socioekonomisk analys var ute på samråd mellan 16 oktober 2023–1 mars 2024 med komplettering av avsnittet om havsbottnens integritet

³ Havs- och vattenmyndigheten uppdaterade övervakningsprogrammen för havsmiljödirektivet 2020. Underlaget beskrivs i form av 14 övervakningsstrategier i en rapport och genom 48 faktasidor på webben som redogör för de enskilda övervakningsprogrammen.

⁴ Helcom bedömning av Östersjöns miljötilstånd 2023, se Helcoms websida <https://helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2023/>

⁵ Ospars bedömning av Nordostatlantens miljötilstånd 2023, se Ospars websida <https://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/qs2023>

⁶ Utförligare information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

(deskriptor 6), under perioden 11 januari –31 mars 2024. Remissmaterialet och en sammanställning från samrådet finns på HaV:s hemsida⁷.

Kopplingar till annan EU-lagstiftning och andra mål

Havsmiljöförvaltningen kopplar till annan EU-lagstiftning och andra mål som gäller för samma vatten.

När de förhållanden som kännetecknar god miljöstatus definieras samt vid framtagandet av miljökvalitetsnormer ska hänsyn också tas till andra EU-direktiv. De EU-direktiv som har tydligast koppling till havsmiljön är EU:s ramdirektiv för vatten, vattendirektivet (2000/60/EG) vilket överlappar geografiskt med havsmiljödirektivet i kustvattnet. Genom vattenförvaltningen görs koppling till bland annat EU:s jordbrukspolitik, nitratdirektivet (91/676/EEG), avloppsdirektivet (91/271/EEG). Även art- och habitatdirektivet (92/43/EEG) omfattar marina arter och livsmiljöer. Andra relevanta EU-direktiv är fågeldirektivet (2009/147/EG) och direktivet om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område (2008/105/EG) vilket berör så kallade prioriterade ämnen (farliga ämnen).

Hänsyn ska även tas till relevanta nationella och internationella miljömål. Det svenska miljömålssystemet kopplar till havsmiljödirektivet i generationsmålets så kallade strecksats om god hushållning med naturresurserna samt i miljökvalitetsmålen: Hav i balans samt levande kust och skärgård, Ingen övergödning, Giftfri miljö och Ett rikt växt- och djurliv. Internationella miljömål som ska beaktas är de som överenskommit genom regionala havskonventioner bland annat Helcom:s Aktionsplan för Östersjön⁸ och mål framtagna inom Oskar (The North-East Atlantic Environment Strategy)⁹. Även FN:s globala hållbarhetsmål (Agenda 2030) ska beaktas, särskilt mål 14 om hållbart bevarande och nyttjande av de marina resurserna samt mål 15 om bevarande av biologisk mångfald och hållbar användning av ekosystemen¹⁰.

EU:s integrerade havspolitik kopplar exempelvis även till den gemensamma fiskeripolitiken och havsplaneringen. Havsplanering är till för att havet ska användas hållbart och effektivt nu och i framtiden. Havsplanerna ska bidra till hållbar utveckling. Att lyckas med att upprätthålla eller uppnå en god miljöstatus, kräver en fungerande havsplanering. Havsmiljöförvaltningen är ett verktyg för att anpassa användningen av havet så att utvecklingsbehov tillgodoses samtidigt som god miljöstatus upprätthålls.

Den gemensamma fiskeripolitiken (EU 1380/2013) är av central betydelse för havsmiljön eftersom den styr hur yrkesfisket ska bedrivas på de flesta av de kommersiellt nyttjade havslevande arterna i EU:s vatten. Den gemensamma fiskeripolitiken har som mål att säkerställa att fiske- och vattenbruksverksamhet är miljömässigt hållbara på lång sikt och ska bidra till att uppnå god miljöstatus. Detta ska uppnås genom att se till att nyttjandet av levande marina resurserna sker på ett sätt som återställer och bevarar bestånd över nivåer som säkerställer en maximal hållbar avkastning, samt att verksamhetens negativa inverkan på de marina ekosystemen som helhet minimeras.

Den svenska havsmiljöförvaltningen ska också vara samordnad med andra medlemsstaters förvaltning i Nordsjön och Östersjön. Det ställer krav på en samsyn kring vad som kännetecknar god miljöstatus, och ett samarbete kring åtgärder för att minska belastningar med gränsöverskridande effekter. Samordningen sker genom EU-kommissionen, de regionala havsmiljökonventionerna, samt bi- och trilaterala kontakter med grannländer.

⁷ Havs- och vattenmyndighetens websida för äldre remisser, 2023: www.havochvatten.se/remiss-bedomning-havsmiljons-tillstand

⁸ Helcom Baltic Sea Action Plan, <http://www.helcom.fi/baltic-sea-action-plan>

⁹ Oskar North-East Atlantic Environment Strategy <https://www.ospar.org/convention/strategy>

¹⁰ <http://www.globalamalen.se/>

Rapportens upplägg

De aspekter som ska ingå i bedömning av miljötillståndet anges i 13 § i havsmiljöförordningen. Innehållet finns också preciserat i bilagor till havsmiljödirektivet samt vägledningarna som tagits fram inom det gemensamma EU-arbetet¹¹.

Till denna bedömning hör flera underlag, i form av bland annat faktablad och rapporter, vilka finns tillgängliga på HaV:s hemsida¹². Aktuella vägledningarna och EU-kommissionens beslut 2017/848 finns på HaV:s hemsida¹³.

I rapportens andra kapitel finns en analys av det aktuella miljötillståndet. Här bedöms tillståndet för arter, livsmiljöer och näringsvävar.

I tredje kapitlet finns en analys av de viktigaste belastningarna och mänskliga aktiviteter som påverkar miljötillståndet i havet. Det handlar om föroreningar, exempelvis tillförsel av näringsämnen och farliga ämnen, och om biologiska störningar, exempelvis introduktion främmande arter. Här finns också en beskrivning av analyser av kumulativ påverkan samt hur klimatförändringar påverkar svenska havsmiljöer.

En socioekonomisk analys av havets nyttjande finns i fjärde kapitlet. Analysen syftar till att beskriva vilka samhällsekonomiska värden som havet skapar men också vilka värden som riskerar att gå förlorade när god miljöstatus inte nås. Detta följs av en ekosystemtjänstanalys.

Sist i rapporten beskrivs kort kommande steg i förvaltningscykeln.

¹¹ Vägledningarna tas fram inom arbetet med CIS - Common Implementation Strategy, bland annat inom arbetsgrupper där både EU-kommissionen och medlemsländerna deltar.

¹² Havs- och vattenmyndighetens webbsida om bedömning av havsmiljöns tillstånd <https://www.havochvatten.se/planer-och-samverkan/havsmiljoforvaltning/bedomningen-av-havsmiljons-tillstand.html>

¹³ Direktiv och vägledningarna för arbetet med havsmiljödirektivet och havsmiljöförordningen: <https://www.havochvatten.se/planer-och-samverkan/havsmiljoforvaltning/direktiv-och-vagledningarna-for-arbetet-med-havsmiljodirektivet-och-havsmiljoforordningen.html>. Se t.ex. EU, 2022.

Havsmiljöns tillstånd: arter, livsmiljöer och ekosystem

Bedömning av havsmiljöns tillstånd baseras på:

- Ett flertal artgrupper och populationer av fåglar, marina däggdjur, och fiskar
- Pelagiska och bentiska livsmiljöer
- Marina näringsvävar

Grunder för bedömningen finns i havsmiljöföreskrifterna HVMFS 2012:18, och återges även kortfattat i kapitlet. Några centrala uttryck som används i bedömningen (god miljöstatus, kriterium, indikator och tröskelvärde), finns förklarade i kapitlet *Förkortningar och ordlista*.

Närmare preciseringar som ska följas finns i Kommissionens beslut (EU) 2017/848 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus.

Indikatorer och bedömningsmetoder har till stor utsträckning utvecklats och beslutats genom internationella överenskommelser. I vissa fall används nationellt utvecklade indikatorer och/eller tröskelvärden.

Bedömning av biologisk mångfald ska alltid ta hänsyn till naturlig variation, interaktioner i ekosystemet samt till statistiska osäkerheter. Detta har beaktats vid utveckling och beslut om tröskelvärden och i analys av trender och tidsserier.

De bedömningsresultat som presenteras avser huvudsakligen perioden 2016–2021. Utveckling som skett efter 2021 omfattas inte i den här bedömningen men kommer att ingå i nästkommande förvaltningsperiod.

Fåglar (Deskriptor 1)

Sjöfåglar befinner sig i toppen på marina näringsvävar och utgör viktiga indikatorer för ekosystemens hälsa och status. Förändringar i tillståndet hos fågelpopulationer avspeglar bland annat förändringar i näringsväven och direkta och indirekta störningar från en rad olika mänskliga verksamheter, både i Sverige och internationellt.

Miljöstatus för fåglar baseras på förekomsten av arter i fem artgrupper med olika preferenser för födosök: ytfödosökande, pelagiskt födosökande, bentiskt födosökande samt grupper med betande och vadande födosök. Dessa artgrupper bedöms separat för häckande och övervintrande fågelarter. För sillgrissla bedöms även häckningsframgång.

För häckande fåglar nås god miljöstatus i Västerhavet och Östersjön för tre av fem artgrupper: ytfödosökande, pelagiskt sökande och betande födosökande fåglar.

För övervintrande fåglar nås god miljöstatus i Östersjön för artgrupperna pelagiskt födosökande och betande födosökande och i Västerhavet för bentiskt födosökande och betande födosökande fåglar. För fåglar med vadande födosök görs ingen bedömning för övervintrande fåglar då för få arter ingår i underlaget.

För 2024 görs även en begränsad bedömning av arters demografi (D1C3) i Östersjön, baserad på en indikator för häckningsframgång av sillgrissla som häckar på Stora Karlsö, Gotland. Indikatorn klarar tröskelvärdet men resultaten ingår inte i den sammanvägda bedömningen av god miljöstatus på grund av att bedömningen endast baseras på en art.

Det saknas ofta entydiga förklaringar till att god miljöstatus inte nås för vissa artgrupper men det finns bland annat indikationer på påverkan av hög predation, förändringar i arternas livsmiljö, tillgång till föda, och förändringar som beror på ett varmare klimat.

Metod för bedömning av miljöstatus för sjöfåglar

Bedömning av miljöstatus för sjöfåglar görs separat för övervintrande och häckande fåglar.

Övervintrande fågelarter använder svenska havsområden som rastplatser och födosöksområden under vintern men häckar mestadels i andra delar av Nordeuropa. De häckande fåglarna tillbringar sommarperioden i svenska havsområden. Vissa av de häckande arterna övervintrar i sydliga regioner, medan andra tillbringar vintern i Östersjön, Kattegatt eller Skagerrak.

De arter som ingår i bedömningen av sjöfåglar framgår av Tabell 1. De fem artgrupperna som bedöms karakteriseras av arter som:

- söker föda vid vattenytan (ytfödosök)
- söker fisk eller annan animalisk föda i vattenmassan (pelagiskt födosök)
- söker föda, ofta musslor, på havets botten (bentiskt födosök)
- främst livnär sig på växter (betande födosök)
- springande/gående söker insekter, mollusker etc. längs stränder (vadande födosök)

Tabell 1. Arter som ingår i bedömningen av artgrupper för häckande och övervintrande sjöfåglar.

Artgrupp	Häckande sjöfåglar	Övervintrande sjöfåglar
Vadande födosökande	gravand, strandskata, större strandpipare, drillsnäppa, rödbena, roskarl	kricka
Ytfödosökande	kustlabb, skratmås, fiskmås, havstrut, gråtrut, silltrut, skrântärna, silvertärna, fisktärna	fiskmås, havstrut, gråtrut
Pelagiska födosökande	småskrake, storskrake, skäggdopping, storskarv, sillgrissla, tordmule, tobisgrissla	salskrake, småskrake, storskrake, skäggdopping, svarthakedopping, smålom, storlom*, storskarv
Bentiska födosökande	vigg, ejder, svärta	brunand, vigg, bergand*, ejder, alfågel, sjöorre, svärta, knipa
Betande födosökande	knölsvan, grågås, vitkindad gås, kanadagås, gräsand	knölsvan, sångsvan, bläsand, gräsand, stjärtand*, sothöna

* bedöms ej i Västerhavet.

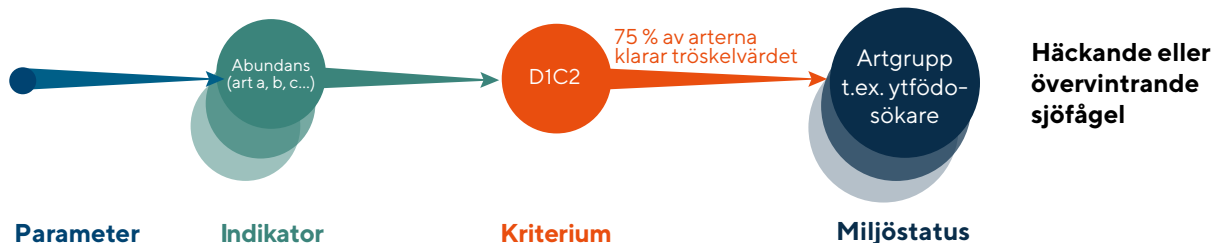
Bedömningen av sjöfåglar baseras på kriterium D1C2 Abundans av arter. Två indikatorer används i bedömningen: 1.2A Abundans av häckande sjöfåglar och 1.2B Abundans av övervintrande sjöfåglar (Faktaruta 2).

För varje art som listas i Tabell 1 bedöms om tröskelvärde för artens abundans klaras. God miljöstatus bedöms för var och en av de fem artgrupperna. God miljöstatus uppnås när minst 75 % av arterna inom en artgrupp klarar sina arts specifika tröskelvärden (Figur 2). Om det är färre än fem arter i en artgrupp styrs bedömningen av den art som visar sämst status.

Bedömning av häckningsframgång, som kategoriseras till kriterium D1C3, Demografiska egenskaper hos arter, begränsas i nuvarande bedömningsperiod till sillgrissla och baseras på indikatorn 1.3D Häckningsframgång hos sillgrissla (Faktaruta 2). Resultaten ingår inte i den sammanvägda bedömningen och redovisas separat då kriteriet endast bedöms för en art.

Bedömningsområden är Västerhavet respektive Östersjön för övervintrande fåglar och Västerhavet och Östersjön tillsammans för häckande fåglar. För häckningsframgång för sillgrissla bedöms miljöstatus på Stora Karlsö, vilket reflekterar sillgrisslans livsbetingelser i Egentliga Östersjön. Status för arten sillgrissla kan även indikera ändrande förutsättningar i näringsväven eftersom sillgrisslans huvudföda är skarpsill och sillgrisslan därmed gynnas av en förskjutning i

sammansättning av det pelagiska fisksamhället. Bedömningen följer den bedömningsmetod som används i Helcom och Ospar, men baseras på svenska data för att avspegla förhållandet i svenska marina vatten.



Figur 2. Illustration av metod för att bedöma om god miljöstatus uppnås för artgrupper av häckande respektive övervintrande sjöfåglar. De tonade cirkelarna symboliserar bedömningar av flera olika arter eller artgrupper. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 2. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen sjöfåglar

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D1C2 – Abundans av arter

Bedömningen baseras på två indikatorer; 1.2A Abundans av häckande sjöfåglar och 1.2B Abundans av övervintrande sjöfåglar. Abundansen och trend uppskattas för de arter som redovisas i Tabell 1. Abundansen uttrycks som ett index. För varje art jämförs förekomst under bedömningsperioden med förekomst under en referensperiod (1991–2000). Referensperiodens indexvärde är satt till 1.

Tröskelvärdet för arter som lägger mer än ett ägg motsvarar att abundansens medelvärde under bedömningsperioden ska vara $\geq 70\%$ av referensperiodens medelvärde för att tröskelvärdet ska klaras. Motsvarande tröskelvärdet för arter som lägger ett ägg är $\geq 80\%$.

Indikator för kriterium D1C3 – Demografiska egenskaper

Bedömningen baseras på en indikator: 1.3D Häckningsframgång hos sillgrissla. Häckningsframgång bestäms genom att räkna häckande par och flygfärdiga avkomma. Bedömningen baseras på reproduktionsdata hos de häckande sillgrisslorna på Stora Karlsö (Gotland).

Tröskelvärdet motsvarar att tillväxthastigheten i populationen inte ska vara lägre än vad som motsvarar en minskning i populationsstorlek med maximalt 30 % över tre generationer.

Bedömning av miljöstatus för häckande sjöfåglar

Miljöstatusen varierar mellan artgrupper för häckande fåglar; god miljöstatus nås för ytfödösökare, pelagiska födosökare och växtbetare men inte för artgrupperna vadande och bentiska födosökare (Tabell 2). Denna bedömning av miljöstatus är densamma som föregående bedömningsperiod (2011–2016).

Några entydiga förklaringar till den dåliga miljöstatusen för den vadande och bentiskt födosökande gruppen finns inte. I den bentiskt födosökande gruppen är det två arter, ejder och svärta, som inte klarar sina tröskelvärden. Bägge arterna har minskat kraftigt inte bara i Sverige utan i stora delar av respektive arts utbredningsområde. För ejdern kan en stor del av minskningen i Östersjön sannolikt förklaras av ett stort predationstryck från havsörn. Både i Sverige och Finland har havsörnspopulationen ökat kraftigt, vilket bidragit till ökad dödlighet under häckningstid hos framför allt ejderhonor (Lehikoinen m.fl. 2008). På senare tid undersöks även samband mellan nedgången i ejdrar och minskad tillgång till föda. Bland annat har direkta samband påvisats

mellan ökad predation av ejderhonor, minskad födotillgång och minskad reproduktion hos ejder (Morelli m.fl. 2021). Vad gäller de vadande arterna är flera knutna till strandängsmiljöer. För arter som ingår i det svenska "Åtgärdsprogrammet för hotade vadare på strandängar" har försämrat häckningshabitat och högt predationstryck lyfts som två faktorer som missgynnat de arter som ingår i programmet (Naturvårdsverket 2015). Även om ingen av dessa arter ingår i indikatorn för abundans av arter är det troligt att samma faktorer påverkar flertalet av de arter som ingår i bedömningen.

För de artgrupper som når god miljöstatus kan förändringar i näringsväv och klimat möjligen bidra till det goda tillståndet. Samtliga arter i den pelagiskt födosökande gruppen har fisk som huvudsakliga föda. En potentiell bytesart för flertalet av de fiskätande fågelarterna är storspigg, en art som ökat kraftigt i delar av Östersjön sedan början av 2000-talet. Ökningen tillskrivs minskat predationstryck från rovfisk, övergödning och klimatförändring (Olin m.fl. 2022). Betande arter har sannolikt gynnats av de allt mildare vintrarna då flertalet av arterna i denna grupp övervintrar i nordvästra Europa. Milda och snöfattiga vintrar ökar tillgången till föda, vilket rimligen leder till minskad vinterdödlighet och därmed ökande populationer.

Sverige tillämpar undantag från att nå god miljöstatus för bentiskt födosökande fåglar i Östersjön enligt 29 § havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Undantaget motiveras av att naturliga förhållanden inte tillåter en snar förbättring då många olika belastningar påverkar tillståndet för artgruppen och där åtgärder behövs på en annan nivå än den nationella eftersom antingen övervintringsområden eller häckningsområden för respektive population ligger utanför svenska marina vatten. Det bedöms vara möjligt att nå god miljöstatus för bentiskt födosökande fåglar kring år 2030.

Tabell 2. Bedömning av god miljöstatus (GES) för artgrupper av häckande fåglar i bedömningsperioden 2016–2021. Bedömningsområdet är Östersjön och Västerhavet tillsammans. För bedömning av tillståndet för enskilda arter, se indikatorfaktablad¹⁴. Grönt och symbolen bock ✓: god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: god miljöstatus uppnås inte.

Artgrupp	Antal arter som klarar tröskelvärdet	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Vadande födosökande	2 av 6		✗ Oförändrad
Ytfodosökande	7 av 9		✓ Oförändrad
Pelagiska födosökande	7 av 7		✓ Oförändrad
Bentiska födosökande	2 av 3*		✗ Oförändrad
Betande	5 av 5		✓ Oförändrad

* När mindre än fem arter ingår i bedömningen behöver samtliga arter klara tröskelvärdet för att miljöstatusen ska bedömas som god.

Bedömning av miljöstatus för övervintrande sjöfåglar

Västerhavet

För artgrupper av övervintrande fåglar i Västerhavet nås god miljöstatus för bentiskt och betande födosökande men inte för de ytfodosökande och pelagiskt födosökande grupperna (Tabell 3). Jämfört med den föregående bedömningsperioden (2011–2016) har en försämring skett för pelagiskt födosökande arter och en förbättring för bentiskt födosökande arter.

Den dåliga miljöstatusen för pelagiskt födosökande arter saknar entydig förklaring. Storskrake är dock en av de arter som inte klarar tröskelvärdet i denna artgrupp. Det har visats att andelen

¹⁴ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

av de storskrakar som övervintrar i Sverige ökat i Östersjön, men minskat i Västerhavet under perioden 1971–2015 (Nilsson & Haas 2016). En möjlig förklaring är att övervintringsområdet förskjutits åt nordost.

Samtliga växtbetande arter i Västerhavet når god miljöstatus (Tabell 3). En förklaring till detta kan vara det mildare klimatet vilket medfört att stora strandnära grundområden i södra Sverige, där dessa arter gärna söker föda, numera regelbundet ligger isfria och därmed är tillgängliga för födosök.

Tabell 3. Bedömning av god miljöstatus (GES) för artgrupper av övervintrande fåglar i Västerhavet i bedömningsperioden 2016–2021. För bedömning av tillståndet för enskilda arter, se indikatorfaktablad¹⁵. Grönt och symbolen bock ✓: god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: god miljöstatus uppnås inte. Grått och symbolen streck –: God miljöstatus bedöms ej då enbart en art ingått i bedömningsperioden. E.t: Ej tillämpligt då någon bedömning inte genomfördes i förra bedömningsperioden.

Artgrupp	Antal arter som klarar tröskelvärdet	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Vadande födosökande	1 av 1	–	E.t
Ytfödosökande	1 av 3*	✗	E.t
Pelagiska födosökande	5 av 7	✗	Försämrad
Bentiska födosökande	6 av 7	✓	Förbättrad
Betande	5 av 5	✓	Oförändrad

* När mindre än fem arter ingår i bedömningen behöver samtliga arter klara tröskelvärdet för att miljöstatusen ska bedömas som god.

Östersjön

Miljöstatus varierar även mellan artgrupperna för övervintrande fåglar i Östersjön men tillståndet är något annorlunda än i Västerhavet: här nås god miljöstatus för de pelagiskt och betande födosökande artgrupperna (Tabell 4). Denna bedömning av miljöstatus är densamma som föregående bedömningsperiod (2011–2016).

Skillnaden i miljöstatus för bentiskt födosökande övervintrande arter mellan de två bedömningsområdena beror på att alfågel och ejder klarar de arts specifika tröskelvärdena i Västerhavet men inte i Östersjön (se indikatorfaktablad). Det finns resultat som tyder på att klimatförändringen har haft en negativ påverkan på såväl häckningsframgång som den föda (blåmussla) som alfågarna utnyttjar under vintern (Rintala m.fl. 2022).

För betande arter kan den goda miljöstatusen sannolikt ges samma förklaring som för Västerhavet, det vill säga ett mildare klimat. God miljöstatus för pelagiskt födosökande kan ge en indikation på storskaliga förändringar näringsväven i Östersjön med en ökad förekomst av både skarpsill och storspigg. Storskarv i denna artgrupp kan även utgöra en påverkansfaktor för kustfiskbestånden.

¹⁵ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Tabell 4. Bedömning av god miljöstatus (GES) för artgrupper av övervintrande fåglar i Östersjön i bedömningsperioden 2016–2021. För bedömning av tillståndet för enskilda arter, se indikatorfaktablad¹⁶. Grönt och symbolen bock ✓: god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: god miljöstatus uppnås inte. Grått och symbolen streck —: Bedöms ej då enbart en art ingått i bedömningsperioden. E.t: Ej tillämpligt då någon bedömning inte genomfördes i förra bedömningsperioden.

Artgrupp	Antal arter som klarar tröskelvärdet	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Vadande födosökande	1 av 1	—	E.t
Ytfodosökande	2 av 3*	✗	E.t
Pelagiska födosökande	7 av 8	✓	Oförändrad
Bentiska födosökande	5 av 8	✗	Oförändrad
Betande	6 av 6	✓	Oförändrad

* När mindre än fem arter ingår i bedömningen behöver samtliga arter klara tröskelvärdet för att miljöstatusen ska bedömas som god.

Bedömning av häckningsframgång för sillgrissla

Indikatorn häckningsframgång för sillgrissla klarar tröskelvärdet, vilket innebär att kriterium D1C3 också klaras för arten i Östersjön. Ingen tidigare bedömning har gjorts. Den goda häckningsframgången tyder på att mängden tillgänglig föda är gynnsam för sillgrissla, kombinerat med en gynnsam situation vad gäller annan påverkan. Den gynnsamma födotillgången beror bland annat på en ökning av skarpsill, sillgrisslans födobas, vars ökning tillskrivits överfiske av torsk i Östersjön (Österblom m.fl. 2006). Den höga häckningsframgången hos sillgrisslor avspelar således sannolikt även en förändring i den marina näringsväven.

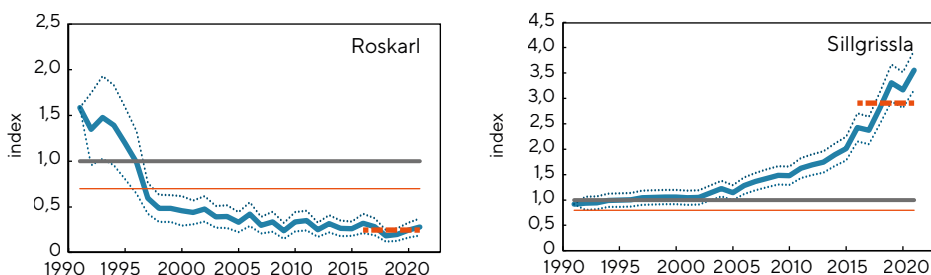
Trender för fågelarter

För varje art som ingår i bedömningen har en analys av trenden i förekomst under perioden 1991–2021 genomförts. För utveckling av ett urval av arter se Figur 3 och 4.

För häckande sjöfåglar uppvisar tolv arter statistiskt signifikanta populationsökningar medan tio arter minskar och åtta arter uppvisar en stabil populationsutveckling. De fem arter som minskat mest är roskarl, gråtrut, gravand, drillsnäppa och havstrut. För dessa arter var populationsstorleken under bedömningsperioden 25–38 % lägre än den var under referensperioden. De fem arter som ökat mest, samtliga fiskätare, är skäggdopping, sillgrissla, fisktärna, silvertärna och skrântärna. För dessa arter indikerar resultaten att de var 1,7–4,8 gånger vanligare under bedömningsperioden än under referensperioden.

¹⁶ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Häckande fågelarter, Östersjön och Västerhavet, 1991–2021



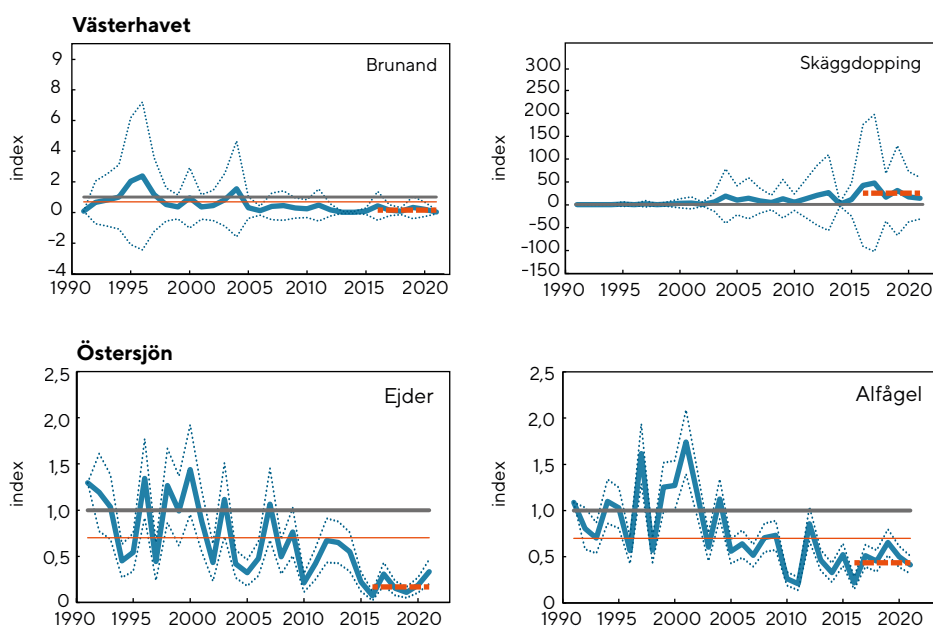
Figur 3. Årligt populationsindex (heldragen blå linje) och 95 % konfidensintervall (blå tunn prickad linje) för de häckande sjöfågelarterna roskarl och sillgrissla. Grå linje visar artens årsmedelindex för 1991–2000 (referensperiod), röd tunn linje tröskelvärdet (70 % av referensperiodens värde), röd fet prickad linje = årsmedelindex för bedömningsperioden 2016–2021. För båda arter är trenden statistiskt signifikant ($p < 0.05$ eller lägre). Källa: Havs- och vattenmyndigheten, indikatorfaktblad¹⁷.

Av de övervintrande arter som bedöms i Västerhavet uppvisar tio arter signifikant positiva trender, fem arter minskar och fem arter har osäker eller stabil trend under perioden 1991–2021. Brunnand, smålom och storskrake minskade mest och antalet under bedömningsperioden var 15–50 % lägre jämfört med referensperioden. De tre arter som ökat mest är skäggdopping, bläsand och svarthakedopping som var 7–25 gånger så vanliga under bedömningsperioden jämfört med referensperioden.

I Östersjön bedöms trenden för övervintrande arter under samma period vara signifikant ökande för 16 av 23 arter, medan fyra arter minskar och tre är stabila. Den största ökningen stod kricka, stjärtand och sjöorre för som ökade 8–16 gånger medan exempelvis ejdern minskade med 81 % och alfågel med 54 % (Figur 4).

¹⁷ Faktblad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Övervintrande arter, 1991–2021



Figur 4. Årligt populationsindex (heldragen blå linje) och 95 % konfidensintervall (blå tunn prickad linje) för de övervintrande sjöfågelarterna brunand och skäggdopping i Västerhavet och ejder och alfågel i Östersjön 1991–2021. Grå linje visar artens årsmedelindex för 1991–2000 (referensperiod), röd tunn linje tröskelvärde (70 % av referensperiodens värde), röd fet prickad linje = årsmedelindex för bedömningsperioden 2016–2021. För samtliga arter är trenden statistiskt signifikant ($p < 0.05$ eller lägre). Källa: Havs- och vattenmyndigheten, indikatorfaktablad¹⁸.

Påverkan på sjöfåglar

De belastningarna som påverkar sjöfåglar varierar mellan artgrupper men bifångst i fiske, direkt störning genom mänsklig närvaro, och farliga ämnen är de belastningar som bedöms ha störst påverkan (Helcom 2023a,b). Miljögifter påverkar häckningsframgången negativt och kan bli särskilt allvarig för fågelarter högt uppe i näringsväven, som havsörn (se kapitel *Farliga ämnen, deskriptor 8*). Predation av introducerade främmande arter, exempelvis mink, kan ha en hög påverkan på vissa fågelarter, särskilt markhäckande arter (Skov et al. 2011). Födobrist har också en betydande påverkan på fåglars tillstånd och som framgår av den text som är kopplad till bedömningen kan klimatförändringar påverka både tillgång till föda och utbredning av arterna.

För ejder och svärta finns internationella åtgärdsplaner. Att minska bifångsten i fiskeredskap och att minska predation av invasiva arter har föreslagits för att gynna återhämtning av båda populationerna (Dagys & Hearn 2018; Lehikoinen m.fl. 2022). Östersjön har utpekats som ett särskilt utsatt område avseende påverkan från bifångst, och att arter som alfågel, bergand och sillgrissla påverkas främst (Tasker m.fl. 2000; Zydalis m.fl. 2009; Zydalis m.fl. 2013). Att minska oljespill och störningar från mänskliga verksamheter som sjöfart och infrastruktur till havs tas också upp i planerna.

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av sjöfåglar

Tillförlitlighet i bedömningen av god miljöstatus för sjöfåglar är måttlig eftersom det saknas information om bifångst i bedömningen.

Bedömningen av kriterium D1C2 baseras på tillgänglig data för abundans. För bättre skattning av populationstrender hos övervintrande sjöfåglar behövs mer regelbundna inventeringar till havs eller via flyginventering.

¹⁸ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Häckningsframgång, kriterium D1C3, bedöms för närvarande enbart för sillgrissla. Tillförlitligheten i bedömning av god miljöstatus är hög för sillgrissla även om den geografiska täckningen i data bedöms som måttlig. För att utöka antalet bedömda arter behöver övervakningen av sjöfåglars häckningsframgång i svenska havsområden förbättras.

Kriterium D1C1, Dödlighet från oavsiktlig bifångst, som är ett obligatoriskt kriterium används ännu inte och är viktigt att vidareutveckla för att kunna bedöma fiskets påverkan på sjöfåglar. För närvarande är dataunderlaget för bifångst bristfälligt och inte användbart för en tillförlitlig bedömning. Kriterium D1C4, Utbredning av arter, och D1C5, Arternas livsmiljöer, bedöms inte i dagsläget men är inte heller obligatoriska kriterier. Med tanke på en förväntad högre exploateringsgrad av arternas habitat behöver dock även bedömning av D1C5 utvecklas, vilket har påbörjats inom både Helcom och Ospar.

Marina däggdjur (Deskriptor 1)

Som toppredatorer i marina ekosystem är däggdjur liksom fåglar lämpliga indikatorer på förändringar i miljön. Deras tillstånd avspeglar status i näringsvävarna såsom födobrist, nivåer av farliga ämnen, och andra direkta eller indirekta störningar från mänskliga verksamheter. I svenska vatten är sälarterna gråsäl, vikare, knubbsäl samt valarten vanlig tumlare etablerade.

Miljöstatus för sälar baseras för samtliga arter på en bedömning av populationsstorlek och trend samt utbredning. För gråsäl används också två indikatorer som avspeglar hälsostatus.

Ingen av de tre sälarterna eller deras populationer når god status i sina respektive bedömningsområden. Därmed uppnår säl som artgrupp inte heller god miljöstatus. Anledningen till att god status inte nås för sälarterna beror bland annat på att populationernas tillväxt har avtagit. Alla populationer, förutom knubbsäl i Kalmarsund, klarar dock kravet på att antalet individer ska ligga över den populationsstorlek som säkerställer en tillräcklig hög genetisk variation inom populationen. Populationernas utbredning når inte heller god status för någon av sälarterna. Detta beror främst på att tillgängliga eller historiska lokaler för reproduktion, födosök och vila inte kan användas av sälarna, exempelvis för att utbredningen av is minskat, och sandbankar försvunnit. Gråsälspopulationens hälsotillstånd, mätt som dräktighetsfrekvens och späcktjocklek, når inte heller god status.

Miljöstatus för tumlare bedöms för tre skilda populationer och baseras för samtliga populationer på en bedömning av abundans och trend samt bifångst. För Östersjöpopulationen används också en indikator som avspeglar utbredning.

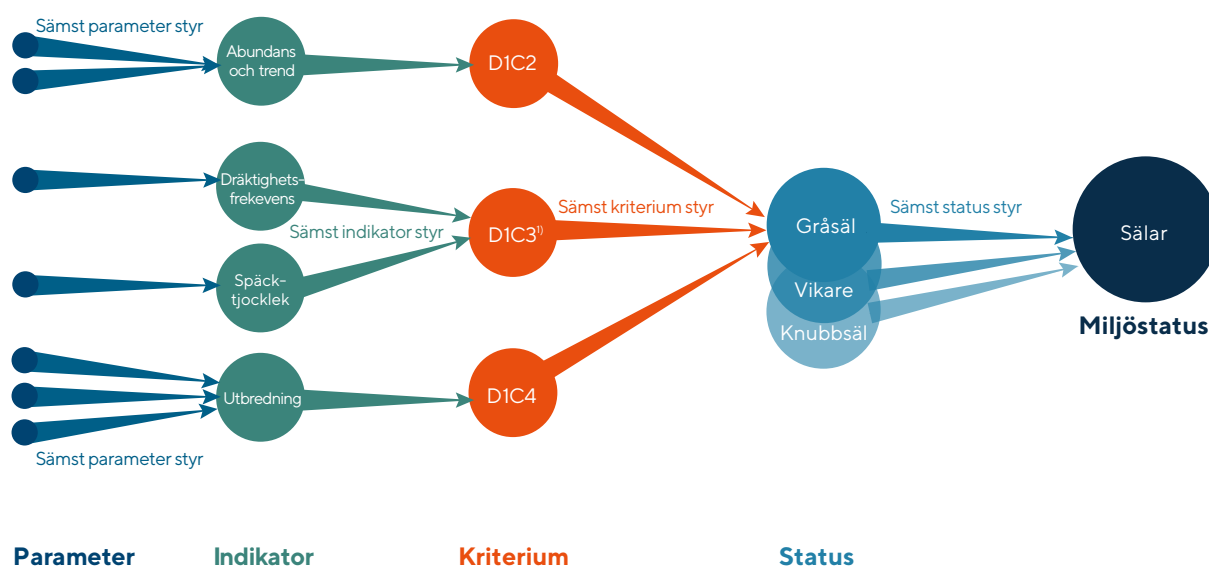
Ingen av de tre tumlarpopulationer når god status i sina respektive bedömningsområden. Därmed uppnår arten tumlare inte heller god miljöstatus. Anledningen till att god status inte uppnås beror bland annat på att bifångst överskrider beslutade tröskelvärden för samtliga populationer. För Bälthavs- och Östersjöpopulationen uppnås inte heller god status för abundans och trender medan Nordsjöpopulationen uppvisar stabil abundans under den period som data finns tillgänglig (1994–2016).

Metod för bedömning av miljöstatus för sälar

Tre sälarter ingår i bedömningen. Gråsäl i Östersjön rör sig i hela Östersjön samt Öresund och bedöms därför som en population. Knubbsäl finns huvudsakligen längs västkusten ner till Skåne. Knubbsäl bedöms som tre skilda populationer; en mindre population i Kalmarsund samt en population i Skagerrak och en population i Kattegatt och södra Östersjön. De två sistnämnda bestånden begränsas inte till svenskt vatten utan inkluderar även sälar i danska och norska områden). Vikaresäl (också kallad ringsäl) återfinns i Bottniska viken, Skärgårdshavet, Finska viken och Västra Estland. I svenskt vatten ingår en bedömning av populationen i Bottniska viken.

Bedömningen av sälar baseras på tre kriterier: D1C2 Abundans av arter, D1C3 Demografiska egenskaper hos arter, och D1C4 Utbredning av arter. Beroende på sälart ingår två till fyra indikatorer i bedömningen (Faktaruta 3). För att uppnå god status för respektive sälart eller population måste tröskelvärden för alla ingående indikatorer klaras. I nuläget bedöms D1C3 enbart för gråsäl. God miljöstatus för artgruppen säl nås när alla kriterier för respektive art klaras inom relevant bedömningsområde (se Figur 5).

Bedömningen baseras på resultat från de regionala havskonventionerna Oskar och Helcom och täcker hela utbredningsområdet för respektive sälpopulation. Därmed ingår även data från andra länder inom respektive utbredningsområde.



Figur 5. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma status för sälarter och om god miljöstatus uppnås för sälar som artgrupp. De tonade cirklarna symboliserar upprepade bedömningar för olika populationer. Figurförklaring: 1) Kriterium D1C3 bedöms endast för gråsäl. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18. För utförlig beskrivning av god miljöstatus se faktablad för god miljöstatus deskriptor 1 säl, www.havochvatten.se/faktablad-for-god-miljostatus.

Faktaruta 3. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av sälar

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D1C2 – Abundans av arter

Bedömningen baseras på indikatorerna 1.2C, 1.2D och 1.2E som motsvarar Abundans och trender för respektive gråsäl, knubbsäl och vikare. Indikatorn består av två parametrar: populationsstorlek och populationens tillväxthastighet.

Tröskelvärdet för bedömning av abundans för säl baseras på en analys av populationens utveckling. Generellt genomgår en population olika stadier i sin utveckling. Den första är en så kallad lag-fas, där tillväxten är låg. Denna följs av en exponentiell tillväxtfas där tillväxten är maximal. Den exponentiella tillväxten kan bara fortgå så länge det finns förutsättning för detta i ekosystemet. Slutligen kommer en population in i en fas där tillväxten avtar eftersom populationen har nått ekosystemets bärförmåga (eng. carrying capacity). Om populationen har nått 80 % av ekosystemets bärförmåga är tröskelvärdet för att nå god status formulerat så att populationsstorleken inte ska minska med mer än 10 % under en tioårsperiod. Har dock populationen inte nått 80 % av ekosystemets bärförmåga ännu, som är fallet för sälpopulationer i Östersjön och Västerhavet, används två tröskelvärden för bedömning. För att säkerställa att populationsstorleken motsvarar en genetiskt frisk population definieras tröskelvärdet till en populationsstorlek om minst 10 000 individer (så kallad Limit Reference Level). Därtill måste populationen växa så att den långsiktiga överlevnaden av populationer är säkerställd. Därför finns ett artspecifikt tröskelvärde för populationstillväxt som används för att bedöma populationens tillstånd i exponentiell tillväxtfas. För att indikatorn ska klaras i ett bedömningsområde behöver båda parametrarna klara tröskelvärdet.

Indikatorer för kriterium D1C3 – Demografiska egenskaper

Kriteriet används för närvarande bara för bedömning av tillstånd hos gråsäl och bedömningen baseras på två indikatorer: 1.3A Dräktighetsfrekvens hos gråsäl och 1.3B Späckjocklek hos gråsäl. För att kriteriet ska uppnå god status behöver båda indikatorerna klara tröskelvärdet i bedömningsområdet.

Dräktighetsfrekvensen motsvarar andelen av alla undersökta vuxna honor som är eller bedömts varit dräktiga under samma år. Tröskelvärdet för indikatorn baseras på studier av populationer med en tillväxthastighet som motsvarar friska populationer i exponentiell tillväxt.

Späckjockleken mäts på sälar fällda vid jakt samt hos bifångade sälar. Tröskelvärdena baseras på data från referensperioden 2001–2004 då tillväxthastigheten av gråsälspopulationen i Östersjön motsvarade en frisk population i exponentiell tillväxt och bedöms ha varit i god näringsmässig status.

Indikatorer för kriterium D1C4 – Utbredning av arter

Bedömningen baseras på indikatorerna 1.4A, 1.4B och 1.4C som motsvarar utbredning av respektive gråsäl, knubbsäl och vikare. Indikatorn baseras på 2 eller 3 parametrar beroende på art: (1) utbredning under reproduktion, (2) utbredning under pälsbyte/vila, och (3) utbredning till havs för födosök och förflyttning. Principer och referensperioder för tröskelvärdet skiljer sig mellan de tre sälarterna, se respektive indikatorfaktablad. För att indikatorn ska klaras i ett bedömningsområde behöver samtliga parametrar klara tröskelvärdet. Tröskelvärdena är kvalitativa och bedömningen av indikatorn baseras främst på en expertbedömning.

Metod för bedömning av miljöstatus för tumlare

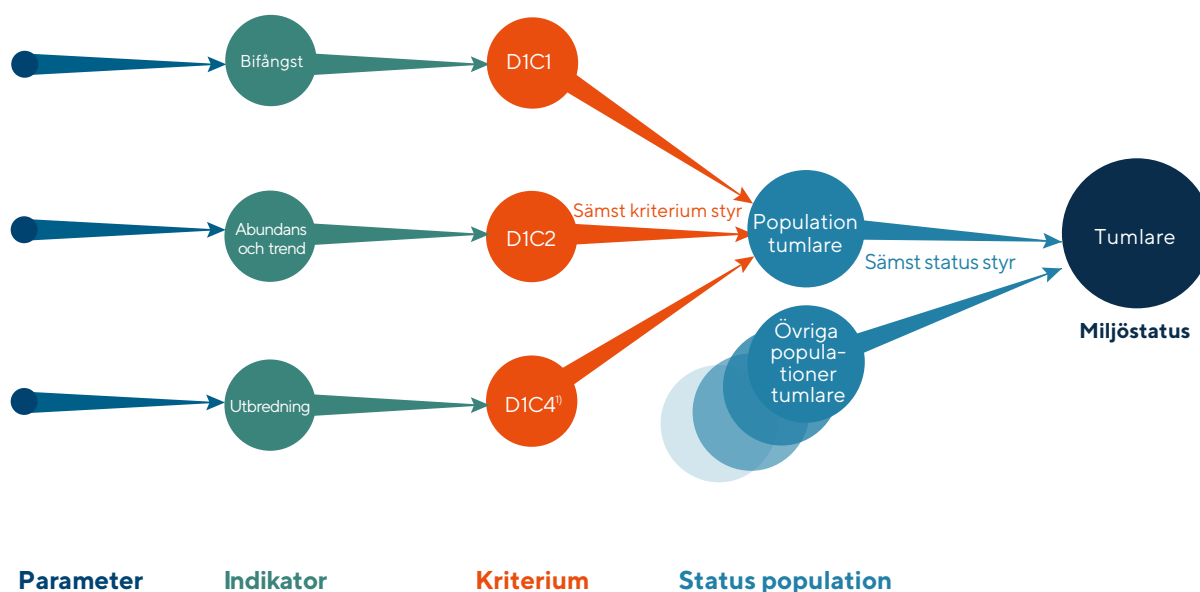
I haven runt Sverige förekommer tre olika populationer av vanlig tumlare (*Phocoena phocoena*): Nordsjöpopulationen, Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen. De tre populationerna är genetiskt och delvis geografiskt skilda åt och miljötillståndet för populationerna bedöms i respektive bassäng som ingår i respektive utbredningsområde. I bedömning av Östersjöpopulationen ingår havsbassänger Bornholmshavet och Hanöbukten, V Gotlandshavet, Ö Gotlandshavet, N Gotlandshavet, Ålands hav och Bottenhavet. I bedömning av Bälthavspopulationen ingår Kattegatt, Öresund, Arkonahavet och S Öresund, och i bedömning av Nordsjöpopulationen ingår Kattegatt och Skagerrak.

Bedömningen av tumlare baseras på tre kriterier: D1C1 Dödlighet från oavsiktlig bifångst, D1C2 Abundans av arter, och D1C4 Utbredning av arter. I bedömningen ingår två till tre indika-

torer per population beroende på datatillgång: indikatorn 1.1A Dödlighet av tumlare orsakad av mänsklig aktivitet bedöms för alla populationer, liksom indikatorn 1.2I Abundans och trender för tumlare. För Östersjöpopulationen används även indikatorn 1.4D Utbredning av tumlare (se Faktaruta 4). Då endast en indikator per kriterium används är resultaten samma för bedömning av indikatorer och status för kriterier.

God miljöstatus för tumlare uppnås när tröskelvärdena för alla indikatorer under alla relevanta kriterier för respektive population klaras inom respektive bedömningsområde (Figur 6).

Bedömningen baseras på resultat från de regionala havskonventionerna Ospar och Helcom och därmed ingår även data från andra länder inom populationernas respektive utbredningsområde.



Figur 6. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma status för tumlarpopulationer och om god miljöstatus nås för arten tumlare. De tonade cirkelarna symboliserar upprepade bedömningar för olika populationer. Figurförklaring: 1) Kriterium D1C4, utbredning, används endast för Östersjöpopulationen. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 4. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av tumlare

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikator för kriterium D1C1 – Dödlighet från oavsiktlig bifångst

Bedömningen baseras på en indikator: 1.1A Dödlighet av tumlare orsakad av mänsklig aktivitet. Bedömningen av indikatorn 2024 baseras på data för bifångst från alla tillgängliga källor, exempelvis data rapporterad från fiskefartyg som frivilligt deltar i en dansk studie om bifångster i nättfiske samt bifångster rapporterade av fiskare, eller för Östersjöpopulationen information från hittade och strandade djur som rapporterats nationellt och till Helcom och som vid obduktion bedömts som bifångade.

Tröskelvärdena för indikatorn anger värden som inte får överskridas för de tre populationerna och baseras på olika beräkningsmetoder (se indikatorfaktablad 1.1A). För Östersjöpopulationen som bedömts vara akut hotad är tröskelvärdet satt till noll individer per år. För Bälthavs- respektive Nordsjöpopulationen är tröskelvärdet satt till 73 respektive 1622 individer.

Indikator för kriterium D1C2 – Abundans av arter

Bedömningen baseras på en indikator: 1.2I Abundans och trender för tumlare. Bedömningen baseras på tillgänglig data för abundans av tumlare. I analyser av långtidstrender inkluderas så långa tidsserier som möjligt. Tillgång till data är begränsad (se indikatorfaktablad 1.2I).

Bedömning med ett tröskelvärde kan inte göras för abundans av tumlare för Östersjö- och Bälthavspopulationen och bedömningen för dessa populationer är expertbaserad. För Nordsjöpopulationen uttrycks tröskelvärdet på följande sätt: abundansen ska inte minska med mer än 30 % under en tregenerationsperiod (22,5 år). I nuvarande bedömning var det möjligt att analysera en trend mellan 1994–2016.

Indikator för kriterium D1C4 – Utbredning av arter

Bedömning baseras på en indikator: 1.4D Utbredning av tumlare. Utbredning bedöms för närvarande enbart för Östersjöpopulationen. Uppskattning av nuvarande utbredning baseras på passiv akustisk övervakning som utfördes mellan 2011–2013 (Carlén m.fl. 2018; Amundin m.fl. 2022). Tröskelvärdet är formulerat så att utbredningsområdet inte avsevärt ska avvika från vad som registrerats historiskt. Bedömningen om tröskelvärdet klaras baseras på en värdering av experter som utgår från en analys av tillgängliga historiska data om levande observationer, bifångster och strandningar.

Bedömning av miljöstatus för säl

Ingen av de tre sälarterna eller deras populationer når god status i sina respektive bedömningsområden (Tabell 5). Därmed uppnår säl som artgrupp inte god miljöstatus.

Jämfört med bedömningsperioden 2011–2016 har en försämring i status skett för populationen av knubbsäl i Skagerrak, då indikatorn för abundans och trend inte längre klarar tröskelvärdet. Bedömningsområdet för knubbsäl i Kattegatt och södra Östersjön har ändrats sedan förra bedömningsperioden och därmed kan ingen direkt jämförelse göras. Abundansen av knubbsäl i Kattegatt har dock minskat sedan förra bedömningsperioden (Figur 7). För övriga populationer är den sammanvägda statusen densamma som föregående bedömningsperiod, det vill säga god status nås inte.

Anledningen till att god status inte nås för sälarterna beror bland annat på att populationernas tillväxt, en av de parametrar som ingår i indikatorn Abundans och trend av arter, har avtagit jämfört med bedömningsperioden 2011–2016 (se stycke Trender för populationer av säl). Alla populationer, förutom knubbsäl i Kalmarsund och Skagerrak ligger dock över Limit Reference Level för populationsstorlek (LRL, se Faktaruta 3). Under 2021 uppskattades exempelvis populationen av gråsäl i Östersjön ha uppgått till 60 000 individer. Vikare under år 2020 uppskattades till minst 14 600, och knubbsäl år 2020 i södra Östersjön¹⁹ och Kattegatt till cirka 14 500. För

¹⁹ Med södra Östersjön avses Öresund, Arkonahavet och södra Öresund.

knubbsälspopulationen i Kalmarsund är den uppskattade populationsstorleken 2 900 djur och därmed långt från tröskelvärde. Samma bedömning avseende populationsstorlek gjordes också i föregående bedömningsperiod.

När det gäller utbredning av gråsäl så koloniserar i stort sett alla tillgängliga lokaler i Östersjön men inte de sydvästra delarna av utbredningsområdet, som ligger delvis utanför Sveriges havsområden, och därmed nås inte god status för utbredning av populationen. Utbredning av knubbsäl når god status i Skagerrak och Kattegatt men inte i södra Östersjön där knubbsäl endast förekommer oregelbundet på historiskt kända platser söder om ön Fyn och i Bälthavet. Sälpopulationen i Kalmarsund bedömdes 2011–2016 ha nått sin historiska utbredning och därmed tröskelvärde. Under perioden 2016–2021 har knubbsälen dock visat tecken på att kolonisera lokaler norrut och möjligtvis också västerut. Med denna nya kunskap har man i Helcom:s gemensamma bedömning värderat att den historiska utbredningen ännu inte är nådd.

Dräktighetsfrekvens och späcktjocklek för gråsäl klarar inte tröskelvärdena för indikatorerna vilket är samma bedömning som gjordes 2011–2016. Dräktighetsfrekvensen har dock ökat signifikant under de senaste 15 åren och ligger nära tröskelvärde under innevarande bedömningsperiod (Helcom 2023c). Späcktjockleken hos gråsälshonar fällda vid jakt har dock minskat signifikant 2020–2021 i både Bottniska viken och Egentliga Östersjön. Under 2020 och 2021 har det dessutom observerats att fällda sälar är signifikant magrare i södra Bottenhavet jämfört med andra områden i Östersjön (Bäcklin m.fl. 2022).

Status för arternas livsmiljö inkluderades inte i denna bedömning. Dock ingick parametern i rapportering enligt art- och habitatdirektivet 2019. Det bedömdes då att livsmiljön för gråsäl i Östersjön och knubbsäl i Västerhavet var gynnsam men otillfredsställande för vikare. En uppdatering av denna bedömning kommer att göras inför rapportering 2025.

För sälar har tröskelvärden för mortalitet orsakad av människan (bifångst och jakt) föreslagits men data för bifångst är inte tillräckligt tillförlitlig för att göra en bedömning mot dessa tröskelvärden. Baserat på nuvarande nivå av förmodad bifångst är det dock sannolikt att tröskelvärdena inte klaras (Helcom 2023d).

För knubbsälspopulationen i Kalmarsund är det sannolikt inte möjligt att uppnå god status, eftersom tillgång till lämpligt habitat begränsas naturligt. På grund av detta tillämpar Sverige ett undantag från att nå god miljöstatus för denna population enligt 29 § havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2021). För knubbsäl i Östersjön bedöms god miljöstatus kunna nås tidigast om cirka 20 år.

Tabell 5. Bedömning om tröskelvärden för indikatorer klaras och god status nås för arter och populationer av sälar i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss **✗**: tröskelvärde klaras inte eller god status uppnås inte. Grönt och symbolen bock **✓**: tröskelvärde klaras eller god status uppnås. Grått och symbolen streck **—**: Ej bedömd. Om en förändring i resultatet för indikatorn skett sedan den föregående bedömningen anges om nuvarande bedömning är Sämre eller Bättre.

Arter, population	1.2C-1.2E Abundans och trend	1.4A-C Utbredning*	1.3A Dräktighets- frekvens**	1.3B Späck- tjocklek**	Status 2016–2021	Status jämfört med 2011–2016
Vikare: N Gotlandshavet, Ålands hav, Bottenhavet, N Kvarken och Bottenviken	✗	✗	—	—	✗	Oförändrad
Gråsäl: Samtliga bassänger i Östersjön samt Öresund	Sämre ✗	✗	✗	✗	✗	Oförändrad
Knubbsäl: Kalmarsund	✗	Sämre ✗	—	—	✗	Oförändrad
Knubbsäl: Kattegatt och södra Östersjön	✗	(Kattegatt) ✗	—	—	✗	Oförändrad
		(Södra Östersjön) ✓				Oförändrad
Knubbsäl: Skagerrak	Sämre ✗	✓	—	—	✗	Försämrad

*Indikatorn utbredning bedöms separat för knubbsäl i Kattegatt och Södra Östersjön, men god miljöstatus bedöms för populationen som helhet.

**Indikatorerna dräktighetsfrekvens och späcktjocklek integreras till kriterienivå innan bedömning av status för arten.

Trender för populationer av sälar

Trend för tillväxt av sälar utgör en parameter i indikatorn Abundans och trend av arter och redovisas här även separat. Samtliga sälpopulationer har haft en positiv tillväxthastighet från 2003 som är startår för analyserna (Figur 7). Under perioden 2016–2021 bedöms dock ingen av populationerna ha uppnått en storlek som begränsas av ekosystemets bärförmåga och under denna förutsättning är tillväxthastigheterna lägre än vad som förväntas hos friska sälpopulationer (Tabell 6, Faktaruta 3).

Tabell 6. Tröskelvärden för tillväxthastighet för sälpopulationerna i respektive bedömningsområde när populationen inte begränsas av ekosystemets bärförmåga, och beräknade tillväxthastigheter 2003–2021 med beaktande av att tillväxthastigheten ska vara större än eller lika med tröskelvärdet med minst 80 % sannolikhet för att tröskelvärdet ska klaras. Avseende tillväxthastighet görs separata beräkningar för knubbsäl i Kattegatt och Södra Östersjön.

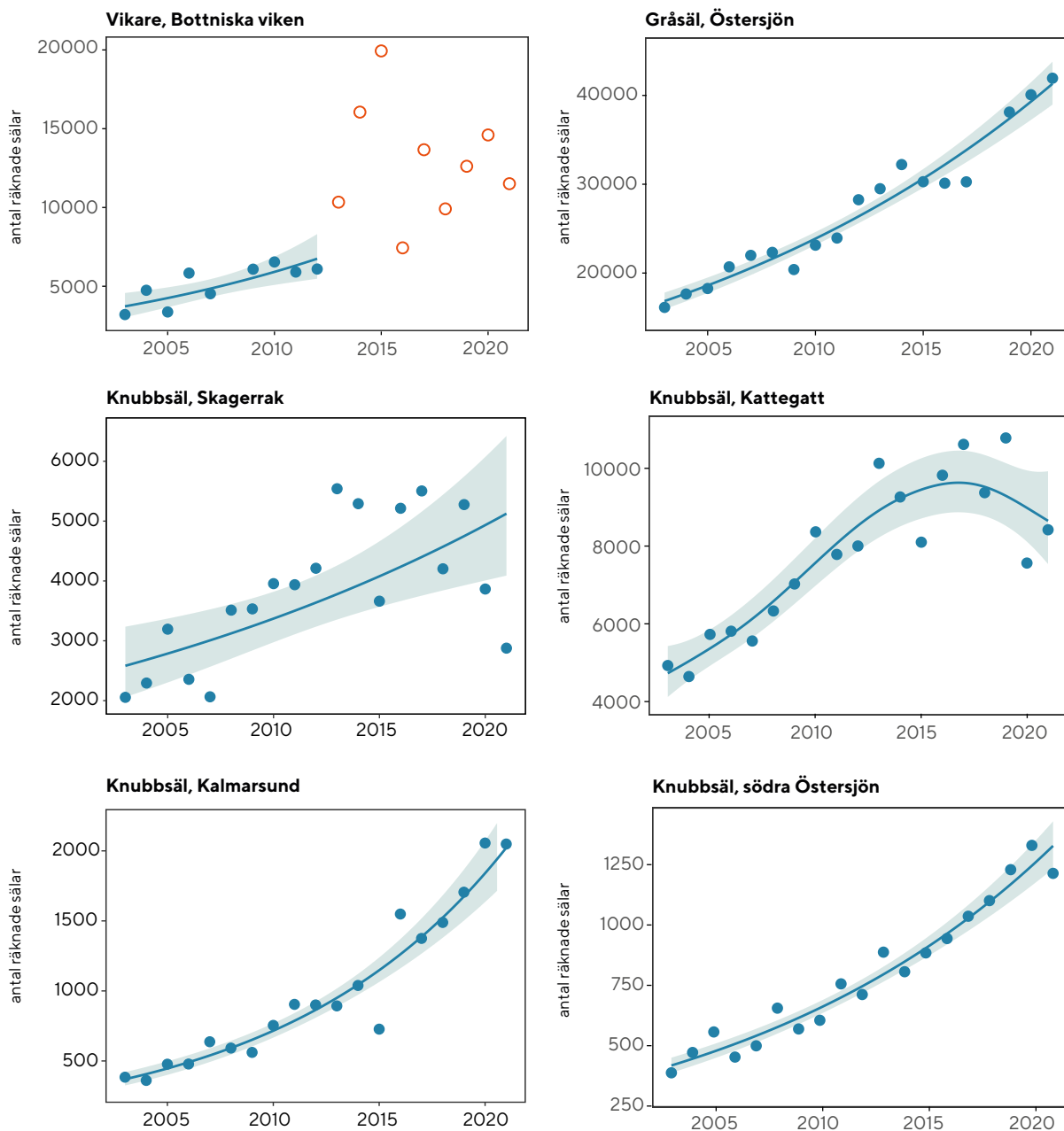
Arter, population	Tröskelvärde	Uppskattad tillväxthastighet 2003–2021*
Vikare: N Gotlandshavet, Ålands hav, Bottenhavet, N Kvarken och Bottenviken	≥7 %	5 %
Gråsäl: Samtliga bassänger i Östersjön samt Öresund	≥7 %	4,7 %
Knubbsäl: Kalmarsund	≥9 %	8,9 %
Knubbsäl: Kattegatt	≥9 %	3,3 %
Knubbsäl: Södra Östersjön	≥9 %	6,1 %
Knubbsäl: Skagerrak	≥9 %	2,9 %

*För vikare 2003–2012

Åren 2020 och 2021 räknades betydligt färre knubbsälar vid inventeringarna i Kattegatt, vilket främst beror på en minskning av antalet individer i den svenska delen av havsbassängen men det har inte observerats någon förhöjd dödlighet (ilandflutna sälar) kopplat till exempelvis sjukdomsutbrott. Kommande års inventeringar behövs för att avgöra om det rör sig om en minskande trend eller om knubbsälen har nått 80 % ekosystemets bärförmåga i Kattegatt. Färre knubbsälar räknades också i Skagerrak 2020 och 2021. Även här behövs kommande års inventeringar för att avgöra om det rör sig om en minskande trend. Det finns inte heller i Skagerrak några indikationer på förhöjd dödlighet hos knubbsälarna som kan förklara de låga inventeringsresultaten. För Kalmarundspopulationen beräknades tillväxthastigheten till 8,9 %, vilket är strax under tröskelvärdet för populationen (Tabell 6).

Bedömningen av tillväxthastighet för vikare baseras på räkning av antalet sälar på isen under pälsbytet i april-maj. Tillväxthastigheten för vikare har inte kunnat bestämmas under innevarande bedömningsperiod då inventeringar efter år 2012 varierar för starkt mellan åren. Den höga mellanårsvariationen orsakas av den stora variationen i isutbredning under senare år och det är okänt hur stor del av sälpopulationen som befinner sig på isen under räkningen. Den senaste utvärdering av tillväxthastigheten baseras därför på data från perioden 2003–2012 (Figur 7).

Sälar – populationsutveckling



Figur 7. Antalet räknade sälar vid årliga inventeringarna under pälsbyte åren 2003–2021. Andelen sälar på land uppskattas till 70 % av den totala populationen för gråsäl och knubbsäl i Kalmarsund, och 60 % för knubbsäl i Kattegatt och Skagerrak. För vikare räknas antalet sälar som befinner sig på isen under pälsbytet. Röda ringar för vikare motsvarar räkningar som betraktas som statistiska avvikelser (outliers) som beror på att en större, men varierande, andel av sälarna befunnit sig på isen under pälsbytet. En trend kan inte identifieras efter 2013. Den blåa linjen representerar ett modellerat index för antal räknade sälar och den grå skuggningen 95 % konfidensintervall. Källa: Helcom 2023²⁰.

²⁰ Se för respektive sälart Helcom:s indikatorfaktablad för abundans: <https://indicators.helcom.fi/>

Bedömning av miljöstatus för tumlare

Ingen av de tre tumlarpopulationerna uppnår god status. Därmed uppnår inte heller arten tumlare god miljöstatus, varken i Västerhavet eller Östersjön (Tabell 7).

För Bälthavspopulationen överskred den årliga bifångsten tröskelvärde för indikatorn tio gånger och för Nordsjöpopulationen fyra gånger under bedömningsperioden. Dock är uppgifter om bifångst sannolikt underskattade och det faktiska överskridandet av tröskelvärdena är därför sannolikt högre. Östersjöpopulationen uppskattades vid den senaste skattningen bestå av cirka 500 individer, och populationen klassades enligt den svenska rödlistan för hotade arter som togs fram 2020 som "Akut hotad" (SLU Artdatabanken 2020). Tröskelvärde för bifångst har därför satts till noll individer. Då bifångst av Östersjöpopulationen konstaterats under bedömningsperioden (cirka sju individer per år) klaras därmed inte tröskelvärde för indikatorn.

Bedömningen av tillstånd avseende populationsstorleken för Östersjöpopulationen och Bälthavspopulationen bygger på expertbedömningar baserat på tillgängliga data. Ingen av dessa populationer klarar tröskelvärde för populationsstorlek. För Nordsjöpopulationen finns uppskattningar av abundans från 1995, 2005 och 2016. Populationsstorleken bedöms ha varit stabil under perioden och Nordsjöpopulationen bedöms klara tröskelvärde för indikatorn abundans och trender.

Utbredningen för Östersjöpopulationen klarar inte det kvalitativa tröskelvärde för indikatorn (Faktaruta 4). Den expertbedömning som gjorts visar att Östersjöpopulationen av tumlare har ett betydligt mindre utbredningsområde än det som observerats historiskt.

Ingen bedömning av tumlare genomfördes vid den föregående bedömningsperioden 2011–2016 och jämförelse i status kan därför inte göras.

Tabell 7. Bedömning om tröskelvärden för indikatorer klaras och god status nås för populationer av tumlare i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärde klaras inte eller god status uppnås inte. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras eller god status uppnås. Grått och symbolen streck –: Ej bedömd.

Populationer	1.1I Abundans och trend	1.1A Antropogen mortalitet	1.4D Utbredning	Status 2016–2021
Östersjöpopulationen	* ✗	✗	* ✗	✗
Bälthavspopulationen	* ✗	✗	–	✗
Nordsjöpopulationen	✓	✗	–	✗

* kvalitativ expertbedömning

Påverkan på sälar och tumlare

De belastningar som sannolikt har störst direkt påverkan på sälars tillstånd är fiskets bifångst och jakt (Helcom 2023e, Ospar 2023a). Farliga ämnen har historiskt haft en stark påverkan för sälen som toppredator i Östersjön. Även om halterna av farliga ämnen har minskat kan risken för negativ påverkan från miljögifter inte uteslutas eftersom det fortfarande är ett utbredd problem i Östersjöområdet (se kapitel om *Farliga ämnen, deskriptor 8*). De tre sälarterna i svenska vatten påverkas även av undervattensbuller (Schack m.fl. 2019).

Klimatförändringar och födobrist har också omfattande påverkan på sälar. Klimatförändringar har särskild betydelse för reproduktionsframgång för gråsäl och vikare. Vikaren föder och diar sin enda kut i en snögrotta på isen och vid dåliga isförhållanden överlever inte kuten (Sundqvist m.fl. 2012). Om gråsälens kutar föds på is har de högre överlevnad jämfört med kutar födda på land (Jüssi m.fl. 2008). Som framgår av delkapitlet om Klimatförändringar har utbredning av havsis och längden på issäsongen minskat de senaste åren och förväntas minska ytterligare i framtiden.

Födobrist är en annan faktor som bedöms ha stor påverkan på sälar. Som framgår av tillståndsbedömningen har späcktjockleken på gråsäl minskat sedan början av 2000-talet. Detta kan bero på förändringar i födotillgång eller minskat fettinnehåll i fisken. Sjukdomar kan också påverka sälarnas späcktjocklek.

För tumlare är ett av de största hoten bifångst genom fiske, vilket kan vara den främsta orsaken till dödlighet orsakad av människan i Östersjön (Helcom 2023f). Det är främst vid nättfiske som tumlare bifångas men även i pelagiska trålar. Utöver bifångst är farliga ämnen och undervattensbuller de belastningar som bedöms ha störst negativ påverkan på tumlare (ICES 2019). Exempelvis uppvisade tumlare i Östersjön under 1990-talet tre gånger högre halter av PCB jämfört med individer i Kattegatt och Skagerrak (Bruhn m.fl. 1999). Höga halter av miljögifter har känd negativ påverkan på dräktighetsfrekvensen hos tumlare. Påverkan från buller studeras för närvarande intensivt. Det är högst troligt att kommunikation samt förmågan att detektera byte störs signifikant av för höga bullernivåer. Dessutom kan plötsliga höga bullernivåer döda tumlare (Siebert et al. 2022). Tumlare påverkas liksom sälar också av födobrist (ICES 2019).

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av sälar och tumlare

Sälar

Tillförlitligheten i bedömningen av status för populationer av sälar uppskattas som hög för både gråsäl i Östersjön och knobbsäl i Skagerrak och Kalmarsund. För resterande populationer bedöms tillförlitligheten som måttlig, bland annat eftersom dräktighetsfrekvens och späcktjocklek inte bedöms för knobbsäl och vikare.

Tillförlitligheten i bedömningen av indikatorn abundans och trend för sälarter påverkas av att det är svårt att avgöra om populationerna befinner sig vid eller under ekosystemets bärförmåga (se Faktaruta 3). Att kunna uppskatta om populationerna uppnått ekosystemets bärförmåga är kritiskt för bedömningen av tillståndet avseende sälarnas populationsstorlek. Det är därför viktigt att de årliga abundansräkningarna av respektive population fortsätter inom Sverige samt i hela sälarnas utbredningsområde.

För en bedömning av hälsostatus hos sälar behövs framtagande av tröskelvärden för späcktjocklek och dräktighetsfrekvens för vikare och knobbsäl. Indikatorn utbredning av populationer bör också utvecklas och på sikt baseras på miljöövervakningsdata som möjliggör kvantitativa bedömningar. För knobbsäl i Västerhavet behövs även kunskap om genetiskt utbyte mellan populationer för att ta fram tröskelvärden som återspeglar populationsdynamiken i området.

För kriterium D1C5, Livsmiljön för arter som är obligatorisk för däggdjur men i dagsläget inte bedöms för sälar, behövs i ett första steg en utveckling av en expertbaserad bedömning som samordnas med art- och habitatdirektivet. Kriterium D1C1, Dödlighet från oavsiktlig bifångst är också obligatoriskt men används ännu inte för sälar. För bedömningen av mortalitet orsakad av människan (bifångst och jakt) har det tagits fram modellbaserade tröskelvärden för sälarter, men det behövs utökad insamling av tillförlitlig data för att bedöma bifångst.

Tumlare

Tillförlitligheten i bedömningen av status för tumlare skattas som måttlig för populationerna i Västerhavet och som hög för Östersjöpopulationen. Det råder visserligen stora kunskapsbrister kring Östersjöpopulationen men status för populationen är med stor sannolikhet dålig. I Västerhavet finns mer data och kvantitativa bedömningar tillgängliga men på grund av relativt höga mellanårsvariationer i skattning av abundans bedöms tillförlitligheten vara måttlig.

När det gäller bedömning av enskilda kriterier är bristerna störst för bifångst och arternas livsmiljö för tumlare. För bifångst bedöms tillförlitligheten som måttlig (t.ex. Nordsjöpopulationen) till hög (t.ex. Bälthavspopulationen då tröskelvärdet förmodligen överskrids avsevärt), och bättre övervakning och rapportering behövs för ökad säkerhet i bedömningen. Kriterium D1C5, Livsmil-

jön för arter, används för närvarande inte heller för tumlare. Bedömningen av arternas livsmiljö måste samordnas med bedömning av identisk parameter enligt art- och habitatdirektivet. Kriterium D1C3, Demografiska egenskaper för populationer, används inte heller men är inte ett obligatoriskt kriterium för marina däggdjur.

Även för bedömning av abundans och trender finns databrist och en tätare uppföljning av populationsstorlek av tumlare skulle behövas i både Västerhavet och Östersjön för att öka tillförlitligheten i bedömningen.

Fisk (Deskriptor 1)

Fisk är både en kommersiell resurs och en viktig del av näringsvävarna i marina miljöer. Under deskriptor 1 bedöms fisk²¹ med utgångspunkt från biologisk mångfald och dess roll i ekosystemet. Både kommersiellt nyttjade och ej kommersiellt nyttjade arter ingår i bedömningen.

Bedömning av miljöstatus görs separat för artgrupperna kustfisk, pelagisk fisk och demersal fisk. Miljöstatus för demersal och pelagisk fisk baseras på lekbiomassa alternativt en uppskattning av förekomst av arter som endast förekommer i låga antal. Åldersfördelning används som ett stöd för bedömningen för att kunna avgöra om det föreligger en risk att god miljöstatus inte nås i framtiden. Bedömning av miljöstatus för kustfisk baseras på abundans och storleksfördelning av nyckelarter.

God miljöstatus nås inte för artgrupperna demersal och pelagisk fisk, varken i Västerhavet eller Östersjön. För pelagiska arter klaras tröskelvärden i Västerhavet för tre av fem bedömda arter och i Östersjön för två av fem arter. För demersala arter klaras tröskelvärden i Västerhavet för 15 av 26 arter och i Östersjön för två av nio arter. För artgruppen kustfisk uppnås god miljöstatus i två av 11 bedömda kustvattentyper i Östersjön, och inte i någon kustvattentyp i Västerhavet.

Den belastning och verksamhet som dominerar påverkan på samtliga artgrupper är uttag av arter genom fiske. Övergödning utgör också en stor belastning på kustfisk och på demersala fiskarter i Östersjön. För kustfisk utgör också förlust av habitat och direkt störning genom mänsklig närvaro en betydande påverkan.

Metod för bedömning av miljöstatus för fisk

Bedömningen av miljöstatus för fisk, med utgångspunkt från biologiska mångfald, baseras på tre artgrupper:

- Kustfisk – arter som under större delen av sin livstid uppehåller sig i grunda, kustnära miljöer
- Pelagisk fisk – arter som huvudsakligen lever i vattenmassan
- Demersal fisk – arter som lever mestadels på eller vid botten i djupare delar av haven (>20m)

Indelningen i artgrupperna måste ses pragmatiskt då flera arter kan tillhöra olika grupper, beroende på livsstadier. Indelningen följer en överenskommen metod inom EU för att säkerställa att alla länder använder samma indelning (EU 2022).

Bedömningen av miljöstatus baseras på två kriterier: D1C2 Abundans av arter och D1C3 Demografiska egenskaper hos arter. För D1C2 används tre indikatorer i bedömningen: 1.2J Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten, 1.2K Trender för känsliga fiskarter, 3.2A Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade populationer. För D1C3 används två indikatorer: 1.3E Storleksfördel-

²¹ I fisk ingår här både fiskar och skaldjur.

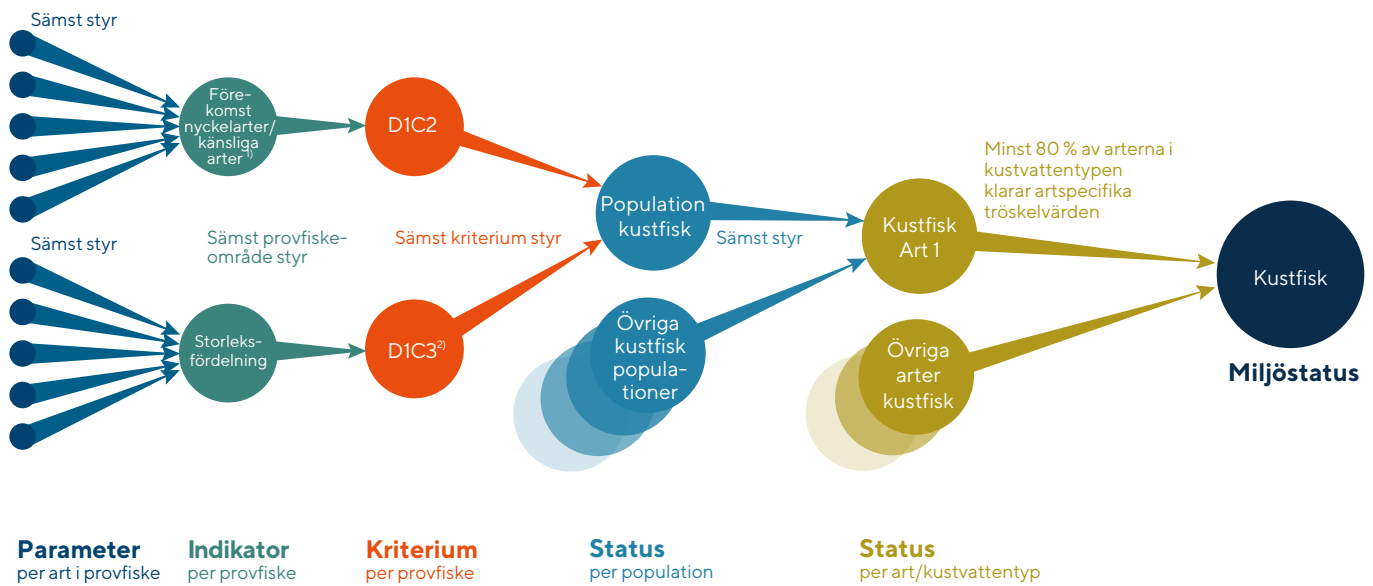
ning av kustfiskarter och 3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer. Vilka indikatorer som använts beror på artgrupp, datatillgång och bedömningsområde (Tabell 8). Utöver indikatorer används för ett fåtal arter även den samlade bedömningen enligt art- och habitatdirektivet, och för vandrande fiskarter i Östersjön den bedömning som görs inom Helcom.

Tabell 8. Indikatorer som används i bedömning av de tre artgrupperna fisk. Notera att beroende på datatillgång och bedömningsområde används i vissa fall endast en indikator. Se även Faktaruta 5.

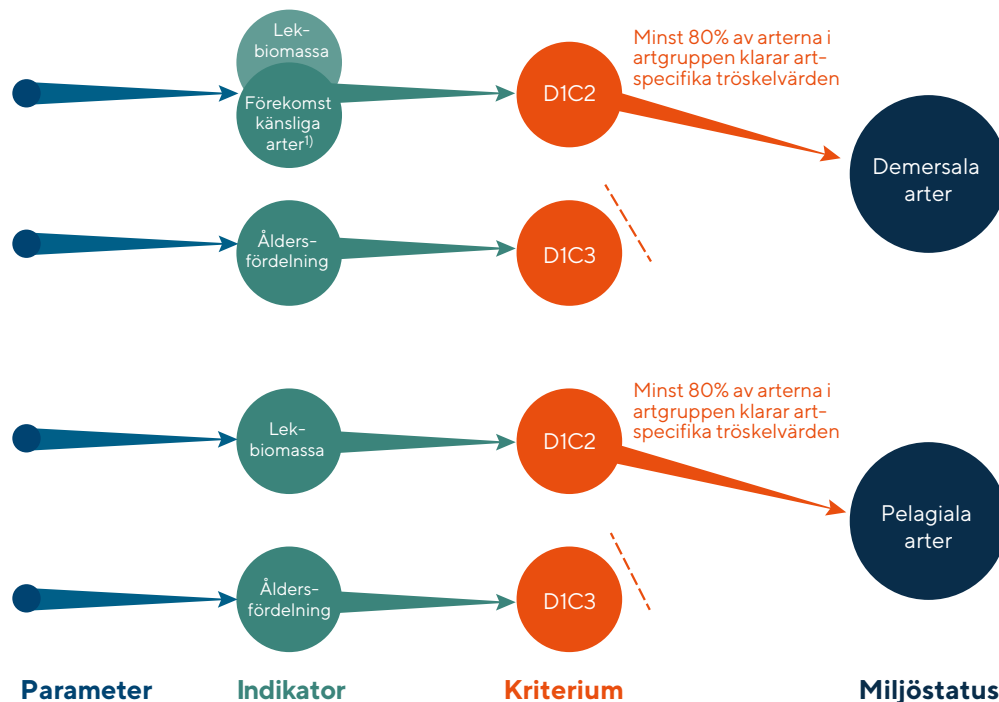
Artgrupp	Indikatorer
Demersal	3.2A Lekbiomassa alternativt 1.2K Trender för känsliga fiskarter, 3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer
Pelagial	3.2A Lekbiomassa, 3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer
Kustfisk	1.2J Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten alternativt 1.2K Trender för känsliga fiskarter, 1.3E Storleksfördelning av kustfiskarter

För kustfisk bedöms inledningsvis var och en av utvalda nyckelarter med utgångspunkt från provfisken vilket sedan sammanvägs till status för respektive kustfiskart. Till sist görs en bedömning av miljöstatus för artgruppen kustfisk med kustvattentyp som bedömningsområde. Där två kriterier används i bedömningen styrs utfallet för respektive art av det kriterium som indikerar sämst status (se Figur 8). För demersala och pelagiska arter är bedömningsområdet Västerhavet respektive Östersjön. Om en art består av flera populationer sammanvägs populationerna enligt principen sämst styr innan bedömning av miljöstatus. God miljöstatus i bedömningsområdet uppnås för samtliga artgrupper när minst 80 % av arterna klarar tröskelvärdet för ingående indikatorer. Består artgruppen av mindre än fem arter, så måste alla arter klara tröskelvärdet. För pelagiska och demersala arter används åldersfördelning för att bedöma om det föreligger en risk att god miljöstatus inte uppnås i framtiden. Åldersfördelning ingår dock inte i den sammanvägda bedömningen av miljöstatus (se Figur 9). Anledningen till att åldersfördelning begränsas till en riskanalys beror på avsaknad av ett regionalt överenskommet tröskelvärde för åldersfördelning.

Bedömningen följer bedömningsmetod enligt Oskar för indikator 1.2K och ICES för indikator 3.2A. Bedömningen av indikatorn 1.2J och 1.3E följer bedömningsmetod enligt Helcom. 3.3A är en nationell indikator. Sammanvägning av indikatorer inom arter och arter inom artgruppen följer en rekommendation från EU-kommissionen (EU 2022). Indikatorerna 3.2A och 3.3A används även under Deskriptor 3, som både behandlar bedömning av tillstånd (lekbiomassa och åldersfördelning) och belastning (fiskeridödlighet).



Figur 8. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma om god miljöstatus uppnås för artgruppen kustfisk. Bedömning utgår från provfisken. Inom ett provfiskeområde styrs utfallet av indikatorn av den art som har sämst status. De tonade cirkelarna symboliserar upprepade bedömningar för olika populationer och arter. Bedömningarna för de olika provfiskeområdena läggs samman per kustvattentyp enligt principen sämst styr. Figurförklaring: 1) I Östersjön används inte indikatorn för trender för känsliga fiskarter (1.2K), 2) I Västerhavet bedöms ej D1C3. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.



Figur 9. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma om god miljöstatus uppnås för artgruppen kustfisk. Bedömning utgår från provfisken. Inom ett provfiskeområde styrs utfallet av indikatorn av den art som har sämst status. De tonade cirkelarna symboliserar upprepade bedömningar för olika populationer och arter. Bedömningarna för de olika provfiskeområdena läggs samman per kustvattentyp enligt principen sämst styr. Figurförklaring: 1) I Östersjön används inte indikatorn för trender för känsliga fiskarter (1.2K), 2) I Västerhavet bedöms ej D1C3. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 5. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen fisk

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D1C2 – Abundans av arter

Tre indikatorer används i bedömningen: 1.2J Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten, 1.2K Trender för känsliga fiskarter i Västerhavet, 3.2A Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade populationer.

Förekomst av kustfisk baseras på en uppskattning av antal eller biomassa av arterna som ingår i bedömningen. Uppskattningarna görs med hjälp av provfisken som utförs varje år. För arterna i Östersjön beräknas indikatorn på antal individer (alternativt biomassa) av respektive art per nät och dygn (fångst per ansträngning), och anges som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde. För torsk i Västerhavet beräknas biomassa av individer ≥ 40 cm totallängd per trålad yta uppräknat till kilo per km² som ett årligt medelvärde över alla ingående tråldrag. Art- och områdesspecifika värden tas fram genom en tidsserieanalys för respektive art som beaktar strukturella förändringar i artens förekomst över tid i kombination med bedömd miljöstatus under tidsseriens början (referensperioden).

Trender av känsliga arter är en gemensamt överenskommen indikator inom Oskar och bedöms enbart i Västerhavet. Indikatorn följer graden av återhämtning bland arter av fisk som bedöms vara särskilt känsliga för dödlighet orsakad av fiske i tillägg till den naturliga dödligheten. Då denna indikator används för arter som är ovanliga beräknas indikatorn som andelen stickprov (tråldrag) där en art förekommer i provfisken. Tröskelvärdet klaras när en art uppvisar en signifikant ökning under bedömningsperioden jämfört med en referensperiod. Referensperioden beror på datatillgång och varierar mellan arter.

För uppskattning av lekbiomassa, indikator 3.2A, se fakturruta 10 för deskriptor 3. Denna indikator används både vid bedömning av fisk under deskriptor 1 och 3. Skillnaden är att bedömning under deskriptor 1 görs på artnivå, som är en sammanvägning av bedömning för olika populationer inom samma art och samma bedömningsområden, medan inom deskriptor 3 görs bedömningen på populationsnivå.

Indikatorer för kriterium D1C3 – Demografiska egenskaper

Två indikatorer används i bedömningen: 1.3E Storleksfördelning av kustfiskarter, 3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer.

Uppskattning av storleksfördelning av kustfisk baseras liksom förekomst av kustfisk på provfisken. Kustfiskarternas storleksfördelning beräknas med utgångspunkt i den provfiskade populationens längdfördelning som kvantifieras som antalet individer i olika längdgrupper. Tröskelvärden och metod för att bestämma värden varierar mellan arter.

För uppskattning av åldersfördelning, indikator 3.3A, se Faktaruta 10 för deskriptor 3.

Bedömning av miljöstatus för artgrupper av fisk

God miljöstatus nås inte för artgrupperna demersal och pelagisk fisk, varken i Västerhavet eller Östersjön (Tabell 9 och 10). Det är inte möjligt att jämföra bedömningen 2016–2021 med föregående bedömningsperiod då listan över bedömda arter per artgrupp har ändrats sedan dess. Att god miljöstatus inte nås för varken pelagisk fisk eller demersal fisk är dock samma bedömning som 2011–2016.

För demersala arter i Västerhavet klaras tröskelvärden för 15 av 26 bedömda arter medan i Östersjön klaras tröskelvärden endast för två av nio bedömda demersala arter: rödspätta och äkta tunga. Detaljerad information om tillståndet för enskilda arter återfinns i indikatorfaktablad²².

För de demersala arter som inte ingår i bedömningen av kommersiellt nyttjade arter i Västerhavet (deskriptor 3) baseras bedömningen av abundans på indikator 1.2K Trender för känsliga fiskarter. Urvalet av arter innefattar sådana som historiskt varit kommersiella, men som nu skyddas eller blivit så ovanliga att de inte längre fiskas. Av 15 bedömda arter uppvisar nio tecken på återhämtning. Att arter klarar tröskelvärdet innebär inte att arterna har uppnått långsiktigt hållbara

²² Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

populationsnivåer utan ska tolkas som att återhämtning sker eller att den negativa utvecklingen är bruten. De sex bedömda arter som inte återhämtat sig är klockrocka och havskatt som båda är demersala arter, sjurygg som kategoriseras som pelagisk art, samt de två kustfiskarterna havsnejonöga och lyrtorsk.

Tabell 9. Demersal fisk: Bedömning om god status nås för kriterier D1C2 och D1C3 samt om god miljöstatus (GES) nås för demersal fisk i bedömningsperioden 2016–2021²³. Rött och symbolen kryss **X**: värde klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Grått och symbolen streck **–**: Bedöms ej.

Område	D1C2, 1.2K Trender för känsliga fiskarter	D1C2, 3.2A Lekbiomassa	D1C3, 3.3A Åldersfördelning	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Västerhavet	X	X	X	X	Oförändrad
Östersjön	–	X	X	X	Oförändrad

För pelagiala arter klaras tröskelvärden i Västerhavet för fyra av sex bedömda arter; makrill, skarpsill, vitlinglyra och sjurygg (Tabell 10). I Östersjön klaras värden för två av fem bedömda pelagiala arter: siklöja och skarpsill. Detaljerad information om tillståndet för enskilda arter återfinns i indikatorfaktablad.

Tabell 10. Pelagial fisk: Bedömning om god status nås för kriterier D1C2 och D1C3 samt om god miljöstatus (GES) nås för pelagial fisk i bedömningsperioden 2016–2021²³. Rött och symbolen kryss **X**: värde klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Grått och symbolen streck **–**: Bedöms ej.

Område	D1C2, 1.2K Trender för känsliga fiskarter	D1C2, 3.2A Lekbiomassa	D1C3, 3.3A Åldersfördelning	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Västerhavet	X	X	X	X	Oförändrad
Östersjön	–	X	X	X	Oförändrad

Indikatorn åldersfördelning används här för första gången och har inte ingått i den sammanvägda bedömningen av arternas status i innevarande bedömningsperiod. I Västerhavet klaras tröskelvärdet för åldersfördelning endast för en art (makrill) av 13 bedömda arter. I Östersjön klaras inte värdet för någon av de fyra arter som bedömts.

God miljöstatus för kustfisk uppnås i två av de 18 bedömda kustvattentyperna, Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden samt Skånes kustvatten (Tabell 11, Figur 10). Det är svårt att jämföra den nuvarande bedömningen med föregående bedömningsperiod då det har lagts till arter i kustfiskbedömningen.

För kustfisk i Östersjön kan jämförelser med den föregående bedömningsperioden göras för exempelvis förekomst av abborre, vars status har försämrats i flera kustvattentyper. Det försämrade tillståndet kan ha flera orsaker. Exempelvis har abborrens reproduktionsområde minskat väsentligt i delar av Egentliga Östersjön sedan 1980–1990-talet (Bergström & Erlandsson 2022). Storspiggen har samtidigt ökat signifikant i framför allt södra Bottenhavet och Egentliga Östersjön, vilket med hög sannolikhet har negativa effekter på rekryteringen rovfiskar vid kusten som

²³ För bedömning av indikator 1.2K Trender för känsliga arter, är bedömningsperioden 2015 – 2020.

abborre (Olin m.fl. 2022; Eklöf m.fl. 2020). Tillståndet för torsk i Västerhavets kustvatten är fortfarande kritiskt och ingen signifikant återhämtning kan observeras.

Tabell 11. Kustfisk: Bedömning om god status nås för kriterierna D1C2 och D1C3 samt om god miljöstatus (GES) nås för kustfisk i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss X: tröskelvärde klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras eller god status uppnås. Grått och symbolen streck –: Ej bedömt. E.t: Ej tillämpligt. Bedömning enligt 1.2K har begränsats till kustfiskarter i denna sammanställning.

Område	D1C2, 1.2K Trender känsliga arter alt 1.2J Förekomst nyckelarter	D1C3, 1.3E Storleksfördelning	Bedömning GES 2016–2021	Arter som uppnår god status
23 Bottenviken, yttre kustvatten	X	–	X	0/1
22 Bottenviken, inre kustvatten	X	X	X	2/4 (Abborre, Sik)
21 N Kvarkens yttre kustvatten	X	* ✓	X	1/3 (Sik)
20 N Kvarkens inre kustvatten	X	* X	X	1/3 (Sik)
18 N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	X	* ✓	X	1/2 (Abborre)
16 S Bottenhavet, inre kustvatten	X	X	X	0/3
24 Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden	✓	* ✓	✓	2/2 (Abborre, Gös)
12n Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten	X	X	X	0/5
12s Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten	X	✓	X	1/6 (Gös)
8 Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten	X	* X	X	0/2
7 Skånes kustvatten*	✓	–	✓	1/1 (Skrubbskädda)
6 Öresunds kustvatten	X	–	X	1/3 (Alosa)
5 S Hallands och N Öresunds kustvatten	X	–	X	1/3 (Alosa)
4 Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt	X	–	X	1/4 (Alosa)
3 Västkustens yttre kustvatten, Skagerrak	X	–	X	1/4 (Alosa)
2 Västkustens fjordar	X	–	X	1/4 (Alosa)
1s Västkustens inre kustvatten	X	–	X	1/4 (Alosa)
1n Västkustens inre kustvatten	X	–	X	1/4 (Alosa)

*Osäker bedömning då en endast en art ingår.

Som noterats nås inte god miljöstatus för artgrupperna kustfisk, pelagisk eller demersal fisk. Enskilda arter och populationer av fisk klarar de tröskelvärden som överenskommits. När god miljöstatus kan nås för fisk under deskriptor 1 (även deskriptor 3) är svårt att uppskatta.

Sverige tillämpar enligt 29 § havsmiljöförordningen undantag för de arter som faller under regleringar enligt den gemensamma fiskeripolitiken, med motivering att enbart nationella åtgärder inte kommer att förbättra status av dessa arter avsevärt (Havs- och vattenmyndigheten 2021).

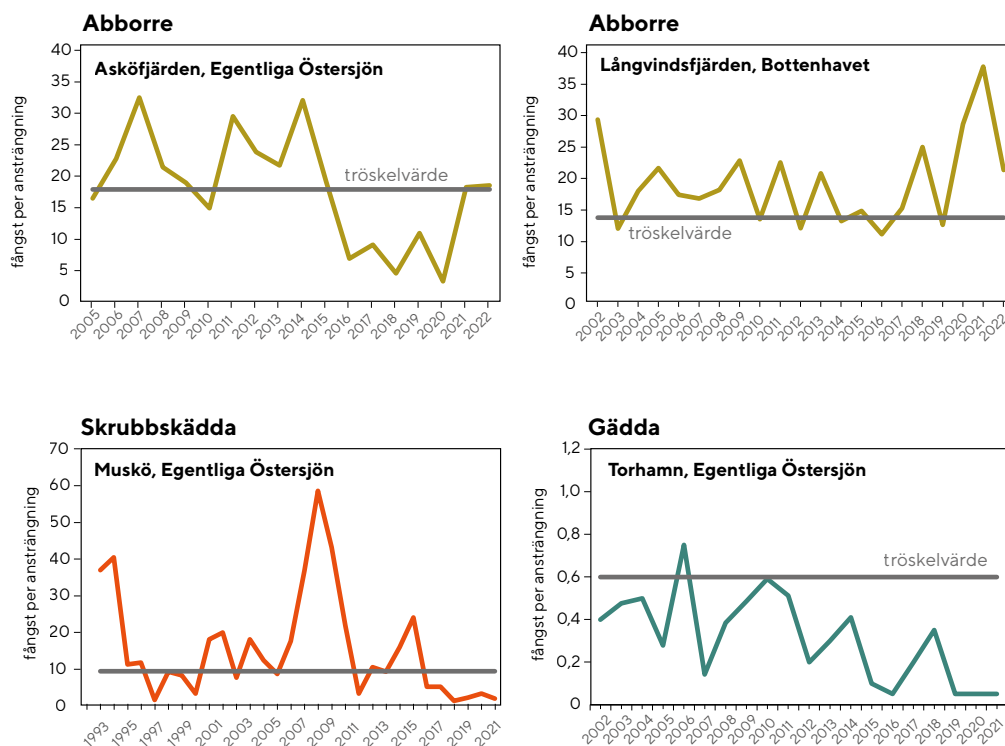


Figur 10. Resultat av bedömningen om god miljöstatus nås för kustfisk under bedömningsperioden 2016–2021.

Trender för fisk

Långa tidsserier för pelagiska och demersala arter som också är kommersiellt nyttjande presenteras i kapitlet för *Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur, deskriptor 3*. Här presenteras tidsserier av förekomst av kustfisk, baserat på fångst per ansträngning, för att illustrera hur utvecklingen varierar vid olika lokaler och för olika arter (Figur 11).

Det är svårt att välja kustfiskpopulationer som är representativa för artgruppen i Östersjön respektive Västerhavet. Det finns i båda havsområdena tydliga variationer mellan kustvattentyper utan ett tydligt geografiskt mönster. Asköfjärden är ett exempel på ett område med försämrat tillstånd för abborre jämfört med tiden innan 2016. Lite längre norrut i Långvindsfjärden har abborren haft stabilt bra tillstånd de senaste 20 åren. Gäddan i Torhamn är ett exempel på en art med låg fångst per ansträngning och dåligt tillstånd över en lång tidsperiod. Skrubbskäddan vid Muskö är ett exempel på en art med varierad populationsstorlek med tydliga toppar under tidsserien. Fångsterna är dock låga under innevarande bedömningsperiod vilket indikerar dåligt tillstånd för populationen.



Figur 11. Utveckling över tid i fångst per ansträngning för utvalda kustfiskarter och provfiskeområden värden för kustfisk är art- och områdesspecifika. Notera att y-axeln för gädda i Torhamn har som maximalt antal 1.2 individer per ansträngning. Källa: Sveriges lantbruksuniversitet.

Påverkan på fisk

De belastningar som har störst negativ påverkan på tillståndet för fisk skiljer sig mellan artgrupper, men fiske är den dominanta belastningen för alla tre artgrupper (Tabell 12).

I Västerhavet kan demersal fisk också förväntas påverkas negativt av marint skräp i form av förlorade spökfiskande fiskeredskap eftersom marint skräp på havsbotten inte når god miljöstatus i Västerhavet (se kapitel *Marint skräp, deskriptor 10*). Fiskeredskap som förloras i havet kan potentiellt fortsätta att fiska under lång tid, vilket brukar kallas för att redskapen ”spökfiskar”. Spökfiskets årliga uttag av torsk har exempelvis uppskattats utgöra 3–6 % av det kommersiella fiskets fångster i Östersjön, medan det i Öresund utgör 20–22 % av det kommersiella fiskets fångster. Osäkerheten är dock stor då information om mängden förlorade nät och spökgarnens fångstkapacitet är begränsad (Hall m.fl. 2022)

För demersala arter i Östersjön, såsom torsk, bedöms övergödning vara den belastning som i det aktuella läget har störst påverkan då den bidrar till utebliven återhämtning av utfiskade populationer. Övergödning kan till exempel orsaka syrebrist i torskens viktiga lek- och födosökshabitat.

I utsjön orsakar släpande redskap såsom trålar på mjukbotten fysisk störning av habitat. Historiskt kan trålning antas ha inneburit stora förändringar i utbredning av ålgräs, mussel- och ostronbankar, maerl, haploops, sjöpennor, med mera, som är viktiga livsmiljöer för fisk i grundare delar av utsjön. Effekter av fysisk påverkan på fisk är dock svårstuderade eftersom den direkta effekten av fisket i sig har störst negativ påverkan. I jämförelse med andra belastningar bedöms fysisk störning av habitat i nuläget endast ha en mindre påverkan på fiskpopulationer i utsjön.

Fiskar använder ljud för att kommunicera bland annat vid parning, detektion av bytesdjur och predatorer och för att orientera sig i vattnet (Schack m.fl. 2019). Antropogena ljud kan maskera de ljud som används för kommunikation, och medföra att fisken undviker områden med höga ljudnivåer. Påverkan varierar mellan fiskarter och kunskapen om effekten av antropogent un-

dervattensljud på populationsnivå och ekosystem är fortfarande ofullständig (Popper & Hawkins 2019). Bedömningen av undervattensljud visar dock att kontinuerligt lågfrekvent undervattensljud är på nivåer som kan leda till maskeringseffekter för fiskar i alla bedömda havsbassänger utom i Bottniska viken (se kapitel *Undervattensljud, deskriptor 11*).

Klimatförändringar påverkar både reproduktion och överlevnad hos de bedömda populationerna. Naturlig predation från både säl och skarv påverkar också fiskpopulationer. Påverkan från predation torde dock vara störst för populationer som har ett begränsat utbredningsområde, till exempel kustnära populationer.

Kustfisk påverkas förutom av fiske (inklusive fritidsfiske, se mer om under förekomst och trender av fritidsfiske i kapitel *Kommersiellt nyttjande av fiskar och skaldjur, deskriptor 3*) även avsevärt av habitatförlust, inklusive fysisk störning och hydrografiska förändringar, övergödning och direkt störning genom mänsklig närvaro. Även småbäckar längs kusten som kan vara viktiga reproduktions- eller uppväxtområden för kustfisk drabbas av mänsklig påverkan. Dessutom påverkar även klimatförändring och födovävsinteraktioner kustfisken negativt. Påverkansmönster, det vill säga vilka belastningar eller aktiviteter som har störst påverkan, varierar starkt mellan olika kustområden.

I bedömningarna ingår ett antal vandrande fiskarter. Tillståndet för dessa fiskarter påverkas också av faktorer i vattendragen, exempelvis vandringshinder.

Tabell 12. Huvudsakliga belastningar och deras uppskattade påverkan på artgrupperna demersala och pelagiska fiskar och kustfisk. Analysen av påverkan baseras på en kvalitativ expertbedömning med stöd av publicerade påverkansbedömningar som genomförts av ICES, Oskar, Helcom och SLU Aqua. Bedömningen har gjorts enligt kategorierna Hög (störst), Måttlig och Låg påverkan. (-) ej utpekad som huvudsaklig belastning (Wennhage m.fl. 2021). Bedömningen av påverkan från undervattensbuller för demersala och pelagiala arter baseras på litteratur och resultaten av bedömning av miljöstatus för undervattensljud.

Belastning	Västerhavet: demersal	Västerhavet: pelagisk	Västerhavet: kustfisk	Östersjön: demersal	Östersjön: pelagisk	Östersjön: kustfisk
Uttag av arter	Hög	Hög	Hög	Måttlig	Hög	Hög
Bifångst	Måttlig*	Måttlig*	Låg	Måttlig*	Måttlig*	Låg
Övergödning	Låg	-	Hög	Hög	Måttlig	Hög
Farliga ämnen**	Måttlig	Måttlig	Låg	Låg	Låg	Måttlig
Marint skräp	Måttlig	Låg	Måttlig	-	-	Låg
Fysisk störning av habitat	Låg	Låg	Hög	Låg	Låg	Hög
Introduktion främmande arter	Låg	Låg	Låg	Låg	Låg	Måttlig
Störning på grund av mänsklig närvaro	-	-	Hög	-	-	Hög
Undervattens- buller	Måttlig*	Måttlig*	Låg	Måttlig*	Måttlig*	Låg

* Påverkan som orsakas av belastningen varierar mellan arter inom artgruppen, samt att det kan föreligga osäkerheter om påverkan utifrån belastningen. ** Bedömningen baseras på två expertpaneler inom de regionala havskonventionerna Helcom och Oskar. Expertpanelerna kan ha bedömt påverkan från farliga ämnen olika i respektive havsregion.

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av fisk

För att öka tillförlitlighet i bedömningen behövs data för att bedöma lekbiomassa/abundans för en rad populationer, särskilt i Östersjön men även för en del broskfiskar och kustfiskar i Västerhavet. Dessutom behövs en bedömning av ålders- och storleksfördelning för fler populationer baserad på internationellt överenskomna värden, särskilt för pelagiska och demersala arter.

Det behövs fortsatta undersökningar för att bekräfta populationsstrukturen för populationer i svenska vatten, framför allt för sillen/strömmingen i Östersjön, men även för andra arter där lokala populationer kan förväntas förekomma. Detta för att kunna göra bedömningar för ekologiskt relevanta bedömningsområden och säkerställa långsiktig överlevnad av lokala populationer. Kriterium D1C1, Dödlighet från oavsiktlig bifångst, som är ett obligatoriskt kriterium för fisk under deskriptor 1 har ännu inte kunnat bedömas då data om bifångst är bristfällig. Resterande kriterier under deskriptor 1, är inte obligatoriska för fisk.

Pelagiska livsmiljöer (Deskriptor 1)

I den fria vattenmassan, pelagialen, lever kringdrivande organismer såsom bakterier, växtplankton och djurplankton. Växtplankton och andra mikroorganismer utgör den dominerande biomasen i pelagialen och utgör i sin tur föda för betande organismer inklusive bentiska organismer. De är också centrala i den så kallade mikrobiella slingan (eng. microbial loop), vilket innebär att lösta organiska föreningar når övriga delar av ekosystemet via bakterier. Då olika arter har olika näringsvärde för de betande organismerna kan förändringar av sammansättningen av arter påverka hela näringsväven.

Bedömningen av miljöstatus i pelagiska livsmiljöer görs för livsmiljötypen kust respektive utsjö. Bedömningen baseras på storlek och mängd av djurplankton samt artsammansättning hos växtplankton och förekomst av skadliga algbloomningar. Övergödningsindikatorer används som stöd för att bedöma risk för att inte upprätthålla eller nå god miljöstatus.

För livsmiljötypen kust uppnås god miljöstatus i två av de sex bedömda områdena. Livsmiljötypen utsjö uppnår inte god miljöstatus i något av de bedömda områdena.

De belastningar som dominerar påverkan på pelagiska livsmiljöers tillstånd bedöms vara tillförsel av näringsämnen och klimatförändringar. Indirekt påverkar även fiske av pelagiska fiskarter, genom kaskadeffekter i näringsväven.

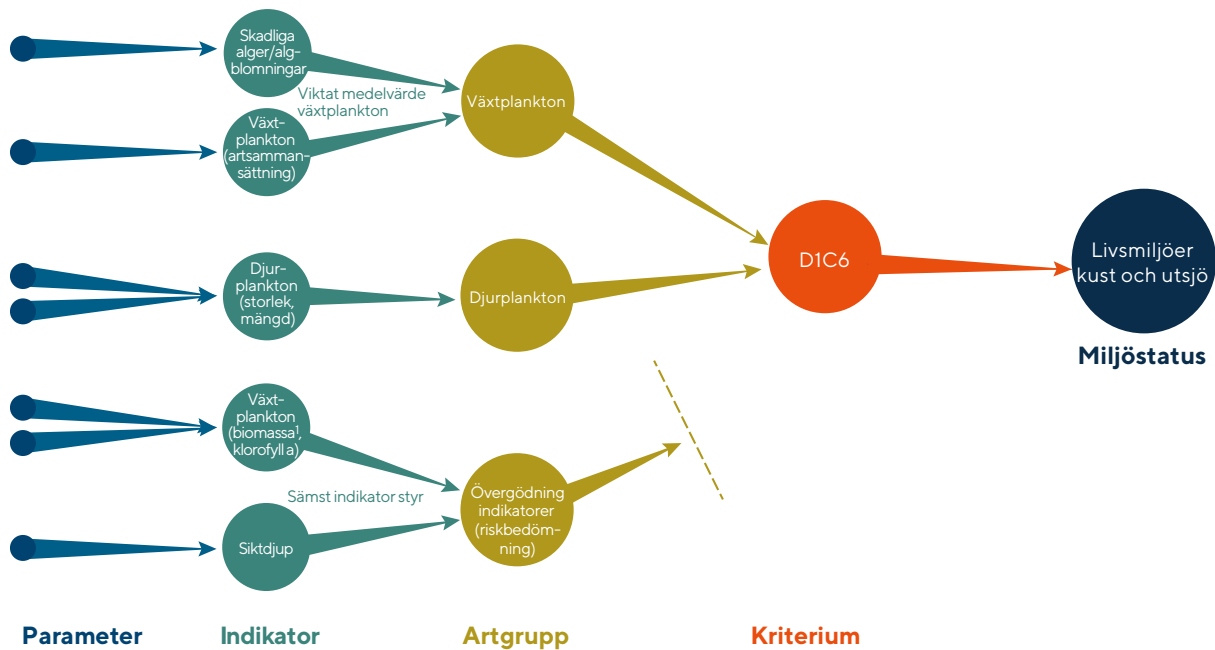
Metod för bedömning av miljöstatus för pelagiska livsmiljöer

Bedömning av miljöstatus baseras på kriterium D1C6, Pelagiska livsmiljöers tillstånd, och görs för livsmiljötypen kust där kustvattentyper utgör bedömningsområden samt för livsmiljötypen utsjö där bedömningsområden utgörs av havsbassängernas utsjövatten. De indikatorer som används för att bedöma kriteriet beskriver storlek och mängd av djurplankton, artsammansättning av växtplankton samt skadliga algbloomningar (Faktaruta 6). Beroende på datatillgång och bedömningsområde används 1–3 indikatorer i bedömningen.

Dessutom ingår ytterligare indikatorer som visar på övergödningens effekter i vattenkolumnen (klorofyll a-koncentration och biomassa av växtplankton samt siktdjup). Dessa indikatorer vägs inte in i bedömningen av status men används som stöd för att bedöma risk; när tröskelvärdena för dessa övergödningsindikatorer inte klaras finns risk att god miljöstatus för pelagiska livsmiljöer inte kan nås eller upprätthållas (Figur 12).

I havsbassängerna utsjövatten baseras bedömningen av status för växtplankton på viktade medelvärden av indikatorerna för artsammansättning av växtplankton och skadliga algbloomningar (Figur 12, Faktaruta 6). Då bedömningen baseras på resultat från Helcom ingår även data från andra länder. I kustvatten används endast indikatorn för artsammansättning av växtplankton. Inga andra indikatorer kunde bedömas i kustvattentyperna på grund av brist på tillförlitliga data.

God miljöstatus nås när både växtplankton och djurplankton når god status. Principen används också för att väga samman övergödningssindikatorerna (klorofyll a-koncentration och biomassa samt siktdjup i kust respektive utsjö). Om en av dessa indikatorer inte klarar tröskelvärdet så föreligger en risk att god miljöstatus inte kan nås eller upprätthållas. Övergödning används inom riskanalysen men även andra belastningar påverkar växtplanktonsamhället, exempelvis klimatförändring, se ” Påverkan på pelagiska livsmiljöer”. Sammanvägningsmetoden har överenskommit inom Helcom (Helcom 2023g).



Figur 12. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma om god miljöstatus uppnås för pelagiska livsmiljötypen kust respektive utsjö. Streckad linje betyder att bedömningen stannar vid kriteriet och inte ingår i den sammanvägda bedömningen av miljöstatus. Övergödningssindikatorer används för att bedöma risk för att god miljöstatus inte ska kunna nås eller upprätthållas. Figurförklaring: 1) bedöms i kustvatten. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 6. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av pelagiska livsmiljöer

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D1C6 – Pelagiska livsmiljöers tillstånd

1.6A Storlek och mängd av djurplankton

Indikatorn baseras på två parametrar: djurplanktons medelstorlek, mätt som vikt, och deras totala biomassa. Djurplanktons medelstorlek ger en indikation på födotillgång för fisk och vilket betestryck som djurplankton utövar på växtplankton. Djurplanktonsamhällen med storvuxna individer ger en effektivare energitransport från växtplankton till fisk. Båda parametrar ska klara sina tröskelvärden för att indikatorn ska klaras. Indikatorn är gemensamt överenskommen inom Helcom och bedöms endast i havsbassängers utsjövatten i Östersjön.

Tröskelvärden för parametrarna baseras på en referensperiod då tröskelvärdet klarades för koncentration av klorofyll a och när ung sill och skarpsill haft en bra tillväxt. Tröskelvärdet varierar mellan havsbassängers utsjövatten.

1.6B Artsammansättning av växtplankton

Indikatorn följer successionen av olika växtplanktongrupper under året och baseras på månadsvisa analyser av biomassa av ett urval växtplanktongrupper. Utvalda grupper dominerar växtplanktonsamhället i respektive bedömningsområde.

Tröskelvärdet baseras på en referensperiod med låg total biomassa av växtplankton. Vid jämförelse med tröskelvärdet kan förändringar i förekomst under året upptäckas liksom förändringar mot referensperioden. Tröskelvärdet varierar mellan havsbassängers utsjövatten.

För information om indikatorerna skadliga algbloomningar i Östersjön (5.3A), Förekomst av skadliga alger i Västerhavet (5.3B) koncentration och biomassa hos växtplankton (5.2A), klorofyll a-koncentrationer (5.2B), samt siktdjup (5.4A, 5.4B), se Faktaruta 11 under deskriptor 5.

Bedömning av miljöstatus för pelagiska livsmiljöer

För pelagiska livsmiljötypen kust har det endast varit möjligt att bedöma sex av totalt 25 kustvattentyper. God miljöstatus uppnås i två av de sex bedömda områdena (Tabell 13).

För livsmiljötypen utsjö bedömdes tio av 12 havsbassängers utsjövatten. God miljöstatus uppnåddes inte i något av de bedömda områdena (Tabell 14, Figur 13). I tre bedömningsområden (Östra Gotlandshavets, Ålands hav och Bottenhavet) klarar djurplankton sina tröskelvärden. För växtplankton klaras tröskelvärdena i två havsbassängers utsjövatten (Arkonahavet och södra Öresund, samt Bottenviken).

I samtliga bedömda havsbassängers utsjövatten samt i två av de bedömda kustvattentyperna finns också en risk att god miljöstatus inte kan nås eller upprätthållas eftersom övergödningssindikatorerna inte klarar sina tröskelvärden (Tabell 13 och 14).

För bedömningen i kust är en jämförelse med föregående bedömningsperiod inte möjlig då andra indikatorer nu ingår i bedömningen. I havsbassängers utsjövatten har miljöstatus försämrats i Bottenviken, Bottenhavet och Skagerrak. I Bottenviken beror den försämrade statusen på att tröskelvärdet för indikatorn djurplankton inte klaras jämfört med förra bedömningsperioden då den klarades. I Bottenhavet beror den försämrade statusen på att tröskelvärdet för indikatorn växtplankton inte längre klaras samt att indikatorn Skadliga algbloomningar tillkommit i nuvarande bedömning vilken inte klarar tröskelvärdet. I Skagerrak beror den försämrade statusen på att tröskelvärdet för indikatorn växtplankton inte längre klaras.

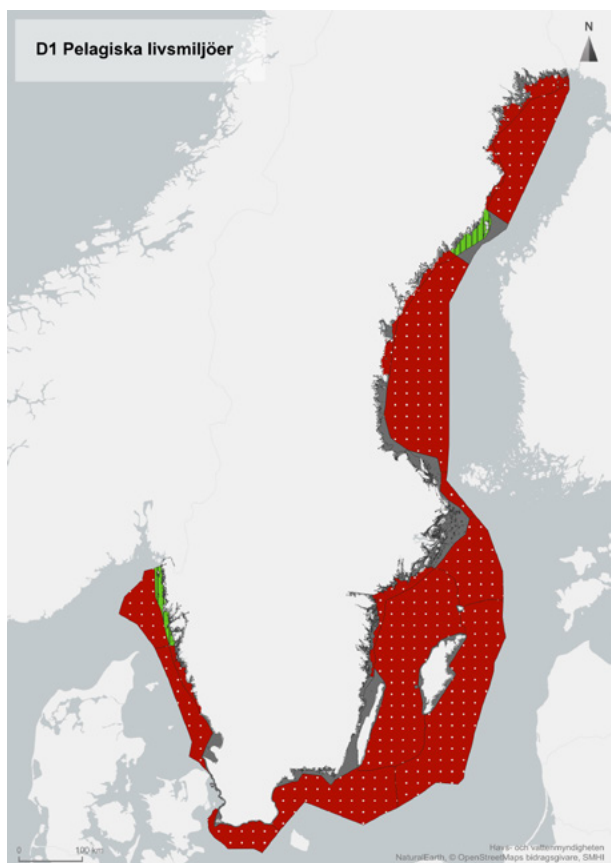
Tabell 13. Bedömning om tröskelvärden klaras för de indikatorer som används i bedömningen av den pelagiska livsmiljötypen kust (bedömningen görs per kustvattentyp), samt om god miljöstatus (GES) nås för bedömningsperioden 2016–2021. Kustvattentyper som inte listas har inte bedömts på grund av databrist. Bedömning av risk baseras på övergödningsindikatorer. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde för indikatorer klaras, ingen risk för övergödning, eller god miljöstatus nås. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärde för indikatorer klaras inte, risk för övergödning, eller god miljöstatus nås ej. Grått och symbolen streck –: Bedöms ej.

Område	1.6A Djurplankton	1.6B Växtplankton	Riskbedömning	Bedömning GES 2016–2021
23 Bottenviken, yttre kustvatten	–	✗	–	✗
21 N Kvarken yttre kustvatten	–	✓	Ingen risk - Övergödningsindikatorerna klarar sina resp. tröskelvärden ✓	✓
19 N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	–	✗	Risk att god miljöstatus inte kan nås pga. att indikatorn för klorofyll a-koncentration inte klaras ✗	✗
14 Östergötlands yttre kustvatten	–	✗	Risk att god miljöstatus inte kan nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden ✗	✗
4 Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt	–	✗	Ingen risk - Övergödningsindikatorerna klarar sina resp. tröskelvärden ✓	✗
1n Västkustens inre kustvatten	–	✓	Ingen risk - Övergödningsindikatorerna klarar sina resp. tröskelvärden ✓	✓

Tabell 14. Bedömning om tröskelvärden klaras för de indikatorer som används i bedömningen av den pelagiska livsmiljötypen utsjö, samt om god miljöstatus (GES) nås för bedömningsperioden 2016–2021. Riskbedömningen baseras på biomassa av växtplankton och klorofyll a-koncentration samt siktdjup. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras för indikatorer klaras, ingen risk för övergödning, eller god miljöstatus nås. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärde för indikatorn klaras inte, risk för övergödning, eller god miljöstatus nås ej. Grått och symbolen streck –: Bedöms ej.

Område	1.6A Djurplankton	1.6B Växtplankton	5.3A Skadlig algblomning	Riskbedömning	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Bottenviken	✗	✓	–	Risk att god miljöstatus inte kan nås pga. att indikatorn för klorofyll a-koncentration inte klaras ✗	✗	Försämrad
Bottenhavet	✓	✗	✗	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden ✗	✗	Försämrad
Alands hav	✓	–	✗	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden ✗	✗	Oförändrad
N Gotlandshavet	✗	–	✗	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden ✗	✗	Oförändrad
V Gotlandshavet	✗	✗	✗	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden ✗	✗	Oförändrad
Ö Gotlandshavet	✓	✗	✗	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden ✗	✗	Oförändrad

Område	1.6A Djur- plankton	1.6B Växt- plankton	5.3A Skadlig algblo- mning	Riskbedömning	Bedöm- ning GES 2016– 2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016	
Bornholmshavet och Hanöbukten	×	×	×	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden	×	×	Oförändrad
Arkonahavet och S Öresund	–	✓	×	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden	×	×	Oförändrad
Kattegatt	–	×	–	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att övergödningsindikatorerna inte klarar sina resp. tröskelvärden	×	×	Oförändrad
Skagerrak	–	×	–	Risk att god miljöstatus inte nås pga. att indikatorn för siktdjup inte klaras	×	×	Försämrad



Figur 13. Resultat av bedömningen om god miljöstatus nås för pelagiska livsmiljötypen kust respektive havsbassängers utsjövatten under bedömningsperioden 2016–2021.

Trender för pelagiska livsmiljöer

Långa tidstrender för artsammansättning av växtplankton samt biomassa och medelstorlek av djurplankton varierar mellan havsbassängerna och kustvattentyperna där data finns tillgänglig. Det finns ingen tydligt geografisk gradient i trenderna förutom för medelstorlek av djurplankton som minskar i alla områden förutom i Bottenviken och Bottenhavet (Tabell 15).

Tabell 15. Långa tidstrender för djurplankton i havsbassängernas utsjövatten: biomassa, abundans och medelstorlek (mätt som vikt) (Helcom 2023g).

Område	Trend biomassa	Trend abundans	Trend medelstorlek	Tidsperiod
Bottenviken	Minskande	Minskande	Ökande	1979–2021
Bottenhavet	Ökande	Oförändrad	Ökande	1979–2021
Ålands hav	Oförändrad	Oförändrad	Minskande	1982–2021
N Gotlandshavet	Oförändrad	Ökande	Minskande	1979–2021
Ö Gotlandshavet	Oförändrad	Ökande	Minskande	1979–2021
V Gotlandshavet	Minskande	Oförändrad	Minskande	1976–2021
Bornholmshavet och Hanöbukten	Oförändrad	Ökande	Minskande	1976–2021

Påverkan på pelagiska livsmiljöer

Både djurplankton och växtplankton påverkas av belastningar som påverkar vattenkvaliteten negativt. De största belastningarna utgörs av övergödning och klimatförändring. Klimatförändringar påverkar plankton genom högre temperatur, minskande salinitet och försurning. Högre tillgång till näringsämnen gynnar snabbväxande algar och djurplankton (Ospar 2023a; Helcom 2023g), och de gynnas också generellt av högre vattentemperatur orsakad av klimatförändringen. Därutöver påverkas artsammansättning i pelagialen av kaskadeffekter inom näringsväven som har sitt ursprung i fiske efter pelagiska fiskarter som sill och strömming (Casini m.fl. 2009).

Pelagiska livsmiljöer påverkas också av tillförsel av farliga ämnen och introduktioner av främmande arter. Många planktonarter har också visat sig ta upp mikroplaster, men kunskap om betydelse av sådant upptag på populations- och ekosystemnivå är fortfarande bristfällig (Rodrigues m.fl. 2021).

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av pelagiska livsmiljöer

Tillförlitlighet i bedömningen av god miljöstatus varierar mellan bedömningsområden. Tillförlitligheten bedöms som hög i de bedömningsområden där både växtplankton och djurplankton kunnat bedömas och där båda indikatorer uppvisar samma status. Tillförlitligheten ses som måttlig i de bedömningsområden där båda indikatorer bedömts, men där resultaten visar motstridiga resultat. I de bedömningsområden där endast en indikator bedömts (antingen växtplankton eller djurplankton) är tillförlitligheten låg.

För att öka tillförlitligheten i bedömningen behöver den geografiska täckningen av data förbättras för att möjliggöra bedömning av både växtplankton och djurplankton i alla relevanta bedömningsområden, inklusive kusten. Data för djurplankton saknas generellt i kustvattentyper men även i några havsbassänger. Många kustnära områden saknar även data för hela året vad gäller artsammansättning och biomassa av växtplankton. Dessutom kan det behövas baslinjestudier för att bättre kunna avgränsa en artsammansättning av både växt- och djurplankton som är nära naturliga förhållanden. Det skulle kunna innebära att de valda artgrupperna för bedömningen av växtplankton behöver revideras i vissa områden, till exempel i Bottniska viken och i kustnära områden där andra grupper kan vara mer betydelsefulla. Även användning av klorofyll a som riskbedömning i Bottenviken måste ses över för att kunna ta hänsyn till effekter av ökad avrinning från land, till exempel ökad klorofyll a-koncentration vid bibehållen biovolym.

D1C6 är det enda kriteriet för pelagiska livsmiljöer under deskriptor 1. Eftersom bedömning av pelagiska livsmiljöer under deskriptor 1 är starkt kopplad till bedömning av marina näringsvävar (deskriptor 4) bör bedömningen utökas till deskriptor 4 för att kunna följa förändringar i närings-

väven. Detta kan innebära att bedömning av produktivitet enligt kriterium D4C4 (produktiviteten inom trofiska grupper) kan bidra till att komplettera bedömning av artsammansättning och storleksfördelning av växt- och djurplankton arter enligt D1C6.

Arealbaserade tröskelvärden på kriterienivå (D1C6) för respektive livsmiljötyp (kust och utsjö) har inte kunnat definieras i denna bedömningscykel. Metoder för att avgränsa eller definiera den påverkade arealen till skillnad från den opåverkade behöver utvecklas.

Bentiska livsmiljöer (Deskriptor 1)

Havsbottnen och dess artsamhällen utgör grund för många processer och ekosystemtjänster som både ekosystemet och människan är beroende av.

Substratet och djupprofilen på havsbottnen, de huvudsakliga livsmiljötyperna, utgör förutsättningar för olika biologiska habitat, där de kustnära habitaterna är mest produktiva. Kustnära habitat med höga naturvärden är till exempel ålgräsängar och kelpskogar, som utgör essentiella områden för andra nyckelarter i ekosystemet samt många kommersiellt nyttjade arter av fisk och skaldjur. De huvudsakliga livsmiljötyperna i utsjön kan också hysa biologiska habitat med höga naturvärden, som olika typer av biogena rev (till exempel musselbankar och djuphavskoraller), men stora delar av utsjöns havsbottnen består av substrattyperna lera eller sand. Också dessa olika typer av mjukbottenhabitat kan hysa en hög varietet av organismer som havsborrsmaskar, ormstjärnor, sjöpennor och mollusker, vilka fyller viktiga funktioner i ekosystemet och den marina näringsväven.

Bedömningen av havsbottnens integritet görs per huvudsaklig livsmiljötyp och sammanvägs per kustvattentyp eller utsjöns havsbassänger. Bedömningen baseras på modelleringar av påverkan som orsakar störning och förlust av bottenstrukturer, samt bedömning av biologisk förlust orsakad av mänskliga belastningar.

Bedömningar både av livsmiljöer på bottenarna under deskriptor 1 och av havsbottnens integritet under deskriptor 6 redovisas i kapitlet *Havsbottnens integritet*.

Marina näringsvävar (Deskriptor 4)

Näringsvävar beskriver hur arter inom och mellan olika trofiska nivåer interagerar. Trofiska nivåer beskriver arternas position i näringsväven, till exempel toppredatorer, konsumenter eller producer. Eftersom populationer och arter är beroende av varandra påverkar förändringar i en del av näringsväven även arter i andra delar. Deskriptor 4 ska med hjälp av underliggande kriterier bedöma om näringsväven är i balans eller om energitransporten är störd.

Under nuvarande bedömningscykel är det endast möjligt att beskriva olika delar av näringsväven kvalitativt. En mer kvantifierad bedömning av balansen i näringsväven kräver fortsatt forskning och indikatorutveckling.

Metod för bedömning av marina näringsvävar

Både havsregionalt och nationellt saknas en överenskommen metod för bedömning av näringsvävar. Likaså saknas en definition av god miljöstatus för deskriptor 4 för Västerhavet och Östersjön.

Beskrivningen av marina näringsvävar i Östersjön och Västerhavet baseras huvudsakligen på följande underlag: tematiska beskrivningar framtagna av de regionala havskonventionerna Helcom och Oskar som sammanfattar tillståndet för enskilda delar av näringsväven, samt en pilotstudie av en modellbaserad bedömning av näringsväven. Därtill har bedömningen av biologisk mångfald under deskriptor 1 beaktats för att kvalitativt beskriva näringsvävarnas tillstånd och effekter på vissa trofiska nivåer (Faktaruta 7).

Faktaruta 7. Att definiera god miljöstatus för näringsväven i Östersjön eller Västerhavet är inte möjligt i denna bedömningscykel. I faktarutan beskrivs i stället kortfattat de indikatorer som är tillgängliga för att kvalitativt beskriva delar av näringsväven. Majoriteten av indikatorerna ingår också i bedömning av kriterier under andra deskriptorer.

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D4C1 – Trofiska grupperns mångfald (artsammansättning och arternas relativa abundans)

För att beskriva mångfalden inom olika nivåer i näringsväven används åtta indikatorer. Fem av dessa indikatorer omfattar abundans av fåglar och sälarter (indikatorer 1.2A-1.2E). Därutöver används indikatorer för att beskriva pelagiska och demersala fiskarters lekbiomassa (3.2A), förekomst av nyckelarter i kustvatten (1.2J), och artsammansättning av växtplankton (1.6B). Metod för sammanvägning för kvantitativ bedömning av kriteriet saknas.

Indikator för kriterium D4C2 – Balansen abundans mellan trofiska grupper

Till kriteriet finns en tillhörande indikator som beskriver abundansen av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten (4.2A). Rovfisk och karpfisk används i bedömning av indikatorn och beräknas på antal individer (eller biomassa) per nät och dygn (fångst per ansträngning) vilket anges som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde. För kustfisk ska bedömning göras av tröskelvärdet i relation till en referensperiod.

Indikatorer för kriterium D4C3 – Individernas storleksfördelning inom en trofisk grupp

Tre indikatorer används för att belysa storleksfördelningen mellan individer inom olika nivåer av marina näringsvävar. De grupperna som beskrivs är djurplankton (1.6A), kustfisk (1.3E) och kommersiella fiskarter (3.3A). Metod för sammanvägning för kvantitativ bedömning av kriteriet saknas.

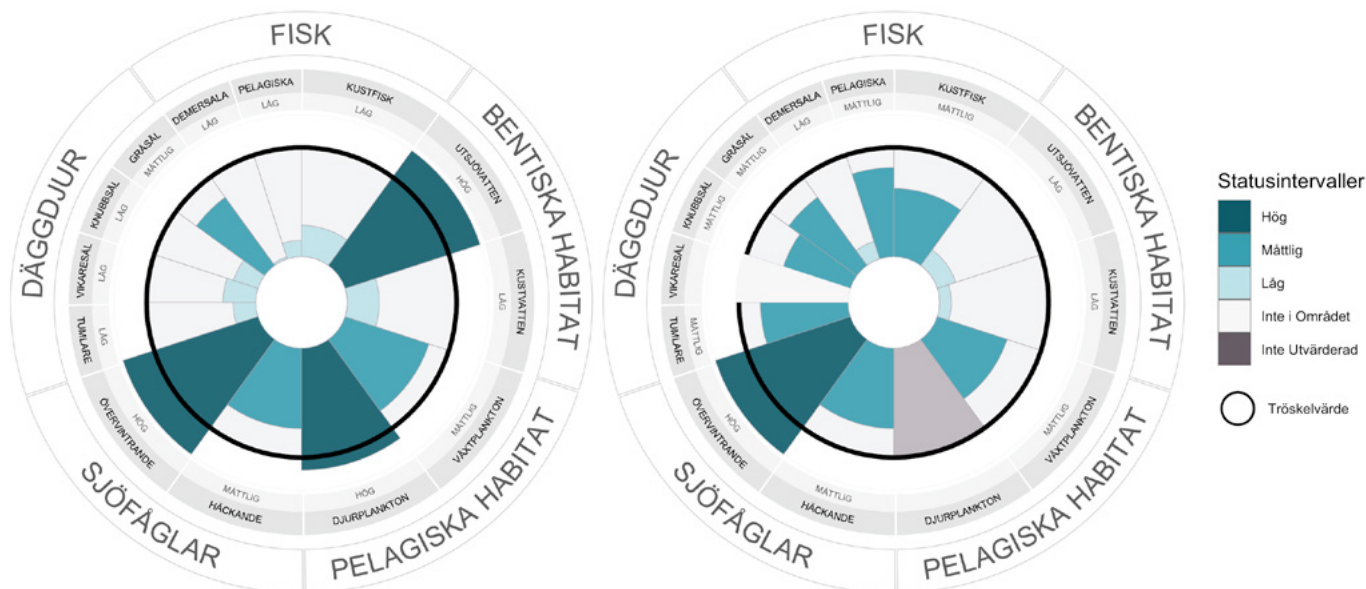
Indikatorer för kriterium D4C4 – Produktiviteten inom trofiska grupper

Produktiviteten inom näringsväven beskrivs genom tre indikatorer. Dessa indikatorer omfattar dräktighetshetsfrekvensen (1.3A) och späcktjockleken hos gråsäl (1.3B) samt häckningsframgång hos sillgrissla (1.3D). Metod för sammanvägning för kvantitativ bedömning av kriteriet saknas.

Beskrivning av näringsvävens tillstånd

Näringsvävens komplexitet avspeglar den biologiska mångfalden. I den relativt artfattiga Östersjön är näringsväven något mindre komplex jämfört med i Västerhavet. Näringsvävens struktur varierar både lokalt och regionalt i Östersjön och Västerhavet. Ett exempel på detta är att bakteriesamhället tillsammans med växtplankton utgör en viktig bas för produktiviteten i Bottniska viken, på grund av det stora inflödet av organiskt material från älvarna. Detta skiljer sig från övriga Östersjön där produktion av växtplankton i högre grad dominerar över bakterieproduktionen. Näringsväven är summan av arter och artsamhällen som struktureras genom abiotiska faktorer och interaktioner inom och mellan arter. Ett förenklat sätt att beskriva en näringsväv kan därför vara att redovisa tillstånd av alla relevanta ekosystemkomponenter i relation till varandra. Figur 14 visualiserar ett övergripande tillstånd av biologisk mångfald baserat på relevanta ekosystemkomponenter. Illustrationer för Västerhavet och Östersjön, baserat på metoden "Baltic Sea Health Index" (se Faktaruta 8), presenteras här som ett komplement till den kvalitativa beskrivningen av näringsväven. I dessa illustrationer är indikatorresultaten sammanvägda och normaliserade för att kunna presenteras på en jämförbar skala. Viktigt att notera är därför att tillståndet kan skilja sig från de gällande statusbedömningarna som presenteras i rapporten. Att illustrationerna avser Östersjön respektive Västerhavet innebär också att vissa ekosystemkomponenter redovisas på en annan skala än i bedömning av enskilda indikatorer. Illustrationerna kan dock visualisera skillnader mellan ekosystemkomponenter. I Östersjön är det normaliserade tillståndet av både

demersala och pelagiska fiskarter, samt knubbsäl, vikare och tumlare otillfredsställande. Dessa ekosystemkomponenter uppvisar ett förhållandevis bättre tillstånd i Västerhavet men når inte sina art- eller artgruppsspecifika tröskelvärden.



Figur 14. Illustration av tillståndet i Östersjön (vänster) och Västerhavet (höger) som visar sammanvägda indikatorresultat för samtliga fem kategorier av biologisk mångfald som bedöms: pelagiska livsmiljöer, bentiska livsmiljöer, fisk, däggdjur och sjöfåglar. Den svarta ringen representerar tröskelvärdesnivån och färgade kronblad representerar statusvärdena. De tre färgnyanserna motsvarar statusintervallnivåer (se legenden). Grått betyder att status inte går att bedöma på grund av brist på data eller övervakning. Om status för en viss ekosystemkomponent inte är relevant på grund av naturliga förhållanden visas ingen bedömning (vit). Vikaresäl utvärderas inte i Västerhavet. Djurplankton (pelagiska habitat) utvärderas inte i Västerhavet. Flowerplots copyright Andrea De Cervo, Eleanore Campbell, Thorsten Blenckner, Baltic Health Index project – Stockholms universitet, 2023.

Utöver en övergripande beskrivning av ekosystemets tillstånd, kan de enskilda ekosystemkomponenterna beskrivas samt energiflöden och beroenden i näringsväven. Följande avsnitt innehåller en kvalitativ beskrivning av dessa aspekter för Östersjön respektive Västerhavet.

Faktaruta 8.

Utveckling pågår för att mer systematiskt analysera det samlade tillståndet för ekosystemkomponenter i Östersjön och Västerhavet. "Baltic Sea Health Index" (BHI) är en metod för att visualisera tillstånd för olika havsregioner baserat på relevanta ekosystemkomponenter (De Cervo m.fl. 2024). Illustrationerna i Figur 14 baseras på indikatorresultat som redovisas i denna rapport och som sammanfattats i Tabell 16.

För att jämföra olika indikatorresultat av ekosystemkomponenter aggregerades dessa till en geografisk skala bestående av Västerhavet och Östersjön. Detta innebär att illustrationen av tillstånd för enskilda ekosystemkomponenter (huruvida kronbladen når upp till tröskelvärdesnivån eller inte) kan skilja från de statusbedömningarna om utförs per bedömningsområde. Sammanvägningen baseras på normaliserade indikatorresultat och av minimumvärden från bedömningen.

För ytterligare beskrivning av metoden hänvisas till en underlagsrapport som görs tillgänglig på www.havochvatten.se/remiss-bedomning-havsmiljons-tillstand.

Näringsväv i Östersjön

Näringsvävens tillstånd i Östersjön har förändrats under det senaste århundradet och genomgått en radikal förändring fram till 1990-talet, främst på grund av mänskliga aktiviteter (Tomczak m.fl. 2021). Effekter av övergödning förändrade produktiviteten och artsammansättningen av planktonsamhället i den fria vattenmassan. Samtidigt var fisketrycket högt vilket påverkade biomassan av större rovfiskar och andra fiskarter. Resultatet av dessa båda belastningar var kaskadeffekter, som förstärkte effekten av enskilda belastningar på näringsväven. Ett tydligt tecken på förändrad näringsväv i Östersjön är den kraftiga ökningen av storspigg sedan början av 2000-talet (Olin m.fl. 2022).

Trots att vissa mänskliga belastningar har minskat visar bedömningen av indikatorer, som beskriver abundans av olika ekosystemkomponenter inom bedömda trofiska nivåer, ett övervägande dåligt tillstånd (Tabell 16). I vissa kustområden klaras tröskelvärden för indikatorer som omfattar förekomst av nyckelarter av fisk i kustvatten (1.2J), storleksfördelning av kustfiskarter (1.3E) och abundans av viktiga funktionella kustfiskgrupper (4.2A). Indikatorn 4.2A är den enda indikator som bedömer fisksamhällen på funktionell grupp nivå och kan ge en indikation på obalans i kustnära näringsväven. I Bornholms havet och Hanöbukten, Bottenhavet samt Bottenviken klarar denna indikator tröskelvärdet. I alla områden som inte klarar tröskelvärdet beror detta på höga förekomster av karpfisk/mesopredatorer.

I utsjön klarar bara ett fåtal indikatorer sina tröskelvärden: djur- och växtplankton i två respektive tre havsbassänger (Tabell 16).

Utöver bedömningar av relevanta ekosystemkomponenter finns pilotstudier som studerar tillståndet av näringsvävar i olika bassänger i Östersjön. För Helcom:s holistiska bedömning av Östersjön undersöktes näringsvävsdynamiken i Bottenviken under de senaste 30 åren (1979–2021) (Helcom 2023g). Studien identifierar skiften i den relativa abundansen mellan trofiska nivåer i Bottenviken med tydliga brytpunkter (snabba förändringar) under åren 2005 (mindre strömmingsbiomassa, fler sälar) och 2016 (snabb nedgång av både strömmingsbiomassa och antal gråsälar). En tydlig förändring är även minskad biomassa av strömming och förändringar i sälbeståndet. Detta skedde samtidigt med förändringar i fiskeridödlighet, tillgång på näringsämnen och förändringar i artsammansättningen av bentiska arter.

Det kan även noteras en positiv utveckling för sillgrisslans reproduktion, vilket tros vara kopplat till ökad förekomst av skarpsill, vars bestånd har ökat då torsken har minskat. Sillgrisslans häckningsframgång indikerar därför möjligen en störning i näringsvävsbalansen (Kadin m.fl. 2019; Österblom m.fl. 2006).

Näringsväv i Västerhavet

Följande beskrivning av Västerhavets näringsväv baseras till stor del på Ospar:s tematiska bedömning av näringsväven i större Nordsjön (Greater North Sea) (Ospar 2023b). Då en del av beskrivningen är skalberoende, är den inte fullständigt jämförbar med en beskrivning av tillståndet inom svenska havsområden då större Nordsjön täcker en mycket större yta.

I Nordsjön har en nedåtgående trend av både växt- och djurplankton observerats de senaste årtiondena. Dessutom visar statusbedömningen att populationer av pelagiska eller demersala fiskarter inte uppnår god status i Västerhavet. Enligt Ospar:s statusbedömning anses näringsväven i Nordsjön inte nå god status (Ospar 2023b).

I Öresund och Kattegatt visar modeller att den uteblivna återhämtningen av västra torskbeståndet och västra sillbeståndet har lett till stora konsekvenser för den biologiska mångfalden i detta havsområde (Helcom 2023e; Safi m.fl. 2019; Scotti m.fl. 2022).

I en pilotbedömning av näringsvävar i Kattegatt utförd 2023 (Helcom 2023g; Safi m.fl. 2019; Scotti m.fl. 2022) användes ekosystemmodeller för att beskriva förändringar i näringsväven mellan åren 1992–2008 (Christensen & Walters 2004). Näringsväven som modelleras består av 29 olika ekosystemkomponenter, med 257 länkar mellan dessa. Resultaten stödjer tidigare studier

(Lindgren m.fl. 2012) som pekar på att Kattegatt har genomgått en radikal förändring under perioden 1992–2008, från en pelagiskt dominerad näringsväv till en bentiskt dominerad sådan. Detta innebär en minskning av pelagiska arter (växtplankton, djurplankton, sill, skarpsill) samt torsk och en ökning av bentiska arter som havskräftor, musslor och spätta. Pilotbedömningen visar även att det har skett en förskjutning i de dominerande trofiska nivåerna där torskens funktion som toppredator har ersatts av spätta och säl.

Resultaten visar även positiva tecken till följd av minskat fisketryck under perioden 1992–2008. Trots att näringsvävens karaktär förändrades radikalt efter 1992, har motståndskraften i systemet förbättrats (Belgrano & Tomczak 2023).

Tabell 16. Sammanställning av indikatorer som är relevanta för beskrivning av näringsvävar. Översikten är förenklad till exempel görs bedömning av fisk och fåglar för olika artgrupper. Bedömningen redovisas per havsbassäng även om vissa bedömningar gjorts per kustvattentyp. Syftet är att visa en övergripande bild av de indikatorer som har ingått för att beskriva näringsväven. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärde klaras inte. Grått och symbolen streck –: Ej bedömd. Vit: ej relevant/tillämpbar.

Kriterium	Indikatorer	Skagerrak	Kattegatt	Öresund	Arkonahavet och S Öresund	Bornholmshavet och Hanöbukten	Ö Gotlandshavet	V Gotlandshavet	N Gotlandshavet	Ålands hav	Bottenhavet	N Kvarken	Bottenviken
D4C1	1.2A Abundans av häckande sjöfåglar	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
	1.2B Abundans av övervintrande sjöfåglar	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
	1.2C Abundans och trender för gråsäl				✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
	1.2D Abundans och trender för knubbsäl	✗	✗	✗	✗	✗		✗					
	1.2E Abundans och trender för vikaresäl										✗	✗	✗
	1.2J Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten	✗	✗	–	✓	✗	–	✗	✓	✗	✗	✗	✓
	1.6B Artsammansättning av växtplankton	✗	✗	–	✓	✗	✗	✗	–	–	✗	–	✓
	3.2A Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade populationer	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
D4C2	4.2A Abundans av viktiga funktionella grupper av fisk i kustvatten – rovfisk och karpfisk.	–	–	–	✗	✓	✗	–	✗	✓	✓	✗	✓
D4C3	1.6A Storlek och mängd av djurplankton	–	–	–	–	✗	✓	✗	✗	✓	✓	–	✗
	1.3E Storleksfördelning av kustfiskarter	–	–	–	–	✗	–	✗	✗	✗	✗	✓	✗
	3.3A Åldersfördelning av kommersiellt nyttjade fiskarter	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗
D4C4	1.3A Dräktighetsfrekvens hos gråsäl				✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗

Kriterium	Indikatorer	Skagerrak	Kattegatt	Öresund	Arkonahavet och S Öresund	Bornholmshavet och Hanöbukten	Ö Gotlandshavet	V Gotlandshavet	N Gotlandshavet	Ålands hav	Bottenhavet	N Kvarnen	Bottenviken
	1.3A Dräktighetsfrekvens hos gråsäl				x	x	x	x	x	x	x	x	x
	1.3D Häckningsframgång hos sillgrissla						✓	✓	✓				

Påverkan på marina näringsvävar

Näringsvävens tillstånd påverkas av flera belastningar på olika sätt. Ökad mänsklig tillförsel av näringsämnen och organiskt material påverkar produktionen av växtplankton och bakterier eller artsammansättningen av dessa grupper, vilket sin tur påverkar högre trofiska nivåer i näringsväven (så kallad bottom-up effekt). Uttag av arter, exempelvis fisk, ändrar fisksamhällets storleksstruktur samt relativ abundans mellan funktionella grupper i fisksamhället och därmed predationsmönstret i ekosystemet, vilket påverkar biomassa och artsammansättning i lägre trofiska nivåer (så kallad top-down effekt). Även förhöjda halter av miljögifter, fysisk störning eller förlust, introduktion av invasiva främmande arter och klimatförändringar ändrar energiflödet i marina system på olika sätt.

Klimatförändringar kan påverka artsammansättning och produktivitet över alla trofiska nivåer av näringsväven. Exempelvis kan förhöjda temperaturer leda till en högre individuell energiomsättning hos växelvarma djur, vilket kräver ökat födointag med top-down effekter. Minskade salthalter till följd av ökad avrinning från land, eller havsförsurning kan påverka artsammansättningen inom alla trofiska nivåer. Högre temperaturer kan också förändra strukturen och förekomst av termoklinen (temperatursprångskiktet), vilket kan ändra växtplanktonsamhällets struktur.

Förändringar i näringsväven över tid är ofta svåra att återställa. Det regimskifte som skedde i Egentliga Östersjön under sent 1980-tal, vilket ledde till ett skifte i dominans mellan grupper i växtplanktonsamhället (Helcom 2023g), har inte återställts. I samband med detta försköts också storleksfördelningen bland djurplankton i Östersjön mot mindre arter samtidigt som fisksamhället började domineras av planktonätande arter.

Utvecklingsbehov kring bedömning av näringsvävar och ekosystem

Regionalt samarbete behövs, inklusive miljöövervakning, för att stärka kunskapen om de basala nivåerna av näringsväven, som bakterieplankton och växtplankton. Dessutom behövs ett förbättrat dataflöde för att utveckla regionala bedömningar för både Västerhavet och Östersjön. Som ett första steg måste de trofiska nivåer och ingående arter och artgrupper definieras för respektive marin region. Tröskelvärden behöver fastställas för att kunna bedöma trofiska nivåer som en summa eller kombination av nuvarande tillgängliga indikatorer. Ytterligare information om näringsvävens tillstånd kan fås genom att vidareutveckla kriterier under deskriptor 4, såsom produktivitet eller relativ abundans. För detta ändamål behövs flerartsindikatorer och förbättrade ekosystemmodeller för att beskriva förändringar i näringsväven mer kvantitativt. Till exempel behövs kvantitativa indikatorer som beskriver interaktioner mellan arter och trofiska nivåer i näringsväven. Arbetet bör även innefatta vidareutveckling av ekosystemmodeller (såsom Belgrano & Tomczak 2023), och metoder för geografisk aggregering och integrering mellan näringsvävsindikatorer.

I Östersjön bör även de storskaliga konsekvenserna av den stora utbredningen av syrefria bottenar för de marina näringsvävarna, samt betydelsen av viktiga livsmiljöer, belysas i framtida bedömningar.

Bedömning av belastning och påverkan

Kapitlet beskriver bedömningen av belastningar från mänskliga verksamheter som kan påverka tillståndet i de marina ekosystemen negativt. Dessa omfattar:

- Tillförsel av näringsämnen, farliga ämnen, skräp, undervattensbuller
- Biologiska störningar som orsakas genom introduktion av främmande arter, och uttag av arter i fisket
- Fysiska störningar såsom störning eller förlust av bottnar och störning i vattenmassan samt förändringar i hydrografiska villkor.

Grunder för bedömningen finns i havsmiljöföreskrifterna HVMFS 2012:18, och återges även kortfattat i följande kapitel. Några centrala uttryck som används i kapitlet (god miljöstatus, kriterium, indikator, tröskelvärde), finns förklarade i kapitlet *Förkortningar och ordlista*.

Närmare preciseringar som ska följas finns i Kommissionens beslut (EU) 2017/848 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus.

Indikatorer och bedömningsmetoder har till stor utsträckning utvecklats och beslutats genom internationella överenskommelser. I vissa fall används nationellt utvecklade indikatorer och/eller tröskelvärden.

Belastningar ska vara på en nivå som säkerställer ett hållbart nyttjande av marina resurser och att god miljöstatus kan uppnås för arter och livsmiljöer. Detta har beaktats vid utveckling och beslut om tröskelvärden och i analys av trender och tidsserier.

De bedömningsresultat som presenteras avser i de flesta fall perioden 2016–2021. Utveckling som skett efter 2021 omfattas inte i den här bedömningen utan kommer ingå i nästkommande förvaltningsperiod.

Introduktion av främmande arter (Deskriptor 2)

Främmande arter är organismer som avsiktligt eller oavsiktligt flyttats från ett område till ett annat på grund av mänskliga aktiviteter. Om de främmande arterna som etableras i nya områden är invasiva kan de utgöra ett hot mot den biologiska och genetiska mångfalden eftersom de kan utkonkurrera inhemska arter.

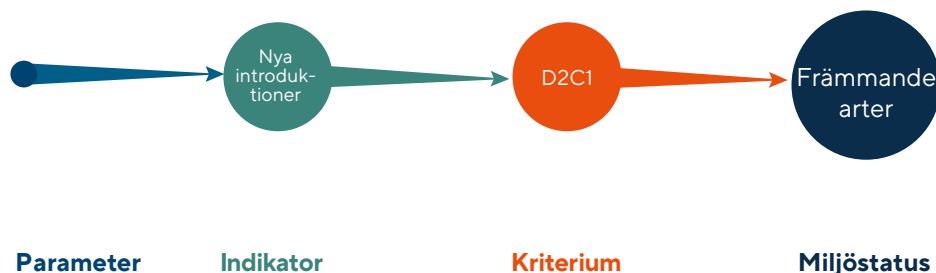
Miljöstatus för främmande arter baseras på antalet registrerade nya främmande arter under bedömningsperioden. God miljöstatus nås varken i Västerhavet eller Östersjön då nya arter har introducerats i båda havsområdena under bedömningsperioden 2016–2021.

Metod för bedömning av miljöstatus för främmande arter

Bedömningen av miljöstatus baseras på kriterium D2C1 Nya introduktioner av främmande arter. Kriterium D2C1 har en tillhörande indikator: 2.1A Introduktioner av nya främmande arter.

Då endast en indikator och ett kriterium används i bedömningen uppnås god miljöstatus för främmande arter när tröskelvärdet för indikatorn klaras inom respektive bedömningsområde. (Figur 15) (Faktaruta 9).

Bedömningen görs för Östersjön respektive Västerhavet, där gränsen för bedömningsområdena går vid Öresundsbron. Indikatorn är gemensam i Helcom och Oskar. För den nationella bedömningen inkluderas endast de introducerade arter som har registrerats i svenska marina vatten.



Figur 15. Illustration av metod för att bedöma om god miljöstatus uppnås för främmande arter. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 9. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av främmande arter

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikator för kriterium D2C1 – Nya introduktioner av främmande arter

Bedömningen baseras på en indikator som avser antalet registrerade nya introduktioner av främmande arter i bedömningsperioden som är sex år. Indikatorn fokuserar på den första introduktionen av en ny art som skett via mänskliga verksamheter, ej dess vidare spridning. Antalet nya introduktioner av främmande arter per år, dvs. antalet introduktionstillfällen per geografiskt område, summeras under bedömningsperioden. Tröskelvärdet motsvarar att ingen ny introduktion av främmande arter genom mänskliga verksamheter ska ha skett i bedömningsområdet under bedömningsperioden.

Bedömning av miljöstatus för främmande arter

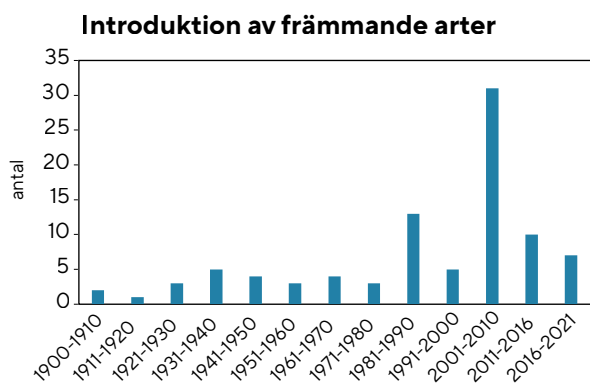
Under bedömningsperioden observerades en (1) ny främmande art i Östersjön och sex nya främmande arter i Västerhavet (Tabell 17). Antalet observationer ska ses som ett minimumvärde eftersom det är svårt att utesluta förekomsten av fler introduktioner. God miljöstatus nås inte i något av bedömningsområdena då tröskelvärdet för indikatorn anger att ingen ny introduktion av främmande arter genom mänskliga aktiviteter ska ske under bedömningsperioden. Detta är samma resultat som vid föregående bedömningsperiod då fem nya arter introducerades i respektive bedömningsområde.

Tabell 17. Nya främmande arter som identifierats i bedömningsperioden 2016–2021 och bedömning av god miljöstatus (GES) avseende introduktion av främmande arter. Bedömningsområdet är Västerhavet och Östersjön. Rött och symbolen kryss X: god miljöstatus uppnås inte.

Område	Nya främmande arter 2016–2021	Svenskt namn eller djurslag	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Västerhavet	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Småprickig penselkrabba		Oförändrad
	<i>Beroe ovata</i>	Kammanet		
	<i>Cancer irroratus</i>	Stenkrabba		
	<i>Polydora websteri</i>	Havsborstmask		
	<i>Craterolophus convolvulus</i>	Kortstjätkad bägarmanet		
	<i>Sinelobus vanhaareni</i>	Kräftdjur		
Östersjön	<i>Rangia cuneata</i>	Amerikansk trågmussla	X	Oförändrad

Trender för främmande arter

Antalet nyintroduktioner av främmande arter har varit på en relativt låg nivå fram till slutet av 1900-talet (Figur 16). De senaste årtiondena har antalet främmande arter i Sveriges havsmiljöer, liksom i övriga världen, ökat markant. Det finns flera troliga förklaringar till detta, som effektivare övervakning och artidentifiering, ökad fartygstrafik. Förändrade förhållanden i den marina miljön till följd av klimatförändringar kan även bidra till att nya främmande arter sprids eller etableras (Helcom 2023h). För svenska havsområden ses ingen tydlig förbättring sedan förra bedömningsperioden då god miljöstatus fortsatt inte uppnås i svenska bedömningsområden.



Figur 16. Antal nya främmande arter i Västerhavet och Östersjön. Att notera; fram till 2010 är tidsintervallet av registrerade arter per decennium, efter 2010 följer tidsintervallet bedömningsperioder om sex år. Figuren inkluderar endast främmande arter med ett specifikt introduktionsår. Källa: Havs- och vattenmyndigheten.

Källor och spridningsvägar för främmande arter

De spridningsvägar som identifierats för nyintroducerade arter är fartygstrafik, antingen från ballastvatten eller påväxt på fartygsskrov, samt genom akvakultur och regionala beståndsförflyttningar. För flera av nyintroduktionerna är dock spridningsvägen inte känd (Tabell 18). Arternas ursprung är dock bättre kända.

Den invasiva amerikanska trågmusslan *Rangia cuneate* anses härstamma från nordvästra Atlanten, där den framför allt lever i flodmynningar (Verween m.fl. 2006).

Den småprickiga penselhårskrabban *Hemigrapsus takanoi* kommer ursprungligen från Japan och Kina, även om gränsen för dess utbredning fortfarande är oklar (Asakura & Watanabe 2005). Kammaneten *Beroe ovata* återfinns naturligt i södra Atlanten och Medelhavet och har spridits därifrån till bland annat Svarta havet och Kaspiska havet.

Det ursprungliga utbredningsområdet för stenkrabban *Cancer irroratus* omfattar Nordamerikas östkust från norra Newfoundland och Labrador ner till södra och östra Florida. Förutom ett svenskt fynd 2019 har arten hittills inte påträffats längs den europeiska fastlandskusten. En risk med denna krabba är att den kan bära på den smittsamma sjukdomen gaffkemi²⁴, som är en dödlig sjukdom hos hummer.

Havsborstmasken *Polydora websteri* kommer sannolikt ursprungligen från den asiatiska delen av Stilla havet (Rice m.fl. 2018), men finns nu över stor del av världshaven. Man misstänker att den följt med de stillahavsostron *Magallana gigas* som spridits för att odlas kommersiellt i många länder. Arten har förorsakat stora problem i kommersiella odlingar av stillahavsostron, då de mörka blåsor som arten producerar gör ostronen opålitliga. Det är ännu oklart om arten har större spridning i svenska vatten²⁵.

²⁴ Se till exempel: <https://www.sva.se/amnesomraden/djursjukdomar-a-o/gaffkemia-aerococcus-iridans-var-homari-hos-hummer/>

²⁵ <https://www.ivl.se/press/pressmeddelanden/2020-11-05-nytt-invasivt-skadedjur-upptackt-i-svenska-ostronbankar.html#contai-ner2020>

Kräftdjuret *Sinelobus vanhaareni* har också sitt ursprung i Stilla havet och lever i lertuber fastsittande på hårda ytor. Huvudsaklig spridningsväg tros vara via fartyg som påväxt på skrov eller via ballastvatten²⁶.

Den kortstjälkade bägarmaneten *Craterolophus convolvulus* lever normalt i tempererade, arktiska och antarktiska vatten (Miranda m.fl. 2018). Fyndet av den nya arten innebär ingen ökad risk för badande, då bägarmaneter inte bränns för människor.

Tabell 18. Spridningsväg och fyndplats för nya främmande arter som identifierats under bedömningsperioden 2016–2021.

Svenskt namn eller djurslag	Första fynd	Spridningsväg	Första fyndplats
Amerikansk trågmussla	2016	Fartyg, mest troligt via ballastvatten, möjligen via skeppsskrov	Svensksundsviken, Östersjön
Småprickig penselkrabba	2016	Okänd	Fiskebäckskil, Skagerrak
Kammanet	2019	Okänd	Släggö, Skagerrak
Stenkrabba	2019	Akvakultur, och regionala beståndsflyttningar Fartyg, via ballastvatten eller fartygsskrov	Norr om Kullen, Kattegatt
Havsborstmask	2020	Okänd. Sprids via parasit på djur.	Kalvhagen, Skagerrak
Kortstjälad bägarmanet	2020	Okänd	Väderöarna, Skagerrak
Kräftdjur (<i>Sinelobus vanhaareni</i>)	2020	Okänd	Långedrag, Kattegatt

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av främmande arter

Tillförlitligheten i data för upptäckt av främmande arter bedöms som måttlig. Nya upptäckter är i stor utsträckning baserade på forskningsrapporter eller allmänhetens fyndrapporter, endast en liten del sker via miljöövervakning. Under 2019 startade ett övervakningsprogram för främmande arter i svenska vatten som succesivt utökats till cirka 20 stationer fördelade i de olika havsbassängerna²⁷.

Tillförlitligheten i identifikation av nya arter är hög då rapporterade observationer verifieras av experter innan de tillförs den lista som utgör grund för indikatorn. För en förbättrad upptäckt av introduktion av arter i den riktade miljöövervakningen bör artigenkänning kompletteras med genetiska metoder, inte minst för identifiering av djurplanktonarter, larver, och vilostadier av växtplanktonarter. Likaså behöver den riktade övervakningen utökas med högre geografiska täthet av stationer och högre frekvens i provtagning. Arbetet för harmonisering av övervakningsmetoder gentemot andra länder, vilket bidrar till förbättrad kvalitet på havsregionala bedömningar, är pågående.

Det finns två kompletterande, ej obligatoriska, kriterier som i dagsläget inte bedöms då det saknas indikatorer och tröskelvärden: D2C2 Etablerade främmande arter, och D2C3 Effekter av främmande arter. För utveckling av indikatorer och tröskelvärden för dessa kriterier krävs bättre kunskap om rumslig utbredning av främmande arter och hur främmande arter påverkar livsmiljön i relation till andra relevanta belastningar.

²⁶ <https://www.vliz.be/niet-inheemse-soorten/en/sinelobus-vanhaareni>

²⁷ Mer information om övervakningsprogrammet för främmande arter finns på HaV:s hemsida <https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/marin-miljoovervakning/frammande-arter.html>

Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur (Deskriptor 3)

Fisk och skaldjur från haven är viktiga resurser för människan och viktiga delar i de marina ekosystemen. Fiske som bedrivs på ohållbara nivåer resulterar i genomgripande förändringar i populationsstrukturen hos fiskar, liksom i ekosystemen som helhet då födotillgång och balansen mellan arter förändras.

Miljöstatus för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur baseras på bedömningar av den dödlighet som orsakas av fiske samt av lekbiomassan av kommersiellt nyttjade populationer²⁸ av fiskar och skaldjur. Åldersfördelning hos populationer används som stöd för att bedöma risk för att inte upprätthålla god miljöstatus.

God miljöstatus för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur uppnås varken i Västerhavet eller i Östersjön för bedömningsperioden 2016–2021. För enskilda populationer uppnåddes god status för sex av 19 bedömda populationer i Västerhavet och för fyra av 12 bedömda populationer i Östersjön.

Vad avser åldersfördelning klaras tröskelvärde för tre av 16 bedömda populationer i Västerhavet. I Östersjön klaras inte tröskelvärde för åldersfördelning för någon av de sju bedömda populationerna.

Kommersiellt fiske är den belastning som bidrar mest till fisk- och skaldjurbeståndens dåliga status. Övergödning bedöms också vara en stor bidragande faktor till utebliven återhämtning av demersala fiskpopulationer i Östersjön.

Metod för bedömning av miljöstatus för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur

Med kommersiellt nyttjade populationer avses de populationer som utgör 95 % av värdet eller biomassan av landningar i Västerhavet och 98 % av landningar i Östersjön. Utöver det inkluderar bedömningen nationellt relevanta kustfiskpopulationer. I Västerhavet omfattar detta 40 populationer och i Östersjön 21 populationer.

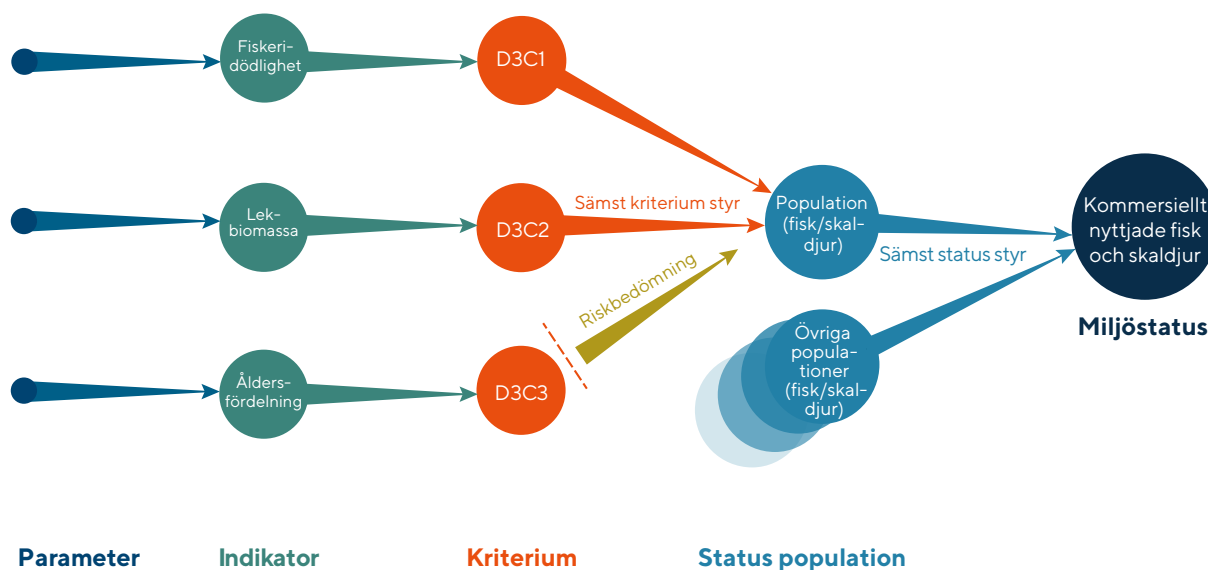
Bedömningen av kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur baseras på tre kriterier: D3C1 Fiske-ridödlighet, D3C2 Lekbiomassan (SSB) för populationer av kommersiellt nyttjade arter, och D3C3 Populationers ålders- och storleksstruktur. En indikator används i bedömningen av respektive kriterium (Faktaruta 9). Utfallet för indikatorer och kriterier är således identiska.

Status bedöms inledningsvis för var och en av populationerna (Figur 17). Både D3C1 och D3C2 måste klara sina populationsspecifika tröskelvärden för att en population ska bedömas vara i god status. Bedömningen sker per population utifrån det kriterium av D3C1 och D3C2 som visar sämst status. Om endast ett av de två kriterierna kunnat bedömas och det kriteriet inte bedöms vara i god status, så bedöms populationen på ett kriterium. Bedömningsområden är Västerhavet och Östersjön. God miljöstatus nås när alla populationer i respektive bedömningsområde klarar de populationsspecifika tröskelvärdena.

D3C3 vägs inte in i bedömningen av status i denna bedömning men används som stöd för att bedöma risk; när tröskelvärde för åldersfördelning enligt kriterium D3C3 inte klaras bedöms det finnas en betydande risk för att populationen inte upprätthåller god status. Anledningen till att åldersfördelning begränsas till en riskanalys beror på avsaknad av ett regionalt överenskommet tröskelvärde för åldersfördelning.

För alla populationer där det fanns en tillgänglig populationsrådgivning enligt ICES har dessa använts.

²⁸ Enligt kommissionsbeslut 2017/848: Begreppet populationer ska läsas som begreppet bestånd i den mening som avses i förordning (EU) nr 1380/2013.



Figur 17. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma om god miljöstatus nås för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur. D3C3 bedöms för varje enskild population och utgör grund för en riskbedömning. Kriteriet ingår dock ej i den sammanvägda bedömningen av miljöstatus vilket indikeras av den streckade linjen. De tonade cirkelarna symboliserar bedömningar av många populationer och arter. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 10. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikator för kriterium D3C1 – Fiskeridödlighet

En indikator används i bedömningen: 3.1A Fiskeridödlighet. Fiskeridödlighet (F) beräknas av ICES och baseras på internationella provtrålningar, data från loggböcker, landningsdeklarationer, fiskekontroller med mera.

Fiskeridödligheten (F) bedöms i förhållande till den fiskeridödlighet som beräknats motsvara ett maximalt hållbart uttag av populationen (F_{MSY} där MSY =Maximum Sustainable Yield). MSY bestäms årligen av ICES arbetsgrupper.

Tröskelvärdet för indikatorn klaras när $F < F_{MSY}$ i genomsnitt under bedömningsperioden. För arter med begränsat dataunderlag bestäms hållbar fiskeridödlighet enligt försiktighetsprincipen (Precautionary Approach, PA). För dessa populationer klaras tröskelvärdet för indikatorn när $F < F_{PA}$.

Indikator för kriterium D3C2 – Lekbiomassa (SSB)

En indikator används i bedömningen av kriteriet: 3.2A Lekbiomassa (SSB). Lekbiomassa indikerar om det finns en tillräcklig biomassa som är vid eller över åldern för könsmognad. Lekbiomassa (SSB) beräknas av ICES och baseras på samma underlag som indikator 3.1A.

Lekbiomassan bedöms i förhållande till den lekbiomassa som möjliggör ett maximalt hållbart uttag och bestäms av den nedre gränsen för populationens fluktuationer när det fiskas på F_{MSY} . Denna nivå kallas $B_{MSY-trigger}$. Om $SSB < B_{MSY-trigger}$ initieras (triggas) ett råd att reducera fiskeridödligheten. Precis som för 3.1A så används andra metoder när dataunderlaget är lågt eller när populationen är kraftigt decimerad.

Indikator för kriterium D3C3 – Ålders- och storleksfördelning

En indikator används i bedömning av kriteriet: 3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer. Vid högt fisketryck minskar andelen fiskindivider med hög ålder och storlek. Uppskattning av åldersfördelning erhålls som en del av ICES beståndsanalyser och baserar sig på data från provtrålningar och fiskets landningar. Indikatorn bedömer populationens åldersfördelning mot en modellerad åldersfördelning vid en given fiskeridödlighet. Nationellt tillämpas ett tröskelvärde för åldersstruktur som uppnås vid en fiskeridödlighet av $0,5 \times F_{MSY}$. Tröskelvärdet beräknas specifikt för varje enskild population.

Bedömning av miljöstatus för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur

God miljöstatus uppnås varken i Västerhavet eller i Östersjön för bedömningsperioden 2016–2021 då flera populationer i båda bedömningsområdena inte klarar de populationsspecifika tröskelvärdena (Tabell 19).

Tabell 19. Bedömning om god status för kriterierna D3C1 och D3C2 nås samt om god miljöstatus (GES) nås för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss **X**: status för kriteriet eller god miljöstatus uppnås inte.

Område	D3C1 Fiskeridödlighet	D3C2 Lekbiomassa	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Västerhavet	X	X	X	Oförändrad
Östersjön	X	X	X	Oförändrad

I Västerhavet bedömdes 19 populationer (Tabell 20). Sex av dessa populationer uppnår god status: kummel, makrill, piggvar, rödspätta, höstlekande sill, och äkta tunga. För kummel, piggvar, rödspätta och äkta tunga visar dock indikatorn för åldersfördelning en risk för att god status inte kommer att upprätthållas. Två populationer bedömdes med bara ett kriterium som inte klarade tröskelvärdet, därmed uppnår dessa populationer ej god status.

Tabell 20. Bedömning av status för kriterier och status per population i Västerhavet. Grönt och symbolen bock ✓: god status nås. Rött och symbolen kryss **X**: god status nås ej. Grått och symbolen streck —: Ej bedömd. När flera populationer av en och samma art bedömts anges de specifika bedömningsområdena i tabellens fotnoter. För övriga detaljer om bedömningsområden för populationer och vilka populationer som inte kunnat bedömas, se indikatorfaktablad²⁹.

Population	Bedömningsområde	D3C1 Fiskeridödlighet	D3C2 Lekbiomassa	D3C3 Åldersfördelning	Status 2016–2021
Bergskädda	Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt, östra Engelska kanalen	—	✓	—	—
Blåvitling	Nordöstra Atlanten	X	✓	X	X
Gråsej	Nordsjön, Rockall och väst Skottland, Skagerrak och Kattegatt	X	✓	X	X
Havskräfta	Skagerrak och Kattegatt	✓	—	—	—
Kolja	Nordsjön, väst Skottland och Skagerrak	X	X	X	X
Kummel	Norra beståndet, Nordsjön	✓	✓	X	✓
Makrill	Nordöstra Atlanten	✓	✓	✓	✓
Nordhavsräka	Skagerrak och Kattegatt, norra Nordsjön i Norska rännan	X	X	X	X
Piggvar	Nordsjön	✓	✓	X	✓

²⁹ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Population	Bedömningsområde	D3C1 Fiskeridödlighet	D3C2 Lekbiomassa	D3C3 Åldersfördelning	Status 2016–2021
Rödspätta	Kattegatt, Bälthavet och Öresund	×	✓	×	×
Rödspätta	Nordsjön och Skagerrak	✓	✓	×	✓
Rödtunga	Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt, östra Engelska kanalen	×	×	–	×
Sandskädda	Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt	–	✓	–	–
Sill	Norsk vårlekande, nordöstra Atlanten och Arktiska havet	×	✓	✓	×
Sill	Vårlekande, Skagerrak, Kattegatt och västra Östersjön	×	×	×	×
Sill	Höstlekande, Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt, östra Engelska kanalen	✓	✓	✓	✓
Skarpsill	Skagerrak, Kattegatt och Nordsjön	–	✓	–	–
Slätvar	Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt	–	✓	–	–
Taggmakrill	Nordöstra Atlanten	×	×	×	×
Tobis	Skagerrak, centrala och södra Nordsjön	–	×	–	×
Tobis	Skagerrak, centrala och norra Nordsjön	–	✓	–	–
Torsk	Nordsjön, östra Engelska kanalen och Skagerrak	×	×	×	×
Torsk	Kattegatt	–	×	–	×
Vitling	Nordsjön och östra Engelska kanalen	✓	×	×	×
Vitlinglyra	Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt	–	✓	–	–
Äkta tunga	Skagerrak och Kattegatt, västra Östersjön	✓	✓	×	✓

I Östersjön bedömdes 12 populationer (Tabell 21). Fyra av dessa populationer uppnår god status: rödspätta, siklöja, sill i Bottniska viken, äkta tunga. Åldersfördelningen indikerar dock risk för att god status för sill i Bottniska viken och äkta tunga inte kan upprätthållas.

Tabell 21. Bedömning av status för kriterier och status per population i Östersjön. Grönt och symbolen bock ✓: god status nås. Rött och symbolen kryss ✗: god status nås ej. Grått och symbolen streck –: Ej bedömd.

Population	Bedömningsområde	D3C1 Fiskeridödlighet	D3C2 Lekbiomassa	D3C3 Åldersfördelning	Status 2016–2021
Europeisk ål	Hela dess naturliga utbredningsområde	–	✗	–	✗
Lax	Östersjön	✗	✗	–	✗
Rödspätta	Kattegatt, Bälthavet och Öresund	✗	✓	✗	✗
Rödspätta	Östersjön, förutom Öresund och Bälthavet	✓	✓	–	✓
Siklöja	Bottniska Viken	✓	✓	–	✓
Sill ³	Vårlekande Skagerrak, Kattegatt och västra Östersjön	✗	✗	✗	✗
Sill ⁴	Centrala Östersjön, utom Rigabukten	✗	✓	✗	✗
Sill ⁵	Bottniska viken	✓	✓	✗	✓
Skarpsill	Östersjön	✗	✓	✗	✗
Skrubbskädda	Bälthavet och Öresund	✓	–	–	–
Torsk	Västra beståndet Östersjön	✗	✗	✗	✗
Torsk	Östra beståndet, Östersjön	–	✗	–	✗
Äkta tunga	Skagerrak och Kattegatt, västra Östersjön	✓	✓	✗	✓

Indikatorn åldersfördelning används för första gången och har inte ingått i den sammanvägda bedömningen av populationens status i innevarande bedömningsperiod. För de 16 populationer som kunde bedömas i Västerhavet klaras tröskelvärde för indikatorn för tre populationer: vårlekande sill i nordöstra Atlanten och Arktis, höstlekande sill i Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och östra Engelska kanalen, samt makrill i Nordostatlanten. I Östersjön klaras inte tröskelvärde för åldersfördelning för någon av de sju bedömda populationerna.

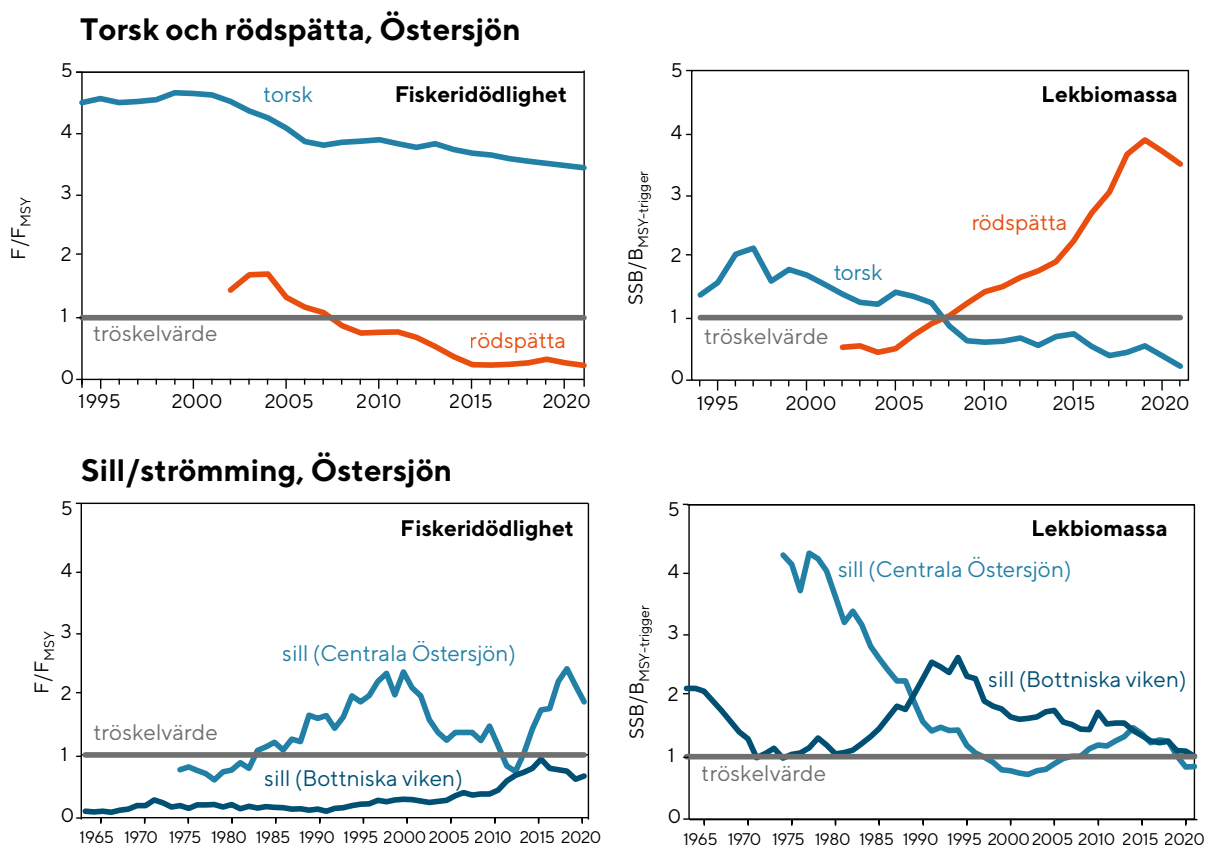
Andelen kommersiellt nyttjade populationer för vilka miljöstatus inte kunde bedömas är hög. Orsaken är databrist eller brist på baslinjer för att kunna definiera ett tröskelvärde.

Det är inte möjligt att jämföra bedömningen 2016–2021 med föregående bedömningsperiod då listan över bedömda populationer och bedömningsmetoden har ändrats. Den övergripande miljöstatusen i Västerhavet och Östersjön är dock densamma som vid föregående bedömning. Sammantaget visar resultaten en mycket kritisk situation för fiskpopulationer i både Västerhavet och Östersjön.

Sverige tillämpar undantag från att nå god miljöstatus för kommersiellt nyttjade populationer i såväl Västerhavet som Östersjön enligt 29 § havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Undantaget motiveras främst av att kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur är starkt beroende av genomförandet av EU:s gemensamma fiskeripolitik och att Sverige inte själv ansvarar för alla de åtgärder som skulle behöva vidtas. Att naturliga förhållanden inte tillåter en snar förbättring är ytterligare en motivering, bland annat på grund av övergödningseffekter och den långa återhämtningstid som krävs för långlivade fiskarter.

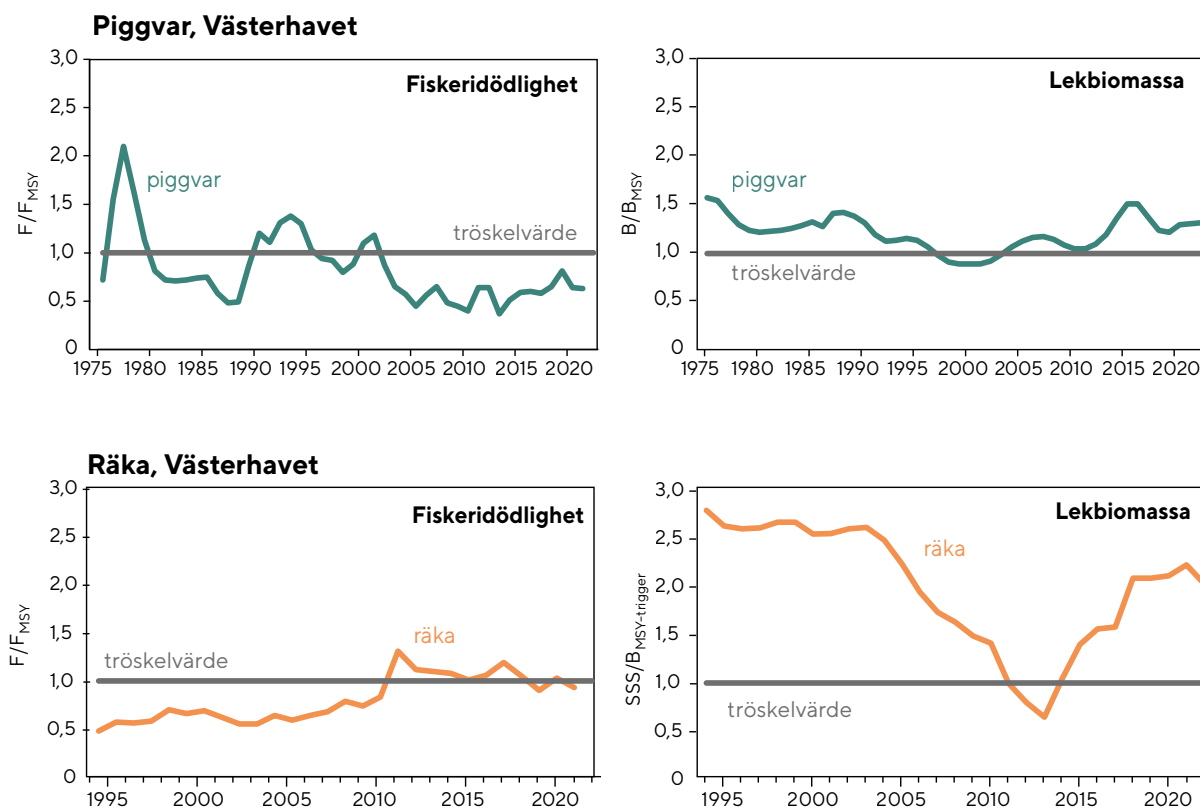
Trender för kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur

Utvecklingen över tid varierar för olika fiskpopulationer (Figur 18). I Östersjön har exempelvis lekbiomassa för rödspätta ökat med en faktor sex till åtta sedan början av 2000-talet. För torsk i västra Östersjön är utvecklingen den motsatta och lekbiomassan har minskat stadigt de senaste 30 åren. För torsk i västra Östersjön har samtidigt kvoten mellan fiskeridödlighet och F_{MSY} och legat stadigt över tröskelvärdet, det vill säga indikerar ett ohållbart uttag av populationen under lång tid. Sill- och strömmingspopulationerna i Östersjön uppvisar också skillnader i långa tidstrender. Över lag ses en minskade biomassa och ökad fiskeridödlighet i Östersjön för både populationen i centrala Östersjön och Bottniska viken. Den höga fiskeridödligheten i förhållande till ett hållbart uttag indikerar dock en särskilt kritisk situation för populationen i centrala Östersjön.



Figur 18. Tidsserier över F/F_{MSY} och $SSB/B_{MSY-trigger}$ som mätt för fiskeridödlighet och biomassa hos torskpopulationen i västra Östersjön (1994–2021), rödspätta (2002–2021), samt för sill och strömming i centrala Östersjön (1974–2021) och Bottniska Viken (1963–2021). Fiskeridödlighet anges som kvoten mellan den uppskattade fiskeridödligheten (F) och den fiskeridödlighet som beräknas motsvara ett hållbart uttag (F_{MSY}). En kvot >1 indikerar ett ohållbart uttag av populationen. För lekbiomassa anges kvoten mellan den uppskattade lekbiomassa (SSB) och den lekbiomassa som beräknats möjliggöra ett maximalt hållbart uttag av populationen ($B_{MSY-trigger}$). En kvot <1 indikerar att lekbiomassan är så låg att fiskeridödligheten måste minskas. Källa: Helcom 2023e.

För Västerhavet valdes populationer för vilka en trend av både F/F_{MSY} och $SSB/B_{MSY(trigger)}$ finns tillgänglig (Figur 19). Piggvar har historiskt haft en fiskeridödlighet som legat långt över nivåer för hållbart fiske. Fiskeridödligheten har dock legat under maximalt hållbart uttag av arten (MSY) de senaste 20 åren. Fiskeridödlighet för räka ökade mellan 1994 och 2022 och fluktuerar de senaste 10 åren runt MSY. Lekbiomassan för räka varierar långsamt men kraftigt de senaste 30 åren, jämfört med piggvar.



Figur 19. Tidsserier över F/F_{MSY} och $B/B_{MSY-trigger}$ som mått för fiskeridödlighet och biomassa hos piggvar och räka i Västerhavet. Fiskeridödlighet anges som kvoten mellan den uppskattade fiskeridödligheten (F) och den fiskeridödlighet som beräknas motsvara ett hållbart uttag (F_{MSY}). En kvot >1 indikerar ett ohållbart uttag av populationen. För lekbiomassa anges kvoten mellan den uppskattade lekbiomassa (SSB) och den lekbiomassa som beräknats möjliggöra ett maximalt hållbart uttag av populationen ($B_{MSY-trigger}$). En kvot <1 indikerar att lekbiomassan är så låg att fiskeridödligheten måste minska. Notera att för piggvar redovisas B/B_{MSY} där B_{MSY} är den biomassa som förväntas när $F = F_{MSY}$. Källa: ICES 2023a.

Påverkan på kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur

Yrkesfiske och delvis fritidsfiske är den belastning som bidrar mest till de kommersiellt nyttjade fisk- och skaldjurpopulationernas dåliga status i både Västerhavet och Östersjön. Som framgår av innevarande bedömning är fiskeridödligheten för hög för merparten av de populationer som kan bedömas. Påverkan på fisk och skaldjur från andra belastningar presenteras i kapitlet om *Fisk, deskriptor 1*.

Påverkan på ekosystemet vid kommersiellt nyttjande av fiskar och skaldjur

Fiske påverkar strukturen i näringsväven genom att ändra balansen mellan arter. Genom uttag av vissa arter från ekosystemen gynnas andra arter medan ytterligare andra arter kan missgynnas (t.ex. om arten som fiskas utgör byte för andra arter). Detta har konsekvenser för arter som livnär sig på fisk, exempelvis fåglar och marina däggdjur, men även för organismer som äts av dessa fiskar såsom djurplankton. Dessutom påverkas storleksfördelningen i fisksamhällena; ett högt fisketryck på större individer leder till att små arter och individer dominerar, och den minsta mognadsstorleken minskar (Casini m.fl. 2011). Att indikatorn åldersfördelning inte klarar tröskelvärdet för de flesta av de bedömda populationerna är ett entydigt tecken på fiskets påverkan på tillståndet för fisk och skaldjur i både Västerhavet och Östersjön (Griffiths m.fl. 2023). Fiske kan även påverka havsbottens integritet genom att skada botten direkt genom trålning eller indirekt via uttag av arter. Indirekt påverkan sker då främst genom selektivt uttag av stora individer eller specifika arter som kan påverka struktur och funktion av bottenära artsamhällen. Dessutom påverkar fiske hela ekosystemet genom oönskad bifångst av marina däggdjur, fåglar och fiskar.

Förekomst och trender för fiske

Det kommersiella fisket skiljer sig på flera punkter mellan Östersjön och Västerhavet. I Östersjön koncentreras det pelagiska fisket (trålning i den fria vattenmassan) på skarpsill och strömming och det demersala fisket (bottennära trålning, nät-, bur-, fäll- och krokfiske) på torsk, plattfisk, strömming, sik, gös, abborre, ål, lax och gädda. Pelagiskt fiske sker i nästan hela Östersjön medan det demersala trålfisket koncentreras främst till den södra och västra delen av Östersjön. Under de senaste åren har det kommersiella fisket i Östersjöregionen minskat (ICES 2022a). Riktat yrkesfiske av torsk i östra Östersjön har varit förbjudet sedan 2019 och i västra Östersjön sedan 2021. Det yrkesmässiga fisket av torsk har gått från att vara ett riktat fiske till ett fiske där torsk endast fångas som bifångst, främst i fisket av plattfisk (ICES 2023b). Mer selektiva trålfiskerier har utvecklats för fiske av plattfisk samtidigt som torsk ges möjlighet till återhämtning. Riktat yrkesfiske av lax har varit förbjudet i stora delar av Östersjön sedan 2021 och är sedan dess enbart tillåtet i kustvattenområdet norr om Ålands hav, och fångsterna av lax har minskat kontinuerligt (ICES 2023d). Eftersom fisk- och skaldjursamhället är mer artrikt i Västerhavet är också fisket där mer diversifierat än i Östersjön. Fiske bedrivs efter både bottenlevande och pelagiska arter, och med olika fiskemetoder. Traditionellt har ett blandfiske efter flera arter bedrivits. Fiske efter havskräfta och nordhavsräka är betydande, men även andra arter såsom torsk, gråsej, kolja, rödtunga fångas (ICES 2022b).

Fritidsfisket inriktas i Östersjöområdet främst på lax, samt kustlevande arter som abborre, gädda, sik och gös. Fritidsfiskets uttag av torsk och lax i Östersjön har varit betydande, om än betydligt mindre än yrkesfisket. Under senare år har fritidsfiske av torsk i södra delen av östra Östersjön varit förbjudet och uttaget antas idag vara försumbart (ICES 2023c). I västra Östersjön är fritidsfisket av torsk strikt reglerat och fritidsfiskets uttag har minskat kontinuerligt under senare år (ICES 2023b). Sedan 2021 har fritidsfisket av lax varit begränsat i stora delar av Östersjön vilket resulterat i minskande fångster (ICES 2023d). Fritidsfisket i Östersjön av lax, abborre, gädda, sik och gös överstiger vida det kustnära småskaliga yrkesfisket, dock, för lax och sik förmodligen inte hela yrkesfisket totalt sett. Fritidsfisket längs västkusten innefattar främst makrillfiske under vår och sommar, hummerfiske om hösten och därtill ett blandat kustfiske efter arter som öring, berggylta och plattfisk.

Fisket har en betydande påverkan på fisk- och skaldjurspopulationer i både Östersjön och Västerhavet. Samtidigt har de omfattande åtgärder som vidtagits för bland annat lax, torsk i östra och västra Östersjön samt sill i västra Östersjön inneburit att fiskets påverkan på dessa bestånd befinner sig på historiskt låga nivåer (ICES 2023b). Tillståndet för fiskbestånden påverkas även av naturlig dödlighet och icke fiskerirelaterad kumulativ påverkan i form av andra storskaliga förändringar i ekosystemet, som orsakas av exempelvis övergödning, syrefria botten, exploatering av lek- och uppväxtområden och klimatförändringar. I vissa fall bedöms denna påverkan vara betydande för beståndens möjlighet till återhämtning (ICES 2023b,c,e).

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur

Tillförlitligheten i bedömningen av god miljöstatus bedöms som hög för de arter där datatillgång är god och både F_{MSY} och $B_{MSY-trigger}$ kan modelleras med en av ICES rekommenderad tillförlitlighet. Andra populationer, som måste bedömas baserat på alternativa tröskelvärden jämfört för F_{MSY} och $B_{SMY-trigger}$, har en måttlig eller låg tillförlitlighet, beroende på bristande datatillgång.

Alla kriterier under deskriptor 3 används. För att förbättra den övergripande tillförlitligheten i bedömningen måste dock andelen populationer som kan bedömas med hjälp av både fiskeridödlighet och lekbiomassa öka, bland annat genom en starkare tillgång och inkludering av fiskeberoende data.

Kriteriet D3C3 har bedömts men tröskelvärde för indikator 3.3A Åldersfördelning måste vidareutvecklas för att kriteriet ska kunna ingå som ett likvärdigt kriterium tillsammans med kriterierna för fiskeridödlighet och lekbiomassa. Detta arbete har påbörjats i ICES och de regionala havskonventioner Helcom och Ospar. Dessutom är det viktigt att beakta att bedömningen inte tar hänsyn till naturlig variation av åldersfördelning. Detta kan leda till en lägre tillförlitlighet i bedömningen av kortlivade arter eller arter där det kan förekomma oerhört stora årsklasser under vissa år (så kallad puls-rekrytering) (Griffiths m.fl. 2023). Detta kommer att beaktas i vidareutveckling av indikatorn.

Övergödning (Deskriptor 5)

Övergödning i den marina miljön orsakas av ökad tillförsel av näringsämnen till havet, främst kväve och fosfor. Förändringar i förhållandet av näringsämnen påverkar både biomassan av växtplankton och sammansättningen av arter på botten och i vattenmassan. Övergödning har lett till frekventa algblomningar, minskat siktdjup och försämrade syreförhållanden i svenska havsområden.

Miljöstatus för övergödning baseras på en bedömning av halter av näringsämnen, direkta effekter av övergödning såsom förändringar i halter av klorofyll, och indirekta effekter som exempelvis förändringar i syrehalter.

God miljöstatus nås i Skagerraks utsjöområden, men inte i utsjön i Kattegatt, Öresund eller i Östersjön. God miljöstatus nås i kustvattentypen Norra Kvarkens yttre kustvatten samt i Bottnavikens yttre och inre kustvatten. I Västerhavet nås god miljöstatus i inre och yttre kustvatten i Kattegatt och Skagerrak samt i Öresunds kustvatten. I övriga kustvattentyper uppnås inte god miljöstatus.

Endast små förändringar i tillståndet har skett sedan den föregående bedömningsperioden. Den långsiktiga trenden har varit att den totala tillförseln av näringsämnen till havsmiljön minskat. Vissa tecken finns dock på att kvävetillförseln från Sverige till Egentliga Östersjön och Öresund ökar sedan 2012, vilket behöver utredas vidare.

Metod för bedömning av miljöstatus för övergödning

Bedömningen av miljöstatus baseras på sju kriterier. Kriterierna indelas i tre grupper som representerar olika aspekter av övergödning:

- Näringsämnen: D5C1 Halter av näringsämnen
- Direkta effekter: D5C2 Halter av klorofyll a, D5C3 Skadliga algblomningar, D5C7 Makrofytsamhällen på botten
- Indirekta effekter: D5C4 Siktdjup, D5C5 Halter av löst syre, D5C8 Makrofaunasamhällen på botten

Elva indikatorer används i bedömningen (Faktaruta 11). Vilka indikatorer som används beror på bedömningsområde och tillgång till data (Tabell 22).

Tabell 22. Kriterier och indikatorer som ingår i bedömning 2024 av miljöstatus för övergödning i Västerhavet respektive Östersjön. Notera att det i vissa fall saknas data för att göra en bedömning av enskilda indikatorer och kriterier (se indikatorfaktablad³⁰)

Kriterium	Västerhavet kust	Västerhavet utsjö	Östersjön kust	Östersjön utsjö
D5C1	5.1A Koncentrationer av kväve och fosfor i kustvatten	5.1B Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten	5.1A Koncentrationer av kväve och fosfor i kustvatten	5.1B Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten
D5C2	5.2A Biomassa av växtplankton i kustvatten	5.2B Klorofyll a-koncentration i utsjövatten	5.2A Biomassa av växtplankton i kustvatten	5.2B Klorofyll a-koncentration i utsjövatten
D5C3	-	-	-	5.3A Skadliga algblomningar i Östersjön
D5C4	5.4A Siktdjup i kustvatten	5.4B Siktdjup i utsjövatten	5.4A Siktdjup i kustvatten	5.4B Siktdjup i utsjövatten
D5C5	5.5A Syrebalans i kustvatten	5.5B Syrebalans i utsjövatten	5.5A Syrebalans i kustvatten	5.5B Syrebalans i utsjövatten alternativt 5.5C Syreskuld i utsjövatten
D5C7	5.7A Djuputbredning av makrovegetation i kustvatten	-	5.7A Djuputbredning av makrovegetation i kustvatten	-
D5C8	5.8A Bottenfauna i kustvatten	5.8B Bottenfauna i utsjövatten	5.8A Bottenfauna i kustvatten	5.8B Bottenfauna i utsjövatten

Bedömningsområden är kustvattentyper och havsbassängers utsjövatten (Bilaga 1, karta 3–5, HVMFS 2012:18). När fler än en indikator används för bedömning av ett kriterium används viktade medelvärden mellan indikatorerna för att bedöma status för kriteriet. På samma sätt används viktade medelvärden mellan kriterier för att bedöma status för en kriteriegrupp (Figur 20).

God miljöstatus i Östersjöns bedömningsområden nås när alla tre kriteriegrupper når god status. God miljöstatus i Västerhavets bedömningsområden nås när båda kriteriegrupperna direkta och indirekta effekter når god status.

Bedömningen i Västerhavets och Östersjöns utsjövatten följer regionalt överenskomna bedömningsmetoder inom Oskar³¹ och Helcom³² och redovisar de resultat som tagits fram inom respektive havskommission. Därmed ingår även data från andra länder som delar havsbassängen. Undantaget är Öresunds utsjövatten som har bedömts enligt Helcom:s metod då den ligger utanför Oskar:s konventionsområde. Helcom:s bedömning för bottenfauna har tillämpats i Egentliga Östersjöns utsjö och i Västerhavet görs en nationell bottenfaunabedömning. Data för bedömningen är från 2015–2020 för Nordsjön och 2016–2021 för Östersjön. I kustvatten återanvänds resultat från senaste bedömningen enligt vattenförvaltningsförordningen vilket i de flesta fall motsvarar data från 2013–2018.

Bedömning av övergödningens status baseras på den 4:e tillämpningen av Oskar:s gemensamma förfarande ("Common Procedure", eller "COMP") sedan 2002 och den 4:e tillämpningen av Helcom:s verktyg HEAT ("Helcom Eutrophication Assessment Tool") sedan 2009. Skillnaden i metodik mellan Oskar och Helcom baseras på ett antagande inom Oskar att ljusbegränsning på

³⁰ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

³¹ Beskrivs i Oskar:s gemensamma förfarande COMPETE (<https://www.ospar.org/work-areas/hasec/eutrophication/common-procedure>)

³² Helcoms bedömningsmetod beskrivs i HELCOM-Thematic-assessment-of-eutrophication-2016-2021 <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2023/06/HELCOM-Thematic-assessment-of-eutrophication-2016-2021.pdf>

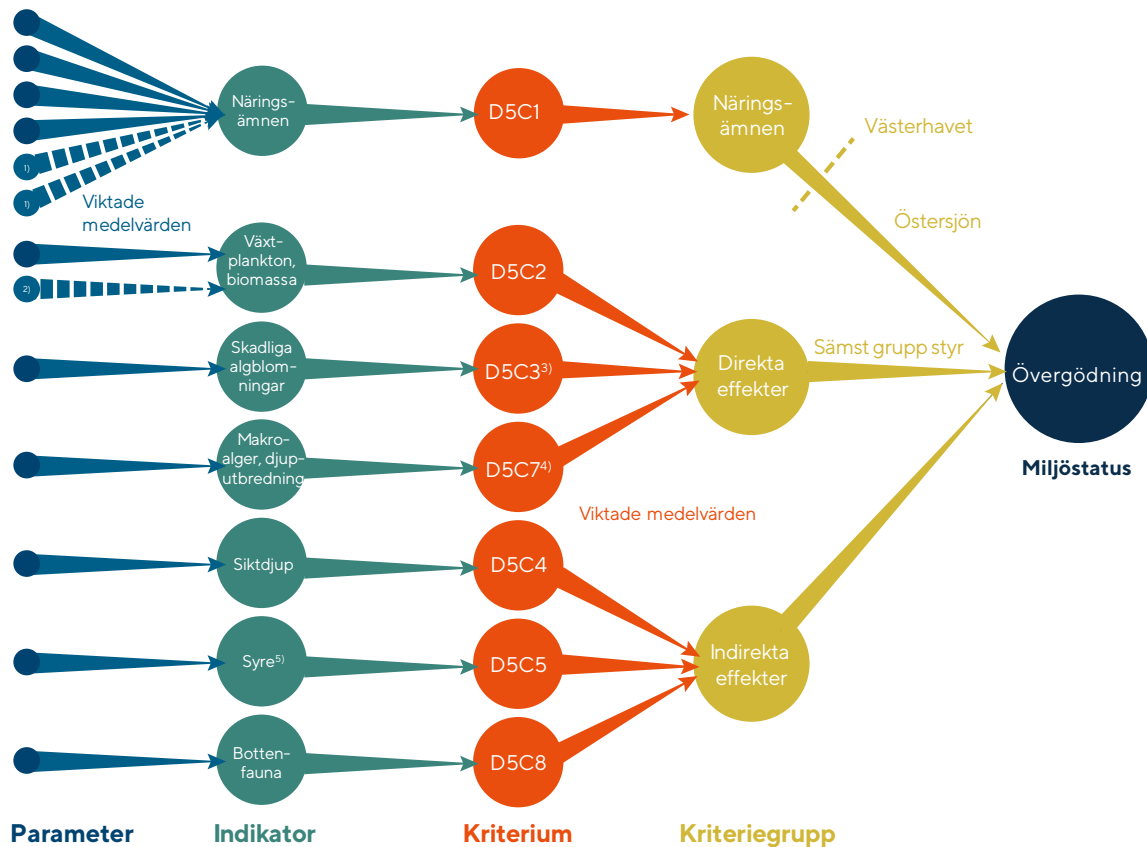
grund av hög turbiditet i södra Nordsjön förhindrar övergödning även om närsaltshalter är höga. Skillnaden påverkar dock inte resultaten i bedömningsperioden.

Sedan 2018 har Oskar gjort en omfattande revidering av COMP. Det har bland annat inneburit att nyare ekologiskt koherenta bedömningsområden har tagits fram och nya bedömningsgrunder har identifierats för dessa områden. Utveckling av indikatorer har fortsatt och nu används indikatorer för totalkväve, totalfosfor och siktdjup även i Västerhavet. Indikatoren för skadliga algbloomningar används dock inte längre i Oskar-området då koppling mellan övergödning och de indikatorer som använts visat sig vara svagare än vad man tidigare trott.

I Helcom:s bedömning har länderna sedan den föregående bedömningsperioden kommit överens om tröskelvärden för totalfosfor och totalkväve för alla utsjöbassänger. Både bedömningar i Östersjön och Västerhavet utnyttjar nu också satellitdata (D5C2, klorofyll, samt för Östersjön även D5C3 skadliga alger).

När förändringar från föregående bedömningsperiod rapporteras har data oftast inhämtats med samma mätmetod och bedömts mot senaste tröskelvärdena. För klorofylldata i Västerhavet används dock mer data i analysen eftersom satellitdata nu används. Dessa data har granskats för att säkerställa att de är jämförbara med tidigare analyser men det kan inte uteslutas att den förbättrade rumslig- och tidsmässiga täckning från satellitdata påverkar uppskattning av förändringar.

I kustvatten har resultaten och tröskelvärden för senaste bedömningen som redovisas i Vatteninformationssystem Sverige (VISS) använts. Ett medelvärde har skapats för alla VISS resultat (statusvärde, tröskelvärde och referensvärde) i en kustvattentyp. Dessa värden har sedan bedömts enligt samma aggregeringsschema som i Helcom respektive Oskar. På detta sätt görs bedömningen i enlighet med EU-kommissionens beslut 2017/848 som anger att miljötillståndet för övergödning ska göras med samma variabler och tröskelvärden som under Vattendirektivet, men resultaten ger endast en grov indikation på status längs kusten. För detaljerad information om status för kustvattentyper ska bedömningen under Vattendirektivet och de resultat som redovisas i VISS användas.



Figur 20. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma om god miljöstatus uppnås för övergödning i Östersjön och Västerhavet. Bedömningsområden är kustvattentyper och havsbassängers utsjövatten. I Västerhavet är näringsämnen en stödjande parameter och bestämmer inte status om inte direkta eller indirekta effekter visar på problem. Streckad linje betyder att bedömningen stannar vid kriteriet och inte ingår i den sammanvägda bedömningen av miljöstatus. Figurförklaring: 1) I utsjövatten används 4 parametrar för bedömning av näringsämnen, i kustvatten 6 parametrar (Faktaruta 11). 2) I kustvatten används en kombination av klorofyll a och växtplanktons biomassa. Sammanvägning görs enligt HVMFS 2019:25. 3) Bedöms endast i Östersjöns utsjövatten 4) Bedöms endast i kustvatten. 5) I djupa havsbassänger används indikatorn syreskuld (se Faktaruta 11). I kustvatten och övriga havsbassängers utsjövatten används indikatorn syrebalans. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18. För utförlig beskrivning god miljöstatus se faktablad för god miljöstatus deskriptor 5, www.havochvatten.se/faktablad-for-god-miljostatus.

Faktaruta 11. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av övergödning

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

I bedömning av kustvatten används samma bedömningsgrunder som inom vattenförvaltningen enligt HVMFS 2019:25 men bedömningen aggregeras från kustvattenförekomster till kustvattentyper.

Indikatorer för kriterium D5C1 – Halter av näringsämnen

5.1A Koncentrationer av kväve och fosfor i kustvatten, 5.1B Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten

I havsbassängers utsjövattenvatten baseras bedömningen på vintervärden av oorganiskt kväve, oorganisk fosfor och årsmedelvärden av totalkväve och totalfosfor som jämförs med tröskelvärden. Tröskelvärden baseras huvudsakligen på historiska data kombinerat med historisk modellering, så kallad "hindcast modellering"³³.

Indikatorer för kriterium D5C2 – Halter av klorofyll a

5.2A Biomassa av växtplankton i kustvatten (klorofyll a och biovolym) och 5.2B Klorofyll a-koncentration i utsjövatten

I kustvatten baseras indikatorn på biomassan av växtplankton, uttryckt som biovolym och klorofyll a i ytvattnet under sommaren. Bedömningen i utsjövatten baseras på klorofyll a i ytvatten under perioden juni – september i Östersjön och mars – september i Västerhavet.

I kustvattnet är tröskelvärden baserade på det historiska siktdjupet. Tröskelvärden för klorofyll i Östersjöns utsjöbassänger baseras på en kombination av historiska mätvärden och "hindcast modellering" av Östersjöns tillstånd före signifikant påverkan av övergödning. I Västerhavet baseras tröskelvärden på "hindcast modellering" med nio ekosystemmodeller, validerade mot aktuella observationer.

Indikator för kriterium D5C3 – Skadliga algblomningar

5.3A Skadliga algblomningar i Östersjön

Indikatorn utgörs av ett index som består av två parametrar; ytansamlingar av cyanobakterier vilket baseras på satellitbilder, och biomassa av tre släkten av cyanobakterier (Nodularia, Aphanizomenon och Dolichospermum). Tröskelvärden för ytansamlingar av cyanobakterier baseras på satellitdata från 1974–2014 och tröskelvärden för biomassa av cyanobakterier på data från 1990–2015. Tröskelvärdena för de två parametrarna normaliseras och medelvärdet utgör ett kombinerat tröskelvärde.

5.3B Förekomst av skadliga alger i Västerhavet

Indikatorn baseras på antalet arter/släkten som ger obehag, är giftiga, eller som producerar gifter. Antalet jämförs med tröskelvärden för nivåer på cellantal för respektive art som bedöms kunna orsaka skada. Indikator 5.3B används inte i innevarande bedömning eftersom tröskelvärdena baseras på gränser för livsmedelsproduktion och kopplingen till övergödning inte längre anses tydlig enligt Ospar:s algexperter.

Indikatorer för kriterium D5C4 – Siktdjup

5.4A Siktdjup i kustvatten och 5.4B Siktdjup i utsjövatten

Siktdjup är ett mått på vattnets genomsiktighet och anges i meter. Siktdjupet påverkas av mängden växtplankton i vattnet, men även av exempelvis mineralpartiklar och humusämnen. Tröskelvärden i havsbassängers utsjövatten i Östersjön och Västerhavet baseras huvudsakligen på historiska data från början av 1900-talet kombinerat med "hindcast modellering" (Sandén m.fl.1996; Aarup 2002). På grund av påverkan på siktdjup från löst färgade organiska ämnen i Bottenviken viktas siktdjup ned i bedömningen i denna havsbassäng.

Indikatorer för kriterium D5C5 – Halter av löst syre

Tre indikatorer används i bedömningen: 5.5A Syrebalans i kustvatten, 5.5B Syrebalans i utsjövatten samt 5.5C Syreskuld i utsjövatten.

Syreskuld är en uppskattning av den mängd syre som skulle behövas för att återställa miljön till ett syresatt tillstånd. Används endast i havsbassänger med permanent haloklin där mätning sker under haloklinen. Indikatorn används i Östersjön och berör för Sverige följande havsbassänger: Bornholmshavet och Hanöbukten, Västra och Östra Gotlandshavet, samt Norra Gotlandshavet. Tröskelvärdet baseras på syresituationen före 1940, innan betydande påverkan av övergödning i Östersjön.

³³ Metoder beskrivs närmare i BSEP133 TARGREV (helcom.fi) <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/10/BSEP133.pdf>

Syrebalans i utsjövatten baseras på mätningar av syrekoncentration. I de nordliga havsbassängerna bedöms koncentrationen av syre nära havsbotten. I Öresund samt Södra Öresund och Arkonahavet bedöms utbredningen (arean) av havsbotten som inte når tröskelvärde. Tröskelvärden baseras på historiska data och är specifika för respektive havsbassäng.

Indikatorer för kriterium D5C7 – Makrofytsamhällen på bottenarna

5.7A Djuputbredning av makrovegetation i kustvatten

Bedömningen sker enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2019:251, Bilaga 4, avsnitt 2 för makroalger och gömfröiga växter i kustvatten. Kustvattenförekomster aggregeras till kustvattentyper. Bedömningen av makroalger och gömfröiga växter för kustvattentyper görs genom att skapa ett medelvärde för alla vattenförekomster inom en vattentyp och använda dessa för att skapa en ny ekologisk kvalitetskvot (EK) som kan klassas med hjälp av tabellerna i HVMFS 2019:25.

Indikatorer för kriterium D5C8 – Makrofaunasamhällen på bottenarna

5.8A Bottenfauna i kustvatten och 5.8B Bottenfauna i utsjövatten

Indikatorn bottenfauna i utsjövatten omfattar djur som lever på mjukbottenar, till exempel musslor, havsborstmaskar och kräftdjur. Indikatorn är ett index som omfattar relativ abundans av känsliga och toleranta arter, samt diversitet i bottenfaunasamhället. Tröskelvärden för indikatorn motsvarar gränsen för god-måttlig status som används inom vattenförvaltningen för Bottenviken, Norra Kvarken, Bottenhavet, Ålands hav, Norra Gotlandshavet och Västra Gotlandshavet. I Östra Gotlandshavet används inom Helcom andra principer för att bestämma tröskelvärde (se Helcom:s indikatorfaktablad³⁴). I Västerhavet (Skagerrak, Kattegatt, Öresund) används den nationella bedömningen.

Bedömning av miljöstatus för övergödning

I Västerhavet nås god miljöstatus i Kattegatts och Skagerraks kustvatten, förutom i kustvattentyperna Västskens fjordar och Södra Hallands och norra Öresunds kustvatten. God miljöstatus nås också i Skagerraks utsjöområden (Tabell 23, Figur 21).

I Östersjön uppnås god miljöstatus i Bottenvikens kustvatten och Norra Kvarkens yttre kustvatten. I Skånes kustvatten är status god för både direkta och indirekta effekter av övergödning men status är inte god för näringsämnen vilket medför att god miljöstatus inte uppnås för övergödning. God miljöstatus uppnås inte i utsjön i någon av Östersjöns havsbassängar. I Bottniska viken klarar dock bottenfauna och bottenpH tröskelvärdena för respektive indikator vilket gör att status för "indirekta effekter" bedöms som god (Tabell 23, Figur 21).

Jämfört med föregående bedömningsperiod har miljöstatus förbättrats i Västskens yttre och inre kustvatten samt i Öresunds kustvatten och Norra Kvarkens yttre kustvatten. För havsbassängers utsjövatten är bedömningen av miljöstatus samma som föregående bedömningsperiod i både Västerhavet och Östersjön. För enskilda kriterier har endast små förändringar skett sedan föregående bedömningsperiod (Tabell 23 och 24). Det är oftast näringsämnen, halter av klorofyll a och siktdjup som bidrar till att god miljöstatus inte uppnås. I Östersjön bidrar även algbloomingar till att bedömningen av indirekta effekter inte når god status.

Sverige tillämpar undantag från att nå god miljöstatus för näringsämnen och deras effekter enligt 29 § 4 havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Undantaget gäller för Östersjön och Västerhavet med undantag för Skagerrak. Undantaget motiveras av att Sverige inte själv ansvarar för de åtgärder som skulle behöva vidtas, bland annat då de belastningsminskningar som överenskommit inom Helcom ännu inte genomförts av berörda länder. Utöver detta så förhindrar Östersjöns naturliga förhållanden, med lång omsättningstid för vattnet, en snabb återhämtning även om belastningsmålen skulle nås. Det beräknas ta 70–100 år innan koncentrationerna av kväve och fosfor klarar tröskelvärdena.

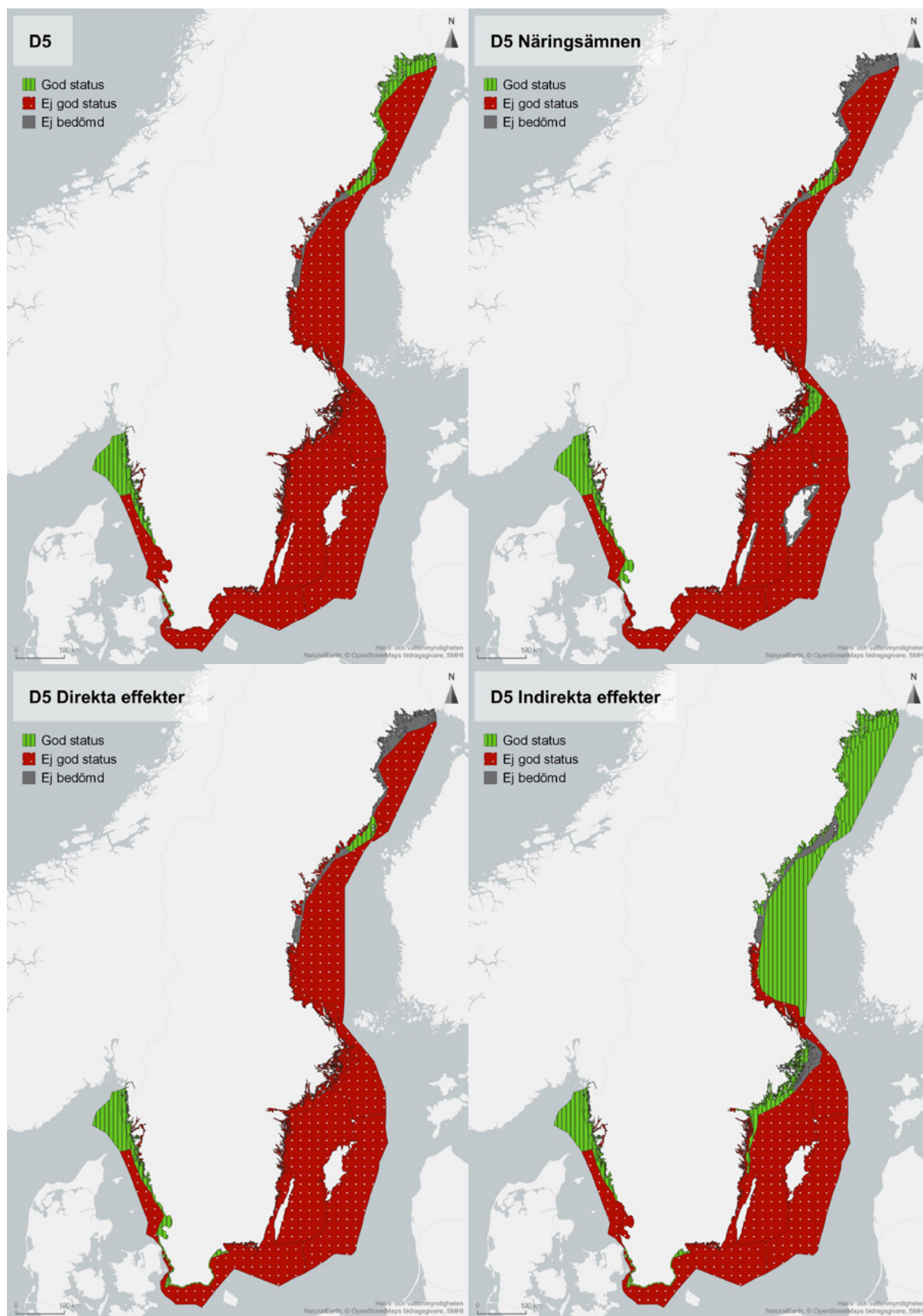
³⁴ Helcom:s indikatorfaktablad <https://indicators.helcom.fi/indicator/soft-bottom-macrofauna/>

Tabell 23. Bedömning av status för kriterier för övergödning i havsbassängers utsjövatten i Västerhavet och Östersjön 2016–2021, samt bedömning om god miljöstatus (GES) nås. Grönt och symbolen bock ✓: god status uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: god status uppnås inte. Grått och symbolen streck –: ej bedömt. Om en förändring i status för kriteriet skett sedan den föregående bedömningen anges om nuvarande status är Sämre eller Bättre. E.t.=en jämförelse är ej tillämpbar, i de flesta fall på grund av att en tillståndsbedömning inte genomfördes vid föregående bedömningsperiod.

Område	D5C1 Närings- ämnen	D5C2 Klorofyll a	D5C3 Algblom- ningar	D5C4 Siktdjup	D5C5 Syre	D5C8 Botten- fauna	Bedömning GES 2016–2021
Bottenviken	✗	✗	–	✗	E.t. ✓	✓	✗
N Kvarken	✗	✗	–	✗	E.t. ✓	✓	✗
Bottenhavet	✗	✗	✗	✗	E.t. ✓	✓	✗
Ålands hav	✗	✗	E.t. ✗	✗	–	✓	✗
N Gotlandshavet	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✗
V Gotlandshavet	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✗
Ö Gotlandshavet	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✗
Bornholmshavet och Hanöbukten	✗	✗	✗	✗	✗	–	✗
Arkonahavet och S Öresund	✗	✗	✗	✗	E.t. ✗	–	✗
Öresunds utsjö	✗	Sämre ✗	–	Sämre ✗	✗	✓	E.t. ✗
Kattegatt, Sydöstra delen	✗	Sämre ✗	–	Sämre ✗	✗	✗	✗
Kattegatt, Norra delen	✗	Sämre ✗	–	Sämre ✗	✗	✗	✗
Skagerrak, Centra- la djupa delen	✓	✓	–	Sämre ✗	✓	✓	✓
Skagerrak, Övriga Skagerrak	✓	✓	–	–	✓	✓	✓

Tabell 24. Bedömning av status för kriterier för övergödning i kustvattentyper i Västerhavet och Östersjön 2016–2021. Grönt och symbolen bock ✓: god status uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: god status uppnås inte. Grått och symbolen streck –: ej bedömt. Om en förändring i status för kriteriet skett sedan den föregående bedömningen anges om nuvarande status är Sämre eller Bättre.

Område	D5C1 Närings- ämnen	D5C2 Klorofyll a	D5C7 Makrofyter	D5C4 Siktdjup	D5C5 Syre	D5C8 Botten- fauna	Bedömning GES 2016–2021
23 Bottenviken, yttre kustvatten	–	–	–	–	–	✓	✓
22 Bottenviken, inre kustvatten	–	–	–	✓	✓	Sämre ✗	✓
21 N Kvarkens yttre kustvatten	✓	Bättre ✓	–	–	–	–	Bättre ✓
20 N Kvarkens inre kustvatten	✗	✗	–	–	✓	–	✗
19 N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	–	–	–	–	–	–	E.t. –
18 N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	Sämre ✗	✗	–	✓	✓	–	✗
17 S Bottenhavet, yttre kustvatten	Sämre ✗	✗	–	✗	–	–	✗
16 S Bottenhavet, inre kustvatten	Sämre ✗	✗	–	✗	–	–	✗
24 Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden	✗	✗	–	–	–	–	✗
15 Stockholms skärgård, yttre kustvatten	Bättre ✓	✗	–	–	–	–	✗
14 Östergötlands yttre kustvatten	✗	✗	–	✗	–	✓	✗
13 Östergötlands inre skärgård	✗	✗	–	✗	–	–	✗
12n Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten	✗	✗	–	✗	✓	Sämre ✗	✗
12s Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten	✗	✗	–	✗	–	–	✗
11 Gotlands västra och norra kustvatten	–	✗	–	✗	–	–	✗
10 Ö Ölands, SÖ Gotlands kustvatten samt Gotska Sandön	–	✗	Sämre ✗	✗	–	–	✗
9 Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	✗	Sämre ✗	–	✗	–	–	✗
8 Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten	✗	Sämre ✗	–	✗	–	–	✗
7 Skånes kustvatten	✗	Bättre ✓	✓	Bättre ✓	✓	✓	✗
6 Öresunds kustvatten	✗	Bättre ✓	✓	✗	✓	Sämre ✗	Bättre ✓
5 S Hallands och norra Öresunds kustvatten	Bättre ✓	✓	✓	✗	✓	✗	✗
4 Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt	Bättre ✓	✓	✓	✓	–	Bättre ✓	Bättre ✓
25 Göta älvs och Nordre älvs estuarie	✓	✗	–	✗	✓	–	✗
3 Västkustens yttre kustvatten, Skagerrak	✓	–	✓	✗	✓	–	E.t. ✓
2 Västkustens fjordar	✗	–	Sämre ✗	Sämre ✗	–	–	E.t. ✗
1n Västkustens inre kustvatten	✓	✓	✓	Bättre ✓	✓	–	E.t. ✓
1s Västkustens inre kustvatten	✓	–	✓	✗	✓	–	Bättre ✓



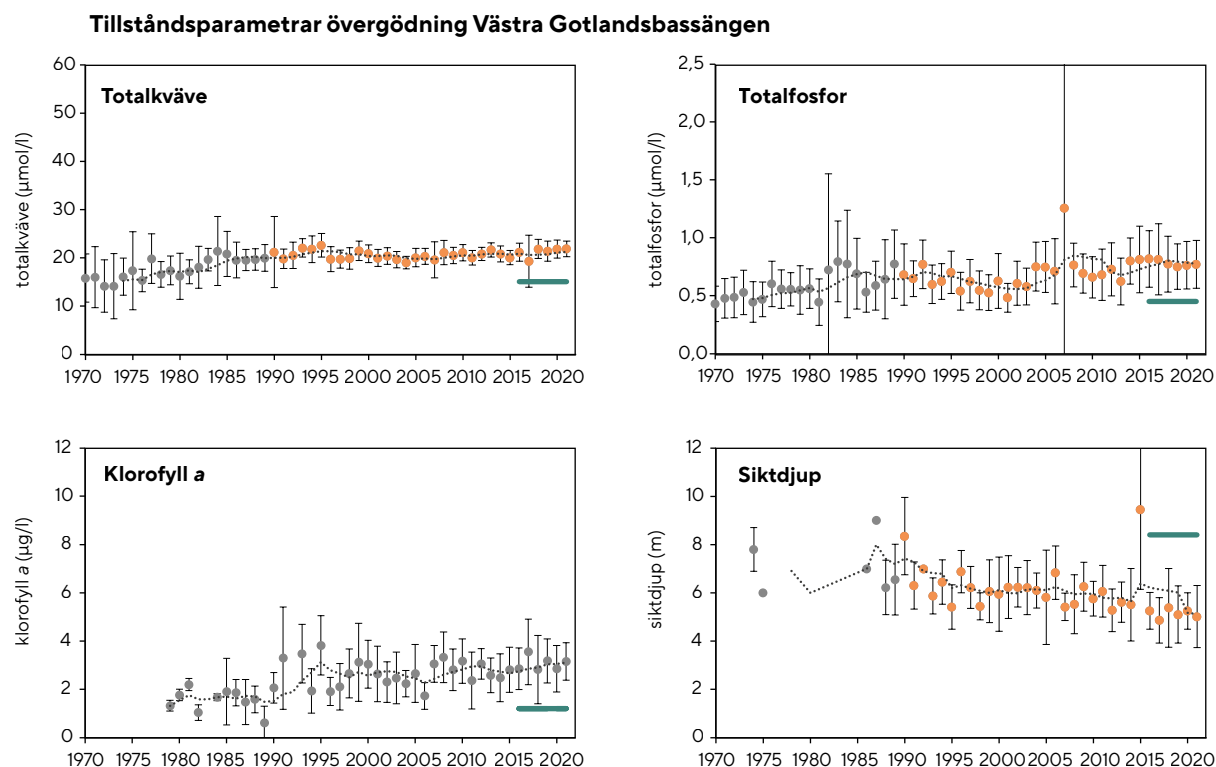
Figur 21. Resultat av bedömningen om god miljöstatus nås för övergödning. Sammanvägd bedömning av övergödning deskriptor 5 (D5, överst till vänster), bedömningsresultat för näringsämnen (överst till höger), direkta effekter (nederst till vänster) indirekta effekter (nederst till höger).

Trender i övergödningsparametrar

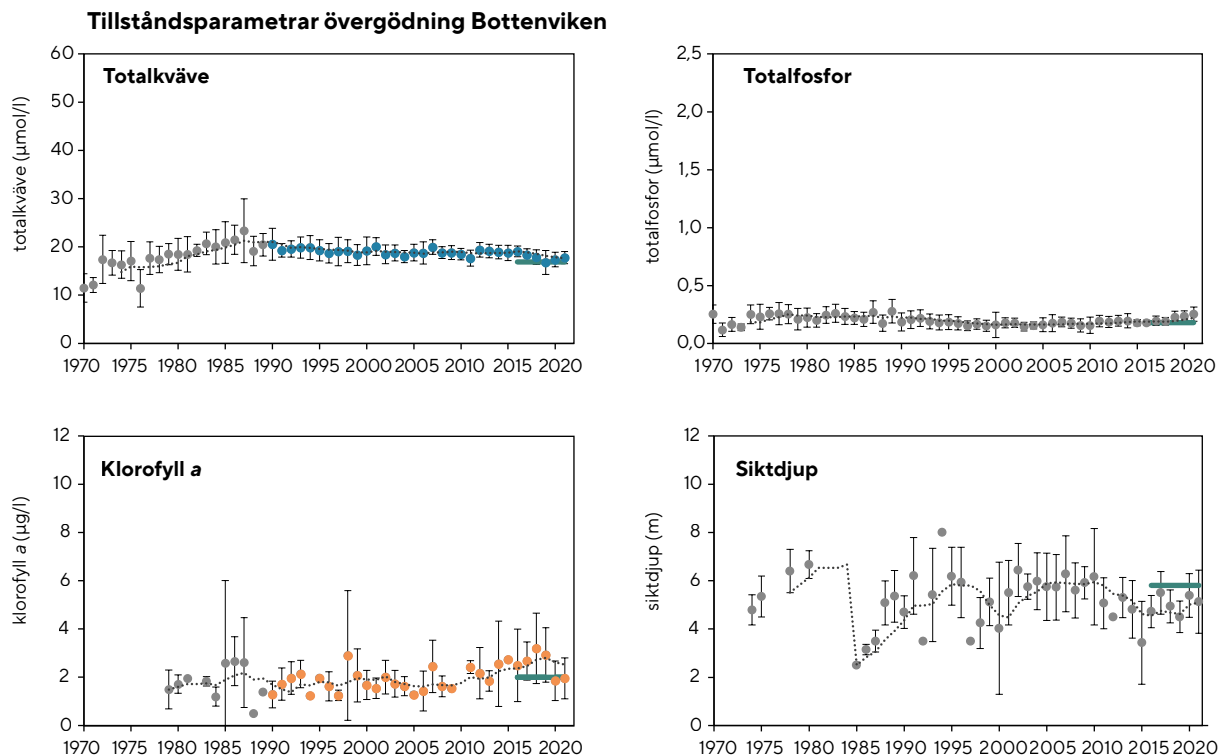
Utvecklingen över tid för de parametrar som ingår i bedömningen av övergödning varierar mellan havsbassänger. Här visas ett urval av parametrar och bassänger för att exemplifiera pågående förändringar i Östersjön.

I Västra Gotlandsbassängen har halter av totalkväve och totalfosfor ökat sedan början av 1990-talet (Figur 22). Dessutom har klorofyll a ökat medan siktdjupet i bassängen minskat, vilket är en förväntad effekt av ökade koncentrationer av näringsämnen.

För oorganiska näringsämnen har koncentrationer av fosfat ökat i flera havsbassänger i Östersjön sedan 1990-talet (för utveckling av fosfatkoncentrationer i samtliga havsbassänger, se Helcom 2023i). Koncentrationer av oorganiskt fosfor har ökat trots att tillförseln av fosfor till Östersjön generellt har minskat. Detta kan sannolikt tillskrivas internbelastningar, det vill säga att fosfor som bundits i sediment under syresatta förhållanden löses ut igen vid syrebrist eller vid syrefria förhållanden samt att nytillförd fosfor inte binds i sedimentet utan stannar kvar i vattenpelaren. Ett flertal studier bedömer att de interna källorna av fosfor och kväve i Östersjön överstiger den externa (Conley m.fl. 2009; Kuliński m.fl. 2022). Internbelastningen från Egentliga Östersjön påverkar alla bassänger i Östersjön, även så långt norrut som Bottenviken (Figur 23). För Bottenviken är bedömningen av miljöstatus densamma som senaste bedömningsperioden, det vill säga god miljöstatus uppnås inte. Trots att den lokala belastningen av fosfor minskar kan en ökning i totalfosfor ses under denna bedömningsperiod. De ökade fosforhalterna tyder på fosfortransport från Egentliga Östersjön. Detta har lika allvarlig effekt som belastning från land, särskilt som algblomningar tidigare har varit fosforbegränsade i Bottenviken. Det leder i sin tur även till ökad klorofyllhalt.



Figur 22. Halter av totalkväve, totalfosfor, klorofyll samt siktdjup i Västra Gotlandshavet. Streckade linjer visar femårs rullande medelvärden och felstaplar anger standardavvikelse. Grön linje visar indikatorns tröskelvärde. Bedömning av signifikans baseras på Mann-Kendall icke-parametriskt trendtest för perioden 1990–2021. Signifikant försämrade trender indikeras med orange symbol. Källa: Helcom 2023i.



Figur 23. Halter av totalkväve, totalfosfor, klorofyll samt siktdjup i Bottenviken. Streckade linjer visar femårs rullande medelvärden och felstaplar anger standardavvikelse. Grön linje visar indikatorns tröskelvärde. Bedömning av signifikans baseras på Mann-Kendall icke-parametriskt trendtest för perioden 1990–2021. Signifikant förbättrande trender ($p > 0,05$) under denna period indikeras med blå symbol. Signifikant försämrade trender indikeras med orange symbol. Källa: Helcom 2023i.

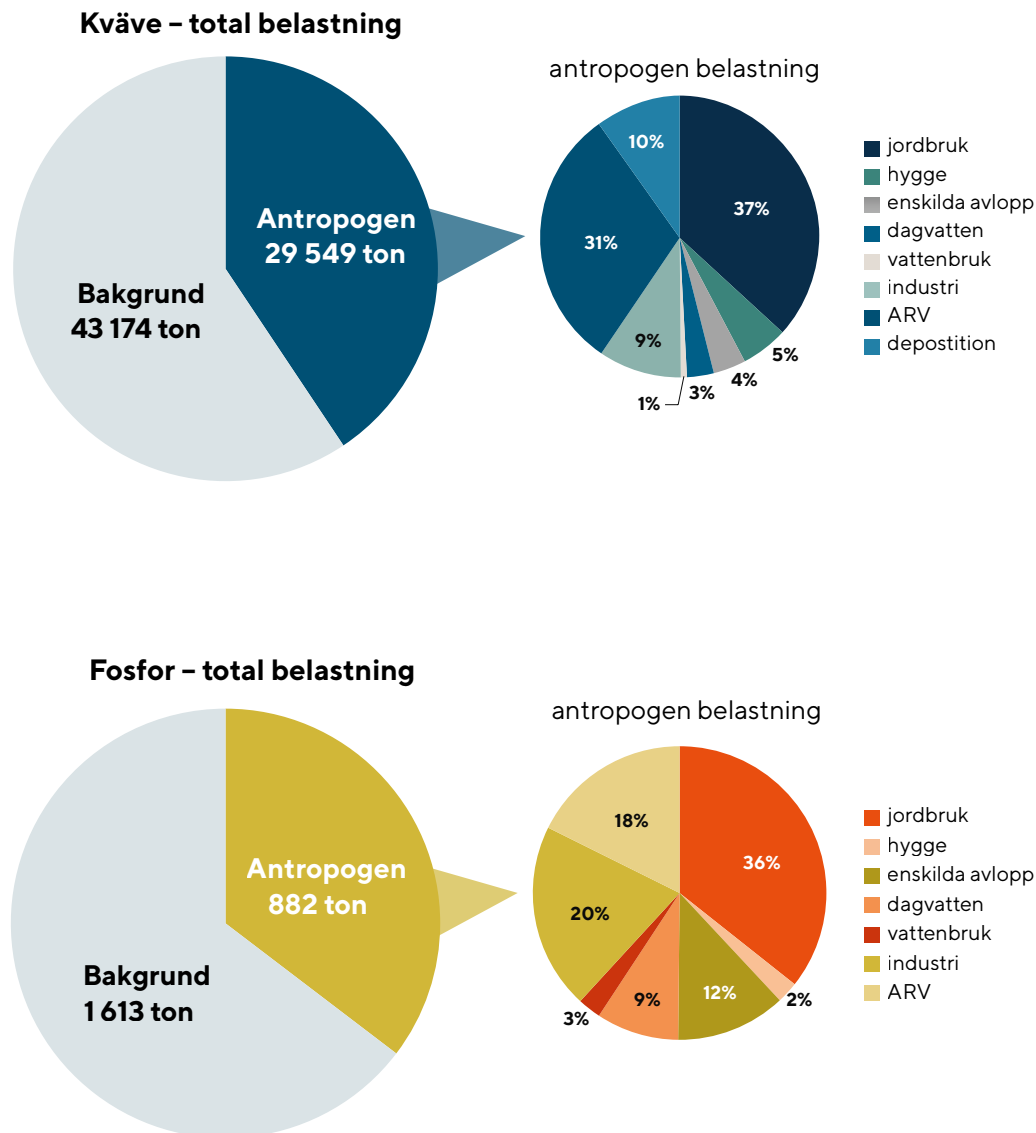
Källor, spridningsvägar och tillförsel av näringsämnen

Källor

Bakgrundsbelastning i form av naturligt näringsläckage står för den största delen av Sveriges belastning till havsmiljön; cirka 40 %, av tillförsel av kväve och fosfor till Östersjön och 60 % av tillförsel av kväve och fosfor till Västerhavet. Stora naturliga läckage kommer från skog, myr, samt vissa typer av jordbruksmark (motsvarande ogödslad vall) (Figur 24 och 25).

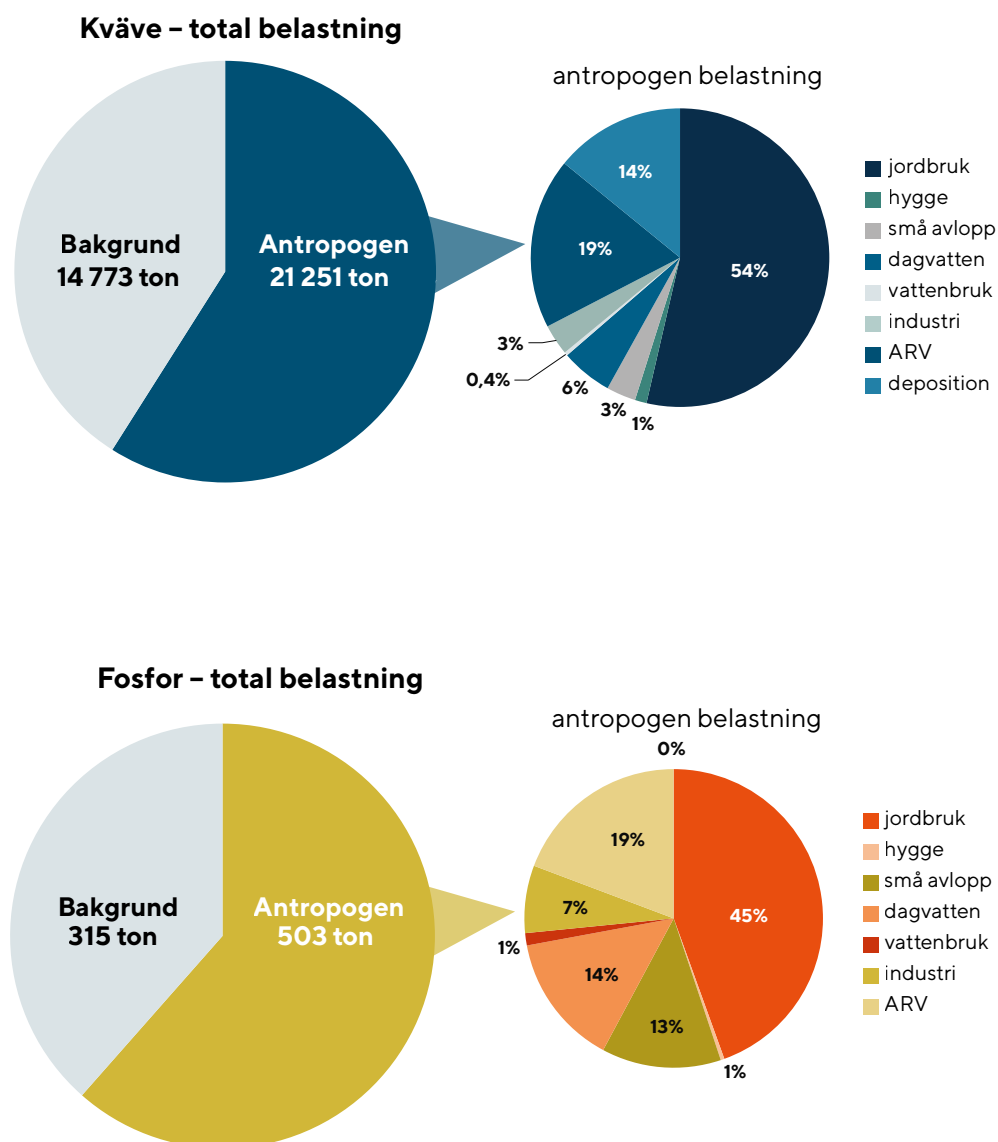
Jordbruk är den verksamhet som bidrar mest till tillförsel av näringsämnen till svenska marina vatten och svarar för cirka 36 % av antropogen kväve- och fosforbelastning till Östersjön, och cirka 54 % och 45 % för antropogen kväve- respektive fosfortillförsel till Västerhavet. Jordbruk är även en viktig källa till atmosfärisk deposition av kväve på havet, framför allt via utsläpp av ammonium från djurhushållning. Efter jordbruk är punktutsläpp från avloppsreningsverk den mest betydande antropogena källan till tillförsel av kväve i både Östersjön och Västerhavet. För fosfor står industri för den största tillförseln av fosfor till Östersjön efter jordbruk, medan det i Västerhavet är utsläpp via avloppsreningsverk.

Fördelning av tillförsel näringsämnen till Östersjön



Figur 24. Överst: tillförsel av kväve och fosfor till Östersjön via naturligt bakgrundsläckage respektive tillförsel från antropogena aktiviteter. Underst: belastning av kväve och fosfor till Östersjön, fördelat mellan antropogena aktiviteter. Tillförsel av fosfor via deposition inkluderas i bakgrund. ARV: utsläpp via avloppsreningsverk. Källa: Havs- och vattenmyndigheten (SMED PLC8 beräkningar).

Fördelning av tillförsel näringsämnen till Västerhavet



Figur 25. Överst: tillförsel av kväve till Västerhavet, inklusive Öresund, via naturligt bakgrundsläckage respektive tillförsel från antropogena aktiviteter. Underst: belastning av fosfor till Västerhavet, inklusive Öresund fördelat mellan antropogena aktiviteter. ARV: utsläpp via avloppsreningsverk. Tillförsel av fosfor via deposition inkluderas som naturlig bakgrund. Källa: Havs- och vattenmyndigheten (SMED PLC8 beräkningar).

Spridningsvägar

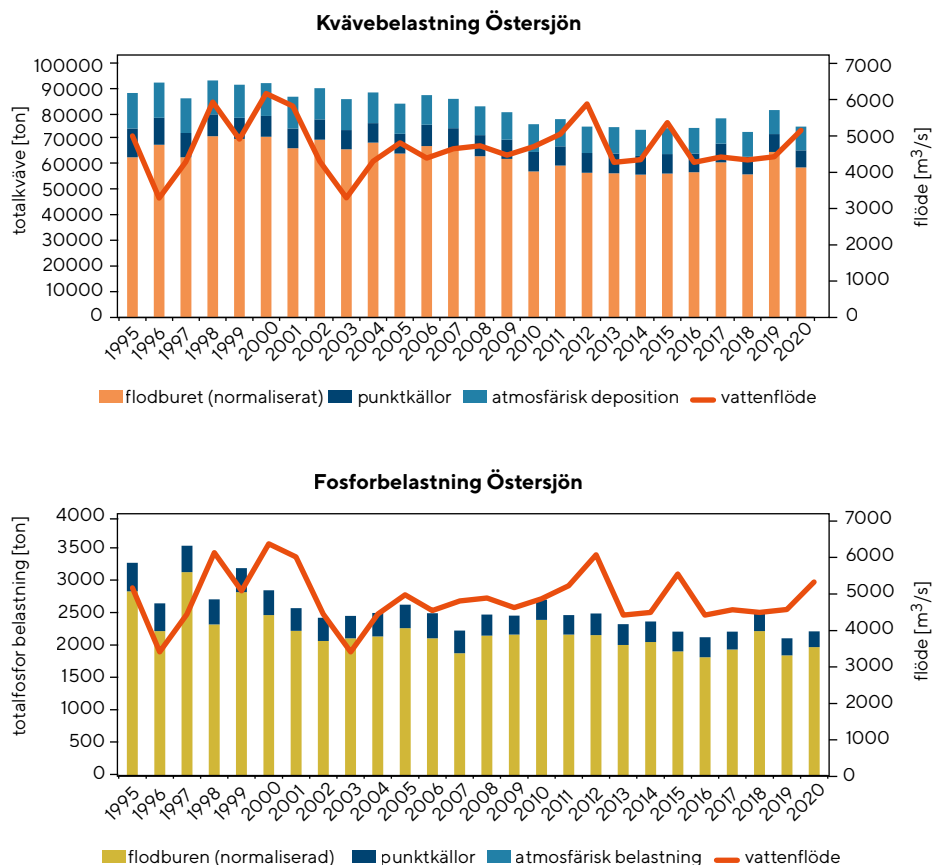
Kväve och fosfor från diffusa källor, såsom avrinning från skogs- och jordbruksmark, tillförs havet via vattenvägar motsvarande mellan 80 och 90 % av tillförseln till både Västerhavet och Östersjön (Figur 26 och 27). Cirka 10 % av kväve och fosfor kommer från vattenburna punktkällor. Deposition från atmosfären står också för en betydande tillförsel av kväve till Östersjön (13 %). För fosfor anses atmosfärisk deposition vara till största delen naturlig, och sprids exempelvis från aska och sand.

Trender i tillförsel av näringsämnen

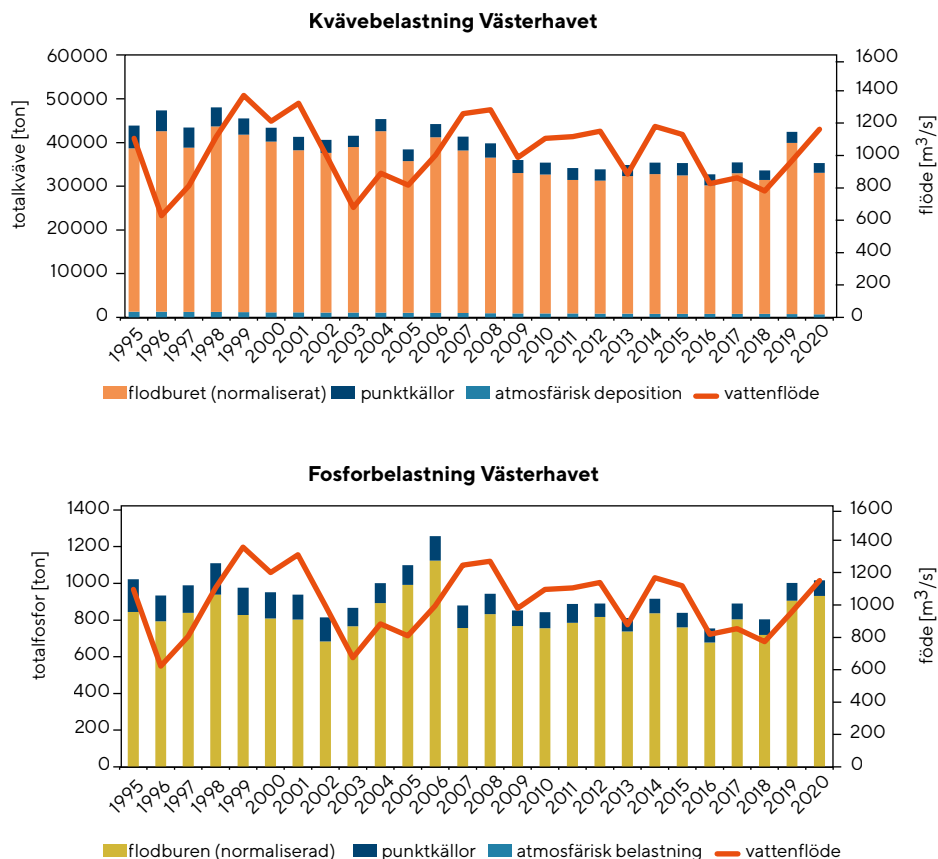
Dagens övergödningssituation har sitt ursprung i stor tillförsel av näringsämnen som skedde under mitten av 1900-talet. Med start från 1990-talet syntes en nedåtgående trend för den totala tillförseln av kväve och fosfor till både Västerhavet och Östersjön. Mellan referensperioden 1997–2003 och 2020 har den totala tillförseln av kväve till Helcom-området minskat med 12 % och den totala tillförseln av fosfor med 28 % (Helcom 2023j). I Helcom-området har den största procentuella minskningen av kväve skett för atmosfärisk deposition som minskat med närmare 40 % till Östersjön och Kattegatt sedan 1995. Reduktion i atmosfärisk deposition av kväve har sedan referensperioden bidragit mer till den totala reduktionen av kvävetillförsel till Östersjön jämfört med reduktion av vattenburen kvävetillförsel.

Analysen av trender i näringsbelastning till havsmiljön som gjorts inom Helcom och Oskar visar också på nedåtgående trender för den totala belastningen från Sverige om man tar hänsyn till de naturliga variationerna i tillrinning från land (Figur 26 och 27). Däremot har den svenska tillförseln av totalkväve ökat till Egentliga Östersjön och Öresund sedan 2012 (Figur 28) (Helcom 2023k). Orsaker till detta analyseras nu.

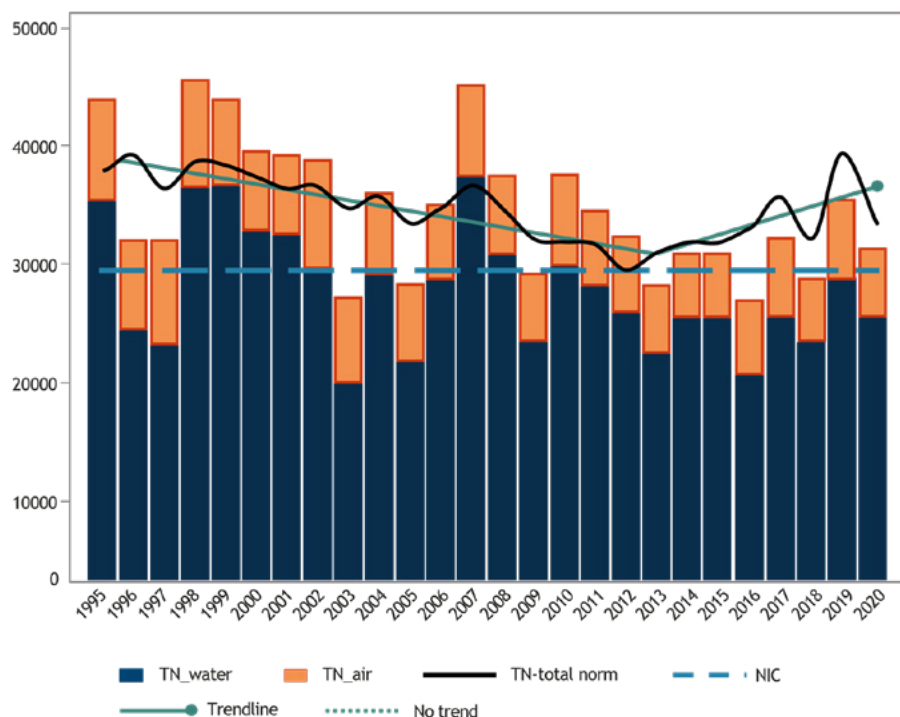
Även om dagens totala belastning till Östersjön är på liknande nivå som på 1950-talet så behöver tillförsel av näringsämnen minska ännu mer för att miljön ska kunna återställas.



Figur 26. Totalbelastning av kväve och fosfor från Sverige till Östersjön (Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön) 1995–2020 via älvor, punktkällor och atmosfärisk deposition. Källa: Havs- och vattenmyndigheten samt Stockholms Universitet.



Figur 27. Totalbelastning av kväve och fosfor från Sverige till Västerhavet (danska sunden, Kattegatt, Skagerrak) 1995–2020 via älvar, punktkällor och atmosfärisk deposition. Källa: Havs- och vattenmyndigheten, Stockholms universitet, EMEP (https://www.emep.int/mscw/mscw_publications.html).



Figur 28. Sveriges belastning av totalkväve (y-axeln, ton/år) till Egentliga Östersjön 1995–2020. TN_water=vattenburet totalkväve, TN_air=luftdeposition av kväve, TN-total norm= normaliserat värde, NIC = Sveriges nationella belastningstak (Nutrient Input Ceiling, NIC) för Egentliga Östersjön. Källa: Helcom 2023k.

Påverkan av övergödning på ekosystemet

Som del av bedömningen av övergödning ingår en bedömning av direkta och indirekta effekter såsom frekvens av algbloomingar, syrehalter och bottenfauna. Effekterna av övergödning stannar dock inte där utan påverkar hela ekosystemet och därmed möjligheten att nå god miljöstatus för andra temaområden. Alltför hög tillförsel av näringsämnen och organiskt material över naturliga nivåer leder till ökad algproduktion, vilket minskar hur djupt solljuset når och därmed djuputbredningen av tångbältet och annan vegetation. Detta bidrar till en betydande förlust av livsmiljöer. Ändringar i kvoten mellan kväve och fosfor gynnar vissa arter framför andra. Förändringarna i artsammansättning påverkar näringsväven eftersom vissa grupper gynnas och andra missgynnas beroende på födopreferenser. Nedbrytning av den ökade algproduktionen förbrukar mera syre, vilket drabbar till exempel torskäggs som behöver syrerikt vatten, dock främst bottendjuret samt även de arter som äter bottenlevande djur. Om torskrekryteringen misslyckas kan det leda till förändringar i näringsväven, då balansen rubbas mellan torsk, storspigg, skarpsill och sill, eller i kustvatten mellan abborre, gädda och storspigg som i sin tur kan förvärra symptomen av övergödningen. Denna obalans kan orsaka en brist på betare, som gör att snabbväxande alger inte hålls under kontroll utan blommar ohindrat. Detta syns både som algblooming till havs samt som fintrådiga ”slemalger” som täcker både ålgräs och tång (Bergström m.fl. 2018). Se vidare i kapitel om *Marina näringsvävar, deskriptor 4*.

Stora förändringar i storleksförändringar av växtplankton samt förändring i kvoten mellan kol och klorofyll har observerats från söder till norr i Östersjön, vilket förväntas påverka biomassa och troligen också näringsväven (Paczowska m.fl. 2016).

Interaktionen mellan övergödning och klimatförändringar förväntas förvärra negativ påverkan på havsmiljön. Exempelvis i sydvästra Östersjön rapporteras det att klimatförändring har lett till fler varma inflöden under sommaren och färre kallare inflöden under vinter (Barghorn m.fl. 2023). Detta ger en exceptionell uppvärmning i djupare vatten i Bornholmshavet som kan förväntas påverka syrebrist men troligtvis också fisk och andra djur som lever och lek i området.

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av övergödning

Tillförlitlighet i bedömningen baseras på en semi-kvantitativ bedömning som görs med stöd av Ospar:s och Helcom:s verktyg. Bedömningen avser mängd data i analysen (tidsmässig täckning) och rumslig fördelning av data över havsbassängen. Därtill görs en bedömning för att försäkra att bedömningsresultaten ligger långt över eller under tröskelvärdet (med 90 % sannolikhet). Varje bedömning skapar ett värde som motsvarar ”hög”, ”måttlig” eller ”låg” tillförlitlighet. Dessa resultat integreras för att ge en övergripande tillförlitlighet i bedömningen av varje indikator. En medelbedömning av tillförlitlighet tas också fram för varje kriterium samt för den sammanvägda bedömningen. En detaljerad beskrivning finns i Ospar:s Överenskommelse 22-07³⁵ och R-kod finns i GitHub.

Av de nio bedömningsområden som används i Östersjön inom Helcom bedöms tillförlitligheten i bedömningen vara hög i sju och måttlig i två på grund av att frekvensen av miljöövervakningen där är lägre. I Västerhavet har tillförlitligheten av Ospar bedömts som hög i de bedömningsområden som omfattar svenska vatten.

Vid varje ny bedömningsomgång har brister i de tidigare tillämpningarna identifierats och åtgärdats där så varit möjligt. I och med denna fjärde tillämpning av Helcom:s och Ospar:s metoder har även själva bedömningsverktygen harmoniserats på ett sätt som gör resultaten mer jämförbara än tidigare. All utveckling som har gjorts innebär att denna bedömning av deskriptor 5 är den mest tillförlitliga som har gjorts i Östersjön och Västerhavet.

³⁵ <https://www.ospar.org/work-areas/hasec/eutrophication/common-procedure>

Förbättringarna till trots kvarstår fortsatta utvecklingsbehov. Det saknas fortfarande kvantitativa studier som visar på övergödningens effekter på högre trofiska nivåer. Därutöver finns mer tekniska problem med att koppla dynamiska övergödningssmodeller med näringsvävsmodeller, vilket gör att det är svårt att förklara om närsaltsbelastningen är orsaken till förändringar i växtplankton, siktdjup och makroalger, eller om det är betning – eller brist på betning – på grund av andra förändringar i näringsväven. Framtidens förvaltning av svenska marina vatten kräver fortsatt utveckling av dessa modeller och bedömningar för att identifiera optimala åtgärder för att återställa Östersjön och Västerhavets miljöer.

Bedömning av obligatoriska kriterier (D5C1, D5C2, D5C5) saknas i vissa kustvattentyper, då data har insamlats för ett annat syfte än denna bedömning. Nästan alla obligatoriska kriterier finns med i alla utsjöbedömningar. I Ålands Hav saknas dock bedömning av D5C5 (syrehalt) men detta har ersatts med D5C8 (bottenfauna) i enlighet med EU-kommissionens beslut 2017/848.

Havsbottnens integritet (Deskriptor 6)

Havsbotten och dess artsamhällen utgör grund för många processer och ekosystemtjänster som både ekosystemet och människan är beroende av. Många aktiviteter och belastningar som påverkar vattenmiljön påverkar även havsbotten, bland annat klimafförändringar, syrebrist till följd av övergödning, farliga ämnen, marint skräp, påverkan från främmande arter, båttrafik, ankring, kablar, marin infrastruktur och fiske, i synnerhet fiske med bottenräd. Vissa aktiviteter leder till en fysisk störning, som gör att livsmiljön på havsbotten förändras tillfälligt. När områden av havsbotten helt förloras genom att avlägsnas eller övertäckas, ses detta också som en belastning eftersom det kan försämra livsvillkoren betydligt för bottenlevande växter och djur.

I detta kapitel redovisas bedömningar av livsmiljöer på bottenarna både för biologisk mångfald under deskriptor 1 och av havsbottnens integritet under deskriptor 6.

Resultaten baseras på en bedömning av utbredning av fysisk förlust och störning kopplat till effekten på huvudsakliga livsmiljötyper, statusindikatorer som beskriver bentiska artsamhällen samt effekter av övergödning. Bedömningen görs för de huvudsakliga livsmiljötyper som förekommer på bottenarna och sammanställs per kustvattentyp och havsbassäng. För att ett bedömningsområde ska nå god miljöstatus avseende havsbottnens integritet måste alla indikatorer klara sina tröskelvärden för respektive huvudsaklig livsmiljötyp och alla livsmiljötyper uppnå god status.

God miljöstatus nås endast i ett fåtal bedömningsområden. Stora delar av bottenarna i svenska havsområden är potentiellt negativt påverkade av fysisk förlust och fysisk störning. Dessutom påverkas bottenarna och de bentiska artsamhällena av syrebrist och andra typer av störning. De huvudsakliga livsmiljötyperna som generellt inte klarar sina respektive tröskelvärden är inre kustvatten, ler- och sandbottenar i infralitoralen och i den vågpåverkade cirkalitoralen.

Metod för bedömning av miljöstatus för havsbottnens integritet

Bedömning av miljöstatus för havsbottnens integritet görs för kustvattentyper respektive havsbassängers utsjövatten, baserat på följande kriterier:

- Rumslig omfattning och fördelning av fysisk förlust av havsbotten (D6C1) och bedömning av fysisk förlust per huvudsaklig livsmiljötyp (D6C4). Fysisk förlust avser en bestående förändring av havsbotten, som har varat eller förväntas vara minst tolv år eller som kräver aktiv restaurering.
- Rumslig omfattning och fördelning av belastningar som ger fysisk störning av havsbotten (D6C2) och bedömning av effekten från fysisk störning på bentiska huvudsakliga livsmiljötyper (D6C3). Fysisk störning avser en övergående förändring av havsbotten.

- Rumslig omfattning och fördelning av störning på livsmiljöns kvalitet (D6C5): bedöms baserat på indikatorer för bottenfauna, djuputbredning av makrovegetation, syrebalans/syreskuld, samt utbredning av ålgräsängar.

För kriterium D6C1 och D6C2 finns inga indikatorer, och bedömningen baseras på en modellerad kartläggning av utbredningen av fysisk störning och fysisk förlust. För att bedöma fysisk påverkan i ett område krävs information om områdets känslighet, risken för fysisk störning i området och belastningens intensitet och varaktighet. Påverkan har modellerats mot habitatets känslighet baserat på kartläggning av mänskliga marina konstruktioner och aktiviteter med hjälp av satellitdata, samt VMS-data från bottenrålände fartyg³⁶. Känslighet och risk för störning av de huvudsakliga livsmiljötyperna vägs samman till potentiell fysisk störning och fysisk förlust. Underlag från D6C1 används sedan för bedömningen av D6C4, och underlag från D6C2 används för bedömningen av D6C3. För bedömning av kriterium D6C3, D6C4 och D6C5 ingår en eller flera indikatorer (Faktabara 12, Figur 29).

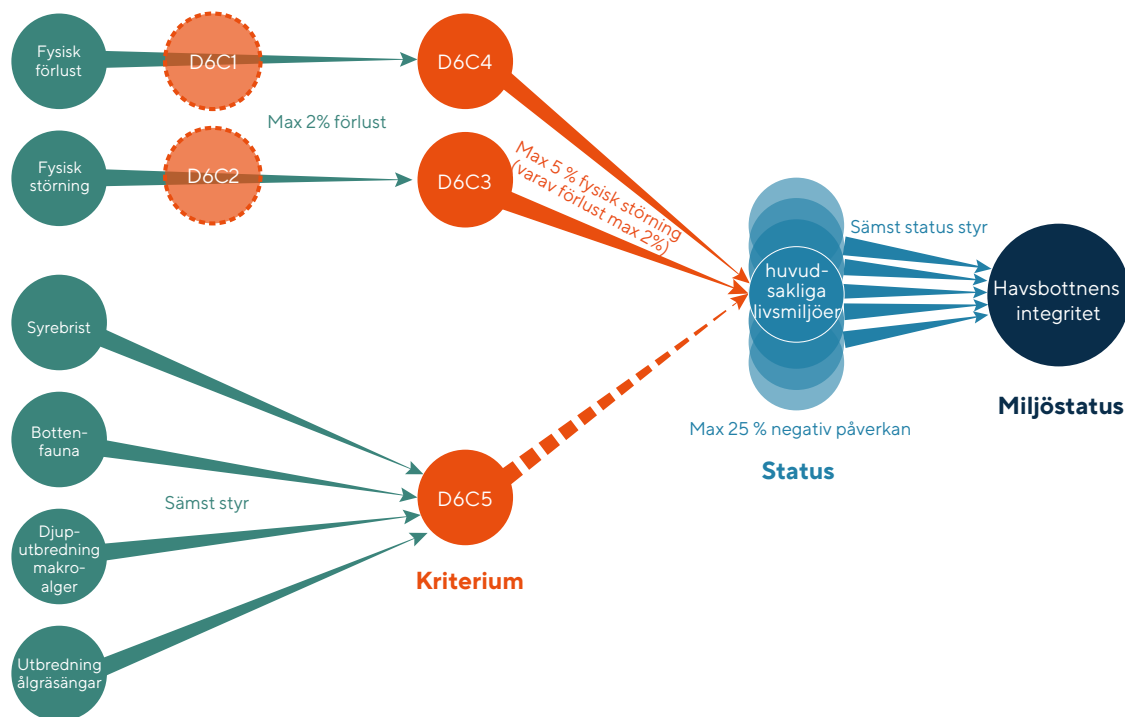
God miljöstatus för havsbottens integritet bedöms antingen per kustvattentyp eller havsbassängers utsjövatten. Bedömningen av indikatorer och kriterier görs per huvudsakliga livsmiljötyper per bedömningsområde. Huvudsakliga livsmiljötyper karakteriseras av djup och substrat och motsvarar nivå tre enligt EUNIS³⁷ karaktärisering av livsmiljötyper. Till skillnad från huvudsakliga livsmiljötyper, som beskriver abiotiska förhållanden på havsbotten, är livsmiljötypernas tillstånd istället en beskrivning av de biologiska förhållandena på havsbotten och deras struktur och funktion. Störning av livsmiljöns kvalitet indikerar påverkan på det biologiska samhället, medan fysisk störning och fysisk förlust är påverkan som ger direkt effekt på de abiotiska huvudsakliga livsmiljötyperna. I bedömningen indelas de huvudsakliga livsmiljötyperna i substrattyperna grova sediment, hårbotten, sand, lera och blandade sediment, samt djupklasserna infralitoral (zon som nås av solljus), vågpåverkad cirkalitoral (zon som ej nås av solljus), ej vågpåverkad cirkalitoral och i Skagerrak även batyal (djupvattenzonen). Indikatorerna sammanvägs enligt principen ”sämst styr” för varje huvudsaklig livsmiljötyp i respektive bedömningsområde, oavsett den areella omfattningen av den huvudsakliga livsmiljötypen. Detta innebär att för att ett bedömningsområde ska uppnå god miljöstatus för havsbottens integritet måste status vara god för samtliga substrattyper och för varje djupintervall. I vissa bedömningsområden skiljer sig den procentuella areella andelen av substrattyper eller djupzoner mycket åt. Till exempel i Skagerraks utsjö, där 63 % av den totala ytan är ej vågpåverkad cirkalitoral, medan endast 0,4 % av den totala ytan i bedömningsområdet är infralitoral. Trots den areella skillnaden i huvudsakliga livsmiljötyper bedöms området enligt ”sämst styr”- principen. I integreringen måste det också beaktas att indikatorerna visar påverkan på en specifik yta eller illustrerar ett medeltillståndsvärde för ett bedömningsområde, till exempel inom en kustvattentyp eller en havsbassäng. För D6C5 bedöms risk för störning från övergödningsrelaterade indikatorer (bottendöd eller störning på habitatet på grund av syrebrist), samt utbredning av ålgräsängar.

Metoden för bedömning av livsmiljöer och påverkan på havsbotten har ändrats sedan föregående bedömningsperiod. År 2011–2016 gjordes ingen samlad statusbedömning för temat (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Istället beskrevs kvalitativa resultat baserat på en analys av trolig fysisk förlust och störning per havsbassäng och förvaltningsområde. Sedan den senaste bedömningsperioden har EU-länderna enats om ett kvantitativt tröskelvärde för störning av botten (maximalt 25 % störd bottenyta, varav förlust maximalt 2 %). Däremot har inget tröskelvärde definierats på EU-nivå för när fysisk störning leder till negativ fysisk påverkan. Till följd av detta

³⁶ Kommande publicering, Havs- och vattenmyndigheten.

³⁷ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification-1/eunis-marine-habitat-classification-review-2022>

används i denna bedömning modeller om potentiell negativ påverkan från fysisk störning (för detaljer se indikatorfaktablad 6.3A³⁸), där maximalt 5 % fysisk störning används som tröskelvärde. En huvudsaklig livsmiljötyp är i god status när den totala negativa påverkan från mänskliga aktiviteter inte överstiger 25 % under förutsättning att kriteriet för fysisk förlust (D6C4) klarar tröskelvärdet.



Indikatorer

Figur 29. Illustration av metod för att bedöma om god miljöstatus uppnås för havsbottens integritet. För att nå god miljöstatus måste den sammanvägda bedömningen av indikatorer per kriterium klara sina respektive tröskelvärden för varje huvudsaklig livsmiljötyp i varje bedömningsområde. Fysisk förlust (D6C4) får uppnå max 2 % och fysisk störning (D6C3) uppnå max 5 % (inklusive 2 % fysisk förlust). Om tillåten fysisk störning klaras vägs även D6C5 in. Den sammanlagda störningen av D6C3 och D6C5 får vara max 25 %, förutsatt att tillåten fysisk förlust (D6C4) klaras. De huvudsakliga livsmiljötyperna vägs sedan samman per bedömningsområde enligt "sämst styr". De tonade cirklarna symboliserar bedömningar av flera olika huvudsakliga livsmiljötyper. För att ett bedömningsområde ska uppnå god miljöstatus för havsbottens integritet måste status för varje huvudsaklig livsmiljötyp i bedömningsområdet vara god. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18. För utförlig beskrivning av god miljöstatus se faktablad för god miljöstatus deskriptor 6, www.havochvatten.se/faktablad-for-god-miljostatus.

³⁸ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Faktaruta 12. Överblick av de kriterier, parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av havsbottens integritet

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D6C3 – Rumslig omfattning av varje huvudsaklig livsmiljötyp som påverkas negativt av fysisk störning genom ändring av dess struktur och funktion

Kriteriet baseras på bedömningen av indikator 6.3A, Utsträckning av fysisk störning i bentiska livsmiljöer. För att bedöma 6.3A definieras känslighet för störning, och nivå av störning på ytor motsvarande 10x10 meter. Resultat för bedömningen anges som ett intervall av % påverkad yta per huvudsaklig livsmiljötyp och bedömningsområde. Indikatorbedömningen redovisar den yta som är potentiellt fysiskt påverkad (kategori potentiell påverkan). Denna indikator motsvarar ett liknande bedömningsunderlag som används inom vattenförvaltningen (10.3 Bottensubstrat och sedimentdynamik, under kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd³⁹). Indikatorn bygger på kartläggning av fysisk störning (D6C2).

Indikator för kriterium D6C4 – Rumslig omfattning av den procentuella förlusten av varje huvudsaklig livsmiljötyp till följd av mänskliga belastningar

Detta kriterium baseras på bedömningen av kriteriet för rumslig omfattning av fysisk förlust, D6C1 och indikator 6.4A *Utsträckning av fysisk förlust i bentiska livsmiljöer*. Bedömningen av indikator 6.4A redovisar den yta som är fysiskt förlorad där fysisk förlust definieras som förändringar av de fysiska egenskaperna i havsbotten som inte har återställts eller förväntas att återställas på minst 12 år eller som kräver aktiv restaurering för återhämtning av livsmiljön. Förändringar innebär till exempel en förändring av kornstorlek, övertäckning, eller fysisk förlust av substrat.

Indikatorer för kriterium D6C5 – Omfattningen av negativa effekter av mänskliga belastningar på livsmiljötypens tillstånd, inklusive ändring av dess struktur och funktion

Kriteriet baseras på bedömning av flera indikatorer. Indikator 6.5A avser utbredning av ålgräsängar i Västerhavet. Tröskelvärdet för indikatorn innebär att den procentuella förlusten av ålgräsängar i referensperioden inte får överstiga 25 %. Dessutom ingår ett antal övergödningsindikatorer för bedömning av kriterium D6C5. För information om dessa övergödningsindikatorer; syrebalans och syreskuld (5.5A, 5.5B, 5.5C), tillstånd hos makrovegetation (5.7A) samt tillstånd hos bottenfauna (5.8A, 5.8B) se Faktaruta 11 kapitel *Övergödning, deskriptor 5*.

Bedömning av miljöstatus för havsbottens integritet

Havsbottens integritet i svenska havsområden uppnår inte god miljöstatus i ett flertal bedömningsområden (Tabell 25 och 26, Figur 30). Detta beror på mänskliga belastningar som bidrar till fysisk förlust, fysisk störning och övergödningseffekter. God miljöstatus nås dock i utsjön i Bottenviken, Norra Kvarken, Bottenhavet, Ålands hav samt yttre kustvattnen i stora delar av Östersjön, där påverkan från trålfiske är liten och bottendöd till följd av syrebrist inte förekommer i större utsträckning.

Sand och lerbottnar är mycket känsliga för fysisk påverkan, och suspendering av bottensubstratet påverkar berörd biota negativt. Som en konsekvens av belastningar från bland annat trålfiske (ej vågpåverkade infralitoralerna) och kustexploatering (litoralerna) uppnår en stor del av de huvudsakliga livsmiljötyperna sand- och lerbottnar inte god status.

I Västerhavets ej vågpåverkade cirkalitoral uppnås inte god status i flera bedömningsområden. Även för dessa områden är fysisk störning och fysisk förlust från bottenstrålning den belastning som väger tyngst i bedömningen.

Att god status inte nås i de flesta huvudsakliga livsmiljötyper i Stockholms inre skärgård, Hallsfjärden och i Göta älvs och Nordre älvs estuarie beror främst på fysisk förlust av havsbotten

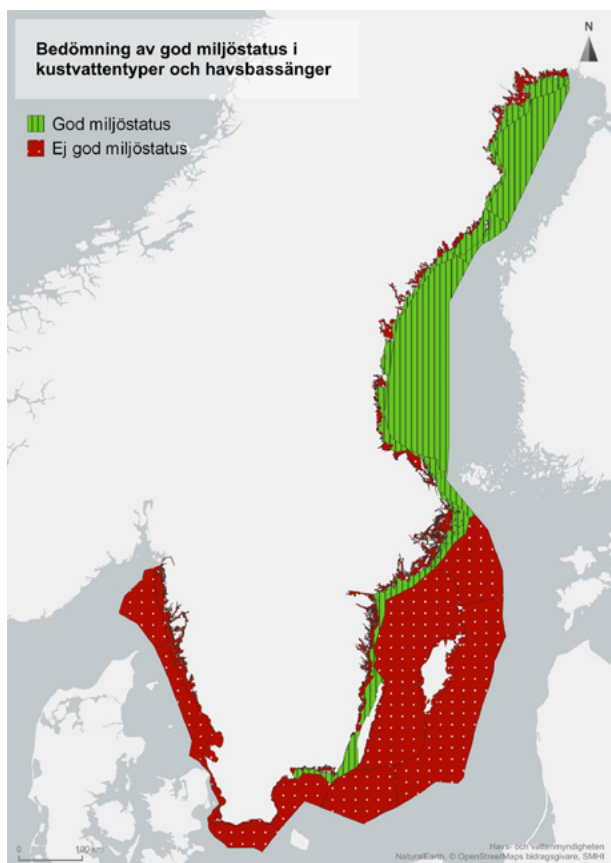
³⁹ <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/vattenforvaltning/nationell-vagledning/bedomningsgrunder-for-ytvattenforekomster/hydromorfologiska-kvalitetsfaktorer-i-sjoar-vattendrag-kustvatten-och-vatten-i-overgangszon.html>

till följd av marin infrastruktur i utbyggnaden av hamnar och strukturer som följer i tätbebyggda områden och städer (Tabell 26).

God status nås heller inte för många huvudsakliga livsmiljötyper från Bornholmshavet i sydöst till Kattegatt i väst. I dessa områden bedöms både övergödning, samt fysisk störning och förlust som avgörande för utfallet (Tabell 25).

I den vågpåverkade cirkalitoralen och den ej vågpåverkade cirkalitoralen i Gotlandshavet nås inte god status för någon substrattyp. Den främsta belastningen för detta område är hög syreskuld till följd av övergödning.

I Skagerrak påträffas den enda huvudsakliga livsmiljötypen i Sverige som är batyal. De batyala huvudsakliga livsmiljötyperna når inte god status. Skagerrak är starkt påverkad av bottentrålning, men 7 av 20 huvudsakliga livsmiljötyper är trots detta i god status. Detta beror på att Skagerraks utsjövatten består nästan helt av substrattypen lera, vilket också är den huvudsakliga livsmiljötyp där trålfisket bedrivs och där god status enligt bedömningen inte uppnås.



Figur 30. Resultat av bedömning om havsbottens integritet uppnår god miljöstatus eller inte per kustvattentyp och havsbassäng. För att bedömningsområdet ska uppnå god miljöstatus måste status vara god för varje huvudsaklig livsmiljötyp (djupzon och substrattyp) i bedömningsområdet. Grönt: god miljöstatus uppnås. Rött: god miljöstatus uppnås ej.

Tabell 25. Bedömning om havsbottnens integritet uppnår god miljöstatus (GES) i havsbassängers utsjövatten i bedömningsperioden 2016–2021. Grönt och symbolen bock ✓: god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: god miljöstatus uppnås inte. För att uppnå god miljöstatus måste god status nås för varje huvudsaklig livsmiljötyp i bedömningsområdet.

Bedömningsområde	Bedömning GES 2016–2021	Huvudsakliga livsmiljötyper som når god status
Bottenviken	✓	15/15
N Kvarken	✓	15/15
Bottenhavet	✓	15/15
Ålands hav	✓	15/15
N Gotlandshavet	✗	0/15
Ö Gotlandshavet	✗	0/15
V Gotlandshavet	✗	0/15
Bornholmshavet och Hanöbukten	✗	0/15
Arkonahavet och S Öresund	✗	0/15
Öresund	✗	0/15
Kattegatt	✗	0/15
Skagerrak	✗	7/20

Tabell 26. Bedömning om havsbottnens integritet uppnår god miljöstatus (GES) i kustvattentyper i bedömningsperioden 2016–2021. Grönt och symbolen bock ✓: god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: god miljöstatus uppnås inte. För att uppnå god miljöstatus måste god status nås för varje huvudsaklig livsmiljötyp i bedömningsområdet.

Område	Bedömning GES 2016–2021	Huvudsakliga livsmiljötyper som når god status
23 Bottenviken, yttre kustvatten	✓	15/15
22 Bottenviken, inre kustvatten	✗	10/15
21 N Kvarkens yttre kustvatten	✓	15/15
20 N Kvarkens inre kustvatten	✗	11/15
19 N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	✓	15/15
18 N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	✗	10/15
17 S Bottenhavet, yttre kustvatten	✓	15/15
16 S Bottenhavet, inre kustvatten	✗	10/15
24 Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden	✗	5/15
15 Stockholms skärgård, yttre kustvatten	✓	15/15
14 Östergötlands yttre kustvatten	✓	15/15
13 Östergötlands inre skärgård	✗	3/15
12n Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten	✗	11/15
12s Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten	✗	7/15
11 Gotlands västra och norra kustvatten	✗	13/15
10 Ö Ölands, SÖ Gotlands kustvatten samt Gotska Sandön	✗	10/15

Område	Bedömning GES 2016–2021	Huvudsakliga livsmiljötyper som når god status
9 Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	✓	15/15
8 Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten	×	8/15
7 Skånes kustvatten	×	5/15
6 Öresunds kustvatten	×	0/15
5 S Hallands och norra Öresunds kustvatten	×	4/15
4 Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt	×	7/15
25 Göta älvs och Nordre älvs estuarie	×	0/15
3 Västkustens yttre kustvatten, Skagerrak	×	7/15
2 Västkustens fjordar	×	0/15
1n Västkustens inre kustvatten	×	2/15
1s Västkustens inre kustvatten	×	4/15

Källor till negativ påverkan på havsbotten

Bedömning av påverkan på havsbotten baseras på de modellresultat som används för att bedöma kriterium D6C4 (fysisk förlust) och D6C3 (fysisk störning), samt bedömningar från deskriptor 5, Övergödning.

Ett flertal mänskliga aktiviteter bidrar till störning av havsbottnens integritet. I många fall, särskilt vad gäller upprepade störningar, leder detta också till irreversibel förlust av bottenstruktur och partikelfördelning och därmed en permanent förändring av ekosystemet. Både fysisk störning och fysisk förlust förekommer i stor utsträckning i svenska havsområden till följd av bland annat trålfiske, muddringar och dumpningar, och byggnation av marin infrastruktur. Påverkan på havsbotten sker antingen genom att substratet, och därmed de fysikaliska, hydrodynamiska och kemiska förutsättningarna för bentiska arter förändras, eller genom att näringsväven och artsammansättningen på havsbotten förändras.

Den största bidragande faktorn till fysisk störning i Skagerraks och Kattegatts utsjö är fiske med bottentrål. Olika trålningsmetoder varierar i sin påverkansgrad, och bottenens huvudsakliga livsmiljötyp (djup och typ av substrat) avgör i stor mån magnituden av den negativa effekten från fisket på havsbotten. För denna typ av fysisk påverkan är botten av lera och sand mest utsatta. Dessa substrattyper påverkas även kraftigt av trålar som dras längs med botten, utan att faktiskt gräva ned i sedimentet. Även lågfrekvent trålning på sand- och lerbotten kan leda till hög störning eller fysisk förlust. På grund av detta uppnås inte god status för en hög andel av bedömningsområden med dessa botten typer där trålfiske bedrivs. Vid trålning där redskapen gräver ned i substratet påverkas alla substrattyper där metoden används vilket leder till fysisk förlust.

Tillståndet för den svenska kustvattenmiljön har under lång tid påverkats av olika mänskliga fysiska aktiviteter. En del tidigare aktiviteter har upphört, som till exempel torrläggning och sänkning av kustnära sjöar, invallning av havsvikar och utbyggnad av vattenkraft. Samtidigt pågår flera påverkande aktiviteter fortfarande. Vissa aktiviteter, som småskalig kustexploatering för turism och för rekreativ ändamål, fortsätter att öka i omfattning. Exempel på småskalig kustexploatering är bryggor, pirar, muddringar, utfyllnader och byggnationer i strandzonen, vilket framför allt är aktiviteter kopplade till fritidsbåtstrafik. En ny form av påverkan är anläggning av olika former av skydd mot framtida havsnivåhöjningar och andra klimatförändringar. Alla dessa typer av aktiviteter förklarar till stor del varför god miljöstatus inte uppnås i de svenska kustvattnen. Även effekter

från industrier, som etablering av marin vindkraft leder till förlust av havsbotten. Vindkraftverkens turbiner förankras i betongfundament som placeras på havsbotten, vilka då ersätter mjukbotten. Historiskt har också till exempel stenfiske i skånska vatten och fiberbankar i kustvatten från pappersindustrin lett till förlust av bentiskt substrat, då dessa strukturer är bestående och kväver havsbotten.

Tillförseln av näringsämnen från samhället och markanvändning leder också till förhöjda halter av näringsämnen i havet vilket resulterar i övergödning. Övergödning leder till en förhöjd primärproduktion, vilket ökar syrekonsumtionen på botten i nedbrytningsprocessen. Effekterna av övergödning blir extra tydliga i Östersjöns utsjövatten där omsättningen av vattenmassan är mycket långsam och tillförda ämnen därför ackumuleras, samt i djupa kustnära områden som Västkustens fjordar och vissa fjärdar i Östersjön där effekten av näringstillförsel och långsam vattenomsättning blir i stort sett densamma. Effekterna täcker stora områden och hämmar i princip all biologisk aktivitet på bottenarna i de påverkade områdena. Hur denna belastning påverkar bentiska livsmiljöer beskrivs även i kapitlet om *Övergödning, deskriptor 5*.

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av havsbottens integritet

Tillförlitligheten i data för bedömningen av havsbottens integritet bedöms som måttlig till låg. Jämfört med tidigare bedömningscykel finns nu ett mycket mer detaljerat underlag för de huvudsakliga livsmiljötyperna på den svenska havsbotten, där fysisk påverkan bedömts genom en kombination av olika rumsliga analyser. Även om karteringen av huvudsakliga livsmiljötyper är mer detaljerat än tidigare, är sammanvägningen för dessa förhållandevis grov, men med den säkerhetsklassning som föreligger för svenska djupkurvor är detta idag bästa tillgängliga underlag. De påverkanstryck som används i bedömningen är också modellerade och visar som bäst potentiell påverkan. För en fullständig bedömning saknas det också fortfarande essentiella parametrar i bedömningsunderlaget, bland annat kopplingen mellan påverkan och belastning från marint skräp och miljögifter. Den mest betydelsefulla av dessa uteblivna parametrar bedöms vara påverkan från miljögifter och dess effekter på det bentiska samhället. Dessutom saknas data som beskriver och följer upp relevanta livsmiljötyper med avseende på artsammansättning. Förutom artutbredning av ålgräsängar i Bohuslän och artsammansättning av bottenfauna ingår inga biologiska statusindikatorer. För att kunna bekräfta potentiell påverkan från fysisk störning och andra belastningar krävs en djupare förståelse om hur artsammansättningen inom bentiska livsmiljötyper har förändrats jämfört med opåverkade områden eller genom historien. Med denna kunskap kan påverkan på struktur och funktion av livsmiljötyper bedömas, och därmed även hur ekosystemtjänster påverkas av mänskliga aktiviteter.

Bedömningen görs nu för huvudsakliga livsmiljötyper som avgränsas med hjälp av information om djup och substrat. Indelningen i huvudsakliga livsmiljötyper är fortfarande grov, och fångar inte upp variationen i livsmiljötyper längs den svenska kusten. Detta gäller framförallt i skärgårdarna. Det är därför sannolikt att denna bedömning underskattar påverkan från fysisk störning längs svenska kusten. I samband med denna bedömning gjordes en analys av olika djupintervaller längs kusten; 0–3 meter, 3–6 meter, och 6–15 meter. Analysen visar att påverkan är störst i de grunda, skyddade livsmiljöerna i en avtagande gradient från strandlinjen och utåt. För att säkrare kunna bedöma påverkan från mänskliga aktiviteter i kustnära områden behövs bättre karteringar av artsamhällen för att kunna förvalta och skydda grunda kustområden med högt biologiskt värde. Verifiering av habitatmodeller och modeller som beskriver påverkan är också nödvändigt. Framförallt måste ingående habitatmodeller granskas och kvalitetssäkras ytterligare.

Förändringar i hydrografiska villkor (Deskriptor 7)

Hydrografiska villkor innefattar fysiska kvaliteter hos havsvattnet som temperatur, isförhållanden, salthalt, djupförhållanden, strömmar, vågor och grumlighet, och som har stor betydelse för de marina ekosystemen. Exempelvis kan förändrad salthalt och temperatur påverka spridning av näringsämnen och syresättning i havsmiljön. Stora infrastrukturprojekt som brobyggen, rörläggningar och vindkraftsparker är exempel på mänskliga verksamheter som kan påverka hydrografiska villkor.

I dagsläget finns inga nationellt beslutade indikatorer med tröskelvärden för bedömning av hydrografiska villkor. En kvalitativ bedömning pekar dock på att nuvarande storskalig infrastruktur inte resulterar i någon signifikant påverkan i svenska utsjövatten. Svenska havsområden kan dock vara påverkade av konstruktioner inom andra nationers havsområden och det finns en risk att kumulativ påverkan från alla konstruktioner vid någon tidpunkt kan ge en signifikant effekt på den svenska havsmiljön.

För närvarande bedöms klimatförändringen vara den belastning som främst riskerar att leda till storskaliga förändringar i hydrografiska förhållanden i svenska vatten. Som framgår av kapitlet om hur klimatförändringar påverkar svenska havsmiljöer, bedöms klimatförändringar leda till förändrad nederbörd, vattentemperatur, salthalt, vattennivå, och syresättning.

Verksamheter och strukturer med möjlig påverkan på hydrografiska villkor

I svenska utsjövatten har totalt sett få storskaliga projekt genomförts som har potential att påverka de hydrografiska villkoren och endast mindre förändringar har skett under perioden 2016–2021. Det är främst större brokonstruktioner, rörledningar samt havsbaserade vindkraftsanläggningar som bedöms kunna leda till hydrografisk påverkan. Infrastruktur såsom fundament, tunnlår och pirar kan medföra att strömförhållanden, skiktning, vågor och turbiditet ändras. Även andra konstruktioner, såsom utfyllnader, kan ge påverkan på hydrografen, om de placeras i ett känsligt område. Effekter av havsbaserade vindkraftverk utgörs även av dess påverkan på vinden som i sin tur påverkar strömmar, skiktning och uppvällning till ytskiktet.

Potentiellt finns även en påverkan från den turbulens som orsakas av kölvattnet bakom fartyg, så kallad ”turbulent vak”. Det behövs mer forskning för klargöra denna eventuella effekt men möjligheten bör beaktas eftersom sjöfart är omfattande i vissa delar av svenska havsområden.

Gällande brokonstruktioner finns för närvarande två fasta förbindelser över havet: Ölandsbron och Öresundsförbindelsen. Det finns två större rörledningar, Nordstream 1 och 2 i svenska vatten. Vindkraft finns idag på tre platser i närheten av Öland, Gotland, och Öresund (Kårehamn, Bockstigen, Lillgrund).

Sverige har demonterat två vindkraftsparker (Utgrunden och Yttre Stengrund) sedan 2016 och därmed har vindkraftverken minskat från 81 till 69 stycken. Eventuellt kvarlämnade fundament från vindkraftverk kan fortsätta påverka men i dagsläget saknas information om detta. Planer finns på stora utbyggnader av vindkraft. I de befintliga havsplanerna finns utpekade områden som kan räcka till 20–30 TWh elproduktion per år och målet är att planera för ytterligare 90 TWh årlig elproduktion⁴⁰.

I kustvatten förekommer till skillnad från utsjövatten ofta påverkan från mindre broar, vägbanor, bryggor, marinor, farleder, muddring och dumpning⁴¹. En landbaserad aktivitet som påverkar hydrografiska förhållanden i kustvatten är också vattenkraft.

⁴⁰ Se HaVs hemsida www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsplanering/havsplanerna-andras-for-att-mota-okat-elbehov.html

⁴¹ Information om påverkan grunda havsområden återfinns här: www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2020-10-09-fysisk-storning-i-grunda-havsomraden.html

Övriga aktiviteter som skulle kunna påverka hydrografiska villkor inkluderar främst kärnkraft och större industrier som kyler sina processer med havsvatten. Kärnkraftverken vid Forsmark, Ringhals och Oskarshamn använder havsvatten för kylning av reaktorer. Ändringar i vattentemperaturen kan där förändra ekosystemet lokalt.

Påverkan på de marina ekosystemen på grund av förändringar i hydrografiska villkor

Enligt dagens kunskapsläge bedöms det inte förekomma någon signifikant påverkan enbart från konstruktioner i svenska utsjövatten, då dessa är relativt få. Svenska havsområden kan dock vara påverkade av konstruktioner inom andra nationers havsområden. Alla konstruktioner som byggs i området Kattegatt, Öresund och Bälten samt i södra Östersjön har potential att påverka hela Östersjön, bland annat inflödet av saltvatten till Östersjön och kan därmed påverka salt-halt och skiktning av vattenmassan. Det finns därför en risk för att kumulativ påverkan från alla konstruktioner vid någon tidpunkt kan ge en signifikant effekt på hela Östersjön. Sedan 2016 har det tillkommit vindkraftsparker vid gränsen till svensk ekonomisk zon och det planeras stora utbyggnader av havsbaserad vindkraft i många länder som gränsar till Västerhavet och Östersjön, inklusive Sverige.

Bedömning av hydrografisk påverkan i kustvatten görs inom vattenförvaltningen (EU:s ramdirektiv för vatten, 2000/60/EC). I kustvatten bedöms det förekomma en betydande påverkan från kustnära konstruktioner, såsom mindre broar, vägbankar, bryggor, marinor, farleder, muddring och dumpning (Törnqvist m.fl. 2020). Uppskattningsvis 10 % av kustvattnen grundare än 15 meter bedöms ha förändrade strömmar (längsgående konnektivitet) och 13 % förändrad vågregim som resultat av konstruktioner.

Vattenkraftsanläggningar som reglerar vattenflöden i Sverige har visat sig ha en effekt på vattenutbyte (strömmar) i 102 av Sveriges 654 kustvattenförekomster och på salthalt i 13 (Algotsson & Edman 2019). Då vattenkraften lagrar vatten under vår och sommar för att sedan släppa ut detta under höst och vinter ändras färskvattenstillförseln tidsmässigt. Ekologiska effekter är inte utredda, men lokala effekter på halter av näringsämnen och primärproduktion anses möjliga.

Vissa ytterligare verksamheter, som kan ha en påverkan på hydrografiska villkor har enligt EU-kommissionens beslut 2017/848 främst beskrivits eller bedömts under andra temakapitel, exempelvis om övergödning och bentiska livsmiljöer.

Utvecklingsbehov i bedömningen av hydrografiska villkor

För att kunna göra en kvantitativ bedömning av denna deskriptor behövs fortsatt utveckling och analys. Ytterligare analys behövs också för att kvantifiera olika verksamheters bidrag till förändringar av hydrografiska villkor. Det gäller bland annat påverkan av vindkraft (hela livscykeln), sandutvinning, gränsöverskridande påverkan från projekt, hur utfyllnader och konstruktioner påverkar flöden, samt hur vattenkraft och andra dämmen i vattendrag påverkar sedimenttransport. Diskussioner pågår inom och mellan länder kring bedömningsmetoder för deskriptorn.

Det kan noteras att de två kriterierna under deskriptor 7 (D7C1 Förändringar av hydrografiska förhållanden, D7C2 Effekter av förändringar av hydrografiska förhållanden på bentiska livsmiljöer) inte är obligatoriska utan kompletterande, varför utvecklingsarbetet har getts en lägre prioritet än för andra deskriptorer.

Farliga ämnen (Deskriptor 8)

Farliga ämnen i havsmiljön kan ge upphov till skadliga effekter på organismer, populationer och ekosystem. De sprids som en följd av mänskliga aktiviteter och hamnar i havsmiljön via en rad olika källor och spridningsvägar. Detta gäller både syntetiska ämnen skapade av människan och naturligt förekommande ämnen som metaller vars halter i havsmiljön förhöjts på grund av mänskliga aktiviteter.

Miljöstatus för farliga ämnen baseras på en bedömning av halter av ett urval av farliga ämnen i havsmiljön, effekter av farliga ämnen på arter, samt oljespill. Persistenta, bioackumulerande och toxiska ämnen, så kallade PBT-ämnen, utgör ett särskilt problem då de är långlivade i miljön och ackumuleras i näringsväven.

PBT-ämnen når inte god miljöstatus i någon av Västerhavets eller Östersjöns havsbassänger. Tröskelvärden för ämnen som kvicksilver, tributyltenn (TBT) och polybromerade difenyletrar (PBDE) klaras endast i ett fåtal fall i undersökta arter eller sediment. God miljöstatus nås inte heller för ämnen som inte tillhör PBT-gruppen. Situationen är bättre för enskilda ämnen i denna grupp, men för exempelvis koppar och kadmium klaras inte tröskelvärden i flera havsbassänger.

Effekter av TBT på snäckor, reproduktiva störningar hos vitmärta, och påverkan på produktivitet hos havsörn är fortfarande vanligt förekommande och tröskelvärden överskrids i flertalet havsbassänger. Däremot klaras tröskelvärden för reproduktiva störningar i form av yngelskador hos tånglake i referensområden i både Västerhavet och Östersjön. För oljespill nås god miljöstatus i 9 av 12 havsbassänger.

De senaste 10 åren ses minskande eller stabila koncentrationer för flera ämnen som ingår i bedömningen. Detta avspeglar att bedömningen främst baseras på ämnen vars problematik är välkänd och som varit föremål för reglering och åtgärdsarbete under lång tid. Vid vissa stationer och havsbassänger ses dock ökande trender som i dagsläget inte kan ges någon förklaring. Tillförsel från sekundära källor, det vill säga platser på land och i havsmiljön som förorenats från tidigare utsläpp, är ofta inte fullt känd men sannolikt betydande. I ett längre tidsperspektiv, upp till 40 år tillbaka, syns tydligt minskande halter av flertalet organiska miljöföroreningar som ett resultat av reglering och förbud.

Metod för bedömning av miljöstatus för farliga ämnen

Tre kriterier ingår i bedömningen av farliga ämnen: D8C1 Halter av farliga ämnen, D8C2 Effekter av farliga ämnen på arter och livsmiljöer, och D8C3 Akuta föroreningshändelser. En bedömning om god miljöstatus uppnås görs enbart för D8C1 och D8C3. För D8C2 integreras inte indikatorerna till kriterienivå eftersom den rumsliga täckningen av de ingående indikatorerna är låg, vilket leder till att utfallet av en bedömning för D8C2 skulle styras av tillgången till data snarare än att reflektera miljötilståndet. Det görs ingen sammanvägd bedömning av miljöstatus för deskriptor 8 eftersom kriterierna D8C1 och D8C3 reflekterar olika aspekter av belastningar (Figur 31). De indikatorer som används i bedömningen beskrivs i Faktaruta 13. Bedömningsområden för samtliga indikatorer och kriterier, undantaget störningar i reproduktion hos tånglake i D8C2, avser Västerhavets och Östersjöns havsbassänger.

Bedömningen av miljöstatus för halter av farliga ämnen delas upp i PBT-ämnen samt icke-PBT ämnen, enligt vad som avses i artikel 8a.1 a enligt direktiv 2008/105/EG (Tabell 27).

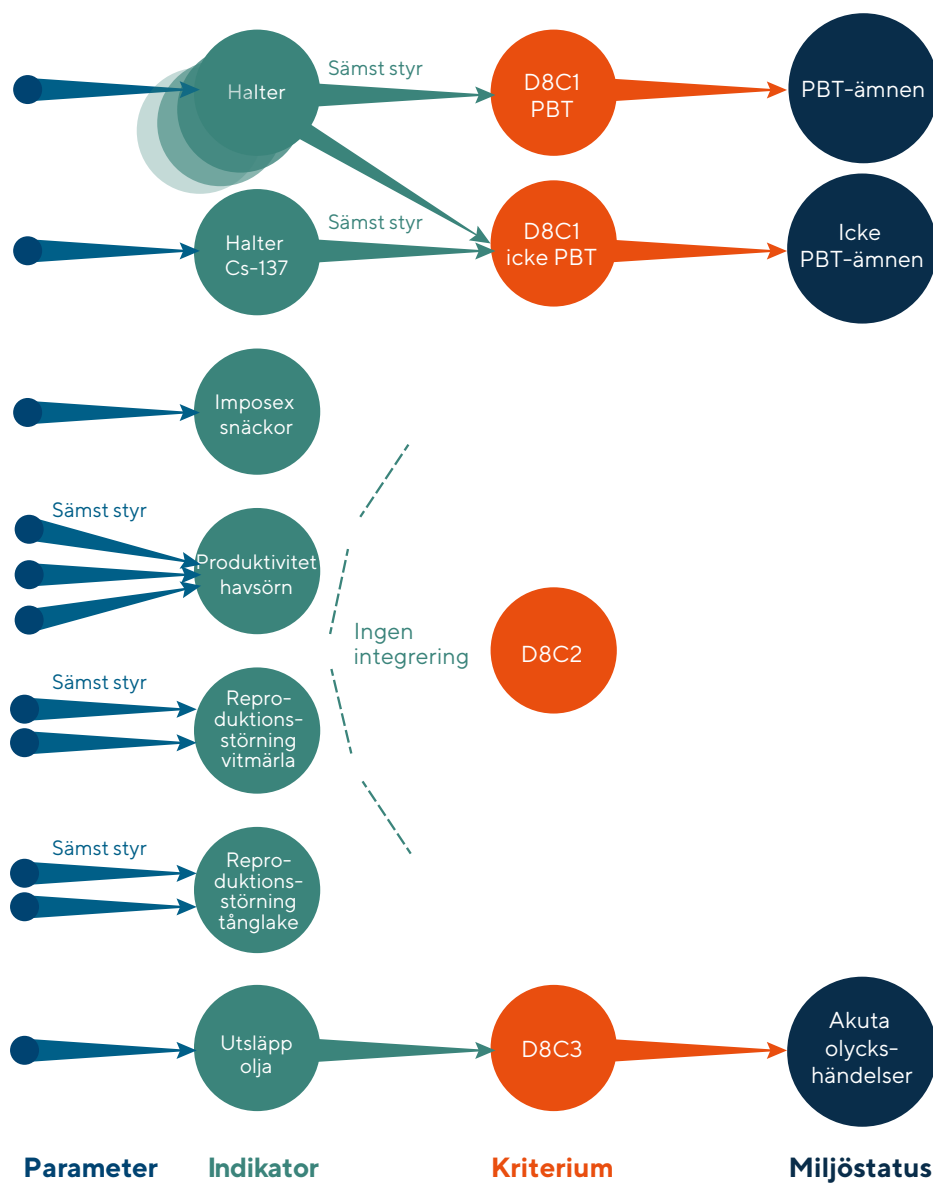
Tabell 27. Ämnen som ingår i bedömning av kriterium D8C1, för PBT respektive icke PBT-ämnena, och den matris vari de mäts.

Ämnesgrupp	Ämne	Matris
PBT-ämnena	Benso(a)pyren (B(a)P)	mussla
	Dioxiner och dioxinlika föreningar	fisk
	Hexabromcyklododekan (HBCDD)	fisk
	Bromerade difenyletrar (PBDE)	fisk
	Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS)	fisk
	Tributyltennföreningar (TBT)	sediment
	Kvikksilver och kvikksilverföreningar (Hg)	fisk
Icke PBT-ämnena	Antracen	sediment
	Fluoranten	mussla, sediment
	Hexaklorbensen (HCB)	fisk
	Bly och blyföreningar (Pb)	sediment
	Icke dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCB:er)	fisk
	Kadmium och kadmiumföreningar (Cd)	sediment
	Koppar och kopparföreningar (Cu)	sediment
	Cesium-137 (Cs-137)	fisk, ytvatten

God miljöstatus för PBT-ämnena respektive icke PBT-ämnena uppnås när samtliga bedömda ämnen klarar tröskelvärdena i respektive bedömningsområde.

Bedömningen av akuta olyckshändelser baseras på en indikator för kriterium D8C3 och god miljöstatus nås när tröskelvärdet för indikatorn klaras i respektive bedömningsområde.

För nästan alla ämnen och havsbassänger som ingår i bedömningen används den bedömning som tagits fram 2023 inom Helcom, för den samordnade bedömningen av Östersjöns miljö tillstånd (Helcom 2023). Därmed ingår även, för vissa ämnen, data från andra länder som delar havsbassängen. En delvis ny statistisk analysmetod har därmed använts jämfört med förra bedömningsperioden och mer data har inkluderats i bedömningen (se indikatorfaktablad 8.1A Haltar av farliga ämnen). Dessa förändringar kan påverka bedömningen av status jämfört med föregående period, särskilt i de fall där det uppmätta värdet i miljön (biota eller sediment) är nära tröskelvärdet.



Figur 31. Illustration av metod för integrering av parametrar, indikatorer och kriterier för att bedöma om god miljöstatus uppnås för PBT-ämnen respektive icke PBT-ämnen och akuta olyckshändelser. Indikator 8.1A representerar 14 ämnen som har ämnesspecifika tröskelvärden och som bedöms var för sig. Detta symboliseras med tonade cirklar som representerar olika farliga ämnen. Resultaten integreras sedan till kriterienivå för PBT respektive icke-PBT ämnen. För D8C2, effekter av farliga ämnen, görs ingen sammanvägd bedömning status för kriteriet eller bedömning av miljöstatus vilket indikeras av de streckade linjerna. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 13. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av farliga ämnen

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D8C1– Halter av farliga ämnen

Två indikatorer används i bedömningen av kriteriet: 8.1A Halter av farliga ämnen, där 14 ämnen eller ämnesgrupper uppmätta i biota eller sediment ingår i bedömningen, och 8.1B Halter av radionuklider.

Tröskelvärdena motsvarar för de flesta ämnena de miljö kvalitetsnormer som fastställts inom ramen för genomförandet av EU:s ramdirektiv för vatten (2008/105/EG). Gränsvärden för koppar, som inte har något EU-gemensamt gränsvärde, har tagits fram nationellt med samma metodik som för EU-gemensamma gränsvärden. Också icke-dioxinlika PCB saknar EU-gemensamt gränsvärde och tröskelvärdet likställs med gränsvärdet för livsmedel (EG 1881/2006, nu ersatt med EU 2023/915).

Bedömning av radionuklider baseras på koncentrationer av Cs-137 i fisk och ytvattenprover. Tröskelvärdena representerar en koncentration som utgör försumbar risk för människors hälsa och miljön från radioaktivitet. Tröskelvärdena som används i denna bedömning har ändrats jämfört med bedömningen för perioden 2011–2016 då tröskelvärdena motsvarade nivåer som förekom före kärnkraftsolyckan i Tjernoby 1986.

Indikatorer för kriterium D8C2 – Effekter av farliga ämnen

Fyra indikatorer används för att bedöma biologiska effekter. Reproduktionsstörningar hos tånglake är en nationell indikator medan övriga indikatorer tagits fram och används också inom Helcom. Indikatoren för effekter av organiska tennföreningar på snäckor används också i Ospar:s bedömning av miljötillstånd 2023⁴².

8.2A Effekter av organiska tennföreningar på snäckor (imposex)

Graden av imposex mäts i indikatorarten nätsnäcka (*Tritia nitida*) i Skagerrak och Kattegatt och i stortusensnäcka (*Peringia ulvae*) norr om Öresundsbron och i Egentliga Östersjön. Bedömningen baseras på utvecklingen av sädesledare och pseudopenis hos honsnäckorna enligt det så kallade Vas Deferens Sequence Index (VDSI). Bedömningen indikerar exponering för organiska tennföreningar. Tröskelvärdet motsvarar en grad av imposex som inte är förenlig med naturliga orsaker.

8.2B Produktivitet hos havsörn

Indikatoren baseras på tre parametrar kopplade till fortplantningsframgång; produktivitet (antal ungar per par), kullstorlek (antal ungar) och häckningsframgång (%). Tröskelvärden för parametrarna är baserade på en historisk referensperiod då påverkan från farliga ämnen och annan mänsklig påverkan var låg eller försumbar. För att tröskelvärdet för indikatoren ska klaras i ett bedömningsområde behöver alla tre parametrarna klara tröskelvärdet vid samtliga provtagningslokaler i bedömningsområdet.

8.2C Störningar i reproduktionen hos vitmärkla

Bedömningen baseras på två parametrar: andelen honor med missbildade embryon (%) och andelen missbildade, membranskadade och outvecklade embryon (%). Bedömningen indikerar en allmän påverkan av miljögifter. Tröskelvärden baseras på data från referensområden med låg påverkan av föroreningar. För att tröskelvärdet ska klaras i ett bedömningsområde behöver båda parametrarna klara tröskelvärdet i mer än hälften av provtagningsstationerna i bedömningsområdet.

8.2D Störningar i reproduktionen hos tånglake.

Bedömningen baseras på tre parametrar kopplade till yngelutveckling; andelen missbildade yngel, andelen tidigt döda yngel och andelen sent döda yngel. Bedömningen indikerar en allmän påverkan av miljögifter. Tröskelvärden baseras dels på tillståndet i referensområden som bedöms ha låg påverkan av miljöstörande ämnen, dels på modellerad reproduktionsframgång hos tånglake. Alla parametrar behöver klara sina respektive tröskelvärden.

Indikator för kriterium D8C3 – Akuta föroreningshändelser

En indikator används för att bedöma akuta föroreningshändelser: 8.3A Volym av upptäckta utsläpp av olja och oljeliknande produkter. Tröskelvärdet för indikatoren är baserat på perioden 2008–2013 då historiskt låga nivåer av oljespill observerades i Östersjön. Tröskelvärdet klaras för den ingående indikatoren när volymen oljespill som upptäcks understiger tröskelvärdet.

⁴² Se Ospar:s hemsida <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/tbt-shellfish/>

Bedömning av miljöstatus för farliga ämnen

Bedömning av PBT-ämnen

God miljöstatus nås inte för PBT-ämnen i någon av de tolv bedömda havsbassängerna då det i samtliga områden finns ämnen som inte klarar tröskelvärdet för indikatorn Halter av farliga ämnen. Det är framför allt PBDE-, TBT- och kvicksilverföreningar som inte klarar tröskelvärdena. Skagerrak är det bedömningsområde där flest antal ämnen klarar sina tröskelvärden (Tabell 28, Figur 32).

Resultaten av bedömningen är i stort sett desamma som under den förra bedömningsperioden 2011–2016, med några undantag där vissa ämnen gått från att klara till att inte klara tröskelvärdet. I Ålands hav klaras inte längre tröskelvärdet för koncentration av TBT i sediment och i Arkonahavet och Södra Öresund samt Bornholmshavet och Hanöbukten klaras inte längre tröskelvärdet för kvicksilverföreningar. Vid förra bedömningen klarades tröskelvärdet för dioxiner i fisk i samtliga bedömningsområden, men i denna bedömningsperiod klaras inte tröskelvärdet i Bottenviken. Det bör noteras att enligt Livsmedelsverkets bedömning så föreligger på grund av höga halter av dioxiner och dioxinlika PCB:er fortsatta hälsorisker vid konsumtion av fet fisk från hela Östersjön, trots att tröskelvärdet klaras i flertalet havsbassänger (se kapitel *Farliga ämnen i livsmedel, deskriptor 9*).

Koncentrationer av de ämnen som inte klarar tröskelvärdet minskar i många havsbassänger (se avsnitt *Trender för farliga ämnen*) men då dessa är långlivade förväntas tröskelvärdena inte nås i närtid. För PBDE har det beräknats ta minst 18 år för koncentrationerna att klara tröskelvärden i de områden med de lägsta koncentrationerna av PBDE i strömning, medan i de flesta områden i Östersjön kommer det att ta 30–40 år eller längre (Undeman & Johansson 2020). Tröskelvärdet för dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er i fisk förväntas klaras i alla stationer i Östersjön 2025–2045 under en fortsatt minskning motsvarande 2–6 % per år (McLachlan & Undeman 2020). Koncentrationer av TBT minskar i sediment men nedbrytningen går långsamt och det förväntas ta lång tid innan tröskelvärdet kan klaras i samtliga havsbassänger (Josefsson 2022). För kvicksilver saknas en entydig trend i svenska marina vatten och det saknas en uppskattning om när tröskelvärdet kan klaras (Soerensen & Faxneld 2023a).

För Västerhavet tillämpar Sverige undantag från att nå god miljöstatus för PBDE, kvicksilver och TBT enligt 29 § havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2021). För hela Östersjön tillämpas undantag för PBDE och kvicksilver och för Egentliga Östersjön även för TBT och dioxin och dioxinlika föreningar.

Tabell 28. PBT-ämnen: Bedömning om tröskelvärden klaras och god miljöstatus (GES) uppnås för halter av PBT-ämnen i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss ✘: tröskelvärde för ämnet klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras eller god miljöstatus uppnås. Grått och symbolen streck –: ej bedömt då data saknas. Om en förändring skett sedan den föregående bedömningen anges om nuvarande bedömning är Sämre eller Bättre. E.t.= en jämförelse är ej tillämpbar, i de flesta fall på grund av att en tillståndsbedömning inte genomfördes vid föregående bedömningsperiod.

Område	B(a)P	Dioxiner	HBCDD	PBDE	PFOS	TBT	Hg	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Bottenviken	–	Sämre ✘	✓	✘	✓	Sämre ✘	✘	✘	Oförändrad
N Kvarken	–	✓	✓	✘	✓	–	✘	✘	Oförändrad
Bottenhavet	–	✓	✓	✘	✓	E.t. ✓	✘	✘	Oförändrad
Ålands hav	–	–	–	–	–	Sämre ✘	–	✘	Försämrad
N Gotlandshavet	–	✓	✓	✘	✓	✘	✘	✘	Oförändrad
V Gotlandshavet	✓	✓	✓	✘	✓	✘	✘	✘	Oförändrad
Ö Gotlandshavet	–	–	✓	✘	✓	✘	✘	✘	Oförändrad
Bornholmshavet och Hanöbukten	E.t. ✓	✓	✓	✘	✓	✘	Sämre ✘	✘	Oförändrad
Arkonahavet och S Öresund	E.t. ✓	✓	✓	✘	✓	✘	Sämre ✘	✘	Oförändrad
Öresund	E.t. ✓	–	–	E.t. ✘	E.t. ✓	–	E.t. ✘	✘	E.t.
Kattegatt	✓	✓	✓	✘	✓	E.t. ✘	✘	✘	Oförändrad
Skagerrak	✓	✓	✓	✘	✓	E.t. ✓	E.t. ✓	✘	Oförändrad

Bedömning av icke PBT-ämnen

För icke-PBT ämnen nås god miljöstatus i Norra Kvarken och Öresund. Det är dock få ämnen som bedömts i dessa områden då mätningar från sediment saknas. För de områden som inte når god miljöstatus är det bland annat koncentrationer av koppar i Bottenviken, Bottenhavet och Ålands hav som inte klarar tröskelvärdena, koncentrationer av kadmium i norra, västra och östra Gotlandshavet, och antracen i Kattegatt och Skagerrak (Tabell 29, Figur 32).

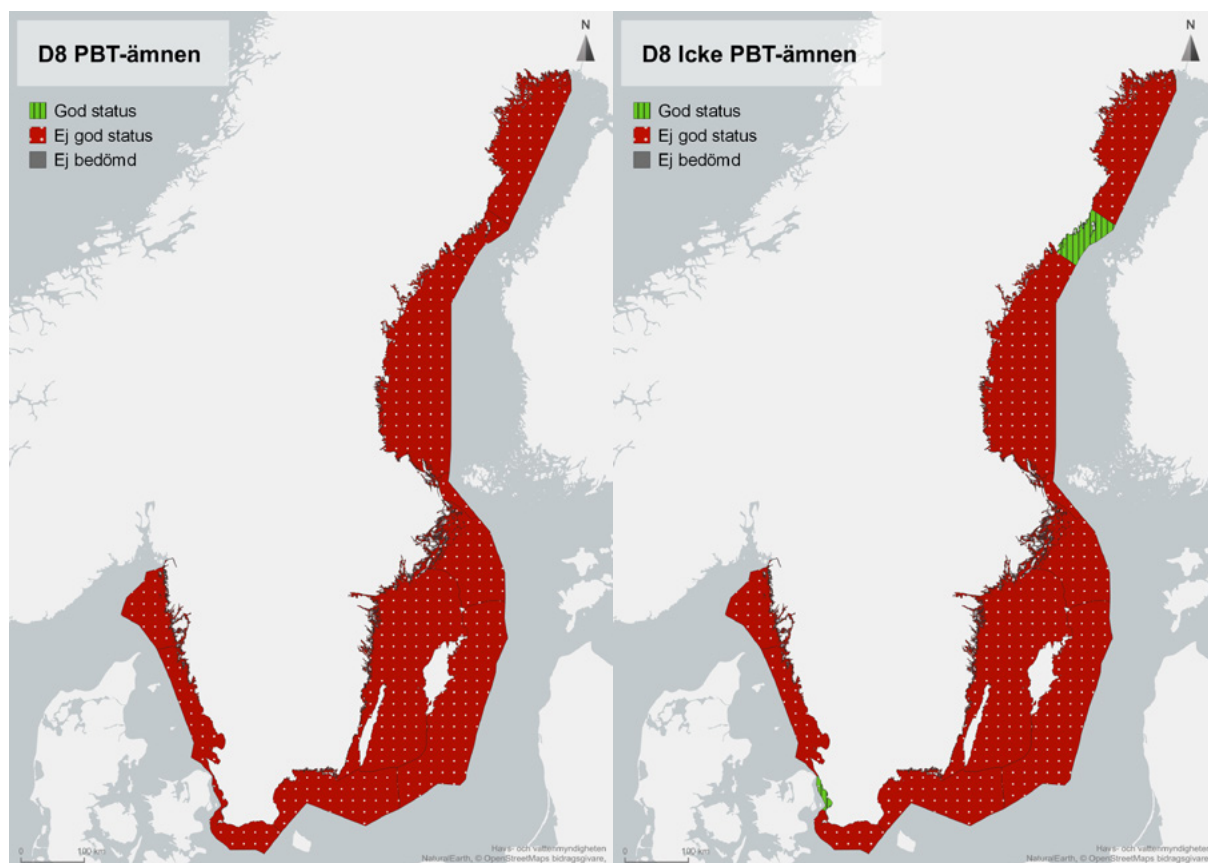
Det kan noteras att för indikator 8.1B, radionuklider, klaras tröskelvärdena i samtliga bedömningsområden. Om halveringstiden följer det förväntade mönstret, och ingen betydande remobilisering sker från sediment, förväntas fisk i Östersjön nå samma nivåer som före kärnkraftsolyckan i Tjernobyl år 2025.

För enskilda ämnen är bedömningen i stort sett densamma som under den förra bedömningsperioden, med några undantag. Exempelvis klaras inte längre tröskelvärdet för koncentrationer av bly i sediment i Arkonahavet och Södra Öresund, och i Bottenviken, Bottenhavet och Ålands hav samt Bornholmshavet och Hanöbukten klaras inte längre tröskelvärdet för koncentrationer av koppar i sediment.

För Egentliga Östersjön tillämpar Sverige undantag från att nå god miljöstatus för kadmium enligt 29 § havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Det är inte möjligt att uppskatta när god miljöstatus kan nås i alla bedömningsområden eftersom det saknas en entydig trend för samtliga ämnen.

Tabell 29. Icke PBT-ämnen: bedömning om tröskelvärden för halter för icke PBT-ämnen klaras och god miljöstatus (GES) uppnås i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss **✗**: tröskelvärde för ämnet klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Grönt och symbolen bock **✓**: tröskelvärde klaras eller god miljöstatus uppnås. Grått och symbolen streck **–**: ej bedömt. Om en förändring i resultaten har skett sedan den föregående bedömningen anges om nuvarande bedömning är **Sämre** eller **Bättre**. E.t.= jämförelse ej tillämplig, i de flesta fall på grund av att en tillståndsbedömning inte genomfördes vid föregående bedömningsperiod.

Område	Antracen	Fluoranten	HCB	Icke dioxinlika PCB	Pb	Cd	Cu	Cs-137	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Bottenviken	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Sämre ✗	Bättre ✓	✗	Oförändrad
N Kvarken	–	–	✓	✓	–	–	–	Bättre ✓	✓	Förbättrad
Bottenhavet	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Sämre ✗	Bättre ✓	✗	Oförändrad
Ålands hav	✓	✓	✓	–	✓	✓	Sämre ✗	Bättre ✓	✗	Oförändrad
N Gotlandshavet	✓	✓	✓	✓	✓	Sämre ✗	✓	Bättre ✓	✗	Oförändrad
V Gotlandshavet	✓	✓	✓	✓	✓	Sämre ✗	✓	Bättre ✓	✗	Oförändrad
Ö Gotlandshavet	✓	✓	✓	✓	✓	Sämre ✗	✓	Bättre ✓	✗	Oförändrad
Bornholmshavet och Hanöbukten	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Sämre ✗	Bättre ✓	✗	Oförändrad
Arkonahavet och S Öresund	✓	✓	✓	✓	Sämre ✗	✓	✓	Bättre ✓	✗	Oförändrad
Öresund	–	E.t.	–	E.t.	–	–	–	Bättre ✓	✓	Förbättrad
Kattegatt	Sämre ✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Bättre ✓	✗	Oförändrad
Skagerrak	Sämre ✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Bättre ✓	✗	Oförändrad



Figur 32. Resultat från bedömningen av god miljöstatus för farliga ämnen, för PBT-ämnena (till vänster) och icke-PBT-ämnena (till höger) under deskriptor 8 (D8).

Bedömning av Effekter av farliga ämnen

Endast i Skagerrak klaras tröskelvärdet för samtliga indikatorer som bedömts (Tabell 30). Även om ingen sammanvägd bedömning görs för kriterium D8C2 indikerar detta att farliga ämnen fortsatt orsakar negativa biologiska effekter på djurlivet i svensk havsmiljö.

För indikatorn som reflekterar påverkan av TBT (imposex) klaras tröskelvärdet endast i Skagerrak. Jämfört med 2011–2016 har inga förändringar skett i bedömningen av imposex.

Tabell 30. Bedömning om tröskelvärden för indikatorer för effekter av farliga ämnen klaras i bedömningsperioden 2016–2021. Att notera: Indikatorerna integreras inte till kriterienivå och god miljöstatus bedöms inte för kriterium D8C2, se HVMFS 2012:18. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärde för indikatorn klaras inte. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde för indikatorn klaras. Grått och symbolen streck –: ej bedömt. Bedöms ej: indikatorn tillämpas inte i bedömningsområdet. Om en förändring i resultaten för indikatorn skett sedan den föregående bedömningen anges om nuvarande bedömning är Sämre eller Bättre.

Område	8.2A Imposex snäckor	8.2B Produktivitet havsörn	8.2C Reproduktionsstörningar vitmärta	8.2D Reproduktionsstörningar tånglake
Bottenviken	Bedöms ej	✗	–	–
N Kvarken	Bedöms ej	Sämre ✗	✓	✓
Bottenhavet	Bedöms ej	Sämre ✗	✗	–
Ålands hav	Bedöms ej	Sämre ✗	–	–
N Gotlandshavet	✗	Sämre ✗	✗	–
V Gotlandshavet	✗	Sämre ✗	✓	✓
Ö Gotlandshavet	–	Sämre ✗	–	–
Bornholmshavet och Hanöbukten	✗	Sämre ✗	–	–
Arkonahavet och S Öresund	✗	Bedöms ej	Bedöms ej	–
Öresund	✗	Bedöms ej	Bedöms ej	–
Kattegatt	✗	Bedöms ej	Bedöms ej	–
Skagerrak	✓	Bedöms ej	Bedöms ej	✓

Produktivitet hos havsörn klarar inte tröskelvärdet i något bedömningsområde. För de flesta havsbassänger är detta en försämring av tillståndet jämfört med den föregående bedömningsperioden. Orsaken är att variabeln kullstorlek inte klaras i något av områdena. De uppmätta värdena för kullstorlek ligger dock precis under tröskelvärdet.

För störningar i reproduktionen hos vitmärta klaras tröskelvärdet i 2 av 4 bedömda områden. Dessa resultat är samma som för föregående bedömningsperiod.

Störningar i reproduktionen hos tånglake klarar tröskelvärdet i de tre områden som bedömts. Det bör dock noteras att samtliga provtagningslokaler för tånglake är så kallade referensområden utan närhet till möjliga påverkanskällor.

Effekter av organiska tennföreningar på snäckor har den tydligaste kopplingen mellan uppmätt effekt och exponering. De övriga indikatorerna svarar mot ett brett spektrum av miljögifter och även på andra stressorer. Dessa indikatorer är värdefulla eftersom de signalerar effekter från många fler ämnen än de ämnen som ingår under indikator 8.1A, och möjliga kombinationseffekter från samtidigt förekommande farliga ämnen.

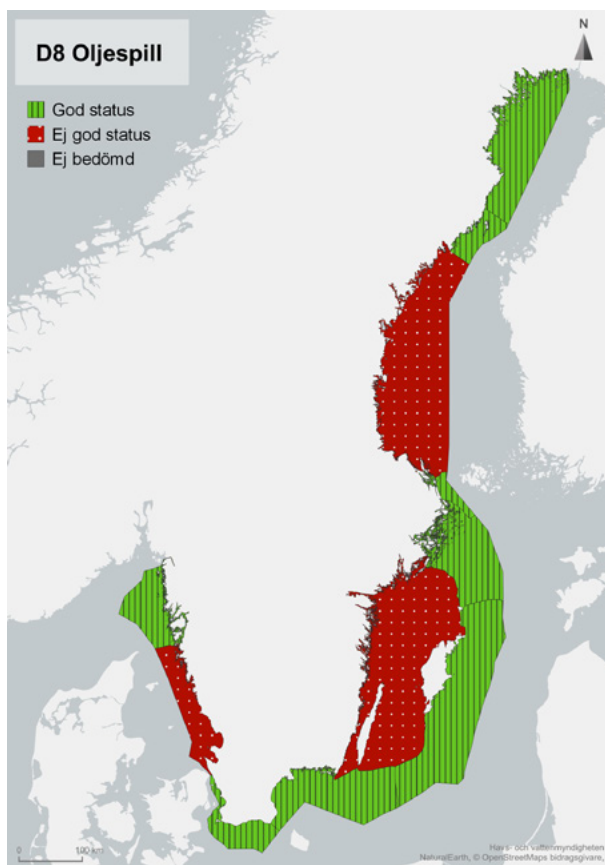
Det finns inga entydiga trender för indikatorerna för effekter av farliga ämnen och därför inte någon uppskattning om när tröskelvärdena kan klaras.

Bedömning Akuta föroreningshändelser

God miljöstatus för akuta föroreningshändelser nås i 9 av 12 bedömningsområden under 2016–2021 (Tabell 31, Figur 33). I de bedömningsområden där tröskelvärdet klaras är det observerade värdet en faktor två till trettio under tröskelvärdet. Statusen har antingen förbättrats eller är oförändrad jämfört med bedömningsperioden 2011–2016. Det är inte möjligt att avgöra när god miljöstatus kan nås i dessa områden.

Tabell 31. Bedömning om tröskelvärde för indikator 8.3A klaras och god miljöstatus (GES) nås för akuta föroreningshändelser i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss X: tröskelvärde klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras eller god miljöstatus uppnås. Om en förändring i resultat för indikatorn skett sedan den föregående bedömningen anges om nuvarande bedömning är Sämre eller Bättre.

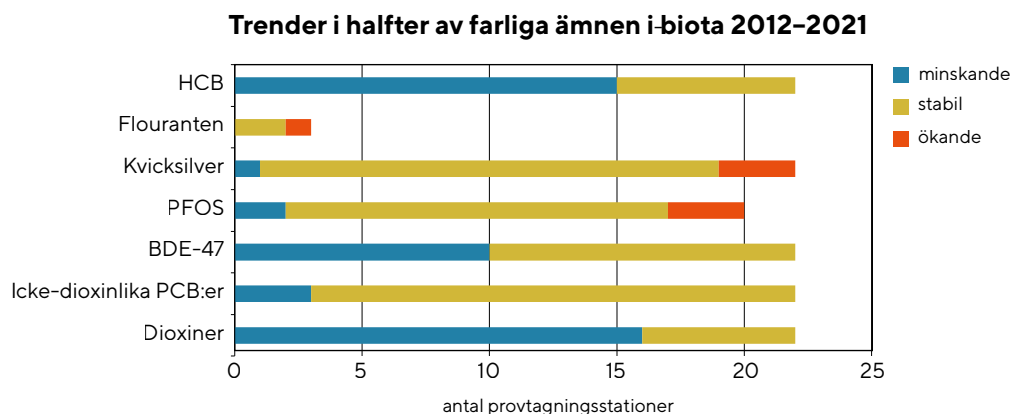
Område	8.3A Volymer av utsläpp av olja	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Bottenviken	Bättre ✓	✓	Förbättrad
N Kvarken	Bättre ✓	✓	Förbättrad
Bottenhavet	✗	✗	Oförändrad
Ålands hav	Bättre ✓	✓	Förbättrad
N Gotlandshavet	✓	✓	Oförändrad
V Gotlandshavet	✗	✗	Oförändrad
Ö Gotlandshavet	Bättre ✓	✓	Förbättrad
Bornholmshavet och Hanöbukten	✓	✓	Oförändrad
Arkonahavet och S Öresund	✓	✓	Oförändrad
Öresund	✓	✓	Oförändrad
Kattegatt	✗	✗	Oförändrad
Skagerrak	✓	✓	Oförändrad



Figur 33. Resultat av bedömning om god miljöstatus nås för akuta föroreningshändelser under 2016–2021, under deskriptor 8.

Trender i koncentrationer av farliga ämnen 2012–2021

Koncentrationer av farliga ämnen i biota som ingår i bedömningen uppvisar för 2012–2021 i de flesta fall nedåtgående trender eller stabila koncentrationer med undantag för PFOS, kvicksilver och fluoranten som uppvisar ökande trender vid ett fåtal stationer (Figur 34).



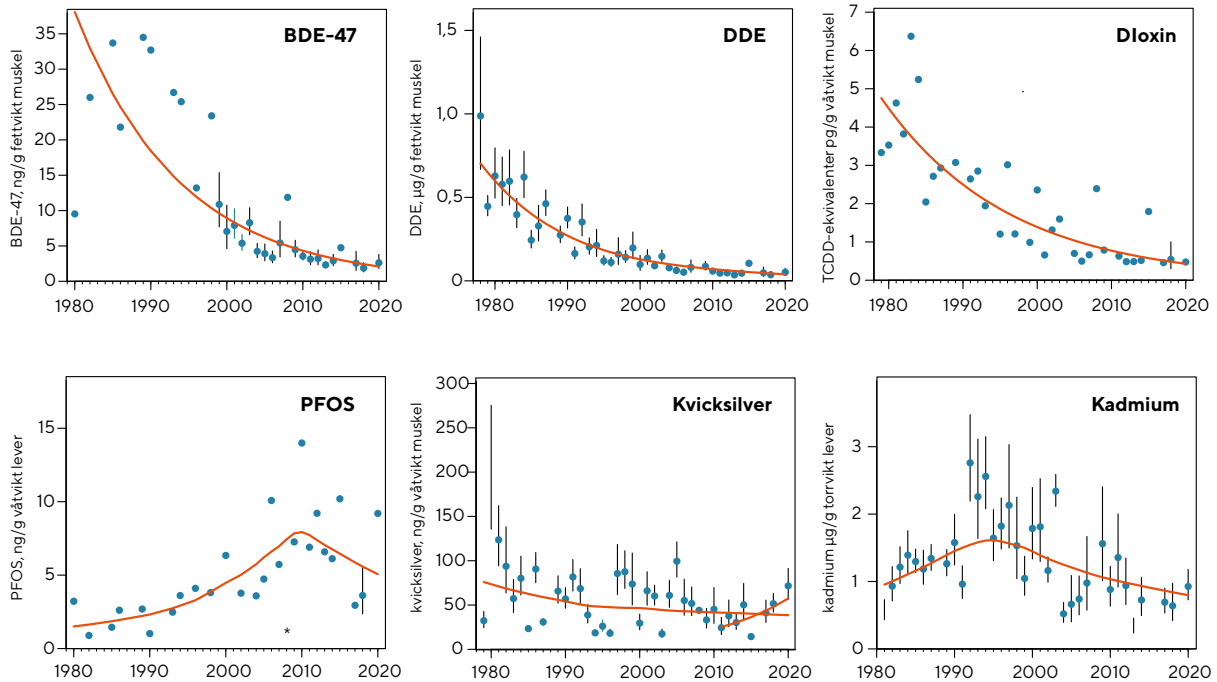
Figur 34. Trender 2012–2021 i koncentrationer av farliga ämnen i biota som ingår i bedömning av indikator 8.1A Halter av farliga ämnen. BDE-47 är en av de kongener som ingår i indikatorn för PBDE. Källa: Soerensen & Faxneld 2023a.

Bedömningen av status för koncentrationer av antracen, bly, kadmium, kvicksilver, koppar och TBT baseras på mätningar i sediment. Mätningar i sediment har endast genomförts vid fyra tillfällen (2003, 2008, 2014, 2020/2021). Dessa mätningar, som sker i utsjöområden på djupa ackumulationsbottnar, indikerar inga tydliga trender förutom för TBT där den övergripande trenden genom åren är gradvis sjunkande nivåer (Josefsson 2022). Dessa föreningar mäts även i biota. I biota syns tydligare trender för vissa ämnen, till exempel har ökande trender konstaterats under de senaste 10 åren vid tre respektive fyra stationer för bly och kadmium, vid 10 stationer för koppar, och en station för antracen. Förhöjda halter av antracen avser en station i Skagerrak, Fjällbacka, där koncentrationer i biota ökat avsevärt de senaste fem åren av oklar anledning (Soerensen & Faxneld 2023a). Provtagningar av dessa ämnen i biota sker i både kustnära områden och utsjöområden.

Långa tidstrender i koncentrationer av farliga ämnen

I Figur 35 presenteras långa tidstrender (40 år) för ett urval av farliga ämnen, i sill/strömning som fångats vid Ängskärsklubb i Bottenhavet. BDE-47, DDE och dioxiner är tre exempel på farliga ämnen där regleringar och åtgärder varit framgångsrika och lett till lägre halter i fisken över tid. DDE bildas från nedbrytning av diklordifenyltrikloretan (DDT), vilket tidigare användes som bekämpningsmedel men är förbjudet sedan 1970-talet. Kadmium och kvicksilver är exempel på ämnen där halterna i fisken är på liknande nivå som för 40 år sedan trots regleringar och åtgärdsarbete. Åtgärdsarbetet har dock sannolikt bidragit till att undvika att halter av dessa ämnen ökat under samma tidsperiod. PFOS exemplifierar hur utvecklingen kan förändras; en ökande koncentration har följts av en nedåtgående trend när användningen minskat. Dessa trender är exempel på hur halter av farliga ämnen i miljön kan utvecklas i ett längre perspektiv. Halter och tidstrender varierar dock beroende vilken matris som provtagits och var, och över vilken tidsperiod som trender bedöms.

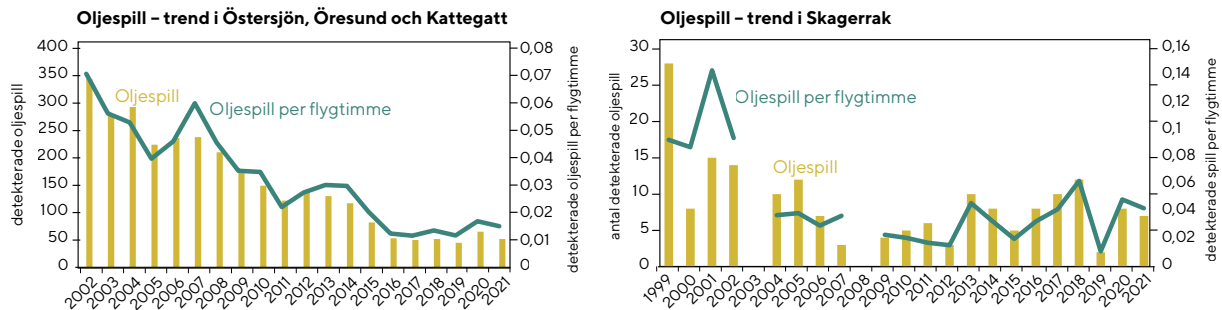
Miljögifter i strömming, Ängskärsklubb i Östersjön



Figur 35. Långa tidstrender (cirka 40 år) av sex olika farliga ämnen i strömming vid Ängskärsklubb. De blå datapunkterna motsvarar geometriska årsmedelvärden. De röda tjocka linjerna visar signifikanta trendlinjer (log-linjära, $p < 0.05$) för hela tidsserien eller de senaste tio åren. Figuren är modifierad från Soerensen & Faxneld 2023a.

Trender i oljespill från sjöfart

Överlag noteras en nedåtgående trend i antalet upptäckta utsläpp av olja från sjöfart sedan början av 2000-talet i både Skagerrak och Östersjön, Öresund och Kattegatt (Figur 36). Under senare år har dock antalet utsläpp planat ut. Sammanlagt observerades 317 oljeutsläpp under perioden 2016–2021 i Östersjön varav 91 % bedöms vara mindre än 0.1 kubikmeter (Helcom 2023m). Som del av Sveriges flygövervakning inom ramen för Bonnavalet rapporterades 47 mineraloljeutsläpp under perioden 2016–2021⁴³. Ett större utsläpp noterades 2018 (cirka 2 kubikmeter) men 90 % av utsläppen bedöms vara mindre än 0.1 kubikmeter.



Figur 36. Trend i antal detekterade oljespill från sjöfart och detekterade oljespill per flygtimme i Östersjön, Öresund och Kattegatt samt Skagerrak. Källa: Helcom 2023m och Bonnavalet 2023.

⁴³ Bonn Agreement Aerial Surveillance Programme. Annual report on aerial surveillance for 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021.

Källor, spridningsvägar och tillförsel av farliga ämnen

Det finns stora luckor i kunskapen om spridningsvägar och tillförsel av farliga ämnen till Västerhavet och Östersjön, och det är endast för ett fåtal ämnen som skattningar över relevansen av olika källor och tillförselvägar är någorlunda komplett. Kunskapsluckorna är över lag stora vad gäller möjliga utsläpp och den totala belastningen av olika ämnen från exempelvis vattenvägar, punktkällor och diffusa källor som deponier, utsläpp via avloppsreningsverk, tätorter, och jordbruk samt sekundära källor⁴⁴ i form av förorenade områden både på land och i vatten. Beräkningar av atmosfärisk deposition sker enbart för ett fåtal ämnen trots att denna spridningsväg troligen är relevant för betydligt fler ämnen. Källfördelningen behöver fortsatt utvecklas och där relevant beakta utsläpp och tillförselvägar på både lokal, regional och global skala, för att kunna utforma effektiva åtgärder. I detta avsnitt sammanfattas vad som idag är känt angående spridningsvägar och tillförsel av olika farliga ämnen till havsmiljön.

Många av de ämnen som ingår i bedömningen av farliga ämnen är idag förbjudna eller har en strikt reglerad produktion och användning, både nationellt, på EU-nivå och globalt. Införandet av regler sträcker sig för vissa ämnen tiotals år tillbaka i tiden. Dagens spridning sker därför ofta från de användningsområden som är undantagna förbud eller reglering samt från sekundära källor. Sekundär spridning är en viktig spridningsväg för flera av de ämnen som inte klarar tröskelvärden i Östersjön och Västerhavet, till exempel tributyltenn, kvicksilver och PBDE. Vissa av ämnena bildas eller sprids också oavsiktligt, exempelvis benso(a)pyren som bland annat bildas vid vedeldning i privatbostäder (Tabell 32).

Utsläpp till luft och vatten

För många av de ämnen som ingår i statusbedömningen är utsläpp via luft och deposition (nedfall) en viktig spridningsväg till svenska marina vatten (Tabell 32). Utsläpp till luft sker både i Sverige och andra länder, i närområdet såväl som på global skala. Beroende på hur långväga ett ämne kan transporteras via atmosfären är utsläpp på olika skalor av olika betydelse för vad som slutligen deponeras i havsmiljön. Exempelvis är källor på global skala av stor relevans för kvicksilver, medan andra ämnen inte sprids lika långväga och för vilka utsläpp i Sverige eller i Sveriges närområde är mer betydelsefulla. Vad gäller atmosfärsdeposition till Östersjön och Kattegatt av olika ämnen uppskattar Helcom exempelvis att tillförsel från närområdet av BDE-99, ett av ämnena som ingår i PBDE bedömningen, främst härrör från luftutsläpp från Tyskland, Polen och Sverige (Gusev m.fl. 2021), benso(a)pyren från Polen, Finland och Ryssland (Gusev m.fl. 2022), och för koppar Tyskland, Danmark och Polen (Ilyin m.fl. 2021). Denna typ av källdata från Helcom saknas i dagsläget för vissa ämnen, men vad gäller utsläpp från Sverige ansvarar Naturvårdsverket för årlig sammanställning av Sveriges utsläpp till luft för en rad miljöfarliga ämnen. För flera ämnen som inte klarar tröskelvärden har en väsentlig minskning av svenska utsläpp till luft skett under de senaste 30 åren. Exempelvis har luftutsläppen av kvicksilver och koppar minskat med cirka 74 respektive 42 % sedan 1990. Mellan 2020 och 2021 ökade dock utsläppen av dessa ämnen med några få procent (Naturvårdsverket 2023). Svenska utsläpp av dioxiner till luft har minskat med drygt 70 % sedan 1990 (Naturvårdsverket 2023). Liknande eller större minskningar av utsläpp till luft sedan 1990-talet har också skett för en rad av de ämnen som ofta klarar tröskelvärden, till exempel benso(a)pyren, kadmium, bly och hexaklorbensin.

Punktutsläpp av metaller till vatten från tillståndspliktiga större reningsverk och industrier sammanställs regelbundet för rapportering till Europas utsläppsregister, och det görs regelbundna utvärderingar av Helcom och Ospar vad gäller belastningar av ett antal utvalda metaller i Östersjön och Nordsjöregionen. Punktutsläpp från pågående verksamheter utgör sammantaget en liten

⁴⁴ platser eller produkter som förorenats eller producerats tidigare varifrån ämnet sprider sig vidare, exempelvis från förorenad mark och sediment eller deponier.

del av tillförseln av metaller till dessa havsområden, men för organiska miljögifter saknas sammanställningar av punktutsläpp. Källor till diffusa utsläpp av metaller och vissa organiska miljögifter i Sverige sammanställdes senast 2012 av SMED. Skogsmark var då den dominerande källan till diffusa utsläpp av metaller (Hansson m.fl. 2012). Information om trender för diffusa utsläpp saknas.

Tabell 32. Noterbara källor till utsläpp och spridningsvägar till Östersjön och Västerhavet för de farliga ämnen som ingår i statusbedömningen.

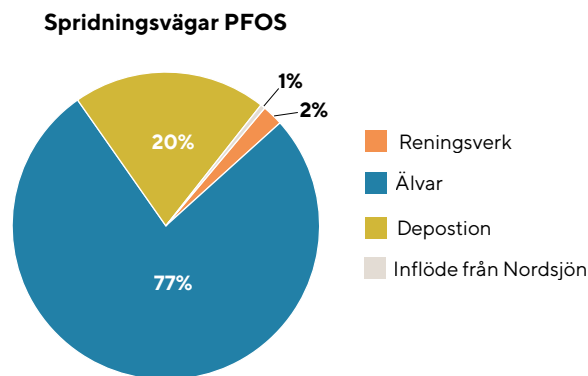
Ämne	Källor till utsläpp	Viktiga spridningsvägar till svenska marina vatten
Antracen, fluorantener och benso(a)pyren (B(a)P)	Bildas oavsiktligt vid förbränning och industriprocesser samt finns i fossila bränslen. I Sverige är vedeldning i bostäder, industrier samt och el- fjärmevärmeproduktion källor till B(a)P i luft. (Naturvårdsverket 2023).	Atmosfärisk deposition och tillförsel från båtar är känd (Gauss m.fl. 2020; Ytreberg m.fl. 2022) men inte betydelse av andra möjliga spridningsvägar.
Dioxiner	Har historiskt bildats som biprodukt i industriella processer, förekommit som förorening i impregneringsmedel för trä, och bildats vid klorblekning (McLachlan & Undeman 2020). I nutid är hus- och bilbränder och förbränning av fast biomassa källorna till utsläpp till luft i Sverige (Naturvårdsverket 2023). Sekundära källor till spridning är t.ex. fiberbankar från historisk trä-, massa- och pappersindustri.	Atmosfärisk deposition dominerar (McLachlan & Undeman 2020).
PBDE	Historisk användning som flamskyddsmedel i bland annat plaster, elektronik och textilier. Nutida källor är främst emissioner från användning av produkter som innehåller PBDE och från deponier och avfallshantering (Undeman & Johansson 2020).	Osäker, men sannolikt dominerar atmosfärisk deposition (Undeman & Johansson 2020).
Hexabromcyklodo-dekan (HBCDD)	Flamskyddsmedel som använts i en rad olika produkter.	Osäker, men sannolikt dominerar atmosfärisk deposition (Helcom 2023n).
Hexaklorbensen (HCB)	Har tidigare använts för bekämpning mot svampangrepp inom jordbruket men bildas även oavsiktligt vid förbränning och i industriprocesser. I Sverige är industrisektorn, el- och fjärrvärmeproduktion och förbränning av avfall källor till HCB i luft (Naturvårdsverket 2023).	Atmosfärisk deposition dominerar (Naturvårdsverket 2009).
Polyklorerade bifenyler (PCB)	Historisk användning exempelvis som komponent i isoleringsolja i transformatorer och kondensatorer samt mjukgörare i fogmassa. Bildas även oavsiktligt vid vissa termiska processer och vid förbränning. I Sverige är stål-, järn- och pelletindustri källor till utsläpp till luft (Naturvårdsverket 2023).	Atmosfärisk deposition dominerar; främst via sekundära källor (MacLachlan & Undeman 2020).
PFOS	Har historiskt använts i en mängd olika typer av produkter, t.ex. brandskum. Får inom EU numer endast användas undantagsvis i metallindustri. Bildas även vid nedbrytning av andra högfluorenerande ämnen (PFAS) och sprids genom användning av produkter. Spridning till havet sker genom utsläpp från reningsverk samt via avrinning från förorenade områden (Johansson & Undeman 2020).	Via älvar (77 %) (Filipovic m.fl. 2013).
Kvicksilver	Historisk användning i termometrar, amalgam, batterier, färger, och inom klor-alkaliindustrin. Nutida svenska utsläpp till luft inkluderar emission från industri, förbränning av fasta biobränslen och vägtrafiksektorn (Naturvårdsverket 2023). Sekundära källor till spridning är t.ex. fiberbankar från historisk trä-, massa- och pappersindustri.	Atmosfärisk deposition (52 %) / via älvar* (46 %) (Helcom 2021).
Kadmium	Tillåts numera endast i specifika produkter, exempelvis i vissa typer av batterier och som pigment i konstnärsfärger. Utsläpp till luft i Sverige inkluderar förbränning av biobränslen och metallproduktion (Naturvårdsverket 2023).	Tillförsel via älvar* (80 %) (Helcom 2021).
Bly	Numera är bilbatterier det största användningsområdet för bly. Andra användningsområden är ackumulatörer, ammunition, glas, kablar, fiskesänken och nycklar (Naturvårdsverket 2023). Spridning till miljön sker från industrier och avfall.	Tillförsel via älvar* (52 %) / Atmosfärisk deposition (47 %) (Helcom 2021)

Ämne	Källor till utsläpp	Viktiga spridningsvägar till svenska marina vatten
Koppar	Används bland annat som värmeledare och i dricksvattenledningar, båtbottnfärger, bekämpningsmedel inom jordbruket och träskyddsmedel. (Naturvårdsverket 2023). I Sverige är bilars bromsbelägg en viktig källa för utsläpp till luft. Utsläpp direkt till havet kommer huvudsakligen från båtbottnfärger.	Tillförsel via älvar* (54 %) / Fartyg (33 %) och fritidsbåtar (4 %) (Ytreberg m.fl. 2022).
Tributyltenn (TBT)	TBT har framför allt använts i båtbottnfärger för att hindra påväxt av organismer på båtskrov. Spridning sker från marinor, hamnar, varvsindustri, farleder och fartyg med kvarvarande TBT färg. TBT har också använts som träskyddsmedel för exempelvis virke vid träindustrier, som konserveringsmedel inom textil- och pappersindustrin, och som stabilisator i mjukplast.	Frisättning från båtar och sediment.
Cesium-137	2015 uppskattades den största källan till Cesium-137 i Östersjön vara kärnkraftshaveriet i Tjernobyli 1986 (79 %) följt av globala kärnvapentest (16 %) (Helcom 2018).	Atmosfärisk deposition dominerar (Helcom 2018).

*Kadmium, koppar, kvicksilver och bly är alla naturlig förekommande och urlakas från mark och tillförs kontinuerligt havsmiljön via vattenvägar.

Spridningsvägar till marina miljöer

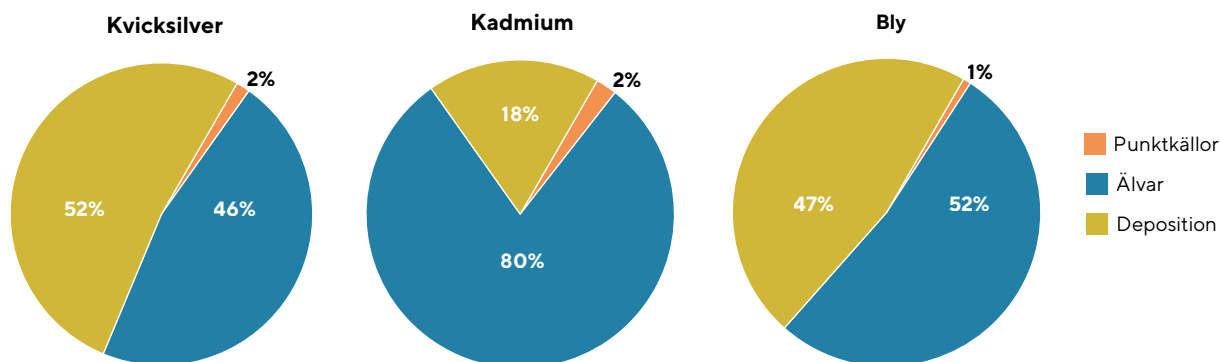
Som framgår av Tabell 32 sprids många av de organiska ämnen som ingår i statusbedömningen till havsmiljön via atmosfärisk deposition. Ett undantag är PFOS som har hög vattenlöslighet och vars spridning till Östersjön uppskattas att domineras av tillförsel via älvar (Figur 37) (Filipovic m.fl. 2013).



Figur 37. Spridningsvägar till Östersjön för PFOS baserat på en massbalans för perfluorerade alkylynsyror, inklusive PFOS, (Filipovic m.fl. 2013).

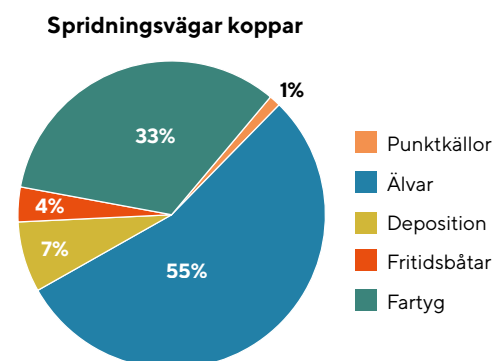
Kadmium, kvicksilver, bly och koppar har också en stor eller övervägande spridning till Östersjön och Kattegatt via älvar (Helcom 2021). Då Sverige har det största avrinningsområdet kring Östersjön är det svenska bidraget till tillförsel av metaller via älvar högt (Helcom 2021). Samtliga dessa ämnen har en mycket liten känd spridning via tillståndspliktiga större pågående verksamheter (Figur 38). Uppskattning av spridning via punktkällor är dock sannolikt underskattad då data endast är tillgängligt för punktkällor med stora utsläpp. Detta gör att belastningen från alla mindre punktsläpp inte ingår trots att summan av dessa kan vara betydande. Även i det Oskar-område där Kattegatt och Skagerrak ingår, "Greater North Sea", är tillförseln via punktkällor lägre än via vattendrag (Oskar 2021).

Spridningsvägar tungmetaller



Figur 38. Spridningsvägar för tillförsel av kadmium, kvicksilver och bly till Östersjön baserat på data som rapporterats till Helcom (Helcom 2021). Kvicksilver och kadmium motsvarar årliga medelvärden 2016–2018, för bly årliga medelvärden 2015–2017. Punktällor avser punktällor med direkt utsläpp till havet.

Källor till utsläpp av koppar är bland annat naturlig vittring av berggrund, gruvor, metallurgi och tätorter. En sammanställning av spridning av koppar till Östersjön och Kattegatt visar att tillförsel via älvar uppgår till cirka 54 % av årlig tillförsel följt av tillförsel via fartyg (33 %) och fritidsbåtar (4 %). Belastningen av koppar från fartyg och fritidsbåtar kommer främst från båtbottnfärger vilket gör koppar till ett av få farliga ämnen där en av de största belastningskällorna är lokaliserad till den marina miljön (Ytreberg m.fl. 2022) (Figur 39).



Figur 39. Spridningsvägar för tillförsel av koppar till Östersjön, Öresund och Kattegatt. Data från Ytreberg m.fl. 2022.

TBT kan spridas till den marina miljön via ytavrinning från land, men den största tillförseln och spridningen sker från områden med marinor, hamnar och farleder genom läckage från båtar med TBT-innehållande färg samt genom frisättning av TBT från sediment (Helcom 2023e). Inom sjöfart utgör utsläpp av farliga ämnen från skrubbevatten idag ett icke oansenligt tillskott av farliga ämnen till svensk havsmiljö (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen 2022; Ytreberg m.fl. 2022).

Trender i tillförsel av farliga ämnen till havsmiljön

För de flesta av de ämnen som inte klarar tröskelvärden ses minskad tillförsel av farliga ämnen till den marina miljön, åtminstone via atmosfärisk deposition eller älvar. Regelbundna modelleringar av tillförsel till Östersjön och Kattegatt via atmosfärisk deposition görs inom det internationellt koordinerade programmet European monitoring and evaluation programme (EMEP). I Ospar-om-

rådet begränsas modelleringen till atmosfärisk deposition av metaller. För de farliga ämnen och ämnesgrupper som inte når tröskelvärden finns exempelvis följande resultat avseende tillförsel till Östersjön och Nordsjön via atmosfärisk deposition:

- Tillförseln av BDE-99, ett av de ämnen som ingår i indikatorn för PBDE, minskade med 91 % under perioden 2000–2019 (Gusev m.fl. 2021). Reduktionstakten har dock avtagit efter 2006. Resultaten är förknippade med osäkerhet då emissioner är baserade på expertbedömningar eftersom det saknas nationell rapportering av utsläpp av PBDE.
- Tillförsel av dioxiner och furaner minskade med 63 % från 1990–2017 (Gauss m.fl. 2020). En stor del av utsläppsminskningarna skedde under den första halvan av denna period för att därefter fortgå i långsammare takt.
- Tillförseln av kvicksilver minskade med 35 % för Östersjön 1990–2018 (Gauss m.fl. 2020). Endast 15 % av antropogen tillförsel av kvicksilver till Östersjön via atmosfärisk deposition bedöms härröra från angränsande länder medan 80 % uppskattas komma från global tillförsel av kvicksilver, där förbränning av kol och olja är en stor källa till luftutsläpp. I Oskar-området ”Greater North Sea region”, där Kattegatt och Skagerrak ingår, minskade tillförseln av kvicksilver med 45 % under 1990–2019 (Ilyin m.fl. 2022) och även i detta område dominerar tillförseln av globala och sekundära källor.
- För koppar uppskattas att tillförsel till Östersjön via deposition minskade med 42 % mellan 1990–2019. Atmosfärisk deposition utgör dock en liten del av tillförseln av koppar till Östersjön.

För flera av de ämnen som klarar tröskelvärden visar modelleringar också en väsentlig minskning i tillförsel till Östersjön och Västerhavet via atmosfärisk deposition sedan 1990.

För tillförsel till havsmiljön via vattenvägar finns bara regelbundna mätningar och sammanställning för metaller, däribland bly, koppar, kadmium och kvicksilver. Enligt den rapportering som görs till Helcom anges en generellt minskande trend i tillförsel av dessa ämnen via svenska älvar, även om stora mellanårsvariationer förekommer (Helcom 2021).

Havs- och vattenmyndigheten har också analyserat trender i tillförsel av farliga ämnen. I en analys av tidstrender med data från Helcom undersöktes tillförsel av kvicksilver, kadmium, och dioxiner till Östersjön och Kattegatt via atmosfärisk deposition. Under perioden 2012–2017 observerades små årliga minskningar i tillförsel via deposition för samtliga ämnen (0,2 – 2,1 % som medelvärden över perioden) men en signifikant nedåtgående trend kunde enbart påvisas för kvicksilver. En motsvarande analys gjordes för tillförsel av kadmium och kvicksilver till Östersjön och Västerhavet via vattenvägar (Havs- och vattenmyndigheten 2020a). Under perioden 1996–2017 påvisades signifikant nedåtgående trender för kadmium och kvicksilver vid cirka 40 % av de analyserade provtagningslokalerna, motsvarande en reducerad belastning från vattenvägar om cirka 2 % årligen för kadmium och 2,6 % för kvicksilver (Havs- och vattenmyndigheten 2020b).

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av farliga ämnen

Tillförlitligheten i bedömningen av halter av farliga ämnen anses i allmänhet som måttlig. Detta beror bland annat på en osäkerhet i om tröskelvärdena representerar den nivå där negativa effekter kan förväntas uppstå samt att den geografiska och temporala provtagningsstäckningen är begränsad.

För PBDE, som överskrider tröskelvärdet i samtliga bedömningsområden, anses tillförlitligheten låg då tröskelvärdet satts med stor säkerhetsmarginal på grund av osäkert dataunderlag. Detta gör att tröskelvärdet kan ligga långt under den nivå där negativa effekter faktiskt uppstår.

I innevarande bedömning klaras tröskelvärden för PFOS i samtliga havsbassänger. Nya tröskelvärden som baseras på ett förbättrat kunskapsunderlag föreslår dock en kraftig sänkning av tröskelvärden⁴⁵, och halterna i Sveriges marina miljö är i denna bedömningsperiod 5 till 230 gånger högre än det föreslagna tröskelvärdet (Soerensen & Faxneld 2023b). PFOS, och andra fluorerade ämnen, utgör därför sannolikt en stor risk för Sveriges marina ekosystem trots att tröskelvärden klaras i denna bedömningsperiod. Dessutom förekommer tusentals andra potentiellt miljöfarliga fluorerade ämnen i miljön.

Representativitet i provtagningsstationer utgör en annan källa till osäkerhet. I denna bedömning ingår data främst från provtagningsstationer som är opåverkade av punktkällor, så kallade referensområden. Dessa områden är inte representativa för föroreningsituationen på lokal skala, till exempel vid kusten där halterna av dessa ämnen kan vara mångdubbelt högre på grund av utsläpp från mänskliga aktiviteter.

Bedömningen görs med avseende på ett förhållandevis litet urval av ämnen jämfört med den belastning av mångfalt fler potentiellt miljöskadliga ämnen som tillförs havsmiljön. Exempelvis läkemedelsrester som släpps ut via avloppsvatten, biocider, eller långlivade organiska ämnen som används i stora volymer i industriprocesser eller som tillsatser i olika material och produkter. Det pågår ett utvecklingsarbete inom EU, Ospar och Helcom som syftar till att identifiera fler ämnen och ämnesgrupper av relevans för havsmiljön, för kommande bedömningar. Detta är ett komplext arbete som behöver genomföras stegvis och samordnat mellan institutioner och länder, och behöver vara harmoniserat mot närliggande regelverk som exempelvis kemikalielagstiftningen och ramdirektivet för vatten.

Utvecklingsbehov föreligger även gällande övervakning och indikatorer som avser påverkan från farliga ämnen i havsmiljön. Detta för att möjliggöra bedömning i fler områden, och/eller täcka in fler ekosystemkomponenter och ekosystemtjänster. Fördelen med att övervaka biologiska effekter är att även möjliga kombinationseffekter från samtidigt förekommande ämnen fångas upp.

Kriterium D8C4, Effekter av akuta föroreningshändelser på arter och livsmiljöer, används inte i bedömningen, men är inte heller ett obligatoriskt kriterium.

Farliga ämnen i fisk och andra marina livsmedel (Deskriptor 9)

Farliga ämnen i havsmiljön kan ge upphov till skadliga effekter på både miljö och människor. Ämnen som är svårnedbrytbara och ackumuleras i näringsväven utgör särskilt hög risk att orsaka skadliga effekter hos människor vid konsumtion av livsmedel från havet.

Miljöstatus för farliga ämnen i livsmedel baseras på en bedömning av sex ämnen som uppmäts i fisk eller blåmussla. Vid bedömningen jämförs uppmätta värden med tröskelvärden som motsvarar EU-gemensamma gränsvärden i kommersiella livsmedel. Överskrids dessa värden får livsmedlen inte saluföras.

God miljöstatus för farliga ämnen i livsmedel uppnås i Västerhavet men inte i Östersjön på grund av förhöjda halter av dioxiner och dioxinlika PCB:er.

Metod för bedömning av miljöstatus för farliga ämnen i livsmedel

Bedömning av miljöstatus baseras på kriterium D9C1 Farliga ämnen i marina livsmedel. Kriteriet har en tillhörande indikator: 9.1A Halter av farliga ämnen i ätliga vävnader av fisk och skaldjur. Sju ämnen eller ämnesgrupper ingår år 2024 i bedömningen som görs för blåmussla och olika

⁴⁵ https://health.ec.europa.eu/publications/scheer-scientific-opinion-draft-environmental-quality-standards-priority-substances-under-water_en

fiskarter (Tabell 33). Vid nästa tillståndsbedömning kommer även PFOS och PFAS i fisk att ingå i bedömningen⁴⁶.

Tabell 33. Ämnen som ingår i bedömning av kriterium D9C1 och de arter och den matris vari de mäts.

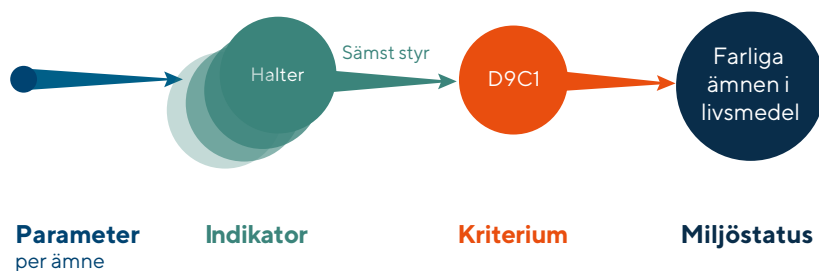
Ämne	Art och matris
Bly (Pb)	blåmussla, muskel av sill, strömming, abborre
Kadmium (Cd)	blåmussla, muskel av sill, strömming, abborre
Kvicksilver (Hg)	blåmussla, muskel av sill, strömming, abborre
Benso(a)pyren (B(a)P)	blåmussla
Summan av dioxiner	muskel, underhudsfett och skinn av sill/strömming, skarpsill, lax och öring
Summan av dioxiner och dioxinlika PCB	muskel, underhudsfett och skinn av sill/strömming, skarpsill, lax och öring
Summan av icke dioxinlika PCB	blåmussla, muskel, underhudsfett och skinn av sill/strömming, skarpsill, lax och öring

Bedömningen görs för bedömningsområdena Östersjön respektive Västerhavet, endast nationell data används. Om flera arter provtas i samma bedömningsområde bedöms varje art för sig och den art som uppvisar sämst status styr utfallet av bedömningen.

God miljöstatus uppnås när tröskelvärdena klaras för samtliga ämnen och för respektive art i respektive bedömningsområde. Då endast en indikator och ett kriterium används i bedömningen uppnås god miljöstatus för farliga ämnen i livsmedel när tröskelvärdet för indikatorn uppnås (Figur 40) (Faktaruta 14).

För dioxiner och dioxinlika PCB:er i fisk från Östersjön baseras bedömningen på Livsmedelsverkets bedömning om risker för folkhälsan vid konsumtion av viltfångad fisk innehållande dessa ämnen. Underlaget till Livsmedelsverkets bedömning kommer från riktad övervakning av dioxiner och PCB i vissa feta fiskarter från Östersjöområdet. För övriga ämnen och för Västerhavet baseras bedömningen på resultaten från den nationella miljöövervakningen av metaller och organiska miljögifter i biota, det vill säga samma underlag som används vid bedömningen under deskriptor 8, indikator 8.1A.

⁴⁶ Den 24 maj 2023 upphörde förordning 1881/2006 att gälla och har ersatts av förordning 2023/915. Den nya förordningen inkluderar gränsvärden i fisk för ett antal perfluorerade alkylsyror (PFOS och PFAS), men dessa är ännu inte inkluderade i indikatorn varför de inte ingår i innevarande bedömningsperiod.



Figur 40. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar och bedömning om god miljöstatus uppnås för halter av farliga ämnen i livsmedel. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Faktaruta 14. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av farliga ämnen i livsmedel

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikator för kriterium D9C1 – Farliga ämnen i marina livsmedel

Bedömningen baseras på indikatorn 9.1A Halter av farliga ämnen i ätliga vävnader av fisk och skaldjur som avser sex ämnen och ämnesgrupper uppmätta i ätbara delar av fisk eller blåmussla.

Tröskelvärdena baseras på de gränsvärden som fastställs i förordning 1881/2006, nu ersatt med (EU) 2023/915, om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel, och som inte får överskridas i kommersiella livsmedel. Tröskelvärdena ska klaras för samtliga ämnen och arter.

Bedömning av miljöstatus för farliga ämnen i livsmedel

God miljöstatus för farliga ämnen i livsmedel uppnås i Västerhavet men inte i Östersjön. Orsaken till att god miljöstatus inte uppnås i Östersjön är förhöjda halter av dioxiner och dioxinlika PCB:er i fisk. Övriga ämnen som ingår i bedömningen klarar de gränsvärden som gäller för kommersiella livsmedel. Resultaten är desamma som föregående bedömningsperiod, både för enskilda ämnen och bedömningen av god miljöstatus (Tabell 34).

Livsmedelsverkets kontroll av fet fisk åren 2014–2020 visade att tre fjärdedelar av proverna av strömming från Bottenhavet och Bottenviken hade halter av dioxiner och dioxinlika PCB som överskred gränsvärdena (Bergkvist 2021). Halterna i sill och strömming från Egentliga Östersjön låg däremot genomgående under gränsvärdena. För proverna från lax 2020 överskreds gränsvärdet i sex av tio prover (Bergkvist 2021). Även om gränsvärdet för dioxiner och dioxinlika PCB inte genomgående överskrids i prover av fet fisk från Östersjön, är Livsmedelsverkets bedömning att halterna är oacceptabelt höga sett till risker för folkhälsan. Livsmedelsverkets kostråd gäller därför lax, öring och sill/strömming från hela Östersjön, och innebär att den som vill bli gravid i framtiden, barn, ungdomar, gravida och ammande inte bör äta dem oftare än högst 2–3 gånger per år. Övriga kan äta dessa fiskar högst en gång i veckan.

För Östersjön tillämpar Sverige för närvarande ett undantag från att nå god miljöstatus för farliga ämnen i livsmedel (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Sverige har också på grund av höga halter av dioxiner fet fisk i Östersjön ett undantag från saluföringsförbud av vissa fiskarter enligt EU-förordning 2023/915⁴⁷. En förutsättning för det svenska undantaget är att Livsmedelsverket informerar om riskerna med fet fisk från Östersjöområdet.

⁴⁷ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/sv/TXT/?uri=CELEX%3A32023R0915>

När god miljöstatus kan nås är svårt att uppskatta då möjligheten påverkas av storleken på nytillförsel av dioxiner och dioxinlika PCB:er till havsmiljön. Över perioden 2006–2018 minskade dock dioxiner och dioxinlika PCB i sill och strömming från Östersjön med 4–8 % årligen (Havs- och vattenmyndigheten 2020c).

Tabell 34. Bedömning om tröskelvärden klaras och god miljöstatus (GES) uppnås för halter farliga ämnen i livsmedel i bedömningsperioden 2016–2021. Rött och symbolen kryss ✕: tröskelvärde för ämnen klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras eller god miljöstatus uppnås- Grått och symbolen streck —: Ej bedömd.

Område	B(a)P	Dioxiner	Dioxiner och dioxinlika PCB	Icke dioxinlika PCB	Pb	Cd	Hg	Bedömning GES 2016–2021	Bedömning GES jämfört med 2011–2016
Västerhavet	✓	—	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Oförändrad
Östersjön	✓	✕	✕	✓	✓	✓	✓	✕	Oförändrad

Källor och spridningsvägar för farliga ämnen i livsmedel

Källor och spridningsvägar för farliga ämnen i livsmedel är de samma som redovisas för samma ämnen i kapitlet om *Farliga ämnen, deskriptor 8*.

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av farliga ämnen i livsmedel

Tillförlitligheten i bedömningen bedöms som måttlig. Det bör poängteras att gränsvärdena inte nödvändigtvis är satta vid en hälsomässig säker nivå utan avsikten är att sätta gränsvärden för att utesluta de allra mest kontaminerade produkterna från marknaden, men att livsmedel ska få fortsätta att produceras och säljas. Provtagningen är också begränsad vad gäller geografisk och temporal täckning, samt vilka fiskar som provtas. Livsmedelsverkets dioxinkontroll av fet fisk från Östersjön är riskbaserad och inriktas på prover som är representativa för vad som konsumeras av människor, och där sannolikheten är hög att gränsvärden överskrids. De övriga resultaten kommer från den nationella miljöövervakningen av metaller och organiska miljögifter i biota, och är inte lika representativa vad gäller att utvärdera risker för folkhälsan vid konsumtion av fisk.

Marint skräp (Deskriptor 10)

Stora skräpföremål, så kallat makroskräp, kan bland annat skada eller döda djur som trasslar in sig i eller äter föremålen, orsaka problem för verksamheter som fiske och sjöfart, och påverkar också människors upplevelse av naturen negativt. Små skräppartiklar, så kallat mikroskräp, är vanligt förekommande i havsmiljön men effekten på olika organismer och ekosystemet är ännu inte fastställt.

Miljöstatus för marint skräp baseras på en bedömning av antalet makroskräp på stränder och makroskräp på havsbotten. För mikroskräp redovisas befintlig information om mikroskräp i svenska marina vatten då det för närvarande saknas bedömningsgrunder.

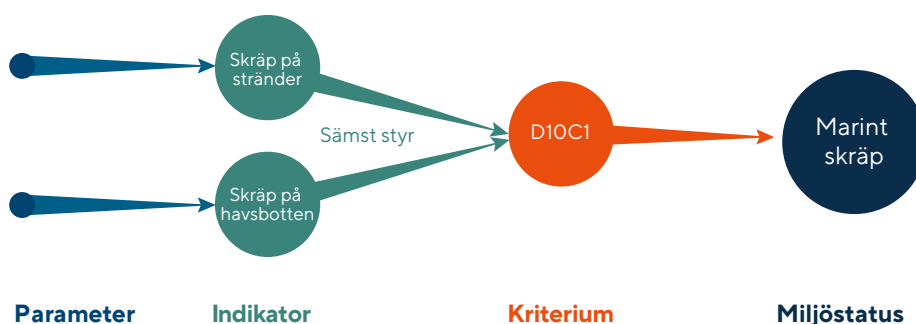
God miljöstatus nås inte i Västerhavet då tröskelvärdena varken klaras för indikatorn marint skräp på stränder eller indikatorn för marint skräp på havsbotten. I Östersjön nås däremot god status för både skräp på stränder och på havsbotten.

Metod för bedömning av miljöstatus för marint skräp

Bedömning av miljöstatus för marint skräp baseras på ett kriterium: D10C1 Skräp på stränder och på havsbotten. Två indikatorer används i bedömningen: 10.1A Mängd skräp på stränder och 10.1B Mängd skräp på havsbotten (Faktaruta 15). För kriteriet D10C2 Mikrokräp presenteras 2024 en beskrivning av befintliga mätningar av mikroplaster då indikatorer saknas.

Metoden har ändrats sedan föregående bedömningsperiod. 2011–2016 gjordes bedömningen per havsbassäng men för innevarande bedömningsperiod görs den för Västerhavet respektive Östersjön. Tröskelvärde för skräp på stränder har också ändrats. Sedan senaste bedömningsperioden har EU-länderna enats om ett kvantitativt tröskelvärde.

God miljöstatus för D10C1 nås när tröskelvärde för båda indikatorerna klaras i respektive bedömningsområde under bedömningsperioden (Figur 41). Då endast ett kriterium används är resultatet desamma för kriterium D10C1 som för miljöstatus.



Figur 41. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar och indikatorer för att bedöma om god miljöstatus uppnås för marint skräp. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Metoderna för mätningar av skräp på stränder skiljer sig något mellan Skagerrak (Ospar-metoden) och Kattegatt och Östersjön (Marlin-metoden). Från och med år 2023 kategoriseras skräpet på samma sätt inom de båda metoderna utifrån den lista som tagits fram inom EU men urvalet av stränder är olika. De åtta stränderna längs Skagerrak är utpekade referensstränder inom Oskar, och är utvalda för att spegla hur mycket skräp som spolas upp från havet då dessa stränder inte påverkas av strandbesökare i någon högre grad. Stränderna vid Kattegatt och Östersjön är utvalda för att undersöka såväl stadsnära stränder med besökare som oexploaterade stränder (rurala) med huvudsaklig tillförsel av skräp från havet. Vilka stränder som valts ut beror på hur kraven i de respektive övervakningsmetoderna ser ut. Bedömningen av miljöstatus görs dock på samma sätt på samtliga stränder eftersom tröskelvärde är detsamma i både Västerhavet och Östersjön. För skräp på havsbotten sker den svenska provtagningen enligt ICES manualer, vilka även används inom Helcom och Oskar. Bedömningen av skräp på havsbotten baseras på data från svenska marina vatten.

Faktaruta 15. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av marint skräp

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikatorer för kriterium D10C1 – Skräp på stränder och på havsbotten

Bedömningen baseras på två indikatorer: 10.1A Mängd skräp på stränder, och 10.1B Mängd skräp på havsbotten. Båda indikatorerna avser makroskräp. I bedömningen av makroskräp ingår skräp som är >2,5 centimeter. Storleken på skräp på havsbotten avgränsas av den trål som används vid insamlingen.

Indikatorn skräp på stränder baseras på mätningar där alla föremål längs en 100 meter lång strandsträcka samlas in och räknas. Insamlingarna sker tre gånger per år på referensstränder i både Västerhavet och Östersjön och sammanställs som ett medianvärde för det totala antalet skräp per 100 meter strand per bedömningsområde. Skräpet delas in i olika kategorier exempelvis plast, gummi, metall, livsmedelsavfall. EU har enats om ett gemensamt tröskelvärde för strandskräp, som är 20 skräpföremål per 100 meter strand.

Indikatorn skräp på havsbotten baseras på antal skräpobjekt som samlas in vid bottenrålning under beståndsuppskattning av fisk i Östersjön respektive Västerhavet. Bottniska viken omfattas inte av indikatorn då lämplig metod för insamling av data saknas för detta område. För bedömning av status beräknas trender under bedömningsperioden för totala mängden skräp. Tröskelvärdet innebär att trenden för antal skräpföremål ska minska under den sexåriga bedömningsperioden. Analyser av trender baseras på statistiska modeller.

Bedömning av miljöstatus för marint skräp

I Östersjön nås god miljöstatus då både indikatorn för marint skräp på stränder och på havsbotten klarar tröskelvärdena. Däremot uppnås inte god miljöstatus i Västerhavet då tröskelvärdena varken klaras för skräp på stränder eller på havsbotten (Tabell 35).

För Västerhavet tillämpar Sverige ett undantag från att nå god miljöstatus enligt 29 § havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Undantaget motiveras både av att Sverige inte själv ansvarar för de åtgärder som skulle behöva vidtas och av att naturliga förhållanden inte tillåter en snar förbättring eftersom stora mängder skräp redan finns i havsmiljön samt tillkommer med havsströmmar från Nordsjön (Jutska strömmen). Baserat på modellberäkningar för minskning av skräp uppskattas att tröskelvärdet för strandskräp kan klaras omkring 2050 (Havs- och vattenmyndigheten 2021).

Tabell 35. Bedömning om tröskelvärden för indikatorerna 10.1A och 10.1B klaras och god miljöstatus (GES) nås för marint skräp i bedömningsperioden 2016–2021. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärdet klaras eller god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärdet klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Då metoden ändrats görs inte någon jämförelse med tillståndet vid föregående bedömningsperiod (2011–2016).

Område	10.1A Mängd skräp på stränder	10.1B Mängd skräp på havsbotten	Bedömning GES 2016–2021
Västerhavet	✗	✗	✗
Östersjön	✓	✓	✓

Mikroskräp

För mikroskräp har Sverige ännu inte några utvecklade indikatorer eller tröskelvärden och inte heller en definition av god miljöstatus. Därför finns endast en kvalitativ beskrivning av delar av de resultat som hittills finns för svenska vatten.

Övervakning av mikroskräp på nationell nivå utfördes första gången 2020 samordnat med övervakningsprogrammet för farliga ämnen i sediment. Mikroskräpspartiklar analyserades där i storlekarna 100–300 mikrometer från ytsediment (0–2 cm djup) från 16 utsjöstationer. De preliminära resultaten indikerar att de högsta koncentrationerna av mikroplaster förekommer i Egentliga Östersjön. I övrigt syns en spridning i resultat både geografiskt och i relation till provtagningsdjup (preliminära resultat, Göteborgs Universitet). Resultat finns även från ett fåtal andra studier, bland annat fallstudier från Byfjorden utanför Uddevalla där partiklar större än 50 mikrometer analyserades i ytsediment (0–2 cm djup). Dessa resultat indikerar att mikroplastpartiklar från däck- och vägslitage är främst koncentrerade runt tätorten medan andra typer av mikroplastpartiklar även återfinns längre ut i fjorden (Mattsson m.fl. 2023).

Trender för marint skräp 2013–2021

Över perioden 2013–2021 visar trendanalyser av totala antalet skräpobjekt på stränder på ökande mängder i både Västerhavet och Östersjön. Förändringar i Östersjön är dock inte signifikanta.

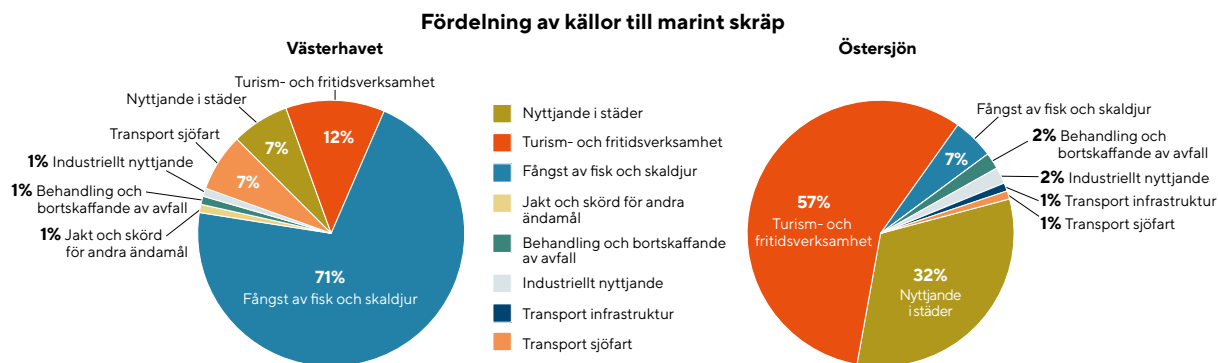
För skräp på havsbotten har också trenden över perioden 2013–2021 analyserats. För Västerhavet ses en ökande trend av skräp på havsbotten under tidsperioden. I Östersjön har totala antalet skräpobjekt minskat i perioden men för den specifika skräpkategorin engångsplast har antalet skräpobjekt ökat.

Källor till marint skräp

Skräp tillförs havet både direkt via verksamheter i kust och utsjö och indirekt via högvatten, vattendrag eller med luften. I havet kan sedan skräp transporteras långa sträckor med strömmar och slutligen hamna på bottnar och i sediment eller samlas på stränder. Nästan alla mänskliga aktiviteter för med sig nedskräpning som kan nå havet.

För marint skräp på stränder har de mest troliga källorna till skräpet identifierats för perioden 2016–2021. Resultaten visar väsentliga skillnader i ursprung till skräp på stränder mellan Västerhavet och Östersjön (Figur 42). I Västerhavet utgör fiskeverksamhet, yrkesmässig eller fritidsfiske, den i särklass största källan till skräpet på stränder följt av turism och fritidsverksamhet samt sjöfart. Materialet från fiskeverksamhet domineras av linor och snören. I Östersjön utgör turism och fritidsverksamhet den största källan följt av nyttjande i städer och fiskeverksamhet. I kategorin nyttjande i städer ingår bland annat snabbmatsbehållare, godis- och glasspapper, engångstallriker och fimpas. En anledning till skillnaden mellan de dominerande skräpobjekten i Västerhavet och Östersjön är urvalet av stränder där mätningar utförs. Stränderna som mäts i Västerhavet har få besökare och skräpobjekten kommer främst från havet. I Östersjön och Kattegatt ingår både mätningar på stadsnära och oexploaterade stränder och därmed återfinns mer landbaserat skräp och skräp som lämnats direkt på stranden. Anledningen till metodskillnaden är att kraven skiljer sig åt i de övervakningsmetoder som härrör från Ospar respektive Helcom.

Västerhavet och framför allt Bohuskusten påverkas i stor utsträckning av extern tillförsel av marint skräp, eftersom skräp från hela Nordsjön driver med strömmar till Skagerrak. Av det skräp som återfinns på stränderna uppskattas cirka 80 % komma från andra länder. I underlaget till den EU-gemensamma rekommendationen om tröskelvärden för skräp på stränder konstateras att den svenska delen av Västerhavet hör till de allra mest belastade områdena inom EU (van Loon m.fl. 2020).



Figur 42. Verksamhetens bidrag till makroskräp på stränder för perioden 2016–2021. Analysen baseras på data från de åtta stränder i respektive havsområde där miljöövervakning genomförs. Det skräp som samlats in har kategoriserats till en eller flera verksamheter enligt Bilaga III, Tabell 2 havsmiljödirektivet (2008/56/EG). Vissa skräptyper har uteslutits från analysen på grund av okänt ursprung, till exempel små skräpfragment, pellets och kemikalier. Källa: Håll Sverige Rent.

För skräp på havsbotten i Östersjön såväl som i Västerhavet bedöms turism och fritidsverksamhet, kommersiellt fiske och fritidsfiske, sjöfart och avfallshantering vara de verksamheter som bidrar mest (Tabell 36). Tillförlitligheten i bedömningen är dock låg då cirka en tredjedel av objekten har okänd källa och även när objekten kan hänföras till en verksamhet till havs så kan exempelvis tampar komma från många olika marina verksamheter. Den vanligaste kategorin av skräpobjekt i Västerhavet är syntetiskt rep och i Östersjön plastfilm, exempelvis plastemballage från industri och handel.

Tabell 36. Verksamhetens bidrag till makroskräp på havsbotten i Östersjön och Västerhavet. Resultaten baseras på kvalitativ expertbedömning med stöd av data från bottenräkning 2020–2022 som insamlas vid beståndsuppskattning av fisk i Östersjön och Västerhavet. Skräpobjekten har kategoriserats till de verksamheter som är den mest troliga källan enligt havsmiljödirektivet (2008/56/EG, Bilaga III, Tabell 2). I både Östersjön och Västerhavet är en stor andel skräpobjekt från helt okänd källa (26 % resp. 32 %) och därmed kan det finnas ytterligare verksamheter som inte nämns i tabellen som kan bidra till marint skräp på havsbotten. Indikativ kategorisering: Låg: verksamheten bidrar i någon mån, Måttlig: verksamheten bidrar till belastningen. Vissa skräptyper har uteslutits från analysen t.ex. i Östersjön där nästan 60 % av alla skräpobjekt utgörs av slagg som uppkom vid koleldning i ångbåtar.

Verksamhet	Uppskattat bidrag från verksamheten
Nyttjande i städer	Måttlig
Turism- och fritidsverksamhet	Måttlig
Fångst av fisk och skaldjur (yrkes- och fritidsfiske)	Måttlig
Behandling och bortskaffande av avfall	Måttlig
Industriellt nyttjande	Låg
Transport sjöfart	Måttlig
Transport på land	Låg
Vattenbruk till havs, inbegripet infrastruktur	Låg
Jordbruk	Låg

Källor till mikrokräp inkluderar spill från industrier, fibrer från textiltvätt, färgrester, material från konstgräsplaner, partiklar från däck- och vägslitage via dagvatten och reningsverk och ett stort antal övriga källor (Magnusson m.fl. 2016). Direktillförsel till havsmiljön sker exempelvis genom flagande båtfärg samt nötning av rep och fiskeredskap, som på sikt bryts ned till mikrokräp.

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av marint skräp

Metoden för att samla in och beräkna antal skräp per hundra meter är väl etablerad och bedöms ha hög tillförlitlighet. En osäkerhet som kan påverka resultaten är att allmänheten ibland gör städinsatser även på referensstränderna. Förekomsten av skräp kan också vara känslig för bland annat extrema väderförhållanden och för enstaka slumpmässiga händelser, exempelvis att ett fartyg tappar en del av sin last i närheten av stranden.

Tillförlitlighet i metoden för att uppskatta trender för skräp på havsbotten bedöms också vara hög då resultaten av den modell som används för trendanalysen visar god samstämmighet med mätdata. Avsaknad av standardiserad datainsamling innan år 2018 kan dock ha en effekt på framför allt analys av den långsiktiga trenden. Korta tidsserier och variabla data bidrar också till osäkerhet i bedömningen och svårigheter att få signifikanta resultat. Tillförlitligheten i bedömning av god miljöstatus för skräp på havsbotten bedöms därför vara måttlig.

Det bör nämnas att det finns flera begränsningar med metoden för att övervaka skräp på havsbotten, inte minst eftersom undersökningarna enbart genomförs på en väldigt liten del av havsbottens yta och för att de genomförs på djupt hav och inte i områden där man kan förvänta sig att de största mängderna skräp ansamlas, som till exempel i hamnar. Indikatorn bör därför ses som en indikation på hur mycket skräp som finns i havet snarare än ett mått på faktiska mängder.

Av ovan nämnda skäl diskuterar EU:s expertgrupp för marint skräp att införa ett tröskelvärde som kombinerar ett trendbaserat värde för tråldata samt ett kvantitativt värde för data som samlats in med visuella metoder, som t.ex. med foto eller film. En möjlig utveckling av miljöövervakningen är alltså att komplettera tråldata med att filma havsbotten i vissa områden för att på så sätt få en bättre bild av havsmiljöns status vad gäller havsbottenskräp.

Gällande mikrokräp, som är ett obligatoriskt kriterium (D1C2), deltar Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten med experter i internationella expertgrupper och forskningsprojekt för att utveckla internationellt gemensamma standarder för provtagning och analys av mikrokräp. I det arbetet ingår även att ta fram indikatorer med tröskelvärden för att kunna bedöma status.

Inom ramen för kriterium D10C1 övervakar Sverige enbart skräp på stränder och på havsbotten och inte i ytskiktet. Deskriptor 10 har även två andra kriterier som inte används i den svenska bedömningen: D10C3 Skräp som förtärs av djur och D10C4 Effekter av skräp på arter. Dessa kriterier är inte obligatoriska och i nuläget finns ingen sådan övervakning i Sverige.

Undervattensljud (Deskriptor 11)

De ljud som människan genererar har ökat de senaste hundra åren och antas fortsätta öka i framtiden tillsammans med ökat nyttjande av havet. Undervattensbuller är oönskade, ofta mänskligt genererade ljud, som kan orsaka negativ påverkan på de marina djur som är beroende av hörseln för att till exempel söka föda, hitta varandra eller kommunicera.

Miljöstatus för undervattensljud baseras på en bedömning av två typer av buller i vatten som har sitt ursprung i mänskliga verksamheter 1) impulsivt buller som exempelvis orsakas vid konstruktionsarbeten och undervattensexlosioner, och 2) kontinuerligt lågfrekvent buller som exempelvis orsakas av sjöfart.

God miljöstatus nås för impulsivt undervattensbuller i Skagerrak, Kattegatt, Bottenhavet, Norra Kvarken och Bottenviken. God miljöstatus för kontinuerligt undervattensbuller nås endast i Östersjöns nordligaste havsbassänger; Bottenhavet, Norra Kvarken och Bottenviken.

Metod för bedömning av miljöstatus för undervattensljud

Bedömning av miljöstatus för undervattensljud baseras på två kriterier: D11C1 Impulsivt ljud i vatten från mänsklig verksamhet och D11C2 Kontinuerliga lågfrekventa ljud i vatten från mänsklig verksamhet. Bedömningen av impulsiva ljud baseras på en indikator: 11.1A Förekomst och effekt av impulsivt undervattensljud, och omfattar åren 2018–2021. Bedömningen av kontinuerliga ljud baseras på en indikator: 11.2A Effekt av kontinuerligt lågfrekvent undervattensljud (Faktaruta 16). Bedömningen av kontinuerligt ljud baseras enbart på data från 2018. Bedömningsområdet är havsbassänger.

God miljöstatus definieras av att den tidsmässiga och rumsliga utbredningen av ljudnivåer, vilka potentiellt kan orsaka beteendeförändring hos ljudkänsliga arter, inte överskrids i respektive bedömningsområde (Faktaruta 16). För att god status för kriterierna ska uppnås ska tröskelvärden för samtliga arter som ingår i bedömningen klaras. Då kriterierna reflekterar påverkan från olika belastningar och aktiviteter sker ingen integrering mellan kriterierna och god miljöstatus bedöms separat för impulsivt och kontinuerligt ljud (Figur 43).

Bedömningen baseras på indikatorer som utvecklats i Helcom. Dessa har så kallad "pre-core status", vilket betyder att de är välutvecklade men ännu inte överenskomna som gemensamma indikatorer. Bedömningsmetoden är en variation på den som Helcom använder. För D11C1 används i Helcom hela Östersjön, inklusive Kattegatt, som ett bedömningsområde. För D11C2 använder Helcom bara ett tröskelvärde för påverkan på fisk (se Faktaruta 16). I Sverige baseras bedömningen för D11C1 och D11C2 dessutom huvudsakligen på data från svenska delar av havsbassängerna. Resultaten av bedömningarna av undervattensljud i svenska marina vatten skiljer sig därför från de resultat som presenteras i Helcom. Samma metoder som för Helcom-området har tillämpats för bedömning av miljötillståndet i Skagerrak.

Faktaruta 16. Överblick av de parametrar och indikatorer som ingår i bedömningen av undervattensljud

Indikatorer och tröskelvärden finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18, mer information finns också i indikatorfaktablad www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

Indikator för kriterium D11C1 Impulsivt ljud

Bedömningen baseras på en indikator: 11.1A, Förekomst och effekt av impulsivt undervattensljud. Indikatorn bygger på två typer av information: frivilligt rapporterad förekomst av aktiviteter som leder till impulsivt buller samt information om utbredning av ljudkänsliga arter och deras livsmiljöer. I Sverige används marina däggdjur (säl- och tumlare) som indikatorarter.

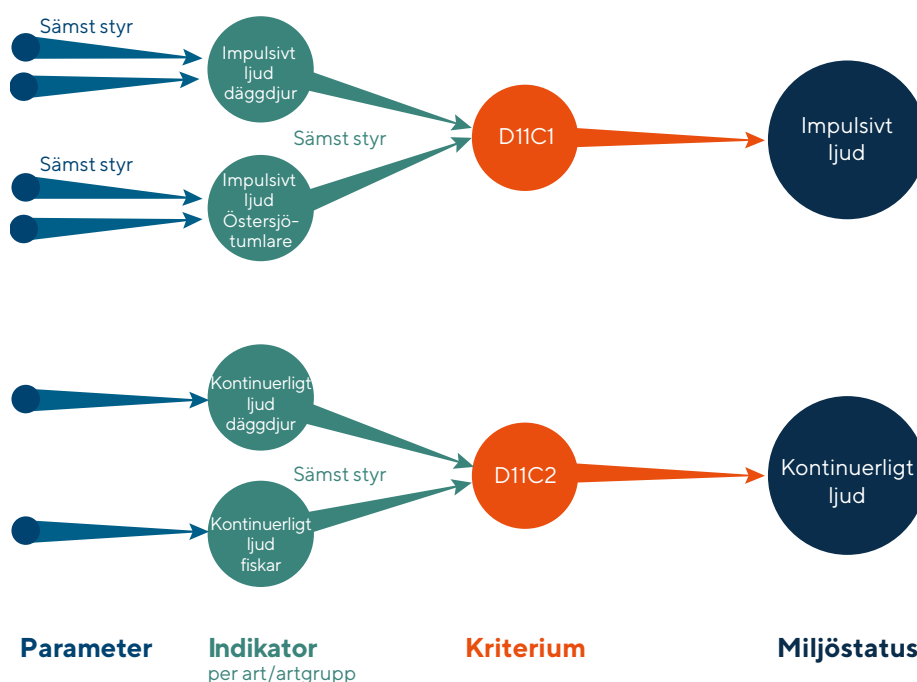
Impulsivt buller avser frekvensintervallet 10 Hz till 10 kHz och orsakas till exempel av seismiska undersökningar, pålningsarbete, explosioner, sonarer, och säl- och tumlarskrämmor. För varje enskild aktivitet anges ett effektområde (en radie) inom vilket det impulsiva bullret anses överstiga en nivå som kan orsaka beteendeförändringar hos ljudkänsliga arter. Bedömning av miljöstatus görs i de havsbassänger som har känd förekomst av säl- eller tumlare.

Tröskelvärdet för respektive parameter uttrycks som maximal andel påverkad yta per bedömningsområde under korta tidsperioder (dagar) samt under långa tidsperioder (år). Tröskelvärdet ska klaras för både korta och långa tidsperioder. Den art som är känsligast för ljud styr utfallet av bedömningen. Ett striktare tröskelvärde tillämpas för den kritiskt hotade Östersjötumlarens utbredningsområde.

Indikator för kriterium D11C2 Kontinuerligt ljud

Bedömningen baseras på en indikator: 11.2A Effekt av kontinuerligt lågfrekvent undervattensljud. Indikatorn avser buller som tillförs av mänskliga verksamheter och som kallas "överskottsljud" då det adderas till den naturliga ljudbilden som skapas av vind och vågor. Bedömningen av överskottsbuller baseras på information om fartygstrafik och modellering av ljudets utbredning i havet. De resulterande ljudkartorna verifieras med hjälp av data från miljöövervakning.

Överskottsbullret jämförs med en ljudnivå som kan leda till maskeringseffekter för djurlivet. I de flesta svenska havsbassänger beaktas två ljudnivåer i bedömningen: en nivå där fiskars kommunikationsmöjligheter påverkas (i frekvensband 125 Hz) och en nivå där maskering av marina däggdjurs kommunikation uppstår (främst sälar, då i frekvensband 500 Hz). I områden där torsklek kan förekomma är den nivå som bedöms orsaka kommunikationsstörning för fisk lägre än i övriga områden. Tröskelvärde uttrycks som den yta av havsbassängen som i genomsnitt får överstiga dessa ljudnivåer varje enskild månad under bedömningsperioden. Alla månader behöver klara tröskelvärdet under ett år, och alla år i bedömningsperioden behöver klara tröskelvärdet. Tröskelvärdena för både fisk och däggdjur måste klaras för att god status ska nås för kriterium D11C2.



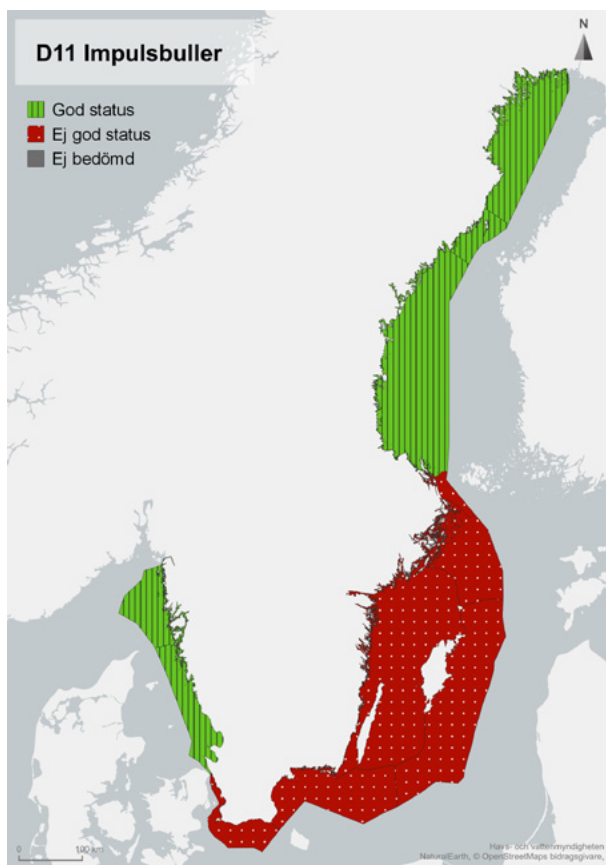
Figur 43. Illustration av metod för sammanvägning av parametrar och indikatorer för att bedöma om god miljöstatus uppnås för undervattensbuller. Metoden anges i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18.

Bedömning av miljöstatus för impulsiva ljud

God miljöstatus nås för impulsiva undervattensljud i Skagerrak, Kattegatt, Bottenhavet, Norra Kvarken och Bottenviken (Tabell 37, Figur 44). Geografiska skillnader i bedömningsresultat kan bero på brister i dataunderlaget (se avsnitt om *Tillförlitlighet och utvecklingsbehov*). Då bedömningen baseras på andelen av bassängens yta som påverkas är dock mindre bassänger mer känsliga för enskilda aktiviteter. Beroende på hur bullrande aktiviteter planeras och genomförs för att minimera påverkan kan miljöstatus för samtliga havsbassänger komma att förändras.

Tabell 37. Bedömning om tröskelvärden för indikatorn 11.1A klaras för impulsivt undervattensljud och om god miljöstatus (GES) nås i bedömningsperioden 2016–2021. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärden klaras eller god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärden klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Ingen bedömning av indikatorn och god miljöstatus genomfördes vid den föregående bedömningsperioden (2011–2016).

Område	11.1A Impulsiva undervattensljud, marina däggdjur	Bedömning GES 2016–2021
Bottenviken	✓	✓
N Kvarken	✓	✓
Bottenhavet	✓	✓
Ålands hav	✗	✗
N Gotlandshavet	✗	✗
V Gotlandshavet	✗	✗
Ö Gotlandshavet	✗	✗
Bornholmshavet och Hanöbukten	✗	✗
Arkonahavet och S Öresund	✗	✗
Öresund	✗	✗
Kattegatt	✓	✓
Skagerrak	✓	✓



Figur 44. Resultat av bedömning om god miljöstatus nås för impulsiva undervattensljud, under deskriptor 11.

Bedömning av miljöstatus för kontinuerliga ljud

God miljöstatus för kontinuerligt undervattensljud nås endast i Bottenhavet, Norra Kvarken och Bottenviken (Tabell 38, Figur 45). I de havsbassänger där god miljöstatus inte nås är det framför allt bedömningen av påverkan på fiskar gör att tröskelvärde för indikatorn inte klaras.

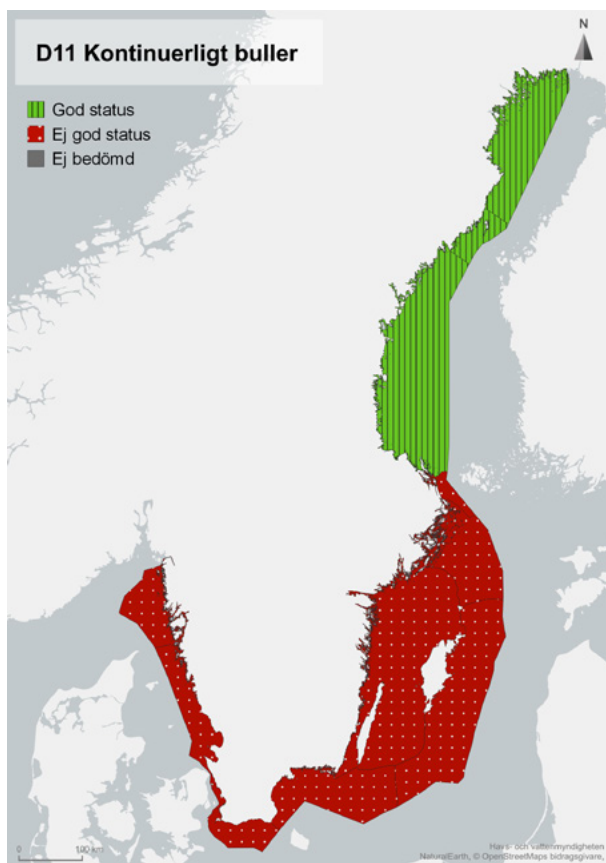
God miljöstatus nås endast i de tre havsbassängerna i Bottniska viken vilka har mindre intensiv sjöfart än övriga havsbassänger. I svenska marina vatten är sjöfart den dominerande belastningen och den belastning som representeras i modelleringen för bedömningen. Övriga belastningar som potentiellt påverkar ljudbilden är fritidsbåtar och eventuellt en havsbaserad vindpark utanför Malmö.

Belastningen från sjöfart förväntas inte förändras på ett betydande sätt under kommande sex-årsperiod. Den Internationella sjöfartsorganisationen (International Maritime Organization, IMO) har 2023 beslutat att sprida en uppdaterad, frivillig vägledning⁴⁸ för att minska buller från sjöfart.

Tabell 38. Bedömning om tröskelvärde för indikatorn 11.2A klaras för däggdjur respektive fiskar och om god miljöstatus (GES) nås för kontinuerligt undervattensljud i bedömningsperioden 2016–2021. Grönt och symbolen bock ✓: tröskelvärde klaras eller god miljöstatus uppnås. Rött och symbolen kryss ✗: tröskelvärde klaras inte eller god miljöstatus uppnås inte. Ingen bedömning av indikatorn och god miljöstatus genomfördes vid den föregående bedömningsperioden (2011–2016).

Område	11.2A Kontinuerligt lågfrekventa ljud, däggdjur	11.2A Kontinuerligt lågfrekventa ljud, fiskar	Bedömning GES 2016–2021
Bottenviken	✓	✓	✓
N Kvarken	✓	✓	✓
Bottenhavet	✓	✓	✓
Ålands hav	✓	✓	✗
N Gotlandshavet	✓	✗	✗
V Gotlandshavet	✓	✗	✗
Ö Gotlandshavet	✓	✗	✗
Bornholmshavet och Hanöbukten	✓	✗	✗
Arkonahavet och S Öresund	✗	✗	✗
Öresund	✓	✗	✗
Kattegatt	✓	✗	✗
Skagerrak	✓	✗	✗

⁴⁸ MEPC.1/Circ.906: [https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/Documents/MEPC.1-Circ.906%20-%20Revised%20Guidelines%20For%20The%20Reduction%20Of%20Underwater%20Radiated%20NoiseFrom%20Shipping%20To%20Address...%20\(Secretariat\).pdf](https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/Documents/MEPC.1-Circ.906%20-%20Revised%20Guidelines%20For%20The%20Reduction%20Of%20Underwater%20Radiated%20NoiseFrom%20Shipping%20To%20Address...%20(Secretariat).pdf)



Figur 45. Resultat av bedömning om god miljöstatus nås för kontinuerligt buller, under deskriptor 11.

Trender för undervattensbuller

Trender har inte analyserats då det är första gången indikatorerna för undervattensbuller tillämpas.

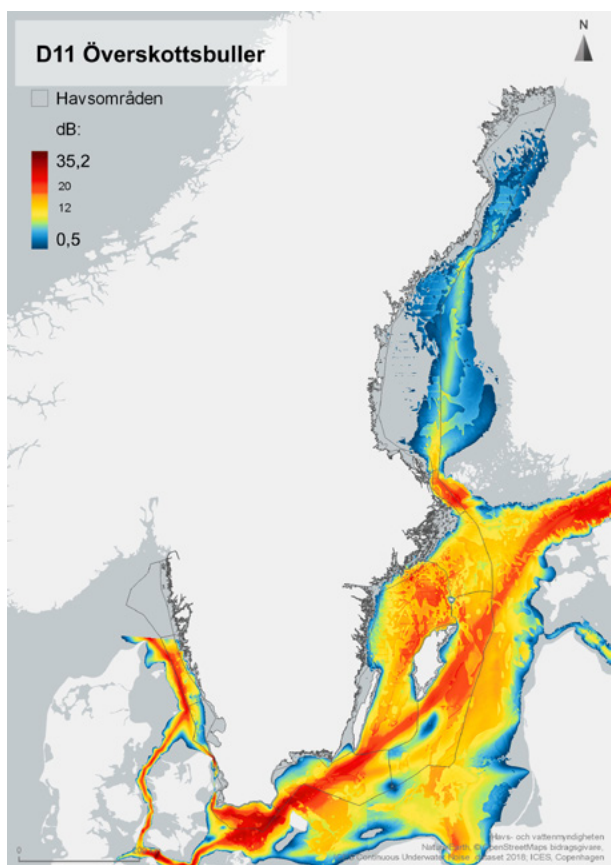
Källor till undervattensbuller

Ett flertal aktiviteter genererar ljud som faller inom kriteriet D11C1 för impulsiva ljud (frekvensintervallet 10 Hz till 10 kHz). Dessa inkluderar undervattensexlosioner, konstruktionsarbeten, bottenkartering med trycksluftskanoner (seismik), sonar och ekolod som används vid militär aktivitet och geologisk kartläggning av botten och sediment, samt akustiska skrämmor för sälar som används inom yrkesfisket (Tabell 39). Möjlig påverkan från dessa aktiviteter är inte jämförbar men samtliga förekommer sporadiskt i svenska havsområden.

Kontinuerliga ljudkällor, inom kriteriet D11C2, orsakas främst av fartygstrafik och industriella aktiviteter, exempelvis drift av havsbaserad vindkraft. Av dessa är fartygbuller vanligast och mest utbrett. Högst ljudnivå råder nära de stora farlederna. Då kontinuerliga lågfrekventa ljud främst kommer från fartyg och sjöfarten är utbredd, bedöms undervattensbuller vara en vitt spridd belastning som ökar i takt med ökad sjöfart. Figur 46 visar överskottsbuller som ingår i bedömningen av indikator 11.2A inom Helcom-området och farlederna framträder tydligt i rött.

Tabell 39. Verksamheters bidrag till undervattensbuller i Östersjön och Västerhavet, Baseras på en kvalitativ expertbedömning. Bedömningen har utgått från de verksamheter som listas i havsmiljödirektivets Bilaga III, Tabell 2 (2008/56/EG). Inom parentes anges den mer specifika verksamhet som bidrar till undervattensbuller. Indikativ kategorisering: verksamheten bedöms inte bidra, Låg; verksamheten bidrar i någon mån, Måttlig; verksamheten bidrar till belastningen, Hög; verksamheten bidrar i hög utsträckning.

Verksamhet	Impulsivt ljud	Kontinuerligt ljud
Förnybar energi (vindkraft, vattenkraft och tidvattenkraft), inbegripet infrastruktur*	Måttlig (vid planering och konstruktion)	Låg (vindkraft, drift & servicetrafik)
Fångst av fisk och skaldjur (yrkesmässigt)	Låg (sälskrämmor)	Måttlig (fartygstrafik)
Transport – sjöfart	-	Hög (fartygstrafik)
Turism- och fritidsinfrastruktur	-	Låg (båttrafik)
Turism- och fritidsverksamhet	-	Låg (båttrafik)
Militära insatser	Måttlig (ammunition)	-
Forsknings-, undersökning- och utbildningsverksamhet	Måttlig (seismiska undersökningar)	-



Figur 46. Årligt medianvärde av överskottsbuller (dB) i hela vattenpelaren för 125 Hz frekvensband. Används som indata i bedömning av indikator 11.2A under deskriptor 11 (D11). Källa: ICES Continuous Underwater Noise dataset 2018; ICES, Copenhagen.

Tillförlitlighet och utvecklingsbehov i bedömningen av undervattensbuller

Tillförlitligheten i bedömning av impulsivt buller bedöms som låg då den bygger på frivillig rapportering som har kända brister. Bullerregistret är sannolikt ofullständigt vilket kan resultera i underskattning av effekter. Samtidigt är den rapportering som görs inexact vilket kan leda till överskattning. Till exempel kan aktiviteter anges pågå under längre perioder trots att de sannolikt inte genomförts under samtliga dagar de rapporterats. Ytterligare en källa till osäkerhet är de effektområden som tillämpas för de bulleralstrande verksamheterna. Idag används också havsbassänger som minsta enhet för förekomst arter vilket är en oprecis uppskattning av arternas utbredning. Kunskap om både effektområden och utbredning av arter och livsmiljöer behöver förbättras för att öka tillförlitligheten i bedömningen.

Tillförlitligheten i bedömning av kontinuerligt buller bedöms som måttlig. Då bedömningen baseras på modellering är den rumsliga täckningen god. Dock finns osäkerhet om hur mycket enskilda fartyg bullrar. Likaså är hydrografiska förhållanden och havsbottnens geologi, som båda påverkar hur buller sprids i havet, sannolikt inte helt korrekt representerade. Tröskelvärdena för påverkan på olika fiskarters kommunikationsförmåga bygger också på antaganden och behöver verifieras.

Kumulativ påverkan

Marina organismer och livsmiljöer är sällan påverkade av enbart en enstaka belastning. Som beskrivs i tidigare avsnitt påverkar olika typer av belastningar havet i olika utsträckning och på olika sätt, men flera förekommer samtidigt, särskilt nära kusten eller vid fartygsleder. Samtidigt förekommande belastningar kan ge upphov till en kumulativ effekt som är större än påverkan av varje enskild belastning. I de fall där en livsmiljö eller djurart påverkas av flera belastningar är det fullt möjligt att kumulativa effekter förhindrar att god miljöstatus nås, även om enskilda belastningar är måttliga. För vissa kombinationer belastningar kan den kumulativa effekten möjligen även vara synergistisk, det vill säga att en typ av belastning förstärker effekten av en annan.

Befintliga analyser med avsikt att återspegla kumulativt förekommande belastningar beskrivs i detta avsnitt, inklusive en kort sammanfattning av vad de visar. Ingen bedömning görs i detta avsnitt då metoderna är under utveckling. Analyserna ger dels en rumslig översikt av hur olika delar av Östersjön bedöms vara påverkade, dels kan de peka på områden där enskilda belastningar tycks vara otillräckliga för att förklara miljötilståndet.

Metoder för analys av kumulativ påverkan

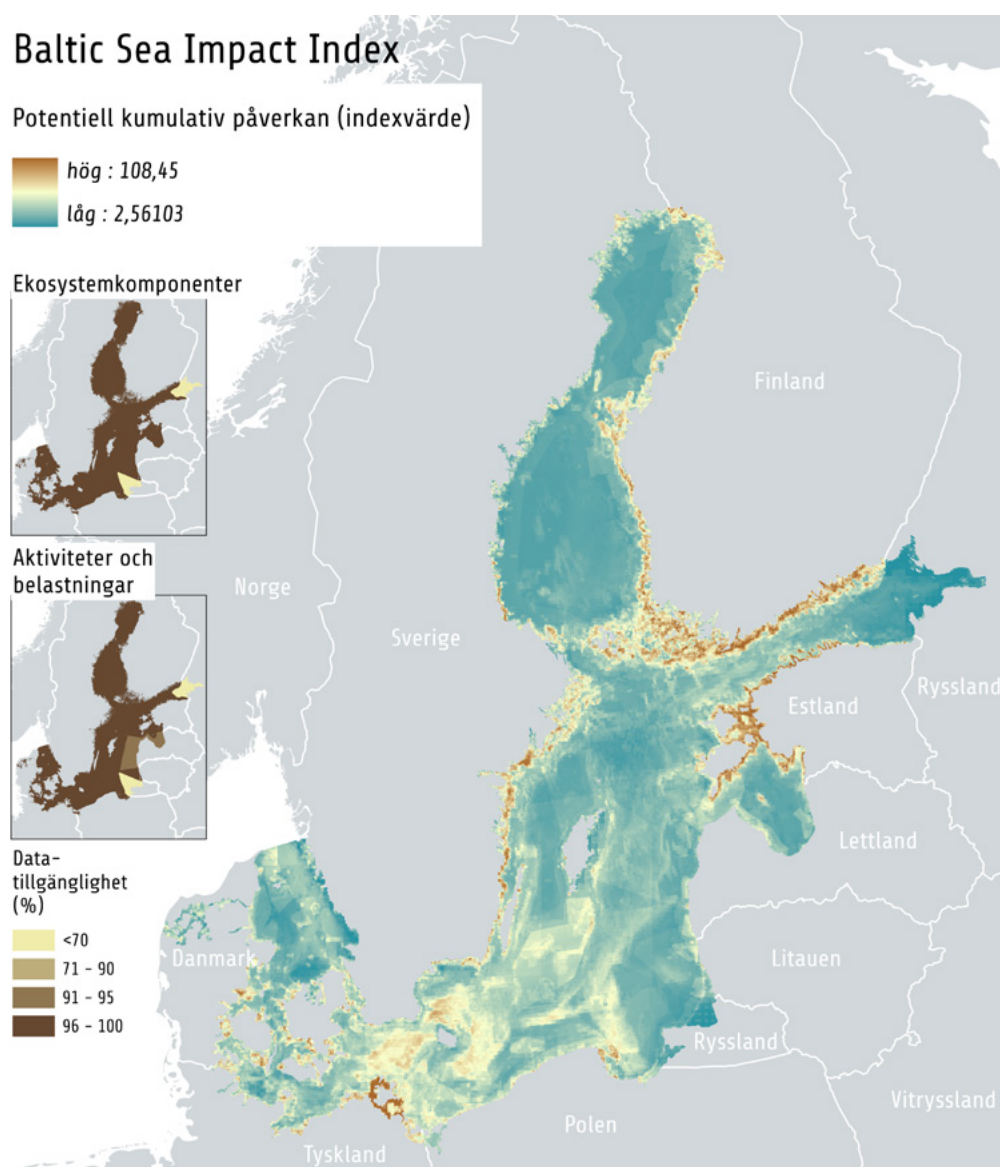
Metodutveckling pågår både i Sverige och internationellt för att försöka ge en sammanfattande bild av belastningarnas geografiska utbredning och hur de potentiellt påverkar djur och växter i havsmiljön. I detta avsnitt beskrivs resultat från Helcom:s analys för Östersjön (Helcom Spatial distribution of Pressures and Impacts Assessment, SPIA) (Helcom 2023o) och Havs- och vattenmyndighetens metod Symphony (Havs- och vattenmyndigheten 2018b).

I Helcom:s analys uppskattas rumslig utbredning av förekommande belastningar och potentiell påverkan av dessa, utifrån de livsmiljöer som finns där. En expertbedömning av hur känsliga olika livsmiljöer eller nyckelarter är viktiga graden av trolig påverkan.

För analys av kumulativ påverkan i svenska vatten finns det nationella verktyget Symphony, utvecklat som underlag för havsplaneringsprocessen. I Symphony används samma grundläggande metod som i Helcom:s analys. Skillnaderna är att Symphony fokuserar på de svenska havsområdena och använder mer högupplöst data än i Helcom:s modell, samt använder delvis en annan definition av belastningar och ekosystemkomponenter

Resultat från Helcom SPIA, för Östersjön

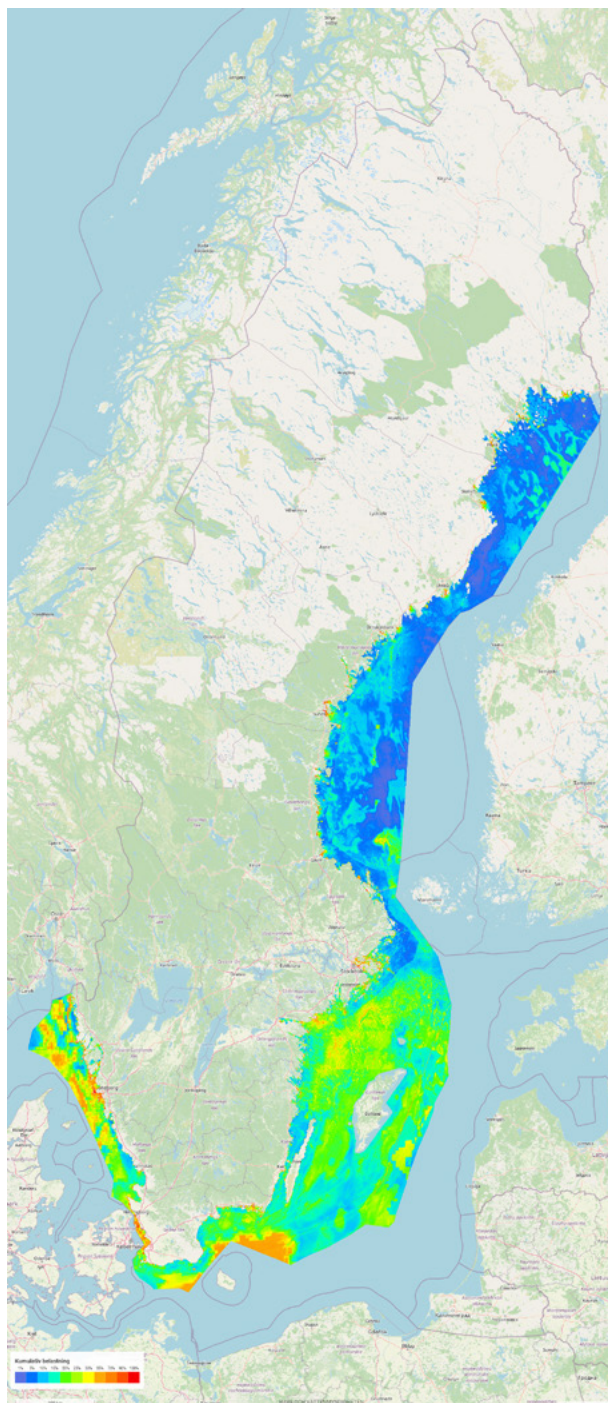
I Helcom har en analys gjorts för att uppskatta kumulativ belastning och potentiell påverkan i Östersjön och Kattegatt 2016–2021 (Helcom 2023o). De belastningar som befins viktigast i Helcom:s bedömning är övergödning och farliga ämnen. Dessa belastningar har störst utbredning i Helcom-området, och flest ekosystemkomponenter anses känsliga för dem. Det framgår också att stora skillnader finns mellan olika havsbassänger, även om kustnära områden över lag bedöms vara mer påverkade jämfört med utsjön. Den uppskattade risken för kumulativa effekter av belastningar på olika ekosystemkomponenter varierar, men uppskattas vara högst i grunda kustnära livsmiljöer, och för marina däggdjur (Figur 47).



Figur 47. Potentiell kumulativ påverkan i Östersjön och Kattegatt enligt Helcom Spatial distribution of Pressures and Impacts Assessment, SPIA. Analysen baseras på bästa tillgängliga data, men vissa luckor finns i underliggande dataset, vilket indikeras i de mindre kartbilderna. Källa: Helcom 2023o.

Resultat från Symphony, för svenska marina vatten

Analysen från Symphony lyfter som de främsta belastningarna i Västerhavet påverkan på botten, bland annat genom bottentråning, övergödning och farliga ämnen (Figur 48). I Östersjön uppskattas övergödning och farliga ämnen vara de främsta belastningarna (se bilaga 4a, 4b, 4c till Symphonyrapporten, Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Den uppskattade risken för kumulativa effekter av varierar, men uppskattas vara högst i vissa områden på västkusten, nära kusterna, söder om Skåne och Blekinge och runt Gotland.



Figur 48. Kumulativ påverkan i svenska havsområden, Västerhavet och Östersjön, enligt verktyget Symphony, analys från 2023. 100% kumulativ belastning motsvarar belastningen i 95% percentilen inom havsplaneringsområdet (Västkusten, Östersjön och Bottniska viken). Källa: Havs- och vattenmyndigheten.

Ovanstående verktyg kan även användas för att illustrera storleksordningar på kopplingarna mellan olika aktiviteter, belastningar och påverkan på ekosystemkomponenter. De kan därmed bidra till följande analyser för ett visst geografiskt område:

- analysera den relativa storleksordningen för belastningar på en eller flera komponenter, eller
- analysera påverkan på ekosystemkomponenter från en eller flera belastningar.

Inom Ospar har man på liknande sätt använt så kallade "bowtie" analyser för att illustrativt visa på kumulativa interaktioner mellan drivkrafter, aktiviteter, belastningar och tillstånd, dock på en lågupplöst geografisk skala (Ospar 2023a).

Utvecklingsbehov för analyser av kumulativ påverkan

Uppskattning av kumulativa påverkan kräver kunskap om belastningars utbredning, hur känsliga olika livsmiljöer är för olika belastningar, och var dessa finns i havet. Kunskapsbrist om hur livsmiljöer och djur påverkas av vissa belastningar, försvårar arbetet med att bedöma samlad (eller kumulativ) påverkan från flera belastningar.

Både SPIA och Symphony har begränsad tillgång och kvalitet på data, då dataset finns i varierande kvalitet för olika parametrar, exempelvis med olika upplösning eller baserad på data från olika år och möjligen inte heltäckande. Generellt är data om belastningarna av högre kvalitet än data om ekosystemkomponenter.

De olika ekosystemkomponenterna och de olika belastningarna antas vara konstanta och additiva, det vill säga att alla typer av belastningar och ekosystemkomponenter antas vara av lika stort värde. Eventuella synergistiska och antagonistiska effekter behandlas inte i analysen i dagsläget. Känsligheten för hur mycket ekosystemkomponenterna blir påverkade av belastningarna är baserade på expertbedömningar.

Verktygen hanterar inte heller ackumulerad belastning över tid. De resulterande kartbilderna indikerar belastning som uppstår i förhållande till nuvarande verksamheter men tillståndet i havsmiljön kan bero på historiska aktiviteter, exempelvis utsläpp av näringsämnen och uttag av arter genom fiske som pågått under lång tid. Verktygen är ännu inte anpassade för att ta hänsyn till detta. Andra aspekter som inte tas i beaktande är:

- Arters utbredning utanför dataområdena vilket i synnerhet för Symphony, som begränsas geografiskt till svenska vatten, kan bli missvisande vid en analys av en population som flyttar sig över gränser eller rör sig mycket mellan olika säsonger.
- Arternas bevarandestatus vägs inte in i analyserna utan måste tas om hand på annat sätt, även om möjligheten finns att vikta de olika arternas betydelse för analysresultaten.
- Verktygen inkluderar inte trofiska interaktioner mellan ekosystemkomponenter och indirekta effekter på ekosystemkomponenter genom belastningar på andra trofiskt relaterade ekosystemkomponenter.

De så kallade "Bow-tie" analyserna som används i Ospar utgår från alla möjliga påverkansfaktorer utan hänsyn till var belastningar eller ekosystemkomponenten finns geografiskt, vilket leder till att vissa påverkansfaktorer inte är relevanta för svenska marina vatten.

Trots svårigheterna och begränsningarna med att kartlägga kumulativ påverkan kan dessa analyser vara kompletterande till analyser som görs för enskilda indikatorer, särskilt i de fall bedömningarna är osäkra på grund av begränsad övervakning. För att tolka dessa krävs dock en kunskap om vilka svagheter som analysmetoderna har. Arbetet pågår för att förbättra samtliga metoder.

Klimatförändringar

Klimatförändringar kan leda till olika förändringar i den marina miljön, exempelvis avseende pH, temperatur, salthalt eller syrehalt. Detta kan i sin tur leda till ytterligare förändringar såsom i isutbredning, strömningsmönster, utbredningen av arter, eller påverkan på födoväven.

En analys av observerade och modellerade nutida och framtida förändringar i svenska havsområden visar att havsnivån och ytvattentemperaturen i haven runt Sverige stiger, förekomsten av nya värerekord ökar och den maximala havsisutbredningen minskar. I sydligaste Sverige medför stigande havsnivå redan idag problem, men längs Norrlandskusten är landhöjningen snabbare än havsnivåhöjningen. Nederbörd och avrinning från Sverige ökar och i Östersjön ökar skiktningen på grund av ökad temperatur och minskad salthalt i ytvattnet samt ökad salthalt i djupvattnet. Framtida förändringar av salthaltsberoende skiktning är osäkra. Siktjupet i stora delar av Östersjön och Västerhavet har försämrats och ökad brunfärgning av vattnet tillsammans med ökade mängder av suspenderade partiklar från ökad avrinning orsakar så kallad kustzonsförmörkelse (coastal darkening) i vattnet. Förändringar i havsförurning är inte mätbara i centrala och norra Östersjön medan observationer i Västerhavet indikerar minskningar i pH. Utvecklingen av framtida förändringar i haven beror på kommande utsläppsnivåer av växthusgaser.

Metod för klimatanalys

Även om arbete för att minska klimatpåverkan till stor del sker inom andra politikområden, så behöver havsförvaltningen beakta den tillkommande belastning som klimatpåverkan innebär på de marina ekosystemen. Det sker dels genom analys av klimatrelaterade förändringar av grundläggande förhållanden i havsmiljön, dels genom analys av hur dessa påverkar ekosystemen. Informationen kan användas dels för att tolka observerad status för en art eller en livsmiljö, dels för att bedöma om tröskelvärden och referensnivåer för bedömningarna är realistiska. Det finns också vissa klimatrelaterade förändringar som kan motverkas eller förebyggas genom havsförvaltning.

Inom ramen för Sveriges tredje bedömning enligt havsmiljöförordningen har en klimatanalys utförts (Eilola 2023), vars slutsatser sammanfattas här. Detaljerad information, metodik samt specifika referenser finns i en underlagsrapport⁴⁹. Information har, efter relevans, hämtats från de liknande analyser som utförts inom de havsregioner som Sverige ingår i, inom Östersjön (Helcom/ Baltic Earth, 2021), och Nordostatlanten (Ospar 2017). I tillägg till detta har en genomgång gjorts av respektive indikator enligt HVMFS 2012:18 Bilaga 2, för en kvalitativ bedömning av påverkan på den specifika indikatorn. Resultatet redovisas i respektive indikatorfaktablad⁵⁰.

I analysen som utförts beskrivs observerade och modellerade nutida⁵¹ och framtida förändringar i svenska havsområden med fokus på de närliggande årtiondena (30–50 år)⁵². I Tabell 40 ges en översikt av observerade historiska trender från analysen. I närtid verkar de flesta projicerade framtidsutvecklingarna för dessa parametrar också följa riktningen av den observerade trenden. På grund av osäkerhet i salthaltsförändringar blir framtida förändringar i skiktning osäkra.

Bedömningarna baseras på analyser med olika så kallade RCP-scenarier⁵³, det vill säga en beskrivning av en tänkbar utveckling av klimatet i framtiden, beroende på vilka ansträngningar vi människor är beredda att göra jämfört med idag. Utvecklingen av framtida klimatförändringar i haven beror alltså på kommande utsläppsnivåer av klimatpåverkande ämnen.

⁴⁹ Hela rapporten finns tillgänglig på SMHI: websida: www.smhi.se/publikationer/publikationer/klimatanalys-for-havsmiljoforvaltningen-inledande-bedomning-2023-1.196728

⁵⁰ Faktablad med detaljerad information om indikatorerna finns på www.havochvatten.se/faktablad-for-indikatorer

⁵¹ Tidsperioden för historiska data varierar beroende på parameter. Tidsperioder per parameter anges i Eilola, 2023.

⁵² Specifik tidsperiod för scenarioanalyser anges i Eilola, 2023.

⁵³ Scenarierna visar på en spännvidd av möjliga utfall i framtiden. Tex kan vattentemperaturen öka med 0,2 eller 0,3 grader i ett visst havsområde för RCP4,5 eller 8,5. För ytterligare information se SMHI:s web om klimatscenarier, <https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/fordjupade-klimatscenarier/met/sverige/medeltemperatur/rcp45/2071-2100/year/anom>

Klimatpåverkan på grundläggande förhållanden i havsmiljön

Analysen har omfattat följande havsmiljöparametrar: havsnivåer och landhöjning, vattentemperatur, marina värmeböljor, maximal havsisutbredning, färskvattentillförsel, salthalt och inflöden av salt till Östersjön, skiktning, vågor och strömmar, uppehållstider, uppvällning, syreförhållanden, organiskt kol, blått kol⁵⁴ och brunifiering, havsförurning och koldioxid. Nedan summeras resultaten per parameter.

Tabell 40. Observerade historiska trender avseende parametrar och förhållanden som påverkas av klimatförändringar i svenska havsområden. Slutsatserna beskrivs i text i följande stycke. För utförlig beskrivning av de olika parametrarna, underlag för trenderna som sammanställts i tabellen, samt trolig utveckling beroende på scenarier, se Eilola 2023.

Grundläggande förhållanden i havsmiljön	Trend	Kommentar
Havsnivå	Ökande	Observerat vattenstånd sjunker där landhöjningen är snabbare än havsnivåökningen.
Landhöjning	Ökande	Snabb efter Norrlandskusten. Ingen landhöjning i sydligaste Sverige.
Yt- och bottenvattentemperatur	Ökande	
Värmerekord	Ökande	
Isutbredning	Minskande	
Nederbörd och avrinning	Ökande	
Skiktning	Ökande	Framtida förändringar av salthaltsberoende skiktning är osäkra.
Syrefria bottenar	Ökande	
pH	Minskande	
Siktdjup	Minskande	
Brunifiering	Ökande	

Vattentemperatur och marina värmeböljor

Vattentemperaturen i haven runt Sverige har under de senaste årtiondena stigit snabbast vid ytan med cirka 0,3–0,6 °C per årtionde i årsmedelvärde och förväntas fortsätta stiga. Förekomsten av värmeböljor med nya värmerekord har ökat och förväntas också fortsätta öka i framtiden. Med tiden sprider sig värmen nedåt genom olika transport- och blandningsprocesser så att hela vattenmassan så småningom värms upp med vissa skillnader beroende på djup och region. Även för bottenvattentemperatur syns en ökande trend (Eilola 2023).

Maximal havsisutbredning

Ökade temperaturer har inverkan på förekomsten av is. SMHI:s klimatindikator Maximal havsisutbredning för åren 1957–1987 var i medel cirka 200 000 kvadratkilometer medan den de senaste 30 åren varit cirka 130 000 kvadratkilometer. Litteratursammanställningar visar på historiskt minskande havsisutbredning, istjocklek och kortare issäsonger i Östersjön. SMHI:s klimatmodeller visar att maximala havsisutbredningen, istjockleken, issäsongens längd och förekomsten av svåra isvintrar kommer att minska ytterligare i framtiden (Eilola 2023).

⁵⁴ Blått kol ("blue carbon") är den koldioxid som lagras i kustnära ekosystem som t.ex. sjögräsängar och saltängar, vilket hjälper till att minska klimatförändringarna.

Nederbörd och avrinning (färskvattentillförsel)

Sedan 1970-talet har årsmedelnederbörden för Sverige i snitt ökat med cirka 100 millimeter och förväntas fortsätta öka. Avrinningen från land till hav under de fyra senaste årtiondena (1981–2020) var i Sverige i snitt cirka 8 % högre än under perioden 1961–1990 med störst ökning i norr. Avrinningen från land visar dock generellt stora variationer över tid och inga signifikanta trender i historiskt rekonstruerad avrinning har noterats i Östersjön eller i större floder i Nordsjöområdet. Avrinningen speciellt till Bottniska viken och förekomsten av kraftiga regn förväntas dock öka i framtidsscenarierna (Eilola 2023).

Havsnivåer och landhöjning

Havsnivån längs Sveriges kust har sedan slutet av 1800-talet i medeltal stigit ungefär 15 centimeter och av denna höjning har nästan 10 centimeter skett de senaste 40 åren. Med en högre havsnivå krävs ett mindre bidrag från vädret för att nå samma nivåer som vid dagens högvattenhändelser. Längs Norrlandskusten kompenseras dock havsnivåhöjningen av en snabb landhöjning medan avsaknad av landhöjning i sydligaste Sverige medför att stigande hav är ett problem redan idag. Havet kommer att fortsätta stiga under århundraden på grund av den globala uppvärmningen (Eilola 2023).

Salthalt, skiktning och inflöden av salt

Det finns inga långtidsförändringar av salinitet i Östersjön men variationer under perioder av flera årtionden förekommer. Östersjön har blivit mer skiktad på grund av ökad temperatur och minskad salthalt i ytvattnet (cirka -0,05 till -0,14 g per kg per årtionde) samt ökad salthalt i djupvattnet från Bornholmsbassängen till Finska viken (cirka 0,2 till 0,4 g per kg per årtionde). Totala saltinnehållet i Östersjön och inflöden av salt från Kattegatt visar inga förändringar, och Bottenhavet och Bottnenviken visar endast svaga trender i skiktning. I Nordsjöområdet finns det hög variabilitet av salthalt på korta tidsskalor som hindrar möjligheten att fastställa långa trender med de mätserier som finns idag. Stora osäkerheter i beräkningar av framtida sötvattentillförsel, vind och global havsnivåhöjning medför att inga robusta förändringar av framtida salthalter identifierats för Östersjön. Scenarier med ökad nederbörd över norra Europa och förändrade vindförhållanden indikerar att salthalten kan minska speciellt i södra Skagerrak på grund av förändrade cirkulationsmönster i området (Eilola 2023).

Vågor, strömmar och uppvällning

Det verkar inte finnas några starka trender i maximal eller signifikant våghöjd, varken historiskt eller i framtidsscenarier, men i samband med att istäcket minskar kan områden öppnas och utsättas för högre vågor under vintern. Förändringar av strömsystemen till följd av klimatpåverkan är svåra att upptäcka på grund av dålig datatäckning och stor variabilitet framför allt i ytströmmar. Framtidsscenarier indikerar endast små förändringar i generella cirkulationsmönster i Östersjön medan utbytet av näringsämnen mellan grunda och djupa områden intensifieras i ett varmare framtida klimat. Uppvällning vid den svenska kusten är betydande och den högsta förekomstprocenten baserad på satellitdata har noterats i västra Egentliga Östersjön. Enligt modellresultat är uppvällning en viktig process för transport av näringsämnen från Östersjöns djup till ytan längs den svenska kusten och i områden kring södra Gotland. Eventuella framtida förändringar i uppvällning är osäkra. Extremväder kan dock i framtiden ge effekter på havsmiljön i kustzonen, genom bland annat erosion (Eilola 2023).

Vattnets uppehållstider

Beskrivningar av klimatets påverkan på vattnets uppehållstider saknas. Modellerad påverkan i kustzonen från svensk reglering av älvar visade att effekterna från vattenregleringar på uppe-

hållstid var generellt relativt små. Detta kan ge en indikation om att möjliga effekter från klimatförändringar på uppehållstider generellt i kustzonen kan vara små. Effekter av hur havsnivåförändringar och landhöjning kan påverka uppehållstider har inte undersökts men kan förväntas vara betydande i områden som är kopplade till utsjön via grunda sund (Eilola 2023).

Havsförurning och koldioxid

Stor säsongsbetonad pH-variation, ökande buffertförmåga genom ökad alkalinitet som motverkar förurning, samt variabel produktivitet innebär att trender i havsförurning inte är mätbara i centrala och norra Östersjön. I Nordostatlanten har minskningar i pH noterats med cirka 0,024 och 0,006 pH enheter per årtionde i ytan (1985–2008) respektive under 500 meters djup (1994–2008). pH minskade med 0,04 pH enheter per årtionde (1972–2016) i danska sundens kustvatten och 0,03 pH enheter per årtionde från mitten på 1960-talet i Kattegatts vintervatten. En snabbare pH minskning har noterats i Skagerraks djupvatten på 0,077 pH enheter per årtionde (2007–2019) på 100 meters djup och 0,08 pH enheter per årtionde (2010–2019) på 600 meters djup. Anledningen till den snabbare minskningen i Skagerraks djupvatten är ej utredd men kan bero exempelvis på mineralisering av organiskt material. När det gäller uppskattningar av koldioxidflöden saknas trenduppskattningar eftersom det behövs mätningar med hög upplösning då exempelvis biologiska processer skapar stora fluktuationer. Framtida scenarier för alkalinitet är osäkra medan alla scenarierna med ökad koldioxid i atmosfären orsakar ökat koldioxidtryck i havet och potentiellt även ökad havsförurning (Eilola 2023).

Näringsämnen fosfor och kväve, samt syreförhållanden

Klimatförändringens påverkan på kväve och fosforinnehållet i Östersjön har inte kunnat särskiljas eftersom eventuella effekter av uppvärmning och havsnivåhöjning döljs av påverkan från förändringar i näringsbelastning och bottenvattnets syrenivåer. Framtidsscenarier visar att utvecklingen av syreförhållanden i Östersjöns djupvatten huvudsakligen beror på näringsbelastningen från land vilket påverkar primärproduktion och sedimentering av organiskt material. Klimatförändringen förstärker de negativa effekterna på syreförhållanden, men om näringsbelastningen från land hålls låg kan climateffekterna bli små eller försumbara. Det har skett regimskiften mot ökade syrefria områden i Gotlandshaven vid 1900-talets slut. Djupvattnen i Gotlandshaven är idag hypoxiska, och i Västra Gotlandshavet är det till och med helt syrefritt, ända upp till den permanenta haloklinen. Syreutvecklingen i kustområdenas bottenvatten skiljer sig dock från de öppna havsbassängernas bottenvatten. Norra delarna av Östersjön och Bottniska vikens kustområden indikerar generellt inga signifikanta trender. Sydvästra Östersjöns och Västerhavets kustområden indikerar minskade syrehalter i bottenvattnet men svagare än det som syns i utsjön. Skagerraks och Kattegatts djupvatten visar minskande långa trender i syrehalter men ingen signifikant trend efter 1994. I Västerhavet visar kustområdet nästan fyra gånger snabbare minskning av syrehalter än de långa trenderna från Kattegatts och Skagerraks djupvatten.

För status i havsområdena gällande kväve, fosfor och syre på bottenarna, se bedömningsresultat för Övergödning, samt relaterade faktablad för indikatorer (Eilola 2023).

Organiskt kol, blått kol och brunifiering

Ökad brunfärgning av sjöar och vattendrag har rapporterats under de senaste decennierna och kommer att öka i ett blötare klimat. Siktdjupet i stora delar av Östersjön och Västerhavet har försämrats under 1900-talet sannolikt till stor del beroende på ökade mängder av suspenderade partiklar och/eller löst organiskt material i vattnet. Ökad flodtillrinning till Skagerrak sedan 1990-talet har orsakat ökad kustzonsförmörkelse (Coastal Darkening) genom ökade koncentrationer av totalt suspenderat material och partikulärt kol i norska kustområden i Skagerrak. Ytterli-

gare brunifiering på grund av eventuell ökad framtida flodtillförsel kan ha negativa konsekvenser framför allt på näringsväven och ekosystemet i Bottniska viken (Eilola 2023).

Vissa typer av kustområden fungerar som filter som fångar upp näringsämnen och kol tillfört från land och från koldioxidupptag till produktion av alger och växter. Kolet som begravs i sedimenten fungerar som en sänka för koldioxid, även kallat blått kol. Processerna som bestämmer filterförmågan är komplicerade och detaljerad kunskap om hur klimatförändringar kan påverka dessa system och deras filterförmåga saknas. Framtidsscenarier för Östersjön pekar dock på att utbytet av näringsämnen mellan grunda och djupa områden intensifieras i ett varmare framtida klimat. I områden där isen försvinner ökar dessutom vågornas påverkan på havsbotten under vintern vilket ökar transporten av resuspenderade näringsämnen från grundare sediment till djupare områden (Eilola 2023).

Sammanfattning och syntes av tillstånd för arter, livsmiljöer och belastningar

I tidigare avsnitt beskrivs bedömningen av tillståndet för arter, livsmiljöer, samt belastningar på havsmiljön. Även om de bedöms separat, krävs en helhetssyn för att miljötillståndet ska kunna förbättras och försämring förhindras. Här görs en sammanfattning och syntes av statusbedömningar samt en reflektion kring kopplingar mellan verksamheter, belastning, påverkan och tillstånd.

Fortsatt kritiskt tillstånd i svenska havsmiljöer

Tillståndet för arter och livsmiljöer i svenska marina vatten är långt från tillfredsställande. Endast enskilda arter och populationer av fisk klarar de tröskelvärden som överenskommit. Som helhet når inte artgrupperna demersala och pelagiska fiskar god miljöstatus. Däremot visar nio fiskpopulationer i Västerhavet, som varit mycket ovanliga, positiva trender (exempelvis hälleflundra, marulk) och det finns en möjlighet att populationerna återhämtar sig i framtiden. Vad gäller kustfisk når god miljöstatus endast i två bedömningsområden. Tillståndet hos sjöfåglar är varierande, ungefär hälften av bedömda artgrupper når god status. Fåglar med betande födosök är den enda artgrupp som uppnår god miljöstatus för övervintrande och häckande fåglar i både Västerhavet och Östersjön. Denna artgrupp har möjligtvis gynnats av allt mildare vintrar med bättre födotillgång. Ingen population av sälar eller tumlare uppnår god miljöstatus. För knubbsäl i Skagerrak innebär detta en försämring jämfört med föregående bedömningsperiod. Gråsälarnas späcktjocklek minskar, framför allt i Bottniska viken och Egentliga Östersjön. Inte heller för de pelagiska livsmiljöerna syns någon positiv trend, snarare en försämring av status i både kustvatten och i utsjön. Bentiska livsmiljöer uppvisar också betydande störning av mänskliga aktiviteter, framförallt ler- och sandbottnar som är särskilt känsliga för fysisk påverkan. Analyser visar på obalanser i näringsvävarna i både Västerhavet och Östersjön. Det finns sammantaget inga tecken på förbättring i status för arter och livsmiljöer sedan den föregående bedömningsperioden.

Det dåliga tillståndet hos arter och livsmiljöer avspeglar en allt för hög belastning på den svenska havsmiljön. Samtliga utsjöområden utom Skagerrak är fortsatt övergödda. Detsamma gäller i kusten där merparten av kustvattentyperna inte når god miljöstatus. Detta faktum kvarstår även om tillförseln av näringsämnen minskat till nivåer jämförbara med 1950-talet. Det finns också indikationer på att tillförseln av kväve från Sverige till Egentliga Östersjön och Öresund har ökat de senaste tio åren. Orsaken behöver utredas. Fiskeridödligheten indikerar ett ohållbart uttag av många kommersiellt nyttjade fiskpopulationer. Indikatorn åldersfördelning av fisk visar en förskjutning mot mindre, yngre individer för merparten av analyserade populationer, vilket indikerar en stark påverkan från fiske. Bottenrålning bedöms också orsaka betydande störning av havsbotten i både kust och utsjöområden i södra Östersjön och Västerhavet. Vid kusten tillkommer fysisk exploatering av bentiska livsmiljöer, bland annat genom anläggning av bryggor och hamnar och tillhörande muddringsarbeten. De farliga ämnen som tillhör den kategori som är svårnedbrytbara och också lagras i havets organismer når inte god miljöstatus i någon havsbassäng. Långa tidsserier visar visserligen att flera av de farliga ämnen som reglerats under lång tid har minskat väsentligt i havsmiljön, exempelvis PBDE och DDT. Men samtidigt ökar mängden av vissa andra farliga ämnen utan känd orsak, och den risk som farliga ämnen utgör för havsmiljön är i hög grad okänd. Främmande arter med potential att orsaka skada för inhemska arter introduceras fortfarande till både Östersjön och Västerhavet.

En belastning som bedöms för första gången är undervattensbuller. Bedömningen av impulsivt buller visar att belastningen varierar geografiskt och god miljöstatus nås i knappt hälften av be-

dömnda havsbassänger. Kontinuerligt buller, som framför allt genereras av fartygstrafik, når dock endast god miljöstatus i Bottenviken, Norra Kvarken, och Bottenhavet. I Östersjön nås god miljöstatus för marint skräp men inte i Västerhavet där både mängden skräp på havsbotten och på stränderna är för stora. Problemet är synnerligen stort längs Bohuskusten, som är ett av Europas värst drabbade områden av marin nedskräpning.

Försämring och förbättring i status för belastningar kan ses i enskilda havsbassänger, men det finns ingen indikation på väsentlig minskning av belastningar i Västerhavet och Östersjön.

Långsam respons, samtidigt finns behov av åtgärdsarbete

Åtgärder som kan bidra till en bättre havsmiljö genomförs genom en rad olika lagstiftningar och åtgärdsprogram, nationella och internationella. De riktas både mot landbaserade och havsbaserade verksamheter som påverkar havet. Vissa åtgärder har funnits på plats i flera decennier. Att endast få förbättringar kan ses trots åtgärder har delvis med tid att göra; flera belastningar har legat på ohållbara nivåer under lång tid, och steget från minskad belastning till minskad effekt i miljön tar tid. För övergödning beräknas det ta 70–100 år innan koncentrationerna av kväve och fosfor når nivåer som möjliggör en god miljöstatus. Att nå god miljöstatus för övergödning är samtidigt en förutsättning för att nå god status för en rad andra ekosystemkomponenter. Med nuvarande nedbrytningstakter beräknas det ta 30–40 år innan vissa farliga ämnen når nivåer som inte orsakar negativa effekter i havsmiljön. För vissa fiskpopulationer kan det ta tiotals år för återhämtning, under förutsättning att det fortsatt finns livsbetingelser och en genetisk mångfald som möjliggör återhämtning. Åtgärder för att minska belastningar måste kompletteras med åtgärder för att gynna biologisk mångfald, exempelvis områdesskydd och restaurering.

Bedömningen av havsmiljöns status utgör underlag för kommande steg i havsmiljöförvaltningen (se Figur 1 kapitel *Inledning*). De belastningar och den påverkan som identifieras som orsaker till att god miljöstatus inte uppnås, indikerar i sin tur behov av miljökvalitetsnormer (delmål på vägen mot god miljöstatus). I nästa steg av förvaltningscykeln ska havsmiljöföreskrifterna HVMFS 2012:18 revideras med avseende på miljökvalitetsnormer med indikatorer (se kapitel *Från bedömning till åtgärder: miljökvalitetsnormer som verktyg*) och bedömas. Om miljökvalitetsnormerna inte följs ska åtgärder vidtas.

Havsförvaltningens instrument för att komma till rätta med situationen är åtgärdsprogrammet för havsmiljön (ÅPH) som tas fram vart sjätte år. Den långsamma återhämtningen av havsmiljön gör det svårt att bedöma om befintliga åtgärder är tillräckliga. De analyser som gjordes inför framtagandet av det nu gällande åtgärdsprogrammet för havsmiljön, 2022–2027, visade dock på behov av nya åtgärder för merparten av de tematiska områden som behandlas i ÅPH, både i form av skydd av arter och livsmiljöer och minskade belastningar. Samtidigt visar prognoser att verksamheter som energiproduktion och sjöfart förväntas öka i svenska marina vatten. De ökade belastningar som sannolikt följer ska också tas höjd för när åtgärdsprogrammet tas fram.

Nästa åtgärdsprogram beslutas år 2027. Att identifiera och förstå samband mellan verksamheter, belastning, påverkan och tillstånd är väsentligt för att utveckla väl riktade åtgärder (se kapitel *Från bedömning till åtgärder: miljökvalitetsnormer som verktyg*). Det vill säga att inte bara ha kunskap om att en belastning påverkar arter och livsmiljöer utan också "hur", och att inte bara veta att en belastning är "stor", utan "hur stor" och på vilket sätt den uppträder miljön.

Vad säger bedömningen om orsakssambanden i havsmiljön

Belastningar kan variera stort mellan geografiska områden och påverkan kan variera väsentligt mellan arter. Den inledande bedömningen av tillståndet i havet ger dock en indikation på vilka belastningar som har störst negativ påverkan på Västerhavet och Östersjön och vilka verksamheter som bidrar till dessa belastningar.

De belastningar som bedöms ha betydande direkt påverkan på flera artgrupper och livsmiljöer är uttag av arter, bifångst, övergödning och farliga ämnen (Tabell 41). Ytterligare belastningar påverkar enskilda artgrupper eller livsmiljöer. Påverkan av belastningar kan dock vara indirekt och ske i flera led. Ett exempel är födobrist som inte kan kopplas till en enskild belastning men som beror av förändringar i näringsväven som exempelvis kan orsakas av uttag av arter, övergödning eller klimatförändringar. Dessa mer komplexa orsakssamband är ofta inte fullt klarlagda.

Bättre kunskap om orsakssamband mellan belastningar och tillstånd, inklusive eventuella synergieffekter av belastningar, skulle stärka möjligheten att förstå åtgärdsbehov och identifiera effektiva åtgärder.

Tabell 41. Sammanfattning av rapportens kvalitativa bedömningar av belastningar med företrädesvis hög och måttlig påverkan på arter och livsmiljöer i Västerhavet och Östersjön. Påverkan på fisk varierar mellan artgrupperna kustfisk, pelagisk och demersal fisk och i tabellen redovisas ett sammandrag (för detaljer se kapitel *Fisk, deskriptor 1*). – indikerar ingen eller mycket låg förväntad påverkan.

Ekosystemkomponent Belastning	Sälar	Tumlare	Fåglar	Fisk	Pelagiska livsmiljöer	Bentiska livsmiljöer
Uttag av arter	Hög (jakt)	-	Måttlig (jakt)	Hög (fiske)	Låg	Hög (fiske)
Bifångst i fiske	Hög	Hög	Måttlig	Måttlig	-	-
Näringsämnen	Låg	Låg	Måttlig	Hög	Hög	Hög
Farliga ämnen	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
Fysisk störning av habitat	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Låg	Hög
Introduktion främmande arter	Låg	Låg	Hög ¹	Låg	Måttlig	Måttlig
Marint skräp	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
Undervattensbuller	Hög	Hög	Måttlig	Måttlig	Låg	Låg
Störning på grund av mänsklig närvaro	Måttlig	Låt	Hög	Hög	Låg	Låg ²

¹ Stor variation mellan arter, ² Kan vara hög i vissa kustlokaler

Tabell 42 visar en sammanfattande uppskattning av bidrag till belastningar på havsmiljön för ett urval av verksamheter. De verksamheter som bedöms bidra mest till de mest betydande belastningarna är jordbruk, utsläpp från reningsverk, industri, fiske, sjöfart, olika typer av infrastruktur och turism vid kusten. Det är dock endast för ett fåtal belastningar som det finns kvantitativ information om bidraget från olika typer verksamheter, främst för tillförsel av näringsämnen (se kapitel *Övergödning, deskriptor 5*). För vissa belastningar finns också kunskap om vilken verksamhet som har ”störst” bidrag till belastningen. För många belastningar begränsas dock kunskapen till vilka verksamheter som bidrar, men omfattningen är okänd.

Bättre kvantitativ kunskap om källor, spridningsvägar och information om olika verksamheters bidrag till belastningar visar mot vilka belastningar och verksamheter som åtgärder bäst bör vidtas. För ett tematiskt område som farliga ämnen behöver de verksamheter som bidrar och spridningsvägar identifieras för enskilda ämnen. För att utforma styrmedel behövs också kunskap om drivkrafter; för att kunna stimulera till beteenden som har en minskad miljöpåverkan behövs kunskap om vad det är som driver verksamheter och andra aktörer att upprätthålla nuvarande aktivitet och belastningsnivåer, och insikt i vad som kan få dessa aktörer att agera annorlunda.

Tabell 42. Sammanfattning av rapportens bedömningar av de verksamheter som bidrar mest till belastningar i Västerhavet och Östersjön. Kvantitativ information som möjliggör att identifiera den verksamhet som bidrar med störst belastning är bara möjlig för övergödning, uttag av arter, kontinuerligt undervattensljud och introduktion av främmande arter. I övrigt indikeras i tabellen vilka verksamheter som har känt stort bidrag eller som kan förväntas bidra i viss mån men där omfattningen är oklar. – indikerar att verksamheten inte bidrar till belastningen, eller i mycket liten omfattning. För kvantitativ information om tillförsel av näringsämnen från olika verksamheter, se kapitel *Övergödning, deskriptor 5*.

Verksamhet/ Belastning	Fiske	Jordbruk	Industri	Renings- verk (utsläpp)	Sjöfart	Turism	Militära insatser	Infra- struktur	Fisk- odling
Uttag av arter	Störst	-	-	-	-	-	-	-	-
Bifångst	Störst	-	-	-	-	-	-	-	-
Övergödning kväve	-	Störst	Stort	Stort	Bidrar	Bidrar ¹	-	-	Bidrar
Övergödning fosfor	-	Störst	Stort	Stort	Bidrar	Bidrar ¹	-	-	Bidrar
Farliga ämnen	Bidrar	Bidrar	Stort	Stort ²	Bidrar	Bidrar	Bidrar	Bidrar (främst kust)	-
Fysisk störning av habitat	Stort	-	-	-	Bidrar	Stort	Bidrar ³	Stort	Bidrar
Introduktion främmande arter	-	-	-	-	Störst	-	-	-	Bidrar
Marint skräp	Stort	Bidrar	Bidrar	Bidrar	Bidrar	Stort	-	-	Bidrar
Undervattensbuller, kontinuerligt	Stort	-	-	-	Störst	Stort	Bidrar ³	-	-
Undervattensbuller, impulsivt	-	-	-	-	-	-	Stort	Stort ⁴	-

¹ Lokalt eller indirekt bidrag, ² Stort avseende svårnedbrytbara föreningar, se t.ex. Hansson et al. 2012,

³ Antagande; sannolikt men saknar verifikation, ⁴ Stort vid konstruktioner av infrastruktur

Ekonomisk analys av havets nyttjande

Havet är inte bara viktigt för de organismer som lever i eller av det, utan står även som bas för betydande ekonomiska sektorer, inklusive användar- och icke användarvärden. Enligt Havsmiljöförordningen ska i bedömningen av Nordsjön och Östersjön också ingå en ekonomisk och social analys av nyttjandet av havsområdet, samt de kostnader som en försämring av havsområdets miljöer medför. Dessa värden kan beskrivas och estimeras med samhällsekonomiska metoder som exempelvis ekosystemtjänstanalys. Jämfört med tidigare statusbedömningar har ekosystemtjänstanalysen i denna rapport på ett tydligare sätt kopplats ihop med bedömningsresultaten för belastningar och ekosystemkomponenter.

Sektorernas beroende av ekosystemtjänster beskrivs, liksom de effekter en försämrad miljöstatus har på dagens tillgång till marina ekosystemtjänster. Vidare beskrivs sektorerna och deras utveckling över tid. Slutligen beskrivs det samhällsekonomiska värdet av att uppnå god miljöstatus i svenska vatten.

Dagens tillgång till marina ekosystemtjänster

Att havsmiljön inte uppnår god status innebär negativa effekter på miljön som begränsar tillgången till de marina ekosystemtjänsterna. Då minskar även de nyttigheter som havets ekosystem kan ge oss människor (Faktaruta 17). Exempel på miljöeffekter i havets ekosystem som påverkar statusen på ekosystemtjänster är grumligare vatten, ökad förekomst av algblomning, minskad och förändrad tillgång på fisk, miljögifter i fisk och skaldjur och förluster av biologisk mångfald. Omfattningen av de välfärdsförluster som följer på en försämrad miljöstatus kan beskrivas genom skattningar av samhälleliga förluster och kostnader till följd av en försämrad havsmiljö (Faktaruta 18).

Faktaruta 17. Havets ekosystemtjänster

Den biologiska mångfalden i havets ekosystem är viktig för människan på många olika sätt. För att synliggöra ekosystemens nyttor för människor används konceptet ekosystemtjänster, det vill säga ekosystemets förmåga att producera varor och tjänster som är till nytta i samhället. Ekosystemtjänstkonceptet kan stöda förvaltningen, politiken och samhällsdebatten genom att ge ett kompletterande perspektiv till de naturvetenskapliga aspekterna. Havets ekosystem bidrar till exempel med biologisk reglering och rening av giftiga ämnen, producerar syrgas, livsmedel och råvaror, ger rekreationsmöjligheter och mycket mer (Bryhn m.fl. 2015, Helcom 2023e). Analyser av ekosystemtjänster syftar till att kartlägga och synliggöra de ömsesidiga sambanden mellan miljöns status och hur miljön bidrar till människors välmående, och redogöra för vilka kostnader för företag och välfärdsförluster för allmänheten som en begränsad tillgång på havets ekosystemtjänster leder till.

Tidigare har tillgången på marina ekosystemtjänster bedömts kvalitativt, utgående från en studie av svenska marina ekosystemtjänster (Bryhn m.fl. 2015) som till stor del baserades på analyser av havsmiljöns tillstånd i den inledande bedömningen från 2012 (Havs- och vattenmyndigheten 2012), och uppdaterades med avseende på perioden 2012–2018 (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Bedömningarna för perioden 2018–2023 baseras nu i stället på de kvantitativa bedömningarna av miljöstatus som framkommer i tidigare delar av denna rapport, som har analyserats utgående från hur olika deskriptorer bidrar till ekosystemtjänster.

Faktaruta 18. Effekter av en försämrad miljöstatus på mänskligt välbefinnande och samhället

Försämring av havsmiljön minskar dess förmåga att producera ekosystemtjänster, och med det minskar även nyttan till samhället och mänskligt välbefinnande. En försämrad miljöstatus kan leda till försämringar i nyttjandevärden, som är de fördelar som människan får genom direkt användning av miljön, exempelvis rekreationsvärden eller fastighetsvärden. Det kan också leda till försämringar i de fördelar som människan får av naturen utan att direkt använda eller komma i kontakt med den marina miljön, till exempel vetenskapen om eller uppskattandet av den marina biologiska mångfalden i sig. I det här avsnittet ges en översikt av hur miljöns status i svenska hav påverkar statusen på ekosystemtjänster.

Vilka kostnader en försämrad miljöstatus innebär för samhället kan skattas till ett exempel genom att kvantifiera de ekonomiska förluster som följer av att vi idag inte har god miljöstatus, så som minskade landningar av fisk, förlust av biologisk mångfald eller minskade fritidsmöjligheter (Fisher m.fl. 2008). De kan också analyseras genom att skatta kostnaderna för att uppnå god miljöstatus vid en viss tid i framtiden (Helcom 2023p). En del ekosystemtjänster, till exempel sådana som relaterar till upplevelsevärden eller biologisk mångfald, är inte relevanta att värdera monetärt. En annan metod är att mäta vilka avvägningar som individer är villiga att göra mellan att uppnå en god havsmiljö och andra varor och tjänster, vanligtvis pengar eller inkomst, eller genom att observera människors beteenden (Segerson 2017). Sådana uppskattningar baseras vanligtvis på resultaten av enkäter till berörda samhällssektorer (Helcom 2023p). Det finns ännu ingen etablerad metod för att kvantifiera kostnader av en försämrad havsmiljöstatus på nationell nivå i Sverige.

Tabell 43 visar kvalitativt hur miljöns status har förändrats över de senaste bedömningsperioderna för ett urval av tre deskriptorer som har stor betydelse för tillgången till ekosystemtjänster. Översikten illustrerar hur miljöns status kan påverka statusen på ekosystemtjänster. Deskriptorerna i fokus är biologisk mångfald (D1), kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur (D3), samt övergödning (D5). Urvalet har gjorts baserat på att dessa deskriptorer bidrar till flest antal ekosystemtjänster enligt det mer omfattande kvalitativa underlag som togs fram av Bryhn m.fl. (2015). En tidigare version av tabellen ingick även i den förra bedömningen (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). För de tre deskriptorerna som valts ut finns det inga tecken på förbättringar i status mellan bedömningsperioderna 2012–2018 och 2018–2023 (Tabell 43). Sammanfattningsvis finns det utifrån denna analys då heller inga tecken på en förbättrad tillgång till ekosystemtjänster sedan förra bedömningsperioden.

Tabell 43. Bedömning av förändringar i status mellan perioderna 2012–2018 och 2018–2023 för deskriptor 1, 3 och 5 och vilka marina ekosystemtjänster dessa är relevanta för enligt Bryhn m.fl. (2015). Bedömningen för 2012–2018 är från Havs- och vattenmyndigheten (2018). Bedömningen för 2018–2023 är baserad på uppgifter om de aktuella deskriptorernas status enligt denna rapport. Ekosystemtjänsternas klassificering (beteckningarna S2, S3, och så vidare) enligt Millennium Ecosystem Assessment är de samma som användes i den förra bedömningen (Havs- och vattenmyndigheten 2018) medan ekosystemtjänster markerade med asterisk * har lagts till tabellen.

Deskriptor	Jämförelse mellan bedömning år 2012 och 2018	Jämförelse mellan bedömning år 2018 och nu	Sammanfattning tillstånd	Relevanta Ekosystemtjänster
D1 Biologisk mångfald	Situationen bedömdes som oförändrad i både Nordsjön och Östersjön	Oförändrat i både Nordsjön och Östersjön	Flera komponenter som är grundläggande för tillgången på ekosystemtjänster har dålig status och ingen positiv trend. Det syns en positiv trend för ett fåtal komponenter i såväl Östersjön som Nordsjön, men även flera som är negativa eller oförändrade.	S2 Primärproduktion S3 Näringsväv S4 Biologisk mångfald S5 Livsmiljö S6 Resiliens R2 Sedimentkvarhållning R3 Reglering av övergödning* R4 Biologisk reglering P1 Livsmedel* P2 Råvaror* P3 Genetiska resurser C2 Estetiska värden
D3 Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur	Situationen för populationer i Östersjön bedömdes sammantaget som oförändrad medan en positiv trend noterades för vissa populationer i Nordsjön.	Trenderna för vissa populationer i Bottenviken, Kvarken och Nordsjön är positiva, men för flertalet populationer är trenden oförändrad eller negativ.	Statusen är oförändrad eller försämrad för flertalet populationer. Tillståndet för bottennära fiskarter i Östersjön bedöms som kritiskt.	S3 Näringsväv R3 Reglering av övergödning P1 Livsmedel P2 Råvaror P3 Genetiska resurser
D5 Övergödning	Situationen bedömdes som jämförbar med resultatet i inledande bedömning 2012	Situationen bedöms som jämförbar med resultatet i bedömningarna 2012 och 2018	Tillförseln av näringsämnen minskar långsiktigt, men merparten av kustområdena (undantaget kustområden i norra Bottenhavet och norra Bottenviken) och utsjöområdena (förutom Skagerrak) är övergödda. Reglering av övergödning med hjälp av till exempel ålgräs och makroalger är i stort sett oförändrad i Nordsjön och Egentliga Östersjön.	S1 Biogeokemiska kretslopp S2 Primärproduktion S3 Näringsväv* S4 Biologisk mångfald* S5 Livsmiljö* R3 Reglering av övergödning C2 Estetiska värden

Tabell 44 visar nuvarande status för samtliga bedömda ekosystemtjänster, på bas av samma resonemang om samband mellan ekosystemets status och ekosystemtjänsters status som i Tabell 43. Resultat från den tidigare bedömningsperioden visas som jämförelse. Det finns dock en skillnad mellan metoderna, eftersom den tidigare bedömningen gjorde som en kvalitativ expertbedömning (Havs- och vattenmyndigheten 2018a; bedömningskolumnerna längst till vänster). Ekosystemtjänsternas status för perioden 2018–2023 (kolumnerna längst till höger) är i stället framtagen på basen av direkt information om miljöns status enligt tidigare delar av denna rapport, som kombinerats med bedömningar av hur de olika deskriptorerna bidrar till de olika ekosystemtjänsterna.

Klassningen (Tabell 44) visar att statusen är dålig för samtliga bedömda ekosystemtjänster, även för flera ekosystemtjänster som har stor betydelse för svenska ekonomiska sektorer, till exempel S3 Näringsvävdynamik, R5 Reglering av föroreningar, P1 Livsmedel, och R1 Klimatreglering (se vidare stycket Mänskliga aktiviteter beroende av ekosystemtjänster). Att klassningen

för 2018–2023 påvisar en tydligt sämre status än bedömningen 2012–2018 beror sannolikt inte i första hand på att läget skulle ha blivit markant sämre under en kort tid, utan återspeglar till stor del att den nya statusbedömningen baserar sig på kvantitativa bedömningar av statusen hos de deskriptorer som bidrar till ekosystemtjänsterna (enligt andra delar av denna rapport), och inte på expertbedömningar.

Att ekosystemtjänsternas status klassas som dålig 2018–2023 återspeglar dock tydligt att läget för miljöns status är allvarlig även ur samhällsekonomiskt perspektiv och med tanke på behov att säkerställa ekosystemets långsiktiga hållbarhet. Tidsperspektivet är av stor vikt, då man i de flesta fall inte kan förvänta sig tydliga förbättringar i miljöstatus inom en förvaltningscykel, även om åtgärder införs, utan det kan ta decennier. Metoden för klassning av ekosystemtjänsternas status är dock brett definierad med bara tre klasser: dålig, måttlig, god. Det behövs en relativt stor förändring för att motivera ändrad klassning, och analyser på denna övergripande nivå återspeglar inte effekter av de enskilda påverkansfaktorer, arter eller ekosystemkomponenter som tillsammans bidrar till det bedömda tillståndet för en ekosystemtjänst. Exempelvis ger förbättringar i status för en enskild fiskart inte utslag på status hos ekosystemtjänsten livsmedel när andra arter är oförändrade eller har försämrats. Det behövs alltså kraftiga förändringar för flera centrala arter eller ekosystemkomponenter för att det ska leda till en ändrad klassning.

Tabell 44. Bedömning av ekosystemtjänsters status i svenska havsområden. Grön ruta och symbolen bock ✓: god status, gul och symbolen streck –: måttlig status, röd och symbolen kryss ✗: dålig status. Ekosystemtjänsternas klassificering (beteckningarna S1, S2 och så vidare) är enligt Millenium Ecosystem Assessment och är de samma som i den förra bedömningen (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Statusbedömningen för 2023 är baserad på information om havsmiljöns status enligt de tidigare kapitlen i denna rapport (per deskriptor och havsområde, och för D1 per ekosystemkomponent), i kombination med en analys av hur dessa bidrar till respektive ekosystemtjänst. Bedömningen påverkas av att miljön har dålig status enligt de tidigare kapitlen i rapporten. Den kvalitativa statusbedömningen för 2018 ligger med för jämförelse.

Ekosystemtjänster	Statusbedömning år 2018			Statusbedömning år 2023		
	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
S1 Biokemiska kretslopp	Oförändrad –	Oförändrad –	Oförändrad –	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
S2 Primärproduktion	Oförändrad –	Oförändrad –	Oförändrad ✓	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
S3 Näringsvävsdynamik	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗
S4 Biologisk mångfald	Oförändrad –	Oförändrad –	Oförändrad –	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
S5 Livsmiljö	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✓	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Försämrad ✗
S6 Resiliens	Oförändrad –	Oförändrad –	–	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
R1 Klimatreglering	–	–	–	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
R2 Sedimentbevarande	Oförändrad –	Oförändrad –	Oförändrad ✓	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
R3 Minskad övergödning	–	–	–	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
R4 Biologisk rening	Oförändrad –	Oförändrad –	Oförändrad ✓	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
R5 Reglering av föroreningar	–	–	–	Försämrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗
P1 Livsmedel	Ökande ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗	Oförändrad ✗
P2 Råvaror	Ökande ✗	–	–	Oförändrad ✗	Försämrad ✗	Försämrad ✗

Ekosystemtjänster	Statusbedömning år 2018			Statusbedömning år 2023		
	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
P3 Genetiska resurser	✓	✓	✓	×	×	×
P4 Kemikalier	✓	✓	✓	Ej bedömt	Ej bedömt	Ej bedömt
P5 Utsmyckningar	✓	✓	✓	Ej bedömt	Ej bedömt	Ej bedömt
P6 Energi	✓	✓	✓	Ej bedömt	Ej bedömt	Ej bedömt

Mänskliga aktiviteter beroende av ekosystemtjänster

Tabell 45 visar en övergripande bedömning av hur beroende olika mänskliga aktiviteter är av olika ekosystemtjänster. Tabellen representerar ett urval (som är relevanta för Sverige) av aktiviteter listade i tabell 2a, bilaga 3 i havsmiljödirektivet. Analysen är gjord på en övergripande nivå och uppdelat på Nordsjön och Östersjön. Se kort metodbeskrivning i Faktaruta 19.

Resultaten från analysen visar att framförallt tre mänskliga aktiviteter är starkt beroende av tillgången på ekosystemtjänster: marin turism och rekreation, yrkesfiske samt fritidsfiske (Tabell 45, Figur 49). I analysen separeras marin turism och rekreation från fritidsfiske, för att synliggöra att fritidsfisket har en mer direkt koppling till tillgången på fisk som resurs än många andra former av turism, och för att områden för utövande är något olika (även om fritidsfisket i praktiken utgör en del av marin turism och rekreation).

Faktaruta 19. Metod för bedömning av mänskliga aktiviteter beroende av ekosystemtjänster

För att skatta sambandet mellan mänskliga aktiviteter och ekosystemtjänster användes en utveckling av tidigare metoder för semikvantitativ expertbedömning (Bryhn m.fl. 2015, 2020a) och av en tidigare utvecklad modell (Ivarsson m.fl. 2017). Detta då det inte finns tillräckligt med data för rent kvantitativa analyser. Metoden innebär att en grupp experter enas om ett värde mellan 0 och 4 för aktivitetens beroende av var och en av de 23 ekosystemtjänsterna som ingår i analysen. I den slutliga bedömningen adderas poängen för varje aktivitet till ett slutligt resultat.

Yrkesfisket är i första hand beroende av stödjande ekosystemtjänster som S3 Näringsvävsdynamik, S4 Biologisk mångfald och S5 Livsmiljö, men även av reglerade ekosystemtjänster, till exempel R3 Minskad övergödning, R4 Biologisk reglering och R5 Reglering av giftiga ämnen. Alla dessa ekosystemtjänster är en förutsättning för tillgången på P1 Livsmedel, det vill säga fisk och skaldjur. Fritidsfiske har samma beroende av stödjande ekosystemtjänster, men även kulturella ekosystemtjänster som C1 Rekreation, C5 Inspiration och C6 Naturarv skapar mervärde för fritidsfisket. För den marina turismen och rekreationen är stödjande ekosystemtjänster som S2 Primärproduktion, S4 Biologisk mångfald och S5 Livsmiljö viktiga, men även till exempel den reglerade ekosystemtjänsten R3 Minskad övergödning genom minskad algblomning och förbättrad vattenkvalitet. Därtill skapar tillgången på de kulturella ekosystemtjänsterna upplevelser för människor som besöker, bor och vistas vid havet. Det finns även flera havsbaserade aktiviteter vars beroende av enskilda ekosystemtjänster är lågt, de kan så att säga fortgå oavsett ekosystemtjänsternas tillstånd, men deras verksamhet är helt beroende av havet, exempelvis sjöfart,

hamnverksamhet och havsbaserad energi. För jord- och skogsbruk bedöms havets klimatreglerande förmåga, R1 Klimatreglering, vara den viktigaste ekosystemtjänsten.

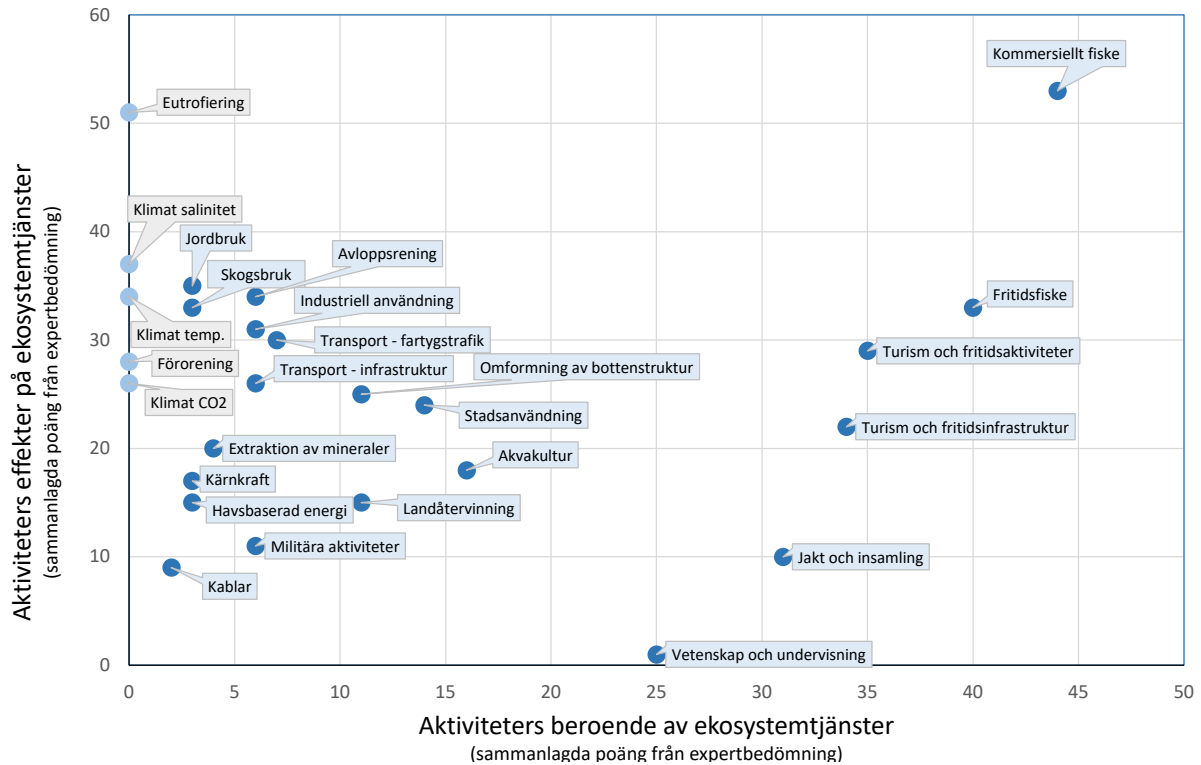
Relationen mellan mänskliga aktiviteter och ekosystemtjänsters status är i många fall dubbelriktad - utöver att vara beroende av ekosystemtjänster har många aktiviteter en effekt på miljön som påverkar statusen hos ekosystemtjänster. När man kombinerar informationen i Tabell 45 med motsvarande information om effekten samma aktiviteter har på ekosystemtjänsterna (Kraufvelin m.fl. 2018), ges en bild av hur dessa relationer samspelar (Figur 49).

Tabell 45. Aktiviteters beroende av ekosystemtjänster. Beroendet bedöms på en skala från 1 till 4, där 1 indikerar ett svagt beroende och 4 ett starkt beroende. En tom cell (ingen siffra) motsvarar inget beroende. Källa: Kraufvelin m.fl. 2018, men beroendet för aktiviteten Förnybar energi av tjänsten Råvaror har reviderats uppåt från 0 till 1. Yrkesfiskets beroende av Råvaror har likaså reviderats uppåt från 2 till 4.

Ekosystemtjänster	Förnybar Energi	Yrkesfiske	Vattenbruk	Hamnverksamhet	Jordbruk	Skogsbruk	Sjöfart	Industri	Reningsverk (utsläpp)	Marin turism/rekreation	Fritidsfiske
S1 Biokemiska kretslopp		1	1	1			1	1	1	1	1
S2 Primärproduktion		3								2	3
S3 Näringsvävsdynamik		4	1							1	4
S4 Biologisk mångfald		4	1							2	4
S5 Livsmiljö		4	1							2	4
S6 Resiliens		2	1							1	2
R1 Klimatreglering	1	1		1	2	2	1	1		1	1
R2 Sedimentbevarande		1		1			1				
R3 Minskad övergödning		4	1						1	2	1
R4 Biologisk reglering		4	1								1
R5 Reglering av föroreningar ⁵⁵		2	2						1	1	1
P1 Livsmedel		4	2	1			1		1	1	2
P2 Råvaror	1	4	1					1	1		
P3 Genetiska resurser ⁵⁶		1	1								
P4 Kemikalier		1						1			
P5 Utsmyckningar										1	1
P6 Energi	1	1						1			
C1 Rekreation				1			1			4	4
C2 Estetiska värden							1			4	2
C3 Vetenskap och utbildning	1	2	2					1	1		1
C4 Kulturarv		1	1	1	1	1	1			4	2
C5 Inspiration		1								4	4
C6 Naturarv		1								4	4

⁵⁵ Med R5 avses naturens bidrag till att binda giftiga ämnen i organiskt material som sedimenterar och till som en viss andel kvarhålls permanent i sedimentet på ackumulationsbottnar, så att ämnen transporterar bort från den biologiska cykeln.

⁵⁶ P3 avser genetiskt material för utsättning och odling.



Figur 49. Relation mellan mänskliga (marint relaterade) aktiviteter beroende av ekosystemtjänster (x-axeln) och de effekter samma aktiviteter har på ekosystemtjänsterna (y-axeln) när den beskrivna expertbedömningsmetoden används. Dessa relationer visas som mörkblå punkter. I tillägg har belastningar från tidigare mänskliga aktiviteter en fortsatt effekt på nuvarande tillgång till ekosystemtjänster. Dessa visas som ljusblåa punkter med kant och har värdet 0 på x-axeln då de är inte är beroende av nuvarande marina ekosystemtjänster. Källa: Modifierad till svenska från Bryhn m.fl. 2020a.

Fördjupning: ekosystemtjänster som yrkesfisket är beroende av

De ekosystemtjänster som yrkesfisket är beroende av har dålig status. Statusen hos den för yrkesfisket essentiella ekosystemtjänsten P1 Livsmedel bedöms som dålig på grund av en svag status hos de kommersiellt nyttjade fiskarterna, men även till exempel på förekomst av miljögifter. I Östersjön är förekomst av dioxiner i fisk ett hinder för försäljning och konsumtion av fet fisk, eftersom dessa omfattas av intagsbegränsande kostråd i Sverige och saluförbud i andra länder (Bryhn m.fl. 2015). Sett ur ett ekosystemperspektiv innebär dessa faktorer att yrkesfisket idag levererar under den kapacitet som kunde finnas om miljös status var långsiktigt hållbar, eftersom ekosystemet inte kan leverera det flöde av ekosystemtjänster som det har potential att göra. Flödet av ekosystemtjänster är framförallt begränsat för S3 Näringsvävdynamik, S5 Livsmiljö och P1 Livsmedel.

Fördjupning: ekosystemtjänster som den marina turismen är beroende av

Den marina turismen är beroende av miljös status på många sätt, inklusive genom kulturella ekosystemtjänster. Kulturella ekosystemtjänster har inte ingått i bedömningen i Tabell 44, eftersom dessa lämpligen behöver skattas med en annan metodik än den som användes där. Havs- och vattenmyndigheten (2018a) bedömde statusen som måttlig för de flesta kulturella ekosystemtjänster, förutom C3 Vetenskap och utbildning och C5 Inspiration som bedömdes ha god status. Dessa bedömningar är sannolikt fortfarande relevanta, baserat på den generella slutsatsen i denna rapport att miljös status inte har förbättrats mellan de två bedömningsperioderna. Den marina turismens attraktionskraft är därmed klart lägre än vad den skulle kunna vara vid ett scenario med genomgående god status. Ekosystemtjänsten C2 Estetiska värden är viktig för en attraktiv kustmiljö och för C1 Rekreation. Den påverkas i stor utsträckning av övergödningen som

försämrar såväl siktdjup som möjligheten till rekreation och bad. Även förekomsten av marint skräp påverkar upplevelsen av havsmiljön negativt (Bryhn m.fl. 2015). C4 Kulturarv representeras exempelvis av kustsamhällen, fiskelägen och marina vrak, och statusen har bedömts som måttlig. Förlusten av småskaligt fiske på grund av förändringar i yrkesfisket försvårar möjligheten att upprätthålla yrkesfiskets traditioner. Dagens miljöstatus innebär också sämre siktdjup vilket försämrar upplevelsen av rekreationsaktiviteter vid vattnet (Garpe 2008).

Ekonomisk statistik för näringar som är beroende av havet

I detta avsnitt beskrivs svensk ekonomisk statistik från 2014–2020 för de maritima näringar som är beroende av havet. Här beskrivs även värdet av nyttor kopplade till rekreation vid kusten, samt fiske.

Totalt uppgick nettoomsättningen av de marina näringarna till 106 miljarder kronor, förädlingsvärdet till 31 miljarder kronor och exporten till 12 miljarder kronor årligen, som ett årligt genomsnitt över sjuårsperioden 2014–2020. Förädlingsvärdet motsvarade 0,6 procent av den svenska bruttonationalprodukten såväl 2018–2019 som under covidåret 2020.

Transportsegmentet utgjorde den största andelen av de maritima näringarna både avseende den totala nettoomsättningen och förädlingsvärdet, medan exporten dominerades av segmentet ”teknik och produktion”. Vissa skillnader finns mellan olika havsområden. Nettoomsättningen inom den maritima sektorn har ökat över lag 2014–2020, och det har skett en effektivisering inom flera av dess segment.

Antalet gästnätter i besöksanläggningar i kustområdet har ökat över tid (åren 2014–2019). Det kommersiella fisket (yrkesfisket) har ökat i landningsvärde (åren 2014–2020), men antalet anställda i yrkesfisket har minskat. Under samma period har fritidsfisket varit oförändrat.

Detta avsnitt är en sammanfattning av en mera detaljerad analys som kommer att publiceras inom kort (Koehler m.fl. 2023), och där kommer detaljer kring statistiska trendanalyser och de ekonomiska indikatorer som tillhör analysen finnas tillgängliga.

Metod för analys av ekonomisk statistik för maritima näringar

I beskrivningen av trender i detta kapitel anges statistiskt signifikanta trender på 95 procents konfidensnivå, testade med linear mixed effects-modeller. Den maritima ekonomin analyserades avseende nettoomsättning, förädlingsvärde och export för fem näringssegment:

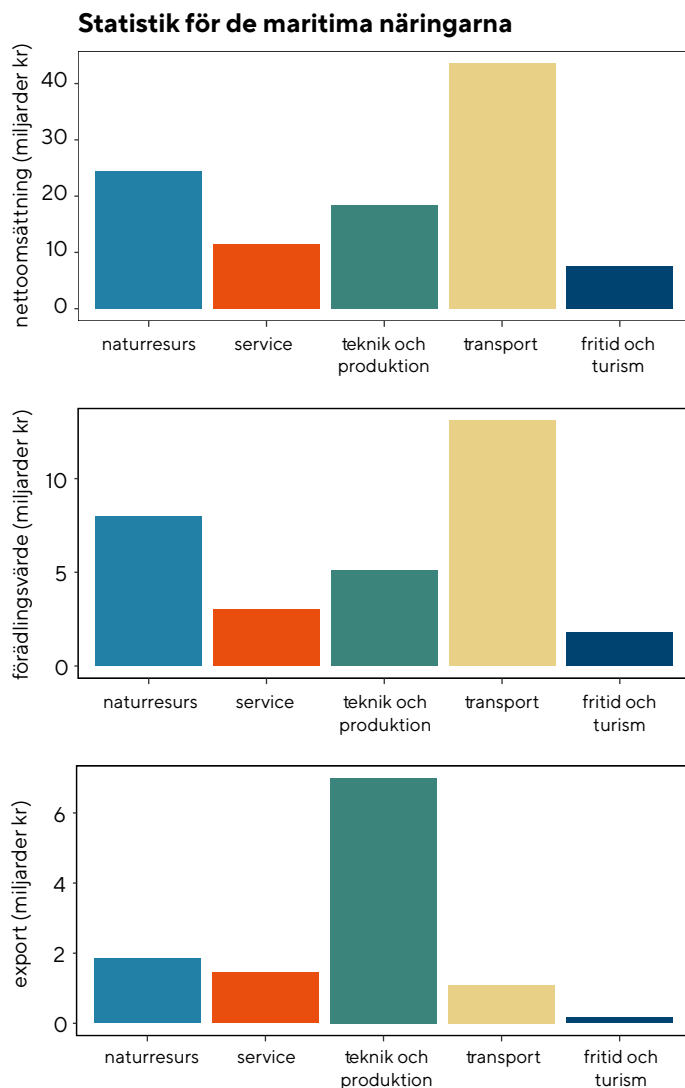
- ”havet som naturresurs”: fiske och vattenbruk, energi, mineraler och bioresurser,
- ”service”: skeppsmäkleri, försäkringsbolag och kommersiell sjömätning,
- ”maritim teknik och produktion”: varvs- och fritidsbåtsindustri, men även leverantörer av teknik och system samt andra underleverantörer till de maritima näringarna
- ”transport”: rederier, hamnar och logistikföretag, och
- ”fritid och turism”: färjetrafik och specialiserad butikshandel med båtar.

Analyserna har följt de kategorier av näringssegment som Statistikmyndigheten (SCB), som levererade huvudsakliga data till analysen, använder för maritim ekonomi. Kategorierna överensstämmer dock inte direkt med de kategorier som används inom HaV:s maritima strategi, och kan därför inte heller jämföras direkt. Detta gäller särskilt segmentet ”fritid och turism” som har en relativ begränsad definition i förhållande till all maritim fritids- och turismverksamhet. Till exempel ingår inte hotell- och restaurangverksamhet. Av den anledningen kompletterades analysen för detta marina näringssegment enligt SCB:s definition med data avseende fritidshus, besöksanläggningar och övernattnings i kustområdet (se Fördjupning: det ekonomiska värdet av rekreation vid kusten).

I statistiken användes löpande priser, alltså inte priser korrigerade för inflation eller köpkraft. Som "kustzon" definierades ett område som omfattas av kustkommuner inom 5 km avstånd från kusten. Dessa delades in i fyra grupper (områden): Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet (kommuner med upp till 10 000 invånare inom något av dessa tre havsområden) samt en kategori "Övriga (kust/kustnära)" (övriga kustkommuner med fler än 10 000 invånare samt kustnära inlandskommuner på mindre än 5 km avstånd från kusten). I begreppet "Hela riket" nedan ingår samtliga dessa fyra ej överlappande grupper.

Nettoomsättning, förädlingsvärde och export av de maritima näringarna

I genomsnitt över den studerade sjuårsperioden utgjorde transportsegmentet den största andelen av den totala nettoomsättningen och av förädlingsvärdet av de maritima näringarna (Figur 50). Ett exempel på ett förädlingsvärde inom transportsektorn är det tillförda värdet av ett rederis färjeverksamhet under ett års tid, minus värdet av verksamhetens insatsvaror. Exporten dominerades av segmentet "teknik och produktion". Även naturresurssegmentet har en av de större andelarna men det behöver då beaktas att vissa näringar som ingår här får sina resurser från andra länder, där exempelvis fisk, skal- och blötdjur bereds, behandlas för hållbarheten eller säljs i Sverige. Segmentet "Fritid och turism" hade enligt den använda klassningen (SCB:s definition) en relativt liten omsättning, vilket beror på att enbart färjetrafik och specialiserad butikshandel med båtar ingick. Det dataurval som gjordes för havs- och vattenmyndighetens maritima strategi, där exempelvis även hotell- och restaurangverksamhet inkluderades, visade i stället att marin turism är en dominerande marin näring i Sverige (Bryhn m.fl. 2020a, se även Figur 52). Skillnaden beror enbart på att olika dataurval har gjorts i de respektive analyserna.

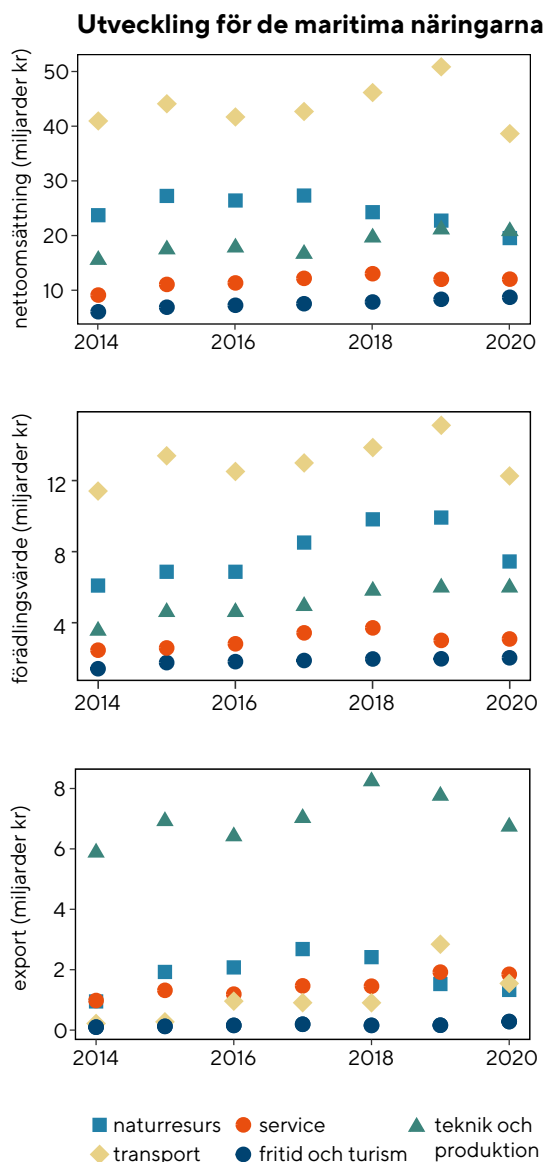


Figur 50. Total nettoomsättning, fördelingsvärde och export per maritimt näringssegment, i genomsnitt över sjuårsperioden 2014–2020 (miljarder kronor). Analys baserad på data från SCB. Notera att segmentet "Fritid och turism" här enbart innehåller färjetrafik och specialiserad butikshandel med båtar (SCB:s klassning), och därför visar en relativt liten omsättning. Fritid och turism är dock en viktig andel av den svenska maritima ekonomin om även till exempel hotell- och restaurangverksamhet inkluderas (Bryhn m.fl. 2020a).

Vissa skillnader finns mellan olika havsområden. Den största nettoomsättningen återfanns i kategorin "Övriga (kust/kustnära)". Bland de tre havsområdena, så var det totala antalet företag, antalet anställda, nettoomsättningen och exporten högst i Västerhavet, följt av Egentliga Östersjön (förutom för export som var högre i Bottniska viken). I Västerhavet dominerades nettoomsättningen av segmenten naturresurs, följt av teknik och produktion, och transport och i Egentliga Östersjön dominerade transport, följt av teknik och produktion, och naturresurs. I Bottniska viken och i övriga områden dominerade transportsegmentet, följt av naturresurs, och teknik och produktion.

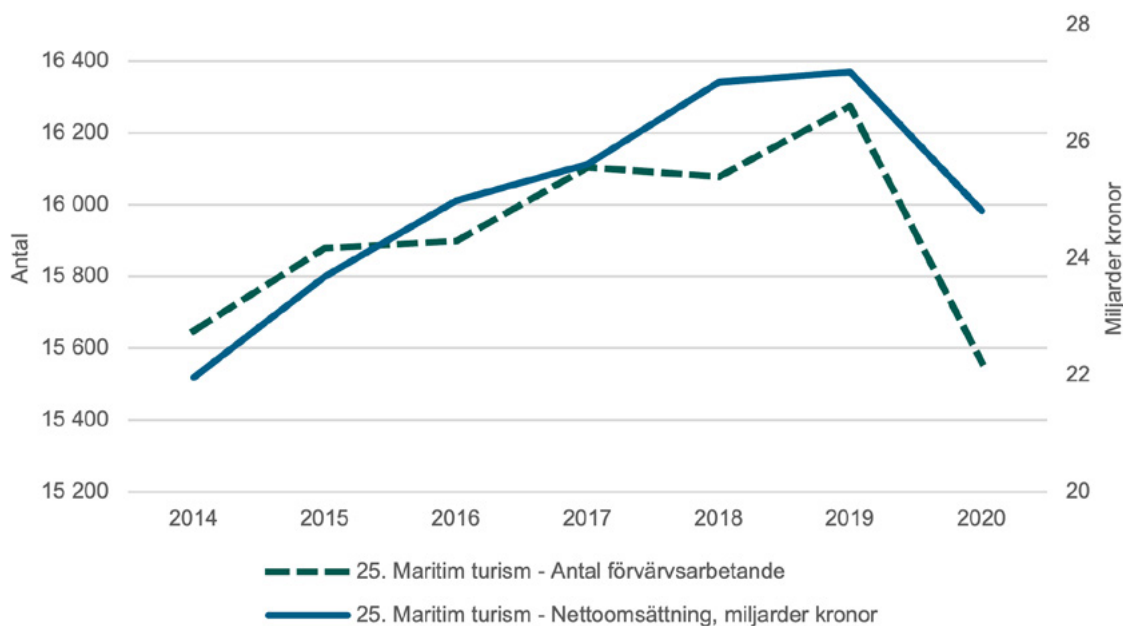
Tidstrender för maritima näringar

I texten nedan anges statistiskt signifikanta trender för de svenska maritima näringarna. För hela riket (kust/kustnära områden) syns under tidsperioden 2014–2020 en ökande nettoomsättning inom "service", "fritid och turism", samt "teknik och produktion" (inte inflationsjusterat). Om året 2020 (med covid-restriktioner) undantas syns även en ökande trend för transportsegmentet (Figur 51). Exporten har ökat under 2014–2020 inom "service", "fritid och turism", "transport", samt "teknik och produktion". Om man utelämnar år(en) med covid-restriktioner fanns även ökande trender inom "havet som naturresurs" åren 2014–2018, och inom "teknik och produktion" åren 2014–2019.



Figur 51. Trender i total nettoomsättning (överst), export (mitten) och förädlingsvärde (nederst) i de olika maritima näringssegmenten (miljarder kronor), under åren 2014–2020, enligt SCB klassificering. Analys baserad på data från SCB.

Förädlingsvärdet har ökat 2014–2020 inom ”teknik och produktion”, samt ”fritid och turism”, och, vid utelämnning av covid-år/en, även inom ”havet som naturresurs” (både under tidsperioden 2014–2018 och 2014–2019). I dessa trender kan det dock även spela in att data föreligger i rörliga priser utan korrigering för inflation. Även med det dataurval som gjordes för Sveriges (2015) maritima strategi har antalet sysselsatta och nettoomsättningen totalt sett ökat inom maritim turism i Sverige 2014–2020, med undantag för en nedgång under pandemiåret 2020 (Figur 52).



Figur 52. Maritim turism. Antal förvärvsarbetande och nettoomsättning (miljarder kronor) åren 2014–2020 inom maritim turism enligt den klassificering som används i Sveriges (2015) maritima strategi, där till exempel hotell- och restaurangverksamhet har inkluderats i näringssegmentet. Källa: Havs- och vattenmyndigheten⁵⁷.

Havsområdena skiljer sig åt i detta hänseende. Västerhavet har uppvisat de tydligaste förändringarna inom service-segmenten. Till exempel har antalet företag och anställda ökat, medan löner och andra ersättningar samt totalkostnader har minskat, vilket tyder på en expansion och effektivisering av sektorn. Däremot har antalet företag minskat i Västerhavet, inom "fritid och turism", "teknik och produktion", samt "havet som naturresurs". Effektiviseringar (det vill säga, minskade kostnader parallellt med ökande omsättning) syntes också inom "service" samt "fritid och turism" för Egentliga Östersjön, samt inom "teknik och produktion" för Egentliga Östersjön och Bottniska viken. En effektivisering har även skett inom "fritid och turism" i Bottniska viken. Däremot har segmentet "havet som naturresurs" minskat i Egentliga Östersjön och Bottniska viken. Mer detaljerad information om trender i enskilda ekonomiska indikatorer finns i en kommande rapport (Koehler m.fl. 2023).

Fördjupning: det ekonomiska värdet av fiske

Fiske brukar delas upp i de två kategorierna kommersiellt fiske (yrkesfiske) och fritidsfiske. För att närmare och mer explicit belysa det ekonomiska värdet av kommersiellt fiske och fritidsfiske i Sveriges hav redovisas här data för åren 2014–2020, från Havs- och vattenmyndigheten.

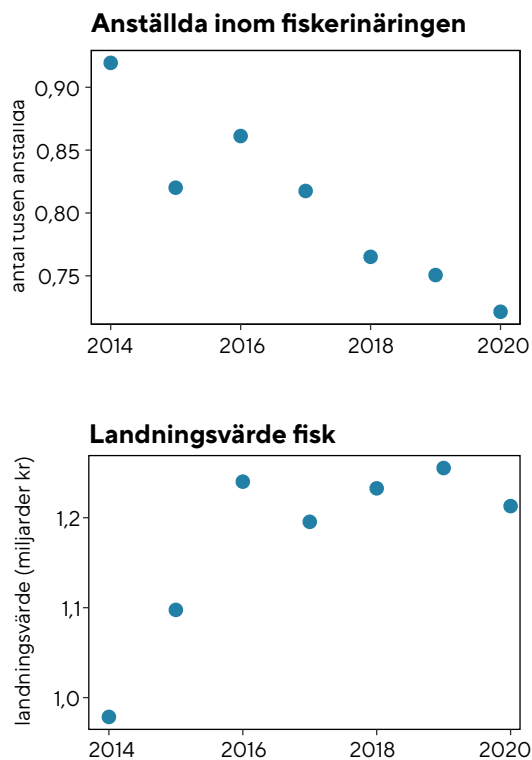
Kommersiellt fiske (yrkesfiske)

Sysselsättningen inom kommersiellt fiske har varierat mellan 720 och 920 heltidsekvivalenter under 2014–2020, med ett medelvärde av 810. Antalet företag inom maritimt kommersiellt fiske har minskat under lång tid, och sektorn omfattade 990 fartyg år 2022.

Antal anställda i kommersiellt fiske har minskat under den analyserade sjuårsperioden (Figur 53), medan landningsvärdet har ökat. Landningsvärdet var i genomsnitt 1,17 miljarder kronor, med en variation på 0,98–1,26 miljarder kronor under åren.

⁵⁷ Uppföljning av den maritima strategin, 2020, <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/program-projekt-och-andra-uppdrag/maritima-strategin/uppfoljning-av-den-maritima-strategin.html>

Mervärdet var 0,58 miljarder kronor i genomsnitt, och varierade mellan 0,45 och 0,63 miljarder kronor åren 2014–2020. I mervärdet fanns ingen signifikant trend, det vill säga det värde som kommersiellt fiske har tillfört till bruttonationalprodukten har varken ökat eller minskat.



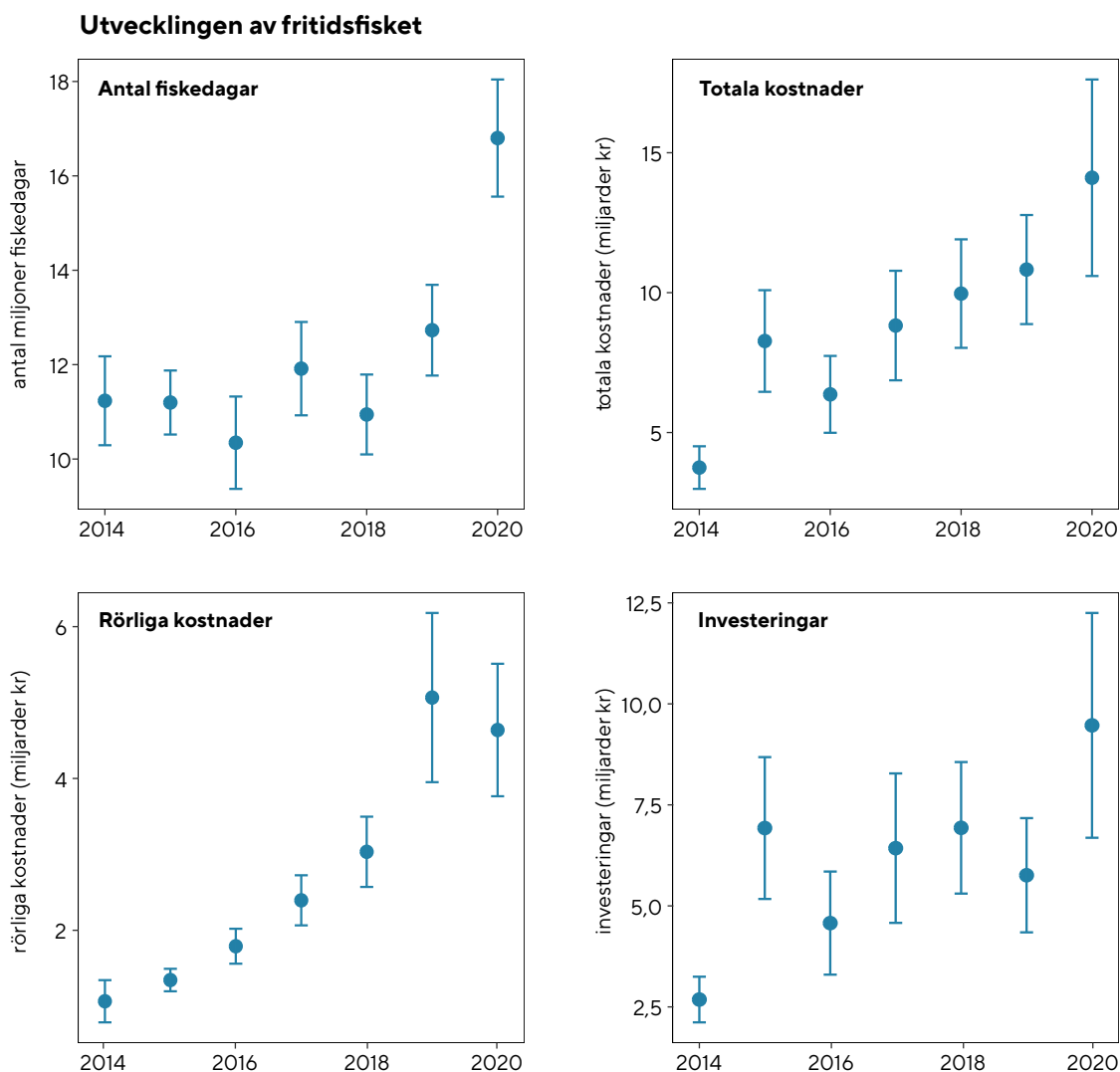
Figur 53. Ekonomiska indikatorer av kommersiellt fiske i Sveriges hav med antal anställda (i tusental, överst), landningsvärde (miljarder kronor, nederst). Källa: Havs- och vattenmyndigheten⁵⁸.

Fritidsfiske

Fritidsfiske innefattar sportfiske och husbehovsfiske. Drygt 600 000 personer bedrev fritidsfiske i Sveriges havsområden år 2022, varav de flesta i Egentliga Östersjön eller Västerhavet. Under tidsperioden 2014–2020 utgjorde fritidsfisket i genomsnitt 12,2 miljoner fiskedagar, med ett tydligt maxvärde under covid-pandemiet 2020. Investeringarna inom fritidsfiske (till exempel redskap, båtar) var i genomsnitt 6,1 miljarder kronor och varierade mellan 2,7 och 9,5 miljarder kronor.

Det har blivit dyrare att bedriva fritidsfiske under perioden, men detta har inte påverkat intresset nämnvärt. Inom fritidsfiske fanns inga signifikanta trender i antal fiskedagar eller investeringar under tidsperioden 2014–2020 (Figur 54), men de totala och rörliga kostnaderna har ökat.

⁵⁸ Havs- och vattenmyndigheten, SCB, Företagens ekonomi.



Figur 54. Dagar av fritidsfiske samt ekonomiska indikatorer för fritidsfiske i Sveriges hav (\pm standardfel): fiskedagar (i miljoner, överst till vänster), totala kostnader (i miljarder kronor, överst till höger), rörliga kostnader (i miljarder kronor, nederst till vänster) och investeringar (i miljarder kronor, nederst till höger), åren 2014–2020. Källa: Havs- och vattenmyndigheten.

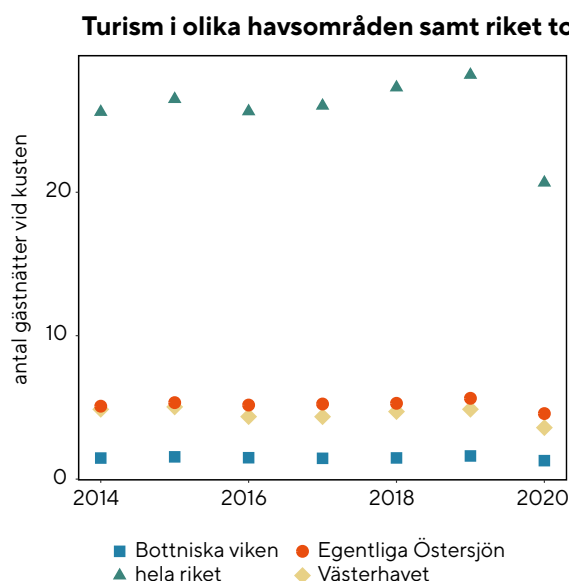
Fördjupning: det ekonomiska värdet av rekreation vid kusten

I statistiken för segmentet "Fritid och turism" i avsnitt 1.1 ingick färjetrafik och specialiserad butikshandel med båtar. I nedanstående stycke beskrivs statistik om antal fritidshus, besöksanläggningar och gästnätter vid kusten. Analysen baseras på data från SCB.

Antalet fritidshus per område visar var rekreation kopplat till havsmiljön sker. Antalet fritidshus i kustområdet är högst vid Egentliga Östersjön. Antalet fritidshus vid kusten var oförändrat åren 2014–2020 vid Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottniska viken, men ökade i kategorin "Övriga (kust/kustnära)". Antalet besöksanläggningar i kustområdet är högst vid Egentliga Östersjön, följt av Västerhavet och sedan Bottniska Viken. Antalet besöksanläggningar visade inga trender för sjuårsperioden 2014–2020.

Störst antal gästnätter i besöksanläggningar i kustområdet har rapporterats för Egentliga Östersjön, tätt följt av Västerhavet. Bottniska viken hade cirka en tredjedel så många årliga gästnätter som de andra två havsområdena. Låga antal gästnätter ses i hela riket för året 2020 (under covid-pandemin). Bortsett från detta speciella år finns det en ökande trend av antal gästnätter i hela riket (kust/kustnära), åren 2014–2019 (Figur 55). Huvuddelen av gästnätterna i kustområdet

sker under sommarmånaderna (juni till augusti). Andelen gästnätter under övriga delar av året har varierat mellan 28 och 35 %, och visade ingen trend under sjuårsperioden.



Figur 55. Antal gästnätter i kustområdet per havsområde, och i hela riket (kust/kustnära) (miljontal), åren 2014–2020. Analys baserad på data från SCB.

Värdet av god miljöstatus i svenska havsområden

För att skatta det samhällsekonomiska värdet av ett bibehållet, förbättrat eller försämrat miljötillstånd kan man med olika metoder beräkna vad olika åtgärder i havsmiljön skulle ge för nytta för människor och samhällen. Under de senaste åren har det gjorts ett antal sådana studier som har relevans för svenska havsområden. Även om dessa studier ofta innehåller svåravvägda antaganden och beräkningsosäkerheter, så ger de en viktig fingervisning om vilka värden som havets miljöstatus ger.

Det tycks exempelvis vara så att det skattade värdet för människor och samhällen av att nå god miljöstatus avseende övergödning i Östersjön enligt Helcom:s Aktionsplan för Östersjön⁵⁹ överstiger kostnaden för nödvändiga åtgärder (Ahtiainen & Öhman, 2014). Värdet av att nå god miljöstatus enligt Havsmiljödirektivet i finländska havsområden har skattats till 4,9–5,7 miljarder kronor årligen (Nieminen m.fl., 2019).

En liknande studie för svenska förhållanden har gjorts av Nordzell m.fl. (2020). Där undersöktes betalningsviljan för att uppnå god miljöstatus (enligt Havsmiljöförordningen) i svenska havsvatten 2040, som underlag för uppdateringen av åtgärdsprogrammet för havsmiljön. Studien använde en scenariovärderingsmetod (Stated Preferences) och baserades på resultaten av en enkät, besvarad av ett begränsat men representativt urval av den svenska befolkningen. Enligt studien var medianvärdet för respondenternas betalningsvilja för att nå god miljöstatus i haven 500 kr per år, och medelvärdet var 1 075 kr per år. Betalningsviljan varierade stort bland de tillfrågade, och 18 % saknade helt betalningsvilja för detta. Farliga ämnen var det havsmiljöproblem som ansågs viktigast att lägga offentliga medel på, följt av försvagade fiskbestånd och övergödning. Respondenter som vanligtvis vistades på västkusten hade en något högre betalningsvilja än de som vanligtvis vistades på ostkusten. Sammantaget skattades i Sverige en total betalningsvilja på 8,2 miljarder kronor årligen för att nå god miljöstatus i omgivande hav till 2040 (Nordzell m.fl.,

⁵⁹ Helcom Baltic Sea Action Plan, <http://www.helcom.fi/baltic-sea-action-plan>

2020). Detta var ett högre estimat än i den finländska studien av Nieminen m.fl. (2019), men det bör i det sammanhanget noteras att Sverige har en större befolkning än Finland (Finland hade en högre betalningsvilja per person). Det finns också metodologiska skillnader mellan studierna.

Sammanfattning och syntes av havets nyttjande

Svenska hav skulle kunna ge större samhällsekonomisk nytta om de var friskare. Den ekonomiska analysen visar att dagens miljötilstånd kraftigt begränsar tillgången på ekosystemtjänster. Yrkesfiske samt marin turism och rekreation tillhör de ekonomiska aktiviteter som framför allt påverkas av en försämrade havsmiljö. Betalningsviljan för åtgärder för att förbättra dagens tillgång på ekosystemtjänster till ett scenario där "god miljöstatus" uppnås har skattats till 8,2 miljarder kronor per år.

De ekosystemtjänster som yrkesfisket är beroende av har dålig status. Det innebär att yrkesfisket inte kan skapa lika stort ekonomiskt värde som det skulle kunna i ett scenario med god miljöstatus.

Statusen är måttlig eller dålig för nästan alla ekosystemtjänster som den marina turismen är beroende av. Ekosystemtjänster som rör estetiska värden och rekreation påverkas negativt av bland annat övergödning, marint skräp, och försämrade möjligheter att upprätthålla fiskets traditioner. Den marina turismens attraktionskraft är därmed lägre, och så även sektorns intäkter, än vad den skulle kunna vara vid ett scenario med genomgående god status.

Transportsegmentet har ett lågt beroende av ekosystemtjänster från havet.

Transporter utgjorde den största andelen av de maritima näringarna både avseende den totala nettoomsättningen och förädlingsvärdet under den studerade tidsperioden 2014–2020.

Det kommersiella fisket (yrkesfisket) har ökat i landningsvärde 2014–2020, men antalet anställda inom yrkesfisket har minskat. Under samma period var fritidsfiskets omfattning oförändrad. Antalet gästnätter i besöksanläggningar i kustområdet har ökat åren 2014–2019.

Totalt uppgick nettoomsättningen av de marina näringarna till 106 miljarder kronor per år i genomsnitt och den har överlag ökat inom den maritima sektorn över åren 2014–2020 (löpande priser). Förädlingsvärdet motsvarar 0,6 % av den svenska bruttonationalprodukten. Det finns en variation mellan olika havsområden angående relativ betydelse av de olika marina näringssegmenten, och i trender över tid.

Från bedömning till åtgärder: miljökvalitetsnormer som verktyg

Bedömningen av havsmiljöns tillstånd är, tillsammans med definitionen av god miljöstatus, utgångspunkten för havsförvaltningsarbetet. Om god miljöstatus inte nås eller för att upprätthålla god miljöstatus tas också miljökvalitetsnormer med indikatorer fram (19 § havsmiljöförordningen). Dessa finns i bilaga 3 i havsmiljöföreskrifterna (HVMFS 2012:18). Till miljökvalitetsnormerna finns indikatorer med målvärden för att bedöma om normerna följs (Faktaruta 20). Miljökvalitetsnormer med indikatorer ska uppdateras minst var sjätte år, baserat på utfallet av statusbedömningen. Arbetet med att ta fram ett fullt utvecklat system med miljökvalitetsnormer och tillhörande kvantifierbara indikatorer för uppföljning av normer och åtgärder pågår. I Tabell 46 ges en överblick av status för de miljökvalitetsnormer som finns beslutade 2023.

Faktaruta 20. Miljökvalitetsnormer

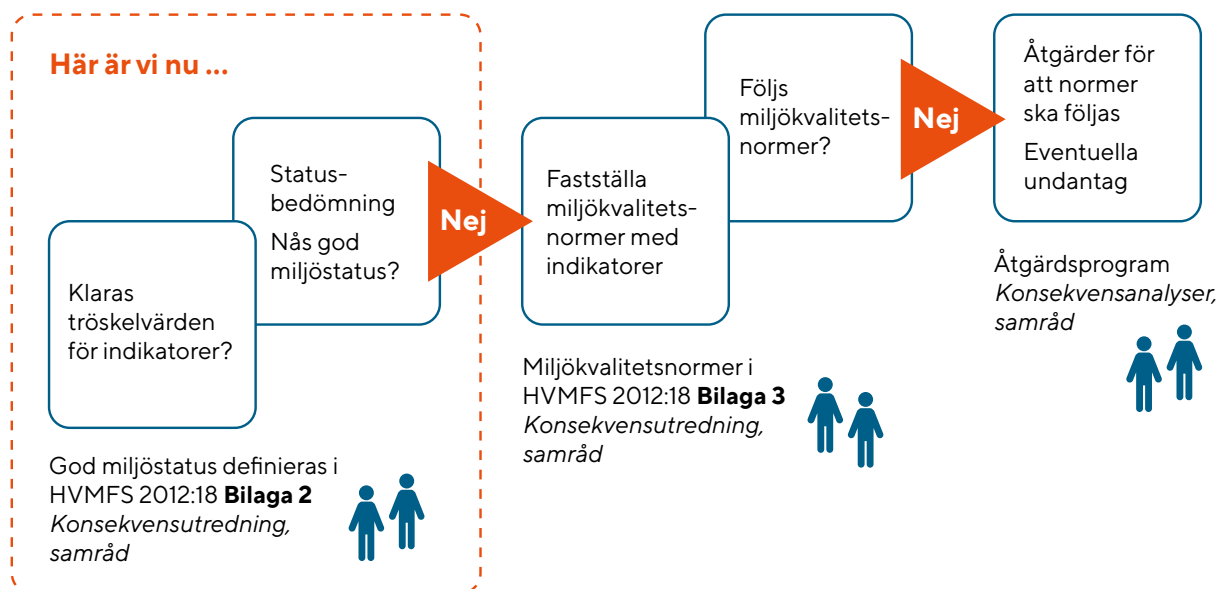
Miljökvalitetsnormer är styrmedel som ska se till att god miljöstatus i havsmiljöförvaltningen upprätthålls eller uppnås. Miljökvalitetsnormer kan ange föroreningsnivåer eller störningsnivåer som människor, miljö eller natur kan belastas med utan fara. De kan också bestå av gräns- eller riktvärden, indikera högsta eller lägsta förekomst av organismer i yt- eller grundvatten eller utgöras av de krav som ställs i övrigt på miljö kvalitet på grund av Sveriges EU-medlemskap. Jämför 5 kap 2 § Miljöbalken. I Sverige finns sedan tidigare miljökvalitetsnormer för vatten, luft och buller.

Miljökvalitetsnormerna ligger i sin tur till grund för bedömningen av vilka åtgärder som behöver ingå i åtgärdsprogrammet (24 § havsmiljöförordningen). När en miljökvalitetsnorm inte följs behövs ett helhetsperspektiv som belyser orsaker och konsekvenser för miljön och samhället, vad myndigheter och kommuner behöver göra samt hur bördan att minska påverkan ska fördelas mellan olika aktörer, källor och styrmedel. Åtgärdsprogrammet förbereds därför genom en "gap-analys" där kunskaper om åtgärder, kostnader, konsekvenser, med mera samlas in, som kompletterar och fördjupar informationen från statusbedömningarna.

Huvudsyftet med åtgärdsprogrammet är att miljökvalitetsnormerna med indikatorer ska kunna följas, och belastningen på havsmiljön minska. I Tabell 46 ges en överblick av vilka åtgärder som beslutats kopplat till respektive miljökvalitetsnorm. Notera att flertalet åtgärder inte går att sortera in under en enskild norm, eller tas fram med stöd av den övergripande normen om god miljöstatus. De inkluderar ÅPH 10, ÅPH 24–25, ÅPH 26–28, ÅPH 29–31, ÅPH 44–45.

I de fall det bedöms att god miljöstatus inte kan nås finns också vissa möjligheter till undantag (29 § havsmiljöförordningen) när det gäller vissa egenskaper eller i ett visst geografiskt område. De befintliga undantagen redovisas i kapitlen om tillstånd och belastningar.

I samband med uppdatering av föreskrifter och åtgärdsprogram tas också konsekvensbedömningar eller beskrivningar fram. Figur 56 visar flödet från statusbedömning till åtgärder.



Figur 56. Flödet inom havsmiljöförvaltningen (Sveriges marina strategi) från statusbedömning till åtgärder.

Tabell 46. Status gällande miljö kvalitetsnormer (2021) samt vilka åtgärder i åtgärdsprogrammet för havsmiljön 2022–2027 som beslutats kopplat till respektive miljö kvalitetsnorm⁶⁰.

Miljö kvalitetsnorm (MKN) HVMFS 2012:18	Bedömning MKN	Tillhörande indikator(er)	Åtgärder i åtgärdsprogrammet för havsmiljön
A.1 Tillförsel av näringsämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar koncentrationer av kväve och fosfor i havsmiljön som förhindrar att god miljöstatus uppnås	Normen följs inte	Indikator A.1.1 Tillförsel av kväve och fosfor	ÅPH 11 ÅPH 12 ÅPH 38
B.1 Tillförsel av farliga ämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar halter av farliga ämnen som förhindrar att god miljöstatus uppnås	Normen följs inte	Indikator B.1.1 Farliga ämnen i biota Indikator B.1.2 Tillförsel av farliga ämnen via atmosfärisk deposition Indikator B.1.3 Tillförsel av farliga ämnen från inlandsvatten	ÅPH 15 ÅPH 16 ÅPH 17 ÅPH 37 ÅPH 38 ÅPH 39 ÅPH 40 ÅPH 41
B.2 Farliga ämnen i havsmiljön som tillförs genom mänsklig verksamhet får inte orsaka negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystem	Normen följs inte	Indikator B.2.1 Skaltjocklek hos ägg från havsörn Indikator B.2.2 Antal och volymer av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp av olja och oljeliknande produkter Indikator B.2.3 Effekter av organiska tennföreningar på snäckor (imposex)	ÅPH 16 ÅPH 17 ÅPH 38

⁶⁰ Havs- och vattenmyndigheten (2021) Marin strategi för Nordsjön och Östersjön, Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022–2027 enligt havsmiljöförordningen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2021:20

Miljö kvalitetsnorm (MKN) HVMFS 2012:18	Bedömning MKN	Tillhörande indikator(er)	Åtgärder i åtgärdsprogrammet för havsmiljön
C.1 Havsmiljön ska vara fri från avsiktligt nyutsatta eller flyttade främmande arter och stammar, samt främmande arter spridda på annat sätt genom mänsklig verksamhet, som riskerar att negativt påverka den genetiska eller biologiska mångfalden eller ekosystemets funktion	Normen följs inte	Indikator C.1.1 Trend för introduktioner av nya främmande arter	ÅPH 1 ÅPH 3 ÅPH 33 ÅPH 15 ÅPH 17
C.3 Populationerna av alla naturligt förekommande fiskarter och skaldjur som påverkas av fiske har en ålders- och storleksstruktur samt beståndsstorlek som garanterar deras långsiktiga hållbarhet	Normen följs inte	Indikator C.3.1 Fiskeridödlighet Indikator C.3.2 Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade bestånd Indikator C.3.3 Hållbart nyttjande av nationellt förvaltade fisk- och skaldjurspopulationer	ÅPH 4 ÅPH 5 ÅPH 6 ÅPH 7 ÅPH 8 ÅPH 9 ÅPH 34 ÅPH 35 ÅPH 36 ÅPH 46
C.4 Förekomst, artsammansättning och storleksfördelning hos fisksamhället ska möjliggöra att viktiga funktioner i näringsväven upprätthålls	Normen följs inte	Indikator C.4.1 Storleksstruktur i fisksamhället i utsjövatten Indikator C.4.2 Storleksstruktur hos nyckelart av fisk i kustvatten – torsk Indikator C.4.3 Storleksstruktur hos nyckelart av fisk i kustvatten – abborre	ÅPH 46 ÅPH 4 ÅPH 5 ÅPH 6 ÅPH 7 ÅPH 8 ÅPH 9 ÅPH 34 ÅPH 35 ÅPH 36 ÅPH 44
D.1 Den av mänsklig verksamhet opåverkade havsbottenarealen ska ha en omfattning som ger förutsättningar för att upprätthålla bottenarnas struktur och funktion för respektive livsmiljötyp	Normen följs inte	Indikator D.1.1 Trend för fysisk störning på havsbotten från bottenråkning Indikator D.1.2 Fysisk förlust av sandbankar och rev	ÅPH 36
D.2 Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka	Bedömning inte möjlig	<i>Indikatorer till miljö kvalitetsnorm D.2 saknas</i>	ÅPH 36
D.3 Permanenta förändringar av hydrografiska förhållanden som beror på storskaliga verksamheter, enskilda eller samverkande, får inte påverka biologisk mångfald och ekosystem negativt	Normen följs	<i>Indikatorer till miljö kvalitetsnorm D.3 saknas</i>	ÅPH 13 ÅPH 14
E.1 Havsmiljön ska så långt som möjligt vara fri från skräp	Normen följs inte	Indikator E.1.1 Mängd skräp på referensstränder Indikator E.1.2 Mängd skräp på havsbotten	ÅPH 19 ÅPH 20 ÅPH 21 ÅPH 22 ÅPH 23 ÅPH 34 ÅPH 42
E.2 Mänskliga verksamheter ska inte orsaka skadligt impulsivt ljud i marina däggdjurs utbredningsområden under tidsperioder då djuren är känsliga för störning	Bedömning inte möjlig	<i>Indikatorer till miljö kvalitetsnorm E.2 saknas</i>	ÅPH 43

Förkortningar och ordlista

Förkortningar

ARV	Avloppsreningsverk (utsläpp via)
BQI	Status på makrofaunasamhället (Benthic Quality Index)
COMP	Gemensamt förfarande (Common Procedure)
DIN	Löst oorganiskt kväve (Dissolved Inorganic Nitrogen)
DIP	Löst oorganiskt fosfor (Dissolved Inorganic Phosphorus)
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EUNIS	European Nature Information System
GES	God miljöstatus (Good Environmental Status)
HaV	Havs- och vattenmyndigheten
HCB	Hexaklorbensen
HBCDD	Hexabromcyklododekan
HEAT	Helcom Eutrophication Assessment Tool
HELCOM	Helsingforskommissionen (Helsinki Commission)
HUB	Helcom Underwater Biotopes
HVMFS	Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter
ICES	Internationella havsforskningsrådet (International Council for the Exploration of the Sea)
MKN	Miljökvalitetsnorm
MSY	Maximal hållbar avkastning (Maximum Sustainable Yield)
OSPAR	Oslo-Pariskonventionen (the Oslo and Paris Convention)
PCB	Polyklorerade bifenyl (Polychlorinated Biphenyl)
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PFOS	Perfluoroktansulfonat
PLC	Sammanställning av belastning på Östersjön (Pollution Load Compilation)
TBT	Tributyltenn

Ordlista

Abundans	Populationstäthet, t.ex. antal individer per ytenhet.
Abrasion	Mekanisk nötning av en yta.
Alkalinitet	Vattnets förmåga att motstå försurning.
Anoxisk	Syrefri.
Baslinje	En baslinje är beskrivningen av ett tillstånd vid en specifik tidpunkt som kan användas som utgångspunkt vid bedömning av status. Baslinjen kan sättas utifrån (1) referensförhållanden, (2) en specifik tidpunkt eller tidperiod (t.ex. början av en tidsserie), eller (3) ett nuvarande tillstånd.
Belastning	Beskriver de av människan framkallade faktorer som orsakar förändringar i miljöns tillstånd.
Bentiska livsmiljöer/habitat	Livsmiljöer på havsbotten.
Bentiska samhällen	Organismer som sitter fast på, eller lever i, på, eller i närheten av havs-, sjö- eller flodbotten.
Biogena rev	Livsmiljö där bottenens fysiska struktur främst byggs upp av levande fastsittande organismer, till exempel blåmusslor (<i>Mytilus edulis</i>), ostron (<i>Ostrea edulis</i>) eller trekantmask (<i>Pomatoceros triquetus</i>).
Biota	Levande flora och fauna inom ett område.
Cirkalittoral	Zonen som ligger djupare än infralittoral, dvs. saknar algpåväxt och domineras främst av fastsittande eller rörliga djurarter (afotisk zon).
Demersal	Bottennära.
Deskriptor	I havsmiljödirektivet finns 11 deskriptorer vilka representerar temaområden som beskriver god miljöstatus i de marina ekosystemen på en övergripande nivå (2008/56/EG).
Ekosystemtjänst	De funktioner hos ekosystem som på något sätt kommer människan till godo, samt de egenskaper i systemet som upprätthåller och understödjer de funktioner som kommer människan till godo. Delas ofta in i producerande, kulturella, reglerande och stödjande ekosystemtjänster.
Fotisk zon	Område som nås av solljus.
God miljöstatus	Det önskvärda tillståndet i miljön. Bedömning om god miljöstatus uppnås eller inte görs för artgrupper, populationer eller livsmiljöer samt för belastningar.
Habitat/livsmiljö	Miljö där en viss växt- eller djurart kan leva.
Hårdbottnar	En sjö- eller havsbotten som består av klippor, stenblock eller mindre stenar. Hårdbottnar kan bestå av klippor, sten, block och andra hårda material. Alger och djur som lever på hårdbottnar är antingen permanent fastsittande på en plats eller har någon mekanism som gör att de kan suga eller på annat sätt hålla sig fast vid botten.

Indikator	En mätbar egenskap eller företeelse som används för ett specifikt syfte, t.ex. för att bedöma tillståndet i eller belastningen på miljön.
Infralittoral	Zonen som domineras av alger (fotisk zon).
Internbelastning	En belastning från en historiskt lagrad förorening (näringsämnen eller farliga ämnen) i t.ex. en sjö eller ett havsområde och som riskerar att frigöras. Ett exempel är fosfor som är bundet i sedimentet men kan frigöras vid syrebrist och bidra till övergödning.
Kaskadeffekter	En kaskadeffekt är en, ofta oförutsedd, händelsekedja beroende på en starthandling i ett system.
Kriteriekomponent	Ekosystemrelaterade komponenter, särskilt ekosystemets biologiska komponenter (arter, livsmiljöer och deras samhällen), eller de olika aspekter av belastningar på den marina miljön (biologiska, fysiska, ämnen, skräp och energi) som bedöms inom varje kriterium. Kriteriekomponenter specificeras i kommissionens beslut (EU) 2017/848 och fastställs för inledande bedömningen i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2012:18.
Kriterium	En aspekt av en deskriptor som specificerar exempelvis det miljötillstånd, påverkan eller belastning som ska undersökas för bedömningen av god miljöstatus. Kriterierna specificeras i kommissionens beslut (EU) 2017/848 och fastställs för inledande bedömningen i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2012:18. När det i texten exempelvis står D5C1 så betyder D5 att det handlar om deskriptor 5 och C1 att det är kriterium 1 under denna deskriptor som avses enligt EU-kommissionens beslut.
Kustvattentyp	Svenska kustvatten indelas i bedömningsområden kustvattentyper som framgår av HVMFS 2012:18 bilaga 1 kartorna 3–5. Typerna finns namngivna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2017:20.
Lekbiomassa	Lekbiomassan är den minsta mängden av könsmogna individer som behövs för att på längre sikt säkerställa fiskbeståndets storlek.
Livsmiljö	En miljö som kännetecknas av särskilda abiotiska egenskaper och associerade biologiska samhällen.
Livsmiljödirektivet	Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (benämns ibland art- och habitatdirektivet).
Makrofyter	Vattenväxter av varierad fylogenetiskt (olika släktskap) ursprung, t.ex. sjögräs, brunalger, kransalger.
Miljökvalitetsnorm	Ett juridiskt bindande styrmedel som infördes med miljöbalken 1999. En miljökvalitetsnorm, MKN, uttrycker den kvalitet som miljön i ett visst område ska uppnå.
Pelagial	Den fria vattenmassan.
Pelagiska livsmiljöer/habitat	Livsmiljöer i den fria vattenmassan.
Population	Enligt kommissionsbeslut (EU) 2017/848 ska när det gäller fisk begreppet populationer läsas som begreppet bestånd i den mening som avses i förordning (EU) nr 1380/2013, dvs. en marin biologisk resurs i ett visst område.

Påverkan	Beskriver effekter av mänskliga aktiviteter på ekosystemets olika komponenter.
Språngskikt	Skarp horisontell gräns mellan olika vattenmassor. Språngskikt kan uppstå genom att vattenmassorna har olika temperatur, termoklin, olika salthalt, haloklin eller kombination av dessa fysiska egenskaper.
Sämst styr	Uttryck som används vid sammanvägning av resultat (engelska "one out all out"). Betyder att det är det sämsta resultatet som bestämmer den sammanvägda bedömningen i det fall där flera parametrar, indikatorer eller kriterier används.
Tillstånd	En beskrivning av kvalitet och kvantitet på miljöns fysiska, kemiska och biologiska egenskaper.
Totalkväve	Begreppet används när olika former av kväve mäts tillsammans och ger ett mått på den totala kvävemängden och indikerar belastningen av kväve. Totalkväve innefattar ammonium, nitrat, nitrit och organiskt bundet kväve.
Totalfosfor	Begreppet används när olika former av fosfor mäts tillsammans och ger ett mått på den totala fosformängden och därmed indikerar belastningen av fosfor. Totalfosfor innefattar fosfat och organiskt bunden fosfor.
Tröskelvärde	Tröskelvärdet uttrycks vanligen som ett värde eller en trend. Gränsvärden ges exempelvis för farliga ämnen, där påverkan anses vara betydande om tröskelvärdet överskrids, eller för en arts populationsstorlek där artens långsiktiga överlevnad riskeras om tröskelvärdet underskrids. Om det tillstånd som uppmäts i miljön motsvarar den önskvärda sidan av tröskelvärdet, används uttrycket att "tröskelvärdet klaras".
Täthet	Se abundans.
Ytsubstrat	Det översta sedimentskiktet på havsbotten.

Referenser

- Aarup, T. 2002. Transparency of the North Sea and Baltic Sea – a Secchi depth data mining study. *Oceanologica*, 44:323–337.
- Ahtiainen, H. and Öhman, M.C. 2014. Ecosystem services in the Baltic Sea: valuation of marine and coastal ecosystem services in the Baltic Sea. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn.
- Algotsson, J. och Edman, M. 2019. Metodbeskrivning Kust-HYMO statusklassning. SMHI 2019-01-28.
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblitz, J., Teilmann, J., Tougaard, J., Tregenza, N., Wennerberg, D., Loisa, O., Brundiars, K., Kosecka, M., Kyhn, L.A., Tiberi Ljungqvist, C., Sveegaard, S., Burt, M. L., Pawliczka, I., Jussi, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlita, J., Lyytinen, S., Niemi, J., Šaškov, A., MacAuley, J., Wright, A.J., Gallus, A., Blankett, P., Dähne, M., Acevedo-Gutiérrez, A. and Benke, H. 2022 Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*, 12:e8554.
- Asakura, A. and Watanabe, S. 2005. *Hemigrapsus takanoi*, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). *Journal of Crustacean Biology*, 25:279–292.
- Barghorn, L., Meier, H. E. M. and Radtke, H. 2023. Changes in Seasonality of Saltwater Inflows Caused Exceptional Warming Trends in the Western Baltic Sea. *Geophysical Research Letters*, 50: e2023GL103853.
- Belgrano A. and Tomczak, M. 2023. Report for a Pilot Assessment of the EU MSFD descriptor D4 'food webs' for Kattegat. Underlagsrapport till Havs- och vattenmyndigheten.
- Bergkvist, P. 2021. L2021 nr 15 Kontroll av dioxiner och PCB i livsmedel 2014–2020. Livsmedelsverkets rapportserie. Livsmedelsverket, Uppsala.
- Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L. and Kraufvelin, P. 2018. Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing a no-take area with an environmental gradient. *Ambio*, 48:565–579.
- Bergström, U. och Erlandsson, M. 2022. Spiggens påverkan på rekryteringsområden för abborre och gädda i Östersjön. *Aqua notes 2022:1*. SLU, Institutionen för akvatiska resurser.
- Bonnavtalet. 2023. Särskilt utdrag ur registret för spill 2023. Personlig kommunikation med sekretariatet <https://www.bonnagreement.org/>
- Bruhn, R., Kannan, N., Petrick, G., Schulz-Bull, D.E. and Duinker, J.C. 1999. Persistent chlorinated organic contaminants in harbour porpoises from the North Sea, the Baltic Sea and Arctic waters. *Science of the Total Environment*, 237/238: 351–361.
- Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L. och Bergström, U. 2015. Ekosystemtjänster från svenska hav. Status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12. 92 s.
- Bryhn, A., Kraufvelin, P., Bergström, U., Vretborn, M. och Bergström, L. 2020a. A model for disentangling dependencies and impacts among human activities and marine ecosystem services. *Environmental Management*, 65:575–586.
- Bäcklin, B-M., Sköld, M., Cervin, L., Rojas Sepulveda, Y. och Persson, S. 2022. Späcktjocklek hos undersökta gräsälvar 2000–2021. Naturhistoriska riksmuseet, rapport nr 9 2022.

- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblit, J.C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L.A., Tiberi Ljungqvist, C., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K.E. and Acevedo-Gutiérrez, A. 2018. Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation*, 226:42– 53.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J-C. and Kornilovs, G. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *PNAS*, 106:197-202.
- Casini M., Kornilovs, G., Cardinale, G.M., Möllmann, C., Grygiel, W., Jonsson, P., Raid, T., Flinkman, J. and Feldman, V. 2011. Spatial and temporal density dependence regulates the condition of central Baltic Sea clupeids: compelling evidence using an extensive international acoustic survey. *Population Ecology*, 53:511–52.
- Christensen, V. and Walters, C.I.J. 2004. Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172:109–139.
- Conley, D.J., Björck, S., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni G., Gustafsson, B.G., Hietanen, S., Kortekaas M., Kuosa, H., Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Nordberg, K., Norkko, A., Nürnberg, G., Pitkänen, H., Rabalais, N.N., Rosenberg, R., Savchuk, O.P., Slomp, C.P., Voss, M., Wulff, F. and Zillén L. 2009. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 43:3412–3420.
- Dagys, M. and Hearn, R. 2018. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Velvet Scoter (*Melanitta fusca*) W Siberia & N Europe/NW Europe population. AEWA Technical Series No. 67. Bonn, Germany.
- De Cervo, A., Campbell, E. and Blenckner, T. 2024. Illustration of biodiversity status based on Baltic Sea Health Index (in preparation)
- Eklöf, J., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J., Eriksson, B.K. and Bergström, U. 2020. A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology*, 3:1–9.
- Eilola, K. 2023. Klimatanalys för havsmiljöförvaltningen - Inledande bedömning 2023. SMHI, Oceanografi publikation 133. (www.smhi.se/publikationer/publikationer/klimatanalys-for-havsmiljoforvaltningen-inledande-bedomning-2023-1.196728)
- EU. 2022. European Commission, 2022. MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD, May 2022.
- Filipovic, M., Berger, U. and McLachlan, M.S. 2013. Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 47:4088–4095.
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., de Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D. and Balmford, A. 2008. Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecological Applications*, 18:2050–2067.
- Garpe, K. 2008. Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Rapport 5873. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Griffiths, C.A., Winker, H., Bartolino, V., Wennhage, H., Orio, A. and Cardinale, M. 2023. Including older fish in fisheries management: A new age-based indicator and reference point for exploited fish stocks. *Fish and Fisheries*, 00:1–20.

- Gauss, M., Gusev, A., Aas, W., Hjellbrekke, A., Ilyin, I., Klein, H., Nyiri, A., Rozovskaya, O., Shatalov, V., Strijkina, I. and Travnikov, O. 2020. Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, Lead, Mercury, PCDD/Fs, PCB-153, and B(a)P to the Baltic Sea. EMEP MSC-W TECHNICAL REPORT 3/2020.
- Gusev, A., Shatalov, V., Ilyin, I. and Rozovskaya, O. 2021. Atmospheric deposition of BDE-99 on the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet (BSEFS).
- Gusev, A., Shatalov, V., Ilyin, I. and Rozovskaya, O. 2022. Atmospheric deposition of B(a)P on the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet (BSEFS).
- Hall, M., Stage, J., Tibblin, P. och Waldo, S. 2022. Spökfiskets påverkan på fiskeresursen. Havsmiljöinstitutet, Rapport nr 2022:07.
- Hansson, K., Andersson, H., Ejhed, H., Liljeberg, M., Olshammar, M., Skårman, T. Sörme, L., Dunsö, O. och Segerström, D. 2012. Diffusa emissioner till luft och vatten. Svenska Miljöemissionsdata. SMED Rapport Nr 106.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2012. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötilstånd och socioekonomisk analys. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2012:19.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018a. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018–2023. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018b. Symphony. Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2020a. B.1.2 Tillförelse av farliga ämnen via atmosfärisk deposition. Faktablad för att bedöma indikator till miljö kvalitetsnorm enligt 19 § havsmiljöförordningen. Version Nr.1.0, 2020-10 26.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2020b. B.1.3 Tillförelse av farliga ämnen från inlandsvatten. Faktablad för att bedöma indikator till miljö kvalitetsnorm enligt 19 § havsmiljöförordningen. Version Nr.1.0, 2020-10 26.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2020c. B.1.1 Farliga ämnen i biota. Faktablad för att bedöma indikator till miljö kvalitetsnorm enligt 19 § havsmiljöförordningen. Version Nr.1.0, 2020-10 26.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2020d. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Övervakningsprogram 2021–2026. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:26.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2021. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022–2027 enligt havsmiljöförordningen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2021:20.
- Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen. 2022. Utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg – kompletterande redovisning. Dnr/Beteckning TSG 2021-10420 och HaVDnr 4934-19
- HELCOM. 2018. Thematic Assessment of Radioactive Substances in the Baltic Sea, 2011-2015. Baltic Sea Environment Proceedings No. 151.
- HELCOM. 2021. Inputs of hazardous substances to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 179.
- HELCOM. 2023a. Abundance of waterbirds in the breeding season. Helcom core indicator report. Online 24 April 2024, <https://indicators.helcom.fi/indicator/waterbirds-breeding-season/>
- HELCOM. 2023b. Abundance of waterbirds in the wintering season. HELCOM core indicator report. Online. 24 April 2024, <https://indicators.helcom.fi/indicator/waterbirds-wintering-season/>

- HELCOM. 2023c. Reproductive status of seals. HELCOM core indicator report. Online. 27 June 2023, <https://indicators.helcom.fi/indicator/seal-reproduction/>
- HELCOM. 2023d. Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear. HELCOM core indicator report. Online. 4 June 2024, <https://indicators.helcom.fi/indicator/bycatch/>
- HELCOM. 2023e. State of the Baltic Sea. Third HELCOM holistic assessment 2016–2021.
- HELCOM. 2023f. Abundance and population trends of harbour porpoises. HELCOM pre-core indicator report. Online. 24 April 2024, <https://indicators.helcom.fi/indicator/harbour-porpoises-abundance/>
- HELCOM. 2023g. Thematic assessment of biodiversity 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings No.191.
- HELCOM. 2023h. Trends in arrival of new non-indigenous species. HELCOM core indicator report. Online. 2 May 2024, <https://indicators.helcom.fi/indicator/non-indigenous-species/>
- HELCOM. 2023i. Dissolved inorganic phosphorus (DIP). HELCOM core indicator report. Online. <https://indicators.helcom.fi/indicator/dissolved-inorganic-phosphorus/>
- HELCOM. 2023j. Inputs of nutrients to the sub-basins (2020). HELCOM core indicator report. Online. 12 September 2023, <https://indicators.helcom.fi/indicator/inputs-of-nutrients/>
- HELCOM. 2023k. Nutrient Input Ceiling (NIC) assessment 1995-2020 - Technical report, <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2023/12/Nutrient-Input-Ceilings-assessment-1995-2020-technical-report.pdf>
- HELCOM. 2023l. HELCOM Thematic assessment of hazardous substances, marine litter, underwater noise and non-indigenous species 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings No. 190.
- HELCOM. 2023m. Operational oil spills from ships. HELCOM core indicator report. Online, 26 June 2023, <https://indicators.helcom.fi/indicator/oil-spills/>
- HELCOM. 2023n. Hexabromocyclododecane (HBCDD) HELCOM core indicator report. Online. 14 September 2023, <https://indicators.helcom.fi/indicator/hbccdd/>
- HELCOM. 2023o. HELCOM Thematic Assessment on Spatial Distribution of Pressure and Impacts Assessment 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings No. 189.
- HELCOM. 2023p. HELCOM Thematic assessment of economic and social analyses 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings No. 188.
- HELCOM/ Baltic Earth, 2021. Climate Change in the Baltic Sea. 2021 Fact Sheet. Baltic Sea Environment Proceedings n°180. HELCOM/Baltic Earth 2021. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/09/Baltic-Sea-Climate-Change-Fact-Sheet-2021.pdf>
- ICES. 2019. Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES Scientific Reports. 1:22. 131 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4980>
- ICES. 2022a. ICES Fisheries Overviews, Baltic Sea ecoregion. ICES Advice 2022 – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21646934>
- ICES. 2022b. ICES Fisheries Overviews, Greater North Sea ecoregion. ICES Advice 2022 – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21641360>
- ICES. 2023a. Stock assessment graphs. Online. 12 September 2023, <https://standardgraphs.ices.dk/stockList.aspx>
- ICES. 2023b. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea ecoregion. Published 31 May 2023. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21820494>

- ICES. 2023c. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32, eastern Baltic stock (eastern Baltic Sea). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Baltic Sea ecoregion. Published 31 May 2023. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21820497>
- ICES. 2023d. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in subdivisions 22–31 (Baltic Sea, excluding the Gulf of Finland). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea ecoregion. Published 31 May 2023. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21820596>
- ICES. 2023e. Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 20–24, spring spawners (Skagerrak, Kattegat, and western Baltic). Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea and Greater North Sea ecoregions. Published 31 May 2023. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21907944>
- Ilyin, I., Rozovskaya, O., Shatalov, V. and Gusev, A. 2021. Atmospheric deposition of Copper on the Baltic Sea HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet (BSEFS).
- Ilyin, I., Travnikov, O., Rozovskaya, O. and Strizhkina, I. 2022. Trends in deposition of heavy metals to the OSPAR maritime area. EMEP Technical Report 1/2022.
- Ivarsson, M., Magnussen, K., Heiskanen, A.-S., Navrud, S. and Viitasalo, M. 2017. Ecosystem services in MSP: Ecosystem services approach as a common Nordic understanding for MSP. TemaNord 2017:536. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Johansson, J. and Undeman, E. 2020. Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other perfluorinated alkyl substances (PFASs) in the Baltic Sea – Sources, transport routes and trends. Helcom Baltic Sea Environment Proceedings No. 173.
- Josefsson, S. 2022. Results from the national environmental monitoring programme. Contaminants in Swedish offshore sediments 2003–2021. SGU-rapport 2022:08.
- Jüssi, M., Härkönen, T., Jüssi, I. and Helle, E. 2008. Decreasing ice coverage will reduce the reproductive success of Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) females. *AMBIO*, 37: 80–85.
- Kadin, M., Frederiksen, M., Niiranen, S. and Converse, S.J. 2019. Linking demographic and food-web models to understand management trade-offs. *Ecology and evolution*, 9: 8587–8600.
- Koehler, B., Mustamäki, N. and Bryhn, A. 2023. Ekonomisk analys av nyttjandet av Sveriges hav åren 2014–2020. SLU Aqua Note 2023:19e. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kraufvelin, P., Bergström, L., Bergström, U. and Bryhn, A. 2018. Relationships between human activities and marine ecosystem services. Report SLU.aqua.2017.4.2-207, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 33 s. DOI 10.13140/RG.2.2.16180.35200.
- Kuliński, K., Rehder, G., Asmala, E., Bartosova, A., Carstensen, J., Gustafsson, B., Hall, P.O.J., Humborg, C., Jilbert, T., Jürgens, K., Meier, H. E.M., Müller-Karulis, B., Naumann, M., Olesen, J. E., Savchuk, O., Schramm, A., Slomp, C.P., Sofiev, M., Sobek, A., Szymczycha, B. and Undeman, E. 2022. Biogeochemical functioning of the Baltic Sea. *Earth System Dynamics*, 13:633–685.s
- Lehikoinen, A., Christensen, T.K., Öst, M., Kilpi, M., Saurola, P. and Vattulainen, A. 2008. Large-scale change in the sex ratio of a declining Eider *Somateria mollissima* population. *Wildlife Biology*, 14:288–301.
- Lehikoinen, P., Alhainen, M., Frederiksen, M., Jaatinen, K., Juslin, R., Kilpi, M., Mikander, N and Nagy, S. 2022. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Common Eider: Baltic, North & Celtic Seas Population, Norway & Russia Population, Svalbard & Franz Josef Land Population. *Somateria m. mollissima* and *S. m. borealis*. AEWA Technical Series, no. 75, UNEP, AEWA, Bonn, Germany.

- Lindgren, M., Blenckner, T. and Stenseth, N. C. 2012. Nutrient reduction and climate change cause a potential shift from pelagic to benthic pathways in a eutrophic marine ecosystem. *Global Change Biology*, 18:3491–3503.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. and Voisin, A. 2016. Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data. IVL Svenska Miljöinstitutet, Report number C 183.
- Mattsson, K., de Lima, J.A., Wilkinson, T., Järnskog, I., Ekstrand, E., Sköld, Y. A., Gustafsson, M. and Hassellöv, M. 2023. Tyre and road wear particles from source to sea. *Microplastics and Nanoplastics*, 3:14.
- McLachlan, M. and Undeman, E. 2020. Dioxins and PCBs in the Baltic Sea. *Helcom Baltic Sea Environment Proceedings No. 171*.
- Miranda, L.S., Mills, C.E., Hirano, Y.M., Collins, A.G. and Marques A.C. 2018. A review of the global diversity and natural history of stalked jellyfishes (Cnidaria, Staurozoa). *Marine Biodiversity*, 48:1695–1714.
- Morelli, F., Laursen, K., Svitok, M., Benedetti, Y. and Møller, A.P. 2021. Eiders, nutrients and eagles: Bottom-up and top-down population dynamics in a marine bird. *Journal of Animal Ecology*, Volume 90:1844–1853.
- Naturvårdsverket. 2009. Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment. Rapport 5912.
- Naturvårdsverket. 2015. Åtgärdsprogram för hotade vadare på strandängar, 2015–2019. Rapport 6680.
- Naturvårdsverket. 2023. Utsläpp till luft. Sveriges officiella statistik, datum 2023-06-15. <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/luft/>
- Nieminen, E., Ahtiainen, H., Lagerkvist, C.J. and Oinonen, S. 2019. The economic benefits of achieving Good Environmental Status in the Finnish marine waters of the Baltic Sea. *Marine Policy*, 99:181–189.
- Nilsson, L. and Haas, F. 2016. Distribution and numbers of wintering waterbirds in Sweden in 2015 and changes during the last fifty years. *Ornis Svecica*, 26:3–54.
- Nordzell, H., Wahtra, J., Hasselström, L. and Wallström, J. 2020. Värdet av att uppnå god miljöstatus i svenska havsvatten – Betalningsviljestudie. Rapport 2020:8. Anthesis, Stockholm.
- Olin, A.B., Olsson, J., Eklöf, J.S., Eriksson, B.K., Kaljuste, O., Briekmane, L. and Bergström, U. 2022. Increases of opportunistic species in response to ecosystem change: the case of the Baltic Sea three-spined stickleback. *ICES Journal of Marine Science*, 79:1419–1434.
- Ospar. 2017. Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/climate-and-ocean-acidification/>
- OSPAR. 2021. Comprehensive Study and assessment of Riverine Inputs and Direct Discharges (RID). OSPAR Contracting Parties' RID 2019 Data Report. OSPAR Monitoring and Assessment Series.
- OSPAR. 2023a. Quality Status Report 2023. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/>
- OSPAR, 2023b. Food webs Thematic Assessment. In: OSPAR, 2023: Quality Status Report 2023. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/thematic-assessments/food-webs/>

- Paczkowska, J., Rowe, O., Schlüter, L., Legrand, C., Karlson, B. and Andersson, A. 2016. Allochthonous matter: an important factor shaping the phytoplankton community in the Baltic Sea. *Journal of Plankton Research*, 39:23–34.
- Popper, A.N. and Hawkins, A.D. 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, 94:692–713.
- Rice, L.N., Lindsay, S., and Rawson, P. 2018. Genetic homogeneity among geographically distant populations of the blister worm *Polydora websteri*. *Aquaculture Environment Interaction*, 10:437–446.
- Rintala, J., Hario, M., Laursen, K. and Møller, A.P. 2022. Large-scale changes in marine and terrestrial environments drive the population dynamics of long-tailed ducks breeding in Siberia. *Scientific Reports*, 12: 12355.
- Rodrigues, S.M., Elliott, M., Almeida, C.M.R. and Ramos, S. 2021. Microplastics and plankton: Knowledge from laboratory and field studies to distinguish contamination from pollution. *Journal of Hazardous Materials*, 417:126057.
- Safi, G., Giebels, D., Arroyo, N.L., Heymans, J.J., Preciado, I., Raoux, A., Schückel, U., Tecchio, S., de Jonge, V.N. and Niquil, N. 2019. Vitamine ENA: a framework for the development of ecosystem-based indicators for decision makers. *Ocean & Coastal Management*, 174:116–130.
- Sandén P. and Håkansson B. 1996. Long-term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography*, 41:346–351.
- Scotti, M., Opitz, S., MacNeil, L., Kreutle, A., Pusch, C. and Froese, R. 2022a Ecosystem-based fisheries management increases catch and carbon sequestration through recovery of exploited stocks: The western Baltic Sea case study. *Frontiers in Marine Science* 9.
- Schack, H., Ruiz, M., Andersson, M. and Zweifel, U.L. 2019. Noise sensitivity of animals in the Baltic Sea. *HELCOM Baltic Sea Environment Proceedings* No. 167.
- Segerson, K. 2017. Valuing environmental goods and services: an economic perspective. In *A primer on nonmarket valuation* (pp. 1-25). Springer, Dordrecht.
- Siebert, U., Stürznickel, J., Schaffeld, T., Oheim, R., Rolvien, T., Prenger-Berninghoff, E., Wohlsein, P., Lakemeyer, J., Rohner, S., Aroha Schick, L., Gross, S., Nachtsheim, D., Ewers, C., Becher, P., Amling, M. and Morell, M. 2022. Blast injury on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea after explosions of deposits of World War II ammunition. *Environment international* 15; 159:107014.
- Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H.W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M.M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipnice, A. and Wahl, J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. *Nordic Council of Ministers, Copenhagen. TemaNord* 2011:550.
- SLU Artdatabanken. 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala
- Soerensen, A.L. and Faxneld, S. 2023a. Graphic and statistical overview of temporal trends and spatial variations within the Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Marine Biota (until 2021 year's data), Swedish Museum of Natural History, Stockholm. 5:2023.
- Soerensen, A. L. and Faxneld, S. 2023b. Per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) within the Swedish Monitoring Program for Contaminants in Marine Biota. Swedish Museum of Natural History, Stockholm. Report 6:2023.

- Sundqvist, L., Härkönen, T., Svensson, C.J., Harding, K.C. 2012. Linking Climate Trends to Population Dynamics in the Baltic Ringed Seal: Impacts of Historical and Future Winter Temperatures. *AMBIO*, 41:865–872.
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. and Blaber, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 5: 531–547.
- Tomczak, M.T., Müller-Karulis, B., Blenckner, T., Ehrnsten, E., Eero, M., Gustafsson, B., Norkko, A., Otto, S.A., Timmermann, K. and Humborg, C. 2021. Reference state, structure, regime shifts, and regulatory drivers in a coastal sea over the last century: The Central Baltic Sea case. *Limnology and Oceanography*, 67:S266–S284.
- Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, R. och Giljam, C. 2020. Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12.
- Undeman, E. and Johansson, J. 2020. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Baltic Sea – Sources, transport routes and trends. *Helcom Baltic Sea Environment Proceedings No.172*.
- van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J., Strand, J., Eriksson, J., Galgani, F., Gräwe, D., Schulz, M., Vlachogianni, T., Press, M., Blidberg, E. and Walvoort, D. 2020. A European Threshold Value and Assessment Method for Macro Litter on Coastlines. EUR 30347 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020.
- Verween, A., Kerckhof, F., Vincx, M. and Degraer, S. 2006. First European Record of the Invasive Brackish Water Clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Mollusca: Bivalvia). *Aquatic Invasions*, 1:198–203.
- Žydėlis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. and Garthe, S. 2009. Bycatch in gillnet fisheries – An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation*, 142: 1269–1281.
- Žydėlis, R., Small, C. and French, G. 2013. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation*, 162: 76–88.
- Wennhage, H., Naddafi, R., Mustamäki, N., Orio, A., Bergström, L., Sköld, M., Bergenius, M., Valentinsson, D. och Olsson, J. 2021. Påverkansanalys fisk – till åtgärdsprogram för havsmiljön. *Aqua reports 2021:22*. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
- Ytreberg, E., Hansson, K., Hermansson, A.L., Parsmo, R., Lagerström, M., Jalkanen, J.P. and Hassellöv, I.M. 2022. Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 182:113904.
- Österblom, H., Casini, M., Olsson, O. and Bignert, A. 2006. Fish, seabirds and trophic cascades in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 323:233–238.

Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024–2029

Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys

Havs- och vattenmyndigheten har gjort en statusbedömning av miljötillståndet i svensk havsmiljö 2016–2021. Baserat på resultaten görs en socioekonomisk analys och ekosystemtjänstanalys av havets nyttjande. Rapporten ingår i det svenska genomförandet av EU:s havsmiljödirektiv.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna

**Havs
och Vatten
myndigheten**