

Ekosystemtjänster från svenska hav

Status och påverkansfaktorer



Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2015-09-16

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
Omslagsfoto: Zeynep Pekcan-Hekim
ISBN 978-91-87025-83-9
Tryck: e-print Stockholm 2015

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

Ekosystemtjänster från svenska hav

Status och påverkansfaktorer

Andreas Bryhn¹, Mats Lindegarth², Lena Bergström¹ och Ulf
Bergström¹

¹Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska
resurser (SLU Aqua).

²Havsmiljöinstitutet (HMI); Göteborgs universitet, Institutionen för
marina vetenskaper.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12

Förord

Havs- och vattenmyndigheten är nationell förvaltningsmyndighet med uppdrag att främja bevarande, restaurering och hållbar användning av sjöar, vattendrag, kust och hav.

För att långsiktigt kunna förvalta havets resurser och uppnå miljökvalitetsmålet *Hav i balans samt levande kust och skärgård*, som Sveriges riksdag beslutat om, krävs god kunskap om havets och dess ekosystemtjänster. Begreppet ekosystemtjänster är ett sätt att beskriva vad det marina ekosystemet levererar. Vi ser ekosystemtjänstanalyser som ett användbart verktyg för att visualisera och beskriva värdet av havets tjänster såsom produktion av syre och fisk, nedbrytning av näringsämnen och miljögifter.

Den här rapporten syftar till att ge ökad kunskap om statusen för de marina ekosystemtjänsterna och kopplingen till mänsklig påverkan i svenska havsområden. Rapporten är en utveckling och uppdatering av Naturvårdsverkets tidigare rapport ”Ecosystem services provided by the Baltic Sea and the Skagerrak” från 2008.

Inom ramen för FN:s konvention om biologisk mångfald antog världens länder år 2010 en strategisk plan för att hejda förlusten av biologisk mångfald. Detta är en förutsättning för att ekosystemen ska kunna fortsätta att tillhandahålla viktiga ekosystemtjänster. Planen innehåller 20 delmål, de så kallade Aichimålen, som handlar om att minska den direkta påverkan och förbättra situationen för biologisk mångfald, samt att öka nyttan av ekosystemtjänster för alla. Det andra Aichimålet lyder att ”senast 2020 har den biologiska mångfaldens värden integrerats i nationella och lokala utvecklings- och fattigdomsbekämpningsstrategier och planeringsprocesser, och är under införlivandet på lämpligt sätt i nationella räkenskaps- och rapporteringssystem”.

Dessa målsättningar har legat till grund för EU:s strategi för biologisk mångfald för perioden 2011 t.o.m. 2020. Nationellt har Aichimålen varit betydelsefulla för regeringspropositionen *En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster* (2013/14), samt för utformningen av ett nytt etappmål inom det svenska miljömålssystemet om att ”senast år 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt”.

Vi hoppas att den här rapporten som tagits fram av Havsmiljöinstitutet och Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges lantbruksuniversitet ska fungera som källa till kunskap som stödjer det fortsatta åtgärdsarbetet med siktet inställt på en långsiktigt hållbar förvaltning av havet och dess ekosystem.

För rapportens innehåll svarar författarna själva.

Göteborg 16 september 2015

Anna Jöborn, avdelningschef vid Kunskapsavdelningen

SAMMANFATTNING.....	9
SUMMARY	10
1. INTRODUKTION	12
1.1. Rapportens syfte och avgränsningar	12
1.2. Begreppet ekosystemtjänster	13
1.3. Ekosystemtjänsters värde	15
1.4. Ekosystemtjänster, miljömål och förvaltning	16
2. METODIK.....	18
2.1. Statusbedömning av ekosystem och ekosystemtjänster	18
2.2. Skillnader jämfört med 2008 års bedömning	19
2.3. Metodik för bedömningen	21
2.3.1. Bedömning av påverkansfaktorer	21
2.3.2. Bedömning av ekosystemtjänsternas status	22
3. BEDÖMNINGAR AV EKOSYSTEMTJÄNSTER.....	25
3.1. Upprätthållande av biogeokemiska kretslopp (S1)	26
3.2. Primärproduktion (S2)	30
3.3. Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik (S3)	33
3.4. Upprätthållande av biologisk mångfald (S4).....	35
3.5. Upprätthållande av livsmiljöer (S5).....	37
3.6. Upprätthållande av ekosystemets resiliens (S6).....	40
3.7. Luft- och klimatreglering (R1)	42
3.8. Kvarhållande av sediment (R2)	43
3.9. Reglering av övergödning (R3).....	46
3.10. Biologisk reglering (R4).....	48
3.11. Reglering av giftiga ämnen (R5).....	50
3.12. Tillhandahållande av livsmedel (P1)	52
3.13. Tillhandahållande av råvaror (P2)	58
3.14. Tillhandahållande av genetiska resurser (P3).....	60
3.15. Tillhandahållande av resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin (P4)	61
3.16. Utsmyckningar (P5)	63
3.17. Energi (P6)	63
3.18. Utrymme och vattenvägar (P7)	64
3.19. Rekreation (C1)	65
3.20. Estetiska värden (C2)	69
3.21. Vetenskap och utbildning (C3).....	70
3.22. Kulturarv (C4).....	71

3.23. Inspiration (C5)	73
3.24. Naturarv (C6).....	74
4. KARTLÄGGNING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER.....	76
4.1 Geografisk bedömning av status hos ekosystemtjänster	77
5. FORTSATT ARBETE	78
6. TACKORD	79
7. REFERENSER	80
APPENDIX	88

Sammanfattning

Människan har på många sätt stor nytta av havens ekosystem. Ekosystemen i haven producerar syrgas, atmosfäriskt vatten och livsmedel, och de ger inspiration, rekreationsmöjligheter och mycket mer, ofta utan att det kostar något. Att tala om ekosystemens nyttor för människor som *ekosystemtjänster* är ett sätt att synliggöra dessa nyttor. Ekosystemtjänster ger ett kompletterande perspektiv till exempelvis de naturvetenskapliga aspekterna och används i förvaltningen, politiken och samhällsdebatten. Att värdera ekosystemtjänster kan leda till att miljöproblem åtgärdas om dessa utgör kostnad för samhället vilken inte reflekteras i marknadsvärden.

Ekosystemtjänster som begrepp har fått ett allt större genomslag i hanteringen av havsmiljöfrågor. Ekosystemtjänster ingår exempelvis i EU:s havsmiljödirektiv och en rad andra direktiv och policys. Denna rapport syftar till att bedöma statusen för havsbaserade ekosystemtjänster i Sverige, liksom till att utvärdera deras koppling till mänsklig påverkan. Statusbedömningen avser de tre havsområdena inom svenskt territorialhav och ekonomisk zon: Västerhavet, Egentliga Östersjön samt Bottniska viken. De tre statusklasser som används är god, måttlig och dålig. Flera av ekosystemtjänsterna statusbedöms med hjälp av indikatorer eller miljö kvalitetsnormer, och en sådan typ av bedömning kommer troligtvis att bli vägledande inför framtida arbete med ekosystemtjänster. Andra ekosystemtjänster statusbedöms baserat på aktuell litteratur inom respektive område.

Mänskliga påverkansfaktorer, det vill säga mänskliga aktiviteter som ger en belastning på miljön såsom övergödning, klimatförändringar, marint skräp och selektivt uttag av fisk, har utvärderats utifrån hur stor deras samlade påverkan är på ekosystemtjänsterna baserat på aktuellt kunskapsläge. Påverkansfaktorerna har bedömts utifrån om de har en liten eller osannolikt negativ, måttligt negativ eller stor negativ samlad påverkan på ekosystemtjänsternas status. Där betydande kunskapsluckor finns har detta angetts.

De ekosystemtjänster som bedöms ha dålig status (tabell 3) är upprätthållande av näringsvävar samt livsmedelsförsörjning (i samtliga svenska havsområden), upprätthållande av livsmiljöer (i Västerhavet och Egentliga Östersjön), samt tillhandahållande av råvaror (i Västerhavet). Ekosystemtjänster som bedöms ha god status är till exempel energiförsörjning och tillhandahållande av genetiska resurser, samt inspiration. Det finns även många ekosystemtjänster vars status bedöms som måttlig, exempelvis naturarv, rekreation samt upprätthållande av biologisk mångfald. Allmänt sett har Bottniska Viken en något bättre status avseende ekosystemtjänster än övriga havsområden, vilket beror på en mindre mänsklig påverkan på havsmiljön. Västerhavet och Egentliga Östersjön skiljer sig åt för ekosystemtjänsten tillhandahållande av råvaror, som har god status i Västerhavet och måttlig status i Egentliga Östersjön. I övrigt har de två områdena en likartad statusbild överlag.

Bland påverkansfaktorerna bedömdes övergödning ha en stor negativ samlad påverkan på upprätthållande av livsmiljöer samt primärproduktion. Klimatförändringarnas ökade kolhalt i havet har en stor negativ samlad påverkan på biogeokemiska cykler. Ett stort uttag av fisk har en stor negativ samlad påverkan på upprätthållande av näringsvävar samt på försörjning av livsmedel.

Summary

Humans benefit greatly, and in many ways, from marine ecosystems. Marine ecosystems produce oxygen, atmospheric water and food, and they give inspiration, recreational opportunities and much more, often for free. Referring to the benefits for people from marine ecosystems as *ecosystem services* is a way to make them visible to society. Ecosystem services provide a complementary perspective to the natural scientific aspects, and are used in management, policymaking and the public debate regarding the sea. Valuing ecosystem services can initiate abatement of environmental problems in cases when these have a societal cost which is not reflected in market values.

Ecosystem services as a concept has become increasingly influential in the marine environmental policy. Ecosystem services are for instance included in the EU's Marine Strategy Framework Directive and a number of other international directives and agreements. This report aims to classify the status of marine ecosystem services in Sweden, as well as to evaluate their main anthropogenic pressures. The status classification is made with regard to the three different marine sub-regions of the Swedish economic zone: the Kattegat and Skagerrak, the Baltic Proper, and the Gulf of Bothnia. The three status classes applied are good, moderate and poor. Several of the ecosystem services are classified using indicators or environmental quality norms, and this approach is likely to be central in future assessments of ecosystem services. Other ecosystem services are status classified based on recent literature within the respective fields.

Anthropogenic pressures due to human activities such as nutrient over-enrichment, climate change, marine litter and extensive fishing, which exert pressure on the environment, are evaluated based on their assessed overall impact on the ecosystem services according to current available knowledge. The overall impacts on the ecosystem services are assessed as small or unlikely negative, moderate negative or large negative. Significant knowledge gaps are highlighted wherever found appropriate.

Ecosystem services classified as having bad status (Table i) are maintenance of foodwebs and provision of food (in all Swedish marine sub-regions), maintenance of habitats (in the Kattegat and Skagerrak as well as in the Baltic Proper), and provision of raw material (fodder fish in the Kattegat and Skagerrak). Several ecosystem services were assessed as having good status, e.g. energy provision, provision of genetic resources and cultural inspiration. A number of ecosystem services are, in addition, classified as having moderate status, e.g. natural heritage, recreation, and maintenance of biodiversity. In general, the Gulf of Bothnia has a somewhat better status regarding ecosystem services than the other marine sub-regions, which concurs with a lower level of anthropogenic impact on the marine environment. Comparing the Skagerrak and Kattegat to the Baltic Proper, the ecosystem service provision of raw material differs, with poor status in the Kattegat and Skagerrak and moderate status in the Baltic Proper. Apart from that, their overall patterns regarding status are similar. Among the anthropogenic pressures, nutrient overenrichment has a large negative net impact on maintenance of primary production and habitats. The increasing carbon content in the sea associated with climate change has a large

negative net impact on biogeochemical cycles. Extensive fishing has a large negative net impact on maintenance of foodwebs and on provision of food.

Table i. Status classification of ecosystem services in Swedish marine waters.

Ecosystem service	Kattegat and Skagerrak	Baltic Proper	Gulf of Bothnia
S1: Biogeochemical cycling	Moderate	Moderate	Moderate
S2: Primary production	Moderate	Moderate	Good
S3: Food web dynamics	Poor	Poor	Poor
S4: Biodiversity	Moderate	Moderate	Moderate
S5: Habitat	Poor	Poor	Good
S6: Resilience	Moderate	Moderate	Moderate
R1: Climate and atmospheric regulation	Moderate	Moderate	Moderate
R2: Sediment retention	Moderate	Moderate	Good
R3: Regulation of eutrophication	Moderate	Moderate	Good
R4: Biological regulation	Moderate	Moderate	Good
R5: Regulation of toxic substances	Moderate	Moderate	Moderate
P1: Food	Poor	Poor	Poor
P2: Raw material	Poor	Moderate	Good
P3: Genetic resources	Good	Good	Good
P4: Chemical resources	Good	Good	Good
P5: Ornamental resources	Good	Good	Good
P6: Energy	Good	Good	Good
C1: Recreation	Moderate	Moderate	Moderate
C2: Aesthetic values	Moderate	Moderate	Moderate
C3: Science and education	Good	Good	Good
C4: Cultural heritage	Moderate	Moderate	Moderate
C5: Inspiration	Good	Good	Good
C6: Natural heritage	Moderate	Moderate	Moderate

1. Introduktion

Haven är en förutsättning för mänskligt liv. Det är svårt att föreställa sig hur jordens ekosystem skulle se ut och fungera om inte haven fanns. Det var i haven som växtplanktonens massiva produktion av syrgas främst uppstod vilken skapade möjligheten för djur och människor att kunna utvecklas. Fortfarande är havens växter långt viktigare nettosyrgasproducenter än de landlevande växterna (Claire m.fl., 2006). Atmosfärens vattenånga produceras till 86 % i haven och fyller kontinuerligt på våra inlandsvatten och vårt dricksvatten (Lagerloef m.fl., 2010). Haven ger oss dessutom föda, energi, avkoppling, inspiration och mycket annat.

”Världens hav är avgörande för att upprätthålla liv på planeten”
FN:s generalsekreterare Ban Ki-Moon (FN, 2012).

Att kalla dessa företeelser för tjänster och värdera dem i bland annat ekonomiska termer är ett sätt att belysa havets betydelse i ett sammanhang som på ett kompletterande sätt till andra kan vägas in i politiska beslut, i förvaltningen, och i samhällsdebatten. Det är också ett sätt att synliggöra det breda spektrum av behållning, intryck, möjligheter, livskvalitet och glädje som individer och samhället får av miljön (Schultz, 2013; TEEB, 2010, 2014). Att inte ta hänsyn till ekosystemets ekonomiska värde riskerar att medföra att miljöproblem med betydande samhällskostnader inte åtgärdas. Värdet för människan av en förbättrad havsmiljö kan nämligen vida överstiga kostnaderna för att uppnå dessa förbättringar (BalticSTERN 2013; TEEB, 2014; HaV, 2015a).

Fördelar med att tala om ekosystemtjänster i havet:

- Det är ett kompletterande sätt (utöver exempelvis de rent ekologiska aspekterna) att behandla havsmiljöfrågor i förvaltningen, politiken och den offentliga debatten.
- Det synliggör processer, varor, livskvalitet och allt annat som havets ekosystem ger oss.
- Det kan bidra till att miljöproblem åtgärdas som har en hög samhällskostnad men som inte avspeglas i marknadspriser.

1.1. Rapportens syfte och avgränsningar

Den här rapporten syftar till att bedöma tillstånd (status) hos, betydelse av, samt påverkansfaktorer på, ekosystemtjänsterna (se 1.2.) från svenska hav. En första systematisk kartläggning av betydelsen, tillstånden och påverkansfaktorerna hos ekosystemtjänster från Östersjön och Västerhavet gjordes av Naturvårdsverket (2008). Föreliggande rapport uppdaterar de viktigaste resultaten i Naturvårdsverket (2008).

Under texter om ekosystemtjänsternas betydelse behandlas dels hur respektive ekosystemtjänst definieras, dels dess betydelse för samhället utifrån den

information som har publicerats under de senaste åren. Denna del beskrivs relativt grundligt i Naturvårdsverket (2008). Eftersom definitionerna i stor utsträckning är tidsberoende har vi valt att inte upprepa dessa i sin helhet i denna rapport, men att fokusera på övergripande aspekter samt i några fall komplettera när vi funnit detta motiverat.

Påverkansfaktorer innebär i detta sammanhang mänskliga aktiviteter som påverkar miljön. Påverkansfaktorer kombinerar begreppen drivkrafter och belastning som används inom havsmiljödirektivet (HMD; Anon, 2008). Drivkrafter inkluderar aktiviteter och verksamheter som använder havet, i tillägg till dessas bakomliggande drivkrafter. Belastning innebär den belastning på miljön som havsbaserade aktiviteter medför (HaV, 2015a). Under avsnitten om mänsklig påverkan och dess konsekvenser redogörs för de viktigaste mänskliga påverkansfaktorerna på respektive ekosystemtjänst och vilka troliga följder den nuvarande miljöpåverkan har för ekosystemtjänsterna och samhället. I vissa fall råder olika meningar om detta, och vi har i dessa fall försökt att redogöra för vad som är den huvudsakliga synen på påverkansfaktorerna och konsekvenserna, utifrån nyligen publicerade verk.

En förutsättning för att i en uppdaterad statusbedömning kunna särskilja eventuella faktiska förändringar av status från skillnader i bedömningsunderlag eller använd metodik är att det finns en tydlig metodbeskrivning och transparens i bedömningen. Eftersom det i flera avseenden saknades dokumentation om metodiken som användes år 2008 har det dock varit svårt att på ett objektivt sätt uppdatera bedömningarna i strikt mening. Med anledning av detta har vi i denna rapport valt att även förtydliga och utveckla avsnitten om metodik och beskrivning av bedömningsunderlag, för att underlätta möjligheten till uppföljning över tid och öka transparensen i bedömningen.

1.2. Begreppet ekosystemtjänster

Det begrepp som vanligtvis används för att beteckna ekosystemens olika ekonomiska betydelser för människan är *ekosystemtjänster*. Precis som i den övriga ekonomin finns en skillnad mellan varor och tjänster när det gäller vad ekosystemen producerar. *Ekosystemvaror* är objekt som ekosystemet förser samhället med och som medför värden, exempelvis matfisk eller rent vatten. *Ekosystemtjänster* är, i ordets strikta betydelse, aktiviteter eller funktioner i ekosystemet som medför värden, exempelvis fiskproduktion eller naturlig vattenrening. Vissa källor (exempelvis Naturvårdsverket, 2008; Söderqvist och Hasselström, 2008) inkluderar ekosystemvaror i samlingsbegreppet ekosystemtjänster, och det gör även denna rapport hädanefter. Begreppet ekosystemtjänster har definierats i Millennium Ecosystem Assessment (World Resources Institute, 2005) som

“de nyttor som människor erhåller från ekosystem”.

där ett ekosystem beskrivs som

”ett dynamiskt komplex av växt-, djur- och mikroorganism-samhällen och den icke-levande miljön som interagerar som en funktionell enhet”

Det saknas emellertid en samsyn i litteraturen om hur ekosystemtjänster ska definieras. Ovanstående definition stämmer någorlunda väl överens med hur ekosystemtjänster beskrivs i Naturvårdsverket (2008) och Ahtiainen och Öhman (2014). Enligt Naturvårdsverket (2014) krävs dock en biologisk komponent för att en process eller annan företeelse ska räknas som en ekosystemtjänst och CICES (2015) kompletterar sin uppräknings av ekosystemtjänster med en uppräknings av abiotiska tjänster från naturen. Föreliggande rapport har uppdraget att uppdatera underlaget i Naturvårdsverket (2008), och vi har efter noggrant övervägande valt att använda den förstnämnda definitionen, dvs. de nyttor som människor erhåller från ekosystemen. En mer populärvetenskaplig framställning av de svenska havens ekosystemtjänster har gjorts av Naturvårdsverket (2009a).

Sedan antikens Grekland har olika författare skrivit om de nyttor som naturen förser oss med (Gómez-Baggethun m.fl., 2010). Carl von Linné gjorde även det i sitt verk *Oeconomica naturae* (Naturvårdsverket, 2009a). Ekosystemtjänster som begrepp blev emellertid vedertaget i slutet av 1970-talet och det blev ett utbrett verksamhetsområde på 1990-talet (Gómez-Baggethun m.fl., 2010). Sveriges havsmiljöförvaltning har på senare år inkluderat det som kallas *ekosystemtjänstansatsen*, som innebär att ekosystemtjänster spelar en central roll för analysen av hur havet nyttjas, samt för bedömningen av vad fortsatt försämring av miljötillstånd i havsmiljön kostar samhället (HaV, 2012a).

Ekosystemtjänster delas vanligtvis in i följande fyra grupper (se t.ex. World Resources Institute, 2005; Naturvårdsverket, 2008; TEEB, 2010; Ahtiainen och Öhman, 2014):

Stödjande tjänster (S) är de ekosystemtjänster som upprätthåller ekosystemens struktur och funktion och som vi därmed drar indirekt nytta av. Dessa delas i denna rapport in i biogeokemiska kretslopp (S1), primärproduktion (S2), näringsvävdynamik (S3), biologisk mångfald (S4), livsmiljöer (S5) och resiliens (S6). Begreppen kommer att förklaras mer ingående i kommande avsnitt.

Reglerande tjänster (R) reglerar och minskar olika miljöproblem. De tjänster inom denna kategori som tas upp i rapporten är klimatisk och atmosfärisk reglering (R1), sedimentkvarhållning (R2), reglering av övergödning (R3), biologisk reglering (R4), samt reglering av giftiga ämnen (R5). Vissa undersökningar (t.ex. Mononen m.fl., 2015) räknar in stödjande och reglerande tjänster i samma grupp.

Försörjande tjänster (P) är de ekosystemtjänster som direkt tillhandahåller varor som kan säljas på en marknad. De försörjande tjänster som berörs i denna rapport är livsmedel (P1), råvaror (P2; som inte ryms inom de övriga P-kategorierna), genetiska resurser (P3), resurser för läkemedels-, kemi- och bioteknologiindustrin (P4), utsmyckningar (P5) samt energiproduktion (P6; endast bioenergi).

Kulturella tjänster (C) är icke-materiella nyttor som människor får från ekosystem genom t.ex. upplevelser i naturen. De kulturella tjänster som rapporten tar upp är rekreation (C1), estetiska värden (C2), vetenskap och utbildning (C3), kulturarv (C4), inspiration (C5) och naturarv (C6).

1.3. Ekosystemtjänsters värde

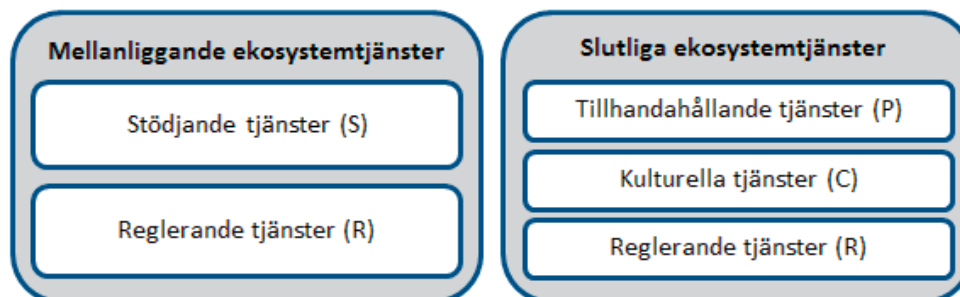
Ekosystemtjänster avser, som tidigare nämnts, ekosystemens nytta för människor. Begreppet nytta har en speciell betydelse i ekonomiska sammanhang, och en typisk ekonomisk definition av nytta är (Barbier m.fl., 2011):

”summan av vad samtliga medlemmar i samhället skulle vara villiga att betala för den”.

Att kartlägga människors betalningsvilja är därför vanligt inom forskningen kring ekosystemtjänster, även om icke-monetära värderingar också förekommer. Värdet av en ekosystemtjänst delas ofta upp i *användarvärden* och *icke-användarvärden*. Användarvärden handlar om de värden befolkningen associerar med att direkt eller indirekt kunna ta del av en ekosystemtjänst, exempelvis genom fritidsfiske eller användning av genetiskt material från havet. Icke-användarvärden är till exempel de värden som associeras med själva vetskapen att havet består av ekosystem med en viss livskraftighet och hållbarhet (Ahtiainen och Öhman, 2014).

Skattning av det totala värdet av en ekosystemtjänst är i många fall en filosofisk övning, eftersom en tillräcklig produktion av exempelvis syrgas och atmosfäriskt vatten är en grundläggande mänsklig livsförutsättning. Ett standardförfarande är att man inte skattar det totala värdet av ekosystemtjänster, utan den marginella förändringen i värde baserat på en observerad eller prognosticerad förändring i miljön (Ahtiainen och Öhman, 2014).

Vissa ekosystemtjänster är svårare än andra att värdera. Många saknar ett marknadsvärde där en faktisk betalningsvilja går att påvisa (Barbier m.fl., 2011). Ytterligare en uppdelning av ekosystemtjänster i detta sammanhang görs i de två kategorierna mellanliggande och slutliga ekosystemtjänster. De mellanliggande ekosystemtjänsterna gynnar de slutliga, som i sin tur är de enda tjänster som innebär direkt produktion av ekosystemvaror som kan värderas på eller utanför en marknad. De fyra kategorierna S, R, P och C fördelar sig bland mellanliggande och slutliga ekosystemtjänster enligt figur 1. Värt att notera är att de reglerande tjänsterna (R) antingen kan vara mellanliggande eller slutliga medan övriga kategorier (S, P och C) är strikt uppdelade.



Figur 1. Uppdelning av ekosystemtjänster i mellanliggande och slutliga. Endast de slutliga tjänsterna producerar ekosystemvaror. Omarbetad från Ahtiainen och Öhman (2014).

Reglerande tjänster är i allmänhet lättare att värdera monetärt än de stödjande tjänsterna (figur 1; Ahtiainen och Öhman, 2014). Exempelvis kan man kvantifi-

era förändringar i naturlig rening av näringsämnen och andra föroreningar, och relatera till kostnader per ton och år för motsvarande landbaserad rening av ämnena, och jämföra kostnaderna med betalningsviljan för den miljöförbättring som uppnås.

De försörjande och kulturella tjänsterna tillhör dem som i högst grad har ett marknadsvärde eftersom de räknas som slutliga (figur 1). Livsmedelsproduktionens marknadsvärde kan mätas som förändringar i samlat försäljningsvärde efter eventuell förädling av de producerade ekosystemvarorna. Rekreationens förändrade värde kan till exempel mätas som förändringar i turistindustrins omsättning och i havsnära fastigheters försäljningsvärde (Söderqvist och Hasselström, 2008; Barbier m.fl., 2011; Ahtiainen och Öhman, 2014). Naturen har också ett inneboende egenvärde som kan skattas i undersökningar (Davidson, 2013). Ett vanligt sätt att mäta förändringar i värde som inte, eller bara delvis, beaktas av marknader, är att tillfråga ett urval ur befolkningen hur mycket de är villiga att betala för att uppnå eller slippa en definierad förändring i ekosystemen (Ahtiainen och Öhman, 2014).

En annan svårighet vid värdering av ekosystemtjänster är att de ofta har ett komplext samband till ekologiska processer. Det vill säga, relationen mellan ekosystem och ekosystemtjänster kan vara svår att uttrycka i gemensamma begrepp, samtidigt som orsakssambanden mellan mänsklig påverkan och miljöeffekt kan vara svåra att belägga och kvantifiera. I praktiken sker även många miljöförändringar samtidigt, vilket idealiskt sett bör beaktas på ett samlat sätt (Rocha m.fl., 2013).

Olika värderingar av samma ekosystemtjänst kan variera stort, beroende på ovanstående osäkerheter och metodologiska utmaningar (Ahtiainen och Öhman, 2014). Sammanfattningsvis är det därmed en svår men viktig uppgift att värdera de svenska havens ekosystemtjänster. Värdering är emellertid inte huvudfokus i föreliggande rapport, som istället inriktar sig på ekosystemtjänsternas påverkansfaktorer och status. En sammanfattning av värdering av ekosystemtjänster i Östersjön ges av Ahtiainen och Öhman (2014) medan Söderqvist och Hasselström (2008) har gjort detsamma för samtliga svenska havsområden.

1.4. Ekosystemtjänster, miljömål och förvaltning

Begreppet ekosystemtjänster haft ett nationellt och internationellt genomslag i förvaltningen av våra hav under det senaste decenniet. I det svenska miljömålsystemet, som ska vara vägledande för den svenska miljöpolitiken, finns ett så kallat generationsmål, som inledande strecksats angivit att "ekosystemen har återhämtat sig, eller är på väg att återhämta sig", och att deras "förmåga att långsiktigt generera ekosystemtjänster är säkrad" (Naturvårdsverket 2012). Dessutom införde regeringen 2012 etappmål om ekosystemtjänster och resiliens inom miljö kvalitetsmålen samt preciseringar om ekosystemtjänster i bland annat *Hav i balans samt levande kust och skärgård*, *Levande sjöar och vattendrag* och *Ett rikt växt- och djurliv* (Miljödepartementet, 2012).

Ett ytterligare uttryck för fokuseringen på ekosystemtjänster är att den svenska regeringen under 2014 överlämnade propositionen "En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster" (Prop. 2013/14:141). Denna proposition syftar till att utforma en samlad "..."/strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Strategin har betydelse inte bara för flera av de

svenska miljö kvalitetsmålen och generationsmålet utan också för de internationella mål som kallas Aichimålen, dvs. målen i den strategiska plan för biologisk mångfald 2011–2020 som har antagits inom konventionen för biologisk mångfald, samt för målen i EU:s strategi för biologisk mångfald till 2020.” Strategin består av etappmål för biologisk mångfald, ekosystemtjänster och hållbar markanvändning och bidrar bland annat till att nå de för havsmiljön avgörande miljö kvalitetsmålen som *Hav i balans samt levande kust och skärgård, Ett rikt växt- och djurliv, Begränsad klimatpåverkan, Ingen övergödning och Giftfri miljö.*

Ekosystemtjänster tas även upp i EU:s kanske mest genomgripande direktiv inom havsmiljöförvaltningen, det så kallade havsmiljödirektivet (HMD; Anon, 2008; HaV, 2014a). I det direktivet görs gällande att förändringar i ekosystemtjänster är en viktig del av problembeskrivningen när det gäller hot mot havets naturresurser som en följd av mänsklig aktivitet. För att uppnå *god miljöstatus* anvisas en tillämpning av *ekosystembaserad förvaltning* (Anon., 2008; HaV, 2012a), som bland annat inbegriper att havsbaserade ekosystemtjänster kartläggs, värderas, analyseras och beaktas (Moreno m.fl., 2014). Här är det värt att notera att det även finns ett potentiellt betydande överlapp, såväl geografiskt, som när det gäller vissa bedömningskriterier avseende ekologisk status eller miljöstatus, med EU:s ramdirektiv för vatten (VD; MVFMS 2013:19). Ekosystembaserad förvaltning föreskrivs även i EU:s gemensamma fiskeripolitik (Anon, 2013). I havsplaneringsdirektivet berörs ekosystemtjänster uttryckligen i flera avsnitt (Anon, 2014). Detta har bland annat inneburit ett genomslag för ekosystemtjänstbegreppet inför genomförandet av den statliga havsplaneringen inom svenskt territorialhav och ekonomisk zon (HaV, 2015b). Dessutom omfattar art- och habitatdirektivet (AHD; Anon, 1992) med dess ambitioner om sammanhållna nätverk av skyddade områden, de s.k. Natura-2000 nätverken, viktiga aspekter av ekosystembaserad förvaltning och uppföljning för att uppnå ”gynnsam bevarandestatus” av arter och livsmiljöer, aspekter som är viktiga för ekosystembaserad förvaltning och upprätthållandet av flera ekosystemtjänster. Begreppet ”grön infrastruktur” innebär att man tar naturen till hjälp för att etablera en infrastruktur som bidrar till att livsmiljöer och produktion av ekosystemtjänster stärks. Grön infrastruktur har en ökande betydelse inom såväl Sverige (Miljö- och energidepartementet, 2015) som övriga EU (Europeiska kommissionen, 2013). I kustvattnet eller utsjön kan grön infrastruktur exempelvis avse marina skyddsområden (Science for Environment Policy, 2012).

Sammanfattningsvis talar utvecklingen för att den ökade betydelse som begreppet ekosystemtjänster har fått inom havsmiljöförvaltningen under det senaste decenniet kommer att fortsätta. Detta innebär att det finns ett stort behov av att utveckla koncept och metoder för att operationalisera begreppen i den praktiska förvaltningen, vilket även underströks i de övergripande slutsatserna i OECD:s (Organisation for Economic Co-operation and Development) utvärdering av svensk miljöpolitik 2014 (Miljödepartementet, 2014a).

2. Metodik

2.1. Statusbedömning av ekosystem och ekosystemtjänster

Att bedöma status hos ekosystemen och deras associerade tjänster är viktigt ur många aspekter. Kunskap om nuvarande tillstånd och utveckling är speciellt nödvändig för att bedöma hur och i vilken grad mänskliga aktiviteter påverkar ekosystemen, vilka åtgärder som behövs för att minska påverkan och för att avgöra om åtgärder har önskad effekt. I ljuset av detta gjorde Naturvårdsverket (2008) inledande bedömningar av ekosystemtjänsternas status och hot i Östersjön och Västerhavet.

Rapporten av Naturvårdsverket har varit något av ett pionjärarbete inom området i Sverige och har varit ofta citerat. Arbetet med att utveckla bedömningen av ekosystemtjänster har gått vidare sedan dess. För att göra det möjligt att följa en utveckling över tid och göra jämförande studier föreslog Hattam m.fl. (2015) att följande olika steg identifieras och beskrivs som en del av bedömningsprocessen, och för att öka dess transparens:

1. Definiera bedömningskriterier. Vad skall bedömas? Detta innefattar en värdering av vilka aspekter av ekosystemen som är värdefulla för tillhandahållandet av varor och tjänster, och hur man definierar och kategoriserar dessa. Bedömningskriterierna för ekosystemtjänster kan beskrivas och värderas till exempel i relation till vattendirektivets kemiska och biologiska kvalitetsfaktorer för god ekologisk status, eller till havsmiljödirektivets så kallade deskriptorer för att beskriva god miljöstatus i havet.
2. Definiera operationella indikatorer. Vad skall mätas? Indikatorer skall vara mätbara, känsliga för förändringar i tiden, kunna svara på förändringar i förvaltningen, kunna tillämpas på olika geografiska skalor, och vara överförbara mellan geografiska områden (Hattam m.fl., 2015).
3. Definiera och bestäm vad som är ett önskvärt tillstånd, samt accepterade gränsvärden i förhållande till det önskvärda tillståndet.
4. Samla in data och annan information för att mäta indikatorerna och jämföra mot gränsvärden.
5. Göra en sammanvägd bedömning för att identifiera övergripande status och prioriterade områden för åtgärder och andra förvaltningsinsatser.

Värt att notera är att, även om bedömningskriterierna kan vara konceptuellt definierade finns det idag ingen allmän konsensus kring operationella indikatorer för ekosystemtjänster. Detta gällde den bedömning som gjordes av Naturvårdsverket (2008) och inte heller de omfattande bedömningarna av uppfyllelsen av miljökvalitetsmålen som sker på nationell och regional nivå använder sig i någon högre utsträckning av indikatorer. Även om hållbart nyttjande av ekosystemtjänsterna är ett av fundamenten för miljömålen görs idag de flesta bedömningar av deras status och utveckling på en kvalitativ basis.

En ansats för att definiera operationella indikatorer för tre ekosystemtjänster gjordes i den inledande bedömningen för havsmiljödirektivet (HaV 2012a). I havsmiljödirektivet ingår elva kvalitativa *deskriptorer* på vilkas grund det ska fastställas vad som är god miljöstatus (Anon 2008). Dessa konkretiseras ytterligare i Kommissionens beslut om kriterier och metodstandarder (Anon, 2010). Till var och en av dessa deskriptorer är en rad kriterier och *indikatorer* knutna, med syfte att göra havsmiljöarbetet operationellt och göra det möjligt att följa miljöförändringar på ett kvantitativt sätt (Anon, 2010). För Sveriges marina vatten har en beskrivning av vad som kännetecknar god miljöstatus införts i föreskriften HVMFS 2012:18, senast uppdaterad 2014 (HaV 2014a). Några föreslagna kopplingar mellan deskriptorer, indikatorer och ekosystemtjänster redogörs för i HaV (2012a). Därtill har elva svenska *miljökvalitetsnormer* utarbetats för att visa vägen mot att nå god miljöstatus i relation till belastning och påverkan. Miljökvalitetsnormerna baseras på indikatorer inom havsmiljödirektivet (HaV, 2014a). Även om denna ansats visar en väg till mer kvantitativa bedömningar och operationella indikatorer och miljökvalitetsnormer, är den hittills långt ifrån heltäckande i relation till behovet att utvärdera ekosystemtjänster.

Genomförandet av havsmiljödirektivet kommer att vara central i den framtida statusbedömningen och förvaltningen av marina resurser. Trots detta finns det många ekosystemtjänster som inte omfattas av dess ramar. Ett flertal andra policysammanhang är delvis överlappande eller kompletterande. De viktigaste exemplen på sådana sammanhang där bedömningar med bäring på ekosystemtjänsterna gjorts är (1) art- och habitatdirektivet där bevarande status för nio marina naturtyper och fyra marina däggdjur gjordes 2013, (2) vattendirektivet med sin senaste statusbedömning 2014, (3) internationella havsforskningsrådet ICES senaste bedömning av fiskpopulationer 2014 (t.ex. ICES, 2014a), (4) den svenska nulägesbeskrivningen inför havsplaneringen 2014 (HaV, 2015b) samt (5) den fördjupade utvärderingen av miljömålen, speciellt "Hav i balans samt levande kust och skärgård" (Naturvårdsverket, 2012, 2015). Se tabell A2 (Appendix) för en sammanställning.

Det kan därutöver konstateras att även i de fall både tänkbara bedömningskriterier och indikatorer finns definierade för enskilda ekosystemtjänster och där information om nuvarande tillstånd finns, så återstår i stor utsträckning att utveckla metodik för de avslutande stegen i processen (steg 3–5 ovan). Klassificering enligt någon skala liknande den i Naturvårdsverket (2008) kräver i princip att riktlinjer för hur gränser mellan statusklasser skall definieras (steg 3) och att regler finns för hur olika bedömningskriterier och indikatorer skall vägas samman (steg 5). Att utveckla sådan metodik är inte möjligt inom ramen för denna studie. Eftersom många havsmiljöfrågor berör det internationella planet, är det därtill en stor fördel om gemensamma riktlinjer utvecklas mellan grannländer.

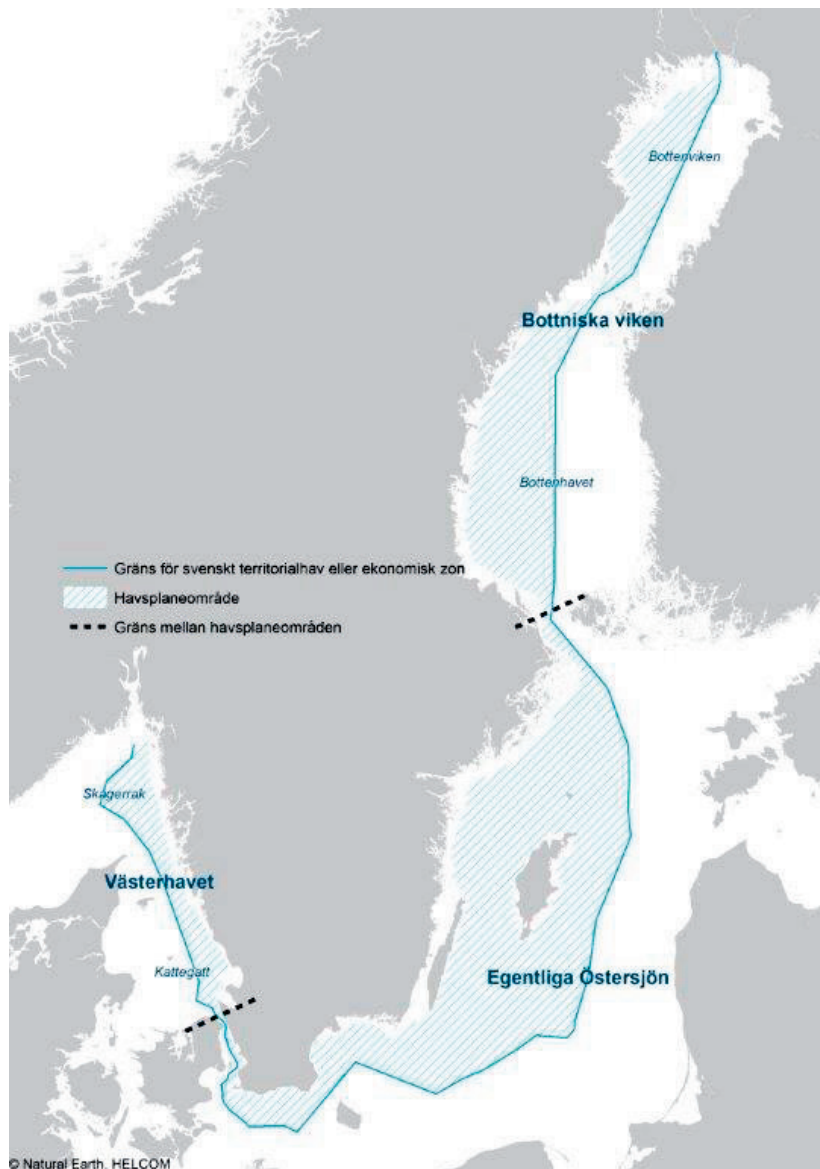
2.2. Skillnader jämfört med 2008 års bedömning

Rapporten använder samma indelning av ekosystemtjänster som Naturvårdsverket (2008), Söderqvist och Hasselström (2008), HaV (2012a) m.fl. referenser (se 1.2.). Ett undantag är den ekosystemtjänst som kallades utrymme och vattenvägar i Naturvårdsverket (2008), som har utgått i denna bedömning (se 3.18.).

Värt att notera är att resultaten avseende ekosystemtjänsternas tillstånd i hög grad har varit och är föremål för bedömning. Skillnader i resultat mellan

Naturvårdsverket (2008) och föreliggande rapport behöver därför inte nödvändigtvis betyda att en förändring har skett, utan att bedömningsgrunderna har utvecklats vidare i ett försök att formalisera dessa i linje med det arbete som redovisas av HaV (2012a). Detta kommer att diskuteras närmare i avsnittet ”Metodik för bedömningen” (2.3.), samt under respektive avsnitt för var och en av ekosystemtjänsterna.

Det geografiska fokusområdet för bedömningarna är havsområden inom svenskt territorialhav och ekonomisk zon, indelat i tre områden; Västerhavet, Egentliga Östersjön samt Bottniska viken (figur 2). Där geografiska skillnader i bedömningen föreligger diskuteras detta i respektive avsnitt. Det bör noteras att Naturvårdsverket (2008) hade ett annat geografiskt fokus, nämligen hela Östersjön inklusive Kattegatt, och hela Skagerrak. Dessa vatten berör nio staters marina vatten, medan denna rapport, enligt dess givna uppdrag, endast avser svenska marina vatten.



Figur 2. Svenskt territorialhav och ekonomisk zon samt uppdelning mellan havsplaneområden. Källa: HaV.

En central del i uppdraget har varit att uppdatera de bedömningar av status och påverkan som gjordes av Naturvårdsverket (2008). I enlighet med den studien har vi diskuterat bedömningarna av varje ekosystemtjänst utifrån en struktur som bygger på en allmän beskrivning av betydelse, mänsklig påverkan och status. När det gäller metodologiska aspekter har vi dock gjorts vissa förändringar, vilka beskrivs närmare i följande avsnitt.

I klassningen av status har vi använt en tregradig klassningsskala (god, måttlig, dålig) för ekosystemtjänsternas status. Naturvårdsverket (2008) använde skalan för att klassificera enligt fyra olika aspekter: 1) status för ekosystemtjänsten i dagsläget, 2) hållbarheten i användning av ekosystemtjänsten, 3) hotet mot ekosystemtjänsten om dagens användning av den och mänsklig påverkan på den fortsätter, samt 4) förväntade konsekvenser för ekosystemtjänsten om dagens användning och mänsklig påverkan fortgår. I denna rapport ingår de tre aspekterna hot, hållbarhet och konsekvenser i statusbedömningen. Status har klassificerats som ”dålig” (röd färg) om ”omedelbar uppmärksamhet, utvidgat skydd och försiktig förvaltning” krävs inom området, och därefter som ”måttlig” (gul) respektive ”god” (grön). Resultaten från bedömningarna år 2008 finns sammanställda i Appendix (tabell A1).

Där det har varit möjligt har metodiken i denna rapport därtill utformats vidare för att inkludera de senaste årens utveckling av statusklassning i relation till havsmiljödirektivet, andra relevanta direktiv samt miljökvalitetsmålen (se 1.4).

2.3. Metodik för bedömningen

2.3.1. Bedömning av påverkansfaktorer

Rapporten har tillämpat en litteraturbaserad bedömning av påverkansfaktorer, grundad på nyckelreferenser som finns redovisade i vart och ett av kapitlen för respektive ekosystemtjänstkategori. Bedömningen har utförts av rapportförfattarna, genom att var och en först har gjort individuella bedömningar av varje kombination av påverkansfaktor och ekosystemtjänst, varefter dessa separata bedömningar vägts samman. Denna samlade expertbedömning har därefter granskats av ytterligare sakkunniga på Havs- och vattenmyndigheten samt SLU Aqua, varvid vissa justeringar av graderingen gjorts där goda motiv framförts.

Bedömningen omfattar vitt skilda ekosystemtjänster och påverkansfaktorer, och kunskapsunderlaget är varierande. För att ge en samlad bild har graden av påverkan klassats enligt följande tregradiga skala:

- Grå färg: Om påverkansfaktorn bedömdes ha en liten eller osannolik samlad effekt på ekosystemtjänsten graderades påverkan med grå färg.
- Gul färg: Då påverkansfaktorn bedömdes ha en måttlig negativ samlad effekt på ekosystemtjänsten angavs detta med gul färg.
- Röd färg: Klassificeringen röd färg innebär en starkt negativ samlad effekt.

I bedömningen har inte bara styrkan i faktorernas påverkan på ekosystemtjänster bedömts, utan även den geografiska omfattningen av påverkan har vägts in. En påverkansfaktor som bedöms ha en stark påverkan men ett litet totalt påverkans-

område har således fått grå färg, medan det krävs både en stark påverkan och en stor geografisk omfattning för att den samlade effekten ska klassas som röd.

2.3.2. Bedömning av ekosystemtjänsternas status

God miljöstatus definieras i havsmiljödirektivet (Anon, 2008) enligt följande:

”det miljötillstånd för marina vatten där dessa utgör ekologiskt variationsrika och dynamiska oceaner och hav som är rena, friska och produktiva utifrån sina inneboende förutsättningar och användningen av den marina miljön befinner sig på en nivå som är hållbar och därigenom tryggar möjligheten till användning och verksamhet för nuvarande och framtida generationer”

I linje med detta definierade vi *god marin ekosystemtjänststatus* (symboliseras med grön färg) som

“det tillstånd för marina ekosystemtjänster då de produceras och används utifrån sina inneboende förutsättningar på en nivå som är hållbar och så att möjligheten till användning och verksamhet för nuvarande och framtida generationer tryggas”.

Dålig marin ekosystemtjänststatus (röd färg) definierades på samma sätt som i Naturvårdsverket (2008) som det tillstånd där ”omedelbar uppmärksamhet, utvidgat skydd och försiktig förvaltning” krävs. Slutligen definierade vi *måttlig marin ekosystemtjänststatus* (gul färg) som det tillstånd som varken kan klassas som god eller dålig status.

I enlighet med den svenska inledande bedömningen (HaV 2012a) och definitionen av god miljöstatus (HaV, 2012c, 2014a) har vi använt havsmiljödirektivets deskriptorer och indikatorer som grund för statusbedömningen av ekosystemtjänster. HaV (2012a) knöt utvalda indikatorer för god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet (Anon. 2010) till tre ekosystemtjänster (tabell 1). Indikatorer för alla dessa är dock ännu inte utvecklade och införda i svensk lagstiftning, dvs. HVMFS 2012:18.

Tabell 1. Koppling mellan ekosystemtjänster och indikatorer för god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet och föreslagna indikatorer för tre olika ekosystemtjänster. Från HaV (2012a)¹.

GES- deskriptor	Ekosystem-tjänst	Vald indikator
D1, (D2, D6, D8)	S4 Biologisk mångfald	1.1.1 Utbredningsområde 1.2.1 Populationens abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt 1.6.1 Tillståndet för typiska arter och samhällen 1.6.2 Relativ abundans och/eller biomassa, enligt det som är lämpligt 1.6.3 Fysikaliska, hydrologiska och kemiska förhållanden
D5, (D3)	R3 Minskad övergödning	5.1.1 Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren 5.2.4 Förändringar i den floristiska artsammansättningen såsom kvoten mellan diatoméer och flagellater, skiften från bentisk till pelagisk såväl som störande/giftiga algbloomningar (t.ex. cyanobakterier) orsakade av mänsklig verksamhet
D8, D10, (D1)	C2 Estetiska värden	8.2.2 Förekomst, källa (där så kan fastställas), omfattningen av betydande akuta föroreningshändelser (t.ex. utsläpp av olja eller oljeprodukter) och deras inverkan på den biota som påverkas fysiskt av en sådan händelse 10.1.1 Trender för mängden avfall som spolas upp på land och/eller deponeras längs kusten, inbegripet analys av avfallets sammansättning, rumsliga fördelning och, där det är möjligt, ursprung

För att utöka denna ansats även till sådana ekosystemtjänster som inte omfattades av (HaV 2012a) och inkludera bedömningskriterier från andra relevanta förvaltningsområden (se avsnitt 1.4.), har vi sammanställt en tabell över relevanta kriterier för de enskilda tjänster som beaktats i innevarande rapport (tabell A2, Appendix). Denna översikt av bedömningsunderlag visar att det finns en betydande skillnad i hur väl olika ekosystemtjänster överlappar med olika bedömningskriterier. Generellt täcks de stödjande och reglerande tjänsterna bättre in än de försörjande och kulturella tjänsterna, som är sämre representerade i befintliga förvaltningsverktyg. För bedömningen av dessa tjänster verkar dock de sammanställningar och bedömningar som gjorts inom havsplanering-

¹ Observera att dessa indikatorer är från Kommissionens beslut om kriterier och metodstandarder (Anon 2010a) och inte överensstämmer med indikatorer för att bedöma god miljöstatus enligt föreskriften HVMFS 2012:18 (HaV 2014a).

ens nulägesanalys (HaV, 2015b) och inom miljömålsuppföljningen (Naturvårdsverket, 2012, 2015) kunna bidra.

Denna sammanställning ger alltså en översiktlig bild av relevanta bedömningskriterier (steg 1 i avsnitt 2.1.), men det är viktigt att notera att det inte alltid är självklart vilka indikatorer som är mest lämpliga för bedömning av ekosystemtjänsternas status (steg 2). Inte heller är det givet vilka kvalitativa eller kvantitativa tillstånd för dessa indikatorer, som är acceptabla och vilka som inte når upp till god status (steg 3). Med hjälp av de underlag som redovisas i tabell A2 (Appendix) har vi gjort en sammanvägd bedömning för vardera av Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottniska viken baserat på den (huvudsakligen kvalitativa) information som finns tillgänglig idag. Bedömningarna baseras främst på officiella bedömningar inom HMD, VD och AHD och i vissa fall på annan kunskap vilken i så fall anges (motsvarar steg 3–5 i avsnitt 1.5). Att utveckla och utvärdera formella och mer kvantitativa metoder för viktning och sammanvägning av dessa bedömningskriterier var inte möjligt inom ramen för detta projekt. En viktig del av arbetet har dock varit att säkerställa en transparens i hur värderingen har utförts.

I de fall underlag saknas har vi värderat om det finns skäl att tro att påverkanstrycket och hoten mot tjänsten ändrats sedan. Om så inte varit fallet har bedömningen från Naturvårdsverket (2008) behållits.

3. Bedömningar av ekosystemtjänster

I tabell 2 sammanfattas de viktigaste mänskliga påverkansfaktorerna i relation till ekosystemtjänster från svenska hav, graderade enligt den metodik som beskrivs i avsnitt 2.3.1. Sju av påverkansfaktorerna är tydligt kopplade till olika aktiviteter som fiske, vattenbruk, sjöfart och småbåtstrafik, samt byggnation. Övriga fem påverkansfaktorer är kopplade till ett flertal samverkande aktiviteter. Exempelvis sker övergödning till följd av bland annat urbana och enskilda avloppsutsläpp, jordbruk, skogsbruk samt industriutsläpp (Håkanson m.fl., 2010), medan giftiga ämnen tillförs havet genom en ännu större bredd av aktiviteter som förbränning, industriutsläpp och tillverkning av diverse produkter (Garnaga, 2012; Faxneld m.fl., 2014).

Tabell 2. Mänskliga påverkansfaktorer och deras skattade samlade effekter på ekosystemtjänster från svenska hav. Den andra raden i tabellen visar de huvudsakliga påverkansfaktorerna, medan översta raden anger de aktiviteter som kan kopplas till påverkansfaktorerna. Röd färg: stor negativ samlad effekt. Gul färg: måttlig negativ samlad effekt. Grå färg: liten eller osannolik samlad effekt.

Ekosystemtjänst	Fiske		Vattenbruk	Sjöfart och småbåtstrafik			Byggnation	Flertal samverkande*				
	Selektivt uttag av arter	Fysiska skador, fysisk förlust	Sjukdom Övergödning. Genetiska effekter	Främmande arter	Oljeutsläpp	Fysiska skador, fysisk förlust	Fysiska skador, fysisk förlust	Övergödning	Giftiga ämnen	Marint skräp	Klimatförändr. Kol-dioxid	Klimatförändr. Temp.
S1 Biogeokemiska cykler												
S2 Primärproduktion												
S3 Näringsväv												
S4 Biologisk mångfald												
S5 Livsmiljö												
S6 Resiliens												
R1 Luft- och klimatregl.												
R2 Sedimentkvarhållning												
R3 Regl. av övergödning												
R4 Biologisk reglering												
R5 Regl. av giftiga ämnen												
P1 Livsmedel												
P2 Råvaror												
P3 Genetiska resurser												
P4 Resurser bioteknik												
P5 Utsmäckningar												
P6 Energi												
C1 Rekreation												
C2 Estetik												
C3 Kunskap												
C4 Kulturarv												
C5 Inspiration												
C6 Naturarv												

*I kategorin flertal samverkande ingår framför allt landbaserade källor kopplade till exempelvis industri, jordbruk, transporter och avlopp. Även havsbaserade aktiviteter bidrar i mindre omfattning.

I tabell 3 visas en sammanfattning av statusklassningar för respektive ekosystemtjänstkategori enligt metodiken i avsnitt 2.3.2. En mer ingående motivering av klassificeringarna återfinns i de avsnitt som behandlar respektive ekosystemtjänst.

Tabell 3. Sammanfattning av statusklassningar i Naturvårdsverket (2008; kolumn 2) samt föreliggande rapport (kolumnerna 3–5). Notera att P7: Utrymme och vattenvägar har utgått (se 3.18.). Status är summan av påverkan och hot från mänsklig aktivitet mot en ekosystemtjänstkategori. En mer ingående motivering av varje statusklassning finns i respektive avsnitt för de olika ekosystemtjänstkategorierna (se avsnitt 2.3. för metodik).

Ekosystemtjänst	2008	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska Viken
S1: Biogeokemiska kretslopp	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
S2: Primärproduktion	God	Måttlig	Måttlig	God
S3: Näringsväv	Dålig	Dålig	Dålig	Dålig
S4: Biologisk mångfald	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
S5: Livsmiljö	Måttlig	Dålig	Dålig	God
S6: Resiliens	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
R1: Luft- och klimatreglering	God	Måttlig	Måttlig	Måttlig
R2: Sedimentkvarhållning	Måttlig	Måttlig	Måttlig	God
R3: Reglering av övergödning	God	Måttlig	Måttlig	God
R4: Biologisk reglering	God	Måttlig	Måttlig	God
R5: Reglering av giftiga ämnen	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
P1: Livsmedel	Dålig	Dålig	Dålig	Dålig
P2: Råvaror	God?	Dålig	Måttlig	God
P3: Genetiska resurser	Okänd	God	God	God
P4: Resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin	Okänd	God	God	God
P5: Utsmyckningar	God	God	God	God
P6: Energi	God	God	God	God
C1: Rekreation	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
C2: Estetiska värden	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
C3: Vetenskap och utbildning	God	God	God	God
C4: Kulturarv	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig
C5: Inspiration	God	God	God	God
C6: Naturarv	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig

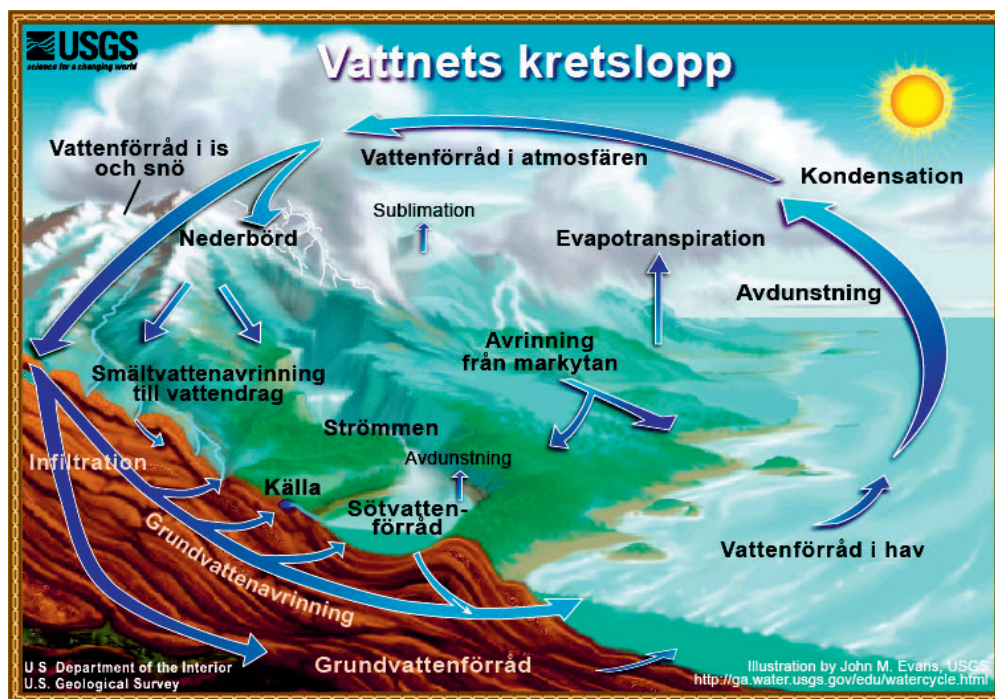
3.1. Upprätthållande av biogeokemiska kretslopp (S1)

Betydelse

Ett biogeokemiskt kretslopp är rörelsen av ett grundämne eller annan substans inom ett eller flera ekosystem, till följd av biologiska, geologiska eller kemiska processer. De biogeokemiska kretsloppen påverkar ekosystemen på olika sätt, främst genom att förse organismerna med de byggstenar som är nödvändiga

för deras fortlevnad. Sex viktiga kretslopp, eller cykler, som utgör ekosystemtjänster från svenska hav är vattencykeln, syrecykeln, kolcykeln, kvävecykeln, fosforecykeln och saltcykeln. De fem första tas även upp i Naturvårdsverket (2008), medan den sjätte har tillkommit i denna rapport.

Värt att notera är att de biogeokemiska kretsloppen är kopplade till varandra. Fungerar ett kretslopp sämre, så ger det sannolikt effekter på övriga kretslopp. Vattencykeln i havet utgörs bland annat av nederbörd, avdunstning, isbildning och smältning (figur 3). Den globala vattencykeln utgörs till största delen av interaktionen mellan hav och atmosfär (Lagerloef m.fl., 2010). Vattencykelns ekosystemtjänster kan yttra sig i att den upprätthåller lagom avdunstning till atmosfären, en lagom havsnivå och en lagom vattenlagring i is och annat fruset vatten.



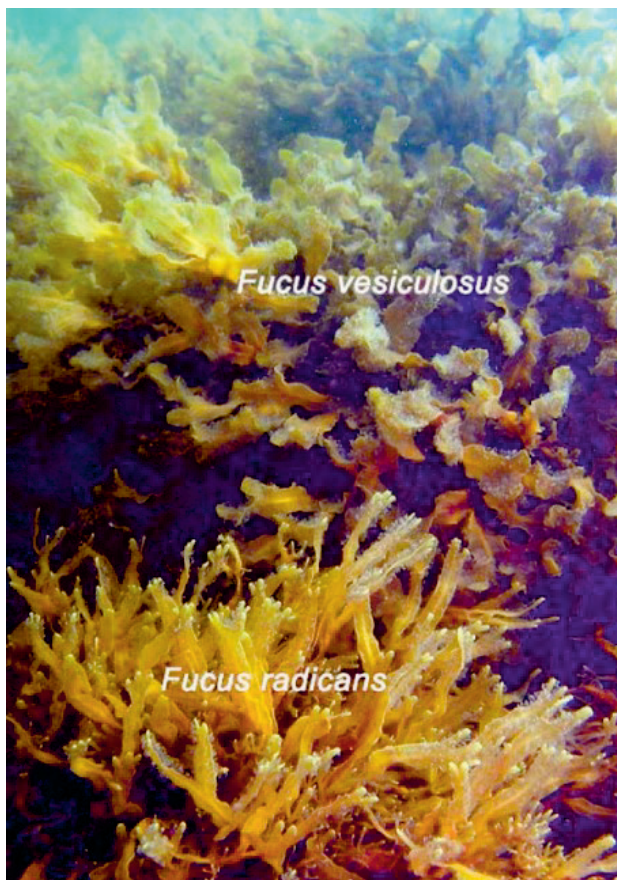
Figur 3. Vattnets kretslopp, även kallat vattencykeln. Från USGS (Public Domain).

Syrecykeln i havet består bland annat av fotosyntes (syrgasproduktion), syrgasavgång till atmosfären, syrgasbindning i vattnet, samt syretäring hos vattenlevande organismer (Schlesinger, 2003). Syrecykeln stödjer bland andra ekosystemtjänsterna inom S5: Livsmiljö (se detta avsnitt) genom en god syresättning av bottennära vatten och den övriga vattenmassan, liksom luft- och klimatreglering (se avsnitt R2: Luft- och klimatreglering).

Havets kolcykel innefattar kolutbytet mellan vatten och sediment samt mellan vatten och atmosfär, kolbindning i växter (fotosyntes), kolrespiration hos vattenlevande växter, djur och andra organismer, samt nedbrytning av dött organiskt kalkhaltigt material (IPCC, 2013). Förhöjd tillförsel av koldioxid till havet orsakar försurning, vilket kan få dramatiska effekter för känsliga organismer och i förlängningen för ekosystemens struktur och funktion (Dupont m.fl., 2010). Bland kolcykelns ekosystemtjänster ingår ett ekosystemvänligt pH-värde.

Kvävecykeln och fosforcykeln berör intransporten av kväve från land, cyanobakteriernas fixering av vattenlöst kvävgas, denitrifikation/anammox (omvandling av oorganiskt kväve till kvävgas), nitrifikation (omvandling av ammoniumjoner till nitratjoner) samt utbyte av kväve och fosfor med sedimentet (Håkanson m.fl., 2010; Carstensen m.fl., 2014a). Som ekosystemtjänst kan kvävecykeln och fosforcykeln även förse samhället med en måttlig primärproduktion (t.ex. algblomning, strandväxter; se S2: Primärproduktion) och en hög produktionspotential för många andra organismer. En måttlig primärproduktion innebär även ett samspel med andra cykler som kolcykeln och syrecykeln.

Saltcykeln berör saltutbytet mellan svenska hav och Nordsjön, och i förlängningen med världshaven. Dessutom sker en viss omblandning mellan vertikala vattenskikt i havet. Djupvattnet är som regel saltare och har därmed högre densitet än ytvattnet. Olika organismer har olika salthaltsoptima; marina arter i svenska hav gynnas av hög salthalt, medan sötvattensarter gynnas av en låg salthalt (Hansson, 2009; Neumann, 2010). Saltcykeln kan leverera en stabil salthalt som ekosystemtjänst, vilken även stabiliserar artsammansättningen i ekosystemen (se S4: Upprätthållande av biologisk mångfald och S6: Upprätthållande av ekosystemets resiliens; 3.4. och 3.6.). I detta sammanhang är salthalten en dominerande faktor för variationen av livsbetingelser och biodiversitet, speciellt längs Sveriges kuster.



Figur 4. Smaltång (*Fucus radicans*) lever bara i Östersjöns inre områden med låg salthalt. Blåstång (*Fucus vesiculosus*) är en marin art som är betydligt mer utbredd. Foto: Ulf Bergström.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Det är högst troligt att mänsklig aktivitet bidrar starkt till de pågående globala klimatförändringarna genom ökande utsläpp av växthusgaser som exempelvis koldioxid och metan (IPCC, 2013). Klimatförändringarnas mest påtagliga betydelsefulla globala effekter på samhället berör vattencykeln, men främst på land (Lagerloef m.fl., 2010). Nederbörden i norra Europa förväntas öka medan effekten på avrinningen från land till hav är mer osäker (Arheimer m.fl., 2013). Maximala isutbredningen under vårvintern har minskat sedan 1980-talet (Hansson, 2009) och isbildningen förväntas minska även i framtiden (Neumann, 2010; Eilola m.fl., 2013; Kjellström m.fl., 2014). Havsnivån förväntas stiga såväl globalt som i svenska vatten till följd av minskad vattenkvarhållning i ismassor och landområden (Jevrejeva m.fl., 2012). Vattencykeln som ekosystemtjänst från svenska hav är relativt stabil idag, men riskerar att försämrans i framtiden, exempelvis i form av översvämningar till följd av en havsnivåhöjning på upp till en meter. Effekten förväntas bli särskilt allvarlig i de södra kustområdena, som saknar postglacial landhöjning som motverkande kraft (MSB, 2011).

Syrgashalten i Egentliga Östersjön har minskat sedan 1940-talet, som en kombination av övergödningseffekter och brist på syrerika saltvattensinbrott från Kattegatt (Hansson, 2009). Särskilt anmärkningsvärd är den ökade utbredningen av syrefattiga djupbottnar, vilket har berövat många organismer deras livsmiljöer (se 3.5), samt förvärrat internbelastningen av närsalter från sediment (Hansson, 2009; Carstensen m.fl., 2014a, b). Det är inte troligt att någon större förändring av syrecykeln sker på grund av klimateffekter (Neumann, 2010; Eilola m.fl., 2013). Syrgashalten i Skagerrak och norra Kattegatt är god, bortsett från bottenvattnet i vissa fjordar med lång vattenomsättnings-tid. I delar av södra Kattegatt förekommer periodvis syrebrist i bottenvattnet på grund av hög nedbrytning av organiskt material, medan Bottenhavet och Bottenviken har tillfredsställande syresättning (SMHI, 2012).

Globalt sett lagrar havet 50 gånger så mycket koldioxid som atmosfären. En betydande del av de mänskliga utsläppen av kolhaltiga växthusgaser kan alltså lagras i havet. Ökad koldioxidlagring har hittills högst troligt medfört en viss försurning av världshaven, vilken förväntas fortsätta (IPCC, 2013). Detta kan inom en snar framtid få allvarliga konsekvenser för försurningskänsliga organismer samt för ekosystemens struktur och funktion (Dupont m.fl., 2010).

Kväve- och fosforhalterna i svenska hav har varit stationära sedan 1970-talet, men bedöms överlag ha ökat under tidigare årtionden beroende på hög mänsklig tillförsel av näringsämnen till havet (övergödning; Håkanson m.fl., 2010; Gustafsson m.fl., 2012). Särskilt påtaglig är övergödningen av Egentliga Östersjön. Även Kattegatt samt delar av Skagerrak och Bottenhavet är påverkade (HaV, 2015b; VISS, 2015). Det framtida tillståndet hos kväve- och fosforcykeln kommer i hög grad att förbli otillfredsställande på grund av förhöjda nivåer i många årtionden. På längre sikt avgörs den av den mänskliga näringstillförseln till svenska hav (Carstensen m.fl., 2014a; Wulff m.fl., 2014), även om klimateffekter också påverkar (Meier m.fl., 2012; IPCC, 2013).

Salthalten har minskat i Östersjön sedan 1980-talet, beroende på hög avrinning från land och låg förekomst av stora saltvattensinbrott från Kattegatt genom Bälten och Öresund. Motsvarande trend kan inte skönjas i Kattegatt (Hansson,

2009). Salthalten i världshaven har generellt sett en nedåtgående trend sedan 1950, vilken har kopplats till klimatförändringar (Durack och Wijffels, 2010). Modellerade framtidsscenarioer baserade på klimatförändringar förutsäger i allmänhet att salthalten i Östersjön kommer att minska (Neumann, 2010).

Status

Status för samtliga havsområden bedöms, i likhet med Naturvårdsverkets övergripande bedömning, vara måttlig (tabell 4). På ett mer detaljerat plan förefaller vattencykeln och saltcykeln vara kraftigast påverkad med avseende på minskad salthalt och isutbredning främst i Bottniska viken. Syrecykeln och näringsstatusen är kraftigast påverkade i Egentliga Östersjön men även i Västerhavet. Effekter på kolcykeln mätta som förändringar i pH visar minskat pH (ökat kolinnehåll) i samtliga havsområden. Statusen för siktdjup, som inte är någon entydig indikator på kolcykeln, men som påverkas negativt av partikulärt organiskt material och humus, klassas i den senaste bedömningen enligt vattendirektivet som måttlig i de övervägande delarna av Egentliga Östersjön och Västerhavet (samt i södra delarna av Bottniska viken).

Tabell 4. Sammanfattning av bedömningar som beaktats för tjänsten Upprätthållande av biogeokemiska kretslopp (S1). Bedömningar som är baserade på vattendirektivet (VD) är gjorda grafiskt från kartor över den senaste statusbedömningen (preliminära bedömningar 2015). Den dominerade klassningen anges först och andra förekommande klassningar anges som ett spann (-).

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken	Allmänt
Havet* (Isutbredning)	Liten minskning	Måttlig minskning	Stor minskning	Stor mellanårsvariation men minskande
Havet* (Salthalt)	Stabilt	Stabilt	Minskande	
HMD (Syre)	Temporär syrebrist	Stora syrefria arealer	Ingen syrebrist	
VD (Syre kust)	Hög - Måttlig	Hög - Måttlig	Hög	
VD (Närsalter)	God - Måttlig	Måttlig	God - Hög	
VD (Siktdjup)	Måttlig	Måttlig	Hög - Måttlig	
HMD (pH)	Minskande	Minskande	Minskande	
Sammanvägt	Måttlig	Måttlig	Måttlig	

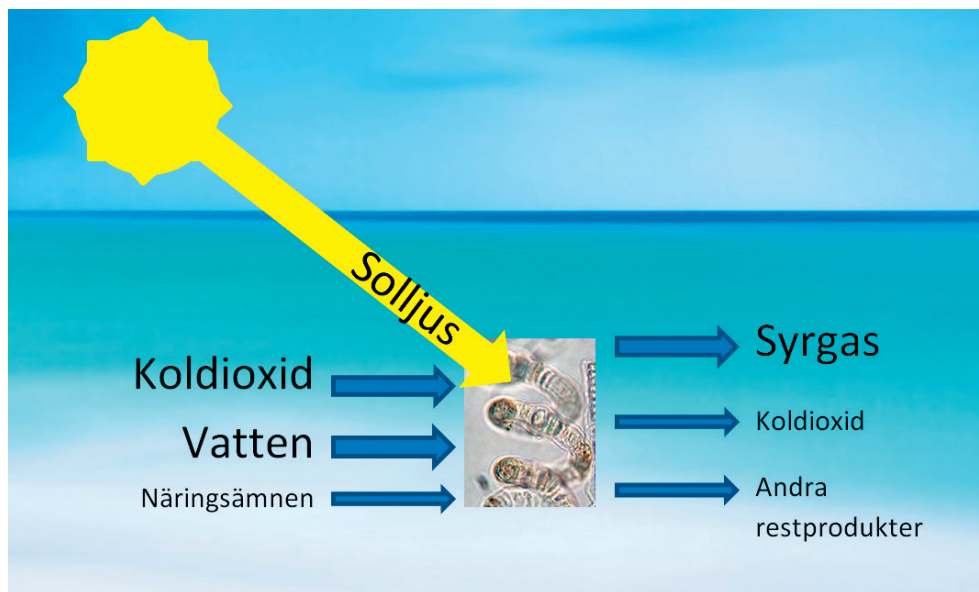
3.2. Primärproduktion (S2)

Betydelse

Primärproduktion (figur 5) är omvandling av koldioxid och annat oorganiskt material till organiskt material med solljus som energikälla. Primärproduktionen i havet utförs främst av växtplankton genom den process som kallas fotosyn-

tes (Sigman och Hain, 2012). En av produkterna vid fotosyntes är syrgas (se S1: Biogeokemiska kretslopp; 3.1.). Primärproducenterna utgör i sin tur föda och skydd åt andra organismer. Ju mer primärproduktion, desto mer samlad biomassa av organismer som direkt eller indirekt konsumerar primärproducenterna, det vill säga djurplankton, bakterier, botten djur och fisk (Håkanson m.fl., 2010). Svenska hav tillhör de mest produktiva havsområdena i världen (Sigman och Hain, 2012).

Förhöjd primärproduktion är dock ett vanligt symptom på övergödning eller på annan störning av näringsväven (se S3: Näringsväv). Primärproduktionen bör alltså inte vara för hög och inte heller för låg för att fungera optimalt som ekosystemtjänst.



Figur 5. Förenklad beskrivning av primärproduktionen. Montage av författarna. Foto: Kristian Peters, Wikimedia Commons.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Förhöjd primärproduktion på grund av ökad tillförsel av näring är särskilt påtaglig i Egentliga Östersjön bland de svenska havsområdena, vilket bland annat yttrar sig i intensifierade algbloomningar (Håkanson m.fl., 2010). Ökningen i växtplanktonupptaget av kväve och fosfor kan ha startat innan år 1900 och tycks först ha stabiliserats omkring 1990 (Gustafsson m.fl., 2012). Vid ökad näringshalt och de effekter som följer ser man ofta att primärproducenternas artsammansättning förändras. Fastsittande och långsamt växande arter undanträngs på grund av konkurrens och på grund av försämrade ljusförhållanden, medan snabbväxande och frivattenlevande arter ökar, framför allt växtplankton, vars artsammansättning ändras (Schramm, 1996). Att återställa det tidigare miljötillståndet hos primärproducenterna kan då kräva stora ansträngningar i form av minskning av närsaltsbelastning (Rosqvist, 2010). Klimatförändringarna förväntas öka belastningen av närsalter på de svenska haven på grund av ökad vattenföring. Detta gör sammantaget att den av östersjöstaterna beslutade Aktionsplanen för Östersjön (BSAP; HELCOM, 2007) kan minska den växtplanktonbaserade primärproduktionen i svenska hav, men kanske inte tillräckligt mycket för att god miljöstatus ska uppnås (Meier m.fl.,

2012). HELCOM reviderade emellertid åtagandena för åtgärder inom BSAP år 2013 (HaV, 2015a).

Status

Naturvårdsverket (2008) bedömde att primärproduktionen runt Sveriges hav har en god status och att den inte är hotad i Västerhavet eller Östersjön. Denna bedömning grundar sig på att ökad primärproduktion entydigt leder till en förbättrad status av denna ekosystemtjänst. En sådan tolkning kan dock diskuteras eftersom den inte beaktar kvalitativa aspekter, till exempel vilka arter som står för primärproduktionen. All primärproduktion bidrar inte till nyttan av denna tjänst på ett likvärdigt sätt, eftersom arter varierar i sitt födovärde för betare och i sin funktion att kunna lagra kol och näringsämnen. En för hög primärproduktion kan därmed även leda till att tjänstens stödjande funktion ej kan uppfyllas på ett långsiktigt hållbart sätt.

På grund av ovanstående argument har bedömningskriterierna för denna ekosystemtjänst modifierats för att omfatta ett bredare sammanhang än i 2008 års bedömning (tabell 5). För produktionen av växtplankton bedöms status vara god i Bottniska viken. Detta är i linje med senaste bedömningar av växtplanktonbiomassan enligt HMD och VD. Däremot bedöms primärproduktionen i Västerhavet och Egentliga Östersjön som måttlig. Till detta bidrar generellt höga planktonbiomassor och skiftet mot mer produktion av cyanobakterier i Östersjön. När det gäller fastsittande vegetation ger VD:s bedömningsgrunder allmänt ett högt till gott tillstånd i alla områden. HMD:s inledande bedömning pekade dock på dokumenterade eller förväntade minskningar i areal av makroalger och ålgräs i Västerhavet och Egentliga Östersjön. I Egentliga Östersjön bidrar detta till att ytterligare befästa statusen för primärproduktionen som måttlig. I Västerhavet observeras förhöjda planktonkoncentrationer i Kattegatt och i Skagerraks kustområden, men även försämrade utbredning av bottenvegetation gör att den samlade bedömningen blir måttlig.

Tabell 5. Sammanfattning av bedömningar som beaktats för upprätthållande av primärproduktionen (S2). Bedömningar enligt vattendirektivet (VD) är gjorda grafiskt från kartor över den senaste statusbedömningen (preliminära bedömningar 2014). Dominerade klassningen anges först och andra förekommande klassningar anges som ett spann (-).

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
HMD (Växtplankton)	Ej god - God	Ej god	God
HMD (Makroalger)	Minskade arealer sedan 1900	Minskade arealer sedan 1900	Okänt
HMD (Ålgräs)	Kraftigt minskade arealer sedan 80-talet	Minskade arealer sedan 1900	Okänt
VD (Växtplankton kust)	Hög - God	Måttlig - Hög	Hög - måttlig
VD (Vegetation)	Hög - God	Hög - God	Hög - God
Sammanvägt	Måttlig	Måttlig	God

3.3. Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik (S3)

Betydelse

Näringsväven är ett sätt att på ett strukturerat sätt beskriva samverkan mellan organismer i ett ekosystem. Organismerna delas då in i funktionella grupper, beroende på vilken uppgift gruppen utför i ekosystemet. En förenklad beskrivning av näringsväven och dess komponenter har gjorts av Naturvårdsverket (2008):

- Producenter (växter som använder fotosyntes för att omvandla oorganiskt material till organiskt material).
- Konsumenter (växtätande djur, djurätande djur och allätande djur).
- Nedbrytare (organismer som bryter ner organiskt material utan att fotosyntes är inblandad).

Detta är naturligtvis en förenkling eftersom olika arter inom grupperna producenter, konsumenter och nedbrytare interagerar på specifika sätt med sin omgivning. Det finns även betydande rumsliga och tidsmässiga skillnader. Näringsvävarnas naturliga dynamik innehåller en viss fluktuation, vilket innebär att förhållandena aldrig är helt stabila, ens vid opåverkat tillstånd. Näringsvävarna består av delsystem såsom bentiska (bottennära) och pelagiala (frivattenbaserade) näringsvävar, och kust- och utsjösystem. Dessa indelningar är i sin tur grova förenklingar av delar som interagerar till varierande grad, men som illustrerar komplexiteten i ekosystemtjänsten näringsvävarnas dynamik.

En viktig utveckling för bedömningen av ekosystemtjänsten om upprätthållande av näringsvävarnas dynamik är införandet av havsmiljödirektivet (HaV, 2012b). En av deskriptorerna i detta sammanhang fokuserar på ”Marina näringsvävar” (D4), där god miljöstatus kännetecknas av följande förhållanden:

- Produktiviteten för nyckelarter och trofiska nyckelgrupper avviker inte från de naturliga fluktuationer som förekommer i ekosystemets näringsväv.
- Förekomst och andel av utvalda predatorarter och dessa arters storleksfördelning, möjliggör en naturlig trofisk reglering i näringsväven.
- Alla trofiska nyckelgrupper och nyckelarter förekommer i en sådan omfattning att näringsväven kan fungera i balans.

Till deskriptorn har sju olika indikatorer knutits varav endast en är funktionell år 2015, men flera planeras bli funktionella fram till år 2018. Noterbart är dock att dessa indikatorer uteslutande fokuserar på konsumenter och toppredatorer såsom havsörn, marina däggdjur, fisk och sjöfågel, vilket endast speglar en liten del av näringsväven som påverkar ekosystemtjänsten.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Rubbningar av näringsväven kan inträffa som en följd av att viktiga funktionella grupper ökar eller minskar i förekomst. Till exempel kan överfiske av rovfiskar leda till ökad biomassa av bytesfisk som äter djurplankton och

bottendjur. Detta kan i sin tur minska biomassan av djurplankton, vilket ökar dess föda, det vill säga växtplankton och trådalger. En sådan kaskad-effekt kan leda till en försämring av näringsväven som ekosystemtjänst genom att dess effektivitet minskar. Toppreglerade förändringar i näringsväven har observerats i Egentliga Östersjön, främst under åren omkring år 1990 (Casini m.fl., 2011) och liknande förändringar förefaller ha inträffat på den svenska västkusten (Baden m.fl., 2012) och i kustområden (Olsson m.fl., 2013) vid ungefär samma tidpunkt.

Näringsväven kan även rubbas genom förändringar i den nedre delen av födoväven, till exempel förändringar i primärproduktion som ett resultat av övergödning. Vid övergödning ökar förekomsten av växtplankton, djurplankton och av sådana arter högre upp i näringsväven som gynnas av dessa, till exempel vissa fiskarter (Håkanson m.fl., 2010). Arter gynnas dock olika av sådana förhållanden (Niiranen m.fl., 2012). Det är även sannolikt att klimatförändringarna har effekter på näringsvävarnas struktur och funktion, men utfallet varierar betydligt beroende på vilken modell som används och vilka antaganden som görs gällande övriga påverkansfaktorer (Niiranen m.fl., 2012).

Status

Naturvårdsverket (2008) menade att näringsvävarna i stor utsträckning var förändrade, på grund av årtionden av försämringar av miljön och de ansågs därför ha dålig status. En systematisk genomgång av de viktiga komponenterna i bentiska och pelagiska näringskedjor från existerande bedömningar enligt art- och habitatdirektivet samt vattendirektivet, den inledande bedömningen enligt havsmiljödirektivet och den senaste rapporteringen av miljöövervakningen bekräftar i stort bedömningen från 2008 (tabell 6; se även tabell A1 i Appendix). Generellt verkar toppredatorernas status vara på uppgående, tillståndet för fisken är generellt problematiskt (se även 3.12.), kvaliteten på bottenfaunan och bottenvegetation variabel mellan havsområden, utbredning av vegetation och habitat hotade (se 3.5.) samt djur och växtplankton variabel mellan områden. Den sammantagna bedömningen är att näringsvävarna har dålig status och är mest störda i Egentliga Östersjön, främst på grund av förhöjd planktonförekomst och fluktuationer i fisk samhällena. Även Västerhavet och Bottniska viken klassas som dåliga på grund av fisken, bottenfaunan och livsmiljöerna.

Tabell 6. Sammanfattning av bedömningar som beaktats för tjänsten Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik (S3). Bedömningar enligt vattendirektivet (VD) är gjorda grafiskt från kartor över den senaste statusbedömningen (preliminära bedömningar 2014). Dominerade klassningen anges först och andra förekommande klassningar anges som ett spann (-).

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
HMD (Växtplankton)	Ej god - God	Ej god	God
VD (Växtplankton kust)	Hög - God	Måttlig - Hög	Hög - måttlig
HMD (Djurplankton)	Minskade biomassa	Minskade biomassa. Skiften i sammansättning	Skiften i sammansättning
AHD (Livsmiljöer)	Otillfredsställande – Dålig	Otillfredsställande – Dålig	Otillfredsställande – Dålig
HMD (Vegetation)	Kraftigt minskade arealer sedan 80-talet	Minskade arealer sedan 1900	Okänt
VD (Vegetation)	Hög - God	Hög - God	Hög - God
VD (Fauna)	Måttlig - God	God - Måttlig	Måttlig - God
HMD (Fisk)	Svaga bestånd och storlekssammansättning som tyder på störningar	Svaga bestånd och fluktuationer i sammansättning som tyder på störningar	Svaga bestånd och fluktuationer i sammansättning som tyder på störningar
Havet* (Havsörn)	Okänt	Stabil produktivitet och kullstorlek	Ökande produktivitet och kullstorlek
Havet* (Säl)	Populationer ökande för knubbsäl	Populationer ökande för gräsäl och knubbsäl	Populationer ökande för vikare
Sammanvägt	Dålig	Dålig	Dålig

*Havet 2013/2014

3.4. Upprätthållande av biologisk mångfald (S4)

Betydelse

Havens och kustområdenas biologiska mångfald, eller biodiversitet, kan karakteriseras med utgångspunkt från strukturell mångfald av livsmiljöer, arter, populationer, gener och molekyler ("strukturell biodiversitet"), men även utifrån systemens mångfald av processer och interaktioner dem emellan ("funktionell biodiversitet"). Ett långsiktigt upprätthållande av biologisk mångfald är en förutsättning och ett nödvändigt stöd för de flesta andra ekosystemtjänster och är särskilt tydligt kopplat till näringsvävarnas dynamik (S3; 3.3) och ekosystemens resiliens (S6; 3.6).

Förvaltningen av biologisk mångfald förknippas traditionellt med artrikedom och artsammansättning, men på senare tid har även diversitet definierad på högre (landskap och habitat) och lägre organisationsnivåer (populationer och gener) fått ökad betydelse i förvaltningssammanhang. Dessa begrepp har

betydelse för att förvaltningen ska kunna anpassas till rätt geografisk skala, till exempel för att förvalta lokala fiskbestånd (se även 3.14) och uppföljningen och skyddet av naturtyper enligt art- och habitatdirektivet (Natura 2000-områden, se även 3.5). Icke desto mindre utgår de flesta av dagens bedömningskriterier och operationella indikatorer på biodiversitet i marin miljö ifrån artnivån.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Den biologiska mångfalden påverkas av mänskliga verksamheter på en mängd olika sätt (tabell 2). På lång sikt riskerar temperatur- och försurningseffekter orsakade av klimatförändringar att leda till genomgripande strukturella förändringar av både artsammansättning och livsmiljöer, men idag bedömer vi att den sortens påverkan är förhållandevis lite i svenska havsområden. I dagsläget bedömer vi att påverkan från övergödning och överuttag av fisk orsakar den mest långtgående påverkan på den biologiska mångfalden i havet. Övergödningen orsakar storskaliga förändringar på habitat och landskapsnivå genom att förändra miljöernas djurliv, växtliv och funktionella egenskaper. Överfiske har genomgripande effekter på näringsväven i den fria vattenmassan, med möjliga följd effekter för ekosystemens övergripande funktion och sammansättning. Indikationer finns även från svenska vatten att ett överfiske kan påverka på artnivå (genom att enskilda målarter hotas) och gennivå (genom att lokala bestånd utrotas och hög fiskeridödlighet leder till selektion för minskad storlek). Andra faktorer med mindre men potentiellt stor areell påverkan är olika typer av fysisk störning (exempelvis genom trålning, båttrafik och olika typer av bygande i vatten).

Även om ovan nämnda faktorer orsakar eller har potential att orsaka storskalig påverkan på den biologiska mångfalden, finns även tydliga exempel på att exempelvis oljeutsläpp, farliga ämnen och marint skräp påverkar den biologiska mångfalden, främst genom direkt påverkan på specifika arter. Eftersom dessa ofta är viktiga fokusarter och predatorer leder denna påverkan till specifikt iögonfallande effekter och inte sällan till indirekta effekter på andra delar av näringsväven.

Status

Naturvårdsverket (2008) bedömde allmänt status för denna ekosystemtjänst som måttlig och hotnivån som hög, eftersom förlusten av biologisk mångfald hade dokumenterats som snabb.

För att bedöma status på denna ekosystemtjänst har de senaste bedömningarna inom havsmiljö-, vatten-, samt art- och habitatdirektiven, samt miljö kvalitetsmålet ”Ett rikt djur- och växtliv” beaktats (se tabell 7). I den inledande bedömningen för havsmiljödirektivet bedömde HaV att statusen för denna tjänst som ”otillräcklig” för både Östersjön och Västerhavet. Komplettering med information från vattendirektivsbedömningen 2015 av bottenfauna och makrovegetation i kustvattnen, habitatdirektivets bedömning av Natura 2000-habitat och marina däggdjur samt miljö kvalitetsmålet om ett ”Rikt djur- och växtliv” gör att den samlade bedömningen för Östersjön och Västerhavet blir oförändrat måttlig.

Tabell 7. Sammanfattning av bedömningar som beaktats för upprätthållandet av biologisk mångfald (S4). Bedömning enligt AHD och för ekosystemtjänsten biologisk mångfald inom HMD gjordes för Östersjön som helhet. Bedömningar enligt vattendirektivet (VD) är gjorda grafiskt från kartor över den senaste statusbedömningen (preliminära bedömningar 2015). Dominerade klassningen anges först och andra förekommande klassningar anges som ett spann (-).

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken	Allmänt
HMD (Ekosystemtjänsten biologisk mångfald)	Otillräcklig	Otillräcklig	Otillräcklig	
VD (Vegetation)	Hög - God	Hög - God	Hög - God	
VD (Fauna)	Måttlig - God	God - måttlig	Måttlig - God	
AHD (Habitat)	Otillfredsställande - Dålig	Otillfredsställande - Dålig	Otillfredsställande - Dålig	
AHD (Arter)	God - Dålig	Dålig - Otillfredsställande	Dålig - Otillfredsställande	
Ett rikt djur- och växtliv				När ej mål, negativ utveckling
Sammanvägt	Måttlig	Måttlig	Måttlig	

3.5. Upprätthållande av livsmiljöer (S5)

Betydelse

Livsmiljöernas utbredning och kvalitet är fundamentalt viktiga för ekosystemens struktur och funktion. Livsmiljöerna består av biologiska, fysiska och kemiska komponenter vilka alla är viktiga för att uppfylla livsmiljöernas stödjande ekosystemtjänster. Exempelvis kan många bottenlevande växter och djur skapa en tredimensionell struktur som bidrar till effekter på biologisk mångfald, biogeokemiska cykler, kvarhållande av sediment, ökad produktion av livsmedel et cetera. Kemiska förhållanden såsom utbredd syrebrist innebär en minskning av lämpliga livsmiljöer och påverkar därmed den biologiska mångfalden (3.4.), näringsvävornas dynamik (3.3.) och resiliens (3.6.) samt livsmedelsproduktionen (3.12.) negativt.



Figur 6. Ögonkorall (*Lophelia pertusa*) bildar rev i Kosterhavet och Väderöarnas naturreservat som utgör viktiga livsmiljöer för många arter. Foto: MAREANO (Public Domain).

Utbredning av livsmiljöer ingår som en del av bedömningen av havsmiljödirektivets deskriptor biologisk mångfald (D1), men som påpekats i de svenska definitionerna av vad som är god miljöstatus saknas i stor utsträckning fungerande indikatorer, bedömningskriterier, övervakningsmetoder och övervakningsprogram för dessa (HaV, 2012c, 2014b). Däremot har vattendirektivets indikatorer och program för övervakning av mjukbottenfauna och vegetation anammats för att bedöma kvalitet hos livsmiljöer i kustvattnet för denna deskriptor (HaV, 2012c; 2014a). Livsmiljöernas tillstånd bedöms framför allt inom ramen för art- och habitatdirektivet där man bedömer utbredning, förekomstareal, kvalitet och framtidsutsikter av ett antal arter och habitat. I den marina miljön bedöms åtta naturtyper enligt dessa kriterier för Västerhavet och Östersjön separat (tabell 8).

Tabell 8. Naturtyper som bedöms enligt art- och habitatdirektivet.

Kod	Naturtyp
1110	sandbankar
1130	estuarier
1140	blottade ler- och sandbottnar
1160	vikar och sund
1170	rev
1180	bubbelstrukturer
1650	smala östersjövikar
8330	havsgrottor

Eftersom syrebrist på ett genomgripande sätt påverkar den biologiska mångfalden och de biogeokemiska cyklerna har även syreförhållanden och utbredning av syrefria områden använts för att bedöma status för denna ekosystemtjänst, på basen av bedömningar inom vattendirektivet och havsmiljödirektivet.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

På samma sätt som den biologiska mångfalden i vid bemärkelse påverkas av mänskliga aktiviteter på en mängd olika sätt, finns flera omfattande och potentiella belastningar som påverkar mot utbredningen och statusen på marina livsmiljöer (tabell 2).

I dagsläget bedömer vi att övergödning har en utbredd påverkan på de flesta bottenmiljöer och den fria vattenmassan. Grunda hård- och mjukbottenmiljöer drabbas exempelvis av igenväxning, ökad sedimentation och syrebrist. På djupa mjukbottnar uppkommer ökad organisk belastning och syrebrist. I den fria vattenmassan leder de ändrade näringsförhållandena till en ökad tillväxt och förändrad sammansättning av växtplankton med minskat siktdjup och onormala algbloomningar av olika slag som följd. Vi bedömer även att fysisk störning genom trålning har betydande konsekvenser på utbredningen och artsammansättningen av djupa mjukbottenmiljöer, men även hårbottnar och biogena rev (exempelvis kallvattenkoraller) påverkas lokalt. I grunda kustmiljöer utgör fysisk påverkan genom byggnation av exempelvis båthamnar, bryggor, vägbankar och muddring en betydande påverkansfaktor genom att förändra lek- och uppväxtområden för en rad olika fiskarter. Även sjöfarten utgör en betydande påverkansfaktor här.

Även för livsmiljöerna kan man förutspå fortsatta temperaturförändringar och försurning kommer att leda till genomgripande strukturella förändringar av livsmiljöer, men idag bedömer vi att den sortens påverkan är förhållandevis lite i svenska havsområden. Slutligen kan man konstatera att viss påverkan från främmande arter kan observeras på livsmiljöer runt Sveriges kuster. Sådana exempel är japanska jätteostron (*Crassostrea gigas*) och brunalgen sargassosnärja (*Sargassum muticum*) som förekommer i fläckvis täta bestånd på grunda bottnar i Västerhavet, samt havsborstmasken *Marenzelleria* spp. Många nya arter har introducerats aktivt eller passivt av människan, men vi kan även förvänta att frekvensen av introduktioner och risken för betydande effekter på livsmiljöerna kan öka som en följd av klimatförändringar.

Status

Naturvårdsverket (2008) bedömde allmänt status för denna ekosystemtjänst som måttlig och hotnivån som hög. Däremot bedömdes konsekvenserna av nuvarande nyttjande som måttliga.

För att bedöma status på denna ekosystemtjänst har de senaste bedömningarna inom HMD, VD och AHD beaktats (tabell 9). I den inledande bedömningen för HMD konstateras att stora arealer i Egentliga Östersjön har permanent syrebrist (se även Carstensen m.fl., 2014b). Dessutom visar vattendirektivets bedömning av syre i kustvatten temporär syrebrist i delar av Västerhavet och Egentliga Östersjön. Syrebrist anses inte vara ett problem i Bottniska viken. Bottenfaunans status i kustområdena bedöms huvudsakligen som måttlig till god i övervägande delarna av Västerhavet och Bottniska viken medan situationen bedöms vara något bättre i Egentliga Östersjön. Indikatorn för bottenfaunans status som an-

vänds inom vattendirektivet är även en indikator inom havsmiljödirektivets deskriptor havsbottens integritet (D6). Denna indikator svarar på syreförhållanden (samt även på övergödning) men anses även ha viss känslighet för fysisk påverkan, såsom bottentråning, som kan vara en betydande påverkansfaktor på livsmiljöernas upprätthållande. Slutligen har samtliga Natura 2000-habitat i våra kustområden bedömts ha otillfredsställande eller dålig bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet. Sammantaget betyder detta att statusen för upprätthållandet av livsmiljöer bedöms som dålig i Västerhavet och Egentliga Östersjön men som god i Bottniska viken. Denna bedömning innebär således en försämrad status i Västerhavet och Egentliga Östersjön i jämförelse med den som gjordes av Naturvårdsverket (2008), framför allt med hänvisning till de stora arealerna med dåliga syreförhållanden och en dålig bevarandestatus för en rad viktiga bentiska (bottennära) habitat.

Tabell 9. Sammanfattning av bedömningar som beaktats för upprätthållandet av livsmiljöer (S5). Bedömningar enligt vattendirektivet (VD) är gjorda grafiskt från kartor över den senaste statusbedömningen (preliminära bedömningar 2015). Dominerade klassningen anges först och andra förekommande klassningar anges som ett spann (-).

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
HMD (Syre)	Temporär syrebrist	Stora syrefria arealer	Ingen syrebrist
VD (Syre kust)	Hög - Måttlig	Hög - Måttlig	Hög
VD och HMD (Fauna)	Måttlig - God	God - Måttlig	Måttlig - God
AHD (Habitat)	Otillfredsställande - Dålig	Otillfredsställande - Dålig	Otillfredsställande - Dålig
Sammanvägt	Dålig	Dålig	God

3.6. Upprätthållande av ekosystemets resiliens (S6)

Betydelse

Ekosystemets resiliens speglar dess långsiktiga förmåga att klara av förändring och att vidareutvecklas. Resiliens innefattar alltså både systemens förmåga att stå emot stress eller förändring och att återuppbygga viktiga funktioner efter störning (se t.ex. Huitric m.fl., 2009; www.stockholmresilience.org). Resiliensen hos ett ekosystem förväntas allmänt påverkas positivt av ökad biodiversitet (Tilman m.fl., 1998). Detta beror på att en störning i ett artrikt system kan förväntas få mindre konsekvenser eftersom det finns flera arter med liknande funktionella egenskaper, och att respon- sen på störningen varierar mellan arter. Liknande resonemang kan föras inte bara på artnivå utan även på landskapsnivå och vad gäller genetisk diversitet. I linje med detta kan man teoretiskt sett förvänta sig minskande resiliens från Västerhavet till Egentliga Östersjön och in i Bottniska viken. Detta på grund av den markanta skillnaden i artsammansättning på grund av salthaltsgradienten, som framför allt orsakar en minskad artrikedom och minskad genetisk variation hos marina arter ju längre in i Östersjön man kommer (Ojaveer m. fl, 2010; Johannesson och André,

2006). Denna ekosystemtjänst har tydliga kopplingar till dem som omfattar biologisk mångfald (S3; 3.3.) och näringsvävens dynamik (S4; 3.4.).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Eftersom ekosystemens resiliens är starkt kopplad till upprätthållandet av biologisk mångfald, livsmiljöer och näringsvävarnas dynamik bedömer vi att upprätthållandet av ekosystemens resiliens påverkas av i stort sett samma faktorer som ovanstående ekosystemtjänster. Bedömningen är dock att övergödning och överuttag av fisk är de påverkansfaktorer som på det mest avgörande sättet påverkar upprätthållandet av ekosystemens resiliens. Eftersom båda dessa påverkansfaktorer på ett grundläggande sätt påverkar näringsväven är deras effekter ofta kopplade och ibland svåra att separera (s.k. ”top-down” eller ”bottom-up”-reglering) men mycket talar för att båda processerna är viktiga i såväl Östersjön som i Västerhavet. Det faktum att övergödningen och överfisket har kopplats direkt eller indirekt till en rad kvalitativa förändringar av ekosystemet struktur och funktion (se nedan) i svenska vatten gör att dessa kan anses påverka resiliensen på ett betydande sätt. Det finns dock även skäl att tro att andra påverkansfaktorer såsom främmande arter, fysisk störning och exploatering har lokalt betydande konsekvenser på systemets förmåga att motstå störningar. Farliga ämnen och klimatrelaterade påverkansfaktorer kan däremot ha storskaliga effekter men i dagsläget bedömer vi att dessa effekter är mindre omfattande än de som orsakas av övergödning och fiske.

Status

På grund av förlusten av biodiversitet, förstörelsen av livsmiljöer och fluktuationer i födovävar bedömde Naturvårdsverket (2008) statusen för denna ekosystemtjänst allmänt som måttlig samtidigt som hoten bedömdes som allvarliga. Även om indikatorer på resiliens är speciellt svåra att formulera (Carpenter m.fl., 2001), kan vi konstatera att flera genomgripande förändringar, som ibland kan karakteriseras som regimskiften, har ägt rum i pelagiala (i den fria vattenmassan) såväl som bentiska (bottennära) miljöer under de senaste decennierna (tabell 10).

Tabell 10. Exempel på kraftiga förändringar i ekosystemet i olika havsområden som påverkar bedömningen av områdenas status med avseende på resiliens.

Område	Beskrivning av skiften	Referens
Västerhavet	Vegetationsfria sedimentbottnar till bottnar täckta med fintrådiga alger.	Rönnbäck m.fl., 2007
	Bottnar täckta med ålgräs ersätts av bart sediment	Rönnbäck m.fl., 2007
Egentliga Östersjön	Perenna alger ersätts av musslor och fintrådiga alger på hårbottnar.	Rönnbäck m.fl., 2007
	Förändringar i pelagiska näringsvävar	Österblom m.fl., 2007; Casini m.fl., 2009
Bottniska viken	Invasion av <i>Marenzelleria</i>	Kotta och Olafsson, 2003

Dessa förändringar tyder på att de marina ekosystemen längs Sveriges kuster är känsliga för mänskligt orsakade (och naturliga) påverkansfaktorer, och att de skiftar strukturellt och funktionellt mellan olika, mer eller mindre kvalitativt olika tillstånd. Detta innebär att det finns anledning att stå fast vid den tidigare allmänna bedömningen och att status på ekosystemfunktionen resiliens kan klassas som måttlig i samtliga havsområden.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

3.7. Luft- och klimatreglering (R1)

Betydelse

Luft- och klimatreglering innebär havets förmåga att reglera gasutbytet med atmosfären samt förmågan att upprätthålla ett gynnsamt klimat. Detta avsnitt kopplar mycket till S1: Biogeokemiska kretslopp (se 3.1.), eftersom kretsloppen ifråga stödjer denna typ av reglering. Ekosystemtjänster som ingår är en lagom kvävgas- och syrgasbindning i vattnet, en tillräcklig kvävgas- och syrgasproduktion, samt lagringskapacitet för koldioxid.

Den största delen av solljusets energi på jorden absorberas av haven. Denna energi omvandlas i hög grad till värme och transporteras sedan bland annat med vattenströmmar, som påverkar klimatet i jordens olika klimatzoner (figur 7). Förändringar i värmetransport till havs kan därför få stora återverkningar på landområdenas klimat. En viktig del av värmetransporten är omfattningen av havsisarna, särskilt i polarområdena (IPCC, 2013). Sverige är jämfört med andra länder relativt lite känsligt för klimatiförändringar, beroende på närheten till norra Atlanten, men det kan ändå förväntas en ökad nederbörd över landet och ökade temperaturer i framtiden och betydande effekter på samhället (Kjellström m.fl., 2014).



Figur 7. Förenkling av världshavens termohalina transportband. Världshaven reglerar klimatet genom att transportera stora mängder värmeenergi mellan olika världsdelar. Blå havsströmmar är ytgående, medan violetta är djupgående. Den ytgående Golfströmmen i Nordatlanten fraktar även värmeenergi in i de svenska haven och till den svenska landmassan. Bild: Wikimedia Commons.

Haven påverkar även hur mycket syrgas de landlevande djuren har att andas, hur mycket koldioxid de landlevande växterna har att fotosyntetisera, och hur mycket kvävgas de landlevande kvävefixerande växterna på land har att tillgå. Dessutom reglerar haven det globala flödet av vattenånga, samt lagringen av koldioxid (Schlesinger, 2003).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Det är osäkert hur klimatförändringarnas inverkan på havsströmmarna kommer att påverka värmetransporten i havet. Klimatförändringarnas temperatur-effekter minskar havets förmåga att absorbera koldioxid, men den ökande koldioxidhalten leder ändå till att havet tar upp mer koldioxid, vilket i sin tur leder till havsförsurning. Likaså leder ökade temperaturer till en minskad förmåga hos havet att kvarhålla andra vattenlösta gaser som syrgas samt värmeenergi. Människan påverkar klimatet främst genom utsläpp av koldioxid och andra växthusgaser (IPCC, 2013; se även S1: Biogeokemiska kretslopp, 3.1.). Naturvårdsverket (2008) berör inte i vilken mån klimatgasutsläpp påverkar denna ekosystemtjänst. I denna rapport hävdar vi att när den fysiska omfattningen av växthusgasreglering ökar av ökade växthusgasutsläpp, så ökar samtidigt skillnaden mellan denna omfattning och samhällets behov av tjänsten. Ekosystemtjänsten växthusgasreglering, som ingår i ekosystemtjänst kategorin R1, blir då allt mindre tillräcklig. Ett parallellt resonemang, men för R3: Minskad övergödning (se 3.9), ges i HaV (2012a).

Status

Naturvårdsverket (2008) pekade på att havets förmåga att reglera klimat och luft är god och klassade status som god. I den uppdaterade bedömningen menar vi att denna ekosystemtjänst inte i tillfredsställande grad kan möta samhällets behov och därmed inte motsvara god status. Klimatförändringarna är dock inte primärt orsakade av havets oförmåga att reglera klimat och luft, utan av mänskliga utsläpp av växthusgaser kombinerat med naturliga faktorer (IPCC, 2013), varför vi inte bedömer att åtgärder för att förbättra produktionen av ekosystemtjänsten som akut. Därför klassar vi status för ekosystemtjänsten som måttlig i samtliga svenska havsområden.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

3.8. Kvarhållande av sediment (R2)

Betydelse

Havsstränder kan eroderas (nötas) på grund av vågor, is, vind, temporära eller permanenta ökningarna i vattennivå och andra fysiska processer. Det skapar problem för strandnära bebyggelse, turism och annan mänsklig aktivitet (Pranzini och Williams, 2013). Sedimentkvarhållning innebär delvis havsekosystemens förmåga att hålla kvar sediment i kustzonen och på så sätt förhindra stranderosion (Naturvårdsverket, 2008). Därutöver har denna rapport inkluderat förmågan att kvarhålla djupsediment i ekosystemtjänsten R2.

Stranderosion är framför allt ett stort problem i sydligaste Sverige, där det inte sker någon betydande landhöjning som motverkar erosion. I södra Skåne sjunker landmassan rentav med drygt 0,5 mm per år. Flacka sandstränder med eller utan dyner och branta klintkuster är de mest känsliga kusttyperna i denna region. I Löderupstrakten, ett särskilt hårt drabbat område, har strandlinjen förflyttats med uppemot 200 meter på grund av erosion sedan 1975 (Malmberg Persson m.fl., 2014). Dessutom kan stranderosion uppstå som en effekt av färjor och annan båttrafik. Denna typ av erosion är särskilt väl kartlagd i hårt trafikerade farleder i Stockholms skärgård (Granath, 2013; Länsstyrelsen Stockholm, 2015).



Figur 8. Klintkust på den skånska ön Ven. Branta klintkuster och sandstränder i Sydsverige är särskilt utsatta för stranderosion. Foto: Abelson/Wikimedia Commons.

Djupare havsbottnar påverkas i liten grad av vågor och vind, men i desto större grad av bottentrålning, med uppgrumling av sediment som en av följderna (Tjensvoll, 2014). Sedimentstrukturen kan förändras och det kan bildas fåror till följd av trålning. Förändringar i utbytet av ämnen mellan vatten och botten-sediment kan också uppstå (HaV, 2015a). ”Havsbottnens integritet” är en av deskriptorerna i havsmiljödirektivet (Anon, 2008) och anger att de bottennära ekosystemens struktur och funktion skyddas och inte påverkas negativt (Rice m.fl., 2012; HaV, 2012c, 2015a).

Strandvegetation har en stabiliserande effekt på sediment, genom att dämpa effekten av vågor, vind och andra fysiska störningar (Rosqvist, 2010; Grabowski m.fl., 2011). Barbier m.fl. (2013) fann betydande ekonomiska värden från strandvegetationens förhindrande av stranderosion under stormar. En liknande, dämpande effekt har bottendjur som musslor och snäckor, medan andra mer mobila bottendjur kan förvärra erosionen (Grabowski m.fl., 2011). Slutligen beror sedimenterosionens omfattning på sedimentens partikelstorlek, och erosionen dämpas av sedimentens sammanhållande (kohesiva) egenskaper (Grabowski m.fl., 2011). Vilken relativ betydelse denna ekosystemtjänstkategori har för att motverka stranderosion är dock inte helt klarlagt, vilket beror på en stor variation i typer av fysisk påverkan, i typer av naturliga erosionsdämpare, samt i beräkningsmetoder (Bridges m.fl., 2015).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Fiske i form av bottentrålning i djupvatten påverkar de havsbaserade ekosystemen mer än strandnära störningar (Tjensvoll, 2014). Havsbottnarna kan därför behöva utökad fiskereglering (HaV, 2015a). Strandvegetation behöver tillgång till bottennära solljus, och missgynnas därigenom av samhällets övergödning av haven, vilket minskar vattnets klarhet och begränsar solljusets förmåga att nå botten (Rosqvist, 2010). I strandnära vatten råder i allmänhet goda syreförhållanden, vilket gynnar bottendjur. Bottendjur missgynnas däremot av exempelvis miljögifter och hög belastning av organiskt material (Josefsson m.fl., 2009). Fartygstrafik kan även orsaka stranderosion i områden där landhöjningen är betydande (Granath, 2013; Länsstyrelsen Stockholm, 2015). Stranderosionens framtida utbredning är emellertid främst kopplad till en förväntad havsnivåhöjning på grund av klimatförändringar. SMHI (Kjellström m.fl., 2014) har utgått ifrån en prognosticerad global havsnivåhöjning på 1 m till år 2100, och beräknat att i större delen av Bottniska viken torde denna motverkas av landhöjningen. I Egentliga Östersjöns och Västerhavets svenska kustområden är det däremot möjligt att det sker en nettohöjning av havsnivån, med ungefär 0,2 m vid Dalälvens mynning, 0,5 m i Stockholm, 0,6 m i Svinesund vid norska gränsen och 1,0 m i södra Skåne. Nuvarande mänsklig aktivitet antas därför öka stranderosionen i framtiden (Kjellström m.fl., 2014) och därigenom öka skillnaden mellan ekosystemens kvarhållning av sediment och samhällets behov av denna kvarhållning.

Status

Naturvårdsverket (2008) angav måttlig status för denna ekosystemtjänst, men inkluderade då andra områden av Östersjön och Västerhavet som inte ingår i svensk ekonomisk zon. Det första kriteriet inom deskriptorn "Havsbottnens integritet" saknar ännu funktionella indikatorer (HaV, 2014a). Bottentrålningens effekter är särskilt påtagliga i Västerhavet samt södra Egentliga Östersjön. Bottentrålning har varit vanligt i de flesta svenska havsområden, med undantag för Öresund och Bottenviken (HaV, 2012a; Tjensvoll, 2014). Landhöjning, som motverkar stranderosion, pågår i alla svenska kustområden förutom i södra Skåne. De pågående klimatförändringarna kan emellertid enligt SMHI (Kjellström m.fl., 2014) ge en havsnivåhöjning som överstiger landhöjningen i fler kustvatten i Västerhavet och Egentliga Östersjön och södra Bottenhavet, vilket riskerar att orsaka en liknande problematik där som i södra Skåne. Bottentrål-

ning, klimatscenarier, fartygstrafik, övergödning samt gifthalter i svenska kustvatten gör att vi sammantaget värderar status som måttlig i Egentliga Östersjön, Västerhavet och södra Bottenhavet, och som god i nordligare kustvatten och i Bottniska Viken som helhet.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	God

3.9. Reglering av övergödning (R3)

Betydelse

Övergödning av haven är en effekt av samhällets ökade tillförsel av näringsämnen från avlopp, jordbruk och andra källor. Problemet kan yttra sig som intensifierade algbloomingar, grumligt vatten och syrefria bottenar. Egentliga Östersjön är mest påverkad av övergödning bland de svenska havsområdena, medan de direkta utsläppen till Bottniska viken är av mindre betydelse (Wulff m.fl., 2014). Svenska hav, liksom andra akvatiska ekosystem, har en inneboende förmåga att minska effekterna av övergödning. Detta kan ske på följande fyra sätt:

- omvandling av oorganiskt kväve till kvävgas (denitrifikation och anammox; Carstensen m.fl., 2014a),
- sedimentation och permanent kvarhållning av näringsämnen på ackumulationsbottenar (Viktorsson, 2013; Carstensen m.fl., 2014a),
- upptag av näringsämnen i fisk, musslor och andra organismer som fångas, skördas eller på annat sätt lämnar ekosystemet (Naturvårdsverket, 2008), samt
- export av näringsämnen till världshaven där övergödningens problematiken är mer marginell (Håkanson m.fl., 2010).

Skattningar av den relativa betydelsen av dessa fyra olika funktioner för övergödningens minskning varierar mellan olika modellstudier.



Figur 9. Algblomning i Egentliga Östersjön, delvis orsakad av övergödning. Satellitbild, NASA (Public Domain).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

HaV (2012a) skrev:

”I sin utvärdering av statusen på ekosystemtjänsten R3 minskad övergödning skattade Naturvårdsverket (2008, s. 80) den till att vara god i Östersjön och i Nordsjön med argumenten att mänskliga aktiviteter inte påverkar tillgången till R3 och att de organismer som tar hand om överskottet av näringsämnen för närvarande inte är hotade. Vad som talar emot denna slutsats är de påtagliga övergödningseffekter, som exempelvis återkommande blomningar av cyanobakterier, som visar att ekosystemens förmåga att hantera de nuvarande koncentrationerna av näringsämnen inte är tillräcklig för samhällets behov”.

Rapportens författare delar denna syn. Även om de processer som reglerar övergödning har en stor kapacitet så är behovet i samhället av denna ekosystemtjänst större. Regleringen av övergödning kan även påverkas negativt av syrehalt, som i sin tur delvis påverkas av graden av övergödning. Med det resonemanget motiverar vi att tillförseln av näringsämnen påverkar denna ekosystemtjänst negativt.

Att ekosystemtjänsten är otillräcklig innebär att vattenkvaliteten för havsbadare och andra som vistas vid havet (se C1: Rekreation; 3.19.) är försämrade av växtplanktonblomningar och en ökad grumling (minskat siktdjup; Håkanson m.fl., 2010; Carstensen m.fl., 2014a). Den förhöjda primärproduktionen ger även upphov till ökad syretäring i bottenvattnet, vilket skapar eller förvärrar syrebrist och inskränker fiskars och bottendjurs livsmiljö (Carstensen m.fl., 2014a; se även S5: Upprätthållande av livsmiljöer, avsnitt 3.5.).

Människan påverkar i vilken mån skörd och fångst av fisk, musslor och andra organismer sker, vilket skulle kunna förbättra statusen hos ekosystemtjänsten. Miljönyttan av musselodling och musselskörd har dock ifrågasatts (Stadmark och Conley, 2011), även om forskningsläget verkar tyda på att nettomiljönyttan i de flesta fall är positiv med avseende på att reglera övergödning (Petersen m.fl., 2014). Detsamma gäller för fiske (Hjerne och Hansson, 2002; Fennel, 2010).

Status

HaV (2012a) föreslog följande två indikatorer från kommissionsbeslutet om kriterier och metodstandarder (Anon, 2010) som grund för att bedöma status för denna ekosystemtjänst:

- 5.1.1 Koncentrationen näringsämnen i vattenpelaren
- 5.2.4 Förändringar i den floristiska artsammansättningen såsom kvoten mellan diatomer och flagellater, skiften från bentisk till pelagisk såväl som störande/giftiga algbloomningar (t.ex. cyanobakterier) orsakade av mänsklig verksamhet

Den första är en funktionell indikator i HVMFS 2012:18, medan en svensk indikator för den andra ännu inte är utvecklats. På grundval av den förstnämnda indikatorn uppskattades status för ekosystemtjänsten R3 av HaV (2012a) som otillräcklig för Östersjön och Nordsjön.

Vi menar att det här föreligger en regional skillnad i ekosystemtjänstens status. Miljöstatus avseende näringsämnen är i allmänhet god i Bottniska Viken, men måttlig i Egentliga Östersjön och Västerhavet (VISS, 2015), och motsvarande status torde gälla för ekosystemtjänsten Reglering av övergödning.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	God

3.10. Biologisk reglering (R4)

Betydelse

Biologisk reglering avser de biologiska mekanismer som begränsar miljöstörande effekter (HELCOM, 2010). Det innefattar reglering av sjukdomar, patogener och annat som har potential att skada ekosystemen, liksom växtätande djurs konsumtion av påväxtalger (Naturvårdsverket, 2008). Biologisk reglering innefattar även rovdjurs kontroll av bytesdjur och övriga organismer i näringsväven (top down-kontroll; Koellner, 2011).

Ekosystemens organismer kan drabbas av livshotande eller på annat sätt allvarliga sjukdomar. Ett exempel är valpsjuka, som orsakas av viruset PDV (Phocine Distemper Virus) och kan drabba knubbsäl. Ett särskilt allvarligt utbrott av sjukdomen 1988–1989 minskade den svenska knubbsälpopulationen med uppemot 70 procent, och ytterligare utbrott har observerats vid andra tillfällen (Svensson, 2012). Andra sjukdomar med hög dödlighet kan drabba sjöfågel, fisk eller skaldjur, men inga systematiska undersökningar av sådana sjukdomar i kust och hav har hittills gjorts i Sverige. Ett pågående regerings-

uppdrag till ett flertal myndigheter (däribland Statens veterinärmedicinska anstalt och HaV) syftar dock till att undersöka sårskadad fisk i Hanöbukten samt att planera vidare undersökningar av sjukdomar hos vild fisk i Sveriges kust- och utsjövatten (Miljödepartementet, 2014b).



Figur 10. Många knubbsälar (*Phoca vitulina*) har dött i tillfälliga utbrott av valpsjuka i svenska hav. Knubbsälspopulationen är emellertid för närvarande långsiktigt ökande i Sverige. Foto: Andreas Trepte, Wikimedia Commons.

Patogener är organismer som kan orsaka sjukdomar. I svenska hav förekommer exempelvis de patogena mikroorganismerna *Giardia* och *Cryptosporidium*, men typiskt sett i låga halter (Ohlsson m.fl., 2011). De är parasiter som ansamlas i människors och andra ryggradsdjurs inälvor och kan smitta genom avföring (fekalt-oralt) och nå havets badstränder via avlopp eller avrinning från gödslad mark. De kan överleva länge i vatten och orsakar främst diarrésjukdomar hos människor (Smittskyddsinstitutet, 2011). Ekosystemtjänsten biologisk reglering yttrar sig delvis i att strukturer och processer i ekosystemen förhindrar överlevnad och spridning av sådana parasiter (Naturvårdsverket, 2008).

I övergödda akvatiska ekosystem kan en ökad förekomst av snabbväxande fastsittande alger orsaka stora förluster av annan undervattensvegetation, genom att de växer på annan vegetation och begränsar deras tillväxt, främst genom att begränsa solljustillgången. Det här påverkar även andra arter, eftersom kvaliteten på till exempel viktiga fortplantnings- och uppväxtmiljöer för fisk försämras (Schernewski och Schiewer, 2002; Rosqvist, 2010). Smådjur som snäckor, märlkräftor, gråsuggor och tånglöss äter de snabbväxande algerna, och begränsar därigenom deras konkurrenskraft (Gullström m.fl., 2012). De senare har med andra ord en reglerande effekt på fastsittande alger. Denna process har en nära anknytning till de processer som beskrevs under avsnitt 3.3 (Upprätthållande av näringsvävens dynamik; S3).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Sjukdomssmitta orsakad av *Giardia* eller *Cryptosporidium* bedöms kunna öka i Sverige med klimatförändringarna, främst på grund av en ökad vattenföring vilken kan transportera en ökad mängd parasitära mikroorganismer från jordbruksmarker och hushåll till kuststränder och andra ytvatten (Smittskyddsinstitutet, 2011). Övergödningen av svenska hav förefaller bestå för en lång tid

framöver (Meier m.fl., 2012; se även 3.2 och 3.9), vilket gynnar snabbväxande, fastsittande alger och hotar strandvegetation och dess funktion som lekhabitat för fisk (Rosqvist, 2010). De fiskeridrivna regimskiftena i fisksamhällena omkring 1990 i såväl Bottenhavet som Egentliga Östersjön och Skagerrak (Casini m.fl., 2011; Baden m.fl., 2012; Olsson m.fl., 2013; se även 3.12) har medfört att stora rovfiskar har minskat och att deras byten, så kallade mesopredatorer, har ökat i förekomst, vilket har gjort att top-downregleringen av näringsvävarna har försvagats.

Status

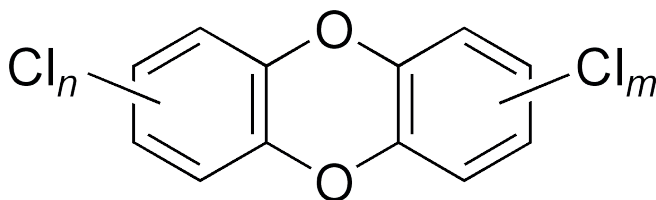
Naturvårdsverket (2008) bedömde status för R4: Biologisk reglering som god. I likhet med resonemanget i 3.9 menar vi att det för svenska hav som helhet föreligger en ohållbar skillnad mellan samhällets behov av denna ekosystemtjänstkategori och produktionen av densamma. R4: Biologisk reglering är förhållandevis mångfacetterad och vi känner inte till några lämpliga indikatorer för den (tabell A2, Appendix). I enlighet med det som framkommer under ”Mänsklig påverkan och dess konsekvenser” bedömer vi sammantaget status för Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottniska viken som måttlig, med undantag för Bottenviken (se figur 2) som är lite påverkad av övergödning eller överfiske och där status således sätts till god.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	God

3.11. Reglering av giftiga ämnen (R5)

Betydelse

Gifter i havsmiljön kan avskräcka människor från att vistas nära påverkade havsområden. Fiskare får minskad avsättning för sina produkter om dessa har för höga halter av hälsofarliga ämnen som dioxiner och PCB:er (se P1: Livsmedel). Genom naturliga processer i havet minskat i vissa fall de negativa effekterna av utsläppen. Utan dessa ekosystemtjänster skulle föroreningen av haven ha varit än mer allvarlig (Naturvårdsverket, 2008).



Figur 11. Den generella kemiska strukturen för dioxiner. Dioxiner är miljögifter som bland annat bildas som restprodukter vid förbränning. Bild: Wikimedia Commons.

Regleringen av giftiga ämnen kan ske genom att dessa binds till partiklar, som sedimenterar och till en viss andel kvarhålls permanent i sedimentet på de så kallade ackumulationsbottenarna, vilket transporterar ämnena från ekosyste-

men till geosfären (Karlsson, 2011). Det kan även ske genom att vissa av de giftiga föroreningarna bryts ned till mindre giftiga ämnen (Garnaga, 2012). I det fall nedbrytningen utförs av ekosystemens beståndsdelar räknas den som en ekosystemtjänst, undantaget när nedbrytningsprodukten är giftigare än originalsubstanten. Giftiga ämnen tas dessutom upp av organismer som kan fångas eller skördas och därmed bortföras från ekosystemen (se R3: Minskad övergödning, avsnitt 3.9.). En export av giftiga ämnen från svenska hav till de mindre förorenade världshaven sker på motsvarande sätt som närsalter exporteras (se R3: Minskad övergödning; 3.9.). Flyktiga gifter kan därutöver avdunsta (Garnaga, 2012), men det är tveksamt om detta kan räknas till en nytta som ekosystemen producerar.

Några viktiga giftiga ämnen i Östersjön (från Garnaga, 2012 samt Faxneld m.fl., 2014):

1. Dioxiner (PCDD), furaner (PCDF) och dioxinlika PCB:er
2. Tributyltenn (TBT) och trifenyltenn (TFT)
3. Polybromerade difenyletrar (PBDE)
4. Perfluorerade ämnen (PFAS)
5. Hexabromocyklododekan (HBCDD)
6. Nonylfenoler (NP) och nonylfenoletoxylater (NPE)
7. Oktylfenoler (OP) och oktylfenoletoxylater (OPE)
8. Kort- och mellankedjiga polyklorerade alkaner (SCCP och MCCP)
9. Endosulfan
10. Kvicksilver
11. Kadmium
12. Siloxaner
13. Hydroxylerade bromerade ämnen

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Ekosystemens reglering av giftiga ämnen ökar generellt sett när samhällets belastning av dessa ämnen ökar. Mänsklig aktivitet som muddring av ackumulationsbottnar kan röra upp giftiga ämnen som annars skulle ha kvarhållits permanent (Naturvårdsverket, 2009b). Parallellt med resonemangen kring ekosystemtjänstkategorierna R1-R4 (se 3.7.– 3.10) menar vi att kvaliteten i denna ekosystemtjänstkategori minskar när skillnaden mellan samhällets behov av ekosystemens reglering av giftiga ämnen och den faktiska omfattningen av ekosystemens reglering av giftiga ämnen ökar. Samhällskonsekvensen av den otillräckliga ekosystembaserade regleringen av giftiga ämnen är främst att fet konsumtionsfisk i Östersjön som strömming och lax är mindre lämplig som föda då dioxinhalten överstiger gränsvärden för mänsklig konsumtion (Miller m.fl., 2013; se även 3.12. avseende ekosystemtjänst kategorin P1). Miljögifter som PCB:er har tidigare minskat populationerna av olika sälarter fram till 1970-talet i Sverige. Halterna av dessa miljögifter har därefter minskat och

hotar numera sannolikt varken hälsan eller fortplantningen hos gråsäl och knubbsäl, medan detta med säkerhet inte kan sägas för vikaresäl (Karlsson och Bäcklin, 2009). När det gäller fågelarter har exempelvis toppredatorer som pilgrimsfalk fortfarande höga halter av organiska miljögifter, trots att halterna i ekosystemen har minskat (Carlsson m.fl., 2011). Miljögifter har även orsakat uttorkade ägg hos havsörn, vilket hotar dess fortplantning. Problemet för havsörn var som värst på 1960- och 1970-talet men kvarstår i viss mån fortfarande (Helander och Bignert, 2014).

Status

Naturvårdsverket (2008) statusklassade denna ekosystemtjänst som måttlig för Östersjön och Västerhavet. Vi menar att samma status fortfarande bör gälla för Egentliga Östersjön och Bottniska Viken, där exempelvis fet konsumtionsfisk är belagd med restriktiva kostråd på grund av höga gifthalter (Miller m.fl., 2013). Det tyder på att samhällets behov av havsekosystemens giftreglering överstiger produktionen av ekosystemtjänsten i dessa områden. Även i Västerhavet bedöms de flesta kustvattenförekomster ha ett förbättringsbehov avseende miljögifter (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2014).

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

3.12. Tillhandahållande av livsmedel (P1)

Betydelse

De svenska haven ger människor näringsrik och efterfrågad föda i form av främst fisk och skaldjur. Dessutom erbjuder fiskerinäringens företag arbetstillfällen. Därutöver omsätter fritidsfisket betydande summor och engagerar många utövare.



Figur 12. Kalixlörjöm, en havsdelikatess. Foto: Dalmato99, Wikimedia Commons.

Det svenska yrkesfisket i svenska hav har minskat i omfattning under de senaste åren, från 320 000 ton år 2005 till 192 000 ton år 2013. På grund av stigande varupriser har landningsvärdet för yrkesfiskets fångst i svenska hav ändå varit relativt konstant under denna period. Många fiskare arbetar deltid. Antalet fulltidsekvivalenter (det vill säga, en omräkning till heltidstjänster) bland anställda inom yrkesfisket är minskande och uppgick till 974 år 2012.

Sill/strömning är den art som har betingat de största volymerna inom det svenska yrkesfisket och det högsta samlade värdet under det senaste årtiondet (Jordbruksverket, 2014). År 2013 ilandfördes 58 % av totalvikten från allt fiske i svenska hav i utlandet, vilket motsvarade 41 % av det totala värdet (SCB, 2014a). EU har idag generellt sett en överkapacitet i yrkesfisket, och fångsten har under senare årtionden överstigit beståndens förmåga att reproduceras, även om detta inte gäller alla bestånd (ICES, 2014a; Jordbruksverket, 2014).

Vattenbrukets omsättning är på stark uppgång i Sverige, dock från låga nivåer, givet de naturliga förutsättningarna. De största odlingarna finns i inlandet (Jordbruksverket, 2014). I havsbaserade vattenbruk, samtliga nära kusten, utgör regnbåge den främsta arten och drygt 3 000 ton odlades år 2012 (Jordbruksverket, 2013). Kustvattenbaserade regnbågeodlingar finns framför allt längs norrlandskusten, i Bottniska viken, men även mer småskaligt i Egentliga Östersjön och i Västerhavet (HaV, 2015b). Drygt 1 300 ton musslor odlades för mänsklig konsumtion på västkusten år 2012 (Jordbruksverket, 2013).

Beredningsindustrin förädlar produkter från yrkesfisket och vattenbruket. De huvudsakliga produkterna består av sill, räkor och fiskrom. År 2012 fanns 223 företag, med totalt 2 135 anställda, inom den svenska beredningsindustrin (Jordbruksverket, 2014).

Fritidsfiske delas vanligen upp i undergrupperna husbehovsfiske och sportfiske. Bland fritidsfiskets (se även C1: Rekreation; 3.19.) totalt sett 1,6 miljoner utövare i Sverige fångades år 2013 uppskattningsvis 7 000 ton fisk längs svenska kuster och i havet (SCB, 2014b). De viktigaste arterna för fritidsfisket i havet var abborre, gädda, makrill, öring och sill/strömning (SCB, 2014b). Enligt Tillväxtverket (2015) har cirka 780 000 utländska turister per år fiskat i Sverige under de senaste åren. Fritidsfisket i inlandsvattnen är något mer betydelsefullt än i havet (SCB, 2014b).



Figur 13. Strömmingsfiskare i Roslagen. Foto: Bengt Oberger, Wikimedia Commons.

Det finns en möjlighet att det i framtiden kommer att konsumeras mer av ytterligare arter från havet än idag. Försök med ostronodling har exempelvis gjorts på västkusten (Naturvårdsverket, 2008; Sveriges Radio, 2014), och intresset för att äta produkter framställda av makroalger kan komma att öka (Naturvårdsverket, 2013a; Öhman, 2014).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

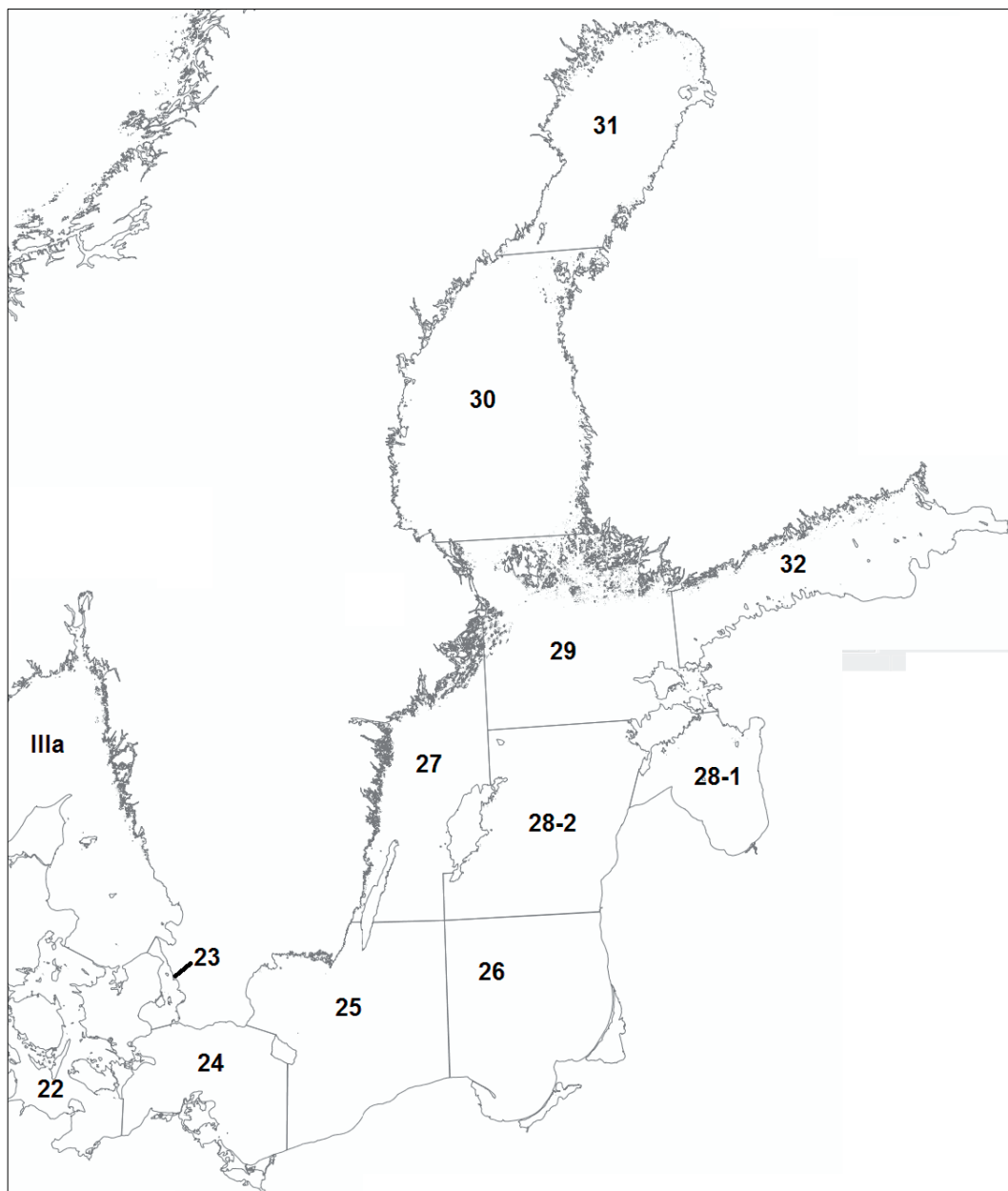
Överfiske påverkar allvarligt de svenska havens förmåga att upprätthålla livskraftiga bestånd av arter som tjänar som mänskligt livsmedel (Casini m.fl., 2011; ICES, 2014a). Därutöver är samhällets påverkan på arternas livsmiljö betydande på många håll (se S5: Livsmiljö; 3.5.). Livsmiljöns areal har ett tydligt samband med storleken hos kustlekande fiskbestånd (Sundblad m.fl., 2014). Konsekvenserna för samhället av rådande tillstånd är att de flesta bestånd fiskas hårdare än vad som kan anses hållbart (se statusbedömning nedan samt HaV, 2015a). Antropogena klimatförändringar kan komma att missgynna kallvattenarter som lax, regnbåge, torsk och sill/strömming (Jordbruksverket, 2014). Försurning av havet till följd av ökad koldioxidlagring i havet kan framför allt missgynna skaldjur bland de arter som konsumeras av människor (Bechmann m.fl., 2011; Jordbruksverket, 2014). Miljögifter som dioxiner är ett allvarligt hinder för försäljning och konsumtion av fet östersjöfisk, eftersom sådan fisk omfattas av intagsbegränsande kostråd i Sverige och saluförbud i andra länder. Dioxinhalten hos östersjöströmming har legat på en oförändrat hög nivå sedan 1990-talet (Miller m.fl., 2013).

Status

Denna ekosystemtjänst är kopplad till havsmiljödirektivets deskriptor D3: Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur. HaV (2014a) föreskriver att god miljöstatus ska kännetecknas av följande förhållanden på kriterienivå:

- 3.1 Fiskeverksamheten ligger under en nivå som garanterar ett maximalt hållbart uttag (F_{MSY}) av alla kommersiellt nyttjade bestånd. Nivån ska inte ha en negativ påverkan på ekosystemets struktur och funktion.
- 3.2 Beståndens reproduktiva kapacitet befinner sig på nivåer som garanterar livskraftiga bestånd och populationer.
- 3.3 Populationernas ålders- och storleksstrukturer ska garantera deras långsiktiga produktivitet.

Dessa kriterier ska ses som ett inledande förslag för att använda indikatorerna för deskriptor D3 för ekosystemtjänsten Livsmedel. För de två första finns funktionella indikatorer men indikatorer saknas för kriteriet 3.3. Då tillämpas HaV:s föreskrifter (HaV, 2014a) även för att definiera god status för ekosystemtjänsten. Fördelen är dels att det bygger på ett befintligt system och dels att detta system är konstruerat för att försäkra långsiktigt hållbart nyttjande av naturresurserna. Gränsen mellan måttlig status och dålig status definieras som tillståndet hos majoriteten av bestånden enligt ovanstående punkter 3.1–3.3 bland de kommersiellt fiskade bestånden. ICES geografiska indelningar av Västerhavet och Östersjön framgår av figur 14.



Figur 14. Internationella Havsforskningsrådets (ICES) geografiska zonindelning av svenska och omgivande hav. Geografiska data från www.ices.dk.

Resultaten för vart och ett av bestånden i Västerhavet anges i tabell 11.

Tabell 11. Kommersiellt nyttjade bestånd av fisk i Skagerrak och Kattegatt med statusbedömning och underlag för bedömning. Från HaV (2015a).

Bestånd	Status		Bedömning
	God miljöstatus	Ej god miljöstatus	
Äl			MSY
Bleka IIIa			ICES (2014a)
Brugd			ICES (2014a)
Hällefundra IIIa			Cardinale m. fl. (2015)
Havskatt IIIa			Rödlistan
Havskräfta IIIa			MSY
Knaggrocka			Rödlistan
Kolja IIIa			MSY
Kummel IIIa			MSY
Långa IIIa			Rödlistan
Lax Västerhavet			Ej möjlig
Makrill IIIa NS			MSY
Nordhavsräka			MSY
Pigghaj			MSY
Piggvar IIIa			Cardinale m. fl. (2009)
Rödtunga IIIa			MSY
Sandskädda IIIa			Expert
Sej IIIa NS			MSY
Sill IIIa NS			MSY
Skarpsill IIIa			Ej möjlig
Slätrocka			Cardinale m. fl. (2015)
Slätvar IIIa			Ej möjlig
Torsk Kattegatt			MSY
Torsk Kust			Bartolino m. fl. (2012)
Torsk Skagerrak			MSY
Tunga IIIa			MSY
Vitling IIIa			Ej möjlig

NS: Nordsjön. Övriga anmärkningar efter artnamn, se geografisk indelning i figur 14. MSY betyder maximal hållbar avkastning enligt ICES (2014a). Grön färg markerar god miljöstatus. Röd färg markerar ej god miljöstatus. Rosa färg markerar ofullständig bedömning.

Statusbedömningen från HaV (2015a) avseende kommersiellt nyttjade bestånd i Egentliga Östersjön och Bottniska viken återges i tabell 12. Med tanke på att siklöja är viktig för fisket i Bottenviken har även den tagits med i tabell 12.

Tabell 12. Kommersiellt nyttjade bestånd av fisk i Egentliga Östersjön och Bottniska viken med statusbedömning och underlag för bedömning. Från ICES (2014b; siklöja) och HaV (2015a; övriga arter).

Bestånd	Status		Bedömning
	God miljöstatus	Ej god miljöstatus	
Flundra 22-23			Ej möjlig
Flundra 24-25			Ej möjlig
Flundra 26-28			Ej möjlig
Flundra 27, 29-32			Ej möjlig
Lax			MSY
Öring			Ej möjlig
Piggvar			Draganik m. fl. (2005)
Rödspotta 24-32			Ej möjlig
Rödspotta 21-23			
Sandskädda 22-32			
Siklöja 31			ICES (2014b)
Sill 20-24			MSY
Sill 25-29, 32			MSY
Sill 30			MSY
Sill 31			Expert
Skarpsill 22-32			MSY
Slätvar 22-32			Ej möjlig
Torsk Öresund			Lindegren m. fl. (2013)
Torsk Östra			MSY
Torsk Västra			MSY

Anmärkingar efter artnamn är geografiska områden enligt figur 14. MSY betyder maximal hållbar avkastning enligt ICES (2014a). Grön färg markerar god miljöstatus. Röd färg markerar ej god miljöstatus. Rosa färg markerar ofullständig bedömning.

Tabellerna 11 och 12 gör tydligt att god miljöstatus inte råder för flertalet bestånd. Således kan god status för ekosystemtjänsten inte heller anses föreligga. Majoriteten av bestånden i såväl tabell 11 som 12 uppfyllde inte kriterierna 3.1–3.2. Naturvårdsverket (2008) klassade status som dålig, och vi ser ingen anledning att ändra den bedömningen. Tabellerna 12 och 13 medger även en geografisk uppdelning av statusklassificering. En sådan analys resulterar i att dålig status råder i såväl Bottniska viken och Egentliga Östersjön som Västerhavet.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Dålig	Dålig	Dålig

3.13. Tillhandahållande av råvaror (P2)

Betydelse

Råvaror avser här sådana varor som inte ryms bland de övriga försörjande ekosystemtjänsterna. Det handlar exempelvis om organismer som används som djurfoder, kylvatten, samt byggmaterial från havsbotten.

Fisk för icke-mänsklig konsumtion används till stor del som djurfoder, både till landlevande djur och i fiskodlingar. Globalt sett har fångsten av foderfisk minskat sedan mitten av 1990-talet (FAO, 2014). I Sverige utgör dock foderfisk en ovanligt hög andel av fiskets fångster, och tilltog på 1990-talet (Naturvårdsverket, 2008). År 2013 utgjorde foderfisk 54 % av totalfångstens vikt och 90 %

av den foderfisk som fångades i svenska hav landades i utlandet (SCB, 2014a). För en redogörelse av yrkesfiskets samlade betydelse, se P1: Livsmedel (3.12.).



Figur 15. Skarpsill (*Sprattus sprattus*), en vanlig art i industrifisket med djurfoder som slutanvändning. Foto: Wikimedia Commons.

Sveriges samtliga kärnkraftverk samt ytterligare ett antal svenska industrier använder havsvatten för kylning. Enbart kärnkraftverken kyls sammantaget av maximalt 415 m³ per sekund, vilket är jämförbart med vattenflödet i Torneälven eller Umeälven (Bryhn, 2012). Även om det finns andra sätt att kyla värmeintensiva industriprocesser med så bedömdes havsvattenkylning vara den bästa lösningen vid kraftverkens konstruktion.

Ett alternativ till att utvinna sand, grus och sten på land är att göra det i havet. För närvarande har Ystad kommun som enda aktör i Sverige tillstånd att utvinna totalt 340 000 m³ material från havsbotten. Intresset för denna typ av aktivitet kan komma att öka i framtiden (HaV, 2015b).

Musselskal och fintrådiga alger som gödning i jordbruket har testats på västkusten med gott resultat, även om lukten har angivits om en besvärande faktor (Olrog och Christensson, 2003; Naturvårdsverket, 2008). Malda musslor som inte används för mänsklig konsumtion kan istället användas till djurfoder (Stadmark och Conley, 2011). Gödning med havsorganismer och djurutfodring med musslor har emellertid hittills inte fått något större kommersiellt genomslag.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Mänsklig inverkan på foderfisk som ekosystemtjänst sammanfaller i princip med dem som nämns allmänt för fisk i P1: Livsmedel (3.12.). När det gäller fiske kan det emellertid föreligga art- och beståndsspecifika förhållanden och födovävsinteraktioner som ger positiva effekter på andra ekosystemtjänster. Exempelvis är skarpsill i Egentliga Östersjön i hög grad en foderfisk och ett riktat och rätt utformat fiske på skarpsill kan gynna torsken, som i princip uteslutande säljs som livsmedel (Waldo m.fl., 2013).

Kylvattnets kylande egenskaper i industriprocesser torde försämrats i takt med att havsvattnet värms upp till följd av klimatförändringar. Musslor till

andra ändamål än föda kan öka i tillgång genom en ökad odling av musslor, såväl i Västerhavet som i Östersjön. Konsekvenserna av nuvarande fiske och klimatförändringar bedöms främst leda till utarmade fiskbestånd, men även till försämrad tillgång till kylvatten.

Status

Naturvårdsverkets (2008) expertbedömning av denna ekosystemtjänst innebar god status, men bedömningen angavs som osäker. I likhet med P1: Livsmedel (3.12.) kan ekosystemtjänsten P2: Råvaror kopplas till havsmiljödirektivets deskriptor D3: Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur, liksom till HaV:s (HaV, 2014a) kriterier för god miljöstatus (se P1: Livsmedel; 3.12.). Dock kan inte alla arter räknas in i denna ekosystemtjänst. Det är främst skarpsill och sill och i viss mån tobis som används som foderfisk i Sverige (Naturvårdsverket, 2008; Marmon, 2012). Det görs för närvarande inga beståndsuppskattningar för tobis, men däremot för sill och skarpsill (tabell 11 och 12, se 3.12.). Av dessa framgår att Västerhavet har ett sillbestånd med god miljöstatus och ett skarpsillsbestånd utan god miljöstatus. Därmed bedömdes Västerhavet som helhet ha dålig status för denna ekosystemtjänst. Sill i områdena 20–24 (sydvästra Egentliga Östersjön) uppnår inte god miljöstatus, medan sill i områdena 25–29 (övriga Egentliga Östersjön) har god miljöstatus, liksom skarpsill i områdena 22–32 (Egentliga Östersjön, Bottniska viken samt övriga Östersjön). Det innebär att flertalet, men inte alla bestånd har god miljöstatus och att ekosystemtjänsten bedömdes ha måttlig status i Egentliga Östersjön. I Bottniska viken (områdena 30 och 31) har samtliga sill- och skarpsillbestånd god miljöstatus, varigenom status för ekosystemtjänsten blir god.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Dålig	Måttlig	God

3.14. Tillhandahållande av genetiska resurser (P3)

Betydelse

Genetiska resurser avser alla former av genetiskt material från havsekosystemen (Naturvårdsverket, 2008). Dessa resurser är nödvändiga för att upprätthålla den biologiska mångfalden (se S4: Biologisk mångfald; 3.4.). Därutöver kan genetiskt material gynna samhällets teknologiska utveckling. Antalet naturliga produkter som härstammar från havets organismer ökar globalt sett med 4 procent per år och antalet patent inom detta område ökar årligen med 12 procent. Havets organismer har hittills haft dubbelt så hög sannolikhet som landbaserade organismer att bidra med åtminstone en gen till ett patent (Global Ocean Commission, 2013).

Exempel på användningsområden hittills är läkemedel mot cancer, solskyddsfaktor, kosmetika och kosttillskott (Global Ocean Commission, 2013). Andra lovande områden är läkemedel mot HIV och andra inflammatoriska

sjukdomar (Leary m.fl., 2009). Utvinningen av sådana resurser från svenska hav befinner sig enligt rapportens kartläggning främst på forskningsnivå, men har god potential i framtiden (Hanning, 2013; se även P4: Resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin; 3.15.).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Se S4: Biologisk mångfald (3.4.). I takt med att den biologiska mångfalden minskar, minskar även de genetiska resurserna.

Status

Det finns inga utvecklade indikatorer för denna ekosystemtjänst. Naturvårdsverket (2008) bedömde inte status för den utan angav status som okänd. Produktionen av denna ekosystemtjänst kan påverkas av utvecklingen inom biologisk mångfald. Vi bedömer ändå att det under överskådlig tid inte kommer att råda brist på genetiskt material från de svenska haven eftersom så pass lite utvinns. Vår bedömning är därför att status för denna ekosystemtjänst är god i samtliga svenska havsområden.

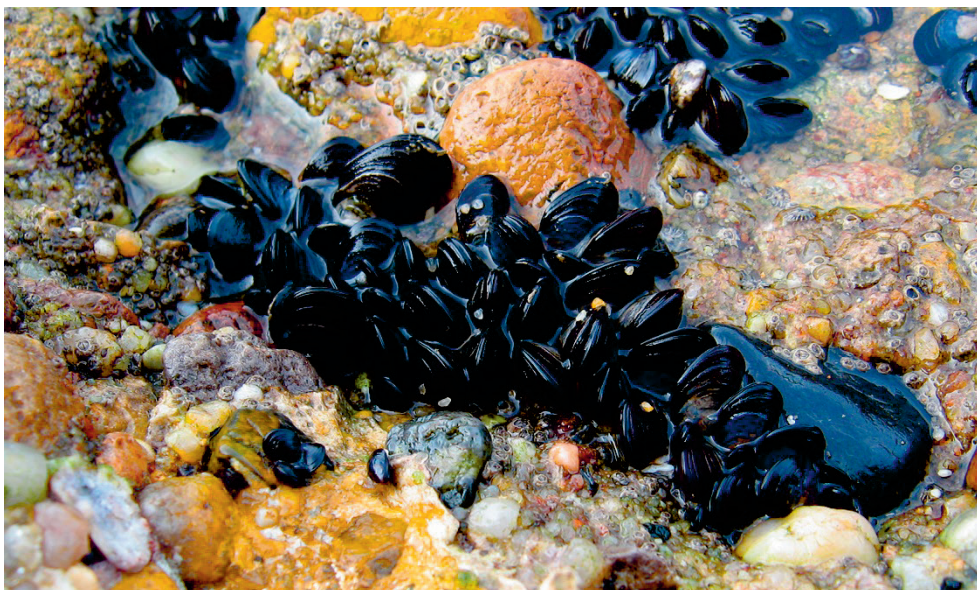
	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	God	God	God

3.15. Tillhandahållande av resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin (P4)

Betydelse

Haven kan förse många industrigrenar med råvaror, däribland läkemedelskemi- och bioteknologiindustrin. En del av dessa råvaror har nämnts under P3: Genetiska resurser (se 3.14.). Det utvinns inte mycket sådant material från svenska hav och användningsområdena befinner sig i huvudsak fortfarande på forskningsstadiet (Hanning, 2013).

Ett exempel är utvinning av lim och rostskydd från blåmusslors proteiner (www.biopolymer.se). Ett annat exempel på bioteknologisk forskning är utveckling av organisk båtbottenfärg (anti-fouling; Naturvårdsverket, 2008). En lovande organism i det senare sammanhanget är svampdjuret *Geodia barretti* (changeantifouling.com; Sjögren m.fl., 2011).



Figur 16. Blåmusslor (*Mytilus edulis*) kan användas för att tillverka lim och rostskydd.
Foto: Andreas Trepte, Wikimedia Commons.

Ett företag i Uppsala (astareal.se) utvinner antioxidanten astaxantin från mikroalger. Ett företag på Österlen (simrisalg.se) odlar mikroalger av vilka kosttillskott tillverkas (BlueBio, 2013). För utvinning av biogas, se avsnittet P6: Energi (3.17.).

Naturvårdsverket (2008) tar upp flera ytterligare exempel på havsråvaror, exempelvis karragentång (*Chondrus crispus*; försäljningsnamn: Irish moss), som finns i svenska hav och har ett flertal användningsområden, men sådana råvaror utvinns inte i Sverige i någon betydande grad. För närvarande bidrar de svenska haven med marginella ekosystemtjänster inom denna kategori, även om det finns god potential för framtida expansion (Hanning, 2013).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Se S4: Biologisk mångfald (3.4.). När den biologiska mångfalden minskar, så minskar även produktionen av denna ekosystemtjänst. Eftersom den utnyttjas i en sådan begränsad grad överstiger samhällets behov av ekosystemtjänsten inte produktionen. Detta förhållande antas även råda framöver.

Status

Naturvårdsverket (2008) angav status som okänd för denna ekosystemtjänst. Inga indikatorer finns framtagna för den. I likhet med resonemanget i 3.14 menar vi att det inte råder någon brist i förhållande till produktionen av ekosystemtjänsten, varför vår bedömning av status sätts till god.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	God	God	God

3.16. Utsmyckningar (P5)

Betydelse

Utsmyckningar som havsekosystemtjänster innebär försörjning av råvaror som kan användas som hantverk, konst, eller dekoration. Föremål som kan ingå i denna kategori innefattar drivved, sjöstjärnor, polerade glasbitar, porslinskärvor, musselskal och snäckor. De kan användas såväl i kommersiell verksamhet, som av barn och vuxna på fritiden (Naturvårdsverket, 2008). Bärnsten är ett annat dekorativt material som utgörs av stelnad kåda och återfinns främst i sydöstra Östersjön. Små mängder av bärnsten förekommer även längs Skånes kuster (Karlsson, 2008).

Flera företag producerar och säljer havsbaserade utsmyckningar. Det finns ett flertal konstnärer som profilerar sig med drivved som utsmyckning. Det tycks emellertid inte finnas någon storskalig kommersiell användning av havsprodukter som utsmyckning i Sverige. Det är tänkbart att fritidsanvändare, inte minst barn, har den största samhällsekonomiska behållningen av denna ekosystemtjänst.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Det är inte bara geologiskt och biologiskt material som kan användas som utsmyckningar utan även marint skräp som glasbitar och drivved. Glasbitar och drivved som utsmyckningar mildrar marginellt den påverkan som människor har på haven genom nedskräpning och genom gamla bryggor, träbåtar och andra konstruktioner som rasar samman och hamnar i havet. Musslor, snäckor, sjöstjärnor och andra organismer som används som utsmyckningar kan påverkas av människan på en rad olika sätt (se främst S3: Näringsväv och S4: Biologisk mångfald; 3.3. och 3.4.). Det är svårt att avgöra huruvida mänsklig aktivitet kommer att få negativa konsekvenser för denna ekosystemtjänst.

Status

Naturvårdsverket (2008) menade att status för denna ekosystemtjänst var god eftersom produktionen och nyttjandet av densamma var hållbara. Vi anser att Naturvårdsverkets bedömning fortfarande är tillämplig och anger status för ekosystemtjänsten som god.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	God	God	God

3.17. Energi (P6)

Betydelse

Havet förser samhället med energi, även om den svenska energiförsörjningen idag nästan uteslutande är inlandbaserad eller importerad. Exempel på energiförsörjning från havet är olja och gas, havsbaserad vindkraft, vågkraft och havs-

baserad bioenergi. Eftersom vi definierar ekosystemtjänster som nyttor som kommer från ekosystemen (se 1.2.), faller endast bioenergi in i denna definition.

I Kalmar län har försök gjorts med att använda biologiskt material som musslor, vass och fiskrens till att framställa biogas (Tillväxtverket, 2013). Möjligheten att utvinna biogas från växtplankton och andra växter från svenska hav undersöks annars främst på forskningsnivå (BlueBio, 2013).

Därutöver undersöks i Kalmar län möjligheten att fånga spigg, som inte äts av människor i Sverige, och producera biogas av den. Det ska ske med ett selektivt fiske. Rötresterna av spiggen innehåller kväve och fosfor och avses att användas som gödsel på åkrar (Västerviks kommun, 2014).

Odling av sjöpongar (*Ciona intestinalis*) för biogasframställning är ett annat lovande område. Ett pågående projekt finansierat av bland annat Havsmiljöanslaget och EU:s Interregprogram syftar till att utveckla designen av sjöpongsodlingar. Minst 0,6 GWh biogas per år skulle kunna utvinnas från en sjöpongsodling på en hektar havsyta, och samtidigt avlägsna ca 15 ton kväve och 1,5 ton fosfor från havet (Energimyndigheten, 2015).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Skörd av biomassa för biogasutvinning torde bero främst på odlings- och skördeansträngningen och påverkas antagligen lite av annan mänsklig aktivitet. Vi har svårt att se några allvarliga hinder med negativa konsekvenser för biomasseskörd för energiutvinning som skulle kunna uppstå till havs inom överskådlig framtid. Ett möjligt hinder är att biomassframställning kan kräva stora arealer, vilket kan skapa konflikter med andra näringar och övriga samhällsintressen. Sådana konflikter är upp till havsplaneringen att hantera.

Status

Vi bedömer att havsbaserad bioenergi produceras och används på en hållbar nivå och att detta förhållande antas fortsätta råda, även om produktionsvolymen ökar i framtiden, med förbehåll för att det sker med fokus på icke sårbara arter. Följaktligen bedöms status som god. En liknande bedömning gjordes av Naturvårdsverket (2008).

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	God	God	God

3.18. Utrymme och vattenvägar (P7)

Utrymme och vattenvägar underlättar för sjöfart, energiutvinning, broar, fiske, vattenbruk, totalförsvaret och annan ytkrävande aktivitet. Detta utgjorde en ekosystemtjänstkategori i Naturvårdsverket (2008). Eftersom utrymme och vattenvägar inte härstammar från ekosystemen (se 1.2.) utgår denna kategori i föreliggande rapport och den statusbedöms därför inte heller.

3.19. Rekreation (C1)

Betydelse

Rekreation som ekosystemtjänst innebär värdet av att kunna vistas i havsnära miljöer, till exempel i samband med strandpromenader, havsbad, båtturer, fritidsfiske (se även P1: Livsmedel; 3.1.), skridskoåkning, paddling, surfing, snorkling, dykning eller fågelskådning (Naturvårdsverket, 2008; HaV, 2012b; 2015b; Söderqvist m.fl., 2012).



Figur 17. Rekreation i Tylösand. Foto: Henrik Sendelbach, Wikimedia Commons.

Ungefär 76 % av de tillfrågade i en undersökning om rekreation i Sverige upp-gav sig ha vistats i eller vid havet under det senaste året (Söderqvist m.fl., 2012). En särskilt vanlig och upplevelsemässigt viktig friluftaktivitet i Sverige är nöjes- och motionspromenader (HaV, 2012b; Söderqvist m.fl., 2012; Fredman och Hedblom, 2015). Den vanligaste rekreativmiljön i landet är skog, men även sjöar, vattendrag, hav och skärgård utgör betydande andelar av miljöerna (Fredman och Hedblom, 2015).

Naturupplevelser och aktiviteter i naturen kan motverka stress och främja återhämtning från stress (Adevi och Grahn, 2011). Friluftsliv bidrar dessutom till bättre självförtroende och inlärning samt till motion och en bättre fysisk och psykisk hälsa och spelar därför en viktig roll i folkhälsoarbetet. Nordisk forskning har visat att naturupplevelser och friluftsliv kan ha betydelse för att förbättra livskvaliteten, förebygga barnastma och motverka hjärt- och kärlsjukdomar, Alzheimers sjukdom och cancer (Kurtze m.fl., 2009; Lier-Hansen m.fl., 2013).

Rekreation i havsmiljö sker längs hela landets kuststräckor. Sverige har 11 600 km fastlandskust och 33 100 km kust på öar (SCB, 2013), vilkas sammantagna sträcka motsvarar mer än jordens omkrets (Naturvårdsverket, 2008). De företag

som drar kommersiell nytta av rekreation vid havet som ekosystemtjänst finns främst i Bohuslän och i Stockholms skärgård. Antalet anställda i branschen uppgick år 2011 till 2 067 (Hanning, 2013). Drygt 4 miljoner människor besökte de svenska skärgårdsområdena år 2010. Norrlandskusten lockar många fritidsfiskare men är annars relativt oexploaterad, och ett särskilt populärt område där är Höga Kusten. I Egentliga Östersjön dominerar Stockholms skärgård som havsnära besöksmål. I Halland fördubblas befolkningens mängd under badsäsongen, och i Bohuslän sker en femdubbling (HaV, 2015b).

Dessutom bosätter sig många nära kusten. Sveriges tre största tätorter, Stockholm, Göteborg och Malmö, ligger vid kusten och 49 procent av landets befolkning bor inom 10 km från havet och 71 procent bor närmare än 50 km från havet. Även Norrlands fyra största tätorter, Umeå, Gävle, Sundsvall och Luleå, är belägna vid kusten (HaV, 2015b).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Strandnära promenader utgör den absolut vanligaste rekreationsaktiviteten (Fredman och Hedblom 2015). Även om tillgången till stränder är uttalad i allemansrätten, så förbättrar ett starkt strandskydd allmänhetens tillgång till havsnära rekreation (Länsstyrelsen Gotlands län, 2012).

Övergödning och klimatförändringar, t ex genom ökade algblomningar, kan störa människors upplevelse av havsmiljön (Söderqvist m.fl., 2012; se även tabell 15 och ekosystemtjänsten R5: Reglering av övergödning; 3.9.). Köpberg och Ekström (2010) fann att turisternas vilja att besöka havsnära platser inte påverkades i någon betydande grad av algblomningar. Turistnäringen på Öland har emellertid drabbats negativt av algblomningar under badsäsongen (Södergren, 2014). Fisketurismen gynnas av goda fångster och missgynnas av överfiske (Södergren, 2014), vilket har kopplingar till flera andra avsnitt i denna rapport, särskilt S3: Näringsväv (3.3.) och P1: Livsmedel (3.12.). Fritidsfisket påverkan på fiskbestånden är bristfälligt undersökt men kan antas vara betydande för viktiga målarter som abborre, gös och gädda (Karlsson m.fl., 2014). Döda eller sjuka sälar, fiskdöd, samt badvatten som är otjänligt av andra orsaker än algblomning kan också påverka rekreationen negativt.

Även tätheten av brännmaneter kan försämra möjligheten till rekreation under badsäsongen i Västerhavet (Holst och Jarms, 2010). Brännmaneter förekommer inte i Östersjön. Deras ekologi är komplicerad, men den långsiktiga förekomsten av brännmaneter kan påverkas av förändringar i näringsväven (Tiselius, 2012; se även S3: Näringsväv; 3.3.).

Oljeutsläpp påverkar efterfrågan på havsnära rekreation negativt överlag under den tid som oljan syns vid kusten (Söderqvist m.fl., 2012; se även tabell 15 och kopplingen till R3: Reglering av giftiga ämnen; 3.11.). Någon kraftig påverkan på rekreationen har dock inte kunnat beläggas (Ritchie m.fl., 2014). På likartat sätt påverkar förekomsten av marint skräp längs stränderna rekreationen i någon mån (Söderqvist m.fl., 2012, som kopplade detta till C2: Estetiska värden; 3.20., se även tabell 15).

Klimatförändringar kan påverka rekreationen i Östersjöregionen på många olika sätt. En svag övervikt för positiv påverkan, bland annat genom en förlängd turistsäsong, har angetts i en litteraturöversikt av Külle m.fl. (2013). Kli-

matförändringarnas effekter på rekreation kan potentiellt bli mindre negativa här än i andra delar av världen (Küle m.fl., 2013).

Status

Enligt enkätundersökningen ”Friluftsliv 2014” angav en mycket stor andel (69–81 %) av de respondenter som hade haft sin senaste friluftsansaktivitet vid hav eller skärgård att aktiviteten förknippades med trygghet, möjlighet till återhämtning och en naturpräglad miljö (Fredman och Hedblom, 2015). En stor andel (55–89 %) uppgav att de inte hade haft några negativa upplevelser under sin senaste aktivitet, av exempelvis buller, nedskräpning eller andra friluftsutöware (Fredman och Hedblom, 2015). Om en undersökning liknande den i ”Friluftsliv 2014” skulle utföras kontinuerligt i framtiden, skulle den kunna utgöra grunden för en indikator avseende denna ekosystemtjänst.

Graden av övergödning i respektive havsområde utgör också grunden för en lämplig indikator. På grundval av koncentrationen av näringsämnen i vattnet klassades denna indikator (se även R3: Minskad övergödning; 3.9.) som otillräcklig för Egentliga Östersjön och Nordsjön (HaV, 2012a). Likaså kan badvattenkvaliteten, som klassas varje år enligt badvattendirektivet, användas som indikator. År 2015 klassificerades badvattenkvaliteten som ”utmärkt”, ”bra” eller ”tillfredsställande” på 351 av Sveriges 444 EU-bad (HaV, 2015c), vilket vi bedömer bidrar till en måttlig status för ekosystemtjänsten Rekreation.

Som en ytterligare indikator föreslås en havsområdesvis sammanvägd bedömning av statusen hos de viktigaste målarterna för fritidsfisket. De viktigaste arterna för fritidsfisket anges i SCBs fritidsfiskeenkät (SCB, 2014b). För internationella arter (arter som främst lever i utsjön) gjordes bedömning av beståndstatus i enlighet med ICES beståndsskattning (ICES 2014a), sammanfattad i MKN C.4 i (HaV, 2015a; se även tabellerna under 3.12.) och för nationellt förvaltade (som regel kustnära) arter användes Resursöversikt 2013 (SLU, 2014). För att väga samman informationen från dessa källor överfördes den genom expertbedömning till en tregradig skala (3= god, 2= måttlig, 1 = dålig). Det här gjordes eftersom det idag saknas en gemensam etablerad bedömningsgrund för kust- och utsjöarter. Bedömningsgrunderna för fisk kommer dock att utvecklas vidare inom rapporteringen av miljöstatus enligt havsmiljödirektivet, och framtida statusbedömningar av fritidsfisket inom ekosystemtjänsten Rekreation kommer således att kunna bygga på en vedertagen metodik. Den sammanvägda bedömningen per havsområde beräknades som det direkta medelvärdet av statusen hos de enskilda arterna. Det var stora variationer i beståndstatus mellan olika arter, men den sammantagna bedömningen gav en måttlig status i den sammanvägda bedömningen för alla tre havsområden (tabell 14).

Tabell 14. Statusbedömning för fritidsfiskets huvudsakliga målarter per havsområde. Kolumnen % av fångst anger artens andel av totala fångsten i fritidsfisket inom havsområdet. Sill inbegriper även strömming. Se texten om status för en beskrivning av bedömningsgrunder.

Art	Bottniska viken		Östersjön		Västerhavet	
	% av fångst	Status	% av fångst	Status	% av fångst	Status
Abborre	27	God	20	God		
Gädda	6	Måttlig	25	Måttlig		
Gös	<1	Dålig	2	Dålig		
Hummer					6	Måttlig
Krabba					13	God
Lax	4	Dålig	2	Dålig	<1	Dålig
Makrill					61	God
Plattfisk			5	Måttlig	3	Dålig
Sik	21	Dålig	3	God		
Sill/strömming	17	God	16	God	0	God
Torsk			9	Dålig	9	Dålig
Öring	23	Dålig	14	Dålig	4	Dålig
Sammanvägning		Måttlig		Måttlig		Måttlig

Söderqvist m.fl. (2012), som behandlar rekreation (inklusive fritidsfiske, se tabell 15) som ekosystemtjänst, fann att ekosystemtjänsten i sin tur påverkades av tre mellanliggande ekosystemtjänster (R3, R5 och C2; se 3.9., 3.11. samt 3.20.) som påverkas av övergödning, giftiga ämnen och marint skräp. Av dessa bedömdes övergödning och giftiga ämnen som ett generellt problem, medan marint skräp bedömdes som ett problem som lokalt hindrade produktionen av ekosystemtjänsten C1: Rekreation (tabell 15).

Tabell 15. Sammanfattande statusbedömning för underkategorier av C1. Rekreation. o: otillräcklig. lo: lokalt otillräcklig. Från Söderqvist m.fl. (2012)

Mellanliggande ekosystemtjänster		Underkategorier av C1. Rekreation							
		Bad	Dykning	Vindsurfing	Småbåtsfärd	Fritidsfiske	Strandnära vistelse	Skridsko- och skidåkning	Havsburen transportation
R3	Reglering av övergödning	o	o	o	o	o	o		
R5	Reglering av giftiga ämnen	o	o	o	o	o	o		
C2	Estetiska värden	lo	lo	lo	lo	lo	lo	lo	lo

Sammanfattningsvis bedömer vi produktionen och nyttjandet av ekosystemtjänsten C1: Rekreation som ohållbara men tillståndet kräver inte nödvändigtvis ytterligare åtgärder och utvidgat skydd i Bottniska viken, Egentliga Östersjön eller Västerhavet som helhet, utan snarare lokalt (exempelvis strängare

förvaltning av lokala fiskbestånd och rensning av marint skräp). Därmed sätts status som måttlig för samtliga svenska havsområden.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

3.20. Estetiska värden (C2)

Betydelse

Havet som producent av estetiska värden kopplar till vår upplevelse av havet som långvarig eller tillfällig skapare av upplevd skönhet. Det kan handla om vågornas form, skum och brus, havsströmmar som möts, solnedgångar till havs, stillheten och havet som spegel vid lugnt väder, mynnande vattendrag, blanka isar och flytande isflak, havsbottenbaserade fyrar som vägleder båttrafik, flygande sjöfåglar, simmande fiskar och däggdjur, båtar som söker hamn och lägger till, vajande vass och undervattensväxter, solljus som reflekteras av grunda havsbottnar, färgen i det djupa havsvattnet eller musselskal och sandkorn som spolats i land. Miljömässig variation utgör ett betydande behov i mänskliga samhällen (Naturvårdsverket, 2008). Ekosystemens estetik påverkar utvecklingen av sociala relationer i olika kulturer (Lier-Hansen m.fl., 2013).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Upplevelsen av skönhet kan variera från person till person. Någon undersökning om den allmänna uppfattningen av havets estetiska värden har inte gjorts och det är därför svårt att objektivt bedöma den mänskliga påverkan på havsestetiken. Den expanderande havsmiljölagstiftningen och uppkomsten av strandskyddet i Sverige kan däremot tolkas som tecken på att estetiken i en hållbar havsmiljö är viktig för många, och samma sak kan sägas om det som nämns i andra avsnitt av denna rapport, exempelvis C5: Inspiration (3.23.). Estetiken har bedömts kunna påverkas negativt av giftiga ämnen, marint avfall (HaV, 2012a; Söderqvist m.fl., 2012) och övergödning (Södergren, 2014).

Status

Naturvårdsverket (2008) angav måttlig status för denna ekosystemtjänst. HaV (2012a) förordade istället klassningen ”lokalt otillräcklig”, och föreslog förekomsten av marint skräp som en lämplig indikator.

Det finns en koppling mellan ekosystemtjänsten estetiska värden och havsmiljödirektivets deskriptorer D8: Farliga ämnen (ämnen kopplade till oljespill) och D10: Marint skräp. Enligt HaV (2012a) kan dessa deskriptorers indikatorer användas för att analysera status hos ekosystemtjänsten estetiska värden (se även tabell 1).

Omkring 7 procent av alla fartygsolyckor i östersjöområdet leder till oljeutsläpp och cirka 120 sådana olyckor förekommer årligen. Sannolikheten för stora (500–3 000 ton) oljeutsläpp är en vart fjärde år och sannolikheten för exceptionella (5 000 – 150 000 ton) oljeutsläpp är en vart 26:e år (HaV, 2012a). Små oljeutsläpp, exempelvis via propellerhylsor, bildar sammantaget

stora volymer och kan förutom att orsaka miljöskador (Larsson och Hassellöv, 2014) även påverka havets estetik negativt.

Förekomsten av marint skräp är någorlunda väl dokumenterad på västkusten (HaV, 2012a), och den relativa kunskapen om marint skräp längs östersjö-kusten har ökat något under de senaste åren. Den i särklass vanligaste typen av skräp är cigarettfimpar, medan viktligt består 60–80 procent av skräpet av plastmaterial (Marlin, 2013).

Den bristfälliga datatillgången möjliggör inte en heltäckande bedömning av förekomst av oljespill och marint skräp i svenska havsområden. HaV (2012a) bedömde ändå status för denna ekosystemtjänst som ”lokalt otillräcklig i både Östersjön och Nordsjön”. Denna bedömning kan varken statusklassas enligt våra kategorier som god eller dålig, varför vår statusklassning blir måttlig i samtliga svenska havsområden.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

3.21. Vetenskap och utbildning (C3)

Betydelse

Mänsklig kunskap om havet grundlades i förhistorisk tid, eftersom haven redan då fungerade som födokälla och transportväg. Tänkare i antikens Mesopotamien, Egypten och Grekland beskrev bland annat havsnivåförändringar i skrift. Historiska svenska forskare som Anders Celsius och Carl von Linné har publicerat verk om havsekosystemen och Sverige har länge varit en världsledande nation beträffande ny kunskap om havsekosystemen.

I takt med det ökande intresset för havsmiljöfrågor i samhället ökar även havets betydelse som kunskapskälla. Kunskap om havet krävs för att inte fiskbestånd ska utfiskas och för att andra miljöproblem inte ska uppstå, kvarstå eller förvärras. Anslagsmedel till forskning om havet ges exempelvis av stiftelser, staten och EU-kommissionen. Havsrelaterad forskning bedrivs vid ett flertal svenska universitet och högskolor. Svensk forskning om Östersjön och Västerhavet har påverkat den generella förståelsen för havsekosystemens processer globalt. Det finns många olika kurser och program på högskolenivå som helt eller delvis handlar om havet.

Även svenska förskolor, grundskolor, gymnasieskolor och andra utbildningsformer bedriver utbildning om havsekosystemen. Muséer, djurparker och liknande inrättningar sprider kunskap till allmänheten om de svenska haven. Några exempel är Aquaria, Sjöhistoriska Muséet, Skansen och Briggen Tre Kronor i Stockholm, Slottsskogen och Universeum i Göteborg, Teknikens och Sjöfartens Hus i Malmö, Havets Hus i Lysekil, Forum Östersjön på Gotland, Kolmården i Östergötland, Lycksele Djurpark, Furuviksparken utanför Gävle, många av Naturvårdsverkets olika Naturum samt ett flertal sjöfartsmuséer och hembygdsgårdar runt om i landet.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Det allmänna och enskilda intresset för haven påverkar i vilken grad havsekosystemen förser samhället med kunskap. Det är svårt att minska produktionen av denna ekosystemtjänst och dess påverkansfaktorer är svårbedömda (Naturvårdsverket, 2008).

Status

Intresset för haven och kunskapsinhämtningen om havsekosystemen förefaller vara expanderande i Sverige, även om bibliometriska eller andra kvantitativa belägg för detta saknas. Produktionen och nyttjandet av ekosystemtjänsten är hållbara, vilket innebär att status är god. Motsvarande bedömning gjorde även Naturvårdsverket (2008).

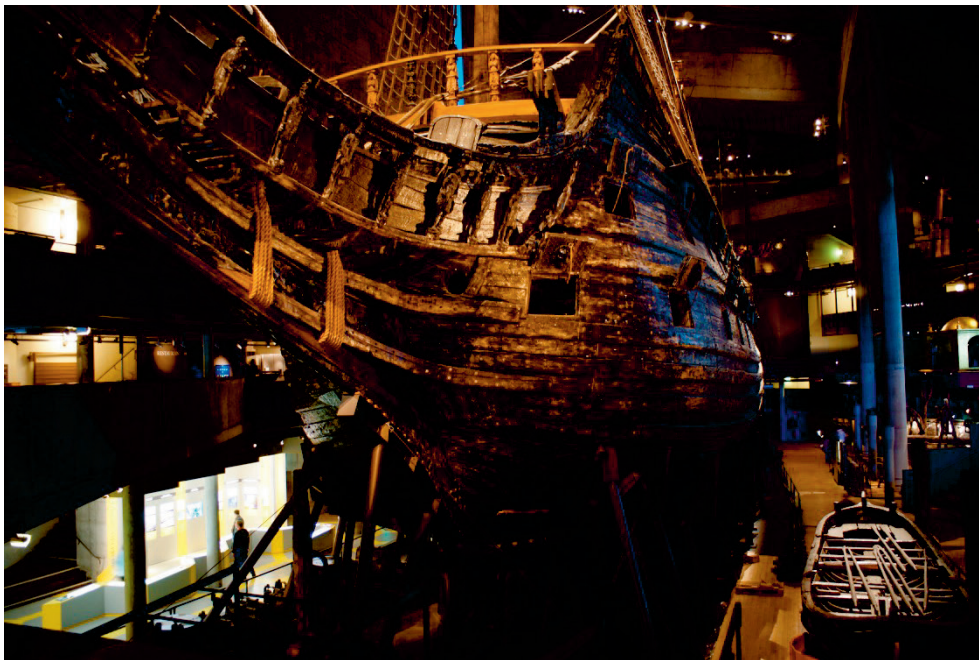
	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	God	God	God

3.22. Kulturarv (C4)

Betydelse

Kulturarvet ger kunskap om den mänskliga historien och inbegriper de materiella och icke-materiella lämningar som härstammar från mänsklig aktivitet i förfluten tid. Det finns ingen tydlig samsyn om hur kulturarvet exakt ska definieras, utan definitionerna varierar över tid och mellan uttolkare av begreppet (Fredengren m.fl., 2013).

Kulturlämningar i haven är mindre omfattande än på land, men är ofta ovanligt väl bevarade. I anslutning till de svenska havsbottarna finns cirka 20 000 kända lämningar, men många återstår att upptäcka. Det handlar bland annat om spår från forna tiders fiske och sjöfart, liksom från de båda världskrigen (HaV, 2015b). Det mest kända exemplet på kulturlämning i svenska hav är antagligen Regalskeppet Vasa, som låg på havsbotten innan det bärgades (Naturvårdsverket, 2008). Det absoluta flertalet bevarade sjunkna skepp ligger emellertid kvar på havets botten, som attraktiva mål för dykare. Dessa fartygslämningar (vrak) utgör merparten av kulturlämningarna i svenska hav. Östersjön har i detta sammanhang erbjudit gynnsamma förutsättningar, eftersom skeppsmasken inte tål de låga salthalterna i det bräckta vattnet. Störst förekomst av fartygslämningar finns i Egentliga Östersjön (främst utanför Södermanlands, Östergötlands, Gotlands och Blekinge län) och i Västerhavet (främst utanför Västra Götalands län; HaV, 2015b).



Figur 18. Regalskeppet Vasa. Foto: Wikimedia Commons.

Utöver fartyglämningar finns det även kulturlämningar som vikingatida och medeltida fartygsspärrar, hamnar och ankringsplatser samt hela samhällen. I landets sydligaste del har landmassan sjunkit ner mot och under havsnivån under tusentals år, och utanför kusten i södra Östersjön och Kattegatt har stenåldersboplatser tidigare legat. Det finns för närvarande inga marina kulturreservat (HaV, 2015b).

Fiskehamnar och fiskesamhällen räknas också till det havsbaserade kulturarvet och till den ekosystemtjänst som det utgör (Naturvårdsverket, 2008; HaV, 2015b). Det motiveras i denna rapport med att deras upprätthållande är beroende av havsekosystemen och deras tjänster i form av livsmedel (P1; 3.12.) och råvaror (P2; 3.13).

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Bottentrålning och annan djupt påverkande båttrafik kan förstöra kulturlämningar. Likaså kan energiutvinning, fiskodlingar, sand- eller grustäkt, brobyggen och annan ytkrävande verksamhet hamna i konflikt med bevarandet av kulturlämningar (HaV, 2015b; Riksantikvarieämbetet, 2014). Riksantikvarieämbetet har bedömt att stora delar av kust- och skärgårdsområdet har så högt kulturvärde att vindkraft inte bör anläggas där. Med en fungerande och effektiv rumslig planering i kust- och utsjövattnet torde konsekvenserna av mänsklig aktivitet för kulturarvet till havs vara ganska begränsade (HaV, 2015b). Fiskehamnar och fiskesamhällen påverkas av möjligheterna till fiske. De påverkas således negativt av utfiskning och av höga gifthalter i fiskets målarter.

Status

HaV (2015b) beskrev kulturarvet på havsbotten som ”tämligen orört”. Naturvårdsverket (2008) statusklassade emellertid denna ekosystemtjänst som måttlig, med hänvisning till att småskaliga, kustnära industrier går förlorade på

grund av förändringar i fiskets villkor. Vi delar den bedömningen och statusklassar därför denna ekosystemtjänst som måttlig i såväl Västerhavet som Egentliga Östersjön och Bottniska viken.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

3.23. Inspiration (C5)

*”Salt, bittersalt
är havet, och klart och kallt.
På djupet multnar mycket,
men havet renar allt”.*

Ur dikten *Havet* av Karin Boye (1927).

Betydelse

Havsekosystemen fungerar som inspirationskälla till kultur. Sammanställningar med urval som kan ses som någorlunda typiska har visat att 4 procent av svenska dikter, 9 procent av svenska sångtexter och 26 procent av svenska konstnärliga målningar har inspirerats av havet (Naturvårdsverket, 2008). Många skönlitterära böcker utspelar sig helt eller delvis i havsnära miljö. Det finns byggnader, rondeller, trädgårdar, parker och andra konstruktioner som har utformats med det svenska havet som förebild.



Figur 19. Målningen "Skepp på stormigt hav" av Anders Zorn. Foto: Marcus Larsson, Wikimedia Commons.

Detsamma gäller filmer, skulpturer och övrig kultur. Inspiration som kulturell ekosystemtjänst avser även marknadsföring av kommersiella produkter, exempelvis båtresor till havs och andra havsnära vistelser används som upplevelseförhöjande element (Naturvårdsverket, 2008). Gator, samhällen, naturliga formationer, skolor, förskolor, möbler och andra företeelser är uppkallade efter företeelser i havet. Förnamn som Pontus (från grekiskans 'πόντος', 'hav'), Marina (från latinets 'mare', 'hav'), Deníz (turkiska för 'hav'), Darya (persiska för 'hav') och Meri (finska och estniska för 'hav') har, liksom ett antal efternamn, inspirerats av havet. Denna ekosystemtjänst kan innehålla betydande icke-användarvärden (se 1.3.) eftersom människor kan inspireras av havsekosystemen utan att nödvändigtvis vistas vid dem.

Mänsklig påverkan och dess konsekvenser

Havsekosystemen som inspiration till kultur och andra företeelser kan påverkas av upplevelsen av havet som förmedlare av estetiska värden (se C2: Estetiska värden; 3.20.). Däremot är det inte säkert att god miljöstatus har kopplingar till god status för denna ekosystemtjänst, eftersom inspiration även kan sammankopplas med skadlig mänsklig påverkan på havsekosystemen (Naturvårdsverket, 2008).

Status

Naturvårdsverket (2008) klassade status för ekosystemtjänsten som god, med förbehåll för att status skulle kunna försämrats av miljöförändringar. Vi bedömer att dessa förhållanden fortfarande råder och låter statusklassningen kvarstå för samtliga svenska havsområden.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	God	God	God

3.24. Naturarv (C6)

Betydelse

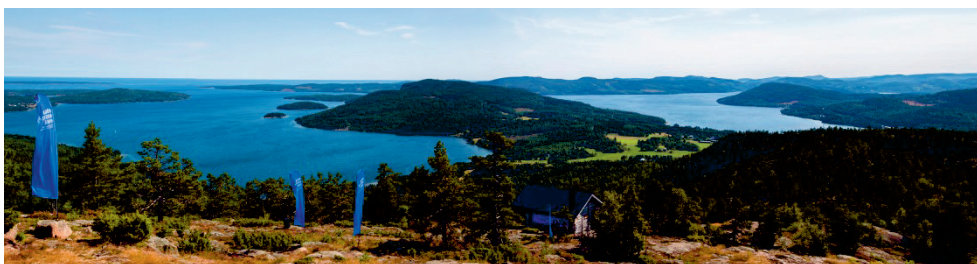
Naturarvet som ekosystemtjänst innebär den natur och de naturvärden som har lämnats åt oss från tidigare generationer och som vi överlämnar till kommande generationer (Naturvårdsverket, 2008). Definitionen av naturarvet har fastslagits av Unesco (2005) som:

”naturliga funktioner som består av fysiska och biologiska formationer, eller grupper av sådana formationer, som är av särskilt stort universellt värde ur estetisk eller vetenskaplig synvinkel;

geologiska och fysiografiska formationer och klart avgränsade områden som utgör livsmiljö för hotade arter av djur och växter med enastående universellt värde ur vetenskaplig eller bevarandemässig synvinkel;

naturliga platser eller klart avgränsade naturområden av särskilt stort universellt värde avseende vetenskap, bevarande eller naturlig skönhet”.

Sverige har för närvarande ett gränsöverskridande världsarv kopplat till havet som har utnämnts av Unesco, nämligen Höga Kusten/Kvarkens skärgård, som även omfattar skärgården på den finländska sidan (varldsarvethogakusten.se). Detta naturarv har för närvarande god status, enligt den internationella naturvårdsunionen IUCNs (2014) bedömning.



Figur 20. Höga Kusten. Foto: Petter Lindgren, Wikimedia Commons.

Söderqvist och Hasselströms (2008) genomgång av ekonomiska studier avseende havsmiljön visade att vissa av dessa som huvudsakligen fokuserar på rekreation har lösa kopplingar till naturarvet. Naturvårdsverket (2008) pekade på att bättre kunskap behövs överlag om denna ekosystemtjänst, exempelvis rörande attityder till och etik kring den. Denna rekommendation förefaller fortfarande vara tillräddlig.

Mänsklig påverkan

Ju mindre negativt påverkade havsekosystemen är, desto större värde antas denna ekosystemtjänst ha. Det svenska naturarvets betydelse för människor har inte kartlagts och man kan förvänta sig stora individuella variationer angående hur viktigt naturarvet är för olika människor (Naturvårdsverket, 2008).

Status

Status för denna ekosystemtjänst har tidigare klassats som måttlig av Naturvårdsverket (2008), eftersom den kan påverkas negativt av miljöförändringar som försämringar av ekosystemens struktur och funktion och förluster i biologisk mångfald. Vi bedömer att denna statusklassning fortfarande bör gälla.

	Västerhavet	Egentliga Östersjön	Bottniska viken
Sammanvägd status	Måttlig	Måttlig	Måttlig

4. Kartläggning av ekosystemtjänster

Intresset för att nyttja havet på olika sätt ökar kontinuerligt. Det blir därför allt viktigare att fördela havsområden mellan olika användningsområden för att undvika intressekonflikter. Exempelvis sjöfart, energiutvinning, fiske och försvar behöver fördelas geografiskt så att de inte stör varandra och så att de inte försvårar skyddet av viktiga naturområden och kulturarv. Detta arbete hanteras numera inom den statliga havsplaneringen för utsjöområden, liksom i den kommunala planeringen av kustområden.

Förekomsten av arter och livsmiljöer i havet varierar starkt geografiskt, vilket innebär att olika områden kräver olika hänsyn för att havets ekosystemtjänster ska kunna upprätthållas. För att långsiktigt trygga att ekosystemens funktion, och därmed produktionen av ekosystemtjänster, upprätthålls långsiktigt krävs därför att man inom havsplaneringen och havsförvaltningen har kunskap om både utbredningen av arter och livsmiljöer, hur dessa producerar ekosystemtjänster och hur mänskliga verksamheter kan påverka tjänsterna. När man har den kunskapen kan man fördela olika aktiviteter i kust- och havsområden på ett sätt som gör att havets kan fortsätta producera värdefulla ekosystemtjänster.

För att kunna kartlägga ekosystemtjänster behöver vi ta fram kartor över arter och livsmiljöer. Från landmiljön är vi vana att ha tillgång till heltäckande kartor över olika livsmiljöer, eftersom vi kan använda flyg- och satellitbilder i kartläggningsarbetet. I grunda kustområden kan de här fjärranalysmetoderna i viss mån vara användbara, men användbarheten begränsas starkt av att svenska kustvatten generellt är grumliga. Ska man ta fram heltäckande kartor över arter och livsmiljöer får man i stället framför allt förlita sig till habitatmodellering, där man kombinerar fältprovtagning med statistisk modellering för att identifiera lämpliga livsmiljöer. Habitatmodellering baserad på omfattande fältstudier är idag en väletablerad metod och används redan i stor utsträckning för kartläggning av arter och livsmiljöer i kustmiljöhavet (se www.prehab.gu.se för en beskrivning av metodiken). Kartorna används exempelvis i havsplanering, i miljökonsekvensbeskrivningar och för att utöka nätverket av marina skyddade områden.

När man har dessa utbredningskartor är steget inte så långt till att använda dem för att kvantifiera ekosystemtjänster i ett rumsligt perspektiv, eftersom de flesta ekosystemtjänster går att relatera till arter och habitat. Kartläggning av ekosystemtjänster kräver dock kunskap om de ekosystemfunktioner som producerar olika tjänster och hur de hänger samman med olika arter och livsmiljöer. Detta är ett relativt nytt forskningsfält. Behovet av att kartlägga ekosystemtjänster har tydligt utpekats inom det europeiska miljöarbete, och utgör bland annat en viktig del av EU:s biodiversitetsstrategi². I Sverige reflekteras denna utveckling bland annat av en nationell satsning på att integrera eko-

² KOM (2011) 244 Slutlig. Vår livförsäkring, vårt naturkapital – en strategi för biologisk mångfald i EU fram till 2020.

systemtjänster i beslutsfattande i samhället. Exempelvis tar man inom Naturvårdsverkets forskningsprogram ”Värdet av ekosystemtjänster” (www.ecosystemservices.se) och inom regeringsuppdraget om kommunikationssatsning om ekosystemtjänster fram metoder för att bättre integrera ekosystemtjänster i beslutsfattande. Inom programmet finns bland annat forskningsprojektet VALUES, som fokuserar på utveckling av metodik för att kartlägga och värdera ekosystemtjänster i havsmiljö. Sammantaget kan man konstatera att det pågår en stark teknisk utveckling när det gäller marina kartläggningar, men att en hel del arbete ännu återstår innan man kan börja integrera kartor över ekosystemtjänster inom havsplanering och havsförvaltning.

4.1 Geografisk bedömning av status hos ekosystemtjänster

Avsnitten 3.1–3.24 visar att vissa ekosystemtjänster har olika status i olika havsområden, och denna rapport gör en första ansats till att dela upp statusbedömningen för marina ekosystemtjänster geografiskt. Här handlar det inte om kartläggningar av tjänsterna, utan en grövre geografisk bedömning i tre områden inom svensk ekonomisk zon: Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottniska viken.

Vissa ekosystemtjänster bjuder emellertid särskilt stora utmaningar inför att delas upp geografiskt. C5: Inspiration (3.23.) är ett exempel. Om en sång, dikt, målning eller teaterpjäs handlar om havet, så är det inte alltid möjligt att sätta geografiska koordinater på inspirationskällan. För P5: Utsmyckningar (3.16.) och C6: Naturarv (3.24.) skulle en geografisk uppdelning vara principiellt genomförbar, men data saknas. För C3: Vetenskap och utbildning (3.21.) finns troligtvis tillräckliga data, men ingen sammanställning av data finns och det har inte legat inom ramen för detta uppdrag att göra en sådan sammanställning.

Däremot visar tabell 3 (avsnitt 3.) att det finns andra tydliga geografiska skillnader när det gäller status för vissa ekosystemtjänster. Anmärkningsvärt är exempelvis att statusen för S5: Livsmiljö (3.5.) bedömdes som god i Bottniska viken men som dålig i Egentliga Östersjön och Västerhavet. Rent allmänt bedömdes ekosystemtjänsternas status överlag vara bäst i Bottniska viken, vilket sammanfaller med en allmänt lägre grad av mänsklig påverkan på ekosystemen. Egentliga Östersjön och Västerhavet har överlag liknande status sinsemellan, men det föreligger ändå vissa skillnader. Exempelvis är status för P2: Råvaror dålig (3.13.) i Västerhavet men måttlig i Egentliga Östersjön. Det är angeläget att de geografiska skillnaderna avseende ekosystemtjänsternas status undersöks ytterligare i det fortsatta arbetet med bedömning av ekosystemtjänster, förslagsvis i fördjupade rapporter om enskilda ekosystemtjänstkategorier. Här bör man sträva efter att så långt möjligt integrera de statusbedömningar av havsmiljön som redan idag görs inom ramarna för EU:s olika miljödirektiv och inom det nationella miljömålsarbetet.

5. Fortsatt arbete

Denna rapport har utgått från Naturvårdsverkets (2008) initiala bedömning av havsekosystemtjänsters status och påverkansfaktorer, med förändringen till nuvarande bedömning omfattar svenska hav och inte, som tidigare, hela Östersjön och Västerhavet. Mycket har skett inom miljöforskning och förvaltning sedan 2008. En viktig skillnad mellan Naturvårdsverket (2008) och denna rapport är att den senare åtminstone delvis förlitar sig på indikatorer även om rena expertbedömningar fortfarande förekommer. Utveckling av indikatorer för bedömningar inom havsmiljödirektivet, vattendirektivet och andra delar av den marina förvaltningen pågår i Sverige på bred front, och förväntas fortsätta. Det är önskvärt att indikatorer för ekosystemtjänster som tas upp i denna rapport granskas och utvecklas så att framtida bedömningar av ekosystemtjänsters status i större grad är transparenta och kan baseras på kvantitativa indikatorer.

En annan skillnad är att den geografiska indelningen enligt föreliggande rapport knyter an till den svenska havsplaneringen, även om gränserna skiljer sig något åt. Miljöåtgärder har som regel olika effekt i olika områden och på olika geografiska skalor. Det är därför angeläget att utbredningen av ekosystemtjänster kartläggs och att kunskapen om hur olika faktorer påverkar ekosystemtjänsternas status utökas.

På grund av den breda ansatsen i denna rapport är bedömningarna gjorda relativt översiktligt, och det är lämpligt att göra fördjupande arbeten om enskilda ekosystemtjänstkategorier, på liknande sätt som Söderqvist m.fl. (2012) har gjort angående C1: Rekreation. Mycket av den kunskapsbrist som Naturvårdsverket (2008) pekade på består fortfarande.

Trots dessa begränsningar kan de gjorda analyserna identifiera tre kategorier som har bedömts ha dålig status, och som särskilt borde prioriteras i det fortsatta åtgärdsarbetet, nämligen S3: Upprätthållande av näringsvävarnas dynamik (3.3.), S5: Upprätthållande av livsmiljöer (3.5.) och P1: Tillhandahållande av livsmedel. Även Söderqvist och Hasselström (2008) bedömde att två av dessa kategorier (S5 och P1) borde ha väldigt hög prioritet i kommande studier.

En ytterligare ekosystemtjänstkategori där kunskap saknas i särskilt hög grad i förhållande till status, påverkansfaktorer och betydelse är C6: Naturarv (3.24.), vilket Naturvårdsverket (2008), Söderqvist och Hasselström (2008) och denna rapport har poängterat.

6. Tackord

Författarna till denna rapport har haft stor hjälp av synpunkter från experter med olika typer av specialkunskaper. Vi vill tacka Eva Albers, Chalmers tekniska högskola, för vägledning avseende P3: Genetiska resurser samt P4: Resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin. Kärstin Malmberg-Persson, Sveriges Geologiska Undersökning, har lämnat värdefull information relaterad till R2: Kvarhållande av sediment. Sven-Gunnar Lunneryd och Vidar Øresland, Sveriges lantbruksuniversitet, samt Charlotte Axén, Sveriges Veterinärmedicinska Anstalt har bidragit med uppgifter för att förbättra beskrivningen av R5: Biologisk reglering. Vi har fått information och råd om naturarv och kulturarv (C4 och C6) av Håkan Slotte, Riksantikvarieämbetet. Zeynep Pekcan-Hekim och Patrik Kraufvelin, Sveriges lantbruksuniversitet, samt ett flertal sakkunniga på Havs- och vattenmyndigheten, har lämnat övergripande kommentarer.

7. Referenser

- Adevi, A., Grahn, P., 2011. Attachment to certain natural environments: a basis for choice of recreational settings, activities and restoration from stress? *Environment and Natural Resources Research*, 1: 36–52.
- Ahtiainen, H., Öhman, M. C., 2014. Ecosystem Services in the Baltic Sea. Valuation of Marine and Coastal Ecosystem Services in the Baltic Sea. Tema Nord 2014:563. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn, 74 s.
- Andersson P, Håkansson, B., Håkansson, J. m.fl., 2008. Marine acidification. On effects and monitoring in the seas surrounding Sweden. SMHI Rapport Oceanografi, Nr 92:2008. SMHI, Norrköping, 61 s.
- Anon, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal*, L206: 7–50.
- Anon, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council: Establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal*, L327: 1–73.
- Anon, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. *Official Journal of the European Union*, L164, 19–40.
- Anon, 2010. Commission Decision (2010/477/EU) of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. *Off. J. Eur. Commun. L* 232:14–24.
- Anon, 2013. Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. *Official Journal of the European Union*, L 354: 22–61.
- Anon, 2014. Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning. *Official Journal of the European Union*, L 257: 135–145.
- Arheimer, B., Donnelly, C., Strömqvist, J., 2013. Large-scale effects of climate change on water resources in Sweden and Europe. *Vatten*, 69: 201–207.
- Baden, S. P., Emanuelsson, A., Pihl, L., 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology-Progress Series*, 451: 61–73.
- BalticSTERN, 2013. The Baltic Sea – Our Common Treasure. Economics of Saving the Sea. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:4. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 139 s.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C. m.fl., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81: 169–193.
- Barbier, E. B., Georgiou, I. Y., Reed, D. J., 2013. The value of wetlands protecting southeast Louisiana from hurricane storm surges. *PLoS One*, 8: e58715.
- Bartolino V., Cardinale, M., Svedäng, H. m.fl., 2012. Historical spatiotemporal dynamics of eastern North Sea cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 69: 833–841,
- Bechmann, R. K., Tabana, I. C., Westerlund, S. m.fl., 2011. Effects of ocean acidification on early life stages of shrimp (*Pandalus borealis*) and Mussel (*Mytilus edulis*). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues*, 74: 424–438.
- BlueBio, 2013. Microalgae. BlueBio, Oslo, 79 s.

- Boye, K., 1927. Härdarna. Bonniers, Stockholm, 90 s.
- Bridges, T. S., Wagner, P. W., Burks-Copes, K. A., m.fl., 2015. Use of natural and nature-based features (NNBF) for coastal resilience. Rapport ERDC SR-15-1. US Army Corps of Engineers, Vicksburg, 445 s.
- Bryhn, A. C., 2012. Fiskförluster i svenska kärnkraftverk. AQUA Reports 2012:10. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 32 s.
- Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., Maiorano, L. 2009. Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamic of turbot (*Psetta maxima*) during the last century in the Eastern North Sea. Marine Ecology Progress Series, 386: 197–206.
- Cardinale M., Bartolino, V., Svedäng, H. m.fl., 2015. A centurial development of the North Sea fish megafauna as reflected by the historical Swedish longlining fisheries. Fish and Fisheries, in press (elektronisk version tillgänglig).
- Carlsson, P., Herzke, D., Wedborg, M., Gabrielsen, G. W., 2011. Environmental pollutants in the Swedish marine ecosystem, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDE). Chemosphere, 82: 1286–1292
- Carpenter, S. R., Walker, B., Anderies, J. M., m.fl., 2001. From metaphor to measurement: Resilience of what to what?. Ecosystems, 4: 765–781.
- Carstensen, J., Conley, D. J., Bonsdorff, E. m.fl., 2014a. Hypoxia in the Baltic Sea: biogeochemical cycles, benthic fauna, and management. Ambio, 43: 26–36.
- Carstensen, J., Andersen J.H., Gustafsson B. G., Conley D.J., 2014b. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. PNAS, 111: 5628–5633.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J. C. m.fl., 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 106: 197–202.
- Casini, M., Möllmann, C., Österblom, H., 2011. Food-web and climate-related dynamics in the Baltic Sea: present and potential future applications in fish stock assessment and management I: Fowler, C. W. (red.), Ecosystem-Based Management for Marine Fisheries An Evolving Perspective. Cambridge University Press, Cambridge, s. 9–31.
- CICES, 2015. <http://cices.eu/> [åtkomst 2015-05-05].
- Claire, M. W., Catling, D. C., Zahnle, J., 2006. Biogeochemical modelling of the rise in atmospheric oxygen. Geobiology, 4: 239–269.
- Davidson, M. D., 2013. On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. Ecological Economics, 95: 171–177.
- Draganik, B., Maksimov, Y., Ivanov, S., Psuty-Lipska, I. 2005. The status of the turbot *Psetta maxima* (L.) stock supporting the Baltic fishery. Bulletin of the Sea Fisheries Institute, Gdynia, 164: 23–53.
- Dupont, S., Dorey, N., Thorndyke, M., 2010. What meta-analysis can tell us about vulnerability of marine biodiversity to ocean acidification? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 89: 182–185.
- Durack, P. J., Wijffels, S. E., 2010. Fifty-year trends in global ocean salinities and their relationship to broad-scale warming. Journal of Climate, 23: 4342–4362.
- Eide W. (red.), 2014. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 87 s.
- Eilola, K., Mårtensson, S., Meier, H. E. M., 2013. Modeling the impact of reduced sea ice cover in future climate on the Baltic Sea biogeochemistry. Geophysical Research Letters, 40: 149–154.
- Energimyndigheten, 2015. Odling av marin biomassa kan ge renare hav. Pressmeddelande 2015-03-11. Energimyndigheten, Stockholm, 1 s.
- Europeiska kommissionen, 2013. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Commit-

- tee and the Committee of the Regions. Green Infrastructure (GI) – enhancing Europe’s natural capital. COM/2013/0249. Europeiska kommissionen, Bryssel, 11 s.
- FAO, 2014. FAO yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics. 2012. FAO, Rom, 77 s.
- Faxneld, S., Nyberg, E., Danielsson, S., Bignert, A., 2014. Miljögifter i biota. Havet 2013/2014, s. 78–81.
- Fennel, W., 2010. A nutrient to fish model for the example of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 81: 184–195.
- FN, 2012. The Oceans Compact. Healthy Oceans for Prosperity. FN, New York, 7 s.
- Fredengren, C., Wolfhechel Jensen, O., Wall, Å. (red.), 2013. I valet och kvalet. Grundläggande frågor kring värdering och urval av kulturarv. Riksantikvarieämbetet, Stockholm, 227 s.
- Fredman, P., Hedblom, M., 2015. Friluftsliv 2014. Delrapportering av en nationell enkät om svenska folkets friluftsvanor. Mittuniversitetet och SLU, 84 s.
- Garnaga, G., 2012. Integrated assessment of pollution in the Baltic Sea. *Ekologija*, 58: 331–355.
- Global Ocean Commission, 2013. Bioprospecting and marine genetic resources in the high seas. Policy options paper #4. Global Ocean Commission, Oxford, 7 s.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69: 1209–1218.
- Grabowski, R. C., Droppo, I. G., Wharton, G., 2011. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews*, 105: 101–120.
- Granath, L., 2013. Erosionsskador i Furusundsleden 2000–2013. Utredning om utveckling, orsaker och möjliga åtgärder. *Hydrographica*, Sundbyberg, 34 s.
- Gullström, M., Baden, S., Lindegarth, M., 2012. Spatial patterns and environmental correlates in leaf-associated epifaunal assemblages of temperate seagrass (*Zostera marina*) meadows. *Marine Biology*, 159: 413–425.
- Gustafsson, B. G., Schenk, F., Blenckner, T. m.fl., 2012. Reconstructing the development of Baltic Sea eutrophication 1850–2006. *Ambio*, 41: 534–548.
- Hanning, A., 2013. Den svenska maritima näringen 2007–2011. Vinnova Analys rapport VA 2013: 09. Fritzes, Stockholm, 68 s.
- Hansson, D., 2009. Ocean climate variability over recent centuries explored by modeling the Baltic Sea. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet, 57 s.
- Hattam, C., Atkins, J. P., Beaumont, N. m.fl., 2015. Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. *Ecological Indicators*, 49: 61–75.
- HaV, 2012a. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Rapport 2012: 19. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 334 s.
- HaV, 2012b. Marine tourism and recreation in Sweden. Rapport 2012:2. Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg, 111 s.
- HaV, 2012c. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Rapport 2012: 20. Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg, 159 s.
- HaV, 2014a. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2012:18. Uppdaterad 2014. Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg, 111 s.
- HaV, 2014b. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 3: Övervakningsprogram. Rapport 2014: 20. Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg, 401 s.

- HaV, 2015a. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Havs- och vattenmyndighetens remissversion 2015-02-01. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 214 s.
- HaV, 2015b. Havsplanering – Nuläge 2014. Rapport 2015:2. Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg, 216 s.
- HaV, 2015c. Sveriges badvattenkvalitet. Rapport 2015:11. Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg, 18 s.
- HAVET 2013/2014. Om miljötillståndet i svenska havsområden. Havsmiljöinstitutet, Havs- och Vattenmyndigheten och Naturvårdsverket, Göteborg, 104 s.
- Helander, B., Bignert, A., 2014. Havsörn. Havet, 2013/2014: 90–92.
- HELCOM, 2010. Ecosystem Health of the Baltic Sea. Baltic Sea Environmental Proceedings 122. HELCOM, Helsinki, 63 s.
- Hjerne, O., Hansson, S., 2002. The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrient dynamics. *Limnology and Oceanography*, 47: 1023–1032.
- Holst, S., Jarms, G., 2010. Effects of low salinity on settlement and strobilation of scyphozoa (Cnidaria): Is the lion's mane *Cyanea capillata* (L.) able to reproduce in the brackish Baltic Sea? *Hydrobiologia*, 645: 53–68.
- Huitric, M (red.), Walker, B., Moberg, F., m.fl., 2009. Biodiversity, ecosystem services and resilience – governance for a future with global changes. Background report for the scientific workshop »Biodiversity, ecosystem services and governance – targets beyond 2010« on Tjärnö, Sweden, 4–6 September 2009. Albaeco, Stockholm, Sweden.
- Håkanson, L., Ragnarsson Stabo, H., Bryhn, A. C., 2010. The fish production potential of the Baltic Sea. Springer, Berlin/Heidelberg, 396 s.
- ICES, 2014a. ICES Advice 2014. ICES, Köpenhamn.
- ICES, 2014b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Report CM 2014/ACOM:10. ICES, Köpenhamn, 919 s.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge, 1535 s.
- IUCN, 2014. IUCN World Heritage Outlook 2014. IUCN, Gland, 64 s.
- Jevrejeva, S., Moore, J. C., Grinsted, A., 2012. Sea level projections to AD2500 with a new generation of climate change scenarios. *Global and Planetary Change*, 80–81: 14–20.
- Johannesson, J, André, C., 2006. Life on the margin: genetic isolation and diversity loss in a peripheral marine ecosystem, the Baltic Sea. *Molecular Ecology*, 15: 2013–2029.
- Jordbruksverket, 2013. Vattenbruk. Planeringsunderlag för havsplaneområde Västerhavet, Östersjön och Bottniska viken. Underlagsrapport. Jordbruksverket, Jönköping, 30 s.
- Jordbruksverket, 2014. Marknadsöversikt – fiskeri- och vattenbruksprodukter. Jordbruksverkets rapport 2014: 23. Jordbruksverket, Jönköping, 77 s.
- Josefson, A. B., Blomqvist, M., Hansen, J. L. S. m.fl., 2009. Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin*, 58:1263–1277.
- Karlsson, B., 2008. Bärnstenshandeln sett från de dödas värld. Om bärnstenshandeln under äldre bronsålder i Skandinavien. D-uppsats, Kalmar högskola. Kalmar högskola, Kalmar, 31 s.
- Karlsson, O. M., 2011. Predicting ecosystem response from pollution in Baltic archipelago areas using mass-balance modelling. Doktorsavhandling, Uppsala universitet. Universitetstryckeriet, Uppsala, 54 s.
- Karlsson, O., Bäcklin, B.-M., 2009. Magra sälar i Östersjön. *Havet 2009*: 86–89.

- Karlsson, M., Ragnarsson Stabo, H., Petersson, E. m.fl., 2014. Nationell plan för kunskapsförsörjning om fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen. Aqua reports 2014:12. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 71 s.
- Kjellström, E., Abrahamsson, R., Boberg, P. m.fl., 2014. Uppdatering av det klimatvetenskapliga kunskapsläget. Klimatologi 9/2014. Naturvårdsverket, Energimyndigheten och SMHI, Norrköping, 66 s.
- Koellner, T., 2011. Ecosystem Services and Global Trade of Natural Resources. Routledge, London, 292 s.
- Kotta, J., Ólafsson, E., 2003. Competition for food between the introduced exotic polychaete *Marenzelleria viridis* and the resident native amphipod *Mono-poreia affinis* in the Baltic Sea. J Sea Res 50:27–35 Kule, L., Haller, I., Varjopuro, R., Alberth, J., 2013. Climate change impacts on coastal tourism in the Baltic Sea region. I: Krarup Leth, O., m.fl. (red.), Sectoral Impact Assessments for the Baltic Sea Region – Climate Change Impacts on Biodiversity, Fisheries, Coastal Infrastructure and Tourism. Coastline Reports 21. Die Küsten Union Deutschland, Rostock, s. 91–132.
- Kurtze, N., Eikemo, T., Hem, K.-G., 2009. Analyse og dokumentasjon av friluftslivets effekt på folkehelse og livskvalitet. SINTEF rapport A11851. SINTEF, Oslo, 58 s.
- Köpberg, E., Ekström, H., 2010. Algblomningar – en inkräktare i semesterparadiset: En studie om klimatförändringseffekten algblomningars påverkan på turister. Magisteruppsats, Lunds universitet, 80 s.
- Lagerloef, G., Schmitt, R., Schanze, J., Kao, H.-Y., 2010. The ocean and the global water cycle. Oceanography, 23: 82–93.
- Larsson, K., Hassellöv, I.-M., 2014. Även lite olja kan göra stor skada i havsmiljön. I: Havsmiljöinstitutet: Sjöfarten kring Sverige och dess påverkan på miljön, s. 8–9.
- Leary, D., Vierros, M., Hamon, G. m.fl., 2009. Marine genetic resources: A review of scientific and commercial interest. Marine Policy, 33: 183–194.
- Lier-Hansen, S., Vedeld, P., Magnussen, K. m.fl., 2013. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. NOU 2013: 10. Fagbokforlaget, Bergen, 430 s.
- Lindgren, M., Waldo, S., Nilsson, P.A., m.fl., 2013. Towards sustainable fisheries of the Öresund cod (*Gadus morhua*) through substock-specific assessment and management recommendations. ICES Journal of Marine Science, 79: 1140–1150.
- Länsstyrelsen Gotlands län, 2012. Strandskyddet på Gotland. Länsstyrelsen Gotlands län, Visby, 10 s.
- Länsstyrelsen Stockholms län, 2015. Hydromorfologisk modellering av risk för båtinducerad stranderosion i Stockholms skärgård. Fakta 2015:13. Länsstyrelsen Stockholms län, Stockholm, 33 s.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2014. Förslag på åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2015–2021. Länsstyrelsen Västra Götalands län, Göteborg, 323 s.
- Malmberg Persson, K., Nyberg, J., Ising, J., Persson, M., 2014. Skånes känsliga stränder – ett geologiskt underlag för kustzonsplanering och erosionsbedömning. SGU-rapport 2014:20. SGU, Uppsala, 30 s.
- Marlin, 2013. Final report of Baltic marine litter project Marlin. European Regional Development Fund m.fl., Stockholm, 29 s.
- Marmon, S., 2012. Protein isolation from herring (*Clupea harengus*) using the pH-shift process. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, 69 s.
- Meier, H. E. M., Hordoir, R., Andersson, H. C. m.fl., 2012. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea

- environment in an ensemble of transient simulations for 1961–2099. *Climate Dynamics*, 39: 2421–2441.
- Miljödepartementet, 2012. Svenska miljömål – preciseringar av miljö kvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål. Ds 2012:23. Miljödepartementet, Stockholm, 172 s.
- Miljödepartementet, 2014a. OECD:s granskning av Sveriges miljöpolitik Sverige. Miljödepartementet, Stockholm, 31 s. Miljödepartementet, 2014b. Uppdrag att kartlägga omfattningen av sårskadad fisk i Hanöbukten. Regeringsbeslut I:4, M2014/840/Nm (delvis), M2014/1349/Nm. Miljödepartementet, Stockholm, 3 s.
- Miljö- och energidepartementet, 2015. Uppdrag att koordinera genomförandet av en grön infrastruktur i Sverige. Regeringsbeslut M2015/684/Nm. Miljö- och energidepartementet, Stockholm, 5 s.
- Miller, A., Hedman, J. E., Nyberg, E., Haglund, P., Cousins, I. T. m.fl., 2013. Temporal trends in dioxins (polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans) and dioxin-like polychlorinated biphenyls in Baltic herring (*Clupea harengus*). *Marine Pollution Bulletin*, 73: 220–230.
- Moksnes P.O Albertsson, J., Elfving, T. m.fl., 2013. Sammanvägd bedömning av miljötillståndet i havet. Havsmiljöinstitutets Rapport 2013:3. Havsmiljöinstitutet, Göteborg, 45 s.
- Mononen, L., Auvinen, A.-P., Ahokumpu, A.-L. m.fl., 2015. National ecosystem service indicators: Measures of social–ecological sustainability. *Ecological Indicators*, in press.
- Moreno, J., Palomo, I., Escalera, J. m.fl., 2014. Incorporating ecosystem services into ecosystem-based management to deal with complexity: a participative mental model approach. *Landscape Ecology*, 29: 1407–1421.
- MSB, 2011. Att hantera översvämningsproblematik. Myndigheten för samhällsberedskap, Karlstad, 131 s.
- Naturvårdsverket, 2008. Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Naturvårdsverkets rapport 5873. Naturvårdsverket, Stockholm, 191 s.
- Naturvårdsverket, 2009a. Vad kan havet ge oss? Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster. Naturvårdsverkets rapport 5937. Naturvårdsverket, Stockholm, 40 s.
- Naturvårdsverket, 2009b. Miljöeffekter vid muddring och dumpning. Naturvårdsverkets rapport 5999. Naturvårdsverket, Stockholm, 72 s.
- Naturvårdsverket, 2012. Steg på vägen. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2012. Rapport 6500. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2014. Synen på ekosystemtjänster – begreppet och värdering. Naturvårdsverket, Stockholm, 4 s.
- Naturvårdsverket, 2015. Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges miljö kvalitetsmål och etappmål 2015. Rapport 6661. Naturvårdsverket, Stockholm, 320 s.
- Niiranen, S., Blenckner, T., Hjerne, O., Tomczak, M. T., 2012. Uncertainties in a Baltic Sea food-web model reveal challenges for future projections. *Ambio*, 41: 613–625.
- Nilsson, J., Andersson, J., Karås, P., Sandström, O., 2004. Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the coastal waters of southeast Sweden. *Bor Env Res* 9: 295–306.
- Ohlsson, L., Karlsson, D., Gustafsson, L.-G., 2011. Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status. Rapport 2011-08. Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm, 92 s.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B. R. m.fl., 2010. Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 5: e12467.

- Olrog, L., Christensson, E., 2003. Musselodling och jordbruk i samverkan. Hushållningssällskapet, Dingle, 20 s.
- Olsson, J., Bergström, L., Gårdmark, A., 2013. Top-down regulation, climate and multi-decadal changes in coastal zoobenthos communities in two Baltic Sea areas. PLoS ONE, 8: e64767.
- Petersen, J. K., Hasler, B., Timmermann, K. m.fl., 2014. Mussels as a tool for mitigation of nutrients in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 82: 137–143.
- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A. m.fl., 2012. Indicators for sea-floor integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. Ecological Indicators, 12:174–184. Riksanstikvarieämbetet, 2014. Kulturmiljövård under vatten. Riksanstikvarieämbetet, Stockholm, 23 s.
- Ritchie, B. W., Crotts, J. C., Zehrer, A., Volsky, G. T., 2014. Understanding the effects of a tourism crisis: the impact of the BP oil spill on regional lodging demand. Journal of Travel Research, 53: 12–25.
- Rosqvist, K., 2010. Distribution and role of macrophytes in coastal lagoons: Implications of critical shifts. Doktorsavhandling, Åbo Akademi. Åbo Akademi, Åbo, 39 s.
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L. m.fl., 2007. Ecosystem goods and services from Swedish coastal habitats: Identification, valuation, and implications of ecosystem shifts. Ambio, 36: 534–544.
- Science for Environment Policy, 2012. The Multifunctionality of Green Infrastructure. DG Environment News Service, Bryssel, 37 s.
- SCB, 2013. Kust och stränder i Sverige. Sveriges officiella statistik, statistiska meddelanden MI 50 SM 1301. SCB, Stockholm, 18 s.
- SCB, 2014a. Saltsjöfiskets fångster under december 2013 och hela år 2013. Preliminära uppgifter. Sveriges officiella statistik, statistiska meddelanden JO 50 SM 1402. SCB, Stockholm, 12 s.
- SCB, 2014b. Fritidsfisket i Sverige 2013. Sveriges officiella statistik, statistiska meddelanden JO 57 SM 1401. SCB, Stockholm, 18 s. Schlesinger, W. H. (red), 2003. Treatise on Geochemistry, Volume 8: Biogeochemistry. Elsevier, Amsterdam, 682 s.
- Schernewski, G., Schiewer, U. (red.), 2002. Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. Springer, Berlin, 296 s.
- Schramm, W., Nienhuis, P. H. (red.), 1996. Marine Benthic Vegetation. Recent changes and the effects of eutrophication. Springer, Berlin, 473 s.
- Schultz, M., 2013. Synliggöra värdet av ekosystemtjänster. SOU 2013:68. Regeringskansliet, Stockholm, 306 s.
- Sigman, D. M., Hain, M. P., 2012. The biological productivity of the ocean. Nature Education Knowledge 3:21.
- Sjögren, M., Jonsson, P. R., Dahlström, M. m.fl., 2011. Two brominated cyclic dipeptides released by the coldwater marine sponge *Geodia barretti* act in synergy as chemical defense. Journal of Natural Products, 74: 449–454.
- SLU, 2014. Resursöversikt 2013. <http://www.slu.se/sv/institutioner/akvatiska-resurser/sok-publikation/fiskbestand-och-miljo-i-hav-och-sotvatten> [åtkomst 8 juni 2015].
- SMHI, 2012. Syreförhållanden i svenska hav. SMHI Faktablad 56. SMHI, Norrköping, 8 s.
- Smittskyddsinstitutet, 2011. Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter. Smittskyddsinstitutet, Solna, 30 s.
- Stadmark, J., Conley, D. J., 2011. Mussel farming as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea: Consideration of nutrient biogeochemical cycles. Marine pollution bulletin, 62: 1385–1388.

- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., Eklöv, P., 2014. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES J Mar Sci*, 71: 672–680.
- Svensson, C.-J., 2012. Seal dynamics on the Swedish west coast: Scenarios of competition as Baltic grey seal intrude on harbour seal territory. *Journal of Sea Research*, 71: 9–13.
- Sveriges Radio, 2014. Ostronodling på västkusten i konkurs. Sveriges Radio P4 Väst, 2014-04-23.
- Södergren, S., 2014. Kan utbredningen av syrefattiga bottnar påverka Hanöbukens ekosystemtjänster och dess värden? Kandidatuppsats, Sveriges lantbruksuniversitet, 37 s.
- Söderqvist, T., Hasselström L., 2008. The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Naturvårdsverkets rapport 5874. Naturvårdsverket, Stockholm, 236 s.
- Söderqvist, T., Soutokorva, Å., Moreno-Arancibia, P. m.fl., 2012. Marine tourism and recreation in Sweden. Rapport 2012:2. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 111 s.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. TEEB, Genève, 36 s.
- TEEB, 2014. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Challenges and Responses. TEEB, Genève, 14 s.
- Tillväxtverket, 2013. Biogas med havet som resurs. *Tempo*, 2013/2: 10–11.
- Tillväxtverket, 2015. IBIS 2014. Tillväxtverket, Stockholm, 94 s.
- Tilman, D., Lehman, C. L., Bristow, C. E., 1998. Diversity-stability relationships: statistical inevitability or ecological consequence. *American Naturalist*, 151:277–282.
- Tiselius, P., 2012. Trofiska kaskader i planktonsamhället. *Havet*, 2012: 43–45.
- Tjensvoll, I., 2014. Sediment resuspension: Impacts and extent of human disturbances. Doktorsavhandling, Stockholms universitet, 42 s.
- Unesco, 2005. Basic Texts of the 1972 World Heritage Convention. Unesco, Paris, 231 p.
- Viktorsson, L., Ekeröth, N., Nilsson, M. m.fl., 2013. Phosphorus recycling in sediments of the central Baltic Sea. *Biogeosciences*, 10: 3901–3916.
- VISS, 2015. Vatteninformationssystem Sverige. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/> [åtkomst 2015-01-25]
- Västerviks kommun, 2014. Biogas från fisk, nytt pilotprojekt med stöd från Energimyndigheten. Pressmeddelande, 2014-02-11. Västerviks kommun, Västervik, 1 s.
- Waldo, S., Paulrud, A., Ringdahl, K. m.fl., 2013. Cod or clupeids? Economic consequences for fisheries operating in different ecosystem states. *Aqua reports* 2013: 21. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 35 s.
- World Resources Institute, 2005. Millennium Assessment. Ecosystems and human well-being. A framework for assessment. Island Press, Washington. 155 s.
- Wulff, F., Humborg, C., Estrup Andersen, H. m.fl., 2014. Reduction of Baltic Sea nutrient inputs and allocation of abatement costs within the Baltic Sea catchment. *Ambio*, 43: 11–25.
- Öhman, M., 2014. Makroalger och deras användningsområden som livsmedel och livsmedelstillsatser. Kandidatuppsats, Sveriges lantbruksuniversitet. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 23 s.
- Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U. m.fl., 2007. Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems*, 10: 877–889.

Appendix

Tabell A1. Sammanställning av 2008 års bedömningar av status, hållbarhet, hot och förväntade konsekvenser av fortsatt nyttjande på samma nivå. Från Naturvårdsverket (2008).

Ecosystem service	Status	Sustainability of use	Level of threat	Expected consequences
S1: Biogeochemical cycling	Moderate	-	Moderate	Severe
S2: Primary production	Good	-	Good	Limited
S3: Food web dynamics	Poor	-	High	Severe
S4: Biodiversity	Moderate	-	High	Unknown
S5: Habitat	Moderate	-	High	Moderate
S6: Resilience	Moderate	-	High	Unknown
R1: Climate and atmospheric regulation	Good	Sustainable	Moderate	Moderate
R2: Sediment retention	Moderate	Sustainable	Moderate	Moderate
R3: Eutrophication mitigation	Good	Sustainable	Low	Limited
R4: Biological regulation	Good	Sustainable	Moderate	Limited
R5: Regulation of hazardous substances	Moderate	Sustainable	Moderate	Moderate
P1: Food	Poor	Unsustainable	High	Severe
P2: Inedible goods	Good?	Unsustainable?	Moderate	Moderate
P3: Genetic resources	Unknown	Sustainable	High	Unknown
P4: Chemical resources	Unknown	Sustainable	Moderate	Unknown
P5: Ornamental resources	Good	Sustainable	Low	Limited
P6: Energy	Good	Sustainable	Low	Limited
P7: Space and waterways	Good	Sustainable	Low	Limited
C1: Recreation	Moderate	Unsustainable?	Moderate	Moderate
C2: Scenery	Moderate	Sustainable	Moderate	Limited
C3: Science and education	Good	Sustainable	Low	Limited
C4: Cultural heritage	Moderate	Sustainable	Moderate	Limited
C5: Inspiration	Good	Sustainable	Low	Limited
C6: Legacy of the sea	Moderate	Sustainable	High	Limited

Tabell A2. Tabell över bedömningsunderlag och kriterier som använts för att bedöma status på ekosystemtjänster i Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottniska Viken.

Ekosystemtjänst	Havsmiljödirektivet											Andra direktiv			Riksdagens miljömål				
	D1: Biologisk mångfald	D2: Främmande arter	D3: Populationer av kommersiellt nyttjade fiskar och skalldjur	D4: Marina näringsvävar	D5: Övergödning	D6: Havsbottens integritet	D7: Förändring av hydrografiska förhållanden	D8: Främmande ämnen	D9: Förorenande ämnen i livsmedel	D10: Marint avfall	D11: Tillförsel av energi	Art- och habitatdirektivet	Vattendirektivet	ICES Advice 2014	Havsplanering nuläge	Hav i balans samt levande kust och skärgård	Ett rikt växt- och djurliv	Ingen övergödning	Gifrfri miljö
S1: Biogeokemiska kretslopp					X							X					X		X
S2: Primärproduktion	X				X							X					X		X
S3: Näringsväv	X		X	X							X	X	X						X
S4: Biologisk mångfald	X	X		X		X	X				X	X				X			
S5: Livsmiljö	X					X					X								X
S6: Resiliens	X			X												X			
R1: Luft- och klimatreglering																			
R2: Sedimentkvarhållning	X					X	X												X
R3: Reglering av övergödning			X		X							X					X		
R4: Biologisk reglering	X			X							X								
R5: Reglering av giftiga ämnen																	X	X	
P1: Livsmedel			X										X					X	
P2: Råvaror			X										X						
P3: Genetiska resurser	X		X										X			X			
P4: Resurser för läkemedelskemi- och bioteknologiindustrin																X			
P5: Utsmykningar																			
P6: Energi														X					
C1: Rekreation														X	X	X	X		
C2: Estetiska värden	X			X		X		X		X	X								
C3: Vetenskap och utbildning														X	X				
C4: Kulturarv														X	X				
C5: Inspiration														X	X	X			
C6: Naturarv																X			

Ekosystemtjänster från svenska hav

Status och påverkansfaktorer

Ekosystemtjänster som begrepp har fått ett allt större genomslag i hanteringen av havsmiljöfrågor. Ekosystemtjänster ingår exempelvis i EU:s havsmiljödirektiv och en rad andra direktiv och policys. Den här rapporten syftar till att bedöma statusen för ekosystemtjänster från svenska hav och att utvärdera kopplingen till mänsklig påverkan. Statusbedömningen avser de tre havsområdena inom svenskt territorialhav och ekonomisk zon: Västerhavet, Egentliga Östersjön samt Bottniska viken. De tre statusklasser som används är god, måttlig och dålig. Mänskliga påverkansfaktorer, det vill säga mänskliga aktiviteter som ger en belastning på miljön såsom övergödning, klimatförändringar, marint skräp och överuttag av fisk, har utvärderats utifrån hur stor deras samlade påverkan är på ekosystemtjänsterna baserat på aktuellt kunskapsläge. Påverkansfaktorena har bedömts utifrån om de har en liten eller osannolikt negativ, måttligt negativ eller stor negativ samlad påverkan på ekosystemtjänsternas status.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12

ISBN 978-91-87025-83-9

Havs- och vattenmyndigheten
Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg
Besök: Gullbergs Strandgata 15, 411 04 Göteborg
Tel: 010-698 60 00
www.havochvatten.se

**Havs
och Vatten
myndigheten**
