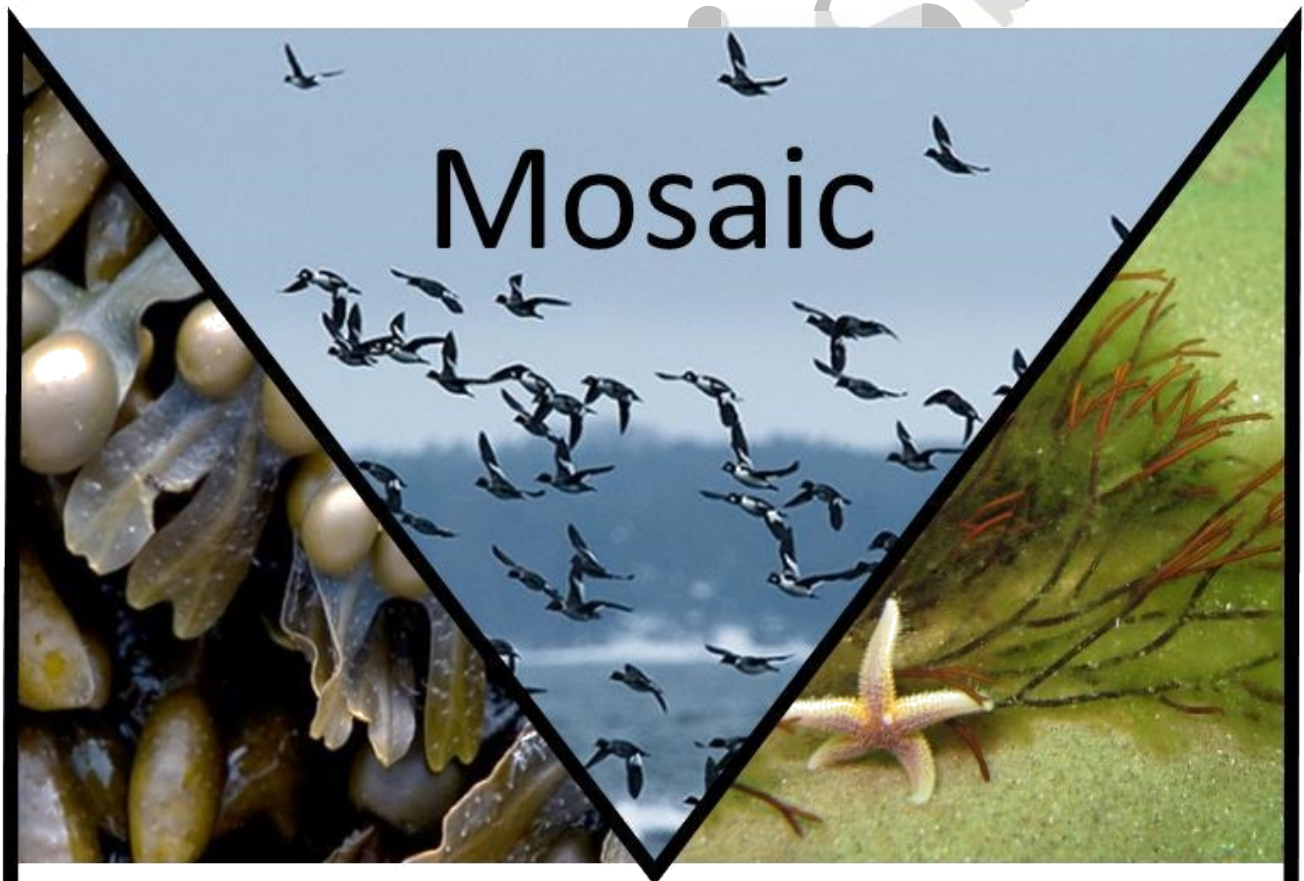


Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö

Version 1



Remiss

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: åååå-mm-dd

Ansvarig utgivare: Jakob Granit
Omslagsfoton: Nicklas Wijkmark och Martin Isæus
Kartor: Frida Fyhr
Illustrationer: Hedvig Hogfors
ISBN XXXX-XXXX
Tryck: Eventuellt tryckeri

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

Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö

Version 1

Hedvig Hogfors, Frida Fyhr och Antonia Nyström Sandman
AquaBiota Water Research

Med bidrag av:

Maria Kilnäs, Johnny Berglund, Göran Sundblad, Gleis Guri, Karl
Florén, Micaela Hellström, Johan Spens, Stefan Skoglund och
Martin Isæus

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:XX

Förord

Skriv förord

Ort Datum Undertecknande chef

Remiss

1 Innehåll

2	SAMMANFATTNING	9
3	LÄSANVISNING	11
3.1	Begrepp	12
4	INTRODUKTION	17
4.1	Bakgrund	17
4.1.1	Vad är Mosaic?	20
4.1.2	Avgränsningar	21
4.1.2.1	Utvecklingsdelar inom ramverket	21
4.1.3	Förankringsarbetet	22
4.1.4	Tidigare och samtida arbeten	23
4.2	Förutsättningar för förvaltning till havs	24
4.2.1	Svårt att objektivet bedöma värdet på ett område	25
4.2.2	Kartering av ekosystemkomponenter	25
4.3	Mål och syfte	28
5	RAMVERKET	31
5.1	Överblick	31
5.1.1	Ansvarsfördelning	32
5.2	Grundläggande naturvärdesbedömning	32
5.2.1	Del 1 – bedömning per havsområde	34
5.2.1.1	Övergripande	34
5.2.1.2	Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster	35
5.2.1.3	Del 1b – direkta ekosystemtjänster	36
5.2.1.4	Rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen	36
5.2.2	Del 2 – regional bedömning	37
5.2.2.1	Lokal viktning	37
5.2.2.2	Beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen	37
5.2.3	Sammanvägd bedömning av den grundläggande naturvärdesbedömningen	38

5.3	Fördjupad naturvärdesbedömning.....	40
5.3.1	Del 3 – platsspecifik bedömning.....	41
5.3.1.1	Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden	41
5.3.1.2	Konnektivitet.....	43
5.3.1.3	Kvalitet/funktionalitet	45
5.3.1.4	Identifiering av värdekärnor, potentiella värdekärnor och preliminärt avgränsade värdestrakter.....	48
5.3.1.5	Ekologisk representativitet	50
5.3.1.6	Verifiering/undersökning av kriterierna i fält.....	54
5.3.1.7	Sammantagen värdering efter den fördjupade naturvärdesbedömningen och identifiering av värdestrakter	56
6	DISKUSSION	58
6.1	När ramverket uppsatta mål?	58
6.2	Val av kriterier.....	62
6.2.1	Biologisk mångfald och ekologisk representativitet	65
6.2.2	Rariteter, arter vid sin utbredningsgräns och ansvarsarter.....	65
6.2.3	Replikering.....	66
6.2.4	Storlek	67
6.2.5	Förekomst	67
6.3	Naturvärden och förvaltning	68
6.3.1	DPSIR och Mosaic	68
6.3.2	Potentiella värdekärnor	70
6.3.3	Abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter.....	70
6.3.4	Val av ekosystemkomponenter att värdera	73
6.3.4.1	Jämförelse av fördefinierade ekosystemkomponenter	74
6.3.5	Naturvårdsarter	74
7	TACK.....	75
8	REFERENSER	76

BILAGOR

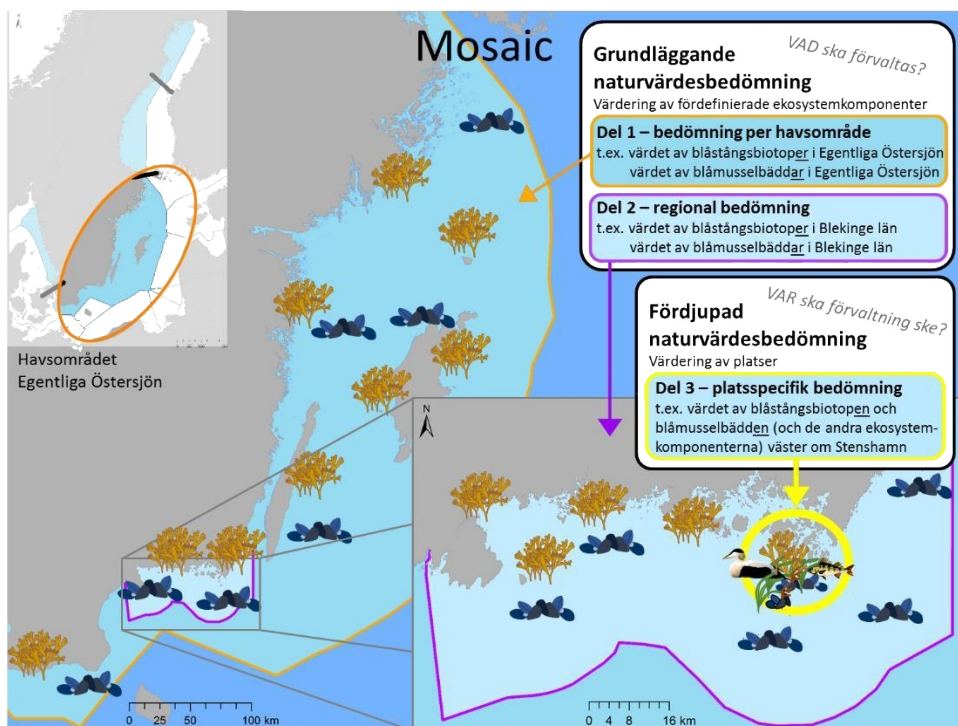
Bilaga 1. Flödesschema för Mosaic i marin miljö. 8 sidor.

Bilaga 2. Kartering av biotiska ekosystemkomponenter. 10 sidor.

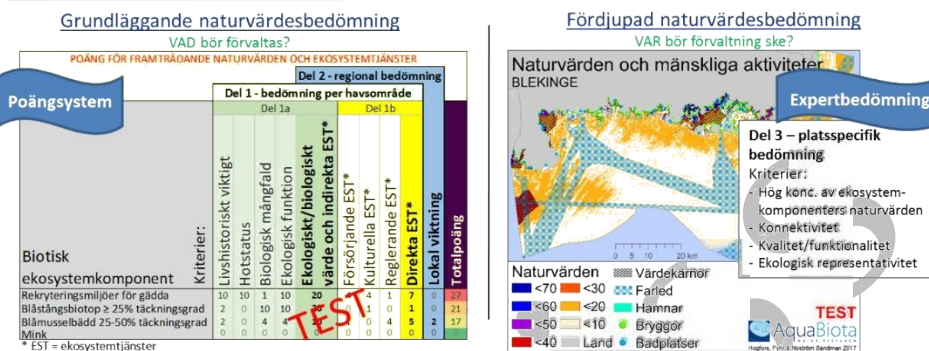
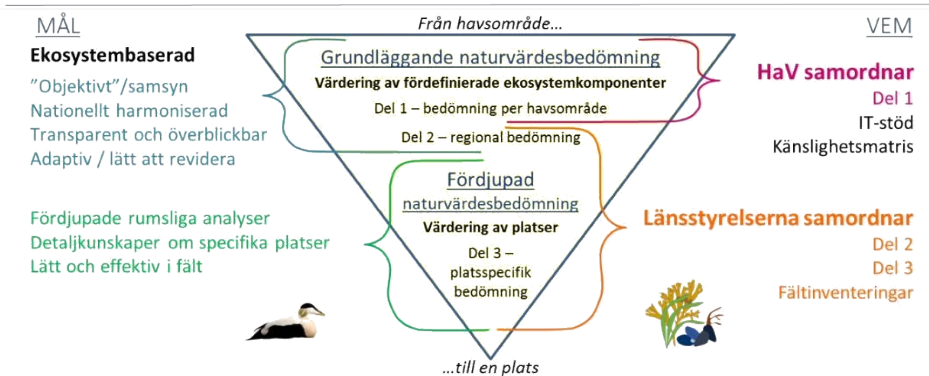
Bilaga 3.Handledning av den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic för marin miljö. 33 sidor.

Bilaga 4. Kartering av naturvärden – handledning för framtagandet av den grundläggande naturvärdeskartan i Mosaic för marin miljö. 12 sidor.

Remiss



Figur 1. Överblick över ramverket Mosaic. Översta delen av figuren visar hur den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen förhåller sig geografiskt till varandra. Mittersta delen av figuren visar vilka MÅL som den grundläggande vs. den fördjupade naturvärdesbedömningen eftersträvar (för att nå det övergripande målet att ge stöd åt ekosystembaserad adaptiv förvaltning) samt vilka myndigheter som bör ansvara för de olika delarna (under VEM). Längst ner ges en översikt av kriterierna för de två delarna samt exempel på hur arbetsmaterialet kan se ut. De olika delarna förklaras i rapporten.



2 Sammanfattning

Mosaic är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Mosaic är uppdelat i en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning.

Syftet med Mosaic är att främja ett funktionellt, ekosystembaserat och adaptivt angreppssätt vid rumslig naturvård. Ramverkets mål är att möjliggöra god förvaltning genom att hantera ekosystemets rumsliga variation såväl som förändring över tid – från landskapsnivå till objektsnivå.

I den grundläggande naturvärdesbedömningen identifieras **vad**, det vill säga vilka biotiska ekosystemkomponenter som är värdefulla och bör prioriteras inom rumslig förvaltning baserat på naturvärden. Fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) värderas genom ett poängsystem, för transparens, översiktlighet och enkel revidering. Ekosystemkomponenterna får poäng om de representerar framträdande naturvärden inklusive ekosystemtjänster efter ett antal kriterier såsom *hotstatus*, *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion*. Bedömningen görs först per havsområde och viktas därefter lokalt beroende på om ekosystemkomponenten anses ha större eller mindre betydelse i aktuellt område jämfört med resterande havsområde (figur 1).

I den fördjupade naturvärdesbedömningen identifieras **var** förvaltning av ekosystemkomponenter bör prioriteras baserat på naturvärden, det vill säga var värdekärnor och värdestrakter är lokaliserade. Platsspecifika egenskaper bedöms efter ett antal kriterier genom expertbedömning utifrån lokal kunskap om miljön (figur 1). Den fördjupade naturvärdesbedömningen utgår ifrån den grundläggande naturvärdesbedömningen genom att identifiera områden med höga koncentrationer av naturvärden kopplade till de bedömda ekosystemkomponenterna. De olika områdena bedöms därefter vidare genom analyser av till exempel *konnektivitet* (det vill säga om områdets geografiska position är fördelaktig för arters spridningsbiologi), *kvalitet/funktionalitet* och *ekologisk representativitet*. En riktad fältundersökning är önskvärd om detaljerad kunskap saknas på en plats som identifierats som sannolikt värdefull.

Exempel: I den grundläggande naturvärdesbedömningen bedöms värdet av blåstångsbiotoper i allmänhet, jämfört med andra ekosystemkomponenter, i Egentliga Östersjön och därefter i Blekinge län. I den fördjupade naturvärdesbedömningen bedöms området ”väster om Stenshamn” (inklusive blåstångsbiotopen som befinner sig där) utefter platsspecifika egenskaper såsom vilken mänsklig påverkan som sker där och vilken kvalitet områdets ekosystemkomponenter har (figur 1).

3 Läsanvisning

Som stöd till kapitlet om ramverket (kapitel 5) finns bilaga 1, 2, 3 och 4.

Bilaga 1 går igenom flödesschemat för hela ramverket (det vill säga både den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen). Det är en god idé att skriva ut bilagan så att det är lätt att följa de olika delarna i flödesschemat vartefter som rapporten beskriver dem.

Bilaga 2 ger en kort genomgång av hur biotiska ekosystemkomponenter¹ (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) kan karteras till yttäckande underlag¹. Det finns många olika sätt att göra detta. Bilagan går kort igenom hur yttäckande kartor över biotiska ekosystemkomponenter kan tas fram genom modellering utifrån fältdata. Bilagan ger också ett förslag på hur en preliminär uppskattning av biotiska ekosystemkomponenters yttäckande förekomst kan göras utifrån punktdata i avsaknad av mer avancerade metoder. Avsnitt 4.2.2 innehåller utdrag från bilaga 2 för att ge en översikt över kartering av ekosystemkomponenter. Om bilaga 2 läses behövs med andra ord inte avsnitt 4.2.2 läsas.

Bilaga 3 är en detaljerad handledning för den grundläggande naturvärdesbedömningen och det poängsystem som den vilar på. Bilagan diskuterar även utformningen av poängsystemet. Avsnitt 5.2 innehåller utdrag från Bilaga 3 för att ge en översikt av den grundläggande naturvärdesbedömningen. Om den detaljerade beskrivningen i bilaga 3 läses behövs med andra ord inte avsnitt 5.2 läsas.

Bilaga 4 ger detaljerad information om hur den grundläggande naturvärdeskartan tas fram, vilken är en länk mellan den grundläggande naturvärdesbedömningen och den fördjupade naturvärdesbedömningen i Mosaic. Den grundläggande naturvärdeskartan är det första steget vid identifiering av var naturvärden är ansamlade. Bilaga 4 redogör också för varför utformningen av kartan är så som beskrivet.

Löpande hänvisar fotnoter i kapitel 5 till vilket steg i flödesschemat avsnittet gäller samt var i diskussionen (kapitel 6) ämnet tas upp. Diskussionen fördjupar sig i olika kritiska delar inom ramverket och behöver därmed inte läsas från början till slut, utan utvalda delar går att läsa var för sig. Lika så behöver inte avsnitt 3.1 nedan om begrepp läsas från början till slut utan kan användas till stöd om läsaren vill bli påmind om vad som åsyftas med olika begrepp och fraser i rapporten.

¹ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

3.1 Begrepp

Mosaic för marin miljö använder ett antal begrepp och fraser. Nedan ger vi en kort förklaring till dessa och vad som åsyftas i rapporten. Avsnittet är inte utformat för att läsas i ett sträck, utan utvalda begrepp går att läsa var för sig vartefter läsaren vill bli påmind om vad som åsyftas.

Direkta ekosystemtjänster: Direkta ekosystemtjänster är tjänster som direkt producerar ekosystemtjänstvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad. Gränsen mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster är inte knivskarp och en och samma ekosystemtjänst kan utifrån en vara eller nytta vara en indirekt ekosystemtjänst medan för en annan vara eller nytta vara en direkt ekosystemtjänst. I rapporten åsyftas alla ekosystemtjänster som i något avseende är en direkt ekosystemtjänst. De ekosystemtjänster som räknas som direkta är försörjande, kulturella och vissa reglerande ekosystemtjänster.

Ekologisk funktion: I rapporten är *ekologisk funktion* ett av kriterierna för att bedöma naturvärden i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Kriteriet syftar till att bedöma naturvärden ur ett ekologiskt helhetsperspektiv.

Ekologisk representativitet: *Ekologisk representativitet* är ett av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen och är till för att säkerställa att så många olika biotiska ekosystemkomponenter är representerade när områden prioriteras för förvaltning. Kriteriet ska uppfyllas inom värdetrakter (vilket kan ligga till grund för till exempel val av skyddade områden).

Ekosystemkomponenter (EK): Ekosystemkomponenter kan delas in i biotiska och abiotiska komponenter som tillsammans bygger upp ett ekosystem. Biotiska ekosystemkomponenter kan till exempel vara populationer, arter, *organismgrupper*², livsmiljöer³/habitat eller biotoper. Abiotiska ekosystemkomponenter kan till exempel vara vatten, ljus, klimatregim, bottenpografi (så som trösklade vikar eller utsjöbankar), berggrund eller bottenstrat såsom hård-, grus-, sand- och mjukbottnar (läs mer om kopplingen mellan abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter under bakgrund, avsnitt 4.1).

Begreppet *fördefinierade ekosystemkomponenter* används i rapporten för att förtydliga att det rör sig om alla ekosystemkomponenter som stämmer överens med dess definition oavsett var de är placerade. Det kan röra sig om en biotop som är specificerad med hur hög dess täckningsgrad måste vara (till exempel blåmusslor med en täckningsgrad på över 50 %). Vid naturvärdesbedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter inom *rumslig* förvaltning (vilket denna rapport syftar till) är det viktigt att bedömningen utgår från vilket värde

² Med organismgrupper åsyftas både monofyletiska grupper (det vill säga när alla representanter som härstammar från en anfader är inkluderade) och parafyletiska grupper (det vill säga när alla representanter härstammar från en anfader men när inte alla av anfaderens avkommor inkluderas).

³ Inom livsmiljöer/habitat inräknas även livsmiljöer som avgränsas efter deras funktion, så som till exempel rekryteringsmiljöer för fisk och övervintringsområden för fågel.

förekomsten av en ekosystemkomponent i allmänhet bidrar med genom att finnas på en plats. Till exempel kan inte alla platser där det finns blåmusslor bli värderade efter hela värdet av att havsområdet överhuvudtaget har blåmusslor. Värderingen måste utgå ifrån vilken förlust det skulle vara om blåmusslorna på en plats försvann (genom till exempel exploatering) utifrån dagens kunskapsläge om blåmusslor. Om blåmusslor skulle minska kraftigt, skulle värdet av varje plats med blåmusslor förändras och värderingen skulle behöva göras om vid nästa förvaltningscykel.

Essentiell länk: En sträcka eller nod som är av stor vikt för en eller flera arters spridningsvägar.

Expertbedömning: Med expertbedömning avses en bedömning utförd i enlighet med bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunder eller andra regler inte kan tillämpas (Naturvårdsverket 2007a).

Gridcell: Vid naturvärdesbedömning av ett område kan landskapet delas in i ett rutnät (en grid). I den här rapporten åsyftar en gridcell arean av en ruta i detta nät. Till varje gridcell kan ett naturvärde knytas vilka kommer från hela vattenspalten inom denna ruta.

Grundläggande naturvärdeskarta: Den grundläggande naturvärdeskartan är det första steget i den fördjupade naturvärdesbedömningen och det som länkar samman den grundläggande naturvärdesbedömningen med den fördjupade. Den grundläggande naturvärdeskartan tas fram genom att väga samman de naturvärdespoäng som olika fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter fått i den grundläggande naturvärdesbedömningen med yttäckande förekomstkartor av samma ekosystemkomponenter.

Havsområde: Inom rapporten är de svenska havsområdena indelade i Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

Hotstatus: I rapporten är *hotstatus* ett av kriterierna för att bedöma naturvärden i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Kriteriet syftar till att bedöma naturvärdet utifrån om den biotiska ekosystemkomponenten är en hotad eller minskade art, population, underart, livsmiljö eller biotop. Primärt bedöms kriteriet efter nationella och internationella rödlistor. Närvaron av hotade ekosystemkomponenter kan också vara ett sätt att bedöma *kvaliteten/funktionaliteten* på en plats inom den fördjupade naturvärdesbedömning.

Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden: *Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* är ett av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen för att identifiera värdekärnor. Genom att väga samman yttäckande förekomstkartor över biotiska ekosystemkomponenter och de naturvärdespoäng som de har tilldelats (i den grundläggande naturvärdesbedömningen) till en grundläggande naturvärdeskarta (se begreppet ovan), kan platser och områden identifieras som har höga koncentrationer av ekosystemkomponenters naturvärden.

Indirekta ekosystemtjänster: Indirekta ekosystemtjänster är tjänster som inte direkt producerar ekosystemtjänstvaror eller nyttor som värderas på en marknad men som är en förutsättning för att de ekosystemtjänster som gör det ska finnas och fungera. Gränsen mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster är inte knivskarp och en och samma ekosystemtjänst kan utifrån en vara eller nytta vara en indirekt ekosystemtjänst medan den för en annan vara eller nytta kan vara en direkt ekosystemtjänst. De ekosystemtjänster som räknas som indirekta är stödjande och vissa reglerande ekosystemtjänster.

Konnektivitet: I den här rapporten åsyftar konnektivitet till i vilken grad landskapet stödjer eller hindrar arter eller individers spridning mellan lämpliga livsmiljöer. Spridningen kan vara av daglig, säsongsmässig, småskalig, storskalig eller av livshistorisk karaktär (vid behov av olika habitat vid olika livsstadier) samt av betydelse för genetiskt flöde mellan populationer. *Konnektivitet* är ett kriterium i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Målet med en god konnektivitet är att bevara naturvärden så som biologisk mångfald och ekologisk funktion.

På grund av att flertalet marina arter sprider sig långväga med strömmar föreslås att spridningsvägar används som begrepp för att beskriva konnektivitet i marin miljö. Med **spridningsvägar** avses sträckor mellan områden med fungerande spridningsbiologiska kopplingar för en eller flera arter.

Kvalitet/funktionalitet: *Kvalitet/funktionalitet* är ett av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Kriteriet avser kvaliteten eller funktionaliteten hos de ekosystemkomponenter som finns på en plats eller i ett område. Vad som åsyftas varierar beroende på vilka ekosystemkomponenter det gäller men har ofta (men inte alltid) att göra med om de är störda av mänskliga aktiviteter eller inte. Det kan till exempel vara vilken kondition organismerna har, hur funktionellt ett lekområde är, detaljerad information om biologisk mångfald på platsen eller mått på övergödning.

Känd värdefull plats: "Känd värdefull plats" är en plats som är känd för sina naturvärden eller värden ur ett ekosystemtjänstperspektiv. Det är också ett begrepp som åsyftar ett tillvägagångssätt att identifiera och peka ut värdekärnor i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Metoden används för kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet* och är till för att fånga upp detaljkunskaper som finns om platser. Det kan till exempel röra sig om en känd essentiell länk (se begreppet ovan) för en eller flera arter så som till exempel en åmynning. Det kan också vara en plats som är känd för att vara ett bra lekområde, som har hög biologisk mångfald eller som producerar ekosystemtjänster (till exempel musslor kring en fiskodling).

Livshistoriskt viktigt: I rapporten är *livshistoriskt viktigt* ett av kriterierna för att bedöma naturvärden i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Kriteriet är till för att bedöma om en ekosystemkomponent är av vikt för ett kritiskt livsstadium hos en eller flera mobila/migrerande arter (se begreppet nedan). Det kan gälla reproduktion, uppväxt, uppehåll eller födosök.

Lokal viktning: Vid regional bedömning i den grundläggande naturvärdesbedömningen görs en lokal viktning, efter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet*. Den lokala viktningen görs på den naturvärdesbedömning som en expertgrupp har gjort på fördefinierade ekosystemkomponenter per havsområde. Med andra ord viktas bedömningen av en ekosystemkomponent utförd för ett helt havsområde utefter dess betydelse i det undersökta området. Den lokala viktningen är i huvudsak tänkt att göras på länsnivå men kan också delas upp inom ett län.

Minsta bedömningsenhet: Med den minsta bedömningsenheten åsyftas den minsta arean (gridcell) som naturvärden har knutits till. Naturvärdena kommer dock från hela vattenkolumnen inom denna area. I denna rapportens exempel är den minsta bedömningsenheten 25 × 25 meter och rekommendationen är att de bör ligga mellan ca. 10 × 10 meters rutor till cirka 50 × 50 meters rutor längst kusten. Beroende på hur homogen utsjön är kan minsta bedömningsenhet där vara någon km² stor. Vidare rekommenderas att vattenkolumnen i den minsta bedömningsenheten så gott det går behandlas som ett vertikalt tvärsnitt för att minska skalproblematik. Läs mer om detta i bilaga 4.

Mobila/migrerande arter: Med mobila/migrerande arter åsyftas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, det vill säga arter vars individer rör sig mellan områden i större utsträckning.

Naturlighet, sårbarhet och utsatthet: Med analys av "naturlighet, sårbarhet och utsatthet" åsyftar rapporten till en metod för att identifiera var naturvärden är, och inte är, störda av mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer. Det vill säga analysera hur "naturligt" eller "utsatt" en plats eller ett område är för mänskliga aktiviteter som dess biotiska ekosystemkomponenter är "sårbara" för. Analysen utförs när kriteriet *kvalitet/funktionalitet* bedöms.

Nyckelfaktorer: Med nyckelfaktorer avses strukturer, funktioner och processer som upprätthåller en fungerande grön infrastruktur, det vill säga ger förutsättningar som olika biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper) behöver för sin livsmiljö och spridning.

Platsspecifik bedömning: I den fördjupade naturvärdesbedömningen görs platsspecifika bedömningar vilket åsyftar att knyta naturvärden som finns på en specifik plats. Det grundar sig på vilka biotiska ekosystemkomponenter som finns på platsen men också hur värdefullt det är att de finns just där (till exempel kan det vara extra viktigt att specifika biotiska ekosystemkomponenter finns just på en specifik geografisk position för att stödja spridning (*konnektivitet*) av arter knutna till platsens ekosystemkomponenter. Det kan också vara att de biotiska ekosystemkomponenterna på just en specifik plats är av extra hög *kvalitet/funktionalitet*.

Potentiell värdekärna: En plats eller ett område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in (läs mer om hur potentiella värdekärnor identifieras i avsnitt 5.3.1.4).

Punktdata: I denna rapport används begreppet punktdata på underlag som inte är yttäckande (se förklaring av begreppet ”yttäckande underlag” nedan). Ofta är det data som begränsas till de provpunkter som tagits i fält. Även data i form av transekter eller begränsade ytor (som till exempel används vid videoundersökningar) kallas i denna rapport för punktdata.

Värdekärna: Plats med höga naturvärden knutna till befintliga ekosystemkomponenter. Naturvärden bedöms utifrån kriterier och rumsliga sammanhang, så som biologisk mångfald, hotstatus, ekologisk funktion, kvalitet och ekosystemtjänster.

Värdetrakt: Ett sammanhängande område med höga ekologiska bevarandevärden. Värdetrakter har en högre täthet av värdekärnor än vad som finns utanför.

Värdetrakt, preliminärt avgränsad: För att kunna analysera hur vida områden lever upp till olika satta kriterier, avgränsas (på karta) värdetrakter preliminärt och justeras vartefter som kriterier analyseras.

Yttäckande kartor/underlag: Med yttäckande kartunderlag avses i denna rapport kartunderlag som har information om en ekosystemkomponents förekomst i kartans alla gridceller (finns eller finns inte).

4 Introduktion

4.1 Bakgrund

Havs- och vattenmyndigheten har gett AquaBiota Water Research i uppdrag att ta fram ett förslag på en metod för naturvärdesbedömning i marin miljö. Uppdraget inkluderar ett förankringsarbete med syfte att skapa ett nationellt samförstånd kring uppbyggnad av bedömningssystemet. Detta har resulterat i ett ramverk som kallas för Mosaic (*Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning*⁴).

Enligt rådande synsätt inom marin förvaltning ska hänsyn tas till vilken påverkan förvaltningsbeslut har på hela ekosystemen snarare än på individuella ekosystemkomponenter⁵ (Queiros m.fl. 2016). För att upprätthålla eller skapa önskvärd status hos ekosystemen krävs adaptiv förvaltning som är flexibel och kan hantera icke-linjära förändringar (Folke m.fl. 2002, 2004). Denna ekosystembaserade ansats är införlivad i ett flertal EU-direktiv, till exempel Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (hädanefter kallat vattendirektivet), Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi) (hädanefter kallat havsmiljödirektivet) och Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/89/EU av den 23 juli 2014 om upprättandet av en ram för havsplanering. Mosaic bidrar till detta holistiska synsätt genom att ramverket ger struktur för ett ekosystembaserat och adaptivt angreppssätt vilket bearbetar en stor mängd information om naturvärden i ett rumsligt perspektiv.

Genom att ramverket syftar till att identifiera områden som inom ramen för ett ekologiskt representativt och sammanhängande nätverk har, eller genom åtgärder kan få, särskild betydelse för biologisk mångfald, fungerande ekosystem och ekosystemtjänster (det vill säga marin grön infrastruktur), bidrar Mosaic till att ge nödvändiga underlag till förvaltningen vid områdesskydd eller andra bevarande- eller restaureringsåtgärder som ska medföra att nationella och internationella miljömål nås. Bland annat har Europeiska kommissionen meddelat att vägledning för att stödja utvecklingen av grön infrastruktur ska användas för att sammanlänka Natura 2000-områden bättre (Europeiska kommissionen 2017b). Mosaic, som är en vägledning för att stödja och utveckla befintlig marin grön infrastruktur, är ett lämpligt ramverk för att stödja arbetet med att just sammanlänka och identifiera de mest värdefulla områdena som bör ingå i ett nätverk av Natura 2000-områden. Vidare kan ramverket bidra genom att ge underlag till arbetet med Sveriges miljömålssystem och etappmålen:

⁴ Mosaic på engelska: *Methods for spatial, adaptive and integrative ecosystem-based assessment of conservation values.*

⁵ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

- **Ekosystemtjänster och resiliens**
Viktiga ekosystemtjänster och faktorer som påverkar deras vidmakthållande ska identifieras och systematiseras.
- **Den biologiska mångfaldens och ekosystemtjänsternas värden**
Betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster ska vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstagande, politiska avvägande och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt.
- **Skydd av marina områden**
Minst 10 procent av Sveriges marina områden ska bidra till att nå nationella och internationella mål för biologisk mångfald. Bevarandet ska ske genom reservat, andra effektiva områdesbaserade skyddsåtgärder eller miljöanpassat brukande av områden som har särskild betydelse för biologisk mångfald eller ekosystemtjänster och som är ekologiskt representativa och väl förbundna system.

(Miljömål.se)

Enligt artikel 13.4 i EU:s havsmiljödirektiv (2008/56/EG), vilket är införlivat i svensk rätt genom havsmiljöförordningen (2010:1341), ska åtgärdsprogrammet för att nå och upprätthålla god miljöstatus omfatta geografiska skyddsåtgärder för att skapa sammanhängande och representativa nätverk av marina skyddade områden. Flera av deskriptorerna i havsmiljödirektivet (2008/56/EG) relaterar till inrättandet av skyddade områden, framför allt deskriptor 1 (bevarande av biologisk mångfald) och deskriptor 6 (havsbottnens integritet). Representativa nätverk av marina livsmiljöer ska också skyddas inom de regionala konventionerna för Helcom och Ospar. Till exempel kan områden pekats ut som Natura 2000-områden i enlighet med Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, hädanefter kallat art- och habitatdirektivet. Enligt handlingsplanen för marint områdesskydd (Havs- och vattenmyndigheten 2016) är dock inte de arter och naturtyper som listas i enlighet med art- och habitatdirektivet (92/43/EEG) ensamt tillräckliga för att säkerställa ett ekologiskt representativt nätverk av skyddade områden. Havs- och vattenmyndigheten fick 2015-02-12 i uppdrag av regeringen att ta fram en handlingsplan för marint områdesskydd (M2015/711/Nm) med uppgiften att säkerställa ett ekologiskt representativt nätverk av skyddade områden. Inom ramen för havsmiljödirektivet (2008/56/EG) ges juridiskt stöd för att detta sker.

En central del i den marina förvaltningen är att identifiera vilka ekosystemkomponenter⁶ som utifrån deras värde och funktion ska prioriteras för olika former av förvaltning. För att säkerställa ekologisk representativitet bör representativitet utvärderas utifrån biotiska ekosystemkomponenter och inte abiotiska ekosystemkomponenter. Mosaic är ett ramverk som tillhandahåller ett verktyg för detta.

Biotiska ekosystemkomponenter syftar i denna rapport till populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper. Exempel på biotiska ekosystemkomponenter är övervintringsområden för alfågel, uppehållsplatser för säl, lekrområden för abborre, ålgräsängar (vanlig bandtång) och

⁶ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

blåmusselbäddar (figur 2). Exempel på abiotiska ekosystemkomponenter är klimatregim och bottensubstrat såsom hårbotten och mjukbotten.⁷

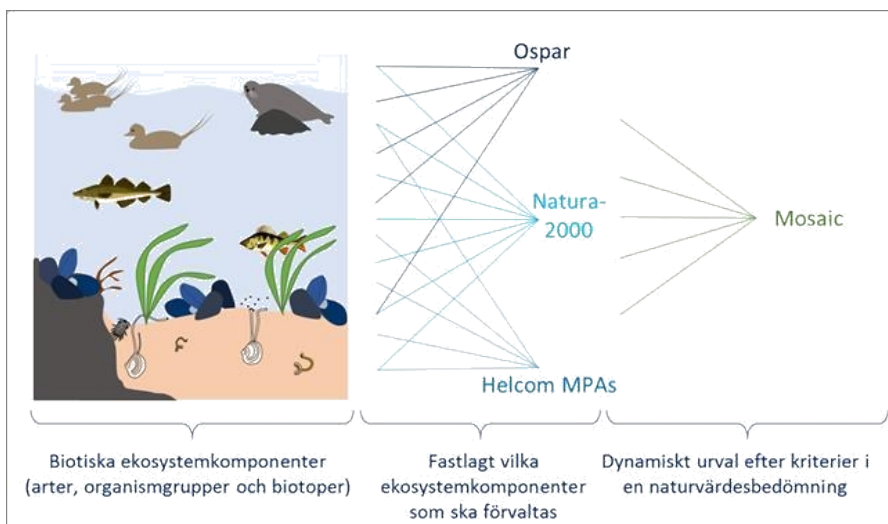
Biotiska ekosystemkomponenter kan vara mer eller mindre hårt knutna till olika abiotiska ekosystemkomponenter och ibland åsyftas även biotan i abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter. Till exempel återfinns ofta de biotiska ekosystemkomponenterna rödsträfsbiotoper och rekryteringsmiljöer för gädda och abborre i de abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenterna *förstadium till flada, flada och gloflada* i Östersjön vilka definieras genom deras tröskel ut mot havet. Tröskeln gör att vattenutbytet med omkringliggande hav begränsas vilket skapar speciella förutsättningar för biota. Förstadium till flada, flada och gloflada ingår i naturtypen laguner enligt Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 (Naturvårdsverket 2011). Syftet med att förvalta laguner är att förvalta de biotiska ekosystemkomponenter som ofta går att finna just i dessa abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter. En annan liknande abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent är grunda mjukbottnar. Det vill säga mjukbottnar inom den fotiska zonen (hur djup den fotiska zonen går varierar och kan till exempel ligga på cirka 20–30 meters djup). Inom grunda mjukbottnar är det svårare att förutse vilka biotiska ekosystemkomponenter som kommer att finnas på varje plats som räknas som grund mjukbotten och därmed är kopplingen till specifika biotiska ekosystemkomponenter svagare än för laguner.



Figur 2. En central del i den marina förvaltningen är att besluta om vilka ekosystemkomponenter som ska prioriteras i förvaltningen. Primärt gäller detta biotiska ekosystemkomponenter (arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper). Nästa steg är att prioritera var dessa ekosystemkomponenter ska förvaltas.

Urvalet av vilka ekosystemkomponenter som bör prioriteras inom förvaltningen kan göras på olika sätt. Ett sätt är att på förhand bestämma vilka ekosystemkomponenter som ska prioriteras över en större region. Ett annat sätt är att låta urvalet göras mer dynamiskt efter ett antal kriterier i en naturvärdesbedömning. Det senare alternativet kan ta större hänsyn till lokala och rumsliga aspekter (figur 3).

⁷ Läs mer om abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter i diskussionen, avsnitt 6.3.3.



Figur 3. Urvalet av vilka ekosystemkomponenter som ska prioriteras inom förvaltningen kan göras på olika sätt. Ekosystemkomponenter kan både vara abiotiska (till exempel klimatregimer och bottensubstrat) och biotiska (arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper). Urvalet kan till exempel göras genom att fastlägga vilka ekosystemkomponenter som ska förvaltas eller genom att de väljs efter ett antalkriterier i en naturvärdesbedömning. Det senare alternativet ger ökad flexibilitet till lokala och rumsliga aspekter.

4.1.1 Vad är Mosaic?

I denna rapport presenteras Mosaic för marin miljö, version 1. Mosaic är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (figur 1). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.

Det här är en första version av Mosaic för marin miljö och tanken är att ramverket kommer utvecklas och kontinuerligt anpassas vartefter som det används.

Struktur och uppställning av ramverk kring naturvärdesbedömningar och arbete med grön infrastruktur kan i många delar läggas upp på liknade vis oavsett om ramverket ska användas i terrester, limnisk eller marin miljö. Men eftersom det finns karaktärsdrag som skiljer miljöerna åt bör de också vara anpassade efter vilken miljö de ska användas i. Anpassning kan till exempel behöva göras efter skillnader i ekosystemens dynamik och hur kunskap inhämtas från miljöerna (beroende på möjligheter och förvaltningstradition). Ett exempel på skillnader i miljöerna som kan påverka ramverks utformning är de olika miljöernas förutsättningar för konnektivitet⁸. I limnisk miljö är många arter och individer helt begränsade av hur sjöar och vattendrag är

⁸ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

sammanlänkade, vilken färdriktning vattnet rinner i och vad fallhöjden är. Även om många arter i marin miljö är påverkade av hur strömmarna går påverkar fysiska barriärer generellt sätt konnektivitet mindre än i limnisk miljö. I marin miljö påverkar dock till exempel salthalten starkt vilka arter som förekommer i ett område.

4.1.2 Avgränsningar

Mosaic för marin miljö, version 1, är ett försök att göra ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, från ett landskaps perspektiv över den marina gröna infrastrukturen till platspecifika bedömningar och identifieringar av värdekärnor, potentiella värdekärnor och värdestråk. Även om många känsliga avvägningar för ramverkets utformning har bearbetats i flera parallellt pågående projekt kommer aspekter komma fram som gör att ramverket behöver justeras vartefter det testas och används. För några delar inom ramverket saknas i dagsläget riktlinjer för lämpliga metoder (se nedan). Genom att publicera det i sin nuvarande utformning kommer förhoppningsvis kommentarer in för fortsatt utveckling av ramverket.

Det är viktigt att understryka att Mosaic endast är ett verktyg för prioriteringsbedömning av ekosystemkomponenter samt av platser och områden utifrån naturvärden i ett rumsligt landskapsperspektiv. Ramverket bedömer inte det "fulla naturvärdet" av varken ekosystemkomponenter eller platser. Till exempel bedömer Mosaic inte hur stor förlusten skulle vara om en ekosystemkomponent försvann från ett helt havsområde, inte heller hur stor förlusten skulle vara i helhet om naturen från en plats eller ett område försvann. Alla bedömningar syftar till att efter rådande kunskap om dagens tillstånd i miljön avgöra vilka ekosystemkomponenter, på vilka platser och i vilka områden, som borde prioriteras på grund av sina naturvärden. Det är också viktigt att understryka att poäng ges till förhöjda och framträdande naturvärden. För att bedömningssystemet ska vara hanterbart, överblickbart och reviderbart behöver de första bedömningarna av ekosystemkomponenter göras med ett enkelt och grovt poängsystem.

4.1.2.1 Utvecklingsdelar inom ramverket

Syftet med ramverket Mosaic är att det ska utvecklas och anpassas kontinuerligt. De delar som är särskilt intressanta att utveckla (men inte nödvändiga för att kunna börja använda ramverket) är:

- Ett webbaserat IT-stöd.
- Grundläggande naturvärdesbedömning per havsområde av en expertgrupp. Dock är ett första utkast på bedömningar av biotiska ekosystemkomponenter sammanställt vilka är framtagna av enstaka experter för att fungera som en utgångspunkt när expertgrupperna samlas.
- Ett färdigutvecklat och testat förslag om hur punktdata översätts till yttäckande information över biotiska ekosystemkomponenters förekomst (i de fall resurser saknas för att mer grundliga analyser av yttäckande förekomster utförs, så som modellering).
- Förslag på hur osäkerheter i kartunderlag redovisas.

- Riktlinjer för redovisning av vilka ekosystemkomponenter som finns och inte finns med i den grundläggande naturvärdeskartan. Det vill säga en gap-analys för att visa vad som har saknats när naturvärdeskartan tagits fram.
- Riktlinjer för hur kriteriet *konnektivitet*⁹ bedöms och analyseras.
- Utförlig uppställning och utformning av känslighetsmatris mellan mänskliga aktiviteter/påverkanstryck och biotiska ekosystemkomponenter, det vill säga utforma matrisens struktur, vad som ska specificeras i matrisen och hur dess information ska användas och sammanställas vid rumsliga analyser.
- Bedömning och sammanställning av olika biotiska ekosystemkomponenters känslighet mot olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck (det vill säga fylla i känslighetsmatrisen med bedömningar).
- System för hantering och registrering av osäkerheter i bedömningar (både för naturvärdesbedömningar och bedömningar av ekosystemkomponenters känslighet mot olika mänskliga aktiviteter/påverkanstryck).
- Sammanställning och beskrivning över bra provtagningsmetoder för att verifiera/undersöka kriterierna i fält.

Syftet är att flera av dessa pusselbitar ska komma på plats. En systematisk arbetsplan är under utformning där till exempel IT-stödet ska bli färdigt 2018 men där riktlinjer för analys av konnektivitet troligtvis kommer dröja ytterligare en tid.

4.1.3 Förankringsarbetet

Ett förankringsarbete kring riktlinjerna för ramverket har skett under våren 2016 genom regionala samrådsmöten¹⁰ i Umeå, Stockholm, Göteborg, Malmö och Karlskrona samt via spridning av inspelade föreläsningar. En referensgrupp bestående av personer från Havs- och vattenmyndigheten har följt ramverkets uppbyggnad. Följande enheter har varit representerade av en eller flera personer: Enheten för forskning och miljömål, Enheten för miljöövervakning, Enheten för biologisk mångfald, Enheten för havsplanering och maritima frågor, Enheten för miljöprovning och miljötillsyn, Havs- och vattenmiljöenheten samt Enheten för fiskereglering. Dessa enheter ligger på Kunskapsavdelningen, Avdelningen för havs- och vattenförvaltning samt Avdelningen för fiskförvaltning. I referensgruppen har också två representanter för ArtDatabanken varit med, Mona Naeslund och Christina Halling, samt två representanter för länsstyrelserna, Maria Kilnäs för Västra Götaland och Johnny Berglund från Västerbotten (vilka båda har följt, testat och kommenterat ramverket med stöd av egna pilotstudier under stora delar av utvecklingen). En sista bearbetning av ramverket inför remissbehandling har

⁹ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

¹⁰ Inbjudan till samrådsmötena gick ut till drygt 700 mottagare vilka bestod av representanter för länsstyrelser, kommuner, universitet, institut, myndigheter, konsulter m.fl. På samrådsmötena deltog 63 personer från 10 länsstyrelser, 10 kommuner, 9 konsultfirmor (AquaBiota exkluderat), 2 universitet (ArtDatabanken/SLU och Umeå marina forskningscentrum), 2 svenska nationella myndigheter (HaV och SGU) och ett finskt statligt affärsverk (Forststyrelsen).

gjorts efter diskussioner med Ingemar Andersson, Anna Karlsson, Jan Schmidtbauer Crona (Havs- och vattenmyndigheten), Christina Halling (ArtDatabanken) samt Maria Kilnäs och Johnny Berglund (länsstyrelserna).

4.1.4 Tidigare och samtida arbeten

Flertalet av kriterierna i denna rapport är internationellt vedertagna (IUCN 1991) och går bland annat att hitta i Naturvårdsverkets vägledning vid skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007b), biodiversitetskonventionens (UN Convention on Biological Diversity; CBD) riktlinjer för prioritering av områdesskydd i utsjömiljöer (CBD 2008), arbetet med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Deltares 2015 och referenser däri) och Ekologigruppens förstudie om metoder för bedömning av naturvärden i marina områden (Schreiber och Haglund 2013).¹¹

Genom att en expertgrupp¹², med stöd av rådande vetenskapliga underlag, *först* bedömer värdet på *fördefinierade* biotiska ekosystemkomponenter (art, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) för ett havsområde har Mosaic en annan utgångspunkt än ovan nämnda rapporter vilka gör en platsspecifik naturvärdesbedömning direkt. Inom Mosaic görs en platsspecifik naturvärdesbedömning *efter* det att en expertgrupp har bedömt värdet på fördefinierade ekosystemkomponenter. Tillvägagångssättet i Mosaic gör att utgångspunkten för naturvärdesbedömningen är mindre subjektiv och mer jämförbar mellan olika områden och platser inom ett havsområde.

Några för Mosaic centrala projekt som tidigare arbetat med naturvärdesbedömning är Marinbiologisk kartläggning och naturvärdesbedömning av svenska högarna (Isæus m.fl. 2007), Utsjöbanksinventeringen (Naturvårdsverket 2010), Marin modellering i Östergötland (Carlström m.fl. 2010), Superb (Wikström m.fl. 2013) och Marmoni (Fyhr m.fl. 2015). De två senare projekten har bedömt fördefinierade ekosystemkomponenter i likhet med det Mosaic gör i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

Pilotstudier och finjusteringar av Mosaic har utförts i samarbete med länsstyrelserna i Västra Götaland (Kilnäs 2016) och Västerbotten (Berglund m.fl. 2016) vilka har testat ramverket.

Flera parallella projekt som har pågått eller fortfarande pågår i skrivande stund, har bidragit till utformandet av Mosaic. Primärt är dessa:

¹¹ Se Tabell 6 för jämförelse mellan valda kriterier och kriterier utpekade av CBD (CBD 2008), arbete med sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; Deltares 2015) och i Naturvårdsverkets vägledning vid skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007b).

¹² I en expertgrupp bör experter ingå med djupkunskap på olika organismgrupper, hela havsområdets ekosystem samt experter med regionala/lokal kännedom. Några representanter bör vara med i alla havsområdenas expertgrupper för att försäkra likvärdiga bedömningar.

- forskningsprojektet Imagine (Inverkan av alternativa förvaltningsstrategier på marin grön infrastruktur; ett samarbete mellan AquaBiota, Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet kustlaboratoriet och Stockholms universitet) finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget,
- ett projekt om interkommunal översiktsplanering/marin grön infrastruktur för havet i Blekinge som AquaBiota utför på uppdrag av Länsstyrelsen i Blekinge län (särskilt åtgärdsprojekt från anslag 1:12, Havs- och vattenmyndigheten dnr 3311-15),
- samt ett projekt AquaBiota utför på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten som går ut på att ta fram ett första utkast på listor över ekosystemkomponenter och marina naturvärden som de representerar (från anslag 1:2, Havs- och vattenmyndigheten dnr. 3985-13).

Pilotstudier för att testa och utvärdera ramverket Mosaic har utförts i Hanöbukten och Blekinge län, Stockholms län, Södermanlands län, Västra Götalands län och Kosterhavet samt Västerbottens län. Den grundläggande naturvärdesbedömningen har prövats för i princip alla ekosystemkomponenter som bygger på de arter eller artgrupper som rapporterats till Shark för Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön samt för flertalet i Västerhavet.

4.2 Förutsättningar för förvaltning till havs

För att åstadkomma ett funktionellt och ekosystembaserat angreppssätt vid olika former av marin rumslig förvaltning behövs hänsyn tas till den rumsliga utbredningen och komplexiteten hos marina ekosystem, vilket kräver betydande mängder data (Borja m.fl. 2016). Kunskapsläget och datatillgången när det gäller marin miljö är dock *generellt sämre än* för terrester (Hendriks m.fl. 2006; Verfaillie m.fl. 2009; Robinson 2011) och provtagningen är ofta kostsam (Nyström Sandman m.fl. 2012). Även om undersökningsmetoderna utvecklas finns det fortfarande ett stort behov av att utveckla kostnadseffektiva metoder för kartering och övervakning (Borja m.fl. 2016). Även om havsmiljön är sammanlänkad kan lokal påverkan ha stor betydelse vilket vidare stödjer vikten av det rumsliga perspektivet på både ekosystemkomponenter och påverkan. I en global studie på kelp såg Krumhansl m.fl. (2016) att det snarare är lokal påverkan än globala processer som styr kelpens utbredning.

Att undersöka havet och försöka få en överblick över den marina miljön kan jämföras med hur det skulle vara att undersöka land från en luftballong i tjock dimma. På enstaka platser går ballongen ner och undersöker miljön men för det mesta glider luftballongen bara över utan att upptäcka vad som finns under den. Ibland kanske en kratta eller en håv kan halas ner men stora områden förblir obesökta både i tid och rum. Med andra ord är det väldigt svårt att veta vad som finns var, var det inte finns, hur mycket av det som finns och framförallt, vilken funktion och betydelse det har. Det finns flera studier på vad som finns var i ett geografiskt perspektiv (se till exempel Méléder m.fl. 2007; Bekkby m.fl. 2008; 2009; Sandman m.fl. 2008; Florin m.fl. 2009; Soldal m.fl. 2009; Sundblad m.fl. 2009; Bučas m.fl. 2013), men vi vet ofta inte vad det är

som begränsar en arts förekomst och utbredning. Är det salthalt, substrat, lekområden med hög kvalitet eller födan i ett visst livsstadium?

4.2.1 Svårt att objektivt bedöma värdet på ett område

För att värdera ett område behöver det jämföras med andra områden, från större regional skala till lokal skala. På grund av svårigheten att få en överblick över den marina miljön är det svårt för en ensam inventerare att göra en objektiv bedömning av naturvärdena på en plats eftersom dessa är avhängiga omkringliggande miljö (lokalt till globalt). Bedömningarna blir lätt subjektiva och svåra att jämföra med andra områden och bedömningar. Genom att låta en större grupp experter göra den första bedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter, med stöd av rådande vetenskapliga underlag, kan subjektiviteten i bedömningarna minska och naturvärdesbedömda områden bli möjliga att jämföra.

4.2.2 Kartering av ekosystemkomponenter

Bilaga 2 ger en kort genomgång av hur biotiska ekosystemkomponenter¹³ kan karteras till yttäckande underlag¹³ genom modellering utifrån fältdata. Bilagan ger också ett förslag på hur en preliminär uppskattning av biotiska ekosystemkomponenters yttäckande förekomst kan göras utifrån punktdata i avsaknad av mer avancerade metoder. Detta kapitel innehåller utdrag från bilaga 2. Om bilaga 2 läses kan detta avsnitt 4.2.2 förbises.

För att ekosystemkomponenter ska kunna användas som underlag till rumslig förvaltning krävs att deras utbredning karteras. Om denna kartering är bristfällig finns risk att områden med stora okända naturvärden förbises samt att de områden där information finns överskattas vid prioritering av områden. Eftersom vi inte rör oss i den marina miljön på samma sätt som vi gör på land är det svårare att ta fram yttäckande kartor över var biotiska ekosystemkomponenter finns och inte finns.

Om endast punktdata¹³ används för att kartera var olika ekosystemkomponenter finns är det för det mesta mycket svårt att göra en korrekt jämförelse mellan områden, särskilt om områden som har inventerats med olika metoder som fångar upp/exkluderar olika organismer/-grupper. Till exempel är det mycket olämpligt att jämföra två vikar med varandra där den ena har undersökts med dyktransekter (vilket i huvudsak inventerar fastsittande biota) medan den andra endast har inventerats med hänsyn till förekomst av fisk. Det föreligger också många svårigheter med att till exempel jämföra en vik som inventerats med dyktransekter med en vik som inventerats med undervattensvideo även om båda i huvudsak är bra för att inventera fastsittande biota. Detta beror bland annat på att metoderna inte fångar upp samma taxonomiska detaljeringsgrad och att storleken på den inventerade ytan ofta skiljer sig åt vilket kan påverka antalet upptäckta taxa. Det är också problematiskt att jämföra vikar som undersökts med samma metod om inventeringsansträngningarna eller den taxonomiska kunskapen hos inventerarna skiljer sig åt. Dock finns det standardiserade metoder som

¹³ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

minimerar dessa problem och därmed är lämpliga för att jämföra olika områden (så som vikar) med varandra.

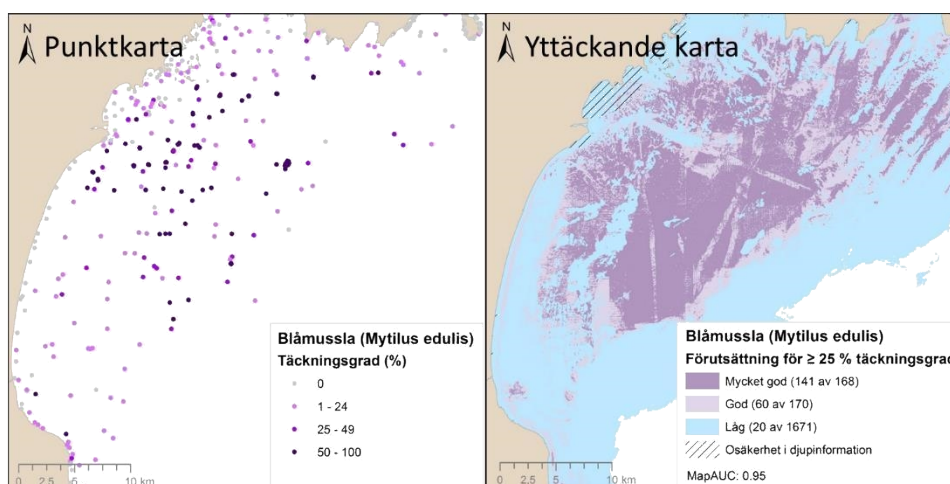
Inom arbete med havsmiljödirektivet (2008/56/EG) stärks vikten av yttäckande underlag då majoriteten av deskriptorernas kriterier för god miljöstatus numer ska mätas i enhet av kvadratkilometer (km²) enligt kommissionens beslut (EU) 2017/848 av den 17 maj 2017 om fastställande av kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, specifikationer och standardiserade metoder för övervakning och bedömning och om upphävande av beslut 2010/477/EU med beaktande av havsmiljödirektivet(2008/56/EG).

Trots bristen på goda yttäckande underlag i svenska marina områden är Mosaic utformat med utgångspunkt att fler yttäckande underlag ska komma på plats. Detta för att verka för att nationella och internationella åtaganden och miljömål nås i takt med att biologiska ekosystemkomponenter kartteras yttäckande i Sveriges marina områden.

Om få yttäckande kartunderlag finns bör man vara mycket försiktig med att bedöma områdets värden eftersom okända men värdefulla områden kan prioriteras ner till förmån för kända områden.

Yttäckande kartor¹⁴ över ekosystemkomponenters förekomst kan tas fram med olika metoder. Till exempel kan punktdata tillsammans med miljövariabler som stöd (så som djup, exponeringsgrad, salthalt och bottensubstrat) användas för att modellera fram förekomst eller abundans av ekosystemkomponenter (se till exempel Nyström Sandman m.fl. 2013; Wijkmark m.fl. 2015; se bilaga 2 för mer information om kartering av biotiska ekosystemkomponenter). De modellerade kartorna över förekomst av olika biotiska ekosystemkomponenter blir inte lika säkra som om varenda kvadratmeter skulle undersökas med en mängd olika inventeringsmetoder, men ger en bild av den marina miljön som annars är mycket svår att få. Vidare kan de modellerade kartorna peka ut vilka områden som är intressanta att undersöka närmare på grund av att de troligen har höga naturvärden – områden som annars kanske skulle förbigås. Eftersom de modellerade kartorna även innehåller information om var en biotisk ekosystemkomponent är mindre trolig att hittas (vilket tyvärr punktdata många gånger saknar) ger det information om hur vanligt förekommande den biotiska ekosystemkomponenten är – information som är viktig om eventuellt skydd av ekosystemkomponenten ska utredas. Vidare är yttäckande kartor överlägsna när det gäller att utreda *var* skydd av den biotiska ekosystemkomponenten bör förläggas (figur 4).

¹⁴ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.



Information i punkter
av förekomst (100 % säkerhet) och
icke förekomst

Yttäckande information
förekomst och icke förekomst
(95 % säkerhet)

Figur 4. Två olika kartor över blåmussla i västra Hålsöbukten. Den vänstra kartan visar punktdata från undersökningar med undervattenskamera och dyktransekt. Kartan till höger visar en modellerad yttäckande karta över var det är mycket goda förutsättningar för blåmusselbäddar. Modellen har utgått från samma punktdata som visas i den vänstra kartan men har med hjälp av statistisk modellering och information om miljövariabler (så som djup, exponeringsgrad, salthalt och substrat) fått ut mer information av hur utbredningen och förekomsten av blåmusslorna troligen ser ut. Den modellerade kartan till höger har externvaliderats.

För vissa ekosystemkomponenter kan punktdata som är användbart för modellering saknas. Om relativt mycket punktdata finns på ekosystemkomponenternas förekomst kan dessa ändå vara önskvärda att inkludera i de delar av Mosaic som baseras på yttäckande kartunderlag. I väntan på att bättre underlag finns att tillgå kan punktdata då med försiktighet användas för att uppskatta yttäckande förekomster utan att genomgå modellering. Bilaga 2 ger förslag på hur detta kan behandlas till dess att välmodellerade yttäckande kartunderlag finns. Om det endast finns ett fåtal kända förekomster finns av en ekosystemkomponent, som både är ovanlig och bedöms som särskilt värdefull, ska denna fångas upp via kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”kända värdefulla platser”¹⁵.

Om biotiska ekosystemkomponenter inte finns som yttäckande kartunderlag kan det finnas anledning till att använda abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter, som till exempel grunda vikar med låg vågexponering. Eftersom det är biotiska ekosystemkomponenter som för med sig naturvärden och är dem som vi önskar skydda från negativ mänsklig påverkan, är det dock viktigt att de abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenterna har en tydlig koppling till specifika biotiska ekosystemkomponenter i jämförelse med omkringliggande miljö. Att kopplingen är stark mellan den abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenten och specifika biotiska ekosystemkomponenter är viktigt dels för att vi ska kunna veta vad den abiotiska ekosystemkomponenten oftast är känslig mot (olika biotiska ekosystemkomponenter är ofta känsliga mot olika mänskliga

¹⁵ Kända värdefulla platser inom kriteriet *kvalitet/funktionalitet* beskrivs i avsnitt 5.3.1.3.

påverkansfaktorer) och vilka biotiska ekosystemkomponenter som blir hotade vid påverkan på den abiotiska ekosystemkomponenten. Då en stark koppling inte alltid finns mellan en abiotiskt avgränsad ekosystemkomponent och biotiska ekosystemkomponenter (Näslund 2013) är det svårt att veta vilka biotiska ekosystemkomponenter som blir utsatta vid påverkan på den abiotiska ekosystemkomponenten och därför bör biotiska ekosystemkomponenter användas så långt det är möjligt.

4.3 Mål och syfte

Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav.

Som nämnt i avsnitt 4.2 är det svårt att få en överblick över den marina miljön och därmed göra en korrekt naturvärdesbedömning. Bedömningar blir lätt subjektiva på grund av svårigheterna för en inventerare att bedöma en plats eller ett områdes värde med hänsyn till omgivningen. För att kunna bedöma vilka platser och områden som bör prioriteras inom förvaltningen på grund av sina naturvärden är landskapsperspektivet av stor vikt. Därför behövs det ett ramverk som inhämtar och tillgängliggör så mycket kunskap om den marina miljön som möjligt; ett ramverk som ger förutsättningar för mer ”objektiva” bedömningar (det vill säga mindre subjektiva bedömningar); ett ramverk som är nationellt harmoniserat och som möjliggör överblick och jämförelse mellan bedömningar. Ekosystem är dock komplexa och förändras över tid. Ny kunskap är ständigt inhämtad och därför behövs ett adaptivt ramverk. Vidare varierar ekosystemets komponenter, funktioner och processer rumsligt. Ramverket bör därför också kunna fånga upp ekosystemens rumsliga komplexitet.

För att nå syftet med ramverket har ett antal mål satts upp (se figur 1 eller figur 5, avsnitt 5.1). Målen för ramverket är att *det ska vara*¹⁶:

- **Ekosystembaserat** ramverket ska kunna ta hänsyn till ekosystemets komplexa strukturer, funktioner och mekanismer och hantera ekosystemets rumsliga såväl som tidsmässiga variation. Det ska också ge möjlighet till god förvaltning givet denna variation. Förekomsten av biotiska ekosystemkomponenter och mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer är platsspecifika (Douvere 2008). För att kunna göra en korrekt och rättvis bedömning behöver ramverket eftersträva ett holistiskt angreppssätt där till exempel yttäckande underlag¹⁷ används så långt som möjligt för att närma sig en helhetsbild av ekosystemet och minimera risken att områden med stora okända naturvärden förbises samt att de områden där information finns överskattas vid prioritering av områden. Vidare bör ramverket ta hänsyn till olika former av naturvärden (till exempel inte bara *hotstatus* utan även till *ekologisk funktion* och platsspecifika värden) och till global och lokal skala.
- **”Objektivt”/samsyn och nationellt harmoniserat** ramverket bör vara så objektivt som möjligt så att subjektiva bedömningar

¹⁶ Läs mer om ramverkets strukturer för att nå uppsatta mål i diskussionen avsnitt 6.1.

¹⁷ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

minimeras. Samsyn bör eftersträvas mellan lokala, nationella och om möjligt även globala experter. Bedömningarna bör vara nationellt harmoniserade så att områden inom större geografiska regioner kan jämföras med varandra. Enkla stödfunktioner inom och runt ramverket ska verka för att ny (eller av expertgruppen tidigare okänd) kunskap lätt kan lämnas och fångas upp inför revideringar av bedömningarna.

- **Transparent och överblickbar** Bedömningarna bör vara transparenta, överblickbara och jämförbara för att underlätta diskussioner hos en bred grupp av experter och intressenter. Genom att inte bara främja transparenta bedömningar utan även överblickbara och jämförbara bedömningar möjliggörs insyn i hur avvägningar mellan olika bedömningar har gjorts.
- **Adaptivt/lätt att revidera** Ramverket bör vara adaptivt, det vill säga bedömningarna ska vara enkla att revidera, av två orsaker:
 - Dels för att den marina miljön förändras med tiden och för att ramverket ska vara ekosystembaserat måste bedömningarna kunna följa dessa förändringar. Till exempel kan en art som tidigare inte varit hotad bli det.
 - Den andra anledningen är att vår kunskap om den marina miljön är bristfällig, vi vet ofta inte vad som är de huvudsakligt begränsande faktorerna för en populations fortlevnad. Är det till exempel lekstråk eller är det födan i ett visst livsstadium? På grund av detta ska bedömningarna vara lätta att revidera när ny kunskap erhålls.
- **Fördjupade rumsliga analyser.** För att ramverket ska kunna vara ekosystembaserat och ta hänsyn till ekosystemens komplexa strukturer, funktioner och mekanismer vilka varierar rumsligt bör Mosaic fånga upp rumsliga variationer av naturvärden och inkorporera mer komplexa rumsliga analyser av till exempel *konnektivitet*¹⁸. Detta trots svårigheten att få jämna kunskapsunderlag, geografiskt och mellan arter. På grund av svårigheterna med jämna kunskapsunderlag bör det vara tydligt när bedömningen baseras på mer ojämna underlag och när det inte gör det.
- **Detaljkunskap om specifika platser** Utöver att ramverket ska kunna ta hänsyn till de något grövre yttäckande kunskapen om rumslig variation av naturvärden ska även detaljkunskaper om specifika platser kunna vägas in i ramverket även om denna detaljkunskap inte är möjlig att införskaffa för hela det marina området. Anledningen är att det är viktigt att inte tappa bort detaljkunskaper vilka är betydelsefulla för ekosystemet även om de inte går att ha yttäckande kunskap. Detta måste dock avvägas mot vikten att en helhetsbild av ekosystemet är utgångspunkten vilken minimera risken att fel områden prioriteras endast på grund av att hög detaljkunskaper finns på enstaka platser och inte på grund av att de är de viktigaste områdena att prioritera. Så igen: på grund av svårigheterna med jämna kunskapsunderlag, både geografiskt och mellan arter, bör det vara tydligt när bedömningen baseras på mer ojämna underlag och när det inte gör det.

¹⁸ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

- **Lätt och effektivt i fält** För att inhämta kunskap om den marina miljön är fältundersökningar helt centralt både för att lägga grunden och för att verifiera analyser. Dock är fältundersökningar i marin miljö mycket resurskrävande. Syftet med en fältundersökning kan variera och en öppenhet för undersökningsmetod bör finnas. Men så långt som möjligt bör fältundersökningarna främja jämförbarhet mellan undersökningar samt att de inte är för komplicerade för att sänka kostnaderna.

Andra adaptiva ramverk för bedömning relaterade till förvaltning av marina ekosystem har liknande kriterier. Till exempel ramverk för val av indikatorer till havsmiljödirektivet (2008/56/EG) (Queiros m.fl. 2016) och ramverk för integrerad statusbedömning av marin miljö (Borja m.fl. 2016) listar transparens, objektivitet och repeterbarhet som de viktigaste kriterierna.

Remiss

5 Ramverket

5.1 Överblick

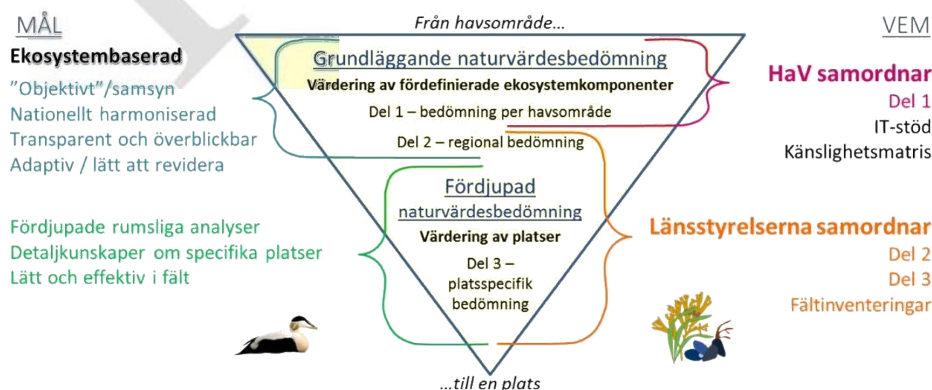
För att ramverket Mosaic ska uppnå målen så gott det går har naturvärdesbedömningen delats in i en grundläggande naturvärdesbedömning och en fördjupad naturvärdesbedömning (figur 5).

Den grundläggande naturvärdesbedömningen ger vägledning till **vad**, det vill säga vilka ekosystemkomponenter som förvaltningen bör prioritera i den marina miljön på grund av naturvärden. Den fördjupade naturvärdesbedömningen ger vägledning till **var** någonstans förvaltning av den marina miljön bör prioriteras på grund av naturvärden. För att ge ett exempel: i den grundläggande naturvärdesbedömningen värderas blåstångsbiotoper i allmänhet, först för ett havsområde och därefter för ett län (definierad med till exempel $\geq 25\%$ täckningsgrad). I den fördjupade naturvärdesbedömningen bedöms området ”väster om Stenshamn”, inklusive blåstångsbiotopen som finns där (figur 1).

Som tidigare nämnt grundar sig de flesta kriterierna både i den grundläggande och den fördjupade naturvärdesbedömningen på internationellt vedertagna kriterier (IUCN 1991). I Mosaic har kriterier delats upp mellan de olika delarna och stegen efter vad som är praktiskt möjligt med tanke på förutsättningarna för förvaltning i marin miljö och för att försöka nå de uppsatta målen och därmed underlätta för en ekosystembaserad adaptiv förvaltning.

Bedömningarna inom ramverket (samt vid behov också själva utformandet av ramverket) ska revideras med en cyklisk periodicitet. Vilken periodicitet denna cykel ska ha är dock ännu inte fastlagt *men det skulle till exempel kunna röra sig om en 6-årscykel*.

I bilaga 1 redovisas arbetsgången steg för steg genom ett flödesschema för både den grundläggande och fördjupade naturvärdesbedömningen i Mosaic.



Figur 5. Naturvärdesbedömningen i Mosaic är uppdelad på en grundläggande och en fördjupad naturvärdesbedömning. Bedömningen görs i de första stegen per havsområde på fördefinierade ekosystemkomponenter, för att i de sista stegen bedömas utifrån varje specifik plats. Det övergripande målet med systemet är att möjliggöra ekosystembaserad adaptiv förvaltning. Den grundläggande naturvärdesbedömningen är uppbyggd på ett

sådant sätt att det ska: främja en så "objektiv" bedömning som möjligt (det vill säga utgår från en nationell samsyn snarare än en persons subjektiva bedömning), vara nationellt harmoniserad, transparent och överblickbar samt lätt att revidera. Den fördjupade naturvärdesbedömningen innefattar djupare rumsliga analyser och detaljkunskaper om specifika platser för att ge utrymme åt mer komplexa rumsliga variationer av naturvärden. Utan att göra för stort avkall på överblickbarhet ska hela bedömningen så gott det går följa ekologiska mekanismer. Till höger i figuren föreslås vem som ansvarar för de olika stegen.

5.1.1 Ansvarsfördelning

Nedan redovisas ansvarsfördelningen som föreslås för ramverket (figur 5).

Havs- och vattenmyndigheten föreslås ansvara för:

- samordningen av Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen, det vill säga bedömning av fördefinierade ekosystemkomponenter per havsområde av en expertgrupp samt rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen
- ett web-baserat IT-stöd för att bistå naturvärdesbedömning efter ramverket Mosaic, samt
- att ta fram en känslighetsmatris mellan biotiska ekosystemkomponenter och mänskliga påverkansfaktorer för att bistå bedömningen i den fördjupade naturvärdesbedömningen

Respektive länsstyrelse föreslås ansvara för:

- samordning av Del 2 i den grundläggande naturvärdesbedömningen, det vill säga regional bedömning av en lokal viktning (det står varje länsstyrelse fritt att göra en lokal viktning per ekosystemkomponent för hela länet eller att dela upp det i mindre områden ifall förutsättningarna skiljer sig åt) samt fatta beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen¹⁹.
- samordningen av Del 3 i den fördjupade naturvärdesbedömningen, det vill säga värdering av platser efter platsspecifika värden vilket inkluderar fältinventeringar.

5.2 Grundläggande naturvärdesbedömning

Bilaga 3 är en detaljerad handledning för den grundläggande naturvärdesbedömningen och går igenom metoden steg för steg. Bilagan diskuterar även utformningen av poängsystemet. Detta kapitel innehåller utdrag från bilaga 3 för att ge en översikt av den grundläggande naturvärdesbedömningen. Om den detaljerade beskrivningen i bilaga 3 läses kan detta avsnitt 5.2 förbises.

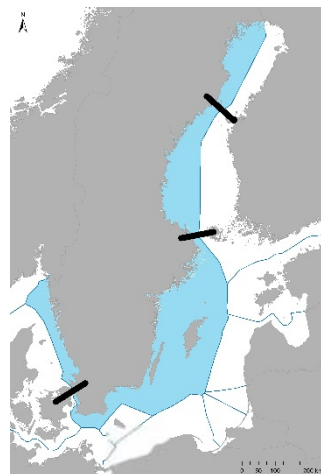
Den grundläggande naturvärdesbedömningen ger vägledning till vilka ekosystemkomponenter i den marina miljön som förvaltningen bör prioritera baserat på deras naturvärde (figur 1). Fördefinierade biotiska

¹⁹ Läs om vilka beslut som åsyftas i avsnitt 5.2.2.2.

ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper)²⁰ värderas genom ett poängsystem.

Ekosystemkomponenterna får poäng om de representerar olika ekologiska/biologiska värden och ekosystemtjänster efter ett antal kriterier. Dessa kriterier är beskrivna nedan. Bedömningen görs först per havsområde (figur 6) av en expertgrupp²¹ med stöd av vetenskaplig litteratur (Del 1). Därefter viktas bedömningarna lokalt beroende på om ekosystemkomponenten anses ha större eller mindre betydelse i aktuellt område jämfört med resterande havsområde (Del 2). Poängen, det vill säga bedömningarna, ska redovisas digitalt på en hemsida genom IT-stödet för att vara lätta att jämföra och för att främja en allmän diskussion (figur 7).

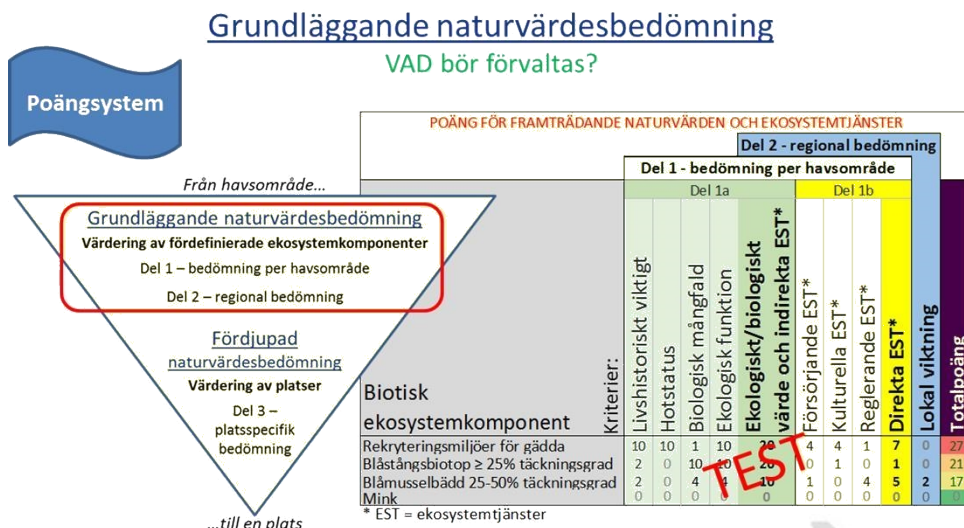
Ekosystemkomponenterna värderas efter ett semikvantitativt och icke-monetärt poängsystem, det vill säga värdena uttrycks i en poängskala (Naturvårdsverket 2015). Poängen ska inte översättas till pengar och inte heller likställas med dess fulla naturvärde utan är en hjälp vid prioritering av ekosystemkomponenter inom rumslig förvaltning efter rådande kunskap om det marina miljötillståndet. Förändras tillståndet i miljön, ska också värderingen förändras, och därmed också prioriteringen av vad som ska förvaltas.



Figur 6. Figuren visar hur de olika svenska havsområdena (i blått) är uppdelade vid bedömning av Del 1 i Mosaic. Havsområdena är från norr Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

²⁰ Läs mer om fördefiniering av ekosystemkomponenter och om de kan jämföras med varandra i diskussionen i avsnitt 6.3.4.

²¹ I en expertgrupp bör experter ingå med djupkunskap på olika organismgrupper, hela havsområdets ekosystem samt experter med regionala/lokal kännedom. Några representanter bör vara med i alla havsområdenas expertgrupper för att försäkra likvärdiga bedömningar.



Figur 7. Överblick över den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaicför marin miljö. I den grundläggande naturvärdesbedömningen värderas fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter för att identifiera **vad** som bör prioriteras inom rumslig förvaltning baserat på deras naturvärden efter ett antal kriterier med hjälp av ett poängsystem. I det gröna fältet bedöms ekologisk/biologiska värden och indirekta ekosystemtjänster (EST). Indirekta EST som består av stödjande och flera reglerande EST, bedöms framförallt i kriterierna livshistoriskt viktigt, biologisk mångfald och ekologisk funktion. I det gula fältet bedöms direkta EST vilket är försörjande, kulturella och flera reglerande EST. Del 1, bedömning per havsområde, samordnas nationellt av Havs- och vattenmyndigheten. Del 2, regional bedömning, samordnas av de olika länsstyrelserna.

5.2.1 Del 1 – bedömning per havsområde

5.2.1.1 Övergripande

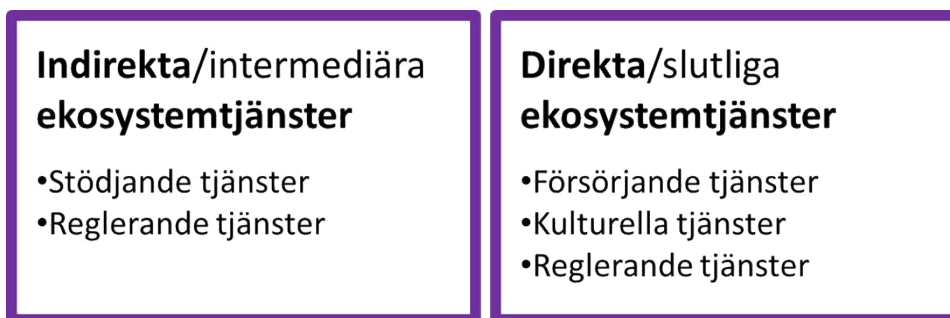
I Del 1 ska de fördefinierade ekosystemkomponenterna bedömas av en expertgrupp utifrån de värden som ekosystemkomponenterna representerar i ett havsområde (figur 6).²²

Kriterierna delas upp i två grupper, Del 1a och 1b. I Del 1a bedöms fördefinierade biotiska ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar ekologiska/biologiska naturvärden och indirekta ekosystemtjänster. I Del 1b bedöms ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar direkta ekosystemtjänster (figur 8).²³

Indirekta ekosystemtjänster är framför allt stödjande ekosystemtjänster men också en del reglerande ekosystemtjänster. De är ofta svåra att skilja från ekologiska/biologiska värden och bedöms därför tillsammans i Del 1a. De direkta ekosystemtjänsterna (försörjande, kulturella och vissa reglerande ekosystemtjänster) i Del 1b är de tjänster som direkt producerar ekosystemvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad (figur 8).

²² Steg 1a i flödesschemat, bilaga 1.

²³ Läs mer i bilaga 3.



Figur 8. Indelningen av ekosystemtjänster i de fyra kategorierna stödjande, reglerande, kulturella och försörjande ekosystemtjänster, överensstämmer med det internationella klassificeringssystemet Millennium Ecosystem Assessment (2005). Dessa delas ofta upp i indirekta (ibland kallade intermediära) och direkta (ibland kallade slutliga) ekosystemtjänster (se bland andra Ahtianinen och Öhman 2014).

Genom att poängsystemet har delats upp i ekologiska/biologiska värden (inklusive indirekta ekosystemtjänster) och direkta ekosystemtjänster är det möjligt att endast studera ekologiska/biologiska värden separat (dock inklusive de indirekta ekosystemtjänsterna). Vi avråder dock starkt från att endast studera de direkta ekosystemtjänsterna eftersom de är helt beroende av de indirekta ekosystemtjänsterna. De indirekta ekosystemtjänsterna är starkt sammanflätade med de ekologiska/biologiska värdena. Vid arbete med grön infrastruktur är riktlinjerna att alla ekosystemtjänster ska beaktas.

5.2.1.2 Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster

Kriterierna i Del 1a (ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster) är:

- Livshistoriskt viktigt
- Hotstatus
- Biologisk mångfald
- Ekologisk funktion

Livshistoriskt viktigt

Kriteriet *livshistoriskt viktigt* är till för att bedöma ekosystemkomponentens betydelse för ett kritiskt livsstadium hos en eller flera mobila/migrerande arter²⁴. Det kan till exempel gälla reproduktion, uppväxt, uppehåll eller födosök för fisk, däggdjur och fågel. Ekosystemkomponenter som har speciell betydelse för ett kritiskt livsstadium är ofta en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst, men kan också vara en direkt ekosystemtjänst i de fall ekosystemkomponenten tillhandahåller tjänster som producerar ekosystemvaror eller nyttor som kan värderas på en marknad.

Hotstatus

Kriteriet *hotstatus* är till för att bedöma om ekosystemkomponenten behöver prioriteras inom förvaltningen med anledning av att den är en hotad eller

²⁴ Med mobila/migrerande arter åsyftas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, det vill säga arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.

minskande art eller biotop. Kan även gälla till exempel populationer och underarter.

Biologisk mångfald

Kriteriet *biologisk mångfald* är till för att bedöma hur mycket de fördefinierade ekosystemkomponenterna bidrar till *biologisk mångfald* av populationer och arter, det vill säga så kallad α -diversitet²⁵ (Whittaker 1960, 1972), vilket både är ett ekologisk/biologiskt värde samt en indirekt (stödjande) ekosystemtjänst.

Ekologisk funktion

Kriteriet *ekologisk funktion* är till för att bedöma om de fördefinierade ekosystemkomponenterna utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som har betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv. Inom detta kriterium inkluderas många av de indirekta ekosystemtjänsterna (det vill säga stödjande och flertalet reglerande ekosystemtjänster).

5.2.1.3 Del 1b – direkta ekosystemtjänster

Kriterierna i Del 1b (direkta ekosystemtjänster) är:

- Försörjande ekosystemtjänster
- Kulturella ekosystemtjänster
- Reglerande ekosystemtjänster

Försörjande ekosystemtjänster

Ekosystemkomponenten tillhandahåller direkt varor som kan säljas på en marknad. Det kan till exempel vara livsmedel, genetiska resurser, kemiska resurser, energiproduktion, dekorativa resurser och flera andra råvaror. Till exempel djurfoder, alger eller musslor till gödning.

Kulturella ekosystemtjänster

Ekosystemkomponenten tillhandahåller tjänster som är av betydelse för mänsklig kultur (till exempel om ekosystemkomponenten nyttjas för naturupplevelser och bidrar till rekreation, folkhälsa, turistnäring, estetik, vetenskap och utbildning, natur-/kulturarv och inspiration). Till exempel fåglar för fågelskådning eller fisk för sportfiske.

Reglerande ekosystemtjänster

Ekosystemkomponenten har genom biologiska processer en reglerande funktion som minskar olika miljöproblem. Exempel på detta är tjänster som motverkar övergödningssproblematik eller som håller kvar sediment. Till exempel musslor som filtrerar vattnet vilket minskar effekter från övergödningssproblematik eller kärlväxter som binder sediment med sina rötter.

5.2.1.4 Rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen

Expertgruppen bör också ge specifika rekommendationer till länsstyrelserna gällande vilka ekosystemkomponenter som ska ligga till grund för värdekärnor

²⁵ Läs mer om biologisk mångfald och olika sätt att bedöma det i bilaga 3 samt i diskussionen, avsnitt 6.2.1.1.

och hur mycket de bör vara representerade i fortsatta analyser av värde-trakter.

26

Ekosystemkomponenter och värdekärnor

All förekomst av vissa ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden kan bedömas att alltid vara värdekärnor. Undantagsvis kan det också finnas väldigt vanliga ekosystemkomponenter med låga naturvärden som inte bör vägas med när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram för att identifiera ansamlingar av naturvärden. Expertgruppen bör lämna rekommendationer om vilka biotiska ekosystemkomponenter detta kan gälla. Det är dock länsstyrelserna som fattar det slutgiltiga beslutet.

Representation av ekosystemkomponenter i värde-trakter

Inför kriteriet *ekologisk representativitet* som kommer längre fram i den fördjupade naturvärdesbedömningen, bör expertgruppen som bedömer Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen också ge rekommendationer kring hur mycket av olika biotiska ekosystemkomponenter som bör vara representerade i värde-trakter. Rekommendationerna bör dels utgå från ekosystemkomponentens naturvärdespoäng (bedömt här i Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen), huruvida ekosystemkomponenten är utsatt för mänskliga aktiviteter som den är sårbar för och i så fall hur mycket av ekosystemkomponenten som bör finnas för att den ska vara bärkraftig för sin egen existens och för de arter som ekosystemkomponenten är viktig för. Om ekosystemkomponenten är bedömd att vara en naturvärdsart (Hallingbäck 2013) bör anledningen till detta tas med i bedömningen av för hur stor del av en arts utbredning som bör vara representerat, till exempel om ekosystemkomponenten är en ansvarsart, skyddad art eller rödlistad art. Uppgifterna och rekommendationerna ska noteras (se exempel längre fram i tabell 1 (den andra kolumnen), avsnitt 5.2.3) och gränsen som sätts per ekosystemkomponent ska motiveras. Beslutet för hur mycket av en ekosystemkomponent som ska representeras i värde-trakter tas dock först i den fördjupade naturvärdesbedömningen när regional kunskap och analyser om ekosystemkomponenters lokala utsatthet vägs med. Läs mer om kriteriet i avsnitt 5.3.1.5.

5.2.2 Del 2 – regional bedömning

5.2.2.1 Lokal viktning

I Del 2 görs en lokal viktning för varje fördefinierad ekosystemkomponent (som är bedömd i Del 1) efter kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet* (figur 1 och 7, avsnitt 5.2). Med andra ord viktas bedömningen av en ekosystemkomponent utförd för ett helt havsområde utefter dess betydelse i det undersökta området. Detta är i huvudsak tänkt att göras på länsnivå men kan också delas upp inom ett län. Till exempel kan bedömningarna vid behov decentraliseras till kommuner och vattenvårdsförbund. Bedömningarna kan också delas upp inom ett län om det finns stora ekologiska skillnader inom länet. Till exempel kanske ett län finner det önskvärt att dela upp den lokala viktningen mellan inner och ytterskärgård. Den lokala viktningen ska baseras på samma kriterier som tas upp i Del 1 men ur ett regionalt/lokalt perspektiv.

²⁶ Steg 1b i flödesschemat, bilaga 1.

Det kan till exempel röra sig om att en art är mer eller mindre ovanlig i ett län jämfört med hela havsområden och därmed har en mer eller mindre betydande *ekologisk funktion* i området jämfört med hela havsområdet. Den lokala viktningen ska inte användas för att vikta upp något på grund av förvaltningstradition eller tillgång på data.

Observera att även om hänsyn tas till lokala aspekter vid bedömning av kriteriet *relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet*, tas hänsyn inte till platsspecifika egenskaper – det vill säga hänsyn tas inte till var exakt varje enskild ekosystemkomponent är placerad i rummet och vilka platsspecifika egenskaper ekosystemkomponenten skulle kunna ha just där. Här tas istället hänsyn till exempel vad blåstångsbiotoper i allmänhet är värda i Blekinge län oavsett var de befinner sig (fördefinierad med en täckningsgrad ≥ 25 %) (figur 1).

5.2.2.2 *Beslut inför den fördjupade naturvärdesbedömningen*

Utifrån de rekommendationer som expertgruppen har givit, tar länsstyrelserna beslut om vilka ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden vars totala förekomst alltid ska betraktas som värdekärnor samt eventuellt vilka vanliga ekosystemkomponenter med låga naturvärden som inte bör vägas med när den grundläggande naturvärdeskartan tas fram för att identifiera ansamlingar av naturvärden. Detta redovisas så som tabell 1, visar i den första kolumnen.²⁷

5.2.3 **Sammanvägd bedömning av den grundläggande naturvärdesbedömningen**

En ekosystemkomponents sammanvägda poäng från Del 1a, Del 1b och Del 2 indikerar den fördefinierade ekosystemkomponentens naturvärde i respektive län ur ett rumsligt prioriteringsperspektiv, utifrån rådande kunskap om miljötilståndet.²⁸ Se bilaga 3 för detaljerad beskrivning om hur poängsystemet fungerar och sammanvägs. Om poängbedömningarna sammanställs i en tabell och redovisas på en hemsida kan en diskussion föras om huruvida bedömningarna är korrekta eller inte. Vidare så revideras poängsatta värderingar i en tabell relativt lätt vid nästa förvaltningscykel om ny kunskap har tillkommit (tabell 1).

²⁷ Steg 2b i flödesschemat, bilaga 1.

²⁸ Steg 2a i flödesschemat, bilaga 1.

Tabell 1. Tabellen visar hur värderingen efter poängsystemet kan se ut i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Detaljerad information om poängsystemets uppbyggnad redovisas i bilaga 3. Värderingen baseras på hur ekosystemkomponenter är definierad, till exempel vilken % täckningsgrad den har, antal individer per area eller endast som att den är närvarande. Del 1 (a+b) bedöms per havsområde. Del 2 är en lokal viktning som bedöms på regional nivå efter dess relativa lokala betydelse jämfört med dess betydelse i hela havsområdet. Poängsystemet är uppbyggt så att om så önskas ska det vara lätt att endast titta på ekologiska/biologiska värden (och indirekta ekosystemtjänster) (i grönt) utan påverkan från de extra poäng som ges om de även bidrar till direkta ekosystemtjänster (i gult). Observera att tabellen är ett test av poängsystemet för Egentliga Östersjön med en regional viktning för Blekinge län och bedömningarna ska ses som exempel. I tabellen markeras också information som ska gå vidare in i den fördjupade naturvärdesbedömningen, nämligen: om förekomst av några ekosystemkomponenter alltid ska värderas till värdekärnor och om några ekosystemkomponenter inte ska ligga till grund för identifiering av värdekärnor via ansamling av naturvärden i den grundläggande naturvärdeskartan (i den första kolumnen); om hur mycket eller hur stor andel av ekosystemkomponentens utbredning som bör vara representerat i värde-trakter (i den andra kolumnen); om ekosystemkomponenterna är en naturvårdsart (Hallingbäck 2013) (i den tredje kolumnen); samt vilken kategori som ekosystemkomponenten delas in i (i den fjärde kolumnen).

				POÄNG FÖR FRAMTRÄDANDE NATURVÄRDEN OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER (EST)										
				Del 2 - regional bedömning: Blekinge län										
				Del 1 - bedömning per havsområde: Egentliga Östersjön										
				Del 1a			Del 1b							
All förekomst = värdekärnor (X) eller ej underlag till värdekärnor (-)*	Representativitet i värde-trakter**	Naturvårdsart***	Kategori****	Biotisk ekosystemkomponent							Lokal viktning	Totalpoäng		
				Livshistoriskt viktigt	Hotstatus	Biologisk mångfald	Ekologisk funktion	Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta EST	Försörjande EST	Kulturella EST			Reglerande EST	Direkta EST
X	75%	F&K	Rekryteringsmiljöer för abborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	10	4	1	10	20	4	4	1	7	0	24
X	75%	F&K	Rekryteringsmiljöer för gädda (<i>Esox lucius</i>)	10	4	1	10	20	4	4	1	7	0	24
X	75%	F&K	Lekområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	10	10	1	10	20	4	4	1	7	0	24
X	75%	F&K	Lekområden för sik (<i>Coregonus maraena</i>)	10	10	1	4	20	4	4	0	7	0	24
	50%	F&D	Områden för kalvning/parning av tumlare (<i>Phocoena phocoena</i>)	10	10	1	4	20	0	4	0	4	0	24
X	75%	Bent	Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i>) ≥ 50% täckningsgrad	4	4	10	10	20	0	1	0	1	3	23
X	10%	F&D	Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>), hög konc.	10	10	1	1	20	0	1	0	1	2	23
	25%	Bent	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) ≥ 50% täckningsgrad, grundare än 30 m	2	0	10	4	16	1	0	4	5	1	22
	25%	Bent	Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) ≥ 25% täckningsgrad	2	0	10	10	20	0	1	0	1	0	21
X	50%	Bent	Kransalger (Charales) ≥ 50% täckningsgrad	4	4	4	10	20	0	1	0	1	0	21
	50%	Bent	Rödsträse (<i>Chara tomentosa</i>) ≥ 50% täckningsgrad	4	4	4	10	20	0	1	0	1	0	21
	25%	Bent	Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>) ≥ 25% täckningsgrad	4	0	4	10	18	0	1	0	1	0	19
	25%	Bent	Höga undervattenskrälväxter ≥ 25% täckningsgrad	4	0	4	10	18	0	1	0	1	0	19
X	50%	F&D	Områden med övervintrande fåglar årsmedel, hög konc. (2004–13)	10	0	4	1	15	0	1	0	4	0	19
	50%	F&D	Övervintringsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>), medel konc.	4	10	1	1	16	0	1	0	1	2	19
	5%	Bent	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) 25–50% täckningsgrad, grundare än 30 m	2	0	4	4	10	1	0	4	5	2	17
	25%	Bent	Havsnajas (<i>Najas marina</i>) 25–50% täckningsgrad	4	4	4	4	16	0	1	0	1	0	17
	10%	Bent	Vass (<i>Phragmites australis</i>) 10–50% täckningsgrad	4	0	4	4	16	1	1	1	3	0	15
	10%	Bent	Ålgräs (bandtång; <i>Zostera marina</i>) 10–25% täckningsgrad	2	4	2	2	10	0	1	0	1	3	14
	10%	F&D	Områden med övervintrande fåglar årsmedel, medel konc.	4	0	4	1	9	0	4	0	4	0	13
	-	F&K	Uppväxtområden för torsk (<i>Gadus morhua</i>)	2	4	1	4	11	1	1	0	2	0	13
	25%	Bent	Kransalger (Charales) 10–25% täckningsgrad	2	4	2	2	10	0	0	0	0	0	10
	10%	Bent	Kräkel (<i>Furcellaria lumbicalis</i>) ≥ 25% täckningsgrad	2	0	4	4	10	0	0	0	0	0	10
	-	F&K	Lekområden för sill (<i>Clupea harengus</i>)	2	0	1	2	5	4	1	0	5	0	10
	-	F&K	Lekområden för skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	2	0	1	1	4	4	1	0	5	0	9
	25%	Bent	Raggsträse (<i>Chara horrida</i>), enstaka förekomster	0	4	1	1	6	0	0	0	0	0	6
	-	Bent	Rödslickar (<i>Polysiphonia</i>) ≥ 25% täckningsgrad	0	0	4	2	6	0	0	0	0	0	6
	-	Bent	Skorv (<i>Saduria entomon</i>), förekomst	0	0	1	4	5	0	0	0	0	0	5
	-	F&D	Uppehållsplatser för gråsäl (<i>Halichoerus grypus</i>)	2	0	1	1	4	0	1	0	1	0	5
	-	Bent	Östersjömussla (<i>Limecola (f.d. Macoma) balthica</i>), förekomst	0	0	1	2	3	0	1	0	1	0	4
	-	Bent	Bakborstig rovmask (<i>Hediste diversicolor</i>), förekomst	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	3
	-	Bent	Fjädermygglarver (Chironomidae), förekomst	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	3
	-	Bent	Ishavstofs (<i>Battersia arctica</i>) 10–25% täckningsgrad	0	0	2	1	3	0	0	0	0	0	3
	-	Bent	Vitmärsla (<i>Monoporeia affinis</i>), förekomst	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	3
	-	Bent	Grönslick (<i>Cladophora glomerata</i>), enstaka förekomster	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
	-	F&K	Områden med juvenil spigg (<i>Gasterosteidae</i>)	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
	0%	F&D	Mink (<i>Mustela vison</i>), förekomst	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* EK vars all förekomst klassificeras som värdekärnor (X). EK som utesluts ur framtagande av värdekärnor (-). Exempel, ej rekommendationer.

** Minsta andel av en EK:s förekomst i värde-trakter för att EK ska vara representerad på ett godtagbart sätt. Exempel, ej rekommendationer.

*** Naturvårdsart: Skyddad art (Sk); Typisk art (T); Rödlisad art (R); Ansvarsart (A); Signalart eller indikatorart (Si); Nyckelart (N).

**** Kategorier: Fågel och däggdjur (F&D); Fisk och stora kräftdjur (F&K); samt Bentos (Bent).

5.3 Fördjupad naturvärdesbedömning

Den fördjupade naturvärdesbedömningen ger vägledning till *var* förvaltning och skydd av den marina miljön bör prioriteras baserat på naturvärden.

I den fördjupade naturvärdesbedömningen (figur 1 och 9) bedöms platsspecifika egenskaper hos ett område genom expertbedömning²⁹. Bedömningens utgångspunkt är den grundläggande naturvärdesbedömningen från vilken en så kallad grundläggande naturvärdeskarta tas fram för de ekosystemkomponenter vars geografiska yttäckande förekomst är känd. Genom att identifiera områden med *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* kan värdekärnor avgränsas. Vidare kan en plats värderas till en värdekärna om dess geografiska position är en ”känd värdefull plats” för arters spridningsbiologi (*konnektivitet*) eller om den är en ”känd värdefull plats” på grund av sin goda *kvalitet/funktionalitet*. När kunskap saknas om *kvalitet/funktionalitet* på en plats är en riktad fältundersökning önskvärd. Genom den fördjupade naturvärdesbedömningen lokaliseras även värdeetrakter. Ett läns värdeetrakter ska avgränsas så att de tillsammans med sina värdekärnor sammantaget uppfyller kriterierna *hög koncentration av värdekärnor, konnektivitet, kvalitet/funktionalitet och ekologisk representativitet*. Det sistnämnda kriteriet är till för att försäkra att olika biotiska ekosystemkomponenter är ekologiskt representerade i värdeetrakter. Dessa analyser förklaras närmare nedan.

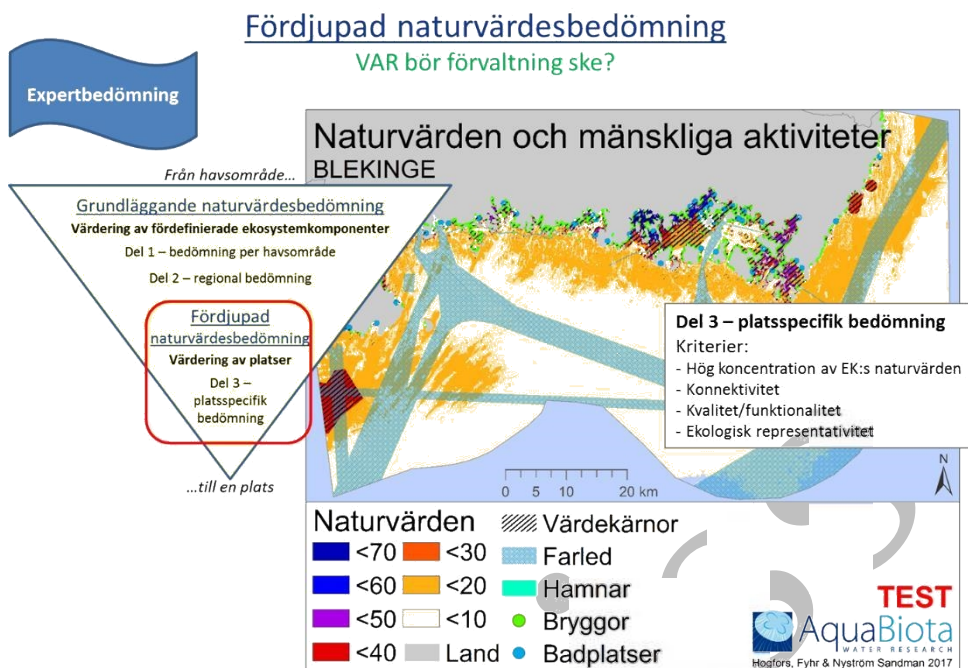
Till skillnad från den grundläggande naturvärdesbedömningen där alla kriterier ska bedömas, är förutsättningarna för fördjupad naturvärdesbedömning en annan eftersom detaljkunskaper om specifika områden ofta saknas och fördjupade rumsliga analyser med hänsyn till olika komplicerade ekologiska mekanismer ofta inte kan göras på grund av kunskapsbrist. De kunskapsunderlag som finns är ojämnt fördelade både geografiskt och mellan arter vilket premierar platser med kända värden och arter. Trots att detta är ett problem vid prioritering av *var* förvaltning ska ske, är denna kunskap särskilt viktig att fånga upp för att möjliggöra ekosystembaserad förvaltning genom att ta hänsyn till rumslig variation av naturvärden och mer komplexa ekologiska mekanismer.

Bedömningen av kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen får göras genom en expertbedömning med undantag för det första kriteriet *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* som tas fram via en grundläggande naturvärdeskarta. På grund av detta är det viktigt att den fördjupade naturvärdesbedömningen utgår från den grundläggande naturvärdeskartan och motiverar eventuella förändringar i de områden som slutligen väljs som värdekärnor och värdeetrakter jämfört med den grundläggande naturvärdeskartan.

I dag saknas fullständiga riktlinjer för hur kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet* ska utvärderas i den fördjupade

²⁹ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

naturvärdesbedömningen samt hur verifiering/undersökning av kriterierna i fält bäst görs.



Figur 9. Överblick över den fördjupade naturvärdesbedömningen i Mosaic för marin miljö. I den fördjupade naturvärdesbedömningen värderas specifika platser utifrån rumsliga analyser och platsspecifika detaljkunskaper för att identifiera var förvaltning bör prioriteras baserat på naturvärden. Den fördjupade naturvärdesbedömningen utgår från den grundläggande naturvärdesbedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter genom att tillsammans med yttäckande förekomstkartor av ekosystemkomponenter identifiera var det finns hög koncentration av deras naturvärden. Detta sker genom att skapa en grundläggande naturvärdeskarta. Därefter görs vidare platsspecifika bedömningar och analyser genom expertbedömning. Värdekärnor, potentiella värdekärnor och värdestrakter identifieras genom kriterierna konnektivitet, kvalitet/funktionalitet och ekologisk representativitet. Slutligen verifieras och undersöks kriterierna i fält. Den fördjupade naturvärdesbedömningen samordnas av respektive länsstyrelse.

5.3.1 Del 3 – platsspecifik bedömning

Nedan beskrivs kriterier och steg i den fördjupade naturvärdesbedömningen.

5.3.1.1 Hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden

Det första kriteriet i den fördjupade naturvärdesbedömning är *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* och är ett av de kriterier som pekar ut var värdekärnor finns i det marina landskapet. Med kunskap om de fördefinierade ekosystemkomponenternas geografiska förekomst i yttäckande kartunderlag³⁰ kan deras bedömda naturvärdespoäng från den grundläggande naturvärdesbedömningen karteras till en grundläggande naturvärdeskarta (figur 10)³¹.

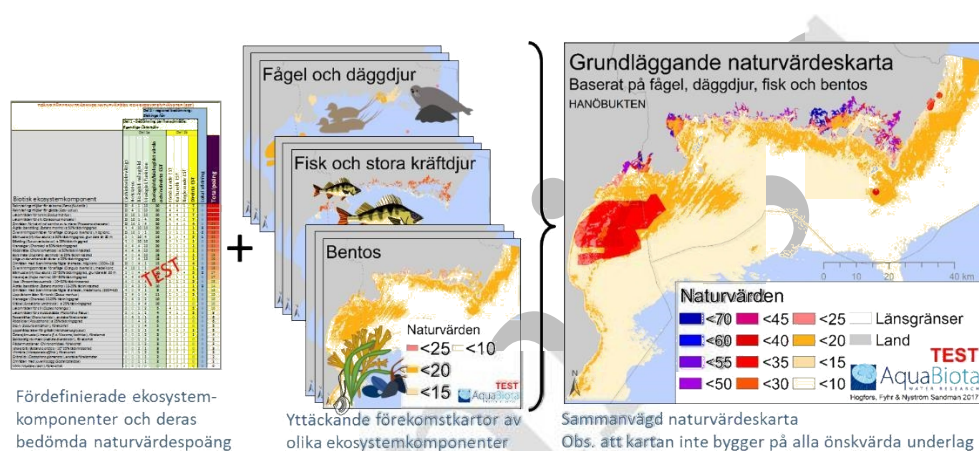
Eftersom flera ekosystemkomponenter kan överlappa varandra i det tredimensionella havet behövs en vägledning för hur

³⁰ I avsnitt 4.2.2 och bilaga 2 tas kartering av ekosystemkomponenter upp.

³¹ Steg 3a i flödesschemat, bilaga 1.

ekosystemkomponenternas naturvärden ska vägas samman till en karta. En sådan karta kan göras på flera olika sätt med olika fördelar och nackdelar. Först och främst går det att välja om kartan enbart ska bygga på ekologiska/biologiska värden (och indirekta ekosystemtjänster då de är svåra att skilja åt) eller även inkludera de värden som tillkommer om ekosystemkomponenter också representerar direkta ekosystemtjänster. Riktlinjerna för grön infrastruktur är dock att ekosystemtjänster ska inkluderas i arbetet. Observera att en karta endast över värdena bedömda i Del 1b – direkta ekosystemtjänster är mycket olämplig eftersom det exkluderar de helt essentiella indirekta ekosystemtjänsterna.

Vägledning för hur den grundläggande naturvärdeskartan ska tas fram ges i bilaga 4.



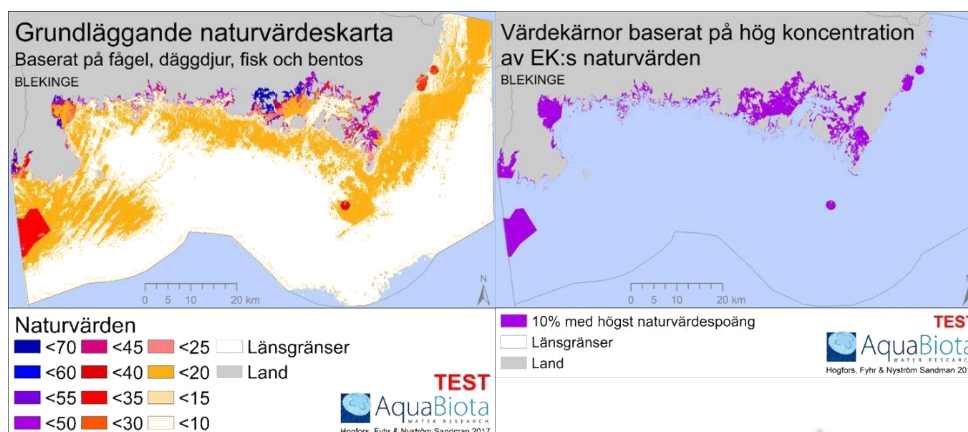
Figur 10. Poängbedömningen av olika fördefinierade ekosystemkomponenter från den grundläggande naturvärdesbedömningen kan tillsammans med yttäckande förekomstkartor sammanställas till en grundläggande naturvärdeskarta. Detaljerad information hur denna grundläggande naturvärdeskarta tas fram redovisas i bilaga 4.

Genom att identifiera områden med hög koncentration av naturvärdespoäng i den grundläggande naturvärdeskartan kan värdekärnor avgränsas vilka baseras på kriteriet *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* (figur 11).³² Eftersom det inom Mosaic rekommenderas att arbetet i den fördjupade naturvärdesbedömningen görs på länsnivå ges här efter exempel från Blekinge län.

Beroende på syftet med förvaltningen kan olika stora platser eller områden preliminärt avgränsas som värdekärnor för fortsatta analyser. Som exempel kommer utgångspunkten fortsättningsvis vara de ca. 10 % av ett läns havsområde som har bedömts ha högst naturvärden i form av naturvärdespoäng kopplade till ekosystemkomponenter (figur 11). Siffran baseras på etappmålet inom det svenska miljömålssystemet om skydd av marina områden är att minst 10 % av Sveriges marina områden senast år 2020 bidrar till att nå nationella och internationella mål för biologisk mångfald. Detta ska ske genom skydd eller annat bevarande av områden som har särskild

³² Steg 3b och 6a i flödesschemat, bilaga 1.

betydelse för biologisk mångfald eller ekosystemtjänster inom ramen för ett ekologiskt representativt och sammanhängande nätverk.



Figur 11. Den vänstra kartan visar en grundläggande naturvärdeskarta över Blekinge län där de naturvärdespoäng som getts till olika fördefinierade ekosystemkomponenter (EK) har sammanvägts efter deras förekomst. Den högra kartan visar de ca. 10 % av hela området som har bedömts ha högst naturvärdespoäng i den grundläggande naturvärdeskartan. Dessa platser pekats ut som värdekärnor baserat på kriteriet hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden.

Värdekärnor kan också identifieras genom att vissa ovanliga ekosystemkomponenter med höga naturvärden kan ha beslutats att all förekomst ska värderas till värdekärnor.^{33, 34}

Utöver värdekärnor som har identifierats genom ansamling av naturvärdespoäng kopplade till fördefinierade ekosystemkomponenter kan värdekärnor identifieras genom "kända värdefulla platser" för kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet*.

5.3.1.2 Konnektivitet

Ett viktigt kriterium vid fördjupad naturvärdesbedömning är *konnektivitet*. Med *konnektivitet* åsyftar rapporten till i vilken grad landskapet stödjer eller hindrar arter eller individers spridning mellan lämpliga livsmiljöer. Spridningen kan vara av daglig, säsongsmässig, småskalig, storskalig eller av livshistorisk karaktär (vid behov av olika habitat vid olika livsstadier) samt av betydelse för genetiskt flöde mellan populationer. Målet med en god konnektivitet är att bevara naturvärden så som biologisk mångfald och ekologisk funktion.

Bedömningen om en plats, ett område eller en sträcka är viktig för konnektivitet ska både baseras på hur viktigt den är för arters spridningsbiologi i närliggande områden (gäller kanske särskilt stationära arter) men också om platsen eller området är viktigt för arters spridningsbiologi i en större

³³ Se avsnitt 5.2.2.2.

³⁴ Steg 2b i flödesschemat, bilaga 1.

geografisk skala. På grund av att flertalet marina arter sprider sig långväga med strömmar föreslås att spridningsvägar används som begrepp för att beskriva konnektivitet i marin miljö. Med **spridningsvägar** avses sträckor mellan områden med fungerande spridningsbiologiska kopplingar för en eller flera arter.

Kriteriet *konnektivitet* utvärderas genom tre olika metoder/analyser som går under rubrikerna: ”känd värdefull plats” för *konnektivitet*³⁵, spridningsanalyser³⁶ samt verifiering/undersökning av *konnektivitet* i fält³⁷. Dessa tre analyser har olika förutsättningar och funktioner när naturvärden ska identifieras. Därför görs analyserna också vid olika tillfällen i arbetsflödet som vi beskriver i bilaga 1. Verifiering/undersökning av *konnektivitet* i fält tas upp i avsnitt 5.3.1.6.

Känd värdefull plats för konnektivitet

Om en plats är en ”känd värdefull plats” för *konnektivitet* kan den värderas till att vara en värdekärna³⁵ (figur 12). Kriteriet som helhet ska dock uppfyllas inom värdestrakter genom att flertalet av de kända värdefulla platserna för *konnektivitet* (det vill säga värdekärnor) är inkluderade i värdestrakterna så att de sammantaget bildar ett fungerande nätverk för arters spridningsvägar. En ”känd värdefull plats” för *konnektivitet* kan till exempel vara en essentiell länk för en eller flera arter. Med essentiell länk menas en sträcka eller nod som är av mycket stor vikt för en eller flera arters spridningsvägar. Till exempel är många å- och älvmyrningar essentiella länkar.

Spridningsanalyser

Spridningsanalyser³⁶ bör utföras både utan och med hänsyn till påverkanstryck³⁸ (se kriteriet *kvalitet/funktionalitet och analysen av naturlighet, sårbarhet och utsatthet*, avsnitt 5.3.1.3) för att identifiera vilka områden som är värdefulla och vilka som troligen skulle bli värdefulla för konnektivitet om åtgärder sätts in. De senare kan pekats ut att vara potentiellt viktiga platser eller områden för konnektivitet om åtgärder sätts in.

Vid spridningsanalyser är det viktigt utvärdera om arterna kopplade till ekosystemkomponenten i fråga är gynnade av att komponenten är **replikerad** flera gånger, eller om de snarare behöver ett fåtal platser av hög kvalitet och stora arealer för att säkra välfungerande spridningsvägar.

Resultaten från spridningsanalyser ska vägas in när värdestrakter identifieras och väljs ut, både de platser eller områden som identifierats samt de spridningsvägar för vilka rumslig förvaltning är nödvändig, så att värdestrakterna sammantaget bildar ett fungerande nätverk för arters spridningsvägar.

Om en plats har identifierats att vara viktig för spridning via analyser samt därefter också blivit bekräftad via fältstudier, kan platsen i nästa

³⁵ Steg 4a i flödesschemat, bilaga 1.

³⁶ Steg 4b i flödesschemat, bilaga 1.

³⁷ Steg 9 i flödesschemat, bilaga 1.

³⁸ Steg 7a i flödesschemat, bilaga 1.

förvaltningscykel värderas till att vara en känd värdefull plats för *konnektivitet*, vilket också gör att den kan klassificeras till att vara en värdekärna.

Det saknas dock ännu mycket kunskap och metoder för att förvaltningen ska kunna göra spridningsanalyser och därigenom bedöma detta kriterium i marin miljö. En mer detaljerad beskrivning av hur detta kriterium kan analyseras kommer förhoppningsvis tas fram inom inte allt för lång tid men till dess får respektive länsstyrelse göra dessa analyser utan riktlinjer (eller avstå).

5.3.1.3 Kvalitet/funktionalitet

Kriteriet *kvalitet/funktionalitet* utvärderas genom tre olika metoder/analyser som går under rubrikerna: ”känd värdefull plats” på grund av god *kvalitet/funktionalitet*³⁹, analyser av ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet”⁴⁰ samt verifiering/undersökning av *kvalitet/funktionalitet* i fält⁴¹. Dessa tre analyser har olika förutsättningar och funktioner när naturvärden ska identifieras. Därför görs analyserna också vid olika tillfällen i arbetsflödet som vi beskriver i bilaga 1. Verifiering/undersökning av *kvalitet/funktionalitet* i fält tas upp i avsnitt 5.3.1.6.

Känd värdefull plats på grund av god kvalitet/funktionalitet

Om en plats är en ”känd värdefull plats” på grund av god *kvalitet/funktionalitet* kan den värderas till att vara en värdekärna⁴² (figur 12). En plats som är påverkad av mänskliga aktiviteter men som har förutsättningar för att omvärderas till en värdekärna om åtgärder sätts in klassificeras som en potentiell värdekärna.

Syftet med att värdera ”kända värdefulla platser” till värdekärnor är att försäkra att de platser som redan är kända för sina höga naturvärden, både ur ett natur- och ekosystemtjänstperspektiv fångas upp inom förvaltningen av den marina miljön. Det är också till för att fånga upp rariteter och unika värden⁴³, så som bland annat hotade arter, vars förekomster ofta är svåra att modellera geografiskt yttäckande⁴⁴. Information om deras förekomst finns oftast endast i de fall de har påträffats i fält. Vidare kan kända värdefulla platser röra sig om ett område som är känt för att vara ett ovanligt bra lekrområde för fisk, ett område som nyttjas för fågelskådning och rekreation tack vare av sin närhet till tätbebyggt område eller en blåmusselbank kring en fiskodling. För de sista två exemplen kan ekosystemkomponenterna (kustnärafågel och blåmusselbank) få ett högre värde än vad komponenten i allmänhet representerar tack vare av sin platsspecifika position. Just tack vare att det är en platsspecifik orsak till att värdet bedöms högre, är det inget som kan tas upp i den grundläggande naturvärdesbedömningen när fördefinierade ekosystemkomponenter bedöms, utan det görs i detta steg.

³⁹ Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

⁴⁰ Steg 7 i flödesschemat, bilaga 1.

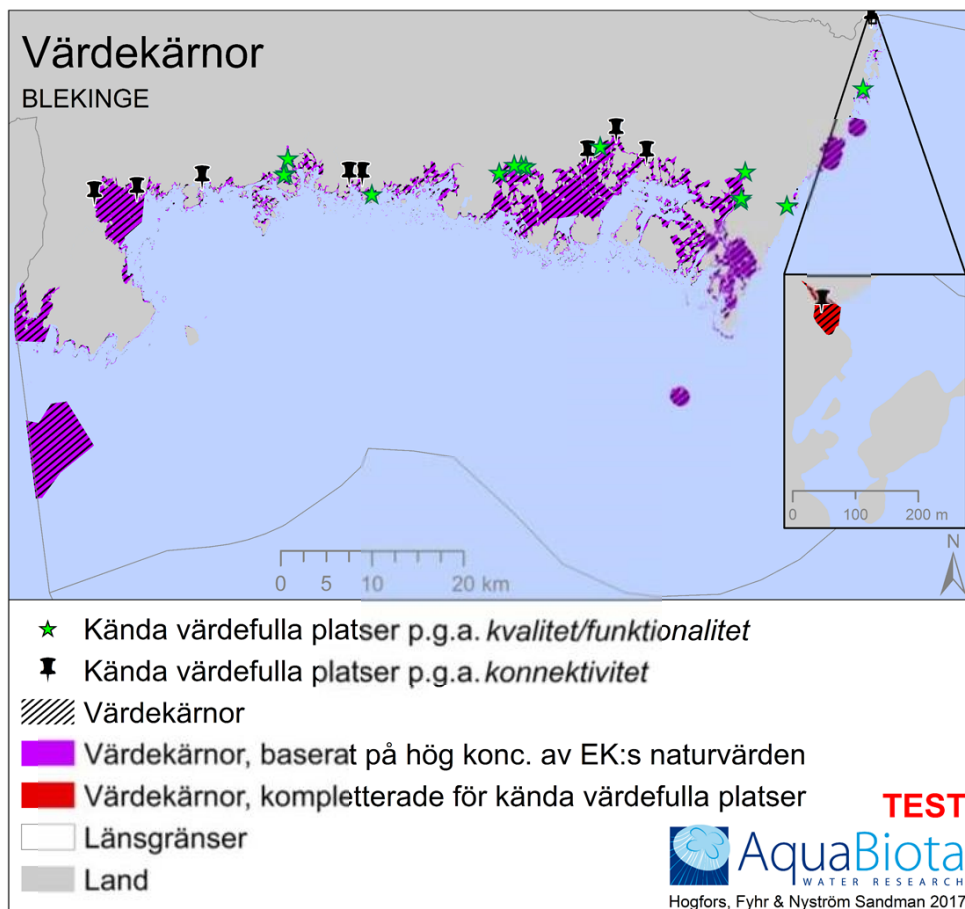
⁴¹ Steg 9 i flödesschemat, bilaga 1.

⁴² Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

⁴³ Läs mer om raritet i diskussionen i avsnitt 6.2.2.

⁴⁴ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

Genom att identifiera ”kända värdefulla platser” som värdekärnor finns en risk att välinventerade områden prioriteras över områden som inte undersökts, trots okunskap om vilka områden som är mest värdefulla. Därav ska detta kriterium användas med försiktighet och allra helst i kombination med modellerade yttäckande förekomstkartor. Dock är det viktigt att även kunna fånga upp detaljkunskaper om platser för de naturvärden som det inte finns eller inte går att ta fram yttäckande underlag för. Vidare så kan modellerade yttäckande förekomstkartor peka ut vilka områden som troligen har höga naturvärden vilket kan verifieras eller vederläggas genom riktade fältundersökningar.



Figur 12. Kartan visar exempel både på ”kända värdefulla platser” för konnektivitet (i detta exempel mynningar av vattendrag) och på grund av att ”kända värdefulla platser” för god kvalitet/funktionalitet (i exemplet platser där kransalger förekommer i minst 50 % täckningsgrad). Om platserna inte har identifierats som värdekärnor via analysen av hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärde kan komplettering av dessa områden göras så att alla ”kända värdefulla platser” är utpekade som värdekärnor. I exemplet gjordes detta för en av mynningarna som inte redan var en värdekärna. Alla övriga ”kända värdefulla platser” var redan utpekade som värdekärnor.

Analys av naturlighet, sårbarhet och utsatthet

En annan metod/analys för att bedöma kriteriet *kvalitet/funktionalitet* går under rubriken analys av naturlighet, sårbarhet och utsatthet⁴⁵ vilket primärt analyseras genom kartanalyser (det vill säga via GIS-analyser; geografiskt

⁴⁵ Steg 7 i flödesschemat, bilaga 1.

informationssystem) av mänskliga påverkansfaktorer och förekomstkartor av ekosystemkomponenter. Analysen syftar till att identifiera var naturvärden är och inte är störda av mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer. Det vill säga analysera hur ”naturligt” eller ”utsatt” en plats eller ett område är för mänskliga aktiviteter som dess biotiska ekosystemkomponenter är ”sårbara” för.

Resultaten från analysen⁴⁶ bör användas tillsammans med resultaten från spridningsanalyser⁴⁷ för att lokalisera var värde-trakter bäst lokaliseras för att säkra ett ekologiskt representativt nätverk⁴⁸. Vidare bör informationen från den rumsliga överlappsanalysen, om vilka biotiska ekosystemkomponenter som är mest utsatta för mänskliga aktiviteter⁴⁹ vägas med när det bedöms hur mycket olika ekosystemkomponenter ska vara representerade i värde-trakter⁵⁰.

Inför denna analys ska en känslighetsmatris tas fram där olika ekosystemkomponenters känslighet för olika mänskliga påverkanstryck redovisas (figur 13)⁵¹. Kunskap om ekosystemkomponenternas nyckelaktorer⁵² hjälper till vid analys av olika effekter. För att minimera dubbelarbete och stödja lokalt arbete görs matrisen med fördel på nationell nivå för de biotiska ekosystemkomponenter som listas för de fyra olika havsområdena. Den exakta utformningen av matrisen kommer inom kort specificeras men inväntar parallellt pågående projekt (i första hand det nationella havsplaneringsprojektet Symphony⁵³ och det arbete som görs inom Helcom Holas II) för nationell och internationell harmonisering.

Informationen från matrisen används för att analysera effekter av geografiska överlapp mellan mänskliga påverkanstryck och ekosystemkomponenter. Resultaten från dessa analyser bör presenteras via känslighetskartor vilka visar var känsligheten i det marina landskapet är högt för olika mänskliga påverkansfaktorer samt påverkanskartor som visar var olika mänskliga påverkansfaktorer finns⁵⁴. Detta för att undersöka var konflikter finns och var förenlighet mellan olika naturvärden och olika mänskligt nyttjande av havsmiljön finns. Utöver att denna information kan leda till att de områden som är mest naturliga/minst störda lokaliseras, kan informationen också användas till att lokalisera var åtgärder bör sättas in, det vill säga utse potentiella värdekärnor (områden som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in) (figur 13).

⁴⁶ Steg 7a i flödesschemat, bilaga 1.

⁴⁷ Steg 4b i flödesschemat, bilaga 1.

⁴⁸ Steg 8b i flödesschemat, bilaga 1.

⁴⁹ Steg 7b i flödesschemat, bilaga 1.

⁵⁰ Steg 8a i flödesschemat, bilaga 1.

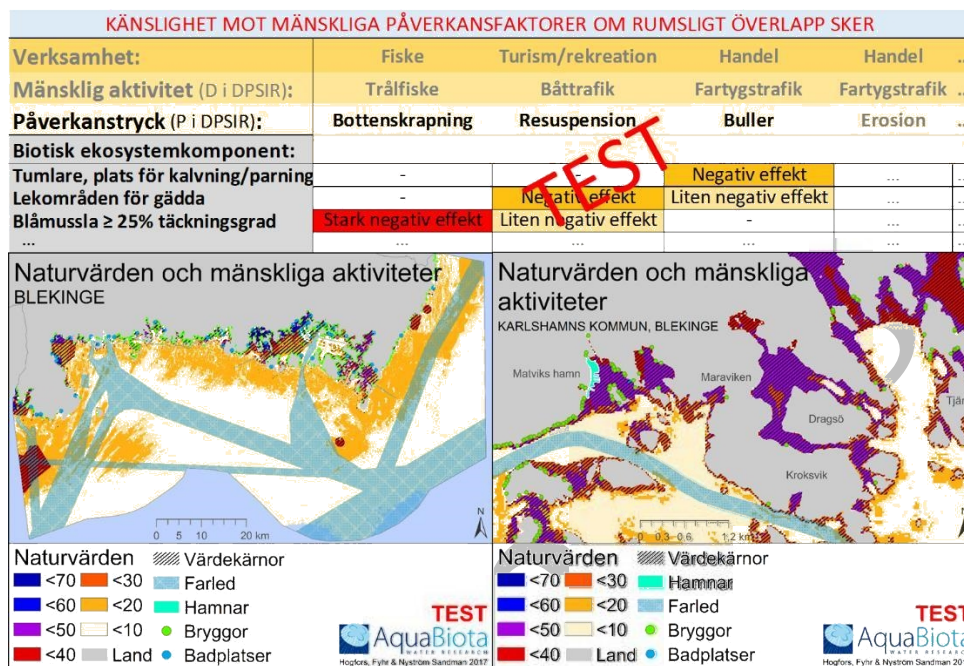
⁵¹ Läs om hur Mosaic, inklusive analysen av naturlighet, sårbarhet och utsatthet, kan användas i linje med ramverket DPSIR som Europeiska miljöbyrån utvecklat för att strukturera interaktionen mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö i diskussionens avsnitt 6.3.1.

⁵² Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

⁵³ Symphony är ett pågående projekt på Havs- och vattenmyndigheten i samarbete med en rad externa experter för att ta fram ett verktyg (med samma namn) som ska användas inom havsplaneringen för att väga samman ekosystemvärden och miljöbelastning.

⁵⁴ Steg 7a i flödesschemat, bilaga 1.

Det finns mycket att vinna på om det i förväg går att peka ut var vissa mänskliga aktiviteter bör undvikas då de stör biotiska ekosystemkomponenter på platsen, och istället kunna peka ut platser där det är större chans att en verksamhet kan tillåtas (dock inte utan att en grundlig miljökonsekvensbeskrivning genomförs). Av denna anledning är det även bra om de mänskliga påverkanstryckena också är kopplade till verksamheter och mänskliga aktiviteter⁵⁶.



Figur 13. Överst är en förenklad figur på hur en känslighetsmatris kan se ut mellan olika mänskliga påverkanstryck och biotiska ekosystemkomponenter – om de sker på samma plats. Till exempel är tumlare känsliga för buller och lekområden för fisk är troligen känsliga för grumling. Denna känslighetsmatris kan därefter användas när kartlager över olika mänskliga påverkanstryck och biotiska ekosystemkomponenter analyseras för att hitta konflikter och förenligheter mellan mänskliga aktiviteter och naturvärden. I kartorna finns inte underlag för alla önskvärda mänskliga påverkansfaktorer eller biotiska ekosystemkomponenter och ska därför inte beaktas som fullständiga kartor över dessa i Hanöbukten.

5.3.1.4 Identifiering av värdekärnor, potentiella värdekärnor och preliminärt avgränsade värdestrakter

Identifiering av värdekärnor

Om en plats uppfyller ett av kriterierna *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden*, ”känd värdefull plats” för *konnektivitet* eller ”känd värdefull plats” för *kvalitet/funktionalitet*, kan platsen värderas till en värdekärna.⁵⁵

Identifiering av potentiella värdekärnor

En plats eller ett område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in kallas för potentiella värdekärnor.

⁵⁵ Steg 6a i flödesschemat, bilaga 1.

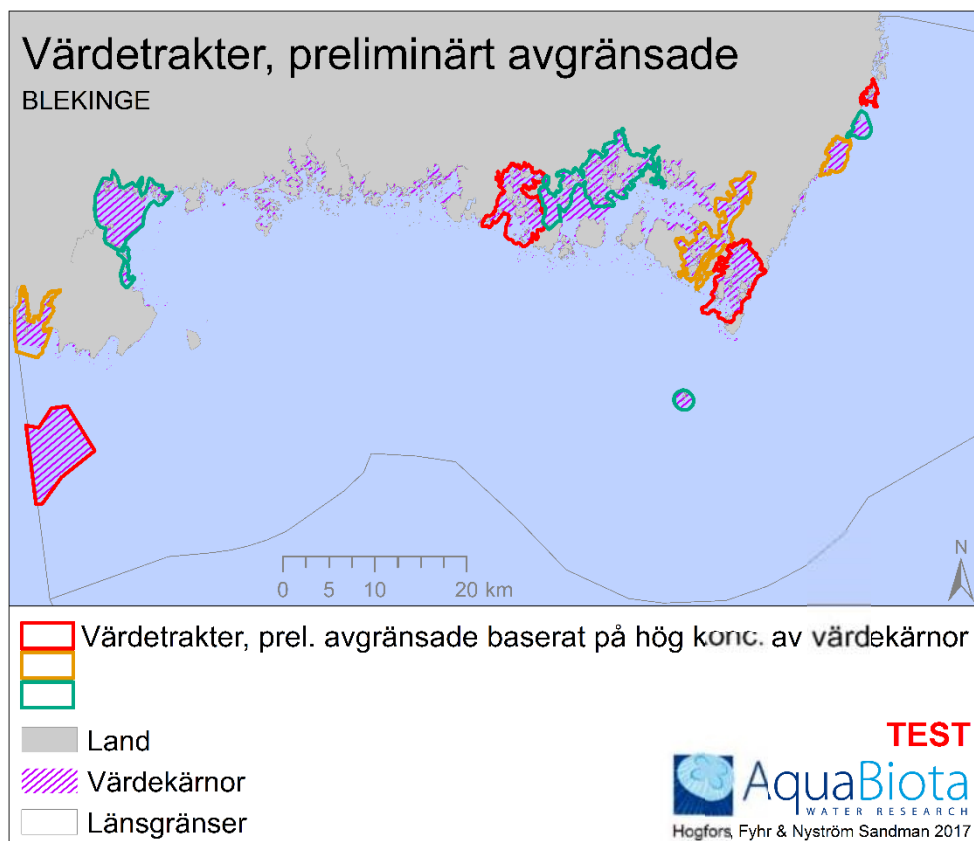
Bedömningen om ett område har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in bör grunda sig i om ett område historiskt har varit ett dokumenterat värdefullt område men som idag inte längre är det på grund av mänskliga påverkansfaktorer. I vissa fall kan det också grunda sig i att modellering, eller liknande, har visat att förutsättningarna för förekomst av värdefulla biotiska ekosystemkomponenter är mycket goda på en plats men att de troligen inte finns där på grund av mänskliga påverkansfaktorer. Särskilt intressanta är områden som i spridningsanalyser, via kriteriet *konnektivitet*, visat sig vara viktiga för en eller flera arters spridningsbiologi (till exempel genom att vara en essentiell länk om än i dålig funktion).

Det kan också finnas platser eller områden där förekomsten av biotiska ekosystemkomponenter naturligt varierar över tid. Om osäkerhet finns kring om det är naturlig variation eller ej och om åtgärder eventuellt skulle kunna lyfta områdets naturvärden, kan platsen/området klassificeras som en potentiell värdekärna. Om det är känt att variationen är naturlig bör det bedömas huruvida den är tillräckligt värdefull för att klassificeras som en värdekärna eller inte.

Identifiering av preliminärt avgränsade värdestrakter

När värdekärnor har identifierats kan värdestrakter preliminärt avgränsade utefter var det finns en *hög koncentration av värdekärnor* (figur 14),⁵⁶ vilket är ett av kriterierna för värdestrakter. Dessa preliminärt avgränsade värdestrakter kan därefter analyseras och justeras så att de också lever upp till de andra kriterierna som de ska uppfylla, det vill säga *konnektivitet*, *kvalitet/funktionalitet* och *ekologisk representativitet*. Observera att till skillnad från när värdekärnor pekas ut så måste alla värdestrakter sammantaget uppfylla dessa kriterier så att nätverket som helhet stödjer en väl fungerande *konnektivitet* i landskapet, att områden med hög *kvalitet/funktionalitet* är inkluderade och att värdestrakterna består av ett *ekologiskt representativt* nätverk. Primärt ska dessa kriterier uppfyllas inom värdestrakternas värdekärnor för att möjliggöra en god rumslig förvaltning där kunskap finns om vilka platser som är mer värdefulla (värdekärnor) än andra och där det går att specificera vilka mänskliga aktiviteter som bör undvikas.

⁵⁶ Steg 6b i flödesschemat, bilaga 1.



Figur 14. Värde-trakter, preliminärt avgränsade baserade på var det finns hög koncentration av värde-kärnor. Observera att dessa preliminärt avgränsade värde-trakter är framtagna utan djupare analys och utan lokal kännedom. De ska betraktas som ett demonstrativt exempel.

5.3.1.5 Ekologisk representativitet

Kriteriet *ekologisk representativitet* är ett viktigt kriterium för att säkerställa ett ekologisk representativt nätverk. Formulerat med denna rapportens terminologi går kriteriet ut på att säkerställa ett representativt nätverk av biotiska ekosystemkomponenter inom värde-trakter.

Primärt ska kriteriet uppfyllas i de värde-kärnor som ingår i värde-trakterna för att ge goda underlag till rumslig förvaltning om var vilken sorts hänsyn som bör tas.⁵⁷ Dock är det inte alltid möjligt att kriteriet uppfylls tillfullo inom värde-trakternas värde-kärnor. Då får även områden mellan värde-kärnorna inom värde-trakter bidra till detta.⁵⁸

⁵⁷ Vid till exempel tillståndsärenden är informationen om var värde-kärnorna ligger inom värde-trakterna värdefull. Lika så är det värdefullt att veta vilka ekosystemkomponenter som utgör värde-kärnorna för att kunna få fram vilka mänskliga aktiviteter som de är känsliga för.

⁵⁸ Detta gäller framförallt ekosystemkomponenter som är så pass värdefulla och utsatta att de bör ha en relativt hög representativitet inom värde-trakter men som varken har fått de högsta naturvärdespoängen i den grundläggande naturvärdesbedömningen eller som ansamlas tillsammans med andra högt värderade ekosystemkomponenter och därmed inte fångats in i de områdena som den grundläggande naturvärdeskartan pekar ut ha *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden*.

För att tillgodose kriteriet bör det dels specificeras *hur mycket* eller hur stor del av ekosystemkomponenternas förekomst som bör vara representerat⁵⁹ och dels bör det analyseras *var* denna representativitet bäst sker⁶⁰.

Specificeringen av *hur mycket* av en ekosystemkomponent som bör vara representerat för att anses godtagbart⁵⁹, bör dels utgå från ekosystemkomponentens naturvärdespoäng (bedömt i den grundläggande naturvärdesbedömningen)⁶¹, hur utsatt ekosystemkomponenten är för mänskliga aktiviteter⁶² och i fall av utsatthet⁶³ – hur mycket av ekosystemkomponenten som bör finnas representerat för att den ska vara bärkraftig för sin egen existens, för de arter som ekosystemkomponenten är viktig för, för ekosystemet som helhet och för produktion av ekosystemtjänster.

Rekommendationer om hur mycket ekosystemkomponenter bör vara representerade ska ges av expertgruppen som bedömer ekosystemkomponenters naturvärde per havsområde (Del 1).^{64, 65} Dessa rekommendationer kan dock justeras efter lokala/regionala aspekter här i den fördjupade naturvärdesbedömningen och ska i sådant fall motiveras.

Om ekosystemkomponenten är en naturvårdsart (Hallingbäck 2013) bör anledningen till detta tas med i bedömningen av för hur stor del av en arts utbredning som bör vara representerat. Till exempel bör hänsyn tas till om ekosystemkomponenten är en ansvarsart, skyddad art eller rödlistad art. Om ekosystemkomponenten är en naturvårdsart så ska det noteras i tabell 1, tredje kolumnen (avsnitt 5.2.3).

I den andra kolumnen i tabell 1, avsnitt 5.2.3, ges exempel på hur specificering av *hur mycket*, eller snarare hur stor andel av olika ekosystemkomponenters förekomst som bör vara *representerade* i väletrakter skulle kunna specificeras. Gränserna som sätts *per ekosystemkomponent* ska motiveras.

Specificering om *var* representativitet bäst uppfylls⁶⁰ bör baseras på var det finns höga naturvärden och då först och främst på vilka platser som det är mest värdefullt att ekosystemkomponenten i fråga finns på. Det beror i sin tur på var dess förekomst är viktig för spridningsbiologin (*konnektivitet*) av arter knutna till ekosystemkomponenten eller var *kvaliteten/funktionaliteten* är bäst för ekosystemkomponenten. Eftersom de värdekärnor som är baserade på dessa

⁵⁹ Steg 8a i flödesschemat, bilaga 1.

⁶⁰ Steg 8b i flödesschemat, bilaga 1.

⁶¹ Steg 2a i flödesschemat, bilaga 1.

⁶² Steg 7b i flödesschemat, bilaga 1.

⁶³ Det har diskuterats huruvida utsatthet ska vara grund för att bedöma en plats naturvärde och därmed vägas in i den fördjupade naturvärdesbedömningen. I ramverket är utgångspunkten att människan, inklusive dess påverkan, är en del av ekosystemet. Om till exempel ett område har haft fem platser med en ekosystemkomponent (till exempel lekområden för en toppredator) men där tre av dessa har antingen helt försvunnit eller kraftigt försämrats på grund av exploatering, blir de lekområden som finns kvar mer betydelsefulla för ekosystemet och bör därför tas med i beaktande av hur mycket ekosystemkomponenten bör vara representerad i värdestrakter.

⁶⁴ Steg 1b i flödesschemat, bilaga 1.

⁶⁵ Se rekommendationer inför den fördjupade naturvärdesbedömningen, avsnitt 5.2.1.4.

kriterier endast utgår från metoden att identifiera ”kända värdefulla platser”⁶⁶ är det viktigt att försäkra att flera av dessa ”kända värdefulla platser” är inkluderade i de preliminärt avgränsade värdetrakterna. I andra hand bör platser pekas ut som har höga naturvärden kopplade till andra ekosystemkomponenter.

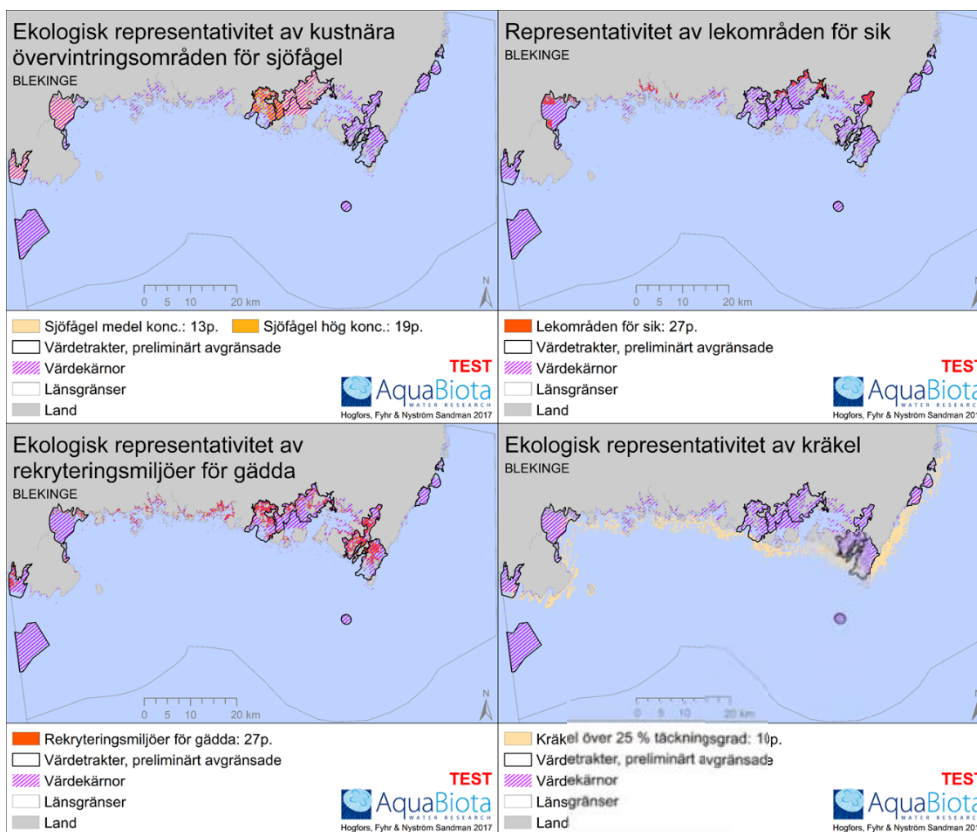
Platserna som varje ekosystemkomponent finns på bör dessutom vara **replikerade** med minst några spridda områden för att säkerställa resiliens om till exempel ett oljeutsläpp skulle ske. En annan anledning till replikering är att säkerställa fungerade spridningsbiologi – vilket behandlas vid kriteriet *konnektivitet*.⁶⁷

Texten till flödesschemat i bilaga 1 (steg 8), går igenom hur kriteriet kan analyseras steg för steg.

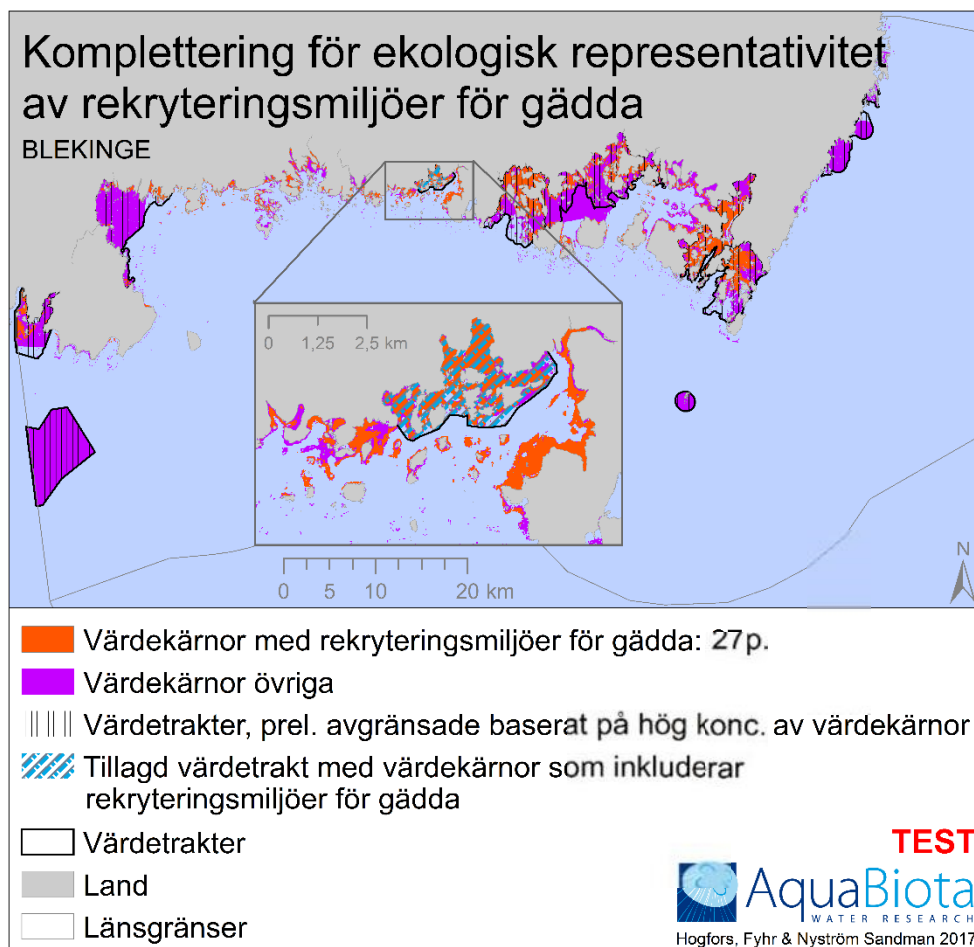
Figur 15 visar fyra olika ekosystemkomponenter och deras förekomst i relation till värdekärnorna och de preliminärt avgränsade värdetrakterna. I vårt exempel var många av ekosystemkomponenterna representerade på ett godtagbart sätt i de preliminärt avgränsade värdetrakternas värdekärnor. Andelen av rekryteringsmiljöer för gädda lever dock inte riktigt upp till den andelen som vårt exempel satt, vilket är att de ska vara representerade med 75 % i de värdekärnor som finns inom de preliminärt avgränsade värdetrakterna (figur 15). Genom att ytterligare inkludera värdekärnor med rekryteringsområden för gädda till värdetrakterna är dock kravet uppfyllt (figur 16). Ekosystemkomponenten kräkel med en täckningsgrad på minst 25 % är också för lågt representerad (endast med 7 %) i de preliminärt avgränsade värdetrakternas värdekärnor och når inte upp till den minsta andel som ska vara representerat (specificerat som ett exempel i tabell 1 med 10 % av sin förekomst, se tabell 1, avsnitt 5.2.3). Att inkludera fler värdekärnor i värdetrakterna skulle dock inte nämnvärt höja representativiteten av kräkel eftersom komponenten är sällsynt inom platser som värderats till värdekärnor, då de varken har fått höga naturvärdespoäng eller förekommer tillräckligt ofta med andra ekosystemkomponenter som tillsammans ger höga ansamlingar av naturvärden. Däremot är kräkel väl representerat i de preliminärt avgränsade värdetrakterna om hela området betraktas och inte bara inom deras värdekärnor (10 %). På grund av att det är svårt att inkludera fler värdekärnor för att uppfylla kravet får det anses tillräckligt att komponenten i alla fall är välrepresenterade inom värdetrakternas hela utbredningsområde.

⁶⁶ Steg 4a och 5 i flödesschemat, bilaga 1.

⁶⁷ Läs om kriteriet *konnektivitet* i avsnitt 5.3.1.2.



Figur 15. Kartorna visar fyra olika ekosystemkomponenters utbredning i förhållande till värdekärnorna och de preliminärt avgränsade värdestråken. Genom att jämföra dessa kan man undersöka om målen för ekologisk representativitet uppfylls. Dessa ska i första hand uppfyllas i värdekärnorna som finns inom de preliminärt avgränsade värdestråken. Övervintrande sjöfågel och lekområden för sik representeras med ca. 100 % respektive 79 % i värdestråkernas värdekärnor, vilket uppnår målen satta för dessa. Rekryteringsmiljöer för gädda representeras med 72 % (jämfört med exempelmalet på 75 % representativitet, se tabell 1 avsnitt 5.2.3) i värdestråkernas värdekärnor (vilket medför att ett område med värdekärnor som innehåller rekryteringsmiljöer för gädda adderas till värdestråken, se figur 16). Kräkel med en täckningsgrad på minst 25 % representeras med 7 % inom värdestråkernas värdekärnor vilket är lägre än 10 % vilket är det mål som har satts som exempel i tabell 1, avsnitt 5.2.3. Att inkludera fler värdekärnor inom värdestråken skulle inte nämnvärt öka den andelen på grund av ekosystemkomponentens låga förekomst i värdekärnor. Dock är kräkel väl representerat inom hela värdestråkernas område (10 %) vilket får anses som godtagbart.



Figur 16. Kartan visar ett exempel på vilket område som skulle kunna adderas till de preliminärt avgränsade värdetrakterna för att även rekryteringsmiljöer för gädda ska vara representerat på ett godtagbart sätt i värdetrakternas värdekärnor.

Genom att försäkra att olika biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper) är representerade på ett godtagbart sätt – och att det dels bygger på om de till exempel är rödlistade arter eller ansvarsarter – tar kriteriet *ekologisk representativitet* hänsyn till biologisk mångfald av arter (α -diversitet), till biologisk mångfald av livsmiljöer (β -diversitet) och till biologisk mångfald av arter från global till regional nivå (γ -diversitet; Whittaker 1960, 1972).

5.3.1.6 Verifiering/undersökning av kriterierna i fält

De platser och områden som identifierats till värdekärnor och preliminära värdetrakter via analyser och inte via ”kända värdefulla platser” bör om möjligt verifieras och undersökas i fält⁶⁸. Om till exempel en värdekärna har pekats ut genom att ansamlingar av höga naturvärden har identifierats via abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter eller via modellerade kartor av biotiska ekosystemkomponenter bör förekomsten av värdefulla biotiska ekosystemkomponenter verifieras på platsen. Om närvaron av de utpekade biotiska ekosystemkomponenterna vederläggs ska även utpekandet av värdetrakten vederläggas.

⁶⁸ Steg 9 i flödesschemat, bilaga 1.

Riktlinjer för hur verifiering/undersökning av kriterierna i fält görs är ännu inte bearbetade och sammanställda även om de primärt ska göras via välkända och standardiserade metoder.

Genom verifiering av närvarande ekosystemkomponenter styrks uppfyllelsen av kriterierna:

- *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärde* (som i sig bygger på de kriterier som specificeras i den grundläggande naturvärdesbedömningen) och
- *ekologisk representativitet* (i alla fall platsen ingår i en värdetrakt).

Eventuellt kan det också verifiera att spridningsanalyser har varit korrekta (gäller dock primärt verifieringen av närvarande arter) vilket därmed styrker uppfyllelsen av kriteriet

- *konnektivitet*⁶⁹.

För att ytterligare styrka kriteriet *konnektivitet* bör dock även fördjupade fältundersökningar av spridningsmönster göras.

Undersökning av kriteriet kvalitet/funktionalitet i fält

Om detaljkunskap om värdekärnornas *kvalitet/funktionalitet* inte finns och valet om vilka områden som ska prioriteras för förvaltning skulle gynnas av denna kunskap, finns det anledning att göra en eller flera riktade fältundersökningar med avseende på detta. Definitionen på vad som menas med *kvalitet/funktionalitet* i dessa sammanhang varierar och beror på vilka ekosystemkomponenter som ska undersökas och vilken information som eftersöks. Därmed måste utformningen av undersökningen av kriteriet *kvalitet/funktionalitet* ofta avgöras från fall till fall.

Om *kvaliteten/funktionaliteten* är sämre än förväntat baserat på naturliga förutsättningar, det vill säga om ett område bedöms vara stört av mänskliga aktiviteter, kan potentiella värdekärnor (område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in) pekas ut.

Riktlinjer för hur kriteriet *kvalitet/funktionalitet* undersöks i fält är ännu inte bearbetade och sammanställda. Tidigare metoder för naturvärdesbedömning i fält är till stor nytta. Exempel på hur undersökning av *kvalitet/funktionalitet i fält* kan göras är genom:

- fördjupade platsspecifika studier av tidigare kriterier inom ramverket, så som:
 - biologisk mångfald
 - hotstatus (närvaro av rödlistade arter och biotoper)
 - ekosystemtjänster

⁶⁹ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

- olika indikatorer framtagna för arbete med till exempel havsmiljödirektivet (2008/56/EG), vattendirektivet (2000/60/EG) eller för att bedöma kvaliteten hos olika biotoper
- kvantitativa mått (till exempel mängd fisk eller romsträngar)
- närvaro av naturvårdsarter (till exempel signal-/indikatorarter och rödlistade arter; Hallingbäck 2013)
- komplettering av en biotopbildande ekosystemkomponents täckningsgrad (som ofta baseras på hur mycket krontaket täcker botten) med vegetationstäthet, höjd och om möjligt även biomassa (detta ger ett mått på habitatkomplexiteten vilket i sin tur ger en bild av funktionalitet eftersom komplexa habitat kan ge en ökad abundans av andra organismer)
- mått på övergödning
- kondition på organismer
- storlek på biotopen
- kombination av ekosystemkomponenter
- med mera.

Om till exempel två likande värdekärnor (med närvaro av samma fördefinierade ekosystemkomponenter) ska jämföras för att avgöra vilken av platserna som ska prioriteras över den andra för förvaltning (så som inkludering i en värdestrakt eller i ett områdesskydd eller för restaureringsåtgärder) behöver fältundersökningarna utformas på ett sådant sätt att de är likvärdiga och går att jämföra med varandra. Till exempel behöver inventeringsmetoder och inventeringsansträngning vara de samma eftersom olika metoder och undersökningsansträngningar bland annat ger olika taxonomiska upplösningar. Olika kunskaper och erfarenheter hos inventerarna kan också påverka resultatet.

5.3.1.7 Sammantagen värdering efter den fördjupade naturvärdesbedömningen och identifiering av värdestrakter

Den fördjupade naturvärdesbedömningen har inte samma förutsättningar som den grundläggande naturvärdesbedömningen har för att göra transparenta, objektiva och jämförbara bedömningar på grund av det ojämna kunskapsunderlaget av de mer komplexa naturvärdena som ska bedömas. Utöver kriteriet *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden* (som har specificerade riktlinjer för hur det tas fram) bedöms de övriga kriterierna i den fördjupade naturvärdesbedömningen genom expertbedömningar⁷⁰. Därför är det viktigt att de avvikelser som görs från den grundläggande naturvärdeskartan dokumenteras och argumenteras för. Utgångspunkten för transparens i den fördjupade naturvärdesbedömningen är att en diskussion förs utifrån den grundläggande naturvärdeskartan.

För att en plats ska definieras som värdekärna måste minst ett av kriterierna *hög koncentration av ekosystemkomponenters naturvärden*, *konnektivitet* eller *kvalitet/funktionalitet* uppfyllas. För att peka ut värdekärnor baserat på de två senare kriterierna måste dessa platser vara ”kända värdefulla platser”.

⁷⁰ Se beskrivning av begreppet i avsnitt 3.1.

Ett läns värde-trakter ska å andra sidan avgränsas så att de sammantaget uppfyller *hög koncentration av värdekärnor, konnektivitet, kvalitet/funktionalitet* och *ekologisk representativitet*. Dessa kriterier ska primärt uppfyllas i värde-trakternas värdekärnor.

När den fördjupade naturvärdesbedömningen är klar ska värde-trakter⁷¹, värdekärnor⁷² och potentiella värdekärnor⁷³ vara identifierade.⁷⁴

Remiss

⁷¹ Steg 10a i flödesschemat, bilaga 1.

⁷² Steg 10b i flödesschemat, bilaga 1.

⁷³ Steg 10c i flödesschemat, bilaga 1.

⁷⁴ Läs mer om hur värdekärnor och potentiella värdekärnor identifieras i avsnitt 5.3.1.4.

6 Diskussion

I det här kapitlet diskuteras olika kritiska delar inom ramverket med syfte att ge en fördjupad insikt och förståelse av systemet. Texten är inte utformad för att läsas i ett sträck, utan utvalda delar går att läsa var för sig.

6.1 När ramverket uppsatta mål?

Att bygga upp ett perfekt bedömningssystem, som är anpassningsbart för naturens variationsrikedom och samtidigt eftersträvar objektiva och jämförbara bedömningar i en miljö som är svår att få överblick över, går inte. Det kommer uppstå logiska luckor. Därför måste bedömningar och naturvärdeskartor granskas för att avgöra om de är rimliga eller inte. Ramverket kommer med andra ord inte alltid nå fram till målen. Nedan diskuteras hur Mosaic är uppbyggt för att nå dem så långt som möjligt.

Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav. För att försöka nå de delmål som satts upp för Mosaic (figur 17), vilka här redovisas i punktform, har ramverket formats med följande strukturer och beståndsdelar:

- **”Objektiv”/samsyn och nationellt harmoniserat**
 - Fördefinierade ekosystemkomponenter bedöms i den grundläggande naturvärdesbedömningen först av en samlad expertgrupp per havsområde för att så mycket kunskap som möjligt om den marina miljöns beskaffenhet ska tillgodogöras på ett överkomligt sätt.
 - Bedömningarna ska redovisas på en hemsida (IT-stödet) där andra experter och intressenter lätt kan kommentera bedömningarna vilka därmed på ett relativt enkelt sätt kan vägas in vid nästa revidering/bedömningscykel.
 - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen tar avstamp i en grundläggande naturvärdeskarta (vilken i sig bygger på den grundläggande naturvärdesbedömningen och förekomstkartor av olika ekosystemkomponenter) bygger utgångspunkten för den mer komplexa fördjupade naturvärdesbedömningen på en mer ”objektiv” rumslig bedömning.
- **Transparent och överblickbart**
 - Den grundläggande naturvärdesbedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter görs med ett relativt enkelt poängsystem i tabellform vilket både medför att det är transparent och att det är lätt att få överblick över en stor mängd bedömningar.
 - Det webbaserade IT-stödet (hemsida) ska vara uppbyggt på ett sådant sätt att det går lätt att jämföra olika bedömningar med varandra genom enkla filtreringsfunktioner.

- Motiveringen (inklusive referenser) till bedömningarna i den grundläggande naturvärdesbedömningen redovisas strukturerat⁷⁵ i IT-stödet.
 - Genom att den regionala bedömningen i den grundläggande naturvärdesbedömningen endast har *ett* kriterium, där den mer omfattande bedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenternas per havsområde viktas lokalt, underlättas jämförelsen.
 - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen tar avstamp i en grundläggande naturvärdeskarta, vilken bygger på den mer ”objektiva” bedömningen i den grundläggande naturvärdesbedömningen, går det att jämföra den grundläggande naturvärdeskartan med de områden som slutligen pekats ut som värdefulla. Avvikelsena från den grundläggande naturvärdeskartan ska motiveras i den fördjupade naturvärdesbedömningen.
- **Adaptivt/lätt att revidera**
 - Genom att den grundläggande naturvärdesbedömningen bygger på ett enkelt poängsystem av där en siffra symboliserar bedömningen efter ett kriterium för varje fördefinierad ekosystemkomponent, är det enkelt att ändra enstaka bedömningar. Den totala bedömningen och prioriteringen för de fördefinierade ekosystemkomponenterna kan därefter ändras automatiskt.
 - Eftersom den grundläggande naturvärdeskartan också är relativt enkel att revidera, efter att de fördefinierade ekosystemkomponenterna omvärderats, är även det första steget i den fördjupade naturvärdesbedömningen relativt enkel att revidera. Utöver det är dock inte den fördjupade naturvärdesbedömningen lika lätt att revidera då den bearbetar mer komplex rumslig variation och information.
 - **Fördjupade rumsliga analyser**
 - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen består av flera olika analyser av kriterierna *konnektivitet*, *kvalitet/funktionalitet* och *ekologisk representativitet* (inklusive replikering), ger ramverket en struktur för att fördjupade rumsliga analyser ska vägas in i naturvärdesbedömningen. Dock är inte alla riktlinjer satta för hur dessa analyser bör utföras inom ramverket för denna version 1 av Mosaic.
 - **Detaljkunskap om specifika platser**
 - Genom att den fördjupade naturvärdesbedömningen
 - dels fångar upp ”kända värdefulla platser” – vilket antingen baseras på detaljkunskaper om en plats är

⁷⁵ Se upplägget i bilaga 3.

värdefull för någon eller några arters spridning (*konnektivitet*) eller om den är värdefull på grund av sin *kvalitet/funktionalitet* (vilket kan bero på flera olika egenskaper) och

- dels ger utrymme för djupare fältundersökningar av ramverkets kriterier,

ger ramverket utrymme för att hänsyn tas till detaljkunskaper om specifika platser.

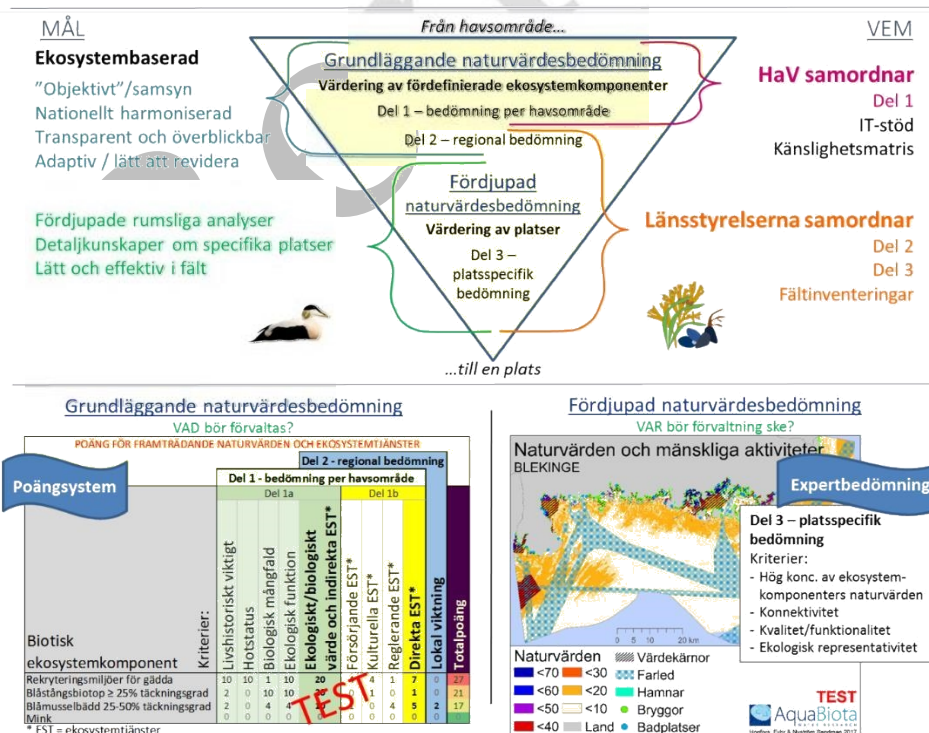
- **Lätt och effektivt i fält**

- Riktlinjer för verifiering/undersökning av kriterierna i fält är ännu inte bearbetade och satta inom ramverket och därför inte heller alla strukturer för att uppfylla målet.
- En viktig struktur för att uppnå målet finns dock redan i ramverket och det är ramverket byggs upp kring bedömningen av fördefinierade ekosystemkomponenter. Genom att fältinventeringen i första steget verifierar (eller vederlägger) närvarande biotiska ekosystemkomponenter på en plats kan det stödja den grundläggande naturvärdeskartan och styrka kriterierna *hög koncentration av ekosystemkomponenternas naturvärde* och *ekologisk representativitet* i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Eventuellt kan verifieringen av närvarande biotiska ekosystemkomponenter också styrka kriteriet *konnektivitet* om en spridningsanalys har pekat ut området som potentiellt viktigt för en eller flera arts spridning. Genom att endast verifiera eller vederlägga närvaron av fördefinierade ekosystemkomponenter i fält kan naturvärdesbedömningen med andra ord komma relativt långt vilket utgör en förutsättning för att ramverket närmar sig målet att vara "lätt och effektivt i fält".
- Dock bör fältinventeringarna också göra fördjupade bedömningar av kriterierna *konnektivitet* och *kvalitet/funktionalitet* vilket gör dem mer komplicerade och inte lika "lätta och effektiva i fält". Detta behövs dock för att eftersträva ett ekosystembaserat ramverk som tar hänsyn till naturens komplexitet och rumsliga variation. Bedömningen ska *kunna vara flexibel* efter vilka ekosystemkomponenter som undersöks och vilken fråga som ställs. I dagsläget saknar ramverket riktlinjer för hur detta bör undersöks även om syftet är att det ska utgå från redan framtagna metoder.

För att ramverket ska närma sig målet att vara **ekosystembaserat** innehåller ramverket strukturer som stödjer ett holistiskt angreppssätt. En av dessa strukturer är att ramverket utgår från ett landskapsperspektiv, bl.a. genom att förespråka och ge utrymme för att yttäckande underlag används i så stor utsträckning som möjligt vilket är en förutsättning för att platser och områden bedöms utifrån des vikt i ett större landskapsperspektiv. En annan struktur ramverket har för att stödja ett mer holistiskt angreppssätt är att det innehåller relativt många olika kriterier och metoder för att identifiera olika slags naturvärden samt att de strukturer som främjar "objektiva" bedömningar också

främjar att så mycket kunskap som möjligt inhämtas om ekosystemen. För att ramverket ska närma sig målet att vara ekosystembaserat så behöver det också kunna hantera ekosystemets rumsliga såväl som tidsmässiga variation och ge möjlighet till god förvaltning givet denna variation. Samma strukturer i ramverket som stödjer ett transparent, överblickbart och adaptivt ramverk ger också förutsättningar för att bedömningarna lätt kan revideras efter att ekosystemets förändring över tid. Revideringarna ska dock inte göras fortlöpande utan med en viss cyklisk periodicitet för att ge en stabilitet till förvaltningen. För att klara den rumsliga variationen behövs plats-specifika egenskaper hämtas in genom fördjupade rumsliga analyser och detaljkunskaper om platser och områden. Strukturer för detta finns i den fördjupade naturvärdesbedömningen.

Eftersom det är viktigt med lokal förankring och engagemang kan ramverket få kritik för att de grundläggande bedömningarna i Del 1 samordnas nationellt, (även om regionala/lokala experter ska sitta med i expertgruppen samt att en allmän diskussion främjas med goda möjligheter inom IT-stödet att kommentera och påverka bedömningarna inför nästa periodiska revideringscykel) samt att Del 2 och 3 samordnas regionalt (bedömningarna kan dock vid behov decentraliseras till kommuner och vattenvårdsförbund). Vidare så samordnas de grundläggande bedömningarna i Del 1 nationellt för att bedömningarna ska vara mer "objektiva" (det vill säga mindre subjektiva) och lätta att jämföra. Så här har en avvägning gjorts. För att nå ut lokalt är det utöver påverkansmöjligheter också viktigt att ha ett enkelt system som är lätt att överblicka och förstå för alla.



Figur 17. Genom ett enkelt poängsystem i den grundläggande naturvärdesbedömningen försöker Mosaic uppnå målen i blått. En överblickbar tabell som är lätt att revidera, som främjar en bred diskussion och en ekosystembaserad adaptiv förvaltning. I den fördjupade naturvärdesbedömningen försöker målen i grönt uppnås genom att tillåta fördjupade rumsliga analyser och att detaljkunskaper om områden tas med i bedömningen.

Det finns både för och nackdelar med att alla ekosystemkomponenter måste bedömas efter alla kriterier i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Fördelen är att alla ekosystemkomponenter får en ”chans” att ta plats medan det negativa är att många bedömningar utförs utan tillräckligt underlag. Därför är det viktigt att de bedömningar som lider brist på underlag noteras och prioriteras i nya studier. Ett system för hantering och registrering av osäkerheter i bedömningar är dock ännu inte på plats.⁷⁶

Det kommer ofta saknas ett jämnt kunskapsunderlag för den fördjupade naturvärdesbedömningen. Skillnader kommer finnas både geografiskt och mellan arter. För att ändå kunna göra en fördjupad naturvärdesbedömning, där hänsyn tas till naturens rumsliga variation och komplexitet, måste mer subjektivitet tillåtas, och det är därför viktigt att hålla isär den fördjupade naturvärdesbedömningen från den grundläggande naturvärdesbedömningen som eftersträvar objektivitet (med objektivitet menas i det här fallet eftersträvan av en samsyn mellan experter). Analyserna i den fördjupade naturvärdesbedömningen är inte mindre viktiga. Genom att dela upp naturvärdesbedömningen i grundläggande och fördjupad naturvärdesbedömning skiljer Mosaic de olika tillvägagångssätten så att det ska bli tydligt när bedömning har gjorts utifrån olika utgångspunkter. Genom att dokumentera varför den fördjupade naturvärdesbedömningen pekar ut andra områden som mest värdefulla, jämfört med de områden som den grundläggande naturvärdeskartan pekar ut, ges en transparens till bedömningen.

6.2 Val av kriterier

De flesta kriterierna i den grundläggande och i den fördjupade naturvärdesbedömningen grundas på internationellt vedertagna kriterier (IUCN 1991).

Kriterierna i Del 1 har valts så att *fördefinierade* ekosystemkomponenter kan bedömas utifrån kriterierna. Här bedöms vilka naturvärden och ekosystemtjänster som en fördefinierad ekosystemkomponent i allmänhet representerar utifrån dessa kriterier, utan rumslig specificering.

Kriterierna i Del 1 har också valts eftersom de anses särskilt viktiga. På grund av kriteriernas betydelse kan det vara fördelaktigt att kriterierna också bedöms i den fördjupade bedömning (primärt via kriteriet *kvalitet/funktionalitet*) men här baserat bedömningen på platsspecifika fältdata via analysen ”verifiering/undersökning av kriterierna i fält” och inte bara efter vilka naturvärden som ekosystemkomponenten i allmänhet brukar representera.

De tre första kriterierna i Del 1a i den grundläggande naturvärdesbedömningen är alla satta av CBD (biodiversitetskonventionen; CBD 2008) och även medtagna i Naturvårdsverkets rapport Skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007b). I Mosaic har kriteriet *ekologisk*

⁷⁶ Läs mer om utvecklingsdelar inom ramverket i avsnitt 4.1.2.1.

funktion lagts till (vilket även har använts av många andra, se till exempel Schreiber och Haglund 2013). Kriteriet bedömer betydelsen av den biotiska ekosystemkomponenten ur ett helhetsperspektiv av den marina miljön och gäller egenskaper som inte har tagits upp i de andra kriterierna i Del 1a.

I Del 1b har kriterier för direkta ekosystemtjänster lagts till för att lyfta och åskådliggöra dessa. Bedömningar av kriterierna går dock att välja bort om så önskas. Vid arbete med grön infrastruktur är dock riktlinjerna att alla ekosystemtjänster ska vägas in. Läs mer om motiveringen till poängsättningens utformning i bilaga 3.

Huvudkriterier som ofta används inom arbetet med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Deltares 2015 och referenser däri) är representativitet, replikering, konnektivitet och lämplighet (översättning från "*adequacy*" där underkriterier kan vara storlek och förvaltningskategori). Kriterierna (*ekologisk representativitet* och *konnektivitet*) finns med i den fördjupade naturvärdesbedömningen inom Mosaic. Replikering finns dock inte med i Mosaic som ett eget huvudkriterium men som underkriterium inom kriterierna *konnektivitet*⁷⁷ och *ekologisk representativitet*⁷⁸. Lämplighet (översättning från "*adequacy*" där underkriterier kan vara storlek och förvaltningskategori) har Mosaic inte heller som ett enskilt kriterium. Dock har Mosaic kriteriet *kvalitet/funktionalitet* som till exempel ska ta hänsyn till om storlek har betydelse för naturvärdena.⁷⁹

I likhet med Naturvårdsverket (2014) syftar begreppet ekosystemtjänster i den här rapporten till processer i ekosystem som skapar tjänster och nytta för människor och som har en biotisk komponent i sig. Det vill säga en vacker solnedgång över en blå horisont är inte en ekosystemtjänst då det primärt inte är biotiska ekosystemkomponenter som behövs för att skapa denna företeelse. Däremot är det bland annat en ekosystemtjänst att fisk finns i vattnet eftersom vi vill (i alla fall kunna) sitta i en båt och meta (oavsett om fisk fångas eller inte eftersom fisken tillför meningen till aktiviteten och att metaren troligen uppskattar att det finns fisk i havet).

I tabell 2 jämförs de kriterier som har valts för Mosaic med de kriterier som är satta av CBD (2008), Deltares (2015) och av Naturvårdsverket (2007b). Även om flertalet kriterier är desamma skiljer sig tillvägagångssätten åt.

⁷⁷ Läs om *konnektivitet* och replikering i avsnitt 5.3.1.2 och vidare i diskussionen i avsnitt 6.2.3.

⁷⁸ Läs om *ekologisk representativitet* och replikering i avsnitt 5.3.1.5 och vidare i diskussionen i avsnitt 6.2.3.

⁷⁹ Läs om storlek i avsnitt 6.2.4.

Tabell 2. Jämförelse mellan kriterierna i Mosaics struktur och kriterier satta av CBD (biodiversitetskonventionen; 2008), arbete med sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (ecological coherence of networks of marine protected areas; Deltares 2015) och Naturvårdsverket (2007b).

Mosaic	
GRUNDLÄGGANDE NATURVÄRDESBEDÖMNING	FÖRDJUPAD NATURVÄRDESBEDÖMNING
Del 1 - bedömning per havsområde	Hög konc. av ekosystemkomponenters naturvärden Konnektivitet (bl.a. inkl. replikering) Kvalitet/funktionalitet (bl.a. inkl. naturlighet, sårbarhet och utsatthet) Ekologisk representativitet (bl.a. inkl. replikering)
a) Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster	
α Livshistoriskt viktigt	
Hotstatus	
Biologisk mångfald	
Ekologisk funktion	
b) Direkta ekosystemtjänster	
Försörjande ekosystemtjänster	
Kulturella ekosystemtjänster	
Reglerande ekosystemtjänster	
Del 2 - regional bedömning	
Lokal viktning	
Relativ lokal betydelse jämfört med hela havsområdet	
CBD	
Ekologiska/biologiska kriterier för att identifiera marina områden i behov av skydd	Kriterier för skapa ett representativt nätverk av skyddade marina områden
α Av speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier	Ekologiska/biologiska kriterier (dvs. de som står till vänster ←)
Hotade eller minskande arter eller biotoper	Representativitet
Biologisk mångfald	Konnektivitet
Unikhet/raritet	Replikerade ekologiska funktioner
Naturlighet	Lämpliga och livskraftiga platser
Sårbar, känslig eller har en långsam återhämtning	
Biologisk produktivitet	

Deltares 2015 (coherence of MPA:s)

Representativitet; replikering; konnektivitet och lämplighet

Naturvårdsverkets rapport 5739

Ekologiska/biologiska kriterier	Andra bevarandekriterier	Fortsättning Andra bevarandekriterier
Naturlighet	Forsknings/Undersökningsvärde	Värde för kulturmiljö
Representativitet och biogeografiska värden	Dokumentation Forn- och kulturlämningar Värde för det biologiska kulturarvet	Upprätthåller traditionella kustanknutna näringar Forn- och kulturlämningar Värde för det biologiska kulturarvet
Sällsynta eller unika biogeografiska eller geologiska miljöer	Internationellt/Nationellt betydelsefullt Internationellt listad över skyddsvärda områden	
Ekologiskt/Biologiskt värde	Möjligt område i internationellt skyddsarbete	
Stort antal växt- och djurarter	Ekonomiskt viktigt Näringsområden/födosoksområden	Prioriteringskriterier Hotbild
Variationsrik botten och variationsrikedom av biotoper	Reproduktions-, lek- och uppväxtområden	Sårbarhet
Hög förekomst av "prioriterade naturtyper"	Områden med värde för turistnäring	Storlek
Sällsynta arter, biotoper och biotopkomplex	Sociala värden Lättillgängliga och slitagetåliga områden som genom sin struktur ger möjlighet till ökad kunskaps spridning och information om marinbiologiska värden	Områden som kompletterar ett nätverk
Arter vid sina utbredningsgränser	Områden viktiga för rekreation och turism	Samordning med terrestra skyddsvärden
Hotade arter, biotoper och biotopkomplex		Genomförbarhet
α Födoso-, rast-, reproduktions- och uppväxtområden		

α noterar ett liknande kriterium men med olika namn.

6.2.1 Biologisk mångfald och ekologisk representativitet

I Del 1 (bedömning per havsområde) i den grundläggande naturvärdesbedömningen är ett av kriterierna *biologisk mångfald*. Ekosystemkomponenterna blir bedömda utefter deras relativa bidrag till *biologisk mångfald* på en plats (både genom att själv vara en del av den biologiska mångfalden men framförallt om de skapar livsutrymme för andra arter och populationer; α -diversitet; Whittaker 1960, 1972). De fördefinierade ekosystemkomponenterna rankas med andra ord efter deras bidrag till α -diversitet.

Av praktiska skäl är det svårt att även ta hänsyn till *biologisk mångfald* på global skala. Hänsyn till *biologisk mångfald* på global skala tas dels när kriteriet *hotstatus* bedöms i den grundläggande naturvärdesbedömningen (Del 1) men kanske framförallt när kriteriet *ekologisk representativitet* analyseras i den fördjupade naturvärdesbedömningen. Till exempel är det extra viktigt att ansvarsarter är väl representerade (se även avsnitt 5.3.1.5 och 6.2.2). Vid analys av kriteriet *ekologisk representativitet* ska också hänsyn tas till att alla, eller i alla fall flertalet av de biotiska ekosystemkomponenterna (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer, habitat och biotoper) representeras. Genom att värna om att så många ekosystemkomponenter som möjligt representeras tas hänsyn både till *biologisk mångfald* mellan populationer och arter på landskapsskala (det vill säga γ -diversitet) samt till *biologisk mångfald* mellan livsmiljöer (det vill säga β -diversitet; Whittaker 1960, 1972).

6.2.2 Rariteter, arter vid sin utbredningsgräns och ansvarsarter

En kritisk avvägning har varit om kriterierna *raritet*, *arter vid sin utbredningsgräns* och *ansvarsarter* bör inkluderas i Mosaics grundläggande naturvärdesbedömning eller inte. Det beslutades att de inte skulle vara med. Anledningen för detta var för att:

- Onaturlig raritet eller där en arts utbredningsgräns har flyttas på grund av till exempel klimateffekter bör bedömas för kriteriet *hotstatus* oavsett om det behandlas i rödlistorna eller ej.
- Yttäckande kartunderlag om var ovanliga arter finns är sällsynt. Den mesta kunskapen om dess närvaro finns i fältinventerade data (punktdata). Därmed är platsen känd och fångas upp vid bedömningen av kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”känd värdefull plats”⁸⁰ i den fördjupade naturvärdesbedömningen.⁸¹
- Biotoper som gynnar ovanliga arter ska få poäng för det via kriterierna *biologisk mångfald* eller *ekologisk funktion*.
- Om ekosystemkomponenten endast är ovanlig på lokal nivå värderas detta i Del 2 (lokal viktning).
- Naturlig raritet som inte är kopplad till något av de andra kriterierna i den grundläggande naturvärdesbedömningen eller täcks upp av ovanstående punkter, bedöms inte som ett så framträdande

⁸⁰ Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

⁸¹ Läs om kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”känd värdefull plats” i avsnitt 5.3.1.3.

naturvärde att det ska behandlas med den digniteten som de andra kriterierna i Del 1a.

- Om arter vid sin utbredningsgräns inte är kopplad till något av kriterierna i den grundläggande naturvärdesbedömningen eller täcks upp av ovanstående punkter, skulle de kunna falla mellan stolarna. Om det skulle vara fallet får ekosystemkomponenten fångas upp och läggas till ändå. Som tidigare nämnts kan inte ett ramverk vara helt vattentätt om det också ska vara lättförståeligt och inte alltför komplicerat. Därför får ett kritiskt öga följa bedömningarna.
- Om en rar ekosystemkomponent är utsatt för mänskliga påverkansfaktorer ska den fångas upp vid analys av ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet” inom kriteriet *kvalitet/funktionalitet*⁸² vilket ska påverka bedömningen av hur mycket som en ekosystemkomponent ska vara representerad i värde-trakter (vilket bedöms för kriteriet *ekologisk representativitet*)⁸³.

Anledningen till att *ansvarsarter* inte har tagits med som ett kriterium grundar sig i att:

- Ansvarsarter ska markeras i tabellen för den grundläggande naturvärdesbedömningen (se den tredje kolumnen i tabell 1, avsnitt 5.2.3) och tas med vid bedömningen om *hur mycket* av en ekosystemkomponent som ska vara representerad inom värde-trakter.^{83, 84}
- Om en ansvarsart är vanlig i havsområdet men globalt hotad eller minskade ska det också behandlas i kriteriet *hotstatus*. Se IUCN:s rödlista över hotade arter.
- Är ansvarsarten ovanlig i havsområdet och endast finns på någon enstaka plats ska denna kända plats fångas upp vid bedömningen av kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”känd värdefull plats”⁸⁵ i den fördjupade naturvärdesbedömningen.⁸⁶

6.2.3 Replikering

Kriteriet replikering finns ofta med i arbete med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Daltares 2015 och referenser däri). Inom ramverket Mosaic finns också replikering med men är en del av kriterierna *konnektivitet* och *ekologisk representativitet*. I kriteriet *konnektivitet* analyseras replikering utifrån varje ekosystemkomponents behov av replikering utifrån sin spridningsbiologi.⁸⁷ För vissa ekosystemkomponenter krävs hög replikering inom ett område med nära avstånd mellan varandra för att spridningsbiologin ska fungera medan det för andra ekosystemkomponenter endast krävs ”en fungerande replikering”. Det kan till exempel gälla en rastplats för migrerande fåglar. Inom *ekologisk*

⁸² Steg 7b i flödesschemat, bilaga 1.

⁸³ Steg 8a i flödesschemat, bilaga 1.

⁸⁴ Läs om kriteriet *ekologisk representativitet* i avsnitt 5.3.1.5.

⁸⁵ Steg 5 i flödesschemat, bilaga 1.

⁸⁶ Läs om kriteriet *kvalitet/funktionalitet* och metoden ”känd värdefull plats” i avsnitt 5.3.1.3.

⁸⁷ Steg 4b i flödesschemat, bilaga 1.

representativitet analyseras om ekosystemkomponenterna är tillräckligt replikerade inom det bedömda området (ofta ett län) att det kan anses resilient^{88, 89}. Om till exempel ett oljeutsläpp skulle ske i en vik ska de biotiska ekosystemkomponenter som finns i viken även finnas på andra platser i området för att öka chanserna att inte alla blir påverkade av oljeutsläppet.

6.2.4 Storlek

Kriteriet ”*adequacy*” (*adekvat/lämpligt/tillräckligt*) finns ofta med i arbete med ekologiskt sammanhängande nätverk av marina skyddade områden (*ecological coherence of networks of marine protected areas*; se till exempel Daltares 2015 och referenser däri). Ofta åsyftas storleken på området som ska skyddas. I Mosaic version 1 finns inga rekommendationer om minsta storlek på de avgränsningar som görs för värdekärnor. Anledningen till att kriteriet inte finns med är på grund av att den optimala storleken varierar och beror i första hand på vilka ekosystemkomponenter som ska skyddas och i andra hand på vilka förvaltningsmässiga förutsättningar som finns. De förvaltningsmässiga anledningarna går det att ta hänsyn till när värde-trakter identifieras och väljs ut. Vidare finns ”storlek” med som en parameter som kan vägas in när kriteriet *kvalitet/funktionalitet* ska bedömas i fält.⁹⁰ Storlek åsyftar både storleken på områden men kanske framförallt på utbredningen av förekomsten hos olika ekosystemkomponenter. Även om storleken på en ekosystemkomponents förekomst kan vara ett tecken på att den kan leva upp till sin fulla potential är det inte alltid det som avgör *kvaliteten/funktionaliteten* på ett område. I vissa fall kan ett mosaiksamhälle och kombinationen av olika ekosystemkomponenter som finns i ett område vara av större betydelse för dess *kvalitet/funktionalitet*.

6.2.5 Förekomst

Hur vanlig eller ovanlig en biotisk ekosystemkomponent (art, organismgrupper, livsmiljö/habitat eller biotop) är påverkar bedömningen av värdet på ett komplicerat sätt. För kriteriet *livshistoriskt viktigt* (och självklart även för *hotstatus*) ges ofta ett högre värde för ovanliga ekosystemkomponenter jämfört med vanliga ekosystemkomponenter. Men för kriteriet *ekologisk funktion* och kriterierna kopplade till direkta ekosystemtjänster ges ofta vanliga arter ett högre värde än ovanliga eftersom det ofta är arterna med stor abundans som har en ekologisk viktig funktion för den marina miljön i helhet. Men som figur 8 i bilaga 3 visar, bedöms kriteriet *ekologisk funktion* både efter ekosystemkomponentens potentiella förekomst och dess reella förekomst:

”Om ekosystemkomponenten ... har potential att vara så förekommande att funktionen verkligen blir betydelsefull ur ett helhetsperspektiv, kan dock den reella förekomsten också påverka hur vi i dagsläget värderar områden där ekosystemkomponenten befinner sig. Finns den i hög förekomst (till exempel blåmusslor) kan värdet av varje plats den befinner sig på, bli lite lägre än om den finns i låg

⁸⁸ Läs om kriteriet *ekologisk representativitet* i avsnitt 5.3.1.5.

⁸⁹ Steg 8b i flödesschemat, bilaga 1.

⁹⁰ Läs om hur kriteriet *kvalitet/funktionalitet* kan undersökas i fält avsnitt 5.3.1.6.

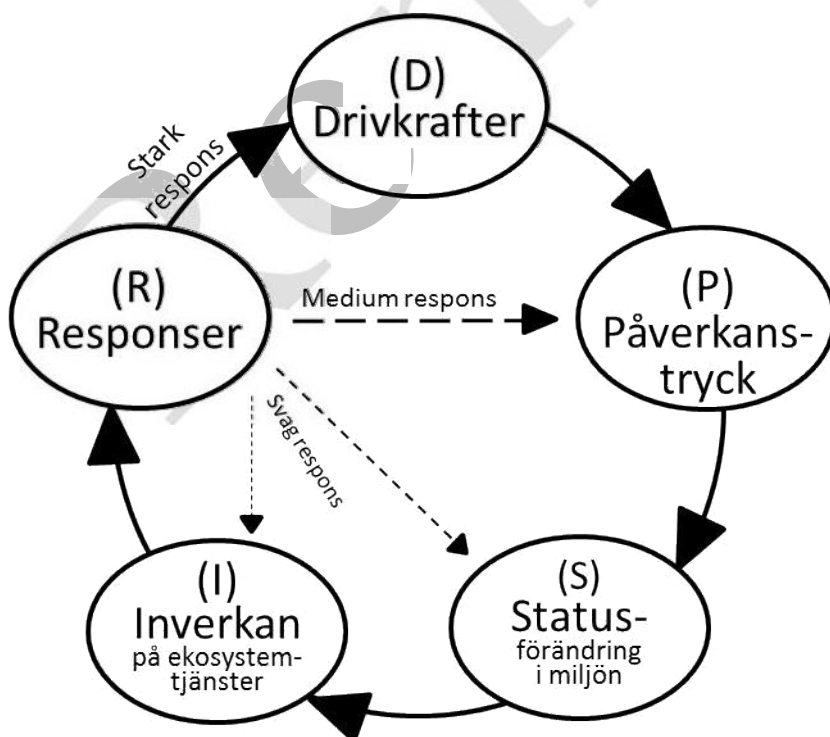
förekomst, relativt sin potential (till exempel torsk och torsklekområden).”

Det kanske hade varit att föredra att ekosystemkomponenterna först bedömdes oavsett hur vanliga eller ovanliga de är och att förekomstens inverkan på bedömningen var ett separat steg. Vi finner dock att ett sådant tillvägagångssätt krånglar till bedömningen mer än vad den klargör och därför valt bort det.

6.3 Naturvärden och förvaltning

6.3.1 DPSIR och Mosaic

För att strukturera interaktioner mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö har Europeiska miljöbyrån (EEA) utvecklat ramverket DPSIR. DPSIR kommer av de engelska orden *Drivers – Pressures – States – Impacts – Responses*, vilket motsvaras av drivkrafter – påverkanstryck – status – inverkan – responser. Mänskliga drivkrafter (*D*) ger ett påverkanstryck på ekosystemen (*P*) som resulterar i en förändring av statusen (tillståndet) i ekosystemen (*S*) som ger en inverkan på ekosystemtjänster (*I*). Inverkan på ekosystemtjänster kan leda till responser (*R*), det vill säga åtgärder från samhället för att ändra drivkrafterna (stark respons), ändra påverkanstrycket (medium respons) eller på annat sätt förbättra status för ekosystemen eller inverkan på ekosystemtjänster (svag respons) (EEA 2003; Berg m.fl. 2015) (figur 18). Ramverket har blivit föreslaget att användas vid arbete med havsmiljödirektivet (2008/56/EG) (Borja m.fl. 2010; Berg m.fl. 2015).



Figur 18. För att strukturera interaktioner mellan socioekonomiska aktiviteter och miljö har Europeiska miljöbyrån (EEA 1999) utvecklat DPSIR, här något modifierat efter rekommendationer från Gari m.fl. (2015).

Ramverket Mosaic har flera skärningspunkter med ramverket DPSIR och de båda ramverken kan stödja varandra. I arbete med känslighetsmatriser mellan mänskliga påverkansfaktorer och biotiska ekosystemkomponenter, som ingår i analysen av ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet”,^{91, 92} bör till exempel påverkanstryck (*P* inom ramverket DPSIR) listas, vilket syftar på den störning på miljön som mänskliga aktiviteter ger upphov till. Det kan röra sig om miljögifter, buller, habitatförstöring eller främmande arter (figur 19).

NATURVÄRDEN OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER						MÄNSKLIGA PÅVERKANSAKTÖRER									
INVERKAN (I)						DPSIR									
STATUS (S)						Påverkanstryck (P)									
Del 1a						Primär drivkraft (D)									
Del 1b						Sekundär drivkraft (D)									
Del 1c						Påverkanstryck (P)									
Biotisk ekosystemkomponent	Livshistorisk viktigt	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Hovstatus	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Biologisk mångfald	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Ekologisk funktion	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Ekologisk/biologisk värde och indirekta EST*	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Forsknings EST*	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Regerande EST*	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Direkta EST*	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Total poäng	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
	Rekryteringsmiljöer för abborre	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller
Rekryteringsmiljöer för gädda	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller	
Lekområden för torsk	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller	
Lekområden för sik	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller	
Tumlarområden för kalvning/parning	10	4	1	10	20	4	4	1	7	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller	
Älgräs > 50% täckningsgrad	4	4	10	10	20	0	1	0	1	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller	
Övervintringsområden för allfågel	10	4	1	1	20	0	1	0	1	21	Resuspension	Buller	Erosion	Buller	

Figur 19. Figuren visar hur ramverket Mosaic kan användas tillsammans med ramverket DPSIR (markerat i rosa). Tabellen som helhet visar något förenklat hur en känslighetsmatris kan se ut kopplat till den grundläggande naturvärdesbedömningen inom Mosaic. Genom att specificera hur drivkrafter och påverkanstryck (*D* och *P* inom DPSIR) påverkar olika biotiska ekosystemkomponenter kan känslighetsmatrisen tillsammans med förekomstkartor av ekosystemkomponenter och mänskliga påverkanstryck/aktiviteter kvantifiera hur omfattande påverkan är. Genom att poängsystemet i Mosaic också visar vilka naturvärden och ekosystemtjänster som de biotiska ekosystemkomponenterna representerar går det också och uppskatta vilken statusförändringen i miljön (*S* inom DPSIR) och inverkan på ekosystemtjänster (*I* inom DPSIR) det ger även om det inte ger hela bilden.

Vidare bör en känslighetsmatris lista sekundära drivkrafter (*D* inom ramverket DPSIR), vilket är mänskliga aktiviteter som triggar en påverkan. Primära drivkrafter hänvisar den bakomliggande socio-ekonomiska anledningen till varför en mänsklig påverkan på miljön sker. Känslighetsmatrisen ska därefter specificera om, och i så fall hur starkt, det mänskliga påverkanstrycket påverkar olika biotiska ekosystemkomponenter (figur 19). Denna information tillsammans med förekomstkartor på ekosystemkomponenter och mänskliga påverkanstryck/aktiviteter kan därefter kvantifiera hur utsatta de biotiska ekosystemkomponenterna är.⁹² Genom att den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic redovisar vilka naturvärden (inklusive värden kopplade till ekosystemtjänster) de olika biotiska ekosystemkomponenterna representerar, kan en bild av statusförändringen i miljön (*S* inom ramverket DPSIR) och inverkan på ekosystemtjänster (*I* inom ramverket DPSIR) sammanställas. Forskningsprojektet Imagine⁹³ undersöker bland annat huruvida Mosaic och DPSIR kan stödja varandra utifrån denna

⁹¹ Läs mer om analysen ”naturlighet, sårbarhet och utsatthet” inom kriteriet *kvalitet/funktionalitet* i den fördjupade naturvärdesbedömningen i avsnitt 5.3.1.3.
⁹² Steg 7 i flödesschemat, bilaga 1.
⁹³ Imagine (*Inverkan av alternativa förvaltningsstrategier på marin grön infrastruktur*) ett tvärvetenskapligt projekt mellan AquaBiota, Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet kustlaboratoriet och Stockholms universitet) finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget.

koppling (figur 19) genom att studera möjliga effekter på våra hav från olika framtidsscenarioer av mänskliga aktiviteter. Även effekter av olika förvaltningsstrategier och juridiska instrument kommer undersökas genom denna koppling. Projektet arbetar både på ostkusten och ett på västkusten i två fallstudieområden.

Ramverket DPSIR blir ofta kritiserat för att de framhäver ett förenklat, enkelriktat och linjärt orsakssamband mellan kategorierna (Gari m.fl. 2015 och referenser däri) vilket också är problemet med en känslighetsmatris. EEA (1999) varnar för att världen är långt mer komplex än vad som kan bli beskrivet av en enkel orsak-verkan relation. Ramverket ignorerar synergieffekter som är vanligt i naturen. Trots dessa svagheter är DPSIR ett kraftfullt verktyg för kommunikation och för att handskas med en stor mängd påverkansfaktorer samtidigt. För att öka hänsynstagandet till miljön vid fysisk planering (exempelvis havsplanering) är det viktigt att ta fram ett verktyg så som en känslighetsmatris som så långt som möjligt hjälper till vid förvaltningen av den marina miljön. Ett sätt att närma sig analys av mer komplexa interaktioner med flera variabler kan det vara fördelaktigt att först undersöka en mängd konflikter och förenligheter på ett förenklat sätt för att därefter att fördjupa undersökningarna.

6.3.2 Potentiella värdekärnor

Platser och områden som har *potential* att vara betydelsefulla för naturvärden är ofta lika viktiga att identifiera som områden som *är* betydelsefulla. Information om potentiella värdekärnor är viktiga vid till exempel fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), restaurerings- och kompensationsåtgärder.

6.3.3 Abiotiska och biotiska ekosystemkomponenter

Huvudmålet med Mosaic är att stödja en ekosystembaserad adaptiv förvaltning vid olika former av förvaltningsåtgärden. För att nå målet är det viktigt att så långt som möjligt hålla sig till biotiska ekosystemkomponenter och inte abiotiska eftersom naturvärden först och främst är kopplade till biotan.

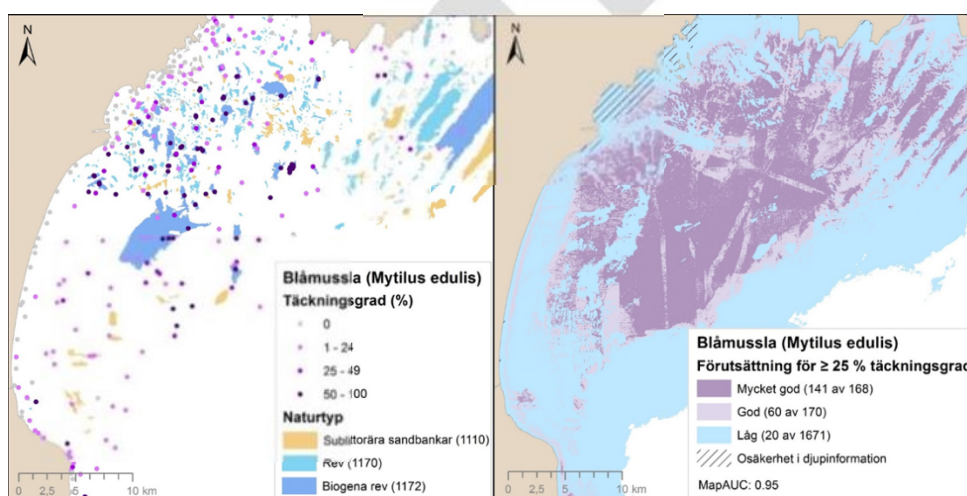
För att uppnå ekosystembaserad förvaltning av den gröna infrastrukturen behöver vi genom ett landskapsperspektiv eftersträva ett *ekologiskt representativt* nätverk. Ett *ekologisk* representativt nätverk kräver att vi så långt som möjligt arbetar med biotiska ekosystemkomponenter och inte abiotiska.

För att kunna identifiera konflikter och förenligheter mellan naturvärden och mänskliga aktiviteter för bland annat havs- och kustzonsplanering är det också viktigt att så långt som möjligt kartera biotiska ekosystemkomponenter eftersom det ofta är biotans känslighet för olika mänskliga aktiviteter och påverkanstryck som är i fokus. Ibland kan dock vissa generaliseringar göras till exempel vad mjuk- respektive hårdbottensamhällen göras. Även abiotiska ekosystemkomponenter som biotan är beroende av måste nyttjas hållbart. En ålgräsäng på en sandbotten behöver dock inte vara känslig mot samma aktiviteter som plattfisk på en annan sandbotten. Därför kan också olika skyddsåtgärder behövas för olika sandbottnar beroende på vilken biota det är

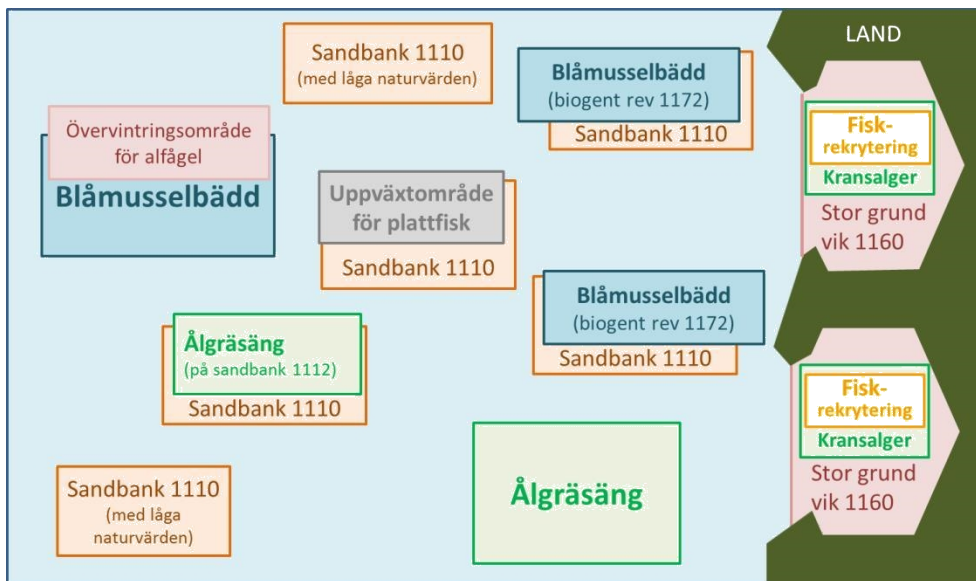
som ska skyddas. Naturvärdesbedömningen, de rumsliga analyserna och eventuella åtgärder behöver därmed baseras på den biota som vi önskar förvalta, det vill säga biotiska ekosystemkomponenter.

Vidare underlättar användandet av biotiska ekosystemkomponenter revidering av bedömningarna när statusen för biotan förändras eller om ny kunskap erhålles (det vill säga ekosystembaserad adaptiv förvaltning).

Genom att identifiera den gröna infrastrukturen med information om biotiska ekosystemkomponenters utbredning och deras naturvärden (figur 20 och 21) kan Mosaic hjälpa till i prioriteringen av vilka områden med naturtyper listade i art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 som bör prioriteras för skydd. Europeiska kommissionen har meddelat att vägledning för att stödja utvecklingen av grön infrastruktur ska användas för att sammanlänka Natura 2000-områden bättre (Europeiska kommissionen 2017b). Natura 2000-områden är ett bra verktyg för att skydda de värdekärnor med naturvärden som Mosaic identifierar. Ett verktyg för denna sammankoppling kan vara en tabell som kopplar samman abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter eller förvaltningsavgränsade ekosystemkomponenter med olika biotiska ekosystemkomponenter med tillhörande naturvärden och en känslighetsmatris som visar vilka mänskliga påverkanstryck/aktiviteter som biotan är känslig för (figur 22). En tabell som kopplar abiotiskt avgränsade ekosystemkomponenter och biotiska ekosystemkomponenter är också användbar för de biotiska ekosystemkomponenter som inte går att modellera.



Figur 20. Kartorna är från Hanöbukten och den vänstra visar bland annat naturtyper i art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 som avgränsats baserat på djup och bottensubstrat samt förekomst av blåmusslor (blåmusselbäddar med en täckningsgrad på minst 10 % utgör ett biogent rev) (Fyhr m.fl. 2013). Kartan till höger visar modellerade utbredningar av blåmusselbäddar och indikerar att reven och sandbankarna i nordöstra hörnet i den vänstra kartan troligen är biogena rev, vilket en riktad fältundersökning skulle kunna verifiera eller vederlägga. Kartorna pekar också på att en enbart abiotisk avgränsning av naturtyperna inte är tillräckligt för att identifiera vilka områden som bör prioriteras inom förvaltningen (naturtyper i habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 är prioriterade inom arbetet med Natura 2000-områden (art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1, artikel 3)). Biotisk information med god rumslig täckning bidrar väsentligt till att avgöra vilka områden som bör prioriteras, till exempel inom arbetet med Natura 2000-nätverket. För en rättvis bild skulle även fler biotiska ekosystemkomponenter än blåmusselbäddar vara nödvändiga att inkludera i analysen.



Figur 21. Yttäckande information om biotiska ekosystemkomponenter är till nytta för olika förvaltningsåtaganden. Till exempel kan Mosaic hjälpa till att identifiera vilka områden med naturtyper listade i art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 som bör prioriteras för skydd. Natura 2000-områden är ett bra verktyg för att skydda de värdekärnor med naturvärden som Mosaic identifierar. Kunskap om vilka biotiska ekosystemkomponenter som finns i naturtyperna gör det också möjligt att identifiera vilka mänskliga aktiviteter som ett naturtypsområde är känsligt för eftersom olika biotiska ekosystemkomponenter i samma naturtyp kan vara känsliga för olika mänskliga aktiviteter (som till exempel plattfisk och ålgräsängar på sandbankar). Vidare så möjliggör Mosaic så att naturvärden identifieras som inte täcks in av naturtyper listade i art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1.

Abiotiskt avgränsade och förvaltningsavgränsade ekosystemkomponenter		POÄNG FÖR NATURVÄRDEN OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER				MÄNSKLIGA PÅVERKANSTRYCK			
Habitat direktivet		Del 1a: Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster	Del 1b: Direkta ekosystemtjänster	Del 2: Lokal viktning	Totalpoäng	Verksamhet:			
Habitat direktivet						Handel	Turism/rekreation	Mänsklig aktivitet (D i DPSIR):	Fartygs- trafik
Grunda hårbotten		Biotisk ekosystemkomponent							
Grunda mjukbotten			Rekryteringsmiljöer för gädda	20	7	0	27	Ev. neg.	Neg.
Fläda			Områden för kalvning/parning av tumlare (<i>Phocaena phocaena</i>)	20	4	0	24	Neg.	-
Glofläda		Rödsläckar (<i>Polysiphonia</i>) ≥ 25% täckningsgrad	6	0	0	6	-	-	
1110 Sandbankar									
1150 Laguner									
1160 Stora vikar och sund									
1170 Rev									

Figur 22. För att enkelt och översiktligt koppla samman biotiska ekosystemkomponenter med abiotiskt avgränsade och med förvaltningsavgränsade ekosystemkomponenter kan olika biotiska ekosystemkomponenter som ofta är förknippad med dessa (till exempel typiska arter) markeras i en tabell. Ur ett förvaltningsperspektiv är det särskilt intressant att koppla olika biotiska ekosystemkomponenter (inklusive deras naturvärden och vilka mänskliga påverkanstryck de är känsliga mot) med ekosystemkomponenter som finns i olika styrdokument som till exempel naturtyper listade i art- och habitatdirektivets (92/43/EEG) bilaga 1 och Oskar-habitat (kan vara både abiotiskt avgränsade och biotiska ekosystemkomponenter). Observera att även om en ekosystemkomponent är definierad genom en abiotisk avgränsning betyder det inte att de inte åsftar biotan i dem.

6.3.4 Val av ekosystemkomponenter att värdera

Det första steget i en naturvärdesbedömning är att välja vilka fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat och biotoper) som ska värderas och karteras. Utgångspunkten i Mosaic är att så stor del som möjligt av biotan i Sveriges marina miljö ska inkluderas i arbetet och därmed bedömas i enlighet med Del 1 i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

I ett parallellt pågående projekt som AquaBiota utför på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten tas ett första utkast fram på listor över ekosystemkomponenter samt vilka marina naturvärden som de representerar. Listorna är indelade efter havsområde (Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet). Specifieringen av ekosystemkomponenter har utgått från alla ekosystemkomponenter (arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) som har inventerats tidigare – men sådana som inte inventerats tidigare har också lagts till. Därefter sällas en del ekosystemkomponenter bort för att mängden komponenter ska vara hanterbara för rumslig förvaltning. Till exempel sällas bakterier, växt- och djurplankton samt pelagiska fiskebestånd bort på grund av att de kan vara svåra att fästa rumsligt även om de har mycket viktiga ekologiska funktioner. Lekområden för en pelagisk fisk som nyttjar ett specifikt habitat för sin fortplantning sällas dock inte bort eftersom det går att rumsligt peka ut dessa områden. Därefter har ett första utkast på bedömningar av dessa ekosystemkomponenter gjorts genom Del 1 i Mosaics grundläggande naturvärdesbedömning. Meningen är att framöver förankra dessa bedömningar med en bred grupp av experter.⁹⁴ Vidare har listor på de ekosystemkomponenter för vilka det finns kostnadseffektiva karteringsmetoder specificerats.

Specifikation av fördefinierade ekosystemkomponenter behövs för att kunna förknippa en komponent med olika naturvärden som de representerar. Organismgrupper och biotoper kan avgränsas på en mängd olika sätt och det är mycket viktigt att definiera vad som menas. Till exempel kan olika täckningsgrader av ålgräs fungera olika bra som habitat för andra organismer eller för att binda sediment. Avgränsningen ska vara ekologisk relevant så långt vår kunskap sträcker sig men även om vi idag inte alltid vet tröskelvärden för när en biotop representerar vissa värden så ger det ett stöd vid bedömningen. Ett exempel på en avgränsning som skulle kunna vara relevant är som sagt att en gles ålgräsäng inte binder sediment på det sättet som en tät ålgräsäng gör (Asmus & Asmus 2000) och därmed kanske man vill sätta en undre gräns på täckningsgraden av ålgräs om man önskar kunna värdera den funktionen. Ofta kan det behövas flera ekosystemkomponenter baserat på samma biotopbildandart, till exempel ålgräs med enstaka förekomster, ålgräsäng med täckningsgrad på 10–25 %, med 25–50 % täckningsgrad eller ≥ 50 % täckningsgrad. Alla dessa komponenter kan bedöms i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

⁹⁴ Läs mer om utvecklingsdelar inom ramverket i avsnitt 4.1.2.1.

Vidare är det viktigt att så långt som det är möjligt värdera de olika ekosystemkomponenterna efter deras normaltillstånd. Detta är så klart lättare om ekosystemkomponenterna redan är karterade och man i förväg känner sitt underlag. Med normaltillstånd åsyftas hur en ekosystemkomponent oftast är beskaffad efter den definitionen som är satt. Till exempel om man har karterat alla områden som har en ålgräsäng på 10-25 % täckningsgrad kanske de flesta av dessa områden har en täckningsgrad på 20 %. Så om man vet att normaltillståndet för ekosystemkomponenten "ålgräsäng med en täckningsgrad på 10-25 %" ligger runt 20 % täckningsgrad så är det denna täckningsgrad man bör utgå från i sin bedömning av dess naturvärde. Om ekosystemkomponenten är "ålgräsäng med en täckningsgrad på minst 50 %" och normaltillståndet för de områden som är karterade att ha minst 50 % är 85 % täckningsgrad så bör man ha 85 % täckningsgrad i åtanke när man värderar ekosystemkomponenten.

Eftersom det inom förvaltning många gånger handlar om prioritering av områden är det lika viktigt att inte övervärdera områden som inte har höga naturvärden som att inte undervärdera viktiga områden. Till exempel om alla grunda vikar värderas lika högt på grund av att några av dem innehar höga naturvärden kan även grunda vikar med låga naturvärden prioriteras framför de med höga naturvärden vid till exempel havsplanering, tillsättsärenden och skydd av områden.

6.3.4.1 Jämförelse av fördefinierade ekosystemkomponenter

En återkommande fråga är om det går att jämföra bedömningar av olika biotiska ekosystemkomponenter med varandra (till exempel arter och biotoper)? Vi menar att det inte är något större problem att jämföra olika ekosystemkomponenter med varandra eftersom syftet med ramverket är att prioritera de ekosystemkomponenter som är viktigast att förvalta. Troligtvis kommer en blåstångsbiotop med hög täckningsgrad få högre poäng än en blåstångsplanta eftersom fler naturvärden går att knyta till en blåstångsbiotop och därmed också viktigare att prioritera. Som i all förvaltning är det dock viktigare att inte *bara* välja de som fått högst prioritering.

6.3.5 Naturvårdsarter

Arbetet med att ta fram marina naturvårdsarter (Hallingbäck 2013) kan vara till stor nytta när bedömningar av dessa ekosystemkomponenter värderas. Rödlistade arter bedöms av kriteriet *hotstatus* och nyckelarter kan bedömas av kriterierna *livshistoriskt viktigt*, *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* (i den grundläggande naturvärdesbedömningen). Ansvarsarter, skyddade arter och rödlistade arter är viktiga att ta hänsyn till vid bedömning av kriteriet *ekologisk representativitet* (i den fördjupade naturvärdesbedömningen). Verktöget Mosaic kan å sin sida hjälpa till att identifiera vissa naturvårdsarter, framförallt kanske nyckelarter (nyckelarter är de som bygger upp eller formar livsmiljöer samt bär upp en rik mångfald). Vidare kan Mosaic användas för att identifiera och prioritera områden som bör förvaltas för att bevara naturvårdsarter till exempel inom Natura 2000-nätverket.

Vid bedömning av kriteriet *kvalitet/funktionalitet* i den fördjupade naturvärdesbedömningen (särskilt vid undersökning av kriteriet i fält)⁹⁵ kan naturvårdsarter, framförallt signal-/indikatorarter, vara av stor hjälp och något som bör undersökas närmare när riktlinjer för kriteriet sätts.

7 Tack

Riktlinjerna och kriterierna för denna naturvärdesbedömning har utgått från många tidigare arbeten på AquaBiota och i samarbete med många andra aktörer i det marina Sverige där Utsjöbanksinventeringen (Naturvårdsverket 2006, 2010) kan betraktas som utgångspunkten. Ett speciellt tack till Maria Kilnäs från Västra Götalands län och Johnny Berglund m.fl. från Västerbottens län för deras arbete med att pröva systemet i ett tidigt skede. Inom AquaBiota har mycket arbete med naturvärdesbedömning utförts tidigare vad gäller det som här kallas Del 1a i den grundläggande naturvärdesbedömningen. Flera medarbetare har bidragit till detta, framförallt Sofia Wikström (nu mer på Östersjöcentrum) och Martin Isaeus. Göran Sundblad har bidragit genom diverse diskussioner inom forskningsprojektet Imagine, finansierat av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten via Miljöforskningsanslaget. Andra som har varit diskussionspartners över projektets gång är Stina Tano, Gledis Guri, Karl Florén, Micaela Hellström, Johan Spens och Stefan Skoglund. Utöver dessa har en referensgrupp med medverkande från Havs- och vattenmyndigheten och ArtDatabanken samt diverse intressenter på de fem regionala samrådsmöten i Umeå, Stockholm, Göteborg, Malmö och Karlskrona, kommit med många goda synpunkter under utvecklingen. Vi vill tacka de som har bidragit med sina kommentarer till manuskriptet vilka är från ArtDatabanken, SLU: Christina Halling och Mona Naeslund, från länsstyrelserna: Maria Kilnäs och Johnny Berglund samt från Havs- och vattenmyndigheten: Ingemar Andersson, Anna Karlsson, Mikael Krysell, Fredrik Nordwall, Mårten Åström, Pia Norling, Gunilla Ejdung och Jan Schmidbauer Crona. Slutligen vill vi ge ett mycket stort tack till de personer som varit kärnan i referensgruppen. Dessa är: från Havs- och vattenmyndigheten: Ingemar Andersson, Anna Karlsson och Jan Schmidbauer Crona; från ArtDatabanken, SLU: Christina Halling och Mona Naeslund och från länsstyrelserna: Maria Kilnäs och Johnny Berglund.

⁹⁵ Se avsnitt 5.3.1.6.

8 Referenser

- Ahtiainen H och Öhman MC. 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 sid.
- Asmus H och Asmus R. 2000. Material exchange and food web of seagrass beds in the Sylt-Rømø Bight: How significant are community changes at the ecosystem level? *Helgol and Marine Research* 54(2): 137-150
- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L, Bakkestuen V, Longva O, Christensen O, Isæus M och Isachsen PE. 2008. Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 65:1093–1101. doi:10.1093/icesjms/fsn095
- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L och Bakkestuen V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 66:2106–2115. doi:10.1093/icesjms/fsp195
- Berg T, Fürhaupter K, Teixeira H, Uusitalo L och Zampoukas N. 2015. The marine strategy framework directive and the ecosystem-based approach – pitfalls and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 96:18–28. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.050.
- Berglund J, Paz Von Friesen C och Dahlgren K. 2016: Marin grön infrastruktur. Redovisning av förberedande arbete i marina miljöer inför länsstyrelsernas framtagande av regionala handlingsplaner för grön infrastruktur. Länsstyrelsen i Västerbottens län. Dnr: 511-7569-2015, NV-03020-15.
- Borja A, Elliott M, Andersen JH, Berg T, Carstensen J, Halpern BS, Heiskanen A-S, Korpinen S, Lowndes JSS, Martin G och Rodriguez-Ezpeleta N. 2016. Overview of Integrative Assessment of Marine Systems: The Ecosystem Approach in Practice. *Front. Mar. Sci.* 3. doi:10.3389/fmars.2016.00020.
- Borja A, Elliott M, Carstensen J, Heiskanen A-S, van de Bund W. 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin* 60:2175–2186. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.026.
- Bučas M, Bergström U, Downie AL, Sundblad G, Gullström M, Von Numers M, Šiaulyš A och Lindegarh M. 2013. Empirical modelling of benthic species distribution, abundance, and diversity in the Baltic Sea: evaluating the scope for predictive mapping using different modelling approaches. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* fst036.
- Carlström J, Florén K, Isæus M, Nikolopoulos A, Carlén I, Hallberg O, Gezelius L, Siljeholm E, Edlund J, Notini S, Hammersland J, Lindblad C, Wiberg P och Årnfelt E. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2010:9.
- CBD 2008. Decision adopted by the conference of parties to the convention on biological diversity at its ninth meeting. IX/20 Marine and coastal biodiversity. UNEP/CBD/COP/DEC/IC/20.

- Deltares 2015. Proposal for an assessment method of the ecological coherence of networks of marine protected areas in Europe. Technical Report. DOI: 10.13140/RG.2.1.2382.8969
- Douvere F. 2008. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. *Mar. Policy* 32:762–771.
- EEA 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. European Environment Agency, 19 sid.
- EEA 2003. Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting. European Environment Agency, 20 sid.
- Europaparlamentet 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 327:1-72
- Europaparlamentet 2008. Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi). Europeiska unionens officiella tidning L164:19-40.
- Europaparlamentet 2014. Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/89/EU av den 23 juli 2014 om upprättandet av en ram för havsplanering. Europeiska unionens officiella tidning L 257/135.
- Europeiska gemenskapernas råd 1992. Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L206/7:114-158
- Europeiska kommissionen 2017a. Kommissionens beslut (EU) 2017/848 av den 17 maj 2017 om fastställande av kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, specifikationer och standardiserade metoder för övervakning och bedömning och om upphävande av beslut 2010/477/EU. Europeiska unionens officiella tidning L125:43–74
- Europeiska kommissionen 2017b. Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén. En handlingsplan för naturen, människorna och näringslivet. Bryssel den 27.4.2017.
<https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2017/SV/COM-2017-198-F1-SV-MAIN-PART-1.PDF>
- Florin A-B, Sundblad G och Bergström U. 2009. Characterisation of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 82:294–300. doi:10.1016/j.ecss.2009.01.012
- Folke C, Carpenter SR, Elmqvist T, Gunderson LH, Holling CS och Walker B. 2002. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *Ambio* 31:437–40.
- Folke C, Carpenter SR, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson LH och Holling CS. 2004. Regime Shifts, Resilience and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35:557–581.
- Fyhr F, Enhus C och Näslund M. 2013. GIS-utsökning av Natura 2000-naturtyper – 1610 rullstensåsöar i Östersjön, 1620 skär i Östersjön, samt potentiella 1110 sandbankar och 1170 rev, Västernorrland,

- Stockholm, Södermanland, Östergötland, Blekinge, Skåne, Gullmarsfjorden och Skagerrak. AquaBiota Report 2013:03, 44 sid.
- Fyhr F, Wijkmark N, Wikström S, Isæus M, Nilsson L, Näslund J och Hogfors H. 2015: Naturvärdesbedömning och scenarier för havsplanering i Blekinge och Skåne län. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/07
- Gari SR, Newton A och Icely JD. 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean and Coastal Management* 103:63–77
- Hallingbäck T (red.). 2013. *Naturvårdsarter*. ArtDatabanken SLU. Uppsala.
- Havs- och vattenmyndigheten 2016. *Handlingsplan för marint områdesskydd*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016, Göteborg, 50 sid.
- Hendriks IE, Duarte CM och Heip CH. 2006. Biodiversity research still grounded. *Science* 312:1715–1715.
- Isæus M, Carlén I, Wibjörn C och Hallén S. 2007. Svenska högarna. Marinbiologisk kartläggning och naturvärdesbedömning. Stockholm, Stockholm administrative county board: 50.
- IUCN 1991. *Guidelines for Establishing Marine Protected Areas*.
- Kilnäs M. 2016: Redovisning av Länsstyrelsens förberedande arbete med marina miljöer inför länsstyrelsernas framtagande av regional handlingsplan för grön infrastruktur. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Dnr. 500-32159-2015, NV-03018-15
- Krumhansl KA, Okamoto DK, Rassweiler A, Novak M, Bolton JJ, Cavanaugh KC, Connell SD, Johnson CR, Konar B, Ling SD, Micheli F, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Sousa-Pinto I, Reed DC, Salomon AK, Shears NT, Wernberg T, Anderson RJ, Barrett NS, Buschmann AH, Carr MH, Caselle JE, Derrien-Courtel S, Edgar GJ, Edwards M, Estes JA, Goodwin C, Kenner MC, Kushner DJ, Moy FE, Nunn J, Steneck RS, Vásquez J, Watson J, Witman JD och Byrnes JEK. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113:13785–13790. doi:10.1073/pnas.1606102113
- Méléder V, Populus J, Hamdi A och Guillaumont B. 2007. Predictive modelling of subtidal kelp forests. A case study in Brittany (France). Presented at the ICES Annual Science Conference, ICES, Helsinki, Finland.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005: *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington. 155pp
- Naturvårdsverket 2006. *Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar*. Rapport 5576. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket. 2007a. *Kartläggning och analys av ytvatten – en handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§, Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön*. Handbok 2007:3. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket. 2007b. *Skydd av marina miljöer med höga naturvärden – vägledning*. Rapport 5739. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket 2010. *Undersökning av utsjöbankar – Inventering, modellering och naturvärdesbedömning*. Rapport 6385. 201 sid.

- Naturvårdsverket 2011. Vägledning för 1150 laguner. NV-04493-11.
- Naturvårdsverket 2014. Synen på ekosystemtjänster – begreppet och värdering. ISBN 978-91-620-8725-8.
- Naturvårdsverket 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690.
- Nyström Sandman A, Didrikas T, Enhus C, Florén K, Isaeus M, Nordemar I, Nikolopoulos A, Sundblad G, Svanberg K och Wijkmark N. 2013. Marin Modellering i Stockholms län. AquaBiota Report 2013:10.
- Nyström Sandman A, Wikström SA, Blomqvist M, Kautsky H och Isaeus M. 2012. Scale-dependent influence of environmental variables on species distribution: a case study on five coastal benthic species in the Baltic Sea. *Ecography*.
- Näslund J 2013. En sammanställning och analys av inventeringar för marin habitatkartering av 1110 sandbankar och 1170 rev i Skånes och Blekinges Län. AquaBiota Rapport 2013:05 380s.
- Queiros AM, Strong JA, Mazik K, Carstensen J, Bruun J, Somerfield PJ, Bruhn A, Ciavatta S, Chuševé R, Nygaard H och andra. 2016. An objective framework to test the quality of candidate indicators of good environmental status. *Front. Mar. Sci.* 3:73.
- Robinson LM, Elith J, Hobday AJ, Pearson RG, Kendall BE, Fossingham HP och Richardson AJ. 2011. Pushing the limits in marine species distribution modelling: lessons from the land present challenges and opportunities. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20:789–802. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00636.x
- Sandman A, Isaeus M, Bergström U och Kautsky H. 2008. Spatial predictions of Baltic phyto-benthic communities: Measuring robustness of generalized additive models based on transect data. *J. Mar. Syst.* 74:86–96.
- Schreiber H och Haglund A. 2013. Metoder för bedömning av naturvärden i marina områden – en förstudie på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Ekologigruppen.
- Soldal E, Bekkby T, Rinde E, Bakkestuen V, Erikstad L, Longva O och Isaeus M. 2009. Predictive Probability Modelling of Marine Habitats—A Case Study from the West Coast of Norway. *Integr. Coast. Zone Manag.* 57.
- Sundblad G, Härmä M, Lappalainen A, Urho L and Bergström U. 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83:90–96.
- Verfaillie E, Degraer S, Schelfaut K, Willems W och Van Lancker V. 2009. A protocol for classifying ecologically relevant marine zones, a statistical approach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83:175–185.
- Whittaker RH. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* 30:279–338
- Whittaker RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon.* 21:213–251
- Wikström S, Enhus C, Fyhr F, Näslund J och Sundblad G. 2013. Distribution of biotopes, habitats and biological values at Holmöarna and in the Kvarken Archipelago. AquaBiota Report 2013:06.

Wijkmark N, Enhus C, Isaeus M, Lindahl U, Nilsson L, Nikolopoulos A, Nyström Sandman A, Näslund J, Sundblad G, Didrikas T och Hertzman J. 2015. Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/06. ISSN: 1651-8527.

Remiss