Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav

Rapport 2020:28

Havs och Vatten myndigheten

Rekomenderat format vid citering:

Kraufvelin P, Bryhn A, Olsson J. 2021. Erfarenheter av ekologisk restaurering I kust och hav. Havs- och vattenmyndigheten rapport 2020:28, 180 sidor (exklusive fristående bilagor/appendix).

Projektledare: Ingemar Andersson, Havs- och vattenmyndigheten.

Nyckelord: Ekologisk restaurering, rehabilitering, DPSIR, mänskliga aktiviteter, fysisk påverkan, statusförändringar, ekosystemkomponenter, habitat, åtgärder, marin förvaltning.

Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav

Patrik Kraufvelin, Andreas Bryhn, Jens Olsson –

SLU Akvatiska Resurser, Kustlaboratoriet, Öregrund

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (dnr 1326-21).
Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2021-09-01

ISBN 978-91-88727-92-3

Omslagsfoto: Blandade makroalgsamhällen vid Solbergstrand i Oslofjorden, Norge/Patrik Kraufvelin

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

Förord

De kustnära ekosystemen är viktiga för biologisk mångfald och grunden för många ekosystemtjänster.

Ett stort antal internationella och nationella åtaganden ställer krav på åtgärder för att förbättra kust- och havsmiljön; främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, miljökvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård samt Ett rikt djur- och växtliv.

För att kunna förbättra förutsättningarna för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, och nå nationella och internationella åtaganden, är det viktigt att naturtyper restaureras, nyskapas och återskapas.

Denna rapport ger ett grundläggande kunskapsunderlag kring restaurering och återställning av olika livsmiljöer med relevans för svenska förhållanden, i första hand utifrån fysisk påverkan i kustvattenmiljön. Rapporten ger även förslag till en praktisk verktygslåda baserat på dessa nationella och internationella erfarenheter och dokumenterade avväganden vad gäller olika påverkanstryck, livsmiljöer, restaureringsåtgärder och deras samverkan och effektivitet.

Rapporten utgör ett led i åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (och ett underlag för åtgärd nummer 29 ”att ta fram samordnad strategi mot fysisk påverkan och för biologisk återställning”, Havs- och vattenmyndigheten 2015). Informationen i rapporten är emellertid ett kunskapsunderlag för arbete inom alla områden som berör kusten, till exempel vattenförvaltningen, arbete med hotade arter och habitat med mera.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten med underlag kan utgöra ett stöd för fortsatt utveckling av en funktionell verktygslåda för restaurering och en bättre och mer hållbar förvaltning av våra grunda kustvattenmiljöer.

Målgrupper för rapporten är framför allt miljöhandläggare och förvaltare samt de som arbetar med fysisk planering av marina kustmiljöer på nationella myndigheter, länsstyrelser och kommuner. En särskilt viktig grupp är miljödomstolar och deras tekniska råd, liksom beslutsfattare på kommunal och regional nivå.

Rapporten har tagits fram av SLU Aqua på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Projektledare har för Havs- och vattenmyndigheten varit Ingemar Andersson.

Göteborg september 2021,

Johan Kling

Chef för avdelningen för vattenförvaltning

Sammanfattning

Ekologisk restaurering är åtgärder som görs för att återställa naturen till ett tidigare läge efter skadlig mänsklig påverkan. I kust- och havsmiljö kan det exempelvis handla om att transplantera ålgrässkott eller kallvattenskoraller, återskapa kustnära våtmarker, eller tillföra näringsbindande ämnen för att motverka kvarvarande övergödningseffekter från tidigare mänskliga aktiviteter. Restaurering är en aktiv åtgärd som syftar till att återställa ekosystemen till ett historiskt ursprungstillstånd och kan ses som processen att hjälpa/styra återhämtningen av ett ekosystem som har försämrats, skadats eller förstörts. Erfarenheten av ekologisk restaurering i havsmiljö är dock begränsad, och en tumregel är att det är mindre kostsamt att förhindra ekologiska skador, än att i efterhand restaurera miljöerna. En annan tumregel är att de aktiviteter och påverkanstryck som ursprungligen orsakat skadan måste vara åtgärdade innan en restaurering kan fungera.

Denna rapport syftar till att ge en förhållandevis detaljerad översikt över erfarenheter av ekologisk restaurering i kust- och havsmiljö, med särskilt fokus på svenska ekosystem. Förhoppningen är att rapporten ska kunna användas av förvaltare och beslutsfattare och ligga till grund för framtida restaureringsprojekt. De läsare som föredrar en mer komprimerad översikt av dessa erfarenheter rekommenderas att börja läsningen med bilaga 1 som ger en mer kortfattad sammanfattning av olika åtgärder.

Abstract

Ecological restoration is a set of actions that are conducted to restore nature to a previous state after harmful human impacts. In coastal and marine environments, it may concern transplanting eelgrass shoots or coldwater corals, reconstructing coastal wetlands, or adding nutrient binding substances to counteract remaining eutrophication effects from earlier human activities. Restoration is an active measure, which aims at restoring ecosystems to historically pristine conditions and can be seen as the process to assist the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged or destroyed. The experience with ecological restoration in marine environments is, however, limited, and a rule of thumb is that it is less costly to prevent environmental damage in the coastal zone than to later restore environments. Another rule of thumb is that the activities and pressures originally causing the disturbance/loss should first be remedied in order for restoration measures to be effective.

This report aims to provide a rather detailed overview of experiences with ecological restoration in coastal and marine environments, with a particular focus on Sweden. Hopefully, the report will be useful for managers and decision makers and constitute the basis for future restoration projects.

Innehåll

1 Introduktion ... 10
1.1 Bakgrund ... 10
1.2 Syfte, mål och avgränsningar ... 14
1.3 Läsanvisningar ... 16
2 Marin restaurering ... 19
2.1 Definition av ekologisk restaurering ... 19
2.2 Utmaningar och svårigheter med marin restaurering ... 28
2.3 Restaurering, förvaltning och EU-direktiv ... 29
2.4 Påverkan på marina ekosystem ur ett restaureringsperspektiv ... 31
3 Erfarenheter av genomförda åtgärder av restaureringstyp internationellt och nationellt ... 34
3.1 Biologisk och fysisk restaurering ... 36
3.1.1 Ålgräsängar ... 36
3.1.2 Limniska blomväxter och kransalger på mjukbotten ... 43
3.1.3 Grunda vegetationsfria mjukbottnar ... 47
3.1.4 Makroalgssamhällen på hårdbotten ... 51
3.1.5 Mussel- och ostronrev på hårdbotten ... 60
3.1.6 Kallvattenskoraller ... 70
3.1.7 Restaurering av stenrev i områden där sådana har försvunnit ... 73
3.2 Rehabilitering och habitatförstärkning ... 75
3.2.1 Rehabiliterande åtgärder i grunda havsvikar, i kustnära våtmarker och i kustmynnande vattendrag ... 75
3.2.2 Skörd av vass, alger och annan vattenvegetation ... 89
3.2.3 Strandbete ... 92
3.2.4 Åtgärder på djupa vegetationsfria bottnar ... 93
3.2.5 Förstärkning av rovfiskpopulationer för att rehabilitera kustekosystemfunktion ... 94
3.3 Övriga restaureringsliknande åtgärder ... 96
3.3.1 Att placera ut eller anlägga artificiella rev/substrat ... 97
3.3.2 Biomanipulering ... 106
3.3.3 Odling och skörd av marina organismer för borttagning av närsalter ... 109
3.3.5 Restaurering/sanering av förorenade bottnar ... 115
3.3.6 Strandstädning och åtgärder mot marint skräp ... 116
3.3.7 Övriga åtgärder, inklusive förvaltningsrelaterade åtgärder ... 120
4 Allmän diskussion ... 122

4.1 Verktygslåda för marin restaurering 122
4.2 Generell utvärdering av marina restaureringar och deras kostnader 124
4.3 Restaureringars slutmål och utvärdering..... 128
4.4 Hur gå vidare? 133
5 Omnämnanden 141
6 Referenser..... 142
6.1 Litteratur..... 142
6.2 Webblänkar och internetreferenser..... 171
Bilaga 1. Översikt av kunskapsläget inom marin restaurering i Sverige (xls-fil)..... 174
Bilaga 2. Rangordning av restaureringsåtgärder utifrån ett antal kriterier (xls-fil) 175
Bilaga 3. Riktlinjer för ekologisk restaurering (”checklista”)..... 176

1 Introduktion

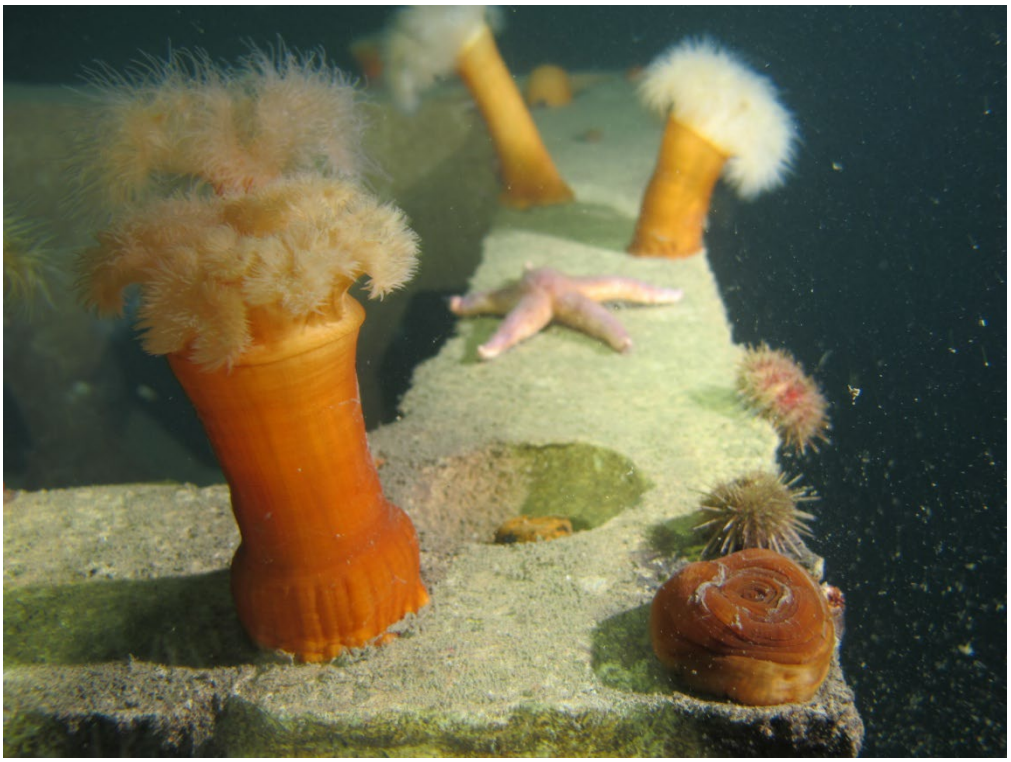
1.1 Bakgrund

Många förändringar som sker i naturliga ekosystem kan kopplas till samhällsmässig och ekonomisk utveckling (Borja och Dauer 2008) och då en stor andel av världens befolkning är bosatt i och använder kustområden är kustzonen speciellt utsatt för mänsklig påverkan (Crain m.fl. 2009). Påverkan av grunda kustområden sker både som ett direkt resultat av mänskliga aktiviteter och som en del av naturliga processer, men också som en indirekt kombination av naturliga processer störda av mänskliga aktiviteter (Kraufvelin m.fl. 2021). Denna påverkan yttrar sig på nivåer från lokala arter och organismsamhällen till kustområdens förmåga att leverera ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster för mänskligt välmående (Adams 2005, Beaumont m.fl. 2007, Micheli m.fl. 2013, Österblom m.fl. 2017, Díaz m.fl. 2020).

Under de senaste decennierna har många grunda kustnära ekosystem utsatts för en ökande störning som lett till en större och allt snabbare försämring av tillståndet hos naturliga system (Crain m.fl. 2008b, Halpern m.fl. 2008, Micheli m.fl. 2013, Andersen m.fl. 2015, Díaz m.fl. 2020). Speciellt rekryteringsmiljöer för fisk, biogena rev som mussel- och ostronrev samt vegetationsklädda bottnar hotas i tempererade kustområden av en rad mänskliga aktiviteter (Kraufvelin m.fl. 2021). Negativa processer i kustzonen förorsakas ofta av flera stressfaktorer som är verksamma samtidigt som till exempel olika fysiska störningar som förändringar av bottensubstrat och fysiska strukturer, ökade mängder föroreningar och näringsbelastning, selektivt uttag av arter (till exempel fiske), introduktion av främmande arter och klimatförändringar (Elliott 2004, Adams 2005, Korpinen m.fl. 2012, Andersen m.fl. 2015, Worm 2016). Typiska effekter på global skala är att biologiska samhällen blir mer och mer likartade (homogenisering), viktiga toppredatorer och habitatbildande arter minskar och den strukturella diversiteten, konnektiviteten och processdynamiken hos de biologiska samhällena störs (Geist och Hawkins 2016).

Normalt sett kan naturliga ekosystem ofta återhämta sig från låga eller måttliga nivåer av mänsklig störning/påverkan (figur 1). Speciellt kustzonen är naturligt utsatt för olika oceanografiska och geomorfologiska processer som omformar och utvecklar dess fysiska karaktär, med andra ord skapar och upprätthåller kustens fysiska habitat (Kraufvelin m.fl. 2021). Dessa processer omfattar hydrografiska villkor, morfologiskt tillstånd och konnektivitet för sediment, organiskt material och organismer (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Processerna är både en förutsättning för de livsförhållanden som finns vid kusten och ingår också som viktiga komponenter i samband med naturlig störning (se till exempel Carter 1989). Mänsklig verksamhet påverkar i sin tur de naturliga fysiska processerna eller stör de habitat som förekommer i kustzonen (Helcom 2018a). Konsekvensen av de mänskliga aktiviteter som påverkar processerna ovan så att de ger negativa effekter på geo- och ekosystemtjänster brukar kallas fysisk påverkan (se mer om detta i Kraufvelin m.fl. 2021).

Vad gäller fysisk påverkan är denna oftast mer svårbehandlad i marina system än till exempel kemisk förorening. Medan effekter av kemisk förorening ofta kan förhindras genom behandling eller kontroll, är habitat som förloras genom fysisk påverkan inte lika lätta att återskapa (Elliott 2004). Detta beror delvis på hydromorfologiska förändringar som kan ske i samband med eller efter påverkan, till exempel att bottensubstratet eller bakgrundsförhållandena och processerna i vattenområdet förändras radikalt (Kraufvelin m.fl. 2021).



Figur 1 Fastsittande havsanemoner och rörliga sjöborrar och sjöstjärnor har snabbt på naturlig väg koloniserat betongkonstruktioner under vatten i Oslo hamn. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd.

Beroende på skalor i tid och rum och påverkansfaktorernas frekvens och intensitet (Connell och Slatyer 1977), kan en återgång av ett ekosystem till förhållanden som rådde innan en störning ske på olika sätt. Detta förutsätter dock att störningen kan reduceras och att de fysiska förändringar som sker är reversibla. En återgång till tillståndet innan störning kan ske genom naturlig (passiv) återhämtning eller via (aktiv) ekologisk restaurering utförd av människan (Simenstad m.fl. 2006, Elliott m.fl. 2007, 2016). De främsta syftena med ekologisk restaurering är att få tillbaka ekologiska funktioner och ekosystemtjänster som är viktiga för människan samt att återställa systemet till ett tillstånd som är motståndskraftigt mot störning (resistent) och självupprätthållande med avseende på återhämtningsförmåga (resilient). Ett exempel på ekologisk restaurering är när historiska våtmarker som förstörts återställs till hållbara ekosystem som levererar fungerande ekosystemtjänster (Borja m.fl. 2010, Elliott m.fl. 2016, Hansen m.fl. 2020). En återgång till naturliga förhållanden både för hydromorfologiska tillstånd och för biologiska processer, efter en längre period av påverkan, kan dock vara svår att uppnå (Hilderbrand m.fl. 2005, Duarte m.fl. 2009). Felaktigt använda kan även i värsta fall de åtgärder som vidtas själva leda till en fysisk påverkan på miljön, snarare än att de bidrar till en förbättring (Kraufvelin m.fl. 2021). Det kan därför i många fall vara motiverat att istället för att tala om en restaurering, som syftar till att återställa något till ett mer ursprungligt historiskt förhållande, använda begreppet rehabilitering, som syftar till att förbättra till ett mer funktionellt tillstånd (se definitioner nedan).

På senare tid har man inom den marina förvaltningen allt mer börjat se över möjligheterna till och potentialen i marin restaurering (Borja 2014, Bas m.fl. 2016, France 2016, Niner m.fl. 2017, Duarte m.fl. 2020). Enligt Borja (2014) är en av de stora utmaningarna inom marin ekosystemekologi att lära oss hur vi ska få tillbaka ekosystemens struktur och funktion genom

aktiv restaurering. En annan utmaning är att förstå förhållandet mellan mänskliga påverkanstryck och effekter på ekosystemen (Borja 2014). Detta andra tema är centralt för en parallell rapport som behandlar fysiskt påverkanstryck och effekter på ekosystemen (Kraufvelin m.fl. 2021). Eftersom naturliga återhämtningsprocesser och riktade åtgärder inom förvaltningen, som till exempel formellt områdesskydd (se Knowlton 2012, De`ath m.fl. 2012, Abelson m.fl. 2016), ofta är otillräckliga för att återställa ett ekosystem, finns det ett stort behov av en verktygslåda för aktiv marin restaurering. Då dessutom skydd i sig inte tycks räcka till för att möta de nya utmaningar vi står inför, till exempel vad gäller globala klimatförändringar och människans ökade tryck på miljön, är det välkommet att FN utsett åren 2021–2030 till årtiondet för restaurering av ekosystem (https://www.decadeonrestoration.org/). Aronson m.fl. (2020) förespråkar ett antal strategier för att bättre understöda FN:s restaureringsinitiativ och Waltham m.fl. (2020) listar ett antal utmaningar i samband med FN:s restaureringsdecennium samtidigt som de också ger möjliga förslag till lösningar för att få ut så mycket som möjligt av decenniet (se kapitel 4.4 *Hur gå vidare?*).

Restaurering innebär i korthet att man genom fysiska (ibland kemiska) eller biologiska åtgärder försöker återskapa de naturliga fysiska och biologiska processerna i ett ekosystem som skadats eller degraderats genom att det blivit utsatt för en störning. Ibland kan termen även användas när man initierar eller påskyndar en återhämtning av systemet. Störningarna beror oftast på mänskliga aktiviteter som direkta effekter av utsläpp eller fysisk exploatering, men även indirekta effekter som klimatförändringar eller främmande arter kan bidra till försämringar. En restaurering kan se ut på flera olika sätt. Den kan exempelvis syfta till att återskapa ett ekosystem som det sett ut tidigare historiskt eller avse att skapa ett helt nytt ekosystem på ett område där det tidigare aldrig funnits (Moksnes m.fl. 2016a). I det förra fallet rör det sig om ekologisk restaurering, medan det i det senare fallet mer handlar om ekologisk kompensation.

Restaureringsekologi som vetenskap innefattar studier av hur människan kan återskapa skadade ekosystem och är den experimentella vetenskapliga grunden bakom de praktiska delarna av och teknikerna för ekologisk restaurering. Litteraturen och de flesta begrepp inom restaureringsekologin kommer än så länge framför allt från forskning inom terrestra miljöer och sötvattenssystem (Elliott m.fl. 2007, Van Dover m.fl. 2014, France 2016). Restaureringsekologi är en relativt ung vetenskaplig disciplin som skapades under slutet av 1980-talet, men som nu har blivit ett robust och oberoende vetenskapsområde. Detta kan till exempel ses i form av antalet publicerade restaureringsartiklar som har ökat exponentiellt under de senaste åren. Sedan en längre tid tillbaka finns det också flera icke-statliga organisationer som ägnar sig åt bevarandeekologi och restaureringsarbete (Choi 2004, Young m.fl. 2005). Svenska exempel på sådana organisationer är Sportfiskarna och Upplandsstiftelsen som har varit speciellt involverade i restaurering av kustnära våtmarker (Hansen m.fl. 2020).

Fastän man på senare tid har börjat få mer kunskap om restaurering av olika marina miljöer, främst då kustnära system, är den marina restaureringen ännu i sin linda. Kunskaperna är speciellt bristfälliga vad gäller restaurering av öppna marina system (Elliott m.fl. 2007, 2016). Betydande orsaker till denna kunskapsbrist är att vår kännedom om naturliga fysiska processer i havet fortfarande är begränsad, precis som våra kunskaper om hur mänskliga aktiviteter påverkar dessa processer och hur resistenta och resilienta de marina ekosystemen är mot påverkan (Carter 1989, Elliott m.fl. 2016, Ounanian m.fl. 2018, Waltham m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021). Likaså har vi ofta bristande kunskap om olika ekosystems konnektivitet och öppenhet, det vill

säga grundläggande information för att uppnå en marin grön infrastruktur (Geist och Hawkins 2016).

Geist och Hawkins (2016) menar att det bland akvatiska system är lättare att utföra restaurering i limniska ekosystem medan man i marina system oftare tvingas rikta in sig mer på naturlig återhämtning. Denna uppfattning stöds även av Jones m.fl. (2018). Ounanian m.fl. (2018) presenterar en konceptuell modell av olika uppfattningar om marin restaurering inom förvaltningen och hävdar att denna är uppbyggd i två dimensioner: (1) graden av mänskligt ingripande, (2) skäl till restaurering. Tillsammans skapar dessa två dimensioner fyra breda inriktningar för restaurering, det vill säga att: ”ställa naturen främst”, ”hämta tillbaka naturen”, ”hjälpa naturen att stöda människan”, ”bygga med naturen” (Ounanian m.fl. 2018). Utmaningarna kompliceras ytterligare av att den marina restaureringen är utsatt för olika slags osäkerhetsfaktorer som till exempel ofullständig kunskap och oförutsägbarhet (Ounanian m.fl. 2018).

Denna rapport utgör en sammanställning av nationell och internationell kunskap om metoder för ekologisk restaurering i kustvattenmiljön, som omfattar marina vattenområden fram till mynningen av kustmynnande vattendrag. Precis som i den parallella rapporten om vad olika fysiska förändringar och ingrepp har för effekter på hydromorfologiska förhållanden och ekosystemen i kustvattenmiljön (Kraufvelin m.fl. 2021) används DPSIR-modellen som stöd (Atkins m.fl. 2011). DPSIR-modellen, där de olika bokstäverna står för Drivkraft – Påverkanstryck – Statusförändring – Inverkan – Respons, beskriver orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön. DPSIR är vedertaget i den internationella forskningen och förvaltningen av kustvattenmiljön. Eventuella restaureringsinsatser inom DPSIR-modellen sätts främst in på S, det vill säga på förändringar i miljöns eller ekosystemens status eller tillstånd, alltså på själva ekosystemkomponenterna. En ekosystemkomponent kan delas in i biotiska och abiotiska komponenter som tillsammans bygger upp ett ekosystem (Hogfors m.fl. 2020). Biotiska ekosystemkomponenter kan till exempel vara populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper. Abiotiska ekosystemkomponenter kan till exempel vara vatten, bottentopografi, strandflikighet, berggrund eller bottensubstrat som hård-, grus-, sand- och mjukbottnar (Hogfors m.fl. 2020). Påverkanstrycket, P, i DPSIR-modellen bör dock vara åtgärdat innan man angriper S, Statusen. Det är med andra ord ingen idé att företa restaureringsinsatser som att transplantera ålgräs, blåstång eller blåmusslor i områden där dessa arter har försvunnit innan man har åtgärdat orsakerna till att just ålgräs, blåstång eller blåmusslor försvann.

Utifrån DPSIR-modellen kan en typisk kedja för orsak-/verkansamband se ut på följande sätt vad gäller fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen (se även Kraufvelin m.fl. 2021):

Fysiska strukturer → fysiskt påverkanstryck → förändring av hydrodynamiska processer → förändrat hydrografiskt tillstånd → påverkan på geomorfologiska processer → förändring av geomorfologiskt tillstånd → förändring av biologiska funktioner → förändring av biologiskt tillstånd

Hur restaureringskedjan ser ut i sin tur varierar från fall till fall och beror på hur pass mycket av arbetet som består av ekologisk restaurering med åtgärder riktade direkt mot de levande organismerna och hur mycket som omfattas av åtgärder inriktade på att återställa den fysiska miljön och dess processer. Återetablering av ett ursprungligt biologiskt tillstånd, dess struktur och funktion (till exempel en fungerande ålgräsäng genom transplantering) kan vara ett huvudmål. I bästa fall leder detta till återetablerade hydrografiska och geomorfologiska tillstånd och processer

(till exempel för en ålgräsäng med avseende på fotosyntes, habitat, biodiversitet, fiskproduktion, vågdämpning, sedimentkvarhållning, etcetera), det vill säga en återgång till ett fungerande ekosystem som kan leverera sina normala ekosystemtjänster och är motståndskraftigt mot naturlig fysisk påverkan.

- Ekologisk restaurering är en aktiv åtgärd som syftar till att återställa ekosystemen till ett historiskt ursprungstillstånd och kan ses som processen att hjälpa/styra återhämtningen av ett ekosystem som har försämrats, skadats eller förstörts.
- Erfarenheten av ekologisk restaurering i havsmiljön (kust och hav) är begränsad.
- Eftersom full restaurering till ursprungliga förhållanden är närmast omöjligt att uppnå borde termen rehabilitering användas oftare.

1.2 Syfte, mål och avgränsningar

Huvudsyftet med denna rapport är att ta fram ett relevant kunskapsunderlag för Sverige kring marin restaurering i kustvattenmiljö. För att skapa en bild av det nuvarande kunskapsläget har uppgifter från över 600 källor av vetenskaplig och grå litteratur, inklusive webb-länkar, relaterade till restaureringsåtgärder i kustvattenmiljö nationellt och internationellt gåtts igenom och sammanställts. Ett annat syfte med rapporten är att bidra med underlag till en verktygslåda för aktiv marin restaurering, där även aspekter kring olika påverkanstryck, habitat, restaureringsåtgärder och deras samverkan och effektivitet har bedömts.

Rapporten fokuserar framför allt på restaureringsåtgärder efter skador som förorsakats av mänsklig fysisk påverkan. Detta fokus på fysisk påverkan har satts eftersom det är betydligt svårare att knyta enskilda händelser, aktiviteter eller aktörer till påverkanstryck som sker i form av till exempel generell övergödning, klimatförändring, biologisk störning från fiske eller främmande (invasiva) arter.

Utöver denna avgränsning vad gäller påverkan görs även ett antal andra avgränsningar. De habitat som avses är de vattenekosystem som omfattas av ”havsmiljön”. I begreppet havsmiljön inkluderas områden från det öppna havet utanför kusten (till exempel områden som kan vara aktuella för havsbaserad energiproduktion) ända till landdelen av stranden inklusive mynningsområden av kustmynnande vattendrag (figur 2) som har regelbunden kontakt med havsvatten och som regelbundet frekventeras av kustfisk. Påverkan från och återställning efter mänsklig aktivitet högre upp i vattensystemet som kraftverksdammar och myr- och skogsutdikningar har inte beaktats i denna rapport. Inte heller ingår återställning för fiskarter som vandrar långt upp i vattendragen som ål, lax och öring.

I rapporten görs inte någon avgränsning vad gäller vattendjup, men i första hand behandlas de grunda vattenområdena från strandlinjen ner till cirka 15 meters vattendjup. Detta djupintervall har sedan i sin tur delats in i 0–3 meter, 3–6 meter och 6–15 meter. Indelningen kopplar både till grad av fysisk påverkan och biologisk produktion (med störst påverkan och produktion i djupintervallet 0–3 meter), men även till kustzonens hydromorfologiska förhållanden. Där är brytzonen för normala vågor 0–3 meter, brytzonen för stormvågor 3–6 meter, medan djup mellan 6–15 meter har någon form av vågpåverkan (ca 15 meter utgör därtill även det maximala djupet för påverkan från propellerfartyg). Trots att djupgränsen för denna rapport satts vid ca 15 meters djup beaktas även djuplevande habitatbildande organismer som kallvattenskoraller, musselrev

och vegetationsfria bottnar samt till exempel bottenskador från bottentrålning där det är relevant. Fokus på grunda områden har valts specifikt för att dessa oftast påverkas kraftigast av olika fysiska störningar och för att grundare vatten också är de som oftast är mest aktuella för restaureringsinsatser.

Figur 2 Ett grävt dike, som snarare exemplifierar habitatförstärkning än restaurering, möjliggör fiskvandring från den kalla Öregrundsgrepen till den varmare Hummelfjärden under våren, Öregrund. Foto: Patrik Kraufvelin.

Vad gäller olika organismer fokuserar rapporten framför allt på olika habitat och habitatbildande arter framför enskilda arter.

Ytterligare en avgränsning som är nödvändig i sammanhanget gäller själva åtgärderna, det vill säga vilka kan anses vara restaurering och vilka borde kanske hellre kallas för någonting annat som rehabilitering, sanering, manipulation, habitatförstärkning, ersättning, lindring eller återutsättning? Mer om detta i kapitel 2.1 *Definition av ekologisk restaurering*.

För att kunna hålla fokus på de mest relevanta aspekterna ur restaureringsperspektiv har olika avgränsningar i rapporten gjorts med avseende på:

- typ av påverkan (främst fysisk påverkan som har kända orsaker),
- marina ekosystem (från öppet hav, via kust och skärgård till mynningsområden av kustmynnande vattendrag),
- vattendjup (oftast från strandlinjen ner till 15 meters djup, undantagsvis djupare),
- arter och habitat (främst fokus på habitat, men även på habitatbildande arter),
- åtgärder (det vill säga vad är restaurering, vad är något annat?).

1.3 Läsanvisningar

Denna rapport inleds med sammanfattningar på svenska och engelska. Sedan följer själva rapporttexten i fyra huvudkapitel. I alla textavsnitt refereras till figurer, tabeller och bilagor. Likaså tydliggörs viktiga aspekter i ett antal faktarutor både för att stödja och för att underlätta läsningen.

Kapitel 1 är en introduktion som ger en bakgrund till ämnet, beskriver rapportens syfte, förklarar vissa grundläggande termer och ger läsanvisningar (detta underkapitel).

Kapitel 2 *Marin restaurering* avhandlar restaurering ur olika synvinklar. Först definieras ekologisk restaurering och snarlika aktiviteter ur främst marinekologiska och marinbiologiska perspektiv. Sedan tas olika utmaningar och svårigheter med restaurering upp. Därefter görs en överblick av restaureringsåtgärder ur ett förvaltningsperspektiv. Kapitlet avslutas med en kort beskrivning av fysisk påverkan på havsekosystem ur ett restaureringsperspektiv. För en helhetsbild kring detta senare tema, se rapporten av Kraufvelin m.fl. (2021).

Kapitel 3 *Erfarenheter av genomförda restaureringsåtgärder internationellt och nationellt*, utgör själva kärnan av rapporten och den detaljerade delen av verktygslådan. I detta avsnitt behandlas i flera underkapitel olika marina restaureringserfarenheter i Sverige och internationellt habitat för habitat, problemställning för problemställning och åtgärdstyp för åtgärdstyp. Den viktigaste informationen och metoderna omnämns för de viktigaste habitaten eller problemområdena i sammanfattande bilagor (se nedan).

I det sista kapitlet, kapitel 4 *Allmän diskussion*, sammanfattas de viktigaste resultaten i rapporten. Först görs en sammanställning av restaureringstemat som tillsammans med kapitel 3, bilaga 1–2 och en sammanfattande tabell/checklista för restaureringsverksamhet i bilaga 3, utgör själva verktygslådan för marin restaurering. Därefter följer en generell utvärdering av marina restaureringar och deras kostnader. Några tankar om restaureringars slutmål i en föränderlig värld presenteras också. Avslutningsvis framförs grundläggande idéer, förslag och slutsatser för fortsatt arbete med marin restaurering.

Eftersom syftet med rapporten är att den ska kunna fungera som underlag för ett fortsatt arbete med att utveckla en marin verktygslåda för ekologisk restaurering ingår ett par sammanfattande bilagor med den viktigaste informationen.

Bilaga 1 ger en översikt av det nuvarande kunskapsläget vad gäller erfarenheter av marin restaurering med utgångspunkt i de problem som observeras i miljön. Bilagan är uppbyggd kring ett antal viktiga habitat och problem i kolumner med skilda rader som beskriver aktiviteter och påverkanstryck som förorsakar skadorna och vilken statusförändring dessa kan leda till i ekosystemkomponenter (jämför Kraufvelin m.fl. 2021). Tilläggsinformation ingår också om olika föreslagna åtgärder (praktiska restaureringsmetoder), i vilka geografiska områden i Sverige eller i Sveriges närområden dessa har testats, de viktigaste förväntade responserna hos systemen, bevis för framgång med referenser, vetenskapliga referenser överlag, exempel på ekosystemtjänster som gynnas av åtgärderna, mänskliga nyttor av åtgärderna, mänskliga mottagargrupper av dessa nyttor, ledtid eller hur länge det tar innan man kan förvänta sig positiva effekter, samt kostnader per restaurerad enhet av struktur eller enhet av funktion.

I bilaga 2 har en expertbedömning använts för att utvärderat ett antal restaureringsåtgärder utifrån ett poänggivningssystem. Detta för att ta fram en inledande bild av vilka åtgärder det främst kan vara värt att satsa pengar och resurser på i ett framtida utvecklingsarbete. I bilaga 2

ingår både bilaga 2a där medeltalet av experternas poängbedömningar presenteras och bilaga 2b som presenterar standardavvikelsen av bedömningarna. I bedömningarna för bilaga 2 beaktas kriterierna nedan (*inom parentes och i kursiv stil finns de anvisningar som gavs experterna*):

- Typen av åtgärd, utgående från åtgärder med större chans att återskapa historiska (ostörda) förhållanden (högre poäng) till åtgärder med mindre chans (lägre poäng), det vill säga en sekvens av typen "restaurering", "rehabilitering", "assisterad naturlig återhämtning", "habitatförbättring", "förstärkning", "ersättning", "lindring" och "övriga åtgärder" (*3 = fysisk eller biologisk restaurering; 2 = rehabilitering, habitatförbättring; 1 = annan relaterad åtgärd*),
- om restaureringsobjektet representerar hotade arter/habitat (*3 = i hög grad, 2 = i måttlig grad, 1 = i låg grad*),
- om restaureringsobjektet representerar viktiga ekosystemtjänster/nyttigheter (*3 = i hög grad, 2 = i måttlig grad, 1 = i låg grad*),
- om det är förknippat med stora miljörisker att inte göra någonting alls (*3 = i hög grad, 2 = i måttlig grad, 1 = i låg grad, 0 = inga risker alls*),
- om åtgärderna riktar in sig på orsak, på symptom eller på bådadera (*3 = både orsaker och symptom, 2 = enbart orsaker, 1 = enbart symptom*),
- tillgänglighet av metodik för åtgärderna (*3 = hög, 2 = måttlig, 1 = låg*),
- förekomst av relevanta nationella/svenska erfarenheter av åtgärderna (*3 = det finns erfarenheter från Sverige, 2 = det finns erfarenheter från jämförbara system, 1 = det finns endast erfarenheter från väldigt olikartade system, 0 = det finns inga erfarenheter*),
- chans för långsiktig framgång av åtgärderna (*3 = hög, 2 = måttlig, 1 = låg*),
- behov av kompletterande åtgärder för att nå framgång (*3 = inga behov, 2 = små behov, 1 = måttliga behov, 0 = stora behov*),
- risk för negativa bieffekter av åtgärderna (*3 = inga risker, 2 = små risker, 1 = måttliga risker, 0 = stora risker*),
- den rumsliga storleken på området som kan gynnas av åtgärderna (*3 = stor skala, möjligen regionala positiva effekter, 2 = måttlig skala, positiva effekter bortom det restaurerade området, men fortfarande lokala, 1 = liten skala, positiva effekter enbart inom det restaurerade området*),
- grov uppskattning av kostnadseffektiviteten för åtgärderna (*3 = hög, 2 = måttlig, 1 = låg*).

Längst ner i bilaga 2a finns en summakolumn där åtgärderna kan rangordnas utifrån de olika kriterierna sammantaget. Åtgärder med höga totalpoäng kan representera sådana som möjligen kunde prioriteras för fortsatt arbete. Det bör dock noteras att det inte enbart är viktigt att se på totalpoängen när olika åtgärder utvärderas i ett bredare perspektiv. Man kan lika gärna välja att se på enskilda kriterier/rader i tabeller eller olika grupper av kriterier beroende på vilka aspekter man vill betona. En rangordning av olika åtgärder kan förefalla som ett alltför krasst tillvägagångssätt, men ibland måste olika åtgärders effektivitet och ändamålsenlighet kunna diskuteras som till exempel när vi:

1. försöker få maximalt uträttat för så låga kostnader som möjligt,
2. eftersträvar positiva effekter i större skala, utöver enbart de lokala,

3. behöver ta ställning till olika frågor som rör restaurering och dess koppling till grön infrastruktur och konnektivitet,
4. behöver ta ställning till restaurering och koppling till globala miljöförändringar, till exempel klimatförändring,
5. har att göra med kompensationsärenden, det vill säga då vi ska utreda ekologisk kompensation för en skada på miljön, liksom principer kring ”no-net-loss”.

Bilaga 2 är uppbyggd så att den relativt enkelt kan uppdateras efterhand som mer information tillkommer. I poänggivningen i bilaga 2a används fyr- eller tregradiga skalor (0–3, ibland 1–3) till exempel för kolumnerna för allmän betydelse, för restaureringstyp, för metodiktillgänglighet, för nationella erfarenheter, för kostnader, för chans till långsiktig framgång och för storleken av det område som kan komma att gynnas positivt. För alla dessa punkter innebär höga poäng att åtgärderna rankas högre, men med tre undantag. För åtgärdsfokus ges en 2:a om åtgärden riktar sig mot orsaken till skadan och en 1:a om åtgärden bara riktar sig mot symptomen av skadan, medan en 3:a ges om åtgärden riktar in sig på både orsak och symptom. För två kolumner, det vill säga behov av kompletterande åtgärder för framgång och risk för negativa bieffekter av åtgärden har en omvänd poänggivning tillämpats där obefintlig(t) belönats med 3, medan låg(t) fått 2, medium fått 1 och hög(t) fått 0. Detta för att inte förstöra logiken i att höga poäng totalt sett ger en högre position i prioriteringstabellen (bilaga 2a).

2 Marin restaurering

2.1 Definition av ekologisk restaurering

Termen ekologisk restaurering används i många sammanhang och på flera olika sätt, men borde egentligen enbart användas då man avser aktiva åtgärder som utförs för att bringa hela ekosystem tillbaka till ett fastställt ursprungligt referenstillstånd både med avseende på hydrografi, geomorfologi samt biologi. Detta eftersom det finns andra termer som rehabilitering (engelska: rehabilitation), ersättning (engelska: replacement), förstärkning (engelska: enhancement) samt lindring (engelska: mitigation) som ofta kan vara mer användbara än restaurering (Bradshaw 1996). Detta även med tanke på hur svårt det är att genom olika åtgärder återföra ett skadat ekosystem till ett ursprungligt referenstillstånd (Hilderbrand m.fl. 2005, Duarte m.fl. 2009). Definitionen av ett ursprungstillstånd är också problematisk och ofta missvisande, eftersom våra hav sedan länge har varit så pass påverkade av människan att några restaureringar till ursprungliga tillstånd inte längre är möjliga. Dessutom sker det ständigt naturliga successioner och det kan också uppstå alternativa stabila tillstånd. För att stöda läsaren med avseende på terminologin listar tabell 1 olika förvaltningstermer som har använts för restaurering i vattendrag (Stewardson och Rutherford 2008).

Tabell 1 Förvaltningstermer som använts för att definiera restaureringsstrategier i vattendrag (fri egen översättning från Stewardson och Rutherford 2008).

Term	Definition
Restaurering	Återställa ett ekosystem till ett naturligt, ”historiskt”, referenstillstånd.
Rehabilitering	Modifiera ett ekosystem för att återskapa skadade fysiska habitat som kännetecknar ett naturligt referenstillstånd. Med rehabilitering kan det till exempel handla om att få tillbaka viktiga ekosystemtjänster, men kanske inte full biologisk mångfald.
Förstärkning	Lägga till strukturer för att förstärka eller gynna ett visst habitat eller mångfalden av fysiska habitat.
Assisterad naturlig återhämtning	Förstärka existerande processer för att underlätta att fysiska habitat kan återskapas.
Skydd och övervakning	Inrätta områdesskydd (formellt) mot fortsatt ”nedbrytning”. Övervaka förändringar i områdets status.

I denna rapport används termen restaurering brett för att beteckna olika åtgärder som utförs för att förbättra förhållanden i marina system och som siktar på att återföra systemet mot ett läge som rådde före en skadlig påverkan. Restaurering kan då ses som processen att aktivt hjälpa/styra återhämtningen av ett ekosystem som har försämrats, skadats eller förstörts (Lammerant m.fl. 2013, Gann m.fl. 2019). Synsättet är då en pragmatisk ”öppen” definition av

restaurering och innebär att restaurering kan ses som en process, med mätbara framsteg i ekosystemets tillstånd. Gann m.fl. (2019) listar att en ekologisk restaurering som förverkligas effektivt och hållbart bidrar till att:

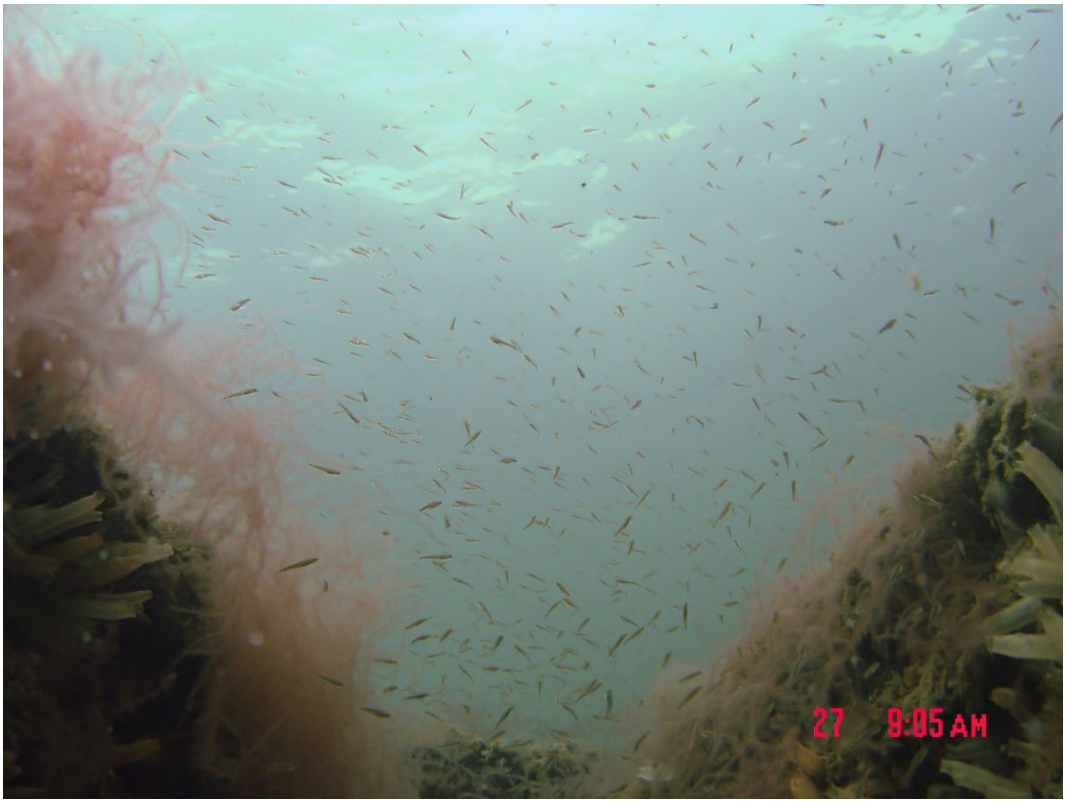
- skydda biodiversitet,
- förbättra mänsklig hälsa och mänskligt välmående,
- öka säkerhet i födo- och vattentillgång,
- leverera varor och tjänster och ekonomiskt välstånd,
- stöda lindring av effekter av klimatförändring, öka resiliens (återhämtningsförmåga) och anpassning till förändringar.

Ekologisk restaurering är ett lösningsbaserat tillvägagångssätt som engagerar samhällen, forskare, politiker och mark- och vattenägare för att reparera ekologisk skada och återkonstruera ett sundare förhållande mellan människor och andra delar av naturen (Gann m.fl. 2019). I resten av rapporten används begreppet restaurering synonymt med ekologisk restaurering.

I ett bredare perspektiv omfattar vår tolkning av restaurering också till exempel rehabiliterande åtgärder. Detta eftersom det också är så här som restaurering ofta uppfattas av allt från lekmän till professionella utövare, förvaltare och forskare. Målsättningarna kan då också sägas ligga nära de som definieras av Clewell m.fl. (2000) och Gann m.fl. (2019), det vill säga att återskapa fungerande ekosystem med tillräckligt hög biodiversitet för naturlig återhämtning över ett längre tidsperspektiv framför en strikt genomförd restaurering med syfte att återskapa ett naturligt opåverkat historiskt tillstånd. I praktiken är det här oftast också det bästa som kan åstadkommas vid ett restaureringsprojekt, speciellt vad gäller påverkan som skett i stor skala och under lång tid. Det här beror bland annat på förändrade referenstillstånd som kan göra det omöjligt att uppnå tidigare förhållanden (Hilderbrand m.fl. 2005, Duarte m.fl. 2009, 2015, läs mer om detta i kapitel 4.3 *Restaureringars slutmål och utvärdering*). Det kan också bero på regimskiften (Scheffer m.fl. 2001, Rosqvist 2010) där ett ekosystem kan låsas i en ny konfiguration som kan vara svår eller omöjlig att åtgärda med vanliga restaureringsåtgärder.

De flesta experter är överens om att verksamhet som att återställa fysisk miljö och fysiska strukturer (substrat) eller habitat i form av till exempel ålgräsrestaurering eller att återskapa biogena rev är restaurering, likaså vad gäller olika åtgärder för att återskapa grunda vikar och kustnära våtmarker eller att anlägga stenrev där sådana försvunnit. Däremot råder det kanske oenighet om vad utplacering av konstgjorda rev (figur 3) och nyanläggningar av fysiska habitat på platser som inte haft denna geomorfologi tidigare, ska kallas. Bättre benämningar för den senare typen av verksamhet kan vara förstärkning, ersättning eller lindring. På samma sätt kan kanske inte heller sanering av förorenade områden i strikt hänseende anses vara restaurering. Man kan också fråga sig om det är restaurering att utföra olika aktiva åtgärder för att stärka eller återinföra önskvärda arter genom till exempel utsättningar av olika slag eller åtgärder som biomanipulering för att reducera förekomster av mindre önskvärda arter eller att vidta olika åtgärder riktade mot främmande arter. Likaså kan man fundera över om åtgärder för att stärka lokala rovfiskbestånd genom att begränsa fiske bör räknas som restaurering. Möjliga åtgärder för att stärka rovfiskbestånd tas dock upp i kapitel 3.2.5 *Förstärkning av rovfiskpopulationer för att rehabilitera funktioner i kustekosystem*, i kapitel 3.3.2 *Biomanipulering* och i kapitel 3.3.7 *Övriga åtgärder, inklusive förvaltningsrelaterade åtgärder*.

En del åtgärder behandlas inte i denna rapport, eftersom den framför allt är fokuserad kring aktiva restaureringsåtgärder efter fysisk störning och hur man kan återskapa habitat och hydromorfologiska förhållanden. Således fokuseras det inte på åtgärder som till exempel fiskutsättningar. Lorenzen (2014) behandlar olika fiskeförbättrande åtgärder i vatten, av vilka fiskutsättningar (Støttrup och Sparrevohn 2007, Bell m.fl. 2008) och utplacering av artificiella substrat (Baine 2001) är de vanligast förekommande. De senare åtgärderna motsvarar närmast habitatförstärkning för att gynna specifika arter och utgör inte restaurering, till skillnad mot återställning av stenrev (Støttrup m.fl. 2014, 2017) där man restaurerar tidigare historiska förekomster. Möjliga åtgärder riktade mot att stödja bestånd av sjöfågel tas heller inte upp, även om enkla åtgärder som utplacering av skrak- och knipholkar eller ejderhus kan inverka positivt för just dessa arter.



Figur 3 Ett konstgjort rev i Risør i södra Norge lockar till sig stora mängder småfisk. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd. Färgkorrigering: Mårten Erlandsson.

Många av frågorna är också etiska till sin natur. Vi måste till exempel ibland ta ställning till om vi ska sträva efter att minska vissa arters förekomst och/eller utbredning på grund av att vi gynnat dem (till exempel karpfisk, spigg eller skarpsill i Östersjön, snultror på västkusten, trådalger, etcetera). Även om åtgärder mot olika mindre önskade arter utförs kan åtgärderna ifrågasättas ekologiskt och de kan också vara svåra att hantera rent praktiskt, till exempel att undvika bifångst av små individer av rovfisk vid selektivt fiske av spigg som kanske sker just precis med syftet att stärka rovfiskbestånd. Likaså kan vi behöva fundera kring frågan om vi alltid ska motverka invandring av främmande arter och om alla sådana är lika ovälkomna; jämför till exempel den amerikanska kammaneten (*Mnemiopsis leidyi*) med det japanska jätteostronet (*Crassostrea*

gigas). Det är i detta sammanhang också viktigt att komma ihåg att vi människor generellt sätter ett humanperspektiv på restaureringar. Vi strävar efter att återställa bestånd, biotoper och habitat som vi tilltalas eller gynnas av och som levererar ekosystemtjänster, som till exempel livsmedel, biologisk reglering, rekreation, med mera som vi antar oss kunna dra mest nytta av, medan vi kanske förbiser andra livsformer och habitat.

Denna rapport ger inga klara svar på de många frågorna ovan och de följdfrågor som de oundvikligen leder till, utan tyngdpunkten ligger på restaurering av olika fysiska habitat eller habitatbildande arter framför enskilda arter, även om det eftersträvas att behandla temat utifrån ett så brett perspektiv som möjligt.

Ekologisk restaurering kan betraktas som själva hantverket och utförandet av de åtgärder som krävs vid återställning av ett ekosystem. Det är viktigt både från ett naturvetenskapligt och från ett rättsligt perspektiv att definiera vad man avser med olika typer av restaurering och att fastställa de mål man avser att uppnå genom en restaurerande åtgärd (Moksnes m.fl. 2016a). Många restaureringar görs utan fastställda mål, där endast en målart definieras.

För en effektiv och framgångsrik restaurering krävs, förutom ekologisk kompetens och förståelse för hur olika habitat eller ekosystem fungerar, också att personer med annan kunskap och bakgrund deltar i processen, alltifrån planering, finansiering, utförande till utvärdering (Moksnes m.fl. 2016a). Man behöver till exempel också förstå hur de fysiska processerna som skapar habitaten fungerar, varför det är klokt att involvera också oceanografer och personer med bred hydromorfologisk kompetens (Kraufvelin m.fl. 2021). Enligt Jackson m.fl. (1995) och Aronson (2010) bör man ta hänsyn till fem huvuddiscipliner när man ska utföra en restaurering:

- **ekologi –** information/kunskap om struktur (mönster) och funktion (processer) i naturen som samlas in genom historiska, analytiska och experimentella studier,
- **samhällets formella och informella normer –** information om politiska mål och krav samt olika gruppers acceptans av dessa normer,
- **kultur –** till exempel traditionsmässigt användande av område eller resurs,
- **ekonomi –** vilken typ av geografiska områden eller vilka habitat anses värda att restaurera,
- **politik –** vilka mål, värderingar och krav som det finns politisk vilja att driva respektive motverka.

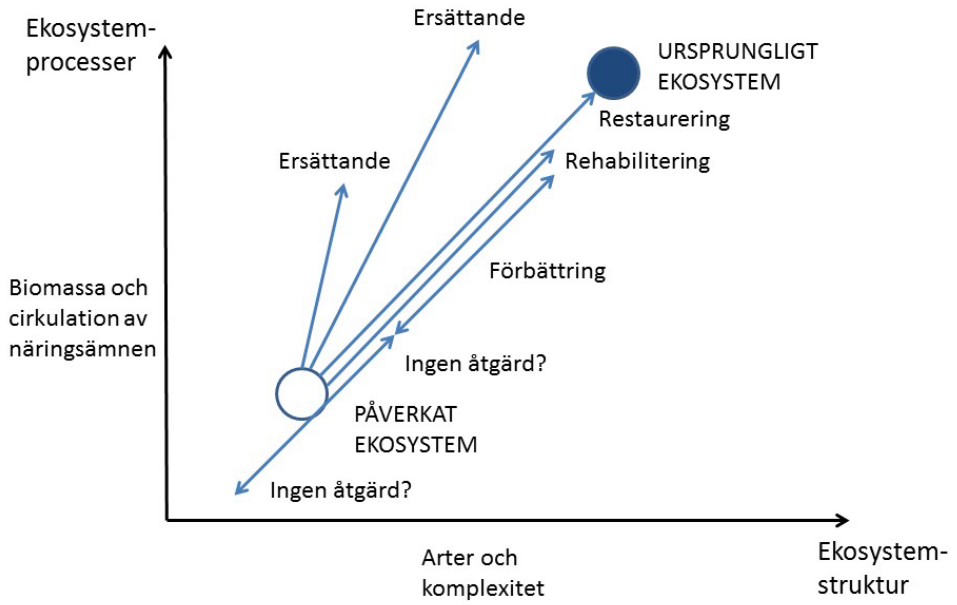
Övriga mer fallspecifika och direkt praktiska frågor som vi behöver få svar på i samband med restaurering är:

- Vilka aktiviteter och påverkanstryck har orsakat förändringen/förlusten?
- Har aktiviteterna/påverkanstrycken som orsakade skadan minskat tillräckligt för att restaureringsobjektet ska kunna komma tillbaka?
- Är det praktiskt möjligt att återställa arten, habitatet, födoväven och/eller funktionen?
- Hur effektiva är olika åtgärder?
- Mot vilka miljötillstånd ska åtgärderna sikta?
- Vad kostar de?

- Vilka ekosystemtjänster och mänskliga värden samt vilken samhällsnytta ger framgångsrikt utförda åtgärder?
- Är de positiva restaureringseffekterna bestående över tid?

Denna rapport eftersträvar att ge svar på dessa frågor. Vad gäller frågan om vad som orsakat tillbakagången är till exempel fysisk och/eller mekanisk påverkan på habitat ofta lätt att identifiera. För enskilda bestånd av arter är det speciellt viktigt att hitta ”flaskhalsar” som begränsar reproduktionen eller har stor effekt på dödligheten. För till exempel fiskbestånd kan det vara viktigt att se på habitattillgången som en begränsande faktor. Detta eftersom de tidigaste livsstadierna ofta är känsliga för miljöförändringar och tillgång till goda lek- och uppväxtområden kan styra storleken av beståndet (Sundblad m.fl. 2014). Det finns med andra ord belägg för att skydd av olika viktiga livsmiljöer för yngel ger mer vuxen fisk (Kraufvelin m.fl. 2016, 2018b).

De olika alternativen för ett restaureringsprojekt kan åskådliggöras i form av en starkt förenklad graf med ekosystemets struktur på x-axeln och ekosystemprocesser på y-axeln (figur 4). En fullständig restaurering av ett påverkat ekosystem skulle i en idealsituation ta oss från den öppna cirkeln nere till vänster till den fyllda cirkeln uppe till höger. En rehabilitering kanske inte tar oss hela vägen till ett ostört tillstånd, men kan ändå utgöra en klar förbättring av ekosystemets status. Notera att en förbättring mycket väl också kan leda bort från ”banan” som går mot det ostörda tillståndet och ha en brantare utvecklingsbana, det vill säga åtgärden bli mer av typen ”ersättande”.

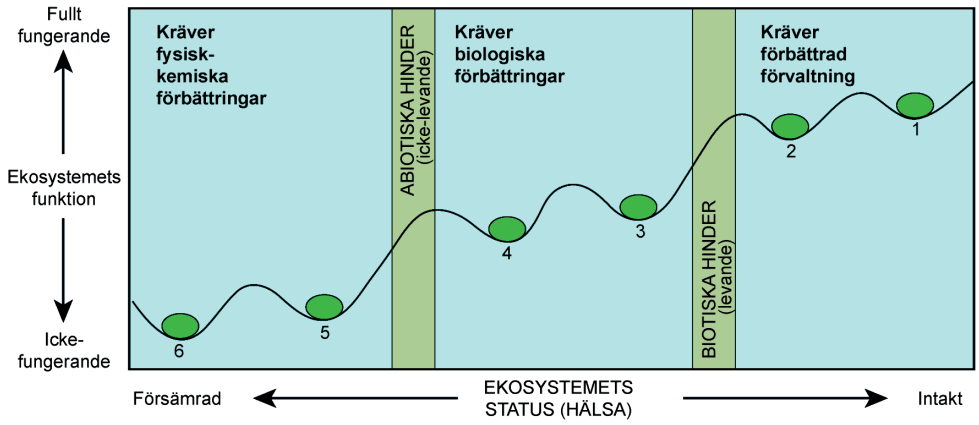


Figur 4 Olika alternativ för ett restaureringsprojekt där den ekosystemstruktur som man strävar efter (på x-axeln) ställs i relation till de ekosystemprocesser (på y-axeln) som också omfattas (efter Bradshaw 1996). Med ursprungligt ekosystem avses ett opåverkat ekosystem.

Habitatets vattenkemiska förhållanden, hydromorfologiska egenskaper och arterna själva utgör huvudkomponenterna vid en ekologisk restaurering. Samtliga tre komponenter kan kräva särskild behandling, även om naturliga återskapande processer alltid bör användas när det är möjligt (Bradshaw 1996), så kallad passiv restaurering. Det kan *de facto* vara tillräckligt med att återställa de naturliga processerna som en slags ”restaurering” så snart det skadliga påverkanstrycket avlägsnats eller försvunnit, om bara bakgrundsförhållandena i miljön är de rätta. Ofta kan detta vara en av de viktigaste ”restaureringsåtgärderna”, framför allt i djupare marina områden, till exempel sådana som störts av bottentrålning (Jones m.fl. 2018) eller generellt i mer öppna system (Geist och Hawkins 2016). I många fall kan passiv och naturlig återhämtning vara ett förstahandsval för att snabbt få tillbaka viktiga ekosystemfunktioner och tjänster och aktiva restaureringsinsatser vidtas då först om återhämtningen efter påverkan klassas som långsam (Jones m.fl. 2018).

Den allra billigaste och enklaste ”åtgärden” är ändå i regel att undvika eller minimera skada när en verksamhet pågår än att i efterhand försöka återskapa det som en gång var (Naturvårdsverket 2016). Enligt skadelindringshierarkin bör man först undvika skada, sedan minimera skada och i sista hand restaurera/kompensera för en skada (Naturvårdsverket 2016, Jacob m.fl. 2018, Bergström m.fl. 2021).

Det är svårt att mäta om en restaureringsåtgärd är lyckad eller ej, eftersom restaureringsprocessen är fortskridande samtidigt som responser till olika åtgärder sällan sker helt linjärt. Huvudmålsättningen för en åtgärd bör därför vara att ekosystemen ska kunna utvecklas i en obegränsad positiv riktning efter att åtgärden genomförts (Bradshaw 1996). Restaureringsprocessen bör leda till mätbara framsteg i ekosystemets tillstånd där både abiotiska (icke-levande) och biotiska (levande) hinder kan behöva övervinnas (se figur 5; Hobbs och Harris 2001). Vanligen går processen till på så sätt att man först måste genomföra hydromorfologiska eller kemiska förbättringar, innan biologiska förbättringar kan vidtas. När väl det önskade tillståndet uppnåtts, kan det räcka med förvaltningsåtgärder för att upprätthålla detta tillstånd. Det finns ändå en risk för att lyckade restaureringsprojekt kan missleda oss till att tro att vi alltid har förmåga att återskapa det som skadats eller förlorats. Här är det viktigt att beakta att det inte finns en enkel *silver bullet* att ta till som universallösning.



Figur 5 Konceptuell restaureringsmodell utgående från förlaga i Hobbs och Harris (2001). Restaurering kan ses som en process med mätbara framsteg i ekosystemets tillstånd.

Det finns två typer av restaureringsåtgärder som bör särskiljas när så är möjligt. Den ena är ekologisk restaurering och den andra är restaurering genom ekologisk kompensation. Vid ekologisk restaurering restaureras en historisk förlust, där ett tidigare tillstånd med avseende på ekologiska och hydromorfologiska strukturer och funktioner är känt. Kunskap om vilka aktiviteter eller vilka påverkanstryck som har haft störst betydelse för det skadade tillståndet är inte alltid nödvändig. Vid en ekologisk kompensation finns det oftast en aktör som ansvarar för skadan och återställandet. Ekologisk restaurering sker oftast efter en skada, medan kompensation också kan göras före en skada. Ekologisk restaurering kanske inte heller fungerar överallt på grund av mer permanent störda eller förändrade miljömässiga eller biologiska förhållanden. I sådana fall kan en form av restaurering genom ekologisk kompensation vara ett alternativ, det vill säga att åtgärder utförs på en annan plats där förutsättningarna för framgång kan vara bättre eller att åtgärder riktas mot en helt annan typ av habitat. Ekologisk kompensation innebär per definition att man skapar ett nytt habitat på ett annat habitat som anses ha mindre värde. Notera också att ekologisk kompensation även kan omfatta andra åtgärder än restaurering som till exempel naturvårdsinriktad skötsel, nyskapande av livsmiljöer eller skydd av områden (Naturvårdsverket 2016).

Vid en ekologisk restaurering är huvudsyftet att återfå historiska förluster av ett viktigt habitat där det ofta kan handla om att restaurera stora områden (10- till 100-tals hektar). Drivkrafter bakom åtgärderna kan vara åtaganden inom internationella konventioner, EU-direktiv och svenska miljökvalitetsmål. Restaureringen utförs normalt av myndigheter på nationell eller regional nivå (Moksnes m.fl. 2016a, Nilsson m.fl. 2016). Vid restaurering genom ekologisk kompensation är däremot målet att gottgöra en specifik skada genom att återställa en bestämd areal av habitatet (ofta skapa nya likadana habitat av likartad storlek som de som förstörts) eller en bestämd ekologisk funktion som motsvarar de förluster i ekosystemtjänster som skadan orsakat i tid och rum (Naturvårdsverket 2016, Bergström m.fl. 2021, Cole m.fl. 2021). Ekologisk kompensation är därför framför allt ett verktyg för att kompensera förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i samband med samhällsnödvändig verksamhet (Coralie m.fl. 2015), med detta avses verksamhet som ges tillstånd trots att den ger skador på ekosystemet. I Sverige tillämpas ekologisk kompensation i sista hand, efter att miljöprövningen visat att det inte går att undvika skada eller vidta tillräckliga skyddsåtgärder. Än så länge finns inte ekosystemtjänster med i prövningarna, men utvecklingen inom området går troligen mot det hållet. Tanken är att restaurering genom ekologisk kompensation sker som ett frivilligt åtagande från den verksamhetsutövare som har orsakat skadan, eller för att krav har ställts på kompensation efter att verksamheten har prövats i miljödomstol. De flesta restaureringar av denna typ är normalt relativt små i omfattning från 0,1 till runt 10 hektar (Moksnes m.fl. 2016a).

Praktiska frågor som alltid bör besvaras i samband med ett restaureringsprojekt:

- Vad har orsakat förändringen/tillbakagången (vilka drivkrafter, aktiviteter, påverkanstryck)?
- Är de skadliga aktiviteterna och påverkanstrycken borta?
- Är det möjligt att återställa arten, habitatet, födoväven och/eller funktionen?
- Hur effektiva är olika åtgärder?
- Mot vilka miljötillstånd ska åtgärderna sikta?
- Vad kostar åtgärderna?
- Vilken samhällsnytta ger åtgärderna?
- Är de positiva restaureringseffekterna bestående?

En grundförutsättning för framgångsrik restaurering är att de faktorer som initialt orsakade skadan på habitatet eller systemet har försvunnit eller har minimerats. Vissa habitatbildande arter som musslor och ostron, kallvattenskoraller och tång kräver till exempel ett hårt bottensubstrat och sådant substrat kanske inte längre finns tillgängligt i det störda området. Därför måste man ibland också ta till någon form av aktiv strukturskapande restaurering som återför hårt substrat till området eller som innebär att man placerar ut lämpligt bottensubstrat, till exempel artificiella rev (Seaman 2007), konstgjorda substrat (George m.fl. 2015), stenrev (Støttrup m.fl. 2014) eller musselskal (Dolmer m.fl. 2009, Morris m.fl. 2019), för att den tidigare miljön ska kunna återskapas. Olika tekniker som utvecklas för restaurering bör även kunna användas mer generellt för att minska negativa effekter i samband med olika fysiska ingrepp som marin byggnation (www.marbipp.tmbl.gu.se/). I fall där vegetation ska restaureras kan ibland övergödningsläget fortfarande hindra en återställning eller vattnet kan vara för grumligt för att eventuella restaurerade arter ska kunna utföra sin fotosyntes. I sådana fall är det bäst att avstå från restaureringsinsatser eller istället satsa på ekologisk kompensation på en mer gynnsam lokal.

En annan avgörande faktor i restaureringsprocessen är valet av område att åtgärda. Om ett habitat aldrig har funnits naturligt i ett område, saknas sannolikt abiotiska eller biotiska förutsättningar för habitatet. På samma sätt kan det ofta vara svårt att återskapa eller restaurera ett habitat i ett område där miljöbetingelserna kraftigt förändrats. Exempel på detta kan vara områden där ålgräsängar eller fleråriga makroalgsbälten fått ge vika för småbåtsmarinor, pirar och bryggor eller där förändrade ljus- eller bottenförhållanden på grund av eutrofiering eller erosion gör stora områden olämpliga för återkolonisering av ålgräs eller makroalger.

För en lyckad restaurering är det viktigt att reda ut historiska referensförhållanden för att mer specifikt få klargjort vad man vill/kan uppnå med restaureringen och till vilken grad det tidigare systemet ska/kan återskapas. Det att referensförhållanden fastställs är ett mycket viktigt moment inför en restaurering och en del där det ofta brister i många restaureringsarbeten. Referensförhållandet bör både omfatta strukturer och funktioner, men även de biologiska, kemiska och fysiska processer som skapar och upprätthåller strukturerna (Kraufvelin m.fl. 2021).

- **Ekologisk restaurering** kan betecknas som den ”sanna” typen av restaurering med målet att återställa hela ekosystemet och alla dess strukturella och funktionella egenskaper till ett läge (historiskt tillstånd) som rådde innan en störning på denna plats som senare drabbades av en förlust. Orsaken till förlusten kan vara okänd. Ekologisk restaurering gäller ofta större projekt.
- **Rehabilitering** fokuserar liksom ekologisk restaurering på ett historiskt tillstånd hos ekosystemet med den skillnaden att rehabiliteringen mer beaktar de processer och ekosystemtjänster som ekosystemet förser oss med och att rehabiliteringen inte ställer lika höga krav på att originaltillstånd uppnås som vid ekologisk restaurering.
- Vid **restaurering genom ekologisk kompensation**, som kan ske på samma plats men också på en annan plats än den drabbade, finns det i regel en känd aktör som har orsakat skadan och därför ansvarar för den och för att ekosystemet återställs. För närvarande gäller oftast restaurering genom ekologisk kompensation mindre projekt i Sverige.
- En grundförutsättning för en lyckad restaurering är att **aktiviteterna och påverkanstrycken som förorsakade skadan är borta**.

På samma sätt är det viktigt att ”vetenskapligt utvärdera” genomförandet och dess framgång genom uppföljning. Detta kan göras genom att jämföra utvecklingen i ett restaurerat område över tid eller jämföra utvecklingen med icke påverkade referenssystem. Dessa former av uppföljning brukar kallas BA-designer, det vill säga det ska finnas data före och efter åtgärden (BA, *before–after*), eller CI-design, det ska finnas data från restaurerade och orestaurerade jämförelseområden (CI, *control–impact*). Mer omfattande uppföljningsprogram bör ha en BACI -design (*before-after-control-impact*; se Stewart-Oaten m.fl. 1986, Underwood 1994, Schmitt och Osenberg 1996) och omfatta mätningar före och efter genomförd åtgärd, dels i vattenområdet som åtgärdats, dels i likartade vattenområden utan åtgärder som tjänar som referensområden. Ofta bedöms det att mindre krävande BA- eller CI-designer kan vara tillräckliga i fall då man förväntar sig tydliga responser av åtgärden, men för att klarlägga orsak–verkan–samband och tillåta vetenskaplig analys behövs en BACI-design (Underwood 1994).

En orsak till att uppföljning ofta saknas i restaureringsprojekt är bristen på pengar (Harper och Quigley 2005). Utan en utvärdering kan det dock inte klargöras vad som fungerat och vad som inte fungerat, och hur framtida åtgärder mer (kostnads)effektivt ska utformas och utföras. Dessutom kan den mer utförliga informationen som fås med en BACI-design ofta också användas vetenskapligt för att dokumentera de olika ekologiska processer som är involverade i eventuella framgångar, men också i möjliga bakslag (se även Moksnes m.fl. 2016a).

Dokumentation av åtgärderna i databaser som ”Åtgärder i vatten” (https://www.atgarderivatten.se/) för tillgänglighet för andra aktörer och för allmänheten är också mycket väsentliga delar av restaureringsarbetet. Denna dokumentation är också viktig för att nationellt kunna följa upp åtgärdstakten enligt internationella och nationella åtaganden. För att kunna utveckla denna kunskapsbas och förbättra kostnadseffektiviteten av restaureringsåtgärder är det viktigt att det tryggas finansiering för alla delsteg, inklusive utvärderingar av deras framgång.

Ekologisk restaurering är en iterativ process, som för att nå maximal framgång bör följa ett antal steg:

1. Undersök tidigare historiska och nuvarande referensförhållanden med avseende på vattenkemi, hydromorfologi och biologi.
2. Välj lämpligt område.
3. Ta fram en förankrad målbild.
4. Ta fram en restaureringsplan.
5. Erhåll tillstånd, när så krävs, och utför själva arbetet.
6. Välj lämpliga indikatorer för uppföljning.
7. Utvärdera genomförandet (till exempel vad gäller hydromorfologi eller responser hos växt- och djursamhällen) och övervakningsarbetet.

Se även bilaga 3 för en mer omfattande ”checklista” för ekologisk restaurering.

2.2 Utmaningar och svårigheter med marin restaurering

Marin restaurering har både positiva och negativa sidor och dessa är tätt kopplade till de nyttor som ekosystemen förser oss med, vilka vanligen kallas ekosystemtjänster. Dessa ekosystemtjänster är ofta högt värderade av individer och samhällen, med nyttor/värden som vida kan överstiga deras marknadsvärde/monetära värde, även om priset på ekosystemtjänster i regel är svårt att fastställa i form av pengar. Exempelvis ger ålgräsängar nyttor som hög produktionspotential för fisk och andra marina livsmedel. Därtill fastlägger ålgräsängar effektivt partikulära näringsämnen, vilket kan reglera en eventuell eutrofiering, och de binder även klimatreglerande partikulärt kol, med mera (Cole och Moksnes 2016). Ekosystemtjänstbegreppet och analyser av ekosystemtjänster är centrala i flera EU-direktiv, däribland havsmiljödirektivet, HMD (MSFD 2008), som ofta omnämns som havsmiljöförordningen i Sverige.

Bland fördelarna med att utföra marin restaurering ingår att de höga nyttoaspekterna från många marina ekosystemtjänster gör att miljöåtgärder i flera fall kan skapa nyttor vars värden kan överstiga åtgärdskostnaden (Bryhn m.fl. 2015). Därutöver kan man nämna restaurerings- och kompensationsåtgärder som ett alternativ till bötesstraff för miljöförstöring. De ger vidare en ökad kunskap om miljöfrågor bland människor (till exempel om värdet av de nyttor som väl fungerande ekosystem ger oss). En restaurering kan också fungera som ett bra underlag för olika (ekologiska) forskningsobjekt och till och med användas inom undervisningen (Habib m.fl. 2018).

Nackdelarna med marin restaurering, som kanske snarare bör benämnas osäkerhetsfaktorer, är många och har främst att göra med de höga kostnaderna och osäkerheterna med att lyckas med åtgärderna (i kort- och långsiktigt perspektiv) (Bayraktarov m.fl. 2016, Saunders och Bayraktarov 2016). I allmänhet är våra erfarenheter av restaurering i marin miljö mycket begränsade och framgångar varvas ofta med bakslag (Seddon 2004). Många åtgärder har också kritiserats för att vara alltför fokuserade på det estetiska och kanske därmed inte ens utgör en restaurering i egentlig mening (per definition). Dessutom kan restaureringar genom ekologisk kompensation, som utförs på en annan plats än den som skadats, uppfattas som att man systematiskt gynnar vissa biotoper (till exempel ålgräsängar) på bekostnad av andra (till exempel vegetationsfria mjukbottnar). Just detta specifika exempel med ålgräs är antagligen försvarbart på grund av det större antalet ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster en frisk ålgräsäng kan bidra med, jämfört med en vegetationsfri mjukbotten (Moksnes m.fl. 2016a, b). Samma fråga som motivering för ”restaureringsåtgärder” blir däremot betydligt svårare att besvara om man till exempel ställer konstgjorda hårda bottnar (artificiella revkonstruktioner) direkt mot naturliga mjuka bottnar (www.marbipp.tmbl.gu.se/).

Vad gäller att använda sig av förflyttning och transplantering av arter för restaureringsändamål finns det också ett antal risker. Dels finns det genetiska risker, speciellt där det finns gradienter eller övergångar mellan olika arter eller hybrider, till exempel blåmusslans övergång från *Mytilus edulis* till *Mytilus trossulus* från Kattegatt via Öresund och längre in i Östersjön. Biologiskt material för utplantering vid restaureringar bör därför så långt som möjligt genetiskt likna det i mottagarpopulationerna eller de populationer som gått förlorade (www.marbipp.tmbl.gu.se/). Ofta kan det räcka med att man transplanterar enbart från närliggande områden. Det finns också risker för att man vid transplantering ökar spridningen av olika sjukdomar och parasiter. Vid en transplantering skadas också donatorhabitatet i en viss utsträckning och speciellt i fall där restaureringar misslyckas har man då inte bara slösat med resurser till ingen nytta, utan man kan också ha åsamkat skada i tidigare friska habitat.

En viktig fördel med restaurering är att det kan hjälpa oss att nå olika miljömål. Nackdelar är att det innebär kostnader, att utfallet är oklart och att vissa metoder är förknippade med olika risker. Det mest kostnadseffektiva alternativet är att inte orsaka miljöskada från första början.

Vidare bör frågan om restaurering genom ekologisk kompensation också beaktas i detta sammanhang i och med att framgången av den ekologiska kompensationen ofta kan vara mer osäker än en ekologisk restaurering på en lämplig plats. Ifall restaurering genom ekologisk kompensation inte lyckas i ett område, till exempel för att lämpliga lokaler för transplantering eller lämpliga donatorlokaler kanske saknas lokalt, kan man rentav förvärra situationen. Det har också blivit vanligt under senare år att exploatörer föreslår restaurering genom ekologisk kompensation eller är villiga att direkt betala för skadorna för att få utföra sin verksamhet utan att några kompensationsgarantier behöver ges. Av dessa anledningar är det viktigt att en ekologisk kompensation inte ger en möjlighet för exploatörerna att köpa sig fria (se mer om detta i Moksnes m.fl. 2016a; avsnitt 2.2.3; sid 24 samt rapporten av Bergström m.fl. 2021).

Denna rapport behandlar främst ekologisk restaurering. För mer detaljerad information om ekologisk kompensation se Naturvårdsverket (2016) och Bergström m. fl. (2021). Naturvårdsverket tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten finansierade 2018–2021 sju nationella svenska forskningsprojekt kring olika aspekter av ekologisk kompensation (https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Forskning/Forskning-for-miljomalen/Pagaende-forskning-for-miljomalen/Forskning-om-ekologisk-kompensation/). Ett av dessa projekt utfördes med fokus på den marina miljön, ECOCOA – Ekologisk kompensation i kustområden (https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/forskning1/ekosystem/ecocoa/, Bergström m.fl. 2021, Cole m.fl. 2021).

2.3 Restaurering, förvaltning och EU-direktiv

Marin restaurering har ett brett stöd i såväl nationell lagstiftning som i EU-lagstiftning och uppmärksammas nu också mycket globalt i och med FN:s utlysning av åren 2021–2030 till årtiondet för restaurering av ekosystem (https://www.decadeonrestoration.org/). För att kunna förbättra förutsättningarna för biologisk mångfald och upprätthålla en hög produktion av ekosystemtjänster är det viktigt att skadade eller förstörda naturtyper restaureras, återskapas och nyskapas. Detta uppmärksammas speciellt i EU:s strategi för biologisk mångfald 2020 (EC 2011). Om arbetet ska bli kostnadseffektivt och ge ett positivt nettoresultat är det dock viktigt att restaureringen sker i samsyn med prövning, tillsyn och områdesskydd (figur 6). Detta för att habitat eller naturtyper som man satsar stort på att restaurera inte samtidigt tillåts förstöras på annat håll.

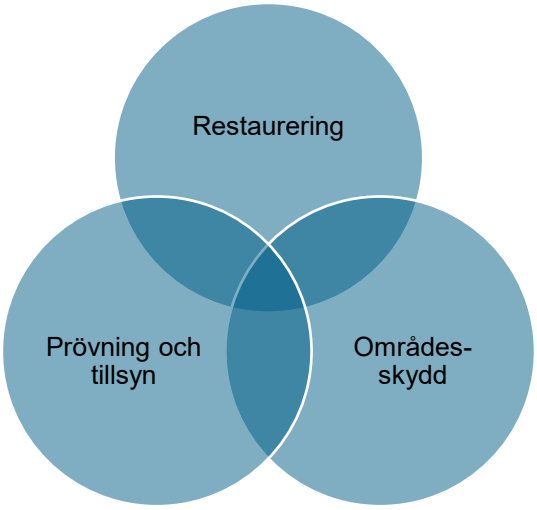
Förlust eller förstörelse av livsmiljöer minskar våra möjligheter att nå internationella och nationella åtaganden och beslut vad gäller biologisk mångfald och vattenkvalitet; främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, samt miljökvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård. Problemet är särskilt stort i kustnära miljöer som överlappas av ett flertal åtaganden.

Restaureringsarbete inriktat på fysisk påverkan och biologisk återställning bidrar till god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet, gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet och god ekologisk status enligt vattendirektivet. En förbättrad status i havsmiljön kan innefatta ett

flertal temaområden bland annat biologisk mångfald, fisk- och skaldjursarter viktiga för fisket (yrkes- och fritidsfisket), samt marina näringsvävar, men indirekt även bottnarnas integritet och förändringar av hydromorfologiska och/eller hydrografiska villkor. Restaureringsåtgärder som gynnar återhämtning av stor rovfisk eller återskapar biogena rev och ålgräsängar har även effekter på vattenkvaliteten lokalt och storskaligt, exempelvis vad gäller övergödningsrelaterade symptom (Coen m.fl. 2007, Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2009, 2011). Många restaureringsåtgärder i kustvatten är beroende av en god vattenkvalitet för att lyckas, och det finns tydliga synergieffekter mellan förbättrad vattenkvalitet och restaureringsframgångar. Samtidig reduktion av näringsämnen och förbättring av siktdjup är till exempel viktigt vid restaurering av många livsmiljöer som domineras av makrofyter vars utbredning kräver god tillgång till solljus genom vattenmassan.

Restaureringsmål ingick även i EU:s strategi för biologisk mångfald 2020 (vision 2050). Mål 2 i strategin är att ”*Senast 2020 bevara och förbättra ekosystem och ekosystemtjänster genom att grön infrastruktur införs och minst 15 procent av skadade ekosystem återställs (terrestriskt, limniskt och marint)*”.

Restaurering är även ett viktigt verktyg för att uppfylla 8 av totalt 16 nationella miljömål som avser havet eller gränsskiktet mellan inland och hav (www.sverigesmiljomal.se). För denna rapport är de mest relevanta miljömålen: Ingen övergödning, Hav i balans samt levande kust och skärgård, God bebyggd miljö och Ett rikt växt- och djurliv.



Figur 6 Samverkan mellan restaurering, prövning och tillsyn samt områdesskydd.

Restaurering ingick också som en viktig åtgärd i Helcoms aktionsplan för Östersjöns miljö, Baltic Sea Action Plan (BSAP) med målet att Östersjön ska vara i god ekologisk status 2021. Se även https://www.regeringen.se/49bbb7/contentassets/d2f4862bd4984157af4af65101fe3683/informationsmaterial-forslag-till-atgardsplan-for-genomforandet-av-helcoms-aktionsplan-for-ostersjon. Enligt den senare länken innefattade de långsiktiga målen för den nationella planen för restaurering att fram till år 2021 så långt som möjligt återställa de marina landskapens ursprungliga tillstånd. Avsikten var att utarbeta en övergripande nationell restaureringsplan för

Östersjöns kustområden där särskild hänsyn tas till de speciella förutsättningarna som råder i varje avrinningsområde. Åtgärder som speciellt skulle prioriteras var att återställa vandringsvägar, restaurering av den fysiska miljön och återetablering av försvunna arter och bestånd.

Restaurering av havsmiljön har stöd i och främjar uppfyllelsen av:

- EU:s havsmiljödirektiv
- EU:s vattendirektiv
- EU:s art- och habitatdirektiv
- Sveriges miljömål

I Sverige är erfarenheterna av restaurering av marina miljöer hittills ytterst begränsade (Naturvårdsverket 2016). Internationellt har det dock, åtminstone på en del håll, ofta i mer tättbefolkade eller i ekonomiskt speciellt betydelsefulla områden, redan satsats ganska mycket på restaurering, främst av sjögräsängar (Fonseca m.fl. 1998, Orth m.fl. 2011), ostronrev (Brumbaugh m.fl. 2000, Coen m.fl. 2007), mangroveträsk (Ellison 2000, Lewis 2005) och korallrev (Epstein m.fl. 2001, Meesters m.fl. 2015). Behovet av och intresset för marin restaurering kommer garanterat att öka stadigt i framtiden också i Sverige. Detta dels för att många områden har blivit kraftigt skadade av oförsiktig utbyggnad eller av föroreningar av olika slag, dels med tanke på ökade globala miljöhot som klimatförändringen. Behovet och intresset kommer också att öka som följd av förändrade krav inom de europeiska miljödirektiven. För att kunna sätta in relevanta, kostnadseffektiva och välfungerande åtgärder behövs en verktygslåda som beskriver tillgängliga restaureringsåtgärder.

2.4 Påverkan på marina ekosystem ur ett restaureringsperspektiv

Grunda kustvattenmiljöer är mycket viktiga ur ett biologiskt perspektiv men är samtidigt starkt påverkade av mänskliga aktiviteter. Exploateringstrycket från människan är här stort och i många fall ökande (Sundblad och Bergström 2014, Elliott m.fl. 2017, Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020). Ofta medför till exempel strandnära bebyggelse en ökning av andra former av påverkan som anläggning av bryggor, båttrafik, buller, muddring, erosionsskydd, strandmodifieringar och annan mänsklig aktivitet (Engdahl och Nilsson 2014, Törnqvist m.fl. 2020, figur 7). Påverkanspotentialen är i regel högst för de riktigt grunda vattenområdena i djupintervallet 0–3 meter och avtar ut mot djupare vatten. Områden inom djupintervallet 6–15 meter påverkas framför allt av fartygstrafik och dragning av rör, kablar och ledningar, samt sedimentering på grund av muddring och båttrafik och i regel mindre av annan form av exploatering (Törnqvist och Engdahl 2010). Påverkanstrycket är i regel också större i vågskyddade områden än i mer vågexponerade områden (Sundblad och Bergström 2014, Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020).

Påverkanstryck och miljöeffekter från vilken fysisk störning som helst beror i första hand på platsen där aktiviteten äger rum. Exempelvis beror magnituden, varaktigheten, frekvensen och omfattningen av förändringen i en miljöfaktor på (www.marlin.ac.uk):

- typen av aktivitet,
- aktivitetens omfattning i rum,

- aktivitetens intensitet (styrka),
- aktivitetens omfattning i tid (varaktighet),
- karaktären hos den mottagande miljön (till exempel typ av habitat, orört eller redan påverkat, med hög diversitet eller artfattigt), samt
- platsen för aktiviteten (till exempel vilken del av kusten, inom skärgård/vid öppen kust, etcetera).

På motsvarande sätt kommer framgången av olika restaureringsinsatser att vara beroende av ovanstående punkter.

Figur 7 Småbåtstrafik i Skärgårdshavet, Hangö, Finland. Foto: Patrik Kraufvelin.

Dafforn m.fl. (2015b) listar ett antal olika åtgärdsstrategier (ur ingenjörs- och ekosystemperspektiv) som kan vidtas för att minska effekten av negativ påverkan när mänsklig infrastruktur anläggs:

- ”Hård” ingenjörskonst för att förhindra interaktioner mellan land och hav och som omfattar vågbrytare, pirar, vallar, hårda erosionsskydd, med mera (Cooper och McKenna 2008).
- Ekoingenjörskonst som kombinerar principer för hård ingenjörskonst med ekologiska processer och omfattar till exempel konstgjorda sprickor, konstgjorda hällkar, ”bioblock”, ”blomkrukor”, med mera (Bulleri och Chapman 2010, Chapman och Underwood 2011, Pioch m.fl. 2011, Firth m.fl. 2014, 2016, Dafforn m.fl. 2015a, Ushiama m.fl. 2019, Smith m.fl. 2020).
- ”Mjuk” ingenjörskonst som innebär mänsklig kontroll över naturliga processer, men utan hårda strukturer, och omfattar till exempel strandfodring, konstruktion av konstgjorda

dyner, att skapa våtmarker, att avlägsna hårda erosionsskydd (Cooper och McKenna 2008), med mera.

- Habitatrestaurering som avser assisterad återhämtning av ett försvagat, skadat eller förstört habitat, som till exempel ålgräsängar eller mussel- och ostronrev (se denna rapport för referenser), men som samtidigt utgör habitat med viktiga kustbevarande funktioner (Arkema m.fl. 2013, Meriwether m.fl. 2018).

Alla dessa verksamheter och åtgärder är nära kopplade till den parallella rapporten om fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen (Kraufvelin m.fl. 2021), där dels naturliga fysiska processer och strukturer tas upp, men framför allt där olika aspekter av mänskliga aktiviteter, deras påverkanstryck och effekter på ekosystemkomponenters status avhandlas grundligt.

3 Erfarenheter av genomförda åtgärder av restaureringstyp internationellt och nationellt

De flesta av våra akvatiska kusthabitat kan lämpa sig för någon form av restaurering. Flera av dem har redan tidigare varit föremål för restaureringsåtgärder i Sverige, mest på försöksnivå och med varierande framgång. Vanliga orsaker till misslyckanden har varit att olika yttre förhållanden, som till exempel vattenkvaliteten, inte förbättrats samtidigt som restaureringen genomförts. Det är därför viktigt att se över vilka fysiska (riktade mot det abiotiska habitatet) och biologiska åtgärder (riktade mot det biologiska habitatet och organismerna), samt eventuella vattenkemiska åtgärder som är nödvändiga för att få till en lyckad restaurering.

I följande underkapitel behandlas habitat för habitat, problemställning för problemställning och åtgärdstyp för åtgärdstyp olika erfarenheter av marin restaurering internationellt och i Sverige. För att strukturera upp kapitlet på bästa sätt tas ekologisk restaurering i form av biologisk restaurering (organismerna) och fysisk restaurering (restaurering av det fysiska habitatet och dess processer) upp först. Därefter behandlas så kallad rehabilitering eller habitatförstärkning, och till sist enskilda restaureringsliknande åtgärder som olika former av ersättande och nyskapande (engelska: replacement och reclamation) samt lindring (engelska: mitigation). Denna indelning har gjorts med tanke på att vissa åtgärder inte helt och hållet passar in under restaureringsparaplyet och dess habitat- och organismperspektiv. Exempel på sådana åtgärder är restaurering genom muddring, skörd av vattenvegetation och alger men även odling och skörd av organismer för att ta bort näring, strandbete, biomanipulering, med mera. Flera av dessa åtgärder tas upp tillsammans med de aktuella habitaten (till exempel muddring inom grunda mjukbottnar), medan andra åtgärder har getts skilda kapitel (till exempel kapitel 3.3.2 *Biomanipulering* och kapitel 3.3.3 *Odling och skörd av marina organismer för borttagning av närsalter*), eller behandlas som särskilda underkapitel under större helheter som kapitel 3.2.1.1 *Grunda havsvikar*.

De mest centrala åtgärderna och metoderna omnämns i sammanfattande tabeller för de viktigaste habitaten, problemområdena eller frågeställningarna vad gäller till exempel: typ av skador som åtgärdas, föreslagna åtgärder, vetenskapligt underlag för utvärdering av åtgärden, förväntad effekt, kostnader eller genomförbarhet, med mera (bilaga 1). Denna tabell är också strukturerad efter ett DPSIR-tänk där också olika aktiviteter och påverkanstryck som kan leda till skadorna presenteras, liksom vilka statusförändringar som aktiviteterna och påverkantrycken gett upphov till och vilka ekosystemtjänster och nyttor som påverkas. Till sist presenteras en expertbedömning (tolv experter) som fått använda ett poänggivningssystem för att ge en form av prioriteringslista över olika restaureringsåtgärders potentiella framgång och genomförbarhet i svenska marina ekosystem (bilaga 2a). Dessa delar är väsentliga för den marina verktygslådan. För mer detaljerade beskrivningar av bilagor 1–2, se kapitel 1.3 *Läsanvisningar*.

- I detta kapitel behandlas olika restaureringsåtgärder internationellt och i Sverige: habitat för habitat, problemställning för problemställning och åtgärd för åtgärd.
- Först behandlas ”klassisk” ekologisk restaurering i form av biologisk och fysisk restaurering, därefter behandlas så kallad rehabilitering eller habitatförstärkning och till sist tas enskilda restaureringsliknande ”kringåtgärder” upp.

För att skapa en bild av omfattningen av den vetenskapliga rapporteringen kring restaurering av olika typer av marina habitat och ekosystem utgås det från sökord i sökmotorn ISI Web of Knowledge (Thomson Reuters), länk: http://apps.webofknowledge.com.

Utgående från totalt 1835 träffar på ”marine restoration” (där varje träff motsvarar en publicerad vetenskaplig artikel kring temat under åren 1945–2018) snävas sökningarma in enligt följande, med sökord på engelska (svensk översättning) och antal träffar:

- eelgrass (ålgräs) 66
- macrophytes (makrofyter) 25
- soft bottom (mjukbotten) 13
- seaweed (makroalger) 36
- kelp (tare) 37
- mussel (mussla) 49
- oyster (ostron) 137
- fish (fisk) 546
- lobster (hummer) 21
- deep sea (djuphav) 48
- artificial reefs (konstgjorda rev) 80
- lagoon (lagun/flada) 88
- estuary (estuarium/flodmynning) 252
- bay (vik/fjärd) 342
- rock pool (hällkar) 7
- coastal wetland (kustnära våtmark) 90

Listade på detta sätt tycks det vara vanligast med projekt som riktar sig mot (eller omnämner) fisk eller som är inriktade på större ekosystem som estuarier, vikar, våtmarker och laguner även om en hel del träffar också erhölls på enskilda habitat som ostronrev, musselrev, makroalger samt ålgräsängar. Märk dock att olika fiskarter (och hummer) inte är habitatbildande, men då de ofta drar nytta av restaureringsåtgärder (Kraufvelin m.fl. 2018b) omnämns de i många studier. Konstgjorda rev gav förhållandevis få träffar i sökningen (80 stycken), vilket är något överraskande med tanke på deras flitiga användning inom bland annat ekologisk kompensation (Levrel m.fl. 2012). På samma sätt förvånar det ganska låga antalet träffar för ålgräs (66), eftersom det i en översiktsartikel på sjögräsrestaurering (van Katwijk m.fl. 2016) listas 215 artiklar och rapporter varav omkring hälften behandlar ålgräs. Detta sistnämnda exempel kan visa på allmänna svagheter/osäkerheter i att hitta majoriteten av de relevanta artiklarna kring ett visst tema vid användning av sökmotorer för vetenskaplig litteratur. Beaktar man också så kallad grå litteratur, som till exempel olika nationella rapporter som inte registreras i vetenskapliga sökdatabaser, är det en hel del studier som missas av sökmotorerna.

Omfattningen av vetenskaplig rapportering kring marin restaurering för olika organismgrupper, habitat och naturtyper är störst för:

- fisk
- vikar
- estuarier/flodmynningar
- ostronrev
- kustnära våtmarker
- laguner/flador
- konstgjorda rev
- ålgräsängar.

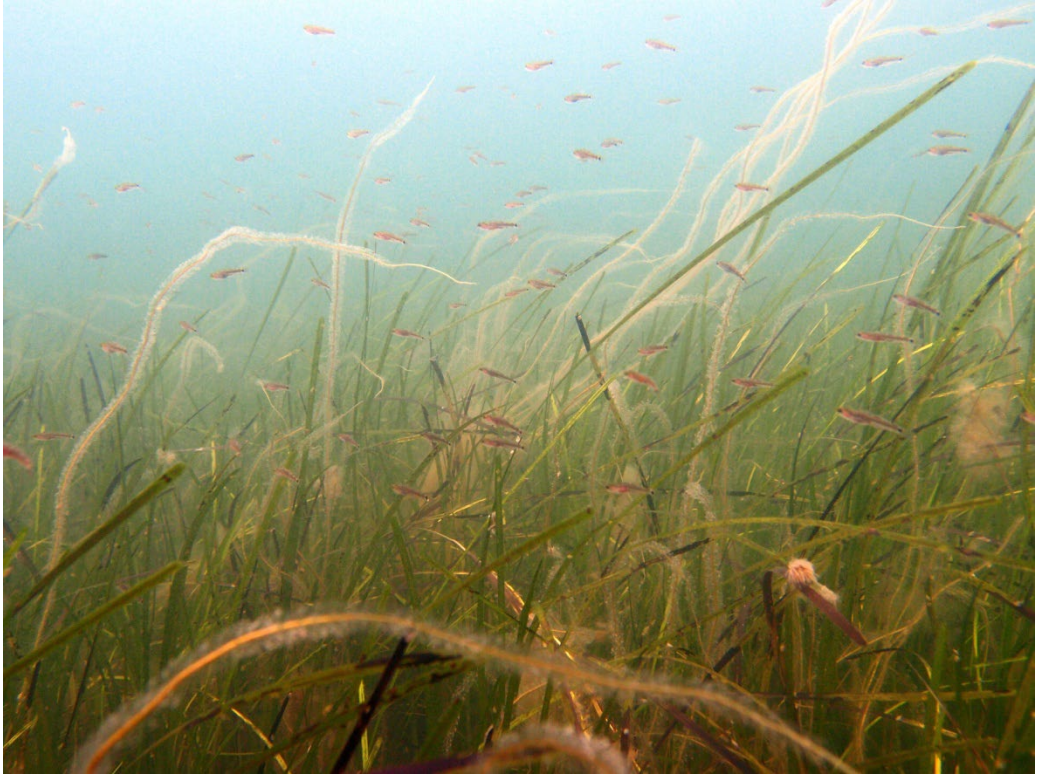
3.1 Biologisk och fysisk restaurering

Den biologiska och den fysiska restaureringen eller helt kort ekologisk restaurering kan sägas vara den “sanna” typen av restaurering. Notera dock att det ofta är viktigt att hålla isär de biologiska delarna och de fysiska delarna vid olika former av restaureringsarbeten. Detta bland annat för att den biologiska återhämtningen, den hydromorfologiska, samt den fysikalisk-kemiska återhämtningen kan ske enligt helt olika tidsperspektiv (se även Kraufvelin m.fl. 2021). Detta kapitel behandlar framför allt biologiska restaureringsinsatser även om fysiska ingrepp också i någon mån kan behövas. Kapitlet innehåller beskrivningar av erfarenheter från restaureringar för följande habitat/biotoper: ålgräsängar, limniska blomväxter och kransalger på mjukbotten, grunda vegetationsfria mjukbottnar, makroalgssamhällen på hårdbotten, mussel- och ostronrev på hårdbotten, samt kallvattenskoraller. Slutligen ingår också ett kapitel om restaurering av stenrev i områden där sådana har förlorats.

3.1.1 Ålgräsängar

Sjögräsängar (figur 8), har mycket viktiga ekologiska roller bland annat som habitatbildare i våra kustekosystem. De bidrar också till en rad viktiga, främst stödjande och reglerande, ekosystemtjänster. Exempel på sådana är biogeokemiska kretslopp, primärproduktion, födovävar, biodiversitet, habitat, resiliens (återhämtningsförmåga), atmosfärisk reglering (till exempel funktion som koldioxidsänkor), skydd mot erosion genom att dämpa vågor och hålla kvar sediment, sekvestrering (förvaring) av näringsämnen och organiskt material samt reglering av eutrofiering (Bryhn m.fl. 2015, 2020, Kraufvelin m.fl. 2018a).

I Sverige representeras sjögräsängarna främst av ålgräs, *Zostera marina*, men även dvärgålgräs (*Zostera noltii*) i Västerhavet räknas hit och också ofta två arter av hårnating (*Ruppia* spp.), även om denna rapport omnämner restaurering av hårnating först i kapitel 3.1.2 *Limniska blomväxter och kransalger på mjukbotten*. Härefter avses enbart ålgräs när restaureringen av dessa ängar/habitat diskuteras, då den mesta kunskapen och erfarenheterna härstammar just från restaurering av livsmiljöer med denna art (figur 9).



Figur 8 Ålgräsängar är viktiga habitat för många marina arter. De tjänar exempelvis som barnkammare och skafferi för många fiskarter som till exempel sjustrålig smörbult, här vid Vendelsöarna i Kattegatt. Foto: Ulf Bergström.

Globalt sett anses en försämrad vattenkvalitet och minskad ljustillgång vara de viktigaste orsakerna till att sjögräsbestånd minskat dramatiskt under de senaste 50 åren (Moksnes 2009, Moksnes m.fl. 2016a). Sjögräsängar kan också förstöras direkt av olika fysiska ingrepp i vattenmiljön och de förändringar dessa kan leda till för hydromorfologins och vattenkvalitetens del. I svenska havsområden, framför allt i Västerhavet, anses övergödning i kombination med överfiske utgöra den viktigaste orsaken till observerade förluster av ålgräs och också de största hoten mot ålgräs idag (Moksnes m.fl. 2016a). Utöver detta utgör även kustexploatering, båtaktiviteter, muddring och dumpning av muddermassor, samt förändringar i landavrinning och i klimatet varierande grad av hot (Moksnes m.fl. 2016a, Eriander 2016, Egardt 2018).

Om man använder havsmiljödirektivets (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (liksom också används i rapporten av Kraufvelin m.fl. 2021) är de viktigaste mänskliga aktiviteterna som kan ha negativ effekt på ålgräs: fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbottnen, uttag av icke levande resurser, uttag av levande resurser, odling/produktion av levande resurser, transport, tätort och industri, samt turism och friluftsliv (bilaga 1). De viktigaste påverkanstrycken, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: förändring i vågexponeringsgrad, förändring i tillgång på närsalter, fysisk förändring till annan bottentyp, fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion), abrasion (störning av substrat- eller bottenyta), inträngning i substrat eller störning under substratytan, förändring av turbiditet/grumlighet (ändring i mängd suspenderat material och i vattnets klarhet), övertäckning (lätt eller svår), förändring av ljusförhållanden, introduktion och spridning av främmande arter, uttag av målart (skörd av marin resurs) (bilaga 1). Läs mer specifikt om fysisk påverkan av ålgräsängar i Kraufvelin m.fl. (2021).

Utbredningen av ålgräsängar på mjukbottnar har minskat på svenska västkusten och i många delar av Östersjön, till exempel i södra Sverige, i Danmark och i de norra delarna av Egentliga

Östersjön (i Finland och i Estland). I många områden har man dock dålig bild av tidigare förekomster, men till exempel flygfotografier på svenska västkusten kan visa på omfattningen av förlusterna och för till exempel Kosterområdet och kusten innanför Kosteröarna finns det detaljerade uppgifter om förändringar (Nyström Sandman m.fl. 2020).

Undersökningar visar att sjögräs, som till exempel ålgräs, efter att det uppstått skador ofta har begränsade möjligheter till naturlig återetablering också i de fall när betingelserna förbättras (se Moksnes m.fl. 2016a för referenser). Det här beror främst på en långsam vegetativ tillväxt och begränsad spridningsförmåga med frön. Restaurering av bestånd genom transplantering av levande ålgräsplantor kan då vara en fungerande metod för att påskynda eller möjliggöra en återkolonisering, men detta kräver väl förberedda undersökningar. På senare tid har det också testats på västkusten att förankra plantorna med tillskott av sand och även ålgräsrestaurering i kombination med etablering av blåmusselrev (Per-Olav Moksnes, personlig kommunikation). I Östersjön har man även undersökt ifall östersjömusslor (*Macoma balthica*) kan underlätta ålgräsrestaurering, men än så länge med motstridiga resultat, eftersom musslorna under vissa förhållanden gynnade ålgräset, medan de hämmade ålgräset under andra förhållanden (Meysick m.fl. 2020). Det är hur som helst viktigt att komma ihåg att för att restaureringar ska kunna lyckas måste aktiviteten och/eller påverkanstrycken som orsakade förlusten vara borta/ha avlägsnats, till exempel påverkanstryck som kan kopplas till vattenkvaliteten.

Figur 9 Ålgräs vid Solbergstrand i Oslofjorden, Norge. Foto: Patrik Kraufvelin.

Restaureringar av ålgräsängar kan antingen genomföras för att helt återskapa ängar i områden där ålgräset försvunnit, för att understöda och påskynda naturlig återkolonisering, eller för att utöka och förstärka redan befintliga ängar. Vid risk för att bestånd försvinner på grund av kraftig genetisk utarmning kan man som sista åtgärd transplantera ålgräsplantor för att skapa en högre

genetisk diversitet. Åtgärden är framför allt relevant i områden där det finns ålgräs eller där ålgräs funnits naturligt som i områden med lämplig salthalt och substrattyp. I stora delar av Östersjön förekommer inget ålgräs eller ålgräset har naturligt en lägre förekomstgrad jämfört med många andra arter av makrofyter.

I Sverige har ännu inga större restaureringar av ålgräsängar utförts, men idag finns fungerande metoder framtagna för Västerhavet, med detaljerade handböcker, vägledningar och instruktioner för restaurering av ålgräs (Moksnes m.fl. 2016a, b).

Olika metoder, som har använts vid restaureringar av sjögräsängar i bland annat Holland och USA (Fonseca m.fl. 1998, De Jonge 2000, Short m.fl. 2002), har varit under utprovning och vidareutvecklats för svenska förhållanden (Moksnes m.fl. 2016a, b). Speciellt i USA har myndigheter och forskare varit aktiva inom området och sjögrästransplantering har använts för restaurering eller som kompensationsåtgärd i mer än 50 år. Framgången har varit blandad med ca 42 procent överlevnad, där felaktigt valda lokaler kanske varit den största enskilda orsaken till att man misslyckats. Detta framför allt då områden där ljustillgång, exponering eller andra faktorer inte tillåtit tillväxt av ålgräs, valts för plantering. I och med att restaureringsinsatser för ålgräsängar är mycket kostnadskrävande är det viktigt att miljöförhållanden och möjligheterna till naturlig återkolonisering noga undersöks innan restaureringsinsatser påbörjas.

Gemensamt för restaureringsprojekt med ålgräs globalt är att många projekt har varit mycket kostsamma med osäkra resultat, men det finns även flera områden där ålgräsrestaurering har fungerat mycket bra. I till exempel södra Kalifornien har transplantering av ålgrässkott används framgångsrikt sedan 1980-talet och där har över 90 procent av alla åtgärdsprojekt nått uppsatta mål (NOAA 2014). Även nya metoder med sådd av frön i USA och i Kina har visat på lovande resultat (Fonseca m.fl. 1998, Orth m.fl. 2011, Zhang m.fl. 2015, Yang m.fl. 2016, Zhao m.fl. 2016). Mer än 1700 hektar ålgräsängar hade restaurerats med frösådd i USA redan för 10 år sedan (Orth m.fl. 2011). I Kina har användning av skyddande säckar med sediment kring fröna märkbart ökat deras grobarhet vid restaurering genom frösådd (Zhang m.fl. 2015, Yang m.fl. 2016, Zhao m.fl. 2016) och liknande metoder har också framgångsrikt använts i Wales, Storbritannien (se figur 1 och 2 i Unsworth m.fl. 2019). Metoder med transplantering med skott har även varit framgångsrika i Kina (Zhou m.fl. 2014).

Restaurering av ålgräsängar kan alltså antingen ske genom att transplantera hela plantor (egentligen vegetativa skott) från andra områden eller genom att sprida frön som samlats in från blommande skott i andra ängar. Av dessa båda metoder har undersökningar i USA (men också i Sverige, se Infantes m.fl. 2016, Moksnes m.fl. 2016a, b) visat att transplantering av hela plantor ger en betydligt bättre överlevnad jämfört med fröspridning, även om fröspridning ändå fortfarande ses som ett alternativ i USA, speciellt vid restaurering av större områden. Erfarenheterna från USA:s ostkust visar att framgången vid restaurering varierar kraftigt, varför den restaurerade ytan helst bör vara mycket större än den förstörda. Vidare är det viktigt att den genetiska diversiteten inte reduceras vid återskapandet (Williams 2001). Vid uppföljning av restaurerade ålgräsbestånd är det också viktigt att övervaka även associerade växter och djur, eftersom tiden för återkolonisering varierar mellan olika arter som lever i ålgräset (www.marbipp.tmbl.gu.se/).

Restaureringsmetoder med vegetativa skott som provats ut i svensk miljö kan delas in i singelskottmetoden, förankringsmetoden och sedimentpluggmetoden (Moksnes m.fl. 2016b). Singelskottmetoden är mycket snabb, kräver ingen förankring och har liten effekt på den äng som donerar skotten. Förankringsmetoden kräver förankring, men är också snabb och har också bara

små effekter på donatorängen. Vid sedimentpluggmetoden bibehålls plantans miljö, men denna metod är mer tidskrävande och har större effekt på donatorängen (Eriander m.fl. 2016). Av metoderna som använts i Sverige är singelskottmetoden snabbast, billigast och ger minst påverkan i donatorängar. Detta är sålunda den metod som idag rekommenderas i Sverige (Moksnes m.fl. 2016b). Restaurering i djupare, mer ljusfattiga miljöer har dock visat sig vara svårt. Skott överlever på dessa djup men har ingen tillväxt. Däremot uppvisas mycket hög tillväxt i grunda miljöer (1–2 meters djup); ett 5 cm rotskott kan växa till ett meterlångt nätverk med 30 skott på ett år. Fördelar med restaurering med skott är att metoden är pålitlig och relativt säker vid goda ljusförhållanden. Dessutom sker en snabb etablering och en ålgräsäng med vissa ekosystemtjänster kan fås redan ett år efter plantering. De främsta nackdelarna med restaurering med skott är att dykning krävs, vilket gör metoden relativt kostsam (ca 1,2–2,5 miljoner svenska kronor per hektar, inklusive val av lokal och utvärdering), och att metoden är långsam (Moksnes m.fl. 2016b). Då handplantering tar tid är metoden endast lämpad för relativt små projekt (mindre än 10 hektar per år).

Vad gäller restaurering med frön under svenska förhållanden har det visat sig att mindre än 1 procent av sådda frön överlever och gror på 1–3 meters djup och att vanliga orsaker till misslyckanden är att fröna äts upp av krabbor eller påverkas av erosion. Frön klarar ändå av djupa miljöer (större djup än 4 meter och med mjukt sediment) bättre än skott och man skulle potentiellt kunna få en hög tillväxt av fröskott under goda ljusförhållanden. Fördelar med restaurering med frön är att sådd sker snabbt och billigt (kräver inte dykning). Frösådd kan också vara väl lämpat för restaurering i stor skala (större än 10 ha). Ålgräsrestaurering med frön i Sverige har dock visat sig ha mycket höga fröförluster (99,3 procent) på normala planteringsdjup (1–3 m). De höga fröförlusterna gör att ett stort antal frön behövs (7–25 miljoner frön per hektar), vilket med nuvarande metoder ger mycket höga kostnader för fröproduktion (4,6–17,5 miljoner kronor per hektar). Brist på kunskap om groning och överlevnad av fröskott och om vattenområdens fysiska förhållanden och processer gör det också svårt att förutsäga planteringsresultat, med risk för att planteringar misslyckas. Dessutom är etableringen långsam och det tar lång tid att utvärdera resultaten. Av dessa orsaker rekommenderas inte ålgräsrestaurering med frömetoder i Sverige (Infantes m.fl. 2016, Moksnes m.fl. 2016a, b) och metoden ses inte heller som ett alternativ i till exempel Danmark (https://www.novagrass.dk/en/home/).

Ett par viktiga lärdomar från ålgräsrestaurering på västkusten bör betonas tydligare. I handboken om restaurering av ålgräs (Moksnes m.fl. 2016b) beskrivs dessa frågor i detalj. Först och främst gäller detta betydelsen av noggranna förstudier, eftersom många lokaler som har haft historiska ålgräsbestånd idag inte tillåter återetablering. Detta beror i huvudsak på att ängens stabiliserande effekt på sedimenten gått förlorad, vilket gett ökad resuspension och försämrad vattenkvalitet till exempel på många håll i Bohuslän. Av nio undersökta historiska ålgräslokaler i södra Bohuslän återfanns flerårsöverlevnad endast vid en lokal, men endast under två av fyra undersökta år. Möjligen är problemet med resuspension extra stort i Norden på grund av stora förekomster av glaciallera i många områden. Förstudier för val av lokal är därför speciellt viktiga i svenska vatten. Nyligen har också betydelsen av lokala fysiska regimskiften uppmärksammats som förändringar i ljusnivå och sedimentförhållanden och hur och varför dessa förhållanden förhindrar återhämtning av ålgräs (Moksnes m.fl. 2018).

Den andra tydliga lärdomen från restaureringsprojekt med ålgräs på västkusten är vikten av uppföljning och utvärdering. Om inte genomförda restaureringar följs upp med studier av både ålgräsets utbredning, kvalitet och produktion av ekosystemtjänster, vet man inte om åtgärden har

lyckats, haft önskad effekt, om miljömålen nåtts, med mera. Man kan då inte heller lära sig av tidigare restaureringar och förbättra metoderna. I USA har många transplanteringar genomförts utan någon som helst uppföljning, vilket på många sätt är bortkastade medel, eftersom det då inte går att avgöra i vilken mån transplanteringarna varit värda besväret och kostnaderna. Uppföljningen är även viktig med tanke på att olika ekosystemkomponenter kopplade till ålgräset och de ekosystemtjänster som ålgräs levererar återhämtar sig olika fort. Medan återkolonisering av mobila fiskar och ryggradslösa djur sker relativt snabbt (inom månader till ett år), tar det betydligt längre tid att återfå ekosystemtjänster som upptag och inlagring av näringsämnen och kol (upp till 10 år och längre) då stora täta ängar krävs för att erhålla den tjänsten (Bryhn m.fl. 2015, 2020, Kraufvelin m.fl. 2018a).

I Sverige har exploatörer redan börjat föreslå restaurering av ålgräs som ekologisk kompensation för att få tillstånd för sin planerade verksamhet. Det finns ändå fortfarande en del osäkerheter med ålgräsrestaurering och detta märks framför allt om man försöker restaurera i områden där miljöförhållandena är på gränsen för att tillåta tillväxt. Därför är det viktigt att poängtera att man i första hand måste skydda återstående ängar, och satsa på åtgärder som ger storskaliga miljöförbättringar som gynnar en naturlig återhämtning, än att förlita sig på restaureringsinsatser. Tack vare undersökningarna på västkusten (Moksnes m.fl. 2016a, b), finns det ändå nu ett mycket bättre och mer heltäckande kunskapsläge för restaurering av ålgräs i Sverige i jämförelse med restaurering av andra svenska habitat. Detta till exempel med avseende på fungerande metoder, regelverk för ekologisk kompensation och vad gäller kostnadsberäkningar. I de regelverk som upprättas kunde det med fördel också ingå råd hur en misslyckad restaurering ska hanteras, det vill säga om det ska utgå straffavgifter, krav på nya försök eller något liknande (läs mer om detta i Bergström m.fl. 2021 och Cole m.fl. 2021).

För fungerande restaureringsmetoder är det således viktigt att ta i beaktande miljöförhållanden som i vissa områden inte tillåter tillväxt av ålgräs (varken naturliga eller planterade bestånd) och att man behöver undersöka hur olika planteringsmetoder fungerar på olika områden. I Bohuslän kan ålgräs inte längre växa i flera områden där arten funnits historiskt. I dessa områden ska inte restaurering utföras (i alla fall inte utan kompletterande åtgärder) och just därför är utvärderingen av lokaler ett mycket viktigt steg i själva processen.

De tekniker för skörd- och plantering av skott som används i Västerhavet (Moksnes m.fl. 2016b, 2018, Eriander m.fl. 2016) har använts framgångsrikt på flera håll i världen de senaste 20 åren (Orth m.fl. 1999, Park och Lee 2007). I Bohuslän finns idag totalt ca 500 m^2 ålgräsängar som transplanterats med sådana tekniker i mer storskaliga försök, och som visat längre än 3 års överlevnad.

Metoderna utvecklas idag även för Östersjön där preliminära resultat ser lovande ut. Några storskaliga restaureringar (större än 1000 m^2) har dock inte ännu genomförts, men i Västerhavet har både Göteborgs Hamn (ekologisk kompensation) och Länsstyrelsen i Västra Götalands län (ekologisk restaurering) påbörjat arbeten med att välja lokaler för mer storskalig (1–2 hektar) restaurering av ålgräs. Även i Ystad och i Kalmarsund pågår studier för att tillämpa och utveckla dessa metoder för restaurering av ålgräsängar i Östersjön (https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Alla dessa projekt baseras på de metoder som kort presenterats ovan och mer heltäckande i Moksnes m.fl. (2016b).

Liknande storskaliga projekt har också nyligen startat i Danmark. I Estland, i Skärgårdshavet i Finland och i Finska viken pågår för närvarande också intensiva försök med restaurering av

ålgräs. Ett forskningsprojekt vid Tvärminne i Finska viken undersöker återhämtning i blandade makrofytsamhällen med ålgräs och fröväxter (Camilla Gustafsson m.fl. opublicerat material). Forststyrelsen i Finland transplanterar sedan sommaren 2020 ålgräs från friska lokaler i Hangö till utarmade lokaler i Ekenäs i Finska viken. Från Skärgårdshavet i Finland och från Estland rapporteras en del restaureringsframgång, speciellt efter den första tillväxtsäsongen, men sedan överlever inte ålgräset den första vintern eller vinterstormar sliter loss de unga skotten. Här har transplantering även kombinerats med tillsats av musslor och biologiskt nedbrytbara repsubstrat (Gagnon m.fl. 2019, Pajusalu m.fl. 2019).

Vad gäller kostnadsberäkningar presenteras i handboken av Moksnes m.fl. (2016b) detaljerade beräkningar (med underlag) för kostnader för alla steg i restaureringsprocessen, inklusive övervakning och utvärdering, som är baserade på faktiska tidsmätningar i fält, och som justerats efter kommentarer från konsultföretag som skulle kunna utföra arbetet i framtiden. De uppskattade kostnaderna på 1,2–2,5 miljoner kronor är dock lägre än siffror som angetts i globala översikter. Bayraktarov m.fl. (2016) ger ett medianpris för västvärlden på ca 4 miljoner kronor per hektar restaurerade sjögräsängar och de Groot m.fl. (2012) presenterar en prisintervall på mellan 2,5–6,0 miljoner kronor per hektar restaurerade kustekosystem inklusive sjögräsängar.

För att använda ålgräsrestaurering som ekologisk kompensation finns det numera också ett regelverk, eller en god rättslig grund i miljöbalken. Detta i form av deldomen för Göteborgs Hamn 2015, där 1,7 hektar ålgräs ska återställas som kompensation för skada (Vänersborgs tingsrätt, Mark- och miljödomstolen, mål nr M 4523-15). Sedan 2016 finns också en nationell vägledning för restaurering av ålgräs som en form av ekologisk kompensation som i detalj beskriver ett regelverk för alla stegen i kompensationsprocessen (Moksnes m.fl. 2016a, https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar.html, se även Bergström m.fl. 2021 och Cole m.fl. 2021). Detta motsvarar den "mitigation policy" som framgångsrikt reglerat restaurering av ålgräs i Kalifornien som en form av ekologisk kompensation under de senaste 30 åren (se till exempel NOAA 2014).

Sammanfattningsvis finns det alltså redan i Sverige exempel på lyckade resultat för restaurering av ålgräs med att använda sig av vegetativa skott i experimentell skala. Detta är också för närvarande den enda möjligheten för framgång (frösådd fungerar inte), men metoden är ändå både dyr och tidskrävande (Moksnes m.fl. 2016a, b, bilaga 1). Vad gäller övriga aspekter i bilaga 1 är ålgräsrestaurering en aktivitet som riktar sig främst mot symptom och inte lika mycket mot orsaker, men det finns stöd för att ålgräsrestaurering kan åtgärda både symptom och orsaker (Per-Olav Moksnes, personlig kommunikation). Notera dock att i vissa områden, som har en hög andel silt och lera i sedimentet, kan förlusten av ålgräs och dess stabiliserande effekt på sedimentet, resultera i ett regimskifte där resuspension av sediment försämrar vattenkvaliteten så mycket att ålgräs och andra ljuskrävande makrofyter inte längre kan växa där (Moksnes m.fl. 2016a, 2018, Eriander 2016). I ett sådant område löser man alltså inte problemet genom att till exempel bara minska näringsbelastningen (även om detta sannolikt var en av två huvudsakliga historiska orsaker till förlusten, Baden m.fl. 2012). En lyckad restaurering av en tillräckligt stor ålgräsäng i ett sådant område åtgärdar därför inte bara symptomen utan också orsakerna till problemet. Dessutom medför en stor ålgräsäng ett betydande näringsupptag och långtidsinlagring i sedimentet (Cole och Moksnes 2016) varför också övergödningsproblemen i närområdet kan minska. Användning av vegetativa skott kan ha en relativt hög grad av genomförbarhet och varierande grad av varaktighet (beroende på yttre omständigheter och miljöförändringar) och kan leda till många positiva resultat, samtidigt som riskerna eller bieffekterna är obetydliga. Det internationella vetenskapliga underlaget för ålgräsrestaurering

med vegetativa skott är stort, medan det är medelstort för restaurering med frömetoder. Det finns också, som noteras ovan, tillgång till detaljerade kostnadsberäkningar (Moksnes m.fl. 2016a, b).

I en expertbedömning (omfattande 12 experter) av olika marina restaureringsåtgärder samlar restaurering av ålgräsängar medelhöga totalpoäng (24,5 poäng, bilaga 2a) och speciellt höga delpoäng för allmän betydelse (ur hotperspektiv och för viktiga ekosystemtjänster), god tillgång till metodik och praktiska erfarenheter och låg risk för negativa bieffekter. Detta visar på att ålgräsrestaurering är värt att satsa på i olika sammanhang där det kan vara aktuellt, trots till exempel en relativt låg kostnadseffektivitet och ett relativt stort behov av kompletterande åtgärder för att garantera optimal framgång (bilaga 2a).

Ålgräsängar kan restaureras genom att man flyttar skott eller vuxna plantor eller samlar in och sprider frön från andra ängar. Försök pågår med att restaurera ålgräsängar i Sverige. I Sverige fungerar bara skottmetoden, inte frömetoden. Kostnaden för att restaurera ett hektar ålgräs är hög. Det är mer framgångsrikt att att så långt möjligt skydda och förstärka existerande ålgräsängar och främja förutsättningarna för naturlig återkolonisering.

3.1.2 Limniska blomväxter och kransalger på mjukbotten

Flera limniska arter och brackvattensarter av blomväxter (s.k. långskottsvegetation) och även kransalger förekommer på grunda mjukbottnar längs Sveriges syd- och ostkust, framför allt i områden med lägre salthalt. Dessa makrofyter (större strand- och vattenväxter) har stor inverkan på ekosystemprocesser i och ekosystemtjänster från strandzonen och grunda vatten (Bryhn m.fl. 2015, 2020, Kraufvelin m.fl. 2018a) genom att fungera som ett filter mellan land och vatten samt mellan bottnen och vattenmassan (Degerman m.fl. 2017). Vegetationen fångar upp material som flödar från land ut till vattnet och dämpar vattenströmmar och vågor och bidrar därför till en zonering av strandzonen. Medan en naken strand ofta har grovt bottenmaterial med sand och grus, kan vegetationsbälten strax intill anrika finsediment. På grund av makrofyternas roll för att stabilisera sediment och öka syretillförseln i bottnar, samt att vegetationen utgör ett viktigt habitat för fisk och ryggradslösa djur, är det viktigt att försöka återetablera rotade makrofyter och kransalger där dessa försvunnit (Degerman m.fl. 2017).

Fladasystem och laguner i Östersjön domineras ofta av grunda mjukbottnar som ofta hyser rika bestånd av kärlväxter och ibland kransalger (figur 10) och många sådana habitat är numera hotade genom människans exploatering av kusten eller genom ett ökat påverkanstryck från tillrinningsområdet. Dessa faktorer antas ligga bakom nedgången i antal arter, utbredningsområden och biomassa av till exempel kransalger (Munsterhjelm 2005, Henricson m.fl. 2006, Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010, Pitkänen m.fl. 2013). Störningar kan ändra mjukbottenekosystemens stabilitet och ha allvarliga konsekvenser för deras biodiversitet och funktion. Sådana störningar är ofta även negativa för fisksamhällen (Kraufvelin m.fl. 2018b).

Vad gäller olika mänskliga aktiviteter och påverkanstryck och deras betydelse för en eventuell tillbakagång av förekomsten av limniska blomväxter och kransalger är det i stort sett de samma som gäller som för ålgräs (kapitel 3.1.1, bilaga 1). Aktiviteterna från havsmiljödirektivet (MSFD 2015) är exakt de samma, medan samtliga påverkanstryck från MarLIN (www.marlin.ac.uk) som anges för ålgräs också är relevanta för de limniska blomväxterna och kransalgerna med två tillägg: förändring av salthalt och fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö).

Trots den funktionella betydelsen av till exempel kransalger känner man väldigt lite till om hur olika störningar påverkar dem. Torn m.fl. (2010) har genom fältexperiment undersökt effekter av mekanisk stress på kransalgssamhällen vid olika årstider och samhällenas återhämtningsförmåga. Störningar i form av att mekaniskt avlägsna vegetation eller sediment har störst negativ påverkan. Störningar som enbart delvis skadar algplantorna har mindre effekter och samhällena återhämtar sig relativt snabbt. Tidpunkten för störning har även stor betydelse med större negativa effekter vid störningar på våren och försommaren än under växtsamhällets senare successionsskeden under sensommaren och hösten (Torn m.fl. 2010).

Figur 10 Kransalg. Foto: Christian Fischer, Wikimedia Commons.

Från marina system finns det inte många exempel på restaurering av andra makrofyter än sjögräs på mjukbotten (se kapitel 3.1.1 *Ålgräsängar*). I brackvattensområdet Chesapeake Bay i USA har man utvecklat metoder för frösådd av framför allt hårnating, *Ruppia maritima*, och ålnate, *Potamogeton pectinatus*, men också för flera andra arter (Ailstock m.fl. 2010a, b, Shafer och Bergstrom 2010). Fokus har här varit på frösådd framför plantering och detta främst för att försöka hålla kostnaderna nere då planerna för restaurering omfattar mycket stora områden (Schafer och Bergstrom 2010). I sydöstra Spanien har Rodrigo m.fl. (2013, 2015) planterat in flera arter av fröväxter och kransalger i två brackvattenslaguner (tidigare risfält) och studerat

rollen av fisk, kräftor och fåglar för återetableringen. Resultaten visar att dessa betande djurgrupper ovan bör utestängas från växtligheten för att återhämtning ska kunna ske, antagligen på grund av den låga tillgången på övrigt växtmaterial i lagunen. I en senare undersökning etablerades bestånd av kransalger framgångsrikt (Rodrigo m.fl. 2015), men minskat inflöde av grundvatten, ökad salthalt, ökade koncentrationer av näringsämnen, ökad turbiditet och ökat betningstryck från vattenfåglar hämmade kransalgernas vidareutveckling.

I Sverige inhämtas för tillfället erfarenheter från restaurering av natearter (tillsammans med blåstång) i brackvatten inom projektet *Levande Kust* i Björnöfjärden. För mer information, se http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/15-oevergoedning-avslutade-projekt/402-restaurering-av-vegetationsklaedda-bottnar, https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html och kapitel 3.1.4 *Makroalgssamhällen på hårdbotten*. För närvarande pågår också ett forskningsprojekt i Gävleborg kring restaurering av kransalger (Carolyn Faithfull m.fl. opublicerat material) och vid Tvärminne i Finska viken undersöks återhämtning i blandade makrofytsamhällen med både ålgräs och fröväxter (Camilla Gustafsson m.fl. opublicerat material).

I limniska system finns det däremot en bred kunskapsbas kring restaurering av akvatiska makrofyter och strandvegetation (Van Nes m.fl. 2002, Hilt m.fl. 2006, Bakker m.fl. 2013, Ogdahl och Steinman 2015, Cooke m.fl. 2016, Cronk och Fennessy 2016, Degerman m.fl. 2017). Sannolikt kan erfarenheter från dessa undersökningar i många fall, speciellt vad gäller de studier som genomförts i Sverige (se till exempel Degerman m.fl. 2017) och i vårt närområde, också överföras till motsvarande marina habitat. Detta gäller framför allt Östersjön och mer specifikt till dess brackvattensflador och laguner samt till älvmynningsområden. De positiva följderna vad gäller återetablering av rotade makrofyter i sjöar omfattar stabilisering av sediment, ökning av syretillförseln i bottnar och funktioner som habitat för smådjur och fisk (Degerman m.fl. 2017). Liknande fördelar antas även kunna uppnås vid framgångsrika restaureringsåtgärder i havsvatten.

Degerman m.fl. (2017) ger en del anvisningar för återinplantering av makrofyter (med betoning på restaurering av övergödda sjöar). Enligt den rapporten bör fokus vid sådan verksamhet ligga på submersa (i vattnet nedsänkta) makrofyter som kransalger, natearter (*Potamogeton*) eller långskottsväxter som slinga (*Myriophyllum*). Vissa arter av makrofyter har flerårig jordstam, medan andra är ettåriga och sprids med övervintringsknoppar. Vid restaurering är det oftast enklast att flytta hela plantor från områden där de förekommer rikligt. Försök till att återetablera bandnate (*Potamogeton compressus*) genom utplantering av övervintringsknoppar har ändå visat sig vara framgångsrika (Reutersköld 2012). Bandnate är en sårbar art som också förekommer mycket sparsamt i brackvatten med låga salthalter, till exempel i älvmynningar (https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/1903).

Enligt en konceptuell modell för återetablering av makrofyter av Hilt m.fl. (2006) är det primära för framgång att minska grumligheten i vattnet, eftersom siktdjupet är avgörande för etablering av växtlighet. Det handlar därför ofta parallellt om att minska extern och intern fosforbelastning samt att minimera risken för uppgrumling av bottensediment. Återinplantering av kransalger, som tar upp mer fosfor från vattnet än övriga makrofyter (Zinko 2017), kan ur den synvinkeln vara värt att satsa på. En lyckad återetablering av makrofyter kan leda till att bottnarna stabiliseras med mindre resuspension (grumlighet) och klarare vatten som följd, men återgången sker gradvis och utgår från små områden som över flera år sprider sig till större områden (Scheffer och van Nes 2007). Återetablering av makrofyter sker ofta med en viss fördröjning efter att åtgärder

genomförts, eftersom sedimenten först är lösa och porösa och svåra att kolonisera vid övergång från det grumliga stadiet (Bachmann m.fl. 1999). Samtidigt kan betande fisk och fågel ytterligare fördröja växtlighetens återkolonisering (Gulati m.fl. 2008, Rodrigo m.fl. 2015).

Trots att många sjörestaureringsprojekt har lett till minskad närsaltsbelastning och minskad turbiditet (grumlighet), har makrofytsamhällen inte genast kunnat återetablera sig som ett resultat av förbättrade abiotiska förhållanden (Lauridsen m.fl. 2003, Søndergaard m.fl. 2008). Detta trots att ett centralt motiv för själva ansträngningarna med att restaurera har varit att gynna makrofytvegetationen. Det är också ofta oklart huruvida och när en hög diversitet av makrofyter kan återfås. En del av problemet kan vara att en fröbank saknas, vilket gör att vissa arter inte återkoloniserar, snarare än att det är fråga om en total avsaknad av vegetation. Dessutom kan inte heller alltid makrofytsamhällen upprätthålla ett läge med klart vatten (Lauridsen m.fl. 2003, Søndergaard m.fl. 2008). En orsak till detta kan vara att den hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska återhämtningen och den biologiska återhämtningen sker med olika hastighet och har kommit olika långt på väg. Därför är det viktigt att hålla isär dessa begrepp vid olika former av restaureringsarbeten.

Bakker m.fl. (2013) har sammanställt en översikt över möjliga faktorer som kan göra att en restaurering av vattenvegetation med hög artrikedom misslyckas och som är viktiga att beakta. Fokus i denna sammanställning ligger på biotiska faktorer som tillgång till förökningskroppar (propaguler), förekomst av växtätare, konkurrens mellan växter, samt rollen av restpopulationer varifrån kolonisering kan ske. Bakker m.fl. (2013) rapporterar att potentialen för restaurering är hög när förhållanden med klara vatten uppnås. Växande kransalger och artrik vegetation kan ändå ofta förloras på grund av konkurrens med arter som gynnas av eutrofiering, även om fenomen som betning också kan begränsa dominansen av eutrofieringsgynnade arter och förbättra makrofytdiversiteten. Efter att goda abiotiska förhållanden uppnåtts, kommer tillgängligheten av förökningskroppar och biotiska interaktioner som betning och konkurrens att bestämma mer exakt vad som kan restaureras och vad som inte kan restaureras (Bakker m.fl. 2013).

Framgångsrika restaureringsmetoder från sötvattenssystem kan möjligen också användas i brackvattensområden (Shafer och Bergstrom 2010), trots att de är oprövade där. Flera metoder som används inom ålgräsrestaurering kan också fungera för andra arter av makrofyter på mjukbotten. Rent generellt kan restaureringsframgången av makrofyter på mjukbotten kräva samtidiga förbättringar i miljön till exempel i form av: inaktivering av fosfor genom aluminiumtillsats, biomanipulering, att avlägsna näringsrika sediment, att täcka in sediment, med mera. Ibland kan det också vara nödvändigt att manipulera mängden betande djur. Mer forskning, testning och dokumentation behövs för att klargöra om aktiva restaureringsåtgärder som används i dessa samhällen ökar återhämtningsgraden och hur bra samhällena återhämtar sig jämfört med att enbart påverkanstrycken tas bort och en naturlig återhämtning tillåts (passiv restaurering). Sammantaget finns det en betydande potential för framgångsrik restaurering av också andra makrofyter än ålgräs på mjukbotten. Lyckade restaureringar kan förbättra ekosystemens struktur och flera funktioner som att ge mer habitat för marina organismer, ökad biodiversitet, fler lämpliga platser för fisklek och yngelvård, mer kolsänkor, ökat skydd mot erosion genom vågdämpning och sedimentstabilisering, förbättrad sekvestrering (förvaring) av organiskt material och näringsämnen, etcetera.

Sammanfattningsvis kan restaurering av kransalger och andra makrofyter på mjukbotten (utöver ålgräs) utföras på flera sätt i Östersjöns brackvattensekosystem med tillämpning av metoder från

sjörestaureringar (bilaga 1). Så här långt finns det ändå inte många exempel på sådana slutförda projekt (men se: https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html och projektet *Levande kust* (www.balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/54-levande-kustzon). När det gäller blomväxter i Östersjön finns det också mycket relevant kunskap i handböckerna för ålgräsrestaurering (Moksnes m.fl. 2016a, b). I fall av aktiv restaurering kan olika metoder bestå av skörd av oönskad konkurrerande vegetation eller inplantering och sådd av makrofyter. För att nå framgång kan det också krävas att grumligheten minskas samtidigt. I detta fall skulle det vara väsentligt med en genomgång av svenska fallstudier (och studier från närliggande och snarliknande system) som beskriver förändringar i makrofytsamhällen inom olika områden (såväl i sötvatten, i brackvatten och i marina områden) där man kan gå tillbaka och spåra orsakerna till tillbakagångar. En viktig början kunde också vara att fastslå olika makrofyters preferens för habitat genom att studera förhållanden inom livskraftiga bestånd. För brackvatten finns det ett antal undersökningar av makrofyter, främst från Sveriges grannländer (Munsterhjelm 2005, Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010, Pitkänen m.fl. 2013).

Positiva responser med en restaurering av makrofyter är framför allt mer habitat för associerade organismer (även fisk), ökad biodiversitet och bevarade ekosystemtjänster, medan konflikter kan uppstå med båttrafik och annan rekreation som kan störas av alltför mycket vegetation. Att återskapa växtsamhällen är ändå en mycket långsam process; ibland behövs upp till 20–40 år (Hilt m.fl. 2006, Bakker m.fl. 2013). Vad gäller övriga aspekter visar en expertbedömning (bilaga 2a) att restaurering av makrofyter på mjukbotten främst riktar sig mot symptom (inte lika mycket mot orsaker) och att genomförbarheten och varaktigheten ofta beror på yttre omständigheter och miljöförändringar och därmed är oklara. Oklarheterna består också av avsaknaden av dessa typer av studier i marina system. Det vetenskapliga underlaget är varken stort eller litet (om man också beaktar sjörestaureringar), men i princip obefintligt i marina områden. Likaså finns det en stor brist på information om möjliga kostnader i marin miljö, även om vissa kostnadsskattningar kanske kan överföras från ålgräsundersökningarna som utförts på västkusten (Moksnes m.fl. 2016b). En expertbedömning av olika marina restaureringsåtgärder placerar in restaurering av makrofyter i mellanskiktet (23,3 poäng, bilaga 2a).

Limniska blomväxter och kransalger har inte restaurerats i den svenska havsmiljön i någon större utsträckning, men för närvarande pågår ett antal projekt. Möjligen kan metoder som använts i sötvattensekosystem testas och likaså kunde svenska metoder utvecklade för att restaurera ålgräs vara användbara. Användbara metoder kan bestå i inplantering och sådd av olika arter av makrofyter eller skörd av oönskad konkurrerande vegetation. För att åtgärderna ska lyckas kan det dock krävas att grumligheten samtidigt minskas genom till exempel utfällning av fosfor, biomanipulering (reduktionsfiske), muddring, sedimentintäckning, med mera. Ibland kan man också behöva manipulera mängden betande djur (växtätare).

3.1.3 Grunda vegetationsfria mjukbottnar

Vegetationsfria grunda bottnar hotas framför allt av marina uttag, muddring och eutrofiering och dessa habitat har stor betydelse som uppväxtområde och födosöksområde för flera fisk- och kräftdjursarter (Kraufvelin m.fl. 2018b). Vissa plattfiskarter som rödspätta, piggvar och skrubbskädda är beroende av habitat fria från makrovegetation både för sin överlevnad och för sin tillväxt (Heikkilä och Mattila 2001, Pihl 2001, Florin m.fl. 2009, Martinsson 2015). Ibland

försöker människan ”bättra på” vegetationsfria mjukbottnar genom att omforma lerig mjukbotten till en attraktiv sandstrand. Detta är dock inte alldeles enkelt, förutom att det ofta är direkt negativt från naturvårdssynpunkt. Fördelningen av olika kornstorlekar beror på vattenrörelserna och internationellt har många myndigheter och turistföretag bittert upplevt att den utplacerade sanden snabbt eroderas bort eller slammas igen (www.marbipp.tmbl.gu.se/). Trots detta är det här en förhållandevis vanlig verksamhet i inlandsvatten och vid badstränder längs med kusten.

Vad gäller olika mänskliga aktiviteter och påverkanstryck och deras betydelse för en eventuell tillbakagång av grunda vegetationsfria bottnar är det i stort sett de samma som gäller som gällde för ålgräs och andra makrofyter på mjukbotten (bilaga 1). Aktiviteterna från havsmiljödirektivet (MSFD 2015) är exakt de samma, medan de mest relevanta påverkanstrycken från MarLIN (www.marlin.ac.uk) är: förändring i tillgång på närsalter, förändring i tillgång på organiskt material, fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö), fysisk förändring till annan bottentyp, fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion), abrasion (störning av substrat- eller bottenyta), inträngning i substrat eller störning under substratytan, förändring av turbiditet/grumlighet, övertäckning, undervattensbuller, förändring av ljusförhållanden, barriär för arters rörelse/spridning, kontakt/kollision, visuell störning, uttag av målart, uttag av icke-målart.

Ekologisk restaurering där grunda vegetationsfria mjukbottnar återskapas efter fysisk störning, det vill säga restaurering av själva substratet i sig, är relativt ovanliga åtgärder såväl i Sverige som utomlands (www.marbipp.tmbl.gu.se/, men se Cooper m.fl. 2013). Det är också fråga om insatser som är ganska svåra att genomföra fullt ut. För att återskapa en naturlig mjukbottenmiljö är det viktigt att rätt bottenmaterial användas i rätt proportioner. En realistisk kombination av lera, sand och grus, som bottnarna oftast är uppbyggda av, är svår att rekonstruera och det är tveksamt om det är kostnadseffektivt. För att lyckas bör man samtidigt återskapa de fysiska processerna som tillför och/eller bibehåller dessa sediment så att man inte bara med sina åtgärder utför en typ av ”konstgjord andning” med kort livslängd (Kraufvelin m.fl. 2021). Ett alternativ, som inte är en fysisk restaureringsåtgärd i sig, kunde vara att använda sig av naturlig passiv återsedimentering, till exempel av tidigare muddrade farleder som inte längre är i bruk. Övertäckning eller återtäckning med nytt bottenmaterial kan dock ibland vara obligatoriskt som i samband med dragning av kablar och rör.

Exempel på positiva responser av restaurering av grunda vegetationsfria bottnar är återupprättande av tidigare habitat och bottensubstrat för bottenfauna och reproduktionsområden för fisk. Bland negativa responser finns bland annat risk för förändrad eller onaturlig sedimentsammansättning. Om makroalger avlägsnas finns det även en risk för att viktiga associerade arter avlägsnas. Återhämtningsprocessen beror i regel på vilka arter som förekommer i området och deras livscykler, mobilitet och möjligheter till spridning (Lewis m.fl. 2002).

I många grunda havsvikar är mattor av snabbväxande makroalger (figur 11) vanliga om sommaren och en restaureringsåtgärd kan bestå av att mekaniskt avlägsna mattorna. De teoretiska effekterna av skörd av dessa löst fastsittande, flytande eller drivande alger, är att tillförsel och sedimentation av döda och ruttnande alger minskar och att kvaliteten på bottenmiljön till exempel med avseende på syrenivåer därmed förbättras, samtidigt som kväve, fosfor och organiskt (kolhaltigt) material avlägsnas (Harlén och Zachrisson 2001, Martinsson 2015, mer om detta i kapitel 3.2.2 *Skörd av vass, alger och annan vattenvegetation*). På västkusten finns det ett samband mellan rekryteringsproblem för rödspätta och täckningsgrad av snabbväxande makroalger (Pihl 2001).

Vad gäller de snabbväxande algmattorna på bottnen är deras förekomst ofta positivt relaterad till mängden organiskt material i sedimentet, vilket kunde innebära ett möjligt samband mellan algtillväxt och sedimentet som en självgenererande näringskälla (Pihl m.fl. 1999, Engelsen m.fl. 2008). Utifrån detta har förslag framförts om att ta bort ytsediment för att minska närsaltsbelastningen i grunda vikar och få bukt med algmattorna (Hulth och Sundbäck 2009). I många sjöar har man till exempel använt sig av muddring som restaureringsmetod för att minska den interna belastningen av näringsämnen, framför allt fosfor (Cooke m.fl. 2016, se även https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Om man tar bort ytsediment försvinner dock ett biogeokemiskt aktivt skikt med tillhörande funktioner (Hulth och Sundbäck 2009). Full återuppbyggnad av motsvarande områden efter ingrepp som muddring, speciellt i områden med lågt inflöde av vatten utifrån, begränsas sannolikt både av en långsam eller årstidsbunden rekrytering och av tillgången på föda (Norkko m.fl. 2006 och referenser däri). Vid experiment har det också visat sig att lägre förekomstsnivåer av bottenlevande mikroalger begränsar makrofaunans återkolonisering (Stocks och Grassle 2001), antagligen på grund av födobrist. Den rumsliga skalan av störningen, det vill säga hur stort område som påverkats, tycks ändå i sammanhanget ha mest betydelse för hur snabbt makrofaunasamhällen koloniserar, hur successionen ser ut och hur fullständig återhämtningen blir (Lewis m.fl. 2002, Bolam m.fl. 2006, Norkko m.fl. 2006). Återhämtningen av flora och fauna kan möjligen påskyndas genom att ostörda områden (”refugier”) lämnas i det muddrade området och får fungera som lokala ”banker” för en återkolonisation av organismer (Hulth och Sundbäck 2009).

Figur 11 Snabbväxande makroalger som grönalgen havssallat, *Ulva lactuca*, kan bilda mattor i grunda havsvikar, Solbergstrand, Oslofjorden, Norge. Foto: Patrik Kraufvelin.

En försiktig muddring kan i sig också tillämpas på störda grunda vegetationsfria mjukbottnar som en fysisk restaureringsåtgärd eller som en rehabilitering eller habitatförstärkning (se mer om detta i kapitel 3.2 *Rehabilitering och habitatförstärkning*). Vid restaurering av igenvuxna vandringsleder

till fisklekplatser, öppning av glon eller att avlägsna förorenade sedimentlager kan man tillämpa muddringsåtgärder under stor försiktighet för att förbättra vattenkvaliteten, men även för att öka ett vattenområdes mångsidiga och ibland långsiktiga användning för till exempel rekreation (Rydin 2008, Rosqvist 2010, Javanainen m.fl. 2013). Om sedimentet innehåller mycket fosfor, kan muddring bidra till en minskad syrekonsumtion och fosforläckage (Rydin 2008). Muddring kan även utföras för att minska negativ påverkan på ekosystem av miljögifter och tungmetaller som kan finnas i förorenade sediment till exempel i gamla hamnområden eller småbåtsmarinor. Denna muddringsverksamhet kommer sannolikt att öka i framtiden och till exempel det nationella miljökvalitetsmålet en Giftfri miljö hade som mål att förorenade områden skulle vara åtgärdade så att de inte utgör något hot mot människors hälsa eller miljön till 2020 (Nyberg m.fl. 2013). Mer om detta kan läsas i kapitel 3.3.5 *Restaurering/sanering av förorenade bottnar*.

Gemensamt för restaureringsåtgärder beskrivna i detta kapitel är att de strävar efter att återskapa tidigare habitat för bottenfauna och reproduktionsområden för fisk, samtidigt som de försöker bidra till en ökad biodiversitet och bevarade ekosystemtjänster. De olika åtgärderna har också sinsemellan liknande risker. Till dessa risker hör en förändrad eller onaturlig sedimentsammansättning och att näringsämnen och gifter kan frigöras (bilaga 1). Några av restaureringsåtgärderna, som övertäckning med nytt sediment efter kabel- eller rörnedläggning, riktar mer in sig på orsaken till skador på miljön. Andra restaureringsåtgärder, som då man avlägsnar näringsrikt eller förorenat bottenmaterial genom försiktig muddring, då man täcker in bottenmaterial eller samlar in drivande fintrådiga grön-, brun- och rödalger, riktar in sig på symptomen (bilaga 1).

Olika exempel på restaureringsåtgärder riktade mot grunda vegetationsfria mjukbottnar:

- Över-/återtäckning med nytt bottenmaterial/sediment vid kabel- eller rörnedläggning.
- Insamling och borttagande av oönskade fintrådiga makroalger för att återskapa bottnar fria från vegetation.
- Att avlägsna näringsrikt eller förorenat sediment.
- Naturlig återsedimentering av till exempel tidigare muddrade farleder.

,

Genomförbarheten av de olika åtgärderna varierar från låg till hög beroende på åtgärd och lokala förhållanden. Likaså varierar varaktigheten av åtgärderna från kort till lång tid, där till exempel åtgärder efter kabel- och rörnedläggning kan ha positiva långtidseffekter, medan insamling av drivande makroalger antagligen bara har positiva effekter under en kort tid och åtgärderna måste därför upprepas regelbundet för att ens ha en liten effekt. Det vetenskapliga underlaget för samtliga dessa åtgärder är relativt litet (i bästa fall måttligt) och tillgången till kostnadsberäkningar är oklar (bilaga 1). Cooper m.fl. (2013) beräknade restaureringskostnader för en muddrad lokal på drygt 80 hektar i Themsens estuarium, Storbritannien, och rapporterade en kostnad på 115 000 kronor per hektar. I en expertbedömning av effektiviteten av olika marina restaureringsåtgärder påträffas åtgärder på grunda vegetationsfria mjukbottnar i den nedre delen av listan (19,3 poäng, bilaga 2a).

3.1.4 Makroalgssamhällen på hårdbotten

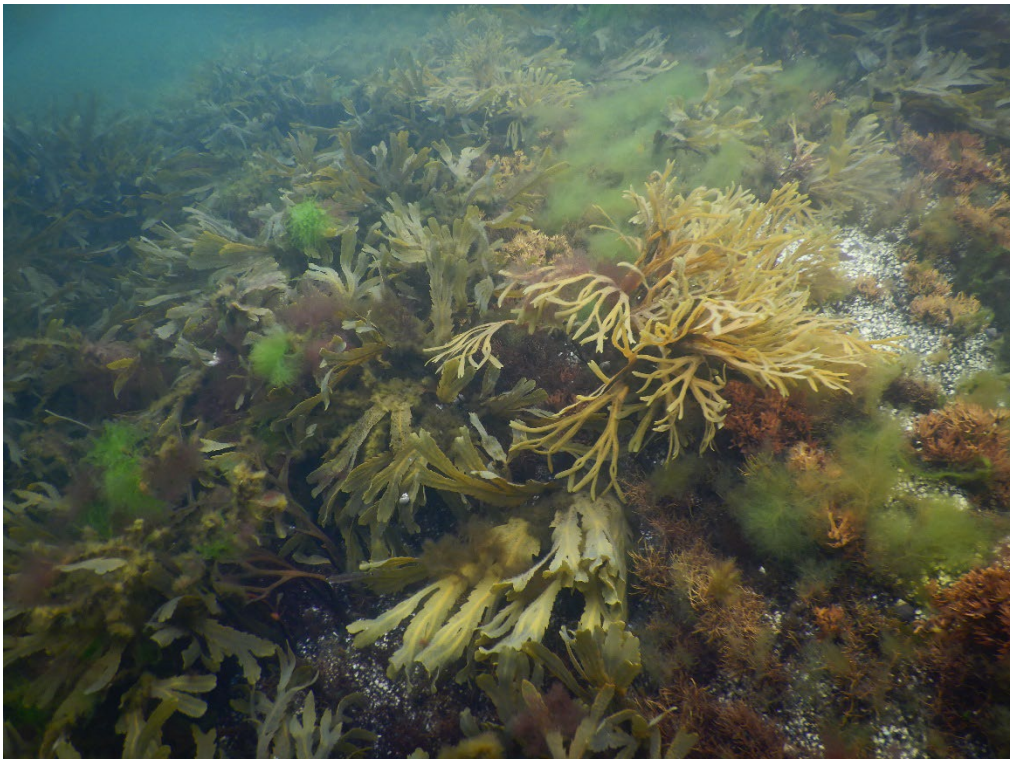
Tångbälten som blåstångs- och sågtångsmiljöer närmare vattenytan (figurerna 12–13) och tareskogar (figur 14) djupare ner i vattnet har en hög biologisk mångfald med omfattande associerade växt- och djursamhällen. Därigenom fyller de en viktig funktion som lekmiljöer, barnkammare och födosöksområde för flera fiskarter (Moy och Christie 2012, Araújo m.fl. 2016, Bergström m.fl. 2016, Kraufvelin m.fl. 2016, 2018b, Lefcheck m.fl. 2019), men de är även viktiga habitat för en mångfald av olika arter av ryggradslösa djur och alger (Råberg m.fl. 2005, Kraufvelin m.fl. 2006, 2010, 2020).

Figur 12 Tångbälte vid lågvatten, Saltö, Strömstad. Foto: Patrik Kraufvelin.

Tångbälten i framför allt Egentliga Östersjön är starkt påverkade av övergödningen och det därav försämrade ljusklimatet eller förlusten av substrat som antingen omvandlas till mjukbottnar, koloniseras av blåmusslor eller blir övervuxna med fintrådiga alger så att nya tångplantor inte kan etablera sig (Kautsky m.fl. 1986, 2019, 2020, Råberg m.fl. 2005, Kraufvelin m.fl. 2007, 2012). Utöver bristfällig ljustillgång och konkurrens om substrat för vidhäftning kan makroalgssamhällen även påverkas negativt av havsisens erosion (Kautsky m.fl. 1986, Kiirikki och Ruuskanen 1996). Rapporter om lokal återhämtning för blåstång längs den svenska ostkusten har förekommit (Nilsson m.fl. 2004, Kautsky m.fl. 2011), men en allmän förbättring förefaller dröja. Även tångbälten i Västerhavet är drabbade med negativ utveckling av olika index (Svärd m.fl. 2016). De stora dokumenterade förlusterna av sockertare (*Laminaria saccharina*) längs Norges sydkust (Moy m.fl. 2008, Moy och Christie 2012) har troligen också drabbat Sveriges del av Skagerraks kust.

Om man använder havsmiljödirektivets (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (precis som i Kraufvelin m.fl. 2021) är de viktigaste aktiviteterna som kan ha negativ effekt på makroalgssamhällen på hårdbotten: fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbottnen, uttag

av icke levande resurser, energiproduktion (byggfas och drift), uttag av levande resurser, odling/produktion av levande resurser, transport, tätort och industri samt turism och friluftsliv (bilaga 1). De viktigaste påverkanstrycken, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: förändring av salthalt, förändring i vågexponeringsgrad, förändring i tillgång på närsalter, fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö), fysisk förändring till annan bottentyp, abrasion (störning av substrat- eller bottenyta), inträngning i substrat eller störning under substratytan, förändring av turbiditet/grumlighet, övertäckning, förändring av ljusförhållanden, introduktion och spridning av främmande arter samt uttag av målart (skörd av marin resurs) (bilaga 1). Läs mer specifikt om fysisk påverkan av makroalger på hårdbotten i Kraufvelin m.fl. (2021).



Figur 13 Makroalgssamhällen vid Solbergstrand i Oslofjorden, Norge. Foto: Patrik Kraufvelin.

Restaurering av tångbälten kan vara aktuellt speciellt på lokaler där tången slagits ut på grund av fysisk påverkan eller efter förorenande utsläpp. Detta ifall en naturlig återkolonisation inte skett efter ett antal år och man kan anta att tången är spridningsbegränsad. En grundförutsättning för en långsiktigt lyckad restaurering är dock att orsakerna till att tången försvunnit eller minskat i utbredning har fastställts och åtgärdats (Zweifel 2008). Eftersom till exempel blåstång, sågtång, smaltång och sockertare, det vill säga arter som kanske är mest aktuella för restaurering i våra vatten, uppvisar genetiska skillnader mellan populationer redan på ganska korta avstånd (Tatarenkov m.fl. 2007), bör man vid restaurering genom transplantering eftersträva att använda plantor från närbelägna lokaler. Detta för att minska risken för genetiska förändringar i den lokala populationen.

Vanligaste restaureringsmetoden är transplantering av vuxna alger fästa vid stenar i områden där fleråriga makroalger har förlorats eller deras utbredning har minskat signifikant (Carney m.fl.

2005, Kautsky m.fl. 2019, 2020). Andra möjligheter är sådd av tare på "grönt grus" (Fredriksen m.fl. 2020), att förstärka rekrytering i laboratorium (Verdura m.fl. 2018), direkt sådd (Verdura m.fl. 2018), att avlägsna lokala växtätare (Tracey m.fl. 2014), samt att använda konstgjorda rev (Carney m.fl. 2005).

Ett antal restaureringsförsök av blåstångsbälten har genomförts under tidigare decennier i Östersjön. På senare tid har försök utförts i Björnöfjärden inom projektet Levande Kust även om det från dessa arbeten ännu finns begränsat med uppgifter om framgång (www.balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/54-levande-kustzon). I detta projekt har utplantering av blåstång utförts parallellt med ett antal andra åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten i fjärden (http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/15-oevergoedning-avslutade-projekt/402-restaurering-av-vegetationsklaedda-bottnar). Med finansiering från BalticSea2020 har också en manual/praktisk handledning, tagits fram för hur blåstångsbestånd kan restaureras i områden där blåstången har försvunnit eller minskat. Manualen listar vilka variabler som måste mätas och analyseras och förslag ges på metoder anpassade för de norra delarna av Egentliga Östersjön för hur och var man bäst genomför åtgärderna (för mer information se: http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/566-restaurering-av-blastangssamhaellen-en-manual-foer-tillvaegagangssaett, https://tangbloggen.com, Kautsky m.fl. 2019, 2020). Aktuell information om restaurering av blåstång i Östersjön kan fås från Tångbloggen (https://tangbloggen.com).

Vad gäller de hittills genomförda och rapporterade försöken med att transplantera blåstång har ännu ingen etablering av nya tångbälten lyckats fullt ut, även om de bakomliggande orsakerna till detta har varierat mellan försöksområdena (Zweifel 2008, Kautsky m.fl. 2019, 2020, www.marbipp.tmbl.gu.se/):

- Ett försök till återplantering av blåstång gjordes i Mönsterås vid Kalmarsund under senare hälften av 1990-talet efter att pappersmassaindustrins kloratutsläpp, som bevisligen var skadliga för blåstången (Lehtinen m.fl. 1988), hade upphört. Sammansättningen av organismer i systemet hade dock förändrats i så hög grad att den transplanterade tången betades ner av tånglöss (av släktet *Idotea*) på några veckor (Engkvist m.fl. 2000).

- Ett försök till inplantering av blåstång i Himmerfjärden i Trosa skärgård gjordes kring millennieskiftet. Denna fjärd var tidigare kraftigt påverkad av näringsrikt avloppsvatten, men vid tiden för experimenten renades vattnet. I försöket flyttades 200 tångplantor på sten från en närbelägen lokal utanför Himmerfjärden och placerades parvis med en han- och en honplanta tillsammans på ca 1 meters djup vid fyra lokaler. Vid återbesök ett år senare hittades levande plantor på tre av de fyra lokalerna och några hade också lyckats föröka sig (Lena Kautsky opublicerat material). Ingen förbättring över lång sikt kunde dock ses. Olika fysiska faktorer som till exempel raserat bottensubstrat verkar ha varit en bidragande anledning till negativa resultat (Salonsaari 2009). Påväxt av mossdjur som skuggade/skadade och tyngde ner blåstångsplantorna var också ett problem https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html).

- Försök till inplantering av blåstång har också gjorts i Gdanskbukten (Berger m.fl. 2001). Området var då så kraftigt övergött att siktdjupet bara var någon decimeter. Tångplantorna överlevde ca 1 år, men tillgången på ljus begränsade tillväxten till några centimeter och till slut dog plantorna. Detta kan även delvis vara orsakat av sanderosion

och påväxt av grönalger som gynnats av höga halter näringsämnen https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Däremot fanns det i området nästan inga betande snäckor, tånglöss eller märlkräftor, som annars är vanligt förekommande i tångruskor. En orsak till detta kan ha varit den rikliga mängden med fisk bland plantorna. Både spigg och svartmunnad smörbult livnär sig på dessa smådjur.

De olika restaureringsförsöken ovan genom transplantering eller förflyttning av blåstång på sten illustrerar den komplexa situationen med många olika styrande bakgrundsfaktorer, som övergödningsnivån, mängden betare, fysiska förutsättningar (exponering, tillgång till substrat), mellanartsinteraktioner, brist på konnektivitet med mera som kan förorsaka misslyckanden eller bidra till framgång (ifall förhållandena är de rätta). Genom sakliga analyser av också misslyckanden kan man dra många lärdomar för framtida restaureringsinsatser.

Manualen för blåstångsrestaurering (Kautsky m.fl. 2020) tillsammans med en vetenskaplig publikation (Kautsky m.fl. 2019) ger en hel del goda råd för att förbättra framgången för denna åtgärdstyp. Till exempel en manipulering av substratet, det vill säga att göra klippiga underlag rena genom att skrapa/borsta ytor täckta med rödalgen *Hildenbrandia rubra* och olika trådalger, kan vara nödvändigt för att underlätta naturlig etablering, eftersom rekryteringen av unga blåstångsindivider påverkas av detta. Rent generellt omnämns täckning med påväxt (epifyter) på tången, ljus, betningstryck och typ av underlag som väsentliga faktorer att beakta för att kunna uppnå framgångsrik restaurering av blåstång (Kautsky m.fl. 2019, 2020). Studierna visar vidare att det tar minst 4–5 år för att uppnå könsmognad för blåstång i Östersjön.

I Kiels hamn i Tyskland har man försökt uppnå restaureringsframgångar för till exempel blåstång och för ålgräs genom att arbeta med spridningsvägar/korridorer för att motverka fysisk påverkan vid konstruktionsarbeten (Krost m.fl. 2018). Inledande ”kompensation” med stenrev, där man inte beaktade konnektiviteten, ledde inte till någon spridning till stenreven, eftersom blåstång och ålgräs inte lyckades ta sig fram naturligt till de områden där reven etablerats. Istället beräknade man spridningsvägar (korridorer) utifrån djup och sedimentförhållanden och skapade koloniseringsstråk från naturliga habitat fram till de nya reven (kompensationsområdena). Detta gjordes genom att fästa blåstång/sjögräs på stenar/nät som ledde ut till reven och på så sätt koloniserades också revområdet med blåstång och ålgräs (Krost m.fl. 2018).

Restaurering genom transplantering av blåstång är sammantaget svårt att få att lyckas och det finns ännu inga rapporterade större framgångar från Östersjön (se Kautsky m.fl. 2019, 2020), möjligen med undantag för arbetena utförda av Krost m.fl. (2018) i Kielbukten, Tyskland. Försök med sådd av blåstångsägg har även gjorts i Östersjön, men hittills utan rapporterad framgång (Sofia Wikström och Lena Kautsky, opublicerat material).

Såddmetoder har också föreslagits för sockertare (*Saccharina latissima*; kallas även skräppetare) längs den norska Skagerrakkusten, där arten har gått starkt tillbaka under de senaste två decennierna (Moy m.fl. 2008, Fredriksen m.fl. 2020). Under förutsättning att det råder normala bakgrundsförhållanden för abiotiska (till exempel låga närsaltsnivåer) och biotiska (till exempel normala nivåer av betande organismer) variabler (Moy m.fl. 2008) är det möjligt att sådd kan fungera, såvida man har tillgång till ägg. Viktigt är dock att det genom kartering går att identifiera lämpliga geografiska områden där åtgärderna har chans att kunna genomföras framgångsrikt (Bekkby och Moy 2011).

Figur 14 Tareskog på norska västkusten. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd. Färgkorrigering: Mårten Erlandsson.

I de mer salta delarna av Östersjön och Skagerrak kan restaurering av andra arter än blåstång, som där klarar sig relativt framgångsrikt, vara mer relevant. Exempel på detta kan vara restaurering av olika tarearter, till exempel sockertare i kombination med minskning av mängden näringsämnen (Moy m.fl. 2008, Bekkby och Moy 2011, Moy och Christie 2012, Fredriksen m.fl. 2020). Från Norge finns också exempel på försök att genom transplantering återetablera fleråriga makroalger. Där har det rört sig om främst sågtång i de inre delarna av Oslofjorden, där naturliga ekosystem gått starkt tillbaka bland annat beroende på olika marina konstruktionsarbeten, men även försök till återetablering av sockertare längs den norska Skagerrakkusten. Också här har restaureringsförsöken än så länge haft förhållandevis dålig framgång (Christie och Fredriksen 2011, Moy och Christie 2012), men se Fredriksen m.fl. (2020). Eventuellt kunde framgången gynnas av att restaureringsinsatser kombineras med andra samtidiga förbättringsåtgärder av rådande bakgrundsfaktorer, som att öka vattnets klarhet/siktdjup.

Restaurering av fleråriga makroalgssamhällen är potentiellt viktiga åtgärder på grund av makroalgernas roll som habitatbildande arter med ett rikt associerat växt- och djurliv inklusive fisk, men möjligheterna till långsiktig framgång har hittills visat sig vara osäkra.

Nyligen har särskilt lovande resultat uppvisats vid försök med restaurering av skräppetare i liten skala i den norska delen av Skagerrak med hjälp av en teknik som använder "grönt grus" (Fredriksen m.fl. 2020). Grus "sås in" med taresporer och odlas i laboratorium tills algerna är 2–3 cm, då "gruset" med tare förflyttas ut i fält. Den tare som planterats med hjälp av grönt grus uppvisar hög överlevnad och tillväxt över 9 månader också när den bara släppts ner till bottnen

från vattenytan. Den tillämpade tekniken är billig, enkel, kräver inte dykning eller kvalificerad arbetskraft och kan skalas upp för behandling av stora områden och till och med för att introducera gener från mer resilienta tarepopulationer till sårbara tareskogar (Fredriksen m.fl. 2020). Metoden kan också kringgå brist på förökningskroppar och brist på hårda substrat (Gorgula och Connell 2004, Burek m.fl. 2018) och den innefattar ingen destruktiv skörd och transplantering av makroalgsdonatorer (Fredriksen m.fl. 2020).

Globalt har ett antal andra metoder också utprovats och använts för tare i till exempel Chile (Westermeier m.fl. 2014), i Kanada (Heath och Chambers 2014) och i Australien (Layton m.fl. 2020). I södra Kalifornien, USA, finns exempel på försök att restaurera tareskogar genom att reducera mängden betande sjöborrar (Claisse m.fl. 2013, Burdick m.fl. 2015), likaså i Norge (Norderhaug och Christie 2009). I Chile har man genom utplantering av tareplantor odlade i laboratorium och genom sådd försökt restaurera tareskogar som minskat i utbredning och täthet efter alltför stora skördeuttag (Westermeier m.fl. 2014). Vid Kanadas och nordvästra USA:s Stillahavskust har man också utfört projekt för att restaurera tareskogar med hjälp av förodlings- och utplanteringsteknik (Carney m.fl. 2005, Heath och Chambers 2014). Mer information om tarerestaurering genom att använda konstgjorda substrat ges i kapitel 3.3.1 *Att placera ut eller anlägga artificiella rev/substrat*.

Ett par annorlunda restaureringsexempel från Medelhavet (Italien) har fokuserat på att återskapa upprättstående makroalgssamhällen på ofruktbara bottnar som skadats av överexploatering (Perkol-Finkel m.fl. 2012, Guarnieri m.fl. 2014, Piazzi m.fl. 2016). I ett exempel testade forskarna framgångsrikt att plantera ut fleråriga brunalger på konstgjorda strukturer för kustförsvar och rapporterar speciellt god överlevnad av transplanterade individer på den sida av strukturerna som vätter mot land (Perkol-Finkel m.fl. 2012). Studien undersökte samtidigt hur mycket av framgången med en transplantation som beror på valet av habitattyp (konstgjort eller naturligt habitat), ytans komplexitet, frånvaro av växtätare, närhet till etablerade populationer och om substratet är orienterat horisontellt eller vertikalt (Perkol-Finkel m.fl. 2012). I ett annat exempel lyckades man i experimentskala återetablera förekomst av upprättstående makroalgssamhällen genom att mekaniskt avlägsna sjöborrar och genom att samtidigt utföra gödsling med näringsämnen (Guarnieri m.fl. 2014). Detta eftersom betningen från sjöborrar och låga näringsnivåer tillsammans motverkar och utesluter högvuxna alger från systemet. I ett tredje arbete manipulerades näringsämnen och antalet betande sjöborrar och skålsnäckor. Detta experiment rapporterar bland annat att det vid låga närsaltsnivåer inte räcker med att avlägsna samtliga sjöborrar för att makroalgerna ska återhämta sig, ifall inte antalet skålsnäckor samtidigt ökar (Piazzi m.fl. 2016). Sammantaget visar dessa undersökningar att en återhämtning av kraftigt störda miljöer ibland kan initieras genom ytterst specifika och riktade åtgärder.

I Sydkorea har restaurering av brunalger av släktet *Sargassum* testats (Yoon m.fl. 2014). Detta har främst gjorts genom utplacering av unga algindivider som först fått fästa sig på substrat i bassänger. Resultaten har varit lovande och marina ”skogar” av makroalger har återskapats på områden där brunalgen försvunnit (Yoon m.fl. 2014). Andra projekt i Sydkorea har undersökt förhållanden för naturlig etablering av *Sargassum* på konstgjorda substrat och på rep (Kang m.fl. 2016).

Om miljöförhållandena är gynnsamma i ett område kan naturlig rekrytering av makroalger underlättas genom att nya rena substrat placeras ut direkt på havsbottnen. Dessa substrat kan vara naturliga, hämtade från havet eller från land, bestå av sprängsten, eller vara tillverkade av betong eller annat hårt material. För exempel från Sverige och närområdet se

kompensationsarbeten utanför Göteborgs hamn (Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016) och arbeten som utförts i Oslo hamn (Christie och Fredriksen 2011) samt kapitel 3.3.1 *Att placera ut eller anlägga artificiella rev/substrat*.

I fall där man använder sig av konstgjorda substrat (eller också natursten eller sprängsten) är det ibland direkt avgörande för framgång vilken tid på året de nya substraten placeras ut i vattnet. Kraufvelin m.fl. (2007) placerade ut små betongplattor månatligen från oktober till juni under ett vinterhalvår i västra Finska viken. Samtidigt karterade de regelbundet utvecklingen av täckningsgrad och biomassa av konkurrerande trådalger på dessa plattor. Slutligen registrerade de på samtliga plattor antal nyrekryterade blåstångsskott i juni vid tidpunkten för blåstångens reproduktion och rekrytering (blåstången har bara en reproduktionsperiod per år vid den finländska kusten). Kraufvelin m.fl. (2007) rapporterar att rekryteringen av blåstång misslyckas totalt på de plattor som placerades ut först, under oktober föregående år, och att dessa plattor framför allt har en hög täckningsgrad och biomassa av brunalgen trådslick (*Pilayella littoralis*) och grönalgen grönslick (*Cladophora glomerata*) vid tidpunkten för blåstångsrekrytering. Däremot sker en hyfsad rekrytering av blåstång på plattor som placerats ut under alla månader från november fram till april, under perioden före blåstångens förökning, eftersom dessa plattor är täckta av mindre mängder av de ovan nämnda trådalgerna vid tidpunkten för förökning i juni. En tidvis hög täckningsgrad av brunalgen smalskägg (*Dictyosiphon foeniculaceus*) stör inte rekryteringen av blåstång nämnvärt (Kraufvelin m.fl. 2007). Liknande resultat som dessa har även tidigare rapporterats av Berger m.fl. (2003) och Qvarfordt (2006). Eriksson och Johansson (2003) har också visat specifikt på sedimenteringens betydelse för vidhäftning och återkolonisering av blåstång.

Transplantering av brunalger som blåstång och sågtång till konstgjorda modellekosystem (mesokosmer) vid Solbergstrand vid Oslofjorden i Norge, under olika experimentella betingelser, har också gett värdefull information som kan användas i restaureringssammanhang (figur 15). Höga närsaltshalter (eutrofiering) leder ofta till ökad konkurrens för dessa brunalger med olika arter av trådalger (främst grönalger) och en lägre slutlig täckningsgrad och total biomassa av både blåstång och sågtång (Kraufvelin m.fl. 2006, 2010). Likaså leder minskad vågaktivitet, som kan uppstå till exempel när hamnar, pirar, vågbrytare, småbåtsmarinor eller brokonstruktioner byggs/anläggs, till mindre täckningsgrad och biomassa av blåstång och sågtång över tid. Experimenten i de norska modelleksosystemen vid Solbergstrand visar att en konstant reducering av våghöjden med 50 procent på 2,5 år ledde till en nästan 3-faldig minskning i täckningsgrad och biomassa för fleråriga brunalger och en 80-faldig ökning av ettåriga grönalger av släktet Ulvales (Kraufvelin m.fl. 2010).

I ett annat experiment i mesokosmer vid Solbergstrand i Norge studerades betydelsen av näringsämnen och mesopredatorer (små predatorer i ekosystemet som både äter andra djur och själva blir ätna, här representerade av stensnultra) för samhällen på hårda bottnar. I denna undersökning visade det sig att både låga närsaltsnivåer och närvaro av fisk gynnar täckningsgraden för sågtång och ålgräs (Kraufvelin m.fl. 2020). Dessa sistnämnda resultat är delvis motsägelsefulla till resultat som presenterats tidigare (Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2009, 2011, Östman m.fl. 2016). De förväntade effekterna var att närvaro av små fiskpredatorer skulle ha inverkat negativt på tången genom minskade mängder betare som håller ”rent” med avseende på konkurrerande påväxtalger. Möjligen konsumerade snultrorna sådana betande djurarter som annars påverkar sågtången negativt. Sammantaget visar resultaten av dessa undersökningar att bakgrundsförhållanden i miljön (till exempel kemiska faktorer som närsaltsnivåer, fysiska faktorer som vågenergi eller biologiska faktorer som fiskförekomst och

förekomst av betare) kan spela en stor roll för hur framgångsrika olika åtgärder blir. Liknande erfarenheter har man fått med avseende på effekter av betning i till exempel USA (Bourque och Fourqurean 2013).

Figur 15 Solbergstrands modellekosystem för hårdbotten vid Oslofjorden nära Drøbak i Norge är utmärkta verktyg för experimentella undersökningar av hur ekosystemen på klippstränder reagerar på och återhämtar sig från olika stressfaktorer/störningar. Foto: Patrik Kraufvelin.

En undersökning av Bergström m.fl. (2016) visar också på att stora förekomster av mesopredatorer (till exempel snultror) inte nödvändigtvis behöver vara ett tecken på övergödda områden och dålig vattenkvalitet. Istället tycks det förekomma mest av just dessa mesopredatorer i de områden som har den bästa vattenkvaliteten och rikliga mängder av flerårig vegetation (Bergström m.fl. 2016). Resultaten indikerar att vi fortfarande har en ofullständig bild av vad som är orsak och verkan mellan mänskliga aktiviteter och ekosystemkomponenter. Vidare visar resulten hur viktigt det är att förstå dessa samband och de hydromorfologiska, fysikalisk-kemiska och biologiska processerna när man ska utföra restaureringsåtgärder. Enbart transplantering av organismer ger inte alltid hållbara lösningar, vilket många arbeten med makroalger som beskrivits i detta kapitel kan vittna om.

Ledtiden, det vill säga hur länge tar det tills man kan se en positiv effekt av en restaurering beräknas åtminstone till 4–5 år för blåstång i Östersjön, eftersom detta är den tid som behövs för arten att nå könsmognad (Kautsky m.fl. 2019, 2020). För restaurering av tare med "grönt grus" måste ledtiden ännu undersökas, men det finns indikationer på att den är betydligt kortare än vid tidigare utprovade metoder (Fredriksen m.fl. 2020).

Framgångsrik restaurering av fleråriga habitatbildande makroalger kan bidra med många positiva aspekter för havsekosystemet som ökad biodiversitet, stimulerad fiskproduktion och andra viktiga ekosystemtjänster (Kraufvelin m.fl. 2018a). Åtgärderna har också obetydliga risker eller negativa bieffekter, såvida man inte använder stora mängder konstgjorda substrat, som upptar yta på

bekostnad av andra naturliga habitat och som kan påverka bottenstrukturen och vattenomsättningen (bilaga 1), eller stör det lokala genetiska urvalet med oförsiktig transplantering. Samtliga åtgärder riktar sig dock framför allt mot symptomen och inte lika mycket mot orsakerna, även om lyckade återetableringar kan bidra positivt till självupprätthållande opåverkade system. Graden av genomförbarhet och varaktighet hos åtgärderna varierar också och andra parallella åtgärder är oftast nödvändiga för att uppnå framgång. Det vetenskapliga underlaget för transplantering eller sådd av fleråriga makroalger är fortfarande begränsat även om det ökat en hel del under de senaste åren (bilaga 1).

Vad gäller kostnadsberäkningar för att restaurera makroalger börjar det finnas en del resultat (bilaga 1). Kostnader för att restaurera blåstång har nyligen uppskattats av Kaustky m.fl. (2020). Totalt uppskattas 464 timmar gå åt för att planera, utföra och följa upp framgången för att transplantera 350 blåstångsindivider (Kautsky m.fl. 2020).

Kostnader för att restaurera:

- 1 hektar av Fucacéen *Cystoceira barbata* i Portugal uppskattas till mellan 4,4–10,7 miljoner kronor beroende på metod (Verdura m.fl. 2018),
- 1 hektar av rödalgen *Phyllophora camosa* i sydöstra Australien är ca 260 000 kronor (Campbell m.fl. 2014),
- 1 hektar tare *Nereocystis luetkeana* vid USAs Stillahavskust uppskattas till maximalt 22,9 miljoner kronor (Carney m.fl. 2005).

För att restaurera 1 m^2 tareskog med olika metoder rapporteras följande kostnader:

- sådd med “grönt grus” 65 kronor (Fredriksen m.fl. 2020),
- förstärkning genom rekrytering i laboratorium 1 150 kronor (Verdura m.fl. 2018),
- direkt sådd 470 kronor (Verdura m.fl. 2018),
- transplantering 50–1 550 kronor (Carney m.fl. 2005),
- att avlägsna lokala växtätare 20 kronor (Tracey m.fl. 2014),
- placera ut konstgjorda rev 75 kronor (Carney m.fl. 2005).

De Groot m.fl. (2012) presenterar å sin sida ett kostnadsspann på 2,5–6,0 miljoner kronor per hektar för restaurerade kustekosystem inkluderande klippstränder med makroalger generellt. Kostnaderna för att restaurera makroalger, beroende på art och geografisk region, varierar synbarligen internationellt med flera tiopotenser, från 0,25 miljoner kronor (Campbell m.fl. 2014) till 22,9 miljoner kronor per hektar (Carney m.fl. 2005).

En expertbedömning av olika marina restaureringsåtgärder placerar in restaurering av fleråriga makroalger på hårdbotten (främst blåstång) i mellanskiktet med nästan samma totalpoäng som restaurering av makrofyter på mjukbotten (23,1 poäng, bilaga 2a). Speciellt den låga kostnadseffektiviteten av åtgärderna, osäkerheter kring långsiktig och varaktig framgång av restaureringen och stora behov av kompletterande åtgärder är faktorer som sänker totalpoängen. Stor allmän betydelse (ur hotperspektiv och för viktiga ekosystemtjänster), relativt god tillgång på metodik (se de olika exemplen ovan) och låg risk för negativa bieffekter höjer totalpoängen.

3.1.5 Mussel- och ostronrev på hårdbotten

Förekomsten av blåmusslor är hög och produktionen är stor i den svenska kustzonen, både i Östersjön och i Västerhavet. I Egentliga Östersjön rör det sig om arten *Mytilus trossulus*, i Öresundsområdet finns både *M. trossulus* och *Mytilus edulis*, medan det i Västerhavet är fråga om *M. edulis*. Dessutom förekommer det sparsamt med ostron (*Ostrea edulis*) i Västerhavet på hårda bottnar, ofta på några meters djup (Thorngren m.fl. 2019), och även sedan 2006–2007 den främmande arten japanskt jätteostron (*Crassostrea gigas*) på grunt vatten, i regel på mindre än 1,5 meters djup.

Vid Egentliga Östersjöns stränder förekommer blåmusslan från ytan ner till djup större än 30 meter och ibland i tätheter på över 10 000 individer per m^2. Blåmusslan anses generellt stå för omkring 80–95 procent av djurbiomassan på hårda bottnar och ha kapacitet att inverka på hela Egentliga Östersjöns ekologiska struktur och funktion (Kautsky 1982, Tedengren 2008, Koivisto och Westerbom 2012). I Bottenhavet domineras bottenfaunan istället av östersjömussla och tusensnäckor, medan snäckor dominerar bottenfaunan i Bottenviken (Kautsky 1995).

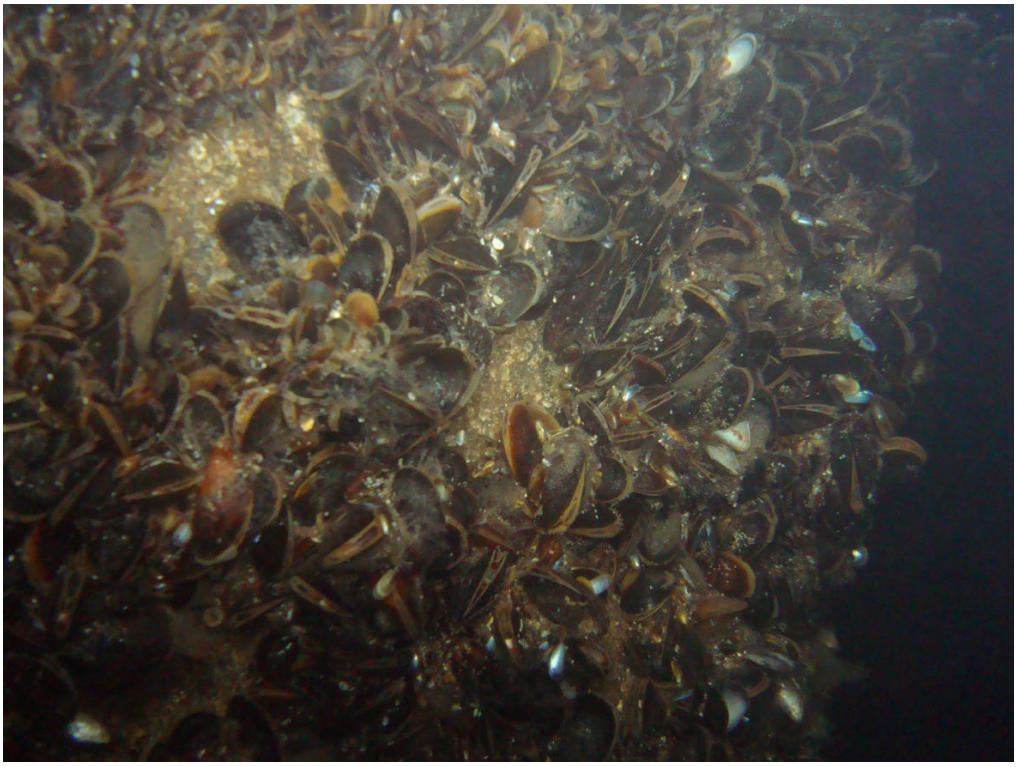
På många håll i Egentliga Östersjön och i Västerhavet finns det följaktligen täta musselbottnar eller musselbankar, som höjer sig över havsbottnen. Dessa biogena rev utgör en undertyp till Natura 2000-naturtypen rev (1170) (http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/naturtyper/kust-och-hav/vl-1170-rev.pdf, http://www.ospar.org/), det vill säga solida, massiva strukturer skapade av organismer. Musselbankar anses ingå i naturtypen så länge de har en täckningsgrad som överstiger 10 procent. Dessa habitat har ett högt bevarandevärde med en betydelsefull roll för regionala ekosystem, till exempel genom att musslorna fungerar som ekosystemingenjörer. Detta genom att musslorna erbjuder tredimensionella livsmiljöer, födokällor och skydd för flertalet andra arter (Holt m.fl. 1998, Díaz m.fl. 2015, Westerbom m.fl. 2019) och genom att skalen i sig och mellanrummen mellan musslorna utgör mikrohabitat av hög komplexitet. Dessa medför ofta goda förutsättningar för flertalet andra fastsittande och rörliga organismer.

Även om bristen på exakta data är stor tycks inte blåmusslan för närvarande minska systematiskt i Egentliga Östersjöns områden (Nationella miljöövervakningen för vegetationsklädda bottnar). Projekterade salthaltsminskningar under de kommande decennierna (Vuorinen m.fl. 2015) kan dock visa sig vara ödesdigra och leda till en drastiskt minskad utbredning och ändrad roll som habitatbildande organism (Nyström Sandman m.fl. 2020). Westerbom m.fl. (2019) visar med hjälp av prover tagna längs Finlands sydkust att bara några tiondelars lägre salthalt ger upphov till helt andra nivåer av musselstorlekar och musselbiomassor på bottnarna och därmed förändrade habitatbildande funktioner. Detta leder i sin tur till signifikant annorlunda samhällen av associerade djur. Musselrekryteringen styrs också kraftigt av variationer i salthalterna (Westerbom m.fl. 2021).

För Västerhavets del och också i de norska delarna av Skagerrak, pekar många uppgifter på vikande förekomster av blåmusslor (figur 16), i synnerhet på mjukbottnar, men möjligen även på hårdbottnar (Andersen m.fl. 2016, Frigstad m.fl. 2018, Havs- och vattenmyndigheten 2020, Christie m.fl. 2020). På hårda bottnar utan gömställen äts musslorna snabbt upp av sjöstjärnor, krabbor, småfisk och ejdrar, men möjligen bortsett från konsumtion av strandkrabbor och stensnultror, vilka antas öka i antal (Baden m.fl. 2012, Bergström m.fl. 2016, Christie m.fl. 2020), har denna predation inte ökat i sig. För musselrev på mjuka bottnar verkar däremot många tidigare rev ha minskat i storlek eller rent av dött ut och försvunnit (Jenneborg 2007, Wernbo och Calderon 2015, Svedberg 2019). I Bohuslän, till exempel, finns det idag flera tecken på att

förekomsten av naturliga blåmusselbankar minskar, trots en god tillgång på larver. Orsakerna till dessa eventuella minskningar är oklara, men det kan bero på ett flertal faktorer (Wernbo och Calderon 2015, Sorte m.fl. 2017, Svedberg 2019, Christie m.fl. 2020). Möjligen kan rev och musselbottnar helt försvinna om de täcks in och kvävs av drivande och ruttnande algmattor. Systematisk övervakning av blåmusslor saknas dock i Sverige (Havs- och vattenmyndigheten 2018, 2020) och i Norge (Christie m.fl. 2020).

I Maine i nordöstra USA har också förekomsten av blåmusslor, *Mytilus edulis*, minskat sedan 1970-talet med i genomsnitt 60 procent (med ett spann på 29–100 procent). Här anses en högre havstemperatur vara den mest troliga förklaringen (Sorte m.fl. 2017).

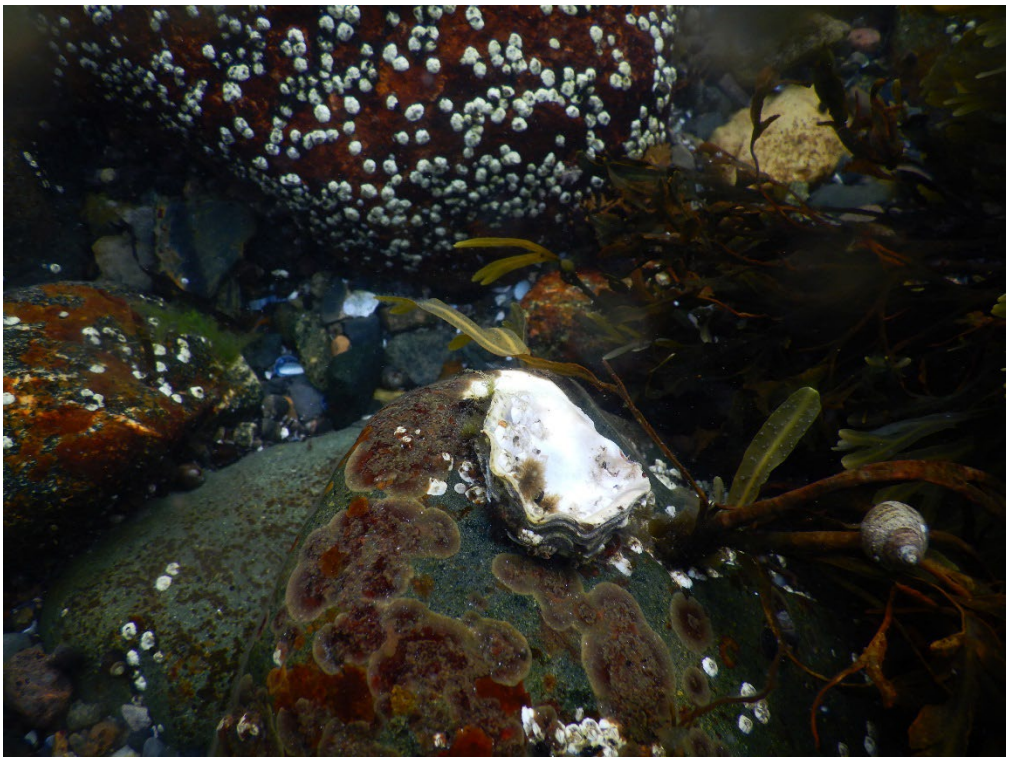


Figur 16 Blåmusselrev från Skagerrak, Norge. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd.

Om man använder havsmiljödirektivets, HMD (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (precis som i Kraufvelin m.fl. 2021) är de viktigaste aktiviteterna som kan ha negativ effekt på mussel- och ostronrev på hårdbotten: fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbottnen, uttag av icke levande resurser, energiproduktion (byggfas och drift), uttag av levande resurser, odling/produktion av levande resurser, transport, tätort och industri, samt turism och friluftsliv (bilaga 1). De viktigaste påverkanstrycken, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: förändring i temperatur, förändring av salthalt, förändring av vattenflöde (tidvattensströmmar), förändring i vågexponeringsgrad, förändring i syretillgång, förändring i tillgång på närsalter, förändring i tillgång på organiskt material, fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö), fysisk förändring till annan bottentyp, abrasion (störning av substrat- eller bottenyta), inträngning i substrat eller störning under substratytan, förändring av turbiditet/grumlighet, övertäckning, nedskräpning, introduktion och spridning av främmande arter,

uttag av målart (bilaga 1). Läs mer specifikt om fysisk påverkan av musselrev i Kraufvelin m.fl. (2021).

Vad gäller ostron är de inhemska ostronen numera sällsynta som revbildare. Under historiens gång har de tidvis knappt alls förekommit i svenska vatten och tidvis varit betydligt mer talrika än idag (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Den främmande arten japanskt jätteostron, som första gången hittades längs den svenska kusten år 2006–2007, verkar emellertid öka i antal (Strand och Lindegarth 2014, figur 17). Liksom för blåmussla saknas dock heltäckande övervakning av de två ostronarterna i Sverige och även fångststatistiken gör det svårt att urskilja några entydiga förändringar i deras förekomst (Havs- och vattenmyndigheten 2018). På forskningsnivå genomförs dock en kartering längs med västkusten vart sjätte år (2007, 2013 och 2019) med fem lokaler som återbesökts årligen sedan 2007 (Åsa Strand, personlig kommunikation).



Figur 17 Japanskt jätteostron, Solbergstrand, Oslofjorden, Norge. Foto: Patrik Kraufvelin.

Biogena rev som mussel- och ostronbankar, som tidigare antas ha varit vanligare längs den svenska västkusten (Beck m.fl. 2011), anses ha en rad positiva effekter på miljön (La Peyre m.fl. 2014). Dels påverkas den omgivande fysiska miljön kring reven positivt, inklusive strandlinjen, genom att reven utgör en stabiliserande faktor i områden med sand, grus och sten (reven dämpar vågor och motverkar erosion). Dels påverkas vattenkvaliteten positivt genom att musslorna och ostronen med sin filtrering av partiklar i vattnet binder näringsämnen (Lindahl 2012), men också sediment och minskar vind- och vågdriven uppgrumling av partikelbundna näringsämnen och partikulärt kol (Håkanson m.fl. 2007). De biogena reven är även viktiga som habitat och underlag för en rik bentisk flora och fauna inklusive många arter av fisk (Beck m.fl. 2011, La Peyre m.fl. 2014, Norling m.fl. 2015, Westerbom m.fl. 2019). I Norling m.fl. (2015) visas att även döda skal av japanskt jätteostron är värdefulla habitat för stationära fiskarter. I samma artikel jämförs

biodiversitet och abundans av organismer mellan musselmiljöer och ostronmiljöer. Sammantaget bidrar de biogena reven med flertalet viktiga ekosystemtjänster (Bryhn m.fl. 2015, 2020, Kraufvelin m.fl. 2018a, https://chesapeakebay.noaa.gov/oysters/oyster-restoration).

Musselbottnar är ett habitat som det i teorin kunde vara relativt enkelt att restaurera och förflyttning av musslor mellan olika platser används flitigt internationellt inom mussel- och ostronodlingen. Detta betyder inte att det är bra att göra på så sätt och ofta görs detta utan hänsyn till smittspridning eller genetiska effekter, något som är viktigt att beakta speciellt vid beståndsförstärkning. Med tanke på den komplicerade genetiska strukturen hos de svenska blåmusslorna, med en successiv övergång från bestånd dominerade av *Mytilus trossulus* i Östersjön till bestånd dominerade av *Mytilus edulis* i Kattegatt och Skagerack, bör förflyttningar av blåmusslor också ske under stor varsamhet, eller inte alls (till exempel inom och till och från Öresundsområdet). Förflyttning av blåmusslor har inte heller testats i Sverige. Tack vare den goda tillgången på mussellarver som vi naturligt har i våra vatten, finns möjligheten att kunna bygga upp en musselbank med naturlig genetisk struktur (utan transplantering) genom att strö ut tomma musselskal på bottnen. Gamla skal kan fås till exempel från musselindustrin och fungerar som hårt substrat vilket gynnar återkolonisationen av blåmusslor och metoden har fungerat bra i danska fjordar (Dolmer m.fl. 2009), men där tillåts dock trålning, vilket har förstört naturliga substrat. Rekryteringen i grunda kustnära miljöer kan också ofta vara ganska svag. Att förstärka substrat fungerar dessutom bara om substratet är den begränsande faktorn för rekryteringen, vilket det inte verkar vara i Sverige idag. En tredje metod som man kunde använda sig av för att restaurera musselhabitat är att ta musslor från musselodlingar och transplantera ut dessa på olika lokaler, så länge som man beaktar att man har rätt genetiska underlag för det restaurerade området och inte riskerar smittspridning.

Enligt studier löper små/unga musslor stor risk att ätas upp av predatorer. Angående mesopredatorers konsumtion av juvenila musslor se till exempel studien av Christie m.fl. (2020), länk till populär sammanfattning på norska: https://forskning.no/havforskning-niva-niva-norsk-institutt-for-vannforskning/kan-glupske-krabber-og-leppefisk-forklare-blaskjell-kollapsen/1732937. I det arbetet undersöktes predation på blåmusslor experimentellt i stora modellekosystem vid Solbergstrand vid Oslofjorden och det visade sig att blåmusslorna konsumerades snabbast i system med både strandkrabbor och stensnultror, därefter i system med bara strandkrabbor, sedan i system med bara snultror och inte alls i system utan strandkrabbor och snultror (Christie m.fl. 2020).

Internationellt har restaurering av naturliga mussel- och ostronrev, trots tillgång till lämpliga metoder, visat sig ha svårt att lyckas i många områden. Detta på grund av storskaliga miljöstörningar som kan motverka rekrytering och tillväxt. I Chesapeake Bay i USA lyckades restaureringar av ostronrev (*Crassostrea virginica*) upp till fyra gånger bättre på höga rev (högre än 30 cm) än på låga rev (lägre än 30 cm), framför allt tack vare fler vertikala strukturer (ökad habitatkomplexitet) i reven som gynnar vattenflödet och minskar sedimentationen (Schulte m.fl. 2009). Dessa förbättringar kan åstadkommas genom att använda artificiella rev (Lipcius och Burke 2018) och ofta måste nya strukturer tillföras för precis som i Danmark har miljöerna i Chesapeake Bay också trålats så att substratet är förstört. Att bygga upp reven gör då att ostronen kommer upp från sedimentet (som de annars begravs i) och får ett bra vattenflöde. Colden m.fl. (2015) hävdar att det nästan måste till ett regimskifte för att återskapa fungerande ostronrev, men att det är just höjden på de restaurerade reven som kan vara en nyckelfaktor för att åstadkomma sådana skiften och i förlängningen ge framgångsrika ostronrestaureringar. Trots dessa framgångar och trots över 50 år av insatser måste det noteras att bara en liten bråkdel av

tidigare ostronrev har restaurerats framgångsrikt i USA (Bersoza Hernández m.fl. 2018). Det är inte bara brist på substrat för återkolonisering och överexploatering av ostronen som orsakat tillbakagångarna och som motverkar återhämtning. En rad andra miljöfaktorer inverkar också som vattenkvalitet, salthalt, sjukdomar och konnektivitet i form av larvtransport mellan rev, med mera (Kjelland m.fl. 2015, Bersoza Hernández m.fl. 2018). Av dessa anledningar ska man inte underskatta utmaningarna med att återskapa förlorade musselbankar eller ostronbestånd, innan det har testats mer utförligt i svenska vatten. Oväntade utmaningar kan snabbt dyka upp när försök till restaureringar börjar utföras i större skala och det kan vara svårt att överföra fungerande metoder från andra områden och från delvis andra arter.

Inhemska ostron- och musselrev dominerade tidigare många kustområden globalt både ekologiskt och ekonomiskt (Beck m.fl. 2011, Wilberg m.fl. 2011). Århundraden av resursuttag, som på senare tid förvärrats av ökad kustexploatering och spridning av olika patogener, har fört många ostron- och musselrev till randen av utdöende över stora delar av världen (Beck m.fl. 2011, Wilberg m.fl. 2011, Loo och Ulmestrand 2015). Beck m.fl. (2011) undersökte det globala tillståndet för ostronrev i 144 vikar och 44 ekoregioner och jämförde med tidigare förekomster och kom fram till att 85–90 procent av reven tycks ha förlorats. I sin undersökning identifierar Beck m.fl. (2011) många kostnadseffektiva lösningar för skydd, restaurering och förvaltning, som till exempel ökat skydd av biogena rev, restaureringsåtgärder, förvaltning av fiske och förvaltning av främmande arter. Sådana åtgärder kunde vända den negativa trenden och återskapa ekosystemtjänster från mussel- och ostronrev. Åtgärderna kan även fungera som ekosystembaserade skydd mot översvämningar och stormar i samband med höjning av havsnivån och ett mer extremt väder (Temmerman m.fl. 2013). Vad gäller återhämtning och restaurering av dessa habitat har ett antal insatser i liten och medelstor skala gjorts, men med beaktande av skalorna på förlusterna av dessa biogena rev borde insatserna öka kraftigt i många områden. Beck m.fl. (2011) nämner specifikt Kattegatt som ett område där ökade skydds- och restaureringsinsatser borde utredas. Äldre uppgifter ger vid handen att omfattande arealer av ostronrev har försvunnit från den svenska västkusten i ett 100-års eller längre tidsperspektiv och att till exempel ostron under äldre tider både fanns på andra lokaler och vid andra djup än vad som är fallet idag (Loo och Ulmestrand 2015).

Direkt restaurering eller nyanläggning av blåmusselbankar är nu på gång i Västerhavet. Blåmusselrestaurering testades av Fiskeriverket i Marstrands skärgård på 1980-talet (omnämns i Salonsaari 2009), fast resultaten av dessa arbeten har inte följts upp. Sedan 2017 har projektet 8-fjordar i Halsefjord och Stigfjorden i Bohuslän i samarbete med IVL testat att restaurera historiska blåmusselbankar (Svedberg 2019). Vid dessa restaureringsförsök placerades till exempel juteväv eller väv av kokosfibrer ut i vattenmassan för larver att settla (fästa sig) på (se https://www.youtube.com/watch?v=wgu3JJFnbtQ). Efter settlingen var tanken att placera vävarna med musslor på bottnen i potentiella restaureringsområden, företrädesvis i områden där det tidigare förekommit musslor som ett tecken på att miljön är lämplig, men man har istället placerat ut strukturer med nät som musslor av olika storlek såtts på (Åsa Strand, personlig kommunikation). Pilotexperiment under 2018 hade dock blandad framgång. Dels kom vävarna ner i vattnet för sent på settlingssäsongen och dels blev vävarna också koloniserade av trådformiga alger. Blåmusslor som fäste sig på de fintrådiga algerna förlorades sedan delvis från området när algerna bröts ner eller lossnade. Detta är dock ett naturligt bottenfällningsbeteende för musslor och de kan släppa ”tillfälliga” substrat för en andra bottenfällning i andra miljöer. Kokosfibern verkade också brytas ner för snabbt och även om detta är en god egenskap för ett

utplaceringssubstrat kunde det vara en fördel att hitta ett annat material som har en lite längre beständighet.

Musselrev kan möjligen återskapas, åtminstone i någon form, genom restaurering, och till exempel förflyttning av yngel från musselkolonier används flitigt inom mussel- och ostronodlingen. Tack vare den goda tillgången på mussellarver som finns naturligt längs stora delar av vår kust kan uppbyggnaden av en musselbank eventuellt påskyndas bara genom att strö ut tomma musselskal som kan fungera som hårt substrat på bottnen, vilket kan gynna återkoloniseringen av musslor. Musslor kan möjligen också flyttas framgångsrikt från täta, friska bestånd för att stärka svaga bestånd eller återupprätta musselrev där de har försvunnit. Det kan också fungera att använda individer från musselodlingar. Ändå ska man inte underskatta utmaningarna inom detta område innan olika metoder har prövats ut och utvärderats i praktiken i svenska vatten.

I tillägg till experiment med kolonisering/settling utförs också försök med transplanteringar av musslor från musselodlingar. Dessa musslor fås från odlingar i tre olika varianter, småmusslor (ej marknadsstora), musslor som är för stora för marknaden och råmusslor = osorterade musslor, och de tillåts sedan fästa sig på nytt på kokosfibernät ute i fält. Som ytterligare tilläggsstudier undersöks även predationens betydelse för restaureringsframgången. Blåmusslor i Västerhavet konsumeras av strandkrabbor, sjöstjärnor, snultror och ejder och i vissa områden är predationen ett hot mot en lyckad restaurering (Svedberg 2019, Christie m.fl. 2020).

I Sverige reder man för tillfället också ut och testar vilka typer av anlagda strukturer, settlingsmaterial och utplaceringssubstrat som bäst gynnar återetablering av mussel- och ostronrev. Man ser bland annat på populationsutveckling av musslor i ”rena” musselbankar, i bankar blandade med japanskt jätteostron, i bankar dominerade av japanskt jättesostron och i blandade bankar där jätteostronen rensats bort. Det pågår också en habitatmodellering som kommer att ge svar på i vilka miljöer och på vilka substrat det finns blåmusslor. Sommaren 2020 genomfördes därutöver en yngelinsamlingsstudie där substrat av olika typ hängdes ut för att se på yngelsamling av ostron och denna studie levererar också data på blåmusslor, eftersom vissa av substraten är lämpliga för båda arterna (Åsa Strand, personlig kommunikation).

I Limfjorden i Danmark har omfattande studier utförts kring blåmusselbankar i syfte att utveckla metoder att anlägga fler biogena rev för födoproduktion (bland annat Dolmer m.fl. 2009) och det har även undersökts hur transplantation av blåmusslor kan mildra negativa effekter av syrebrist i eutrofierade områden (Maar m.fl. 2021). Dessa arbeten har föregåtts av mångårig kartläggning av blåmusselbankars förekomst, utbredning, tillväxt under olika förhållanden, inklusive förutsättningar för maximal tillväxt. Man har även utfört förflyttningar av blåmusslor främst från områden med dokumenterad låg tillväxt på grund av dåliga livsbetingelser i form av syrebrist eller dålig födotillgång till områden med bättre förhållanden. Det har i dessa undersökningar visat sig att bottnarnas struktur och komplexitet, till exempel förekomst av musselskal framför att musselskal saknas, har stor betydelse och ökar settlingen, rekryteringen och produktionen av blåmusslor (Dolmer m.fl. 2009, Maar m.fl. 2021).

Fältexperiment i Danmark visar också att överlevnaden av musslor är större i områden med utplacerade blåmusselskal jämfört med områden utan blåmusselskal. Skalen ger en miljö med högre komplexitet som bidrar till mindre utsatthet för predation, speciellt för de nyetablerade musslorna. I tillägg stabiliseras bottnen i området (Dolmer m.fl. 2009). De gamla skalen kan

möjligen också bidra med kalk som de nykoloniserade musselindividerna kan använda för sin skaluppbyggnad.

I Nørrefjord i Danmark (Lilla Bält) har nya metoder för produktion av blåmusslor och konstruktion av musselbäddar undersökts i samarbete med lokala fiskare (Kristensen m.fl. 2015). Effekterna av de anlagda blåmusselbäddarna är mest påtagliga i liten skala. Videoundersökningar direkt vid bäddarna visar en ökad biodiversitet och tre gånger högre abundans av liten rovfisk (så kallade mesopredatorer) jämfört med kontrollområden. Totalt producerades och etablerades 44 ton blåmusslor på en yta av 121 000 m^2. Produktion av blåmusslor direkt på säckar av hampa hängande på långlinor är den mest effektiva metoden även om överlevnaden av musslorna var förhållandevis låg. Metoderna har potential att fungera som förvaltningsverktyg för att förbättra fiskhabitat (Kristensen m.fl. 2015, Kraufvelin m.fl. 2018b).

För restaurering av ostronrev har av tradition tomma ostronskal prioriterats som rekryteringssubstrat (Crisp 1967), men bristande tillgång på skal (Mann och Powell 2007, Powell och Klinck 2007) har gjort att man börjat leta efter alternativa lösningar. George m.fl. (2015) testade användbarheten av betong, porslin, kalksten och natursten i förhållande till ostronskal och inga substrat alls (bart sediment, bar sand) i Mexikanska Golfen. De rapporterar att både rekryteringen och skyddet mot predatorer för ostronen, när de fått etablera sig på de alternativa substraten, är lika bra som vid etablering på ostronskal och klart bättre än när substrat helt saknas. Brown m.fl. (2014) och Metz m.fl. (2015) har också genomfört experiment kring rekrytering på olika substrat i Mexikanska Golfen. Brown m.fl. (2014) fann en högre förekomst av större ryggradslösa bottendjur på stensubstrat än på skalsubstrat, men annars ingen tydlig skillnad för ostronens del.

För Europa finns det en del ny information och förslag om gemensamma riktlinjer kring restaurering av infödda ostronrev inom NORA-nätverket där NORA står för Native Oyster restoration Network (Pogoda 2019, Pogoda m.fl. 2019). Bland annat visar en undersökning av Christianen m.fl. (2018) att infödda ostron framför allt använde skal(fragment) av japanska jätteostron som settlingssubstrat (81 procent av individerna). Deras resultat visar att restaurering av infödda ostronrev kan vara genomförbart lokalt längs Nordsjökusten och föreslår att återkomsten av infödda ostron kan underlättas av japanska jätteostron på platser där båda arterna förekommer. Däremot tycks invasionen av japanska jätteostron kunna påverka strukturen och funktionen av revsamhällen i tidvattenszonen genom att stimulera ettåriga grönalger och hämma fleråriga brunalger och därmed ändra energiflödet och habitatfunktionen (Andriana m.fl. 2020).

I Chesapeake Bay på USA:s Atlantkust har man länge försökt restaurera ostronbestånd med hjälp av artificiella substrat (Lipcius och Burke 2018). Där har en kraftig nedgång i tätheten av ostron (*Crassostrea virginica*) dokumenterats och bara ca 2 procent av den historiska förekomsten antas återstå. Förändringarna har sammanfallit med ökad grumlighet, eutrofiering, syrebrist och överfiske. Samtidigt har förekomsten av sjögräsängar också gått starkt tillbaka. Eftersom ostron är filtrerare som intar plankton som föda och binder sediment samt förhindrar uppgrumling, antas förlusten av ostron vara en faktor bakom den försämrade vattenkvaliteten. Expertisen tror därför att habitatrestaurering av till exempel sjögräs kan vara beroende av att det förekommer en viss biomassa av filtrerare i systemet (Coen och Luckenbach 2000, Coen m.fl. 2007, se även Sharma m.fl. 2016 och Gagnon m.fl. 2020). Gagnon m.fl. 2020 visar att vattenväxter främjar överlevnad hos musslor genom att förse dem med substrat och skydd, medan musslorna främjar växternas tillväxt och överlevnad genom att stabilisera och gödsla

sedimentet och minska vattnets grumlighet. Sambandet mellan ostron/blåmusslor som filtrerare och betydelsen för ålgräsrestaurering håller för tillfället också på att undersökas i Sverige (Åsa Strand och Per-Olav Moksnes, personlig kommunikation). I Finland har också samband mellan framgång hos ålgräsrestaurering och förekomst av östersjömussla undersökts (Meysick m.fl. 2020). Mer information om att använda konstgjorda substrat ges i kapitel 3.3.1 *Att placera ut eller anlägga artificiella rev/substrat*.

Modeller har förutspått att en genomsnittlig ostronbiomassa på 25 g/m^2 skulle reducera grumligheten med en tiopotens. Detta skulle öka ljusmängden som når bottnen och därigenom öka ytan av lämpliga områden för sjögräshabitat (Newell m.fl. 2003). Ett antal pilotprojekt på detta tema har påbörjats i Chesapeake Bay (Seaman 2007, Gedan m.fl. 2014, Baggett m.fl. 2015), men också i till exempel Mexikanska Golfen (Sharma m.fl. 2016).

Vetenskaplig samstämmighet börjar nu finnas kring vissa grundkrav på hur konstgjorda ostronrev ska se ut/utformas för att de ska kunna utgöra en effektiv habitatförstärkning. Reven måste:

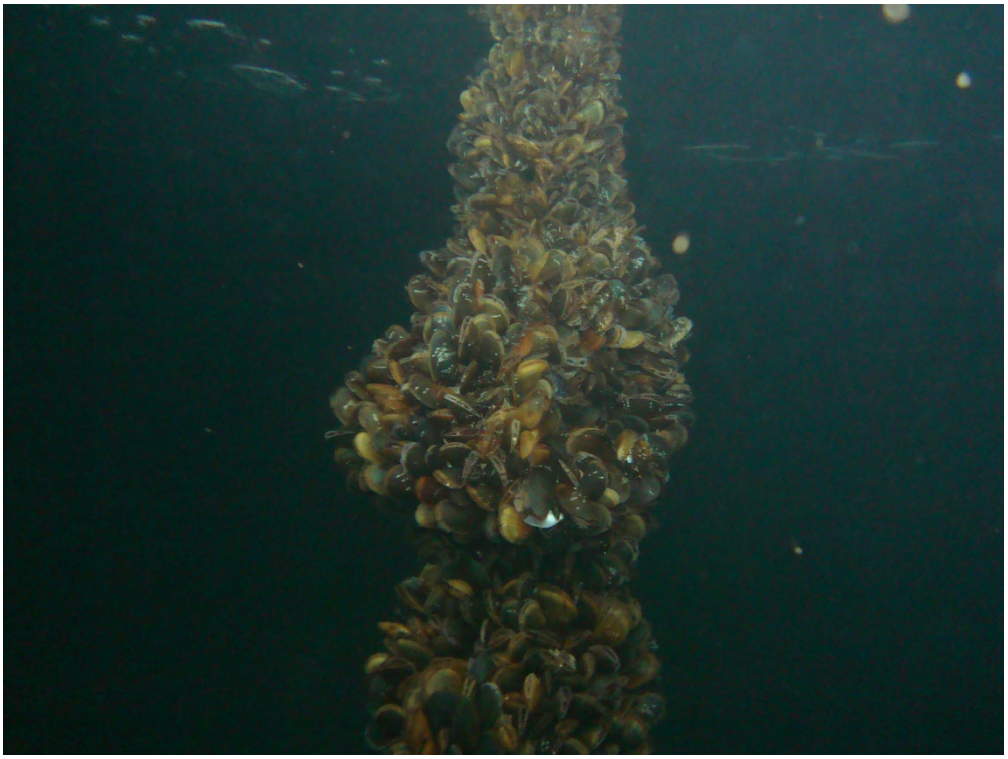
- dels vara höga, åtminstone 30 cm högre än omgivande botten, för att bidra med ett strukturellt mer komplext habitat och kunna fungera som potentiella refugier i händelse av syrebrist vid bottnen (Lenihan 1999, Schulte m.fl. 2009, Colden m.fl. 2015),
- dels vara skyddade från skörd för att säkra att de långsiktigt finns kvar som ett habitat i systemet och för att upprätthålla en tillräckligt hög ostronbiomassa för filtrering och reproduktion (Coen och Luckenbach 2000, Kjelland m.fl. 2015).

Traditionella restaureringar av ostronhabitat har fokuserat på att förse systemet med låga konstgjorda skalrev för att uppnå ökad mängd ostron för skörd, men dessa insatser har inte varit framgångsrika i större skala (Lenihan 1999, Coen och Luckenbach 2000). För att förvalta ostronbestånden har man i Chesapeake Bay infört ”skalbudgeter” med vilka man beräknar hur mycket skal som måste återföras till ett område för att man ska få tillräcklig nyrekrytering. Dessa miljöer är då följaktligen substratbegränsade. Andra metoder som kan användas globalt är konstgjorda substrat, att hålla sig med avelsbestånd och att placera ut juveniler. I Storbritannien har man till exempel placerat ut hängande burar där ostronen kan etablera sig och därigenom främjat rekryteringen av ostron, se https://www.bluemarinefoundation.com/projects/solent/. I Sverige pågår för närvarande också försök med att placera ut juvenila ostron i Kosterhavets nationalpark (Åsa Strand, personlig kommunikation).

Resultaten från utförda restaureringsinsatser kan ytterligare förstärkas genom att ekosystemtjänster från ostron- och musselrev återupprättas (Coen m.fl. 2007, Gilby m.fl. 2019). Restaureringsåtgärder riktade mot dessa biogena rev kan också kombineras med riktade åtgärder mot fisksamhällen. Utplacering av skal av japanska jätteostron kunde representera en sådan åtgärd (Norling m.fl. 2015). Detta kan också göras på så sätt att den ekologiska konnektiviteten inom till exempel estuarier tas i beaktande och man skapar nätverk av restaurerade habitat tillgängliga för fisk, samtidigt som habitaten också förvaltas ur detta perspektiv (Gilby m.fl. 2019).

Restaurering av ostron- och musselrev samt ostron- och musselodling med skörd av vuxna individer är alla åtgärder som enligt flertalet studier reducerar plankton- och närsaltsmängder i vattenmassan och ger klarare vatten (Coen m.fl. 2007, Carmichael m.fl. 2012, Kellogg m.fl. 2013, Kraufvelin och Díaz 2015, Kotta m.fl. 2020 a, b, Petersen m.fl. 2020). Miljönyttan av musselodling har dock, särskilt i Östersjön, ifrågasatts (Stadmark och Conley 2011, Hedberg m.fl. 2018,

Wikström m.fl. 2020, https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Odling av musslor för produktion av människoföda (figur 18) och djurfoder är numera näringsgrenar under stark global uppgång (Dolmer m.fl. 2009). För att initiativ till restaurering av ostron- och musselrev ska lyckas behövs även förändrade attityder (Beck m.fl. 2011) där man utöver de ekologiska fördelarna också ser till socio-ekonomiska fördelar (Laing m.fl. 2006). Tillståndsbiten behöver också ses över. För närvarande behöver man strandskyddsdispens för att genomföra denna typ av åtgärder och utplacering av mussel-/ostronskal likställs med till exempel dumpning. Vanliga uppfattningar som att ostronrev stör båttrafik (navigationsrisker) borde också klargöras. Dessutom regleras utplacering av ostron- och musselskal i vatten som dumpning/utfyllnad enligt miljöbalken och detta borde kanske ses över (Beck m.fl. 2011).



Figur 18 Blåmusslor på odlingsutrustning i södra Norge. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd.

Även om det bara har skett ett mindre antal insatser för restaurering av ostron- och musselhabitat utöver småskaliga projekt, har grunden för framgång lagts. Några platser där framgång i återhämtning och restaurering uppnåtts för ostron och musslor innefattar nyckelområden inom Chesapeake Bay och Mexikanska Golfen (USA), i Nordirland och i Limfjorden och i Nørrefjorden i Danmark (Brumbaugh m.fl. 2000, Laing m.fl. 2006, Dolmer m.fl. 2009, Powers m.fl. 2009, Schulte m.fl. 2009, Smyth m.fl. 2009, Wilberg m.fl. 2011, Elsäßer m.fl. 2013, Brown m.fl. 2014, Gedan m.fl. 2014, Baggett m.fl. 2015, George m.fl. 2015, Kristensen m.fl. 2015, Salewski och Proffitt 2016, Sharma m.fl. 2016, Lipcius och Burke 2018). Den positiva utdelningen från dessa åtgärder i form av återupprättade ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster kommer förhoppningsvis att accelerera snabbt så snart som reven återuppbyggts och klarar sig själva.

Genom att möjliggöra rekrytering av musslor på utplacerade musselskal (till exempel från musselindustrin) på bottnen i områden där larver finns tillgängliga naturligt kan man använda sig av naturliga processer och potentiellt få till en kostnadseffektiv restaurering. Dessutom återförs då en marin naturprodukt till den marina miljön (Morris m.fl. 2019). Detta testas också för tillfället i Sverige genom att använda spillmusslor från musselindustrin (Åsa Strand, personlig kommunikation). Om restaureringen lyckas, kan metoden ha många positiva följdeffekter, som mer habitat eller substrat för marina organismer, ökad biodiversitet, ökad kuststabilisering, ökat upptag av närsalter, ökad förekomst av en marin födoresurs, samt klarare vatten (La Peyre m.fl. 2014). Åtgärderna har, om de lyckas, troligen bara ett fåtal negativa effekter som försvårad båtnavigering och att musselhabitaten upptar utrymme av andra habitat (bilaga 1). Framgången påverkas dock av om det råder substratbrist eller inte i det restaurerade området. I en svensk pilotstudie var problemet med denna metod att skalen sköljdes bort, eftersom de inte hålls ihop av byssustrådar efter att musslorna dött (Åsa Strand, personlig kommunikation).

En lyckad tillämpning av utplaceringsmetoden har visat sig snabbt kunna återskapa fungerande och skördemogna musselsamhällen i Danmark (Dolmer m.fl. 2009). Utplacering av små musselindivider som skördats för tidigt inom musselindustrin har således gett goda resultat i Danmark (Dolmer m.fl. 2009), men hittills dåliga resultat i Sverige (Svedberg 2019). Likaså fungerar det i Danmark att transplantera levande musselindivider till områden där musslor försvunnit eller minskat kraftigt eller att förflytta musselsamhällen från ogynnsamma till mer gynnsamma områden med avseende på till exempel syreförhållanden. Sortering, återutplacering och transplanteringsaktiviteter gör ändå denna del av verksamheten till klart dyrare metoder än att enbart gynna en naturlig rekrytering på utplacerade musselskal (Dolmer m.fl. 2009, Beck m.fl. 2011, Morris m.fl. 2019). Vad gäller nyttjande av spillmusslor måste det också undersökas om musslorna kan behandlas för kalkmask för att undvika att oavsiktligt bidra till en ökad problematik med denna art för till exempel musselodlingar.

Vad gäller naturlig rekrytering av blåmusslor i Östersjön, speciellt i de inre delarna av dess utbredningsområde som vid den finländska sydvästkusten, finns det många osäkra faktorer. Mäki (2014) rapporterar resultat för rekrytering och tillväxt av blåmusslor vid fyra lokaler på Åland 2010. Rekryteringsframgången varierar kraftigt (med upp till ett par tiopotenser) i rum och likaså finns det en stor variation i de nysettlade blåmusslornas tillväxt under olika sommarveckor (Mäki 2014). Andra undersökningar visar också att rekryteringsframgången varierar starkt mellan olika år (Westerbom och Jattu 2006, Westerbom m.fl. 2021, Torbjörn Engman, Kumlinge, Åland, personlig kommunikation, Kraufvelin m.fl. opublicerat material). Detta beror bland annat på att blåmusslorna, under vissa år med ogynnsamma förhållanden som lägre salthalter, satsar betydligt mindre resurser på sin förökning (Mats Westerbom, personlig kommunikation). En annan orsak är yttre omständigheter som vattenströmmar som kan avgöra vart merparten av mussellarverna transporteras (Westerbom m.fl. 2021). Likaså har predationstrycket på de nysettlade larverna en stor betydelse (van der Heide m.fl. 2014, Christie m.fl. 2020). Dessa faktorer kan också ställa till med problem för till exempel musselodling som en åtgärd för att avlägsna närsalter (se nedan) på samma sätt som för möjliga restaureringsinsatser för blåmusslor. Mer om detta i kapitel 3.3.3 *Odling och skörd av marina organismer för borttagning av närsalter*.

Frågan om val av lokal för restaurering bör också utredas närmare. Idag testas restaurering i regel på ”historiska” lokaler, men det är inte säkert att detta alltid är det bästa, även om det är det främsta syftet med habitatrestaurering i sig är att återskapa tidigare förekomster. En annan väg att gå kunde vara att kvantifiera förhållanden vid existerande musselbankar och jämföra dessa

med historiska lokaler för att se om förhållandena förändrats och använda denna information för att hitta lämpliga lokaler. Konstgjorda underlag som tillförs i miljön och huruvida dessa kunde anpassas och förfinas för att gynna musslor kunde också undersökas närmare. Detta gäller till exempel flytbryggor/pontoner och brofundament som har potentialen att fungera som bra musselmiljöer (Åsa Strand, personlig kommunikation, Lindegarth m.fl. 2019). Det samma kan också gälla för vissa typer av artificiella rev.

För Sveriges del finns det ännu ytterst begränsat med erfarenheter av restaurering av musslor och så länge det förhåller sig så är det för tidigt att dra långtgående slutsatser kring åtgärdens användbarhet. De försök som inletts på svenska västkusten måste först analyseras och utvärderas innan det blir känt hur väl musselrestaurering fungerar i svenska vatten. Dessutom måste man vara medveten om att resultat från västkusten inte direkt kan överföras till förhållanden i Östersjön, där salthalten är betydligt lägre och musseltillväxten långsammare och där inga försök till restaurering av musselhabitat ännu inletts. Däremot börjar det finnas en hel del information både i Västerhavet och i Östersjön om odling av blåmusslor som kanske också kan tillämpas i restaureringssammanhang (Kraufvelin och Díaz 2015, Kotta m.fl. 2020a, b). Se mer om detta i kapitel 3.3.3 *Odling och skörd av marina organismer för borttagning av närsalter*.

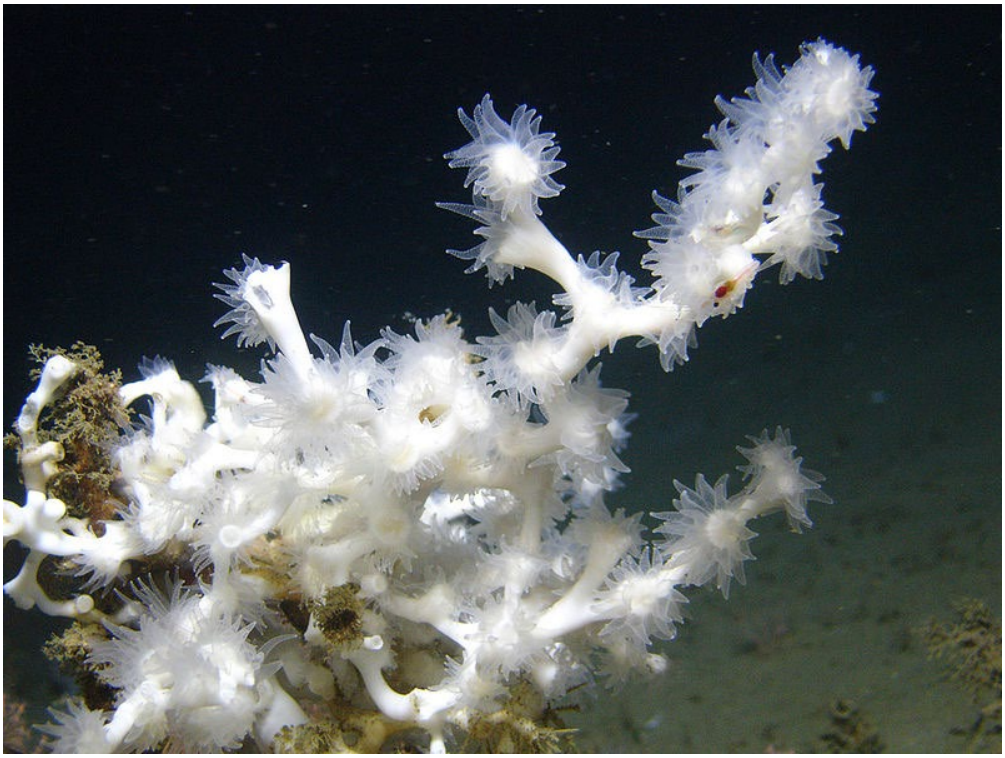
Som restaureringsmetod fokuserar restaurering av musselrev, ostronrev och musselbottnar ändå framför allt på symptom (inte på orsaker) även om lyckade åtgärder kan leda till klarare vatten. Metoderna kan ha en ganska hög grad av genomförbarhet och en lång varaktighet, men dessa frågor ska ännu verifieras i svenska vatten. Det finns vetenskapligt underlag kring musselrestaurering internationellt, men inte ännu så mycket information nationellt från Sverige (bilaga 1). Direkt tillgång på underlag för kostnadsberäkningar finns inte för svenska förhållanden, även om realistiska siffror för detta kanske kan fås från Danmark. Det ekonomiska värdet av restaurering av ostronrev har beräknats av Grabowski m.fl. (2012). För ostronrevtjänster anger de värdet till mellan 50 000 och 900 000 svenska kronor per hektar och år (utan ostronskörd) och att reven återfår sina mediankostnader för restaurering på 2–14 år. Om ostronreven utsätts för destruktiv ostronskörd, ger de inte tillbaka restaureringskostnaderna (Grabowski m.fl. 2012). En expertbedömning av olika marina restaureringsåtgärder placerar in restaurering av musselrev och musselbottnar i det övre mellanskiktet med höga poäng för flera aspekter (25,7 poäng, bilaga 2a). Detta trots att det inte i första hand är fråga om restaurering av ovanliga habitat eller akut hotade arter och trots att det ännu inte finns några rapporter om framgångsrika restaureringar av musselrev i svenska vatten.

3.1.6 Kallvattenskoraller

Kallvattenskoraller har en global utbredning och täcker en större yta än de mer uppmärksammade tropiska korallreven (Freiwald m.fl. 2004). Kallvattenskorallreven utgör via sin komplicerade tredimensionella uppbyggnad viktiga habitat för tusentals associerande arter och fungerar därigenom som viktiga reproduktions- och uppväxtområden för många kommersiella fiskarter (Jonsson m.fl. 2004, Costello m.fl. 2005). I områden med skadade rev har fångster av kommersiella fiskarter minskat (Fosså m.fl. 2002), och det förefaller främst vara fiske genom trålning som gett upphov till skadorna på reven, vilket har dokumenterats på många håll i världen. I Norge beräknas ca 50 procent av kallvattenskorallreven vara förstörda av bottentrålning (Fosså m.fl. 2002) och totalt 19 områden med korallrev har nu stängts för bottentrålning (https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/norske-korallrev). Också i Sverige har de få rev som

hittats, sex stycken, skadats eller helt förstörts av trålning, men de har även påverkats av vetenskapliga provtagningar (Jonsson m.fl. 2004). Skadade rev löper risken att skifta till ett alternativt jämviktsläge (regimskifte), vilket innebär ett nytt stabilt läge utan hopp om naturlig återhämtning (Scheffer m.fl. 2001).

Ögonkorallen, *Lophelia pertusa* (figur 19), är den viktigaste revbyggande arten av kallvattenskoraller i Västerhavet. I slutet av 1990-talet påbörjades en inventering av ögonkorall på den svenska västkusten med hjälp av ROV-teknik (Remotely Operated Vehicle, det vill säga fjärrstyrd utrustning för undersökning av djupare bottnar). Gamla fynd av *Lophelia* fanns noterade från fem lokaler och man ville reda ut om det fanns ögonkorall kvar. Man hittade två levande rev, två döda rev och två rev som verkar ha försvunnit. Det ena levande revet, Säckenrevet, med ca 400 kolonier upptäcktes 1999, men hösten 2014 rapporteras enbart omkring 50 levande kolonier vid detta rev. Även om det skett en kraftig tillbakagång av Säckenrevet, sker det ändå idag igen en sexuell reproduktion i området. Ett annat levande korallrev är Väderörevet, där det under tidigare inventeringar endast påträffats stora döda korallkolonier, men där det år 2013 hittades stora korallklumpar med levande, till synes nyrekryterade, koraller.



Figur 19 Ögonkorall (*Lophelia pertusa*) bildar rev i norra Bohuslän. Foto: NOAA Ocean Explorer, Wikimedia Commons.

Det finns många orsaker till att restaurera rev av kallvattenskoraller i Sverige. Först och främst är det fråga om organismsamhällen med många arter som är unika för svenska förhållanden och livskraftiga rev kan därmed bibehålla eller rentav öka biodiversiteten i svenska hav. Andra orsaker är att de aktuella lokalerna för restaurering är relativt lättillgängliga, den pågående försurningen av haven som speciellt hotar korallrev, och generella mål för Kosterhavets nationalpark att ha två livskraftiga korallrev. Sannolikt finns det ganska goda möjligheter till restaurering av förstörda kallvattenskorallhabitat genom inplantering av koraller från andra

områden (i svenska vatten specifikt från Norge), sedan biotopen en gång är skyddad från den påverkan som medfört skadorna (Jonsson m.fl. 2004, Costello m.fl. 2005). Den pågående försurningen av havet utgör dock ett allvarligt hot som det kan vara svårt att motverka.

Restaurering av ett skadat kallvattenskorallrev förväntas kräva mycket lång tid. En restaurering, där korallbiotopens fulla betydelse för den associerade faunan, inklusive kommersiella fisk- och kräftdjursarter återställs, kräver kanske århundraden. Det är dock möjligt att processen kan snabbas på genom att ett större antal små korallfragment placeras ut i ett lämpligt område. Grundläggande forskning behövs för att närmare klargöra olika möjligheter och begränsningar. Det är också viktigt att beakta att kostnader och resurser som krävs för restaurering sannolikt kommer att överstiga kostnaderna för att skydda och övervaka befintliga korallbiotoper i gott skick. Vidare krävs tillgång till lämpliga rev att transplantera koraller från. I Bohuslän vid Säckenrevet har de få försök som gjorts till restaurering använt sig av ett närliggande donatorrev, Tislerrevet, i Norge. Detta för att de genetiska skillnaderna mellan rev och områden ska vara så små som möjligt. Vid transplanteringen har kallvattenskorallerna transporterats till laboratorium i behållare med kylt djupvatten och förvarats i termokonstansrum. Fyra ställningar tillverkade av plast, betong och sten med totalt 132 korallfragment har placerats ut på Säckenrevet mellan december 2007 och januari 2009. Dessa ställningar fotograferas ungefär en gång per år. Under 2013 placerades även betongklumpar ut i olika storlekar och former på Säckenrevet. På en del av dem fästes korallfragment. Under 2013 placerades även ytterligare fyra ställningar med korallfragment ut på ett av de döda reven och utplacering av ytterligare fyra ställningar planeras för ett annat dött rev.

För närvarande har nya restaureringsinsatser riktade mot kallvattenskoraller inletts 2019 och dessa kommer att fortgå åtminstone till 2025. Avsikten är att restaurera ögonkoraller på 6 revplatser i Kosterhavet med en total potentiell revyta på 25 hektar med hjälp av artificiella revstrukturer och med fokus på att främja settling av naturligt förekommande larver i området (Kontakter: Ann Larsson och Susanna Strömberg, Tjärnö marina laboratorium och Anita Tullrot, länstyrelsen i Västra Götalands län).

Kallvattenskorallrev är akut hotade miljöer som är mycket rika på marint liv. De påverkades tidigare direkt fysiskt av bottentrålning och fortfarande indirekt av resuspension av sediment från bottentrålningen. Kallvattenskorallerna kan möjligen restaureras till exempel på konstgjorda revstrukturer, men detta är både en dyr och mycket långsam process, varför främjande av settling kanske kan vara ett billigare alternativ.

Sammanfattningsvis används alltså både transplantering av korallfragment och försök med naturlig settling idag för att restaurera kallvattenskorallrev. Undersökningarna vid Säckenrevet visar att transplantering är en möjlig restaureringsmetod även om mycket noggranna utvärderingar av lokalerna krävs innan åtgärden (Jonsson m.fl. 2004). Genetiska studier är också nödvändiga så att lämpliga genotyper kan transplanteras. Utveckling av metoder för att få kallvattenskoraller att reproducera sig i laboratorium för senare utplacering på lämpliga lokaler behövs också. En framgångsrik restaurering ger möjlighet att bevara en starkt hotad habitatbildande art i svenska vatten. Inga negativa bieffekter av åtgärderna förekommer. Vid restaureringsinsatser är det också viktigt med stora omgivande skyddsområden för att undvika negativa effekter av till exempel trålning. Med dessa effekter avses inte enbart direkt mekaniska skador av bottentrålarna, utan också sekundära effekter som resuspension av sediment (Allers m.fl. 2013, Larsson m.fl. 2013), vilket antagligen innebär att mer omfattande trålningsfria skyddsområden kring de kvarvarande kallvattenskorallreven bör övervägas. Åtgärdsfokus vid

restaurering av kallvattenskoraller ligger sålunda både på att åtgärda symptom (att habitatet försvunnit och man försöker återskapa det) och på orsaken (man försöker förhindra trålningsskador på återstående och restaurerade habitat). Genomförbarheten och varaktigheten av åtgärderna är mycket svårbedömda. Kostnaderna är höga och chanserna till framgång är oklara och starkt beroende av yttre förhållanden. Det vetenskapliga underlaget är dessutom litet och tillgången till kostnadsberäkningar är oklar. Beroende på alla dessa faktorer torde den samlade bedömningen av restaureringspotentialen för kallvattenskoraller bli förhållandevis låg även om det inte gjorts en expertbedömning specifikt för denna rapport. Låga poäng för en samlad bedömning uppnås trots den stora allmänna betydelsen av habitatet ur hotperspektiv och att negativa bieffekter av åtgärderna saknas. Detta bland annat för att restaurering av kallvattenskoraller har: en låg betydelse ur ekosystemtjänstperspektiv (på grund av den låga rumsliga omfattningen av reven i Sverige), en låg kostnadseffektivitet hos åtgärderna, en dålig prognos för långsiktig framgång och ett stort behov av kompletterande åtgärder.

Här bör det särskilt framhållas att detta på inget sätt är en kritik mot restaurering av kallvattenskoraller eller andra djupare bottensamhällen, utan dessa aktiviteter är synnerligen välmotiverade med tanke på vilka unika system det handlar om (för Sverige).

3.1.7 Restaurering av stenrev i områden där sådana har försvunnit

Restaurering av stenrev är en prioritet i områden där dessa habitat funnits tidigare, men nu har förstörts eller förlorats på grund av mänskliga aktiviteter som stenfiske, marina uttag eller skador genom trålning. Åtgärderna kan vidtas för att återskapa nedbrutna habitat till ett tillstånd där dessa kan understöda biodiversiteten och fiskproduktionen, till exempel av torsk (Kristensen m.fl. 2017). Åtgärderna eftersträvar att återskapa naturliga hårda strukturer och är i Sverige framförallt tillämpbara för den södra och sydvästra kusten. Åtminstone i Danmark och i Tyskland har stenfiske förstört många tidigare rev. Rent praktiskt rör sig restaureringen om att placera ut natursten (prioriteras i de flesta länder) eller sprängsten (rekommenderas inte i många länder) som kan fungera som undervattensrev för kolonisering av hårdbottensmakroalger och associerade samhällen av makrofauna och fisk.

Påverkan på stenrev härrör sig framför allt från tidigare aktiviteter som till exempel historiska uttag av sten, så kallat stenfiske. Om man använder havsmiljödirektivets, HMD (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (precis som i Kraufvelin m.fl. 2021) är de viktigaste aktiviteterna som haft negativ effekt på naturliga stenrev: fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbottnen, uttag av icke levande resurser och transport (bilaga 1). De viktigaste påverkanstrycken, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: fysisk förändring till annan bottentyp, fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion) och förändring av hydromorfologiska förhållanden (bilaga 1).

Åtgärder för att anlägga/återställa stenrev är relevant för kustområden där det tidigare funnits stenrev, men där dessa nu är borta som i delar av södra och sydvästra Östersjön. Mest lokala positiva effekter kan förväntas av åtgärderna, men i kombination med att marina skyddsområden inrättas kan positiv inverkan uppnås i större skala. Typiska positiva responser är mer habitat/substrat för marina organismer, ökad biodiversitet, bevarade ekosystemtjänster, skydd mot erosion, sekvestrering (förvaring) av organiskt material och näringsämnen. Exempel på möjliga negativa responser är: förändrad bottenstruktur, påverkad vattenomsättning, effekter på mjukbottenfauna, att de nya habitaten tillkommer på bekostnad av andra habitat och att tillförda

hårda substrat i områden med övervägande mjuka bottnar kan fungera som brohuvuden ("stepping stones") för invasiva arter. Ett annat problem är att attraktionen av individer framför allt kan gynnas av reven och inte produktionen, vilket kan leda till ett överuttag av vissa fiskarter eller ett förhöjt naturligt predationstryck (Jaquemet m.fl. 2004, Bortone 2006, Mikkelsen m.fl. 2013). På grund av avsaknad av uppföljande långtidsstudier kan det ofta inte fastslås huruvida observerade ökningar för vissa fiskarter beror av attraktion eller om de också avspeglar effekter på populationsnivå (Brickhill m.fl. 2012, Becker m.fl. 2018), men det börjar finnas en del stöd för revs positiva effekter på produktionen (Roa-Ureta m.fl. 2019, Folpp m.fl. 2020). Kombination av åtgärden med skydd mot fiske är viktigt för att underlätta snabb återetablering och undvika överfiske av arter som kan antas bli lättare att fånga i områden där de ansamlas (som runt restaurerade stenrev). Det kan också vara relevant att notera om naturliga predatorer som tumlare, säl och skarv samlas kring reven, eftersom fisk kan förväntas bli lättare att fånga i stor mängd där de ansamlas.

Från Danmark rapporteras återetablerad struktur och funktion av ett historiskt rev, som ödelagts av stenfiske, det vill säga uttag av stenar under en lång tid, Læsø Trindel i Kattegatt (www.naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/blue-reef/, Støttrup m.fl. 2014, 2017, Stenberg m.fl. 2015b). Provfisken utförda före restaureringen (2007) och efteråt (2012) indikerar bland annat en ökning av kommersiellt viktiga arter som torsk och sej (Støttrup m.fl. 2014). Det finns även tecken på att det restaurerade stenrevet numera oftare lockar till sig tumlare än innan restaureringen (Mikkelsen m.fl. 2013), även om detta kan vara negativt med tanke på ett ökat predationstryck på fisk som ansamlas vid revet. Jämfört med många av exemplen som senare presenteras i samband med artificiella rev (kapitel 3.3.1) representerar detta danska exempel en direkt restaureringsinsats med många viktiga erfarenheter för liknande åtgärder (Støttrup m.fl. 2017). Detta eftersom det historiskt sett fanns ett rev på denna plats – ett rev som förstörts och/eller avlägsnats. Därför är det fråga om en restaurering och inte fråga om åtgärder som främst rehabiliterar miljön, kompenserar för något, ersätter något eller lindrar något, vilket för det mesta är fallet när det handlar om utplacering av artificiella rev/substrat. Den huvudsakliga skillnaden mellan etablering av stenrev och att placera ut artificiella rev är således att restaurering av stenrev görs för att motverka historiska habitatförluster, medan de artificiella reven oftast används för att i någon form modifiera/komplettera det naturliga undervattenslandskapet.

Flera andra projekt med att restaurera stenrev pågår i Danmark för att öka bottenytor och uppnå god miljöstatus eller för att specifikt gynna torsk (https://www.aqua.dtu.dk/nyheder/2020/01/mange-flere-torsk-efter-nye-stenrev?id=cd1785ba-a996-4e15-a1c4-dd29a144f94c). I Sverige övervägs åtgärder som att restaurera stenrev, liksom att använda artificiella rev, till exempel inom Havs- och vattenmyndigheten, även om åtgärderna för närvarande inte ges en hög prioritet.

Generellt har man vid anlagda stenrev sett en ökning av kommersiellt viktiga fiskarter såsom torsk och sej (Egriell m.fl. 2007, Støttrup m.fl. 2014, 2017, Wikström m.fl. 2016) och en ökning av skaldjur och andra bentiska livsformer (Salonsaari 2009, Pålsson 2009). Liknande positiva effekter för fisk som vid restaurerade stenrev har setts vid övervakning av fisk i närheten till vindkraftsparker i Öresund där stenar placeras ut för att skydda kraftverkens fundament (Stenberg m.fl. 2015a, Bergström m.fl. 2015). Motsvarande exempel kan också hittas från områden utanför Östersjön och Skagerrak (Helcom 2018a).

De lokala positiva effekterna av att restaurera stenrev är höga, men eftersom denna typ av restaurering är väldigt kostnadskrävande är de restaurerade områdena uteslutande små till ytan.

Anläggning av sju stenrev vid Vinga kostade ca 12 miljoner kronor (Salonsaari 2009, Wikström m.fl. 2016). Restaurering av 7 hektar och stabilisering av 6 hektar stenrev vid Læsø Trindel i Danmark kostade 48 miljoner kronor (Støttrup m.fl. 2014, 2017). En samlad expertbedömning ger relativt höga totalpoäng (26,3 poäng, bilaga 2a) för denna åtgärd med speciellt höga delpoäng för ekosystemtjänster, tillgänglighet av metodik och praktiska erfarenheter, samt chanser för långsiktig framgång.

3.2 Rehabilitering och habitatförstärkning

I detta kapitel behandlas restaureringsliknande åtgärder som snarare är av typen rehabilitering och habitatförstärkning än restaurering. Detta eftersom de åtgärder som det är fråga om kanske inte direkt riktar sig mot hela ekosystemet utan fokuserar mer på de funktioner, processer och ekosystemtjänster som ekosystem bidrar med. I vissa hänseenden är åtgärderna i detta kapitel också kanske mer inriktade på hydromorfologin än på organismerna, det vill säga inte specifikt riktade mot habitatbildande arter, vilket främst är fallet för de åtgärder som tas upp i kapitel 3.1 *Biologisk och fysisk restaurering*. Även om fokus fortfarande kan vara på att försöka föra systemet tillbaka till ett historiskt tillstånd (se figur 4 och Bradshaw 1996), kan man förenklat säga att rehabiliterande åtgärder inte ställer lika höga krav på att uppnå originaltillstånd som en ekologisk restaurering (Moksnes m.fl. 2016a).

Kapitlet inleds med olika rehabiliterande åtgärder i grunda havsvikar och i kustnära våtmarker och vattendrag. Sedan följer ett underkapitel om skörd av vass, alger och annan vattenvegetation, samt ett underkapitel om strandbete. Till sist behandlas i korthet olika möjliga rehabiliterande åtgärder på djupa bottnar som är fria från vegetation samt tar upp rehabiliterande åtgärder för att förstärka rovfiskbestånd med avsikt att återställa funktioner i kustekosystemen.

3.2.1 Rehabiliterande åtgärder i grunda havsvikar, i kustnära våtmarker och i kustmynnande vattendrag

3.2.1.1 Grunda havsvikar

Grunda havsvikar (figur 20) i framför allt Östersjön har stora ekologiska värden av flera orsaker (Naturvårdsverket 2011, Kraufvelin m.fl. 2016, 2018b). Dessa habitat är sällan utsatta för kraftiga vågor och innehåller olika typer av sediment och substrat som hyser artrika växt- och djursamhällen. Gränsen för grunt vatten kan ofta definieras genom närvaro av makrofytsamhällen, men vissa delar kan dock vara utan vegetation och djupare (Naturvårdsverket 2011). Den mest närliggande naturtypen kallas för ”stora vikar och sund” (naturtyp nummer 1060) och det är en komplex naturtyp som även kan innehålla delar av naturtyperna sandbankar (1110), estuarier (1130), blottade ler- och sandbottnar (1140), laguner (1150), rev (1170), rullstensåsöar i Östersjön (1610), skär och små öar i Östersjön (1620) och smala östersjövikar (1650). Delar av textmaterialet i detta kapitel kan sålunda överlappa med det som presenterats tidigare under föregående kapitel 3.1 *Biologisk och fysisk restaurering*.

Figur 20 Havsvik i Stendörrens naturreservat (Nyköpings kommun i Södermanlands län). Foto: Sören T. Eriksson, Wikimedia Commons.

Grunda havsvikar i Östersjön utmärks ofta av en hög biologisk produktion då de i regel värms upp snabbare under våren och försommaren än närliggande djupare och öppnare samt mer exponerade vattenområden (Karås 1999, Sandström 2003, Kose m.fl. 2012). Fiskyngel drar nytta av de högre temperaturerna under våren och sommaren genom att växa fortare och därmed bli mindre utsatta för rovdjur och mindre känsliga för svält under den därpå följande vintern. Grunda och skyddade vikar innehåller ofta också rika bestånd av vattenväxter som ökar skyddet mot rovdjur samtidigt som de innehåller stora mängder lämpliga bytesdjur för ynglen. Dessa områden har därför en stor betydelse som reproduktions- och uppväxtområden för speciellt fisk (Sandström m.fl. 2005, Salonsaari 2009, Appelberg m.fl. 2013). Undersökningar visar att en andel på 70–80 procent av alla kommersiella fiskarter använder grunda, 0–10 meter djupa, kustområden under någon del av sin livscykel (Rönnbäck m.fl. 2007, Stål och Pihl 2007, Seitz m.fl. 2014). Grunda havsvikar har också rent generellt en hög biodiversitet med många skyddsvärda växt- och djurarter (Pihl och Rosenberg 1982, Baden och Pihl 1984, Möller m.fl. 1985, Möller 1986). I detta sammanhang är det viktigt att poängtera att på västkusten är produktionen av fiskyngel oftast inte störst i de allra mest instängda grunda vikarna, utan denna produktion är i regel av större betydelse i områden med vegetation och med större vattenomsättning och vattencirkulation (Bergström m.fl. 2016, Kraufvelin m.fl. 2017, 2018b).

Utöver det som nämns ovan har grunda havsvikar i Östersjön i många fall viktiga funktioner som buffertzoner och sedimentfällor, då de kan fungera som ett första filter för avrinningen från land (Greening m.fl. 2011, Lindahl 2014). Samtidigt är många av dessa habitat kraftigt påverkade av människan (Sundblad och Bergström 2014). Många havsvikar påverkas fysiskt av olika anläggningar som bryggor och småbåtshamnar samt av småbåtstrafik och annan rekreationsverksamhet (Ljunggren m.fl. 2011, Hansen m.fl. 2019, Sagerman m.fl. 2020). På grund av alla marinor, bryggor och pirar i halvt isolerade/inneslutna vikar kombinerat med ökad instransport av finmaterial har bottensubstratet och de hydrografiska villkoren förändrats i många

områden (Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021). Många vikar har också en stark påverkan av närsaltsbelastning som lett till problem med algblomningar och förhöjd produktion av trådalger, vilket sedan lett till syrebrist i bottenvattnet i samband med nedbrytningen av den ökade produktionen (Greening m.fl. 2011, Lindahl 2014, Bryhn m.fl. 2017b).

De grunda havsvikarnas stora ekologiska och socioekonomiska betydelse och den höga risken för påverkan från mänskliga aktiviteter gör att det är viktigt att det värnas om de mindre påverkade havsvikarna som finns kvar. Samtidigt är det också viktigt att möjligheterna undersöks att eventuellt restaurera vikar som har utsatts för mänsklig påverkan, men som kanske ännu går att återställas i naturligt skick för någorlunda rimliga kostnader. Vid sådana aktiviteter är det viktigt att rätt åtgärd vidtas i rätt vik, vilket till exempel uppmärksammas av projektet ”Vik för Vik” (https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html).

Globalt sett har många estuarier och kustnära marina system under lång tid utsatts för störning och olika stadier av nedbrytning genom många samtidigt verksamma stressfaktorer (fysiska och andra faktorer som människan förorsakar). Borja m.fl. (2010) listar i sin sammanställning uppgifter om återhämtningsmönster, återhämtningshastighet och restaureringseffektivitet i sådana system. Speciellt relevanta för denna rapport är information om återhämtning från modifikation av sediment (inkluderande alla aspekter av muddring och dumpning), återhämtning från förändringar i vattenflöde (till exempel hindrande av tidvatten och översvämningar) och återhämtning från utförda hydromorfologiska förändringar. Erfarenheterna som undersökningen av Borja m.fl. (2010) bygger på visar att återhämtning ibland kan ske snabbt, till och med inom mindre än 5 år, för kortlivade ekosystemkomponenter med stor eller snabb omsättning. Ett exempel på detta är ryggradslösa djur på hårdbotten i tidvattenzonen i Sydafrika som kan återhämta sig efter 3 år (Dye 1998). Däremot tar det mycket längre tid för hela samhällen och ekosystem. Borja m.fl. (2010) uppskattar att en fullständig återhämtning av marina kustekosystem och estuarier oftast kräver minst 15–25 år för att den strukturella biologiska sammansättningen ska återfås (se även Duarte m.fl. 2020). Ofta tar det betydligt längre tid för att återfå den biodiversitet som området hade innan störning, kanske rentav ytterligare 25 år och totalt sett närmare 50 år (Borja m.fl. 2010).

På många håll i världen har man försökt sig på att aktivt restaurera och återskapa havsvikar, laguner, estuarier, kustsjöar och kustnära våtmarker som förstörts av människans fysiska aktiviteter. I USA finns numera en bred erfarenhet från denna verksamhet (till exempel Kimmerer 2002, Warren m.fl. 2002, Thelen och Thiet 2009, Staszak och Armitage 2013, Farrugia m.fl. 2014, Thiet m.fl. 2014), men även i till exempel Spanien (Borja m.fl. 2010), i Portugal (Veríssimo m.fl. 2012a, b, Verdelhos m.fl. 2014), i England (McLusky och Elliott 2004), i Estland och i Finland (Kose m.fl. 2012), samt i Kina (Liu m.fl. 2016, Zhao m.fl. 2016). Liu m.fl. (2016) beskriver erfarenheter från sex decennier av restaurering av kustekosystem i Kina, ett arbete som omfattar över tusen restaureringsprojekt. Enligt Liu m.fl. (2016) är planeringen, teknikerna, forskningen och projektutvärderingen av pågående restaureringsinsatser fortfarande otillräckliga för att kunna stoppa den snabba nedbrytningen av kustområden. Zhao m.fl. (2016) presenterar i sin tur en översikt kring metodik som använts specifikt vid restaurering av kustnära våtmarker med betoning på indikatorer som kan utvärderas för att mäta restaureringsframgången.

Ett litet estuarium i södra Kalifornien, USA, Bolsa Chica Full Tidal Basin, har återskapats som en form av ekologisk kompensation för att mildra effekter av expansionen av Los Angeles hamn.

Detta estuarium, som tidigare varit fullständigt utfyllt och förstört, blev muddrat och återfick sin tidigare fulla tidvattenskontakt med Stilla Havet, vilket tillät larvspridning och tillgång till koloniserande ryggradslösa djur. Målet var att etablera ett bentiskt samhälle som kunde upprätthålla mångsidiga fisk- och fågelsamhällen (Crain m.fl. 2008a). Tre år efter restaureringen rapporterades området redan tillhandahålla habitat för arter av kustfisk där ingen fisk fanns tidigare och uppvisa en struktur på organismsamhället som liknade naturliga estuarier i Kalifornien (Farrugia m.fl. 2014). Restaureringsprojektet var initialt framgångsrikt, men kräver regelbunden övervakning för att man ska kunna utvärdera framgången på lång sikt. Detta är speciellt viktigt med tanke på hur kostsamt det är att återskapa och upprätthålla välfungerande estuarier över tid (Zedler och Callaway 1999, Farrugia m.fl. 2014, Zedler 2017).

Nedan behandlas ett antal mer specifika åtgärder som tillämpats i Sverige, det vill säga muddring, behandling av sura sulfatjordar för att åtgärda försurningsproblem, utfällning av fosfor med hjälp av tillsats av aluminium (eller järn) för att åtgärda intern forsforbelastning och pumpning av syre ner till syrefria bottnar för att motverka syrebrist i grunda vikar och fjärdar.

Muddring är en åtgärd som ibland också kan användas i rehabiliteringssyfte i vikar, i smala sund och i inlopp till flador. Det kan då röra sig om att använda muddring som en fysisk åtgärd gentemot grundläggande förutsättningar till exempel för att försöka öka vattengenomströmningen i syfte att minska sedimentation och eventuella risker för syrebrist eller för att upprätthålla salthalten (Petersen m.fl. 2008, Salonsaari 2009). Det är viktigt att få med sig är att åtgärden förutom ett ökat vattenflöde även i Östersjön kan leda till negativa effekter i form av att vattentemperaturen i området sänks och vegetationen minskar, vilket kan innebära att förutsättningarna för fiskrekrytering försämras (Sandström 2003). En muddring eller sprängning av en tröskel kan även leda till att grunda vattenområden med tiden blir torrlagda då vattnet rinner ut (Degerman 2008) eller att vattenytan minskar till följd av pågående landhöjning (om denna är stor). Av dessa skäl bör man vara försiktig med muddring i vikars mynningsområden och inte minst, i trösklade vikar (det vill säga vikar som har ett grundare mynningsområde) och flador. Muddringsåtgärder för att öka vattengenomströmningen eller fördjupa bottnen i områden med mycket sedimentation förekommer ganska allmänt, men det finns begränsat med information med avseende på erfarenheter och effekter, troligen för att det så sällan görs strikta kontrollerade provtagningar och uppföljningar inom detta område.

Inom projektet ”Friskare hav” i Strömstads kommun på svenska västkusten genomfördes bland annat, efter noggrann projektering, muddring av trånga sund och igenslammade kanaler, samt att man öppnade upp vägbankar för att öka vattengenomströmningen i olika områden. Dessa åtgärder följdes upp inom ett 5-årigt kontrollprogram som omfattade inventering av fintrådiga alger och ålgräsängar. De utförda åtgärderna visade sig ha en positiv effekt genom att förekomsten av fintrådiga alger minskade. Däremot ökade inte utbredningen av ålgräs (Magnusson m.fl. 2008).

Erfarenheter från lyckade muddringar på västkusten kan dock inte direkt tillämpas i Östersjön, eftersom Östersjön hyser ett stort antal värmegynnade fiskarter, medan västkustens mer marina fiskarter generellt trivs i lägre vattentemperaturer. Vidare förekommer många arter av brackvattenslevande kärlväxter på grunda dybottnar i Östersjön (Munsterhjelm 1997, 2005, Rosqvist 2010), vilket är mindre vanligt på västkusten, och dessa kärlväxter kanske inte gynnas av muddringar för att öppna upp vikar och sund (Torn m.fl. 2010). I regel kan man anta att åtgärder för att förbättra vattenutbytet i områden där det tidigare begränsats av fysiska hinder som människan anlagt, som till exempel vägbankar, leder till en återetablering eller ökning av

marint liv, minskade mängder grönalgsmattor och förbättrad rekreation (Isaksson 2009). Det faktum att man på västkusten lyckats minska mängden trådalger genom sådana åtgärder kan innebära att liknande effekter kan uppnås i östersjövikar, men risken finns också att man med åtgärderna direkt kan försämra miljön för andra arter. Det bör noteras att det fortfarande finns otillräckligt med erfarenheter av sådana åtgärder längs den svenska kusten och ifall åtgärder utförts förekommer det i de flesta fall ingen eller ofullständig utvärdering av effekterna och nyttorna.

Olika åtgärder för att återställa grunda havsvikar (figur 21) kan också behövas som respons till naturliga processer (som landhöjning) eller till olika former av fysisk påverkan (typ olika ingrepp och anlagda konstruktioner). Att försiktigt muddra inlopp eller mynningsområden för återetablerad kontakt med havet, att avlägsna vegetation, att gräva små diken och vattenleder för fiskvandring, att tillfälligt dämma upp ("återtröskla") vattenområden är alla exempel på möjliga rehabiliterings-åtgärder som kan vara aktuella i sådana fall. Vilka åtgärder som vidtas är dock förbehållet vilken historia vattenområdet har. Ett dilemma som kan uppstå är om man ska upprätthålla lekområden för fisk genom manipulation (motverka naturlig landhöjning och succession av havsvikssystemet) eller tillåta ett naturligt successionsförlopp i landhöjningsområden? Att motverka olika naturliga processer genom restaurering/rehabilitering kan kanske vara försvarbart och en mer relevant lösning i områden där nya flador och glosjöar inte uppkommer lika snabbt genom landhöjning. Däremot bör man noga överväga fördelarna och nackdelarna vid varje sådan åtgärd i landhöjningsområden. Där grunda viksystem återskapats har resultatet ändå ofta lett till övervägande positiva följder för miljön som ökad fiskreproduktion och gynnat fågelliv (Sandström 2003, Degerman 2008, Lindahl 2014, www.flisik.org, bilaga 1, figur 21). Ibland kan det dock räcka med betydligt mindre omfattande åtgärder som att tillfälligt dämma upp mynningsområden under fiskens lektid för att trygga vattennivån i de grundaste och minsta havsvikarna. Sådana enkla åtgärder har visat sig kunna leda till lokalt rika årsklasser av till exempel gädda (Hästbacka 1984, Kose m.fl. 2012).

Figur 21 En grund östersjövik i Hangö, Finland. Foto: Patrik Kraufvelin.

Olika utförda åtgärder i grunda havsvikar kan både gynna eller hota ekonomiska och ekologiska värden. Redan tidigare nämndes det att man tar bort naturliga trösklar kan leda till att fladorna "avtappas" på vatten, medan oförsiktig muddring kan skada miljön (Degerman 2008, bilaga 1). En höjning av vattenytan kan även leda till att kringboende, åkermark, kulturhistoriska värden och andra naturvärden påverkas. Risken för att fosforrik strandnära åkermark hamnar under vatten och läcker fosfor bör också beaktas (Lindahl 2014). Rotmattor i vassbälten måste kanske också fräsas sönder och lyftas bort innan vattenytan höjs för att undvika att gungfly bildas (Degerman 2008).

Åtgärder mot försurning av grunda havsvikar i områden med sura sulfatjordar som längs Bottenvikens kust är ett specialfall. Vad gäller försurningsproblematiken finns det egentligen inga andra effektiva metoder än att begränsa utdikningar och muddringar för att möjliggöra tillräckligt höga pH-värden och tillräckligt låga metallhalter i vattnet för fiskreproduktion (Hästbacka 1984, Fältmarsch m.fl. 2008, Toivonen 2013, www.janaberg.se/wordpress/wp-content/uploads/2009/12/Sulfidjord1.pdf).

Utfällning av fosfor med aluminiumbehandling och restaurering av syrefria bottnar genom syrepumpning är avslutningsvis två metoder som provats ut i liten skala i Sverige för havsvikar och skyddade fjärdar (Stigebrandt och Gustafsson 2007, Malmaeus och Karlsson 2013, Huser 2014, Rydin 2014, Stigebrandt m.fl. 2015, Rydin m.fl. 2017, Rydin och Kumblad 2019, www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6522-5.pdf?pid=3831, www.havochvatten.se/download/18.b62dc9d13823fbe78c80003223/1348912824427/evaluation-box-and-proppen-projects-english.pdf).

Ett alternativ till muddring av aktiva sediment på ackumulationsbottnar är att behandla dem med aluminium för att förhindra fosforläckage. Aluminium binder fosfor i partikelbildande komplex och gör att fosfor i sedimentet stannar kvar i partikulär form istället för att läcka ut i vattenmassan som fosfatjoner (Huser 2014, Rydin 2014, Rydin m.fl. 2017, Rydin och Kumblad 2019). Metoden har utprovats längs östersjökusten i Björnöfjärden (Malmaeus och Karlsson 2013, Rydin m.fl. 2017) och en alternativ metod med att använda järn testas i Granfjärden i Östhammar (Rydin 2014). Rydin (2014) beräknade en kostnad för att använda aluminium på 100 kronor per kg bundet fosfor i sedimentet, utan appliceringskostnader, med denna metod. Totalkostnaden för aluminiumbehandling av Björnöfjärden beräknas till 9 miljoner kronor. Totalt beräknas att 4 ton fosfor i Björnöfjärden kommer att bindas till tillsatt aluminium. Detta motsvarar hela fosforöverskottet (de gamla synderna) i fjärden. När 4 ton fosfor har bundits blir åtgärdskostnaden 2 250 kronor/kg fosfor (Kumblad och Rydin 2019). Metoderna förväntas ge störst effekt på fjärdarnas vattenkvalitet ju mindre vattenutbytet är med utsjön (Malmaeus och Karlsson 2013).

Dessa metoder har dock väckt kritik i forskningslitteraturen (till exempel Conley m.fl. 2009, Håkanson och Bryhn 2010). Conley m.fl. (2009) pekar på att metoden med aluminium är otillräckligt prövad i brackvatten (har bara testats i Björnöfjärden) och att den riskerar att ge förgiftningssymptom hos fisk. Fler välkontrollerade fullskaleförsök i halvt instängda vikar där jämförelser görs med obehandlade referensvikar behövs därför. Vad gäller aluminium kan denna metall binda till fiskars gälar och leda till andningsproblem (Gensemer och Playle 1999), men denna risk tillbakavisas genom resultat från Björnöfjärden. För att aluminium ska ha en giftverkan måste det framför allt förekomma i löst form i vattnet och tas upp av organismer. Vid pH mellan 5,5 och 8,5 formar aluminium antingen aluminiumhydroxid (Al(OH)3) eller binder till organiskt material, varför andelen löst aluminium som är tillgängligt för upptag i organismer blir mycket liten (Gensemer och Playle 1999, Kumblad och Rydin 2019). Håkanson och Bryhn (2010) bedömer i

sin kritik att det är mer kostnadseffektivt att rena fosfor i urbana reningsverk på land. För fosforrening anger Hasselström (2007) ett kostnadsspann på 421–1 080 kronor/kg renad fosfor i reningsverk, vilket kan jämföras med Björnöfjärdens kostnader på 2 250 kronor/kg fosfor (Kumblad och Rydin 2019). Håkanson och Bryhn (2010) menar också att orsakerna till övergödningen framför allt bör åtgärdas istället för att behandla symptomen. Eftersom utförda åtgärder mot eutrofiering ofta visat sig vara otillräckliga är det troligt att både orsaker och symptom måste åtgärdas mer effektivt i framtiden. Bägge typerna av åtgärder kan alltså tvingas gå hand i hand. Dels kan inte en åtgärd riktad mot internbelastning förväntas vara långsiktigt effektiv om inte den externa belastningen har minskat parallellt. Samtidigt kan åtgärder mot externbelastning ha minskat näringsläckaget dramatiskt, men övergödningsproblem kan kvarstå under lång tid på grund av omfattande och obehandlad internbelastning. Frågan om det är rimligt att genomföra åtgärder mot internbelastning i förhållande till den förväntade återhämtningstiden för vattenförekomsten bör då avgöras från fall till fall.

Rydin m.fl. (2017, 2019), Kumblad och Rydin (2019) samt Rydin och Kumblad (2019) utvärderade försöket i Björnöfjärden och visar på sänkta fosforhalter i vattnet och ett ökat siktdjup. För närvarande undersöker stiftelsen BalticSea 2020 och Östhammars kommun användning av liknande åtgärder för bottenbehandling i Granfjärden, men med tillsats av järn istället för aluminium (http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/681-fosforbindning-i-grunda-oevergoedda-vikar-vilka-aemnen-fungerar). Sommaren 2017 genomfördes ett sådant pilotförsök i liten skala i laboratoriemiljö, på uppdrag av Östhammars kommun och med LOVA-bidrag. Detta försök visar att tillsats av järn kan minska fosforläckage från sediment och bör binda fosfor lika effektivt som aluminium. Järn är också naturligt den dominerande fosforbindaren i sedimenten. Projektet kommer att undersöka järntillsatsens funktion och effektivitet för att stoppa fosforläckage från sediment i Granfjärden, men också utvärdera effektiviteten i förhållande till andra potentiella bindare, som aluminiumklorid (det vill säga det som använts i Björnöfjärden), och märgel.

En likartad typ av rehabiliteringsmetod på ackumulationsbottnar består av att syresätta bottenvatten och sediment genom syrepumpning och konstgjord omblandning av vattenkolumnen. Denna metod förutsätter syrebrist i bottenvattnet. Tanken är att syresättning av sedimentet ska förhindra omvandling av partikelbundet fosfor till fosfatjoner som kan läcka ut i vattenmassan. Därutöver ger syresättning av bottenvatten förbättrade livsmiljöer för bottendjur och bottenlevande fisk. Metoden har testats med positiva kortsiktiga resultat i Byfjorden utanför Uddevalla (Stigebrandt m.fl. 2015). Även i Lännerstasundet i Stockholms inre skärgård och i Sandöfjärden i Raseborg i Finland har man utfört projekt av den här typen och sett kortsiktiga positiva fördelar, men i första hand enbart på lokal nivå (Lehtoranta m.fl. 2012, Pitkänen m.fl. 2012, Bendtsen m.fl. 2013, Ollikainen m.fl. 2016). I Sandöfjärden i Finland erhöll man på grund av misstag i projektets design även kraftigt negativa resultat i form av att stora mängder kväve frigjordes.

Undersökningarna i Sandöfjärden i Finland visar att vattnet närmast bottenskiktet hålls syresatt fram till slutet av sommaren, men pumpningskapaciteten räcker inte till för att hålla området syresatt under hela försöksperioden; med syresatt vatten är fosforhalten låg, men då syret tar slut stiger fosforhalten snabbt till tidigare års nivåer. I Lännerstasundet användes en högre pumpningskapacitet i relation till områdets storlek och undersökningarna där visar att vattnet närmast bottnen syresätts inom några veckor. Pumpningen förstärker också de lokala strömmarna och gör att det syresatta vattnet sprids till bottnar som tidigare varit syrefria och sänker fosforhalten. Däremot uteblir i regel långsiktiga effekter på fosforläckaget (Pitkänen m.fl.

2012) och de positiva effekterna kan på sin höjd antas kunna extrapoleras till syrefria kustområden, men inte till öppna havsområden (Ollikainen m.fl. 2016). Liknande resultat med uteblivna positiva långtidseffekter som i Lännerstasundet och i Sandöfjärden har också erhållits för fosforns del vid jämförbara experiment i sjöar. Detta beror eventuellt på att sedimentet under de flesta omständigheter till slut blir anoxiskt (syrefritt) vid ett visst sedimentdjup, varvid fosfatjoner ändå förr eller senare kan frigöras (Hupfer och Lewandowski 2008). Ollikainen m.fl. (2016) anger, på basen av resultat från Lännerstasundet, en kostnad på 50 kronor/kg reducerade kväveekvivalenter och 130–170 kronor per reducerade fosforekvivalenter.

Metoderna med konstgjord syresättning är, precis som utfällning av fosfor genom aluminiumbehandling som behandlades ovan, också omstridda i forskningslitteraturen (se till exempel Conley m.fl. 2009, Reed m.fl. 2011). Conley m.fl. (2009) menar att de tekniska förutsättningarna har klara brister till exempel för användning i Östersjön och att en försvagning av Östersjöns stratifiering (skiktning) kan försämra till exempel torskens möjligheter till reproduktion. Reed m.fl. (2011) modellerade fosfordynamikens förändring till följd av syresättning och rapporterar att konstgjord syresättning kan leda till ökade fosforhalter i ytvattnet och därmed en generellt försämrad vattenkvalitet. I motsats till detta hävdar Stigebrandt (2018) att en syresättning av Östersjöns djupa bottnar kunde stänga av den interna fosfortillförseln och ur det hänseendet ”restaurera” Östersjön till ett tillstånd som bestäms av extern forfortillförsel från land och från Atlanten inom 10–15 år. Karlsson och Malmaeus (2018) hävdar i sin tur att kalkylerna av Stigebrandt (2018) är felaktiga och att förmågan att hålla kvar fosfor är begränsad i Östersjöns sediment.

Exempel på rehabiliteringsåtgärder i grunda havsvikar och kustnära våtmarker och kustmynnande vattendrag:

- Underlätta fiskvandring.
- Anlägga kustnära våtmarker och översvämningszoner.
- Varsamt öppna igenvuxna havsvikar för att förbättra vattenutbytet.
- Återställa tidigare invallade eller sänkta havsvikar.
- Motverka försurningsrisker i områden med sura sulfatjordar.
- Syrepumpning för att motverka syrebrist.
- Fosforutfällning med aluminium- eller järnbehandling för att minska så kallad internbelastning.

3.2.1.2 Kustnära våtmarker

Under århundraden har människan genom sin aktivitet påverkat vattnets uppehållstid i landskapet. Detta har lett till att vattnet numera ofta rinner för snabbt igenom systemet och de näringsämnen som följer med vattnet hinner inte förbrukas, upptas eller bindas på vägen, utan belastar havet i allt större utsträckning (Arheimer och Pers 2017). I de södra delarna av Sverige är sedan länge en speciellt hög andel av de kustnära sjöarna/våtmarkerna sänkta för att erhålla större arealer jord- och skogsbruksmark. En effekt av detta, i tillägg till effekter på biodiversiteten och habitatförekomsten, är att landskapets vattenhushållande förmåga försämrats med ökad erosion och transport av näringsämnen som följd. Om man däremot till exempel försöker återställa en tidigare sänkt kustnära sjö genom att åter höja dess vattenyta, kan man återfå några

av dessa ekosystemtjänster även om åtgärderna kanske framför allt gynnar sjöns fisk- och fågelfauna (Degerman 2008, Pålsson 2009, Salonsaari 2009, Lindahl 2014, Hansen m.fl. 2020).

Kustnära våtmarker vid framför allt Östersjön har precis som de grunda havsvikarna, betydande ekologiska värden som en hög biologisk produktion, då också de värms upp snabbt under våren och försommaren, samtidigt som de precis som vikarna ofta hyser stora värden för fågellivet (Karås 1999, Sandström 2003, Kose m.fl. 2012). Förutom den högre vattentemperaturen på våren och försommaren, innehåller våtmarkerna också ofta rikliga bestånd av vattenväxter som ökar skyddet för fiskyngel mot rovdjur samtidigt som de hyser stora mängder lämpliga bytesdjur för fiskynglen. Våtmarkerna har således en stor betydelse som reproduktions- och uppväxtområden för speciellt fisk, men även för fågel (Salonsaari 2009, Appelberg m.fl. 2013, Kraufvelin m.fl. 2018b, 2021). Våtmarkernas effekter på näringsupptag för att motverka eutrofiering av havet och för att göra näringsämnenas färd genom ekosystemet långsammare innan de når havet ska inte heller glömmas bort. Detta är ofta en stor positiv bieffekt av många våtmarksrestaureringar som uttryckligen görs för att gynna fisk (Hansen m.fl. 2020).

En på rätt sätt restaurerad/anlagd våtmark kan fungera som en närsaltsfälla, som ett rekryteringsområde för vårlekande fiskarter och som ett viktigt område för fågelliv och för groddjur. Våtmarken behöver inte heller vara dyr att återskapa/anlägga.

Precis som de grunda havsvikarna bidrar även våtmarkerna med viktiga funktioner som att agera buffertzoner och sedimentfällor, då de kan fungera som ett filter för avrinningen från land (Greening m.fl. 2011, Lindahl 2014). Samtidigt är också många våtmarker kraftigt påverkade av människan. Flertalet kustnära våtmarker har förstörts genom olika fysiska torrläggnings- eller omvandlingsprojekt bland annat för att få odlingsmark. Närsaltsbelastning som lett till problem med algblomningar och kraftig produktion av trådalger, som i sin tur sedan lett till syrebrist i bottenvattnet vid nedbrytningen av den ökade biomassan, är också vanliga fenomen i kustnära våtmarker. Den stora ekologiska och socioekonomiska betydelsen av kustnära våtmarker och den höga risken för påverkan från olika mänskliga aktiviteter innebär att det är viktigt att det värnas mer om dessa miljöer. Samtidigt bör det undersökas om det finns möjlighet att restaurera olika kustnära våtmarker som har utsatts för mänsklig påverkan, men som kanske ännu kan återställas i ett någorlunda naturligt tillstånd till ett överkomligt pris.

Våtmarksmiljöerna har i Sverige minskat kraftigt (70–90 procent av dem är numera borta) och ett sätt att vända den negativa trenden kunde vara att aktivt satsa på att restaurera/rehabilitera kustnära våtmarker (Ljunggren m.fl. 2011, Hansen m.fl. 2020). Eftersom de miljömål som har ställts upp inom odlingslandskapet inte på långt när nåtts i Östersjöns kustlandskap, finns det ett stort genomförandeunderskott inom arbetet med våtmarker (www.sverigesmiljomal.se). En anläggning av ett våtmarksområde minskar också ofta fluktuationer i vattenståndet, vilket underlättar fiskvandringen (Hästbacka 1984, Kose m.fl. 2012). I förhållande till arbetsinsatserna och kostnaderna kan olika rehabiliteringsåtgärder av denna typ lätt ge ett kvantifierbart positivt resultat för till exempel fiskrekryteringen, biodiversiteten, fågellivet och regleringen av eutrofiering (Ljunggren m.fl. 2011, Hansen m.fl. 2020).

Mycket av påverkan och skador på och förluster av våtmarker härrör från tidigare aktiviteter som lett till förlust av funktioner som naturliga lekhabitat, närsaltsfällor, etcetera. Om man använder havsmiljödirektivtets, HMD (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (precis som i

Kraufvelin m.fl. 2021) är de viktigaste aktiviteterna som skadat och förstört våtmarker: fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbottnen, uttag av icke levande resurser, energiproduktion (byggfas och drift), uttag av levande resurser, odling/produktion av levande resurser samt turism och friluftsliv (bilaga 1). De viktigaste påverkanstrycken, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: förändring i temperatur, förändring av salthalt, förändring av vattenflöde (tidvattensströmmar), förändring i torrläggningsregim (hög- och lågvatten), förändring i syretillgång, förändring i tillgång på närsalter, förändring i tillgång på organiskt material, fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö), fysisk förändring till annan bottentyp, fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion), abrasion (störning av substrat- eller bottenyta), inträngning i substrat eller störning under substratytan, förändring av turbiditet/grumlighet, övertäckning, förändring av ljusförhållanden, barriär för arters rörelse/spridning, visuell störning, uttag av målart (skörd av marin resurs) samt uttag av icke-målart (bifångst) (bilaga 1). De mest dramatiska påverkanstrycken på våtmarker är fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö) och barriärer för arters rörelse/spridning och dessa två kommer speciellt att behandlas i detta kapitel.

På många håll i Sverige och även på andra håll i östersjöområdet (till exempel i Estland och i Finland) har man som en form av rehabiliteringsarbete anlagt/återetablerat våtmarker och översvämningszoner. Detta har man gjort genom att bygga enkla så kallade dämmen konstruerade av plankor, pålar och ribbor eller genom mer storskaliga grävnings- och utfyllnadsarbeten (Sandell och Karås 1995, Kose m.fl. 2012, Strand och Weisner 2013, Hansen m.fl. 2020), till exempel i anslutning till kustmynnande vattendrag. Bevarande av våtmarker och översvämningszoner är ett bra exempel på en åtgärd som både gynnar natur- och miljövården i allmänhet och sannolikt även rekryteringen hos kustfiskbestånden (Lindahl 2014, Hansen m.fl. 2020). Längs Blekingekusten, pågår utredningar för att återställa eller restaurera sådana förstörda habitat eller delar av dem, även om det ofta finns ett starkt lokalt motstånd mot sådana åtgärder (Lindahl 2014). Typiska argument mot till exempel restaurering av invallade havsvikar, kustnära sjöar och våtmarker är:

- förlorade ekonomiska värden (jord- och skogsbruk),
- att det förekommer byggnader och infrastruktur,
- hushållning med resurser,
- risk för övergödning och grumling i samband med att området återställs,
- risk för igenväxning med vass,
- risk för ökad myggproduktion, samt
- att ett annat naturtillstånd nu råder med skyddsvärda terrestra arter.

Intensiva studier och undersökningar inom restaurering av kustnära sjöar och våtmarker pågår för tillfället också i till exempel Danmark (se till exempel http://www.avjf.dk/avjnf/naturomrader/gyldensteen-strand/ och www.gyldensteen-research.dk/ för sammanfattning och rapporter kring ett område, https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). I det danska exemplet har ett över 200 hektar stort, tidigare dränerat landområde, åter fått svämmas över för att återskapa en kustlagun och säkra och öka naturvärden lokalt.

Förökning- och rekryteringsområden för kustfisk har genomgått betydande försämringar i många svenska områden (Engstedt m.fl. 2010, Nilsson m.fl. 2014, Kraufvelin m.fl. 2018b, Hansen m.fl. 2020). Restaureringsåtgärder är relevanta för att minska skador för sötvattensreproducerande fiskarter i kustområden där tillgången på naturliga lekområden är begränsad på grund av habitatförlust försorsakad av människan. De positiva effekterna för fisk är framförallt lokala, inom kustområden, men med en potential för mer omfattande positiva effekter om till exempel stor rovfisk gynnas (Hansen m.fl. 2020). Uppskattningsvis 100 våtmarker har restaurerats längs den svenska ostkusten för att framför allt förbättra reproduktion och rekrytering av gädda och abborre. Av samma orsaker har hinder för fiskreproduktion avlägsnats i ungefär 40 kustmynnande vattendrag i Sverige (Hansen m.fl. 2020). Liknande initiativ pågår även i Finland och Estland. Kustnära våtmarker är ofta populära rekreationsområden för naturvänner. Restaurering av kustnära våtmarker är viktiga där sådana områden tidigare har torrlagts eller förstörts för att få tillbaka habitaten till ett läge där biodiversiteten och fiskproduktiviteten gynnas.

Att anlägga kustnära våtmarker och översvämningszoner utgör särskilt viktiga restaureringsåtgärder längs östersjökusten för att gynna biologisk mångfald och lek och uppväxt av kustlevande varmvattensarter av fisk som abborre, gädda och vissa karpfiskar (Salonsaari 2009, Nilsson m.fl. 2014, Hansen m.fl. 2020). Om det går att öka mängden stor rovfisk kan troligen populationerna av deras bytesdjur som spigg och planktonätande fisk, så kallade mesopredatorer, också minskas (Donadi m.fl. 2017, Bergström m.fl. 2019, Eklöf m.fl. 2020). Stor rovfisk konsumerar nämligen dessa små rovdjur som i sin tur äter betare som håller mängden påväxtalger nere genom sin konsumtion. Om stor rovfisk försvinner, ökar antalet mesopredatorer i ekosystemet, det vill säga små djur som både äter andra djur och själva blir ätna och dessa kan överkonsumera betarna. Då kan en masstillväxt av fintrådiga alger, det vill säga övergödningsliknande effekter, uppstå i kustvattenmiljön (Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2009, 2011, Östman m.fl. 2016, Eklöf m.fl. 2020). Stora förekomster av mesopredatorer som till exempel spigg gödslar också kustzonen. Genom att återskapa bestånd av stor rovfisk, till exempel via restaureringsåtgärder eller genom att skapa fiskefria områden där rovfiskbestånden kan återhämta sig, kan därför även eutrofieringen bekämpas (Bergström m.fl. 2019).

”Sportfiskarnas rovfiskprojekt” är ett gott exempel på enskilda insatser för restaurering av våtmarker i Sverige (https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Detta är en satsning som fokuserat på stärkta fiskbestånd och en friskare kustmiljö genom att etablera så kallade gäddfabriker. Dessa gäddfabriker utgörs av vanliga våtmarker tillgängliga för fisk. I en fallstudie visar Nilsson m.fl. (2014) på positiva resultat för gäddrekrytering i restaurerade våtmarksområden. Nilsson m.fl. (2014) undersökte gäddyngel i Kalmarsund vid Sveriges sydöstra kust i tre kustnära våtmarker som hade restaurerats på olika sätt. I områden där landväxtlighet tillfälligt tillåts svämmas över ökar utvandring av gäddyngel från några tusen individer innan restaurering till över 100 000 individer efteråt. I områden där vegetationen avlägsnats eller reducerats ses inga motsvarande ökningar i gäddproduktion, varför Nilsson m.fl. (2014) drar slutsatsen att närvaro av vegetation är en nyckel till framgång. Översvämmad vegetation i grunda vatten erbjuder optimala reproduktionsförhållanden, ökat antal födokällor och refugier från predation. Vad som fortfarande inte är klarlagt, är huruvida en rätt anlagd våtmark för att gynna reproduktionen av vårlekande fiskarter (som gädda) även ger positiva effekter på det vuxna beståndet av gädda vid kusten. Det finns dock indikationer på att så är fallet i och med att andelen stor gädda som söker sig upp till en restaurerad våtmark för att leka ökar ett par år efter själva restaureringen (Fredriksson m.fl.

2013). Också ett antal exempel som refereras till i Kraufvelin m.fl. (2018b) och Hansen m.fl. (2020) pekar i samma riktning.

Enligt uppgifter från Kalmarsund har 50 procent av alla vuxna gäddor sötvattensursprung (Engstedt m.fl. 2010, Larsson m.fl. 2015). Beroende på våtmark/population finns det 300–3 000 lekande gäddor (Larsson m.fl. 2015, Tibblin m.fl. 2016, Nilsson m.fl. 2019) och en stor variation i mängden utvandrande gäddyngel på 5 000–300 000 mellan år och populationer (Nilsson m.fl. 2014, Larsson m.fl. 2015). Åtgärdspotentialen för att öka mängden gädda har därmed specifikt för våtmarken/gäddfabriken Kronobäck beräknats till 3 000 → 300 000 rekryter och 1 000 → 3 000 vuxna gäddor (Nilsson m.fl. 2014, Larsson m.fl. 2015). Projektet PIKEFACT undersöker betydelsen av gäddfabriker i Kalmarsund genom standardiserade spöfisken och visar bland annat på högre fångster per fångsansträngning i anslutning till gäddfabriker jämfört med referensområden både vår och höst (Tibblin m.fl. opublicerat material). En hög predation på gäddyngel från storspigg utgör dock ett betydande problem som troligen kräver separata åtgärder för att man ska kunna optimera utdelningen från gäddfabrikerna i området (Nilsson m.fl. 2019, Eklöf m.fl. 2020).

3.2.1.3 Kustmynnande vattendrag

Fysisk restaurering av kustmynnade vattendrag genom till exempel biotopvård, rivning av vandringshinder, flottledsåterställning, återmeandring eller höjning av vattennivån i sänkta vattendrag kan ge positiva effekter på den biologiska mångfalden, men även öka retentionen av näringsämnen det vill säga hålla kvar en större andel näring så att en mindre andel når havet (Ljunggren m.fl. 2011, Hansen m.fl. 2020, https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Människan har under lång tid genom utdikningar, uträtningar, torrläggningar, sjösänkningar, med mera påverkat vattnets uppehållstid i landskapet, vilket ofta resulterat i att vatten rinner snabbare genom systemet. Då hinner inte näringsämnena i vattnet förbrukas, upptas eller bindas på vägen, utan belastar havet (Arheimer och Pers 2017). Många av de rehabiliteringsåtgärder som nämns i denna rapport skulle därför, samtidigt som de återställer olika system viktiga för fiskreproduktionen, fågelfaunan och den biologiska mångfalden, även kunna bidra effektivt till att minska närsaltsbelastningen på havet (Sandström 2003, Salonsaari 2009, Lindahl 2014). De lokala förutsättningarna för detta kan dock skilja sig åt betydligt mellan områden (Arheimer och Pers 2017, Bryhn m.fl. 2017b).

I många fall stör olika vandringshinder, som vattenkraftsbyggen, gamla dammar, vägtrummor och igenväxning, många sötvattenlevande eller diadroma fiskarters lekvandringar från sina födoområden i havet till grunda skyddade vikar och upp i kustmynnande vattendrag och kustnära sjöar (Bergengren 1999, http://www.trafikverket.se/remibar, Hansen m.fl. 2020). På motsvarande sätt störs ål under vandringar mellan lekhabitat till havs och uppväxthabitat i inlandet. Flera kustarter som till exempel gädda och abborre behöver också tillgång till kustvattendrag och våtmarker för övervintring och reproduktion. Tittar man på förekomst av abborre i våra kustvattendrag (elfiskedata) ser man att de nedersta 10 km närmast havet är viktigast (Kraufvelin m.fl. 2021). Förekomsten av abborre är högre i vattendrag nära havet än högre upp i vattensystemet längre bort från kusten. Det här indikerar att abborre i Östersjön använder vattendragens nedre delar för uppväxt och lek (data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU).

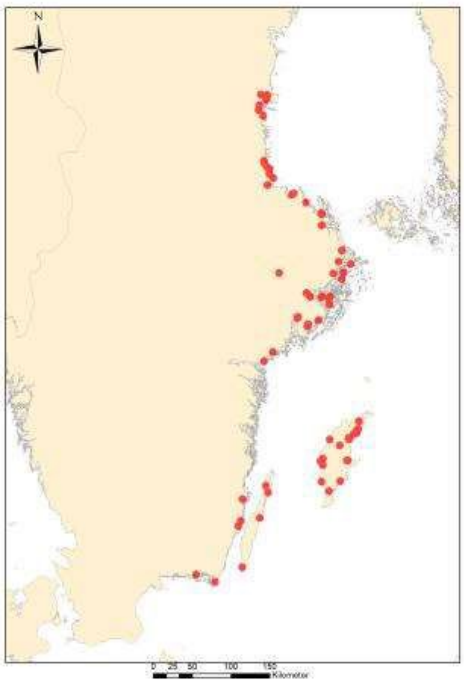
Att ta bort vandringshinder utgör en fysisk restaurering för att förbättra konnektiviteten. Vandringshinder kan exempelvis bestå av kraftproducerande både större och mindre dammar, vägtrummor som är felaktigt placerade i förhållande till vattendragets botten, kulvertar och igenväxning av passager (Sandström 2003, Degerman 2008). Under lång tid har åtgärder för att underlätta fiskvandring varit koncentrerade på lax och öring. Senare insikter har dock gjort att man har börjat anpassa fiskvägarna så att de även ger möjlighet för fiskarter att passera hinder. Detta då ett flertal studier visar att kustmynnande vattendrag, våtmarker och sjöar har en stor potential att fungera som lek- och uppväxtområden för sötvattenslekande, kustlevande fisk (Eriksson och Müller 1982, Thorman 1986, Karås 1999, Salonsaari 2002, Hansen m.fl. 2020). Ibland kan det vara svårt att ta bort ett vandringshinder av exempelvis ekonomiska eller kulturhistoriska skäl. I sådana fall kan etablering av alternativa faunapassager (exempelvis omlöp) bli aktuella för att optimera vandringen av fisk och övrig akvatisk fauna runt ett potentiellt hinder. I de fall där riktigt svåra vandringshinder förekommer, exempelvis vattenkraftverksdammar och annat som inte kan avlägsnas, kan ett alternativ vara att anlägga en artificiell teknisk fiskväg (Degerman 2008). Eftersom fungerande fisktrappor, men även naturlika så kallade omlöp, är relativt svårkonstruerade, ska alltid expertis konsulteras i planerings- och anläggningsskedet av dessa. Mer om restaurering av vattendrag och sjöar kan läsas i de omfattande rapporterna av Degerman (2008) och Degerman m.fl. (2017).

3.2.1.4 Sammanfattning av rehabiliteringsåtgärder i grunda havsvikar, i kustnära våtmarker och i kustmynnande vattendrag

Sammantaget bör restaurering av havsvikar, kustnära vattendrag och sjöar samt våtmarker ske med stor eftertanke och man bör eftersträva att skapa grunda habitat med gott om vegetation, gärna i form av översvämningsmarker (Hansen m.fl. 2020). Sådana alternativ borde också vara de ekonomiskt mest fördelaktiga och kunde gärna samtidigt kombineras med landskapsvårdande åtgärder som strandbete (Ljunggren m.fl. 2011, se kapitel 3.2.3) och olika former av närsaltsfällor (Lindahl 2014). Våtmarker anläggs idag också ofta av den sistnämnda orsaken, det vill säga för att reducera utsläpp av näringsämnen till havsområden. Med en tilläggsnytta i form av möjlig stimulering av reproduktionsframgången hos till exempel gädda och andra vandrande kustfiskar skulle argumenten för dessa restaureringsåtgärder och samtidigt chanserna till att få finansiering för dem öka. En rätt anlagd våtmark kan därför både fungera som en närsaltsfälla och som ett rekryteringsområde för vårlekande fiskarter (Suomalainen 1986, Ljunggren m.fl. 2011, Hansen m.fl. 2020). Man bör i samband med detta beakta effekterna av den naturliga landhöjningen vid kustnära habitatskapande åtgärder (se kapitel 3.2.1.1 *Grunda havsvikar*). Det är också viktigt att olika praktiska och förvaltningsmässiga åtgärder inom bland annat våtmarksrestaurering och deras effekter på fiskrekrytering, lokala fiskpopulationer och ekosystemet som helhet övervakas (Hansen m.fl. 2020).

I regel kan många rehabiliteringsåtgärder i grunda havsvikar, kustnära våtmarker och kustmynnande vattendrag utföras ganska enkelt och med små medel. Exempel på detta är att underlätta fiskvandring genom att avlägsna vandringshinder, att anlägga artificiella fiskvägar, att ta bort vegetation eller att återskapa kustnära våtmarker och översvämningszoner genom uppdämningar av olika slag (bilaga 1). Andra exempel på relativt lättgenomförda åtgärder är att ta bort gamla broar, otillåtna bryggor och pirar, att åter öppna upp underdimensionerade öppningar i vägbankar och muddring av igenslammade sund. Fokus inom dessa åtgärder är dessutom riktade mot orsakerna (inte bara mot symptomen), vilket också förbättrar utsikterna för en längre

varaktighet av insatserna och de positiva resultat som förväntas uppstå (bilaga 1). I Sverige har mellan åren 2010 och 2019, 281 hektar våtmarker/kustnära sjöar ”restaurerats” och 2 610 hektar har gjorts tillgängliga för gädda genom 83 åtgärder/projekt utförda av Sportfiskarna (figur 22, Hansen m.fl. 2020, https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Det vetenskapliga underlaget för de flesta åtgärderna är ändå ganska litet eller i bästa fall måttligt även om det finns pålitliga kostnadsberäkningar för många åtgärder (se till exempel Salonsaari 2009). Sportfiskarna estimerar kostnaderna för en hektar restaurerad våtmark/gäddfabrik till 100 000–200 000 kronor, vilket inkluderar projektering och restaurering, men inte uppföljning efteråt (Joel Norlin, Sportfiskarna, personlig kommunikation).



Figur 22 Restaurerade våtmarker/gäddfabriker i Sverige 2018 (Källa: Lars Ljunggren, Sportfiskarna).

Av samtliga omnämnda marina restaureringsåtgärder i denna rapport placerar sig åtgärder i kustnära våtmarker (till exempel anläggning av "gäddfabriker") bland de högst rankade i en expertbedömning (31,2 poäng, bilaga 2a). Detta främst tack vare stor tillgång till restaureringsmetoder och hög kostnadseffektivitet, även om de samlade poängen för dessa åtgärder i större eller mindre grad dras ner på grund av ökat behov av kompletterande åtgärder och viss risk för negativa bieffekter (bilaga 2a).

Till något mer komplicerade åtgärder i grunda havsvikar hör att motverka försurning och att använda sig av fosforutfällning med aluminium eller järn eller syresättning genom syrepumpning. Av dessa metoder riktar åtgärder mot försurning, genom att man undviker muddring och utdikning eller genom att stänga gamla diken, in sig direkt på orsakerna. Fosforutfällning och syrepumpning är däremot åtgärder som främst riktar in sig på symptomen. Fosforutfällning och syrepumpning försöker alltså inte åtgärda orsakerna till problemen och avfärdas av många marinekologer som ”ingenjörsmetoder” (se diskussionen ovan; Conley m.fl. 2009, Håkanson och Bryhn 2010, Reed

m.fl. 2011). Genomförbarheten av åtgärder för att motverka försurning kan vara hög och likaså kan utförda åtgärder ha en lång varaktighet. Det vetenskapliga underlaget för alla dessa åtgärder är ändå fortfarande litet från kustområden, men däremot finns det kostnadsberäkningar för både syrepumpning och fosforutfällning (bilaga 1). En samlad expertbedömning av dessa senare åtgärder ur ett prioriteringsperspektiv placerar både syrepumpning (15,8 poäng) och fosforutfällning (18,5 poäng) i listans nedre delar (bilaga 2a).

Resultat av en expertbaserad klassificering av åtgärder i grunda havsvikar, kustnära våtmarker och kustmynnande vattendrag:

”Enkla och förhållandevis billiga” restaureringsåtgärder med tydligt positiva resultat:

- Att underlätta fiskvandring.
- Att anlägga kustnära våtmarker och översvämningszoner.
- Att åter öppna upp vägbankar eller andra åtgärder som försiktig muddring för att främja vattenutbytet.

”Komplicerade och förhållandevis dyra” restaureringsåtgärder med svåröverskådliga resultat:

- Att återställa tidigare invallade eller sänkta havsvikar.
- Att motverka försurningsrisker i områden med sura sulfatjordar (Bottniska viken).
- Att pumpa in syre för att motverka syrebrist.
- Att fälla ut fosfor med aluminium eller järn för att minska internbelastning.

3.2.2 Skörd av vass, alger och annan vattenvegetation

I innerskärgårdar, i trånga sund, i fladasystem och i olika mynningsområden är det vanligt att vattenspeglar växer igen på grund av framför allt bladvass och kaveldun och försvåra både båttrafiken och fiskvandring (Sandström 2003). I riktigt grunda havsvikar kan en hög näringsbelastning (eutrofiering) leda till en total dominans av vissa vattenväxter, speciellt vass (Pitkänen m.fl. 2013, Altartouri m.fl. 2014, Meriste och Kirsimäe 2014). Däremot missgynnas ofta vegetationen av näringsbelastning på djupare områden på grund av att det gör vattnen grumligare. Även om vattenväxterna är betydelsefulla för till exempel fisk och ryggradslösa djur som skydd och leksubstrat, kan alltför tät och ensidig vegetation ha negativa effekter. Där extremt täta bestånd av till exempel vass breder ut sig kan vissa fiskyngels förmåga att jaga försämras vilket reducerar deras tillväxt (Sandström 2003) och habitaten anses vara mindre användbara för fisk (Kneib och Wagner 1994, Weinstein och Balletto 1999). Se också Härmä m.fl. (2008), Lappalainen m.fl. (2008), Snickars m.fl. (2010) och Nilsson m.fl. (2014) för en mer nyanserad syn på vassen och några positiva effekter på fisksamhällen, speciellt gädda, men även abborre. Även om alltför utbredda och täta vassbestånd är negativa för fisk, är troligen begränsade bälten, deras utkanter och fjolårsvass som skurits ner av is och vågor generellt positiva för fisk (Lappalainen m.fl. 2008). Vassen är också mycket viktig som ett första filter, då den tar upp näringsämnen som rinner till från land och från sötvattenssystem (Håkanson m.fl. 2007, Kaitaranta m.fl. 2013).

För att inte vassen (eller andra växter) ska ta över helt kan det ibland vara nödvändigt att röja öppningar i vatten- och strandvegetationen och skörda till exempel vass. Detta är något som idag sker regelbundet i kommunal regi i anslutning till badplatser, farleder och stadsområden. Heterogeniteten i vassbältet ökas genom att delar av det skördas, samtidigt som det innebär en

borttransport av näringsämnen ut ur systemet. Storskalig skörd rekommenderas dock inte som en fiskevårdande insats (Sandström 2003).

Skörd av alger eller vattenvegetation är andra relativt enkla åtgärder som kan utföras för att motverka igenväxning eller göra ett vattenområde mer mångsidigt, både ekologiskt och för användare (Javanainen m.fl. 2013). Dessa åtgärder kan egentligen betraktas som en form av rehabilitering. För olika habitat och naturtyper gynnar en skörd av alger eller vattenvegetation främst vegetationsklädda och vegetationsfria grunda bottnar och ålgräs- och kransalgsängar i inre vikar, laguner, estuarier och fladasystem (Munsterhjelm 1997). Vid mycket höga tätheter av vegetation är en försiktig beskärning eller röjning av vattenvegetationen positiv för till exempel fiskrekryteringen. Vad gäller vattenvårdsåtgärder är beskärning alltid skonsammare för miljön än till exempel muddring (Javanainen m.fl. 2013). I de flesta dokumenterade fall där vegetationen i en havsvik beskurits har en central målsättning dock varit att skapa en öppen vattenspegel och därigenom gynna fågelliv och möjligheterna att nyttja vattenområdet för rekreation kanske snarare än restaurering eller rehabilitering i sig (Sandström 2003).

Åtgärder för att motverka igenväxning av kustnära våtmarker (och stränder), som skörd av alger och vattenvegetation, skörd av vass (figur 23), samt strandbete (kapitel 3.2.3), både påminner om varandra och kan visa på tydliga skillnader. Mekanisk bekämpning av vattenvegetation och vass kan gynna vissa delar av fågelfaunan och skapa mer mångsidiga vattenmiljöer (Pålsson 2009, Javanainen m.fl. 2013). Att avlägsna vegetation kan ändå vara negativt för fisk och även för vissa fågelarter (Sandström 2003) och minska upptag av näringsämnen. Normalt gynnas fiskyngels överlevnad av en riklig undervattensvegetation (Nilsson m.fl. 2014). I vassen sedimenterar också partiklar och vassen förhindrar resuspension, vilket minskar bland annat grumlighet (Håkanson m.fl. 2007, Kaitaranta m.fl. 2013) (figur 23).

Figur 23 Vassen är inte bara ett problem. Den har också många positiva sidor, till exempel för fågellivet, för fiskfaunan, för upptag av näringsämnen, för sedimentation av partiklar (minskad grumlighet) och för minskad resuspension. Den kan också vara vacker som här i sin höstskrud på Gräsö, Östhammar. Foto: Patrik Kraufvelin.

Man kan också vidta andra förebyggande åtgärder för att minska igenväxningen av vattenområden. Om träd och buskar sparas eller planteras längs vattendragens strandkanter minskar till exempel läckaget av näringsämnen som annars gynnar vattenväxterna och bidrar till igenväxningen (Javanainen m.fl. 2013). Skuggningen av vattenytan från strandvegetationen reducerar även temperaturen och kan därmed ha en hämmande effekt på mindre önskvärda växters tillväxt och utbredning (Javanainen m.fl. 2013). Rent praktiskt kan man vid skörd av för tät vegetation använda sig av upprepade mekaniska åtgärder som slåtter för att inte växtligheten alltför snabbt ska återhämta sig. Om man inte har möjlighet till kontinuerliga insatser, kan man också samtidigt avlägsna växternas rotfilt (Javanainen m.fl. 2013). För att få en så positiv effekt av vegetationsskörden som möjligt är det viktigt att växtmaterialet inte blir liggande i vattnet efteråt. Under förutsättning att skörden sker vid rätt tidpunkt, med rätt metod och i måttlig omfattning, kan både fågelfauna och vårlekande fiskarter gynnas av en ökad tillgänglighet och att mer omväxlande biotoper skapas med inslag av öppet vatten (Fredriksson 2002).

En möjlig negativ aspekt av skördeinsatser är att stora mängder biomassa måste omhändertas. Vad gäller användningen av den skördade vassen finns det resultat från utredningar till exempel inom projektet COFREEN mellan Finland, Estland och Lettland. Här beskrivs hur den skördade vassen kan användas som bioenergi och som byggnads- eller isoleringsmaterial, det vill säga ge olika nyttoaspekter samtidigt som man utför åtgärder som förbättrar habitatkvaliteten, höjer biodiversiteten och för bort näringsämnen ur systemet (https://www.keep.eu/project/5279/concepts-for-using-reed-biomass-as-local-bioenergy-and-building-material). Andra möjliga negativa effekter av skörden är att den kan leda till tillfällig grumling och spridning av ansamlade näringsämnen och miljögifter. Dessutom har det uppdagats att slåttermaskiner kan medverka till spridning av till exempel vattenpest som är en främmande art (https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/arter/arter-och-naturtyper/vattenpest.html). Läs mer om vattenpest i kapitel 3.3.4 *Åtgärder mot främmande arter*.

Vad gäller de olika åtgärderna som beskrivs ovan kan det vara lite svårt att särskilja mellan vad som är fysisk påverkan (se Kraufvelin m.fl. 2021) och vad som egentligen är en form av återställning eller restaurering, eftersom de olika åtgärderna, deras syften och deras resultat delvis löper in i varandra. Då det också ofta räcker med mindre öppningar i vegetationen för att till exempel fisk ska kunna vandra, kan man spara en hel del vegetation trots att det ökar risken för att de röjda ytorna snabbt växer igen. Röjda vandringsleder för fisk bör inte heller ha formen av en rak kanal utan kan med fördel ha en slingrande struktur (Sandström 2003).

Längs eutrofierade kustavsnitt, ofta i mer skyddade vikar, kan periodvis framför allt under sommarhalvåret, massförekomster av alger uppstå eller sjok av fintrådiga alger driva in på grundområden och bilda flytande mattor eller täcken över växtligheten (se även kapitel 3.1.3 *Grunda vegetationsfria mjukbottnar*). Dessa algmattor kan störa den naturliga vegetationens fotosyntes och även skada dess associerade samhällen av ryggradslösa djur och fisk (Harlén och Zachrisson 2001, Heikkilä och Mattila 2001, Pihl 2001). I Ålands skärgård, på Gotland, i Skåne-Blekinge och på den svenska västkusten är problemet med flytande algmattor lokalt stort och algerna kan på vissa håll täcka 30–50 procent av vissa fiskarters uppväxtområden (Harlén och Zachrisson 2001, Bisther 2015). I Ålands skärgård antas algansamlingar påverka fiskarter som nyttjar grunda sandbottnar som lek- och uppväxtområde negativt, som till exempel sik och skrubbskädda (Heikkilä och Mattila 2001). Olika typer av automatiserade skördare och en slags strandnot har bland annat använts för att få bort algerna. På västkusten finns det ett samband mellan rekryteringsproblem för rödspätta och täckningsgrad av fintrådiga alger (Pihl 2001). Resultaten visar att man kan förbättra överlevnaden hos vissa plattfiskar med sådana åtgärder,

men också att skördandet bör återupprepas en längre tid för mer varaktiga positiva resultat (Pihl 2001).

De förväntade effekterna av skörd av flytande/drivande alger är en minskad sedimentation av döda alger och deras innehåll av näringsämnen och därmed en förbättrad bottenmiljö med mindre risk för syrebrist till följd av nedbrytningsprocesserna (Harlén och Zachrisson 2001). Vidare leder skörd av alger till minskade luktproblem från ruttnande växtmaterial, mindre problem med igenväxning av stränderna och en bortforsling (nettouttag) av näringsämnen och tillgång till material för bioenergi (Risén m.fl. 2014, 2017). Omhändertagandet av makroalger kan i sig också utgöra ett problem, eftersom många arter som till exempel blåstång, kan innehålla tungmetaller (Söderlund m.fl. 1988, Bisther 2015), medan exempelvis flera arter av rödalger kan innehålla organiska miljögifter (Malmvärn m.fl. 2008).

Många av de åtgärder som utförs på stränder och i vattnet görs för att minska på dominansen av vissa växtarter (enartssystem) och skapa mer mångsidiga ekosystem. Mångformigheten ger högre värden i form av ökad förekomst av lågvuxen ljuskrävande vegetation, undervattensväxtlighet och öppna vattenspeglar och gynnar många arter av fisk och fågel.

Att mekaniskt avlägsna växtlighet och skörda alger riktar främst in sig mot symptom. Genomförbarheten av åtgärderna varierar beroende på område och yttre omständigheter, medan varaktigheten av åtgärderna i regel är kort. Det vetenskapliga underlaget kring åtgärderna är litet till måttligt. Kostnadsberäkningar för skörd av vattenvegetation och vass finns (till exempel Degerman 2008). Åtgärden ingår inte bland de åtgärder som bedömts av experter för denna rapport.

3.2.3 Strandbete

Strandbete (figur 24) är en gammal tradition längs många stränder och i forna tider fanns betande boskap längs kustens stränder i en betydligt större omfattning än idag. Betningstrycket och boskapens slitage gör att andra strand- och vattenväxter än vass får en chans att etablera sig (Luther och Munsterhjelm 1983, Jutila 1999) och därmed skapas en mer varierad miljö med fler vegetationstyper och fler öppningar i vegetationen. Betande boskap kan således fungera som ett biologiskt redskap för att diversifiera den strandnära miljön och hålla landskapet öppet genom att hindra igenväxning (Jutila 1999) och utgör egentligen en form av restaurering eller rehabilitering i sig (Javanainen m.fl. 2013). Det bör ändå påpekas att boskap i vissa områden kan bidra till stranderosion och via sin avföring kan boskapen öka näringsbelastningen i vattnet (Sandström 2003).

Vad gäller direkta förändringar på grund av strandbete påverkas stranden av förlust av vissa arter, ofta de dominerande högvuxna arterna, vilket gynnar lågvuxna mer ljuskrävande arter (Jutila 1999). Även i vattenmiljön kan hydromorfologin och till exempel närsaltsomsättningen påverkas. För olika habitat och naturtyper gynnar strandbete främst landsidan av stranden och speciellt strandängar av östersjötyp, medan den typ av vattenvegetation som i vanliga fall kanske är mest önskvärd eller värdefull, som bestånd av vissa makrofyter och kransalger, till viss del kan missgynnas om näringsbelastningen till vattnet på grund av boskapen ökar kraftigt (Salonsaari 2009, Niemelä 2012, Javanainen m.fl. 2013).

Figur 24 Betande kor vid Kallrigafjärden i Östhammar. Foto: Patrik Kraufvelin.

Strandbete riktar sig främst mot symptom, men även delvis på orsaker, ifall det är tidigare betade områden som återställs. Genomförbarheten av strandbete varierar beroende på område och yttre omständigheter och varaktigheten är i regel är kort. Det vetenskapliga underlaget är litet till måttligt och kostnaderna för strandbetets del är oklara. Åtgärden ingår inte bland de åtgärder som bedömts av experter i denna rapport.

3.2.4 Åtgärder på djupa vegetationsfria bottnar

Utöver kallvattenskoraller som behandlas i kapitel 3.1.6 och det som omnämns i detta kapitel tas inte djupa vegetationsfria bottnar upp som ett separat detaljerat åtgärdsområde i denna rapport. Detta dels för att dessa bottnar befinner sig djupare än rapportens centrala fokus (kustvattenmiljön ner till 15 m), dels för att det finns förhållandevis få utförda restaureringsåtgärder i denna miljö, nationellt, men även internationellt. Bristen på erfarenheter är bland annat beroende av höga kostnader och lågt värderade ekosystemtjänster (Barbier m.fl. 2014, Mengerink m.fl. 2014, Van Dover m.fl. 2014, Da Ros m.fl. 2019). Van Dover m.fl. (2014) uppskattar priserna för hypotetiska restaureringar av två exempel av djuphavsbottnar till 750 miljoner respektive 7,4 miljarder kronor per hektar.

I de fall restaureringsliknande åtgärder utförs på djupa bottnar kan det till exempel vara för att återställa miljön efter dragning av rör, kablar och ledningar. Cooper m.fl. (2013) nämner att utjämning av havsbottnen i utsjön vid kabeldragning kan utföras med hjälp av speciella anordningar, även på djupa bottnar. I andra fall kan det röra sig om återställning efter marina uttag av icke levande resurser (Bellew och Drabble 2014). I det senare fallet kan man använda sig av snäck- och musselskal för att snabba på återhämtningsprocessen (Collins och Mallinson 2006). För Themsens estuarium i England har Cooper m.fl. (2013) beräknat restaureringskostnader för ett 83.9 hektar stort och 27–35 meter djupt område som utsatts för

marina uttag till totalt drygt 10 miljoner kronor eller 120 000 kronor per hektar. Denna summa innefattar kostnader för restaurering (muddring, övertäckning och utjämning av havsbottnen), licensavgifter, kompensation för koldioxidutsläpp från restaureringsverksamheten och undersökningskostnader (en baslinjestudie före och undersökningar vid två olika tillfällen efter själva restaureringen).

För närvarande finns det antagligen få eller inga ostörda djupa mjukbottnar kvar på västkusten utanför trålgränsen som inte är trålpåverkade. Trålning förekommer ibland också i skyddade områden men då oftast med speciella restriktioner (Sköld m.fl. 2011, 2017, 2018, Kraufvelin m.fl. 2017). En aktiv rehabilitering av sådana bottnar skulle säkert stöta på många svårigheter och ha höga kostnader på grund av att det rör sig om stora områden på förhållandevis stora djup. Återställning efter trålningsskador görs antagligen mest ändamålsenligt genom passiv återhämtning efter att områden stängts för trålning och tillåts återhämta sig själva (det vill säga som en förvaltningsåtgärd, se till exempel Jones m.fl. 2018). Sådan stängning har kunnat genomföras förhållandevis smidigt när olika intressegrupper ges möjlighet att engagera sig i och påverka utformningen av skyddsåtgärder (Bryhn m.fl. 2017a).

Djupa vegetationsfria bottnar kan mycket väl betraktas som ett system som kanske inte alls kan restaureras aktivt och det är därför speciellt viktigt med en restriktiv hållning till deras exploatering och att man iakttar försiktighet vad gäller olika former av påverkanstryck och riskerna för skadliga effekter. Ett försök till poänggivning skulle antagligen ge åtgärder på djupa vegetationsfria bottnar måttliga poäng för allmän betydelse ur hotperspektiv och chans för långsiktig framgång av åtgärderna, men låga poäng för de flesta andra kriterierna. Åtgärden ingår inte bland de åtgärder som bedömts av experter i denna rapport.

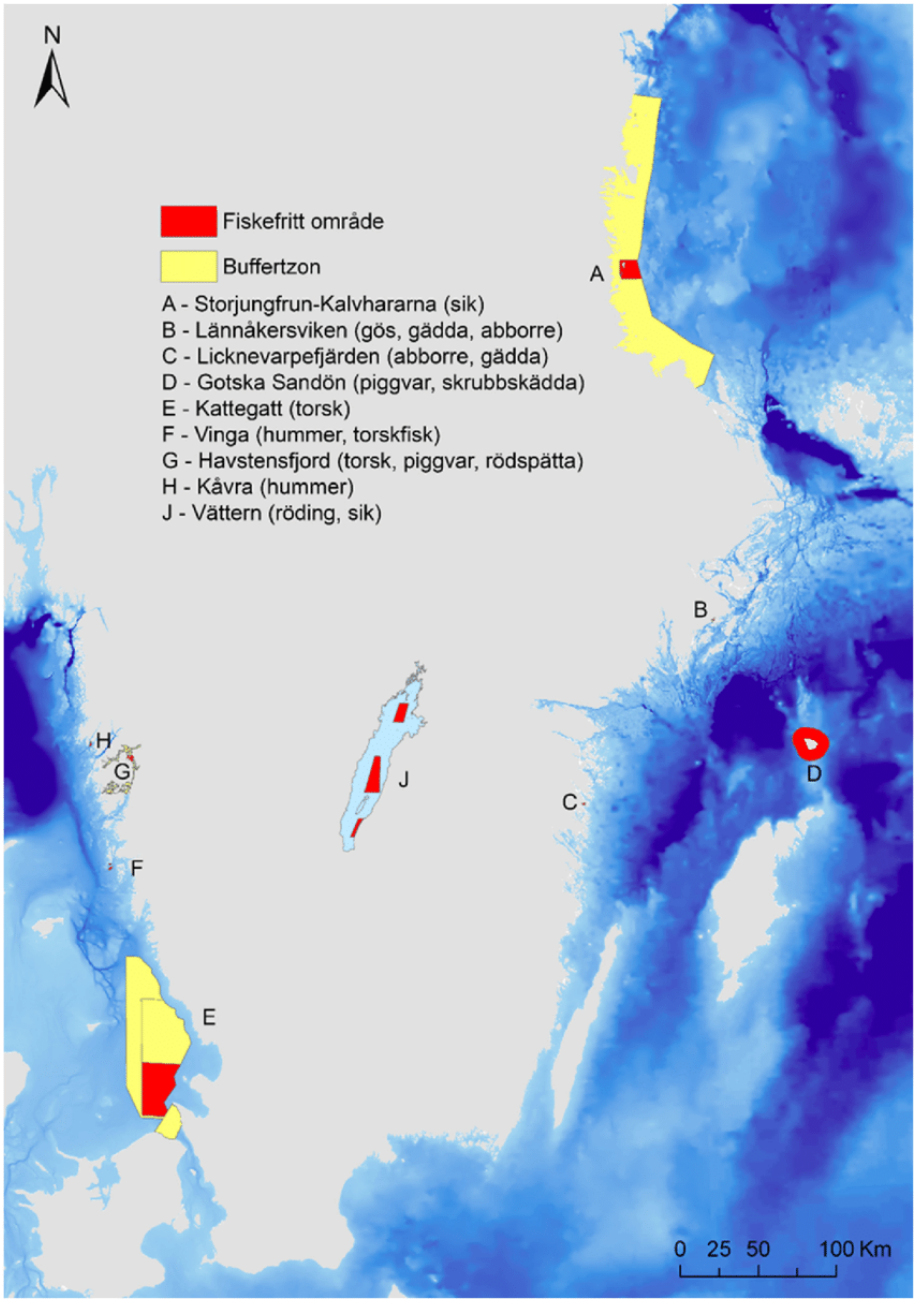
3.2.5 Förstärkning av rovfiskpopulationer för att rehabilitera kustekosystemfunktion

Dessa åtgärder är avsedda att motverka minskat antal och minskad storlek av rovfisk och omfattar till exempel rumsliga och tidsmässiga skydd av grunda kustmiljöer, reglering av fiske, fiskeredskap och båttrafik, kontroll av säl och skarv, med mera. Genom åtgärderna finns en möjlighet att ”restaurera” rovfiskbestånd och rehabilitera kustekosystemfunktioner och därmed motverka negativa effekter relaterade till störda födovävar som förekommer över stora delar av Östersjön.

Påverkan på rovfiskpopulationer härrör sig både från många tidigare aktiviteter som till exempel lett till förlust av funktioner som naturliga lekhabitat och ett överuttag av fisk. Om man använder havsmiljödirektivets, HMD (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (precis som i Kraufvelin m.fl. 2021) är de viktigaste aktiviteterna som haft negativ effekt: fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbottnen, uttag av icke levande resurser, uttag av levande resurser och odling/produktion av levande resurser (bilaga 1). De viktigaste påverkanstrycken, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö), fysisk förändring till annan bottentyp, fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion), förändring i tillgång på närsalter, förändring av turbiditet/grumlighet, elektromagnetisk förändring, undervattensbuller, barriär för arters rörelse/spridning, visuell störning, uttag av målart (skörd av marin resurs), uttag av icke-målart (bifångst) (bilaga 1).

De viktigaste förväntade responserna med åtgärderna är att rovfiskpopulationerna förstärks, antalet stora individer ökar, samt att övergödningssymptom minskar genom en återetablerad trofisk kontroll (se till exempel Östman m.fl. 2016). Åtgärder diskuteras och provas ut i många områden. För fiskereglering, se karta över Sveriges fiskefria områden i kust och utsjöområden (figur 25). Det finns flera olika åtgärder som kan vidtas, men de flesta har inte testats rigoröst, varför det är för tidigt att slå fast deras roller som restaureringsåtgärder, men det finns till exempel indikationer på att marina reservat leder till stärkta populationer av rovfisk (Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016, Bergström m.fl. 2019, Bostedt m.fl. 2020). Stärkta rovfiskpopulationer och fler stora individer kan minska på eutrofieringssymptom och ge stärkta habitat genom återetablering av trofisk kontroll (se till exempel Östman m.fl. 2016, Bergström m.fl. 2019, Eklöf m.fl. 2020 och referenser däri, men se även Kraufvelin m.fl. 2020). Åtgärder för att etablera fiskefria områden och marina skyddsområden kan genomföras inom fiskeriförvaltningen. Effekterna av fiskefria områden är välstuderade. Data från Vinga marina reservat och andra exempel på skyddsområden, indikerar att positiva responser på skördade arter kan uppnås inom 1–3 år (Egriell m.fl. 2007, Bergström m.fl. 2016, Wikström m.fl. 2016, Bergström m.fl. 2019). För övriga åtgärder som reglering i tid eller reglering av redskap, reglering av båttrafik, kontroll av säl och skarv saknas det tillräckligt med vetenskaplig information för att bedöma de fulla effekterna.

Kostnaderna för att inrätta fiskefria områden är jämförelsevis låga. I princip kan dessa områden etableras mer eller mindre gratis, ifall inte köpta mark- eller vattenområden ingår eller kompenserande avgifter måste betalas ut till tidigare användare. För de övriga åtgärderna är kostnadsskattningarna mycket osäkra. Åtgärderna för att stärka rovfiskbestånd har bedömts av en expertgrupp och får medelhöga totalpoäng (25,6 poäng, bilaga 2a) med speciellt höga delpoäng för viktiga ekosystemtjänster, tillgänglighet av metodik och praktiska erfarenheter, samt storleken av det område som påverkas positivt, måttliga delpoäng för chanser för långsiktig framgång och låga delpoäng för behov av kompletterande åtgärder.



Figur 25 Karta över Sveriges fiskefria områden i kust och utsjöområden (från Bergström m.fl. 2016).

3.3 Övriga restaureringsliknande åtgärder

Till övriga restaureringsliknande åtgärder räknas främst olika former av ersättande och nyskapande åtgärder (engelska: replacement och reclamation) samt lindring (engelska: mitigation) av negativa effekter på miljön, och som inte passar in i kapitel 3.1 *Biologisk och fysisk restaurering* och 3.2 *Rehabilitering och habitatförstärkning*. I detta kapitel behandlas också en rad förvaltningsåtgärder, som etablering av fiskefria områden eller marina skyddsområden (se även kapitel 3.2.5 *Förstärkning av rovfiskpopulationer för att rehabilitera funktioner i kustekosystem*), som har potential att fungera som restaurerande åtgärder, även om det inte rör sig om fysiska

eller ”ingenjörsmässiga” ingrepp. Dessa faller till en del utanför rapportens ramar, men är relevanta att nämnas som en form av bredare åtgärder.

Vid ersättande/nyskapande åtgärder strävar man inte nödvändigtvis efter att återupprätta originalekosystemet som degraderats eller gått förlorat, utan snarare efter att uppnå ett mer användbart tillstånd än det som finns i nuläget (figur 4 och Bradshaw 1996). Man fokuserar alltså inte på helhetsbilden utan riktar in sig på att förbättra en funktion hos systemet som förmågan att uppta koldioxid eller näring eller bidra med nytt hårt habitat/substrat som kanske har gått förlorat. Olika exempel på detta, om man utgår från redan behandlade system i kapitlen 3.1–3.2, skulle kunna vara att plantera/gynna undervattensvegetation för att minska erosion eller anlägga våtmarker specifikt för att öka kväve- och fosforupptaget. Utplacering av konstgjorda rev/substrat kan också ha liknande positiva effekter på ekosystemet.

Lindring (engelska: mitigering) är i sin tur ett begrepp som ofta används i restaurerings- och rehabiliteringssammanhang. Termen har dock inte någon större koppling till restaurering då den avser lindrande eller dämpande åtgärder i ett ekosystem som redan skadats av mänsklig aktivitet (Bradshaw 1996). Flera av åtgärderna som behandlas i detta kapitel kan sägas vara av just den typen.

Följande underkapitel ingår i detta kapitel: att placera ut eller anlägga artificiella rev/substrat, biomanipulering, odling och skörd av marina organismer för närsaltsborttagning, åtgärder mot främmande arter, restaurering/sanering av förorenade bottnar, strandstädning och åtgärder mot marint skräp, samt övriga åtgärder inklusive förvaltningsrelaterade sådana.

3.3.1 Att placera ut eller anlägga artificiella rev/substrat

En brist på hårda bottnar och hårda underlag råder i många områden. Detta kan vara av naturliga orsaker (se Kraufvelin m.fl. 2021 om kustzonsprocesser) eller så kan det härröra sig från tidigare mänskliga aktiviteter som till exempel historiska uttag av sten, så kallat stenfiske. Om man använder havsmiljödirektivets, HMD (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (precis som i Kraufvelin m.fl. 2021) kan hårda bottnar/strukturer ha minskat i omfattning på grund av: fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbottnen (även om denna aktivitet oftast leder till att mer hårda strukturer tillförs) och uttag av icke levande och levande (typ bottentrålning) resurser, samt transport (bilaga 1). De viktigaste påverkanstrycken från aktiviteterna, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: fysisk förändring till annan bottentyp och förändring av hydromorfologiska förhållanden (bilaga 1).

Utplacering av konstgjorda substrat/rev som kan fungera som undervattensrev för kolonisering av hårdbottenmakroalger och musslor och deras associerade samhällen av ryggradslösa djur och fisk kan utföras för att motverka förlust av hårda bottnar som tidigare funnits i ett område. Reven kan placeras ut med avsikt som aktiva åtgärder (Bohnsack och Sutherland 1985, Baine 2001, Jensen 2002, Seaman 2007, Fabi m.fl. 2011) eller oavsiktligt som till exempel skeppsvrak i samband med olyckor (Ruuskanen m.fl. 2015, Balazy m.fl. 2019). Den huvudsakliga skillnaden från restaurering av stenrev (se kapitel 3.1.7) är att de artificiella reven oftast inte används för att hantera historiska förluster, utan mer för att lägga till nya strukturer till undervattenslandskapet. Artificiella rev kan ha en positiv inverkan på ekosystemet, men framför allt lokalt, inom begränsade kustområden. Artificiella rev är kontroversiella och bör användas med försiktighet och

endast övervägas för områden med historisk förlust av substraten och strukturerna som reven efterliknar.

Makroalger och många fastsittande djur som musslor, skålsnäckor, havstulpaner och havsanemoner kräver ett hårt bottensubstrat. Detta hårda substrat tillsammans med dess habitatbildande arter utgör i sin tur en livsmiljö för fiskar och många ryggradslösa djur som exempelvis kräftdjur, musslor och snäckor. Speciellt den tredimensionella strukturen som bildas i vattenmiljön utgör en viktig förutsättning för många marina arter (Walles m.fl. 2016, Kraufvelin m.fl. 2018b). När det gäller konstgjorda rev/substrat spelar det använda materialet, dess finstruktur och den arkitektoniska utformningen en viktig roll för revens kolonisering (Svane och Petersen 2001, Ponti m.fl. 2015, Rouanet m.fl. 2015, Schroeter m.fl. 2015). Förekomst av vertikala eller upp- och nervända hårda ytor, som inte lika lätt täcks av sediment, liksom förekomst av skuggade hårda ytor, som inte blir övervuxna av alger, kan vara viktiga livsmiljöer för många fastsittande djur (Ushiama m.fl. 2016). Små utrymmen i sprickor, mellan stenar och inne bland de habitatbildande arterna utgör även ett gott skydd mot rovdjur och är viktiga mikromiljöer för födosökning och reproduktion (Walles m.fl. 2016, Westerbom m.fl. 2019).

Förekomsten av hårda undervattensmiljöer som liknar naturliga rev, så kallade artificiella hårdbottnar, kan lätt ökas genom att till exempel sten tippas i lämpliga områden. Ansamlingar av hårt substrat i områden som övervägande har sand- eller dybotten skapar substrat för ryggradslösa djur som till exempel blötdjur och lockar ofta till sig fisk och kräftdjur som söker föda i närområdet och nyttjar revet som tillflyktsort (Bohnsack och Sutherland 1985, Christie 2007, Seaman 2007, Fabi m.fl. 2011). Fartygsvrak och andra artificiella eller naturliga strukturer på havsbotten ger ett visst skydd åt fisk från trål- och garnfiske, även om det förekommer att vraken trålas sönder på grund av den rika fiskförekomsten (Krumholz och Brennan 2015).

Organismsamhällets sammansättning på en konstgjord hårdbotten varierar beroende på substratets form och orientering samt på salthalt, vattenkvalitet, djup, ljustillgång och andra omgivningsfaktorer (Ponti m.fl. 2015, Schroeter m.fl. 2015), men även beroende på biotiska förhållanden, vilket ofta glöms bort (Ferrario m.fl. 2016). Om man placerar ut konstgjorda substrat i den fotiska (belysta) zonen kan man förvänta sig en snabb makroalgspåväxt (inom veckor till månader beroende på art och årstid), medan djupare områden framför allt får ett rikare djursamhälle (Bohnsack och Sutherland 1985, Schroeter m.fl. 2015). Enligt Jensen (2002) tar det omkring 5 år innan stabila faunasamhällen utvecklats efter det att artificiella hårdbottenstrukturer anlagts. Vertikal profil och topografisk komplexitet, det vill säga att det finns gott om gömställen av olika storlek och form, attraherar fisk (Buckley 1982, Seaman 2007, Fabi m.fl. 2011, Krumholz och Brennan 2015, Walles m.fl. 2016) och till exempel hummer (Wikström m.fl. 2016). Blåmusslor, i sin tur, gynnas ofta av lätt eutrofierade förhållanden samtidigt som de behöver en stor vattenomsättning (Dolmer m.fl. 2009, Ponti m.fl. 2015). Brunalgsbälten och grönalger förekommer på grunda djup, från vattenytan ner till ca 5–8 meter, och gynnas av klart vatten, medan rödalger även förekommer betydligt djupare ner.

Utplacering av artificiella rev utgör en speciell form av ”habitatskapande” eller habitatförstärkning. Detta i och med att man inte utgår från levande material, utan istället konstruerar konstgjorda hårdbottnar av natursten eller sprängsten, av sänkta båtar, konstruktioner av betong, med mera. Det finns en betydande internationell erfarenhet av att sådana konstgjorda rev attraherar till exempel fisk och skaldjur och att de därför är intressanta både för fiske, friluftsliv och turism (dykning) (Bohnsack och Sutherland 1985, Christie 2007, Seaman 2007, Fabi m.fl. 2011). Att konstruera nya undervattensrev och stenfält kan vara en framgångsrik metod för att återskapa

och skydda fauna i områden där naturliga rev är hotade (Chapman 2012). Artificiella substrat kan även användas för att stimulera biodiversitet, mildra miljöskador, skydda kuststräckor mot till exempel klimatrelaterade ökningar i stormfrekvens och stormintensitet, skydda bentiska habitat mot (illegal) trålning och för forskningsändamål (Seaman 2007, Firth m.fl. 2014, 2016, Dafforn m.fl. 2015a, b, Silva m.fl. 2016, Smith m.fl. 2020). De kan även användas som en åtgärd vid ekologisk kompensation (se till exempel Levrel m.fl. 2012) och stenreven vid Vinga utanför Göteborg är ett exempel på just detta (Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016).

I samband med att man skapar anläggningar under vatten bör man noga överväga vilka ytterligare fördelar för biodiversitet och ekosystemfunktion man kan uppnå parallellt (Bulleri och Chapman 2010, Chapman och Underwood 2011, Mitsch 2012, Dafforn m.fl. 2015a, b). Firth m.fl. (2014) undersökte hur man genom aktiva åtgärder kan manipulera existerande naturlig biodiversitet på strukturer för kustförsvar. I ett femårigt europeiskt projekt skapades konstgjorda hällkar, gropar och sprickor på vågbrytare; man placerade ut förtillverkade ”förbättringsenheter” i kustförvarssystem; man testade att använda blandade stenstorlekar i gabionkorgar, samt vårdade naturligt förekommande habitatbildande arter som fleråriga makroalger på olika anlagda strukturer (Firth m.fl. 2014). I en annan studie rapporterar Firth m.fl. (2016) att konstgjorda hällkar även på platser där de förväntas ”misslyckas” fortfarande understöder rika alg- och djursamhällen och därmed utgör billiga, replikerbara sätt att höja diversiteten på olika typer av konstgjorda rev och konstruktioner under vatten. Från Florida, USA, rapporterar Drexler m.fl. (2014) att ostron som fäst sig på murar, väggar och andra konstgjorda substrat under vatten bidrar med larver, habitat för andra arter och troligen också andra fördelar för ekosystemet liknande de som kan fås från naturliga ostronrev. Från Chesapeake Bay i USA visar också Lipcius och Burke (2018) på framgångsrika restaureringar av ostron och musslor med hjälp av artificiella rev.

Artificiella rev är dock inte okontroversiella och leder till många olika frågor. Ger de till exempel upphov till en ökad produktion av fisk och kräftdjur (vilket man önskar), eller är det bara fler individer som attraheras till de konstgjorda reven (Brickhill m.fl. 2012, Becker m.fl. 2018)? I det senare fallet kan det till och med vara negativt för populationerna, eftersom fisk och kräftdjur som samlas på en plats blir lättare att fånga eller kan dra till sig fler predatorer (Jensen 2002, Jaquemet m.fl. 2004, Bortone 2006, Mikkelsen m.fl. 2013). De konstgjorda revens inverkan på hydromorfologin på omkringliggande bottnar och deras organismsamhällen (Ruuskanen m.fl. 2015) är en annan fråga som är bristfälligt undersökt. En ökad produktion på och vid till exempel vindkraftfundament, upp till 50 gånger högre vid Horns rev i sydvästra Danmark enligt Leonhard och Pedersen (2006), leder till en ökad avsättning av suspenderat material i lä bakom anläggningarna, där vattenrörelser hejdas. Detta för med sig en risk för lokala förändringar i bottensamhällets struktur och biologiska mångfald (Malm och Engkvist 2011, Degraer m.fl. 2011). En viktig aspekt är att på förhand genomföra en avvägning mellan negativ påverkan på befintliga värden och den förväntade ekologiska och fiskeribiologiska effekten (bilaga 1). Ett annat exempel på artificiella rev är de stenar som intresseorganisationen Greenpeace år 2009 placerade på utsjöbankarna Fladen och Middelgrund i Kattegatt. Syftet var att förhindra bottentrålning, som var och är förbjuden i området. De ekologiska effekterna av utplaceringen har dock inte utvärderats.

I södra Kalifornien, vid USA:s Stillahavskust, har man delvis använt sig av konstgjorda rev för att försöka återskapa tareskog (med den dominerande arten *Macrocystis pyrifera*) för att motverka skador från ett kärnkraftverk. Experimentella rev av olika substrattyp var föremål för omfattande undersökningar för att bestämma graden av habitatförstärkning för fisk och bottensamhällen. Man ställde till exempel sten från stenbrott mot betong eller olika täckningsgrad av hårt substrat mot sand. Rekrytering och tillväxt av tare eller överlevnad och tillväxt av transplanterade individer var

prioriterade responsvariabler (Reed m.fl. 2002). Efterföljande övervakning av de anlagda reven visade att taretäthet och fiskrekrytering motsvarar den vid naturliga referensrev. En struktur med låg relief och måttlig täckningsgrad av sand mellan reven verkar ha de bästa förutsättningarna för framgång (Deysher m.fl. 2002). Mer om restaurering av tare i kapitel 3.1.4 *Makroalgssamhällen på hårdbotten*.

I Europa har artificiella rev utvecklats under de senaste 40 åren, till största delen i södra Europa, men det börjar finnas ett ökat intresse också i norra Europa. Förstärkning av fiskbestånd och fiskeriförvaltning har varit de huvudsakliga orsakerna till att konstruera konstgjorda rev i till exempel Medelhavet och vid Atlantkusten utanför den Iberiska halvön. I mer nordliga regioner av Europa har snarare naturskydd, restaurering, forskning och rekreation varit de viktigaste orsakerna till att placera ut artificiella rev (Fabi m.fl. 2011). Nationella och regionala program för utplacering och förvaltning av artificiella rev är framtagna och används i majoriteten av Medelhavsländerna, medan sådana riktlinjer oftast saknas i andra europeiska länder, särskilt vad gäller deras förvaltning efter utplacering (Fabi m.fl. 2011).

I Norge har man också använt sig en del av artificiella rev (Christie 2007, Ospar 2009). I norra Norge utanför Hammerfest placerades artificiella rev ut för att förstärka taresamhällen och andra makroalger med associerade djursamhällen och för att skapa habitat skyddade mot betning av sjöborrar. Dessa rev var av typen ”Runderev” (figur 26) som tillverkats av en central betongcylinder fylld med stenar för att ge större vikt och stabilitet och som sedan försetts med 14 vertikala rader av plaströr som strålar horisontellt utåt. Varje revenhet har en total yta på 250 m^2 och väger 9 ton (Christie 2007). I södra Norge placerades artificiella rev ut i Nordfjorden 2002 för att utreda effekterna på flora och fauna, speciellt fisk. Vid dessa rev etablerades snabbt (inom några veckor) höga fisktätheter och fastsittande organismer (figur 27). Redan efter ett par år understöder reven ett klart rikare samhälle av makroalger, ryggradslösa djur och fisk än omgivande bottnar (Christie 2005a, Christie 2007). Två andra rev, tillverkade av betongväggar och pyramider försedda med hål, placerades ut utanför Lofoten i norra Norge 2004 för att attrahera fisk och dessa rev verkar också kunna understöda en lokal ökning i både diversitet och biomassa (Christie 2005a, Ospar 2009).

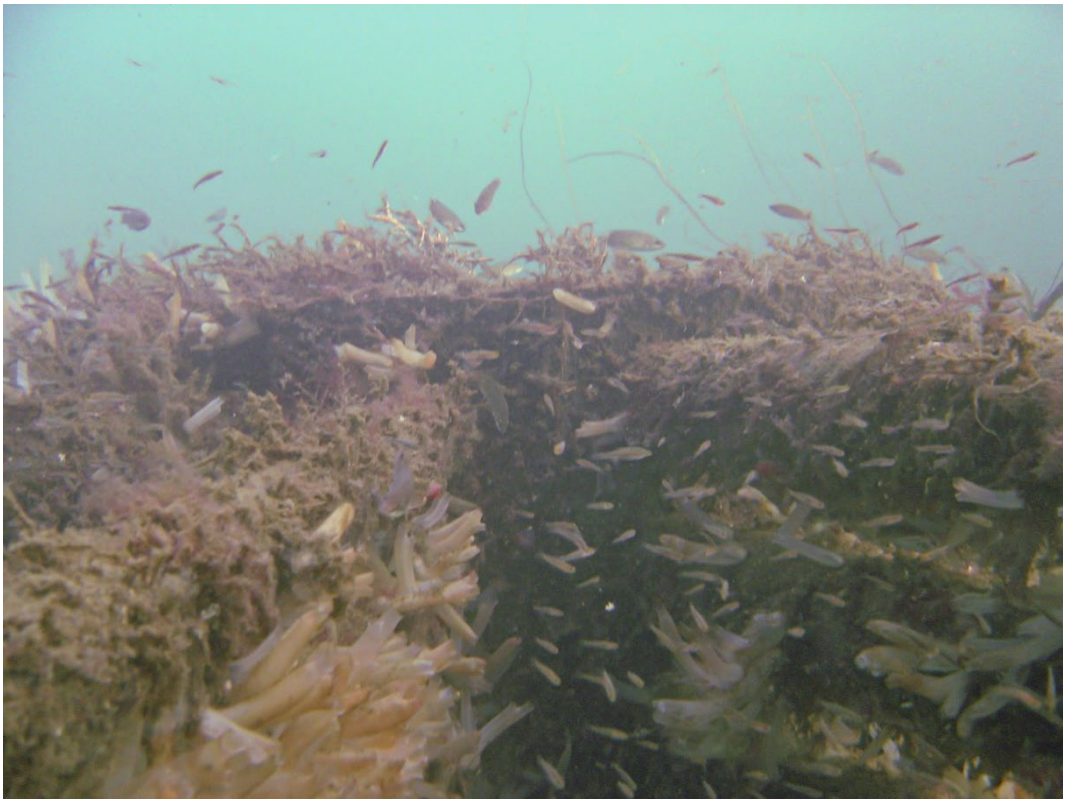
Andra projekt i Norge har utförts av andra orsaker och använt sig av andra metoder. I Oslo hamn har exploatering över många år medfört förändringar i undervattensmiljön och lett till ett utarmat marint liv. Detta har man försökt motverka bland annat genom att placera ut rev, Bland annat rör det sig om fem konstgjorda pyramidformade rev på 7–8 meters djup på mjukbotten (lera) utanför Operan i Oslo i juni 2010 (Christie och Fredriksen 2011). Christie och Fredriksen (2011) rapporterade att betongens eller revens ovansidor vid uppföljning följande år var igenslammade med ett tunt sedimentlager, medan branta delar och insidan av pyramiderna var bevuxna med olika fastsittande ryggradslösa djur som flerborstmaskar, hydroider, sjöpungar, havsanemoner och ostron. Bland rörliga djur förekom strandkrabbor, nätsnäckor, sjöstjärnor och sjöborrar. En del småfisk observerades också. Resultaten visar att reven skapar möjligheter för ett nytt, rentav rikt, djurliv i området och också stöder kolonisering av rödalger. Problem med begränsade ljusförhållanden, dålig vattencirkulation och nedslamning leder ändå till att hela processen mot ett rikare bottenliv kan ta lång tid. Eftersom förhållandena på grunt vatten intill Operan i den inre Oslofjorden är förhållandevis goda finns det grund för att tro att det kan utvecklas ett mer frodigt liv på dessa konstgjorda rev så snart vattenkvaliteten blir bättre (Christie och Fredriksen 2011).

Figur 26 Utplacering av ”Runderev” utanför Hammerfest i norra Norge. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd.

En helt annan typ av initiativ med koppling till konstgjorda rev gäller bottenodling av hummer under musselfarmer vilket har testats i Risør i södra Norge (Christie 2005b). Idén är att nyttja sedimentering av organiskt material från musselfarmer som extra föda för humrarna, istället för att det leder till en förorening av havsbottnen. De konstgjorda reven utgör då habitat för att skapa och upprätthålla förhöjda tätheter av hummer. Ett stort antal juvenil hummer placerades ut och dödligheten var initialt hög, men flera individer etablerade sig i området, vilket gjorde att beståndet ökade totalt sett (Hartvig Christie, personlig kommunikation).

Ett antal exempel med att använda artificiella rev kommer också från Danmark, Tyskland, Japan och Sydkorea. I Danmark avråder man starkt från att restaurera genom att använda artificiella strukturer och man rekommenderar i stället att restaurera rev med stenar (natursten) i områden där stenar avlägsnats. Det finns ändå ett projekt med färjan Ærø som har använts som ett artificiellt rev (https://blog.divessi.com/return-to-denmarks-aerosund-sunken-ferry-has-become-thriving-artificial-reef-1748.html). Vid den tyska östersjökusten har ett konstgjort rev, ”Artificial reef – Nienhagen", skapats för att förbättra fiskresurser genom att främja rekrytering, tillväxt och vila för flera fiskarter. Detta rev omfattar 1 400 betongelement och 2 500 ton natursten och sträcker sig över en yta av omkring 50 hektar (www.riff-nienhagen.de/index_en.shtml). Rapporter från projektet kan laddas ner från adressen: www.riff-nienhagen.de/research_reports_en.shtml. I motsats till det danska exemplet med Læsø Trindel i kapitel 3.1.7 *Restaurering av stenrev i områden där sådana har försvunnit* är denna verksamhet inte fråga om restaurering/rehabilitering, utan representerar snarare en form av vattenbruk. Många konstgjorda rev har också placerats ut som en del av nationella fiskeriprogram som till exempel i Japan och Sydkorea, där stora stål- och betongfundament specifikt har designats för att stå emot starka oceanströmmar. Då strukturerna har positiva effekter på fångsten av fisk, måste försiktighet

iakttas för att undvika att reven används som enbart en ny fiskemetod (en typ av åtling) för att exploatera arter som attraheras av revstrukturerna (Seaman 2007). Å andra sidan utgör också reven refugier gentemot trålfiske (Bombace m.fl. 1994, Macreadie m.fl. 2011).



Figur 27 Fisk kring ett konstgjort rev i Risør i södra Norge. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd. Färgkorrigering: Mårten Erlandsson.

Sammantaget visar flera av dessa erfarenheter på att man potentiellt kan förbättra olika habitat, men samtidigt kan man behöva ta ställning till om det är rätt att göra det. Om det görs som en ekologisk kompensationsåtgärd eller för att förbättra uttag av en specifik ekosystemtjänst kan det vara försvarbart, men då ska man också vara medveten om att åtgärderna också mer är av typen vattenbruk än en form av restaurering/rehabilitering.

I Sverige har man också börjat samla erfarenheter av artificiella rev till exempel genom stenreven utanför Göteborgs hamn (Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016), försök med konstgjorda rev i Bohuslän (Zeffer 2015) samt i form av fundament till havsbaserade vindkraftverk till exempel i Kalmarsund (Qvarfordt m.fl. 2006, Wilhelmsson och Malm 2008, Hammar m.fl. 2015) och vid Lillgrund (Bergström m.fl. 2013, 2014). På senare tid testas också artificiella rev i Sverige som en möjlighet för att understöda torsk (https://www.slu.se/ew-nyheter/2020/5/slu-utvarderar-om-konstgjorda-rev-kan-radda-torsken/).

Vid projektet ”Säkrare farleder till Göteborg” i Göteborgs hamn placerades 800 000 m^3 sprängsten ut på havsbottnen i närheten av Vinga så att de bildade sju stycken stora konstgjorda rev av en längd av 130–380 meter, en bredd av 30–45 meter och en höjd över bottnen på 4–14 meter med ett slutligt vattendjup ovanför reven på 12–25 meter. I samråd med företrädare för

yrkes- och fritidsfisket, fredades områdena runt reven från allt fiske (totalt ca 485 ha), för att ostört kunna följa och utvärdera utvecklingen på dem. Två olika fredningsområden bildades, Buskär med fem rev och Tanneskär med två rev (Wikström m.fl. 2016). En omfattande invandring och rekrytering av fisk, hummer och andra djur konstateras sedan reven anlagts. I jämförelse med naturliga hårdbottnar i området rapporteras det redan efter 2 månader att det finns lika många fiskarter och efter drygt 5 månader också lika hög täthet av fisk på de konstgjorda reven. Artrikedomen av ryggradslösa djur på revens grundare delar (12–20 m) motsvarade efter 5 år cirka 80 procent av artrikedomen på naturliga hårdbottnar (Egriell m.fl. 2007). Efter totalt 11 år rapporterades att reven och fredningsåtgärderna bidragit till flera mätbara effekter, tydligast bland dessa är positiva effekter på hummer (både antal och storlek), men bottenlevande fiskar har också ökat och andra kräftdjursarter än hummer har minskat, möjligen för att dessa arter utgör föda för rovfisk och hummer (Wikström m.fl. 2016). Erfarenheterna av de konstgjorda reven och fredningen visar att relativt små anlagda rev och fredningsområden, Tanneskär (1,2 km^2) och Buskär (3,2 km^2), kan bidra till att stärka befintliga populationer av hummer. Kostnaden för att anlägga reven och under flera år följa upp utvecklingen med dykare och videofilmning uppgick till 12 miljoner kronor (Egriell m.fl. 2007, Salonsaari 2009). Denna verksamhet ska dock mer betraktas som en kompensationsåtgärd än som en restaurerings- eller rehabiliteringsåtgärd, eftersom man sprängde bort befintliga rev närmare land och förbättrade ett annat habitat artificiellt, men samtidigt på bekostnad av existerande naturliga habitat. Jämför detta tankesätt med filosofin bakom anläggande av stenrev där sådana har försvunnit, se kapitel 3.1.7.

Söder om Almön i Tjörns kommun (Bohuslän) har försök gjorts med tre olika typer av konstgjorda rev. En undersökning av Zeffer (2015) visar att två av konstruktionerna, ett med sprängsten och ett med sammanbundna betongrör (figur 28), i initialskedet lockar till sig små rovfiskar (mesopredatorer) som snultror och annan läppfisk, i tillägg till hummer, sjöstjärnor och ett antal andra ryggradslösa djurarter. Den tredje konstruktionen, som består av armeringsjärn, lockar istället till sig sjöpungar och kolonier av fastsittande smådjur (Zeffer 2015).

Figur 28 Sammanbundna betongrör som fungerar som konstgjort rev sänks ner i fjorden utanför Tjörn. Foto: Projekt 8-fjordar, med tillstånd.

Nyligen har man i Sverige också börjat placera ut uttjänta julgranar, så kallade risvasar, i sjöar och i Östersjön. Dessa julgranar kan fungera som lekhabitat för till exempel abborre i områden där det är ont om lämpliga leksubstrat, som vassruggar (Snickars m.fl. 2010). Granen placeras med fördel ut innan isen lägger sig med toppen nedåt bottendyn, eftersom mycket ris vid ytan ökar syresättningen. Granen bör också förankras eller tyngas ned så att den inte driver iväg. Man bör dock inte placera ut granen var som helst, och vattenägaren eller den lokala fiskevårdsföreningen bör kontaktas i förväg (http://resurs.slu.se/julgran-gladjer-abborre/). Det finns även annan lagstiftning kring detta (som motsvarar den som finns för att lagra virke i sjöar). Läs mer om risvasar i Degerman m.fl. (2017).

Olika former av marina konstruktioner innebär ofta också olika slags bidrag till undervattensmiljön. I Kalmarsund har man i ett flertal projekt med stöd av Energimyndigheten studerat bland annat bropelare och fundament till vindkraftverk. Detta har också undersökts vid Lillgrund i Öresund. Dessa studier visar att organismsamhällena ofta får nya förutsättningar genom konstruktionerna samtidigt som artsammansättningen på dem kan skilja sig markant från liknande naturliga substrat (Qvarfordt m.fl. 2006, Wilhelmsson och Malm 2008). Tillkomst av nya habitat och fiskrefugier, till exempel i form av att vindkraftverks fundament fungerar som konstgjorda rev, utgör i sig en svårbedömd miljöpåverkan, då fundamenten kan utgöra underlag för nya bottensamhällen och locka till sig fisk och marina däggdjur (Bohnsack 1996, Wilhelmsson m.fl. 2006, Bergström m.fl. 2013, 2014, Stenberg m.fl. 2015a, Hammar m.fl. 2015). Fisken är då dels skyddad från vissa former av fiske (bottentrålning), men speciellt stor fisk kan också vara lättare att fånga på grund av anlockningseffekten, vilket undersökningar vid Lillgrund i Öresund visar (Bergström m.fl. 2013, 2014). Områdena kring vindkraftsparker är idag inte fredade från fiske. Tvärtom kan det på grund av reveffekten bli så att mer stor fisk fångas än tidigare, både av fiskare och av säl och skarv. Frågan är därför om man kan se reveffekten, det vill säga anlockningseffekten, som något positivt ur en biologisk synvinkel (Claisse m.fl. 2014, Koeck m.fl. 2014, Smith m.fl. 2016, men se också Roa-Ureta m.fl. 2019 och Folpp m.fl. 2020 för en mer nyanserad bild på problematiken).

Liknande konstgjorda rev som primärt inte har något att göra med restaurering och rehabilitering utgörs till exempel av Nordstreams gasrör tvärs igenom Östersjön och de stödfunktioner som dessa anläggningar kräver (https://www.nord-stream.com/). I Finska viken gäller detta även Baltic Connector mellan Finland och Estland (http://balticconnector.fi/en/). De rör som används förankras och skyddas med stora mängder sten, vilka i princip kommer att fungera som undervattensrev, men samtidigt sker detta revtillägg på bekostnad av existerande naturliga habitat.

Notera att vindkraftsfundament, bropelare, gasrör och andra anlagda hårda underlag också kan fungera som brohuvuden för spridning av invasiva arter (som exempelvis svartmunnad smörbult) i områden där det annars råder brist på hårda substrat (Bulleri och Chapman 2010, Airoldi och Bulleri 2011, Degraer m.fl. 2011, Airoldi m.fl. 2015). Läs mer om detta i Kraufvelin m.fl. (2021).

Konstgjorda rev av sten eller betong tjänar som substrat för hårdbottenorganismer under överskådlig tid, så länge substraten inte täcks av finsediment (Ushiama m.fl. 2016). Små artificiella rev med stor topografisk komplexitet används redan i stor utsträckning i många hav för att attrahera fisk och kräftdjur (Bohnsack och Sutherland 1985, Christie 2007, Seaman 2007, Fabi m.fl. 2011). Det verkliga behovet av att skapa nya hårdbottnar eller kompensera för förlusten av naturliga hårda substrat bör ändå diskuteras. Grunda mjukbottnar kan vara bevuxna med olika arter av makrofyter, som har stor ekologisk betydelse. Även obevuxna mjukbottnar har en

ekologisk funktion, som ändras eller går förlorad om området omvandlas till hårdbotten (www.marbipp.tmbl.gu.se/, Kraufvelin m.fl. 2018b). Det bör även i detta sammanhang framhållas att ändringar av bottentopografin kan medföra förändrad vattenomsättning, ändrade vattenströmmar och förändrad sedimenttransport i de konstgjorda substratens omgivning under lång tid, vilket väsentligt kan påverka befintliga livsmiljöer (Ruuskanen m.fl. 2015).

Det finns ingen världsomfattande databas för konstgjorda rev (Seaman 2007). Uppgifter om vilka befintliga naturvärden man kan skada när man utför olika typer av åtgärder är också bristfälligt sammanställda. En utmaning för varje projekt med konstgjorda rev är att definiera de förhållanden eller de historiska baslinjer till vilka man eftersträvar att ”restaurera” eller återföra systemet. Med andra ord bör man kunna svara på frågan ”Restaurering till vad?”. Att man utför mätningar på hur väl det nya konstruerade ekosystemet fungerar är också centralt för alla åtgärder av denna typ (Seaman 2007).

- Artificiella rev är en speciell form av ”habitatskapande” där man inte utgår från levande material utan istället konstruerar konstgjorda hårdbottnar av sprängsten, betongkonstruktioner, med mera.
- Konstgjorda rev attraherar till exempel fisk och skaldjur och är därför intressanta för fiske, friluftsliv och turism (dykning).
- Det är oklart i vilken mån reven leder till en ökad produktion av fisk och kräftdjur (vilket man önskar), eller om fisken och kräftdjuren bara attraheras till de konstgjorda reven (kan då leda till att de blir lättare att fånga vid fiske eller drar till sig flera predatorer).
- Konstgjorda rev tar plats på bekostnad av av naturliga ekosystem och kan ha oönskade effekter på hydromorfologin i området.
- Det vetenskapliga underlaget kring positiva och negativa effekter av konstgjorda substrat/rev är bristfälligt, likaså tillgången till kostnadsberäkningar för olika åtgärder, vilket är förvånande med tanke på den höga aktiviteten och det stora antalet vetenskapliga publikationer i ämnet.

En sammanfattning av artificiella rev som en restaureringsliknande åtgärd ger vid handen att fokus i regel ligger på symptom (inte på orsaker), att genomförbarheten är måttlig till hög och att varaktigheten av åtgärden kan bli lång (bilaga 1–2). Däremot finns det långt ifrån enbart positiva resultat med att placera ut artificiella rev, som till exempel en förväntad ökning av mängden habitat, ökad biodiversitet och bevarade ekosystemtjänster, utan också en rad risker eller möjliga negativa bieffekter. De utplacerade konstruktionerna kan bland annat ge upphov till förändrad bottenstruktur och vattenomsättning (Ruuskanen m.fl. 2015) och att nya (ofta hårda) habitat prioriteras på bekostnad av andra (ofta mjuka) habitat (Bulleri och Chapman 2010, Dafforn m.fl. 2015a). Att man potentiellt gynnar "attraktion av individer" framför "produktion" kan även leda till överuttag av eller ökad predation på vissa fiskarter eller stor rovfisk och olika arter av kräftdjur (Jaquemet m.fl. 2004, Bortone 2006, Mikkelsen m.fl. 2013). Hårda nya substrat i områden med dominans av mjukbotten kan även fungera som brohuvuden för invasiva arter (Elliott 2004, Bulleri och Chapman 2010, Airoldi och Bulleri 2011, Degraer m.fl. 2011, Airoldi m.fl. 2015). Det vetenskapliga underlaget kring positiva och negativa effekter av artificiella rev är fortfarande ganska bristfälligt, likaså tillgången till kostnadsberäkningar för olika åtgärder. Det här är förvånande med tanke på den höga aktiviteten som finns kring artificiella rev och det stora antalet vetenskapliga publikationer i ämnet. Kostnaderna för anläggning är väldigt varierande, antagligen går de från att vara närmast gratis till att överskrida 1 miljon kronor, mestadels beroende på typen av strukturer, praktiska åtgärder och tekniker vid utplacering, om övervakning ingår, etcetera. Som åtgärdspotential i sig får de konstgjorda reven/substraten måttligt höga poäng av

expertgruppen (21,7 poäng, bilaga 2a). Detta beror främst på avsaknad av toppoäng (bortsett från god tillgång till metodik) och den relativt låga allmänna nyttan av de genomförda åtgärderna. Man kan också fråga sig huruvida det är moraliskt riktigt att satsa pengar på artificiella rev/substrat i förhållande till att nyttja samma resurser för att restaurera skadade/förstörda naturliga habitat.

3.3.2 Biomanipulering

Biomanipulering till exempel genom reduktionsfiske siktar på att återetablera eller påverka trofiska strukturer i ekosystem där dessa har förändrats. Förändringar kan till exempel ha ägt rum på grund av överfiske av stor rovfisk (figur 29), eutrofiering eller för att mer gynnsamma förhållanden uppstått för mesopredatorer (Helcom 2018b) och leda till en dominans av små predatorer i födoväven såsom karpfiskar, spiggar och svartmunnad smörbult i Östersjön och snultror och strandkrabbor (figur 30) i Västerhavet.

Biomanipulering genom reduktionsfiske har ofta två huvudsakliga effekter på vattenekosystemet, det vill säga att näringsämnen avlägsnas genom att fiskvävnad tas upp och att bestånden av de fiskarter man fiskar på minskar (Iho m.fl. 2017). Att genom fiske ta bort planktonätande fisk har provats som restaureringsåtgärd i sjöar (Hansson m.fl. 1998, Lammens 2001, Mehner m.fl. 2004, Jeppesen m.fl. 2012). Biomanipulering är dock en relativt oprövad åtgärd i marina system och kan till och med vara riskabelt i kust- och utsjösystem med komplicerade näringsvävar (Lindegren m.fl. 2010, Jokinen och Reinikainen 2011, Sandström 2011, Appelberg m.fl. 2013, https://johnnurmisensaatio.fi/en/projects/local-fishing-project/). På en generell nivå har en förbättrad trofisk reglering av kustfiskpopulationer diskuterats som en potentiell åtgärd för viktiga områden med makrofyter i Östersjön (Lindegren m.fl. 2010, Östman m.fl. 2016, Iho m.fl. 2017).

Biomanipulering genom reduktionsfiske av spigg kunde till exempel bidra med positiva effekter både genom trofisk reglering av trådformiga alger och minskad spiggpredation på ägg och larver av rovfisk, men detta har inte testats (Byström m.fl. 2015, Bergström m.fl. 2015, http://balticsea2020.org/alla-projekt/rovfisken/12-rovfisken-pagaende-projekt/464-trala-efter-storspigg-i-bottenviken, https://seabasedmeasures.eu/pilots/). Reduktionsfiske riktat mot karpfiskar, som mört, braxen och björkna, är ett annat alternativ som har testats i Finland, men utan rapporterade större framgångar med avseende på minskad mängd karpfisk eller förbättrad vattenkvalitet (Jokinen och Reinikainen 2011). Det finns dock bevis på goda effekter av reduktionsfiske i sjöar (http://www.eviem.se/sv/projekt/Utfiskning-mot-eutrofiering/), och det är sannolikt med positiva effekter också längs kusten http://www.upplandsstiftelsen.se/UserFiles/Archive/5417/Rapporter/2011_2_Reduktionsfiske.pdf). Reduktionsfiske av karp har också testats i Sverige (Sandström 2011). Läs mer om reduktionsfiske på länken: https://johnnurmisensaatio.fi/en/projects/local-fishing-project/.

Genom att använda en födovävsmodell visar Lindegren m.fl. (2010) att storskalig biomanipulering av skarpsill för att återhämta torskbestånd är svårt att genomföra, kostsamt samt troligen också ekologiskt ineffektivt. Minskat uttag av torsk antas vara ett betydligt effektivare förvaltningsverktyg (Lindegren m.fl. 2010).

Figur 29 Vitling (ovan) och torsk (nertill) är viktiga rovfiskar på västkusten. Stillbilder från undervattenskamera i Kosterhavet, färgkorrigerade av Mårten Erlandsson, SLU.

Vad beträffar biomanipulering av till exempel fisksamhällen är det viktigt att känna till möjliga kaskadeffekter som innebär att påverkan på en art kan få följder för hela organismsamhället (Lindegren m.fl. 2010). Detta kan till exempel vara fallet med det ökade antalet småfisk men även strandkrabbor (mesopredatorer) som är sammankopplat med ett historiskt överfiske av stor rovfisk längs våra kuster (Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2009, 2011, Baden m.fl. 2012, Östman m.fl. 2016, Donadi m.fl. 2017, Eklöf m.fl. 2020).

Figur 30 Strandkrabbor och stensnultror som mesopredatorer på utplacerade små blåmusselindivider vid ett experiment i modellekosystem i Norge (Foto: Hartvig Christie, NIVA, med tillstånd).

För att få tillbaka stor rovfisk finns det olika förslag till biomanipulering som:

- riktat reduktionsfiske (till exempel reduktion av storspigg i Östersjön, snultror i Västerhavet, se ovan),
- odling eller utsättning av fisk (se till exempel Støttrup och Sparrevohn 2007, Bell m.fl. 2008),
- att gynna rovfisk på annat sätt till exempel genom gäddfabriker (se kapitel 3.2.1.2 *Kustnära våtmarker*),
- att minska fisketrycket, att inrätta fiskefria områden (se kapitel 3.2.5 *Förstärkning av rovfiskpopulationer för att rehabilitera funktioner i kustekosystem* och kapitel 3.3.7 *Övriga åtgärder, inklusive förvaltningsrelaterade åtgärder*), *samt*
- att öka kontroll av skarv och säl.

Många av dessa åtgärder har ännu inte testats i större skala varför det är för tidigt att uttala sig om eventuella positiva effekter även om några av åtgärderna troligen kan leda till stärkta bestånd av rovfisk och minskade eutrofieringssymptom. Snultror är dessutom en marin resurs och används för att reducera laxlus, en parasit vid fiskodlingar (Darwall m.fl. 1992, Skiftesvik m.fl. 2013, 2014, Andersson m.fl. 2021). Det finns också indikatorer på att snultrorna har flera positiva effekter på fleråriga makroalger och ålgräs, till exempel genom att konsumera betare som annars kanske inverkar negativt på makrofyterna (Bergström m.fl. 2016, Kraufvelin m.fl. 2017, 2020). Alltför kraftigt fiske på snultror kan därmed också i sig ha negativa effekter på kustens ekosystem (Halvorsen m.fl. 2017, Kraufvelin m.fl. 2020, Andersson m.fl. 2021, Bourlat m.fl. 2021).

Eftersom biomanipulering är väldigt komplicerat med stor risk för misslyckanden är det svårt att bedöma effekter och möjliga framgångar på förhand. Om biomanipuleringsmetoder anses vara relevanta bör de därför testas i liten lokal skala under strikt kontroll. Det fattas fortfarande mycket kunskap om biomanipulering och riskerna för misslyckanden är påtagliga. Fler replikerade försök behövs för att studera bredare ekosystemeffekter och för att kunna fastslå var och när metoderna är bäst tillämpbara, om resultaten ens kan tillämpas mer generellt.

Åtgärderna borde också innefatta hur man tar hand om den fångade fisken på bästa sätt för att undvika slöseri med naturliga resurser. Som en kuriositet i sammanhanget kan man här nämna spiggen som en potentiell resurs/råvara för till exempel: lampolja eller färg (historisk användning), för fiskmjöl, för biogas/biodiesel, som kosttillskott eller som föda. Samtidigt kunde en lyckad skörd av spigg ge: ett uttag av näringsämnen från havet, återställda födovävar, mer rovfisk och mer betare, mindre trådalgsproblem (Ulf Bergströms föredrag vid restaureringskonferensen i Stockholm i 11–12 mars 2020).

En positiv bieffekt av riktat reduktionsfiske skulle vara att kväve och fosfor också avlägsnas från ekosystemet tillsammans med den fångade fisken (Hjerne och Hansson 2002). Biomanipulering genom reduktionsfiske är tillsammans med odling och skörd av marina organismer och fosforutfällning med aluminium eller järn, en av få tillgängliga metoder som är kapabla att direkt avlägsna näringsämnen som redan finns inne i havsekosystemet, det vill säga angripa den interna belastningen (bilaga 1). Fisket kan därför även ses som en åtgärd riktad både mot orsaker till och symptom på övergödning (för fler exempel på detta, se kapitel 3.3.3 *Odling och skörd av marina organismer för borttagning av närsalter*).

Det verkar inte finnas entydiga uppgifter om kostnader för biomanipulering av kustfisk, men Sandström (2011) rapporterar en kostnad på 1 600 kronor per kg avlägsnad fosfor i sin undersökning av mörtfisk i Östhammar, östra Sverige. För biomanipulering genom fiske av mörtfiskar i Skärgårdshavet i Finland uppskattas det att 8 ton fosfor årligen kan återvinnas från havet (https://johnnurmisensaatio.fi/en/projects/local-fishing-project/). Detta fiske är också bärkraftigt i sig självt för tillfället, eftersom fosforminskningen sker gratis och resulterar i en födoprodukt som konsumeras av människor. Allt som behövdes för att få igång aktiviteten var inledande insatser för att ta fram en användbar produkt och sedan hitta en marknad för den.

Som restaureringsåtgärd är biomanipulering en insats som främst riktas mot symptom. Biomanipulering har en komplicerad genomförbarhet, kort till måttlig varaktighet, ett begränsat vetenskapligt underlag och en begränsad tillgång till kostnadsberäkningar för kustmiljöer (bilaga 1–2). Delvis av den anledningen får dessa åtgärder sammantaget inte speciellt höga poäng i tabellen för expertbedömning, trots höga poäng för den allmänna nyttan av ett lyckat genomförande av åtgärderna (19,2 poäng, bilaga 2a). Områden som ytterligare drar ner poängen är möjlig låg kostnadseffektivitet, behov av kompletterande åtgärder och risk för negativa och svåröverskådliga bieffekter när man går in och aktivt manipulerar ekosystemen.

3.3.3 Odling och skörd av marina organismer för borttagning av närsalter

Odling och skörd eller enbart skörd av biologiska organismer för till exempel borttagning av närsalter är inte heller i egentlig mening en form av restaurering. Dessa åtgärder tas ändå med i rapporten som åtgärder för att motverka eller lindra effekter av framför allt eutrofiering i olika kustområden i lokal skala. Åtgärderna har varit föremål för olika former av utprovning under det

senaste decenniet både i Östersjön och i Västerhavet. Mest har det handlat om odling av blåmusslor, men även försök med odling av japanska jätteostron, makroalger, mikroalger, våtmarksvegetation, vass och sjöpungar har förekommit, likaså enbart skörd av vilda organismer (se till exempel skörd av vass, alger och annan vattenvegetation i kapitel 3.2.2 samt biomanipulering i kapitel 3.3.2). Den gemensamma avsikten med insatserna är att låta levande (växande) organismer ta upp överskott av näringsämnen i havet och sedan avlägsna dessa näringsämnen i samband med att organismerna skördas. Olika utmaningar i samband med detta är att:

- hitta lämpliga odlingssubstrat som kan bibehållas i vattnet under längre tidsperioder och klara av stormar, isförhållanden, med mera,
- få rekryterat en tillräcklig mängd organismer till ett lämpligt odlingssubstrat,
- få organismerna att uppta överskottsnäring utan stora bieffekter på omgivande ekosystem,
- hitta metoder för effektiv skörd av de fullvuxna organismerna,
- på lämpligt sätt kunna ta hand om det biologiska materialet efter skörd till exempel för foder eller andra marina råvaror, som bioenergi, för jordförbättring, etcetera.

Odling och skörd av marina organismer är en av få tillgängliga metoder som är kapabel att direkt avlägsna och, också i detta fall, återanvända näringsämnen som redan finns i det marina ekosystemet (Kotta m.fl. 2020a, b).

Musselodling kan användas för att motverka den ökade övergödningen av marina miljöer med näringsämnen och organiskt material på grund av yttre belastning, men även den höga interna belastningen inom systemet. Insatserna kan också ge klarare vatten och skördade blåmusslor utgör en marin resurs.

Musselodling för att avlägsna näringsämnen innebär att en naturlig rekrytering av blåmusslor möjliggörs på konstgjorda odlingssubstrat som rep (longlines) eller nät hängande vertikalt i vattenmassan. Naturlig tillväxt och slutlig skörd av musslorna leder till att näringsämnen avlägsnas (Kraufvelin och Díaz 2015, Kotta m.fl. 2020a).

Musselodling för att minska på näringsämnen i vattenområden utförs numera på många håll. Denna verksamhet sker i tillägg till odling av musslor som en födoresurs. Odling av blåmusslor för att ta bort närsalter har prövats i bland annat Västerhavet och i danska fjordar i stor skala och i mindre skala i Östersjön, bland annat i Danmark, längs Tyskland norra kust, i Kalmarsund, i Sankt Annas skärgård och på Åland (Lindahl 2008, 2012, Carlsson m.fl. 2009, Dolmer m.fl. 2009, Bergström m.fl. 2013, Kraufvelin och Díaz 2015, Taylor m.fl. 2019, Kotta m.fl. 2020a, b, Buer m.fl. 2020, Holbach m.fl. 2020, Petersen m.fl. 2020). Det finns uppgifter på hur mycket det kostar att avlägsna 1 kg kväve och 1 kg fosfor genom odling och skörd av blåmusslor (till exempel Lindahl 2008, 2012, Carlsson m.fl. 2009). Den senaste informationen från Kotta m.fl. (2020a) anger en kostnad på 380–2 780 kronor per kg N (kväve) och 9 240–38 540 kronor per kg P (fosfor). I jämförelse med de kostnader som anges för fosforrening från land i avloppsvattenverk som enligt Hasselström (2007) har ett kostnadsspann på 421–1 080 kronor/kg renad P och även i jämförelse med kostnader för aluminiumutfällning av fosfor i Björnöfjärden på ca 2 250 kronor/kg P (Kumblad och Rydin 2019) förefaller dessa kostnader för rening via musselodling som mycket höga. Samtidigt bör man komma ihåg att blåmusslorna också utgör en marin resurs med flera

användningsområden och att åtgärderna är direkt riktade mot den interna näringsbelastningen, näringsämnen som redan är närvarande i havsekosystemet, det vill säga verksamheten motverkar en belastning som inte kan nås av många andra restaureringsliknande åtgärder.

I Östersjön har odling av blåmusslor ändå stött på en hel del kritik där åtgärdens effektivitet för att rena vattenområden har ifrågasatts och det har befarats att bottnar under musselodlingarna kan bli förorenade med organiskt material och höga närsaltsnivåer och göra stor lokal skada (se till exempel Stadmark och Conley 2011, Hedberg m.fl. 2018, Wikström m.fl. 2020, https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Speciellt befaras det att negativa effekter uppstår vid stora och täta farmer (Wikström m.fl. 2020). Andra negativa responser av musselodlingar kan bestå av risker för syrebrist, risker för oönskade planktonblomningar, försvårad båtnavigering, samt att odlingen upptar vattenytor på bekostnad av annan användning. Det är också viktigt att komma ihåg att musselodlingarna aldrig kan ersätta andra åtgärder som bör vidtas för att minska närsaltsbelastningen.

Musselodling är ändå en av de få metoder som direkt angriper/avlägsnar näringsämnen som redan finns i ekosystemet, tillsammans med till exempel biomanipulering genom reduktionsfiske (se 3.3.2 *Biomanipulering*) och utfällning av fosfor med hjälp av aluminium eller järntillsats (se kapitel 3.2.1.1 *Grunda havsvikar*). Musselodling kan därför ha potential att utvecklas som en lokal åtgärd med betydligt mindre risker för miljön än till exempel fiskodling (Kraufvelin och Díaz 2015, Kotta m.fl. 2020a). För att musselodlingen ska utvecklas på ett hållbart sätt är det viktigt att odlingsaktiviteterna och vatten- och bottenmiljön kring odlingarna övervakas regelbundet (figur 31). För tillfället är utvecklingen inom musselodling som åtgärd för att ta bort näringsämnen snabb, speciellt i Östersjöns sydvästra delar:

- Taylor m.fl. (2019) ger uppgifter för hur musselodling kan optimeras för att lindra eutrofieringen, utifrån olika odlingsmetoder och odlingstekniker.
- Buer m.fl. (2020) redovisar möjligheter och genomförbarhet av blåmusselodling längs en salthaltsgradient i västra Tyskland.
- Holbach m.fl. (2020) presenterar en rumslig modell och Petersen m.fl. (2020) bidrar med generella riktlinjer för musselodling som åtgärd för att lindra eutrofieringen.
- Ritzenhofen m.fl. (2021) bidrar med uppgifter om lindringspotential, hot och kostnadseffektivitet för blåmusselodling i mesohalina eutrofierade inre kustvikar.

För de andra typerna av odling av biologiskt material (makroalger, mikroalger, våtmarksvegetation, vass och sjöpungar) finns inte lika mycket material publicerat. Information om odlingsförsök med japanska jätteostron kan fås från IVL, Svenska Miljöinstitutet: https://www.ivl.se/toppmeny/pressrum/nyheter/nyheter---arkiv/2017-09-20-japanska-jatteostron-odlas-i-nytt-innovationsprojekt.html. Information om odling av sjöpungar kan fås från Norén (2012), Odhner m.fl. (2013) och från Fredrik Noréns presentation vid den marina restaureringskonferensen i Umeå 2–3 februari 2016 samt i Kalmar 14–15.3. 2018 (https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html). Information om odling, uppsamling och skörd av fiskrens, våtmarksvegetation, mikroalger, tång på stränder, blåmusslor, med mera kan fås från Filip Hvitlocks presentation på den marina restaureringskonferensen i Göteborg 3–4 februari 2015). Uppsamling och bortförsel av makroalger och driftvallar på stränder (i Hvitlocks presentation) kan ändå i sig utgöra ett

problem, eftersom det rör sig om viktiga och ibland hotade habitattyper (art- och habitatdirektivet EU-kod:1210) som används av flera arter, bland annat många hotade kräftdjur (se kapitel 3.3.6 *Strandstädning och åtgärder mot marint skräp*).

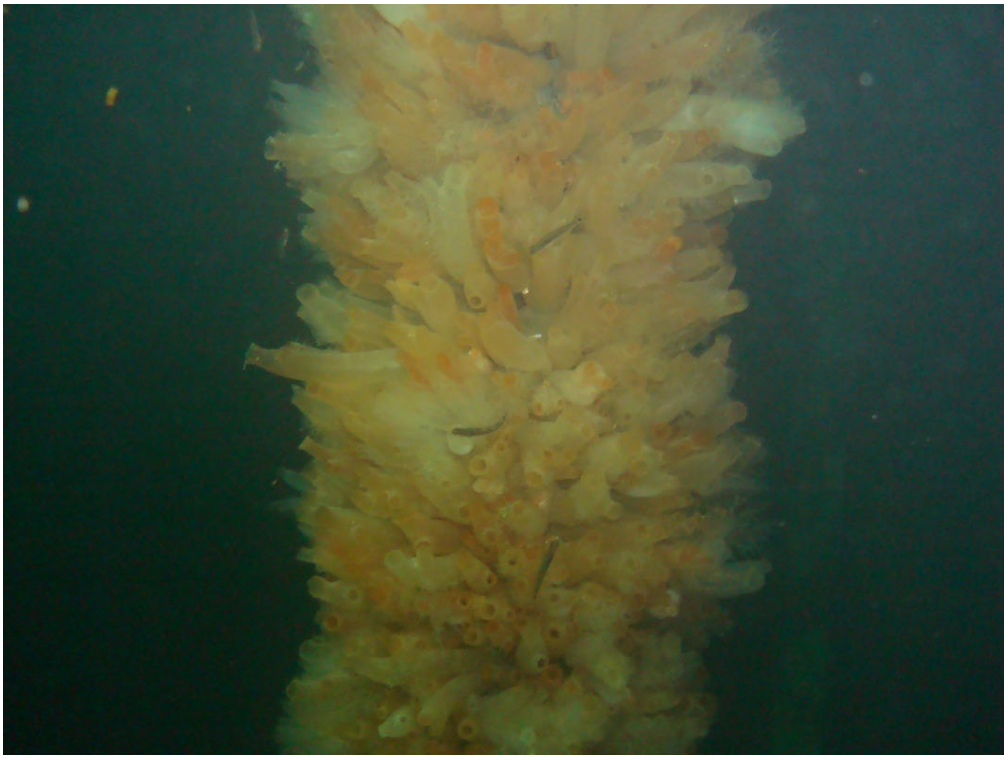
Odling av blåmusslor för att minska närsaltshalter i havet får som restaureringsmetod inte lika positiva omdömen som etablering av naturliga musselrev och musselbottnar (se kapitel 3.1.5 *Mussel- och ostronrev på hårdbotten*) trots att delvis samma positiva sidoeffekter kan förekomma. En orsak till detta är lokal belastning under musselodlingen och risk för syrebrist och att fosfor till följd av detta frigörs ur sedimenten (figur 31, bilaga 1). Denna belastning kan dock antas vara ganska begränsad och i de flesta fall omfatta högst ca 50 meter runt odlingen (Bergström m.fl. 2013). Eventuellt kan problemet minskas genom att havsborstmaskar tillsätts till sedimenten under odlingen (Bergström m.fl. 2013, 2017). En annan svaghet med musselodling är att metoden bara riktar in sig på symptomen. Genomförbarheten beror dessutom starkt på yttre förhållanden som vattenkvalitet, salthalt och tillgång på larver, men även till stor del också på slumpen, eftersom rekrytering av blåmusslor till odlingssubstratet varierar kraftigt rumsligt och till och med kan misslyckas vissa år, speciellt i områden med lägre salthalter (Mäki 2014, se också Westerbom m.fl. 2021 med avseende på naturliga variationer i musselrekrytering i ett skärgårdsområde). Åtgärdens varaktighet vad gäller att motverka eutrofieringsproblem är också kortvarig och den måste fortgå kontinuerligt för att inte tappa effekt. Däremot börjar det finnas ett stort vetenskapligt underlag för metoderna och likaså noggranna kostnadsutredningar (bilaga 1). En expertbedömning av effektiviteten och genomförbarheten av olika marina restaureringsåtgärder placerar in musselodling i det nedre skiktet av tabellen med låga poäng för långsiktig framgång, för att det finns behov av kompletterande åtgärder, samt för risken för negativa bieffekter (19,8 poäng, bilaga 2a).

Figur 31 Provtagning av mjukbottenfauna vid en musselodling i Kumlinge, Åland. Foto: Patrik Kraufvelin.

Odling och skörd av annat biologiskt material som alger och sjöpungar (figur 32) fungerar som restaureringsåtgärd på ungefär samma sätt som musselodling (bilaga 1). Det är alltså fråga om metoder som enbart riktar in sig på symptom, med relativt låg grad av genomförbarhet (de är starkt beroende av yttre förhållanden för framgång) och relativt kort varaktighet för miljön, såvida inte aktiviteterna utförs kontinuerligt. Dessutom är det vetenskapliga underlaget för dessa metoder, i motsats till situationen för musselodlingen, ofta dåligt och tillgången till kostnadsberäkningar (specifikt för varje viktenhet avlägsnad fosfor och kväve) oklara (bilaga 1). Dessa åtgärder har inte bedömts av expertgruppen för denna rapport.

Den gemensamma avsikten med odlings- och skördeinsatserna som omnämns i detta kapitel är att låta levande (växande) organismer ta upp överskott av näringsämnen i havet, för att sedan avlägsna dessa näringsämnen i samband med att organismerna skördas. Utmaningar finns bland annat med att:

- hitta lämpliga odlingssubstrat,
- få organismer att rekrytera till substraten,
- få organismerna att uppta överskottsnäring, växa och bli skördade utan negativa effekter på miljön och utan alltför höga kostnader,
- få det odlade biomaterialet omhändertaget.



Figur 32 Stora mängder sjöpungar som koloniserat ett undervattenssubstrat vid Skagerrakkusten. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd.

3.3.4 Åtgärder mot främmande arter

Främmande arter tas inte upp generellt ur ett restaureringsperspektiv i denna rapport. Detta eftersom så fort en icke-infödd marin art, en brackvattens- eller sötvattensart etablerat sig i Östersjön eller i Västerhavet, är ”restaurering” genom utrotning inte längre ett fungerande alternativ och man kan inte längre återvända till ett tidigare historiskt läge som rådde innan arten kom in (Helcom 2018a). Således återstår då en förvaltning som primärt riktar in sig på att förhindra nya introduktioner av främmande arter, samtidigt som man minimerar negativa effekter på redan etablerade icke-infödda arter (Helcom 2018a). Det görs ändå ett par undantag från detta i rapporten. Dessa undantag gäller två artgrupper som diskuterats på den marina restaureringskonferensen i Umeå 2–3 februari 2016, det vill säga vattenpest och svartmunnad smörbult. Ett tredje undantag görs för det japanska jätteostronet, där lokalt utrotande också kan ses som en åtgärd för att återskapa tidigare habitat.

Vattenpest (*Elodea canadensis*) och smal vattenpest (*Elodea nuttallii*) är två främmande arter av vattenväxter som under senare tid etablerat sig på den svenska sidan av Kvarken och Bottenviken, och vars etablering bland annat lett till eutrofieringsrelaterade problem när organismerna bryts ned. Arterna har inga rötter och sprider sig genom fragment av plantan. Som ”restaureringsförslag” har man fört fram att samla in växterna och forsla bort dem, att täcka över dem (mörkerdödande) eller att reducera mängden närsalter i området. Insamling och bortförsel borde starta genast när arterna upptäcks och upprepas tills alla individer är borta (https://laji.fi/en/taxon/MX.40119/invasive). Det finns dock en risk för ökad spridning av arterna vid insamling och för att andra organismer också skadas eller störs av övertäckningsåtgärderna. Lyckade insatser kan leda till ökad ekologisk status i vattnet genom att bättre betingelser skapas för andra växter. Undersökningar av utbredningen av vattenpest och smal vattenpest görs för tillfället, likaså görs en åtgärdsutredning till exempel i Fjärdgrundsområdet i mynningen av Umeälven.

Den svartmunnade smörbulten är en främmande art som hotar olika habitat, möjligen framför allt musselhårdbottnar genom konsumtion av musslor, i delar av södra och Egentliga Östersjön (Järv m.fl. 2011, Kornis m.fl. 2012, Rakauskas m.fl. 2013, Kotta m.fl. 2016), och arten ökar också hela tiden i förekomst i Sverige. Den svartmunnade smörbulten riskerar dessutom att konkurrera ut inhemska fiskarter och att i varierande utsträckning dominera sin ekologiska nisch (Sapota 2004, Sapota och Skora 2005, Rakauskas m.fl. 2008, 2013, Ojaveer m.fl. 2015). Bland annat har konkurrens med piggvar (Ustups m.fl. 2016), skrubbskädda (Karlson m.fl. 2007, Järv m.fl. 2011, Orio m.fl. 2017), gärs (Rakauskas m.fl. 2013) och tånglake observerats (https://www.nobanis.org/marine-identification-key/fish/fish-start/fish-key/neogobius-melanostomus/). Inga aktiva åtgärder har utförts för att bekämpa den svartmunnade smörbulten, men ökad övervakning och förvaltning har vidtagits, en åtgärdsplan är på gång och man utreder möjligheterna för ett reduktionsfiske (Ann-Britt Florins presentation vid den marina restaureringskonferensen i Umeå 2–3 februari 2016 och www.havochvatten.se/frammandearter). Då den svartmunnade smörbulten framför allt sprids av fartygstrafik kan behandling av fartygens barlastvatten hjälpa till att begränsa dess spridning. En förstärkning av rovfiskbestånden kan troligen också minska antalet svartmunnade smörbultar.

Japanskt jätteostron har tidigare behandlats i kapitel 3.1.5 *Mussel- och ostronrev på hårdbotten*. Jätteostronet är en främmande invasiv art som förekommer på den svenska västkusten. Liksom i fallet med den svartmunnade smörbulten pågår inga aktiva åtgärder för att bekämpa jätteostronet. För jätteostronets del förekommer heller ingen systematisk övervakning (Havs- och

vattenmyndigheten 2018), men det pågår nu en hel del undersökningar och experiment i Sverige och i Europa (se kapitel 3.1.5 *Mussel- och ostronrev på hårdbotten*).

3.3.5 Restaurering/sanering av förorenade bottnar

Belastningsformen utgörs av döda eller störda sediment på grund av syrebrist, närsaltsbelastning eller förorening. Detta delområde behandlas enbart översiktligt i denna rapport, dels för att sanering av förorenade bottnar främst handlar om åtgärder som utförs för att återställa områden efter icke-fysisk påverkan, och dels för att det snarare är fråga om en sanering eller lindring än restaurering. Flera metoder finns för att minska negativ påverkan på ekosystem från miljögifter och tungmetaller i förorenade sediment, till exempel i gamla hamnområden eller småbåtsmarinor eller utanför industrier (Wasserman m.fl. 2013, Akcil m.fl. 2015). Tidigare har framför allt konventionell muddring med tätslutande skopa så kallad miljöskopa eller sugmuddring använts. Men även andra tekniker finns numera att tillgå som frysmuddring (Rostmark m.fl. 2015, Eriksson m.fl. 2016), stabilisering (Statens Geotekniska Institut 2011) och övertäckning med exempelvis aktivt kol (Eek och Schaanning 2012, Renman m.fl. 2013, Zhang m.fl. 2016). Denna verksamhet har förutspåtts öka i omfattning i Sverige med det nationella miljökvalitetsmålet ”en Giftfri miljö” som hade som mål att förorenade områden ska vara åtgärdade så att de inte utgör något hot mot människors hälsa eller miljön till 2020 (Nyberg m.fl. 2013).

Liknande restaureringsmetoder som ovan kunde möjligen användas för att avlägsna anoxiska (syrefattiga/syrefria) sediment eller näringsrika sediment till exempel i grunda vikar för att bekämpa makroalgsmattor (Hulth och Sundbäck 2009). Återkolonisering av växter (i den belysta zonen) och djur (i belyst och i icke-belyst zon) är typiska positiva responser i rehabiliterade områden. Om ytsediment avlägsnas eller förändras försvinner dock ett biogeokemiskt aktivt lager med sina associerade funktioner, vilket kan ha följder för återhämtningen (Hulth och Sundbäck 2009). Läs mer om återhämtning av dessa mjukbottnar i kapitel 3.1.3 *Grunda vegetationsfria bottnar*.

Uppkomsten av förorenade bottnar härrör sig både till tidigare industriella aktiviteter som till exempel fiberbankar utanför skogsindustrier, men även till nuvarande aktiviteter. Om man använder havsmiljödirektivets, HMD (MSFD 2015), beskrivning av mänskliga aktiviteter (precis som i Kraufvelin m.fl. 2021) är de viktigaste aktiviteterna som orsakar denna påverkan: odling/produktion av levande resurser, transport, tätort och industri, samt turism och friluftsliv (bilaga 1). De transport- och båtrelaterade aktiviteterna finns framför allt med på grund av giftiga båtbottenfärger i hamnars och marinors sediment. De viktigaste påverkanstrycken, utgående från listor i MarLIN (www.marlin.ac.uk) och i Kraufvelin m.fl. (2021) utgörs av: förändring i syretillgång, förändring i tillgång på närsalter, förändring i tillgång på organiskt material, miljögifter, nedskräpning (bilaga 1).

Ett specialexempel på denna typ av åtgärder är sanering av skogsindustriella fiberbankar som framför allt finns längs Bottenhavets kust (Länsstyrelsen i Västernorrlands län 2001, Kraufvelin m.fl. 2021), men innefattar även åtgärder för att sanera bottnar från andra gifter. Vad gäller fiberbankarna härstammar de från massaindustrin som under 1900-talet släppte ut stora mängder träfibrer och ofta orenade processkemikalier. Idag ligger dessa fiberbankar på bottnarna i recipienterna dit avloppsvattnet leddes, och i sedimentet här återfinns mycket höga halter av PCB, DDT och tungmetaller (Nyberg m.fl. 2013). Möjligen kan försiktiga, strängt kontrollerade, ”muddringar” eller frysmuddringar tillämpas för att få bort de farligaste förorenande fiberbankarna.

Saneringen av fiberbankar har ännu inte kommit i gång i full skala, men länsstyrelsen i Västernorrland har tillsammans med Sveriges Geologiska Undersökning utvecklat och provat metodik för kartläggning av fiberbankar och fiberrika sediment i havet (Apler och Nyberg 2011, Apler m.fl. 2014, DNV GL 2014, Lovisa Zilléns presentation vid den marina restaureringskonferensen i Umeå 2–3 februari 2016).

En positiv följd av att förorenade sediment tas upp på land är att stora mängder miljöfarliga och syreförbrukande ämnen avlägsnas från havsmiljön, medan negativa konsekvenser finns i form av möjlig spridning och ökad biotillgänglighet av gifterna i samband med arbetena. Sådana åtgärder för att avlägsna bankarna riktar in sig på orsaken, har en hög grad av genomförbarhet och lång varaktighet (om de utförs till fullo), medan det vetenskapliga underlaget är ganska litet och tillgången till kostnadsberäkningar är oklar (bilaga 1). Vad gäller kostnadsberäkningar förekommer visserligen detaljerade uppgifter i många fall (se till exempel Wasserman m.fl. 2013), men då det inte är fråga om egentliga restaureringsåtgärder har dessa kostnadskalkyler för sanering av förorenade bottnar till största delen utelämnats från denna rapport. Wasserman m.fl. (2013) anger till exempel kostnader i Rio de Janeiro, Brasilien på ca 220 kronor per muddrad m^3 av förorenat sediment och 140 kronor per dumpad m^3. I en expertbedömning av olika restaureringsinsatser kommer åtgärder mot syrefria, näringsrika eller förorenade sediment såsom att avlägsna (muddring) eller täcka in av fiberbankar in i det lägsta skiktet (19,5 poäng, bilaga 2a). Insatserna får speciellt höga poäng för att det rör sig om miljöfarliga föroreningar som måste åtgärdas, för god tillgång till metodik och relevanta erfarenheter, samt även för goda chanser till långsiktig framgång. Låga poäng fås för behoven för kompletterande åtgärder och risk för negativa bieffekter.

3.3.6 Strandstädning och åtgärder mot marint skräp

Detta kapitel omfattar olika åtgärder som utförs på stränder främst för att främja rekreation, som att ta bort ilandspolade makroalger och avlägsna marint skräp. Till gruppen av åtgärder kan man också räkna in att samla upp och oskadliggöra gammal fiskeutrustning för att förhindra ”spökfiske”, det vill säga att redskapen fortsätter ”fiska” efter att de förlorats. Inga av dessa åtgärder kan i egentlig mening anses utgöra traditionella restaureringsåtgärder, men de fyller väl sin plats i denna rapport på grund av de många likheterna med miljö- och naturvårdande habitatförbättrande insatser.

Bortstädning av ilandspolade makroalger och marint skräp utförs i dagsläget regelbundet på ett stort antal ställen i anslutning till campingplatser, rekreationsområden, badstränder, etcetera. En undersökning från Öland, till exempel, visar på bättre siktdjup i vattnet och lägre koncentration av kväveföreningar, bakterier och ciliater vid en strand som städats från ilandflutna makroalger jämfört med en ostädad strand, vilket är positivt ur rekreationssynpunkt (Malm m.fl. 2004). Enligt samma undersökning påverkar inte denna typ av strandstädning den biologiska mångfalden.

Strandstädning kan trots goda intentioner ändå vara problematiskt då driftvallar av makroalger och sjögräs i sig utgör ett viktigt habitat som enligt art- och habitatdirektivet (EU-kod:1210) inte har gynnsam bevarandestatus (Sohlman m.fl. 2008, Naturvårdsverket 2011, 2020). Omhändertagandet av makroalgerna kan också utgöra ett problem, eftersom många arter som till exempel blåstång innehåller tungmetaller (Söderlund m.fl. 1988) eller många arter av rödalger innehåller organiska miljögifter (Malmvärn m.fl. 2008). Ett annat problem med att samla upp makroalger från driftvallar är att vissa kräftdjur som talitridarter (amfipoder) har denna miljö som

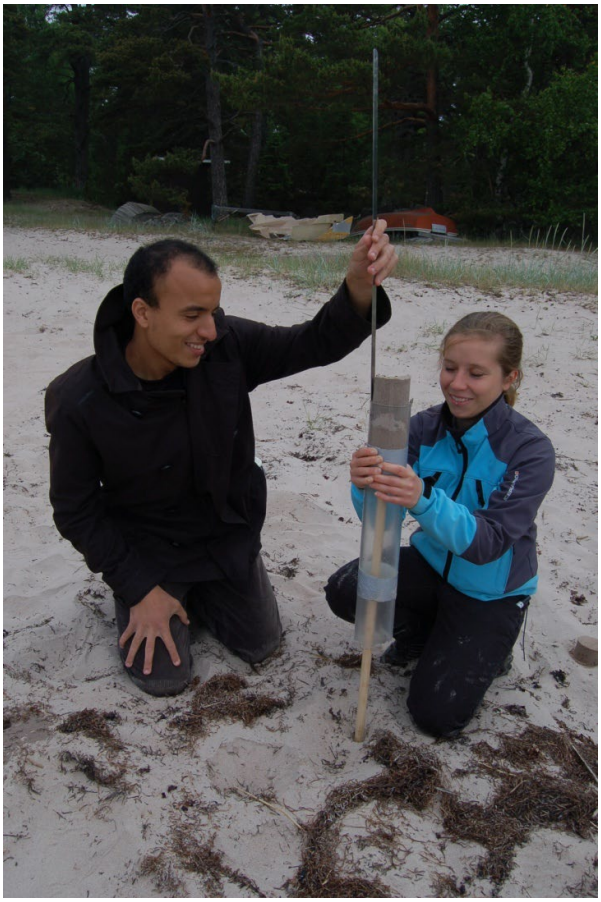
sitt primära habitat och riskerar att minska eller helt försvinna från våra stränder om driftvallar avlägsnas. En sådan art av talitrider är *Deshayesorchestia deshayesii* som finns på Helcoms rödlista över hotade arter (http://www.helcom.fi/Red%20List%20Species%20Information%20Sheet/HELCOM%20Red%20List%20Deshayesorchestia%20deshayesii.pdf). En växtart, näbbtrampört (*Polygonum oxyspermum*) som är stark hotad kan också skadas av strandstädning (https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/1264). Av denna orsak borde nödvändigheten av att avlägsna driftvallar övervägas noggrant eller ske med stor försiktighet, åtminstone tills mer noggranna inventeringar av de ilandspolade algernas, strandzonens kräftdjursfauna och växtligheten har utförts. Att avlägsna tångvallar kan också innebära en risk för spridning av främmande (och invasiva) kräftdjursarter som den japanska märlkräftan *Grandidierella japonica*, sandloppan *Platorchestia platensis* och vitfingrad brackvattenskrabba *Rhithropanopeus harrisii* (Berggren 2015, Jormalainen m.fl. 2016, Gagnon och Boström 2016).

Marint skräp i form av makroskräp kan påverka havsmiljön och dess levande organismer negativt på många olika sätt (Deudero och Alomar 2015, Gall och Thompson 2015). Särskilt större djur som marina däggdjur och sjöfåglar påverkas, dels genom att de snärjs in i skräp, dels genom att de äter skräp. Fiskar påverkas främst av spökfiskande redskap som fångar och dödar dem, men de äter även skräp, särskilt hajar och rockor, vilket påverkar deras hälsa och överlevnad negativt. Många mikroorganismer, påväxtalger och större växter tycks emellertid gynnas av skräp och använder det som substrat. Marint skräp kan även fungera som bärare av hydrofoba miljögifter som PCB, PAH, pesticider, med mera (Deudero och Alomar 2015, Gall och Thompson 2015). Globalt sett består det marina skräpet till cirka 73 procent av plast (Bergmann m.fl. 2017, figur 33) och liknande höga andelar plast återfinns även i svenska kustvatten (Helcom 2018a).

Figur 33 En konstinstallation som uppmärksammar havets nedskräpning, Hel Marine Station, Polen. Foto: Patrik Kraufvelin.

En låg och oskadlig förekomst av marint avfall är som tidigare nämnts en förutsättning för att god miljöstatus ska råda enligt havsmiljödirektivet (MSFD 2008). Marint skräp är förhållandevis väl kartlagt på västkusten och kunskapsluckorna om marint skräp börjar även fyllas på ostkusten (Marlin 2013, Blidberg m.fl. 2015, Helcom 2018a). Vid en typisk kuststräcka vid västkusten tillförs

en del skräp från land, men det mesta kommer utifrån havet (Egardt 2018), och dessutom i en utsträckning som tycks ha stabiliserats på en hög nivå under senare år (figur 34). Inflödet av skräp från havet ökar vid kraftig vind. Strandstädning sker visserligen lokalt, ofta på kommunalt eller frivilligt uppdrag, men orsaken till nedskräpningsproblemet är som regel internationellt. Övervakning av nedskräpning sker av kommuner på frivillig basis och 16 procent av Sveriges kommuner har sådan övervakning (Stenmarck 2018). Stora förekomster av marint skräp kan avskräcka turister och lokalbefolkning från att vistas vid havet (Svärd 2013).



Figur 34 Provtagning av marin mikroskopisk plast på en sandstrand i Hangö, Finland. Foto: Patrik Kraufvelin.

En speciell typ av marint skräp är så kallade spökgarn och andra förlorade fiskeredskap. De fortsätter att fånga fisk, däggdjur och sjöfåglar okontrollerat till ingen nytta så länge de finns kvar i vattnet (Dayton m.fl. 1995, Kaiser m.fl. 1996, Jennings och Kaiser 1998, Matsuoka m.fl. 2005). Detta fenomen har inte studerats speciellt ingående vetenskapligt även om det finns ett antal undersökningar.

Kaiser m.fl. (1996) lät i sydvästra Wales två typer av nät, drivgarn och grimgarn, förankrade enbart i ena sidan, fiska oavbrutet under nio månaders tid samtidigt som de övervakades. Kaiser m.fl. (1996) rapporterar att näten efter några timmar fångade stora mängder rödhaj som fick dem att kollapsa fullständigt. Inom ett dygn attraherades spindelkrabbor och krabbtaskor av de döda fiskarna och många av dessa krabbor fastnade också i näten och åts upp av artfränder och asätare. Dessa fastnar ibland också i sin tur och orsakar en sekvens av förnyade fångster under

observationsperioden. Efter några dygn avtog fiskeeffekten långsamt, troligen på grund av minskad total yta av de hoptrasslade näten, även om utrustningen fortfarande fångade krabbor nio månader efter att den placerats ut i havet (Kaiser m.fl. 1996).

I en av de få publicerade undersökningarna om spökfiske från svenska vatten visar Tschernij och Larsson (2003) att de undersökta drivgarnens effektivitet för att fånga främst torsk och plattfisk minskar med 80 procent under de första tre månaderna och därefter stabiliserar sig på 5–6 procent av initiala nivån. Dock kvarstod förmågan att fånga fisk under hela observationsperioden på 27 månader (Tschernij och Larsson 2003), vilket antyder vilka tidsperspektiv problematiken antas omfatta.

Utöver fisk och kräftdjur fångar förlorad fiskeutrustning ofta även marina däggdjur och fåglar (Lien m.fl. 1989, Read och Gaskin 1998), reptiler (Carr 1987) och trasslar in sig i koraller (Galgani m.fl. 1996, Donohue m.fl. 2001) eller skräpar ner på stränder (Jones 1995). I Europa verkar problemet med förlorade fiskeredskap inte vara alltför stort, åtminstone inte i jämförelse med andra skador av fiske som till exempel trålning (se ovan), och enligt uppgifter förloras mindre än 1 procent av den fiskeutrustning som placeras ut (Brown och Macfadyen 2007).

Som en respons på problematiken med spökfiske har man försökt utveckla metoder som kan reducera fångst av däggdjur och fåglar (Au och Jones 1991). I Nordamerika har man också bedrivit kampanjer för att minska på mängden spökfiskande redskap (Bech 1995), liksom i Australien (Jones 1995). Jones (1995) föreslår som motåtgärder utbildningskampanjer och att plastfri utrustning utvecklas. Matsuoka m.fl. (2005) föreslår en prioritering i tre nivåer: (i) förhindra förlust av fiskeredskap, (ii) samla in och ta till vara förlorad utrustning, (iii) utveckla redskap som oskadliggörs när de förloras. Brown och Macfadyen (2007) är inne på samma linje, fastän de förespråkar olika förebyggande åtgärder som betydligt mer kostnadseffektiva än till exempel kampanjer för aktiv insamling av förlorade fiskeredskap (retroaktiva åtgärder). Nedbrytbara fiskeredskap är en metod som kan minska, men inte helt undanröja, spökfiskeredskapens negativa påverkan på marint liv (Wilcox och Hardesty 2016).

Spökgarn kan också orsaka problem för fartygs- och båttrafiken när garnen exempelvis fastnar i propellrar (McIlgorm m.fl. 2011, Wilcox och Hardesty 2016). Spökgarn har en tendens att ansamlas vid vrak. Stiftelsen Håll Sverige Rent har i samarbete med dykföretag och med stöd från Europeiska Fiskerifonden rensat ett flertal vrak i svenska vatten från spökgarn (Håll Sverige Rent 2014).

Samtliga ovan beskrivna åtgärder för en renare strand- och havsmiljö har många liknande karaktärsdrag. De praktiska åtgärderna fokuserar till exempel alla enbart på symptom, men informationskampanjer kan förstås också riktas mot nedskräpning av plast och spökfiskande utrustning och därmed också innefatta åtgärder riktade mot orsak. Genomförbarheten och varaktigheten är förhållandevis låg för alla insatser, utom för de ilandflutna makroalgerna som relativt lätt kan samlas in och forslas bort. Däremot kan makroalgerna leda till problem vid omhändertagandet, eftersom många arter innehåller giftiga föreningar. Insamlingen av makroalger kan också ha bieffekter i form av skador från fordon och utrustning på stränderna. Vad gäller tillgången till vetenskaplig information och kostnadskalkyler är de bristfälliga för alla de nämnda insatserna. McIlgorm m.fl. (2011) rapporterar att marint skräp orsakar höga kostnader i västra Stilla havet, och pekar på behovet att undersöka och mäta kostnadseffektiviteten hos åtgärder som förhindrar nedskräpning eller som rensar havet från skräp. Galgani m.fl. (2013) undersökte europeiska förhållanden och drar slutsatsen att källorna till nedskräpningen är bristfälligt undersökta och att sådana undersökningar bör prioriteras.

3.3.7 Övriga åtgärder, inklusive förvaltningsrelaterade åtgärder

I detta kapitel behandlas ett antal specialfall av ”restaureringsåtgärder” och sedan tas några förvaltningsmässiga åtgärder upp som kanske inte direkt kan anses kvala in under titeln restaurering, men som kan ha motsvarande positiva effekter. En översiktstabell från Helcom (2018b) (tabell 2) ingår också. Denna sammanfattar området kustfisk i Östersjön och olika möjliga åtgärder, vad de riktar in sig på, vilka aktiviteter/påverkanstryck de länkar till, samt det vetenskapliga stödet för åtgärdernas effektivitet för just fisk i Östersjön (modifierad utgående från Helcom 2018b).

Det första specialfallet av restaureringsåtgärder utgörs av återsedimentering (passiv eller aktiv) av muddrade farleder eller båtrännor och innebär egentligen en form av återskapande av naturliga habitat. Den utgör också samtidigt en upphöjning av botten och eventuellt skapande av större sammanhängande ytor för grundområden med minskat påverkanstryck från båttrafik (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Det andra specialfallet av restaureringsåtgärder handlar om att återställa tidigare exploaterade områden som inte längre används efter nedläggning som till exempel gamla industrihamnar (Russell m.fl. 1983, detta var också ett förslag framfört vid den marina restaureringskonferensen i Umeå 2–3 februari 2016). I både fallet om återsedimentering och vad gäller återställning av tidigare exploaterade områden kan restaurerings- och saneringsåtgärderna i tillägg till återställning efter upphörd verksamhet även fungera som ekologisk kompensation. De kunde med andra ord anses utgöra en form av återskapande av marin natur och kustnatur och ett sätt, möjligen ett av de få sätten, att uppnå nollnivå i förhållandet mellan exploatering och bevarande. Inga av dessa restaureringsliknande åtgärder verkar ha utförts i någon större skala i Sverige eller så saknas det resultat från uppföljande undersökningar (uppföljningsprogram). Det tycks inte heller finnas rapporterade exempel på återsedimentering eller återställning av tidigare exploaterade områden i syfte att gynna biologisk mångfald internationellt. Som ett tredje specialfall finns det många exempel på havsområden som har fyllts ut för att skapa vågbrytare, hamnar eller konstgjorda öar och som därmed nu utgör landbaserade habitat. Ett sådant exempel är Pepparholmen i Danmark, som skapades som bro- och tunnelfäste för Öresundsförbindelsen och som har koloniserats av bland annat arter som skrattmås och den sällsynta grönfläckiga paddan (https://www.oresundsbron.com/sv/info/natur-och-miljo).

Vad gäller förvaltningsmässiga åtgärder, det vill säga åtgärder som har potential att fungera som restaurerande åtgärder, även om det inte rör sig om fysiska, biologiska eller ”ingenjörsmässiga” ingrepp, nämns här speciellt:

- att inrätta marina skyddsområden och fiskefria områden (se till exempel Bergström m.fl. 2016, 2019, Helcom 2018b och Ulf Bergströms föredrag vid restaureringskonferensen i Kalmar 14–15 mars 2018, https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html),
- åtgärder listade för kustfisk inom åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (Jens Olsson och Henrik Ragnarsson, opublicerat material), samt
- utsättning av fisk (Helcom 2018b).

Tabell 2 Möjliga åtgärder för kustfisk i Östersjön indelat efter åtgärdens huvudsyfte, det vill säga inriktning på att reducera dödlighet eller stödja produktivitet. Tabellen ger: namn på åtgärden, vilken aktivitet/vilket påverkanstryck som åtgärden riktar in sig på, samt vetenskapligt stöd för åtgärdens effektivitet för fisk i Östersjön (med hänvisning till relevanta kapitel i denna rapport). Modifierad efter Helcom (2018b).

Åtgärdens syfte	Namn på åtgärden	Länk till aktiviteter/påverkan	Vetenskapligt stöd för effektivitet för östersjöfisk
Minska dödligheten	Inrätta permanenta fiskefria områden	Fiske	Ja (se till exempel kapitel 3.3.7)
Minska dödligheten	Inrätta fiskefria områden reglerade i tid	Fiske	Ja (se till exempel kapitel 3.3.7)
Minska dödligheten	Reglera fiskeutrustning och fångst	Fiske	Ja (se till exempel kapitel 3.3.7)
Stödja produktionen	Utsättning av ung fisk	Fiske	Nej
Stödja produktionen	Reducering av näringsämnen	Eutrofiering	Nej
Stödja produktionen	Habitatskydd	Fysisk exploatering	Ja (se till exempel kapitel 3.3.7)
Stödja produktionen	Habitatrestaurering	Fysisk exploatering, eutrofiering, med mera	Ja (se kapitel 3.1)
Stödja produktionen	Minska farliga ämnen	Utsläpp av farliga ämnen	Nej
Stödja produktionen	Biomanipulering	Fiske, eutrofiering	Nej

Vad gäller fiskefria områden kan det antas att motsvarande effekter som vid biomanipulering för att gynna rovfisk (kapitel 3.3.2) kan nås betydligt mer kostnadseffektivt genom olika enkla ”restaurerande” förvaltningsåtgärder som att inrätta fiskefria eller skyddade områden (Bergström m.fl. 2007, 2016). Figur 25 visar en karta över Sveriges fiskefria områden i kust och utsjöområden. Från kartan ser man dock att dessa områden är mycket utspridda geografiskt och oftas med bristande konnektivitet mellan områden. Med tanke på grön infrastruktur och konnektiviteten mellan skyddade områden, det vill säga möjligheter för arter att röra/sprida sig obehindrat mellan reservaten (Berkström m.fl. 2019, Hogfors m.fl. 2020) finns det således en hel del att göra. Inrättande av marina skyddsområden kan också ofta göras utan alltför stora kostnader, ifall inte betydande köpta mark- eller vattenområden ingår eller kompenserande avgifter måste betalas ut till tidigare användare. Medan till exempel anläggning av stenrev vid Vinga kostade ca 12 miljoner kronor (Salonsaari 2009, Wikström m.fl. 2016) och restaurering av 7 hektar och stabilisering av 6 hektar stenrev vid Læsø Trindel i Danmark kostade 48 miljoner kronor (Støttrup m.fl. 2014, 2017), är själva inrättandet av marina reservat, som en jämförelse, en betydligt billigare åtgärd som ibland rent av kan göras nästan gratis. Samtidigt antyder flera undersökningar att effekterna av ”billiga” fredningar kan antas vara minst lika stora, om inte till och med större, än effekter av ”dyra” etableringar av rev (Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016).

4 Allmän diskussion

4.1 Verktygslåda för marin restaurering

Verktygslådan för marin restaurering utgörs i denna rapport av erfarenheterna i kapitel 3, av bilagorna 1–2 (som beskrivits i läsanvisningarna i kapitel 1.3) och av bilaga 3 som listar riktlinjer för en ekologisk restaurering utförd för att återetablera fungerande ekosystem (efter Clewell m.fl. 2000 och Seaman 2007).

Bilaga 1 kan läsas parallellt med kapitel 3 och ger en sammanfattning av kunskapsläget vad gäller olika erfarenheter från marin restaurering med utgångspunkt i de problem som observeras i miljön. I denna bilaga omnämns de viktigaste åtgärderna för de viktigaste habitaten, problemområdena eller frågeställningarna vad gäller till exempel:

- aktiviteter och påverkanstryck som förorsakar skadorna,
- statusförändring som ska åtgärdas,
- praktiska restaureringsmetoder,
- geografiska områden (i Sverige och i närområden) där restaureringen har testats/utförts,
- viktigaste förväntade responser,
- bevis för framgång med referens,
- exempel på ekosystemtjänster som gynnas av och mänskliga nyttor som kan fås av åtgärderna,
- exempel på vem som kan vara mottagare av nyttan, ledtid (hur länge det tar innan positiva effekter kan ses), samt
- uppgifter om kostnader per enhet "restaurerad" struktur eller funktion (där sådana uppgifter finns tillgängliga).

I bilaga 2a har, utgående från ett antal kriterier (se kapitel 1.3 *Läsanvisningar*), olika restaureringsåtgärder poängsatts av 12 experter och dessa åtgärder kan då grovt rangordnas utifrån vilka totalpoäng de fått. Detta har gjorts för att få fram en inledande bild av vilka åtgärder det främst kan löna sig att satsa pengar och resurser på utgående från nuvarande kunskapsläge. Följande åtgärder (observera att alla åtgärder inte ingår direkt som egna kolumner i bilaga 2a) kommer enligt denna expertbedömnings poängsättning ut högt på en sådan lista, det vill säga att:

- återskapa kustnära våtmarker och undanröja vandringshinder,
- skydda habitat,
- restaurera stenrev, musselrev och ostronrev,
- förstärka rovfiskpopulationer för att rehabilitera kustekosystemets funktion,
- restaurera ålgräsängar, annan långskottsvegetation och fleråriga makroalger.

Av de bedömda restaureringsobjekten i bilaga 2 rådde det på basen av standardavvikelserna störst samstämmighet bland experterna vad gäller åtgärder riktade mot makroalger, ålgräs och

kustnära våtmarker och minst samstämmighet för förstärkning av rovfiskpopulationer, grunda vegetationsfria mjukbottnar, samt musselodling (Bilaga 2b). Vad gäller de olika kriterierna var det lättast för experterna att bedöma restaureringstyp, associerad kostnadseffektivitet, betydelsen för biodiversitet, habitat, ekosystemtjänster och nyttigheter, samt långtidsframgången av åtgärderna, medan behov av kompletterande åtgärder, risk för negativa bieffekter och om det finns miljörisker förknippade med att avstå från åtgärder föreföll svårare att avgöra (bilaga 2b).

För själva det praktiska genomförandet sammanfattar nedanstående lista några delmoment som krävs för att genomföra en lyckad restaurering (Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008):

- Detaljplanera för enskilda projekt.
- Förankra åtgärderna lokalt.
- Fastställ huvudmannaskap och finansiering.
- Håll samråd med berörda länsstyrelser och andra aktörer.
- Ansök om tillstånd (ifall åtgärden klassas som vattenverksamhet).
- Genomför åtgärderna.
- Dokumentera åtgärderna.
- Följ upp åtgärdernas framgång.

En mer detaljerad guide som omfattar 51 punkter fås från Clewell m.fl. (2000) och Seaman (2007), här modifierad och översatt till svenska i bilaga 3. Bilaga 3 kan ses som en generell summering av den praktiska delen av ”verktygslådan” eller egentligen som en typ av checklista för olika mer eller mindre nödvändiga delsteg inom ett ekologiskt restaureringsprojekt. Denna tabell borde dock vidareutvecklas och anpassas bättre för olika utmaningar som är direkt förknippade med att restaurera svenska marina miljöer/kusthabitat och motverka de problemställningar som förekommer här.

För en lyckad restaurering måste många delmoment falla på plats. Lokal förankring och samverkan kräver ofta stora resurser och insatser, men är helt avgörande om projektet ska löpa smidigt i efterföljande steg (D’Anna 2016, France 2016). France (2016) har för detta ändamål sammanställt erfarenheter från restaureringsprojekt på land för att utveckla och utvidga socio-ekologiska marina restaureringar och ger ett antal råd. Bland dessa råd ingår:

- undvik enbart vetenskap/ingenjörsskap,
- inför adaptiv och flexibel förvaltning,
- involvera förvaltning från flera nivåer,
- etablera en erfaren rådgivningskommitté/rådgivande grupp,
- sätt intressegrupper i första rummet.

För framgång är det speciellt viktigt att förstå hur olika intressegrupper kan bedöma hot mot ekosystem och restaureringsinsatser på olika sätt, ibland subjektivt (D’Anna 2016, France 2016). Likaså är det viktigt med marknadsföring av projektet, liksom populärvetenskaplig och vetenskaplig publicering (Seaman 2007). En annan viktig ingrediens för lyckade framtida

restaureringsarbeten är att medel avsätts för kontinuerliga och långsiktiga arbeten. Tillräckliga medel krävs för att långsiktigt planera, utföra och följa upp restaureringar eller övriga åtgärder som är knutna till havsmiljön (Seaman 2007).

Beroende på en rad omständigheter och tydliga skillnader mellan olika svenska havsområden bör man också notera att alla resultat, beskrivningar och rekommendationer i denna rapport inte alltid är tillämpbara eller kan generaliseras till att gälla längs hela kusten. Bland annat finns det stora skillnader i bakgrundsförhållanden för många olika hydromorfologiska, kemiska, fysiska och biologiska miljövariabler mellan till exempel Västerhavet och Bottenviken och också längs med en syd-nordlig axel (Leppäkoski och Bonsdorff 1989), av vilka skillnaderna i salthalt och de därtill hörande skillnaderna i artsammansättning kanske är de allra viktigaste (figur 35). Andra skillnader finns i befolkningstäthet, i exploateringstryck, i hur vattenområden används, i fysiska verksamhetsformer och i icke-fysisk påverkan (se Kraufvelin m.fl. 2021 för mer information). Utöver detta finns det ofta betydande lokala variationer, också mellan närliggande områden, exempelvis med avseende på sötvattentillförsel, belastning med näringsämnen och våg- och vindexponeringsgrad (se till exempel Bryhn m.fl. 2017b).

Figur 35 En krabbtaska tar sig fram över bottnen i Kosterhavet, stillbild från undervattenskamera, färgkorrigerad av Mårten Erlandsson.

4.2 Generell utvärdering av marina restaureringar och deras kostnader

Trots att organismers responser till restaureringsåtgärder i några fall är välkända (Elliott m.fl. 2007, 2016), finns det en generell brist på empiriska data över de relevanta skalor i tid och rum där restaurering sker och återhämtning kan äga rum. Olika förhållanden mellan utvecklingsmönster av biologiska samhällen vid återhämtning och dessa mönsters samband med hydromorfologiska förändringar är också dåligt kända för de flesta habitat, ekosystem och vattenområden. Jones och Schmitz (2009) framställde en bred översikt över tidskalor som krävs

för land- och vattenekosystemens biologiska återhämtning och påvisar återhämtningstider på i genomsnitt 10–20 år för brackvattens- och marina ekosystem. Jones och Schmitz (2009) rapporterar ändå att information om situationen innan en störning uppstod bara finns tillgänglig i 20 procent av de studerade fallen, vilket gör bedömningen av återhämtning subjektiv i 80 procent av fallen. Wortley m.fl. (2013) framhåller i sin tur att även om det är av kritisk betydelse att motivera användning av restaurering inom förvaltning av naturresurser och tillämpa de bästa metoderna, släpar beskrivningen, mätningen, övervakningen och utvärderingen av hur framgångsrik en restaurering har varit fortfarande efter. På samma gång som det i den vetenskapliga litteraturen finns få undersökningar som visar hela historien kring en tillbakagång för ekologiska strukturer och funktioner, är det även brist på undersökningar som kan förse oss med omfattande beskrivningar och mekanismer för olika systems fullständiga återhämtning. Exempel som omfattar långtidsdata över flera trofinivåer (som plankton, bottenorganismer, fisk, med mera) tillsammans med fysikalisk-kemiska data från vatten och sediment är mycket ovanliga (Simenstad m.fl. 2006, Lotze m.fl. 2006, Elliott m.fl. 2007, 2016, Jones och Schmitz 2009). Sådana uppgifter behövs för att påvisa återhämtningsprocesser efter restaureringsåtgärder i marin miljö. I detta sammanhang är det även viktigt att vi är tydliga med vad vi menar med återställning, det vill säga är det till ett ursprungsstadium, eller är det till ett godtagbart stadium med en hyfsad ekologisk funktion (Duarte m.fl. 2009, 2015, 2020)?

Även om återhämtning av vissa organismsamhällen ibland kan ta mindre än fem år, tar en full biologisk återhämtning av många marina system oftast minst 15–25 år i anspråk. Att återupprätta den ursprungliga biologiska sammansättningen, biodiversiteten och den fulla funktionen kan ta ännu längre tid, upp till 50 år (Borja m.fl. 2010). Vissa ekosystem kanske aldrig uppnår den tekniska definitionen av att ha blivit restaurerade, utan kan istället övergå irreversibelt till ett alternativt stadium (Scheffer m.fl. 2001, Duarte m.fl. 2009, 2015, Borja m.fl. 2010). Ekosystemstrukturen kan också i många fall återhämta sig och de rätta arterna kan vara närvarande, men detta behöver inte betyda att den ursprungliga ekosystemfunktionen har återfåtts, än mindre de tidigare ekosystemtjänsterna (Wortley m.fl. 2013). I situationer där restaureringsåtgärder fungerar väl och naturliga processer återhämtar sig fullständigt får man ändå i många fall betydande förbättringar i ekologiskt tillstånd under tidsrymder på 15–25 år, fastän man kanske inte nödvändigtvis alltid uppnår det ursprungliga historiska läget (Hering m.fl. 2010). Vad gäller återhämtningstider är det också viktigt att beakta systemets omsättningstid för vatten, det vill säga den tid det tar för ett komplett vattenutbyte i olika ”bassänger”, eftersom detta har en stor inverkan på återhämtningen av marina system.

- I den vetenskapliga litteraturen råder det både en brist på undersökningar som visar hela historien kring en tillbakagång för ekologiska strukturer och funktioner och på undersökningar som innehåller omfattande beskrivningar och mekanismer för olika systems återhämtning.
- Det är viktigt att belysa vad vi menar med återställning i restaureringssammanhang, det vill säga är det till ursprungsstadiet eller är det till ett godtagbart stadium med en hyfsad ekologisk funktion? Vad gäller rehabilitering som en form av restaurering, det vill säga att hjälpa olika system att återfå en betydande del av sin funktion men kanske utan att sikta på full historisk återställning, finns det en hel del erfarenheter internationellt (se referenser i rapporten).

Man bör därför i varje enskilt restaureringsfall från första början vara överens om systemets restaureringsmål och vilka kriterier man ska använda för att bedöma hur väl man uppnått det system man eftersträvat (Simenstad m.fl. 2006, Seaman 2007, Borja m.fl. 2010). Man måste också fråga sig huruvida det restaurerade systemet främst innehåller dess strukturella element, det vill säga den relevanta artsammansättningen, eller om man uppnått ett fullständigt fungerande system med relevanta nivåer av primärproducenter, förhållanden mellan rovdjur och bytesdjur, konkurrens mellan arter, etcetera. Det är också viktigt att fastställa huruvida dynamiska marina system, det vill säga öppna system med mycket varierande hydrodynamik, återhämtar sig snabbare än mindre dynamiska så kallade lågenergisystem (Borja m.fl. 2010). I detta sammanhang bör det också betonas att öppna system sällan kan restaureras med annat än att stressfaktorerna avlägsnas och naturliga processer tillåts underlätta återhämtningen.

I samband med utvärderingar av restaureringar är det också på sin plats att påpeka betydelsen av möjliga positiva synergier i restaureringssammanhang. Exempel på detta kan tas från kombinerad restaurering av mussel- eller ostronrev och sjögräsängar (detta nämns också helt kort i samband med de respektive beskrivningarna av dessa åtgärder). Det har nämligen visat sig att framgång för habitatrestaurering av till exempel sjögräs kan vara beroende av att en viss biomassa av filtrerare upprätthålls i systemet, eftersom filtrerarna sköter om att vattnet hålls klart (Coen och Luckenbach 2000, Coen m.fl. 2007, Valdez m.fl. 2020). Liknande positiva synergieffekter i form av klart vatten och därmed förbättrade förhållanden för bentiska makrofyter kan man möjligen uppnå i samband med odling och skörd av blåmusslor för borttagning av närsalter (Kraufvelin och Díaz 2015). I södra Australien visar Shelamoff m.fl. (2019), som exempel på en positiv synergieffekt mellan arter, att beståndsstorleken och tätheten av tarearten *Ecklonia radiata* underlättar etablering av ostronet *Ostrea angisi*. Detta sker framför allt genom tareartens förmåga att minska ljusmängden som når bottnen och därmed minskar ostronens konkurrens om utrymme med trådformiga alger. Eger m.fl. (2020) listar ett antal andra möjliga positiva synergieffekter som kan användas vid tarerestaurering som till exempel att använda positivt täthetsberoende inom och mellan tarearter, att samrestaurera predatorer och tare, att använda genetiska eller mikrobiologiska tekniker för att få fram tåligare målarter, samt att använda sig av tareodling. Vad gäller marin kumulativ påverkan generellt och hur en sådan bäst kan åtgärdas är Thrush m.fl. (2020) inne på att påverkanstryck som grumlighet, övergödning och skörd av skaldjur och de negativa interaktionerna mellan dessa kanske bäst också åtgärdas genom en kumulativ förvaltning av multipla stressfaktorer. Detta kunde fungera på så sätt att både grumligheten och övergödningen motverkas samtidigt som man skyddar och/eller förstärker skaldjursbestånd hellre än att man enbart fokuserar på att begränsa en enskild stressfaktor.

Vad gäller rent biologiska och ekologiska processer i samband med restaurering kan också en ekologisk process som just facilitering (det vill säga när olika organismer eller arter underlättar för varandra) inverka positivt på åtgärder (Silliman m.fl. 2015, Reeves m.fl. 2021). Detta gäller i synnerhet när bart substrat ska koloniseras (Kraufvelin m.fl. 2007, Wahl m.fl. 2011, Silliman m.fl. 2015). Som ett exempel kan nämnas att mer än 95 procent av restaureringsaktörer i USA antog att konkurrens mellan utplanterade skott skulle hämma deras tillväxt vid våtmarksrestaurering och de strävade därför efter att hålla plantorna isär. Däremot visar Silliman m.fl. (2015) att ändringar i designen, med tätare plantering, möjliggör ekologiska processer som facilitering i systemet och resulterar i 107 procent större utbyte i genomsnitt.

Detaljerade kostnadsuppgifter för marina restaureringsinsatser är sällsynta. I de fall där det finns några uppgifter är prisgaffeln mycket bred. I många fall är det inte ens möjligt att uppskatta kostnaderna på grund av avsaknad av underlag och detaljerade projektplaner (Bayraktarov m.fl.

2016, Saunders och Bayraktarov 2016, Acosta m.fl. 2018). Lyckade restaureringsinsatser kräver mycket god kunskap om ekosystemens struktur och funktion och inkluderar ofta information om belastning från avrinningsområdet, närliggande bassänger, öppna havet, data för utflöde av näringsämnen från området, utbyte av näringsämnen med sedimenten, djupdata för modellering av vattenutbyte och belastning, uppskattningar av biomassan av levande organismer, med mera. Många av dessa variabler är i dagsläget bristfälligt kända för de flesta vattenområden och likaså för många realistiska restaureringsobjekt. Kunskapsunderlaget för restaureringskostnader av till exempel kustnära sjöar och havsvikar i Sverige är dessutom bristfälligt på grund av att så få åtgärder hittills har genomförts och blivit tillräckligt noggrant utvärderade.

Detta visar vikten av att framtida åtgärdsinsatser noga planläggs, övervakas och att graden av framgång detaljerat följs upp, samt att erfarenheterna samlas i databaser som Åtgärder i vatten (https://www.atgarderivatten.se/) och syntetiseras till nya eller uppdaterade råd (Isaksson 2009, Pålsson 2009, Salonsaari 2009, Lindahl 2014). Skapandet och upprätthållandet av en informationsbank om olika åtgärders effektivitet och förutsättningar är viktigt både i det praktiska svenska arbetet med restaurering, till exempel inom ramen för åtgärdsprogram för havsmiljön, men också i utvecklingen av internationellt gemensamma planer och strategier för restaurering (till exempel EU Nature Restoration Plan) för att identifiera kostnadseffektiva lösningar. Ett samordnat arbete mellan länder måste också betonas. Idag är sådana samarbeten väletablerade när det gäller frågor som övergödning och fiske, men inte när det gäller restaurering. Samarbeten av den typen skulle lämpligen kunna utvecklas inom de regionala havskonventionerna (Helcom och Ospar) och inom ramen för uppdateringen av aktionsplanen för Östersjön (BSAP) samt den nya miljöstrategin för Nordostatlanten (NEAES).

Det är också i sig komplicerat att göra upp mer fullständiga kostnadskalkyler för restaureringsprojekt. I synnerhet om hela kedjan av delarbeten ska tas med, det vill säga från planering via utförande till uppföljning. Ett restaureringsprojekt kräver mycket bakgrundsinformation och ofta också specialkunskap för att kunna genomföras på ett så kostnadseffektivt sätt som möjligt (Salonsaari 2009).

Inom ramen för detta arbete har det inte varit möjligt att sammanställa mer exakta kostnader för enskilda restaureringsinsatser i Sverige. Bilaga 1 innehåller trots detta en kolumn där uppgifter om kostnader anges i de fall där uppgifter finns tillgängliga, men i många fall är informationen väldigt översiktlig. Rapporterna av Isaksson (2009), Pålsson (2009) och Salonsaari (2009) innehåller också ett antal schablonmässiga kostnadsuppskattningar för restaureringsåtgärder där data funnits tillgängliga. Moksnes m.fl. (2016b) ger i sin tur detaljerade prisuppgifter för restaurering av ett hektar ålgräs på svenska västkusten.

Bayraktarov m.fl. (2016) utförde nyligen en syntes av 235 globala studier med 954 observationer från restaurerings- och rehabiliteringsprojekt vad gäller korallrev, sjögräsängar, mangroveträsk, våtmarker och ostronrev och utvärderade kostnader, överlevnad av restaurerade organismer, projektens varaktighet, ytareal och använda tekniker. De flesta studier i sammanställningen redogjorde inte alls för kostnaden för restaureringen. Därtill var de flesta kostnadsberäkningar ofullständiga. Bland de projekt där mer fullständiga kostnader fanns angivna, uppgick den totala restaureringskostnaden per hektar till 1,5–4,0 miljoner kronor. Korallrev och sjögräsängar är de ekosystem som i medeltal är dyrast att restaurera. Mangroveprojekt omfattar i regel de största projekten och är billigast per hektar. Bayraktarov m.fl. (2016) visar att de flesta projekten utfördes i Australien, Europa och i USA, fastän de totala restaureringskostnaderna är signifikant lägre (upp till 30 gånger lägre) i låginkomstländer. Liknande resultat pekar Acosta m.fl. (2018) på i sin

sammanställning. Projekt som baseras på samhälleliga insatser eller frivilligarbete har vanligen lägre kostnader. Medianlängden för överlevnad av de restaurerade marina objekten, ofta bedömd inom det första året eller de två första åren efter restaurering, är högst för våtmarker (64,8 procent) och korallrev (64,5 procent) och lägst för sjögräs (38 procent). Majoriteten av restaureringsprojekten är kortlivade och rapporterar sällan kostnader för uppföljning/övervakning. Hur framgångsrik en restaureringsåtgärd blir beror mer på typen av ekosystem, val av lokaler och använda tekniker, än på mängden pengar som spenderas. Bayraktarov m.fl. (2016) drar slutsatsen att det behövs mer investeringar för att förbättra metoder och rutiner för restaurering, samt för att få till mer storskaliga åtgärder.

Oberoende av vilka våra kunskaper är om kostnaderna i restaureringssammanhang kan man utgå ifrån att kostnadsfrågan ofta är svårlöst och att restaureringsåtgärder i regel är mycket kostsamma/dyra (Bayraktarov m.fl. 2016, Saunders och Bayraktarov 2016). En möjlighet kunde då vara att låta de som förstört miljön (i den mån dessa aktörer är kända) få bekosta en ekologisk restaurering av det som förstörts på samma plats eller som en kompensationsåtgärd på en annan plats. Ett alternativt synsätt är att låta dem som har störst ekonomisk vinning av de förbättrade ekosystemtjänster som följer av en restaurering betala mest för restaureringen. Även om det finns goda moraliska invändningar mot en sådan typ av förvaltningsmodell, kan den visa sig vara effektivare i praktiken än om man strikt följer principen att förorenaren betalar (Gren 2008). Olika kombinationer av att förorenaren betalar och att den som vinner på förbättrade ekosystemtjänster betalar är naturligtvis också möjliga.

I en nyutkommen artikel om marina ekosystems återhämtning dras slutsatsen att det på 30 år skulle vara möjligt att återställa en stor del av världshavens degraderade ekosystem (Duarte m.fl. 2020) och därmed uppnå de globala hållbarhetsmålen och målen i konventionen för biologisk mångfald. För detta krävs ett förstärkt skydd av känsliga arter och habitat, ett fiske som är hållbart, minskade utsläpp, aktiv restaurering av habitat och kraftfulla åtgärder för att minska globala klimatförändringar. Ett friskt restaurerat ekosystem anses av Duarte m.fl. (2020) också vara mer resilient (motståndskraftigt) mot effekter av klimatförändringar. Enligt Duarte m.fl. (2020) ger investeringar i att återställa havsmiljön god ekonomisk avkastning under samma tidsrymd, genom att de leder till att ett lönsamt fiske återskapas, liksom kusthabitat som lagrar in kol och minskar risken för erosion och översvämningar.

4.3 Restaureringars slutmål och utvärdering

I samband med restaureringsåtgärder är det viktigt att vi själva i ett tidigt skede ställer oss frågan: ”återställning eller restaurering – till vad?”. Detta för att vi sällan har tillräckligt med (historisk) information om vilka förhållandena var (på mer än ett fåtal plan) ens för tidsrymder bara några decennier tillbaka i tiden. Antagligen avser vi i de flesta fall en restaurering av ekosystemets artsammansättning, struktur och funktion till något läge som förekommit relativt nyligen i området, det vill säga ett läge för vilket vi har någon form av datamätningar (på vattenkvalitet eller växt- och djursamhällen). Mer sällan eftersträvar man restaurering till ett ekosystem som ursprungligen fanns i ett område, innan någon form av mänsklig påverkan började göra sig gällande.

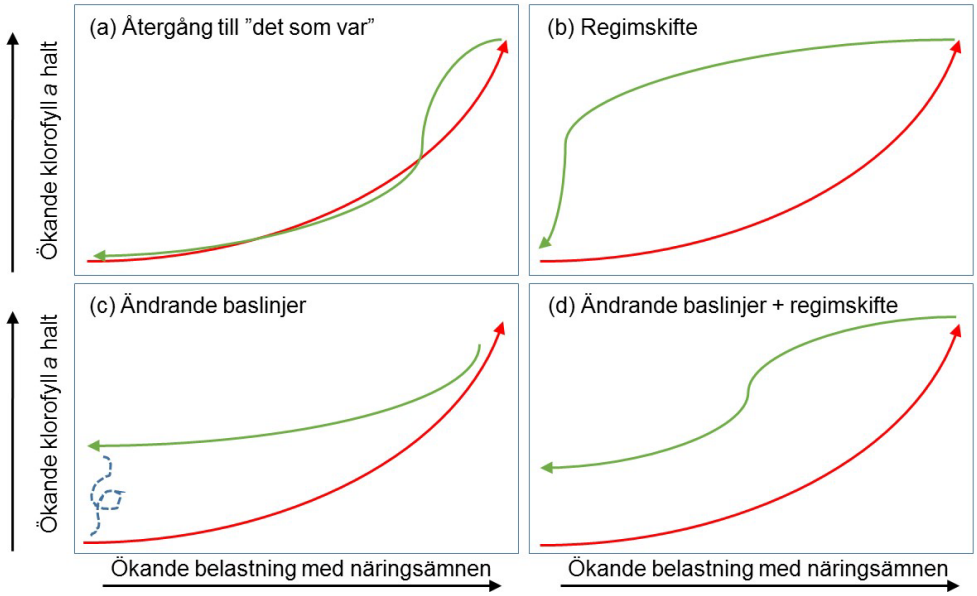
Om restaurering till ursprungligt tillstånd skulle eftersträvas, skulle vi i våra kustvatten oftast behöva gå minst 100–150 år tillbaka i tiden (se till exempel Svedäng m.fl. 2015). I vissa fall skulle man tvingas gå betydligt längre, närmare 500–1000 år tillbaka i tiden, medan man i äldre kulturer

(och mer tätbefolkade områden) kanske till och med skulle behöva gå flera tusen år tillbaka i tiden. Detta är inte bara praktiskt omöjligt på grund av alla förändringar som ägt rum sedan dess och vår brist på historisk kunskap om vad som tidigare har funnits och eventuellt kan ha funnits och som nu, ibland oåterkalleligt, är borta. Samtidigt bör man komma ihåg att haven är i ständig naturlig förändring och en del förändringar är också resultat av naturlig succession och detta gäller speciellt Östersjön, som är ett ungt hav. Det är inte heller i alla lägen önskvärt att eftersträva en återgång till ursprungliga tillstånd, även om de naturliga system som fanns tidigare möjligen kan ha varit rikare både strukturellt, funktionellt och vad gäller ekosystemtjänster. I detta sammanhang kan man också notera att man inom till exempel havsmiljödirektivet utgår från ett tillstånd med hållbart nyttjande som ett slags referenstillstånd. Huruvida detta kunde vara en fungerande utgångspunkt i restaureringssammanhang tas inte ställning till i denna rapport.

Framgången av restaureringsinsatser utvärderas också sällan (Benayas m.fl. 2009, Wortley m.fl. 2013). En meta-analys om restaureringsinsatser gav vid handen att restaurering i genomsnitt hjälpte biodiversiteten att återhämta sig med 44 procent och ekosystemtjänster med 25 procent, men att insatserna sällan ledde till en återhämtning tillbaka till baslinjen (Benayas m.fl. 2009).

Om vi fortsätter på temat eller frågan ”återställning eller restaurering – till vad?”, är det trots alla oklarheter om till exempel historiska förhållanden, med mera, viktigt att vi försöker klargöra vilka våra referensvärden eller baslinjer är och om det är realistiskt att uppnå dessa (Duarte m.fl. 2009). Det här kan vara speciellt relevant i olika sammanhang där en påverkansfaktor återgått till en låg nivå, men ekosystemet ändå inte verkar kunna återhämta sig till de nivåer där det troligen befann sig vid tiden före påverkan. Duarte m.fl. (2009) använder sig av fyra långa tidsserier som fokuserar på återhämtning från eutrofiering i olika nordeuropeiska havsområden som först genomgått en eutrofieringsprocess (sedan 1960–70-talet) och därefter, efter olika åtgärder inom främst vattenrening, genomgått en oligotrofieringsprocess eller en period med minskad närsaltsbelastning (sedan 1980–90-talet). De rapporterar i sin studie, som använder koncentrationer av pigmentet klorofyll *a* som mått på mängden planktonalger, att inget av ekosystemen återgått till att motsvara de ekosystem som fanns innan eutrofieringsprocessen började (motsvarande bana (a) i figur 36). Istället påminner återhämtningsbanorna och slutresultaten mer om de som kunde förväntas under en kombination av *ändrade baslinjer* och *regimskifte* (motsvarande bana (d) i figur 36).

Att mönster och resultat som liknar dessa uppstår kan ha en rad olika orsaker, men viktiga faktorer i sammanhanget är åtminstone förekomst av flera samtidiga effekter från andra stressfaktorer, till exempel klimatförändringar, introducerade arter, överfiske, kustexploatering, med mera (Duarte m.fl. 2009). Dessa kan parallellt med eutrofieringen ha bidragit till att förändra de studerade systemen i grunden, till exempel genom att ändra deras artsammansättning och födovävar. Därför är en full återgång till de ekosystem som rådde tidigare inte längre möjlig. Förväntningar på att ekosystem ska återgå till tidigare förhållanden som följd av enbart reducerad närsaltsbelastning kan därför vara fundamentalt orealistiska, eftersom de ignorerar konsekvenser av *ändrade baslinjer*. Detta för att dessa nya baslinjer härstammar från samtidiga förändringar i många andra påverkanstryck under den tid som gått sedan eutrofieringsproblemen uppkom och restaureringsprocessen tog vid, det vill säga i dessa exempel under ca 30 års tid (Duarte m.fl. 2009). De många påverkanstrycken kan dessutom vara av sådan magnitud och påverka så många grundläggande ekosystemfaktorer samtidigt att kustekosystemen också skulle ha ”drivit iväg” från sina referensförhållanden även i frånvaro av en ursprunglig närsaltsbelastning (Duarte m.fl. 2009).



Figur 36 Idealiserade banor för klorofyll a-koncentrationer, som indikator för ekosystemstatus, och närsaltsbelastning till kustekosystem under ökande (röd linje) och minskande belastningsförhållanden (grön linje) vid olika responsscenarier: (a) Scenariet med återgång till det som var antyder ett direkt reversibelt förhållande mellan klorofyll a-koncentrationer och närsaltsbelastning; (b) Scenariet med regimskifte visar en uppenbar tidsfördröjning/eftersläpning (hysteresis) i responsen till minskad närsaltsbelastning; (c) Scenariet med ändrade baslinjer påtvingar ekosystemet en bana, som avbildas av den streckade linjen och som är oberoende av vad som styrs av näringsämnena (kan till exempel bero på klimat eller ändrad struktur på födovävar) och som förhindrar ekosystemet att återgå till referensförhållanden efter minskad närsaltsbelastning; (d) Visar ett kombinerat scenario med ändrade baslinjer och regimskifte och responsen är då en kombination av (b) och (c) och klorofyll a nivåerna ligger klart över de ursprungliga trots att närsaltsnivåerna är låga - detta är det responsscenario som beskrivs av studien av Duarte m.fl. (2009).

Exemplet ovan från Duarte m.fl. (2009) vad gäller kustekosystemens misslyckade återgång till tidigare ekologiska förhållanden vid reducerad närsaltsbelastning kan givetvis uppfattas störande både för vetenskapsmän och för förvaltare. Med andra ord är det lätt att förvänta sig och hoppas på att motsvarande banor skulle följas vid närsaltsminskning som de som följdes vid en närsaltsökning och att ekosystemet återgår tillbaka till sitt ursprungstillstånd efter att åtgärder för minskad närsaltsbelastning har vidtagits (kurva a i figur 36). Brist på tecken på återhämtning kan leda till frustration och i värsta fall inaktivitet när högt ställda restaureringsmål inte uppnås. Istället för att alltid rikta in oss på att återföra ekosystem till ett visst tidigare förhållande, något som är väldigt osannolikt i en värld av ändrade baslinjer, bör vi som en utväg, där det behövs, därför fokusera mer på att upprätthålla nyckelfunktioner hos ekosystem och därigenom säkra en konstant tillgång på värdefulla ekosystemtjänster (Duarte m.fl. 2009). Minskningarna i närsaltsnivåer i de fyra exempelekosystemen ovan kan tolkas som ineffektiva. Trots detta ledde minskningarna i närsaltsnivåer till att eutrofieringen avstannade. Minskningarna ledde också till färre skador och en lägre sårbarhet i ekosystemen. Samtidigt observerades förbättringar hos olika indikatorer som visar på hur ekosystemet mår som till exempel i syrevärden och i makrofyters täckningsgrad (Carstensen m.fl. 2006).

Viktigt i sammanhanget är också att informera såväl forskare, förvaltare som den breda allmänheten om betydelsen av *ändrade baslinjer* och *regimskiften*, till exempel när man ska utvärdera möjliga resultat av restaureringsinsatser (Kemp m.fl. 2005). Rent allmänt måste vi också sträva efter att förbättra vår förmåga att förutspå utvecklingsbanor för ekosystem som är utsatta för flera samtidiga påverkanstryck och förändringar, samt på att ta i beaktande den

dynamiska naturen hos referensförhållanden. Detta förutsätter ett dynamiskt förhållningssätt till ekosystemresponser som inte bara tar i beaktande direkta responser till påverkanstryck utan också slumpmässiga förskjutningar, *ändrade baslinjer* och icke-linjära effekter (Duarte m.fl. 2009). Ekologiska tröskelvärden måste också identifieras för att förse oss med gränser för förvaltningsstrategier och inte minst behöver vi metoder för att identifiera dessa gränser utan att vi först behöver korsa dem (Strange 2007), eftersom detta kan vara ödesdigert på många plan. I samband med detta gäller det inte heller bara att ta i beaktande historiska baslinjer utan det är också viktigt att försöka förutspå framtiden och hur restaureringsframgångar kommer att påverkas av pågående miljö- och klimatförändringar (Wood m.fl. 2019, Coleman m.fl. 2020). I dessa sammanhang bör man inte bara eftersträva att de restaurerade systemen klarar av att motstå klimatförändringar, utan man bör också eftersträva att utföra restaureringarna så att de restaurerade ekosystemen också kan bidra till att motverka och minska effekten av klimatförändringar (Duarte et al. 2020).

Om man summerar alla tankar och osäkerhetsfaktorer ovan leder det nästan oundvikligen till att det enda som vi egentligen kan vara riktigt säkra på vad gäller framtiden i våra hav är själva osäkerheten och att vi ska vara beredda på förändringar (Martin Wahl, personlig kommunikation). Vi kan därför i framtiden tvingas ta ställning till den långsiktiga och också relativa nyttan av att utföra olika restaureringsåtgärder i olika habitat. Vi kan också tvingas göra prioriteringar mellan olika åtgärder på basen av hur mycket habitatet eller åtgärderna i fråga kan tänkas drabbas eller störas av storskaliga globala miljöförändringar eller av andra samtidiga stress- eller påverkansfaktorer som kan vara svårare att åtgärda och förvalta (Elliott m.fl. 2017). I klartext kan vi ställas inför att välja mellan att prioritera insatser i system som har en bättre prognos för att lyckas i ett längre tidsperspektiv, framför insatser i system som akut hotas av storskaliga globala förändringar. Det är till exempel ingen större idé att satsa stora resurser på att restaurera marina habitat i sina randområden, då risken är hög för att dessa habitat snart kan försvinna på grund av salthaltsminskningar eller andra omvälvningar som är kopplade till klimatförändringar. Hellre bör man då se över vad man kan göra för att minska stressen på dessa habitat från andra, förvaltningsbara, aktiviteter och påverkanstryck i samma område eller satsa på att göra motsvarande restaureringsinsatser på andra habitat eller på samma habitat på annat håll där chanserna för långvarig framgång är större. I det här sammanhanget är det också speciellt viktigt att eftersträva en restaurering av strukturer och funktioner som direkt mildrar eller motverkar negativa effekter av klimatförändringar (Duarte m.fl. 2020).

- Brist på tecken på återhämtning kan leda till frustration och i värsta fall inaktivitet när högt ställda restaureringsmål inte uppnås. Istället för att rikta in oss på att återställa ekosystem till ursprungliga förhållanden bör vi mer fokusera på att upprätthålla nyckelfunktioner hos ekosystemen och därigenom säkra en konstant tillgång på värdefulla ekosystemtjänster (det vill säga rehabilitering).
- Ekologiska tröskelvärden måste också identifieras för att förse oss med gränser för förvaltningsstrategier och inte minst behöver vi metoder för att identifiera dessa gränser utan att vi först behöver korsa dem, eftersom detta kan vara ödesdigert på många sätt.

Geist och Hawkins (2016) anser att det är viktigt att klart och tydligt definiera/beskriva det tillstånd som eftersträvas som mål för åtgärden. Insatserna inom förvaltningen bör vara adaptiva så att arbetet kan anpassas och eventuell framgång bedömas i jämförelse med referenslokaler eller

kontrollområden. Samhällsmässiga och politiska förväntningar måste också hanteras och restaureringsprojekten bör inte utlova alltför mycket. Också mindre rehabiliteringsinsatser av skadade ekosystem kan leda till att man får tillbaka en viss nivå av biodiversitet och nyckeltjänster. Ibland är ersättande ekosystem bättre än ingenting alls och kanske det bästa som kan uppnås i till exempel urbana förhållanden (Geist och Hawkins 2016). Schlappy och Hobbs (2019) föreslår införandet av termen New Ecosystem (Nytt Ekosystem, NE) för att hantera fall där det är orealistiskt att förvänta sig en restaurering till historiska baslinjer av ekologiska, samhällsmässiga och finansiella orsaker. Det vill säga termen införs för att benämna ekosystem som har förändrats genom mänskliga aktiviteter, men inte skiftat till ett alternativt stabilt tillstånd.

Ingeman m.fl. (2019) tillkännager det stora problemet med icke-framgångsrika återhämtningar i oceanerna på grund av att marina ekosystem och de mänskliga samhällen som är beroende av dem förändras konstant och att dynamiken i dessa socio-ekologiska system kan förhindra återhämtning. Av dessa orsaker föreslår Ingeman m.fl. (2019) att vi bör:

1. definiera återhämtning så att begreppet omfattar en mångfald av olika intressegruppers perspektiv vad gäller vilka återhämtningsmål och ekosystem som är acceptabla/önskvärda,
2. uppmuntra till mer forskning inriktad på fungerande stadier av återhämtning som leder till resilienta ekosystem,
3. arbeta smidigt för att hålla takten med de snabba miljöförändringarna och använda en förvaltning som verkar sömlöst från lokala till regionala skalor.

Elliott m.fl. (2016) fokuserar i sin globala översikt på estuariers återkolonisering med biota och deras funktioner och särskiljer mellan två typer av ekoingenjörskonst för att återskapa eller restaurera skadade ekosystem. I den ena typen modifieras den fysikalisk-kemiska strukturen genom så kallad ekohydrologi med utgångspunkten att ekologisk struktur och funktion följer efter, medan man i den andra typen mer direkt fokuserar på biota genom återinplantering eller återutsättning. Ekohydrologin avser att skapa lämpliga fysiska förhållanden, speciellt med avseende på hydrografi och sedimentologi. Detta för att stödja en återhämtning av estuariets ekologi genom naturlig eller assisterad kolonisering av primärproducenter och konsumenter eller direkt habitatskapande. Denna process tillåter successivt vadarfåglar och fisk att återta rehabiliterade områden och således restaurera naturliga näringskedjor och uppväxtområden för akvatiska biota. Översiktsartikeln av Elliott m.fl. (2016) avhandlar restaureringsprojekt i estuarier runt om i världen och visar på några framgångsrika och hållbara tillvägagångssätt, men också på projekt som var mindre framgångsrika och mindre hållbara, trots de bästa av intentioner. Några projekt kan till och med ha skadat miljön och andra projekt skapade bara lite habitat under en kort tid och gjorde inte mycket för den övergripande ekologin i området över tid och rum.

Elliott m.fl. (2016) anser att man bör utföra avvägningar mellan kortsiktigt och långsiktigt värde av restaurerade/återskapade ekosystem. Elliot m.fl. (2016) anser också att man bör noga utvärdera hur framgångsrikt naturlig struktur och funktion kan uppnås i skadade estuarier, liksom restaureringens roll för förvaltning av estuarier och våtmarker. Likaså anser Elliott m.fl. (2016) att det är viktigt att utreda kostnader och fördelar med ekoingenjörskonst inom det socio-ekologiska systemet. De globala fallstudier som författarna refererar till förser både vetenskapen och förvaltningen med viktiga erfarenheter som till exempel att restaurering av estuarier är en komplex och ofta svår process och att ekoingenjörskonst med ekohydrologi eftersträvar att kontrollera och/eller simulera naturliga ekosystemprocesser. De anser vidare att vi under de rätta

förhållandena kan uppnå framgångar, att vi vet hur dessa ser ut, men också att vi ofta vet var och varför olika åtgärder misslyckas. Vidare medger Elliott m.fl. (2016), precis som Duarte m.fl. (2009) gjort tidigare, att oskadade ursprungliga tillstånd sällan kan uppnås på grund av fortgående mänsklig påverkan, men de anser att vi med restaurering kan få med oss miljöfördelar för att maximera den kvarvarande inneboende potentialen hos naturliga ekosystem. Målsättningar måste ändå ofta ändras och anpassas efter miljöförhållandena som är under ständig förändring. Elliott m.fl. (2016) avslutar med att visa att det för vilket skapat/återskapat/restaurerat system som helst är svårt att uppnå naturlig jämvikt över de rätta skalorna i tid och rum, men att forskare och förvaltare nu blivit mer medvetna om begränsningarna i de restaureringsåtgärder som använts.

4.4 Hur gå vidare?

Eftersom sammanfattande uppgifter om marina restaureringsåtgärder utförda i Sverige saknas, bortsett från det som beskrivits i MARBIPP (www.marbipp.tmbl.gu.se/) och i till exempel rapporten av Salonsaari (2009), kan man lätt förledas att tro att området marin restaurering är mycket underutvecklat i vårt land. Under arbetet med denna rapport har det noterats att det har gjorts och görs en hel del på olika platser av många olika aktörer. En stor del av dessa aktiviteter har redan, åtminstone inledningsvis, rapporterats och antalet aktiviteter ökar dessutom stadigt från år till år, vilket alla presentationer på de nationella restaureringskonferenserna som ordnats regelbundet sedan 2015 också vittnar om. Många aktiviteter har också utförts och har kanske misslyckats eller har av andra orsaker förblivit ofullbordade, outvärderade och orapporterade. För att vi ska kunna lära oss både av framgångar och av misslyckanden är det viktigt att alla erfarenheter från restaureringsinsatser beskrivs och sammanställs, till grund för fortsatt åtgärds- och uppföljningsarbete. Detta görs lämpligen i den befintliga databasen Åtgärder i vatten (https://www.atgarderivatten.se/).

Ändå tycks det förhålla sig så att verksamheten inom marin restaurering i Sverige ligger lite efter en del andra länder där man redan har hållit på en längre tid, som till exempel i USA med ålgräs- och ostronrestaureringar, och i vissa mer tättbefolkade länder, som till exempel Kina, där kanske många habitat har betraktats som hotade redan under en längre tid. En grundläggande orsak till att man kanske inte har kommit så långt inom området ännu i Sverige kan vara just detta att många habitat ännu inte betraktas som hotade hos oss. En annan orsak kan vara brist på kunskap, metoder och medel för att utföra restaureringar. Kostnaderna för åtgärder skjuter nämligen lätt i höjden till orealistiska nivåer varför restaureringsåtgärder sällan kanske ens framstår som relevanta alternativ till lösningar eller så hoppas man på att man genom att ta bort eller minska störningen ska kunna göra det möjligt för naturen att återställa sig själv passivt.

Den inledande bilden för marin restaurering i Sverige är hur som helst att det bara finns få framgångsrika restaureringsexempel och att informationen om möjliga åtgärder och tillgången till nationella ”verktygslådor” är begränsad. Detta kan ändå ses som ett värdefullt resultat i sig och något som kan stå som en grund för att man till exempel bör hävda restriktivitet i samband med prövningar av vattenärenden, eftersom det inte verkar finnas så många allmängiltiga och bevisligen fungerande åtgärder för återställning av det som skadas. Ett annat inledande intryck är också att det finns en risk att man kan förledas att tro att vissa delar av habitat och ekosystem kan restaureras effektivt, åtminstone under perfekta förhållanden, men att åtgärderna kanske sedan ändå inte visar sig fungera och ge upphov till önskade resultat, med alla andra fysiska och icke-fysiska stressfaktorer närvarande. Detta gäller ganska långt alla oprövade

”skrivbordsmetoder” innan de testats i naturen i större skala under flera år. I det sammanhanget kan man också anta att speciellt alla icke-fysiska påverkanstryck, som eutrofiering, föroreningar, klimatförändringar, överfiske och introducerade arter gör det hela mycket svårhanterligt. Detta dels för att dessa påverkanstryck är mer eller mindre närvarande överallt och dels för att de ofta är väldigt svåra att förvalta (Elliott m.fl. 2017).

Efter hand som allt mer information från fler och fler delområden, habitat och vad gäller flera olika problemställningar inom marin restaurering nationellt och internationellt kommer in fås en mer och mer nyanserad bild. Grunduppfattningen att det alltid blir billigare att inte förstöra ett habitat eller ett ekosystem från första början än att försöka återställa det i efterhand står kvar, men om man tvingas ta till restaurering finns det åtminstone globalt redan omfattande information om och riktlinjer för en hel del specifika habitat och problemställningar, likaså för restaureringsprojekt rent generellt (till exempel Clewell m.fl. 2000, Seaman 2007). Dels kan restaureringsbegreppet ses i ett förhållandevis brett perspektiv där många olika typer av miljöförbättrande åtgärder och aktiviteter som kanske inte alltid rapporteras som restaureringsinsatser ändå kan föras in under samma restaureringsparaply. Detta inte minst för att många insatser kanske aldrig uppnår den avsedda nivån av restaurering, utan istället leder till att man kan landa i olika ersättande, men förhoppningsvis fungerande system (Duarte m.fl. 2009, 2015, Elliott m.fl. 2016). Många utförda insatser har kanske också missats, dels för att de kanske varit för småskaliga och dels för att deras framgång aldrig analyserats, utvärderats eller rapporterats, också i sådana fall där åtgärderna lett till uppenbara förbättringar. Dels har det både globalt och i Sverige redan gjorts en hel del aktiva restaureringsinsatser, om ett bredare synsätt på restaurering tillåts, och många fler kommer att göras. Med beaktande av detta och i takt med denna utveckling och de ökade erfarenheterna (både positiva och negativa, både framgångssagor och bakslag) kommer också metodiken att finslipas och chanserna till framtida framgångar kommer att öka.

En väg framåt är således att aktivt sträva efter att förbättra kunskapsläget om marin restaurering på basen av existerande material. En annan viktig väg framåt är att öka själva restaureringsåtgärderna och därmed våra praktiska erfarenheter (”*learning by doing*”) från olika habitat, ekosystem och havsområden, men även genom att samla erfarenheter från fall där man inte sätter in aktiva åtgärder (”*learning by not doing*”). Det finns överlag ett betydande kunskapsunderskott på restaureringsområdet och därför finns det också ett omfattande behov av nationella forskningsprogram inom marin restaurering där olika alternativa förvaltningsmetoder och praktiska åtgärder prövas ut.

Det här gäller speciellt för olika understuderade områden som musselbankar (biogena rev), fisklekplatser (speciellt för rovfisk), kustnära våtmarker, makroalger på hårdbotten, makrofyter på mjukbotten, det vill säga utöver ålgräsrestaurering som redan behandlats föredömligt av Moksnes m.fl. (2016a, b). Rent generellt globalt tycks en ökad fokusering på olika organismgruppers förökningskroppar (propaguler) och hur dessas spridning och överlevnad kan förbättras erbjuda lovande möjligheter till att nå mer framgångsrika restaureringsresultat (Vanderklift m.fl. 2020). Detta tycks fungera bra för mangroveskogar, tidvattenskärr och musselrev, men kan också vara en väg framåt för sjögräs, tareskogar och korallrev.

Lika omfattande kunskaps- och erfarenhetssammanställningar som för ålgräs kunde i Sverige också göras kring restaurering av många andra typer av habitat och miljöproblem relaterade till dem, till exempel utgående från informationen i bilaga 1 och expertbedömningarna av de olika kriterierna i bilaga 2. Bilaga 2 är i viss mån subjektiv (gäller bara 12 experter), men den är baserad på beskrivna bedömningskriterier och den kan omarbetas efter hand som nya uppgifter

fås fram. Som restaureringsutredning kan den vara till hjälp för att försöka nå olika miljömål och krav på åtgärder för att undvika nettoförluster av ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster (Levrel m.fl. 2012). Utöver de generella kunskapsunderskott som nämns tidigare i detta kapitel pekas inga specifika kunskapsluckor ut.

För framtida restaureringsarbete är det enligt Havs- och vattenmyndigheten (2015) speciellt viktigt att:

- arbetet med restaurering av vattendrag intensifieras,
- behov av restaurering av olika ekosystem och geografiska områden (Grön infrastruktur) analyseras,
- strategier för en samlad prioritering och hantering av insatserna i marin miljö görs upp.

Vad gäller den andra punkten ovan, det vill säga att behov av restaurering av olika ekosystem och geografiska områden (Grön infrastruktur) analyseras, finns det en kommande strategi i åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2015, https://www.havochvatten.se/download/18.45ea34fb151f3b238d8d1217/1452867739810/rapport-2015-30-atgardsprogram-for-havsmiljon.pdf). Enligt Faktablad ÅPH 29–31 restaurering, sidan 198 och framåt ska det tas fram, med bistånd från Länsstyrelserna, Naturvårdsverket samt Riksantikvarieämbetet, en samordnad åtgärdsstrategi mot fysisk påverkan och för biologisk återställning i kustvattenmiljön. Detta arbete har inletts under 2020.

Angående våra möjligheter att använda restaurering eller kompensation för att motverka negativa effekter på miljön är det i sammanhanget speciellt viktigt att minska de kunskapsluckor och osäkerhetsfaktorer som finns generellt. Utöver att utföra mer forskning kan detta inledningsvis, som i denna rapport, göras genom omfattande litteraturöversikter av befintlig vetenskaplig och grå litteratur. Ett uttalat syfte med denna rapport är att ta fram ett grundläggande kunskapsunderlag med relevans för svenska förhållanden kring restaurering och återställning av olika habitat i första hand utifrån fysisk påverkan i kustvattenmiljön. Ett annat syfte har varit att lämna förslag till en praktisk verktygslåda baserat på dessa nationella och internationella erfarenheter och dokumenterade egna avväganden vad gäller aspekter kring olika påverkanstryck, habitat, restaureringsåtgärder och deras samverkan och effektivitet.

Vi behöver även generellt mer kunskap om:

- effekter av mänsklig påverkan,
- tidiga varningstecken på att ekosystem håller på att kollapsa,
- mål och mått för att bedöma återhämtning i olika ekosystem,
- effekter av restaureringsåtgärder på ekosystemnivå,
- koppling mellan forskning och förvaltning i restaureringsfrågor.

Den sistnämnda punkten i listan ovan om koppling mellan forskning och förvaltning kunde relativt lätt ordnas med fler forskningsprojekt som är inriktade på förvaltningens behov och fler skolnings- och informationstillfällen där förvaltarna kan hålla sig uppdaterade om de senaste forskningsrönen.

Vad gäller specifikt återhämtningen har Duarte m.fl. (2015) gjort en sammanställning kring olika modeller och mönster för mål vid restaureringsprojekt och mått på återhämtning av kustekosystem. Denna sammanställning visar att det är vanligare i restaureringsprojekt att man bara uppnår partiell återhämtning än full återhämtning. Detta beror bland annat på att självgenererande processer strävar efter att bibehålla det förstörda stadiet. Sammanställningen visar också att nedbrytningen av ett ekosystem och återhämtningen av det samma ofta följer olika vägar. Återhämtningsbanorna beror nämligen både på påverkanstryckets natur såväl som på ekosystemens konnektivitet och därför kan banorna skilja sig åt för olika ekosystemkomponenter och mellan olika ekosystem (till exempel som den så kallade hysteresmodellen som beskriver en återhämtningsprocess där ekosystemet genomgår olika nya tillstånd innan full återhämtning sker). Med andra ord beror systemets tillstånd på dess historia och ekosystemet behöver inte nödvändigtvis återhämta sig till samma nivåer som tidigare när en påverkansfaktor minskar eller försvinner (Duarte m.fl. 2009, 2015).

Enligt tillgängliga exempel på återhämtning av kustekosystem är återhämtningen sällan fullständig utan oftast en långsam process som involverar flera decennier (Kraufvelin m.fl. 2001, Duarte m.fl. 2009, 2015, 2020, Borja m.fl. 2010, Lotze m.fl. 2011, Verdonschot m.fl. 2013). Duarte m.fl. (2020) presentar en genomsnittlig återhämtningstid på 20 år för marina ekosystem globalt och specifika tidsrymder för återhämtning på 1–5 år för ostronrev, 2–30 år för andra kommersiellt utnyttjade ryggradslösa djur, 5–60 år för sjögräs, 10–30 år för kommersiellt utnyttjad fisk och 40–60 år för valar, för att ge några exempel. Även om en återhämtning fås till stånd kan det resulterande ekosystemet i många fall bara approximera, det vill säga i stora drag efterlikna och inte fullständigt replikera, det som förlorats (Elliott m.fl. 2007, 2016). Vi måste på grund av dessa svårigheter att återskapa det som en gång fanns kanske oftare nöja oss med att återställa ekosystemfunktioner och bli betydligt bättre på att integrera dessa till restaureringsekologin (Kollmann m.fl. 2016). Med viktiga ekologiska funktioner avses till exempel kolbindning, cirkulation av näringsämnen, biologisk produktion, biologisk nerbrytning, trofiska interaktioner, interaktionen mellan fysiska och biologiska funktioner, etcetera (Kollmann m.fl. 2016).

I processen att ta fram information om restaurering med relevans för den svenska kustmiljön är det först och främst viktigt att informationen baseras på vetenskaplig grund och att man i mån av möjlighet försöker fokusera extra på att inhämta kunskap om mekanismer för både påverkan och återhämtning på populations-, organismsamhälles- och ekosystemnivå. Det är också av högsta vikt att man satsar på att få ökad kännedom om hela restaureringscykeln, från information om ursprungliga (historiska) förhållanden, till information om tillbakagång, med parallell information från lämpliga likartade referenslokaler (där tillämpligt), till omfattande uppföljning och utvärdering av resultat och framgång eller avsaknad av framgång. Statistisk stringens och objektivitet bör under processen säkerställas genom att man använder relevant försöksdesign så kallad BACI-metod, Before – After – Control – Impact (se Stewart-Oaten m.fl. 1986, Underwood 1994, Schmitt och Osenberg 1996). I sådana väldesignade undersökningar kan till exempel utvecklingen över tid i restaurerade system (med data före och efter insatser, från åtgärdsområdet och från flera kontrollområden) jämföras noggrant och olika orsak-verkan samband kan säkerställas. Uppföljning av åtgärderna bör också dokumenteras i databaser som ”Åtgärder i vatten” (https://www.atgarderivatten.se/) för ökad tillgänglighet för andra aktörer och för allmänheten (populär rapportering är också en viktig del av detta). Detta är speciellt viktigt eftersom framgångar och misslyckanden, positiva och negativa erfarenheter, då blir bättre kända och kan bidra till vår fortsatta kunskapsuppbyggnad. En lokal förankring av åtgärderna och tydlig information till olika intressegrupper är också av yttersta värde i de flesta sammanhang (D’Anna

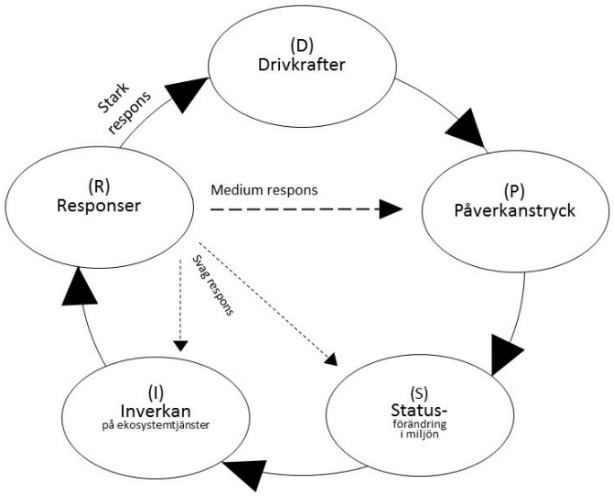
2016, France 2016). Det bör också noteras, vilket har poängterats tidigare, att mer allmän fokus på att återskapa ekologisk funktion och ekosystemtjänster i många fall kan vara att föredra som restaureringsmål istället för att fokusera på att återskapa ”det som var”, vilket av olika anledningar kan visa sig vara en utopi (Duarte m.fl. 2009, 2015, Wortley m.fl. 2013).

Effektiva ”vägar” (eller kanske snarare ”farleder”) framåt för marin restaurering verkar således vara att:

- bredda kunskapsbasen,
- fastställa och definiera mål samt referensnivåer,
- utvärdera effekter och grad av framgångar av restaureringar,
- värdera kostnader och värden av ekosystemtjänster,
- skapa ett system för fungerande ekologiska kompensationsåtgärder.

Samtidigt under all denna verksamhet bör vi, vid vår fortsatta ”navigation” inom och utanför ”farlederna”, hålla i minnet andra möjliga responsåtgärder inom DPSIR-modellen som kan tas till. Den absolut mest kostnadseffektiva responsen är den som riktar sig emot Drivkrafterna med successivt minskande effekt för responser riktade mot Påverkan, Statusförändring och Inverkan på ekosystemtjänster (figur 37, Gari m.fl. 2015, Hogfors m.fl. 2020).

Ur denna synvinkel är inte en restaureringsåtgärd i sig den mest effektiva angreppspunkten, utan den kan till och med räknas som en svag respons, åtminstone i jämförelse med responser som sätts in på aktiviteter och påverkanstryck. Det gäller också att ständigt hålla i minnet att det alltid är mer kostnadseffektivt att från början undvika att förstöra värdefulla områden, strukturer och funktioner än att tvingas vidta restaureringsåtgärder i ett senare skede.



Figur 37 Den mest kostnadseffektiva responsen riktas vanligen mot Drivkrafterna med successivt minskande effekt för responser riktade mot Påverkanstryck, Statusförändring och Inverkan på ekosystemtjänster (från Hogfors m.fl. 2020).

Inför FN:s decennium för restaurering av ekosystem listar Aronson m.fl. (2020) ett antal restaureringsstrategier. Bland annat förespråkar de vid arbete med storskaliga

restaureringsplaner i landskap av mosaiktyp ett synsätt som är holistiskt, interdisciplinärt och inkluderande. Aronson m.fl. (2020) betonar att ekologisk restaurering inte bara är en gren av bevarandeekologi och det handlar inte heller enbart om ekosystemtjänster. Istället handlar det om att bevara infödd biodiversitet (i termer av artrikedom, funktion, konnektivitet och resiliens) så långt som möjligt och om att upprätthålla och förnya det naturliga kapitalet, samt ge fördelar inom hälsa och välfärd för de som bor nära de lokaler där åtgärderna utförs. Det handlar också om att föra fram, studera och kommunicera de invecklade länkarna mellan att restaurera ekosystem och förbättringar inom fysisk, mental, social, och kulturell hälsa inom lokala och globala människopopulationer, samt ett allmänt välmående och en allmän hållbarhet av samhällen och nationer (Aronson m.fl. 2020). Vad gäller betydelsen av FN:s decennium för restaurering specifikt för kustekosystem betonar Waltham m.fl. (2020) behoven av att bland annat komma överens om vilka målsättningarna är med åtgärderna, om hur vi ska mäta framgång, om hur vi ska utvärdera åtgärder vetenskapligt, om koordinering, om teknisk metodikutveckling, om finansiering, om marknadsmöjligheter, om utförare, om administrativ styrning, om plattformar för att sammanställa kunskapsläget/kunskapsåterföring (vad lär vi oss och vad borde vi lära oss?), med mera.

För egen del listar vi också några allmänna slutsatser/”take home messages” från vårt arbete med denna rapport:

- För att restaurering överhuvudtaget ska kunna fungera i ett område bör den aktivitet eller det påverkanstryck som orsakade skadan vara borta/åtgärdat, till exempel vad gäller vattenkvalitet eller förändringar i hydromorfologi.
- Det är nästan alltid mer kostnadseffektivt att undvika och minimera en skada från början än att i efterhand tvingas lita på restaurering.
- De flesta restaureringsåtgärder verkar i en väldigt begränsad lokal skala, möjligen med undantag av åtgärder som direkt riktar in sig på rovfisk.
- För många öppna system och djupare habitat är troligen fredning och naturlig återhämtning effektivare och framför allt billigare än restaurering.
- För att olika åtgärder ska ha optimal effekt är det viktigt att identifiera var det finns förutsättningar för kustmiljöerna att återhämta sig på egen hand om belastningarna minskar, var det behövs ett utökat naturskydd och var aktiva restaureringsinsatser är nödvändiga för att återställa ekosystemen.
- Olika åtgärder kan vara olika bra lämpade för olika områden beroende på organismsamhällets sammansättning, nyckelarter, lokala förhållanden och vilka påverkansfaktorer som kan identifieras.
- I Sverige har forskningen kring marin restaurering kommit längst när det gäller återetablering av ålgräsängar och anläggning av kustnära våtmarker. För andra typer av kustmiljöer behövs det mer forskning och utveckling av restaureringsmetoder.
- Eftersom många aktiviteter påverkar områden kumulativt med många samtidiga påverkanstryck är en kombination av åtgärder troligen det mest effektiva i många sammanhang, som att kombinera ålgräsrestaurering med restaurering av musselrev och skydd av marina habitat/fiskefria områden, etcetera.

- Åtgärder bör utföras med ett tydligt klimatförändringsperspektiv, det vill säga man bör dels fråga sig om de åtgärdade systemen klarar av att motstå ett förändrat klimat och dels ställa frågan hur de åtgärdade systemen bättre kan motverka eller mildra effekter av klimatförändringar.
- Rumsliga restaureringsinsatser bör planeras med fokus på grön infrastruktur och åtgärder som förbättrar den ekologiska konnektiviteten. Detta gäller speciellt skyddade områden, migrationsbarriärer, flador, våtmarker, älvmynningar, etcetera.
- Bedömning av olika åtgärders effektivitet bör utföras av expertpaneler. För denna rapport rankas metoder som restaurering av kustnära våtmarker och skydd av habitat som de mest (kostnads)effektiva, medan många traditionella habitatrestaureringar rankas i mitten och några rehabiliterande och fysikalisk-kemiska åtgärder rankas lägst (bilaga 2).
- Dokumentering och delning av kunskap (både av framgångar och motgångar) är viktigt för att underlätta adaptivt lärande och en fortlöpande metodikutveckling.

Ett antal allmänna kommentarer och omdömen som framförts vid de marina restaureringskonferenserna i Göteborg 3–4 februari 2015, i Umeå 2–3 februari 2016, i Kalmar 14–15 mars 2018 och i Stockholm 11–12 mars 2020 får till sist avsluta denna rapporttext i en allmän ”faktaruta” (tabell 3).

Tabell 3 Sammanställning av frågeställningar, allmänna kommentarer och omdömen som listats som viktiga och mycket akuta längs med hela kusten och specifikt regionvis av deltagare i fyra olika marina restaureringskonferenser 2015–2020 i Sverige.

- Kunskapsuppbyggande:
  - Det behövs en databas för åtgärder i marina vatten dit alla restaureringserfarenheter (också efter icke-fysiska åtgärder) kan rapporteras/redovisas. Den nationella databasen Åtgärder i Vatten (ÅIV; https://www.atgarderivatten.se/) kommer att användas.
  - Uppföljningen av utförda åtgärder utgör en viktig grund för långsiktig kunskapsuppbyggnad. Vilka metoder fungerar i vilka miljöer? Vad fungerar på kort respektive lång sikt? Vad fungerar dåligt eller inte alls? Vad är kostnadseffektivt?
  - Kunskapsunderlagen om metoder, mekanismer och resultat är ofta för dåliga för åtgärder. Man borde sträva efter att ta fram metodik/manualer för olika typer av restaureringsåtgärder. Om man har utförliga manualer kan fler jobba på samma sätt och man kan öka arbetstakten. Man bör även satsa på att utveckla pedagogiskt material.
  - Mer information om påverkan, biologiska effekter och restaurering/återställning behövs till olika intressegrupper och till allmänheten, till exempel mer information till fritidshusägare och båtfolk kan långsiktigt förebygga och minska påverkan på värdefulla miljöer.
  - Det behövs även någon form av objektslista (till exempel att ett län listar lämpliga vattenområden och lämpliga förslag till åtgärder. Detta förkortar startsträckan.
- Ekonomisk långsiktighet för projekt är viktigt. Större åtgärder kräver mycket och det vore bra om man tidigt vet att man har ekonomin tryggad för alla åtgärder.
- Ofta är det svårt för finansiären och utföraren att avgöra om en åtgärd leder till "återgång till naturligt historiskt tillstånd". Detta bör vara prio ett, men ibland kan man istället behöva sträva efter att skapa nya områden/funktioner för att förbättra för vissa målarter.
- Tillsyn är ett viktigt förebyggande instrument i samverkan med prövning och områdesskydd. Värdefulla områden bör bevaras och viktiga områden som är föremål för restaurering får inte samtidigt förstöras på andra platser. Det är också viktigt med kustkommunernas översiktsplaner och kustplaner, med mera.
- Se över lagstiftningen, till exempel miljöbalken, plan- och bygglagen, för att kunna titta på helheten, och komma bort från "frimärksplanering". Det är förvirrande att förfarande vid tillståndsprövning varierar mycket geografiskt.
- Se över eventuella juridiska hinder: Det är ofta lätt att hitta markägare som är villiga att vara med, men åtgärden kan ofta bromsas av myndigheter. Vid anmälan av vattenverksamhet bör man underlätta tillståndsförfarande. Bättre kommunikation mellan kulturvård och naturvård behövs också för att undvika konflikter mellan dessa.
- Användning av ekologisk kompensation bör utvecklas och utökas, speciellt som kompensation kan användas för att finansiera restaurering.
- Prioriteringar mellan insatser och behov skiljer sig åt mellan regioner – rekommendationer behöver anpassas efter regionala förutsättningar.
- Mindre krävande små åtgärder (insatsmässigt/finansiellt), till exempel i grunda havsvikar, våtmarker och i havsmynnande vattendrag, ”Hjälp till självhjälp”, som kan ge snabba och viktiga förbättringar är värda att prioritera.
- Satsning på att bygga GI-nätverk till stöd för grön infrastruktur av restaurerade mindre ”förstörda” områden viktigt.
- Det behövs tydliga "motorer" i arbetet. Medverkan av lokala intressegrupper är viktigt.

5 Omnämnanden

Vi vill tacka alla sakkunniga som har gett värdefulla synpunkter på rapporten: Ingemar Andersson, Martin Karlsson och Robert Almstrand Havs- och vattenmyndigheten, Rita Jönsson länsstyrelsen i Kalmar, Wilhelm Ranka SGI, Lovisa Zillén Snowball SGU, Jörgen Öberg och Pia Andersson SMHI, Ulf Bergström, Göran Sundblad och Mattias Sköld SLU Aqua, Per Olov Moksnes Göteborgs universitet, Sofia Wikström Stockholms universitet, Antonia Nyström Sandman Aquabiota, Mats Westerbom Forststyrelsen Finland, Åsa Strand IVL, samt Johan Kling DHI.

6 Referenser

6.1 Litteratur

Abelson, A., Nelson, P.A., Edgar, G.J., Shasar, N., Reed, D.C., Belmaker, J., Krause, G., Beck, M.W., Brokovich E., France, R., Gaines, S.D., 2016. Expanding marine protected areas to include degraded coral reefs. Conserv Biol 30:1182-1191.

Acosta, A.L., d'Albertas, F., Leite, M.D., Saraiva, A.M., Metzger J.P.W., 2018. Gaps and limitations in the use of restoration scenarios: a review. Restor Ecol 26:1108-1119.

Adams, S.M., 2005. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. Mar Pollut Bull 51:649-657.

Ailstock, M.S., Shafer, D.J., Magoun, A.D., 2010a. Protocols for use of *Potamogeton perfoliatus* and *Ruppia maritima* seeds in large-scale restoration. Restor Ecol 18:560-573.

Ailstock, M.S., Shafer, D.J., Magoun, A.D., 2010b. Effects of planting depth, sediment grain size, and nutrients on *Ruppia maritima* and *Potamogeton perfoliatus* seedling emergence and growth. Restor Ecol 18:574-583.

Airoldi, L., Bulleri, F., 2011. Anthropogenic disturbance can determine the magnitude of opportunistic species responses on marine urban infrastructures. PLoS One 6:e22985.

Airoldi, L., Turom, X., Perkol-Finkel, S., Rius M., 2015. Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. Diversity Distrib 21:755-768.

Akcil, A., Erust, C., Ozdemiroglu, S., Fonti, V., Beolchini, F., 2015. A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. J Clean Prod 86:24-36.

Allers, E., Abed, R.M.M., Wehrmann, L.M., Wang, T., Larsson, A.I., Purser, A., De Beer, D. 2013. Resistance of *Lophelia pertusa* to coverage by sediment and petroleum drill cuttings. Mar Pollut Bull 74:132-140.

Altartouri, A., Nurminen, L., Jolma, A., 2014. Modeling the role of the close-range effect and environmental variables in the occurrence and spread of *Phragmites australis* in four sites on the Finnish coast of the Gulf of Finland and the Archipelago Sea. Ecol Evol 4:987-1005.

Andersen, J.H., Halpern, B.S., Korpinen, S., Murray, C., Reker, J., 2015. Baltic Sea biodiversity status vs. cumulative human pressures. Estuar Coast Shelf Sci 161:88-92.

Andersen, S., Grefsrud, E.S., Mortensen, S., Naustvoll, L.J., Strand, Ø., Strohmeier, T., Sælemyr, L., 2017. Meldinger om blåskjell som er forsvunnet – oppsummering for 2016. Havsforsningsinstituttets Rapport 4-2017.

Andersson, E., Wikström, A., Wennhage, H., 2021. Svenskt fiske efter läppfisk för export som putsarfisk. Utveckling av fisket och information om beståndens status. Aqua reports 2021:11. Sveriges lantbruksuniversitet, 76 s.

Andriana, R., van der Ouderaa, I., Eriksson, B.K., 2020. A Pacific oyster invasion transforms shellfish reef structure by changing the development of associated seaweeds. Estuar Coast Shelf Sci 235:106564.

Apler, A., Nyberg, J., 2011. Metoder för att kartlägga fiberhaltiga sediment. SGU-rapport 2011:1, 93 s.

Apler, A., Nyberg, J., Jönsson, K., Hedlund, I., Heinemo, S.-Å., Kjellin, B., 2014. Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. Sveriges Geologiska Undersökning, SGU-rapport 2014:16, 178 s.

Appelberg, M., Bergenius, M., Bergström, U., Casini, M., Gårdmark, A., Hjelm, J., Huss, M., Kaljuste, O., Olsson, J., Sahlin, U., Wennhage, H., Werner, M., 2013. PLANFISH: Planktivore management – linking foodweb dynamics to fisheries in the Baltic Sea. Slutrapport för Skarpsillsprojektet, 76 s.

Araújo, R.M., Assis, J., Aguillar, R., Airoldi, L., Bárbara, I., Bartsch, I., Bekkby, T., Christie, H., Davoult, D., Derrien-Courtel S., Fernandez, C., Fredriksen, S., Gevaert, F., Gundersen, H., Le Gal, A.,

Lévêque, Mieszkowska, N., Norderhaug, K.M., Oliveira, P., Puente, A., Rico, J.M., Rinde, E., Schubert, H., Strain E.M., Valero, M., Viard, F., Sousa-Pinto, I., 2016. Status, trends and drivers of kelp forests in Europe: an expert assessment. Biodivers Conserv 25:1319-1348.

Arheimer, B., Pers, B.C., 2017. Lessons learned? Effects of nutrient reductions from constructing wetlands in 1996–2006 across Sweden. Ecol Engineer 103 (Part B):404-414.

Arkema, K.K., Guannel, G., Verutes, G., Wood, S.A., Guerry, A., Ruckelshaus, M., Kareiva, P., Lacayo, M., Silver, J.M., 2013. Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. Nat Clim Change 3:913-918.

Aronson, J., 2010. What can and should be legalized in ecological restoration? Revista Arvore 34:451-454.

Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C., Cross, A.T., 2020. A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. Restor Ecol 28:730-736.

Atkins, J.P., Burdon, D., Elliott, M., Gregory, A.J., 2011. Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. Mar Pollut Bull 62:215-226.

Au, W.W.L., Jones, L., 1991. Acoustic reflectivity of nets: implications concerning incidental take of dolphins. Mar Mammal Sci 7:258-273.

Bachmann, R.W., Hoyer, M.V., Canfield D.E., 1999. The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states. Hydrobiologia 394:219-232.

Baden, S.P., Pihl, L., 1984. Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. Ophelia 23:65-90.

Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C. J., Åberg, P., 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Mar Ecol Prog Ser 451:61-73.

Baggett, L.P., Powers, S.P., Brumbaugh, R.D., Coen, L.D., DeAngelis, B.M., Greene, J.K., Hancock, B.T., Morlock, S.M., Allen, B.L., Breitburg, D.L., Bushek, D., Grabowski, J.H., Grizzle, R.E., Grosholz, E.D., La Peyre, M.K., Luckenbach, M.W., McGraw K.A., Piehler, M.F., Westby, S.R., zu Ermgassen, P.S.E., 2015. Guidelines for evaluating performance of oyster habitat restoration. Restor Ecol 23:737-745.

Baine, M., 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. Ocean Coast Manage 44:241-259.

Bakker, E.S., Sarneel, J.M., Gulati, R.D., Liu, Z., van Donk, E., 2013. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. Hydrobiologia 710:23-37.

Balazy, P., Copeland, U., Sokołowski, A., 2019. Shipwrecks and underwater objects of the southern Baltic – Hard substrata islands in the brackish, soft bottom marine environment. Estuar Coast Shelf Sci 225:106240.

Barbier, E. B., Moreno-Mateos, D., Rogers, A. D., Aronson, J., Pendleton, L., Danovaro, R., Henry, L.-A., Morato, T., Ardron, J., Van Dover, C. L., 2014. Protect the deep sea. Nature 505:475-477.

Bas, A., Jacob, C., Hay, J., Pioch, S., Thorin, S., 2016. Improving marine biodiversity offsetting: a proposed methodology for better assessing loses and gains. J Mar Manage 175:46-59.

Bayraktarov, E., Saunders, M.I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H.P., Mumby, P.J., Lovelock, C.E., 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. Ecol Appl 26:1055-1074.

Beaumont, N.J., Austen, M.C., Atkins, J.P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T.P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A.H., Starkey, D.J., Townsend, M., Zarzycki, T., 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. Mar Pollut Bull 54:253-265.

Bech, G., 1995. Retrieval of lost gillnets at Ilulissat Kangia. NAFO Sci Counc Res Doc 1995 no. 95/6.

Beck, M.W., Brumbaugh, R.D., Airoldi, L., Carranza, A., Coen, L.D., Crawford, C., Defeo, O., Edgar, G.J., Hancock, B., Kay, M.C., Lenihan, H.S., Luckenbach, M.W., Toropova, C.L., Zhang, G., Guo, X., 2011. Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. Bioscience 61:107-116.

Becker, A., Taylor, M.D., Folpp, H., Lowry, M.B., 2018. Managing the development of artificial reef systems: The need for quantitative goals. Fish Fish 19:740-752.

Bekkby, T., Moy, F.E., 2011. Developing spatial models of sugar kelp (*Saccharina latissima*) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak. Estuar Coast Shelf Sci 95:477-483.

Bell, J.D., Leber, K.M., Blankenship, H.L., Loneragan, N.R., Masuda, R., 2008. A new era for restocking, stock enhancement and sea ranching of coastal fisheries resources. Rev Fish Sci 16:1-9.

Bellew, S., Drabble, R.C., 2004. Marine aggregate site restoration and enhancement: a strategic feasibility and policy review. A report prepared by Emu Ltd., commissioned by BMAPA and The Crown Estate, 125 pp.

Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science 325:1121-1124.

Bendtsen, J., Gustafsson, K.E., Lehtoranta, J., Saarijärvi, E., Rasmus, K., Pitkänen, H., 2013: Modeling and tracer release experiment on forced buoyant plume convection from coastal oxygenation. Bor Environ Res 18: 37-52.

Bergengren, J. 1999. Vandringshinder och spridningsbarriärer – inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen, Västernorrlands Län Publikation 1999:1.

Berger, R., Malm, T., Kautsky, L., 2001. Two reproductive strategies in Baltic *Fucus vesiculosus* L. Eur J Phycol 36:265-273.

Berger, R., Henriksson, E., Kautsky, L., Malm, T., 2003. Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. Aquat Ecol 37:1-11.

Berggren, M., 2015. Nya kräftdjur påträffade i Sverige – *Grandidierella japonica* och *Rithropanopeus harrisii*. Fauna och Flora 110:20-23.

Bergmann, M., Tekman, M.B., Gutow, L., 2017. Marine litter: Sea change for plastic pollution. Nature 544:297.

Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U., 2013. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. Mar Ecol Prog Ser 485:199-210.

Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Åstrand Capetillo, N., Wilhelmsson, D., 2014. Effects of offshore wind farms on marine wildlife – a generalized impact assessment. Environ Res Lett 9:4012.

Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., Kraufvelin, P., 2016. Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. Mar Biol 163:201.

Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., Kraufvelin, P., 2019. Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing a no-take area with an environmental gradient. Ambio 48:565-579.

Bergström, L., Bergström, U., Cole, S., Hasselström, L., Kraufvelin, P., Moksnes, P.-O., Sundblad, G., Söderqvist, T., Wikström, S.A., 2021. Ekologisk kompensation i kustmiljön. Hur kan man uppväga förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i samband med mänsklig verksamhet i kustområdet? Naturvårdsverket, Rapport 6994, 70 s.

Bergström, P., Lindegarth, M., Lindegarth, S., 2013. Restaurering av övergödda havsvikar med hjälp av musselodling, 32 s. www.havmoterland.se (sidan senast besökt 2021-09-01).

Bergström, P., Carlsson, M.S., Lindegarth, M., Petersen, J.K., Lindegarth, S., Holmer, M., 2017. Testing the potential for improving quality of sediments impacted by mussel farms using bioturbating polychaete worms. Aquacult Res 48:161-176.

Bergström, U., Ask, L, Degerman, E., Svedäng, H., Svenson, A., Ulmestrand, M., 2007. Effekter av fredningsområden på fisk och kräftdjur i svenska vatten. Fiskeriverket, Finfo, 2, 36 s.

Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B.K., Fredriksson, R., Wennhage, H., Appelberg, M., 2015. Stickleback increase in the Baltic Sea – A thorny issue for coastal predatory fish. Estuar Coast Shelf Sci 163:134-142.

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

Berkström, C., Wennerström, L., Bergström, U., 2019. Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden - en kunskapssammanställning. Aqua reports 2019:15. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund, 65 s.

Bersoza Hernández, A., Brumbaugh, R.D., Frederick, P., Grizzle, R., Luckenbach, M.W., Peterson, C.H., Angelini, C., 2018. Restoring the eastern oyster: how much progress has been made in 53 years? Front Ecol Environ 16:463-471.

Bisther, M., 2015. Litteraturstudie om alger utmed Gotlands kust. Rapporter om Natur och Miljö, Rapport nr 2015:11, Länsstyrelsen i Gotlands län, 20 s.

Blidberg, E., Bekken, A. L., Bäckström, A., Haaksi, H., Hansen, L.-M., Skogen, M.H., Lembrecht Frandsen, B., Thernström, T., Ångström, J., 2015. Marine littering and sources in Nordic countries. TemaNord 2015:524. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn, 69 s.

Bohnsack, J.A., 1996. Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In: Polunin, N.V.C., Roberts, C.M. (eds), Reef Fisheries. Chapman & Hall, London, pp 283-314.

Bohnsack, J.A., Sutherland, D.L., 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. Bull Mar Sci 37:11-39.

Bolam, S.G., Schratzberger, M., Whomersley, P., 2006. Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. Mar Pollut Bull 52:1746-1755.

Bombace, G., Fabi, G., Fiorentini, L., Speranza, S., 1994. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. Bull Mar Sci 55:559-580.

Borja, A., 2014. Grand challenges in marine ecosystems ecology. Front Mar Sci 1:1.

Borja, A., Dauer, D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. Ecol Indic 8:331-337.

Borja, A., Dauer, D.M., Elliott, M., Simenstad, C.A., 2010. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. Estuar Coast 33:1249-1260.

Bortone, S.A., 2006. A perspective of artificial reef research: the past, present, and future. Bull Mar Sci 78:1-8.

Bostedt, G., Berkström, C., Brännlund, R., Carlén, O., Florin, A.B., Persson, L., Bergström, U., 2020. Benefits and costs of two temporary no-take zones. Mar Policy 117:103883.

Bourlat, S.J., Faust, E., Wennhage, H., Wikström, A., Rigby, K., Vigo, M., Kraly, P., Selander, E., André, C., 2021. Wrasse fishery on the Swedish West Coast: towards ecosystem-based management. ICES J Mar Sci 78:1386-1397.

Bourque, A.S., Fourqurean, J.W., 2013. Variability in herbivory in subtropical seagrass ecosystems and implications for seagrass transplanting. J Exp Mar Biol Ecol 445:29-37.

Bradshaw, A.D., 1996. Underlying principles of restoration. Can J Fish Aquat Sci 53:3-9.

Brickhill, M.J., Lee, S.Y., Connolly, R.M., 2005. Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. J Fish Biol 67:53-71.

Brown, J., Macfadyen, G., 2007. Ghost fishing in European waters: Impacts and management responses. Mar Policy 31:488-504.

Brown, L.A., Furlong, J.N., Brown, K.M., La Peyre, M.K., 2014. Oyster reef restoration in the northern Gulf of Mexico: effect of artificial substrate and age on nekton and benthic macroinvertebrate assemblage use. Restor Ecol 22:214-222.

Brumbaugh, R.D., Sorabella, L.A., García, C.O., Goldsborough, W.J., Wesson, J.A., 2000. Making a case for community-based oyster restoration: An example from Chesapeake Bay. J Shellfish Res 19:467-472.

Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., Bergström, U., 2015. Ekosystemtjänster från svenska hav. Status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12, 92 s.

Bryhn, A.C., Lundström, K., Johansson, A., Ragnarsson Stabo, H., Svedäng, H., 2017a. A continuous involvement of stakeholders promotes the ecosystem approach to fisheries in the 8-fjords area on the Swedish west coast. ICES J Mar Sci 74:431-442.

Bryhn, A.C., Dimberg, P.H., Bergström, L., Fredriksson, R.E., Mattila, J., Bergström, U., 2017b. External nutrient loading from land, sea and atmosphere to all 656 Swedish coastal water bodies. Mar Pollut Bull 114:664-670.

Bryhn, A., Kraufvelin, P., Bergström, U., Vretborn, M., Bergström, L., 2020. A model for disentangling dependencies and impacts among human activities and marine ecosystem services. Environ Manage 65:575-586.

Buckley, R.M., 1982. Marine habitat enhancement and urban recreational fishing in Washington. Mar Fish Rev 44:28-37.

Bulleri, F., Chapman, M.G., 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. J Appl Ecol 47:26-35.

Buer, A.-L., Maar, M., Nepf, M., Ritzenhofen, L., Dahlke, S., Friedland, R., Krost, P., Peine, F., Schernewski, G., 2020. Potential and feasibility of *Mytilus* spp. farming along a salinity gradient. Front Mar Sci 7:371.

Burek, K., O'Brien, J., Scheibling, R., 2018. Wasted effort: recruitment and persistence of kelp on algal turf. Mar Ecol Prog Ser 600:3-19.

Burdick, H., Ford, T., Reynolds, A., Newman, C., 2015. Palos Verdes Kelp Forest Restoration Project. Report, The Bay Foundation.

Byström, P., Bergström, U., Hjälten, A., Ståhl, S., Jonsson, D., Olsson, J., 2015. Declining coastal piscivore populations in the Baltic Sea: Where and when do sticklebacks matter? Ambio 44:462-471.

Campbell, A.H., Marzinelli, E.M., Vergés, A., Coleman, M.A., Steinberg, P.D., 2014. Towards restoration of missing underwater forests. PLoS One 9:e84106.

Carlsson M.S., Holmer M., Petersen J.K., 2009. Seasonal and spatial variation of benthic impacts of mussel long-line farming in a eutrophicated Danish fjord, Limfjorden. J Shellfish Res 28:791-801.

Carmichael, R.H., Walton, W., Clark, H., 2012. Bivalve-enhanced nitrogen removal from coastal estuaries. Can J Fish Aquat Sci 69:1131-1149.

Carney, L.T., Waaland, J.R., Klinger, T., Ewing, K., 2005. Restoration of the bull kelp *Nereocystis luetkeana* in nearshore rocky habitats. Mar Ecol Prog Ser 302:49-61.

Carr, A., 1987. Impact of non-degradable marine debris on the ecology and survival outlook of sea turtles. Mar Pollut Bull 18:352-356.

Carstensen, J., Conley, D.J., Andersen, J.H., Ærtebjerg, G., 2006. Coastal eutrophication and trend reversal: A Danish case study. Limnol Oceanogr 51:398-408.

Carter, R.W.G., 1989. Coastal Environments – An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines. Academic Press, London, 617 pp.

Chapman, M.G., 2012. Restoring intertidal boulder-fields as habitat for "specialist" and "generalist" animals. Restor Ecol 20:277-285.

Chapman, M.G., Underwood, A.J., 2011. Evaluation of ecological engineering of "armoured" shorelines to improve their value as habitat. J Exp Mar Biol Ecol 400:302-313.

Choi, Y.D., 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward ''futuristic'' restoration. Ecol Res 19:75-81.

Christianen, M.J.A., Lengkeek, W., Bergsma, J.H., Coolen, J.W.P., Didderen, K., Dorenbosch, M., Driessen, F.M.F., Kamermans, P., Reuchlin-Hugenholtz, E., Sas, H., Smaal, A., van den Wijngaard, K.A., van der Have, T.M., 2018. Return of the native facilitated by the invasive? Population composition, substrate preferences and epibenthic species richness of a recently discovered shellfish reef with native European flat oysters (*Ostrea edulis*) in the North Sea. Mar Biol Res 14:590-597.

Christie, H., 2005a. Kunstige rev på norskekysten. S. 83-85 i Kyst og havbruk 2005, Boxaspen, K., Agnalt, A.L., Gjøsæter, J., Jørgensen, L.L., Skiftesvik A.B. (Red.), Fisken og havet, særnummer 2 – 2005, Havforskningsinstituttet.

Christie, H., 2005b. Hummer, rev og skjell. S. 171-172 i Kyst og havbruk 2005, Boxaspen, K., Agnalt, A.L., Gjøsæter, J., Jørgensen, L.L., Skiftesvik A.B. (Red.), Fisken og havet, særnummer 2 – 2005, Havforskningsinstituttet.

Christie, H., 2007. Artificial reefs (Runde Reef) in South Norway – Test report for two Runde reefs, 2002-2006. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, 10 pp.

Christie, H., Fredriksen, S., 2011. Restituering av plante- og dyreliv i Bjørvika. Utsettning av stein med tang og utsettning av kunstige rev utenfor operaen i Bjørvika. Rapport Til Oslo Havn, Universitetet i Oslo, 9 s.

Christie, H., Kraufvelin, P., Kraufvelin, L., Niemi, N., Rinde, E., 2020. Disappearing blue mussels – can mesopredators be blamed? Front Mar Sci 7:550.

Claisse, J.T., Williams, J.P., Ford, T., Pondella, D.J., Meux, B., Protopapadakis, L., 2013. Kelp forest habitat restoration has the potential to increase sea urchin gonad biomass. Ecosphere 4:1-19.

Claisse, J.T., Pondella, D.J., Love, M., Zahn, L.A., Williams, C.M., Williams, J.P., Bull, A.S., 2014. Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally. P Natl Acad Sci 111:15462-15467.

Clewell, A.F., Rieger, J., Munro, J., 2000. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. Publications Working Group. Society for Ecological Restoration, 11 pp.

Coen, L.D, Luckenbach, M.W., 2000. Developing success criteria and goals for evaluating oyster reef restoration: Ecological function or resource exploitation? Ecol Eng 15:323-343.

Coen, L.D., Brumbaugh, R.D., Bushek, D., Grizzle, R., Luckenbach, M.W., Posey, M.H., Powers, S.P., Tolley, S.G., 2007. Ecosystem services related to oyster restoration. Mar Ecol Prog Ser 341:303-307.

Colden, A.M., Latour, R.J., Lipcius, R.N., 2015. Lethal and sublethal effects of sediment burial on the eastern oyster *Crassostrea virginica*. Mar Ecol Prog Ser 527:105-117.

Cole, G.S., Moksnes, P.-O., 2016. Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. Front Mar Sci 2:121.

Cole, S., Moksnes, P.-O., Söderqvist, T., Wikström, S.A., Sundblad, G., Hasselström, L., Bergström, U., Kraufvelin, P., Bergström, L., 2021. Environmental compensation for biodiversity and ecosystem services: A flexible framework that addresses human wellbeing. Ecosyst Serv 50:101319.

Coleman, M.A., Wood, G., Filbee-Dexter, K., Minne, A.J.P, Goold, H.D., Vergés, A., Marzinelli, E.M., Steinberg, P.D., Wernberg, T., 2020. Restore or redefine: future trajectories for restoration. Front Mar Sci 7:237.

Collins, K., Mallinson, J., 2006. Use of shell to speed recovery of dredged aggregate seabed. Pp. 152-155 in: Newell, R.C., Garner, D.J. (eds), Marine Aggregate Dredging: Helping to Determine Good Practice. Marine Aggregate Levy Sustainability Fund (ALSF) Conference Bath, UK. Marine Ecological Surveys Ltd.

Conley, D.J., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, G., Gustafsson, B.G., Hansson, L.A, Rabalais, N, Voss, M., Zillén, L., 2009. Tackling hypoxia in the Baltic Sea: is engineering a solution? Environ Sci Technol 43:3407-3411.

Connell, J.H., Slatyer, R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. Am Nat 111:1119-1144.

Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S., Nichols, S.A., 2016. Restoration and management of lakes and reservoirs. CRC press, 612 pp.

Cooper, J.A.G., McKenna, J., 2008. Working with natural processes: the challenge for coastal protection strategies. Geogr J 174:315-331.

Cooper, K., Burdon, D., Atkins, J.P., Weiss, L., Somerfield, P., Elliott, M., Turner, K., Ware, S., Vivian, C., 2013. Can the benefits of physical seabed restoration justify the costs? An assessment of a disused aggregate extraction site off the Thames Estuary, UK. Mar Pollut Bull 75:33-45.

Coralie, C., Guillaume, O., Claude, N., 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. Biol Conserv 192:492-503.

Costello, M.J., McCrea, M., Freiwald, A., Lundälv, T., Jonsson, L., Bett, B.J., van Weering, T.C.E., de Haas, H., Roberts, J.M., Allen, D., 2005. Role of cold-water *Lophelia pertusa* coral reefs as fish

habitat in the NE Atlantic. Pp 771-805 in: Freiwalds, A., Roberts, J.M. (Eds.) Cold-water Corals and Ecosystems. Springer Berlin Heidelberg.

Crain, C.M., Albertson, L.K., Bertness, M.D., 2008a. Secondary succession dynamics in estuarine marshes across land-scale salinity gradients. Ecology 89:2889-2899.

Crain, C.M., Kroeker, K., Halpern, B.S., 2008b. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. Ecol Lett 11:1304-1315.

Crain, C.M., Halpern, B.S., Beck, M.W., Kappel, C.V., 2009. Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. Ann NY Acad Sci 1162:39-62.

Crisp, D.J., 1967. Chemical factors inducing settlement in *Crassostrea virginica* (Gmelin). J Anim Ecol 36:329-335.

Cronk, J.K., Fennessy, M.S., 2016. Wetland Plants: Biology and Ecology. CRC press, 482 pp.

Dafforn, K.A., Glasby, T.M., Airoldi, L., Rivero, N.K., Mayer-Pinto, M., Johnston, E.L., 2015a. Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. Front Ecol Environ 13:82-90.

Dafforn, K.A., Mayer-Pinto, M., Morris, R.L., Waltham, N.J., 2015b. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. J Environ Manage 158:61-73.

D'Anna, L.M., 2016. Concern is in the eye of the stakeholder: Heterogeneous assessments of the threats to oyster survival and restoration in North Carolina. Soc Natur Resour 29:131-147.

Da Ros, Z., Dell'Anno, A., Morato, T., Sweetman, A.K., Carreiro-Silva, M., Smith, C.J., Papadopoulou, N., Corinaldesi, C., Bianchelli, S., Gambi, C, Cimino, R., Snelgrove, P., Van Dover, C.L., Danovaro, R., 2019. The deep sea: the new frontier for ecological restoration. Mar Policy 108:103642.

Darwall, W.R.T., Costello, M.J., Donnelly, R., Lysaght, S., 1992. Implication of life-history strategies for a new wrasse fishery. J Fish Biol 41:111-123.

Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T., Hofman, R.J., 1995. Environmental effects of marine fishing. Aquat Conserv 5:205-232.

De`ath, G., Fabricius, K.E., Sweatman, J., Puotinen, M., 2012. The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. P Nat Acad Sci 109:17995-17999.

Degerman, E. (red.), 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Fiskeriverket 6, 300 s.

Degerman, E., Tamario, C., Sandin, L., Törnblom, J., 2017. Fysisk restaurering av sjöar. Aqua reports 2017:10. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund, 105 s.

Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (eds.), 2011. Offshore wind farms in Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and target monitoring. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit, 157 pp. + annex.

De Groot, R.S., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosyst Serv 1:50-61.

De Jonge, V.N., 2000. Policy plans and management measures to restore eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea. Helgol Mar Res 54:151-158.

Deudero, S., Alomar, C., 2015. Mediterranean marine biodiversity under threat: Reviewing influence of marine litter on species. Mar Pollut Bull 98:58-68.

Deysher, L.E., Dean, T.A., Grove, R.S., Jahn, A., 2002. Design considerations for an artificial reef to grow giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) in Southern California. ICES J Mar Sci 59 (Supplement 1):S201-S207.

Díaz, E.R., Erlandsson, J., Westerbom, M., Kraufvelin, P., 2015. Depth-related spatial patterns of sublittoral blue mussel beds and their associated macrofauna diversity revealed by geostatistical analyses. Mar Ecol Prog Ser 540:121-134.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K., Garibaldi, L., Ichii, K., Liu, J., Subrmanian, S., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R., Shin, Y., Visseren-Hamakers, I., Wilis, K., Zayas, C., 2020. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Global Assessment Report.

DNV GL, 2014. Sandefjordsfjorden - tildekking av forurenset sediment og økologisk konsekvensvurdering. Rapport 2014-1438. DNV GL, Høvik, 98 s.

Dolmer, P., Kristensen, P.S., Hoffman, E., Geitner, K., Borgström, R., Espersen, A., Petersen, J.K., Clausen, P., Bassompierre, M., Josefson, A., Laursen, K., Petersen, I.K., Tørring, D., Gramkow, M., 2009. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009. Charlottenlund. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 127 s.

Donadi, S., Austin, Å.N., Bergström, U., Eriksson, B.K., Hansen, J.P., Jacobson, P., Sundblad, G., van Regteren, M., Eklöf, J.S., 2017. A cross-scale trophic cascade from large predatory fish to algae in coastal ecosystems. P Roy Soc B 284:20170045.

Donohue, M.J., Boland, R.C., Sramek, C.M., Antonelis, G.A., 2001. Derelict fishing gear in the Northwestern Hawaiian Islands: diving surveys and debris removal in 1999 confirm threat to coral reef ecosystem. Mar Pollut Bull 42:1301-1312

Drexler, M., Parker, M.L., Geiger, S.P., Arnold, W.S., Hallock, P., 2014. Biological assessment of eastern oysters (*Crassostrea virginica*) inhabiting reef, mangrove, seawall, and restoration substrates. Estuar Coast 37:962-972.

Duarte, C., Conley, D., Carstensen, J., Sánchez-Camacho., M., 2009. Return to Neverland: Shifting baselines affect eutrophication restoration targets. Estuar Coast 32:29-36.

Duarte, C.M., Borja, A., Carstensen, J., Elliott, M., Krause-Jensen, D., Marbá, N., 2015. Paradigms in the recovery of estuarine and coastal ecosystems. Estuar Coast 38:1202-1212.

Duarte, C.M., Agusti, S., Barbier, E., Britten, G.L., Castilla, J.C., Gattuso, J.-P., Fulweiler, R.W., Hughes, T.P., Knowlton, N., Lovelock, C.E., Lotze, H.K., Predragovic, M., Poloczanska, E., Roberts, C., Worm, B., 2020. Rebuilding marine life. Nature 580:39-51.

Dye, A.H. 1998. Dynamics of rocky intertidal communities: Analyses of long time series from South African shores. Estuar Coast Shelf Sci 46:287-305.

EC, 2011. Communication from the commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions – Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. COM 2011/0244.

Eek, E., Schaanning, M.T., 2012. Nye materialer og nye metoder for utlegging av tynn tilldekking på forurenset sjøbunn. Opticap. Sluttrapport september 2012. NGI og NIVA, 28 s.

Egardt, J., 2018. Impacts of Recreational Boating in Coastal Seascapes and Implications for Management. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet, 61 s.

Eger, A.M., Marzinelli, E., Gribben, P., Johnson, C.R., Layton, C., Steinberg, P.D., Wood, G., Silliman, B.R., Vergés, A., 2020. Playing to the positives: Using synergies to enhance kelp forest restoration. Front Mar Sci 7:544.

Egriell, N., Ulmestrand, M., Andersson, J., Gustavsson, B., Lundälv, T., Erlandsson, C., Jonsson, L., Åhsberg, T., 2007. Hummerrevsprojektet, slutrapport 2007. Konstgjorda rev i Göteborgs skärgård (år 2002–2007). Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2007:40, 134 s.

Eklöf, J.S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J.P., Eriksson, B.K., Bergström, U., 2020. A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. Commun Biol 3:1-9.

Elliott, M., 2004. Marine habitats: loss and gain, mitigation and compensation. Mar Pollut Bull 49:671-674.

Elliott, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., Apitz, S.E., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science – A revision of concepts. Estuar Coast Shelf Sci 74:349-366.

Elliott, M., Mander, L., Mazik, K., Simenstad, C., Valesini, F., Whitfield, A., Wolanski, E., 2016. Ecoengineering with Ecohydrology: Successes and failures in estuarine restoration. Estuar Coast Shelf Sci 176:12-35.

Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J.P., Borja, A., Cormier, R., De Jonge, V.N., Turner, R.K., 2017. ”And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!” – A unifying framework for marine environmental management. Mar Pollut Bull 118:27-40.

Ellison, A.M., 2000. Mangrove restoration: do we know enough? Restor Ecol 8:219-229.

Elsäßer, B., Fariñas-Franco, J.M., Wilson, C.D., Kregting, L., Roberts, D., 2013. Identifying optimal sites for natural recovery and restoration of impacted biogenic habitats in a special area of conservation using hydrodynamic and habitat suitability modelling. J Sea Res 77:11-21.

Engdahl, A., Nilsson, T., 2014. Exploatering i kustzonen 2013. Rapportserie nr 2/2014. Diarienummer 10102-2012. Länsstyrelsen Norrbotten, Luleå, 32 s.

Engelsen, A., Hulth, S., Pihl, L., Sundbäck, K., 2008. Benthic trophic status and nutrient fluxes in shallow-water sediments. Estuar Coast Shelf Sci 78:783-795.

Engkvist, R., Malm, T., Tobiasson, S., 2000. Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea baltica* Pallas on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. Aquat Ecol 34:253-260.

Engstedt, O., Stenroth, P., Larsson, P., Ljunggren, L., Elfman, M., 2010. Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr:Ca in otoliths. Environ Biol Fish 89:547-555.

Epstein, N., Bak, R.P.M., Rinkevich, B., 2001. Strategies for gardening denuded coral reef areas: the applicability of using different types of coral material for reef restoration. Restor Ecol 9:432-442.

Eriander, L., 2016. Restoration and management of eelgrass (*Zostera marina*) on the west coast of Sweden. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet, 76 s.

Eriander, L., Infantes, E., Olofsson, M., Olsen, J.L., Moksnes, P.O., 2016. Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. J Exp Mar Biol Ecol 479:76-88.

Eriksson, B.K., Johansson, G., 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. Eur J Phycol 38:217-222.

Eriksson, B.K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, S., Råberg, S., Snickars, M., 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecol Appl 19:1975-1988.

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

Eriksson, J., Foster, A., Lindberg, M., 2016. Applying Freeze Technology for Characterisation of Liquids, Sludge and Sediment (No. NEA-PREDEC--2016), 2 pp.

Eriksson, L.-O., Müller, K., 1982. The importance of a small river for recruitment of coastal fish populations. In: Müller, C. (ed.), Coastal research in the Gulf of Bothnia, pp. 371-386.

Fabi, G., Spagnolo, A., Bellan-Santini, D., Charbonnel, E., Cicek, B.A., Goutayer Garcia, J.J., Jensen, A.C., Kallianiotis, A., dos Santos, M.N., 2011. Overview on artificial reefs in Europe. Brazil J Oceanogr 59:155-166.

Farrugia, T.J., Espinoza, M., Lowe, C.G., 2014. The fish community of a newly restored southern California estuary: ecological perspective 3 years after restoration. Environ Biol Fish 97:1129-1147.

Ferrario, F., Iveša, L., Jaklin, A., Perkol-Finkel, S, Airoldi, L., 2016. The overlooked role of biotic factors in controlling the ecological performance of artificial marine habitats. J Appl Ecol 53:16-24.

Firth, L.B., Thompson, R.C., Bohn, K., Abbiati, M., Airoldi, L., Bouma, T.J., Bozzeda, F., Ceccherelli, V.U., Colangelo, M.A., Evans, A., Ferrario, F., Hanley, M.E., Hinz, H., Hoggart, S.P.G., Jackson, J.E., Moore, P., Morgan, E.H., Perkol-Finkel, S., Skov, M.W., Strain, E.M., van Belzen, J., Hawkins, S.J., 2014. Between a rock and a hard place: Environmental and engineering considerations when designing coastal defence structures. Coastal Eng 87:122-135.

Firth, L.B., Browne, K.A., Knights, A.M., Hawkins, S.J., Nash, R., 2016. Eco-engineered rock pools: a concrete solution to biodiversity loss and urban sprawl in the marine environment. Environ Res Lett 11:094015.

Fiskeriverket och Naturvårdsverket, 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket ISBN 978-91-620-1270-0, Fiskeriverket ISBN 978-91-972770-4-4, 294 s.

Florin, A.-B., Sundblad, G., Bergström, U., 2009. Characterisation of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. Estuar Coast Shelf Sci 82:294-300.

Folpp, H.R., Schilling, H., Clark, G.F., Lowry, M.B., Maslen, B., Gregson, M., Suthers, I., 2020. Artificial reefs increase fish abundance in habitat-limited estuaries. J Appl Ecol 57:1752-1761.

Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., Thayer, G.W., 1998. Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Ocean Office, 222 pp.

Fosså, J.H., Mortensen, P.B., Furevik, D.M., 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fisheries impacts. Hydrobiologia 471:1-12.

France, R.L., 2016. From land to sea: governance-management lessons from terrestrial restoration research useful for developing and expanding social-ecological marine restoration. Ocean Coast Manage 133:64-71.

Fredriksen, S., Filbee-Dexter, K., Norderhaug, K.M., Steen, H., Bodvin, T., Coleman, M.A., Moy, F., Wernberg, T., 2020. Green gravel: a novel restoration tool to combat kelp forest decline. Sci Rep UK 10:1-7.

Fredriksson, H., 2002. Storskalig sommarskörd av vass - energiåtgång, kostnader och flöden av växtnäring för system med skörd och efterföljande behandling. Examensarbete. Institutionen för lantbruksteknik. Institutionsmeddelande 2002:01. Statens lantbruksuniversitet, 66 s.

Fredriksson, R., Bergström, U., Olsson, J., 2013. Riktlinjer för uppföljning av fiskevårdsåtgärder i kustmynnande våtmarker med fokus på gädda. Aqua Reports 2013:7. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 52 s.

Freiwald, A., Fosså, J.H., Grehan, A., Koslow, T., Roberts, J.M., 2004. Cold-water coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK, Biodiversity Series 22, 84 pp.

Frigstad, H., Andersen, G.S., Trannum, H.C., Naustvoll, L.J., Kaste, Ø., Hjermann, D.Ø., 2018. Synthesis of climate relevant results from selected monitoring programs in the coastal zone. Part 2: Quantitative analyses. Miljødirektoratet rapport M-1220|2018, 76 s.

Fältmarsh, R.M., Åström, M.E., Vuori, K.M., 2008. Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. Bor Environ Res 13:444-456.

Gagnon, K., Boström, C., 2016. Habitat expansion of the Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in the northern Baltic Sea: potential consequences for the eelgrass food web. BioInvasions Rec 5:101-106.

Gagnon, K., Alan V., Bakran-Petricioli, T., Bengil, E.G.T., Carugati, L., Christianen, M.J.A., Christie, H., Danovaro, R., Da Ros, Z., Gambi, C., Lo Martire, M., Govers, L.L., Gräfnings, M., Kipson, S., Martin, G., Meysick, L., Pajusalu, L., Rinde, E., Tüney Kızılkaya, İ., van der Heide, T., 2019. Manual of restoration measures in soft bottoms based on surveys and experiments. MERCES Project Work Package 2 Deliverable 2.1 November 2019, 36 pp.

Gagnon, K., Rinde, E., Bengil, E.G.T, Carugati, L., Christianen, M.J.A, Danovaro, R., Gambi, C., Kipson, S., Meysick, L., Pajusalu, L., Kizilkaya, I.T., van de Koppel, J., van der Heide, T., van Katwijk, M.M., Boström, C., 2020. Facilitating foundation species: The potential for plant–bivalve interactions to improve habitat restoration success. J Appl Ecol. 57:1161-1179.

Galgani, F., Souplet, A., Cadiou, Y., 1996. Accumulation of debris on the deep floor off the French Mediterranean coast. Mar Ecol Prog Ser 142:225-234.

Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., De Vrees, L., 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. ICES J Mar Sci 70:1055-1064.

Gall, S.C., Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. Mar Pollut Bull 92:170-179.

Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzaler, E., Shaw, N., Decleer, K.,

Dixon, K.W., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Restoration Ecology 27:S1-S46.

Gari, S.R., Newton, A., Icely, J.D., 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. Ocean Coast Manage 103:63-77.

Gedan, K.B., Kellogg, L., Breitburg, D.L., 2014. Accounting for multiple foundation species in oyster reef restoration benefits. Restor Ecol 22:517-524.

Geist, J., Hawkins, S.J., 2016. Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. Aquat Conserv 26:942-962.

Gensemer R.W., Playle R.C., 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. Crit Rev Env Sci Tec 29:315-450.

George, L.M., De Santiago, K., Palmer, T.A., Pollack, J.B., 2015. Oyster reef restoration: effect of alternative substrates on oyster recruitment and nekton habitat use. J Coast Conserv 19:13-22.

Gilby, B.L., Olds, A.D., Peterson, C.H., Connolly, R.M., Voss, C.M., Bishop, M.J., Elliott, M.J., Grabowski, J.H., Ortodossi, N.L., Schlacher, T.A., 2018. Maximizing the benefits of oyster reef restoration for finfish and their fisheries. Fish Fish 19:931-947.

Gorgula, S., Connell, S., 2004. Expansive covers of turf-forming algae on human-dominated coast: the relative effects of increasing nutrient and sediment loads. Mar Biol 145:613-619.

Grabowski, J.H., Brumbaugh, R.D., Conrad, R.F., Keeler, A.G., Opaluch, J.J., Peterson, C.H., Piehler, M.F., Powers, S.P., Smyth, A.R., 2012. Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. BioScience 62:900-909.

Greening, H.S., Cross, L.M., Sherwood, E.T., 2011. A multiscale approach to seagrass recovery in Tampa Bay, Florida. Ecol Rest 29:82-93.

Gren, I.-M., 2008. Costs and benefits from nutrient reductions to the Baltic Sea. Naturvårdsverkets rapport 5877. Naturvårdsverket, Stockholm, 69 s.

Guarnieri, G., Bevilacqua, S., Vignes, F., Fraschetti, S., 2014. Grazer removal and nutrient enrichment as recovery enhancers for overexploited rocky subtidal habitats. Oecologia 175:959-970.

Gulati, R.D., Pires, L.M.D., van Donk, E., 2008. Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. Limnologica 38:233-247.

Habib, E., Deshotel, M., Williams, D., 2018. Unlocking the educational value of large-scale, coastal-ecosystem restoration projects: Development of student-centered, multidisciplinary learning modules. J Coast Res 34:738-751.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319:948-952.

Halvorsen, K.T., Larsen, T., Sørdalen, T.K., Vøllestad, L.A., Knutsen, H., Olsen, E.M., 2017. Impact of harvesting cleaner fish for salmonid aquaculture assessed from replicated coastal marine protected areas. Mar Biol Res 13:359-369.

Hammar, L., Perry, D., Gullström, M., 2015. Offshore wind power for marine conservation. Open J Mar Sci 6:66-78.

Hansen, J.P., Sundblad, G., Bergström, U. Austin, Å.N., Donadi, S., Eriksson, B.K., Eklöf, J.S. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. Ambio 48:539-551.

Hansen, J., Anderson, H.C., Bergström, U., Borger, T., Brelin, D., Byström, P., Eklöf, J., Kraufvelin, P., Kumblad, L., Ljunggren, L., Nordahl, O., Tibblin, P., 2020. Våtmarker som fiskevårdsåtgärd vid kusten. Utvärdering av restaurerade våtmarkers effekt på fiskreproduktion och ekosystemet längs Östersjökusten. Stockholms universitets Östersjöcentrum, rapport 1/2020, 44 s.

Hansson, L.A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.Å., Søndergaard, M., Strand, J., 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. Ecosystems 1:558-574.

Harlén, A., Zackrisson, A.-C., 2001. Ekonomisk analys av algskörd och användning av fintrådiga alger. EU Life Algae, Rapportnummer 2001:42, 27 s.

Harper, D.J., Quigley, J.T., 2005. No net loss of fish habitat: a review and analysis of habitat compensation in Canada. Environ Manage 36:343-355.

Hasselström, L., 2007. Fördjupade ekonomiska kalkyler kring vattenskyddsåtgärder i skärgårdsområden: Slutrapport. BEVIS (Ett gemensamt beslutstödssystem för effektiva vattenskyddsåtgärder i skärgårdarna Åboland-Åland-Stockholm), fas II, 39 s.

Havs- och vattenmyndigheten, 2015. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:30, 210 s.

Havs- och vattenmyndigheten, 2018. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2017. Resursöversikt. Göteborg, 273 s.

Havs- och vattenmyndigheten, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, Havs- och vattenmyndigheten 2019:25, 88 s.

Havs- och vattenmyndigheten, 2020. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019. Resursöversikt. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:3. Göteborg, 322 s.

Heath, W., Chambers, K., 2014. Bull Kelp Restoration Project at Hornby Island, BC, Canada, 23 pp.

Hedberg, N., Kautsky, N., Kumblad, L., Wikström, S.A., 2018. Nutrient removal capacity and potential ecological consequences of blue mussel farms for nutrient abatement in the Baltic Sea. Stockholms universitet, 28 s. https://balticeye.org/globalassets/fokusomraden/overgodning/musselfarming/nutrient-removal-capacity-and-potential-ecological-consequences-of-blue-mussel-farms-for-nutrient-abatement-in-the-baltic-sea.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01).

Heikkilä, J., Mattila, J., 2001. Slutrapport över det biologiska kontrollprogrammet på Åland 2000. EU Life Algae, Rapportnummer 2001:43.

Helcom, 2018a. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment. Proceedings 155. Tillgänglig från: http://stateofthebalticsea.helcom.fi (sidan senast besökt 2021-09-01).

Helcom, 2018b. Status of coastal fish communities in the Baltic Sea during 2011-2016 – third thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings N° 161.

Henricson, C., Sandberg-Kilpi, E., Munsterhjelm, R., 2006. Experimental studies on the impact of turbulence, turbidity and sedimentation on *Chara tomentosa* L. Cryptogamie. Algologie 27:419-434.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J. Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., van de Bund, W., 2010. The European water framework directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Sci Tot Environ 408:4007-4019.

Hilderbrand, R.H., Watts, A.C., Randle, A.M., 2005. The myths of restoration ecology. Ecol Soc 10:19.

Hilt, S., Gross, E.M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E.M., Schneider, S., Van de Weyer, K., 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – a guideline and state of the art in Germany. Limnologica 36:155-171.

Hjerne, O., Hansson, S., 2002. The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrient dynamics. Limnol Oceanogr 47:1023-1032.

Hobbs, R.J., Harris, J.A., 2001. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. Restor Ecol 9:239-246.

Hogfors, H., Fyhr, F.G., Nyström Sandman, A., 2020. Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden. Version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:13, 165 s.

Holbach, A., Maar, M., Timmermann, K., Taylor, D., 2020. A spatial model for nutrient mitigation potential of blue mussel farms in the western Baltic Sea. Sci Total Environ 736:139624.

Holt, T.J., Rees, E.I., Hawkins, S.J., Seed, R., 1998. Biogenic reefs (Volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 174 pp.

Hulth, S., Sundbäck, K., 2009. Konsekvensanalys av ett borttagande av ytsediment i grunda vikar. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 28 s.

Hupfer, M., Lewandowski, J., 2008. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments – a long-lasting paradigm in limnology. Int Rev Hydrobiol 93:415-432.

Huser, B., 2014. Phosphorus binding by aluminium in sediment: a tool for restoring water quality in the Baltic Sea and other brackish surface waters. IVM Report 2014:5. Sveriges lantbruksuniversitet, 36 s.

Håkanson, L., Bryhn, A.C., Eklund, J.M., 2007. Modelling phosphorus and suspended particulate matter in Ringkøbing Fjord in order to understand regime shifts. J Mar Syst 68:65-90.

Håkanson, L., Bryhn, A.C., 2010. Controlling eutrophication in the Baltic Sea and the Kattegat. Pp 17-67 in: Ansari, A.A. (ed.) Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer, Berlin.

Håll Sverige Rent, 2014. En rapport om spökgarn. Håll Sverige Rent, Stockholm, 12 s.

Härmä, M., Lappalainen, A., Urho, L., 2008. Reproduction areas of roach (*Rutilus rutilus*) in the northern Baltic Sea: potential effects of climate change. Can J Fish Aquat Sci 65:2678-2688.

Hästbacka, H., 1984. Fladorna – havets barnkamrar. Österbottens Fiskarförbund r.f., 22 s.

Iho, A., Ahtiainen, H., Artell, J., Heikinheimo, O., Kauppila, P., Kosenius, A.-K., Laukkanen, M., Lindroos, M., Oinonen, S., Ollikka, K., Parkkila, K., Pavlova, Y., Peltonen, H., Pouta, E., Uusitalo, L., 2017. The role of fisheries in optimal eutrophication management. Water Econ Pol 3:1650031.

Infantes, E., Eriander, L., Moksnes, P.O., 2016. Eelgrass (*Zostera marina*) restoration on the west coast of Sweden using seeds. Mar Ecol Prog Ser 546:31-45.

Ingeman, K.E., Sanihouri, J.F., Stier, A.C., 2019. Ocean recoveries for tomorrow's Earth: Hitting a moving target. Science 363:6425.

Isaksson, I., 2009. Restaurering av övergödda havsvikar i Västerhavets vattendistrikt – redovisning av regeringsuppdrag, Länsstyrelsen i Västra Götalands län Rapport nr 2009:57.

Jackson, L.L., Lopoukhine, N., Hillyard, D., 1995. Ecological restoration: a definition and comments. Restor Ecol 3:71-75.

Jacob, C., Buffard, A., Pioch, S., Thorin, S., 2018. Marine ecosystem restoration and biodiversity offset. Mar Policy 120:585-594.

Jaquemet, S., Corre, M., Weimerskirch, H., 2004. Seabird community structure in a coastal tropical environment: Importance of natural factors and fish aggregating devices (FADs). Mar Ecol Prog Ser 268: 281-292.

Javanainen, K., Kemppainen, R., Orjala, M., Perkonoja, M., Saarni, K., 2013. Liv i vassen: Anvisningar om strandskötsel. Närings-, trafik- och miljöcentralen i Egentliga Finland, Björneborg, Guide 7, 44 s.

Jenneborg, L.-H., 2007. Marinbiologisk undersökning. Utbredning av blåmusselbankar inom Göteborgs skärgård. R2007:17, 22 s.

Jennings, S., Kaiser, M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. Adv Mar Biol 34:201-352.

Jensen, A., 2002. Artificial reefs in Europe: perspective and future. ICES J Mar Sci 59:S3-S13.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Davidson, T.A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., Özkan, K., Jensen, H.S., Trolle, D., Starling, F., Lazzarro, X., Johansson, L.S., Bjerring, R., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Landkildehus, F., Egemose, S., Meerhoff, M., 2012. Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: recent advances and future challenges. Pp 411-488 in: Advances in Ecological Research (Vol. 47). Academic Press.

Jokinen, H., Reinikainen, M., 2011. Potential ecological effects of cyprinid reduction fishery in Pikkala Bay. Project Report, Tvärminne Zoological Station, University of Helsinki, Finland, 41 pp.

Jones, H.P., Schmitz, O.J., 2009. Rapid recovery of damaged ecosystems. PLoS ONE 4:e5653.

Jones, H.P. Jones, P.C., Barbier, E.B., Blackburn, R.C., Rey Benayas, J.M., Holl K.D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., Moreno Mateos, D., 2018. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. P Roy Soc B 285:20172577.

Jones, M.M., 1995. Fishing debris in the Australian marine environment. Mar Pollut Bull 30:25-33.

Jonsson, L.G., Nilsson, P.G., Floruta, F., Lundälv, T., 2004. Distributional patterns of macro- and megafauna associated with a reef of the cold-water coral *Lophelia pertusa* on the Swedish west coast. Mar Ecol Prog Ser 284:163-171.

Jormalainen, V., Gagnon, K., Sjöroos, J., Rothäusler, E., 2016. The invasive mud crab enforces a major shift in a rocky littoral invertebrate community of the Baltic Sea. Biol Invasions 18:1409-1419.

Jutila, H., 1999. Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. Plant Ecol 140:77-88.

Järv, L., Kotta, J., Kotta, I., Raid, T., 2011. Linking the structure of benthic invertebrate communities and the diet of native and invasive fish species in a brackish water ecosystem. Ann Zool Fenn 49:129-141.

Kaiser, M.J., Bullimore, B., Newman, P., Lock, K., Gilbert, S., 1996. Catches in 'ghost fishing' set nets. Mar Ecol Prog Ser 145:11-16.

Kaitaranta, J., Niemistö, J., Buhvestova, O., Nurminen, L., 2013. Quantifying sediment resuspension and internal phosphorus loading in shallow near-shore areas in the Gulf of Finland. Bor Environ Res 18:473-487.

Kang, Y.H., Choo, H.S., Sin, J.A., Lee, C., 2016. Numerical modeling of propagule dispersal for *Sargassum* bed restoration in Gamak Bay, Korea. J Appl Phycol 28: 1859-1874.

Karlson, A.M.L., Almqvist, G., Skora, K.E., Appelberg, M., 2007. Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. ICES J Mar Sci 64:479-486.

Karlsson, O.M., Malmaeus, J.M., 2018. Limited capacity to retain phosphorus in the Baltic proper offshore sediments. Ambio 47:379-381.

Karås, P., 1999. Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös. Fiskeriverket Rapport. 1999 6:31-65.

Kautsky, H., 1995. Quantitative distribution of sublittoral plant and animal communities along the Baltic Sea gradient. Biology and ecology of shallow coastal waters. Proc. 28th European marine biology symposium, Iraklion, Crete, 1993 01/1995, 44: 23-30.

Kautsky, H., Wallin, A., Nyström Sandman, A., Qvarfordt, S., 2011. Improvement of Baltic Sea coastal ecosystems indicated by increased distribution of *Fucus vesiculosus* L. since 1984. I: Nyström Sandman, A., Modelling spatial and temporal species distribution in the Baltic Sea phytobenthic zone. Doktorsavhandling, Stockholms universitet.

Kautsky, L., Qvarfordt, S., Schagerström, E., 2019. *Fucus vesiculosus* adapted to a life in the Baltic Sea: impacts on recruitment, growth, re-establishment and restoration. Bot Mar 62:17-30.

Kautsky, L., Qvarfordt, S., Schagerström, E., 2020. Restaurering av blåstångssamhällen i Östersjön, 60 s, ISBN 978-91-982382-3-5.

Kautsky, N., 1982. Growth and size structure in a Baltic *Mytilus edulis* population. Mar Biol 68:117-133.

Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waern, M., 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. Mar Ecol Prog Ser 28:1-8.

Kellogg, M.L., Cornwell, J.C., Owens, M.S., Paynter, K.T., 2013. Denitrification and nutrient assimilation on a restored oyster reef. Mar Ecol Prog Ser 480:1-19.

Kemp, W.M., Boynton, W.R., Adolf, J.E., Boesch, D.F., Boicourt, W.C., Brush, G., Cornwell, J.C., Fisher, T.R., Glibert, P.M., Hagy, J.D., Harding, L.W., Houde, E.D., Kimmel, D.G., Miller, W.D., Newell, R.I.E., Roman, M.R., Smith, E.M., Stevenson, J.C., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. Mar Ecol Prog Ser 303:1-29.

Kiirikki, M., Ruuskanen, A., 1996. How does *Fucus vesiculosus* survive ice scraping? Bot Mar 39:133-139.

Kimmerer, W.J., 2002. Physical, biological, and management responses to variable freshwater flow into the San Francisco Estuary. Estuaries 25:1275-1290.

Kjelland, M.E., Piercy, C.D., Lackey, T., Swannack, T.M, 2015. An integrated modeling approach for elucidating the effects of different management strategies on Chesapeake Bay oyster metapopulation dynamics. Ecol Model 308:45-62.

Kneib, K.T., Wagner, S.L., 1994. Nekton use of vegetated marsh habitats at different stages of tidal inundation. Mar Ecol Prog Ser 106:227-238.

Knowlton, N., 2012. Iconic coral reef degraded despite substantial protection. P Natl Acad Sci 109:17734-17735.

Koeck, B., Tessier, A., Brind'Amour, A., Pastor, J., Bijaoui, B., Dalias, N., Astruch, P., Saragoni, G., Lenfant, P., 2014. Functional differences between fish communities on artificial and natural reefs: a case study along the French Catalan coast. Aquat Biol 20:219-234.

Koivisto, M., Westerbom, M., 2012. Invertebrate communities associated with blue mussel beds in a patchy environment: a landscape ecology approach. Mar Ecol Prog Ser 471:101-110.

Kollmann, J., Meyer, S.T., Bateman, R., Conradi, T., Gossner, M.M., de Souza Mendonça, M., Fernandes, G.W., Hermann, J.-M., Koch, C., Müller, S.C., Oki, Y., Overbeck, G.E., Paterno, G.B., Rosenfield, M.F., Toma, T.S.P., Weisser, W.W., 2016. Integrating ecosystem functions into restoration ecology – recent advances and future directions. Restor Ecol 24:722-730.

Kornis, M.S., Mercado-Silva, N., Vander Zanden, M.J., 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. J Fish Biol 80:235-285.

Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J.H., Laamanen, M., 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. Ecol Indic 15:105-114.

Kose, M., Lotman, K., Ott, I., Übner, M. (eds), 2012. Coastal lagoons in Estonia and in the Central Baltic Sea region. Development history, geology and hydrology, biodiversity and nature conservation value. University of Tartu Pärnu College, Environmental Board, Estonian University of Life Sciences Institute of Agricultural and Environmental Sciences Centre for Limnology, Folger Art, 145 pp.

Kotta, J., Nurkse, K., Puntila, R., Ojaveer, H., 2016. Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby *Neogobius melanostomus* in a regional sea. Estuar Coast Shelf Sci 169:15-24.

Kotta, J., Futter, M., Kaasik, A., Liversage, K., Rätsep, M., Barboza, F.R., Bergström, L., Bergström, P., Bobsien, I., Díaz, E., Herkül, K., Jonsson, P., Korpinen, S., Kraufvelin, P., Krost, P., Lindahl, O., Lindegarth, M., Moltke Lyngsgaard, M., Mühl, M., Nyström Sandman, A., Orav-Kotta, H., Orlova, M., Skov, H., Rissanen, J., Šiaulys, A., Vidakovic, A., Virtanen, E., 2020a. Cleaning up seas using blue growth initiatives: Mussel farming for eutrophication control in the Baltic Sea. Sci Total Environ 709:136144.

Kotta, J., Futter, M., Kaasik, A., Liversage, K., Rätsep, M., Barboza, F.R., Bergström, L., Bergström, P., Bobsien, I., Díaz, E., Herkül, K., Jonsson, P., Korpinen, S., Kraufvelin, P., Krost, P., Lindahl, O., Lindegarth, M., Moltke Lyngsgaard, M., Mühl, M., Nyström Sandman, A., Orav-Kotta, H., Orlova, M., Skov, H., Rissanen, J., Šiaulys, A., Vidakovic, A., Virtanen, E., 2020b. Response to a letter to editor regarding Kotta et al. 2020: Cleaning up seas using blue growth initiatives: Mussel farming for eutrophication control in the Baltic Sea. Sci Total Environ 739:138712

Kraufvelin, P., Díaz, E.R., 2015. Sediment macrofauna communities at a small mussel farm in the northern Baltic proper. Bor Environ Res 20:378-390.

Kraufvelin, P., Sinisalo, B., Leppäkoski, E., Mattila, J., Bonsdorff, E., 2001. Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N Baltic Sea). Mar Environ Res 51:229-245.

Kraufvelin, P., Moy, F.E., Christie, H., Bokn, T.L., 2006. Nutrient addition to experimental rocky shore communities revisited: Delayed responses, rapid recovery. Ecosystems 9:1076-1093.

Kraufvelin, P., Ruuskanen, A.T., Nappu, N., Kiirikki, M., 2007. Winter colonisation and succession of filamentous algae on artificial substrates and possible relationships to *Fucus vesiculosus* settlement in early summer. Estuar Coast Shelf Sci 72:665-674.

Kraufvelin, P., Lindholm, A., Pedersen, M.F., Kirkerud, L.A., Bonsdorff, E., 2010. Biomass, diversity and production of rocky shore macroalgae at two nutrient enrichment and wave action levels. Mar Biol 157:29-47.

Kraufvelin, P., Ruuskanen, A. T., Bäck, S., Russell, G., 2012. Increased seawater temperature and light during early springs accelerate receptacle growth of *Fucus vesiculosus* in the northern Baltic proper. Mar Biol 159:1795-1807.

Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehikoinen, A., Mattila, J., Olsson, J., 2016. Essential fish habitats (EFH): Conclusions from a workshop on the importance, mapping, monitoring, threats and conservation of coastal EFH in the Baltic Sea. TemaNord 2016:539, Nordiska ministerrådet, Köpenhamn, 98 s.

Kraufvelin, P., Svensson, F., Fredriksson, R., Bergström, L., Karlsson, M., Wennhage, H., Wikström, A., Bergström, U., 2017. Inventering och modellering av fisk- och kräftdjurssamhällen i Kosterhavets nationalpark. Länsstyrelsen Västra Götaland, Naturavdelningen, Rapportnr: 2017:22. ISSN: 1403-169X, 83 s. + bilagor.

Kraufvelin, P., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A., 2018a. Relationships between human activities and marine ecosystem services. Report SLU.aqua.2017.4.2-207, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 33 s. DOI 10.13140/RG.2.2.16180.35200.

Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E.J., Celmer, Z., Dainys, J., Jokinen, H., Kääriä, P., Kallasvuo, M., Lappalainen, A., Lozys, L., Möller, P., Orio, A., Rohtla, M., Saks, L., Snickars, M., Støttrup, J., Sundblad, G., Taal, I., Ustups, D., Verliin, A., Vetemaa, M., Winkler, H., Wozniczka, A., Olsson, J., 2018b. Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. Estuar Coastal Shelf Sci 204:14-30.

Kraufvelin, P., Christie, H., Gitmark, J.K., 2020. Top-down release of mesopredatory fish is a weaker structuring driver of temperate rocky shore communities than bottom-up nutrient enrichment. Mar Biol 167:49.

Kraufvelin, P., Bryhn, A., Kling, J., Olsson, J., 2021. Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:27, 213 s.

Kristensen, L.D., Stenberg, C., Støttrup, J.G., Poulsen, L.K., Christensen, H.T., Dolmer, P., Landes, A., Røjbek, M., Thorsen, S.W., Holmer, M., Deurs, M.V., Grønkjær, P., 2015. Establishment of blue mussel beds to enhance fish habitats. Appl Ecol Environ Res 13:783-798.

Kristensen, L.D., Støttrup, J.G., Svendsen, J.C., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O.K., Grønkjær, P., 2017. Behavioural changes of Atlantic cod (Gadus morhua) after marine boulder reef restoration: Implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. Fisheries Manag Ecol 24:353-360.

Krost, P., Goerres, M., Sandow, V., 2018. Wildlife corridors under water: an approach to preserve marine biodiversity in heavily modified water bodies. J Coastal Conserv 22:87-104.

Krumholz, J.S., Brennan, M.L., 2015. Fishing for common ground: Investigations of the impact of trawling on ancient shipwreck sites uncovers a potential for management synergy. Mar Policy 61:127-133.

Kumblad, L., Rydin, E., 2019. Levande kusts Vitbok 1.0. Rapport, BalticSea 2020, 2019-06-18, 124 s.

Laing, I., Walker, P., Areal, F., 2006. Return of the native: Is European oyster (*Ostrea edulis*) stock restoration in the UK feasible? Aquat Living Resour 19:283-287.

Lammens, E.H.R.R., 2001. Consequences of biomanipulation for fish and fisheries. FAO, Rome (Italy). Fishery Resources Div.

Lammerant, J., Peters, R., Snethlage, M., Delbaere, B., Dickie, I., Whiteley, G., 2013. Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission. ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec), 210 pp.

La Peyre, M.K., Humphries, A.T., Casas, S.M., La Peyre, J.F., 2014. Temporal variation in development of ecosystem services from oyster reef restoration. Ecol Eng 63:34-44.

Lappalainen, A., Härma, M., Kuningas, S., Urho, L., 2008. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach. Bor Environ Res 13:370-380.

Larsson, A.I., van Oevelen, D., Purser, A., Thomsen, L., 2013. Tolerance to long-term exposure of suspended benthic sediments and drill cuttings in the cold water coral *Lophelia pertusa.* Mar Poll Bull 70:176-188.

Larsson, P., Tibblin, P., Koch-Schmidt, P., Engstedt, O., Nilsson, J., Nordahl, O., Forsman, A., 2015. Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. Ambio 44:451-461.

Lauridsen, T.L., Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., 2003. Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation. Hydrobiologia 506:641-649.

Layton, C., Coleman, M.A., Marzinelli, E.M., Steinberg, P.D., Swearer, S.E., Vergés, A., Wernberg, T, Johnson, C.R., 2020. Kelp forest restoration in Australia. Front Mar Sci 7:74.

Lefcheck, J.S., Hughes, B.B., Johnson, A.J., Pfirrmann, B.W., Rasher, D.B., Smyth, A.R., Williams, B.L., Beck, M.W., Orth, R.J., 2019. Are coastal habitats important nurseries? A meta-analysis. Conserv Lett 12:e12645.

Lehtinen, K.-J., Notini, M., Mattsson, J., Landner, L., 1988. Disappearance of bladder-wrack (*Fucus vesiculosus* L.) in the Baltic Sea: Relation to pulp-mill chlorate. Ambio 17:387-393.

Lehtoranta, J., Lännergren, C., Bendtsen, J., Pitkänen, H., Myrberg, K., Kuosa, H., 2012. Effects of oxygenation on the status of the pilot sites. Pp 44-72 in: Rantajärvi, E. (ed.), Final Report on the Result of the PROPPEN Project Controlling Benthic Release of Phosphorus in Different Baltic Sea Scales (02-0301-08) to the Swedish EPA, Formas and VINNOVA.

Lenihan, H.S., 1999. Physical-biological coupling on oyster reefs: How habitat structure influences individual performance. Ecol Monogr 69:251-275.

Leonhard, S.B., Pedersen, J., 2006. Benthic communities at Horns Rev. Before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final Report, Annual Report 2005. Vattenfall, 2006, 89 pp + appendices.

Leppäkoski, E., Bonsdorff, E., 1989. Ecosystem variability and gradients. Examples from the Baltic Sea as a background for hazard assessment. Pp 6-58 in: Landner, L. (ed.), Chemicals in the Aquatic Environment, Springer Berlin Heidelberg.

Levrel, H., Pioch, S., Spieler, R., 2012. Compensatory mitigation in marine ecosystems: which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? Mar Policy 36:1202-1210.

Lewis, L.J., Davenport, J., Kelly, T.C., 2002. A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities. Estuar Coast Shelf Sci 55:213-221.

Lewis, R.R., 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. Ecol Eng 24:403-418.

Lien, J., Stenson, G.B., Hsun-Ni, I., 1989. A review of incidental entrapment of seabirds, seals and whales in inshore fishing gear in Newfoundland and Labrador. A problem for fishermen and fishing gear designers. In: Proceedings of the 1988 World Symposium on Fishing Gear and Fishing Vessel Design. Newfoundland and Labrador Inst of Fisheries and Mar Tech, St. John's. Newfoundland, pp. 67-71.

Lindahl, O., 2008. Musselodling för miljön – nu även i Östersjön. HavsUtsikt 3/2008, Stockholms Marina Forskningscentrum, s. 4-5.

Lindahl, O., 2012. Mussel farming as an environmental measure in the Baltic. Final Report BalticSea2020, 18 pp.

Lindahl, U., 2014. Inventering av torrlagda havsvikar i Blekinge. Länsstyrelsen i Blekinge län, Rapport 2014:24, Dnr: 502-1774-2010, Karlskrona, 110 s.

Lindegarth, M., Ekelund, A., Bergström, P., Lundström, K., Granhed, A., Åhlund, M., Uddén, J., 2019. Slutrapport för projektet ”Utveckling av metoder och kunskap för att minska ejderpredation i

blåmusselodlingar. Rapport, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Tjärnö marinbiologiska laboratorium, 45 s.

Lindegren, M., Möllmann, C., Hansson, L.A., 2010. Biomanipulation: a tool in marine ecosystem management and restoration? Ecol Appl 20:2237-2248.

Lipcius, R.N., Burke, R.P., 2018. Successful recruitment, survival and long-term persistence of eastern oyster and hooked mussel on a subtidal, artificial restoration reef system in Chesapeake Bay. PLoS ONE 13:e0204329.

Liu, Z., Cui, B., He, Q., 2016. Shifting paradigms in coastal restoration: Six decades' lessons from China. Sci Total Environ 566-567:205-214.

Ljunggren, L., Olsson, J., Nilsson, N., Stenroth, P., Larsson, L., Engstedt, O., Borger, T., Sandström, O., 2011. Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön - erfarenhet och rekommendationer från ett forskningsprojekt. Fiskeriverket Informerar, Finfo 2011:1, 64 s.

Loo, L.-O., Ulmestrand, M., 2015. Ostron blir alltmer sällsynt. I: Havet 1888, Svedäng, H., Svärd, M., Johansen Lilja, T., Hansson D. (red.), Havsmiljöinstitutet. TMG Tabergs AB, s. 63-66.

Lorenzen, K., 2014. Understanding and managing enhancements: why fisheries scientists should care. J Fish Biol 85:1807-1829.

Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science 312:1806-1809.

Lotze, H.K., Coll, M., Magera, A.M., Ward-Paige, C., Airoldi, L., 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. Trends Ecol Evol 26:595-605.

Luther, H., Munsterhjelm, R., 1983. Inverkan av strandbetets upphörande på hydrolitoralens flora i Pojoviken. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 59, 19 s.

Länsstyrelsen Västernorrlands Län. 2001. Undersökningar av förorenade områden 1992-1998. Publikation 2001:3. ISSN: 1403-624X.

Maar, M., Larsen, J., Saurel, C., Mohn, C., Murawski, J., Petersen, J.K., 2021. Mussel transplantation as a tool to mitigate hypoxia in eutrophic areas. Hydrobiologia 848:1553-1573.

Macreadie, P.I., Fowler, A.M., Booth, D.J., 2011. Rigs-to-reefs: will the deep sea benefit from artificial habitat? Front Ecol Environ 9:455-461.

Magnusson, M., Bodin, M., Andersson, A., 2008. Övervakning av ålgräs och grönalger i området kring Tjärnö och Rossö 2003-2007, Strömstad kommun.

Malm, T., Engkvist, R., 2011. Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten. Naturvårdsverket Rapport 6414. 37 s. ISBN978-91-620-6414-3.

Malm, T., Råberg, S., Fell, S., Carlsson, P., 2004. Effects of beach cast cleaning on beach quality, microbial food web, and littoral macrofaunal biodiversity. Estuar Coast Shelf Sci 60:339-347.

Malmaeus, M., Karlsson, M., 2013. Modellering av gödande ämnen i Björnöfjärdssystemet. IVL rapport B2135. IVL Svenska Miljöinstitutet. 38 s.

Malmvärn, A., Zebühr, Y., Kautsky, L., Bergman, Å., Asplund, L., 2008. Hydroxylated and methoxylated polybrominated diphenyl ethers and polybrominated dibenzo-p-dioxins in red alga and cyanobacteria living in the Baltic Sea. Chemosphere 72:910-916.

Mann, R., Powell, E.N., 2007. Why oyster restoration goals in the Chesapeake Bay are not and probably cannot be achieved. J Shellfish Res 26:905-917.

Marlin, 2013. Final report of Baltic marine litter project Marlin. European Regional Development Fund m.fl., Stockholm, 29 s.

Martinsson, J., 2015. Betydelsen av bortforsling av alger för rekrytering av plattfisk på Gotland. Länsstyrelsen i Gotlands län, Visby, Rapportnummer 2015:12, 35 s.

Matsuoka, T., Nakashima, T., Nagasawa, N., 2005. A review of ghost fishing: scientific approaches to evaluation and solutions. Fisheries Sci 71:691-702.

McIlgorm, A., Campbell, H.F., Rule, M.J., 2011. The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. Ocean Coast Manage 54:643-651.

McLusky, D.S., Elliott, M., 2004. The estuarine ecosystem: Ecology, threats and management. New York: Oxford University Press, 224 pp.

Meesters, H.W.G., Smith, S.R., Becking, L.E., 2015. A review of coral reef restoration techniques. No. C028/14. IMARES, Den Burg, 37 pp.

Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., Wysujack, K., 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. Fisheries Manage Ecol 11:261-275.

Mengerink, K. J., Van Dover, C. L., Ardron, J., Baker, M., Escobar-Briones, E., Gjerde, K., Koslow, J. A., Ramirez-Llodra, E., Lara-Lopez, A., Squires, D., Sutton, T., Sweetman, A. K., Levin, L. A., 2014. A call for deep-ocean stewardship. Science 344:696-698.

Meriste, M., Kirsimäe, K., 2015. Development of the reed bed in Matsalu wetland, Estonia: responses to neotectonic land uplift, sea level changes and human influences. Est J Earth Sci 64:159.

Meriwether, A., Wilson, W., Forsyth, C., 2018. Restoring near-shore marine ecosystems to enhance climate security for island ocean states: Aligning international processes and local practices. Mar Policy 93:284-294.

Metz, J.L., Stoner, E.W., Arrington, D.A., 2015. Comparison of substrates for eastern oyster (*Crassostrea virginica*) spat settlement in the Loxahatchee River Estuary, Florida. J Shellfish Res 34:861-865.

Meysick, L., Norkko, A., Gagnon, K., Gräfnings, M., Boström, C., 2020. Context-dependency of eelgrass-clam interactions: implications for coastal restoration. Mar Ecol Prog Ser 647:93-108.

Micheli, F., Halpern, B.S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., Rosenberg, A.A., 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. PLoS ONE 8:e79889.

Mikkelsen, L., Mouritsen, K.N., Dahl, K., Teilmann, J., Tougaard, J., 2013. Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. Mar Ecol Prog Ser 481:239-248.

Mitsch, W.J., 2012. What is ecological engineering? Ecol Eng 45:5-12.

Moksnes, P.O., 2009. Restaurera ålgräsängar. Länsstyrelsen Västra Götalands län, Göteborg. Rapport 2009:26, 42 s.

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

Moksnes, P.O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S., Infantes, E., 2016a. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8, Göteborg, 148 s, ISBN 978-91-87967-16-0.

Moksnes, P.O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S., Infantes, E., 2016b. Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige – Vägledning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9, Göteborg, 146 s, ISBN 978-91-87967-17-7.

Moksnes, P.O., Eriander, L., Infantes, E., Holmer, M., 2018. Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. Estuar Coast 41:1712-1731.

Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L., Lindgren, F., Nordberg, K., Wendt, I., Wikström, S., Ytreberg, E., 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3, Göteborg, 158 s.

Morris, J.P., Backeljau, T., Chapelle, G., 2019. Shells from aquaculture: a valuable biomaterial, not a nuisance waste product. Rev Aquacult 11:42-57.

Moy, F.E., Christie, H., 2012. Large-scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway. Mar Biol Res 8:309-321.

Moy, F., Christie, H., Steen, H., Stålnacke, P., Aksnes, D., Alve, E., Aure, J., Bekkby, T., Fredriksen, S., Gitmark, J., Hackett, B., Magnusson, J., Pengerud, A., Sjøtun, K., Sørensen, K., Tveiten, L., Øygarden, L., Åsen, P.A., 2008. Sluttrapport fra Sukkertareprosjektet 2005-2008, SFT Report TA-2467/2008, NIVA Report 5709, 131 s.

MSFD (Marine Strategy Framework Directive), 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union L 164:19-40.

MSFD (Marine Strategy Framework Directive), 2015. Towards a possible revision of MSFD Annex III. Agenda item 5b, Document GES_13-2015-02 Annex3, DG Environment, 14 pp.

Munsterhjelm, R., 1997. The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. Oceanogr Lit Rev 44:1527-1528.

Munsterhjelm, R., 2005. Natural succession and human-induces changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. Walter and Andrée de Nottbeck Foundation Scientific Reports 26:1-53.

Mäki, T., 2014. Kolonisering och dynamik av pionjärsamhällen på hårda underlag i den åländska skärgården med speciell betoning på blåmusslan, *Mytilus edulis*. Pro graduavhandling, Åbo Akademi, 88 s.

Möller, P., 1986. Physical factors and biological interactions regulating infauna in shallow boreal areas. Mar Ecol Prog Ser 30:33-47.

Möller, P., Pihl, L., Rosenberg, R., 1985. Benthic faunal energy flow and biological interaction in some shallow marine soft bottom habitats. Mar Ecol Prog Ser 27:109-121.

Naturvårdsverket, 2011. Svenska tolkningar Natura 2000 naturtyper. Marina naturtyper 1110-1650. Beslutade 2011-06-13.

Naturvårdsverket, 2016. Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1, Utgåva 1. Naturvårdsverket, Stockholm, 111 s.

Naturvårdsverket, 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018. Naturvårdsverket, 106 s.

Newell, R.I.E., Hood, R.R., Koch, E.W., Grizzle, R.E., 2003. Modeling the effects of changes in turbidity on light available for submerged aquatic vegetation. Final Report. NOAA/UNH Cooperative Institute for Coastal and Estuarine Environmental Technology. University of New Hampshire, Durham.

Niemelä, M., 2012. Boskap på stranden eller inte? Guide för hållbart strandbete. Natureship Publikationer, Jyväskylä, 32 s.

Nilsson, C., Aradottir, A.L., Hagen, D., Halldórsson, G., Høegh, K., Mitchell, R.J., Raulund-Rasmussen, K., Svavarsdóttir, K., Tolvanen, A., Wilson, S.D., 2016. Evaluating the process of ecological restoration. Ecol Soc 21:41.

Nilsson, J., Engkvist, R., Persson, L.-E., 2004. Long-term decline and recent recovery of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. Aquat Ecol 38:587-598.

Nilsson, J., Engstedt, O., Larsson, P., 2014. Wetlands for northern pike (*Esox lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia 721:145-154.

Nilsson, J., Flink, H., Tibblin, P., 2019. Predator–prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. J Anim Ecol 88:927-939.

Niner, H.J., Jones, P.J.S., Milligan, B, Styan, C.A., 2017. A global snapshot of marine biodiversity offsetting policy. Mar Policy 81:368-374.

NOAA, 2014. California Eelgrass Mitigation Policy (CEMP) NOAA West Coast Fisheries. http://www.westcoast.fisheries.noaa.gov/publications/habitat/california_eelgrass_mitigation/Final%20CEMP%20October%202014/cemp_oct_2014_final.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01).

Norderhaug, K.M., Christie, H.C., 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. Mar Biol Res 5:515-528.

Norén, F., Norén, K., Magnusson, K., Börjesson, P., Gunnäs, A., 2012. “Slutrapport ekologiska effekter av ascidieodling”. Slutrapport inom Havsmiljöanslaget. N-research, Lysekil, 52 s.

Norkko, A, Rosenberg, R., Thrush, S.F., Whitlatch, R.B., 2006. Scale- and intensity-dependent disturbance determines the magnitude of opportunistic response. J Exp Mar Biol Ecol 330:195-207.

Norling, P., Lindegarth, M., Lindegarth, S., Strand, Å., 2015. Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters and native blue mussels on macrofauna and fish. Mar Ecol Prog Ser 518:123-138.

Nyberg, J., Elhammer, A., Severin, M, Zillén Snowball, L., 2013. Maringeologi: Begäran om sektorsunderlag till kommande havsplanering. Sveriges Geologiska Undersökning/Havs- och vattenmyndigheten. SGU, Uppsala.

Nyström Sandman, A., Christiernsson, A., Fyhr, F.G., Lindegarth, M., Kraufvelin, P., Bergström, P., Nilsson, P., Fredriksson, R., Bergström, U., Hogfors, H., 2020. Grön infrastruktur i havet - landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden. Rapport 6930, Naturvårdsverket, 130 s. ISBN 978-91-620--6930-8. ISSN 0282-7298.

Odhner, P.B., Thelin, H., Norén, F., Stenberg, O., 2013. Marin biogas-odling av ascidier för biogasproduktion. Region Skåne, Malmö, 46 s.

Ogdahl, M.E., Steinman, A.D., 2015. Factors influencing macrophyte growth and recovery following shoreline restoration activity. Aquat Bot 120:363-370.

Ojaveer, H., Galil, B.S., Lehtiniemi, M., Christoffersen, M., Clink, S., Florin, A.-B., Gruszka, P., Puntila, R., Behrens, J.W., 2015. Twenty five years of invasion: management of the round goby *Neogobius melanostomus* in the Baltic Sea. Manage Biol Invasions 6:329-339.

Ollikainen, M., Zandersen, M., Bendtsen, J., Lehtoranta, J., Saarijärvi, E., Pitkänen, H., 2016. Any payoff to ecological engineering? Cost-benefit analysis of pumping oxygen-rich water to control benthic release of phosphorus in the Baltic Sea. Water Resour Econ 16:28-38.

Orio, A., Bergström, U., Casini, M., Erlandsson, M., Eschbaum, R., Hüssy, K., Lehmann, A., Ložys L., Ustups, D., Florin, A.-B., 2017. Characterizing and predicting the distribution of Baltic Sea flounder (*Platichthys flesus*) during the spawning season. J Sea Res 126:46-55.

Orth, R.J., Harwell, M.C., Fishman, J.R., 1999. A rapid and simple method for transplanting eelgrass using single, unanchored shoots. Aquat Bot 64:77-85.

Orth, R.J., Moore, K.A., Marion, S.R., Wilcox, D.J., Parrish, D.B., 2011. Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. Mar Ecol Prog Ser 448:177-195.

Ospar, 2009. Assessment of construction or placement of artificial reefs. London: Biodiversity Series, publ. no. 438/2009, 2009, 27 pp.

Ounanian, K., Carballo-Cardenas, E., Van Tatenhove, J.P.M., Delaney, A., Papadopoulou, K.N., Smith, C.J., 2018. Governing marine ecosystem restoration: the role of discourses and uncertainties. Mar Policy 96:136-144.

Pajusalu, L., Bakran-Petricioli, T., Boström, C., Carugati, L., Christie, H., Da Ros, Z., Danovaro, R., Gagnon, K., Gambi, C., Govers, L., Gräfnings, M., Kaljurand, K., Kipson, S., Kotta, J., Martire, M.L., Rinde, E., van der Heide, T., van de Koppel, J., Martin, G., 2019. Restoration results in the case study sites. Deliverable 2.2. MERCES project, 53 pp.

Park, J.I., Lee, K.-S., 2007. Site-specific success of three transplanting methods and the effect of planting time on the establishment of *Zostera marina* transplants. Mar Poll Bull 54:1238-1248.

Perkol-Finkel, S., Ferrario, F., Nicotera, V., Airoldi, L., 2012. Conservation challenges in urban seascapes: promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. J Appl Ecol 49:1457-1466.

Petersen, J.K., Hansen, J.W., Laursen, M.B., Clausen, J., Carstensen, J., Conley, D., 2008. Regime shift in a coastal marine ecosystem. Ecol Appl 18:497-510.

Petersen, J.K. (ed.), Taylor, D. (ed.), Bergström, P., Buer, A.-L., Darecki, M., Filippelli, R., Gren, I.-M., Hasler, B., Holbach, A.M., Nielsen, P., Petersen, L.K., Lindegarth, M., Lund, I., Maar, M., Ritzenhofen, L., Sagan, S., Saurel, C., Schernewski, G., Stybel, N., Timmermann, K., 2020. Policy guidelines for implementation of mussel cultivation as a mitigation measure for coastal eutrophication in the Western Baltic Sea. DTU Aqua Report no.: 362-2020, 33 s.

Piazzi, L., Bulleri, F., Ceccherelli, G., 2016. Limpets compensate sea urchin decline and enhance the stability of rocky subtidal barrens. Mar Environ Res 115:49-55.

Pihl, L., 2001. Effekter av fintrådiga alger på rekrytering av rödspotta: en numerisk modell. Länsstyrelsen, 17 s.

Pihl, L., Rosenberg, R., 1982. Production, abundance and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. J Exp Mar Biol Ecol 57:273-301.

Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P.O., Wennhage, H., 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. J Sea Res 41:281-294.

Pioch, S., Kilfoyle, K., Levrel, H., Spieler, R., 2011. Green marine construction. J Coast Res 61:257-268.

Pitkänen, H., Bendtsen, J., Hansen, J.L., Lehtoranta, J., Lännergren, C., Ollikainen, M., Priha, M., Reinikainen, M., Saarijärvi, E., Zandersen, M., 2012. Controlling benthic release of phosphorus in different Baltic Sea scales: Final Report on the result of the PROPPEN Project (802-0301-08). Finnish Environmental Institute, Helsinki, 179 s.

Pitkänen, H., Peuraniemi, M., Westerbom, M., Kilpi, M., von Numers, M., 2013. Long-term changes in distribution and frequency of aquatic vascular plants and charophytes in an estuary in the Baltic Sea. Ann Bot Fenn 50:1-54.

Pogoda, B., 2019. Current status of European oyster decline and restoration in Germany. Humanities 8:9.

Pogoda, B., Brown, J., Hancock, B., Preston, J., Pouvreau, S., Kamermans, P., Sanderson, W., Von Nordheim, H., 2019. The Native Oyster Restoration Alliance (NORA) and the Berlin Oyster Recommendation: bringing back a key ecosystem engineer by developing and supporting best practice in Europe. Aquat Living Resour 32:13.

Ponti, M., Fava, F., Perlini, R.A., Giovanardi, O., Abbiati, M., 2015. Benthic assemblages on artificial reefs in the northwestern Adriatic Sea: Does structure type and age matter? Mar Environ Res 104:10-19.

Powell, E.N., Klinck, J.M., 2007. Is oyster shell a sustainable estuarine resource? J Shellfish Res 26:181-194.

Powers, S.P., Peterson, C.H., Grabowski, J.H., Lenihan, H.S., 2009. Success of constructed oyster reefs in no-harvest sanctuaries: Implications for restoration. Mar Ecol Prog Ser 389:159-170.

Pålsson, C. (red.), 2009. Inventering av behovet och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar (Södra Östersjöns vattendistrikt) – redovisning av regeringsuppdrag. Länsstyrelsen i Kalmar län, Kalmar.

Qvarfordt, S., 2006. Phytobenthic communities in the Baltic Sea - seasonal patterns in settlement and succession. Doktorsavhandling, Stockholms Universitet, 39 s.

Qvarfordt, S., Kautsky, H., Malm, T., 2006. Development of fouling communities on vertical structures in the Baltic Sea. Estuar Coast Shelf Sci 67:618-628.

Rakauskas, V., Bacevičius, E., Pūtys, Ž., Ložys, L., Arbačiauskas, K., 2008. Expansion, feeding and parasites of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811), a recent invader in the Curonian Lagoon, Lithuania. Acta Zool Lituanica 18:180-190.

Rakauskas, V., Pūtys, Ž., Dainys, J., Lesutienė, J., Ložys, L., Arbačiauskas, K., 2013. Increasing population of the invader round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), and its trophic role in the Curonian Lagoon, SE Baltic Sea. Acta Ichthyol Piscatoria 43:95-108.

Read, A.J., Gaskin, D.E., 1988. Incidental catch of harbor porpoises by gill nets. J Wildl Manage 52:517-523.

Reed, D., Schroeter, S., Page, M. (Eds), 2002. Proceedings from the Second Annual Public Workshop for the SONGS Mitigation Project. Report to the California Coastal Commission. University of California, Santa Barbara. Marine Science Institute, 140 s.

Reed, D.C., Slomp, C.P., Gustafsson, B.G., 2011. Sedimentary phosphorus dynamics and the evolution of bottom-water hypoxia: A coupled benthic-pelagic model of a coastal system. Limnol Oceanogr 56:1075-1092.

Reeves, S.E., Renzi, J.J., Fobert, E.K., Silliman, B.R., Hancock, B., Gillies, C.L., 2020. Facilitating better outcomes: How positive species interactions can improve oyster reef restoration. Front Mar Sci 7:656.

Renman, G., Renman, A., Gustafsson, J.P., 2013. Reaktiva sorbent för fastläggning av fosfor i Östersjöns bottnar. Rapport. KTH, Stockholm, 38 s.

Reutersköld, D., 2012. Hotade natearter. Utplantering och uppföljning i Skåne under 2008-2011. Rapport 2012:4. Länsstyrelsen i Skåne, Malmö.

Risén, E., Tatarchenko, O., Gröndahl, F., Malmström, M.E., 2014. Harvesting of drifting filamentous macroalgae in the Baltic Sea: an energy assessment. J Renew Sustain Ener 6:013116.

Risén, E., Nordström, J., Malmström, M.E., Gröndahl, F., 2017. Non-market values of algae beach-cast management – Study site Trelleborg, Sweden. Ocean Coast Manage 140:59-67.

Ritzenhofen, L., Buer, A.L., Gyraite, G., Dahlke, S., Klemmstein, A., Schernewski, G., 2021. Blue mussel (*Mytilus* spp.) cultivation in mesohaline eutrophied inner coastal waters: mitigation potential, threats and cost effectiveness. Peer J 9:p.e11247.

Roa-Ureta, R.H., Santos, M.N., Leitão, F., 2019. Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. Ecol Model 407:108727.

Rodrigo, M.A., Rojo, C., Alonso-Guillén, J.L., Vera, P., 2013. Restoration of two small Mediterranean lagoons: the dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. Ecol Eng 54:1-15.

Rodrigo, M.A., Rojo, C., Segura, M., Alonso-Guillén, J.L., Martín, M., Vera, P., 2015. The role of charophytes in a Mediterranean pond created for restoration purposes. Aquat Bot 120:101-111.

Rosqvist, K., 2010. Distribution and role of macrophytes in coastal lagoons: implications of critical shifts. Doktorsavhandling, Åbo Akademi, 39 s.

Rostmark, S.C., Colombo, M., Knutsson, S., Öberg, G., 2015. Removal and re-use of tar-contaminated sediments by freeze-dredging at a coking plant Lulea, Sweden. Water Environ Res 88:847-851.

Rouanet, E., Astruch, P., Antonioli, A., Bonhomme, P., Fourt, M., Bonhomme, D., Goujard, A., Le Diréach, L., Perez, T., 2015. How artificial reefs design and architectural complexity affects the benthic colonization. In: Proceedings of the RECIFS Conference on Artificial Reefs: From Materials to Ecosystems. ESITC, Caen, pp 53-60.

Russell, G., Hawkins, S.J., Evans, L.C., Jones, H.D., Holmes, G.D., 1983. Restoration of a disused dock basin as a habitat for marine benthos and fish. J Appl Ecol 20:43-58.

Ruuskanen, A.T., Kraufvelin, P., Alvik, R., Díaz, E.R., Honkonen, J., Kanerva, J., Karell, K., Kekäläinen, P., Lappalainen, J., Mikkola, R., Mustasaari, T., Nappu, N., Nieminen, A., Roininen, J., Svahnbäck, K., 2015. Benthic conditions around a historic shipwreck: Vrouw Maria (1771) in the northern Baltic proper. Cont Shelf Res 98:1-12.

Rydin, E., 2008. Kan Östersjön restaureras? – Baserat på erfarenheter från sjöar. Del 2. Kemiska och fysiska restaureringsmetoder – något för Östersjön? Naturvårdsverket Rapport 5860. Naturvårdsverket, Stockholm.

Rydin, E., 2014. Inactivated phosphorus by added aluminium in Baltic Sea sediment. Estuar Coast Shelf Sci 151:181-185.

Rydin, E., Kumblad, L., 2019. Capturing past eutrophication in coastal sediments – Towards water-quality goals. Estuar Coast Shelf Sci 221:184-188.

Rydin, E., Kumblad, L., Wulff, F., Larsson, P., 2017. Remediation of a eutrophic bay in the Baltic Sea. Environ Sci Technol 51:4559-4566.

Råberg, S., Jönsson B.R., Björn, A., Granéli, E., Kautsky, L., 2005. Effects of *Pilayella littoralis* on *Fucus vesiculosus* recruitment. Implications for community composition. Mar Ecol Prog Ser 289:131-139.

Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Söderqvist, T., Troell, M., Wennhage, H., 2007. Ecosystem goods and services from temperate coastal habitats – Identification, valuation and implications of ecosystems shifts. Ambio 36:1-11.

Sagerman, J., Hansen, J.P., Wikström, S.A., 2020. Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. Ambio 49:517-530.

Salewski, E.A., Proffitt, C.E., 2016. Separate and combined effects of estuarine stress gradients and disturbance on oyster population development on restored reefs. Estuar Coast 39:510-528.

Salonsaari, J., 2002. Fish community structure in enclosing bays – effects of habitat use and seasonal patterns of migration and isolation. Magisteruppsats. Umeå universitet, Umeå.

Salonsaari, J., 2009. Övergödda havsvikar och kustnära sjöar inom Norra Östersjöns vattendistrikt – redovisning av regeringsuppdrag, Rapport nr 2009:5. Länsstyrelsen i Västmanlands län, Västerås.

Sandell, G., Karås, P., 1995. Små sötvatten som lek och uppväxtmiljöer för kustfiskbestånd – försummad och hotad resurs? I: Bevarande och restaurering av reproduktionsmiljöer för fisk i vattendrag. Kustrapport 1995:2. Fiskeriverket, Öregrund, 46 s.

Sandström, A., 2003. Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskbestånd. Fiskeriverket informerar 2003:3, 26 s.

Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isæus, M., Schreiber, H., 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. Ambio 34:125-130.

Sandström, O., 2011. Reduktionsfiske som metod för att minska övergödningen i Östhammarsfjärdarna. Upplandsstiftelsen, Rapport 2011/2. 20 s. http://www.upplandsstiftelsen.se/UserFiles/Archive/5417/Rapporter/2011_2_Reduktionsfiske.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01).

Sapota, M.R., 2004. The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdańsk – a species introduction into the Baltic Sea. Hydrobiologia 514:219-224.

Sapota, M.R., Skora, K.E., 2005. Spread of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). Biol Invasions 7:157-164.

Saunders, M., Bayraktarov, E., 2016. Restoring marine coastal ecosystems: What's the cost? Australasian Sci 37:48.

Scheffer, M., van Nes, E.H., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth, and lake size. Hydrobiologia 584:455-466.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413:591-596.

Schlappy, M.-L., Hobbs, R.J., 2019. A triage framework for managing novel, hybrid, and designed marine ecosystems. Glob Change Biol 25:3215-3223.

Schmitt, R.J., Osenberg, C.W. (eds.), 1996. Detecting Ecological Impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats. Academic Press, 428 pp.

Schroeter, S.C., Reed, D.C., Raimondi, P.T., 2015. Effects of reef physical structure on development of benthic reef community: a large-scale artificial reef experiment. Mar Ecol Prog Ser 540:43-55.

Schulte, D.M., Burke, R.P., Lipcius, R.N., 2009. Unprecedented restoration of a native oyster metapopulation. Science 325:1124-1128.

Seaman, W., 2007. Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. Hydrobiologia 580:143-155.

Seddon, S., 2004. Going with the flow: Facilitating seagrass rehabilitation. Ecol Manage Restor 5:167-176.

Seitz, R.D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R.N., Ysebaert, T., 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. ICES J Mar Sci 71:648-665.

Shafer, D., Bergstrom, P., 2010. An introduction to a special issue on large-scale submerged aquatic vegetation restoration research in the Chesapeake Bay: 2003–2008. Restor Ecol 18:481-489.

Sharma, S., Goff, J., Moody, R.M., Byron, D., Heck, K.L., Powers, S.P., Ferraro, C., Cebrian, J., 2016. Do restored oyster reefs benefit seagrasses? An experimental study in the Northern Gulf of Mexico. Restor Ecol 24:306-313.

Shelamoff, V., Layton, C., Tatsumi, M., Cameron, M.J., Wright, J.T., Johnson, C.R., 2019. Ecosystem engineering by a canopy-forming kelp facilitates the recruitment of native oysters. Restor Ecol 27:1442-1451.

Short F.T., Davis R.C., Kopp B.S., Short C.A., Burdick D.M. 2002. Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. Mar Ecol Prog Ser 227:253-267.

Silliman, B.R., Schrack, E., He, Q., Cope, R., Santoni, A., van der Heide, T., Jacobi, R., van de Koppel, J., 2015. Facilitation shifts paradigms and can amplify coastal restoration efforts. PNAS 112:14295-14300.

Silva, R., Mendoza, E., Marino-Tapia, I., Martínez, M.L., Escalante, E., 2016. An artificial reef improves coastal protection and provides a base for coral recovery. J Coast Res 75:467-471.

Simenstad, C., Reed, D., Ford, M., 2006. When is restoration not? Incorporating landscape-scale processes to restore self-sustaining ecosystems in coastal wetland restoration. Ecol Eng 26:27-39.

Skiftesvik, A.B., Bjelland, R.M., Durif, C.M.F., Johansen, I.S., Browman, H.I., 2013. Delousing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) by cultured vs. wild ballan wrasse (*Labrus bergylta*). Aquaculture 402:113-118.

Skiftesvik, A.B., Blom, G., Agnalt, A.L., Durif, C.M.F., Browman, H.I., Bjelland, R.M., Harkestad, L.S., Farestveit, E., Paulsen, O.I., Fauske, M., Havelin, T., Johnsen, K., Mortensen, S., 2014. Wrasse (Labridae) as cleaner fish in salmonid aquaculture – the Hardangerfjord as a case study. Mar Biol Res 10:289-300.

Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson H.C., Svenson, A., Hjelm, J., 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. Finfo 2011:6, 50 s.

Sköld, M., Göransson, P, Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C., Bartolino, V., 2017. Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. Mar Ecol Prog Ser 586:41-55.

Sköld, M., Nilsson, H.C., Jonsson, P., 2018. Bottentrålning - effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan. Aqua reports 2018:7. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil, 62 s.

Smith, C.S., Rudd, M.E., Gittman, R.K., Melvin, E.C., Patterson, V.S., Renzi, J.J., Wellman, E.H., Silliman, B.R., 2020. Coming to terms with living shorelines: a scoping review of novel restoration strategies for shoreline protection. Front Mar Sci 7:434.

Smith, J.A., Lowry, M.B., Champion, C., Suthers, I.M., 2016. A designed artificial reef is among the most productive marine fish habitats: new metrics to address 'production versus attraction'. Mar Biol 163:188.

Smyth, D., Roberts, D., Browne, L., 2009. Impacts of unregulated harvesting on a recovering stock of native oysters (*Ostrea edulis*). Mar Pollut Bull 58:916-922.

Snickars, M., Sundblad, G., Sandström, A., Ljunggren, L., Bergström, U., Johansson, G., Mattila, J., 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. Mar Ecol Prog Ser 398:235-243.

Sohlman, A. (red.) 2008. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – tillståndet i Sverige 2007. ArtDatabanken SLU, Uppsala, 76 s.

Sorte, C.J., Davidson, V.E., Franklin, M.C., Benes, K.M., Doellman, M.M., Etter, R.J., Hannigan, R.E., Lubchenko, J., Menge, B.A., 2017. Long-term declines in an intertidal foundation species parallel shifts in community composition. Glob Change Biol 23:341-352.

Stadmark, J., Conley, D.J., 2011. Mussel farming as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea: Consideration of nutrient biogeochemical cycles. Mar Pollut Bull 62:1385-1388.

Staszak, L.A., Armitage, A.R., 2012. Evaluating salt marsh restoration success with an index of ecosystem integrity. J Coast Res 29:410-418.

Statens Geotekniska Institut (SGI), 2011. Vägledning för nyttiggörande av muddermassor i hamn och anläggningskonstruktioner – Stabilisering och solidifiering av förorenade muddermassor. SGI, Linköping, 38 s.

Stenberg, C., Støttrup, J.G., van Deurs, M., Berg, C.W., Dinesen, G.E., Mosegaard, H., Grome, T.M., Leonhard, S.B., 2015a. Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. Mar Ecol Prog Ser 528:257-265.

Stenberg, C., Støttrup, J., Dahl, K., Lundsteen, S., Göke, C., Andersen, O.N., 2015b. Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. National Institute of Aquatic Resources, Danmarks Tekniske Universitet. (DTU Aqua Report; No. 289-2015). 47 pp.

Stenmarck, Å., 2018. Nedskräpning och nedbrytning av plast i miljön. Delredovisning från Utredningen om hållbara plastmaterial (M 2017:06). Statens Offentliga Utredningar, Stockholm, 141 s.

Stewardson, M., Rutherford, I., 2008. Conceptual and mathematical modelling in river restoration: do we have unreasonable confidence? Pp 61-78 in: Darby, S.E., Sear, D.A. (eds), River Restoration: Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat. John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W., Parker, K.R., 1986. Environmental impact assessment:" Pseudoreplication" in time? Ecology 67:929-940.

Stigebrandt, A., 2018. On the response of the Baltic proper to changes of the total phosphorus supply. Ambio 47:31-44.

Stigebrandt, A., Gustafsson, B.G., 2007. Improvement of Baltic proper water quality using large-scale ecological engineering. Ambio 36:280-286.

Stigebrandt, A., Liljebladh, B., De Brabandere, L., Forth, M., Granmo, Å., Hall, P., Hammar, J., Hansson, D., Kononets, M., Magnusson, M., Norén, F., Rahm, L., Treusch, A.H., Viktorsson, L., 2015. An experiment with forced oxygenation of the deepwater of the anoxic By Fjord, western Sweden. Ambio 44:42-54.

Stocks, K.I., Grassle, J.F., 2001. Effects of microalgae and food limitation on the recolonization of benthic macrofauna into in situ saltmarsh-pond mesocosms. Mar Ecol Prog Ser 221:93-104.

Strand, J.A., Weisner, S.E.B., 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – Experiences from Sweden. Ecol Eng 56:14-25.

Strand, Å., Lindegarth, S., 2014. Japanska ostron i svenska vatten. Främmande art som är här för att stanna. Rapport 2. Vattenbrukscentrum Väst, Göteborg, 64 s.

Strange, C.J., 2007. Facing the brink without crossing it. Bioscience 57:920-926.

Stål, J., Pihl, L., 2007. Quantitative assessment of the area of shallow habitat for fish on the Swedish west coast. ICES J Mar Sci 64:446-452.

Støttrup, J.G., Sparrevohn, C.R., 2007. Can stock enhancement enhance stocks? J Sea Res 57:104-113.

Støttrup, J.G., Stenberg, C., Dahl, K., Kristensen, L.D., Richardson, K., 2014. Restoration of a temperate reef: Effects on the fish community. Open J Ecol 4:1045-1059.

Støttrup, J.G., Dahl, K., Niemann, S., Stenberg, C., Reker, J., Stamphoj, E.M., Goke, C., Svendsen, J.C., 2017. Restoration of a boulder reef in temperate waters: Strategy, methodology and lessons learnt. Ecol Eng 102:468-482.

Sundblad, G., Bergström, U., 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. Ambio 43:1020-1028.

Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., Eklöv, P., 2014. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. ICES J Mar Sci 71:672-680.

Suomalainen, S. 1986. Effekter av vasskörd på vattenväxter; undersökningar i Markusbölefjärden. Forskningsrapport från Husö biologiska station, nr 49. Åbo Akademi, Husö.

Svane, I.B., Petersen, J.K., 2001. On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. Mar Ecol 22:169-188.

Svedberg, K., 2019. Musselbankar: nulägesanalys och beståndsförstärkning. Magistersarbete, Göteborgs universitet, Göteborg, 41 s.

Svedäng, H., Svärd, M., Johansen Lilja, T., Hansson D. (red.), 2015. Havet 1888. Havsmiljöinstitutet. TMG Tabergs AB. 84 s.

Svärd, B., 2013. Ren och attraktiv kust i Bohuslän – bakgrund och fakta. Strömstad kommun, 64 s.

Svärd, M., Johansen Lilja, T., Lewander, M., Karlsson, M., Backteman, K. (red.), 2016. Havet 2015/2016 – Om miljötillståndet i svenska havsområden. Havsmiljöinstitutet, 132 s.

Söderlund, S., Forsberg, Å., Pedersen, M., 1988. Concentrations of cadmium and other metals in *Fucus vesiculosus* L. and *Fontinalis dalecarlica* Br. Eur. from the northern Baltic Sea and the southern Bothnian Sea. Environ Pollut 51:197-212.

Søndergaard, M., Liboriussen, L., Pedersen, A.R., Jeppesen, E., 2008. Lake restoration by fish removal: short- and longterm effects in 36 Danish lakes. Ecosystems 11:1291-1305.

Tatarenkov, A., Jönsson, R.B., Kautsky, L., Johannesson, K., 2007. Genetic structure in populations of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) over spatial scales from 10 m to 800 km. J Phycol 43:675-685.

Taylor, D., Saurel, C., Nielsen, P., Petersen, J.K., 2019. Production characteristics and optimization of mitigation mussel culture. Front Mar Sci 6:698.

Tedengren, M., 2008. Östersjöns blåmussla. Havsutsikt 3/2008, s. 16.

Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., De Vriend, H.J., 2013. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. Nature 504:79-83.

Thelen, B.A., Thiet, R.K., 2009. Molluscan community recovery following partial tidal restoration of a New England Estuary, U.S.A. Restor Ecol 17:695-703.

Thiet, R.K., Kidd, E., Wennemer, J.M., Smith, S.M., 2014. Molluscan community recovery in a New England back-barrier salt marsh lagoon 10 years after partial restoration. Restor Ecol 22:447-455.

Thorman, S., 1986. Physical factors affecting the abundance and species richness of fishes in the shallow water of the southern Baltic Sea (Sweden). Estuar Coast Shelf Sci 22:357-369.

Thorngren, L., Bergström, P., Dunér Holthuis, T., Lindegarth, M., 2019. Assessment of the population of *Ostrea edulis* in Sweden: A marginal population of significance? Ecol Evol 9:13877-13888.

Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Gladstone-Gallagher, R.V., Savage, C., Lundquist, C., O'Meara, T., Vieillard, A., Hillman, J.R., Mangan, S., Douglas, E.J., Clark, D.E., Lohrer, A.M., Pilditch, C., 2020. Cumulative stressors reduce the self-regulating capacity of coastal ecosystems. Ecol Appl 31:e2223.

Tibblin, P., Forsman, A., Borger, T., Larsson, P., 2016. Causes and consequences of repeatability, flexibility and individual fine-tuning of migratory timing in pike. J Anim Ecol 85:136-145.

Toivonen, J., 2013. Effects of anthropogenic and natural hydrological changes on the behavior of the acidic metal discharge from acid sulfate soils in a river-and lake system in western Finland. Doktorsavhandling, Åbo Akademi, 70 s.

Torn, K., Martin, G., Kotta, J., Kupp, M., 2010. Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. Estuar Coast Shelf Sci 87:27-32.

Tracey, S., Mundy, C., Baulch, T., Marzloff, M., Hartmann, K., Ling, S., Tisdell, J., 2014. Trial of an industry implemented, spatially discrete eradication/control program for *Centrostephanus rodgersii* in Tasmania. Fisheries Research and Development Coorporation project no. 2011/087.

Tschernij, V., Larsson, P.O., 2003. Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. Fisheries Res 64:151-162.

Törnqvist, O., Engdahl, A., 2010. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Naturvårdsverket Rapport 6376. Naturvårdsverket, Stockholm.

Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, M., Gilljam, C., 2020. Fysisk störning i grunda havsområden - Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, 126 s. (exklusive appendix). ISBN, digital version: 978-91-88727-72-5. ISBN, tryckt version: 978-91-88727-82-4.

Underwood, A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecol Appl 4:3-15.

Unsworth, R.K.F., Bertelli, C.M., Cullen-Unsworth, L.C., Esteban, N., Jones, B.L., Lilley, R., Lowe, C., Nuuttila, H.K., Rees, S.C., 2019. Sowing the seeds of seagrass recovery using hessian bags. Front Ecol Evol 7:311.

Ushiama, S., Smith, J.A., Suthers, I.M., Lowry, M., Johnston, E.L., 2016. The effects of substratum mater and surface orientation on the developing epibenthic community on a designed artificial reef. Biofouling 32:1049-1060.

Ushiama, S., Mayer-Pinto, M., Bugnot, A.B., Johnston, E.L., Dafforn, K.A., 2019. Eco-engineering increases habitat availability and utilization of seawalls by fish. Ecol Eng 138:403-411.

Ustups, D., Bergström, U., Florin, A.-B., Kruze, E., Zilniece, D., Elferts, D., Knospina, E, Uzars, D., 2016. Diet overlap between juvenile flatfish and the invasive round goby in the central Baltic Sea. J Sea Res 107:121-129.

Valdez, S.R., Zhang, Y.S., van der Heide, T., Vanderklift, M.A., Tarquinio, F., Orth, R.J., Silliman, B.R., 2020. Positive ecological interactions and the success of seagrass restoration. Front Mar Sci 7:91.

van der Heide, T., Tielens, E., van der Zee, E.M., Weerman, E.J., Holthuisen, S., Eriksson, B.K., Piersma, T., van de Koppel, J., Olff, H., 2014. Predation and habitat modification synergistically interact to control bivalve recruitment on intertidal mudflats. Biol Conserv 172:163-169.

Vanderklift, M.A., Doropoulos, C., Gorman, D., Leal, I., Minne, A.J.P., Statton, J., Steven, A.D.L., Wernberg, T., 2020. Using propagules to restore coastal marine ecosystems. Front Mar Sci 7:724.

Van Dover, C. L., Aronson, J., Pendleton, L., Smith, S., Arnaud-Haond, S., Moreno-Mateos, D., Barbier, E., Billett, D., Bowers, K., Danovaro, R., Edwards, A., Kellert, S., Morato, T., Pollard, E., Rogers, A., Warner, R., 2014. Ecological restoration in the deep sea: Desiderata. Mar Policy 44:98-106.

van Katwijk, M.M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R.J., Duarte, C.M., Kendrick, G.A., Althuizen, I.H.J., Balestri, E., Bernard, G., Cambridge, M.L., Cunha, A., Durance, C., Giesen, W., Han, Q., Hosokawa, S., Kiswara, W., Komatsu, T., Lardicci, C., Lee, K.-S., Meinesz, A., Nakaoka, M., O'Brien, K.R., Paling, E.I., Pickerell, C., Ransijn, A.M.A., Verduin, J.J., 2016. Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. J Appl Ecol 53:567-578.

Van Nes, E.H., Scheffer, M., van den Berg, M.S., Coops, H., 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate or is there a compromise? Aquat Bot 72:387-403.

Verdelhos, T., Cardoso, P.G., Dolbeth, M., Pardal, M.A., 2014. Recovery trends of *Scrobicularia plana* populations after restoration measures, affected by extreme climate events. Mar Environ Res 98:39-48.

Verdonschot, P.F.M., Spears, B.M., Feld, C.K., Brucet, S., Keizer-Vlek, H., Borja, A., Elliott, M., Kernan, M., Johnson, R.K., 2013. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. Hydrobiologia 704:453-474.

Verdura, J., Sales, M., Ballesteros, E., Cefalì, M.E., Cebrian, E., 2018. Restoration of a canopy-forming alga based on recruitment enhancement: methods and long-term success assessment. Front Plant Sci 9:1832.

Veríssimo, H., Neto, J.M., Teixeira, H., Franco, J.N., Fath, B.D., Marques, J.C., Patrício, J., 2012a. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. Ecol Indic 19:130-143.

Veríssimo, H., Bremner, J., Garcia, C., Patrício, J., van der Linden, P., Marques, J.C., 2012b. Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. Ecol Indic 23:312-322.

Vuorinen, I., Hänninen, J., Rajasilta, M., Laine, P., Eklund, J., Montesino-Pouzols, F., Corona, F., Junker, K., Meier, H.M., Dippner, J.W., 2015. Scenario simulations of future salinity and ecological consequences in the Baltic Sea and adjacent North Sea areas–implications for environmental monitoring. Ecol Indic 50:196-205.

Wahl, M., Link, H., Alexandridis, N., Thomason, J., Cifuentes, M., Costello, M.J., da Gama, B.A.P., Hillock, K., Hobday, A.J., Kaufmann, M.J., Keller, S., Kraufvelin, P., Krüger, I., Lauterbach, L., Antunes, B.L., Molis, M., Nakaoka, M., Nyström, J., bin Radzi, Z., Stockhausen, B., Thiel, M., Vance, T., Weseloh, A., Whittle, M., Wiesmann, L., Wunderer, L., Yamakita, T., Lenz, M., 2011. Re-structuring of marine communities exposed to environmental change: a global study on the interactive effects of species and functional richness. PLOS One 6:e19514.

Walles, B., Troost, K., van den Ende, D., Nieuwhof, S., Smaal, A.C., Ysebaert, T., 2016. From artificial structures to self-sustaining oyster reefs. J Sea Res 108:1-9.

Waltham, N.J., Elliott, M., Lee, S.Y., Lovelock, C., Duarte, C.M., Buelow, C., Simenstad, C., Ngelkerken, I., Claassens, L., Wen, C.K.-C., Barletta, M., Connolly, R.M., Gillies, C., Mitsch, W.J., Ogburn, M.B., Purandare, J., Possingham, H., Sheaves, M., 2020. UN Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030 — What chance for success in restoring coastal ecosystems? Front Mar Sci 7:71.

Warren, R.S., Fell, P.E., Rozsa, R., Brawley, A.H., Orsted, A.C., Olson, E.T., Swamy, V., Niering, W.A., 2002. Salt marsh restoration in Connecticut: 20 years of science and management. Restor Ecol 10:497-513.

Wasserman, J.C., Barros, S.R., Lima, G.B.A., 2013. Planning dredging services in contaminated sediments for balanced environmental and investment costs. J Environ Manage 121:48-56.

Weinstein, M.P., Balletto, J.H., 1999. Does the common reed, *Phragmites australis*, affect essential fish habitat? Estuaries 22:793-802.

Wernbo, A., Calderon, D., 2015. Återetablering av musselbankar i Kungälv. Projektrapport, 15 s.

Westerbom, M., Jattu, S., 2006. Effects of wave exposure on the sublittoral distribution of blue mussels *Mytilus edulis* in a heterogeneous archipelago. Mar Ecol Prog Ser 306:191-200.

Westerbom, M., Kraufvelin, P., Erlandsson, J., Korpinen, S., Mustonen, O., Díaz, E., 2019. Wave stress and biotic facilitation drive community composition in a marginal hard bottom ecosystem. Ecosphere 10:e02883.

Westerbom, M., Kraufvelin, P., Mustonen, O., Díaz, E., 2021. Explaining recruitment stochasticity at a species' range margin. Front Mar Sci 8:852.

Westermeier, R., Murúa, P., Patiño, D.J., Muñoz, L., Atero, C., Müller, D.G., 2014. Repopulation techniques for *Macrocystis integrifolia* (Phaeophyceae: Laminariales) in Atacama, Chile. J Appl Phycol 26:511-518.

Wikström, A., Sundqvist, F., Ulmestrand, M., Wennhage, H., Bergström, U., 2016. Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård. S. 159-180 i: Bergström, U. m.fl. 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.

Wikström, S.A., Hedberg, N., Kautsky, N., Kumblad, L., Ehrnsten, E., Gustafsson, B., Humborg, C., Norkko, A., Stadmark, J., 2020. Letter to editor regarding Kotta et al. 2020: Cleaning up seas using blue growth initiatives: Mussel farming for eutrophication control in the Baltic Sea. Sci Total Environ 727:138665.

Wilcox, C., Hardesty, B.D., 2016. Biodegradable nets are not a panacea, but can contribute to addressing the ghost fishing problem. Animal Conserv 19:322-323.

Wilberg, M.J., Livings, M.E., Barkman, J.S., Morris, B.T., Robinson, J.M., 2011. Overfishing, disease, habitat loss, and potential extirpation of oysters in upper Chesapeake Bay. Mar Ecol Prog Ser 436:131-144.

Wilhelmsson, D., Malm, T., 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. Estuar Coast Shelf Sci 79:459-466.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Öhman, M.C., 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. ICES J Mar Sci 63:775-784.

Williams, S.L., 2001. Reduced genetic diversity in eelgrass transplantations affects both population growth and individual fitness. Ecol Appl 11:1472-1488.

Wood, G., Marzinelli, E.M., Coleman, M.A., Campbell, A.H., Santini, N.S., Kajlich, L., Verdura, J., Wodak, J., Steinberg, P.D., Vergés, A., 2019. Restoring subtidal marine macrophytes in the Anthropocene: trajectories and future-proofing. Mar Freshwater Res 70:936-951.

Worm, B., 2016. Averting a global fisheries disaster. P Natl Acad Sci 113:4895-4897.

Wortley, L., Hero, J.M., Howes, M., 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. Restor Ecol 21:537-543.

Yang, C.J., Liu, Y.S., Liu, J., Xu, Q., Li, W.T., Zhang, P.D., 2016. Assessment of the establishment success of *Zostera marina* (eelgrass) from seeds in natural waters: Implications for large-scale restoration. Ecol Eng 92:1-9.

Yoon, J.T., Sun, S.M., Chung, G., 2014. *Sargassum* bed restoration by transplantation of germlings grown under protective mesh cage. J Appl Phycol 26:505-509.

Young, T.P., Petersen, D.A., Clary, J.J., 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. Ecol Lett 8:662-673.

Zedler, J.B., 2017. What's new in adaptive management and restoration of coasts and estuaries? Estuar Coast 40:1-21.

Zedler, J.B., Callaway, J.C., 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? Restor Ecol 7:69-73.

Zeffer, A., 2015. Metodutveckling för restaurering av hummerbiotoper med avsikt att öka tillgången på hummer och storvuxen torsk i 8-fjordarområdet. Rapport, 8-fjordar, Stenungsund, 15 s.

Zhang, C., Zhu, M.Y., Zeng, G. ., Yu, Z.G., Cui, F., Yang, Z.Z., Shen, L.Q., 2016. Active capping technology: a new environmental remediation of contaminated sediment. Environ Sci Pollut Res 23:4370-4386.

Zhang, P.D., Fang, C., Liu, J., Xu, Q., Li, W.T., Liu, Y.S., 2015. An effective seed protection method for planting *Zostera marina* (eelgrass) seeds: Implications for their large-scale restoration. Mar Pollut Bull 95:89-99.

Zhao, J.S., Liu, Y.S., Zhang, P.D., Li, W.T., Fang, C., 2016. Assessment of the establishment success of eelgrass *Zostera marina* (Alismatales: Zosteraceae) from seeds in a cost-effective seed protection method: implications for large-scale restoration. Bot Mar 59:259-266.

Zhao, Q., Bai, J., Huang, L., Gu, B., Lu, Q., Gao, Z., 2016. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. Ecol Indic 60:442-452.

Zhou, Y., Liu, P., Liu, B., Liu, X., Zhang, X., Wang, F., Yang, H., 2014. Restoring eelgrass (*Zostera marina* L.) habitats using a simple and effective transplanting technique. PLoS ONE 9:e92982.

Zinko, U., 2017. Kunskapsuppbyggande program – 15 hotade makrofytarter i permanenta vatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:6. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 93 s.

Zweifel, U.L., 2008. Marin syntes. Rapport 5715/Maj 2008. Naturvårdsverket, Stockholm. 109 s. ISBN 91-620-5715-4.

Österblom, H., Crona, B.I., Folke, C., Nyström, M., Troell, M., 2017. Marine ecosystem science on an intertwined planet. Ecosystems 20:54-61.

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

6.2 Webblänkar och internetreferenser

http://apps.webofknowledge.com (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.aqua.dtu.dk/nyheder/2020/01/mange-flere-torsk-efter-nye-stenrev?id=cd1785ba-a996-4e15-a1c4-dd29a144f94c (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/1264 (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/1903 (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://web.archive.org/web/20041029153203/http://www.ser.org/content/guidelines_ecological_restoration.asp (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://www.avjf.dk/avjnf/naturomrader/gyldensteen-strand/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.atgarderivatten.se/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://balticconnector.fi/en/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://balticsea2020.org/alla-projekt/rovfisken/12-rovfisken-pagaende-projekt/464-trala-efter-storspigg-i-bottenviken (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/54-levande-kustzon (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/566-restaurering-av-blastangssamhaellen-en-manual-foer-tillvaegagangssaett (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/681-fosforbindning-i-grunda-oevergoedda-vikar-vilka-aemnen-fungerar (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/15-oevergoedning-avslutade-projekt/402-restaurering-av-vegetationsklaedda-bottnar (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://blog.divessi.com/return-to-denmarks-aerosund-sunken-ferry-has-become-thriving-artificial-reef-1748.html (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.bluemarinefoundation.com/projects/solent/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://chesapeakebay.noaa.gov/oysters/oyster-restoration (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.decadeonrestoration.org/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://www.eviem.se/sv/projekt/Utfiskning-mot-eutrofiering/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.flisik.org (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://forskning.no/havforskning-niva-niva-norsk-institutt-for-vannforskning/kan-glupske-krabber-og-leppefisk-forklare-blaskjell-kollapsen/1732937 (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.gyldensteen-research.dk/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.havochvatten.se/download/18.b62dc9d13823fbe78c80003223/1348912824427/evaluation-box-and-proppen-projects-english.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01)

www.havochvatten.se/frammandearter (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.havochvatten.se/download/18.45ea34fb151f3b238d8d1217/1452867739810/rapport-2015-30-atgardsprogram-for-havsmiljon.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01)

https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/arter/arter-och-naturtyper/vattenpest.html (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar.html (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://www.helcom.fi/Red%20List%20Species%20Information%20Sheet/HELCOM%20Red%20List%20Deshayesorchestia%20deshayesii.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01)

https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/norske-korallrev (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.ivl.se/toppmeny/pressrum/nyheter/nyheter---arkiv/2017-09-20-japanska-jatteostron-odlas-i-nytt-innovationsprojekt.html (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.janaberg.se/wordpress/wp-content/uploads/2009/12/Sulfidjord1.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01)

https://johnnurmisensaatio.fi/en/projects/local-fishing-project/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.keep.eu/project/5279/concepts-for-using-reed-biomass-as-local-bioenergy-and-building-material (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://laji.fi/en/taxon/MX.40119/invasive (sidan senast besökt 2021-09-01)

https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/stat-och-kommun/miljo/vatten/restaurering-av-marina-miljoer.html (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.marbipp.tmbl.gu.se/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.marlin.ac.uk (sidan senast besökt 2021-09-01)

www.naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/blue-reef/ (filen senast öppnad 2021-09-01)

www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6522-5.pdf?pid=3831 (filen senast öppnad 2021-09-01)

https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Forskning/Forskning-for-miljomalen/Pagaende-forskning-for-miljomalen/Forskning-om-ekologisk-kompensation/ (sidan senast besökt 2021-09-01)

http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/naturtyper/kust-och-hav/vl-1170-rev.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01)

https://www.nobanis.org/marine-identification-key/fish/fish-start/fish-key/neogobius-melanostomus/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://www.nord-stream.com/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://www.novagrass.dk/en/home/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://www.oresundsbron.com/sv/info/natur-och-miljo (sidan senast besökt 2021-09-01)
http://www.ospar.org/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
http://resurs.slu.se/julgran-gladjer-abborre/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
www.riff-nienhagen.de/index_en.shtml (sidan senast besökt 2021-09-01)
www.riff-nienhagen.de/research_reports_en.shtml (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://www.regeringen.se/49bbb7/contentassets/d2f4862bd4984157af4af65101fe3683/informationsmaterial-forslag-till-atgardsplan-for-genomforandet-av-helcoms-aktionsplan-for-ostersjon (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://seabasedmeasures.eu/pilots/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://www.slu.se/ew-nyheter/2020/5/slu-utvarderar-om-konstgjorda-rev-kan-radda-torsken/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/forskning1/ekosystem/ecocoa/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
www.sverigesmiljomal.se (sidan senast besökt 2021-09-01)
https://tangbloggen.com (sidan senast besökt 2021-09-01)
http://www.trafikverket.se/remibar (sidan senast besökt 2021-09-01)
http://www.upplandsstiftelsen.se/UserFiles/Archive/5417/Rapporter/2011_2_Reduktionsfiske.pdf (filen senast öppnad 2021-09-01)
https://www.youtube.com/watch?v=wgu3JJFnbtQ (filen senast öppnad 2021-09-01)

Bilaga 1 och 2 (a och b) finns som separata, nedladdningsbara xls-filer.

Bilaga 1. Översikt av kunskapsläget inom marin restaurering i Sverige (xls-fil)

Översikt av kunskapsläget vad gäller olika former av marin restaurering i Sverige. Tabellen har ställts upp med de problem och de habitat som det gäller i kolumner. I skilda rader finns sedan punkter som beskriver vilken typ av aktiviteter och påverkanstryck som förorsakar skadorna och vilken statusförändring dessa kan leda till i ekosystemkomponenter enligt DPSIR-modellen (jämför Kraufvelin m.fl. 2021). Skilda rader finns även för olika föreslagna åtgärder (praktiska restaureringsmetoder), i vilka geografiska områden i Sverige eller i Sveriges närområden dessa har testats, de viktigaste förväntade responserna hos systemen, bevis för framgång med referenser, vetenskapliga referenser överlag, exempel på ekosystemtjänster som gynnas av åtgärderna, mänskliga nyttor av åtgärderna, mottagargrupper av dessa nyttor, ledtid eller hur länge det tar innan man kan förvänta sig positiva effekter, samt kostnader per restaurerad enhet struktur eller funktion (i de fall där dessa kostnader är kända).

Bilaga 2. Rangordning av restaureringsåtgärder utifrån ett antal kriterier (xls-fil)

Subjektivt poänggivningssystem och en rangordning av några restaureringsåtgärder utgående från en expertbedömning omfattande 12 experter för att få en fingervisning om vilka restaureringar det kan vara värt att satsa mer pengar och andra resurser på. I bilagan beaktas ett antal faktorer: art- och habitatperspektiv (vad gäller till exempel ovanliga habitat eller akut hotade arter), värdeperspektiv (vad gäller till exempel vanligare habitat som förser oss med viktiga ekosystemtjänster och nyttigheter), farlighetsperspektiv (vad gäller fall där det är förknippat med stora miljörisker att inte göra någonting alls), restaureringstyp (på skalan restaurering, rehabilitering, förstärkning, ersättande, lindring, övrigt), åtgärdsfokus (om åtgärderna riktar in sig på orsak, på symptom eller på bådadera), tillgänglig metodik för åtgärderna, relevanta nationella/svenska erfarenheter av åtgärderna, chans för långsiktig framgång av åtgärderna, behov av kompletterande åtgärder för framgång, risk för negativa bieffekter av åtgärderna, storleken på området som kan påverkas positivt av åtgärderna, uppskattning av kostnadseffektivitet hos åtgärderna. Kriterierna för poänggivning för varje rad förklaras i kapitel 1.3 Läsanvisningar. För samtliga kolumner har en totalsumma beräknats utgående från individuella poäng i de olika raderna och på basen av denna totalsumma kan de olika åtgärderna grovt rangordnas sinsemellan. a) Medeltalet av experternas poängbedömningar, b) standardavvikelsen av bedömningarna.

Bilaga 3. Riktlinjer för ekologisk restaurering (”checklista”)

Riktlinjer för ekologiska restaureringsåtgärder (”checklista”) för att etablera fungerande ekosystem. Med detta avses fungerande ekosystem som innehåller tillräcklig biodiversitet och nödvändiga ekosystemfunktioner för att kunna utvecklas vidare genom naturliga processer och över längre tidsperspektiv i respons till föränderliga miljöförhållanden (modifierat efter Clewell m.fl. 2000 och Seaman 2007, http://web.archive.org/web/20041029153203/http://www.ser.org/content/guidelines_ecological_restoration.asp).

A. BEGREPPSMÄSSIG PLANERING (Orsaker till varför restaurering behövs, allmän strategi för utförande)

1. Identifiera platsen för projektet och dess avgränsningar.

2. Identifiera ägarförhållanden.

3. Identifiera behovet av restaurering och gör en påverkansanalys. Identifiera orsaken till den historiska förlusten/skadan samt om orsaken finns kvar idag. Undersök om förlusten/skadan har förändrat miljön så att arten/habitatet inte längre kan leva på lokalen. Redogör för vad som hände på lokalen som kräver restaurering. Fastställ vilka fördelarna är med en restaurering.

4. Identifiera typen av ekosystem som ska restaureras och vilken typ av restaureringsprojekt det är fråga om.

5. Identifiera målsättningen/målet med restaureringen med avseende på samhälleliga och kulturella värden, ifall sådana finns.

6. Identifiera de fysiska förhållanden på platsen, både processer och geomorfologi, som är i behov av åtgärder/restaurering.

7. Identifiera stressfaktorer som behöver regleras eller förhållanden som behöver återinföras.

8. Identifiera vilka insatser med/för biologiska organismer som behövs.

9. Identifiera landskapets begränsningar, nuvarande och framtida.

10. Identifiera källor till projektfinansiering.

11. Identifiera källor till arbetskraft och behov av utrustning.

12. Identifiera behov av levande (biotiska) resurser.

13. Identifiera behovet av möjliga tillstånd från miljömyndigheter.

14. Identifiera preciseringar för tillstånd, möjliga åtgärdsbegränsningar och eventuella juridiska hinder.

15. Identifiera projektets varaktighet.

16. Identifiera strategier för långsiktigt skydd och förvaltning av lokalen.

B. PRELIMINÄRA UPPGIFTER (Dessa uppgifter utgör grunden för väl genomtänkta restaureringsåtgärder

17. Anlita en restaureringsekolog. Ofta behövs även en geomorfolog och en oceanograf, speciellt om det är sådana strukturer och processer som ska återskapas/efterliknas.

18. Tillsätt ett restaureringsteam/en arbetsgrupp.

19. Gör upp en budget för att slutföra de preliminära uppgifterna.

20. Dokumentera nuvarande förhållanden vid projektplatsen och beskriv organismsamhället (Projektutvärderingen beror till delar på möjligheterna att jämföra projektplatsen efter restaurering mot projektplatsen före restaurering, se tidigare text om statistisk design och BACI).

21. Dokumentera projektplatsens historik med avseende på vad som ledde till behovet för restaurering.

22. Genomför nödvändig miljöövervakning innan projektet. Erhåll baslinje för nuvarande förhållanden. Utse minst en, men helst flera referenslokaler från vilka restaureringsframgången kan modelleras och utvärderas.

23. Samla in relevant information om nyckelarters populationsdynamik i området.

24. Utför nödvändiga undersökningar för att fastställa restaureringsmetodernas effektivitet. Till exempel för biologiska habitat bör man bekräfta att restaureringen är möjlig vid lokalen genom att testa restaureringsmetoden i mindre skala under minst ett år innan storskalig restaurering påbörjas.

25. Fastställ om målsättningarna med åtgärden/restaureringen är realistiska eller om de behöver modifieras (gör processen adaptiv).

26. Förbered en lista på klara delmål för att uppnå målsättningarna med åtgärden/restaureringen. (Detta hänvisar till de aktiviteter som måste utföras för att uppfylla de verkliga målsättningarna. Delmålen är konkreta, mätbara och tidsbestämda).

27. Säkerställ möjliga tillstånd och/eller lov som krävs från olika reglerande och lokala myndigheter.

28. Etablera samverkan med intresserade statliga och kommunala myndigheter.

29. Etablera samverkan med allmänheten och marknadsför projektet.

30. Ge allmänheten möjlighet att delta i projektplaneringen och i projektets genomförande.

31. Etablera nödvändig infrastruktur för att underlätta projektets genomförande.

32. Aktivera och utbilda personal som kan övervaka och utföra projektaktiviteter.

C. PLANERING AV SJÄLVA RESTAURERINGSARBETET (den noggrannhet man iakttar vid planeringen av själva utförandet kommer att avspegla sig i hur väl målsättningarna med projektet kan förverkligas)

33. Beskriv de aktiviteter som kommer att utföras för att uppnå varje delmål.

34. Ange hur mycket av restaureringen som kan uppnås genom passiva naturliga processer (till exempel naturlig återsedimentering, naturlig återkolonisering av organismer).

35. Förbered kriterier och övervakningsprotokoll för att kunna mäta hur väl varje målsättning kunnat uppnås. Sådana kriterier ger uppgifter för om målsättningar har uppnåtts eller inte. Dessa bevis samlas in genom övervakning. Det är viktigt att kriterierna och övervakningsprotokollen för åtgärderna tas fram innan några aktiviteter görs. Det är också viktigt att se till att det från början finns resurser för övervakning och uppföljning/utvärdering.

36. Schemalägg de åtaganden som behövs för att uppfylla varje delmål.

37. Upphandla utrustning och biotiska resurser.

38. Förbered budget för utförandet, upprätthållandet av restaurerade objekt och oförutsedda utgifter.

D. UPPGIFTER UNDER RESTAURERINGARBETET

39. Markera avgränsningar och säkra projektområdet. Upprätta marint skyddsområde inom projektplatsen om det bedöms vara nödvändigt för långsiktig återhämtning och överlevnad av restaurerade delar.

40. Installera övervakningssystem.

41. Genomför själva restaureringen enligt de uppställda målen. (Restaureringsuppgifterna har identifierats i Riktlinje punkt nummer 33)

E. UPPGIFTER EFTER GENOMFÖRD RESTAURERING

42. Skydda projektplatsen genom att markera ut den väl och informera allmänhet och närboende. Utöva tillsyn om nödvändigt.

43. Genomför anpassade eftervårds- och förvaltningsåtgärder om det finns behov för dessa. Besök och undersök projektplatsen regelbundet för att identifiera behov av eventuella korrigeringar under pågående återhämtningsprocess.

44. Utför övervakning enligt behov för att dokumentera att kriterierna för att nå målsättningarna med åtgärden/restaureringen uppnås.

F. UTVÄRDERING

45. Bedöm övervakningsdata för att fastställa om kriterierna möts. Uppföljningen måste innehålla både hydromorfologisk och biologisk övervakning.

46. Beskriv aspekter hos det restaurerade ekosystemet som inte täcks av övervakningsdata.

47. Bestäm om projektmålen har uppfyllts, inklusive de för samhälleliga och kulturella värden. Baserat på övervakningsdata och annan dokumentation [Riktlinjer nummer 44–46], utvärdera restaureringen med avseende på dess projektmål. Dessa kommer att innefatta det primära målet

att restaurera ett funktionellt ekosystem som efterliknar referensekosystem av en jämförbar ekologisk ålder [Riktlinje nummer 4].

48. Publicera resultaten från restaureringsprojektet om möjligt vetenskapligt och marknadsför dem till allmänheten. Överför all information till en nationell databas för restaurering. Publicitet och dokumentering bör ingå i varje restaureringsprojekt av följande skäl: Publicerad information är grundläggande för långtidsskydd och förvaltning av en färdigställd projektlokal. Politiker och allmänheten bör uppmärksammas på skattekostnader och resurskrav så att framtida restaureringsprojekt kan planeras och budgeteras på lämpligt sätt. Restaureringsekologer förbättrar sitt hantverk genom att bekanta sig med hur målsättningar uppnåtts inom tidigare restaureringsprojekt.

Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav

De kustnära ekosystemen är viktiga för biologisk mångfald och grunden för många ekosystemtjänster. Ett stort antal internationella och nationella åtaganden ställer krav på åtgärder för att förbättra kust- och havsmiljön; främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, miljökvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård samt Ett rikt djur- och växtliv. Syftet med denna rapport är att ge ett grundläggande kunskapsunderlag kring restaurering och återställning av olika livsmiljöer med relevans för svenska förhållanden, i första hand utifrån fysisk påverkan i kustvattenmiljön. Rapporten ger även förslag till en praktisk verktygslåda baserat på dessa nationella och internationella erfarenheter och dokumenterade avväganden vad gäller olika påverkanstryck, livsmiljöer, restaureringsåtgärder och deras samverkan och effektivitet.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna

Havs och Vatten myndigheten