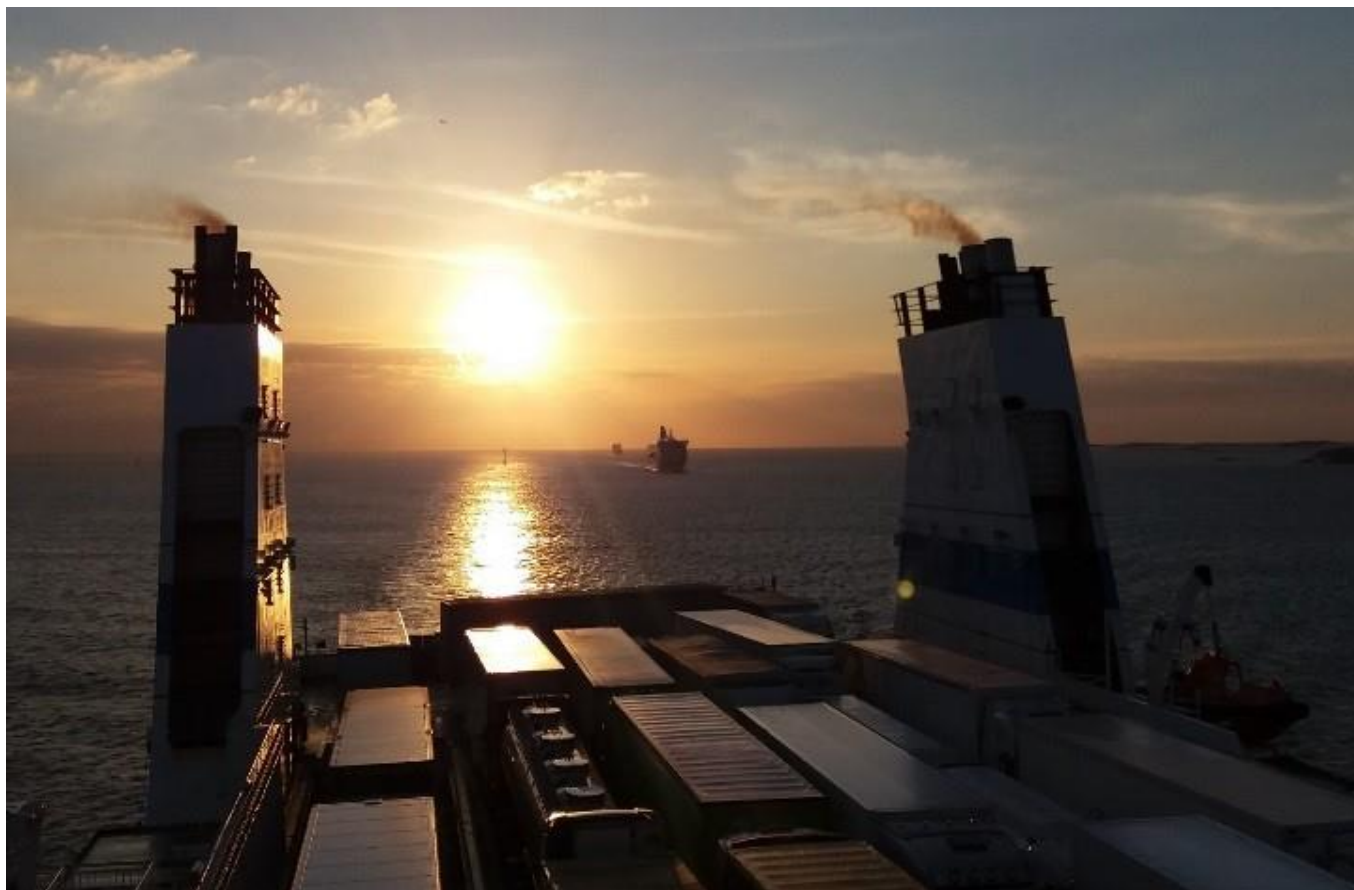


Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen



Rekommenderat format vid citering:

Kraufvelin P, Bryhn A, Kling J, Olsson J. 2021. Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:27, 213 sidor (exklusive bilagor/appendix).

Projektledare: Ingemar Andersson, Havs- och vattenmyndigheten.

Nyckelord: DPSIR, mänskliga aktiviteter, fysisk påverkan, statusförändringar, hydromorfologiska förhållanden, grundområden, ekosystemkomponenter, habitat, kumulativ påverkan, marin förvaltning.

Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen

Patrik Kraufvelin¹, Andreas Bryhn¹, Johan Kling², Jens Olsson¹

¹SLU Akvatiska Resurser, Kustlaboratoriet, Öregrund, ²DHI numera Havs- och vattenmyndigheten

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 978-91-88727-91-6

Omslagsfoto: Fartygstrafik utanför Kapellskär, Stockholms län/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 minska påverkan och belastning på kust- och havsmiljön; främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, miljö kvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård samt Ett rikt djur- och växtliv.

Denna rapport ger en bred överblick över vad olika mänskliga aktiviteter (fysiska etableringar, byggnationer och verksamheter) har för påverkan på livsmiljöer och biologiska värden i kustekosystemen. Förutom direkt påverkan på platsen påverkar aktiviteterna konnektiviteten i landskapet, det vill säga arters förmåga eller benägenhet (möjligheter) att röra sig över områden på ett naturligt sätt. Genom att aktiviteterna förändrar många marina ekosystems struktur och funktion får de även effekter på de marina ekosystemtjänsterna, det vill säga de nyttigheter som människan kan få från ekosystemen.

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 m.m.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten med underlag kan utgöra ett stöd för 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 i samverkan med DHI och 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

Många människor och samhällen, såväl i Sverige som globalt, har stor glädje och nytta av grunda kustvatten och deras ekosystem. Detta gör att kustnära ekosystem kontinuerligt och samtidigt påverkas av ett flertal typer av mänskliga aktiviteter, bland annat:

- kustexploatering,
- havsbaserad energiproduktion,
- uttag av levande och icke levande resurser,
- produktion av levande resurser,
- transport,
- turism och friluftsliv,
- försvar/militär, med mera.

De mänskliga aktiviteterna har en central påverkan på kustmiljöns utformning och status genom:

- fysiska förändringar i livsmiljö, bottentyp och sedimenttyp,
- störningar av substratytor,
- förändring av grumlighet,
- övertäckning,
- nedskräpning,
- elektromagnetisk störning,
- buller,
- förändring av ljusförhållanden,
- konstruktion av barriärer för arters rörelse,
- störning genom kontakt/kollision, samt
- visuell störning.

Aktiviteterna kan också ha hydrografisk, kemisk och biologisk påverkan.

Denna rapport ger genom att tillämpa DPSIR-modellen en bred överblick över olika mänskliga aktiviteter och deras fysiska påverkan på kustekosystemen, med ett särskilt fokus på förhållanden i Sverige. Därtill analyserar rapporten de olika biologiska effekter, statusförändringar, som fysisk påverkan ger upphov till i kustekosystemen, hur känsliga olika typer av nyckelhabitat och ekosystemkomponenter är för de huvudsakliga påverkansfaktorerna, samt vilka konsekvenser som detta kan ha för marina ekosystemtjänster. Informationen är både deskriptiv och kvantitativ. Samband mellan aktiviteter och påverkan, mellan aktiviteter och ekosystemkomponenter, mellan aktiviteter och marina naturtyper, mellan aktiviteter och ekosystemtjänster, mellan olika påverkanstryck och olika viktiga habitat presenteras i skilda bilagor. Likaså redogörs det för vilka vattendjup och vilka havsområden som speciellt antas påverkas av olika mänskliga aktiviteter,

vilka aktiviteter som kan inverka kumulativt på miljön tillsammans med andra aktiviteter, samt vilka mänskliga aktiviteter som kan inverka kumulativt med olika icke-fysiska påverkanstryck.

En central avsikt med rapporten är att bredda förståelsen för kustekosystemens struktur, funktion och processer samt den inverkan fysiska påverkansfaktorer har på dessa. Rapporten kan även utgöra en grund för att identifiera och stärka en funktionell marin grön infrastruktur, liksom för fysisk planering och ekosystembaserad förvaltning.

Abstract

Many people and societies, in Sweden as well as globally, receive great joy and benefits from shallow coastal waters and their ecosystems. Several types of human activities concurrently and continuously affect these ecosystems. The physical activities affecting coastal ecosystems include coastal exploitation, marine production of energy, extraction of living and non-living resources, cultivation of living resources, transport, marine tourism and leisure, security and defence, etcetera. These activities are leading to typical pressures on the coastal environment as loss of or disturbance of benthic habitats, changes in turbidity, smothering, littering, electromagnetic changes, noise changes, light changes, introduction of barriers for species movement, contact/collision, visual disturbance, but also hydrographical, chemical and biological changes.

Through the use of the DPSIR-framework, this report provides a broad overview of the main human physical activities and their effects on coastal ecosystems, with a particular focus on Swedish conditions. In addition, the report analyses biological effects, state changes, exerted by physical activities on coastal ecosystems, and how sensitive different types of key habitats and ecosystem components are to the main physical activities, and what consequences this may have for marine ecosystem services. The analyses are both descriptive and quantitative. Relationships between activities and pressures, between activities and ecosystem components, between activities and habitats, between activities and ecosystem services, between pressures and the sensitivities of important habitats are presented in separate appendices. It is also presented which water depths and which sea areas that are especially affected by certain physical activities, which physical activities that can have cumulative impact with other physical activities on the environment as well as which physical activities that can have cumulative impact on the environment with different non-physical pressures.

Hopefully, the report can broaden the understanding of the structure and function of coastal ecosystems and the physical pressures affecting them. Moreover, the analysis may form the basis for identifying and strengthening a functional marine green infrastructure, as well as for physical planning and ecosystem-based management.

Innehåll

1	Introduktion.....	11
1.1	Bakgrund.....	11
1.2	Syfte, mål och avgränsningar.....	14
1.3	Läsanvisningar.....	17
1.4	DPSIR-modellen.....	18
2	Fysiska processer och strukturer samt betydelsen för grunda kustekosystem.....	21
2.1	Bakgrund.....	21
2.2	Relationen mellan geo- och ekosystemtjänster.....	22
2.3	Klimatet.....	23
2.4	Den fysiska karaktäristiken.....	24
2.5	De fysiska processerna.....	25
2.6	Hydrografiska villkor.....	25
2.6.1	Strömmar.....	25
2.6.2	Vågor.....	26
2.6.3	Vattenståndsförändringar.....	28
2.7	Geomorfologiska processer.....	28
2.7.1	Vittringsprocesser.....	28
2.7.2	Sedimentprocesser.....	29
2.7.3	Landhöjning.....	31
2.7.4	Klimatförändringar.....	31
2.7.5	Balansen mellan erosion och deposition.....	31
2.7.6	Bildandet av landformer.....	32
2.8	Grunda kustekosystem.....	33
3	Fysisk påverkan och biologiska effekter av mänskliga aktiviteter.....	36
3.1	DPSIR D, Drivkrafter, några exempel för varje aktivitetstema.....	41
3.2	DPSIR P, Påverkanstryck, och DPSIR S, Statusförändringar, för varje aktivitet.....	45
3.2.1	Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten.....	54
3.2.2	Uttag av icke-levande resurser.....	73
3.2.3	Energiproduktion.....	81
3.2.4	Uttag av levande resurser.....	96
3.2.5	Odling/produktion av levande resurser.....	101
3.2.6	Transport.....	105
3.2.7	Tätort och industri.....	117

3.2.8	Turism och friluftsliv.....	125
3.2.9	Forskning och utbildning	144
3.2.10	Försvar/militär.....	145
3.3	DPSIR I, Inverkan på människans system (ekosystemtjänster)	148
4	Utvärdering av fysisk påverkan i marin miljö	150
4.1	Evidensbaserad bedömning av ekosystemens känslighet för fysisk påverkan	150
4.2	Exempel på effekter av fysisk påverkan i några grunda nyckelhabitat	155
4.2.1	Ålgräsängar	156
4.2.2	Brunalgsdominerade hårbottnar.....	160
4.2.3	Blåmusselhabitat	162
5	Avslutande diskussion	165
5.1	Utvärdering av mänskliga aktiviteter och deras fysiska påverkan	165
5.2	Habitat, naturtyper, ekosystemkomponenter, djupintervall och havsområden som är speciellt utsatta eller känsliga för fysisk störning	169
5.3	Kumulativ påverkan och betydelsen av icke-fysisk påverkan.....	173
5.4	Några reflektioner kring fortsatt arbete med fysisk påverkan.....	176
6	Omnämmanden	179
7	Referenser.....	180
7.1	Litteratur.....	180
7.2	Webblänkar och internetreferenser	212

Bilaga/Appendix (xls-fil)

Flik 1: Koppling mellan fysiska aktiviteter och påverkanstryck

Flik 2: Statusförändringar vad avser ekosystemkomponenter

Flik 3: Statusförändringar vad avser naturtyper

Flik 4: Inverkan på ekosystemtjänster

Flik 5a-5f: Resistens (motståndskraft), resiliens (återhämningsförmåga) och sensitivitet (känslighet) för sex olika nyckelhabitat

Flik 6: Förekomst av mänskliga fysiska aktiviteter och icke-fysisk påverkan vad avser vattendjup och havsområden

Flik 7: Kumulativ påverkan vad avser mänskliga fysiska aktiviteter

Flik 8: Kumulativ påverkan vad avser mänskliga fysiska aktiviteter och icke-fysiska påverkanstryck

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Kustvattenmiljön är mycket produktiv och förser oss med ett brett omfång av varor och tjänster, så kallade ekosystemtjänster (Rönnbäck m.fl. 2007, De Groot m.fl. 2012, Bryhn m.fl. 2015, 2020). Samtidigt ökar befolkningstätheten i kustområden över hela jorden, vilket leder till ett betydande påverkanstryck på speciellt grunda kustekosystem. Under de senaste decennierna har många kustnära marina ekosystem utsatts för en ökande störning som lett till en större och accelererad försämring av deras tillstånd (Halpern m.fl. 2008, Micheli m.fl. 2013, Andersen m.fl. 2015). Påverkan uppstår från olika mänskliga aktiviteter som fiske, kust-/strandexploatering, utsläpp av föroreningar och näringsämnen, fartygstrafik, energiproduktion, turism och från den globala klimatförändringen (Lotze m.fl. 2006, Airoidi och Beck 2007, Halpern m.fl. 2008, Korpinen m.fl. 2012). Individuell och kumulativ påverkan från de många olika aktiviteterna och påverkansfaktorerna leder i sin tur till förlust av biologisk mångfald både på lokal och på global nivå (Andersen m.fl. 2015, Willstead m.fl. 2017). En viktig faktor bakom många arters minskning och ibland även utrotning är förlust och fragmentering av habitat (Sih m.fl. 2000, Airoidi och Beck 2007, Hanski 2011) och detta förorsakas i många fall av olika typer av fysisk påverkan. Grunda strandnära områden inom 0–3 meters djup sträcker sig ofta mer än 100 meter ut i vattnet och är i regel de områden som påverkas först och kraftigast i samband med mänsklig aktivitet som skadar miljön fysiskt. Fragmentering av dessa miljöer påverkar deras funktion (se till exempel Hovel och Lipcius 2001), och därmed produktionen av varor och tjänster. När det gäller arter som minskat kraftigt och är hotade i marin miljö är fiske (och i vissa fall jakt), utöver fragmentering och förlust av habitat, även betydande bakomliggande orsaker (McCauley m.fl. 2015). Detta gäller både arter som fångas/jagas och sådana som fångas oavsiktligt genom så kallad bifångst.

Speciella utmaningar i anslutning till den kustnära havsmiljön är att:

- det finns en uppsjö av olika aktiviteter och faktorer som påverkar den,
- påverkanstrycket kan verka enskilt eller kumulativt och det kan samverka med andra påverkanstryck (fysiska eller icke-fysiska),
- kunskapen är relativt begränsad om olika mänskliga aktiviteters påverkan och betydelse för de flesta habitat och kustvattenområden, samt
- kustmiljön är mycket mångsidig och heterogen, varför det ofta är svårt att generalisera och överföra resultat mellan olika områden.

Enligt Borja (2014) utgör "förståelsen av förhållandet mellan mänskliga påverkanstryck och ekosystemen" liksom "återställning av ekosystemens struktur och funktion genom aktiv restaurering" stora utmaningar inom marin systemekologi. Det senare temat är centralt för en parallell rapport till denna som behandlar erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav (Kraufvelin m.fl. 2021).

Lokala, regionala och globala påverkanstryck inverkar på ekosystemens struktur och funktion och därmed leveransen av viktiga ekosystemtjänster (MSFD 2008, Bryhn m.fl. 2015, 2020, Olsson m.fl. 2015, Kraufvelin m.fl. 2018a). En förändring i systemet orsakad av ett fysiskt påverkanstryck har ofta en begränsad geografisk omfattning. En konsekvens av detta är att förändringen i många fall är en långsam process som kan vara svår att upptäcka. Dessutom kan arters respons till olika

påverkansfaktorer vara ytterst specifika och olika, vilket kan yttra sig genom att en viss påverkansfaktor som förorsakar negativa effekter på en art kanske inte har någon effekt alls eller rentav en positiv effekt på en annan art (Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005, Bergström m.fl. 2013c). Detta kan leda till att vissa former av påverkan upptäcks först i ett mycket sent skede. Ofta har dessutom områden som är mycket utsatta för påverkan från mänskliga aktiviteter, som till exempel grunda kustområden, också höga skyddsvärden (Sundblad och Bergström 2014).

För att hållbart kunna förvalta kustmiljön, minimera negativ påverkan och hantera olika intressekonflikter, bör verktygen för fysisk planering vara så välunderbyggda och effektiva som möjligt. De bör alltså bygga på vetenskapliga underlag samtidigt som de ska vara lättillgängliga för och tillämpbara inom förvaltningen. Viktigt i detta sammanhang är även att det finns ett bra kunskapsunderlag kring vilka naturvärden som förekommer, var de finns, vilken status ekosystemkomponenterna har (Hogfors m.fl. 2020) och hur eventuella skadade naturvärden bäst kan åtgärdas eller rent av återställas (till exempel genom restaurering, se Kraufvelin m.fl. 2021). Utveckling av metoder som kopplar mänskligt påverkanstryck till ekologiska effekter för att kunna förutsäga möjliga ekologiska konsekvenser av alternativa politiska och förvaltningsrelaterade scenarier är därför ett område av speciellt intresse för effektiv planering (Airoldi och Beck 2007, Lindegarth m.fl. 2014). Ekosystemens komplexitet gör det emellertid utmanande att förutsäga ekologiska responser till miljöförändringar och scenariobaserade riskbedömningar är fortfarande bara i ett tidigt utvecklingskede (Coreau m.fl. 2009, Bergström m.fl. 2013c).

Förvaltning av kustvatten bör beakta en mängd olika omständigheter:

- Ekosystemansatsen (ekosystembaserad förvaltning)
- Hållbart nyttjande
- Fysisk planering
- Ekosystemtjänster
- Lokala särdrag
- Försiktighetsprincipen
- Principen förorenaren betalar

Nästan all mänsklig verksamhet, nuvarande och historisk, längs kusten förorsakar någon form av påverkan eller belastning på den marina miljön, antingen på land i strandzonen eller under vattnet (Havs- och vattenmyndigheten 2017a). Denna påverkan varierar beroende på typen och omfattningen av verksamheten i tid och rum, men också i vilken del av kusten och vilka habitat som berörs. Många mänskliga aktiviteter i och kring kustmiljön, som direkt eller indirekt påverkar den, kan också komma att öka i omfattning. Till sådana aktiviteter hör olika former av kustexploatering/utbyggnad, kommersiell trafik, marin turism, vattenbruk, havsbaserad energiproduktion, buller, och nedskräpning (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Det finns överlag starka drivkrafter för fortsatt intensivt nyttjande av de marina miljöerna (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Rapporten av Törnqvist m.fl. (2020a) innehåller mer detaljerade resultat kring utvecklingstrender för olika aktiviteter och deras påverkan.

På grund av den rådande situationen är det extra viktigt att planeringen och förvaltningen är ekosystembaserad och att eventuella aktiviteter som genomförs är ekologiskt, socialt och ekonomiskt hållbara och planeras så att skador, ifall de inte helt kan undvikas, minimeras i tid och

rum. Ekosystembaserad förvaltning innebär bland annat att hela ekosystem är i fokus och inte bara vissa arter, att vetenskap och särskilt tvärvetenskap tillämpas, och att olika intressenter (till exempel yrkesfiskare, fritidsfiskare, miljöorganisationer, byalag eller företagsgrupper) i någon mån är inblandade, samt att kustutvecklingen är hållbar och inte äventyrar kommande generationers möjligheter att nyttja miljön (Long m.fl. 2015, Bryhn m.fl. 2017a).

När det utförs ingrepp som påverkar kustmiljön bör det eftersträvas att i första hand undvika, därefter minimera och i sista hand kompensera för negativ inverkan (jämför skadelindringshierarkin, Naturvårdsverket 2016, se även Bergström m.fl. 2021). Lokala föreningar och lokalbefolkningen sitter ofta inne med viktig kunskap om detaljer om den fysiska påverkans rumsliga och tidsmässiga karaktär, liksom vad avser olika områdets biologiska värden. En god dialog med lokala intressegrupper är därför väsentlig vid olika former av planerade ingrepp. Att de som påverkas av beslut i kustzonen även får vara med och påverka besluten kan ses som en beståndsdel av det demokratiska systemet (Buanes m.fl. 2004). Intressenters deltagande i förvaltningsprocessen kan dessutom vara avgörande för vilken acceptans för ingrepp och efterlevnad av regler som uppnås i lokalsamhället (Bryhn m.fl. 2017a).

Människans betydande närvaro i kustnära miljöer skapar en bred palett av påverkan som inverkar på statusen i havet. Denna påverkan kan verka enskilt eller kumulativt, men också tillsammans med andra fysiska påverkanstryck och med olika former av icke-fysiska påverkanstryck. Samtidigt är många aktiviteter eller belastningars effekt dåligt kända. Detta gäller dels deras betydelse ensamma, men i ännu högre grad när de förekommer tillsammans med andra störningar, så kallad multipel eller kumulativ påverkan, både inom samma aktivitet och mellan aktiviteter. Denna påverkan kan vara additiv ($1 + 1 = 2$) eller till och med synergistisk ($1 + 1 > 2$), men kan också vara antagonistisk ($1 + 1 < 2$) (Crain m.fl. 2008). För att kunna åtgärda problem och rehabilitera/restaurera miljöer är det viktigt med god kunskap kring vad olika aktiviteter och deras påverkanstryck/belastningar leder till för effekter på miljön och omvänt vilka positiva effekter som kan fås om de åtgärdas. Dock finns det en brist på vetenskapliga undersökningar som levererar information som är direkt tillämpbar för förvaltningen. Detta gäller till exempel storleken eller styrkan på den påverkan som sker på olika ekosystemkomponenter, på vilka avstånd som påverkan generellt sker och hur länge effekterna kan tänkas förbli synliga.

I detta sammanhang är det också speciellt viktigt att beakta kustmiljöns regionala och lokala egenskaper, eftersom dessa alltid inverkar på hur ett område reagerar på en störning och hur stor motståndskraft det har mot en förändring. Det är också viktigt att hålla i minnet att kustmiljön är mångformig och att våra kustområden utgör ytterst produktiva miljöer med en mångfald av olika naturtyper både över och under ytan (Leppäkoski och Bonsdorff 1989, Korpinen m.fl. 2012). Det finns även betydande skillnader (i biologi, i förutsättningar för biologi med mera) mellan olika kustavsnitt i Sverige, till exempel mellan västkusten, ostkusten och Bottniska viken (Leppäkoski och Bonsdorff 1989), varför det kan vara svårt att ta fram riksomfattande riktlinjer. Tydliga lokala skillnader kan också förekomma i betydligt mindre skala, som mellan vattenområden på bara några kilometers avstånd från varandra (Bryhn m.fl. 2017b), till exempel beroende på sötvattenutflöden eller skärgårdsgradienter.

Tabell 1 visar en sammanställning av svenska marina naturtyper i enlighet med art- och habitatdirektivet, deras förekomstareal och tillstånd (status) (efter Sohlman m.fl. 2008, Naturvårdsverket 2011). Denna tabell är relevant för senare bilagor där inverkan av olika aktiviteter på statusförändringar i ekosystemkomponenter till ekosystemtjänster sammanfattas.

För att gynna en hållbar utveckling är det viktigt att negativa miljöeffekter minimeras så långt möjligt samtidigt som man ser till ekonomiska, ekologiska och sociala nyttoaspekter som en helhet. I praktiken har detta varit svårt att förverkliga i havs- och kustområden på grund av många sektoröverskridande och konkurrerande intressen, vilket innebär att förvaltningen blir mycket komplex. De många aktiviteterna från flera olika sektorer, bakgrundsbelastningen och den komplexa förvaltningen bidrar alla till att den ekologiska statusen (till exempel enligt Sveriges miljömål (www.sverigesmiljomal.se) i dag sällan uppnår högre klassningar än "måttlig" i kustnära vattenförekomster <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/hav-i-balans-samt-levande-kust-och-skargard/ekologisk-och-kemisk-status-for-kustvatten/#MapTabContainer>.

1.2 Syfte, mål och avgränsningar

Syftet med denna rapport är att ta fram ett grundläggande kunskapsunderlag kring påverkan och belastning på grundna kustekosystem från olika fysiska ingrepp och aktiviteter. Fokus ligger på hur kustområdets morfologi och hydrografiska villkor (som sammantaget kan slås ihop till begreppet hydromorfologiska förhållanden, se förklaring nedan) och biologin påverkas. Den övergripande målsättningen med rapporten är att bidra med information till förvaltningen nationellt, regionalt och lokalt vad gäller fysisk påverkan i kustvattenmiljön. Genom sitt omfång är tanken att rapporten ska kunna användas som ett uppslagsverk för att snabbt hitta information om specifika frågor. Rapporten kan också vara av generellt intresse för lokala intressentgrupper och allmänheten. Sammanställningen och bedömningarna i rapporten ska inte ses som absoluta sanningar, utan som en översikt av nuvarande

kunskap. Därmed är förhoppningen att rapporten och dess bilagor kan användas på ett adaptivt sätt, det vill säga som utgångspunkt/underlag för framtida uppdateringar och mer detaljerade bedömningar utförda av bredare expertgrupper.

Tabell 1 Marina naturtyper i Sverige i enlighet med art- och habitatdirektivet: förekomstareal och samlad bedömning av tillstånd (status) (förekomstareal i km² efter Sohlman m.fl. 2008, senaste statusbedömning gäller fram till och med 2018).

Marin naturtyp eller habitattyp (med nummer)	Förekomstareal km ² i svenska delen av Östersjön	Samlad bedömning i svenska delen av Östersjön	Förekomstareal km ² i svenska delen av Västerhavet	Samlad bedömning i svenska delen av Västerhavet
Rev (1170)	1130	Dåligt och blir sämre	370	Dåligt och blir sämre
Driftvallar (1210)	5	Otillräckligt, men stabilt	5,5	Otillräckligt, men stabilt
Sten- och grusvallar (1220)	42	Otillräckligt, men stabilt	6,6	Otillräckligt, men stabilt
Vegetationsklädda havsklippor (1230)	53	Gynnsam	65	Gynnsam
Glasörsstränder (1310)	1,5	Dåligt och blir sämre	1,8	Dåligt och blir sämre
Salta strandängar (1330)	8	Dåligt, men stabilt	18	Dåligt, men stabilt
Rullstensåsöar i Östersjön (1610)	9,4	Dåligt och blir sämre	-	-
Skär och små öar i Östersjön (1620)	64	Otillräckligt och blir sämre	3	Otillräckligt och blir sämre
Strandängar vid Östersjön (1630)	50	Dåligt, men stabilt	15	Dåligt, men blir bättre
Sandstränder vid Östersjön (1640)	230	Otillräckligt, men stabilt	-	-
Smala Östersjövikar (1650)	140	Dåligt, men stabilt	-	-

I rapporten behandlas hydromorfologiska förhållanden som beskriver fysiska förändringar avseende konnektivitet, morfologiskt tillstånd och hydrografiska villkor som kan leda till ändrade livsbetingelser för såväl vattenlevande som landlevande organismer i eller i närheten av kusten.

- Konnektivitet handlar om möjligheten till spridning och fria passager för djur och växter (men definitionsmässigt även sediment och organiskt material) längs och tvärs det grunda vattenområdet.
- Morfologiskt tillstånd beskriver variation i djupförhållanden, bottenstrukturer och bottensubstrat, men även sedimentdynamik.
- Hydrografiska villkor beskriver vattenståndsvariation, de dominerande strömmarnas riktning och styrka (strömningsförhållanden) samt vågexponering (men även sötvattensinflöde och vattenutbyte).

Rapporten fokuserar framför allt på fysisk påverkan på havsmiljön förorsakad av olika mänskliga aktiviteter. I olika delar av rapporten ingår dock även ett antal hydrografiska, kemiska och biologiska påverkansfaktorer med tydlig relevans för aktiviteterna, det totala påverkanstrycket från dessa och hur effekterna yttrar sig i miljön.

Rapporten har avgränsats till att behandla "havsmiljön" från de terrestriska delarna av stranden vid kustmynnande vattendrag till det öppna havet utanför kusten (till exempel områden som kan vara aktuella för havsbaserad energiproduktion). Påverkan på arter som vandrar långt upp i vattendragen som ål, lax och öring ingår inte och därmed inte heller påverkan från kraftverksdammar och myr- och skogsutdikningar högre upp i vattensystemet.

De olika mänskliga aktiviteter som avhandlas flyter delvis in i varandra i texten, men har i bilagorna grupperats i aktivitetsteman efter havsmiljödirektivet, HMD (MSFD 2008, 2015, tabell 3, Annex III):

- fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten
- uttag av icke levande resurser
- energiproduktion (byggfas och drift)
- uttag av levande resurser
- odling/produktion av levande resurser
- transport
- tätort och industri
- turism och friluftsliv
- forskning och utbildning
- försvar och militär.

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 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 brytningen för normala vågor 0–3 meter, brytningen 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 gränsen för denna rapport satts vid ca 15 meters djup beaktas även effekter av till exempel sprängningar, ökad sedimentering och bottentrålning på större djup. På motsvarande sätt tas också djuplevande, habitatbildande organismer som kallvattenskoraller upp där det är relevant.

För att kunna strukturera upp de viktigaste bakomliggande faktorerna för de olika aktiviteterna som påverkar ekosystemen och deras respons har DPSIR-modellen (**Driver – Pressure – State change – Impact – Response**) använts (se kapitel 1.4 *DPSIR-modellen*). DPSIR-modellen används för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön och har visat sig fungera väl då den kan förstås av alltifrån forskare och politiker till representanter för lokala intressegrupper.

Rapporten baseras på en sammanställning av kunskapsläget (vetenskaplig och annan litteratur) nationellt och internationellt. Sammanställningen har dock inte gjorts som en systematisk litteraturoversikt även om olika vetenskapliga databaser har använts. Istället har fokus legat på de olika aktiviteterna och deras påverkan ur ett DPSIR-perspektiv. Textöversikter över kunskapsläget kring fysisk påverkan och biologiska effekter har efter hand byggts upp, utgående från tillgänglig vetenskaplig och grå litteratur. En begränsning med detta arbetssätt blir dock att alla aktiviteter som förorsakar en påverkan kanske inte behandlats helt likvärdigt. Arbetssättet innebär även att det kan vara svårare att skapa sig en bild av var det finns mycket kunskap nationellt och internationellt och var det finns kunskapsluckor. Å andra sidan kommer på detta sätt fler aktiviteter med som kanske inte studerats i större omfattning internationellt. Som komplement har en kort sammanställning kring det generella kunskapsläget gjorts, baserat på antal träffar för olika kombinationer av sökord i vetenskapliga databaser (se kapitel 5.1 *Utvärdering av mänskliga aktiviteter och deras fysiska påverkan*), vilket ger en grov bild över vilka områden som är bättre kända och vilka områden där det fortfarande råder en brist på kunskap.

1.3 Läsanvisningar

I kapitel 1 ges en introduktion och bakgrund till ämnet. Här beskrivs rapportens syfte och avgränsning samt ges läsanvisningar för hur rapporten är upplagd och hur den enklast kan användas och förstås (detta underkapitel). Därefter presenteras DPSIR-modellen som är central för rapportens struktur.

I kapitel 2 *Fysiska processer och strukturer samt betydelsen för grunda kustekosystem* ges en bakgrund till och beskrivning av oceanografin vid kusten. Kapitlet avslutas med kort allmän information om grunda kustekosystem och deras betydelse rent generellt.

Rapportens mest omfattande del, kapitel 3 *Fysisk påverkan och biologiska effekter från mänskliga aktiviteter* redogör för olika mänskliga aktiviteter som orsakar ett påverkanstryck och olika effekter som påvisats. Kapitlet inleds med en beskrivning av vilka Drivkrafter (D) som ligger bakom olika aktivitetsteman (och aktiviteter). För att undvika sammanblandning av drivkrafter och aktiviteter definieras drivkrafter här som *grundläggande mänskliga behov* (Elliott m.fl. 2017). Därefter behandlas kort de olika, främst fysiska, påverkanstrycken och statusförändringar i miljön som kan förorsakas av olika mänskliga aktiviteter. Sedan följer själva kärnan av rapporten. I denna gås det för varje aktivitet från havsmiljödirektivets lista (MSFD 2015) igenom vilka Påverkanstryck (P) och Statusförändringar (S) aktiviteterna kan ge upphov till, med exempel och

fallstudier där sådana finns tillgängliga. Sist följer ett avsnitt om Inverkan på människans system eller ekosystemtjänster (I) som i mångt och mycket följer en rapport av Kraufvelin m.fl. (2018a) och en artikel av Bryhn m.fl. (2020). Responserna (R), det vill säga de åtgärder människan kan vidta för att hantera de andra delarna av DPSI-cykeln för att minimera negativa effekter, behandlas inte i denna rapport. Däremot kan man läsa om marin restaurering som åtgärd (respons) i rapporten av Kraufvelin m.fl. (2021a) och om övriga åtgärdsprogram i andra rapporter från Havs- och vattenmyndigheten, till exempel åtgärdsprogrammet för god havsmiljö (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Samtliga textavsnitt anknyter till en serie av DPSIR-bilagor där olika viktiga delmoment i DPSIR-modellen ingår (bilagorna 1–4). Dessa bilagor visar till exempel vilka påverkanstryck som olika aktiviteter kan leda till (bilaga 1), samband mellan aktiviteter och statusförändringar i olika viktiga habitat (bilaga 2) och naturtyper (bilaga 3), samt kopplingen mellan aktiviteter och ekosystemtjänster (bilaga 4, se även Kraufvelin m.fl. 2018a och Bryhn m.fl. 2020).

I kapitel 4 *Utvärdering av fysisk påverkan i marin miljö* behandlas marin fysisk påverkan med hjälp av kunskap från det brittiska projektet MarLIN ("The Marine Life Information Network – information on the biology of species and the ecology of habitats found around the coasts and seas of the British Isles", www.marlin.ac.uk). I kapitlet listas MarLINS bedömningsgrunder för evidensbaserad känslighetsbedömning, det vill säga en bedömning gjord av specialister baserad på tillgängliga bevis. Dessa bedömningar utgår från ett systems (eller ett habitats) resistens (motståndskraft) och resiliens (återhämningsförmåga), varefter sensitiviteten (känsligheten) för föremålet (till exempel ett nyckelhabitat) kan klassas. Resten av kapitlet omfattar tillämpningar av MarLINS bedömningsgrunder för tre grundna nyckelhabitat som exempelobjekt: ålgräsängar, makroalgdominerade hårbottnar och blåmusselhabitat. Dessa tillämpningar finns sammanfattade i bilaga 5. Om man kopplar ihop bilagorna 1–3 med bilaga 5 kan man undersöka hela scenarier från mänsklig aktivitet, via deras huvudsakliga påverkanstryck och statusförändringar i miljön, till känslighet för påverkanstrycken och förändringarna hos olika marina nyckelhabitat.

I det sista kapitlet, kapitel 5 *Avslutande diskussion*, sammanfattas de viktigaste resultaten och slutsatserna från rapporten. Detta kapitel innehåller också ett antal bilagor. Först redogörs det för vilka mänskliga aktiviteter och fysiska påverkanstryck som framstår som speciellt allvarliga för kustvattenmiljön. Därefter beskrivs olika habitat, naturtyper, djupintervall, kustregioner, med mera, som är speciellt utsatta eller känsliga för fysisk störning (bilaga 6). Vilka fysiska faktorer som är viktiga ensamma och vilka som är viktiga kumulativt (inom och mellan olika påverkanstryck, bilaga 7) diskuteras också, liksom betydelsen av icke-fysisk påverkan (bilaga 8). Till sist redovisas en helhetsbedömning av fysisk påverkan, en utvärdering av kunskapsläget och olika kunskapsluckor samt en reflektion om det fortsatta arbetet kring fysisk påverkan.

1.4 DPSIR-modellen

DPSIR-modellen (engelska: **Driver – Pressure – State change – Impact – Response**; fri egen översättning till svenska för denna rapport, med bibehållen akronym: Drivkraft – Påverkanstryck – Statusförändring – Inverkan – Respons) är en konceptuell modell för att utvärdera orsaker, konsekvenser och responser till förändring i miljön ur ett helhetsperspektiv. DPSIR-modellen kan flexibelt användas för att stödja beslutsfattare under olika steg i beslutsprocessen.

I korthet är DPSIR-modellen ett sätt att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön (figur 1). Först samlas data och information in om de olika komponenterna i modellen och därefter fastställs eventuella samband mellan dem samt effekter av genomförda åtgärder (Vartia och Frödin-Nyman 2013). Effektiviteten hos och möjligheten för förvaltningsåtgärder (till exempel för att stärka grön infrastruktur) beror inte enbart på miljöfaktorer, utan är också ett resultat av interaktioner mellan samhället och miljön (Nyström Sandman m.fl. 2020). På grund av det här måste det i analyser av förvaltningsåtgärder också byggas in samhällsåtgärder och samhällsbehov. DPSIR-modellen (se till exempel Smeets och Weterings 1999, Sundblad m.fl. 2014, Patrício m.fl. 2016, Elliott m.fl. 2017) är väl ägnat att analysera sådan växelverkan för både förvaltning i dag och för utveckling av förvaltningsalternativ baserade på olika scenarier (Nyström Sandman m.fl. 2020). En full DPSIR-analys kräver dock expertis från både naturvetenskaper och sociala vetenskaper (inklusive juridisk och ekonomisk expertis).

DPSIR-modellen utvecklades av OECD (OECD 1994) och har sedan dess tagits upp av EEA (European Environmental Agency) och används numera flitigt för att relatera mänsklig aktivitet till miljöns tillstånd, också i marina system (EEA 1999, Elliott 2002, Rogers och Greenaway 2005, Patrício m.fl. 2016, Elliott m.fl. 2017). Olika tillämpningar av DPSIR-modellen har till exempel använts för förvaltning av vattenresurser, floder och deras tillrinningsområden, våtmarker, marina system, jordbruksmiljöer, bärkraftig utveckling, luftföroreningar, klimatförändringar, biodiversitet och invasiva arter.

DPSIR-modellen har använts i ett antal olika tillämpningar:

- för att ta fram indikatorer för hållbarhet, vilka kan användas i miljöövervakningsprogram ("monitoring")
- för att sammanfatta och klassificera information från flera olika källor
- för att utveckla modeller eller underlag för att utvärdera och jämföra följder av olika beslut.

DPSIR-modellen är väl anpassat som ett stöd vid bedömning miljöns tillstånd och svar på yttre påverkan (figur 1, Atkins m.fl. 2011, Gari 2015, Elliott m.fl. 2017). DPSIR-modellen inkluderar återkopplingar (feedback-loopar) mellan speciellt responser och drivkrafter. Den beaktar också naturlig påverkan eller belastning på ekosystemet, till exempel baserat på ekologi, klimat, geomorfologi och andra dynamiska förhållanden, som kan leda till förändringar i dess status (tillstånd). Notera att det även finns återkopplingar mellan responser och statusförändringar, samt mellan responser och inverkan. När responser direkt påverkar förändringar i status kan det ske i form av:

- miljöresponser som etableras i syfte att kontrollera den fysiska och kemiska miljön som till exempel övervakning av vattenkvalitet eller att fastställa kriterier för god vattenkvalitet och gränsvärden för utsläpp
- ekosystemresponser som kontrollerar eller förändrar ekosystemet genom övervakning, forskning och restaureringsåtgärder för att återställa ekosystem (Kraufvelin m.fl. 2021) eller för att återetablera ursprungliga arter.

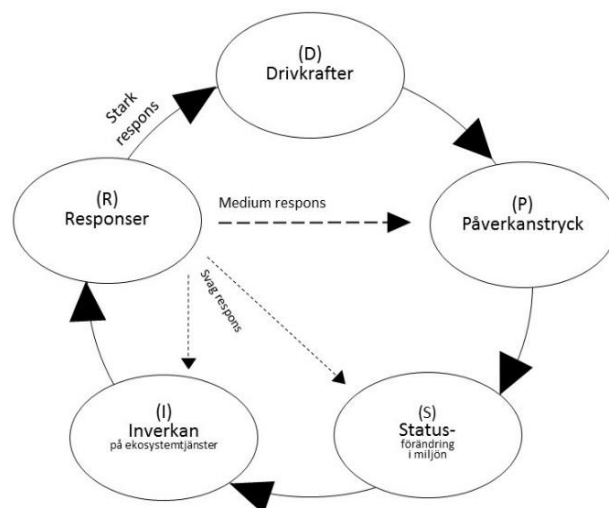
När responser, åtgärder från samhället, sätts in kan dessa vara av olika styrka. Den mest kostnadseffektiva och starkaste responsen är den riktad mot drivkrafterna med successivt minskande effekt längs DPSIR-kedjan (figur 1, Gari m.fl. 2015, Hogfors m.fl. 2020). Åtgärder mot påverkanstryck ger en medelstark respons och åtgärder för att förbättra status eller inverkan på

ekosystemtjänster ger en svag respons, det vill säga är mindre kostnadseffektiva (EEA 2003, Berg m.fl. 2015).

DPSIR-modellen har flera egenskaper som har bidragit till dess vida användning:

- Den har en transparens och enkelhet med fem grundkoncept som är tillräckligt tydliga för alltifrån forskare till lokala intressegrupper.
- Den underlättar kommunikation mellan olika grupper genom att förenkla de ofta komplexa relationerna mellan människan och miljön.
- Den tillåter isolering av specifika länkar och interaktioner samtidigt som relevansen för det stora systemet kan bibehållas.
- Den är i grunden människocentrerad och den tilltalar både allmänheten och beslutsfattare.
- Den tilltalar även politiker, eftersom den sammanlänkar politiska målsättningar med miljöproblem samtidigt som den antyder orsakssamband mellan olika delfaktorer (Smeets och Weterings 1999, Giupponi 2007).
- De olika delarna i DPSIR kan lätt överföras till andra stödjande metoder.

I många tillämpningar av DPSIR-modellen, kan drivkrafter eller påverkanstryck också omfatta naturliga fysiska drivkrafter som klimatförändringar, havsisens rörelse, landhöjning, tidvatten eller orkaner och andra naturförändrande vädertyper. Eftersom den människocentrerade karaktären hos DPSIR-modellen har ett värde i sig, är det ändå oftast mest praktiskt att inkludera naturliga processer inom förändringar i status eller tillstånd. Detta är också till hjälp vid identifikation vart olika responser bör riktas så att det går att specifikt länka dem till socioekonomiska sektorer eller mänskliga aktiviteter och deras följder.



Figur 1 DPSIR-modellen som en cykel eller ett system inom miljön. Den mest kostnadseffektiva responserna riktas mot drivkrafterna med successivt minskande effekt för åtgärder riktade mot påverkanstryck, statusförändring och inverkan på ekosystemtjänster (från Hogfors m.fl. 2020).

Under årens lopp har DPSIR-modellen genomgått olika former av utveckling (se Patrício m.fl. 2016, Elliott m.fl. 2017 för en översikt). En av de modeller som utvecklats längst och bäst motsvarar behoven för denna rapport är DAPSI(W)R(M) från Scharin m.fl. (2016) och Elliott m.fl. (2017). Varianten innehåller en skild enhet för mänskliga aktiviteter (A) som i denna rapport betraktas som sekundära drivkrafter under D. DAPSI(W)R(M) innehåller också ett W för Welfare, välfärd, vilket kanske tydligare än DPSIR-modellen framhåller att I (Impact) framför allt riktar in sig på ekosystemtjänster, se även Cooper (2013). För enkelhetens skull utgår denna rapport ifrån DPSIR-versionen, då den har tillämpats betydligt längre (Patrício m.fl. 2016). Modellen används i enlighet med de betydelser för de olika bokstäverna som Elliott m.fl. (2017) anger i sin översiktsartikel.

DPSIR-modellen svarar inte perfekt på varje enskild situation, men den kan ses som ett användbart sätt att organisera de otaliga sociala, ekonomiska och ekologiska interaktionerna i vårt samhälle.

DPSIR-modellen är vedertagen i den internationella forskningen, analysen och förvaltningen av kustvatten. Modellen beskriver orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön.

2 Fysiska processer och strukturer samt betydelsen för grunda kustekosystem

2.1 Bakgrund

Fysiska processer i kusten är de naturliga oceanografiska och geomorfologiska processer som omformar och utvecklar kustens fysiska karaktär. Inom vattenförvaltningen omfattar dessa processer hydrografiska villkor, morfologiskt tillstånd och konnektivitet för sediment, organiskt material och organismer (<https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>). Konsekvensen av mänskliga aktiviteter som påverkar dessa processer så att de ger negativa effekter på geo- och ekosystemtjänster kallas fysisk påverkan.

Fysiska strukturer är de landformer som bildas genom de fysiska processerna. Det kan vara revlar, sandstränder, klintkust, med mera. De landformer som bildas genom kustprocesserna kommer alltid att vara ett resultat av både de geologiska förutsättningarna och de fysiska processerna.

Kustområden betraktas ofta som stabila miljöer där det inte sker några större förändringar, inte minst när utbredning av arter och habitat studeras. Det är inte ovanligt att vi blir förvånade när en sandstrand plötsligt försvinner och övergår till silt och lera, trots att det mycket väl kan vara vi själva som har skapat förändringen genom fysisk påverkan. Kustområdena är i själva verket mycket dynamiska miljöer. Det finns rikligt med processer som fluktuerar under olika tidskalor

från sekunder upp till decennier eller århundranden. Kusten är därför ett havs- och landområde som alltid befinner sig i ett föränderligt tillstånd även om vi inte alltid uppfattar dessa förändringar.

De förändringar som uppstår i kustens strukturer beror på att de fysiska processerna är dynamiska och varierar med tid. Exempel på dynamiska processer är erosion i en dynfront som kan uppstå naturligt under en vinterperiod med kraftiga stormar för att sedan under kommande år återhämta sig, först genom en fördyn och sedan en tillväxt av hela dynfronten. Det händer att man snabbt är ute med åtgärder för att stoppa erosionen i tron att den kommer att kontinuerligt flytta kustlinjen. Åtgärder som strandfodring sätts snabbt in, trots att dynen av sig själv kan komma att återhämta sig på sikt.

I andra fall kan erosionen vara en naturlig långsiktig förändring som är svår att stoppa. Åtgärderna är då anpassning. Förändringen kan också vara en indirekt konsekvens av att sedimentsystemet har störts genom fysisk påverkan. Av ovanstående skäl är det alltid viktigt att ha ett systemperspektiv när man ska utföra åtgärder, alternativt tillföra mer fysisk påverkan. Man måste beakta olika tidsperspektiv, även de som är långa och kanske omfattar perspektiv som vi normalt inte tänker på. För att prognosticera morfologiska förändringar i kusten behöver vi oftast använda olika typer av modeller som, så gott det går utifrån tillgängliga data, kan förutsäga kommande utveckling.

Kustmiljöerna är dynamiska miljöer som hela tiden försöker komma i jämvikt med alla processer som verkar inom ett kustområde. Hur omfattande dynamiken är varierar väsentligt beroende på var man befinner sig längs kusten. Ur mänskligt perspektiv märker vi inte alltid förändringar eftersom de är subtila och långsamma. Vi har en tendens att se förändringar i ett geologiskt kort perspektiv.

Kustmiljöerna är dynamiska miljöer som hela tiden försöker komma i jämvikt med alla processer som verkar inom ett kustområde. Hur omfattande dynamiken är varierar väsentligt beroende på var man befinner sig längs kusten. Ur mänskligt perspektiv märker vi inte alltid sådana förändringar eftersom de är subtila och långsamma. Vi har därtill en tendens att se förändringar i ett geologiskt kort perspektiv.

2.2 Relationen mellan geo- och ekosystemtjänster

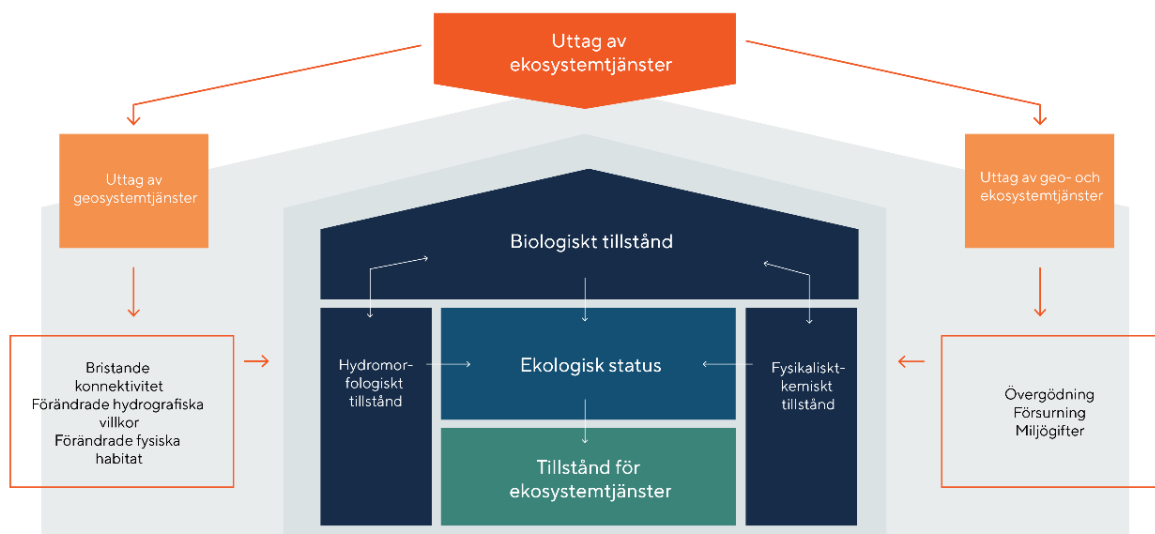
De fysiska processerna är en av pelarna som tillsammans med det fysikalisk-kemiska tillståndet håller upp det biologiska tillståndet och medger att vi kan ta ut såväl ekosystem- som geosystemtjänster (figur 2). Med ekosystemtjänster menar vi alla de nyttor vi tar ut ur kustekosystemen och som är beroende av biologiska funktioner och strukturer (Bryhn m.fl. 2015, 2020). Geosystemtjänster är de tjänster som i huvudsak är beroende av fysiska processer och som inte är beroende av biologiska processer. Det kan vara energi, sediment, vatten, med mera.

Om en av pelarna som upprätthåller det biologiska tillståndet försämras kommer det biologiska tillståndet också att försämras och detta minskar potentialen att ta ut ekosystemtjänster på en hållbar nivå. Ju mer vi exploaterar kustområdena, desto mindre mängd ekosystemtjänster kan vi ta ut. För ett kustområde är det viktigt att se detta samband i en ackumulerad form, med andra

ord att enskilda påverkanstryck kanske inte ger en väsentlig effekt, men att summan av dessa kan ge en betydande försämring av tillståndet.

Mycket tyder på att de grunda områdena i kustzonen är de mest ekologiskt viktiga både med avseende på ekosystemtjänster och med avseende på biologisk mångfald. Detta kan lätt förklaras med att vågor och strömmar skapar en stor geodiversitet i den abiotiska (icke-levande) miljön som i sin tur ger upphov till en rad olika habitat och ekologiska nischer i den biotiska (levande) miljön. I tillägg är förekomsten av primärproducenter (växter och alger) större i grunda områden, det vill säga på djup där mängden ljus är tillräcklig för fotosyntes.

Det kustnära grunda området har ett stort utbyte med landområdet med avseende på sediment, näringsämnen och organiskt material. Det finns också ett tillskott av sötvatten från vattendrag och grundvatten. Tillsammans med att ekosystemen ligger inom den zon som är tillräcklig grund för att möjliggöra fotosyntes ända ner till botten, innebär detta att grunda områden i kustzonen ofta är de ekologiskt mest viktiga. Dessvärre sammanfaller dessa grundområden också med vårt intresse av att exploatera, bebygga och på annat sätt utnyttja både ekosystem och geosystemtjänster (Törnqvist m.fl. 2020a). Detta gör det ännu viktigare för oss att förstå de fysiska processerna som en bas och en motor för ekosystemet.



Figur 2 Vår möjlighet att ta ut ekosystemtjänster beror på det biologiska tillståndet. Detta förutsätter i sin tur att både det fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska tillståndet är långsiktigt fungerande. Det är viktigt att beakta att alla dessa tre tillstånd i mitten av figuren samverkar med varandra (Johan Kling personlig kommunikation).

2.3 Klimatet

Klimatet är motorn för de fysiska processerna i kusten. Kustens klimat styr vattendensiteten, avdunstningen, vatten- och lufttemperatur som påverkar vittringen, bildandet av havsis, men också havsströmmar, med mera. Vindar ger upphov till vågor, vattenståndskillnader och vågströmmar i kusten. Avdunstningen ger upphov till luftmassor med hög fuktighet som sedan bildar nederbörd och skapar avrinning och tillskott av sötvatten i kustvattenområden.

Eftersom klimatet är den drivande faktorn för alla fysiska processer i kusten, såväl på land som i havet, kommer klimatförändringen att leda till att hela systemet rubbas. Hur snabbt dessa förändringar kommer att gå, beror på vilken process man beaktar. Ökad stormfrekvens kommer att ha en direkt effekt på vågprocesserna. Sedimentprocesserna är mer tröga, vilket gör att det sannolikt kommer bli en fördröjning innan tydliga effekter uppstår. Vi måste därför förstå de fysiska processerna för att kunna förutsäga var och när det uppstår problem för den biologiska mångfalden, men också för att förbereda samhället för oundvikliga förändringar.

2.4 Den fysiska karaktäristiken

Vågor och strömmar interagerar med de geologiska strukturer och material som förekommer längs kusten. Berggrunden, jordarterna och kustlandskapets topografi och batymetri, skapar förutsättningarna för de geomorfologiska processerna som drivs av hydrografiska villkor. Detta är orsaken varför vi i vissa kustområden har klippkust och i andra områden kust med sandstränder eller moränkust. Hur mycket vågorna och strömmarna har modifierat dessa geologiska förutsättningar beror på de hydrografiska villkoren. Det finns därför ett tätt samspel mellan den geomorfologiska karaktäristiken och de hydrografiska villkoren.

En del av de berggrundsstrukturer som förekommer längs Sveriges kust är mycket gamla, i flera fall hundratals miljoner år. Havsvikar som kan definieras som fjordar kan ursprungligen ha varit förkastningszoner i berggrunden som bildades för miljarder år sedan. Därefter kan dessa havsvikar ha utsatts för vittring i ett tropiskt klimat, ha eroderats av tidigare kustprocesser och avjämnats av perioder med istider. Denna omvandling av kustlandskapet kan ha tagit hundratals miljoner år.

Dagens vågprocesser har sedan den senaste istiden haft relativt liten effekt på den storskaliga geomorfologin längs Sveriges kust. Endast i de områden som består av lösa jordarter eller sedimentära bergarter kan man se tydliga tecken på dessa kustprocesser. På en strandkust kan geomorfologin avspegla de senaste hundra årens processer eller till och med kortare tidsperioder. På grund av variationer med avseende på hydrografiska villkor och de geologiska förutsättningarna längs Sveriges kust, uppstår det en stor variation i de geomorfologiska processerna. Detta innebär också att det finns en stor mångfald av landformer bildade genom erosion och deposition av sediment i kusten.

Även på havsbotten på större djup som inte påverkas av vågor kan man finna nedärvda landskap bildade under tidigare tidsåldrar. Detta gäller inte minst från den sista istiden med efterföljande isavsmältning. Ute till havs kan vi hitta rullstensåsar, olika moränformer med mera som har bildats under eller framför inlandsisen. På många sätt har vi ett nedärvt geologiskt kustlandskap.

Jordartsgeologin är dock ur geologisk synvinkel betydligt yngre och i många kustområden härstammar jordarterna från den senaste istiden. Dessa jordarter består då ofta av isälvsmaterial eller morän och utgör ett substrat med flera olika kornstorlekar. Moränen består naturligt av de flesta kornstorlekar från block ner till lerpartiklar.

2.5 De fysiska processerna

Kustområdet är ett gränssnitt mellan tre dominerande fysiska system: atmosfären, oceanografin (hydrografiska villkor) och geomorfologiska processer. Variationen inom dessa tre system innebär att kustområdenas fysiska karaktäristik varierar, vilket skapar många olika fysiska habitat.

Generellt brukar stor geodiversitet innebära stor biodiversitet. Eftersom alla tre systemen varierar längs kusten, kan två kustområden med likartade geologiska förutsättningar ändå få helt olika geomorfologi enbart därför att de oceanografiska processerna varierar.

Motorn för de fysiska processerna är till stor del atmosfäriska processer. Även astronomiska processer kan vara viktiga, till exempel jordens rotation som påverkar havsströmmar, månens och solens dragningskraft som ger upphov till tidvatten. De atmosfäriska processerna styr mycket av solens instrålning som ger upphov till tryckskillnader som i sin tur skapar vindar, avdunstning, temperaturskillnader i havet, med mera. Instrålningen varierar under året och på vilken latitud man befinner sig. Detta gör att instrålningens roll som motor varierar längs Sveriges kust.

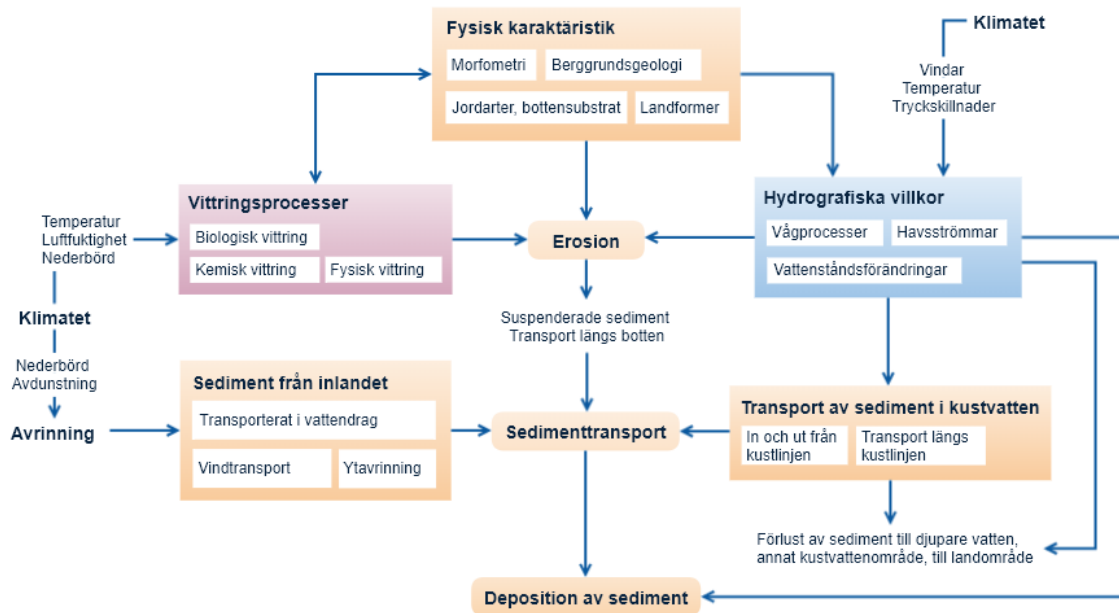
2.6 Hydrografiska villkor

Hydrografiska villkor är ett samlingsbegrepp för de oceanografiska processerna och det tillstånd som uppstår i vattenkolumnen i ett vattenområde. Begreppet används både i vattendirektivet och i havsmiljödirektivet. De dominerande processerna är olika former av havsströmmar och vågor. Båda dessa fenomen innebär förflyttning av energi. Detta kan sedan leda till olika morfologiska processer och landformer som i sin tur, tillsammans med fysikalisk-kemiska processer, skapar förutsättningar för olika habitat i kusten (figur 3).

2.6.1 Strömmar

Ytströmmar och djupare strömmar transporterar bland annat salt, näringsämnen, partiklar, sporer, larver, bakterier, olja, med mera. Strömmarna kan, genom skjuvning mot botten, påverka bottenstrukturer och livsmiljön i kusten. För att kunna förstå hydromorfologiska processer och ekosystemet i kusten är karaktärisering av strömförhållanden viktigt. Detta bidrar också med beslutsunderlag inom kustplanering.

Vindgenererad ström byggs upp av den ytstress som vinden utgör på vattenytan. Stressen överför rörelsemängd från vinden till vattnet så att en ytström bildas. Ytströmmen transporterar vattnet i ytlagret. Drivningen från vinden innebär också att ytlagret blandas om. Strömmen i ytlagret som genereras av vind kallas vinddrift, eller Ekman-transport. Vinddriften är viktig eftersom den sätter upp baroklina strömmar, upp- och nedvällning vid kusterna. Detta har stor betydelse för vattenutbyte och omblandningsförhållanden, både i ytlagret och i intermediärt och djupt vatten. Strömriktningen påverkas av jordrotationen så att flödet vid ytan rör sig ca 20 till 45 grader till höger om vindriktningen, medan nettotransporten av vinddriften har en riktning på ca 90 grader till höger om vindriktningen (riktningen vrids mot höger på norra halvklotet och mot vänster på södra halvklotet). Ytströmmar har i allmänhet högre hastighet medan djupvattenströmmar rör sig långsamt.



Figur 3 En överblick över de fysiska processerna i kusten och hur de samverkar med varandra (Johan Kling personlig kommunikation).

Vattenståndsvariationer skapar ström från områden med högt vattenstånd mot områden med lågt vattenstånd. Ett exempel är tidvattenströmmar i sund. När vattenståndsskillnaden är stor mellan Kattegatt och Östersjön kan kraftiga strömförhållanden uppkomma i Öresund (Schöld m.fl. 2017). Detta beror på att flödet accelereras lokalt i trånga mynnningar, sund och passager. Strömmar som orsakas av vattenståndsvariationer påverkas också av jordrotationen. Dessa strömmar är dock barotropa, vilket innebär en jämn vertikal strömfördelning.

De storskaligt dominerande ytströmmarna längs Sveriges kust orsakas även till stor del av utströmmande ytvatten från land och från Östersjön. Längs ostkusten rinner vatten ut från vattendragen och blandas med det bräckta Östersjövattnet. Detta utflöde påverkas av jordrotationen vilket skapar en kustström söderut längs ostkusten. Längs västkusten skapas en ytström norrut av utströmmande Östersjövatten, den Baltiska strömmen.

Lokalt vid kusten genereras även strömmar av vågor. Dessa strömförhållanden varierar kraftigt i tid och rum beroende på de för tillfället rådande vågförhållandena. Våggenererade strömmar är mycket viktiga för bland annat sedimenttransport i kusten.

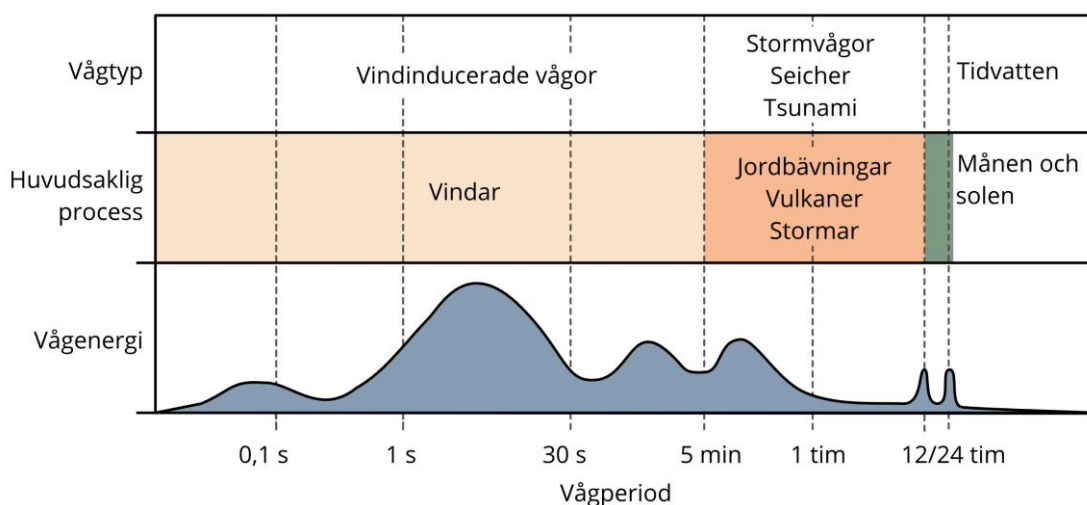
Strömförhållanden styrs förutom av de drivande krafterna även av djupförhållanden. Karaktäriseringen av strömförhållanden beskrivs här som den dominerande ytströmningen orsakad av medelvindförhållanden, vattenståndsvariationerna och flödena av sötare vatten. I tillägg beskrivs även lokala strömmar vid kusten som genereras av vågor.

2.6.2 Vågor

Vågor kan uppstå genom att vindar blåser över havsytan, genom atmosfäriska vågor vilket ger upphov till tryckskillnader, genom interna vågor i vattenmassan som oftast beror på densitetsskiktningar, men även seismiska vågor som kan ge upphov till tsunamis. Även tidvattenskillnader ger upphov till en våg, men med mycket lång period.

När vindarna blåser över havsytan uppstår det en kraft, skjovspänning, mot vattnet som skapar vindinducerade vågor. Ur energisynpunkt är vågorna den process som tillför mest energi för att omforma den fysiska karaktäristiken i ett kustområde. Perioden, med andra ord tiden mellan två vågor, varierar oftast mellan 0,1 till 30 sekunder. Det betyder att ett mycket stort antal vågor kommer att frigöra energi per dag inom en smal zon i kusten där vågorna bryter (figur 4). Vindinducerade vågor får sin energi inom ett relativt stort område, men frigör denna energi inom ett smalt område nära kustlinjen (Dean och Dalrymple 2004). Detta är en anledning till varför vindinducerade vågor har så stor betydelse för både de geomorfologiska och biologiska processerna i just kustområdet. Hur mycket energi en våg har beror på dess amplitud (förenklat avståndet från vågdal eller vågtopp och dess mittläge). Därför kan en tsunami med flera meters amplitud få förödande effekter. I svenska kusten är medelvåghöjden oftast strax under en meter, men den kan i extrema fall nå en höjd av upp till 10 meter på västkusten. Så stora vågor är dock mycket ovanliga, framför allt nära kustlinjen.

Eftersom vågor bildas ute till havs kommer de ha lite olika riktningar när de närmar sig kustlinjen. Riktning beror på vindriktningarna där vågorna bildas. Under ett år kan därför vågor nå kustlinjen från många olika håll, även om vissa riktningar är mer dominerande än andra. För att visa detta presenterar man ofta vågriktningarna i en vågros. Enbart att visa medelvågriktning kan ge viss information, men detta kan ge ett intryck av att vågorna alltid kommer från en specifik riktning. Så är givetvis inte fallet.



Figur 4 Fördelningen av energi i olika typer av vågor. Modifierad efter Trujillo och Thurman (2016) (Johan Kling personlig kommunikation).

Ute tills havs har vågorna ingen effekt på botten utan påverkar enbart vattenrörelsen i övre vattenkolumnen. När vågorna når ett djup motsvarande halva våglängden, vågbasen, kommer vågen att påverkas av botten. Det innebär dock inte att de ännu påverkar bottensubstratet utan det sker först när djupet motsvarar transportbalansdjupet. Ju grundare det blir desto mer kommer våglängden minska och våghöjden öka. Vid ett visst djup blir effekten från botten så stor att vågen bryter och vågens energi frigörs. Detta djup eller zon innebär en mycket dynamisk miljö där det hela tiden sker förändringar. Efter det att vågor har brutit kommer vatten att strömma upp på stranden nästan som ett vattendrag som rinner uppströms. Om vågorna kommer in med en

viss vinkel mot kustlinjen kan det uppstå en vågström längs kusten. I vissa kustområden kan denna ha mycket stor betydelse för de fysiska processerna och för det ekologiska tillståndet.

Även på djupt vatten kan vågor påverka botten, men då i form av interna vågor med mycket lång våglängd. Mängden energi i dessa vågor kan vara stor, men fördelas ut över en stor yta. Dessa vågor har därmed inte samma effekt på havsbotten i kustzonen som vindinducerade vågor.

Tidvatteninducerade vågor kan i många länder vara en mycket viktig faktor för geomorfologin och för de biologiska systemen. Våglängden är dock mycket lång och i Sverige är denna effekt relativt liten. Tidvatten är framför allt viktigt på västkusten. Där effekten är signifikant har det betydelse för de grundaste områdena nära kustlinjen.

2.6.3 Vattenståndsförändringar

Vattenståndsförändringar uppstår på grund av tryckskillnader i atmosfären, densitetsskillnader som kan bero både på temperatur och salthalt, vindskjuvning samt variationer i månen och solens dragningskraft, med andra ord, tidvatten. I Sverige varierar det uppmätta vattenståndet mellan -1,2 till +1,7 meter (Schöld m.fl. 2017). Detta är dock extremvärden och vanligtvis är variationen mycket mindre.

Havsvattenståndet avgör kustlinjens position och är viktigt för de habitat som anpassats till mötet mellan land och vatten. Vattenståndet har direkt betydelse för översvämningar vid kusten och vilka områden som kan bli särskilt utsatta för översvämning. Havsvattenståndet avgör även vattendjupet i kustzonen och är därför av stor betydelse för ström- och vågförhållanden. Vattenstandsvariationerna leder till transportprocesser i kustzonen, vilket i sin tur påverkar morfologin.

Vattenståndet påverkas förutom av meteorologiska förhållanden som tidvatten och av den vertikala densitetsskiktningen, även på längre sikt av landhöjningen och förändringar i klimatet. Ett varmare klimat kan till exempel medföra att ytvattnet värms upp, densiteten sjunker och vattenvolymen expanderar, vilket innebär en vattenståndshöjning. Den globala avsmältningen av glaciärer leder också till stigande havsvattennivåer. Lokalt kan även vågor skapa en temporär vattenståndshöjning (våguppstuvning) på grunt vatten och denna påverkar transporten av sediment i kusten.

2.7 Geomorfologiska processer

Havsströmmar och vågor, med andra ord hydrografiska villkor, i kombination med landhöjningen är de viktigaste motorerna för den naturliga landskapsutvecklingen längs Sveriges kust. När vi närmar oss det grunda vattenområdet, cirka 15 meters djup eller grundare, är vågorna den viktigaste styrande faktorn för de geomorfologiska processerna och de fysiska habitaterna. Ju grundare kustvattenmiljön är, desto mer betydelsefulla är vågorna.

2.7.1 Vittringsprocesser

Kustlandskapet och det fasta berget utsätts hela tiden för nedbrytande processer i form av vittring. Det kan antingen vara mekanisk vittring av vågor och av is, kemisk vittring eller biologisk vittring. Vittringen leder till att kustlinjen långsamt flyttas in mot land. Hur snabbt detta sker beror på bergets hållfasthet och hur mycket energi som finns tillgänglig i respektive vittringsprocess.

Mekanisk vittring är sannolikt den process som har störst inverkan på vår kustlinje. Mekanisk vittring kan uppstå på grund av att vatten från havet fryser i sprickor i berget och genom att vattnets expansion under frysprocessen trycker ut och lösgör bitar av berget. När vatten övergår till is ökar volymen med 9 procent (Schöld m.fl. 2017). Detta leder till att is i sprickor fungerar som en domkraft som kan utsätta sprickan för enorma krafter.

En annan mekanisk vittring är när havsis med olika sediment skrapar kustlinjen. Om det också pågår vindskjuvning kan isflaken frysa fast sediment på strandzonen och skrapa stenar mot berget.

Ett tredje exempel på mekanisk vittring är kavitation. Detta uppstår i kustlinjen i områden med kraftig vindexponering. När vågorna bryter direkt mot kustlinjen kan det uppstå luftbubblor med högt tryck och när dessa imploderar kan de spränga loss bitar av berget. Denna typ av mekanisk vittring är mest aktiv inom litoralzonen och strax däröver där berghällarna utsätts för vågstänk. Om vågorna bryter på berget kan även sediment i suspension slå in i berget som en hammare.

Kemisk vittring innebär att berget löses upp helt och hållet efter fogarna mellan mineralkornen. Kemisk vittring är framför allt aktiv i sedimentära bergarter som kalksten men förekommer även i bergarter som gnejs och granit. Processen är mer framträdande i lite varmare klimat och där vattnet är surt. Kemisk vittring är därför inte en lika påtaglig process som mekanisk vittring i vårt klimat. Exempel på kemisk vittring är de hållkar som förekommer nära kustlinjen och som ofta innehåller grus.

Även biologisk vittring kan förekomma inom litoralzonen. Vissa organismer har förmågan att med hjälp av både mekaniska och kemiska processer, bryta ner berg eller konsoliderade sediment.

2.7.2 Sedimentprocesser

Sedimentprocesser i kusten avser de processer som skapar erosion, transport och deposition inom ett kustområde. Sedimentprocesserna kommer att verka både inom det kustnära landområdet och i kustvattenområdet.

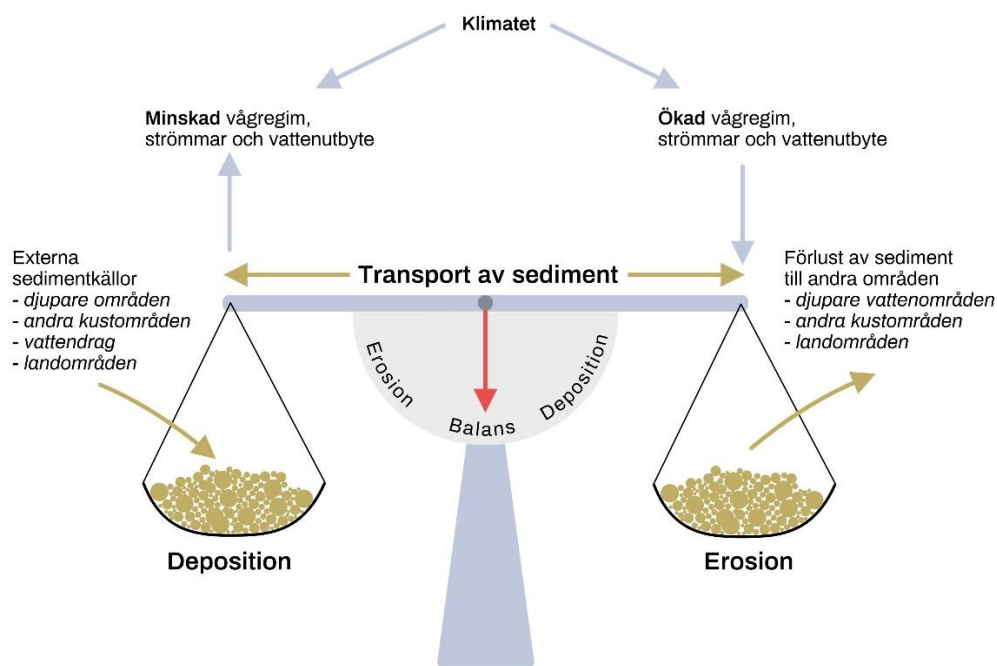
I ett geografiskt begränsat kustområde kommer sedimentprocesserna vara en balans mellan erosion och sedimentation (figur 5). Den process som sköter balanseringen är transporten av sediment i vattenmassan. I alla kustområden kommer det finnas områden som domineras av erosion, sådana som är i balans och sådana som domineras av sedimentation. I alla dessa områden kan det förekomma perioder där pendeln slår över till erosion från deposition eller ett tillstånd i balans. Även det motsatta förhållandet förekommer.

Sedimentsystemet i kustområden fungerar inte helt olika den i vattendrag. Istället för ökade flöden som ökar erosionen och sedimenttransporten är det framför allt vågregimen som förändras med större vågor. Ofta är detta förknippat med stormtillfällen. Vid dessa tillfällen skapas större vågor till havs vilket leder till att transportbalansdjupet, det djup där vågorna påverkar botten transporten, flyttas ut till djupare vatten. Vågorna leder i sig till en vattenrörelse som ger upphov till en skjuvspänning. Denna skjuvspänning kan leda till att sedimentkorn på botten kommer i rörelse eller lyfts upp i vattenmassan. Sediment kommer sedan att förflyttas med vågströmmen. Kommer vågorna in snett mot kustlinjen kan det uppstå en kustparallell sedimenttransport som ser till att sedimenten rör sig ut från det aktuella kustområdet. Initialt, vid tillfällen med stora vågor, kommer det finnas ett underskott av sediment. Pendeln kommer då att

stå på erosion inom de områden som påverkas av vågorna. Ju mer sediment som lyfts upp i vattenmassan, desto närmare balans når pendeln.

När stormen har avtagit kommer vågorna att minska och det kommer då finnas för stora sedimentpartiklar, men också för mycket sediment i vattenmassan. Sedimenten kommer då att börja sedimentera på botten och kan då vara långt ifrån det ursprungliga området där det lyftes upp i vattenmassan. Var sedimentationen sker beror till stor del på vågströmmarna.

Denna pendling mellan erosion och sedimentation sker regelbundet i de flesta kustområden. Till största delen är den styrd av klimatet. Ofta sker mindre pendlingar flera gånger per år. Lite större storskaliga väderfenomen kan komma och gå med flera års mellanrum. Som en konsekvens av detta, kan det uppstå exempelvis landformer som bildas genom deposition av sediment under flera år då vi har relativt få stormar, för att sedan under ett eller flera år helt eroderas bort av en kraftigare vågeregim.



Figur 5 Balansen mellan deposition och erosion i ett grunt kustområde beror på de hydrografiska villkoren men också på tillförsel av sediment från andra områden och uttransport av sediment till andra områden (Johan Kling personlig kommunikation).

Många marina organismer är väl anpassade till denna dynamik. En period med många stormar och stora vågor, kan ge en stress på ekosystemet som sedan återhämtar sig under lugnare förhållanden. I vissa fall leder mänskligt anlagda konstruktioner till ett förhållande där ett kustområde kontinuerligt domineras av erosion eller deposition av sediment. När denna situation uppstår sker ingen återhämtning utan processerna leder till permanenta skador på ekosystemen.

2.7.3 Landhöjning

Landhöjningen är en mycket viktig geomorfologisk process i Sverige, men har inte en direkt påverkan på de fysiska processerna. Landhöjningen verkar genom att förändra vattenståndet vilket innebär att vågprocesserna flyttas allt längre ut i kustområdet. Djupare områden som dominerats av sedimentation av finkorniga sediment kan börja påverkas av vågor och därmed övergå till erosion. Sediment som avsatts i deltan runt kustmynnande vattendrag kommer att övergå från deposition till erosion. I områden med landsänkning eller ingen landhöjning kommer dock kustprocesserna oundvikligen att erodera kustlinjen och flytta den längre in mot land. Detta är en naturlig geomorfologisk utveckling. Ju längre norrut vi kommer, desto mer kommer landhöjningen att dominera utvecklingen mot att kustlinjen flyttas ut mot vattenområdet. Kommande stigande havsvattenstånd på grund av globala klimatförändringar kommer dock troligen att leda till att allt större delar av kusten drabbas av förändringar och problem som liknar de vid en landsänkning.

2.7.4 Klimatförändringar

Pågående klimatförändring mot varmare klimat kommer att få konsekvenser för de fysiska processerna i kusten. Exakt vad detta kommer att ge för konsekvenser är svårt att förutsäga, dels för att vår kunskap om den fysiska karaktärstiken och processerna fortfarande är mycket begränsad, dels för att det finns flera framtida klimatscenarier att utgå ifrån. En genomgång av alla de effekter som kan uppstå med avseende på fysiska processer på grund av klimatförändringar är alltför omfattande för denna rapport. Därför redovisas enbart några exempel. Det är dock tydligt att man inte kan förvänta sig att konsekvensen av klimatförändringar på de fysiska processerna kommer att bli likartad längs hela Sveriges kust, utan det kommer uppstå betydande skillnader.

En förväntad effekt är ett ökat medelhavsvattenstånd. Detta kommer att innebära att vågorna kommer bryta närmare land genom ökat vattendjup. Vi kan därför förvänta oss ökad erosion i kustlinjen i de områden där vi har lätteroderade sediment. I andra områden med klippkust kommer denna effekt att vara försumbar.

En annan förväntad effekt är ökad stormfrekvens. Detta har en direkt effekt på de fysiska processerna då återkomstperioden med stora vågor kommer bli kortare. Detta gör att kustområden som idag är i balans eller till och med dominerats av deposition kan övergå till erosion.

Även om de fysiska processerna kommer att anpassa sig naturligt till ett förändrat klimat, kommer alla de artificiella strukturer som har tillförts kusten att innebära att anpassningen kommer att störas. Detta kan leda till mer stress på ekosystem, förutom den stress som redan har uppkommit på grund av anläggningarnas nuvarande fysiska påverkan.

2.7.5 Balansen mellan erosion och deposition

Balansen mellan sedimentprocesserna kommer att vara avgörande för om ett kustområde dominerats av erosion eller deposition. Dessa processer styr av framför allt vågeregimen, havsströmmar och vattenutbytet som i sin tur styrs av klimatet.

Om vi ser på ett avgränsat kustområde kommer det ett tillskott av sediment till området från externa källor. Detta kan vara från djupare vattenområden, längs kustlinjen från andra

kustområden, från kustmynnande vattendrag, men också från landområdet. Hur snabbt tillskottet av sediment når det specifika kustområdet kommer att bero på sedimenttransporten och de hydrografiska villkoren. För att detta ska ske måste de externa sedimentkällorna ha ett överskott av sediment eller domineras av erosion.

Genom olika mänskliga aktiviteter har vi i många kustområden påverkat tillskottet av sediment från externa källor. Sedimenttransporten från kustmynnande vattendrag har reducerats genom dammar och vattenreglering i huvudsak på grund av vattenkraften. Framför allt är det transporten längs botten som har reducerats och då i form av sand och grus. Även tillförsel av suspenderade sediment, som silt och lera, har minskat genom vattenkraften. De data som är tillgängliga från 1960 till 1980-talet från de norrländska älvarna visar på en minskning mellan 30 till 60 procent med avseende på suspenderat material (Brandt 1982). Hur minskad sedimenttransport i kustmynnande vattendrag har påverkat de fysiska processerna i kustområdena, är fortfarande relativt dåligt undersökt.

Samtidigt som sedimenttransporten har minskat finns det mycket som visar på att erosion och ytavrinning från åkermark har ökat. Detta är en konsekvens av att vi väsentligt ökade arealen åkermark under 1800-talet, samtidigt som vi rätade ut vattendrag och tillförde nästan 1 miljon km diken (Wesström m.fl. 2017). Detta innebär att vattnet, och därmed sedimenten, rör sig snabbare genom landskapet. Genom att vi har öppen åkermark utan vegetation under en stor del av året, samtidigt som buffertzoner saknas längs många vattendrag i de mest intensiva jordbruksområdena, är det troligt att det tillförs mer sediment till de kustmynnande vattendragen än vad som är naturligt. Man kan då lätt tänka sig att detta har kompenserat för de sediment som fastnar i över 10 000 dammar i Sverige (<https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/damm-och-sjoregister-1.116177>).

Problemet är att den ökade tillförseln av sediment inom jordbruket är framför allt finkorniga sediment, medan det som fastnar i dammarna är grövre sediment.

Även sedimenttransporten till, från och inom ett specifikt kustområde är i många kustområden också påverkad. Vi har ett mycket stort antal artificiella strukturer längs Sveriges kust. Vissa av dessa har inte så stor påverkan på sedimenttransporten, medan andra, framför allt pirar, marinor, hamnar men också vägbankar, kan få mycket stora konsekvenser beroende på var de är lokaliserade. En pir eller hamn längs en kustlinje som har en betydande kustparallell sedimenttransport kan förskjuta hela sedimenttransporten mot djupare vatten vilket leder till deposition och ett underskott i det kustområde som ligger i lä för strukturen. Det samma gäller felaktigt lokaliserade hamnar och pirar i estuarier som i värsta fall kan stänga av cirkulationen. Effekten behöver inte alltid uppstå precis intill strukturen, utan den kan uppstå på ett betydande avstånd. Eftersom kunskapen om sedimenttransporten är begränsad i Sverige, har vi inte en fullständig bild av dessa effekter.

Det sker också en betydande sedimenttransport från djupare områden till grundare områden och tvärtom beroende på vågregimens variationer. Om det förekommer vägbankar som skär av vågströmmen kan dessa få mycket stora konsekvenser längs en lång kuststräcka.

2.7.6 Bildandet av landformer

Resultatet av sedimentprocesserna är att det bildas olika typer av landformer. Dessa är antingen betingade av erosion eller av deposition av sediment. Eftersom landformerna är ett resultat av

specifika processer kommer en kartläggning av landformer att ge viktig information om de dominerande processerna, vilket i sin tur kan förklara den geografiska spridningen av olika arter och habitat. Områden som domineras av många olika typer av landformer är ofta mer artrika jämfört med mer homogena kustområden. Detta beror på att landformerna skapar många olika ekologiska nischer.

Bergsklinter och sedimentbranter i kustlinjen är goda indikatorer på att området domineras av erosion, framför allt av vågor. Om vågregimen skulle övergå till mindre vågor, skulle material börja ackumulera vid slutningsfoten och slutningen skulle bli allt flackare och få mjukare kanter.

Revlar är typiska exempel på landformer i lösa sediment, framför allt sand, som domineras av deposition av sediment. I huvudsak bildas dessa genom sedimenttransport med vågströmmar. Beroende på typ av revlar kan man utläsa dominerande vågriktning i kustområdet, men också riktningen på sedimenttransporten.

Även om många kustlandformer ger information om de fysiska processerna, måste man ibland beakta att landformerna kan ha bildats under perioder med ett helt annat klimat. En bergsklint på Gotland har sannolikt bildats under de senaste 12 000 åren när vågklimatet har varierat betydligt. Av den anledningen är landformer som är mer dynamiska bättre indikatorer på nuvarande processer än de som tar tusentals år på sig att bildas. Exempel på dessa mer dynamiska landformer är till exempel olika typer av revlar, deltan och dyner.

2.8 Grunda kustekosystem

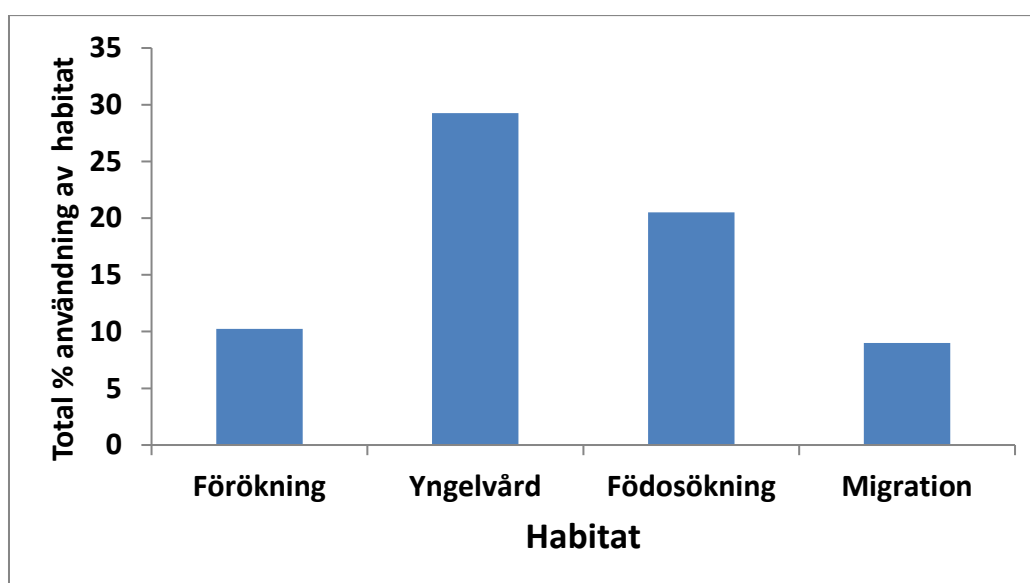
När de fysiska processerna och strukturerna förändras kommer förutsättningarna för ekosystemet att förändras. Eftersom de dominerande fysiska processerna, men även fysikalisk-kemiska, förändras från kustlinjen ut mot det djupa vattenområdet, kan kustvattenområdet delas in i två huvudområden med olika fysiska och fysikalisk-kemiska processer: grunda kustekosystem och djupa kustekosystem. I denna rapport behandlas framför allt de grunda kustekosystemen.

Grunda kustekosystem (0 – 15 meters vattendjup) är ofta komplexa till sin struktur och funktion med många viktiga livsmiljöer och rik biologisk mångfald. Detta samtidigt som grunda kustområden är speciellt utsatta för exploatering av människan (Sundblad och Bergström 2014, Törnqvist m.fl. 2020a). Tillgången på högkvalitativa grunda vågskyddade miljöer längs kusten är således begränsad och sådana områden hittas framför allt i skärgårdar, fjärdar, vikar, samt i anslutande sötvatten.

Trots att grunda kustområden bara utgör en liten bråkdel av havens totala yta är dessa miljöer viktiga för ett stort antal arter (Gibson 1994, Appelgren och Mattila 2005, Stål och Pihl 2007, Kraufvelin m.fl. 2018b). De grunda områdena är produktiva och innehåller viktiga livsmiljöer i form av lek-, uppväxt- och födosöksområde, inte bara för fisk utan även för många olika typer av bottenlevande djur, liksom för flera fågelarter (Pihl och Rosenberg 1982, Baden och Pihl 1984, Möller m.fl. 1985, Möller 1986). Undersökningar visar att 44 procent av kommersiella fiskarter i nordöstra Atlanten inklusive Västerhavet och Östersjön, bland annat ål, sill, torsk, vitling, gråsej, skrubbskädda och lax, är beroende av kustzonen (definierad som högproduktiva estuarier och vikar) under någon tid i sin livscykel (Seitz m.fl. 2014, figur 6).

Den snabba uppvärmningen av grundområdena på våren gör att den biologiska produktionen startar tidigt. Infauna i sediment och i vegetation (som musslor, maskar, snäckor, märkräfflor,

med mera) äts huvudsakligen av mobil epifauna (som krabbor, räkor, småfisk, med mera) som i sin tur är föda för större fisk (rovfisk). Vattentemperaturen är säsongsmässigt den faktor som styr djurens antal och biomassa i grunda havsområden. Vattentemperaturen avgör när in- och utvandring av mobila djur sker under vår och höst, liksom även tidpunkten för nyrekryteringen under sommaren (Rosenberg 1984). Huvudsaklig produktionsperiod för infauna och mobil epifauna är under juli–september (Rosenberg 1984). Generellt minskar individantal och biomassa av denna djurgrupp med ökat djup. I Bohuslän, till exempel, är biomassan av infauna 30–130 gånger större på 0,5–1 meters djup än på 6–10 meters djup, medan mobil epifauna på vegetationstäckta botten har 10 gånger större biomassa på 1–1,5 meters djup än på 2–3 meters djup (Rosenberg 1984). Detta är också en orsak till att utsjöbankar eller grundtoppar i utsjön eller en bit ut från land är viktiga. De är öar eller oaser av liv omgivna av en artfattigare mjukbotten.



Figur 6 Procent av antal kommersiella fiskarter som använder kustområdet (definierade som högproduktiva estuarier och vikar) för lek, uppväxt, födosök och vandring i nordöstra Atlanten inklusive Västerhavet och Östersjön (efter Seitz m.fl. 2014).

Den grundaste delen (0–3 meter) av den svenska kusten har en betydligt större produktion och biomassa av bottenlevande djur än djupare botten. I grundområden är också algproduktionen hög och kan överskrida 300 gram kol per kvadratmeter och år, vilket motsvarar de mest produktiva jordbruksmarkerna på land (Håkanson och Rosenberg 1985). I älvars mynningsområden kan produktionen lokalt vara ännu högre (Persson m.fl. 1994). Enligt Stål (2007) bidrar grunda kustmiljöer, med undervattensvegetation av ålgräs och andra fröväxter, makroalgssamhällen, blåmusselbäddar och vegetationsfria mjukbotten, betydligt till mängden fisk som fångas kommersiellt i utsjön. De fiskarter som nyttjar dessa livsmiljöer omfattar uppskattningsvis 77 procent av vikten och 80 procent av värdet av kommersiella landningar och likaså cirka 77 procent av vikten av fritidsfiskets landningar (Rönnebäck m.fl. 2007). Bland dessa kommersiella fiskarter märks på ostkusten gädda och abborre (Ådjers m.fl. 2006), samt piggvar och skrubbskädda (Martinsson 2009). På västkusten representeras sådana arter av till exempel rödspotta och torsk (Pihl och Wennhage 2002). Ålen, som bedöms som akut hotad, använder också grundområden längs stora delar av den svenska kusten (från norska gränsen upp till södra Bottenhavet) som spridningsväg och uppväxt- och födosökningsmiljö (Dekker m.fl. 2011). Öring,

lax och sik är likaså i hög grad beroende av grundområden, särskilt grunda sandstränder i anslutning till mynnande vattendrag (Wijkmark och Didrikas 2010, Gustafsson 2015).

I områden där vattendrag mynnar i havet är kvaliteten på miljön av extra stor betydelse för att garantera fungerande vandringsvägar för diadroma fiskarter, det vill säga sådana arter som är beroende av både sötvatten och havsmiljöer för sin överlevnad. En utvärdering av betydelsen av grund- och mynningsområden för fiskbestånden och därmed även för fisket måste därför beakta speciellt de funktioner som dessa ekosystem bidrar med (Stål m.fl. 2008). Det finns ett positivt samband mellan fiskbeståndens storlek och uppväxtmiljöernas yta eller kvalitet, vilket innebär att varje lek- och uppväxtmiljö, och förhållandena däri, potentiellt har betydelse för beståndens storlek (Vanhatalo m.fl. 2012, Sundblad och Bergström 2014, Kallasvuo m.fl. 2017, Kraufvelin m.fl. 2018b). Detta innebär att också relativt små grundområden kan ha stor betydelse för tillväxt och reproduktion hos fiskpopulationer längs större kustavsnitt (Persson m.fl. 1994).

Längs stora delar av Östersjökusten är salthalten tillräckligt låg för att sötvattensarter ska trivas. Bland fiskarna här hör sötvattensarter som abborre, gädda och gös till våra viktigaste rovfiskar som är viktiga för både yrkes- och fritidsfisket. Dessa arter har också viktiga strukturerande och funktionella roller för ekosystemet (Eriksson m.fl. 2009, Östman m.fl. 2016). Många av dessa arter är varmvattensarter som kräver relativt höga (och stabila) temperaturer i lek- och uppväxtområden (så kallade rekryteringsområden) för en rik yngelproduktion.

Kustmynnande vattendrag och grundområden längs kusten, både över och under vattenytan, hyser en stor mångfald av naturtyper som utgör livsmiljöer för många växt- och djurarter, varav många är hotade. Flera av dessa marina naturtyper noteras specifikt enligt Natura 2000 (EU:s habitatdirektiv) som sublitorala sandbankar (0–30 meter) (naturtyp nummer 1110), estuarier (1130), ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140), laguner (1150), stora grunda vikar och sund (1160), rev (1170), samt smala Östersjövikar (1650) (se mer om naturtyperna i tabell 1). Många av naturtyperna ingår också i Ospar-konventionens lista över hotade marina habitat och/eller Helcoms rödlista över marina biotoper och biotopkomplex i Östersjön (Ospar 2008a, Helcom 2013).

Grunda växtklädda bottnar är bland de mest artrika och produktiva miljöerna som finns i havet (Appelgren och Mattila 2005). Ålgräsängar, till exempel, utgör tack vare sina unika ekologiska funktioner och biologiskt rika livsmiljöer prioriterade livsmiljöer både inom Helcom (Kattegatt och Östersjön) och Ospar (Kattegatt och Skagerrak) (figur 7). Sverige har i juni 2012 antagit Ospars rekommendation (https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/Species/P00426_Zostera_beds.pdf) om ålgräs (*Zostera marina*). I merparten av Östersjön är dock områden med fröväxter av sötvattensursprung, vanligare och därmed viktigare än ålgräs. Dessa miljöer är i Östersjön betydligt större till ytan än "rena" ålgräsängar och dessutom mer artrika sett till flora och fisk (Appelgren och Mattila 2005). Också grunda bottnar täckta med fleråriga makroalger som många brun- och rödalger samt musselrev och musselbottnar utgör viktiga marina habitat (Kraufvelin m.fl. 2018b). Utöver de roller dessa miljöer har för artrikedom och produktivitet visar allt fler studier på hur viktig vegetationen (ålgräs, blåstång, mm) också är som kolsänka och klimatreglerare, det vill säga att de utför ytterst viktiga ekosystemtjänster (Nellemann och Corcoran 2009, Krause-Jensen och Duarte 2016, Röhr m.fl. 2016).

Grunda kustekosystem är mycket betydelsefulla och produktiva system med många viktiga livsmiljöer. Trots att de bara utgör en bråkdel av havens yta är de livsnödvändiga för att många djur ska kunna fullborda sin livscykel.

Grunda kustområden är också samtidigt de mest utsatta delarna av havsekosystemet i och med att dessa miljöer oftast påverkas först och kraftigast av olika mänskliga aktiviteter och påverkanstryck.



Figur 7 Ålgräsäng i Oslofjorden, Solbergstrand, Norge. Foto: Patrik Kraufvelin.

3 Fysisk påverkan och biologiska effekter av mänskliga aktiviteter

I detta kapitel beskrivs olika typer av mänskliga aktiviteter som orsakar en påverkan eller belastning på miljön med utgångspunkt från DPSIR-modellen. För att få detta att fungera avsätts ett skilt huvudkapitel för varje bokstav i DPSIR, i just den ordningen, men förutom R. Varje bokstav behandlas sedan enligt havsmiljödirektivets lista över aktivitetsteman (MSFD 2015).

Respons i form av restaureringsåtgärder, behandlaa mer utförligt i en kompletterande rapport (Kraufvelin m.fl. 2021). I den löpande texten finns även i vissa fall hänvisningar till sammanfattande bilagor för relevanta delar inom DPSIR (bilagorna 1–4).

Bokstaven D för Drivkrafter behandlas mer översiktligt i kapitel 3.1, liksom bokstaven I (Inverkan på människan och ekosystemtjänster) behandlas i kapitel 3.3, medan bokstaven R för Respons inte alls behandlas (för denna bokstav finns det särskilda åtgärdsprogram).

Huvudfokus för denna rapport (och även rapportens mest omfattande del) ligger på P, Påverkanstryck, och S, Statusförändringar, som avhandlas gemensamt i kapitel 3.2. Detta kapitel omfattar en mer ingående beskrivning av vilka påverkanstryck och vilka statusförändringar aktiviteterna ifråga ger upphov till. I detta kapitel beskrivs också närmare enskilda aktiviteter och inte bara aktivitetsteman (se MSFD 2015).

I kapitel 3.3 *DPSIR I, Inverkan på människans system (ekosystemtjänster)* ligger utgångspunkten i rapporten av Kraufvelin m.fl. (2018a) och artikeln av Bryhn m.fl. (2020).

Inom DPSIR står D för drivkraft, ”**Driver**”, som omfattar social, demografisk och ekonomisk utveckling i mänskliga samhällen och motsvarande förändringar i livsstil, totala konsumtionsnivåer och produktionsmönster. Begreppet drivkraft kan definieras som socioekonomiska sektorer som uppfyller grundläggande mänskliga behov av föda, vatten, råvaror, förflyttning av varor, hälsa, energi, skydd, säkerhet, utrymme, kultur och rekreation (Elliott m.fl. 2017). Dessa behov kan uppfyllas eller levereras genom olika aktiviteter som fiske, rekreation, sjöfart, vattenrening, med mera. Drivkrafterna kan ha sitt ursprung globalt, regionalt eller lokalt. För till exempel jordbrukssektorn är behov av vatten och behov av odlingsbar mark (markavvattning) exempel på drivkrafter, medan en drivkraft inom energisektorn är behovet av vatten för framställning av energi. Andra socioekonomiska sektorer uppfyller inte alltid direkt mänskliga behov, men stöder istället andra sektorer genom att bygga och upprätthålla den infrastruktur som behövs för en fungerande ekonomi.

Verksamheten som styrs av drivkrafterna äger rum genom olika mänskliga aktiviteter som avsiktligt eller oavsiktligt utövar ett påverkanstryck eller en belastning, ”**Pressure**” (P i DPSIR), och leder till en stress för miljön. Dessa aktiviteter är av skiftande slag och ger upphov till både exogena (yttre), icke förvaltningsbara, och endogena (inre), förvaltningsbara, påverkanstryck. De exogena påverkanstrycken härstammar från områden utanför det havsområde man försöker förvalta och har orsaker som inte kan åtgärdas specifikt just på plats (Elliott m.fl. 2017). Till exogena påverkanstryck hör olika klimatförändringar och mer specifikt storskaliga förändringar i: värmeregim, salthaltsnivåer, havsnivåer, havsströmmars styrka, pH-nivåer och vågexponering (Smith m.fl. 2016a, Elliott m.fl. 2017). Övergödning i form av diffus belastning eller intern belastning kan även räknas hit. Endogena påverkanstryck är de som förekommer inom förvaltningsområdets gränser och vars orsak och konsekvenser kan förvaltas som till exempel skador från en specifik aktivitet som trålfiske, marint uttag eller övergödande punktutsläpp (Elliott m.fl. 2017). För att förvalta endogena påverkanstryck är det väsentligt att fastställa alla effekter påverkanstrycket har, såväl ensamt som kumulativt, samt över tid och över rum (Elliott m.fl. 2017). En lista med olika endogena påverkanstryck ges i tabell 2.

Graden av påverkan eller belastning som aktiviteterna leder till beror på typen och nivån av teknologin som tillämpas, till exempel hur anläggningar och konstruktioner utformas eller vilka

tekniker som används och kan därför variera över rumsliga och tidsmässiga skalor. I rapporten om fysisk störning i grunda havsområden definierar Törnqvist m.fl. (2020a) påverkanszonen på följande sätt:

Påverkanszon anger den area inom vilken risk föreligger för att grundläggande hydromorfologiska kvalitetsfaktorer är påverkade av mänsklig verksamhet och sannolikhet finns för bestående förändringar på livsmiljön. För påverkanszoner med högsta tilldelade värden är riskerna stora, för zoner med lägsta värden är riskerna låga men existerande. Kvalitetsfaktorerna omfattar morfologiskt tillstånd (bottensubstrat, bottenformer, djup), hydrografiska villkor (vågor, vattenströmning) och konnektivitet (möjlighet till samspel mellan individer, populationer och habitat). Påverkanszonen visar alltså den area inom vilken det finns en graderad, liten till väsentlig, risk för bestående påverkan på havsbotten och/eller i vattenpelaren.

Med bestående förändring avser Törnqvist m.fl. (2020a) mätbara förändringar på havsbotten eller i vattenpelaren vad avser konnektivitet, hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd där de betydande förändringarnas varaktighet överstiger 6 år. Målsättningen är att det resultatet ska motsvara en graderad risk för minskad täckningsgrad, abundans och naturlighet hos bottenhabitaten där skalan går från en liten risk för indirekta fysiska effekter till en stor risk för total förlust av habitat (Törnqvist m.fl. 2020a).

Tabell 2 Lista över fyra olika huvudsakliga påverkanstyper, det vill säga hydrografisk, kemisk, fysisk och biologisk och vilka specifika påverkanstryck som de innefattar (från MarLIN, www.marlin.ac.uk). Notera att det finns flera hydrografiska, kemiska och biologiska påverkanstryck än dessa som omnämns här. I tabellen ligger fokus på de som har störst relevans för denna rapport.

Hydrografisk påverkan	Kemisk påverkan	Fysisk påverkan	Biologisk påverkan
Förändring i temperatur	Förändring i syretillgång	Fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö)	Genetisk modifikation och förflyttning av infödda arter
Förändring av salthalt	Förändring i tillgång på närsalter	Fysisk förändring till annan bottenyt	Introduktion och spridning av främmande arter
Förändring av vattenflöde (tidvattens-strömmar)	Förändring i tillgång på organiskt material	Fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion)	Introduktion av sjukdomsalstrande mikrober
Förändring i torrlägningsregim (hög- och lågvatten)	-	Abrasion (störning av substrat- eller bottenyta)	Uttag av målart (skörd av marin resurs)
Förändring i vågexponeringsgrad	-	Inträngning i substrat eller störning under substratytan	Uttag av icke-målart (bifångst)
-	-	Förändring av turbiditet/grumlighet (ändring i mängd suspenderat material och i vattnets klarhet)	-
-	-	Övertäckning (lätt eller svår)	-
-	-	Nedskräpning	-
-	-	Elektromagnetisk förändring	-
-	-	Undervattensbuller	-
-	-	Förändring av ljusförhållanden	-
-	-	Barriär för arters rörelse/spridning	-
-	-	Kontakt/kollision	-
-	-	Visuell störning	-

Klarläggande av viktiga begrepp inom fysisk påverkan – biologiska effekter

Hydrografiskt tillstånd/villkor är ett statistiskt eller statistiskt värde som beskriver typiska förhållanden på en geografisk plats, eller avvikelse från ett naturligt referensförhållande. Exempel kan vara medelvåghöjd, medeldjup, medelströmhastighet, medelhögvattenstånd, medeldjup för termoklin, etcetera. Om begreppet används inom vattenförvaltningen gäller det oftast en medelavvikelse från ett referensförhållande

Hydrodynamik är beskrivning av processerna som leder till ett typiskt hydrografiskt tillstånd inom ett område. Det kan vara vågprocesser, strömningsprocesser, bildande av skillnader i densitet (täthet), det vill säga dynamiska processer som inte kan beskrivas av ett enskilt värde utan snarare beskrivs matematiskt genom derivator eller differentialekvationer.

En typisk kedja för orsak-/verkansamband kan därmed se ut så här vid fysisk påverkan – biologiska effekter:

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

I praktiken är det ändå mer komplicerat än så här, eftersom också återkopplingsfeedbackmekanismer (återkoppling) och vattenkvaliteten har betydelse. Den allmänna bilden är dock att när hydrodynamiska processer påverkas försöker naturen komma till ett nytt stabilt jämviktsförhållande. Påverkar vi till exempel vågprocesserna genom en stenpir kommer det att uppstå en instabilitet i systemet som leder till lägre energitillgång på ena sidan av piren och högre energi på den andra. Naturen skapar en ny jämvikt genom att erodera på ena sidan (den yttre) och deponera sediment på den andra sidan (den inre). Att komma till ett nytt jämviktstillstånd för de hydrografiska processerna går fort, men för geomorfologin kan det ta ett till flera hundra år beroende på hur mycket energi som finns tillgängligt och erosions-/transportförmågan i systemet.

De hydromorfologiska kvalitetsparametrarna som används av Törnqvist m.fl. (2020a) relaterar till vattenförvaltningens definitioner enligt följande:

- Hydrografiska villkor avser vågverkan, inte tidvatten, då vågverkan anses vara överordnad tidvatteneffekter och de senare svårigen kan uppskattas.
- Morfologiska tillstånd motsvarar främst förflyttade bottenstrukturer runt fysiska etableringar samt nedfallande sediment och resuspension runt bottenstörande verksamheter, till exempel muddringar. Här ingår även förändrade strukturer och variationer i djup och strandlinjens form.
- Konnektivitet avser förutsättningar för mobila arter, plankton, fröspridning och sedimenttransport i vattenpelaren och om dessas rörelser påverkas av fysisk blockering,

Påverkanstrycket (P i DPSIR) som härstammar från aktiviteter som utövas i det mänskliga samhället kan i sin tur leda till oavsiktliga eller avsiktliga **Statusförändringar (S i DPSIR)** i ekosystemets tillstånd eller med andra ord i effekter på olika ekosystemkomponenter, det vill säga ”*State Changes*”. Vanligen är dessa statusförändringar oönskade och betraktas ofta som negativa och uppmärksammas i regel i form av förlust, skada, nedbrytning och så vidare. En påverkan eller belastning kan skada ett ekosystem direkt, som skörd av någon naturresurs eller muddring av bottenmaterial. Belastningen kan också transporteras eller transformeras genom en räckvidd av naturliga processer och indirekt orsaka förändringar och skador på ekosystemets naturliga förhållanden. Detta kan till exempel ske om föroreningar och näringsämnen som varit bundna i sedimentet på nytt kommer ut i vattenmiljön i samband med muddring eller dumpning av muddringsmassor. Hit kan man även räkna återsedimentering i andra miljöer än där ingreppen

ägde rum. Förändringarna i status eller tillstånd gäller både abiotiska (icke-levande) och biotiska (levande) ekosystemkomponenter. I denna rapport betraktas abiotiska ekosystemkomponenter, eller egentligen abiotiska variabler, som påverkanstryck:

- hydrografiska variabler (egenskaper hos vattenmiljön som temperatur, skiktning och vattenflöden)
- kemiska variabler (kvantiteten och kvaliteten av kemiska föreningar, som till exempel atmosfärens koldioxidhalter eller vattnets koncentration av salt, syre, kväve och fosfor)
- fysiska variabler (kvantiteten och kvaliteten hos fysiska fenomen, som till exempel underlagets beskaffenhet och ljusställning, hit räknas även morfologiska förhållanden).

Vad gäller statusförändringar avses i denna rapport enbart inverkan på biologiska variabler, det vill säga förhållanden på ekosystem-, samhälls-, art- eller genetisk nivå, som till exempel fiskbestånd, förekomst av vegetation, biodiversitetsnivåer eller mellanartsinteraktioner. Detta ska också bättre motsvara begreppet "effekter" i rapportens rubrik, där själva påverkanstrycket snarast motsvaras av "fysisk påverkan" (men också ibland av närliggande hydrografisk, kemisk och biologisk påverkan när det är relevant för rapporten).

Förändringar i statusen på ekosystemets struktur och funktion har i sin tur en inverkan, **"Impact" (I i DPSIR)**, på välbefinnande och välbefinnande hos människor genom förstörda habitat, minskad biologisk mångfald, samt möjliga förändringar i de tjänster ett fungerande ekosystem förväntas erbjuda så kallade ekosystemtjänster. Ekosystemtjänster är nyttor för människor och samhället från ekosystemen. Dessa nyttor är funktioner, processer och andra företeelser som just nu eller i framtiden direkt eller indirekt tjänar eller stöder mänskliga sociala och ekonomiska drivkrafter. Ekosystemtjänsterna indelas vanligtvis i: stödjande, reglerande, tillhandahållande och kulturella tjänster. Ekosystemprocesser gynnar människor genom att (Bryhn m.fl. 2015):

- indirekt stödja processer som upprätthåller ekosystemet
- reglera luftkvalitet, vattenkvalitet, eller sjukdomar
- förse oss med till exempel föda, timmer, bränsle
- erbjuda kulturella värden inklusive estetiska värden och rekreationsvärden.

Människan fattar sedan beslut om åtgärder i form av en **Respons (R i DPSIR)**, till effekter på olika delar av D, P, S eller I, det vill säga drivkrafter, påverkanstryck, statusförändringar och inverkan på människans system. Respons i form av restaureringsåtgärder, behandlas utförligt i en kompletterande rapport (Kraufvelin m.fl. 2021).

3.1 DPSIR D, Drivkrafter, några exempel för varje aktivitetstema

Inom DPSIR står D för drivkraft och i denna rapport definieras detta som samhälleliga drivkrafter som uppfyller grundläggande mänskliga behov av föda, vatten, råvaror, förflyttning av varor och människor, produktion av energi, överföring av energi, överföring av material och kommunikation, hälsa, skydd, säkerhet, utrymme, kultur och rekreation (Elliott m.fl. 2017). Dessa behov kan uppfyllas eller levereras genom olika aktiviteter som fiske, rekreation, sjöfart, vattenrening, med mera, men notera att drivkrafter och aktiviteter inte är samma sak (Elliott m.fl. 2017). Bakom varje aktivitet finns en eller flera grundläggande drivkrafter. Nedan redogörs kort för vilka drivkrafter som finns inom respektive aktivitetstema enligt havsmiljödirektivets lista (MSFD 2015).

DPSIR D för Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten

Viktiga **drivkrafter** bakom aktivitetstemat "Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten" utgörs av vårt behov av:

- **Föda och råvaror** som ligger bakom olika aktiviteter som till exempel torrläggning och sänkning av vattenområden som ger ökad markavvattning för produktion av livsmedel och råvaror från jord- och skogsbruk.
- **Skydd**, som ligger bakom aktiviteter som anläggning av översvämningsskydd och erosionskydd i kustmynnande vatten, vid havsstränder mot högt havsvattenstånd eller för att skydda infrastruktur som vägar, järnvägar eller broar. Detta gäller även aktiviteter som anläggning av vågbrytare på grund av naturliga variationer i vattenflöden och vattenståndsnivåer eller klimatförändringar, som leder till ökad stormfrekvens och stormintensitet i havet samt stigande havsvattensnivåer.
- **Skydd och Utrymme**, som ligger bakom aktiviteter som utfyllnader och anläggning av konstgjorda öar och rev som stöd för olika konstruktioner.
- **Förflyttning av varor och människor**, som ligger bakom aktiviteter som till exempel muddring av farleder för att möjliggöra yrkesmässig och privat sjötrafik för transport.
- **Rekreation**, som ligger bakom en aktivitet som till exempel muddring för att underlätta transport av människor.

DPSIR D för Uttag av icke levande resurser

En viktig **Drivkraft** bakom aktivitetstemat "Uttag av icke levande resurser" utgörs av vårt behov av:

- **Råvaror**, abiotiska sådana, som ligger bakom aktiviteter som till exempel uttag av sand, grus eller sten som råvaror för att skapa infrastruktur, för byggnation, strandfodring, utfyllnad eller för tillgång till kalkhaltiga skal för jordförbättring.

DPSIR D för Energiproduktion

Viktiga **drivkrafter** bakom aktivitetstemat "Energiproduktion" utgörs av vårt behov av:

- **Produktion av energi**, som ligger bakom aktiviteter som olika former av förnyelsebar (havsbaserad vindkraft, vågkraft, tidvattenkraft) eller icke-förnyelsebar energiproduktion (till exempel kärnkraft).
- **Överföring av energi och Skydd**, som ligger bakom aktiviteter som till exempel överföring via kablar, rör och ledningar och konstruktioner för att skydda dessa anordningar.

DPSIR D för Uttag av levande resurser

Viktiga **drivkrafter** bakom aktivitetstemat "Uttag av levande resurser" utgörs av vårt behov av:

- **Föda**, som ligger bakom aktiviteten yrkesfiske som är en ekonomisk verksamhet för att skörda och sälja marina proteiner och livsmedel, i form av fisk, skaldjur, fiskrom med mera för mänsklig konsumtion.
- **Råvaror**, biotiska sådana, som fiskmjöl eller foderfisk till djurfoder, vilka också kan fås från aktiviteten yrkesfiske.

- **Föda, Råvaror, Energi** eller **Hälsa**, är alla drivkrafter som ligger bakom aktiviteten uttag/skörd av alger.

DPSIR D för Odling/produktion av levande resurser

Viktiga **drivkrafter** bakom aktivitetstemat "Odling/produktion av levande resurser" utgörs av vårt behov av:

- **Föda**, som ligger bakom aktiviteter som fisk- och musselodling, växtodling och djurhållning.
- **Råvaror**, som ligger bakom aktiviteten skogsbruk för att få tillgång till papper och virke.
- **Energi**, som ligger bakom aktiviteterna växtodling och skogsbruk för produktion av biobränslen.
- **Föda** och **Kultur**, det vill säga köttproduktion och "gammal hävdtradition" som ligger bakom odlingsaktiviteter av olika slag samt aktiviteten strandbete.

DPSIR D för Transport

Viktiga **drivkrafter** bakom aktivitetstemat "Transport" utgörs av vårt behov av:

- **Förflyttning av varor, föda och människor**, som ligger bakom aktiviteten utbyggnad av infrastruktur i form av broar/tunnlar/vägbankar och hamnar i skärgårds- och kustmiljön samt därutöver aktiviteten sjöfart.
- **Kultur** och **Rekreation**, som ligger bakom aktiviteterna sjöfart och anläggning och drift av kommersiella hamnar som möjliggör förflyttning av människor under deras fritid.
- **Skydd** och **Säkerhet**, som ligger bakom aktiviteten anläggning och drift av kommersiella hamnar som möjliggör yrkesmässig säker och trygg sjötrafik för transport av personer och gods. Hamnanläggningarna med sin infrastruktur finns där för att fartygen säkert ska kunna lasta och lossa sitt gods och de är oftast konstruerade på så sätt att fartygen och båtarna skyddas för hårda vindar och kraftiga vågor ute till havs, men också för att förhindra obehöriga besökare både sjöledes och från land.
- **Energi**, som ligger bakom aktiviteten sjöfart för transport av energiråvaror som olja, kol och uran eller vid uppförande av anordningar för havsbaserad energiproduktion.
- **Säkerhet**, som ligger bakom militära aktiviteter till havs och kustbevakningens verksamhet.

DPSIR D för Tätort och industri

Viktiga **drivkrafter** bakom aktivitetstemat "Tätort och industri" utgörs av vårt behov av:

- **Energi, Skydd** och **Säkerhet**, som ligger bakom aktiviteter som anläggning av industrier och bebyggelse.
- **Föda** och **Råvaror**, som ligger bakom en stor del av industriproduktionen.
- **Rekreation**, som ligger bakom aktiviteter som fritidsbebyggelse.

DPSIR D för Turism och friluftsliv

Viktiga **drivkrafter** bakom aktivitetstemat "Turism och friluftsliv" utgörs av vårt behov av:

- **Rekreation**, som ligger bakom samtliga aktiviteter inom detta aktivitetstema.
- **Föda, Rekreation och Kultur**, där tillgång till föda delvis kan ligga bakom aktiviteter som jakt och fritidsfiske (även om dessa aktiviteter kanske ändå framför allt har andra drivkrafter som till exempel att idka en hobby eller ägna sig åt rekreation) eller så kan verksamheten vara kulturellt betingad.
- **Förflyttning av människor**, som ligger bakom aktiviteter som utbyggnad av infrastruktur i form av marinor och farleder i skärgårds- och kustmiljön.
- **Skydd och Säkerhet**, som ligger bakom placering och utformning av marinor, farleder för fritidsbåtar och badplatser.
- **Hälsa och Rekreation**, som ligger bakom aktiviteter som strandstädning vid badplatser.

DPSIR D för Forskning och utbildning

En **Drivkraft** bakom aktivitetstemat "Forskning och utbildning" utgörs av vårt behov av:

- **Kultur**, till exempel i form av kunskap/vetenskap och undervisning.

DPSIR D för Försvar/militär

En **Drivkraft** bakom aktivitetstemat "Försvar/militär" utgörs av vårt behov av:

- **Skydd och Säkerhet**, i form av ett fungerande försvar.

3.2 DPSIR P, Påverkanstryck, och DPSIR S, Statusförändringar, för varje aktivitet

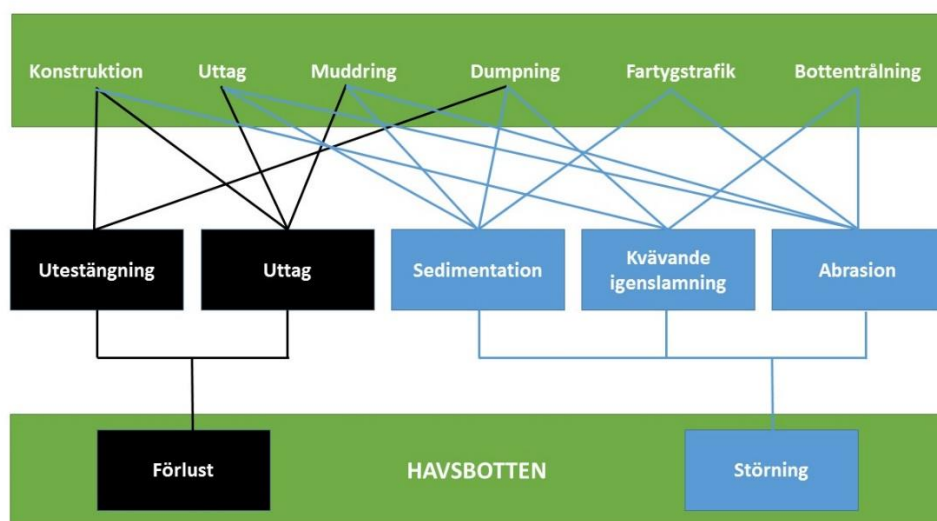
I global jämförelse anses svenska kustnära havsområden vara relativt opåverkade av fysisk påverkan som innebär storskalig fysisk förlust eller storskalig fysisk störning av havsbottnar (Havs- och vattenmyndigheten 2017a, Helcom 2018). Detta eftersom aktiviteter som leder till betydande areella förluster, som torrläggning för jordbruk och storskalig materialutvinning, inte just förekommer (Havs- och vattenmyndigheten 2017a). Torrläggning av havsområden för att få mer jordbruksmark har dock tidigare förekommit i förhållandevis stor skala i vissa svenska regioner, framför allt i Skåne och i Blekinge (se kapitel 3.2.1.4 *Torrläggning av våtmarker, invallning av vattenområden* och Hansen m.fl. 2020), så historiskt har antagligen storskaliga förluster ägt rum. Aktiviteter som bottenrålning och exploatering av kustområden kan också fortfarande leda till storskaliga förluster/störningar i svenska kust- och havsområden. En nyligen genomförd kartering av fysisk påverkan i nutid och historiskt visar även på en omfattande kustnära exploatering (Törnqvist 2020a). Inom vissa kustområden finns en hög exploateringstakt och våra möjligheter att nyttja ekosystemtjänster från kusten förbrukas i snabb takt.

Fysisk förlust sker ständigt i mindre skala i kustzonen, där infrastruktur i form av marinor, hamnar, vägbankar och översvämningsskydd anläggs och påverkar havsbotten så mycket att den kan gå permanent eller långvarigt förlorad (Törnqvist m.fl. 2020a, se mer om detta och kopplingar till naturliga processer i kapitel 2 *Fysiska processer och strukturer samt betydelsen för grunda kustekosystem*). Typiska aktiviteter som är kopplade till fysisk förlust är sjöfart, infrastruktur i anknytning till marin turism och hamnverksamhet, kabel- och rördragning i samband med energitillförsel, samt förnybar energiproduktion som till exempel havsbaserad vindkraft. Sjöfart, marin turism och rekreation kräver tillräckligt vattendjup för framfart och tilläggning, vilket kan kräva muddring följt av dumpning av muddermassor. Havsbaserad vindkraft leder till förlust av miljön på havsbotten då turbinerna förankras i betongfundament som placeras på havsbotten. Fiberbankar formade i kustvatten av pappersindustrins långvariga utsläpp leder även de till fysisk förlust, då dessa bankar är bestående och kväver havsbotten (Havs- och vattenmyndigheten 2017a).

Fysisk störning, som ofta är en mildare form av påverkan än direkt fysisk förlust (se ovan), förekommer däremot i betydligt större geografisk utsträckning i svenska havsområden och orsakas av ett flertal olika aktiviteter av mycket varierande typ (Havs- och vattenmyndigheten 2017a). Bottenrålning är den aktivitet som i störst utsträckning och med de största påverkade arealerinnefattar fysisk störning, men även sjöfart, vars propellrar kan påverka grunda bottenar och vars båtskrov kan dra upp betydande svallvågor, samt muddring och dumpning av muddermassor är aktiviteter som möjligen har kraftig påverkan. Exploatering av grunda kustområden är också ett betydande problem, speciellt som exploateringstakten sedan 1960-talet har varit och är kraftig i många områden (Sundblad och Bergström 2014, Törnqvist m.fl. 2020a).

De viktigaste negativa effekterna av både fysisk förlust och fysisk störning är att livsmiljön på havsbotten försvinner fullständigt eller förändras mer genomgående (figur 8). Om detta sker i stor utsträckning innebär det att betydande delar av havsmiljön kan påverkas (Havs- och vattenmyndigheten 2017a). För Östersjön som helhet (inklusive Kattogatt) anges att mindre än 1 procent av havsbotten har förlorats, medan över 50 % av havsbotten är potentiellt störd (Helcom 2018). Helcom (2018) anger också att det för närvarande inte finns några internationellt

överenskomna metoder för att bedöma mer exakt hur förlust och störning av havsbotten orsakar skadliga effekter på den marina miljön.



Figur 8 Generaliserad överblick över mänskliga aktiviteter som förorsakar ett fysiskt påverkanstryck på havsbotten. Aktiviteterna (överst) och påverkanstrycken (i mitten) grupperas vidare i enlighet till vilken typ av skada på havsbotten (nederst) de främst ger upphov till, det vill säga de som förorsakar förlust av botten (svarta boxar och linjer) och de som förorsakar störning på botten (blåa boxar och linjer) (efter Helcom 2018).

Många olika mänskliga aktiviteter kan förorsaka allvarlig skada på bottenhabitat och arter till exempel genom direktkontakt med havsbotten eller genom indirekta effekter på grund av ökad grumling eller sedimentering. Huruvida en aktivitet leder till en permanent förlust eller en tillfällig störning av ett bottenhabitat beror på många faktorer som aktivitetens typ, varaktighet, omfattning och intensitet, den använda tekniken och områdets känslighet. Förlusten av ett naturligt habitat kan också ge upphov till ett nytt konstgjort habitat när till exempel anlagda konstruktioner skapar hårda bottenar på mjuka bottenar eller sand. Detta kan leda till både positiva och oönskade negativa ekologiska förändringar i miljön (Helcom 2018).

Törnqvist m.fl. (2020a) framhåller att mängden studier som undersökt miljöpåverkan från olika verksamheter i marin miljö är omfattande. Gemensamt för dessa studier är ändå att de oftast fokuserar på enbart ett påverkanstryck åt gången, som muddring, dumpning, fartygstrafik eller bottentråning. Dessutom gör dessa studier sällan några detaljerade areella avgränsningar som tar hänsyn till den omgivande naturgeografien (till exempel djup, vågregim, bottensubstrat), utan resultaten är antingen generella eller alltför specifika. Därutöver försöker studierna ofta fastställa samband mellan påverkanstryck och miljöeffekter utan tydliga rumsliga (geografiska, areella) samband (Törnqvist m.fl. 2020a). Ett grundläggande mål kunde vara att få till ett mer automatiserat komplett system som kan ta hänsyn till flera kartlagda påverkanstryck samtidigt och som kan användas för att generera potentiellt påverkad yta enligt hydromorfologiska kvalitetsfaktorer och med avseende på indikatorer som visar på störning av bentiska samhällen. Modellerna för bedömning som tagits fram av Törnqvist m.fl. (2020a) bygger på att påverkan på bentiska miljöer kan härledas ur hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Denna rapport eftersträvar att följa ett liknande upplägg.

Påverkanstryck och miljöeffekter från vilken fysisk störning som helst beror i första hand på platsen där aktiviteten äger rum, på vilka de hydromorfologiska förutsättningarna är och vilka växt- och djursamhällen som förekommer eller använder sig av platsen. Exempelvis beror varaktigheten och omfattningen av en förändring i en miljöfaktor på (www.marlin.ac.uk):

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

Varaktigheten av en förändring återspeglas också i områdets förmåga till återhämtning och ekosystemkomponenternas resiliens (återhämtningsförmåga). Om det finns möjlighet till återinvandring av arter går till exempel återhämtningen fortare än om man med ett ingrepp "bygger bort" naturliga möjligheter för återställning.

Förlust eller förstörelse av livsmiljöer minskar våra möjligheter att nå internationella och nationella åtaganden vad gäller biologisk mångfald och vattenkvalitet. Dessa åtaganden gäller främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, Miljökvalitetsmålen Hav i balans, Levande kust och skärgård, Ett rikt växt- och djurliv, SDG-målen (Sustainable Development Goals) samt Aichimålen. Problemet är särskilt stort i kustnära (framför allt grunda och vågskyddade) miljöer som överlappas av ett flertal åtaganden och där exploateringsstrycket från människan är stort och dessutom på många håll ökande (Sundblad och Bergström 2014, Törnqvist m.fl. 2020a). Ofta medför strandnära bebyggelse en ökning av andra former av påverkan som bryggor, båttrafik, buller, muddring, erosionsskydd, strandmodifieringar och annan mänsklig aktivitet (Engdahl och Nilsson 2014, Moksnes m.fl. 2019). Påverkanspotentialen är i regel högst för de riktigt grunda vattenområdena i djupintervallet 0–2 meter och avtar ut mot djupare vatten. Områden inom djupintervallet 6–10 meter påverkas mer av till exempel fartygstrafik och dragning av rör, kablar och ledningar och mindre av annan form av exploatering (Törnqvist och Engdahl 2012).

I detta kapitel redogörs för ett antal (främst fysiska) påverkanstryck och deras rapporterade effekter på olika nyckelhabitats resistens (motståndskraft), resiliens (återhämtningsförmåga) och känslighet som baserar sig på översikter gjorda för projektet MarLIN (www.marlin.ac.uk) och som rapporterats av Tillin och Tyler-Walters (2014, 2015ab). Fyra olika huvudtyper av påverkan ingår: hydrografiska, kemiska, fysiska och biologiska, vilka i sin tur kan delas in i mer specifika påverkanstryck eller statusförändringar i miljön (tabell 2). Intensiteten och omfattningen av de olika påverkanstrycken eller förändringarna i miljön karakteriseras nedan enligt skilda beskrivningar för varje specifikt påverkanstryck. Dessa beskrivningar behövs för att utvärdera olika påverkanstrycks (och i förlängningen olika aktiviteters) inverkan på olika ekosystemkomponenter (se vidare om detta i kapitel 4.1 *Evidensbaserad bedömning av ekosystemens känslighet för fysisk påverkan*). För samtliga beskrivningar av påverkanstrycken hänvisas till Tillin och Tyler-Walters (2014). Notera att det finns fler hydrografiska, kemiska och biologiska påverkanstryck än dessa, men bara de som har störst relevans för denna rapport,

bland annat som indirekta effekter av olika aktiviteter, tas upp här. Se Tillin och Tyler-Walters (2014), Smith m.fl. (2016a) och Elliott m.fl. (2017) för mer fullständiga listor över påverkanstryck.

I detta kapitel redogörs mer detaljerat för (främst fysiska) påverkanstryck och deras effekter på olika nyckelhabitats resistens (motståndskraft), resiliens (återhämningsförmåga) och sensitivitet (känslighet). Denna översikt baserar vi på sammanställningar på MarLINs nätsidor: www.marlin.ac.uk. Fyra olika huvudtyper av påverkan ingår: hydrografisk, kemisk, fysisk och biologisk. Dessa kan i sin tur delas in i ett antal mer specifika påverkanstryck (tabell 2).

Hydrografisk påverkan

Förändring i temperatur

Förändringar i temperatur härstammar framför allt från utsläpp av uppvärmt vatten eller att utsläppen av varmt vatten upphört, till exempel i samband med kylvattenutsläpp från kraftverk eller uppvärmt processavloppsvatten från massaindustrin, men de kan också förekomma i närheten av kablar och rör under vatten eller om man muddrar eller spränger bort trösklar i grunda vikar. Påverkanstrycket uppstår i allmänhet inom vattenplymen som genereras från påverkanskällan. Notera dock att dessa påverkanstryck inte omfattar förändringar i temperatur från global uppvärmning. Som ett mer specifikt riktmärke för påverkan inom MarLIN omfattar förändringarna i temperatur ökning eller minskningar på 5 °C under tidsrymder av en månad eller 2 °C under tidsrymden av ett år.

Förändring av salthalt

Förändringar av salthalt härstammar oftast från utsläpp av sötvatten eller saltvatten som kan kontrolleras, från till exempel farledsmuddring, ifall haloklinen (salthaltskiktet) påverkas, från fördämningar som förändrar flöde eller utväxling av söt- och saltvatten eller från avsaltningsverk. Påverkanstrycket kan avgränsas i tid och rum beroende på vilken aktivitet det är fråga om och förhållandena i den lokala miljön. Mer specifikt omfattar förändring av salthalt ökning eller minskningar i en hel salthaltskategori som ligger utanför det normala intervallet för habitatet under ett års tid. Salthaltskategorier brukar delas in i fulla marina förhållanden 30–40 ‰, reducerade marina förhållanden 18–30 ‰ och brackvattensförhållanden vid salthalter som är lägre än 18 ‰.

Förändring av vattenflöde

Förändringar av vattenflöde är associerade med tidvattensströmmar, rådande vindar och oceanströmmar och hör därmed ihop med aktiviteter som kan modifiera hydrografiska energiflöden som havsbaserad energiproduktion, muddring, kanalisering och kustförsvar. Extremlägen hos denna påverkan är en förändring från en hög till en låg energimiljö eller vice versa. Situationen för biota, substrat, sedimenttillförsel, sedimenttransport och havsbotten är tydligt olika för dessa extremnivåer och vid förändring finns risker för kraftiga och komplexa effekter på undervattensmiljön. Mer specifikt definieras påverkanstrycket som en förändring av toppflödeshastigheten med 0,1–0,2 meter per sekund under ett års tid.

Förändring i torrlägningsregim (hög- och lågvatten)

Detta påverkanstryck omfattar förändringar i vattennivå som reducerar tidvattenzonen och beroende eller associerade habitat. Påverkan relaterar både till rumsliga och tidsmässiga förändringar i hur arterna är dränkta av vatten eller torrlagda under tidvattenscykler. Aktiviteterna som orsakar påverkanstrycket kan omfatta åtgärder uppströms eller nerströms längs en tidvattensbarriär, muddring, ändringar av strandlinjen, med mera. Förändringarna i tidvattensmönster kan orsaka ändrad sedimentdynamik som vid erosion och sedimentation. Påverkanstryck från global höjning av havsnivån ingår inte i denna hydrografiska förändring. Mer specifikt definieras påverkanstrycket som en förändring i den tid som habitatet är täckt eller inte täckt av havsvatten under en period längre än ett år eller en ökning eller minskning i havsvattennivå under mer än ett års tid.

Förändring i vågexponeringsgrad

Detta påverkanstryck omfattar lokala förändringar i vågors längd, höjd och frekvens. Vågexponeringsnivån på en strand är beroende på själva avståndet med öppet havsvatten över vilket vinden kan blåsa för att generera vågor (stryklängd, "fetch") och vindens styrka och frekvens. Mänskliga källor till detta påverkanstryck som oftast innebär en minskning av vågexponeringsgrad kan utgöras av: anläggning av vägbankar, vågbrytare, pirar och konstgjorda öar, utplacering av konstgjorda rev, förekomst av fartygsvrak, men även täta förekomster av havsbaserade vindkraftverk. En ökning av vågexponeringsgraden kan uppstå när man tar bort någon av dessa anläggningar ovan, när man öppnar naturliga trösklar eller vid ökad fartygs- och båttrafik framför allt inomskärs. Mer specifikt definieras påverkanstrycket som en förändring i den signifikanta våghöjden på mer än 3 procent.

Kemisk påverkan

Förändring i syretillgång

Detta påverkanstryck omfattar alla situationer med minskade syrekoncentrationer som inte är direkt associerade med övergödning med näringsämnen eller organiskt material (se nedan). Således avses främst en temporär eller mer permanent sänkning av syrehalterna i vattnet eller i substrat på grund av mänskliga orsaker, som utsläpp av ballastvatten eller andra stagnerade vatten, samt fullständig eller partiell avstängning av vattenområden, som vid konstruktion av vägbankar som försämrar vattenomsättningen. Vissa områden kan ändå naturligt ha lägre syrehalt på grund av stagnation av vattenmassor. Mer specifikt definieras påverkanstrycket som exponering för lösta syrgashalter som är lägre än 2 mg/l under en veckas tid.

Förändring i tillgång på närsalter

Detta påverkanstryck uppstår från ökade nivåer av kväve, fosfor, kisel (och järn) i den marina miljön jämfört med bakgrundskoncentrationen. Näringsämnen kan nå havet genom naturliga processer, som till exempel från nedbrytning av dött organiskt material, avrinning från floder, från atmosfären (kväve) och från mänskliga källor som tillrinning av avloppsvatten, avrinning från land (främst jordbruk men även från skogsbruk), samt från akvakultur och via luftburna utsläpp. Mängden näringsämnen kan också öka genom så kallad intern belastning, då näringsämnen som redan tidigare funnits bundna i systemet frigörs och igen blir tillgängliga för levande organismer. Övergödning med näringsämnen kan leda till syreminskning, algblomningar samt ändringar i

samhällsstruktur hos bottendjur och makrofyter. Mer specifikt kan man definiera påverkanstrycket som överensstämmelse med vattendirektivets (VD) kriterier för god miljöstatus.

Förändring i tillgång på organiskt material

Detta påverkanstryck är ett resultat av förekomst av organiskt material, framför allt kol, från nedbrytning av döda organismer (land och hav), avföring från marina djur, kolloidalt organiskt material och avloppsvatten från hushåll och industrier, samt material från akvakultur och avrinning från land (jordbruk och skogsbruk). Övergödning med organiskt material kan leda till ökad syreförbrukning och ändringar i samhällsstruktur hos bottendjur och makrofyter. Mer specifikt definieras detta påverkanstryck som en avlagring av mer än 100 gram kol per kvadratmeter och år.

Fysisk påverkan

Fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö)

Detta påverkanstryck avser permanent förlust av marina habitat till land eller till sötvatten. Associerade aktiviteter är utfyllnad, "markanspråk", invallningar, och marina anläggningar som inkräktar på nivån för högsta högvattennivån mot havssidan. Påverkansfaktorn utesluter förändringar från ett marint habitat till ett annat marint habitat, eftersom sådan påverkan tas upp som en skild faktor nedan.

Fysisk förändring till annan bottentyp

Detta påverkanstryck avser permanent förändring från en marin habitattyp till en annan genom substratförändring inklusive förändring till artificiellt substrat (till exempel betong). Precis som i gruppen ovan ingår en permanent förlust, men här innefattas också ett samtidigt skapande av en annorlunda marin habitattyp. Associerade aktiviteter för detta påverkanstryck är installation av infrastruktur som plattformar, vindkraftsfundament, kustförsvar, rör och kablar i sig, samt dumpning av sten för att förankra och skydda rör och kablar, det vill säga olika fall där främst mjuka naturliga substrat ersätts av hårda underlag. Också marina uttag och muddring, där material förloras helt och inte ersätts, hör hit. Mer specifikt avser påverkanstrycket en förändring i sedimenttyp från en kornstorleksklass (engelska: "Folk class") till en annan, det vill säga en klassificering som gäller för mjukbotten (se Long 2006). Förändringen kan också ske från sediment, sand och grus till hårt betongunderlag eller från klippunderlag till mjukbotten (se till exempel kapitel 2.2.10.3 *Sprängningar*).

Fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion)

Detta påverkanstryck avser en tillfällig eller reversibel förändring i habitatstrukturen. Marina uttag av material är ett exempel på en aktivitet som åstadkommer detta påverkanstryck. Vid dessa ingrepp avlägsnas en andel av havsbottens sand eller grus, men ett kvarvarande lager återstår som påminner om den förutvarande bottenstrukturen och som kan återkolonieras av biologiska samhällen. Farledsmuddring är en annan aktivitet som kan åstadkomma denna påverkan. I detta fall får det material som avlägsnas ersättas på naturlig väg och i naturlig takt så att sedimenttypen inte förändras över långa tidsperspektiv. Mer specifikt avser påverkanstrycket extraktion av substratet ner till 30 cm djup, där substratet inkluderar sediment, sand och grus, men inte traditionellt hårbottenunderlag som klippor och berg.

Abrasion (störning av substrat- eller bottenyta)

Detta påverkanstryck innefattar fysisk störning av substratytan så kallad abrasion eller erosion/slitage i sedimentära eller hårda habitat med följder för växter (epiflora) och djur (epifauna) som lever på substratytan. Aktiviteter som nedtrampning, framförande av fordon, grundstötning, ankring och vissa fiskeredskap (till exempel trålning) kan leda till denna påverkansform. Störningarna kan drabba både stora områden (till exempel trålning) eller vara relativt lokala (till exempel störningar relaterade till rekreation). Mer specifikt avser påverkanstrycket skada på substratytans egenskaper i form av arter eller fysiska strukturer som förekommer inom habitatet.

Inträngning i substrat eller störning under substratytan

Denna påverkansform avser fysisk störning av sediment där det förekommer begränsad eller ingen förlust av substrat från systemet. Påverkanstrycket associeras med aktiviteter som ankring, provtagning av sedimentproppar, nedgrävning av kablar, propellerströmmar, vissa fiskeaktiviteter, med mera. Störningarna kan drabba både stora områden (till exempel trålning) eller vara relativt lokala (störningar relaterade till rekreation). Mer specifikt avser påverkanstrycket skada på egenskaper under substratytan i form av arter eller fysiska strukturer inom habitatet.

Förändring i turbiditet (ändring i mängd suspenderat material och i vattnets klarhet)

Detta påverkanstryck avser förändringar i vattnets klarhet eller grumlighet (turbiditet) på grund av ändrad halt av sedimentpartiklar, organiska partiklar och lösta föreningar. Förändringarna är framför allt relaterade till aktiviteter som stör sediment och/eller organiskt partikulärt material och mobiliserar det till vattenkolumnen som muddring, dumpning, nedgrävning av rör och kablar, bottentrålning, fartygs- och båttrafik samt sekundära effekter från konstruktionsarbeten. Partikelstorlek, hydrografisk energi (strömhastighet och strömriktning) och tidvattensmönster påverkar alla den rumsliga omfattningen och den tidsmässiga varaktigheten av påverkanstrycket. De mänskliga aktiviteterna som orsakar grumlingarna är ofta kortlivade och har då effekt över begränsade områden, men mer bestående skador kan också uppstå (Karlsson m.fl. 2020, Törnqvist m.fl. 2020b). Mer specifikt kan förändringen enligt MarLin anges som en förflyttning i en rangordningsgrad på vattendirektivets skala till exempel från klart vatten till intermediärt vatten under ett års tid.

Övertäckning (lätt eller svår)

Detta påverkanstryck avser övertäckning/igenslamning (sedimentering) på grund av sediment löst i vattenkolumnen. Aktiviteter som associeras med detta påverkanstryck är akvakultur, ”markanspråk”, farledsmuddring, dumpning, marina uttag av material, utplacering och intäckning av kablar och rör, olika konstruktionsaktiviteter, samt bottentrålning. Mer specifikt avser övertäckningen en deponering av upp till 5 cm (lätt) eller upp till 30 cm (svår) fint material över habitatet under ett enda tillfälle. De flesta bentiska biota kan anpassa sig till lätt övertäckning, då de kan migrera vertikalt genom sedimentet, men få arter klarar av svår övertäckning.

Nedskräpning

Marina skräp omfattar alla fasta material, som plast, metall, timmer, rep, fiskeutrustning (spökfiske) som kommit ut i vattenmassan när de förlorats eller spridits ut från mänskliga aktiviteter. Hit hör också deras nedbrytningsprodukter som mikropartiklar av plast. Ekologiska effekter kan vara fysiska (kvävning),

biologiska (upptag, intrassling, fysisk skada eller ackumulering av kemikalier) eller kemiska (läckage, kontaminering), Det finns fortfarande ganska få exempel på effekter av marint skräp på ryggradslösa djur och habitat, men för fisk, fåglar och däggdjur börjar det finnas ett större antal undersökningar.

Elektromagnetisk förändring

Kablar för energiöverföring och telekommunikation kan under drift generera elektriska fält eller magnetfält. Dessa fält kan ändra beteende och förflyttningsmönster hos känsliga arter som till exempel ålar, hajar och rockor (Westerberg och Begout-Anras 2000, Öhman m.fl. 2007, Westerberg och Lagenfelt 2008). Mer specifikt anges förändringen som ett lokalt elektriskt fält av storleksordningen 1 Volt per meter eller som ett lokalt magnetiskt fält av storleksordningen 10 μ T (mikro Tesla). De bevis som finns för dessa påverkanstryck är relativt begränsade för andra ekosystemkomponenter än fisk som till exempel bentiska ryggradslösa djur.

Undervattensbuller

Detta påverkanstryck avser ökning av bullernivåer över bakgrundsnivån på en lokal och gäller främst marina däggdjur och fisk för vilka det kan leda till bland annat hörselskador eller till och med död, men oftast påverkas framför allt arternas orientering och beteende. Studier har även gjorts på ryggradslösa djur som bläckfiskar som också verkar kunna skadas av höga ljudnivåer (André m.fl. 2011). Bullernivåer associerade med konstruktionsaktiviteter som pålning eller sprängning brukar betecknas som impulsiva ljud och är vanligen starkare än ljud som förekommer vid operativa faser som fartygstrafik i drift och havsbaserad vindkraft som brukar betecknas som kontinuerliga ljud (Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Havs- och vattenmyndigheten 2015a, Williams m.fl. 2015). I dagsläget finns publicerade riktlinjer om vilka nivåer av ljud som är skadliga för fisk (Popper m.fl. 2014) och marina däggdjur (Southall m.fl. 2007, Tougaard m.fl. 2015). Dessa uppgifter uppdateras med jämna mellanrum när mer data genereras. Havs- och vattenmyndigheten (2015a) listar ett antal områden för vilka ökad kunskapsuppbyggnad behövs med avseende på ljudstörning i havet.

Förändring av ljusförhållanden

Detta påverkanstryck innefattar en förändring av ljusstillsförsel av mänskliga orsaker som att olika strukturer lysas upp under konstruktion eller operativa faser eller genom installation av belysning vid pirar och broar, strandpromenader eller turistanläggningar. Ekologiska följder av detta kan vara avvikelser i fåglars och fiskars flyttningsrutter eller störning av fortplantningssignaler hos marina djur. Om ljusstillsförseln är kontinuerlig kan den leda till ökad algproduktion, även om det inte tycks finnas publicerade belägg för detta. På motsvarande sätt kan också permanenta skuggningseffekter (genom olika marina konstruktioner och anläggningar) påverka till exempel makroalger och sjögräs negativt (se till exempel Burdick och Short 1999, Fresh m.fl. 2006, Gladstone och Courtenay 2014, Eriander m.fl. 2017).

Barriär för arters rörelse/spridning

Detta påverkanstryck avser fysiskt förhindrande av arters förflyttning, från global och regional nivå (fåglar, ål, lax och valar) till lokal nivå (olika arters rörelser över korta sträckor för fortplantning, födosökning). Påverkanstrycket innefattar störning av vandring till floder (som till exempel dammanläggningar för vattenkraft) och störning av förflyttning över öppna vatten (till exempel havsbaserad vindkraft och annan energiproduktion). Mest gäller påverkanstrycket ryggradsdjur,

men också andra marina organismer kan påverkas för sina vandringar eller för spridning av larver och sporer. Mer specifikt avser påverkanstrycket en permanent eller tillfällig barriär mot arters förflyttning som sträcker sig över mer än 50 procent av vattenområdets vidd eller en förändring på 10 procent i tidvattenutbredning.

Kontakt/kollision

Detta påverkanstryck omfattar skada eller död för organismer som kolliderar med statiska eller rörliga strukturer, till exempel riggar, vindkraftverksvingar, intagningsrör för kylvatten till kraftverk, fartyg och mindre båtar, med mera. Farkosters kollision med bentiska habitat genom till exempel grundstötning tas däremot upp under "störning av substratytan".

Visuell störning

Detta påverkanstryck avser störning av biota från mänskliga aktiviteter som ökad fartygstrafik under anläggningsfasen för ny infrastruktur (till exempel broar och hamnar) eller vid rekreativitet som vildmarksskådning, fordonstrafik på strandområden, med mera. Störningen är endast relevant för arter som använder sin syn för jakt, beteenderespons eller för att undvika rovdjur och är därför mest relevant för fiskar, fåglar och däggdjur och i viss utsträckning för en del ryggradslösa djur.

Biologisk påverkan

Genetisk modifiering och förflyttning av infödda arter

Genetisk modifiering och förflyttning av infödda arter kan vara avsiktlig (till exempel utsläpp av odlade individer till naturen, genmodifierad födoproduktion) eller ske som en biprodukt av andra aktiviteter (till exempel mutationer på grund av radioaktiv kontaminering) eller äga rum på grund av rymning (odlad lax) eller genom att arter lossnar från sina odlingssubstrat (ostron och musslor). Mer specifikt avser påverkanstrycket förflyttning av infödda arter och/eller introduktion av genetiskt modifierade eller genetiskt annorlunda populationer av infödda arter som kan medföra förändringar i den genetiska strukturen av lokala populationer, hybridisering eller förändringar i organismsamhällets struktur.

Introduktion och spridning av främmande arter

Detta påverkanstryck avser direkt eller indirekt spridning av en främmande art. Den indirekta introduktionen kan ske genom ballastvatten eller genom att organismer fäst sig på fartygs- och båtskrov, via fiskeredskap, med maskiner, via import av organismer för akvakultur eller för konsumtion. Spridningen och etableringen kan också gynnas över olika "brohuvuden" för främmande arter till exempel i samband med havsbaserade vindkraftparker eller längs rörledning eller strukturer för kustförsvar (se till exempel Airoidi m.fl. 2015).

Introduktion av sjukdomsalstrande mikrober

Påverkanstrycket avser introduktion av sjukdomsalstrande mikrober till ett område där de inte förekommit tidigare. Detta kan till exempel ske genom obehandlat eller otillräckligt behandlat avloppsvatten, avrinning från land, utsläpp från fartygs ballastvatten eller spridning genom akvakultur.

Uttag av målart

Detta påverkanstryck avser den kommersiella exploateringen av fisk- och skaldjursbestånd inklusive fritidsfiske, men även mer småskaligt uttag inom och för vetenskaplig provtagning. Ekologiska konsekvenser innefattar effekter på hållbarheten hos bestånd, energiflöden genom födovävar och storleks- och åldersfördelning inom fiskbestånd. Notera att denna påverkan endast avser ekologiska effekter av att arter avlägsnas och inte effekter av själva processen med avlägsnandet i sig självt, det vill säga själva fisket, skörden eller uttaget. Fysiska effekter av aktiviteterna tas upp under "störning av substratytan" (abrasion, erosion och slitage)

Uttag av icke-målart (bifångst)

Detta påverkanstryck avser bifångst (icke-avsedd fångst) associerad med alla typer av fiske och skörd av levande organismer och marint uttag av icke-levande resurser. Ekologiska konsekvenser innefattar alla typer av födovävsberoenden, samt populationsdynamik hos fisk, fåglar och marina däggdjur. Notera att denna påverkan endast avser ekologiska effekter av att arter avlägsnas och inte effekter av själva processen med avlägsnandet det vill säga fisket, skörden eller uttaget. Fysiska effekter av aktiviteterna tas upp under "störning av substratytan" (abrasion, erosion och slitage).

Uppbyggnaden av följande kapitel om fysisk påverkan och biologiska effekter

I följande underkapitel beskrivs de olika (främst fysiska) påverkanstrycken som olika aktiviteter åstadkommer och vilka biologiska effekter de kan ha på olika ekosystemkomponenter (kort P och S i DPSIR-modellen). Systematiken för underkapitlen följer havsmiljödirektivets lista över aktivitetsteman (MSFD 2015). P står för påverkanstryck (det vill säga de olika trycken som omnämns i tabell 2 och som beskrivs ovan), och S står för Statusförändringar (det vill säga inverkan på ekosystemkomponenter, det vill säga habitat/naturtyper och viktiga arter).

I mån av möjlighet struktureras de enskilda avsnitten för varje aktivitet enligt följande disposition:

- kort beskrivning av aktiviteten
- beskrivning av vilka fysiska Påverkanstryck (P) aktiviteten framför allt ger upphov till
- beskrivning av vilka Statusförändringar (S) på ekosystemkomponenter som de olika påverkanstrycken ger upphov till
- eventuella fallexempel, om möjligt med information om påverkanstrycks och effekters rumsliga och tidsmässiga utbredning, när sådan information finns tillgänglig.

De sammanfattande faktarutorna i slutet av varje aktivitetstema struktureras upp på liknande sätt, bortsett från informationen i fallstudierna.

3.2.1 Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten

Kustmynnande vattendrag, grunda skyddade havsvikar, våtmarker och stränder rent generellt är ofta utsatta för ett hårt tryck från människans verksamhet och därmed många gånger störda av olika aktiviteter som vattenkraftverk, övergödning, utdikningar, biotopförluster på grund av byggnation och olika konstruktionsarbeten, rekreation, men även icke-fysisk påverkan som föroreningar, övergödning, försurning, och klimatförändringar (Lindahl 2014, Hansen m.fl. 2020). Det finns därför en tydlig konflikt mellan samhällets behov av att använda kustens resurser och skyddet av dessa känsliga vattenmiljöer (Sandström 2003).

Detta avsnitt behandlar påverkan på och statusförändringar i miljön på grund av fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten (inklusive byggfas) genom olika fysiska åtgärder i kustmynnande vattendrag, i vikar och på stränder som: erosions-/översvämningsskydd, vågbrytare, utfyllnader, konstgjorda rev/öar/substrat, muddring, åtgärder i mynningen av grunda havsvikar och fladasystem, torrläggning/invallning av kustnära våtmarker och vattenområden, samt möjlig framtida lagring av koldioxid.

Ett exempel på planerad fysisk omstrukturering är det nyligen avslutade byggprojektet Horsstensleden. Projektet avsåg att ta bort omkring 170 000 m³ sten och annan havsbotten genom att spränga och muddra i syfte att underlätta för kryssningstrafiken till och från Stockholm (Banverket m.fl. 2015). Ett sådant ingrepp skulle åtminstone lokalt sannolikt ha en mycket omfattande hydrografisk, kemisk, fysisk och biologisk påverkan på ekosystemen.

3.2.1.1 *Erosions-, översvämningsskydd, vågbrytare, utfyllnader, konstgjorda rev och öar, utplacering av artificiella substrat*

I detta kapitel har en hel rad olika mänskliga aktiviteter, som ofta utförs av helt olika orsaker, sammanförts av den enkla anledningen att de innebär en form av fysisk kustexploatering vars effekter i mångt och mycket är ganska likartade geomorfologiskt, hydrografiskt och biologiskt. Framför allt tillför anläggningarna ett nytt substrat på bekostnad av naturliga habitat. De påverkar också på ett förhållandevis likartat sätt olika naturliga fysiska och hydrografiska processer i kustzonen och har en rad, dock främst lokala, negativa effekter på marina ekosystemkomponenter. Vissa arter, däribland icke-infödda sådana, kan dock gynnas av de tillförda anläggningarna och de kan till och med trivas bättre på dem än på naturliga underlag (Airoldi m.fl. 2015).

Erosionsskydd

En accelererande erosion under de senaste decennierna är ett problem vid många kuster runtom i Europa och delvis också i sig självt ett resultat av olika former av mänsklig påverkan (Pranzini m.fl. 2015). Som exempel på detta kan anges höjningar av havsnivån på grund av global uppvärmning, minskad sedimenttillförsel från floder på grund av uppdamning och uttag från flodbäddar, förändringar i markanvändning, byggande av hamnar och strukturer för kustförsvar, med mera (Pranzini m.fl. 2015). Alla dessa faktorer verkar på olika skalor i olika kustområden. Därtill anläggs erosionsskydd också för att skydda vägar, järnvägar och broar och dessa skydd utövar också en påverkan på miljön. Många av dessa anläggningar för att motverka erosionsförluster och förhindra skador utgör ofta nya och onaturliga strukturer som i olika utsträckning har inverkan på kustlinjens normala dynamik och påverkar undervattens- och strandekosystemen (Barros m.fl. 2001, Becchi m.fl. 2014, se mer om detta i kapitel 2 *Fysiska processer och strukturer samt betydelsen för grunda kustekosystem*). Ett tilläggsproblem med dessa strukturer är att de, samtidigt som de skyddar vissa kustavsnitt, även "svälter" andra strandavsnitt och istället ökar erosionen i dessa områden (Elliott m.fl. 2014). I tillägg påverkar mänskliga aktiviteter också samtidigt andra processer som minskad tillförsel av sediment från vattendrag genom dammbyggen och muddring av flodbäddar. Genom att skyddande vegetation under vatten och på land samt sanddyner avlägsnas, minskar även habitatens resistens mot erosion (Elliott m.fl. 2014). Av olika orsaker pågår det i många länder i Europa, men inte så mycket i Sverige, en hel del aktiviteter med avseende på anläggning av erosionsskydd och likaså pågår det en intensiv strandfodringsverksamhet (Hanson m.fl. 2002).

I Sverige är stranderosionen ett problem framför allt i Halland, längs Skånes kuster och på Gotland (Pranzini m.fl. 2015). Olika åtgärder som vidtagits för att motverka erosion i Sverige omfattar bland annat murar (av betong, stenar, trä, med mera), bepansring av stränder (med naturliga stenar, betongblock, med mera), vågbrytare och pirar (av stenblock), strandfodring (tillförsel av sand från havet), återskapande och stabilisering av sanddyner, strandavvattnings och plantering av ålgräs (Pranzini m.fl. 2015). Ofta har tidigare åtgärder präglats av en "gör-det-självmentalitet" utan tillstånd och med begränsat tekniskt kunnande. Numera eftersträvar man i Sverige mjukare (mer naturliga/naturanpassade) lösningar, men det saknas en väldefinierad rollfördelning för att koordinera aktiviteterna och staten finansierar sällan projekt som utförs uttryckligen för att skydda kustlinjen (Pranzini m.fl. 2015, Bontje m.fl. 2016).

I Ystad visar analyser sedan 200 år tillbaka att strandlinjen vid de mest utsatta sandstränderna ryckt tillbaka med nästan 1 meter per år. I huvudsak är det vågor som flyttar och omfördelar sanden. Detta sker antingen genom en vinkelrät transport in och ut från stranden eller som en kustparallell transport som förflyttar sanden längs med stranden. I regel flyttas sanden ut från stranden under perioder med kraftiga vågor och tillbaka in igen under lugnare perioder. Vid tillfällen då kraftiga vågor kommer in snett mot stranden kan en mer permanent förlust av sand ske. Obalans kan också uppstå om det anläggs olika konstruktioner på stranden och dessa tillåts minska den sandtillförsel som sker på naturlig väg från närliggande områden (Almström och Hanson 2013).

För att stävja erosionsprocesserna har tidigare olika så kallade hårda åtgärder med träpålar, erosionsdämpande stenar, vågbrytare och hövder använts bland annat i Ystad. Hövder är en slags pirar som byggs vinkelrätt mot stranden, till exempel i Löderup i Ystad, för att fånga upp sanden som vågor och strömmar för med sig i längsgående riktning och minska erosionen. Olika hårda åtgärder har på kort sikt räddat byggnader från att störta ner i havet, men samtidigt har de på lång sikt snarare förvärrat problemen och medfört nya problem. Hårda åtgärder stör nämligen ofta naturen, genom att nya element och strukturer introduceras på bekostnad av naturliga strandhabitat, och de stör även rekreationen (Almström och Hanson 2013). Istället har man numera börjat eftersträva användning av mjukare metoder där man tar hjälp av naturen som att använda sig av sanddyner, plantera vegetation, placera ut sandstaket, och fylla på med sand (strandfodring).

Vid strandfodring i Ystad 2011 hämtades sand från havet från ett närliggande bottenområde utanför Sandhammaren och spreds ut över två speciellt hårt drabbade sandstränder (Almström och Hanson 2013). Denna strandfodring måste upprepas med jämna mellanrum, i stort sett vart tredje år. Hittills visar inte aktiviteterna på några allvarliga följder för den marina miljön som effekter på bottenfauna och fiskyngel i uttagsområdet (Jacobson m.fl. 2016, se även kapitel 3.2.2.1 *Sand-, grus-, sten- och skaltäkt* för potentiella effekter av marin sandtäkt generellt). De observerade kortsiktiga skillnaderna verkar framför allt bestå av naturliga variationer. Eventuella långsiktiga effekter bör dock utredas i framtida undersökningar (Almström och Hanson 2013).

Översvämningsskydd, utfyllnader och vågbrytare

En av de vanligaste och mest vidsträckta riskerna vid kusten och intilliggande landområden är översvämningar som orsakas av extrema högvatten, stormvågor eller tillfällig kraftig ökning av tillrinning från land i estuarier (Elliott m.fl. 2014). För att skydda bosättningar och landområden från sådana händelser har människan konstruerat olika former av fysiska översvämningsskydd, vågbrytare eller fyllt ut områden. I skyddsanläggningarna ingår både invallnings- och

uppdämpningslösningar riktade mot ökade flöden i kustmynnande vattendrag och konstruktioner för skydd mot extrema högvattennivåer i havet. Anläggningarna påverkar framför allt havsmiljön lokalt med sina förändringar i ekosystemkomponenters status och gynnande och missgynnade av olika arter (Barros m.fl. 2001, Witt m.fl. 2012, Becchi m.fl. 2014). De kan också ha effekter på regional nivå då de kan fungera som korridorer för spridning av främmande arter (Airoidi m.fl. 2015).

Behovet av åtgärder för att förhindra översvämningar och bryta kraftiga vågor antas öka i framtiden. Detta på grund av att klimatförändringen för med sig högre extremvattenstånd och fler och kraftigare stormar i många områden samtidigt som havsvattenytan långsamt stiger (Moschella m.fl. 2005, Inger m.fl. 2009, Witt m.fl. 2012, Perkins m.fl. 2015). De högre havsvattennivåerna kommer att tvinga strandområden att retirera upp emot land, men på grund av olika anlagda konstruktioner, bland annat för att på olika sätt skydda kusten, är detta inte längre möjligt i många områden. En trolig negativ konsekvens av detta är då en "förkrympning av kustzonen" (engelska: coastal squeeze), det vill säga att mängden tillgänglig bottenareal för olika, speciellt grunda, kusthabitat minskar (Fujii 2012, Pontee 2013).

Konstgjorda rev, öar och substrat

Konstgjorda rev, öar och substrat anläggs av olika anledningar, till exempel som stöd för byggnation, för infrastruktur i hamnar, vid brobyggen, vid anläggning och underhåll av vägar och järnvägar eller till och med för naturskyddsändamål. Dessa utövar både fysisk påverkan på miljön och har biologiska effekter. De viktigaste konsekvenserna är att onaturliga habitat skapas på bekostnad av naturliga habitat och att det kan ske väsentliga förändringar i hydromorfologiska tillstånd (Chee m.fl. 2017). I regel är effekterna främst lokala såvida inte konstruktionerna gynnar invasiva främmande arter (Airoidi m.fl. 2015) eller ingreppen leder till en förkrympning av kustzonen (Fujii 2012, Pontee 2013).

Konstruktion av konstgjorda öar och utplacering av konstgjorda rev och artificiella substrat utgör en speciell form av habitatskapande där man inte utgår från levande material, utan istället konstruerar konstgjorda hårbottenar av sprängsten, sänkta båtar, betongkonstruktioner, med mera. Det finns en betydande internationell erfarenhet av att till exempel konstgjorda rev attraherar fisk och skaldjur och de är därför intressanta både för fiske, friluftsliv och turism (dykning) (Bohnsack och Sutherland 1985, Seaman 2007, Fabi m.fl. 2011). Artificiella substrat/rev kan även användas för att stimulera biodiversitet, för att mildra miljöskador, som ekologisk kompensation, för att skydda kuststräckor mot till exempel klimatrelaterade ökning i stormfrekvens och stormintensitet, för att 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, Wikström m.fl. 2016b).

Artificiella rev är dock inte okontroversiella och leder till många olika frågor. Är det fråga om en ökad produktion av fisk och skaldjur (vilket man önskar och vilket också ett antal studier numera påvisar, se till exempel: Roa-Ureta m.fl. 2019, Folpp m.fl. 2020), eller är det bara fisk och skaldjur som attraheras till de konstgjorda reven? I det senare fallet kan det till och med vara negativt för populationer av fisk- och skaldjur, eftersom djur som samlas på en plats kan dra till sig fler predatorer och blir lättare att fånga av fiskare (Jensen 2002), såvida inte de anlagda reven kombineras med etablering av fiskefria områden (Wikström m.fl. 2016b). Inverkan från konstgjorda rev (och likaså från vrak) på hydromorfologin på omkringliggande bottenar och deras organismsamhällen (Ruuskanen m.fl. 2015) är en fråga som är bristfälligt undersökt. Både

bottentopografin och artsammansättningen av bottenfauna kan skilja sig uppströms och nerströms från ett objekt som ligger på botten (Ruuskanen m.fl. 2015).

Produktionsökningar har också påvisats på och vid till exempel vindkraftfundament. Vid Horns rev i sydvästra Danmark, har produktionen varit upp till 50 gånger högre än i omgivningarna (Leonhard och Pedersen 2006). Detta leder till en ökad avsättning av suspenderat material i lä bakom anläggningarna, där vattenrörelser hejdas, och för med sig en risk för lokala förändringar i bottenfaunans struktur och biologiska mångfald (Malm och Engkvist 2011, Degraer m.fl. 2011, Ruuskanen m.fl. 2015). En viktig aspekt vad gäller artificiella rev är därför att på förhand genomföra en avvägning mellan möjlig negativ påverkan på befintliga värden och den ekologiska och fiskeribiologiska förväntade positiva effekten.

Notera att vindkraftsfundament, bropelare, gasrör och andra anlagda hårda underlag med deras artificiella substratytter ibland också kan fungera som brohuvuden eller korridorer för spridning av invasiva arter i områden där det annars råder brist på hårda substrat (Bulleri och Chapman 2010, Airoidi och Bulleri 2011, Degraer m.fl. 2011, Airoidi m.fl. 2015). Detta är något som exempelvis kunde undersökas för den främmande arten svartmunnad smörbult, som trivs på hårda botten med håligheter där den lätt kan gömma sig.

Det verkliga behovet av att skapa nya hårbotten eller kompensera för förlusten av naturliga hårda substrat bör diskuteras grundligt och eventuella insatser bör noga övervägas. Grunda mjukbotten kan vara be vuxna med till exempel ålgräsängar, som har stor ekologisk betydelse. Även vegetationsfria mjukbotten har en ekologisk funktion, som ändras eller går förlorad om området omvandlas till hårbotten (www.marbipp.tmbi.gu.se/, Kraufvelin m.fl. 2018b). Det bör även i detta sammanhang framhållas att ändringar av bottenprofilen kan medföra förändrad vattenomsättning, ändrade vattenströmmar och förändrad sedimenttransport i de konstgjorda substratens omgivning under mycket lång tid (till och med över århundraden, se mer om detta i kapitel 2 *Fysiska processer och strukturer samt betydelsen för grunda kustekosystem*). Sådana förändringar kan väsentligt påverka livsmiljöer i anknytning till objekten (Ruuskanen m.fl. 2015).

I Sverige börjar det numera finnas en del erfarenheter av artificiella rev, till exempel tack vare stenreven utanför Göteborgs hamn (Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016b), försök med konstgjorda rev i Bohuslän (Zeffler 2015), i form av fundament till havsbaserade vindkraftverk till exempel i Kalmarsund (Qvarfordt m.fl. 2006, Wilhelmsson och Malm 2008) och vid Lillgrund (Bergström m.fl. 2013a, b, 2014). Läs mer om dessa erfarenheter i Kraufvelin m.fl. (2021a).

1.1.1.1 Muddring

Muddring innebär generellt att botten sediment från akvatiska miljöer avlägsnas med avsikt att ändra vattnets djup eller läge. Det muddrade sedimentet kan man göra sig av med på land eller i vatten. I det senare fallet kallas åtgärden för dumpning. Dumpning tas upp under kapitel 3.7.2.2. *Dumpning av muddermassor*, medan detta kapitel fokuserar på själva muddringen och dess effekter. Muddring och dumpning av muddringsmassor som en fysisk åtgärd i vattenområden avser mekanisk omplacering av botten sediment och kan klassificeras som storskalig (mer än 500 m³) eller småskalig (mindre än 500 m³) (www.marbipp.tmbi.gu.se/).

Muddring utförs oftast för att säkra funktionen av en planerad eller befintlig anläggning i vatten. Det kan således röra sig om åtgärder för att bibehålla vattendjupet i en farled, hamn eller småbåtshamn eller för att skapa förutsättningar för ny verksamhet som till exempel konstruktion

av en brygga eller att sediment avlägsnas för att säkerhetsställa vattengenomströmningen när en bro anläggs (Karlsson m.fl. 2020).

I dag används två huvudtyper av tekniker vid muddring: mekanisk muddring eller hydraulisk muddring (Karlsson m.fl. 2020). Mekanisk muddring ger möjlighet till god precision, eftersom bottenmaterialet lyfts upp med en skopa eller liknande och metoden är speciellt lämplig för muddring av sand och lera eller borttagning av sprängt berg. Spill och partikelspridning begränsas i och med att materialet huvudsakligen stannar i varje grävd skopa. Ifall metoden används för lösare sediment uppstår dock grumling både vid botten och vid ytan då en del av de lösa massorna kommer att rinna ut ur skopan. Hydraulisk muddring innebär uppsugning av bottensedimentet med ett munstycke och vidaretransport via rörledningar till en pråm på ytan eller via rörledningar direkt till dumpningsplatsen. Tekniken ger enbart liten grumling vid själva muddringsplatsen men om man låter överskottsvattnet rinna över lastpråmens sidor kan grumlingen bli betydande (Burton m.fl. 2008). Det är svårt att avgöra vilken teknik som ger det minsta spillet. Båda teknikerna har sina fördelar och nackdelar och det är snarare kombinationen av teknik, bottensedimentets beskaffenhet och vilka försiktighetsåtgärder man använder som avgör hur stort sedimentspillet blir (Anchor Environmental CA 2003).

Åtgärder som breddning och fördjupning av farleder, samt utbyggnad av hamnar innefattar ofta aktiviteter som muddring (figur 9), dumpning av muddermassor (se kapitel 3.2.7.2) och sprängning (se kapitel 3.2.10.3). Den ökade övergödningen av Östersjön har även bidragit till ökad ackumulation av organiska sediment i kustnära områden och ökad igenslamning av farleder. Också landhöjningen bidrar med en uppgrundning av Östersjökusten och västkusten förutom längst i söder där den klimatförändringsrelaterade höjningen av havsvattennivån överstiger den absoluta landhöjningen. Effekterna av sedimenttillförande processer försöker man ofta motverka med olika former av muddring.

Trenden med ökat behov av muddring (och även dumpning av muddermassor) kommer sannolikt att fortsätta (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Dessa åtgärder utgör grundförutsättningar för båttrafik i våra grunda kust- och skärgårdsområden och är således nära förknippade med vägtrafik (kapitel 3.2.6.1), kommersiella hamnar (kapitel 3.2.6.2), sjöfart (kapitel 3.2.6.3), tätortsexpansion (kapitel 3.2.7.3), fritidsbåtar (kapitel 3.2.8.1) och marinor (kapitel 3.2.8.2).

Storskaliga muddringar omfattar grävningsarbeten såväl i grundare som djupare områden vid konstruktion eller för att upprätthålla större farleder, hamnar och sandtäkt under vatten. Småskaliga muddringar kan omfatta åtgärder vid en privat strand för att förbättra badmöjligheter och att öka framkomlighet med småbåtar eller för att öppna upp och djupgöra inre vikar som håller på att isoleras från havet eller växa igen av vass (Lundberg m.fl. 2012). Enskilda mindre muddringar behöver inte ha en stor negativ effekt på miljön, men många muddringar i samma vattenområde kan ha stora negativa effekter kumulativt till exempel på vattenkvaliteten och på bottenlevande organismer. Små muddringar kan också påverka miljön kraftigt genom att splittra upp och fragmentera tidigare enhetliga grundområden (figur 10, Törnqvist och Engdahl 2012).



Figur 9 Muddring i Ystads hamn. Foto: Jonn Leffmann, Wikimedia Commons.

Påverkan från muddring

Muddring i sig kan, beroende på var den äger rum, leda till en mängd olika påverkanstryck (P) som ofta är lokala till omfattningen, men intensiteten kan variera alltifrån diffus och småskalig till mycket påtaglig påverkan (Karås 1999, Karlsson m.fl. 2020). Muddringen är en av de aktiviteter som omfattar flest påverkanstryck och leder till flest Statusförändringar (S) i den abiotiska och biotiska miljön på grunda bottnar. De hydromorfologiska förändringarna som uppstår inverkar antingen direkt (och ibland mycket dramatiskt) eller indirekt och mer diffust på olika ekosystemkomponenter. Till olika former av fysisk påverkan hör förändring av bottentyp eller sedimenttyp, substratförlust, störning av substratytan, inträngning i substrat, ändring i grumling, övertäckning, nedskräpning och akustisk störning. Till hydrografisk påverkan hör förändringar i temperatur och i vattencirkulation och vattenflöde. Till kemisk påverkan hör till exempel risk för ökad övergödning med näringsämnen eller organiskt material, risk för försurning (se nedan) eller risk för ökad spridning av gifter om näringsämnen eller gifter finns bundna i sedimentet.

Vid muddringsverksamhet koncentrerad på grövre sediment finns risk för störningar i sandtransportsystem och risk för erosion av påverkade ytor. Ifall man muddrar yngre finsediment, som ofta kan vara förorenade av miljögifter i anslutning till hamnar och marinor, kan grumling och sedimentspridning ske och miljögifter och tungmetaller frigöras och bli tillgängliga för marina organismer (Holmes 1986, Bataillard m.fl. 2014).

Habitatförlust och grumling

Muddring utförs dels vid nya konstruktionsarbeten till exempel dragning av farleder och dels för att underhålla tidigare muddrade leder/områden. De viktigaste störningarna från muddring på havsbotten är:

- att substrat avlägsnas vilket ändrar havsbottens topografi och sedimentsammansättning

- ökad grumling på grund av resuspension av fint sediment
- övertäckning av närliggande områden när det suspenderade materialet återsedimenterar.

Habitatförlusten begränsas till muddringslokalen, medan störningen genom sedimenteringen kan ha en vidare rumslig utbredning (Helcom 2018). Vissa undersökningar har uppskattat att störningen genom återsedimentering kan påverka djur och växter upp till ett par km från själva muddringsområdet (Boyd och Rees 2003). I tillägg till detta kan en remobilisering av sediment med deponerade föroreningar bidra till återkontaminering av miljön och eutrofieringseffekter (Helcom 2018).



Figur 10 Muddrade farleder bryter av enhetliga grunda bottenar som på denna bild från Luleå, Norrbottens län. © Lantmäteriet (Geodatasamverkan).

Utöver direkt inverkan på bottenarna (genom att substrat avlägsnas och täcks över vid återsedimentering) påverkar muddring miljön genom att åstadkomma grumling i vattenmassan. Turbiditeten (= grumligheten) är ett optiskt mått på hur "bra" ljus tränger ner i vattnet i förhållande till en överenskommen utgångspunkt (standardskala). Ju lägre värde desto klarare och mindre grumligt vatten. Turbiditet orsakas av vattnets färg, halten suspenderat material och förekomsten av kemiska ämnen. I detta sammanhang är det suspenderade materialet den sammanvägda massan (torrvikt) av oorganiskt (till exempel lerpartiklar, silt och sand) och organiskt material (till exempel plankton och detritus). Eftersom suspenderat material orsakar grumling blandas begreppen ofta ihop och mätning av turbiditet är ofta ett surrogat till att mäta halten av suspenderat material. Olika fördelar med att mäta turbiditet i stället för halten suspenderat material är tillgång till en kostnadseffektiv metod som kan mäta påverkan från muddring direkt i fält (Karlsson m.fl. 2020).

Innan farleden till Göteborgs hamn breddades, mättes den naturliga bakgrundsnivån av grumling. Inre områden var starkt influerade av Göta älv och uppvisade de högsta grumlighetsvärdena, medan yttre områden var mer av kustvattenkaraktär med låga värden och däremellan fanns ett gränsområde influerat av både älven och utsjön. I hela undersökningsområdet varierade halten suspenderade ämnen mellan 0.4–10 mg/l (Säkrare Farleder 2004). Vid byggandet av Öresundsbron uppmättes bakgrundshalter på 5-15 mg/l regionalt i hela området med högre värden vintertid på 20-40 mg/l lokalt i samband med stormar. Vid lugnt väder uppgavs normala bakgrundsvärden till 0-2 mg/l (Valeur 2004). Från finska delen av Bottenhavet och Bottenviken rapporteras bakgrundsvärden på 2-10 mg/l (Bonsdorff m.fl. 1984).

Omfattningen i tid och rum av en grumlingsplym från muddringsarbeten beror på vattentemperatur, salthalt, strömhastighet och storleken på det suspenderade materialet (Hygum 1993). Grumlingen är som kraftigast vid källan till själva ingreppet där halten av suspenderat material kan vara mycket hög, upp till 5000 mg/l (Kiørboe och Møhlenberg 1981), medan halterna i sedimentplymen bortom källan ofta ligger under 100 mg/l (Je m.fl. 2007). För en utökning av hamnverksamheten i Nynäshamn redovisade Stockholms Hamn AB (2006) att värdet för suspenderat material vid muddringsarbetet kunde vara 1000 mg/l, men att halterna sjönk till ca 45 mg/l på 1 km avstånd från muddringsplatsen. Enligt den hydrografiska modell som användes för att redovisa strömförhållanden och sedimenteringshastigheter antogs det vidare att koncentrationen suspenderat material hunnit spädas till ca 20 mg/l på ca 4 km avstånd från initialkällan, det vill säga uppnådde naturliga grumlingsförhållanden under stormiga förhållanden i Öresund enligt värdena som anges ovan (Valeur 2004).

Miljögifter och näringsämnen

Miljögifter kan frigöras om sedimenten är kontaminerade och om den kemiska miljön förändras. Normalt är de flesta miljögifter, som tungmetaller och organiska miljögifter, hårt bundna till sedimentpartiklarna, men när sedimenten rörs upp och sprids i vattnet kan en del ämnen bli biotillgängliga (Holmes 1986, Bataillard m.fl. 2014). Därtill, om sedimentpartiklarna är små kan de dels sedimentera långsamt och därmed spridas över stora områden och dels kan de ätas av djurplankton och bottenfauna, varvid föroreningarna kan införlivas i näringsväven (Holmes 1986, Bataillard m.fl. 2014). Risken finns då för ett ökat flöde av såväl tungmetaller som organiska miljögifter från sediment till biota om inte relevanta skyddsåtgärder vidtas. Om muddring planeras inom misstänkt förorenade områden, i till exempel hamnar eller utanför industrier, krävs det först att undersökningar utförs för att fastställa sedimentets föroreningsnivåer (Naturvårdsverket 1999). Naturvårdsverket (1999) anser vidare generellt att muddring av förorenade sediment ska undvikas om syftet enbart är att förändra vattnets djup eller riktning. Muddring i form av sanering, där man vill avlägsna förorenade sediment, sker ofta med särskilda tekniker som minimerar spill och det muddrade material som tas bort deponeras normalt på land (Naturvårdsverket 2003)

För att förhindra att gifter och näringsämnen riskerar att läcka ut i vattnet och på nytt komma i omlopp i vattenmiljön bör förorenade eller kraftigt övergödda bottensediment muddras med stor försiktighet eller med specialmetoder. Muddringsmaterial från dylika områden bör också helst deponeras på land och kommunala översiktsplaner bör anvisa plats för sådan hantering (Degerlund 2005, Rosqvist 2010). Om man avser att muddra mindre områden av starkt förorenade sediment, kan detta utföras genom frysmuddring, vilket är den bästa nu tillgängliga tekniken för dessa ändamål och har ett antal fördelar (von Wachenfeldt 2012). Detta är dock inte en realistisk metod för större muddringar i dag, men möjligen kan det vara ekonomiskt försvarbart

för mindre områden där sedimenten är av rätt kvalitet. I dag används oftast en så kallad miljöskopa vid muddring av förorenade sediment, exempelvis för att ta upp fibersediment utanför skogsindustrier (Elander 2017).

Sanering av förorenade sediment kan även utföras för att minska negativ påverkan på ekosystem av miljögifter, tungmetaller och näringsämnen. Denna typ av verksamhet sker inte alltid i form av muddring utan även inkapsling eller övertäckning av förorenade massor med rena massor förekommer, vilket till exempel var fallet i Lundbyhamnen i Göteborg (Jersak m.fl. 2016). Sådana verksamheter kommer sannolikt att öka med det nationella miljö kvalitetsmålet en Giffri Miljö som har som mål att de förorenade områdena ska vara åtgärdade så att de inte utgör något hot mot människors hälsa eller miljön till 2020 (Nyberg m.fl. 2013). Om sedimentet också innehåller mycket fosfor, kan muddring utföras för att bidra till en minskad syrekonsumtion och fosforläckage (Rydin 2008). Muddringen kan således vara framgångsrik i syfte att minska fosforläckaget från sediment om man lyckas avlägsna och omhänderta en dominerande del rörlig sedimentfosfor från en större andel av bottenytan (Rydin 2008). Som positiv respons till denna sanering förväntas att miljöfarliga och syreförbrukande ämnen avlägsnas från havsmiljön, medan negativa konsekvenser kan bestå av möjlig spridning och ökad biotillgänglighet av gifterna i samband med åtgärderna (Kraufvelin m.fl. 2021). Betydande negativa konsekvenser är att man vid muddringen också avlägsnar befintliga vegetations- och bottenfaunasamhällen som kan ta lång tid att återfå eller återställa och detta utgör i sig en av de främsta konsekvenserna av muddring. Det finns dock tekniker med lågt flöde, där påverkan på bottenfaunasamhället förväntas bli minimal. Genom bottenkartering innan muddring går det också att styra så att påverkan på värdefull vegetation undviks. Projekt pågår för närvarande kring lågflödesmuddring, bland annat i Östergötland.

Försurning

Ifall sura jordar och bottnar muddras kan det ske en försurning av vattenmiljön (Sandström 2011). Detta är ett allvarligt problem till exempel i norra Sverige och i Österbotten i västra Finland, där det finns stora arealer med naturliga avlagringar av sulfid sediment och sura sulfatjordar (Nyman m.fl. 2006, Nuotio m.fl. 2009, Sohlenius 2011, www.janaberg.se/wordpress/wp-content/uploads/2009/12/Sulfidjord1.pdf).

Biologiska effekter av muddring

Förändringarna i miljön vid en muddringsplats startar med det rent fysiska ingreppet på botten. Sediment avlägsnas och den vegetation och de fastsittande eller rörliga djur som finns på botten och nere i sedimentet transporteras därmed bort. Själva omstruktureringen av botten kan också leda till förändrade strömförhållanden och ett permanent skifte i förutsättningarna för bottendjur, fisk och växter (Eriksson m.fl. 2004). Områden som nyligen muddrats skiljer sig i regel väsentligt från referensområden vad gäller bottenfauna, som ofta uppvisar lägre förekomster och lägre mångfald (Smith m.fl. 2006, Cooper m.fl. 2007b). Bonsdorff m.fl. (1984) studerade miljöpåverkan från ett flertal olika muddrings- och utfyllnadsarbeten i Finland. Bonsdorff m.fl. (1984) drar slutsatsen att de tillfälliga kemiska och fysikaliska effekterna av aktiviteterna är av mindre betydelse, medan det är den permanenta omstruktureringen av botten topografin som har kapacitet att orsaka förändringar på ekosystemnivå.

När sedimentspill faller till botten i ett område där det befintliga bottensedimentet har en annan karaktär (till exempel är av grövre kornstorlek) kan bottenstrukturen och dess naturliga bestånd av organismer förändras. I vissa fall har det även noterats lokal syrebrist och att mattor av svavelvätebakterier bildas på muddrade bottenar. Om muddringen skapar betydande gropar i botten är risken speciellt stor för att lokal syrebrist uppstår (Bonsdorff 1983, Graca m.fl. 2004, Szymelfenig m.fl. 2006).

Effekterna av muddring beror inte bara av dess omfattning och varaktighet utan också av hur hög bakgrundsvariationen av den naturliga grumlingen är. Miljöer som naturligt har en hög omblandning av sedimentpartiklar är tåligare än miljöer med låg naturlig omblandning. Detta för att olika områdets fauna och flora är olika bra anpassade till perioder av stötvisa plymer av grumlingar och sedimentering av finpartikulärt material (Newcombe och MacDonald 1991, Kemp m.fl. 2011).

De negativa effekterna av muddring och dumpning av muddermassor är speciellt tydliga i grunda skärgårdsmiljöer. Direkt efter ingreppet ökar grumligheten på den muddrade lokalen och där muddringsmassor dumpas. Om trånga kanaler muddras för att öppna upp farleder för småbåtstrafik kan grumlingen bli permanent, eftersom blottade lerbottenar ideligen eroderas av båttrafiken. Genom att öppna upp en trösklad vik kan man också helt förändra vatten- och temperaturregimen i viken, vilket kan ha mycket negativa följder för arter som reproducerar sig där och drar fördel av att vattnet värms upp tidigt på våren. Muddring kan också förorsaka gropar och trösklar på botten vilket kan leda till stagnation av vattenmassan och orsaka syrebrist och att giftigt svavelväte bildas (Bonsdorff 1983, Kautsky m.fl. 2000).

Effekter på växter, bottendjur och plankton

Vilken påverkan som muddringen har på växter och djur är mycket artspecifikt och vissa organismgrupper påverkas mer än andra. Växt- och djurplankton uppvisar främst övergående effekter associerade till grumlingspåverkan, men tillfälliga skiften i artsammansättningen kan uppstå och dessa kan medföra kaskadeffekter högre upp i näringsväven (Karlsson m.fl. 2020). Växtlighet påverkas framför allt av muddring i form av mekanisk borttagning av vegetation vid ingreppet. Ljustillgången för växter kan vid långvariga muddringsinsatser, av speciellt mjuka sediment, minska genom grumling och övertäckning (Lyngby och Mortensen 1996, Lewis m.fl. 2001) och växternas fotosyntes, tillväxt och rekrytering kan försvåras (Davison och Hughes 1998, Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010). En mer utförlig beskrivning av de effekter muddring och dumpning har på främst bottenfauna och växtlighet finns i Hammar m.fl. (2009).

I undersökningar av blåmusslor i samband med projektet Säkrare Farleder i Göteborg (Hammar m.fl. 2004) ökade filtreringsgraden i påverkansområdet under pågående muddring, men den sjönk sedan tillbaka till tidigare nivåer vid avslutat arbete. Detta tyder på att blåmusslorna anpassar sin filtreringsaktivitet till variationerna i partikelmängd. Laboratorietester utförda av Kiørboe m.fl. (1980) indikerar vidare att blåmussla inte påverkas negativt av löst silt i vattnet i storleksordningen 50 mg/l. Däremot avger filtrerande musslor större mängd så kallad pseudofaeces till sedimentet vid högre grumlingshalter, vilket är en följd av att fler oätliga partiklar per vattenvolym måste filtreras bort.

Erfteimeijer och Lewis (2006) har sammanställt en global översiktsartikel om muddring och inverkan på sjögräs med betoning på påverkan som att substrat avlägsnas, att grumlingen ökar

och att abitat och botten täcks över vid återsedimentering. Kritiska trösklar för grumlighet och sedimentation, liksom tiden som sjögräs kan överleva perioder med förhöjda nivåer varierar kraftigt mellan olika arter. Stora, långsamt växande och långlivade arter med betydande kolhydratreserver uppvisar högre resiliens (återhämtningsförmåga) till sådana händelser än små opportunistiska arter. De senare arterna har i sin tur en mycket snabbare återhämtning när vattenkvaliteten återgår till ursprungsförhållanden. En global översikt av 45 fallstudier, som omfattar en total förlust av över 21 000 ha sjögräs på grund av muddring, indikerar omfattningen av detta påverkanstryck. På senare tid försöker man mer effektivt förhindra och minimera negativa effekter av muddring på sjögräs. Detta åstadkoms genom noggrannare kontroll i form av striktare reglering, uppföljning, övervakning och mildrande åtgärder, tillsammans med ordentliga skadebedömningar och utveckling av nya mer miljövänliga muddringstekniker.

Effekter på fisk

Muddring påverkar fisk framför allt genom exploatering av fiskens livsmiljöer och genom olika effekter förorsakade av grumling. Fisken påverkas också indirekt genom förändringar i förekomst och utbredning av växtlighet (habitatreducering) och bottenfauna (födoreducering) (Sandström 2011, Karlsson m.fl. 2020). Direkt fysisk påverkan kan uppstå genom att uppgrumlat sediment fastnar i och skadar fiskars gälar (Au m.fl. 2004, Kjelland m.fl. 2015). Stillasittande djur, fiskägg och larver är speciellt känsliga. Fisklarver är generellt mer känsliga för grumling än äggstadier, eftersom fisklarverna använder sin syn för att jaga föda och ofta kan det handla om att finna föda på bara några millimeters avstånd (Bone m.fl. 1995). Grumligt vatten försvårar upptäckt av byten för fisklarverna. I motsats till fiskens äggstadium klarar inte heller fisklarver av längre perioder av svält och dör ofta inom några dagar efter att de har blivit för svaga för att själva söka föda. Om sedimenten är kontaminerade kan fisk och fiske påverkas negativt även genom att miljögifter frigörs om den kemiska miljön förändras (Wilber och Clarke 2001, Eggleton och Thomas 2004).

När det gäller muddring av lösa sediment finns det risk för att större bottenarealer påverkas beroende på materialets benägenhet att spridas med strömmar (Sandström 2011). Grumlingen kan bli betydande och kan vara svår att motverka, men direkt påverkan sker förmodligen främst på larvstadier av fisk, medan effekterna på vuxen fisk (som kan simma därifrån) sannolikt är av mer indirekt karaktär (Newcombe och MacDonald 1991). Det saknas ändå fortfarande mycket kunskap om grumlingens långsiktiga effekter på fisk (Kjelland m.fl. 2015, Karlsson m.fl. 2020). För fisket i sig kan det också uppstå en positiv effekt av muddring, eftersom storskaliga grumlingsplymer kan allokera fisk i särskilda områden där fisket kan gynnas.

Mest negativt för fisk är om deras lekhabitat avlägsnas eller biotoper förändras. Påslamning (sedimentation) på lekbotten och stor grumling som skadar den bottenfasta vegetationen kan också påverka fiskens födosöksområden negativt (Sandström 2011). Stationära arter och fiskrom är också speciellt känsliga, rommen både om den finns i vegetationen eller ligger på botten (Didrikas och Wijkmark 2009, Sandström 2011). Pelagisk rom kan vara extra känslig då den sjunker om den pålagras av sediment och detta kan göra att den kommer ner i mer syrefattiga miljöer samt riskerar att ätas upp av till exempel krabbor (Westerberg m.fl. 1996, Rönnbäck och Westerberg 1996).

Sammanfattning av sedimenteffekter på marin biodiversitet

Magris och Ban (2019) har utfört en meta-analys för att jämföra skador i samband med muddring för olika taxonomiska grupper, habitattyper och vägar till skada (påverkanstryck), det vill säga om skadan sker genom ljusminskning, suspenderat sediment (grumling/turbiditet) eller sedimentering/övertäckning.

Undersökningen av Magris och Ban (2019) visar att sediment har signifikanta negativa effekter på arters beteende, förökning och rekrytering, morfologi, fysiologi, organismsamhällets abundans och diversitet, samt interaktioner mellan arter. Speciellt negativa är effekterna på mjukbottensamhällen och på korallrev. Däremot påverkas inte antalet arter generellt och det finns en stark positiv effekt på svampdjur och polychaeter (flerborstmaskar). I allmänhet påverkas fotosyntetiserande arter (växter) mer negativt än konsumerande arter (djur). Arter med begränsad rörlighet är mer utsatta för sedimentstörningar än mycket rörliga arter. Bland påverkanstrycken som spridning av sediment i vattenmassan ger upphov till orsakar sedimenteringen/övertäckningen fler negativa effekter på biologiska responser än ljusminskning och ökad grumlighet. Större skador uppstår på organismsamhällets diversitet när alla påverkanstryck är närvarande samtidigt och då kan hela ekosystem störas (Magris och Ban 2019).

Förebyggande åtgärder vid muddring

Tidpunkten på året då muddringen sker har också en avgörande betydelse. Vår- och sommarmånaderna som är den tid med störst biologisk aktivitet (den högsta produktionsnivån) är också de känsligaste (Degerlund 2005, Rosqvist 2010). Därför bör eventuella muddringssåtgärder helst utföras under vinterhalvåret. Den mest fördelaktiga tidpunkten för muddring kan ändå variera beroende på vilket område och vilka organismer det handlar om. Vad gäller fisk har till exempel laxfisk sin rom och sina larver under vintern. I Västerhavet leker också många arter (dock sällan kustnära) under vinterhalvåret. Man bör också hålla i minnet att många muddringsplatser är utsatta för exponering i form av vågor, strömmar och vind, processer som ofta kan vara kraftiga under vinterhalvåret. Därför kan kanske ett ingrepp förväntas göra mindre skada under en stagnerad högsommarperiod med möjlighet till planering och möjlig självkontroll av arbetet, vilket kan vara svårt att få till under vintern. Det viktigaste är därför att planera muddringar efter regionala/lokala förutsättningar, både med avseende på fysiska förutsättningar och med avseende på biologin.

Varaktigheten av grumlingen är även en viktig fråga och den beror bland annat på muddringens omfattning, arbetsmetoderna, nivån av hänsynstagande till miljön, de hydromorfologiska förhållandena i området och vilken typ av bottenmaterial som muddrats (Newcombe och MacDonald 1991, Hammar m.fl. 2009, Karlsson m.fl. 2020).

För att vattenmiljön ska ta minimal skada av ingreppet bör muddringen ske på rätt sätt och i så liten omfattning som möjligt. Om det är praktiskt genomförbart kunde man försöka spara känsliga arter, det vill säga muddra så att en mosaik av växter finns kvar som sedan kan fungera som refuger efter muddringen.

Muddring som vattenvårdsåtgärd

Muddring kan också tillämpas som en vattenvårdsåtgärd. Vid restaurering av igenvuxna vandringsleder till fisklekplatser, öppning av glon eller avlägsnande av förorenade sedimentlager kan man tillämpa muddringsåtgärder under stor försiktighet för att förbättra vattenkvaliteten och ett vattenområdes mångsidiga användbarhet (Rosqvist 2010). Ett dilemma är förstas om man ska upprätthålla lekområden för fisk genom manipulation (motverka naturlig landhöjning och succession av havsviksystemet) eller tillåta ett naturligt successionsförlopp i landhöjningsområden (Kraufvelin m.fl. 2021). Eftersom glon är så pass sällsynta, är det inte önskvärt ur naturvårdssynpunkt att deras förbindelser med havet öppnas genom muddring. Att motverka naturliga successionsprocesser för en havsvik kan kanske vara en relevant lösning i områden där nya flador och glosjöar inte uppkommer naturligt genom landhöjning. Däremot måste eventuella åtgärders för- och nackdelar nog övervägas i landhöjningsområden. Projekt där man återskapat grunda viksystem har ändå oftast haft positiva följder för miljön som ökad fiskreproduktion och förbättrat fågelliv (Sandström 2003, Degerman 2008, Lindahl 2014, www.flisik.org). Ibland kan det dock räcka med att man tillfälligt dämmer upp mynningsområdet för att trygga vattennivån i havsvikarna under fiskens lektid, vilket visat sig leda till rika årsklasser av till exempel gädda (Hästbacka 1984).

Återhämtning

Faunans återkolonisering av en tidigare muddrad botten följer den naturliga successionen med en större andel opportunisterna som maskar och små kräftdjur genast i början på bekostnad av framför allt musslor (Pearson och Rosenberg 1978, Guerra-García och García-Gómez 2006, Hammar m.fl. 2009). Det är främst den naturliga störningsfrekvensen i området som avgör hur snabbt faunasamhället kan återhämta sig; ju mer naturlig störning desto snabbare återkolonisering, eftersom lokala organismer då är anpassade till naturligt höga störningsregimer (Robinson m.fl. 2005, Smith m.fl. 2006). Områdets hydrodynamik spelar också en stor roll för återställning av sedimentförhållandena (Boyd m.fl. 2003); vid hög vågexponeringsgrad och på grusbotten har fysiska spår av muddring ibland försvunnit så snabbt som på 8 månader. Vid muddringsaktiviteter som skapar djupa hål i botten (till exempel vid sandsugning) kan återhämtningen emellertid ta decennier eller till och med leda till bestående skador (se Bonsdorff 1983 och även kapitel 3.2.2.1 *Sand-, grus-, sten- och skaltäkt*). För Nordsjöområdet betonar både Boyd m.fl. (2003) och Robinson m.fl. (2005) att det är svårt att göra några generaliseringar av faunans återhämtningstid. Flera studier om återkolonisering i svenska marina farleder som Blomqvist (1981) refererar till visar en typisk återkolonisering inom 1–3 år, men då är inte samhällena ännu "mogna/åldrade". Därför är en uppskattad återhämtningstid på 2–5 år en rimligare siffra (Håkanson och Rosenberg 1985), även om variationerna kan vara stora.

Eftersom fisk, och i viss mån större kräftdjur, är starkt knutna till specifika, ofta vegetationsklädda, habitat för reproduktion, födosök och predatorskydd har vegetationens återkolonisering betydelse för hur snabbt fisken återkommer till ett muddrat område. Ettåriga makroalger är ofta de första att återetablera sig i ett område (inom 1 år), medan 3–4 år ofta behövs för återetablering av fleråriga makroalger, det vill säga såvida substrat för vidhäftning fortfarande finns kvar (Blomqvist 1981, Hammar m.fl. 2009). Återetablering av ålgräs kan variera stort, men i de flesta fall förblir en förlust av ålgräs permanent, såvida inte aktiva restaureringsåtgärder kan utföras.

Några slutsatser om effekter av muddring

Muddring medför betydande lokal miljöpåverkan på havsmiljön. Hur pass omfattande eller beständiga effekterna är varierar dock stort och beror av en rad olika faktorer. Den största risken för mer beständig negativ påverkan uppstår när det åstadkoms förändringar i bottenstruktur och i sedimentegenskaper. Vad gäller grumlingseffekter specifikt har exponeringstiden en stor betydelse och bottenfauna tycks till exempel inte påverkas negativt av kortvarig grumling (Hammar m.fl. 2009). Miljöpåverkan på växtligheten vid muddring omfattar främst den vegetation som tas bort mekaniskt vid själva ingreppet, men muddring kan vara speciellt negativ för växtarter som är beroende av ett stabilt sediment (till exempel ålgräs och kransalger). Vid långvarig muddring kan reducerad sikt och pålagring med sediment försämra

växternas förmåga till fotosyntes (Hammar m.fl. 2009). De mest påtagliga effekterna av muddring på fisk tycks generellt bestå i habitatförlust och förändrat bottensubstrat. Vad gäller specifik grumlingens påverkan på fisk förekommer det stora skillnader mellan arter och risken för skador bör relateras till exponeringstid och hur koncentrationen av sediment i vattenmassan förhåller sig till lokala naturliga bakgrundsvärden. Onaturligt förorsakade grumlingar bör speciellt undvikas i fiskars lekrområden under lekperioder (Hammar m.fl. 2009).

1.1.1.2 Fysiska aktiviteter i grunda havsvikar och fladasystem

Den komplexa hydromorfologin och de varierade yttre förhållandena hos Östersjöområdets skärgårdar gynnar många växt- och fiskarter (Snickars m.fl. 2009). Många kustfiskar, som abborre, gädda och olika arter av karpfiskar, har i Östersjön sina lek- och uppväxtområden i grunda skyddade vikar och i kustmynnande vattendrag. Grundområden som används av dessa varmvattenälskande arter har ofta lämpliga yttre förhållanden för överlevnad i form av till exempel gynnsam (hög och stabil) vattentemperatur och riklig förekomst av undervattensvegetation. Många sådana vattendrag och grunda skyddade havsvikar är dock ofta utsatta för ett hårt tryck från människans verksamhet, och således störda av olika aktiviteter som vattenkraft, övergödning, utdikningar, biotopförluster på grund av byggnation och olika konstruktionsarbeten, föroreningar, försurning, rekreation, med mera (Lindahl 2014). Det finns med andra ord en tydlig konflikt mellan skyddet av dessa känsliga vattenmiljöer och samhällets behov av att använda kustens resurser (Sandström 2003, Sundblad och Bergström 2014). I detta kapitel behandlas olika aktiviteter och deras påverkan i grunda havsvikar och fladasystem inklusive förekomst av vandringshinder för fisk.

Ett karakteristiskt drag hos främst Östersjöns ofta låglänta kustmiljöer, som delvis uppstått på grund av landhöjningen, är den rikliga förekomsten av våtmarker och små sjöar, som ofta står i förbindelse med havet via små bäckar och därför kan fungera som viktiga uppväxtmiljöer för speciellt fisk, men också för fåglar, amfibier och för kräddjur. Sådana sammanhängande system går ofta också under benämningen glo(sjö) – bäck – fladasystem och utgör synnerligen viktiga miljöer att bevara (Lindholm 1991, Munsterhjelm 1997). Glosjöar är således en form av kustnära sjöar som står i förbindelse med havet. Med flador avses grunda trösklade vikar som i takt med landhöjningen kommer att avsnöras till sjöar. En så kallad gloflada är en avsnörd vik som endast under perioder med högt vattenstånd står i förbindelse med havet. På många håll längs kusten kan man på våren se tusentals vuxna fiskar vandra upp i de små vattendragen på väg för att leka i någon liten sjö, på en översvämningsmark eller i själva bäcken. När sedan deras yngel vuxit sig

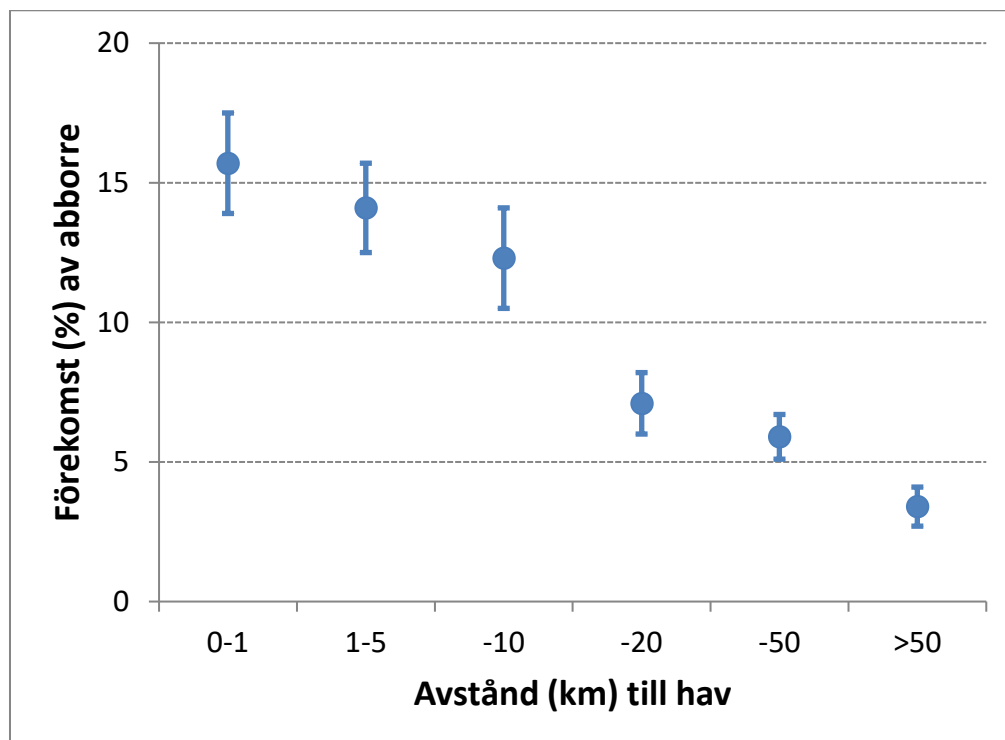
stora under sommaren vandrar de ut i havet för vidare tillväxt för att förhoppningsvis en gång återvända till den plats där de föddes för att själva leka.

Landhöjningen efter den senaste istiden uppgår maximalt till 0,9 cm per år längs den svenska ostkusten och uppemot drygt 0,2 cm på västkusten, men längst i söder motverkas landhöjningen i praktiken helt av att havsvattennivån stiger. Landhöjningen leder på många håll till att farlederna för småbåtar in till många hamnar och stugor med tiden grundas upp och åtkomligheten försvåras. Därför väljer man ofta att muddra bort de grundaste trösklarna. Detta har dock många negativa effekter för grunda trösklade havsvikar, flador och glon. Olika trösklade vattenområden kan nämligen vara ytterst känsliga för åtgärder som påverkar deras förbindelse med havet. Om man tar bort en tröskel eller muddrar inloppet för djupt i en flada eller i ett glo kan det dels resultera i att vattenståndet sänks, men även att vattennivån kan börja fluktuera mer. En sänkning av vattenståndet innebär att en fladas yta minskar och därmed även dess potential för yngelproduktion av fisk (Karås 1999, Sandström 2003).

På lång sikt kan förlusten av tröskeln till en flada eller ett glo också innebära att vattenområdet nästan helt tappas ur och i takt med landhöjningen istället för att förvandlas till en glosjö, som kan fortsätta producera yngel, löper risk att småningom omvandlas till ett landområde (Munsterhjelm 1997). Andra konsekvenser är att fladavattnet efter att tröskeln tagits bort värms upp långsammare på våren och försommaren med försämrad överlevnad hos fiskens årsungar som följd och man kan förlora viktiga produktionsytor för fisken (Karås m.fl. 1999, Sandström 2003). Produktionen av födoorganismer blir också lägre i kallare vatten (Rosenberg 1984). Dessutom kan viktig habitatbildande undervattensvegetationen påverkas negativt på grund av ökad grumling och övertäckning/igenslamning vid muddringsingrepp (Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010).

Fladasystem och laguner domineras ofta av kransalger och grunda mjukbottnar med fröväxter och sådana habitat är numera starkt hotade genom direkt mänsklig exploatering eller genom ökat påverkanstryck från aktiviteter i tillrinningsområdet. Dessa faktorer antas ligga bakom nedgången i antal arter, utbredningsområden och biomassa av till exempel kransalger (Munsterhjelm 2005, Torn m.fl. 2010, Pitkänen m.fl. 2013). Störningar i kransalgssamhällen och vegetationsklädda mjukbottnar kan ändra mjukbottenekosystemens stabilitet och ha allvarliga konsekvenser för deras biodiversitet och funktion (Hansen och Snickars 2014). Störningarna är oftast även negativa för fisksamhällen.

Flera arter av sötvattensfisk längs den svenska Östersjökusten gör lekvandringar från sina födosöks- och uppväxtområden i havet till grunda skyddade vikar och upp i kustmynnande vattendrag, men till skillnad från laxfiskar vandrar sällan sötvattensarterna särskilt långa sträckor (Näslund m.fl. 2013a). Om man tittar på förekomst av abborre i våra kustvattendrag (elfiskedata) ser man att de nedersta 10 km närmast havet är viktigast (figur 11). Förekomsten av abborre i vattendrag är alltså högre nära havet än i vattendragsavsnitt längre från kusten. Detta indikerar att abborren i Östersjön använder kustvattendragens nedre delar för uppväxt och som vandringsled (data från Svenskt ElfiskeRegiSTER (SERS) vid SLU). I SERS finns också uppgifter om fångst av skrubbskädda vid 291 tillfällen (Gotlands, Skånes, Hallands och Västra Götalands län). Skrubbskädda utnyttjar kustvattendragen en stor del av året och fångas vid vattentemperaturer från 4,8 till 21,8 °C från slutet av mars till början av november. Det fanns skrubbskäddor mer än 10 km upp i kustvattendragen, men i medeltal hade de vandrat upp 1,7 km (SERS).



Figur 11 Förekomsten av abborre i vattendrag är högre nära havet än i vattendragsavsnitt längre från kusten. Data från elfisken i vattendrag som ligger under 100 meter över havet och inom 100 km från havet som mynnar i Östersjön, det vill säga enbart vattendragsavsnitt från Skåne till Norrbotten (data från Svenskt ElfiskeRegiSter, SERS, vid SLU).

Många fiskar når aldrig fram till lekområdena på grund av att exempelvis vattenkraftsbyggen, gamla dammar, vägtrummor och igenväxning hindrar deras lekvandringar (Sandström 2003). I en del vattendrag finns ännu rester av dammar från äldre tider då vattendragen användes flitigt inom industri samt jord- och skogsbruk. Sådana gamla dammar kan utgöra kritiska vandringshinder (Bergengren 1999, Sandström 2003, Degerman 2008), vilka det kan vara befogat att avlägsna. Många vandringshinder går ändå att undanröja med väldigt enkla medel. Mer information kring detta kan fås från Sandström (2003), Degerman (2008), Degerman m.fl. (2017), Kraufvelin m.fl. (2021a) samt fyra HaV-rapporter (HaV 2013:11, 12, 14 och 15).

1.1.1.3 Torrläggning av våtmarker, invallning av vattenområden

I kustnära områden utgör våtmarker och översvämningsmarker i anslutning till vattendrag utmärkta lekplatser för många fiskar samtidigt som de är viktiga för fågellivet, för olika växtsamhällen och för att binda näringsämnen från land (Greening m.fl. 2011, Lindahl 2014, Hansen m.fl. 2020). Tillgången på sådana områden är tyvärr numera begränsad på grund av dikningar, uträtningar och kanaliseringar inom främst skogs- och jordbruket, men även på grund av anläggning av infrastruktur i form av till exempel vägar. Därför har man på många håll börjat återställa eller anlägga våtmarker och översvämningszoner genom att bygga så kallade dämmen konstruerade av plankor, pålar och ribbor (Sandell och Karås 1995) 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, Nilsson m.fl. 2014, Hansen m.fl. 2020). Anläggning av våtmarksområden minskar också ofta vattenståndsfluktuationer vilket underlättar fiskvandringen. I förhållande till arbetsinsatserna ger dessa åtgärder ett gott och lätt kvantifierbart positivt resultat

på fiskrekryteringen (Nilsson m.fl. 2014, 2019, Kraufvelin m.fl. 2016, 2018b, 2021a, Hansen m.fl. 2020).

Det verkar bara finnas en begränsad mängd information publicerad kring effekter av ingrepp som ändringar i havsvattennivå. Sådana ändringar måste åtminstone lokalt sett ha varit ganska radikala och dramatiska på sin tid och speciellt för de ekosystemkomponenter som berörs leder åtgärderna till total uteslutning från de områden där de tidigare förekommit. Med tanke på att ändringar i havsvattennivåer i olika skalor gjorts längs stora delar av vår kust under en lång tid är bristen på information lite förvånande. Möjligen beror det här delvis på att många av dessa åtgärder utfördes för en lång tid sedan då andra värderingar styrde samhället och man kanske inte bekymrade sig så mycket över eller ens hade kunskap kring konsekvenserna för miljön.

Däremot finns det mer information om hur många sjöar som har sänkts eller torrlagts i Sverige. Enligt Hoffmann m.fl. (1999) är det fråga om omkring 2 500 sjöar i jordbrukslandskapet. I och med detta uppskattas det att en reningskapacitet i storleksordningen 30 000 ton kväve har gått förlorad. Detta har medfört att en betydligt större del av kvävet som lakas ut från jordbruksmarken når havet idag än för 150 år sedan (Hoffmann m.fl. 1999). Andra förändringar vid kusten har bestått i invallning av havsvikar och inre skärgårdsområden som gjorts om till sötvattensbassänger ofta för industrins behov. Sådana åtgärder finns det ett antal exempel på, till exempel från Finland.

Ändringarna i sig inom dessa kustnära vattenområden har antingen bestått i att man genom invallnings-, diknings- och pumpningsprojekt av olika slag stängt ute havet från områden som sedan torrlagts till jordbruksmark eller för bosättningsändamål, som i Blekinge och i Kristianstadsområdet i Skåne (se till exempel Davidsson 2016). Alternativt har man stängt inne stora vattenområden som med tiden och på grund av sötvattenstillrinning från land via bäckar och älvar förvandlats till kustnära sötvattenmagasin för att täcka till exempel industrins behov. Sådana exempel finns till exempel från Finland som Larsmo-Öjasjön i Österbotten, Pargas sötvattensbassäng i sydvästra Finland samt Gennarbyviken i Nyland. Andra mer småskaliga men också mer allmänt förekommande åtgärder har bestått av att sänka kustnära sjöar, vikar och fladaområden för att få mer produktiv mark för jord- och skogsbruk. Konsekvenserna för miljön, men även för samhället, var kanske i de flesta fall mest dramatiska i anläggningsskedet, men också över tid har det förekommit förnyade problem som omfattande fiskdöd vintertid i till exempel Larsmo-Öjasjön (Bonde m.fl. 2012).

Kristianstads Vattenrike i Skåne är ett framgångsrikt exempel på uppdämning av områden som tidigare regelbundet översvämmats av havet. Detta 35 km långa och omkring 100 000 ha stora våtmarksområde omfattar de lägre delarna av Helgeån och kustområdet Hanöbukten. I området har man sedan historisk tid utfört mängder av invallnings- och muddringsprojekt och befolkningens generella uppfattning om området har först på senare tid långsamt skiftat från negativ till positiv (Magnusson 2004). Genom lokala initiativ för till exempel restaurering av våtmarker har området därmed gått från att vara ett vattendränkt problemområde, till ett område med ett rikt utbud på ekosystemtjänster och Vattenriket ses nu närmast som ett pilotinitiativ för ekosystembaserad förvaltning (Olsson m.fl. 2004, Österblom m.fl. 2010).

I Blekinge finns områdena Elleholm-Stensnäs och Säby-Möcklö som efter Vesan är länets två största invallade och torrlagda havsvikar. Syftet med invallningarna har varit att skapa produktiv jordbruksmark, men åtgärderna har även medfört att stora naturvärden har gått till spillo. De stora

grundområdena som det gäller på gränsen mellan land och hav var tidigare viktiga miljöer för växter, fiskar och fåglar. Davidsson (2016) undersökte förutsättningar för och möjliga effekter av en hypotetisk framtida restaurering av de två utdikade/torrlagda havsvikarna. Sådana åtgärder skulle, om de kunde genomföras, bidra till att uppnå miljömålet Hav i Balans samt levande kust och skärgård, som bland annat omfattar god ekologisk status i kustvatten, vidmakthållna ekosystemtjänster och goda betingelser för biologisk mångfald och rekrytering av fisk i grunda kustnära miljöer.

Som specifikt exempel på invallning av havsvikar/inre skärgårdsområden för skapande av sötvattensbassänger kan man ta Larsmo-Öjasjön i västra Finland. Denna sjö var tidigare en del av Bottenvikens inre skärgård, men vägbankar och vallar som byggdes under 1960-talet vid smala sund stängde in stora delar av innerskärgården för att tillmötesgå industrins behov av sötvatten. Sedan dess har området varit en sötvattensreservoar (det största invallade havsområdet i Finland). Fyra åar mynnar ut i sjön, som har viktiga förökningsområden för många fiskarter, ett rikt fågelliv och ett högt rekreativvärde. Sjön har uppmärksammats negativt på grund av återkommande surchocker (pH mindre än 5) och höga metallhalter med fiskdöd som följd ända sedan slutet av 1960-talet. Invallningen, som hindrar brackvattnet från att späda ut och neutralisera det surare vattnet från landområdena, beskylls för problemen med vattenkvaliteten (Toivonen 2013).

I södra Sverige är generellt sett en mycket hög andel av de kustnära sjöarna och grunda havsvikarna sänkta för att få större arealer jord- och skogsbruksmark eller för att få ytor för infrastruktur och bebyggelse. En effekt av detta är att landskapets vattenhushållande förmåga har försämrats med ökad erosion och transport av näringsämnen som följd. En höjning av tidigare "sjöytor" skulle framför allt gynna fågellivet och fiskfaunan "i sjöarna" (Degerman 2008, Lindahl 2014). Intensiva studier och undersökningar pågår inom detta område till exempel i Danmark (www.gyldensteen-research.dk/) där ett över 200 ha tidigare dränerat landområde åter har översvämmats för att återskapa en kustlagun och för att säkra och öka naturvärden i ett område (se även Kraufvelin m.fl. 2021).

1.1.1.4 Lagring av koldioxid

Lagring av koldioxid i berggrunden under vatten är ett sätt att hantera de storskaliga utsläppen av koldioxid till atmosfären. För detta finns flera tekniker som med ett samlingsnamn kallas CCS-teknik (Carbon Capture and Storage). Den lokala geologin ger förutsättningar för koldioxidlagring och stora delar av svensk berggrund är utesluten för koldioxidlagring på grund av alltför låg porositet och lagringskapacitet. I vissa delar av Sverige finns dock berggrund som skulle kunna vara lämplig för lagring av koldioxid till exempel i de yngre sedimentära bergarterna i sydöstra Östersjön, i havsområdet utanför sydvästra Skåne och ett mindre område i sydvästra Kattegatt vid gränsen mot Danmark (Havs- och vattenmyndigheten 2015a).

De största hindren för CCS är emellertid inte tekniska utan sociala och ekonomiska – CCS är dyrare per molekyl än att släppa ut koldioxid i luften (Wennersten m.fl. 2015). För närvarande utförs storskalig CCS till havs åtminstone på två ställen i världen, projektområdena Snøhvit och Sleipner (Jones m.fl. 2016). Att utreda och inleda lagringsverksamhet i områden som redan utsatts för ett uttag, till exempel av olje- och gasfyndigheter, är antagligen mer realistiskt än att försöka inleda lagringsverksamhet i tidigare ostörda områden.

Nya bestämmelser som tillåter geologisk lagring av koldioxid under havsbotten trädde i kraft i mars 2014, men Sverige saknar ännu nationella forskningsprogram för CCS och har heller inga befintliga eller föreslagna CCS-installationer. Vad gäller potentiell påverkan skulle en säker hantering och bedömning av miljö- och hälsorisker vara nyckelfrågor vid införandet av koldioxidlagring i större skala. Direkt påverkan på miljön skulle främst förekomma i anläggningskedet, men dessa är svåra att spekulera i innan det finns mer långtgående planer för anläggningarnas utseende och storlek. Vad avser anläggningar i drift kan möjliga koldioxidläckage till havet leda till försurningseffekter (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Jones m.fl. (2016) uppskattar att påverkan skulle vara begränsad både rumsligt och tidsmässigt och att återhämtningen kommer att vara snabb. För mer information se Rackley (2017).

**Sammanfattning av belastning och effekter från:
Fysisk omstrukturering av kustlinjen och havsbotten**

Bakgrund: Kustlinjen och havsbotten är ofta utsatt för ett hårt fysiskt tryck från människans verksamhet och således störd av olika aktiviteter som påverkar och strukturerar om miljön som olika former av konstruktion och byggnation, muddring och andra aktiviteter.

Påverkanstryck (P): De olika aktiviteterna åstadkommer förändringar av strandlinjen, hydromorfologiska modifikationer och förändringar i habitat och vegetation, att substrat avlägsnas (vid till exempel muddring), att områden fylls ut, fysisk störning, samt att konstgjorda substrat tillförs. Dessa åtgärder leder till en lång rad påverkanstryck. Av dessa påverkanstryck är de hydrografiska, som förändringar av vattenflöden, torrlägningsregimer och vågexponeringsgrad, samt de fysiska, som förändring av livsmiljö, botten typ och sedimenttyp, abrasion, inträngning i substrat, förändringar av turbiditet och undervattensbuller, de viktigaste.

Statusförändringar (S): De ekosystemkomponenter som främst berörs av aktiviteter inom aktivitetstemat utgörs av: landdelen av stranden, fleråriga algbälten, ålgräsängar och andra makrofytsamhällen, vegetationsfria bottenar, samt fisk- och fågelsamhällen. Typiska påverkade naturtyper är sandbankar, estuarier, strandängar vid Östersjön samt smala Östersjövikar.

3.2.2 Uttag av icke-levande resurser

Vad gäller verksamhet i form av uttag och utvinning av material till havs, har olika former av aktiviteter pågått under många decennier och dessa förväntas öka i omfattning i Sverige. Potentiella områden av intresse för utvinning handlar främst om områden med mineral, olja, naturgas, skiffergas, sand och grus (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Ett helt nytt område inom uttag av icke levande resurser är uttag av saltvatten för avsaltning till dricksvatten på grund av brist på sötvatten längs delar av den svenska kusten som på Gotland och på Öland.

Utvinning av bottenmaterial sker enbart i relativt begränsad omfattning längs den svenska kusten, för närvarande finns det tillstånd för två områden i Skåne, ett i Blekinge och ett i Norrbotten. Relativt sett är denna form av fysisk påverkan inte särskilt omfattande, inte heller utgående ifrån det låga antalet nationella rapporter som hittas vid litteratursökningar. Uttaget av sand och grus kan dock komma att öka i marina områden i framtiden, speciellt på grund av försök att nå nationella miljö kvalitetsmål som till exempel att få grundvatten av god kvalitet och därigenom reducera sand- och grusuttag i rullstensåsar och annat isälvs material på land samt för att minska import av marin sand och grus som för tillfället sker till exempel från Danmark (Nyberg m.fl.

2013). Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) har för detta ändamål tagit fram ett GIS-underlag om tio potentiella områden som ur ett geologiskt perspektiv och med tanke på sedimentdynamiken kan lämpa sig för marin sand- och grusutvinning (Nyberg m.fl. 2017). Eftersom det framför allt är sandbottnar som används för utvinning av material är dessa ofta så kallade transportbottnar och förhållandevis lågproduktiva ur biodiversitetssynpunkt. Det är med andra ord inte så många arter som lever i ett habitat som ständigt förändras i takt med strömmar och varierande exponeringsgrad. Ställvis kan ingreppen dock vara skadliga för till exempel plattfiskar som använder sådana habitat som uppväxtområden.

I Danmark har man i ganska stor utsträckning ägnat sig åt "stenfiske", det vill säga uttag av stenar ur havet (Dahl m.fl. 2003, Dahl m.fl. 2008, Støttrup m.fl. 2014). Denna verksamhet har inte varit lika omfattande i Sverige, även om verksamheten också förekommit här, bland annat av danska stenfiskare. Däremot verkar bottenrålning framför allt i Västerhavet (Kattegatt) ha lett till att mjukbottnar med inslag av hårda element minskat i förekomst (Hopkins 2003, Wikström m.fl. 2016a). Detta kan rent generellt leda till negativa effekter på ekosystemkomponenter av hårdbottenkaraktär. Hårdbottenorganismer, som i allmänhet etablerar sig och växer långsammare än många mjukbottenorganismer kan också vara sämre anpassade till att hantera påverkan från utvinning av marina material. Detta gäller speciellt när påverkan också sker i form av sedimentintäckning och ökad resuspension av sediment (Wikström m.fl. 2016a), utöver direkta habitat- och substratförluster.

Ystads kommun innehar för närvarande ett tillstånd för havsbaserad sand-, grus- och stentäkt i Sverige. Under tio år med början i april 2011 kan totalt 340 000 m³ sand, grus och sten utvinnas inom ett fastställt område utanför Sandhammaren, för att återföras till stranden i form av strandfodring vid Ystads Sandskog och Löderups Strandbad för att motverka erosion (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Almström och Hanson (2013) har gett ut en rapport med närmare uppgifter om aktiviteterna vid Ystads Sandskog (se mer om erosion i kapitel 3.2.1.1).

1.1.1.5 Sand-, grus-, sten- och skaltäkt

Det internationella havsforskningsrådet, Ices, har publicerat en omfattande rapport som beskriver uppvisade effekter på den marina miljön till följd av uttag av sediment från havsbotten (Ices 2016). Vid uttag av material från havsbotten uppstår en påverkan på både den fysiska och biologiska miljön med effekter som kan vara kort- eller långsiktiga och/eller kumulativa. Nyberg m.fl. (2017) har skrivit en svensk rapport som bland annat behandlar marin sand- och grustäkt. Nyberg m.fl. (2017) baserar sig delvis på Ices (2016) och utgör en omfattande svensk översikt av de huvudsakliga påverkanstrycken och effekterna. Som fysisk påverkan anges förändring av topografin, förändring av bottensubstrat, påverkan på hydrodynamik, påverkan på kusten, grumling, undervattensljud och andra störningar.

Nyberg m.fl. (2017) anger att marin sandtäktsverksamhet i Sverige vanligen bedrivs genom sandsugning med så kallad släpsugningsteknik. Detta innebär att fartyget med utrustningen rör sig med en hastighet av 1–1,5 m/s (2–3 knop) och släpar ett munstycke längs havsbotten. Munstycket suger upp ett jämnt lager av sand och spåren som uppstår är ca 1–3 meter breda och upp till 0,5 meter djupa. Det tar 1–3 timmar att fylla ett sandsugningsfartyg beroende på fartygets storlek och det upptagna materialets kornstorlek. Fartyg som bedriver denna verksamhet i Östersjön lastar maximalt 8 000 ton (Nyberg m.fl. 2017).

Bland de olika kusthabitaten är det främst vegetationsfria bottnar samt djupa mjukbottnar och transportbottnar som påverkas av till exempel sandsugning eller utvinning av skalgrus. Sett till de marina naturtyperna är det främst sandbankar, estuarier och blottade sandbottnar som kan vara utsatta.

Fysisk påverkan

Den fysiska miljön påverkas dels genom att substrat försvinner och dels genom förändrade hydrografiska förutsättningar som ändrad vattencirkulation eller eventuell uppkomst av stagnation av bottennära vatten som kan påverka syreförhållanden, temperatur, salthalt, med mera. I tillägg kan uttag leda till erosion, till ökad grumling, övertäckning/igenslamning, urlakning av föroreningar och näringsämnen samt ljudstörning så länge verksamheten pågår. Även om verksamheten ofta kan ha dramatiska konsekvenser just där den äger rum sker den numera mestadels under kontrollerade förhållanden och mer sällan på grunda eller speciellt känsliga bottenområden.

Förändring av topografin

Släpudringstekniken, som oftast används vid sand- och grusuttag förändrar den ursprungliga botten-topografin och kan medföra indirekta effekter på andra aktiviteter som fiske (Ices 2016, Nyberg m.fl. 2017). Vilken påverkan som uppstår är starkt beroende av vilken metod som används. Tiden som spåren kvarstår i sedimenten varierar från månader till flera år beroende på lokala förhållanden. Vid användning av statisk sandsugning i havsområden med låg salthalt och låg hydrodynamik (som i Östersjön) finns det risk för att det uppstår syrefria miljöer med giftigt svavelväte i de gropar med ofta stagnerade vatten som kan bildas (Bonsdorff 1983, Graca m.fl. 2004, Szymelfenig m.fl. 2006). Syrebristen beror på ökad ansamling av organiskt material i groparna som sedan leder till att svavelväte bildas när materialet bryts ner (Szymelfenig m.fl. 2006). Om vattenmassan dessutom är skiktad kan det leda till att det skapas områden där inga botten djur kan leva (Bonsdorff 1983). Vid marin sandutvinning bör man därför tänka på att man kan behöva vidta speciella åtgärder för att minimera risken att det bildas gropar/fördjupningar/sänkor, där det finns risk för att det kan utvecklas syrebrist i bottenvattnet.

Förändring av bottensubstraten

Borttagande av material från botten kan medföra förändringar av bottensubstratet. Borttagande av till exempel sand kan leda till att ett övre lager av mer finpartikulärt sediment blottläggs. Hur länge denna typ av förändringar kvarstår beror på lokala hydrodynamiska förhållanden. Ett uttag av sediment som inte leder till förändrad typ av bottensubstrat minskar tiden för återhämtning och har därmed lägre miljöpåverkan (Ices 2016, Nyberg m.fl. 2017).

Påverkan på hydrodynamiken

Förändringar i djup och i topografi kan påverka vågutbredningen över det havsområde där det bedrivs uttag av bottenmaterial och leda till förändringar av våghöjd och vågriktning. De områden som identifieras som möjliga målområden för uttag i rapporten av Nyberg m.fl. (2017) ligger alla på vattendjup mellan 15–35 meter, och är inte så stora till ytan att det föreligger någon uppenbar risk för förändringar av våghöjd och vågriktning.

Påverkan på land

Den fysiska påverkan på topografin, bottensubstraten och hydrodynamiken som omnämns ovan kan också leda till en påverkan på intilliggande kustområden till exempel genom att processer för sedimenttransport störs. För de områden som Nyberg m.fl. (2017) identifierar som möjliga alternativ för marina uttag är detta ändå inte sannolikt. Detta eftersom de inte är belägna nära kusten utan längre ut i utsjön.

Grumling

Under uttaget kommer grumlingen att öka då sediment sprids i vattenmassan. Hur omfattande denna grumling blir beror bland annat på sedimentens kvalitet och lokala strömförhållanden (Hill m.fl. 2011). Sedimentplymerna kan sträcka sig olika långt. Sand och grus återsedimenterar i allmänhet inom 500 meter från uttaget, medan mer finpartikulärt sediment återsedimenterar längre bort, upp till 1 250 meter från arbetsområdet (Newell m.fl. 2004, Ices 2016). Detta kan i någon mån påverka bottenarna och bottenfaunan inom hela influensområdet (Newell m.fl. 2004, Hill m.fl. 2011). Utöver själva återsedimenteringen minskar grumlingen ljusstillgången i vattenkolumnen, vilket kan minska produktionen av växtplankton. Ökade grumlingsnivåer kan även påverka djurplankton och filtrerande organismer som musslor samt fiskars ägg- och larvstadier (Westerberg m.fl. 1996, Birklund och Wijsman 2005). De områden som föreslås för marint uttag av bottenmaterial av Nyberg m.fl. (2017) har bottenytor bestående av sand och grus, varför grumlingen och spridningen av sediment vid verksamheten förväntas vara liten.

Undervattensljud och andra störningar

Det finns ett antal undersökningar över hur undervattensljud vid uttag av sediment från havsbotten kan påverka fisk och marina däggdjur (Dreschler m.fl. 2009, Robinson m.fl. 2011). Resultaten från dessa undersökningar indikerar att ljudnivåerna från ett muddringsfartyg i arbete är jämförbara med de för ett fraktfartyg som färdas med normal hastighet (Ices 2016). De ljudnivåer som muddringen alstrar ligger således under de nivåer där det kan uppkomma permanenta eller temporära hörselnedsättningar hos fisk och däggdjur. Fiskarna och däggdjuren kan dock uppfatta ljudet och beteendestörningar kan inte uteslutas hos vissa arter, till exempel sill (Cefas 2003). Eftersom muddringsaktiviteten kontinuerligt bidrar med påslag av undervattensljud, och kan pågå under längre tidsperioder kan störningen av djur inom ekologiskt känsliga områden i vissa fall bli betydande (Popper 2003). Utöver ökade ljudnivåer från själva muddringen kan även den ökade fartygsaktiviteten i området påverka marina däggdjur och fåglar (Cefas 2003, Dreschler m.fl. 2009, Robinson m.fl. 2011). Vissa fågelarter kan till exempel vara mycket känsliga för visuella störningar. Detta innebär att utvinning på utsjöbankar som är viktiga för övervintrande sjöfågel kan vara olämpligt vintertid (Ices 2016, Nyberg m.fl. 2017).

Kumulativ påverkan

Flera verksamheter kring sedimentuttag (till exempel muddringar) i närheten av varandra och uttag vid upprepade tillfällen kan orsaka kumulativa miljöeffekter (Cooper m.fl. 2007b). Kumulativ påverkan kan även uppkomma till följd av andra verksamheter som har en liknande påverkan på miljön, till exempel bottenstrålning, muddring, dumpning av sediment eller av att det byggs vindkraftverk till havs (Ices 2016, Nyberg m.fl. 2017).

Biologiska effekter

De effekter på den abiotiska delen av miljön som avhandlas ovan påverkar i sin tur biologin, i form av att tillfälligt eller mer bestående döda botten skapas (som är fria från högre former av flora och fauna). Orsakerna till detta kan vara flera:

- att fauna avlägsnas tillsammans med bottenmaterialet
- att växtlighet i närheten täcks över
- att miljöförutsättningarna ändras efter utförd verksamhet (till exempel i form av regelbundet återkommande syrebrist).

Förlust av bottenfauna och bottenflora kan ge negativa effekter på fågel- och fiskpopulationer som livnär sig på eller är beroende av dessa resurser. Likaså kan fiskeleken störas.

Återhämtningen av bottenfauna och bottenflora efter utvinning sker vanligtvis under några månader eller år.

Bottenlevande organismer

Ett uttag av sediment påverkar bottenlevande organismer direkt genom att organismer avlägsnas från platsen eller skadas. De flesta bottenlevande organismer förekommer i de översta 30 cm av sedimentet (det vill säga vid samma djup som ett muddringsmunstycke arbetar). En lokal minskning av abundansen och biomassan av många arter och också en minskning av biodiversitet har därför observerats i flera studier (Kenny m.fl. 1998, Newell m.fl. 1998, 2002, Sardá m.fl. 2000, van Dalssen m.fl. 2000). Påverkan kan vara av olika omfattning och beror i första hand på lokala förutsättningar samt hur omfattande uttaget av material är. Effekterna kan variera från att faunan nästan totalt försvinner (till exempel Desprez 2000), till att den kraftigt reduceras (Boyd och Rees 2003), till knappt märkbara förändringar (Robinson m.fl. 2005). Vid själva uttagsplatsen är dödligheten för bottenlevande organismer mer eller mindre total, eftersom de avlägsnas tillsammans med sitt habitat (Boyd m.fl. 2000, Boyd och Rees 2003, Barrio Frojan m.fl. 2008), medan omfattningen av påverkan på omgivande områden är mindre.

Utöver direkt bortförsl av organismer kan livet på botten också påverkas av den pålagring av sediment som sker i närliggande områden där uppgrumlat sediment återsedimenterar (Last m.fl. 2011, Tillin m.fl. 2011). Detta kan leda till att organismerna övertäcks och i värsta fall kvävs. Miljöpåverkan på vegetationen omfattar främst den växtlighet som tas bort mekaniskt vid själva ingreppet, men grumling kan också reducera ljusmängden i vattnet och leda till pålagring med sediment och därmed försämra växternas förmåga till fotosyntes (Hammar m.fl. 2009). Olika arter av växter och djur är olika känsliga för pålagring av sediment och känsligheten kan även variera beroende på vilket livsstadium organismerna befinner sig i. De flesta studierna visar på en negativ påverkan på bottenlevande organismer inom en radie av 100–200 meter från arbetsområdet där uttaget skett (Desprez 2000, Boyd och Rees 2003), men det finns också studier som visar på påverkan upp till 1–2 km från uttagsplatsen (Desprez m.fl. 2010). Enstaka studier har också påvisat lokala positiva förändringar på bottenmiljöerna där det handlar om en ökning av den bentiska biomassan och biodiversiteten i vissa områden omkring uttagsplatsen (Newell m.fl. 2002). Effekter av marina uttag liknar ganska långt de som muddring åstadkommer. Därför kan det finnas anledning att också läsa kapitel 3.2.1.2 *Muddring*. I det kapitlet behandlas också sammanfattande resultat av sedimenteffekter på marin biodiversitet från en meta-analys utförd av Magris och Ban (2019).

Högre trofiska nivåer

Eftersom vissa fisk- och skaldjursarter behöver ett särskilt bottensubstrat för att kunna föröka sig eller hitta mat, orsakar förändringar i typen av substrat störningar för dessa arter. Sill, till exempel, behöver för sin reproduktion tillgång till grovt sediment och just den arten är historiskt starkt knuten till speciella lekplatser med denna typ av substrat (De Groot 1979). Plattfiskar och torsk äter huvudsakligen bottenlevande organismer och kan därför även påverkas indirekt ifall uttaget påverkar bottenlevande organismer negativt (Stelzenmüller m.fl. 2010). När det gäller mobila arter som fisk och marina däggdjur är det svårare att förutsäga påverkan från ett uttag av sediment, eftersom få studier har utförts (Ices 2016). Mobila arter påverkas också i betydligt högre grad av andra aktiviteter utöver uttag av sediment (till exempel kommersiellt fiske) och det är därför svårare att dra slutsatser om vad en eventuell påverkan beror på. Vad gäller påverkan på pelagisk fisk bedöms den som liten såvida inte uttaget av bottenmaterial påverkar ägg- och larvstadier som för till exempel sill ovan (Desprez m.fl. 2014).

Återhämtningstid

Återhämtningstiden för miljön efter ett marint sand- eller grusuttag varierar. Vad gäller den fysiska återhämtningen av botten antas det ta 1–20 år beroende på förhållanden som hydrodynamik och uttagets omfattning (Hill m.fl. 2011, Ices 2016). Återhämtningstiden för den biologiska miljön är likaså starkt beroende av hur intensivt uttaget av sand eller grus varit. Mindre intensivt utnyttjade platser för uttag har kunnat uppvisa bottensamhällen som återhämtat sig efter bara några månader, men efter ett intensivt uttag kan det ta flera år, upp till 20, för bottenfaunan att återhämta sig (Cooper m.fl. 2007a, Hill m.fl. 2011, Desprez m.fl. 2014, Ices 2016). För de fall ett uttag av sediment har orsakat en permanent förändring av bottensubstratet, eller skapat gropar/sänkor som lett till årligen återkommande fall av syrebrist (se Bonsdorff 1983, Graca m.fl. 2004, Szymelfenig m.fl. 2006, Vanaverbeke m.fl. 2006) är det inte säkert när eller ens om en återhämtning till det ursprungliga bottensamhället kan ske. Vad gäller exempel från Sverige beror den fysiska återhämtningen på sedimentdynamiken. För Sandhammar bank (i Ystads kommun) är återhämtningen god, medan det efter sandtäktsverksamhet i Lundåkrabukten (i Kävlinge och Landskrona kommuner) under 1950-talet fortfarande förekommer skador på botten och substrat (Nyberg m.fl. 2017). För återhämtningstiden finns det följaktligen betydande variation mellan olika biotoper och områden beroende på vilka typer av skador och vilken omfattning av störning det är fråga om (Norkko m.fl. 2006, Hulth och Sundbäck 2009).

Efter aktiviteter som muddring och utvinning av bottenmaterial, men också efter till exempel dumpning eller rörnedläggning, sker i regel en återkolonisering inom några år om förutsättningarna (syrehalt och bottensubstrat) är de rätta. En funktionell återhämtning sker ofta inom några år, men en återhämtning av artsammansättningen kan ta mycket längre tid och återgår sällan till exakt samma sammansättning som den som fanns tidigare. För att en återhämtning ska lyckas måste det först ske en oxidering av eventuellt syrefattiga nya sedimenttytor. De översta centimetrarna kan oxideras genom diffusion, men det för en djupare oxidering krävs grävande djur som ventilerar sedimentet. Norkko m.fl. (2006) visar på en mycket stor skillnad i återkolonisationshastighet för makrofauna mellan olika störda ytor med så små storlekar som 1,4 och 16 m².

Fallstudier

I de följande styckena omnämns några fallstudier kring utvinning av bottenmaterial. Den första gäller sandsugning på Åland på 1970-talet och dess följder för speciellt bottenfaunan (Bonsdorff 1983), den andra gäller utvinning av skalbottnar (skjellsand) i Norge (Sørensen 1991), den tredje gäller "stenfiske" i Danmark (Støttrup m.fl. 2014, 2017)

Sandsugningen i Degersand, Åland, ägde rum 1976, varvid djupet i området ökade från 5 till 12 meter och periodisk syrebrist började uppstå i bottenområden som befann sig under sommarens temperaturskiktning (vid ca 10 meter). Denna syrebrist ledde till att bottenfaunan dog på 11–12 meters djup under sensommaren när termoklinen (den temperaturrelaterade skiktningen av vattenmassan) etablerat sig. Bottenfaunan återkoloniserade sedan under vinterhalvåret när termoklinen brutits och dog igen under därpå följande sensommar med en ny etablerad termoklin enligt likartat mönster under flera års tid (Bonsdorff 1983). Detta mönster fortsätter antagligen ännu i dag och bottendjursamhället kan anses avvika permanent från naturliga förhållanden (Bonsdorff 1983, Bonsdorff personlig kommentar). På grundare vatten, 9–10 meter, i samma område där sandsugning ägde rum, utvecklades ett stabilt bottendjursamhälle under åren som följde närmast efter sandsugningen 1976–1982 (Bonsdorff 1983). Detta område tillsammans med omgivande bottnar fungerar som en källa för återkolonisering av bottendjursamhället efter varje massdöd i de djupare partierna. De samlade miljöeffekterna av marina sand- och grustag verkar främst vara beroende på var uttaget sker, de lokala hydromorfologiska förhållandena och omfattningen på uttaget. Det kan därför spela en kritisk roll hur djup "grop" som skapas och dess relation med andra hydrografiska processer i området som vattenskiktning. Här kan man till exempel jämföra återkoloniseringen och etableringen av stabila bottensamhällen på 9–10 meter med de återkommande fluktuationerna på 11–12 meters djup (Bonsdorff 1983).

Enligt en norsk rapport om "skalsand", som närmast är fråga om skalgrus som utvinns för kalkens skull, tas den mesta sanden upp med grävskopa ner till ca 50 meters vattendjup. Metoden påverkar bottenpografien i och med att den lämnar efter sig gropar och hål i botten sedimentet (Sørensen 1991). Oberoende av typ av uttag kan de förorsaka erosion av närliggande sandstränder, störning av fiskrekryteringsområden och ge upphov till fördjupningar som kan utgöra sedimenteringsfällor för fina partiklar och organiskt material eller råka ut för syrebrist (Bonsdorff 1983, Persson 1983, Kautsky m.fl. 2000). Bottenfaunan påverkas också fysiskt av själva upptaget, men även av ändrade erosions-, resuspensions- och sedimentationsförhållanden (Sørensen 1991). Ofta finns det intressekonflikter mellan skalsands-, sand- och grusutvinning å ena sidan och fiskeri-, friluftslivs- och naturskyddsintressen å den andra sidan (Sørensen 1991).

Uttag av stora stenar, "stenfiske", från naturliga undervattensrev i framför allt Danmark (men också i Sverige) för användning vid olika marina konstruktioner har påverkat kustmiljön. Framför allt har verksamheten lett till nedbrytning av habitat för lokala fisksamhällen och ändringar i bland annat makroalgers och hårbottenfaunans täckningsgrad på grund av substratförlust (Dahl m.fl. 2003). Vid Læsø Trindel i Kattegatt har man försökt återetablera strukturen och funktionen av ett historiskt rev, och jämförelser från provfisken som utförts före restaureringen (2007) och efteråt (2012) indikerar bland annat en ökning av kommersiellt viktiga arter som torsk och sej (Støttrup m.fl. 2014, 2017). Det finns även indikationer på att detta restaurerade stenrev oftare lockar till sig tumlare än innan restaureringen (Mikkelsen m.fl. 2013). Mer information om återställning av miljön efter stenfiske kan fås från Kraufvelin m.fl. (2021a).

Slutsatser

Miljöeffekterna av uttag av sand och grus är väl undersökta. Ändå kan det ofta vara svårt att förutsäga vilken påverkan och vilka statusförändringar som uppstår och hur stora dessa effekter kommer att bli. Det behövs mer forskning på området för att kunna säkerställa ett långsiktigt hållbart uttag av marina sediment (Ices 2016). Detta speciellt med tanke på att behovet av framtida uttag inte kommer att minska. Ur ett planeringsperspektiv behövs även mer kunskap kring kumulativa effekter och att man alltid beaktar havsmiljödirektivets krav på beskrivning av påverkan på följande deskriptorer (temaområden): Deskriptor 1: Biologisk mångfald, Deskriptor 6: Havsbottnens integritet, Deskriptor 7: Hydrografiska förhållanden (Ices 2016).

1.1.1.6 Saltvatten för avsaltning

Grundvattennivåerna på till exempel Gotland och Öland ligger sedan flera år tillbaka på rekordlåga nivåer och därför har man börjat satsa på nya metoder för att lösa problemen med vattenförsörjning. I till exempel Herrvik på östra Gotland har man byggt Sveriges första större vattenverk för att avsalta Östersjövatten. Via en lång ledning tas havsavvatten in och omvandlas sedan i en avsaltningsanläggning till dricksvatten för omkring 2000 personer.

Avsaltningsverk kan dock medföra negativ miljöpåverkan. Inte bara förbrukar de stora mängder energi, men de kan också påverka havsmiljön. Olika former av påverkan kan vara i form av restprodukter som blir en koncentrerad saltlösning som vanligtvis släpps ut i havet och eftersom denna lösning är tyngre än brackvattnet sjunker den till botten där den kan störa bottenorganismer (<https://www.nyteknik.se/innovation/expert-avsaltning-sista-atgarden-6536578>). Tydliga spår av stört bottenliv syns utanför avsaltningsverk i till exempel Medelhavet (Raventos m.fl. 2006) och i Persiska viken (Uddin 2014), men här är förstås vattnets salthalt högre. Annan påverkan kan bestå i temperaturskillnader mellan det intagna och utsläppta vattnet och skador på organismer i samband med vattenintaget, det vill säga effekter liknande dem vid intag och utsläpp av kylvatten vid industrier och vid kärnkraftverk, fast i mindre skala. Om avsaltningsverken blir många kan också olika former av kumulativ miljöpåverkan uppstå.

Sammanfattning av belastning och effekter från:**Uttag av icke levande resurser**

Bakgrund: Vad gäller utvinning av material har olika former av aktiviteter pågått under många decennier. Potentiella områden av intresse för utvinning handlar främst om områden med mineral, olja, naturgas, skiffergas, sand och grus, men ett område som uttag av saltvatten för avsättning till dricksvatten kan också komma att öka i framtiden. Utvinning av bottenmaterial sker för tillfället i rätt begränsad omfattning längs den svenska kusten. För närvarande finns det tillstånd för två områden i Skåne, ett i Blekinge och ett i Norrbotten. Uttaget av marin sand och grus kan dock komma att öka i framtiden på grund av behovet att nå nationella miljökvalitetsmål för grundvatten av god kvalitet och för att minska import av sand och grus till exempel från Danmark.

Påverkanstryck (P): De olika aktiviteterna åstadkommer fysisk påverkan som till exempel förändrad botten-topografi, hydrodynamik och strandlinje, förlust av bottensubstrat, grumling och undervattensbuller.

Statusförändringar (S): Bland de olika kusthabitaten är det främst vegetationsfria botten samt djupa mjukbotten och transportbotten som påverkas av till exempel sandsugning eller utvinning av skalgrus. Sett till de marina naturtyperna är det främst sandbankar, estuarier och blottade sandbotten som kan vara utsatta. De ekosystemkomponenter som främst berörs av aktiviteter inom aktivitetstemat utgörs av: landdelen av stranden, fleråriga algbälten, ålgräsängar och andra makrofytsamhällen, vegetationsfria botten, samt fisk- och fågelsamhällen.

Vanliga miljöeffekter av utvinning av bottenmaterial:

- förlust av substrat/habitat
- erosion i kringliggande områden
- skador på bottenfaunan
- skador på bottenfloran
- försämrade födosökande för sjöfågel och fisk som äter bottenjur eller bottenväxter
- skadat eller förändrat lekhabitat för fisk
- ökad grumling, övertäckning/igenslamning och försämrade ljusförhållanden under utvinningen.

Möjliga miljöeffekter:

- syrebrist, uppkomst av giftigt svavelväte
- förändrad hydrodynamik
- bestående förändringar i bottenprofilen
- att föroreningar från botten-sedimentet frigörs.

3.2.3 Energiproduktion

Energisektorn använder havet dels för produktion och dels för överföring av energi via kablar och ledningar (Dannheim m.fl. 2019). Utöver detta använder kärnkraften havsvatten för kylning och vattenkraften kan påverka miljön i älvmyningar via flödesreglering som påverkar utflöde av sötvatten, näringsämnen, kisel och humusföreningar, med mera. Likaså förhindras vissa fiskarters lekvandringar av dammar. Biogasutvinning från sjöpungr, vass, fiskrens, spigg och växtplankton är ytterligare en form av marin energiproduktion och testas för närvarande i små, ofta forskningsrelaterade, projekt i syfte att undersöka framtida möjligheter till mer storskalig

utvinning (Bryhn m.fl. 2015, mer om detta i kapitel 3.2.4 *Uttag av levande resurser*). Trots att förståelsen om miljöeffekterna av havsbaserad energiproduktion hela tiden ökar, saknas fortsättningsvis mycket kunskap om effekter på ekosystemkomponenter, ekosystemprocesser och ekosystemtjänster (Dannheim m.fl. 2019).

Energiproduktion ute till havs sker i Sverige just nu som havsbaserad vindkraft och denna verksamhet verkar kunna fortsätta att öka. Dessutom planeras utvinning av havsenergi i form av vågkraft bland annat genom den vågkraftpark som ligger i Sotenäs kommun. Parkens ägare har på senare tid väckt stark kritik i medierna, bland annat från Energimyndigheten, för att parken inte har levererat någon energi. Denna form av energiutvinning befinner sig i Sverige i ett relativt tidigt utvecklings- och forskningssskede. I svenska vatten sker därutöver överföring av energi genom kraftledningar och gasledningar (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Vid beaktande av fysisk påverkan och biologiska effekter av energiproduktion tas hänsyn till såväl byggfas, drift som avveckling.

3.2.3.1 Havsbaserad vindkraft

Vindkraft ses allmänt som ett alternativ till energiproduktion som är speciellt väl ägnat att bromsa ökningen av koldioxidhalten i atmosfären, reducera risker för radioaktiv förorening, minska spridning av skadliga ämnen och motverka förbrukning av icke-förnyelsebara resurser (Esteban m.fl. 2011, Leung och Yang 2012). Förväntningarna på havsbaserad vindenergiproduktion är globalt sett höga eftersom vindar ofta är kraftigare och stabilare till sjöss än till lands, och vindkraft ute till havs kan tillåta större enheter och högre totalnivå av energiproduktion (tack vare lättare konstruktion och transport av stora enheter). Intressekonflikter med andra samhällssektorer är också i regel mindre till havs än till lands, och omfattar utöver visuella störningar av landskapsbilden främst konflikter med olika naturskydds- och fiskeintressen. Genom en mer intensiv marin rumsrig planering under de senaste åren ökar också konkurrensen om utrymme för havsbaserad energiproduktion med till exempel fiskeområden, uttag av bottenmaterial, marin trafik och försvarsintressen. Det bör också påpekas att det är mycket dyrare att bygga vindkraftsparker till havs än på land, vilket hittills har hindrat en storskalig utbyggnad i Sverige.

Fysisk påverkan

Marina anläggningar för förnyelsebar energi, som havsbaserad vindkraft, kan innebära en betydande **Påverkan (P)** på marina ekosystem (Inger m.fl. 2009). I regel räknar man dock med en begränsad miljöpåverkan från vindkraft, det vill säga anläggning, drift och avveckling, även om lokala omständigheter har betydelse för vilka konsekvenser som uppstår. Den samlade påverkan som syns i dag är ett resultat av många faktorer i samband med anläggning, drift och avveckling av varje enskild vindkraftenhet och den kan snabbt bli kumulativ i takt med att antalet anläggningar ökar (Willstead m.fl. 2017). Ett exempel på kumulativ påverkan som nyligen uppmärksammats utanför Englands sydöstra kust i Nordsjön, är hur vindkraftverk förorsakar stora sedimentplymer (<https://earthobservatory.nasa.gov/images/89063/offshore-wind-farms-make-wakes>). En ökad utbyggnad kommer också att innebära att positiva och negativa effekter på havsvattenmiljön interagerar på komplexa sätt som kan vara svåra att förutsäga (Bergström m.fl. 2013a). Därför är det viktigt att fokus i fortsatt planering och riskbedömning ligger på ett större ekosystemperspektiv, än att främst fokusera på utvärdering av effekter av enskilda anläggningar. Havsbaserad vindkraft finns i dag i Sverige i närheten av Öland och Gotland, samt i Öresund på

lokalerna Lillgrund (figur 12), Bockstigen, Utgrunden 1, Karehamn och Yttre Stengrund (under avveckling) (Havs- och vattenmyndigheten 2017a).



Figur 12 Vindkraftparken Lillgrund och Öresundsbron mellan Skåne och Själland. Foto: Jorchr, Wikimedia Commons.

Etablering av havsbaserad vindkraft ökar konkret användningen av vatten- och bottenområden, ger akustiska störningar och skapar nya elektromagnetiska fält med negativ påverkan (Thomsen m.fl. 2015). Mer specifikt rör det sig om fysisk påverkan i form av substratförlust, substratstörning, fysisk förändring till annan bottentyp eller substrattyp, ökad grumling, övertäckning, elektromagnetisk störning, undervattensbuller, introduktion av ljus, visuell störning, att barriärer skapas till hinder för arters rörelse eller spridning, samt orsakar död eller skada på grund av kollision med rotorbladen. Förändringar av vattenflöde och vågexponeringsgrad ingår också som hydrografiska störningar samt ökad risk för spridning och etablering av invasiva arter (se till exempel Airoidi m.fl. 2015).

De största effekterna på miljön av havsbaserad vindkraft kan förväntas vid själva anläggandet även om närvaron (driften) och eventuella restriktioner förknippat med den också har en påverkan, liksom när området återställs efter driftsperioden, det vill säga under avvecklingskedet. Under anläggningsfasen sker den främsta belastningen i form av mer frekvent fartygstrafik och det påverkanstryck det medför, substratförlust genom tillkomst av nytt material i form av kraftverkens fundament, ökad akustisk störning samt ökad grumling och sedimentation i samband med muddring och utfyllnad (Sigray och Andersson 2014, Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Ibland förflyttar man substrat och material runt fundamenten för att använda som skydd mot erosion. Detta ger upphov till ett nytt konstgjort habitat och havsbotten som förloras uppskattas omfatta en radie omkring 20 meter från vindkraftverket (Ospar 2008b, Helcom 2018).

Även grumling under anläggningsfasen kan påverka marina djur- och växtsamhällen negativt. Frigörande av sediment och grumling kan till exempel orsaka stor skada om sedimenten är förorenade och ifall viktiga reproduktions- och rekryteringsområden för hotade arter förekommer i området måste man ta särskild hänsyn. Mängden sediment som sprids är ändå beroende av sedimenttyp, vattenströmmar och vilken metod som används. Effekterna av detta är oftast små

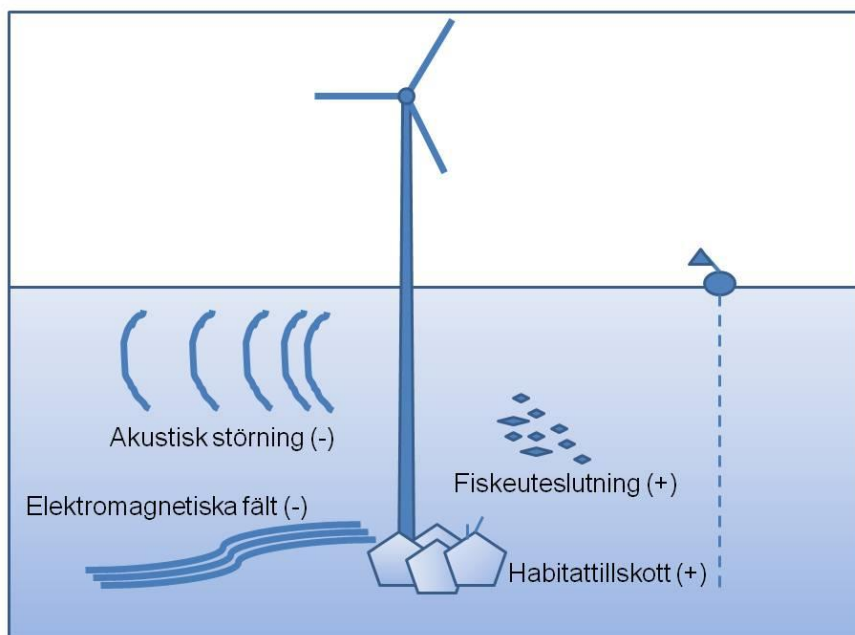
och övergående, eftersom muddringsvolymen i de flesta fall är liten och för att bottenmaterialet i de tilltänkta vindkraftsparkerna ofta brukar vara förhållandevis grovkornigt. Den samlade bedömningen är att spridningen av sediment är ett begränsat problem vid anläggning av vindkraftverk till havs (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). För mer omfattande referenser kring dessa påverkanstryck se kapitel 3.2.1.2 *Muddring* och kapitel 3.2.2.1 *Sand-, grus-, sten- och skaltäkt*.

Biologiska effekter

Vår förståelse av påverkan på hydromorfologin och effekter av havsbaserad vindkraft på marin biodiversitet och marina ekosystemfunktioner ökar konstant med det ökade antalet operativa anläggningar i världen (Lindeboom m.fl. 2011, Mann och Teilmann 2013). Thomsen m.fl. (2015) sammanställde tidigare resultat angående störning på olika organismer från olika faser av anläggning och drift av havsbaserad energiproduktion inklusive ljudstörning, samt elektriska och magnetiska fält från undervattenskablar. Effekterna på sjöfågel och fladdermöss i form av skador från rotorblad befanns exempelvis vara mer entydiga än de sammantagna effekterna av anläggning och drift på vattenlevande organismer (Thomsen m.fl. 2015), det vill säga effekter som beskrivs i större detalj nedan.

Det finns fortfarande ganska få empiriska undersökningar kring effekter på ekosystemkomponenter, det vill säga **Statusförändringar (S)**, av havsbaserade vindkraftverk i drift (Bergström m.fl. 2013a). Om man använder pålning när vindkraftverk anläggs uppstår kraftiga ljud som färdas långt i vatten. Bland marina däggdjur har det påvisats att tumlare kan få både sämre hörsel och stört beteende av ljud i samband med pålning (Sundermeyer m.fl. 2012). Fiskars beteenden kan förändras, till exempel plattfiskens sjötunga och torskar ökade sina simhastigheter och torskarna stannade ibland också upp när de experimentellt utsattes för pålningsljud (Andersson och Sigray 2011). Vilka konsekvenser sådana störningar i fiskars beteende har bör utredas närmare, men risken finns att fisk kan hindras från att nå sina fortplantningsområden, hitta föda och lokalisera partners, vilket kan ha följder för fiskbestånden (Mueller-Blenkle m.fl. 2010). Genom olika åtgärder (till exempel bubbelridåer, isoleringsrör) kan effekter av pålningsljud minskas (Koschinski och Lüdemann 2013, Merck m.fl. 2014, Havs- och vattenmyndigheten 2015a).

En mer svårbedömd påverkan är tillkomst av nya habitat och fiskrefugier, i och med att vindkraftverkens fundament kan fungera som konstgjorda rev. Fundamenten kan utgöra underlag för nya bottensamhällen och locka till sig fisk och marina däggdjur (Bohnsack 1996, Wilhelmsson m.fl. 2006, Bergström m.fl. 2013a, b, 2014, Havs- och vattenmyndigheten 2015a) (figur 13). Fisken är då dels skyddad från vissa former av fiske (bottentrålning), men framför allt stor fisk kan också vara lättare att fånga på grund av anlockningseffekten (Bergström m.fl. 2013a, Stenberg m.fl. 2015). Områdena kring vindkraftsparker är i dag inte helt fredade från fiske. I vissa områden är enbart spöfiske tillåtet. Frågan är därför om reveffekten, det vill säga anlockningseffekten, är något positivt ur biologisk synvinkel, det vill säga något som gynnar marin biodiversitet och fiskpopulationer (Claisse m.fl. 2014, Smith m.fl. 2016b). En dansk undersökning från Horns rev visar att fiskdiversiteten ökade nära turbinerna och forskarna drar slutsatserna att de konstgjorda vindkraftsfundamenten var tillräckligt stora för att attrahera fiskarter som dras till hårda underlag, men inte så stora att de skulle ha negativa effekter på de fiskarter som använde de ursprungliga sandbottenarna mellan vindkraftverken (Stenberg m.fl. 2015).



Figur 13 Översikt över den huvudsakliga belastningen från havsbaserad vindkraft i drift (efter Bergström m.fl. 2014). Den förväntade effekten på den lokala abundansen av marina organismer indikeras som (+) vad gäller ansamling eller ökning och (-) vad gäller undvikande eller minskning.

Den främsta negativa miljöpåverkan av vindkraft i drift utgörs sannolikt av en förhöjd dödlighet hos fåglar och fladdermöss som kolliderar med anläggningarna (Peters m.fl. 2014). Bland olika marina habitat kan ett flertal hårda och mjuka bottenhabitat vara utsatta för vindkraftsutbyggnad till havs, medan de mest utsatta marina naturtyperna sannolikt är sandbankar och rev. I områden med sandbottenar och mjukbottenar leder vindkraftverk sannolikt till fler effekter och förändringar i miljön (också positiva sådana) än i områden där tillgången på hårbottensubstrat är god (Bergström m.fl. 2013a).

Fallstudier

Bergström m.fl. (2014) gör en översiktlig riskbedömning av effekter från havsbaserad vindkraft i svenska vatten (figur 13). Artikeln har delat in sitt fokus på tre geografiska regioner längs den svenska kusten (Skagerrak, Egentliga Östersjön och Bottniska Viken) och utgår från erfarenheter från publicerade undersökningar i norra Europa. Förhållandena för Skagerrak kan i detta fall också anses gälla för Kattegatt. Denna översikt avser potentiella effekter på tre ekosystemkomponenter; marina däggdjur, fisk och bottenfauna. Fåglar och fladdermöss ingår inte i översikten, eftersom dessa arter inte är specifikt marina. I utredningen tas speciell hänsyn till tidsmässig och rumslig omfattning och känslighet hos arter inom varje ekosystemkomponent.

Under anläggningsfasen antas ljudstörning påverka marina däggdjur mest av de undersökta grupperna, men även fisk i alla områden, medan graden av påverkan för bottenfauna generellt klassificeras som okänd (Bergström m.fl. 2014). Av påverkanstrycken antas spridning av sediment vara mest allvarlig för fisk och dess lekområden (se kapitel 3.2.1.2 *Muddring*) och då framför allt i Skagerrak och i Egentliga Östersjön av de tre undersökta områdena.

Under driftsfasen antas vindkraftverken ha mest negativ påverkan via ljudstörning på marina däggdjur (i främst Skagerrak och i Egentliga Östersjön) och genom både ljudstörning och elektromagnetisk störning på fisk (i främst Skagerrak, men även i Egentliga Östersjön) (Andersson m.fl. 2011, Bergström m.fl. 2014). Wahlberg och Westerberg (2005) undersökte olika fiskarter, bland annat lax och torsk, med avseende på vilket avstånd fiskarterna detekterar vindkraftverk i drift och rapporterar en variation på 0,4 till 25 km vid vindhastigheter på 8–13 m/s. Wahlberg och Westerberg (2005) drar slutsatsen att ljudstörning från vindkraftverk i drift kan maskera kommunikations- och orienteringssignaler för fisk. Däremot verkar kraftverken inte förorsaka fysiologisk skada eller flyktreaktioner hos fisk (Wahlberg och Westerberg 2005). För vindkraftverk i drift tycks det framför allt vara nära turbinerna (inom 100 meters närhet) som de flesta skadliga ljudeffekterna uppstår för fisk (Andersson m.fl. 2011).

Positiva effekter i form av nytt habitat och icke fiskbara områden antas av Bergström m.fl. (2013a, b, 2014) uppstå mest för fisk (i främst Skagerrak och i Egentliga Östersjön) och för bottenfauna (i främst Skagerrak). Icke fiskbara områden antas också inverka positivt på marina däggdjur i Skagerrak. De största kunskapsluckorna omnämns beträffande kumulativa effekter och långtidseffekter på näringskedjan, såväl som kombinerade effekter med andra mänskliga aktiviteter som fiskeriverksamhet (Bergström m.fl. 2013a, b, 2014).

För närvarande finns inga uppgifter kring effekter från avvecklingsfasen, men det kan tänkas att störningar då förbrukade kraftverk ska monteras ner är likartade som de som förekommer under konstruktionsskedet, undantaget påningsljud. Alla dessa kunskapsluckor ovan förblir ändå tillsammans öppna frågor för utvärdering av den verkliga rollen av havsbaserad vindkraft inom en hållbar marin rumslig planering (Bergström m.fl. 2014).

1.1.1.7 Kärnkraft

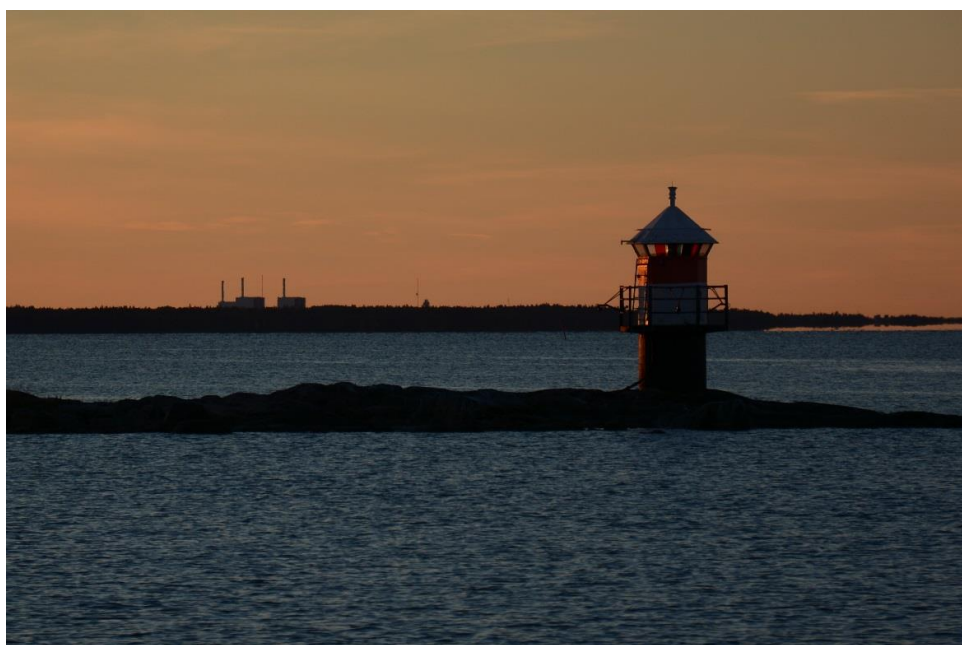
Denna sammanställning gäller uteslutande kylvattenintag och kylvattenutsläpp även om till exempel fysiska effekter på miljön vid konstruktionsarbeten som när Biotestsjön utanför Forsmark anlades även kunde ingå. För effekter av den senare formen av påverkan hänvisas dock till kapitel 3.2.1 *Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten*.

Kärnkraftverken vid Forsmark (figur 14), Oskarshamn (figur 15) och Ringhals (figur 16) använder havsvatten för kylning av reaktorerna; som mest tas tillsammans 415 m³ kylvatten upp per sekund (betydande driftsminskningar har dock skett i Oskarshamn och Ringhals). Kylvattnet återförs uppvärmt till närliggande kustvatten. Kylvattenhanteringen påverkar miljön dels genom att till exempel fisk och andra organismer suggs upp och fastnar i vattenintagens galler/filter. Kylvattenhanteringen påverkar även miljön genom att de utgående vatten utöver att det värmer upp vattenmiljön i utloppsörens närhet även eroderar bottenmaterial (Havs- och vattenmyndigheten 2015a, 2017a).

Fysisk påverkan

Som fysiska påverkanstryck (P) från kärnkraftverk behandlas i denna rapport främst de effekter på miljön som uppstår direkt till följd av uttag och utsläpp av kylvatten. Erosionen i samband med utsläpp av kylvatten leder till ändringar i ekosystemets status, i form av att bottensubstrat försvinner på grund av de stora vattenmängderna och det kraftiga utflödet (Adill och Heimbrand 2015). Direkt fysisk påverkan i form av "död eller skada på grund av kontakt eller kollision" sker också på till exempel fisk och djurplankton genom intag av kylvatten. Som hydrografisk påverkan

finns också direkta temperatureffekter på omgivande havsområden, det vill säga en förhöjning på ca 10 °C av det använda kylvattnet efter passagen genom kondensatorerna. Intaget av vatten sker vid botten, medan kylvattnet sedan blir ytvatten på grund av sin mycket högre temperatur. Teoretiskt skulle detta kunna innebära en mer eller mindre bestående och onaturlig cirkulation under vilken mer näringsämnen blir tillgängliga vid ytan. Själva temperaturökningarna i recipienterna har uppstått när reaktorerna byggdes och kylvattenanläggningarna startades och driften har gett upphov till ett bestående tillstånd med högre vattentemperaturer under de senaste 30–40 åren. I takt med att reaktorer körs med lägre effekt eller avvecklas och kylvattencirkulationen stängs av kommer vattentemperaturen att sjunka. Vad gäller eventuella radioaktiva effekter på havsekosystemet av kärnkraften och dess kylvattenanvändning är dessa begränsade vid normal drift och dessa behandlas inte i denna rapport.



Figur 14 Silhueterna av Forsmarks kärnkraftverk, Östhammar. Foto: Patrik Kraufvelin.

Även om fysisk påverkan från kärnkraftverk lokalt kan vara mycket påtaglig är det i nationell skala förhållandevis begränsade arealer av havsområden som rent fysiskt störs av svenska kärnkraftverk i drift, eftersom sådana bara finns på tre orter. Speciellt erosionspåverkan från kylvattenintag är lokal och förekommer till exempel inte alls vid Ringhals där vattnet släpps ut över hårda klippbottnar. Intag av organismer och utsläpp av uppvärmt kylvatten påverkar däremot livet i havet över ett något större område. Detta i och med att intagsvolymerna (och volymen utsläppt kylvatten) är så pass stora. Ringhals har i dag tillstånd för vattenuttag om 200 m³/s vilket motsvarar ca 35 procent av medelvattenflödet i Sveriges största vattendrag, Göta älv, med en medelvattenföring om 570 m³/s (SMHIs uppgifter om medelvattenföring 1961–1990). Ringhals vattenintag (och utsläpp) kan också sägas motsvara västkustens sex största vattendrag (exklusive Göta älv) sammantaget, från norr till söder; Örekilsälven 24 m³/s, Viskan 35 m³/s, Ätran 50 m³/s, Nissan 40 m³/s, Lagan 80 m³/s samt Rönne å 22 m³/s = 251 m³/s (SMHIs uppgifter om medelvattenföring 1961–1990).

Biologiska effekter

De högre vattentemperaturerna kan till exempel i Östersjön leda till en ökad produktion hos många fiskarter som abborre och gädda, men missgynna kallvattenarter som till exempel strömming och lax. De högre vattentemperaturerna kan också leda till en anlockning och kolonisering av främmande varmvattenarter, även invasiva arter, i de områden där uppvärmt kylvatten släpps ut. I anslutning till varmvattenplymer kan den biologiska mångfalden också öka markant. Kring Ringhals finns det åtminstone fem fiskarter som inte förekommer i referensområden: tjockläppad multe, guldmulte, ryggstrimmig pelamid, havsabborre och blå gaffelmakrill. Den höga vattentemperaturen gör dessutom att terrestra växter som inte normalt skulle förekomma i området kan växa i anslutning till kustzonen närmast utsläppen. I Forsmark har den invasiva, varmvattenattraherade musselarten *Mytilopsis leucophaeata* hittats. Den har dock inte hittats i kylvattenintaget, där den förutom att störa den biologiska mångfalden skulle kunna orsaka driftstörningar (Adill m.fl. 2018).



Figur 15 Skarv anlockas av varmt vatten vintertid nära Oskarshamns kärnkraftverks kylvattenutsläpp i Hamnefjärden. Foto: Anna-Li Jonsson, SLU Aqua.

Bryhn m.fl. (2014) rapporterar vad som händer med glasål som passerar kylvattenintagen och kylvattenutsläppen i Ringhals kärnkraftverk. Ål fångades in före och efter passage av kylvattensystemet och placerades i akvarier där dödligheten registrerades och jämfördes. Resultaten visar att 13,4 procent av glasålen som passerar genom systemet dör som ett resultat av mekanisk påverkan, förändringar i temperatur eller ändringar i tryck under passagen.

För mer ingående information om effekter av kärnkraften hänvisas till exempel till Andersson m.fl. (2016) och övriga års- och femårsrapporter för de tre kärnkraftverken som Sveriges lantbruksuniversitet har gett ut.



Figur 16 Kylvattendimma en vinterdag utanför Ringhals kärnkraftverk. Foto Björn Fagerholm, SLU Aqua.

3.2.3.2 Vågkraft och tidvattenkraft

Förnyelsebar marin energi (gäller även havsbaserad vindkraft ovan samt bioenergi i form av marina levande resurser) är det närmast omöjligt att behandla i korthet i en allmän rapport om fysisk påverkan och biologiska effekter på grund av mångfalden av olika tekniker (Bedard m.fl. 2010), havsområden och ekosystem. Därför behandlas i denna rapport (utöver texten om vindkraft) enbart potentiell användning av vågor, tidvatten, havsströmmar och värmegradienter så kallad OTEC (Hammar m.fl. 2017). Dessa områden behandlas dock endast översiktligt i och med att inga sådana fullskaliga anläggningar för marin energiproduktion ännu är i drift i svenska vatten och deras effekter på vår havsmiljö är därmed fortfarande okända. Det enda exemplet för närvarande är vågkraftsanläggningen vid Sotenäs (nära Smögen, Bohuslän) som togs i drift den 1 januari 2016 med en blygsam nuvarande och oanvänd produktionskapacitet på 1 MW. Anläggningen har dock kritiserats förhållandevis hårt i olika medier på grund av att ingen energi har producerats trots stora investerade offentliga medel och företagsmedel. I januari 2018 sålde energibolaget Fortum parken till det Lysekilsbaserade företaget Seabased (se <https://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=125&artikel=6867503>, <https://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=125&artikel=6910194>).

För mer information om olika möjligheter till havsbaserad förnyelsebar energiproduktion och deras möjliga påverkan på miljön se Hammar m.fl. (2017). Bland fysiska påverkanstryck listas för samtliga ovannämnda former av marin energiproduktion ändringar i sedimentspridning, undervattensbuller, hydrodynamiska förändringar, elektromagnetiska fält, risk för kollisioner, introducerade hårda substrat och mekanisk störning av havsbotten. För OTEC tillkommer värmeförorening samt upptag av organismer till rör och filter (Hammar m.fl. 2017). Boehlert och

Gill (2010) har tidigare sammanställt potentiella effekter av de olika aktiviteterna inom ett eget ramverk som gäller generellt för alla typer av marin energiproduktion och innefattar deras anläggningsfaser, driftsfaser och avvecklingsfaser (Boehlert och Gill 2010).

Sammanställningen av Boehlert och Gill (2010) placerar in effekter av marin förnyelsebar energi i en ekologisk riskbedömning genom att beakta både påverkansfaktorer och miljöreceptorer (figur 17). Påverkansfaktorerna är sådana som förändrar egenskaper hos miljön när marin förnyelsebar energi anläggs, tas i drift eller avvecklas. Miljöreceptorerna är ekosystemkomponenter som potentiellt kan ha någon form av respons till påverkansfaktorn. Alla former av påverkan relaterade till produktion av förnyelsebar marin energi måste beaktas med avseende på dess utvecklingsstadium, det vill säga undersöknings-, anläggnings-, drifts- eller avvecklingsfas (Gill 2005), såväl som den rumsliga och tidsmässiga omfattningen; speciellt varaktighet, frekvens och intensitet (Boehlert och Gill 2010).

När man utvärderar följder för miljön av marin energiproduktion är det viktigt att följa en relevant utfrågningssekvens (Boehlert och Gill 2010). Figur 17 skisserar upp en sådan sekvens som visar förhållanden mellan olika former av energiproduktion och de uppenbara påverkansfaktorerna och miljöreceptorerna som har konstaterats vid undersökningar och via litteraturgenomgångar. Notera att det att man identifierar en eller flera påverkansfaktorer leder till en uppsättning miljöreceptorer som kan eller inte kan visa på effekt(er) av påverkansfaktorerna. De resulterande effekterna kan vara av korttidstyp (till exempel under anläggning eller avveckling) eller av långtidstyp (under driftsfasen). Detta har konsekvenser för effektskalan och möjliga kaskadeffekter som är centrala för att förstå de ekologiska sammanhangen (Boehlert och Gill 2010).

Vad gäller olika påverkansfaktorer inom miljön kan man specifikt lista anläggningens fysiska närvaro, dess dynamiska och energiborttagande effekter, dess kemiska effekter, dess akustiska effekter och uppkomsten av elektromagnetiska fält (Thomsen m.fl. 2015). Alla dessa påverkansfaktorer för vågkraft och tidvattenkraft är förhållandevis lika de för havsbaserad vindkraft (se mer om denna i kapitel 3.2.3.1).

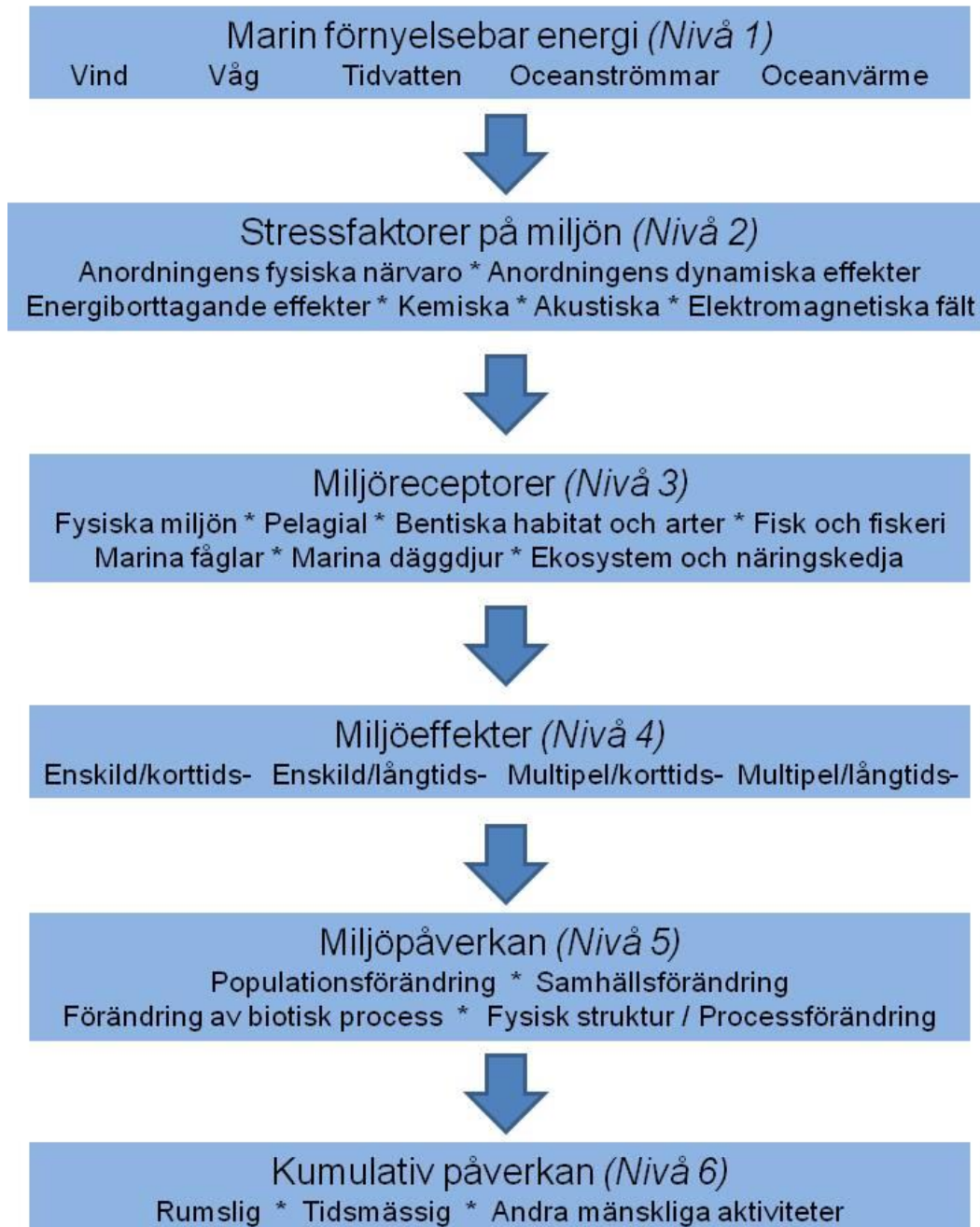
Med avseende på påverkan från just vågkraft saknas bred information från svenska vatten. Resultat från en forskningsanläggning i Lysekil pekar dock mot att utvinning av vågenergi inte har någon betydande negativ påverkan på miljön även om eventuell påverkan från magnetfält och undervattensljud ännu inte har utretts tillräckligt. Anläggningar för vågkraft kan också innebära ökad förekomst av vissa arter då fundamenten kan fungera som konstgjorda rev (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). I Skottland, där förutsättningarna för vågkraft är bättre än i Sverige, anses emellertid vågkraftverk utgöra ett hot mot sjöfågel, särskilt djupdykande arter (Furness 2012).

Kunskapen om miljöeffekter av marin energiproduktion är fortfarande bristfällig, framför allt vad avser underlag för att förstå dess påverkan på ekosystemen (Boehlert och Gill 2010, Hammar m.fl. 2017). Det verkar ändå som om förnyelsebara energikällor från havet har en potential för utökad exploatering utan att skada den marina miljön alltför dramatiskt om projekten lokaliseras rätt, är av rätt storlekskala och följer tillgängliga riktlinjer för byggnation i havsmiljön (Pelc och Fujita 2002).

1.1.1.8 Vattenkraft

Vattenkraften är en inlandsvattenbaserad aktivitet som troligen genom flödesreglering även påverkar hydrografiska förhållanden i kustvatten (Näslund m.fl. 2013b, Havs- och vattenmyndigheten 2017a), i tillägg till den påverkan som dammbyggen och andra anläggningar har för fiskens vandringar (se kapitel 3.2.1.3 *Fysiska aktiviteter i grunda havsvikar och fladasystem*). Antagligen sker påverkan på ekosystemet genom flödesreglering i större utsträckning i mer marina områden än i brackvattensområden och inverkan är i regel större ju större floder det är fråga om (Drinkwater och Frank 1994). En preliminär undersökning av Edman och Schöld (2017) visar att anläggningar för vattenkraft som reglerar vattenflöden i Sverige framför allt har lokala effekter på förhållandena i havet.

Påverkan genom flödesreglering sker i första hand då vattenkraften ändrar sötvattenstillförseln tidsmässigt genom att lagra avrinning under vår och sommar för att sedan släppa ut detta vatten under höst och vinter. Fluktuationer i sötvattenstillförsel kan sedan leda till olika påverkanstryck i form av ändrade fysiska, kemiska och biologiska processer (Drinkwater och Frank 1994, Humborg m.fl. 2006, Näslund m.fl. 2013b). Utöver utflöde av sötvatten, påverkar flödesregleringen också utflöde av näringsämnen, kisel och humusföreningar (Humborg m.fl. 2006). De ekologiska effekterna av detta är inte utredda, men lokala effekter på närsalter och primärproduktion anses möjliga då vattenutbytet förändras (Edman och Schöld 2017, Havs- och vattenmyndigheten 2017a). Likaså kan förflytningsrörelser och reproduktionshabitat hos framför allt fisk, men också hos kräfdjur, påverkas, liksom den biologiska mångfalden (Drinkwater och Frank 1994, Näslund m.fl. 2013b).



Figur 17 Ramverk för bedömning av miljöeffekter av förnyelsebar marin energi omfattande olika skalor. Varje typ av marin energiform kommer att ha associerade påverkansfaktorer som har verkningar på olika miljöreceptorer. Effekterna varierar beroende på skala och receptor. Kumulativ påverkan måste betraktas som en tilläggsdimension och borde även beakta andra samtidiga påverkansfaktorer från annan mänsklig påverkan i samma område (efter Boehlert och Gill 2010, Willstead m.fl. 2017).

3.2.3.5 Kablar, rör och ledningar

Användningen av havet för överföring av material och energi samt för kommunikation omfattar installation, drift, underhåll och avveckling av sjökabelförbindelser (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Kablar, rör och ledningar placeras ofta i grävda smala kanaler och täcks därpå med sediment som tagits från annat håll. Ofta skiljer sig då sedimentsammansättningen från omgivande habitat (Schwarzer m.fl. 2014). På hårda underlag täcks kablar ofta av ett skyddande lager av stål- och betongskal.

Att anlägga sjökablar medför alltid ett större eller mindre fysiskt ingrepp i bottenmiljön. Då kablar läggs ner under havsbotten genom så kallad nedspolning eller andra metoder för nergrävning är ingreppet större och medför bland annat grumling av vattnet, förändrad bottenmaterialstruktur och lokal påverkan på bottenens ekosystem. Bottenväxter och bottenfauna kan dock efter ingreppet etablera sig över den nedlagda kabeln.

Påverkanstrycket (P) på miljön från dragning av rör, kablar och ledningar beror av anordningarnas storlek och längd och vilka metoder som används när anläggningarna placeras ut och täcks in (till exempel muddring, utfyllnad). Åtminstone kan fysisk påverkan i form av substratförlust, substratförstörelse, substratstörning, fysisk förändring till annan botten typ eller substrattyp, ökad grumling, övertäckning, elektromagnetisk störning, undervattensbuller, och skapande av barriärer för arters rörelse eller spridning ingå. Icke-fysisk påverkan som förändringar av vattenflöde, risk för utsläpp av näringsämnen och föroreningar från tidigare fasta och stabila sediment, samt ökad risk för spridning av invasiva arter kan även förekomma. I övrigt är inte de hydrografiska, kemiska och biologiska förändringarna lika stora som de fysiska förändringarna. För mer omfattande referenser till dessa statusförändringar se kapitel 3.2.1 *Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten*. Avvecklingsskedet kan leda till förnyad påverkan som till delar påminner om den som är förknippad med anläggningsskedet.

Habitatförlust genom övertäckning/igenslamning eller utestängning på grund av kablar och liknande anläggningar brukar generaliseras till 2 meters avstånd (Ospar 2008b). Att anlägga en undervattenskabel medför även andra fysiska ingrepp i bottenmiljön som grumling av vattnet, förändrad struktur av bottenmaterialet och lokal påverkan på vattenväxtlighet.

Både negativ och positiv påverkan av aktiviteten förekommer. Positiv påverkan kan uppstå i form av att långa rör och kablar som dragits på havsbotten kan utgöra skyddade områden för fiskar som annars trålas hårt. Negativ påverkan kan uppstå om kablarna eller fyllnadsmaterialet fungerar som spridningskorridorer för främmande (potentiellt invasiva) arter. Under själva drifttiden bedöms påverkan på miljön i huvudsak begränsas till tillfällena då kabeln eventuellt ska repareras, men vissa kablar kan också påverka miljön på olika sätt till exempel genom att elektromagnetiska fält eller ljud (till exempel gasrör) skapas som kan störa djur på olika sätt. De kraftfält som uppstår kan variera beroende på vilken typ av kabel som används och mängden elektricitet som överförs. Genom olika skyddsåtgärder, som att gräva ner kabeln i bottenmaterialet, kan kraftfältens påverkan på marina organismer minimeras (Havs- och vattenmyndigheten 2015a, b). Om det uppstår grumling vid anläggningen kan det påverka fisk, bottenfauna och bottenflora. Samtidigt kan giftiga ämnen bundna i sedimentet röras upp och tas upp av organismer.

Effekterna eller **Statusförändringarna i miljön (S)** på grund av dragning av rör, kablar och ledningar under vatten är antagligen störst i anläggningsskedet och eventuellt i avvecklingsskedet och varierar beroende på vilka habitat som berörs. Speciellt med denna form av påverkanstryck och dess effekter är att det ofta rör sig om många slags habitat och naturtyper som utsätts för möjlig påverkan, eftersom rör, kablar och ledningar ofta sträcker sig över långa distanser, ibland över tusen km.

Ett exempel på ett omfattande rördragningsprojekt i Sveriges närområde är Nord Streams två 1224 km långa gasledningar från Viborg i Ryssland tvärs genom Östersjön till Greifswald i nordöstra Tyskland. Nord Stream uppger själva att ledningarna lokalt antas ha minskat lekhabitat för bland annat strömming, liksom att ledningarna utgör ett hinder för bottentrålning och kan gynna fiskarter som annars trålas hårt. Skador på bottentrålar kan också uppkomma (Nord Stream 2009). Ledningarna kan även bli spridningskorridor för invasiva, främmande arter till nya områden eller fungera som brohuvuden för invasioner om nya typer av substrat tillförs där de inte funnits tidigare (Degraer m.fl. 2011, Airoidi m.fl. 2015). Längs så långa sträckor som Nord Stream omfattar bör man beakta att ledningarna inte bara berör många olika habitat, utan även flera olika naturgeografiska områden, samt även stora skillnader i vattendjup (<https://www.nord-stream.com/>). Majoriteten av de habitat som påverkas består av djupa mjukbottnar. Risken finns även att man vid sådan omfattande rördragningsprojekt som i Nord Streams fall rör upp gifter från dumpat krigsmaterial (se mer om detta i kapitel 3.2.10.2), dioxinkontaminerade sediment och liknande källor. En litteratursammanställning av Sanderson m.fl. (2014) uppskattar dock påverkan från Nord Streams anläggning på fisk till följd av uppgrumling av krigsmaterielrelaterade gifter som försumbar (motsvarande knappt 2 procent ökning av kontamineringsrisken).

De två så kallade Själlandskablarna (även kallade Öresundskablarna) längs havsbotten mellan Skåne och Själland är aktuella för att bytas ut. Miljökonsekvensbeskrivningen bedömde att störst påverkan på levande organismer kommer att ske under anläggningsfasen och att den lämpligaste årstiden att dra kablarna med tanke på olika ekosystemkomponenter (fisk, däggdjur, med mera), är mellan september och december. Endast landbaserade kompensationsåtgärder föreslås (Svenska Kraftnät 2015).

Elektriska kablar planeras mellan fastlandet och en eventuell marin vindkraftspark på utsjögrundet Kriegers flak, söder om Skåne. Miljökonsekvensbeskrivningen från 2007 för dessa kablar bedömde att anläggningsfasen innebär den kraftigaste påverkan, exempelvis på marina däggdjur till följd av buller i samband med arbetet eller i form av skador i blåmusselbankar på grund av fysiska ingrepp. Under drift kan vissa fiskarter som ål störas av magnetfälten. Miljökonsekvensbeskrivningen hänvisar bland annat till experiment samt liknande erfarenheter från elkabeldragning i projekten Baltic Cable, Swepol Link, Yttre Stengrunds vindkraftspark samt Ålandskabeln (Vattenfall 2007).

Inom projektet Baltic Cable är de elektriska kablarna av typ enkelledare med återledning i vattenmassan och dessa kablar ger tämligen tydliga effekter på magnetfältet och utvandringen av ål (Bergström m.fl. 2013a). Kunskapen om vilken inverkan elektromagnetiska likströmsfält har på lekvandrande ål är i dag förhållandevis god. Likströmsfält kan medföra en kursändring hos den vandrande ålen. Denna ändring i kurs är kopplad till summan av jordmagnetiska fältet och det inducerade magnetfältet från kabeln (Westerberg och Begout-Anras 2000, Öhman m.fl. 2007) och leder främst till ökad tidsåtgång för vandringen. Fält från växelströmskablar medför också en

födröjning av blankålens vandring, men mekanismen för detta är ännu okänd (Westerberg och Lagenfelt 2008).

I sin fallstudie för att undersöka en rörlednings effekter på mjukbottenlevande ryggradslösa djur på Irland använde Lewis m.fl. (2002) en BACI-design (Before After Control Impact, se Stewart-Oaten m.fl. 1986, Underwood 1994, Schmitt och Osenberg 1996). I detta fall grävdes ledningen ner i sedimentet, täcktes med grus och sedan med nytt sediment. Djurproverna i området före ingreppen dominerades av havsborstmasken *Hediste diversicolor*, musslan *Scrobicularia plana* och oligochaeter (fåborstmaskar) av *Tubifex*-typ. Inga levande djur hittades i det berörda området en månad efter störningen, men redan efter sex månader var det totala individantalet lika stort som före störningen, även om bara två taxa var representerade närmast ledningen: *H. diversicolor* och *Tubifex* spp. Dock lyckades inte musslan *S. plana* återkolonisera det störda området så länge som undersökningen varade. Återhättningsprocessen beror på vilka arter som finns i området och på deras respektive livscyklar, samt deras rörlighet och spridningsförmåga (Lewis m.fl. 2002).

**Sammanfattning av fysisk belastning och effekter från:
Energiproduktion**

Bakgrund: Energisektorn använder havet dels för produktion och dels för överföring av energi via kablar och ledningar. Utöver detta använder kärnkraften havsvatten för kylning och vattenkraften kan påverka miljön i älvmyrningar via flödesreglering som styr utflöde av sötvatten, näringsämnen, kisel och humusföreningar, med mera och via dammar som stör fiskvandringen. Energiproduktion ute till havs sker i Sverige just nu som havsbaserad vindkraft och denna verksamhet verkar kunna fortsätta att öka. Dessutom planeras utvinning av havsenergi i form av vågkraft. I svenska havsområden sker i tillägg överföring av energi ofta genom kraftledningar och gasledningar.

Påverkanstryck (P): Vid bedömning av fysisk påverkan av energiproduktion tar vi hänsyn till såväl anläggnings-, drifts- som avvecklingsfas. Negativa miljöförändringar omfattar förändringar i vattentemperatur, vattencirkulation, grumlighet, ljus och akustik (främst i anläggningsskedet, men även under drift), samt visuell störning, elektromagnetisk störning, utsläpp eller frigörande av näringsämnen och föroreningar, substratförlust och substratstörning. Tillskott på nytt habitat kan inverka både negativt och positivt i samband med till exempel vindkraftsfundament och undervattensanläggningar, då hårt bottenunderlag kan tillkomma i områden med övervägande mjuka bottenar.

Statusförändringar (S): Biologiska effekter på ekosystemkomponenter kan uppstå på allt ifrån landdelen av stranden till olika undervattenshabitat på grunda och djupa mjuk- och hårbottenar. Om aktiviteten skadar bottenen kan fisklekplatser och värdefulla habitat förstöras eller fragmenteras. Ökad grumling och sedimentering kan minska ljusmängden och försvåra växters fotosyntes och rekrytering. Buller stör fisk, fåglar och däggdjur. Fåglar och däggdjur kan också kollidera med vindkraftverk. Tillskott av nytt hårt substrat kan skapa goda förutsättningar för många organismer, men de kan också gynna invasioner av främmande arter. Förändringar i temperatur utanför kärnkraftverk kan påverka systemen påtagligt men även främja invasion av främmande arter.

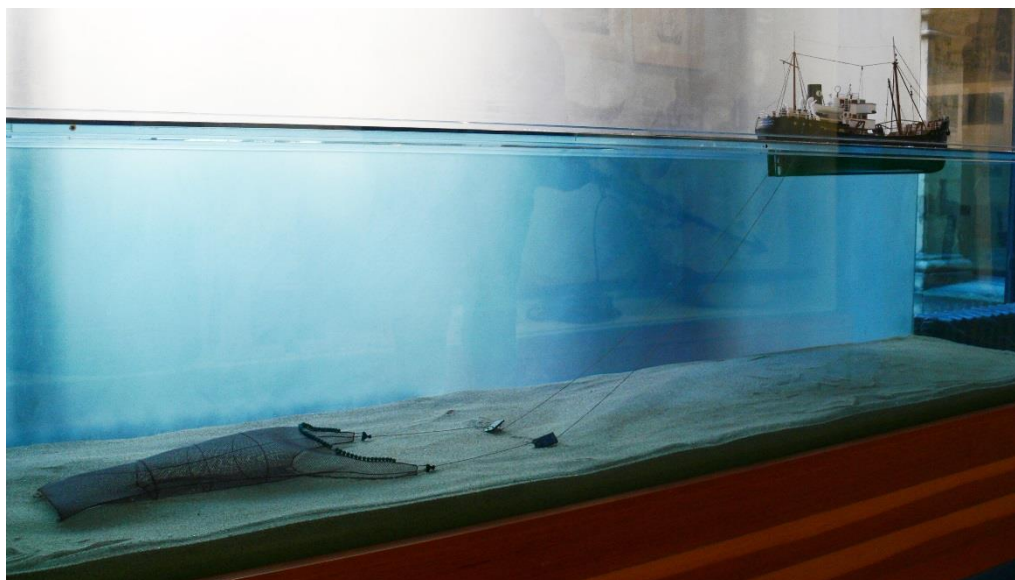
3.2.4 Uttag av levande resurser

Detta kapitel omfattar fiske och skörd av alger som exempel på olika former av uttag av marina resurser. Ämnet behandlas specifikt med avseende på vilken fysisk påverkan som aktiviteterna har, men inte vad själva uttaget av arterna har för effekter på miljön. Det rör sig med andra ord först och främst om fysisk påverkan av bottentrålning efter fisk och räkor som marin föda och skörd av alger som marin resurs/råvara för att få gödningsämnen eller för att framställa biogas genom rötning.

3.2.4.1 Bottentrålning

Det finns flera typer av trålar, skrapor och annan utrustning som sitter på eller dras över havsbotten. Släpredskap med bottenkontakt, till exempel bottentrålar för fiske efter fisk och skaldjur (figur 18), kan ge tydliga skador på bottenarna och deras habitat och organismer (Dayton m.fl. 1995, Jennings och Kaiser 1998, Thrush m.fl. 1998, Turner m.fl. 1999, Hiddink m.fl. 2006, Kaiser m.fl. 2015, Eigaard m.fl. 2016, Sciberras m.fl. 2018, Sköld m.fl. 2018) och leda till störda ekosystemtjänster (Bryhn m.fl. 2015), men också ge skador för fiskerinäringen ifall essentiella fiskhabitat påverkas negativt (Kraufvelin m.fl. 2016, 2018b, Collie m.fl. 2017).

Fiske med bottentrål medför olika former av fysiska **Påverkanstryck (P)** på miljön. Fysiskt påverkanstryck från bottentrålning kan, utöver direkta substratförluster och substratstörningar av olika slag, leda till skador på organismer, ökad grumling, ökad sedimentation på kringliggande områden (övertäckning) samt frigörelse av näringsämnen och föroreningar. I förlängningen kan detta leda till störningar i många olika bottenhabitat, framför allt på djupa bottenar där den mesta trålningen försiggår, och på fisksamhällen i sig. Därtill kommer biologiska problem genom tidigare överstora uttag av vissa arter och vissa storleksklasser plus bifångst.



Figur 18 Modell över bottentrålning. Foto: Public Domain.

Ett stort påverkanstryck är den förändring av havsbottens morfologi som sker (Puig m.fl. 2012). Vid bottentrålning över mjukbotten skär trålborden på var sida om trålen djupa rännor (ner till ett

substratdjup av 30 cm när det gäller mjukbotten) i sedimenten likt en nyplöjd åker. Påverkan orsakas av de delar av trålen som står i direkt kontakt med havsbotten i samband med fisket (Wikström m.fl. 2016a, Sköld m.fl. 2018). Det största bidraget till resuspensionen orsakas dock av det hydrodynamiska motståndet som uppstår i vattenmassan ovan botten när utrustningen dras fram. Detta leder till att stora mängder sediment kommer ut i vattenmassan och sprids till omkringliggande mjukbotten- och hårbottenhabitat och även till djupare områden där det sedimenterar (O'Neill och Summerbell 2011, Puig m.fl. 2012). Upp till 90 procent av resuspensionen av sediment under haloklinen (saltsprångskiktet) i Kattegatt är kopplad till bottentrålning (Floderus och Pihl 1990).

I Egentliga Östersjön är bottentrålningen den dominerande faktorn som påverkar uppgrumling av djupsediment under 73 meters djup, men den är även en betydande uppgrumlande faktor på grundare bottnar (Tjensvoll 2014). Förutom att bidra med stora mängder partiklar till vattenmassan som skuggar solljuset kan bottentrålningen röra upp miljögifter som dioxiner och PCB-föreningar (Tjensvoll 2014).

Fiske med redskap som har bottenkontakt leder till **Statusförändringar (S)** för många ekosystemkomponenter av vilka de mest känsliga komponenterna antagligen är habitat som fungerar som yngelkammare och olika epibentiska arter med låg reproduktionstakt (Dayton m.fl. 1995, Collie m.fl. 2017, Kraufvelin m.fl. 2018b). Medeldjupa mjukbottnar (större djup än 100 meter) är antagligen de miljöer som är mest utsatta för direkta fysiska skador från bottentrålning och de mjukbottenhabitat som påverkas mest är ofta epibentiska habitat och arter till exempel sjöpennor, sötvattensvampar, olika rörybyggare som *Haploops*-rev, med mera (Collie m.fl. 2017). Hårda revmiljöer påverkas troligen mer av resuspension av sediment från trålning på mjuka bottnar än av direkta skador från kontakt med fiskredskap.

Typiska effekter av bottentrålning är resuspension av sediment och förstörelse och störning av många bottenorganismer (Riemann och Hoffmann 1991, Jones 1992, Bradshaw m.fl. 2012, Wikström m.fl. 2016a) och fisk som sill (Kiørboe m.fl. 1981) och torsk (Westerberg m.fl. 1996, Humborstad m.fl. 2006). Plöjning av sedimentet kan också frigöra både gifter och organiskt material till vattenmiljön. Det organiska materialet förbrukar syre vid nedbrytning och kan leda till lokal syrebrist och en ökad koncentration av svavelväte (från nedbrytande bakterier) i och på sedimentet. Syrebrist kan även uppstå i trålspåren om där sker en ansamling av organiskt material.

Upprepad trålning inom ett område leder ofta till en minskad biodiversitet hos mobil fauna i de områden som är i direkt kontakt med trålen. Samtidigt kan epibentos på ytan av mjukbottnar och många fastsittande (sessila) djurarter och makroalger också minska i antal eller försvinna från närliggande områden som inte trålas. Redan enstaka trålningar över ett område kan kräva lång återhämtningstid för epibentiska och fastsittande arter, speciellt då många arter har en långsam livscykel (Rijnsdorp m.fl. 2018) och då fast yta som till exempel små stenar ofta dras med och försvinner med trålen, vilket försvårar möjligheten för många arter att återkolonisera området (Hopkins 2003). Även lågfrekvent bottentrålning hotar den biologiska mångfalden och möjligheten att upprätthålla gynnsam bevarandestatus, eftersom det ofta är de första två tråldragen inom ett område som utövar det största påverkanstrycket på ekosystemet (Ices 2008, Pedersen m.fl. 2009).

Hiddink m.fl. (2006) gjorde en storskalig utvärdering av effekter av bottentrålning på bottenfauna via en storleksbaserad modell och validerade modellen genom provtagning av 33 grunda mjukbottenstationer utsatta för olika nivåer av trålningsintensitet i Nordsjön. Resultaten både från modellen och fältstudierna visar att bottentrålning reducerar biomassan, produktionen och artrikedomen hos bottenfauna. De största skadorna uppstod i områden med låga nivåer av naturlig störning, medan skadorna var små i områden med stor naturlig störning. För Nordsjön visar modellen att bottentrålning reducerar biomassan av bottenfauna med 56 procent och produktionen av bottenfauna med 21 procent jämfört med ostörda områden.

Bergman och Hup (1992) presenterar en lång lista på störda bottenarter och betonar att många bra fiskeområden trålas flera gånger per år. I deras experimentella bottentrålning reducerades tagghudingar, havsborstmaskar och blötdjur med 10–65 procent efter tre trålningar (Bergman och Hup 1992). Studier utförda i bland annat i Oslofjorden i Norge har visat på att områden utsatta för bottentrålning har en högre dominans av små grävande djur, medan mängden större bottenlevande djur reduceras (Olsgaard m.fl. 2008). Den bentiska biomassan kan minska med 60 procent med de största förlusterna för större och mer långlivade organismer (Olsgaard m.fl. 2008). Efter en längre tid med bottentrålning kan ett regimskifte äga rum från system med större organismer med låg reproduktionstakt till system med mindre organismer med högre reproduktionstakt (Ices 2008, Olsgaard m.fl. 2008, Pedersen m.fl. 2009).

Sett till produktionen hos vissa bentiska system är effekterna ibland mindre dramatiska, till och med i områden som trålas upprepade gånger per år. Jennings m.fl. (2002) rapporterar inga signifikanta negativa effekter på små havsborstmaskar med korta livscyklar i sin undersökning. I områden som utsätts för upprepade trålningar kan sådana arter gynnas på bekostnad av arter med längre livscyklar.

Omfattningen av skador generellt är mycket svåröverskådlig. Detta beror dels på att alla områden som kan fiskas har varit påverkade under lång tid. Därför är det närmast omöjligt att hitta liknande opåverkade referensområden eller att skapa sig en bild av vilka baslinjerna för bottenfaunan och havets ekosystem var innan högeffektivt fiske inleddes (Kaiser m.fl. 2015, Loo och Ulmestrand 2015, Svedäng m.fl. 2015). Detta beror också på att skadade habitat kan ha långtgående följder på olika delar av ekosystemet. Dessutom saknas det ofta pålitliga tidsserier av data för att kunna påvisa förändringar i relation till fiske (Dayton m.fl. 1995). Slutligen finns det en hel del andra fiskerelaterade faktorer som samtidigt påverkar systemet. Exempel på sådana är själva uttaget av fisk och räkor eller olika former av bifångst, men också överuttag av stor rovfisk. Överfiske av stor rovfisk kan ha kaskadeffekter genom hela ekosystemet och bland annat ge övergödningsliknande symptom på ekosystem (Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2009, Östman m.fl. 2016, men se också Kraufvelin m.fl. 2020).

Generellt karakteriseras samhällen på djupare havsbottnar av anpassningar som långsam tillväxt, lång livslängd, fördröjd mognad och låg vuxendödlighet. De kännetecknas också av ömtåliga strukturer som har viktiga habitat- och strukturbildande funktioner i organismsamhället (Levin m.fl. 1991). Sådana anpassningar i system med låg produktivitet och omsättning gör dem mycket sårbara för mänsklig påverkan till exempel i form av fiske (Theil och Schriever 1990, Messieh m.fl. 1990, Rijnsdorp m.fl. 2018). Jones (1992) rapporterar en kraftig reduktion av ryggradslösa djur till följd av trålning på djupa bottnar och i områden med skadade rev har fångster av kommersiella fiskarter minskat (Fosså m.fl. 2002).

Rev av kallvattenskoraller, som förekommer på stora djup där trålning sker, har antagligen tidigare delvis trasats sönder av trålningen. Dessa habitat är speciellt känsliga för fiskets direkta fysiska eller mekaniska effekter (Costello m.fl. 2005), men också för den resuspension (uppgrumling) av botten sediment, som sker och kan sprida sig över stora områden (Allers m.fl. 2013, Larsson m.fl. 2013, Wikström m.fl. 2016a). Stora skyddsområden behövs därför för reven (Jonsson m.fl. 2004). Exempel på trålnings-skador på kallvattenskoraller finns både från Norge och från Sverige. I Norge beräknas ca 50 procent av kallvattenskorallreven vara förstörda av trålning (Fosså m.fl. 2002). I Sverige har sex rev skadats eller helt förstörts av bland annat trålning (Jonsson m.fl. 2004). Vad gäller direkt restaurering av skadade rev av kallvattenskoraller kan det ta mycket lång tid, kanske till och med århundraden, för en fullständig återställning trots kostnadskrävande aktiva åtgärder (Jonsson m.fl. 2004, Kraufvelin m.fl. 2021).

Högst sannolikt är skador förorsakade av trålning av mycket stor betydelse i de flesta havsområden, även om det inte trålas så mycket till exempel i den svenska delen av Östersjön. Bottenpåverkan på svenska västkusten har undersökts på bland annat mjukbottnar med bottenhugg och videofilmning i gränsområdet för utflyttningen av trålgränsen (Sköld m.fl. 2011). Hälften av de undersökta stationerna och tvärsnitten låg innanför den nya trålfiskegränsen och resterande låg utanför. Samtliga lokaler valdes i områden som tidigare varit utsatta för kraftig trålpåverkan. Utvecklingen av mjukbottenfaunan i skyddade områden skiljer sig inte från trålade områden, men det finns en generell negativ effekt av antalet trålsår på förekomsten av sjöpennor (Sköld m.fl. 2011). Orsakerna till att det inte finns stora skillnader kan dels bero på att trålning i viss mån fortsatt innanför trålfiskegränsen, men också på att faunan i området, bortsett från sjöpennor, är förhållandevis tolerant mot störning från botten-trålning (Sköld m.fl. 2011). Vad gäller botten-trålningens påverkan på marina ekosystemtjänster uppger Wikström m.fl. (2018) att framför allt biologisk mångfald, habitat, näringsvävar, produktion av livsmedel och rekreation kan påverkas negativt.

För närvarande finns det antagligen få av trålning opåverkade djupa bottnar kvar på västkusten och trålningsintensiteten i Skagerrak-Kattegatt är hög med europeiska mått och på samma höga nivåer som kring Iberiska halvön och de mest trålade områdena i Medelhavet. Det fiskefria området i Kattegatt (på över 600 km²) har dock inte trålats sedan 2009 (Bergström m.fl. 2016b). Sköld m.fl. (2017) har inkluderat detta område som ett kontrollområde i en generell utvärdering av tråleffekter i Kattegatt och visar att ett flertal arter minskar med ökad trålningsintensitet. Bottenfaunasamhället i trålade områden uppvisar också en lägre diversitet, men vissa arter som grävande ormstjärnor gynnas av trålningen och ökade i abundans från låg till måttlig trålningsintensitet. Detta kan vara en följd av födovävar, det vill säga mindre närvaro av plattfisk och havskräfta i de trålade områdena och pekar på att också effekter på födovävar bör tas i beaktande när man utvärderar effekter av botten-trålning (Sköld m.fl. 2017).

Utöver det fiskefria området i Kattegatt finns det i svenska havsområden egentligen bara Natura 2000-området Bratten, ute i svensk ekonomisk zon i Skagerrak, som exempel på ett område som delvis inte kunnat trålas under lång tid. Detta främst på grund av områdets branta och omväxlande topografi. Således kan detta område ge en liten fingervisning om vad som kan ha funnits tidigare, åtminstone lokalt, längs delar av västkusten (Jonsson 2018, <http://extra.lansstyrelsen.se/havmoterland/SiteCollectionDocuments/kust-havsplanering/bratten-remiss-fiskereglering/fiskereglering-bratten.pdf>). Inom Bratten-området finns ett mycket rikt djurliv. Det stora vattendjupet (120–530 meter) ger stationära förhållanden med hög salthalt och låg temperatur året om. Tillsammans med den omväxlande topografin, med branta klippor och djupa

sprickor, ger detta förutsättningar för förekomst av arter och djursamhällen som bara finns på några få ställen i Sverige. Till exempel risgrynskorallen *Primnoa resedaeformis* och sjöpennan *Virgularia tuberculata* har numera sina enda kända förekomster i Sverige i Bratten. Likaså är hornkorallerna *Paramuricea placomus* och *Anthothela grandiflora* endast funna vid Bratten. Eftersom bottentrålning inte kunnat ske i alla sprickdalar i området är det fråga om ett utsjöområde som är relativt skyddat från trålfiske. Därför kan man i Bratten hitta en speciell fauna som troligen tidigare funnits i liknande djupområden i Västerhavet, med den större piprensaren *Funiculina quadrangularis* och ormstjärnan *Asteronyx loveni* i spetsen.

För att undersöka effekter av bottentrålning på mjukbottnar använde Jonsson (2018) förekomstdata för epibentisk fauna (insamlad under tidigare videoundersökningar) från två områden med olika exponering för bottentrålning; Bratten (låg exponering) och Kosterfjorden (hög exponering). Främsta fokus låg på sjöpennor som ansågs vara känsliga för trålning och av intresse ur förvaltningsperspektiv. Jämförelser av den relativa förekomsten av trålningskänsliga arter i de två områdena antyder att sjöpennor och också andra känsliga arter är vanligt förekommande där trålningsintensiteten är låg/obefintlig som i Brattenområdet och i de grundare delarna av Kosterfjorden. Förekomsten av sjöpennor är däremot låg på djup större än 90 meter i Kosterfjorden där trålningsintensiteten är högst. Eftersom dessa skillnader inte kan förklaras av de undersökta miljövariablerna (det vill säga djup, typ av botten substrat och geomorfologi) drar Jonsson (2018) slutsatsen att trålning är den mest troliga orsaken. Jonsson (2018) använde även habitatmodeller (ensembleteknik) för att undersöka sjöpennors habitatkrav i de två områdena och baserat på miljöresponser utföra prediktioner av den nuvarande och potentiella utbredningen av sjöpennor i Kosterfjorden. Dessa modellanalyser antyder att det saknas sjöpennor i Kosterområdet vid de miljöförhållanden där de är mest förekommande i Brattenområdet och att den nuvarande utbredningen av sjöpennor i de djupaste delarna av Kosterfjorden är mindre än den potentiella utbredningen. Eftersom det djupintervall som uppvisar brist på sjöpennor i Kosterområdet sammanfaller med djupintervallet där trålningen är som mest intensiv, indikerar även modelleringsfynden en påverkan från trålning (Jonsson 2018, se även Nyström Sandman m.fl. 2020 där denna undersökning ingår som en av tre fallstudier).

Vad gäller återhämtning efter skador från bottentrålning antas mjukbottenmiljöer kräva en period på 2–7 år, medan återhämtningen på hårda botten i regel tar betydligt längre tid (Kaiser m.fl. 2006, Ices 2008, Hiddink m.fl. 2017). Hiddink m.fl. (2017) rapporterar att skadornas omfattning på bottenfaunasamhället tydligt korrelerar med hur djupt trålningsutrustningen skär ner i mjukbottensediment. Återhämtningstider (medianer) efter avslutad trålning på mjukbottnar (gående från 50 procent till 95 procent opåverkad faunabiomassa) ligger i ett spann mellan 1.9 till 6.4 år, medan återhämtningen på hårda botten antas ta betydligt längre tid (Hiddink m.fl. 2017).

3.2.4.2 Algskörd

Detta underkapitel behandlar enbart skörd av alger som utförs för att få gödningsämnen, för att framställa biogas genom rötning eller som spabehandling. Dessa verksamheter förekommer dock i mycket begränsad utsträckning längs den svenska kusten och har inte heller någon betydande påverkan på kustmiljön i sin nuvarande omfattning. Som exempel på småskaligt uttag kan nämnas att man i Varberg på västkusten i anslutning till kurorten skördar sågtång och blåstång från havet till de populära behandlingarna "tångbad". Även om det lokalt kan vara ganska stora mängder tång som tas upp är knappast denna påverkan på miljön av någon större betydelse. Omfattningen av algskörd i Sverige för framställning av biogas eller för att erhålla råvaror är inte

känd och även om den verksamheten för närvarande antas vara förhållandevis låg är detta ett område som potentiellt kan komma att öka i framtiden (Hughes m.fl. 2012, Wei m.fl. 2013). I Norge och i många tempererade områden globalt har det däremot länge pågått en aktiv taretrålning för användning av dessa stora makroalger som en marin råvara och kunskapen om vad som händer i ekosystemet vid en sådan mer storskalig skörd är mer omfattande (Vásquez 1995, Christie m.fl. 1998).

Skörd av alger eller vattenvegetation för att motverka igenväxning och skörd för att ta bort näringsämnen behandlas i en parallell rapport till denna om marin restaurering (Kraufvelin m.fl. 2021).

Sammanfattning av belastning och effekter från:

Uttag av levande resurser

Bakgrund: Uttag av levande resurser, framför allt bottentrålning efter fisk och räkor, utövar ett starkt påverkanstryck på djupare botten. I jämförelse med bottentrålning (som i Sverige är intensivast på västkusten) leder inte skörd av alger till någon betydande fysisk påverkan av miljön.

Påverkanstryck (P): Påverkan från bottentrålning förekommer främst som abrasion (skada av substrat eller bottenyta), inträngning i substrat eller störning under substratytan, förändring av turbiditet, övertäckning, kontakt/kollision och genom att näringsämnen och föroreningar frigörs.

Statusförändringar (S): Belastning från bottentrålning innebär ofta kraftiga störningar i många olika bottenhabitat, speciellt på djupare botten, men även på till exempel undervattensrev. De mest känsliga ekosystemkomponenterna är antagligen sådana som fungerar som yngelkammare och olika epibentiska arter (sådana som lever på och ovanför botten) med låg reproduktionstakt. I regel är det medeldjupa mjukbotten (grundare än 100 meter) som är mest utsatta för direkt fysiska skador från bottentrålning och epibentiska arter som sjöpenor, sötvattenssvampar och olika rörbyggare som *Haploops*-rev, med mera är troligen mest utsatta på den svenska västkusten. Fisksamhällen påverkas inte bara genom själva fiskeuttaget utan också fisksamhällen i sig genom förstörda reproduktions- och rekryteringsmiljöer utöver trålningens inverkan i form av störda ekosystemtjänster.

3.2.5 Odling/produktion av levande resurser

Kustområden och stränder, samt även närliggande områden uppe på land, är ofta utsatta för ett hårt påverkanstryck från människans verksamhet och således många gånger störda av olika former av vegetationsförändrande verksamheter som beskärning, avverkning eller skörd av strandnära vegetation och vattenvegetation eller strandbete. Många av dessa aktiviteter är kopplade till jord- och skogsbruk, andra aktiviteter är kopplade till tätorter, byggnation och konstruktion och kan åtminstone, lokalt, i grunda skyddade vattenområden, ha betydande påverkan på miljön och biologin.

Tillämpning av DPSIR-modellen på olika former av odling/produktion av levande resurser blir lätt lite konstlad beroende på de många och ganska varierande faktorerna som ingår och som ibland verkar åt olika håll. I de följande underkapitlen görs ändå försök till sammanställningar för en rad ganska olika aktiviteter med olika påverkanstryck som ger upphov till ett antal statusförändringar i miljön. Eftersom den direkta fysiska påverkan det är fråga om ändå inte är så väldigt omfattande

tas dessa aktiviteter bara upp i korthet. Man bör däremot komma ihåg att sammantaget kan påverkan på havsmiljön i sig från till exempel jordbruk och skogsbruk vara väldigt omfattande. Detta gäller framför allt påverkan i form av näringsämnen, humus, surt vatten och sediment via tillrinningen från land.

3.2.5.1 Fiskodling och musselodling (samt makroalger och sjöpungrar)

Odling av fisk och musslor för produktion av människoföda och djurfoder är näringsgrenar under stark uppgång globalt sett. En annan orsak till musselodling kan vara att minska på näringsämnen genom skörd av musslor som fått fästa sig på ett odlingssubstrat och växa sig stora. Detta har prövats i bland annat Västerhavet och i danska fjordar i stor skala och i mindre skala i Östersjön (Lindahl 2008, 2012, Carlsson m.fl. 2009, Petersen m.fl. 2014, Kraufvelin och Díaz 2015, Kotta m.fl. 2020a, b). Akvakultur i form av fisk- och musselodling är inte någon omfattande verksamhet i Sverige jämfört med grannländerna (fiskodlingar i Norge och i Finland, musselodlingar i Danmark).

Öppna odlingssystem för fisk och musslor påverkar havsbotten genom sedimentering av avföring och matrester under fiskodlingen och av avföring under musselodlingen, eftersom det ackumulerade materialet förändrar bottensubstratet (övertäckning). Effekternas omfattning vad gäller förlust och störning beror på de hydromorfologiska förhållandena och odlingens egenskaper. Informationen om återhämtningstider efter att påverkanstrycket försvunnit är begränsat, men se Kraufvelin m.fl. (2001) och Villnäs m.fl. (2011) för fiskodlingar.

De huvudsakliga negativa effekterna från fiskodling utgörs av intäckning vid sedimentation, närsaltsbelastning, belastning av organiskt syreförbrukande material och eventuell spridning av restprodukter från mediciner, sjukdomar (inklusive sjukdomsalstrande bakterier och virus) samt främmande arter (Kraufvelin m.fl. 2001, Villnäs m.fl. 2011, Rabassó och Hernández 2015). Musselodling påverkar havsmiljön mindre än fiskodling, eftersom verksamheten inte kräver tillförsel av föda som innehåller potentiellt övergödande näringsämnen. Detta i och med att musslorna själva filtrerar sin näring direkt ur vattenmassan. Ändå kan viss påverkan uppstå under odlingarna (se Kraufvelin och Díaz 2015 för information från en liten musselodling på Åland och en översikt kring effekter).

Mest relevant för denna rapport är dock direkt fysisk påverkan. Fysisk påverkan från akvakultur kan vara påtaglig, men är ofta lokal till sin karaktär. I stort sett omfattar fysisk påverkan från akvakultur framför allt övertäckning på grund av nedfall av matrester och avföring samt effekter av utrustningen och anläggningarna och kan uttrycka sig i form av till exempel substratförlust, skuggning, "pumpningseffekter" (när någon rör sig på eller vid anläggningarna), båttrafik till och från odlingen, förändringar i vågor och strömmar, med mera. Stora kassar som används vid fiskodling kräver både stora ytor och förhållandevis mycket ankarutrustning för att ligga på plats. Detta kan ge risk för skador på värdefulla vegetationsbottnar (Eriander 2016). Ansamlingen av organiskt material (matrester, avföring, etcetera) under odlingarna kväver den ursprungliga botten och odlingarna bör därför inte placeras på eller alltför nära till exempel grunda vegetationsbottnar.

Odling av makroalger utförs för tillfället i Sverige i försöksskala. Dessa makroalger kan potentiellt användas inom livsmedelsindustrin, som råvara i tillverkningsindustrin, för produktion av plaster och andra material, samt som kosttillskott (Omega-3-fettsyror och proteiner) för människor och djur. Vad som sedan blir kvar kan rötas till biogas eller jäsas till bioetanol. Alger kan därför bidra

till att minska klimatpåverkan och vårt beroende av fossila råvaror och utgöra ett steg på vägen mot ett biobaserat samhälle (se <http://www.seafarm.se/web/page.aspx?sid=10831>).

Vad gäller odling av sjöpongar, som utförs för att avlägsna näringsämnen och kol från havet, finns en del information som kvantifierar metodens vattenrenande potential (Norén 2012, Odhner m.fl. 2013, Hackl m.fl. 2018). Odling av sjöpongar bedrivs dock fortfarande endast småskaligt och på försöksnivå och den fysiska påverkan på ekosystemet torde därför vara begränsad.

3.2.5.2 Växtodling

Beskärning, avverkning eller skörd av strandnära vegetation kan utföras för att få mer jordbruksmark eller för att få råvaror. Inom jordbruket kan orsaken bakom avverkning av strandnära vegetation vara att maximera mängden odlingsbar jord för produktion av olika grödor, medan samma åtgärd inom skogsbruket kan ha som drivkraft att få tillgång till virke eller ved eller att gynna vissa träd- eller buskarter på bekostnad av andra. Vad gäller fysisk påverkan har inga vetenskapliga referenser hittats, men till exempel Javanainen m.fl. (2013) berör växtodling i sin rapport.

Då strandnära vegetation tas bort uppstår påverkan främst på strandlinjen. Detta kan leda till ökad erosionsrisk, men också till att mer näringsämnen läcker ut i vattnet. Andra följder kan vara att den skuggande och skyddande effekten av träd- och buskvegetation i strandområdet försvinner och att temperaturen i vattnet ökar. Biologiska effekter uppstår främst bland ekosystemkomponenter på landdelen av stranden, på vegetationsklädda och vegetationsfria grunda bottnar, samt för fisk- och fågelsamhällen i inre vikar, laguner och estuarier.

3.2.5.3 Djurhållning (inklusive strandbete)

Djurhållning påverkar egentligen havsmiljön fysiskt bara genom strandbete. Strandbete (figur 19) är en gammal tradition på våra stränder och i forna tider fanns betande boskap längs kustens stränder i en betydligt större omfattning än vad som är fallet i dag. Betningstrycket och boskapens slitage gör att andra vattenväxter än vass får en chans att etablera sig (Luther och Munsterhjelm 1983) och därmed skapas oftast en mer varierad miljö med fler vegetationstyper och fler öppningar i vassarna. Betande boskap kan således fungera som ett biologiskt medel för att skapa diversitet i den strandnära miljön och hålla landskapet öppet genom att hindra igenväxning (Javanainen m.fl. 2013). Strandbete kan också ses som en kulturåtgärd som kan utföras för att motverka igenväxning av strandområden, men samtidigt är det även en form av livsmedelsproduktion som också har en påverkan på havsekosystemet i form av övergödande exkrementer och att betet ställvis kan bidra till en omfattande stranderosion (Sandström 2003).



Figur 19 Strandbete vid Kallrigafjärden i Östhammars kommun. Foto: Patrik Kraufvelin.

Påverkanstrycket på miljön (P) från strandbete är både positivt, om aktiviteten leder till att landskapet hålls öppet och igenväxning förhindras (Jutila 1999), och negativt om aktiviteten bidrar till stranderosion och boskapen via sin avföring ökar näringsbelastningen i vattnet (Sandström 2003).

Vad gäller **Statusförändringar (S)** på grund av strandbete påverkas stranden av substratförlust av vissa arter, ofta de dominerande högvuxna arterna, vilket gynnar lågvuxna ljuskrävande arter. Även hydrografin och näringsomsättningen kan påverkas i vattenmiljön om till exempel de betande djurens avföring når vattnet (Jutila 1999, Salonsaari 2009, Niemelä 2012, Javanainen m.fl. 2013). För habitattyperna gynnas främst landdelen av stranden och speciellt salta strandängar och strandängar av Östersjötyp, medan vattenvegetationen till viss del kan missgynnas om näringsbelastningen till vattnet ökar kraftigt. Överlag antas de positiva sidorna med strandbete överväga de negativa (Niemelä 2012, Javanainen m.fl. 2013).

3.2.5.4 Skogsbruk

Skogsbrukets **Påverkanstryck (P)** på miljön genom att träd- och buskbälten tas bort, till exempel mellan åkermark och ett vattenområde, ger en ökad risk för stranderosion och att mer näringsämnen spolas ut i vattnet (Javanainen m.fl. 2013). Andra följder av avverkning eller röjning kan vara att den skuggande och skyddande effekten av träd- och buskvegetation i strandområdet försvinner och att vattentemperaturen ökar (Javanainen m.fl. 2013). Detta kan innebära **Statusförändringar (S)** för vattenväxtligheten och djurlivet i strandzonen som fåglar, fisk och ryggradslösa djur och naturtyper främst i estuarier, laguner, vikar och sund (Javanainen m.fl. 2013). Överlag verkar denna verksamhet ändå ge upphov till ganska liten fysisk påverkan på undervattensmiljön i lokal skala, men kumulativt kan verksamheten ställvis få en större betydelse. I Sverige finns en hel del vattendrag och stränder som påverkats fysiskt och mer insatser för att spara eller återfå vegetation övervägs för att få tillbaka naturliga näringsfilter och motverka marin övergödning och syrebrist i havet.

**Sammanfattning av belastning och effekter från:
Odling/produktion av levande resurser**

Bakgrund: Stränder i jord- och skogsbruksområden är framför allt påverkade av närsaltsbelastning, men de är också ofta störda av olika former av vegetationsförändrande verksamhet som beskärning, avverkning eller skörd av strandnära vegetation och vattenvegetation eller strandbete. Dessa aktiviteter kan i grunda skyddade vattenområden ha både negativ och positiv påverkan på miljön och biologin. Aktiviteter inom akvakultur har viss negativ fysisk påverkan, men denna påverkan är betydligt mindre än till exempel närsaltsbelastningen från odlingsverksamheten.

Påverkanstryck (P): Beskärning, avverkning och skörd av strandnära vegetation kan utöva ett påverkanstryck på miljön med avseende på främst strandlinjen (ökad erosionsrisk), på hydrografin, men också genom övergödning, ifall ingreppen leder till att mera näringsämnen läcker ut i vattnet. Andra följder kan vara att den skuggande och skyddande effekten av träd- och buskvegetation i strandområdet försvinner och att temperaturen i vattnet ökar. Vid strandbete kan erosionen öka och boskapens ekskrementer kan göda vattenområdet, men i övrigt skapas ett öppnare och mer mångsidigt strandlandskap. Fysisk påverkan från akvakultur yttrar sig framför allt i form av övertäckning på grund av nedfall av matrester och avföring samt effekter av utrustningen och anläggningarna som kan innebära substratförlust, skuggning, "pumpningseffekter" (när man rör sig på eller vid anläggningarna) och effekter av båttrafik till och från odlingen.

Statusförändringar (S): Bland habitaten, organismsamhällena och naturtyperna påverkas främst landdelen av stranden, vegetationsklädda och vegetationsfria grunda bottnar, samt fisk- och fågelsamhällen i inre vikar, laguner och estuarier. Naturtyper som strandängar gynnas antagligen av strandbete. Under anläggningar för akvakultur skadas/störs de bottnar som täcks över av foderrester och avföring från odlingen eller skuggas av själva anläggningen.

3.2.6 Transport

Detta aktivitetstema omfattar landsvägstransporter och dess infrastruktur i form av broar, tunnlar och vägbankar, samt sjötransporter och hamnar. Temat är omfattande och aktiviteterna sysselsätter många personer och förekommer mer eller mindre överallt längs den svenska kusten. Aktiviteterna ger upphov till flertalet påverkanstryck som leder till betydande statusförändringar i miljön.

3.2.6.1 Broar, tunnlar, vägbankar

Transportinfrastruktur i form av vägar och järnvägar möjliggör tack vare broar, vägbankar, brobankar och tunnlar fast förbindelse mellan olika regioner och till och med mellan länder. För närvarande finns det i Sverige flera stora fasta förbindelser över havet, till exempel Öresundsförbindelsen, Ölandsbron, Svinesundsbron, Högakustenbron samt ett antal mindre förbindelser som förbinder öar med varandra och med fastlandet, som överbryggar sund och vikar, med mera.

Vägtrafikens fysiska påverkan av den marina miljön åstadkoms främst kortsiktigt på grund av anläggning och långsiktigt genom en bestående förändring i naturen av olika typer av broar,

vägbankar, brobankar och tunnlar. Även trafikbuller och ljusstörning kan räknas till den senare typen av störning (Westerberg 1993, 1996). Notera att vägkonstruktionerna ofta tidigare har anlagts där det varit mest praktiskt av historiska skäl eller där det varit mest fördelaktigt rent byggnadstekniskt och ekonomiskt och kanske inte alltid med miljöhänsyn som en prioriterad utgångspunkt.

Broar (figur 20), vägbankar, brobankar och tunnlar kan ha betydande lokalt **Påverkanstryck (P)** på undervattensmiljön både i konstruktionsskedet och när de är färdiga. Anläggning av broar och tunnlar i havet sker ofta i grunda områden nära kusten. Miljöpåverkan uppstår till exempel som höga ljudnivåer som vid pålning och byggande och sedan förekomst av fysiska anläggningar som fundament, pirar, konstgjorda öar och andra konstruktioner. Dessa kan ofta medföra att vattnets strömförhållanden ändras, vilket i sin tur på sikt kan påverka bottensedimenten runt omkring. Under anläggningsfaserna rörs ofta sediment upp från havsbotten och man kan behöva utföra muddring med egna konsekvenser för miljön. Under driftfasen kan anläggningarna utgöra ett hinder för migrerande arter både under och över vattenytan. Anläggningarna kan också ensamma eller tillsammans med andra anslutande anläggningar leda till en fragmentering av landskapet. Särskilda skyddsåtgärder kan krävas för att minska att störande ljud- och ljusbarriärer uppkommer (Havs- och vattenmyndigheten 2015a).

Påverkan är annars i stort sett ganska likartad den som förknippas med fysisk omstrukturering av kustlinjen och havsbotten, energiproduktion samt hamnkonstruktioner och farleder som beskrivs på andra håll i rapporten. Detta eftersom muddringar, sprängningar, utfyllnadsarbeten och dumpningar av muddermassor ofta ingår i tillägg till de fasta konstruktionerna som tillkommer (se till exempel kapitel 3.2.1 *Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten* och detta kapitel's underkapitel, kapitel 3.2.3.1 *Havsbaserad vindkraft*, kapitel 3.2.7.2 *Dumpning av muddermassor* och kapitel 3.2.10.3 *Sprängningar* för mer information och fler referenser). Negativ miljöpåverkan på grund av broar, vägbankar och brobankar kan grovt delas in i hydrografisk, kemisk och fysisk påverkan och förekommer både i byggnadsskedet och när anläggningarna är i användning. Av de hydrografiska förändringarna är speciellt ändringar av vattenflöden och temperaturnivåer av betydelse. Av de kemiska förändringarna påverkas syreförhållanden och övergödning med näringsämnen och organiskt material. Av de fysiska förändringarna utmärker sig substratförlust, substratstörning, förändring till annan botten typ eller substrattyp, ökad grumling, övertäckning, nedskräpning, undervattensbuller, introduktion av ljus, visuell störning, att det skapas barriärer för arters rörelse eller spridning och död eller skada på grund av kollision.

Därutöver kan till exempel själva bropelarna utgöra ett nytt (ibland främmande) hårt substrat i miljön (Qvarfordt m.fl. 2006, Andersson m.fl. 2009) och också fungera som nya refugier för fisk precis som likartade konstgjorda substrat i hamnområden och ute till havs för till exempel havsbaserad vindkraft (Bergström m.fl. 2013a, b, 2014). Bropelarna kan också utgöra vandringshinder för till exempel fisk (Havs- och vattenmyndigheten 2015a).



Figur 20 Högakustenbron. Foto: Public Domain.

Vad gäller **Statusförändringar (S)** i ekosystemkomponenter, det vill säga biologiska effekter, gäller detta kanske främst marina habitat på grunda mjuk- och hårbottenar. Till dessa habitat hör tångbälten och andra fleråriga algsamhällen, ålgräsängar och andra rotade vattenväxtsamhällen, kransalgsängar, grunda artrika vikar, musselbottenar, fisksamhällen och landdelen av stranden. Många marina naturtyper hör också hit (tabell 1).

Negativa effekter kan vara speciellt dramatiska i de fall broarna, vägbankarna eller brobankarna ändrar vattenomsättningen i inre vikar. I sådana fall kan reproduktionsområden för fisk och värdefulla undervattenshabitat, som grunda mjukbottenar, ålgräsängar och andra rotade vattenväxtsamhällen, förstöras eller fragmenteras (www.marbipp.tmbi.gu.se/). Ökad grumling och sedimentering kan också minska ljusmängden och försvåra växters fotosyntes och rekrytering. Minskad vattengenomströmning är troligen negativ för de flesta marina habitat som ålgräsängar, grunda mjukbottenar, musselbottenar och tångbälten (på grund av ökad risk för syrebrist och ökad sedimentation eller större salthaltsvariationer). Sjunkande salthalter kan göra det svårt för marina organismer att klara sig (Petersen m.fl. 2008, Riisgård m.fl. 2013, Strandmark m.fl. 2015). Likaså kan allmänt dåligt vattenutbyte leda till övergödning, syrebrist och alltför höga vattentemperaturer (Strandmark m.fl. 2015). Speciellt stora kan konsekvenserna bli i Östersjöns vikar. Tack vare gynnsamma miljöer med grunda vatten och höga vattentemperaturer tidigt på våren och sommaren är dessa vikar viktiga reproduktionsområden. Detta gäller framför allt för varmvattenkrävande fiskarter som gädda, abborre och karpfiskar (Karås 1999, Sandström 2003).

Om man i samband med byggnationen också vill muddra (till exempel för att underlätta för båttrafiken, men kanske också för att öka vattenomsättningen), kan det här leda till kraftigt förändrade förhållanden. Förändringar i vattentemperaturen kan störa fiskreproduktionen, för vilken både alltför höga och alltför låga temperaturer kan vara skadliga. Muddringar kan också leda till ökad grumling och sedimentering som kan minska ljusmängden och försvåra växters

fotosyntes och rekrytering (Davison och Hughes 1998, Berger m.fl. 2003, Eriksson och Johansson 2003, Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010, se mer om detta i kapitel 3.2.1.2 *Muddring*).

För ålgräsängar, bestånd av kransalger och grunda mjukbottnar kan det också finnas en negativ påverkan av ökad vattengenomströmning, om den leder till erosion (Fonseca m.fl. 1983, Han m.fl. 2012). Kransalgsmattor förekommer överlag mest i glon med relativt stillastående vatten, vilket indikerar att de är känsliga för vatten i rörelse och att individerna lätt kan ryckas loss från substratet vid kraftigare strömmar (Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010). Musselbottnar och tångbälten gynnas däremot oftast av en måttlig ökning av vattengenomströmningen (Roos m.fl. 2003, Petersen m.fl. 2008), men frågan bör bedömas skilt från fall till fall.

Det är ganska ovanligt att det tas omfattande hänsyn till miljön och olika påverkanstrycks inverkan på olika naturtyper och habitat redan i samband med anläggningsfasen. Byggandet av Öresundsförbindelsen kan ses som ett sådant undantag, på grund av att projektet länge var kontroversiellt av miljömässiga orsaker. Bland kraven som ställdes var att vatten- och saltflöde mellan Kattegatt och Östersjön inte skulle påverkas. Ålgräsängar och musselbankar skulle som mest få minska med 25 procent över en 500 meter kuststräcka på vardera sidan om sundet. Dessa krav uppnås enligt Gray (2006). Den biologiska mångfalden förefaller även i viss mån ha gynnats av förbindelsen och de åtgärder som vidtogs i samband med anläggningen. Till exempel bropelarna och skyddsöarna runt dem fungerar som konstgjorda rev och utgör habitat för musslor, fisk och sjöfågel (Gray 2006; Øresundsbro Konsortiet 2015).

3.2.6.2 *Kommersiella hamnar*

Förekomst av kommersiella hamnar (figur 21) med deras vågbrytare, pirar, kajer och bryggor, utfyllnader, konstgjorda öar med mera, är en grundförutsättning, en nödvändig infrastruktur, för trafik till sjöss. I detta kapitel behandlas hamnarnas påverkanstryck och effekter på miljön vid anläggning, drift och avveckling. Däremot behandlas inte sjötrafiken till och från konstruktionerna specifikt och inte heller det som direkt förknippas med farlederna och deras underhåll. Dessa områden tas upp i andra kapitel (se till exempel kapitel 3.2.1.2 *Muddring*, kapitel 3.2.6.3 *Sjöfart*, 3.2.7.2 *Dumpning av muddermassor* och kapitel 3.2.10.3 *Sprängningar*).

Påverkanstrycket (P) på miljön från hamnanläggningar är mest dramatisk i själva anläggnings- och byggnadsskedet, i och med att konstruktionerna i sig ofta tar ganska stora vattenarealer i anspråk och betydande ytor av marina habitat därmed går förlorade. Dels förloras habitat permanent och dels omformas habitat till andra livsmiljöer. Den påverkan eller belastning hamnkonstruktionerna ger upphov till i anläggningsfasen kan delas in i hydrografiska, kemiska och fysiska förändringar. Till de hydrografiska hör ändrat vattenflöde och ändrad vågexponering, förändringar i temperatur, samt förändringar i torrlägningsregim. Kemiska förändringar kan bestå av ändrade syreförhållanden eller övergödning med näringsämnen och organiskt material. Exempel på olika fysiska förändringar är substratförlust, substratstörning, fysisk förändring till annan bottentyp eller substrattyp, ökad grumling, övertäckning, nedskräpning, undervattensbuller, introduktion av ljus, visuell störning, att barriärer för arters rörelse eller spridning skapas och att det inträffar död eller skada på grund av kollision.

Under driftsfasen fortsätter många av dessa störningar på grund av anläggningarna i sig, fartygstrafiken och dess underhåll (till exempel förnyad muddring, sprängning). De olika fasta konstruktionerna kan därtill utgöra visuella störningar och ge betydande skuggningseffekter, vilka i sin tur kan ge upphov till lokala temperaturskillnader och ändrade ljusförhållanden (Eriksson

m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005, Sundblad och Bergström 2014). Som icke-fysisk påverkan förekommer i hamnarna läckage av giftiga båtbottnfärger och metaller som kan skada organismers fortplantning och sprida sig upp i näringskedjorna (Antizar-Ladislao 2008, Egardt m.fl. 2017), påverkan från polycykliska aromatiska kolväten så kallade PAH-föreningar som förekommer i båtbränslen (Egardt m.fl. 2018), samt spridning av främmande invasiva arter (Leppäkoski m.fl. 2002, Paavola m.fl. 2008, Williams m.fl. 2013).

Det bör i detta sammanhang noteras att det nya substratet också kan inverka positivt på miljön till exempel som nytt underlag för hårbottenorganismer (Qvarfordt m.fl. 2006, Andersson m.fl. 2009) och som refugier (skyddande habitat) för fisk (Sandström 2003, Bergström m.fl. 2013a, b, 2014), vilket kan vara nog så viktigt i områden där hårda underlag är en bristvara. Ändå bör det framhållas att konstgjorda hårda underlag oftast är underlägsna naturliga underlag vad gäller kolonisering och etablering av nya bentiska samhällen (Moschella m.fl. 2005, Bulleri och Chapman 2010). De verkar också gynna settling av främmande arter framom infödda arter (Airoldi m.fl. 2015). Genom olika specialinsatser vad gäller använt material, dess ytstruktur och utformning kan man öka olika konstgjorda konstruktioners ekologiska värde (se till exempel Bulleri och Chapman 2010, Chapman och Underwood 2011, Pioch m.fl. 2011, Firth m.fl. 2014, 2016, Dafforn m.fl. 2015a, b, Sella och Perkol-Finkel 2015, Guan m.fl. 2016).



Figur 21 Visby hamn. Foto: Johannes Jansson, Wikimedia Commons.

I och med att hamnar oftast anläggs inomskärs på fastlandet är det i regel ekosystemkomponenter på mjukbottnar (vegetations- eller icke-vegetationstäckta) som utsätts för **Statusförändringar (S)**. Grunda mjukbottenhabitat har ofta stora biologiska värden (se till exempel Sundblad och Bergström 2014), varför störningar i dessa livsmiljöer kan ha betydande negativa effekter på havsmiljön, bland annat för fiskproduktionen.

Ändringar i vattenströmning kan påverka olika habitat på olika sätt och olika habitat kan också vara olika känsliga för förändringar (Malm 1999, Koch 2001, 2002, Olsenz 2011, Mainwaring m.fl. 2014). Minskad vattengenomströmning, som är en typisk följd av att hamnkonstruktioner anläggs på och vid stränder, är till exempel negativt för ålgräsängar, grunda mjukbottnar, musselbottnar och tångbälten på grund av ökad risk för syrebrist, ökad sedimentation, minskat siktdjup samt större salthaltsvariationer (då vattenutbytet med utsjön blir mer väderberoende). Vad gäller marina naturtyper påverkas de flesta i någon utsträckning av hamnar, men kanske mest påverkas blottade ler- och sandbottnar, stora vikar och sund, sten- och grusvallar av kommersiella hamnar, men också estuarier, laguner, rev, samt skär och små öar i Östersjön och smala Östersjövikar kan påverkas.

Vanliga miljöeffekter av att anlägga hamnar:

- Ålgräs och andra makrofyter som kransalger, sötvattensfröväxter och tångbälten kan försvinna från platsen.
- Fiskens lekhabitat kan minska och återstående grunda lekhabitat kan försämrats.
- Musselbankar och annat habitat för bottenfauna kan minska eller försvinna.
- Ökad uppgrumling av sediment kan ge sämre ljusförhållanden vilket påverkar vattenväxter men även fisk.
- Förändringar i vattengenomströmning, salthalt och pH kan påverka arter som är anpassade till en viss miljö.
- Buller vid anläggning kan störa fisk och marina däggdjur.

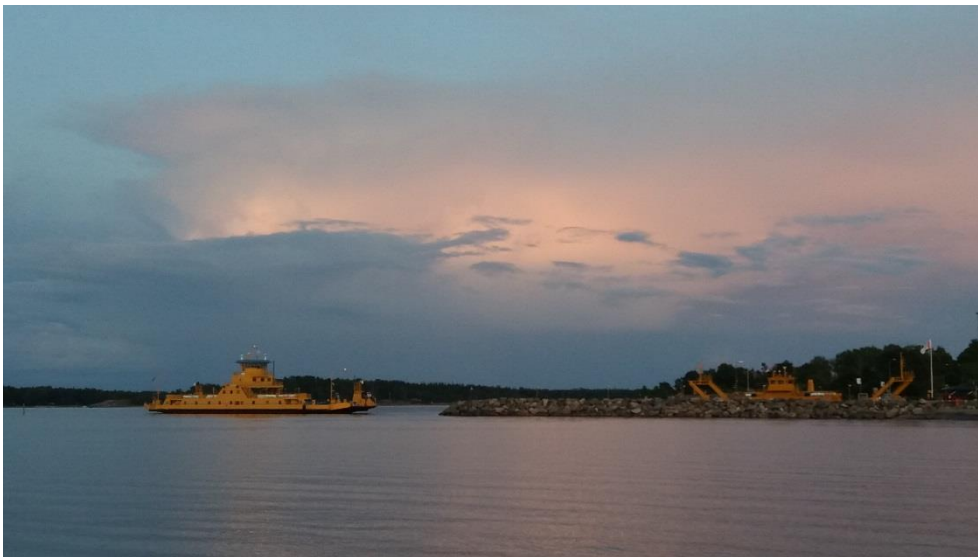
3.2.6.3 Sjöfart (passage, ankring)

Till sjöfart (marin trafik) räknar här enbart in passage av olika typer av båtburna godstransporter och passagerartrafik (figur 22). Detta avsnitt omfattar således fysisk belastning och effekter från sjöfart (större fartyg) i kustvatten, det vill säga framför allt effekter av svallvågor, buller, uppgrumling med mera. Den infrastruktur som förknippas med sjöfarten som farleder (främst muddring) behandlades redan i kapitel 3.2.1.2. Infrastruktur som kommersiella hamnar behandlades i kapitel 3.2.6.2. Fritidsbåtstrafiken behandlas i kapitel 3.2.8.1., liksom sprängningar i kapitel 3.2.10.3.

Fartygstrafik omfattar både yrkestrafik ute till havs, vid kusten och i skärgården inom främst större farleder (figur 23). Sjöfarten svarar för huvudparten av transportererna i svensk utrikeshandel – ca 90 procent mätt i volym eller ca 180 miljoner ton per år. Utöver detta transporteras ca 30 miljoner passagerare per år med färja till och från grannländerna. Sjöfartssektorn med omgivande företag sysselsätter ca 100 000 anställda (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Den yrkesmässiga sjöfarten innefattar stora fartyg och regelbundna transporter av personer och varor och gods året om, medan småbåtstrafiken är intensivast under sommarhalvåret och mest förknippad med fritidsverksamhet och rekreation.



Figur 22 Fartygstrafik utanför Kapellskär. Foto: Patrik Kraufvelin.



Figur 23 Gräsöfärjan lägger till i Öregrund. Foto: Patrik Kraufvelin.

Fysisk och annan påverkan

Fartygstrafik i drift förorsakar direkta fysiska påverkanstryck på stränderna och bottenarna på flera olika sätt. Strömmar orsakade av propellrar leder till abrasion (störning av substrat- eller bottenyta) och till resuspension och återsedimentering av sediment. Svallvågor, sug och tryck från fartygskroppen som uppstår vid fartygens passage i trånga farleder kan orsaka erosion och annan påverkan på strandhabitat, både över och under vatten. Ankare kan förorsaka direkta fysiska skador på havsbotten och dess habitat. Sjöfartens fysiska påverkan på havsbotten och kustlinjerna sker främst i anslutning till farleder och hamnar genom att förorsaka en ökad och

onaturlig erosion och dessa effekter är i regel svårast i grunda områden (Helcom 2018). Däremot kan till exempel bullerproblem förekomma överallt där fartyg och båtar rör sig och störa marina däggdjur, fåglar och fiskar (Granath 2004, Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Längs tungt trafikerade fartygsleder märks de fysiska effekterna av sjöfarten och här kan erosionen av havsbotten vara betydande med kraftiga sedimentförluster (Helcom 2018). Från större fartyg kan en ökad grumling noteras ner till 30 meters djup (Helcom 2018). I små Östersjövikar uppskattas redan medelstora färjor öka grumlingen med 55 procent (Eriksson m.fl. 2004).

När fartygen lägger till i hamnar skapas starka vattenströmmar och även cirkelrörelser i vertikalled, så kallad artificiell uppvällning, vilket påverkar både vattenmassan och botten samt de organismer som lever där (Lindholm m.fl. 2001, Granath 2004). Fartygstrafik kan exempelvis ge ett ökat vattenutbyte mellan ytvatten och djupvatten som kan leda till mindre stabil vattentemperatur. Det här kan till exempel uttrycka sig som kallare kustnära ytvatten under den isfria säsongen (Lindholm m.fl. 2001) vilket är ogynnsamt för varmvattenkrävande fiskarter vid kusten i Östersjön (Karås 1999).

Annan påverkan av fartygstrafiken utgörs av substratförändringar på grunda och djupa bottnar, ändrade strömförhållanden, ökad grumling och sedimentering och minskat ljusgenomsläpp (siktdjup) (Granath 2004). Dessutom förekommer indirekta kemiska effekter som läckage av giftiga båtbottnfärger (Cato m.fl. 2007, Egardt m.fl. 2017) och läckage av olja, diesel, bensin och tungmetaller (Egardt m.fl. 2018), liksom att avloppsvatten dumpas.

Biologiska effekter

Statusförändringar (S) i ekosystemkomponenter på grund av sjöfart uppstår framför allt på grunda mjukbottnar, i ålgräsängar och andra rotade vattenväxtsamhällen, samt för fisk- och fågelsamhällen (Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005). Därtill påverkas landdelen av stranden på grund av svalleffekter, speciellt i trånga farleder (Rönnerberg 1975, 1981, Roos m.fl. 2003). Däremot kan fleråriga makroalgssamhällen påverkas positivt av svallvågor från fartyg, eftersom vågrörelserna minskar mängden ettåriga påväxtalger, drivande algmattor och pålagring av sediment på de fleråriga makroalgerna (Roos m.fl. 2003, Demes m.fl. 2012). Ökad grumling och sedimentering kan dock minska ljusmängden och försvåra växters fotosyntes (Davison och Hughes 1998, Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010) och rekrytering (Berger m.fl. 2003, Eriksson och Johansson 2003, Kraufvelin m.fl. 2007). Ljudförorening och buller kan störa, stressa och skada hörseln hos fisk och andra djur (Shannon m.fl. 2016). Ankring i känsliga miljöer kan förstöra eller fragmentera habitat. Fartygsolyckor och vrak kan påverka alla bottentyper, till och med relativt djupa bottnar (Leino m.fl. 2011, Ruuskanen m.fl. 2015). Som icke-fysisk påverkan finns läckage av giftiga båtbottnfärger och metaller som kan skada organismers fortplantning och sprida sig upp i näringskedjorna (Antizar-Ladislao 2008, Egardt m.fl. 2017), påverkan från polycykliska aromatiska kolväten så kallade PAH-föreningar (Egardt m.fl. 2018) samt spridning av främmande invasiva arter (Williams m.fl. 2013, Lenz m.fl. 2011, 2018).

Många olika marina habitat och ekosystemkomponenter är i någon form utsatta för fysisk påverkan från fartygs- och båttrafik. Exempel på olika påverkade habitat utgörs av ålgräsängar (Durako m.fl. 1992, Duarte 2002, Dunton och Schonberg 2002, Bishop 2008, Moksnes m.fl. 2019), andra makrofytter på mjukbotten (Henricson m.fl. 2006, Hansen och Snickars 2014, Sagerman m.fl. 2019), makroalger på hårbotten (Rönnerberg 1975, Roos m.fl. 2003, Eriksson m.fl. 2004), samt landdelen av stranden (Daleke m.fl. 1989, Granath 2004, 2013, Lindfors 2010).

Dessutom påverkas även bottenfaunasamhällen, det juvenila fisksamhällets sammansättning samt fiskreproduktionen (Roos m.fl. 2003, Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005, Sundblad och Bergström 2014). Fisk, fåglar och däggdjur påverkas också av buller ovan och under vatten (Sigray och Andersson 2014, Hawkins m.fl. 2015, Williams m.fl. 2015).

Fallstudier om erosion och svallvågor

Negativa effekter av erosion och svallvågor är ofta speciellt tydliga i skärgårdsmiljö. Stränderna kring trånga och tätt trafikerade passager visar tydliga spår av fartygstrafiken. Även om svallvågorna ofta är mindre till storleken än tidigare tack vare fartbegränsningar, ger stora fartyg utöver svallvågorna också upphov till kraftiga vattenströmmar och vattenvirvlar under ytan. Speciellt de tryck- och sug effekter som uppstår när ett stort fartyg passerar kan ge stora erosions skador på stränderna (Daleke m.fl. 1989, Granath 2004, 2013, Lindfors 2010). I praktiken kan allt löst material inom bränningszonen som jord, sand, grus och stenar spolats ut i havet och gradvis rasera strandlinjen.

Själva stranden över normalvattenståndet är speciellt känslig för fartygstrafikens erosions- och svallvågseffekter under perioder med extremt högt vattenstånd, medan strandzonen under vatten kan antas vara känsligare vid perioder med extrema lågvatten. Intensiteten av stranderosionen har åtminstone i Stockholms skärgård varierat över tid (Sundblad m.fl. 2015). Uppföljande inventeringar år 2000 av områden som undersökts 1990 visade att erosionen i många fall hade avstannat, troligen till följd av den fartreglering som infördes 1994 (Granath 2004). Sedan dess har erosionen återigen ökat i omfattning (Granath 2013) möjligen på grund av att en ny generation av skärgårdsbåtar tagits i bruk (Sundblad m.fl. 2015).

Som nämndes ovan kan också fartygstrafiken undantagsvis ha positiv inverkan på vissa habitat, till exempel hårdbottnar som algbälten och musselbottnar. Detta i och med att svallet och suget efter fartygen lokalt längs farlederna kan skölja bort sediment och lösgöra trådformiga påväxtalger från tångsamhällen, medan en intensifierad vattenomsättning kan inverka stimulerande på musslors vattenfiltrering och därmed på deras tillväxt. I sin farledsundersökning från 1999–2000 med återbesök av tidigare farledslokaler på Åland från 1970-talet fann Roos m.fl. (2003) att rödalger hade ökat längs farledsrutten, medan röd- och brunalger hade minskat på referenslokaler (platser utan inverkan från farleder). Den huvudsakliga orsaken till detta antogs vara den pågående eutrofieringen av Östersjön som missgynnade mer vågskyddade referenslokaler, medan starka vattenrörelser längs farlederna troligen gynnade fleråriga makroalger genom att hålla bottnarna fria från sediment och drivande alger och därmed gynna de fleråriga makroalgernas nyrekrytering och tillväxt (Roos m.fl. 2003). Likartade resultat med stimulering av röd- och brunalger och hämmande av grönalger har fått i norska modellekosystem vid kontrollerade studier av effekter av vågexponering och övergödning (Kraufvelin 2007, Kraufvelin m.fl. 2010).

Lindegarth och Jonsson (2002) listar fem steg för att hantera effekter av svallvågor:

- Utvärdera nivåer av naturlig vågstörning.
- Utvärdera fartygsgenererade vågor.
- Identifiera 'hot-spots' (speciellt känsliga områden) genom att använda kritiska gränser för vågeffekter.
- Förutsäg ekologiska skador.
- Ta beslut om acceptabel nivå för ekologiska skador.

Lindegarth och Jonsson (2002) betonar att omfattningen av våginducerade skador på olika organismsamhällen å ena sidan beror på svallvågornas intensitet och å andra sidan på växt- och djursamhällenas känslighet. Känsligheten för svallvågor varierar mellan platser och olika marina habitat och organismer, eftersom olika samhällen har utvecklats i väldigt olika hydrodynamiska regimer. I områden som naturligt är exponerade för mer intensiva nivåer av vågstörning finns mer resistenta växter och djur än i naturligt vågskyddade områden. De senare områdena kan därför generellt sett antas vara de mest känsliga för fartygs- och småbåtstrafik.

Parnell och Kofoed-Hansen (2001) kommer fram till liknande slutsatser som ovan för grunda skyddade områden i sin studie på effekter av och förvaltningsåtgärder mot snabbgående färjor i Danmark och i Nya Zeeland. Studien av Parnell och Kofoed-Hansen (2001) visar att färjetrafikens svall, på grund av den höga hastigheten på uppemot 50 knop, är kraftigare än från konventionella farkoster. De snabbgående färjorna förorsakar en påtaglig vågstörning i grunda vattenmiljöer som till exempel förändringar i strandens utseende, ekologisk störning och skador på anlagda strukturer samt på arkeologiska lämningar. De negativa effekterna försöker myndigheter motverka genom fartbegränsningar utgående från vilken våghöjd färjorna förorsakar (Parnell och Kofoed-Hansen 2001).

Likartade resultat och slutsatser visar Bilkovic m.fl. (2017) i sin litteraturöversikt på båtgenererade vågors effekter på strandlinjens stabilitet och därtill hörande ekosystemegenskaper för Chesapeake Bay i USA. Enligt Bilkovic m.fl. (2017) finns det en entydig koppling mellan svallvågor och strandlinjeserosion, sedimentresuspension och strandnära grumlighet, även om det lokalt saknas data för att bestämma omfattningen (både rumsligt och med avseende på magnitud) av hur svallvågor bidrar till erosion eller grumlighet. Som följande steg rekommenderar Bilkovic m.fl. (2017) att man identifierar de mest sårbara farlederna och att man tillämpar förvaltningsåtgärder eller använder sig av politiska åtgärder för att minimera skadliga effekter.

Gabel m.fl. (2017) rapporterar i sin översiktsartikel att svallvågor orsakade av båtar (både från fartygstrafik och från småbåtar) inverkar på många ekosystemkomponenter och längs flera olika rumsliga och tidsmässiga skalor. Alla abiotiska och biotiska komponenter av akvatiska ekosystem påverkas, från sediment- och näringsämnesbudget till planktonsamhällen, bottensamhällen och fisksamhällen. Översiktsartikeln av Gabel m.fl. (2017) tar speciellt fasta på hur vågeffekterna sprider sig genom ekosystemen och hur olika effekter interagerar för att strukturera ekosystemen för att slutligen leda till förändrade ekosystemtjänster. Baserat på resultaten diskuteras olika strategier för hur man kan mildra de negativa effekterna av svallvågor. Man diskuterar också hur man kan underlätta arbetet med att ta fram vetenskapligt underbyggda och målorienterade förvaltningsplaner som förbättrar miljöförhållandena och leveransen av ekosystemtjänster (Gabel m.fl. 2017).

Vad gäller specifikt fartygsinducerad stranderosion har Sundblad m.fl. (2015) i Stockholms skärgård utfört en omfattande modelleringsstudie. I denna studie utvecklades två modeller för beräkning av vågeregim och dess avvikelse från referensförhållanden. Modellerna utgår dels från ytgående svallvågor och dels från avsänkningseffekter, som uppstår då fartyg pressar undan vattnet framför sig och som sedan återvänder i samband med passage, och ger ett mått på potentiell risk för stranderosion. Tillförlitligheten hos modellerna verifierades via fältinventeringar av skador på stranden och på vassruggar. Det visade sig att båda modellerna framgångsrikt kunde separera olika typer av skador. De modellerade värdena för stränder som potentiellt påverkas av erosion från fartygssvall användes därefter för att bedöma hydromorfologisk status. Av 130 undersökta kustvattenförekomster i Stockholms län bedömdes 38 vara av hög eller god status, 22 av måttlig, 20 av otillfredsställande och 3 av dålig status (Sundblad m.fl. 2015).

Fallstudier om undervattensbuller

Fartygstrafiken, både vad gäller kommersiell trafik och fritidstrafik, är den allra vanligaste källan till kontinuerliga ljud i havet. Ljud från fartyg kan sprida sig över stora områden och ger upphov till en brusmatta mer eller mindre överallt i haven. Det bedöms dessutom att den kommersiella trafiken kommer att öka i vissa områden som i Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). För tillfället utförs arbete för att minska uppkomst av undervattensbuller och för att ljudklassa fartyg. Ny teknik utvecklas också för att ta fram tystare fartyg och minska akustisk påverkan i havet (IMO 2014).

Vad gäller buller är det oklart hur djupt och hur långt bort ljud förorsakade av människan kan fortplanta sig i vattnet (Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Hawkins m.fl. 2015). Man vet genom mätningar att de mänskliga ljuden i våra hav ökar i styrka och frekvens med ökat nyttjande av havsområden (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Man vet också att de ca 30 000 fartyg som varje år passerar vid Norra Midsjöbanken och Hoburgs bank söder om Gotland i medeltal motsvarar ca 4 fartyg per timme och i praktiken innebär att det alltid finns ljud från fartyg i området (Sigray och Andersson 2014).

Effekterna av ljudstörning på marina organismer, framför allt när det gäller växter och ryggradslösa djur, är ganska långt okända. Däremot finns det studier som visar att däggdjur, fåglar och fiskar kan vara mycket känsliga för ljudstörning och ändrar beteende, flyr eller skadas (Wahlberg och Westerberg 2005, Sigray och Andersson 2014, Havs- och vattenmyndigheten 2015a, Hawkins m.fl. 2015, Jones m.fl. 2017). Det finns även studier som tyder på att fisk och däggdjur också kan vänja sig snabbt vid ljud (Bergström m.fl. 2014, Johansson m.fl. 2016). För en global lägesbeskrivning av effekter av buller på marint liv, se Williams m.fl. (2015). Dekeling m.fl. (2014) har sammanställt en vägledning/guide för övervakning av undervattensbuller i Europeiska hav, medan Hawkins m.fl. (2015) har sammanställt en lista över prioriterad forskning vad gäller bullereffekter på fisk och ryggradslösa djur.

Fallstudier om främmande arter

Som en biologisk indirekt effekt av fartygstrafiken finns en risk för spridning av främmande arter (Paavola m.fl. 2008, Williams m.fl. 2013). Fartyg är den enskilt största "drivkraften" när det gäller spridning av marina främmande arter (se till exempel Lenz m.fl. 2011, 2018, Bailey 2015, Seebens m.fl. 2015). Den viktigaste åtgärden mot denna spridning är att ha rutiner för hur barlastvattnet ska hanteras (Williams m.fl. 2013).

Två arter som sannolikt har kommit till svenska vatten (Östersjön) via fartygs barlastvatten är fiskarten svartmunnad smörbult samt kinesisk ullhandskrabba (Ojaveer m.fl. 2015). Båda dessa arter har en hög förmåga att konkurrera ut inhemska arter, exempelvis hotade arter, samt att förändra ekosystemens struktur och i förlängningen även deras funktion (Kalchhauser m.fl. 2013, Wójcik m.fl. 2014).

En tredje främmande art som troligen kommit hit med fartyg, vitfingrad brackvattenskrabba har i Finland och Estland konstaterats kunna gå in i både blåstångsbälten och ålgräsängar (Gagnon och Boström 2016, Jormalainen m.fl. 2016, Kotta m.fl. 2018) och äta mer eller mindre "rent" på växtätare (herbivorer). Detta kan potentiellt ha stora effekter på kustekosystemet om betande smådjurs förmåga att buffra för eutrofieringseffekter påverkas. Risken finns då att viktiga habitat som fleråriga makroalgsbälten och ålgräsängar ytterligare kan skadas och minska i omfattning (Kotta m.fl. 2018). I Sverige har vitfingrad brackvattenskrabba åtminstone påträffats i Oxelösund (Östersjön).

3.2.6.3 Vrak

Fartygsolyckor och vrak utgör specialfall. Fartygsolyckor kan ha kraftiga akuta miljöeffekter, i synnerhet om det sker utsläpp av olja och andra föroreningar (Monfils 2005, Nagarajan 2018). Den kommersiella trafikintensiteten i svenska vatten är som störst längs västkusten, i Egentliga Östersjön, samt genom Södra Kvarnen. Samma områden utsätts även för mest buller och för störst risk för att det sker olyckor. MSB (2015) pekar ut ryska oljetransporter som särskilt riskfyllda. Större oljeutsläpp i Östersjön har under det senaste årtiondet varit färre än under tidigare årtionden (Helcom 2015), vilket sannolikt till stor del beror på en utfasning av oljefartyg med enkla skrov. En ökad transport av olja och andra varor förväntas emellertid ske framöver i svenska kustvatten (MSB 2015). Den ökande trafiken och nyttjandegraden av havet innebär samtidigt en ökad risk för olyckor och både stora och små oljeutsläpp (Nagarajan 2018).

Vrak som hamnar på havsbotten kan ha långsiktiga, om kanske ändå inte alltid så kraftiga, effekter på miljön. Vrak på botten ändrar till exempel vattenströmmar, sedimentation och bottenens struktur och kan leda till läckage av förorenande ämnen (Monfils 2005). Övergivna båtar till exempel i strandzonen i estuarier är jämförbart med vrak och dessa båtar påverkar också vattenflödet samtidigt som de bidrar till nedskräpning och innebär en ökad risk för utsläpp av skadliga ämnen (Turner och Rees 2016). Samtidigt kan vrak skapa nytt substrat för påväxtsamhällen och påverka sammansättningen av till exempel bottenfauna- och fisksamhällen (Hynes m.fl. 2004, McNinch m.fl. 2006, Quinn 2006, Leino m.fl. 2011, Brennan m.fl. 2013, Ruuskanen m.fl. 2015). Vrak kan även gynna spridning och etablering av främmande arter (Airoldi m.fl. 2015). Vrak som attraherar fisksamhällen kan ha positiva effekter såvida området är fredat för fiske. Om fiske fortgår i vrakens närhet kan följderna vara negativa, det vill säga fisken fångas lättare på grund av anlockningseffekten (Bergström m.fl. 2013a, Brennan m.fl. 2013). Vissa kulturhistoriskt värdefulla vrak kräver särskilda skyddsåtgärder (Leino m.fl. 2011, Ruuskanen m.fl. 2015).

Sammanfattning av belastning och effekter från:**Transport**

Bakgrund: Vägtrafikens fysiska påverkan av den marina miljön åstadkoms främst kortsiktigt vid anläggning och långsiktigt genom en bestående förändring i naturen av olika typer av broar, vägbankar, brobankar och tunnlar. Även trafikbuller kan räknas in till den senare typen av störning. Fartygs- och båttrafiken omfattar både yrkestrafik ute till havs, vid kusten och i skärgården inom större farleder och vid hamnar, samt rekreationstrafik inom och utanför farleder och vid marinor. Stora båtars trafik sker året om, men är i regel koncentrerade till öppna havet och till de viktigare farlederna till och från stora hamnar.

Påverkanstryck (P): Positiva tillskott på habitat kan förekomma i samband med brofundament och undervattensanläggningar då hårt bottenunderlag tillkommer i områden med övervägande mjuka bottenar. Minskad vattengenomströmning på grund av broar och vägbankar kan sänka salthalten och göra det svårt för marina organismer att klara sig. Likaså kan allmänt dåligt vattenutbyte leda till övergödning, syrebrist och alltför höga vattentemperaturer. Fartygs- och båttrafikens och dess infrastrukturens fysiska påverkan på havsbotten och kustlinjerna äger främst rum i anslutning till farleder och hamnar, till exempel genom erosion och muddring, men till exempel bullerproblem kan förekomma överallt där fartyg och båtar rör sig. Fysiskt påverkanstryck utgörs till exempel av förlust och förstörelse av substrat på grunda och djupa bottenar, svallvågor och stranderosion, ändrade vattenströmningsförhållanden, sugkrafter, ökad grumling och sedimentering, minskat ljusgenomsläpp (siktdjup), akustiska störningar, att näringsämnen och gifter frigörs ur sediment, med mera. Utöver detta bidrar fartygstrafiken med icke-fysisk påverkan som läckage av giftiga båtbottnfärger, utsläpp av olja, bensin och avloppsvatten samt risk för spridning av främmande arter. Positiva tillskott på habitat kan förekomma i samband med hamnar då hårt bottenunderlag kan tillkomma i områden med övervägande mjuka bottenar.

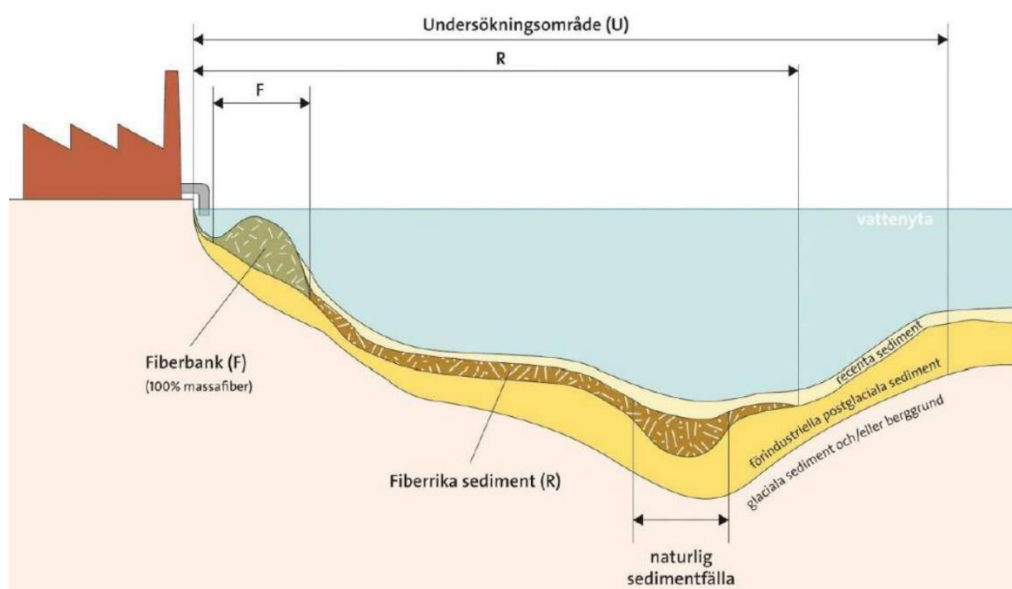
Statusförändringar (S): Många olika marina habitat, naturtyper och organismsamhällen kan i någon form antas vara utsatta för påverkan från fartygs- och båttrafik och dess infrastruktur samt av broar, tunnlar och vägbankar. Exempel på olika påverkade habitat utgörs av ålgräsängar, makrofyter på mjukbotten och makroalger på hårbotten. Mjukbottenfaunan, det juvenila fiskesamhällets sammansättning och fiskreproduktionen kan också påverkas på ett oönskat sätt av förändringar i vattenströmmar och cirkulation samt sedimentation. Främst fisk, fåglar och däggdjur påverkas av buller under och över vatten.

3.2.7 Tätort och industri

Tätorter och industriell verksamhet påverkar båda havsmiljön fysiskt dels i form av sin själva närvaro (strand-och vattenanläggningar, trafik, buller, ljus, etcetera) eller vid dumpning av material och för industrins del också i form av utsläpp av till exempel fasta ämnen. Vad avser industriverksamhet har kusten sedan 1600-talet i hög grad präglats av industriella aktiviteter, först med järnbruk och senare med sågverk och pappersindustrier. I Bohuslän fanns i sin tur en mycket stor "industriell verksamhet" kring sillen i form av trankokerier och sillsalterier, och organisk belastning från dem, under 1700- och det tidiga 1800-talet (<http://popularhistoria.se/artiklar/sill-blev-vart-forsta-miljoproblem/>). Alla dessa verksamheter har i större eller mindre utsträckning använt havet som transportled, som resurs för sina processer och som mottagare av restprodukter och avfall som letts direkt ut eller dumpats i havet (Havs- och vattenmyndigheten 2015a).

3.2.7.1 Fysisk påverkan från industriell verksamhet

I detta underkapitel behandlas enbart fysiska effekter från industriell verksamhet som utsläpp i fast fysisk form och framför allt utsläpp av fiber från skogsindustrin (figur 24). Fysisk påverkan i form av anläggning av sötvattensbassänger för industribehov behandlas i kapitel 3.2.1.4, medan intag och utsläpp av kylvatten behandlas i kapitel 3.2.3.2 *Kärnkraft*.



Figur 24 Fiberbankar och deras effekt på sedimentbildningen. Illustration: Lovisa Snowball Zillén, Sveriges Geologiska Undersökning. Återgiven med tillstånd.

Större industriella mer eller mindre fasta lämningar i form av förorenade sediment återfinns framför allt längs Bottenhavets kust (Länsstyrelsen Västernorrlands Län 2001), men även i Saltkällefjorden och Idefjorden i Bohuslän (utanför numera nedlagt pappersbruk). Utanför tidigare och fortfarande verksamma skogsindustrier kan föroreningarna bilda stora ansamlingar på havsbotten, så kallade fiberbankar (figur 24), och fiberrika sediment. Dessa bankar härstammar från massaindustrin som under stora delar av 1900-talet släppte ut betydande mängder träfibrer och processkemikalier som i dag ligger på bottenarna i recipienterna dit avloppsvattnet leddes, oftast orenat. De miljökadliga föroreningarna i fiberbankar och fiberrika sediment kan sprida sig till näringskedjorna i vattenmiljön och ge förhöjda gifthalter i till exempel bottenlevande organismer och fisk (Norrlin m.fl. 2016).

En omfattande rapport av Norrlin m.fl. (2016) presenterar resultatet av undersökningar inom projektet "Fiberbankar i Norrland", som har varit ett samarbete mellan Länsstyrelserna i Gävleborgs, Jämtlands, Västernorrlands, Västerbottens och Norrbottens län samt Sveriges geologiska undersökning (SGU). Inom projektet har 17 områden längs Norrlandskusten och i delar av Norrlands inland undersökts för att öka kännedomen om utbredningen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment och karaktärisera innehållet av en rad olika miljöföroreningar. Rapporten inkluderar även resultat från en riskklassning av fem utvalda pilotområden enligt en ny metodik som bygger på Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden (MIFO). Sammantaget har detta projekt ökat kunskapen om fiberhaltiga sediment i Norrland i form av konkreta uppgifter om deras utbredningar och halter av miljöföroreningar och tagit ett

steg framåt i det långsiktiga åtgärdsarbetet med förorenade områden och sediment. Dessutom har kunskapen om hur fibrer sprids och i vilka områden de avlagras på botten ökat.

Påverkanstrycket (P) i form av fiberbankar utgörs av substratförlust, ändringar i vattencirkulation, grumlighet, ljusförhållanden, syreförhållanden, samt i förekomst av näringsämnen och föroreningar (bilaga 1). De flesta habitat och naturtyper som förekommer under vattnet i skogsindustrirecipienter i Bottniska viken kan i någon mån antas ha påverkats av fiberbankarna.

I en undersökning av fiberbankar i Västernorrlands län (Apler och Nyberg 2011, Apler m.fl. 2014) och även generellt vid undersökningar av utsläpp från skogsindustrin (Sandström m.fl. 2015, 2016) har man identifierat föroreningar (både organiska ämnen och metaller) som kan förknippas med fiberbankar. I de förorenade sedimenten återfinns mycket höga halter av miljögifter som PCB och DDT, samt tungmetaller som arsenik, kvicksilver, bly och kadmium (Nyberg m.fl. 2013). Fiberbankarna belastar även konsumtionen av vattnets lösta syre vid den bakteriella nedbrytning som pågår (Norrlin m.fl. 2016). Syrebrist i området med fiberbankar kan leda till att djur inte kan leva i sedimentet. I samband med ras, skred och erosion i fiberbankarna kan miljöproblemen intensifieras ytterligare då tidigare dolda områden kommer i kontakt med vattenmiljön (Nyberg m.fl. 2013, Apler m.fl. 2014). Landhöjningen bidrar dessutom till att förorenade bottenytor som i dag ligger under vatten, framöver kan komma att ligga ovan vattenytan och utsättas för erosion och resuspension orsakad av vågor och vind med ökad risk för spridning (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Elander (2017) beskriver omfattande åtgärdsmetoder för förorenade sediment och efterbehandling av fibersediment.

Typiska **Statusförändringar (S)** är att organismer täcks över och kvävs eller lider av syrebrist och att gifter kan sprida sig och anrikas i näringskedjan: till exempel från bottenfauna till fisk och sedan till havsörn. I själva fiberbankarna finns inte så mycket liv (föroreningarna ligger koncentrerat och det är ganska ogästvänliga miljöer för organismer), men om fiberbanken sprids över ett större område utsätts fler organismer för exponering. En vidare spridning av föroreningarna och deras effekter över större områden försvårar även deras hantering (sanering).

Miljösituationen i skogsindustrirecipienter har i dag förbättrats avsevärt vid samtliga anläggningar till följd av processtekniska förändringar samt utbyggd rening av processavloppsvattnet. Minskade utsläpp av organisk substans (som fibrer) och närsalter har gett förbättrade syreförhållanden, mindre planktonproduktion och därigenom ökat siktdjup samt en återkomst av bottenvegetation. Trots detta är den ekologiska statusen ofta otillräcklig enligt vattenförvaltningens statusklassning (Sandström m.fl. 2015, 2016, <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledning/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/statusklassning-av-ytvatten.html>). Orsaken till otillräcklig ekologisk status är nästan genomgående att bottenfaunasamhället inte klarar gränsen för god status. Återhämtningen av de skadade bottenfaunasamhällena bedöms kunna ta mycket lång tid, även om vattenkvaliteten är god. Undersökningarna av Sandström m.fl. (2015, 2016) visar vidare att förekomsten av de miljöfarliga ämnen som genereras i de skogsindustriella processerna har minskat i avloppsvattnen och kan i många fall inte längre detekteras. Sedimentundersökningar påvisar dock att långlivade ämnen från tidigare utsläpp lagrats i bottenarna, till exempel i fiberrika sediment, men att det med tiden sker en överlagring med renare material. Speciellt i öppna recipienter kan halterna fortfarande vara höga i ytskiktet beroende på pågående erosion.

3.2.7.2 Dumpning av muddermassor

Åtgärder som innefattar muddring innebär också ofta dumpning av muddermassor i havet såvida massorna inte deponeras på land. Trenden med ökat behov av dumpning av muddermassor kommer sannolikt att fortsätta (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Dumpning av muddringsmassor som en fysisk åtgärd i vattenområden avser mekanisk omplacering av bottensediment och kan klassificeras som storskalig (mer än 500 m³) eller småskalig (mindre än 500 m³) (www.marbipp.tmbi.gu.se/). I Sverige förordas det att muddermassor framför allt ska deponeras på djupa ackumulationsbottnar, vilket även rekommenderas av Blomqvist (1981), eller att de tas upp på land. Det finns dock undantag från detta, till exempel i Skåne, där man vid flera muddringar tillåtit dumpa i grundområden under förutsättning att det är ren sand som dumpas på liknande bottensubstrat (Hammar m.fl. 2009). Det saknas dock uppgifter om återhämtning av miljön vid denna typ av dumpning i svenska vatten, men internationellt tycks det vara brukligt med dumpningar på grunda områden (Hammar m.fl. 2009). I det stora hela är påverkan på miljön och effekterna av detta ganska snarlika de som beskrevs ingående i kapitel 3.2.1.2 *Muddring*, varför dessa uppgifter inte behandlas på nytt här.

Dumpning förorsakar hydrografiska, kemiska och fysiska **Påverkanstryck (P)** på miljön. Till de hydrografiska förändringarna hör ökad turbiditet (grumling). Till de kemiska förändringarna hör bland annat risk för övergödning med näringsämnen, övergödning med organiskt material eller risk för spridning av gifter bundna i sediment. Till de fysiska förändringarna hör förändring av botten typ eller sedimenttyp, substratförlust, störning av substratytan, inträngning i substrat, övertäckning, nedskräpning och akustisk störning (bilaga 1). Dumpning av muddrat material kan förorsaka en övertäckning av havsbotten och igenslamning av bottenorganismer och leda till habitatförlust om sedimenttypen förändras. I tillägg till detta kan den ökade grumlingen i samband med dumpningen leda till ökad sedimentering vid lokalen och i omgivande områden. Det dumpade materialet kan också innehålla högre koncentrationer av farliga ämnen och näringsämnen än dumpningsplatsen och leda till kontaminering och eutrofiering av området (Stronkhorst m.fl. 2003, Helcom 2018). I fall man muddrar och dumpar yngre finsediment, som ofta kan vara förorenade av miljögifter i anslutning till hamnar och marinor, kan miljögifter och tungmetaller frigöras och bli tillgängliga för marina organismer (Holmes 1986, Bataillard m.fl. 2014).

Spridning av sedimentpartiklar från dumpning kan uppstå dels i samband med dumpningstillfället då massorna sjunker mot botten, och dels från en kontinuerlig spridning av de dumpade massorna om inte ackumulationsförhållanden råder (Hammar m.fl. 2009). Effekterna av sedimentspridning vid dumpning antas påminna om de som uppstår vid muddring, men troligen påverkas större vattenvolymer vid dumpning eftersom allt material från muddringen ska passera vattenmassan. Samtidigt sker dumpning vanligen på djupare vatten än muddring, så avståndet till grunda och känsliga miljöer är större. Detta kan ha en stor betydelse för uppkomst av allvarliga och långvariga effekter (Hammar m.fl. 2009).

Undersökningar av dumpningsplatsen SSV Vinga (Göteborgs kommun) inom projektet Säkrare Farleder visar att spridningen av sediment var begränsad till dumpningsområdet och dess närmaste omgivning (1500 meter) samt att spridningen följde den dominerande strömriktningen (Nilsson 2004, Magnusson 2007).

Som **Statusförändringar (S)** i ekosystemkomponenter kan grumlingen, sedimentspridningen och övertäckningen vara direkt skadliga för marina organismer. I kapitel 3.2.1.2 *Muddring* behandlas sammanfattande resultat av sedimenteffekter på marin biodiversitet från en meta-analys utförd av Magris och Ban (2019). Effekterna på artnivå beror framför allt på bottenotypen, typen och mängden av dumpat material och organismernas avstånd till dumpningsplatsen. Huvudsakligen påverkas primärproduktionen för växtplankton, födosökning för rovdjur som använder synen (till exempel fisk och fåglar) samt tillväxt och överlevnad av bottenlevande växter och djur (Essink 1999). Bottenorganismer som täcks in kan kvävas, även om vissa rörliga arter kan ta sig upp till sedimentytan igen (Powilleit m.fl. 2009). Återkolonisering sker vanligen från omgivande områden, såvida inte det nya pålagrade sedimentet är tunt, då kan också återkolonisering ske underifrån (Hammar m.fl. 2009). Sannolikheten för att organismer överlever är större på mjukbottnar, medan vegetation och många arter av fauna på hårbottnar dör när de täcks in med några cm med sediment (Essink 1999, Powilleit m.fl. 2009). Estuarina nematoder kan till exempel överleva fast de blir begravda med 10 cm av dumpat muddringssediment, så länge sedimentets fysiska karaktär liknar det ursprungliga sedimentet. Andra botten djur som till exempel vissa flerbortmaskar kan till och med överleva en begravning till 20–30 cm djup (Essink 1999). Fastsittande botten djur, som musslor och ostron å andra sidan, kan bara hantera ett sedimentnedfall/överlagring på 1–2 cm (Essink 1999). Om det är ett ytsediment som dumpas kan födotillgången för koloniserande djur tillfälligt öka (Boyd m.fl. 2000).

Skadornas rumsliga omfattning vid dumpning liknar dem för muddring och kan således uppgå till ett par kilometer från dumpningsplatsen (Helcom 2018). Längre från själva kärnområdet för dumpning är effekterna mindre, men de kan fortsättningsvis vara allvarliga. Växternas ljusstillgång kan till exempel minska (Lyngby och Mortensen 1996, Lewis m.fl. 2001) och deras fotosyntes, tillväxt och rekrytering kan försvåras (Davison och Hughes 1998, Rosqvist 2010, Torn m.fl. 2010). Fisk och fiske påverkas av muddring genom ökad grumling och att miljögifter frigörs (Wilber och Clarke 2001, Eggleton och Thomas 2004), men fisket kan även tillfälligt gynnas lokalt om storskaliga grumlingsplymer allokerar fisk till vissa områden.

Direkt fysisk påverkan på fisk kan uppstå genom att dumpat sediment fastnar i och skadar fiskars gälar (Au m.fl. 2004, Kjelland m.fl. 2015). Om grumlingen skadar den bottenfasta vegetationen, kan detta också påverka fiskens födosöks- och reproduktionsområden (Sandström 2011) och ödelägga livsnödvändiga fiskhabitat (Kraufvelin m.fl. 2018b, Karlsson m.fl. 2020). Stillasittande djur, fiskägg och larver är speciellt känsliga; rommen både om den finns i vegetationen eller ligger på botten (Didrikas och Wijkmark 2009, Sandström 2011). Pelagisk rom från exempelvis torsk kan vara mer känslig för pålagring av sediment än bentisk rom (Karlsson m.fl. 2020). Det är därför särskilt viktigt att undvika känsliga perioder (till exempel fiskars lekperioder) och att skydda sårbara områden. Dumpning bör också anpassas så att negativa miljöeffekter reduceras och att de dumpade muddermassorna ger en så liten förändring som möjligt av den naturliga havsbottnens struktur (Havs- och vattenmyndigheten 2015a).

När det gäller dumpning av lösa sediment finns det risk för att större bottenarealer påverkas beroende på materialets benägenhet att spridas med strömmar (Sandström 2011). Grumlingen kan bli betydande och kan vara svår att motverka. Direkt påverkan på till exempel fisk sker förmodligen främst på larvstadiet av fisk, medan effekterna på vuxen fisk (som kan simma därifrån) sannolikt är av mer indirekt karaktär (Newcombe och MacDonald 1991). Det saknas ändå fortfarande mycket kunskap om grumlingens långsiktiga effekter på fisk (Kjelland m.fl. 2015).

Bolam m.fl. (2006) undersökte effekterna på 18 marina dumpningsplatser utanför Englands och Wales kuster och beskriver de ekologiska effekterna ur ett helhetsperspektiv.

Sammanfattningsvis kommer Bolam m.fl. (2006) fram till att de ekologiska effekterna av dumpat material beror på:

- mängden dumpat material
- dumpningarnas frekvens
- sedimentets kvalitet (mängden organiskt material, graden av kontaminering och likheten mellan det dumpade sedimentet med det som finns på platsen för dumpning)
- områdets habitat- och artsammansättning.

I inget av de undersökta fallen blev resultatet stora ytor utan bottendjur. I flera fall blev resultatet rent av det motsatta, det vill säga att dumpningsplatsen visade sig vara "friskare" än referensområdet. Bolam m.fl. (2006) drar slutsatserna att effekterna inte var omfattande på dumpningsplatserna, men att varje plats har sina speciella karakteristika som måste beaktas vid bedömningarna.

Vad gäller återkolonisering av dumpningsplatser beror mycket och mycket på platsen för dumpningen, men också på vilken typ av material som dumpats. Blomqvist (1981) drar i sin litteraturstudie slutsatsen att återkolonisering av bottenfauna sker snabbare om dumpningsplatsen ligger väl under språngskiktet (från ca 25 meter). Senare litteratur visar att de snabbaste återhämtningarna har gällt grunda områden där lika massor har deponerats på lika botten under varsamma metoder (Hammar m.fl. 2009). Generellt är djur som lever på grunda botten bättre anpassade till att snabbt kolonisera nya miljöer än djur som lever på djupa botten, där successionsprocesserna är långsammare. Om dumpning sker i väldigt grunda vatten kan vegetation växa in över området med tiden, antingen via rhizom från närbelägen vegetation eller genom spridning av sporer, frön och växtdelar (Hammar m.fl. 2009). Erftemeijer och Lewis (2006) framhåller däremot att för sjögräs är återväxten otillförlitlig och många gånger uteblir den helt.

Dumpning kan sammanfattningsvis medföra betydande lokal miljöpåverkan på havsmiljön. Hur pass omfattande eller beständiga effekterna är varierar dock stort och beror av en rad olika faktorer. Den största risken för mer beständig negativ påverkan uppstår när det sker förändringar i bottenstruktur och i sedimentegenskaper. Vad gäller specifikt för grumlingseffekter har exponeringstiden en stor betydelse och bottenfauna tycks till exempel inte påverkas negativt av kortvarig grumling (Hammar m.fl. 2009). Om intervallet mellan olika på varandra följande dumpningsaktiviteter i ett område är tillräckligt långt hinner bottenfaunans ofta återhämta sig (Essink 1999, Stronkhorst m.fl. 2003). Det är dock närmast omöjligt att ge generella råd vad gäller dumpningsaktiviteter och återhämtning efter dessa (Harvey m.fl. 1998). Allt från minimala effekter till fullständiga förändringar har rapporterats (Blomqvist 1981, Boyd m.fl. 2000, Wilber m.fl. 2007). Vad gäller specifikt svenska dumpningar tar Hammar m.fl. (2009) upp fyra olika fall där slutsatserna är att rena muddermassor inte medför någon långvarig negativ miljöpåverkan på flora och fauna. Tiden för återkolonisering varierar dock beroende på djup och typ av botten (Hammar m.fl. 2009).

3.2.7.3 Tätorter

Tätorternas påverkan berör i första hand landdelen av stranden, till exempel i form av avverkning av träd- och buskbestånd, stenanläggningar och betonggjutningar för att omforma stranden, samt ljudstörning från byggnadsarbeten och när byggnaderna och anläggningarna är i användning. Däremot påverkar tätorterna inte i samma utsträckning undervattensmiljöer såvida inte olika anlagda konstruktioner fortsätter ut över och under vattenytan (se till exempel Airoidi m.fl. 2015). Positiva tillskott på habitat kan också förekomma i samband med undervattensanläggningar då hårt bottenunderlag kan tillkomma i områden med övervägande mjuka bottnar (Dafforn m.fl. 2015b, Firth m.fl. 2016). I och med att strandnära byggande (figurerna 25 och 26) ofta också innebär en ökning i olika aktiviteter till sjöss är detta underkapitel starkt sammanflätat med de föregående kapitlen (se speciellt kapitel 3.2.1 *Fysisk omstrukturering av kustlinjen eller havsbotten* och kapitel 3.2.6 *Transport* för mer omfattande referenser). I det avseendet måste man komma ihåg att ifall egna privata hamnar och bryggor ingår i det strandnära byggandet (istället för till exempel gemensamma marinor för flera fastigheter) ökar problemens omfattning ytterligare (Nyström Sandman m.fl. 2020). Det är i så fall större ytor av naturligt habitat som försvinner eller skadas, ljudstörning sprids över större områden, etcetera. Mer om detta i kapitel 3.2.8 *Turism och friluftsliv*. I detta underkapitel tas främst fasta på det unika vad gäller boende eller arbete i strandområden. Denna belastningstyp kan lokalt bli ganska omfattande, speciellt i inre skärgårdar och inom tätorter och den kan ha en stor kumulativ påverkan på miljön (figur 25).



Figur 25 Stockholm: fysisk påverkan på havsmiljön i tätorter. Foto: Patrik Kraufvelin.

I tillägg till det **Påverkanstryck (P)** som redan behandlats inom kapitel 3.2.6 *Transport* ovan, och som även gäller många former av övrigt strandnära byggande, tillkommer här också olika åtgärder på fastigheten. Till sådana åtgärder hör avverkning av träd och buskar för att öka ljusmängden och öppenheten eller för att få tillgång till havsutsikt, anläggning av grönområden och gräsmattor, röjning av plats för olika sportaktiviteter, samt ljud- och ljusstörning från aktiviteter

och installationer på fastigheterna och visuell störning av anläggningarna i sig (bilaga 1). Dessa aktiviteter påverkar på olika sätt vattenmiljön genom ändrade ljusförhållanden, ökad avrinning, buller, med mera. Anläggningar av bryggor, kajplatser, båthus eller badstränder kan också nämnas som påverkan i sig tillsammans med olika aktiviteter med sina påverkanstryck som associeras med detta. Närliggande aktiviteter omfattar också åtgärder för att minska strandnära igenväxning och öppna upp igenväxta flador och vikar. Samtliga dessa aktiviteter och deras påverkanstryck tas dock upp närmare i andra kapitel. Tätorternas fysiska påverkan utgörs främst av substratförlust, ljudstörning, visuell störning, tillförsel av ljus och skuggning (som till exempel från huset i figur 26). Därutöver kan störning i form av utsläpp av näringsämnen och föroreningar också förekomma (bilaga 1).

De **Statusförändringar (S)** i miljön som tätorterna och deras påverkanstryck kan leda till vad gäller ekosystemkomponenter omfattar främst störningar och skador på landdelen av stranden och grunda vegetationsklädda bottnar, men även flera andra strandnära naturtyper.



Figur 26 Strandnära bebyggelse i Gävle hamn. Foto: Arild Vågen, Wikimedia Commons.

Sammanfattning av belastning och effekter från:

Tätort och industri

Bakgrund: Tätorter och industriell verksamhet påverkar havsmiljön fysiskt dels i form av sin själva närvaro (strand-och vattenanläggningar, trafik, buller, ljus, etcetera) eller vid dumpning av material och för industrins del också i form av utsläpp av till exempel fasta ämnen (som fiberbankar från skogsindustrin). Alla dessa verksamheter använder i större eller mindre utsträckning havet som transportled, som resurs för sina processer och som mottagare av restprodukter och avfall som letts direkt ut eller dumpats i havet. Strandnära byggande berör i första hand landdelen av stranden, till exempel i form av avverkning av träd och buskbestånd, ljudstörning från själva byggnadsarbetet och när byggnaderna och anläggningarna är i användning, och påverkar inte i samma utsträckning undervattensmiljöer, såvida inte konstruktionerna fortsätter ut på och under vattenytan. Belastningstypen är rätt omfattande, speciellt i inre skärgårdar och nära tätorter och kan ha en stor kumulativ påverkan.

Påverkanstryck (P):

- Skogsindustriella fiberbankar belastar miljön i form av substratförlust, ändringar i vattencirkulation, grumlighet, ljus, syreförekomst, näringsämnen och föroreningar.
- Dumpning påverkar miljön framför allt genom ökad turbiditet i vattenmassan och övertäckning av havsbottnar.
- Fysisk påverkan från tätorter utgörs främst av substratförlust, ljudstörning, visuell störning, tillförsel av ljus och skuggning, utöver olika vattenaktiviteter som ofta förknippas med byggande och boende.

Statusförändringar (S):

- Skogsindustriella fiberbankar påverkar miljöns status genom att organismer täcks över och kvävs eller lider av syrebrist och genom att gifter kan sprida sig och anrikas i födoväven: till exempel från bottenfauna till fisk och sedan till havsörn.
- Grumling, sedimentspridning och övertäckning från dumpningar kan vara direkt skadliga för marina organismer. Effekterna på artnivå beror framför allt på bottenytan, typen och mängden av dumpat material och organismernas avstånd till dumpningsplatsen. Huvudsakligen påverkas primärproduktionen av växtplankton, och födosökningen för rovdjur som använder synen.
- Tätorter påverkar främst landdelen av stranden och undervattenshabitat på grunda mjuk- och hårbottnar.

3.2.8 Turism och friluftsliv

Kustnära turism är en basnäring i många kustkommuner och också viktig för regional och lokal utveckling (Havs- och vattenmyndigheten 2017b). Näringen innebär många olika aktiviteter som båtliv, kajakpaddling, skridskoåkning, bad, dykning, fågelskådning och idkande av många andra former av naturupplevelser. Dessa aktiviteter kan alla på sitt sätt påverka miljön negativt och detta gäller också för den infrastruktur som behövs för en fungerande verksamhet.

Turismen förutspås ha en årlig tillväxt på 3,3 procent globalt fram till 2030 (UNWTO 2011) med turism kring kust och hav som en av de snabbast växande sektorerna (Hall 2001, UNWTO 2011). Kustturism blev en betydande verksamhet först under 1800-talet och har ökat exponentiellt sedan dess, stimulerad av en kraftig utveckling i transportmedel och teknologi samt ökat välstånd. För närvarande står kustturismen globalt för en ansenlig del av fysisk påverkan utövad på

undervattensmiljön främst i form av trafik till lands och till sjöss och dess infrastruktur samt boende i strandmiljöer (Davenport och Davenport 2006).

I detta kapitel fokuseras framför allt på fysisk påverkan och biologiska effekter som förorsakas av människan själv när hon åker båt, vandrar runt på lågvattenstränder, dyker (figur 27), ägnar sig åt olika vattensporter, samt skräpar ner eller städar upp på badstränder.

Vid en första anblick kan det fysiska **Påverkanstrycket (P)** och **Statusförändringarna (S)** i miljön verka obetydliga, men de kan ändå orsaka en hel del miljöeffekter, speciellt kumulativt. Mer specifikt kan påverkanstrycken som uppstår när olika rekreationsaktiviteter utövas handla om substratförstörelse, substratstörning, fysisk förändring till annan bottenotyp eller substrattyp, ökad grumling, övertäckning, nedskräpning, undervattensbuller, introduktion av ljus, samt död eller skada på grund av kollision (bilaga 1). Exempel på statusförändringar i miljön är habitat- och biodiversitetsförlust på landdelen av stranden samt i fleråriga algbälten, på grunda mjukbottnar med vegetation och på vegetationsfria bottenar, samt på musselbottenar och i känsliga naturtyper som på sandbankar, på rev och i laguner.



Figur 27 Dykning, snorkling och annan rekreation kan också förorsaka fysiska skador på undervattensmiljön, Tvärminne skärgård, Hangö, Finland. Foto: Patrik Kraufvelin.

3.2.8.1 Fritidsbåtar

Småbåtstrafiken ger, speciellt sammantaget, en betydande påverkan på havsmiljön i Sverige och denna påverkan kan ske på många olika sätt. Enligt uppgifter finns det mer än 1500 marinor och nästan 900 000 småbåtar i Sverige (Laaksonen 2012, Dafforn m.fl. 2015b). Andra uppgifter ger att antalet fritidsbåtar skulle vara omkring 750000 (Transportstyrelsen 2016). I vilket fall är antalet

högt och i tillägg besöks den svenska kusten av många internationella fritidsbåtar under högsäsongen.

Då den yrkesmässiga sjöfarten med stora fartyg regelbundet transporterar personer och varor och gods året om, är småbåtstrafiken intensivast under sommarhalvåret och mest förknippad med fritidsverksamhet och rekreation, trots att småbåtar också flitigt används inom till exempel fiske och för lokal transport. Det faktum att småbåtstrafikens topp sammanfaller med den biologiska produktionstoppen i naturen ökar riskerna för negativ miljöpåverkan (Egardt 2018). Samtidigt som effekterna av en fritidsbåt är avsevärt mycket mindre än de som ett stort fartyg kan åstadkomma bör man hålla i minnet hur pass vanliga småbåtarna är och att de i princip kan trafikera överallt (Klein 1997, Jordan m.fl. 2009). Lättheten med vilken småbåtarna tar sig fram är ett stort problem, eftersom få områden då är helt besparade från båtarnas påverkan (figur 28). Dessa specifika särdrag, det vill säga att småbåtarna framför allt trafikerar under känsliga perioder på året, att de är så många till antalet och att de inte som fartygstrafiken alltid följer bestämda fartygsleder där miljön är mer permanent störd eller påverkad, gör att småbåtstrafikens effekter på miljön skiljer sig från fartygstrafikens.



Figur 28 Småbåtstrafik med farkoster som kan ta sig fram nästan överallt är kumulativt ett betydande miljöproblem, då få områden är helt besparade från dess påverkan, Hangö, Finland. Foto: Patrik Kraufvelin.

Enskilda småbåtars **Påverkanstryck (P)** på miljön består till exempel av bränslespill, avgaser, latrindumpning, uppgrumlande propellrar, svallvågor, buller och giftiga båtbottnfärger. Småbåtars skrov kan därutöver precis som större fartyg fungera som "transportmedel" för främmande invasiva arter (Williams m.fl. 2013, Whitfield och Becker 2014). I motsats till vad som gäller för stora fartyg är spridning av främmande arter med fritidsbåtar (till exempel på båtskrov) inte reglerat internationellt (Murray m.fl. 2011). Fritidsbåtarnas roll för spridning av främmande

arter syns till exempel i en global studie av Anderson m.fl. (2015) där områden med större dragningskraft på turister uppvisar både fler individer av och större diversitet av främmande arter än jämförbara kontrollområden.

Det faktum att omfattningen av småbåtstrafiken är så stor, det vill säga båtarna är så många och tar sig fram mer eller mindre överallt gör att detta påverkanstryck totalt sett får en mycket stor kumulativ betydelse (Klein 1997, Jordan m.fl. 2009). Störst skada gör kanske småbåtarna inne i grunda, vågskyddade vikar som domineras av bottnar med fint sediment och ofta hyser störningskänslig vegetation (Moksnes m.fl. 2019). Dessa miljöer kan båtarna störa genom sina bidrag med artificiellt vågsvall, resuspension, direkt propellerpåverkan på vegetation, utsläpp, buller, med mera (Gucinski 1982, Klein 1997). Under våren och försommaren kan fågelhäckningen också störas. Lokal trafik utanför allfarleder och inom naturskyddsområden liksom den speciellt intensiva småbåtstrafiken under sommarhalvåret ökar även generellt de negativa verkningarna av småbåtstrafiken.

Centrala påverkanstryck från pågående båttrafik (utöver anläggning av infrastruktur):

- Oljeutsläpp som i värsta fall kan akut hota djur och växter.
- Polycykliska aromatiska kolväten (PAH-föreningar) och tungmetaller i bränsle.
- Utsläpp av andra giftiga ämnen, samt latrin och matavfall.
- Giftiga båtbottnfärger.
- Våg- och propellerstörning som orsakar erosion av stränder och havsbotten, förändringar i temperatur genom sug- och svalleffekter eller grumling i grunda eller strandnära miljöer.
- Ankring och förtöjning.
- Spridning av främmande arter via båtskrov.
- Buller.

Ett speciellt problem vad gäller olika studier på småbåtstrafikens påverkan är att det tycks vara svårt att hitta uppgifter om hur stora avstånd eller djup från störningskällan (till exempel båtmotorn eller båtskrovet) som har betydelse för att skador ska uppstå på olika ekosystemkomponenter. Gućinski (1982) visade via laboratorieexperiment på propellerflöden vid vilka avstånd turbiditet som förorsakas av båtar kan förväntas uppstå. Resuspension kan uppstå på djup mindre än 3 meter, men har troligen små konsekvenser tills djupen är 2.2 meter eller mindre. Små, planande båtar påverkar mindre än större och tyngre båtar (Gucinski 1982). Detta kunde också Beachler och Hill (2003) senare bekräfta i sin experimentella undersökning på småbåtsmotorers hydrodynamiska påverkan i grunda vattenområden i USA med avseende på resuspension av bottensediment. Beachler och Hill (2003) presenterar modellprediktioner för olika grader av sedimentstörning på basen av vattendjup och båtens hastighet och visar att påverkan är starkt beroende av båtens storlek, hastighet och vattendjup. Båtar som kör på tomgång och med så låga hastigheter att båten inte planar påverkar bottensedimentet mest (Beachler och Hill 2003).

En särskild typ av mindre farkost värd att omnämnas är också vattenskotern. De används ofta av oerfarna förare i nöjessyfte, och ofta nära strandlinjen. Utöver incidenter med dödsfall eller personskador (Targett och Geertsema 2015), kan vattenskotrar ha en speciell typ av effekt på ekosystemet, exempelvis en kraftigare störning på fågelliv än jämfört med annan båttrafik, både i form av akut fysisk och ljudmässig störning, men även som en lokal orsak till misslyckad

fågelhäckning (Burger och Leonard 2000). Liknande påverkanstryck från vattenskotrar kan misstänkas gälla avseende fiskpopulationer och vattenvegetation, även om datatillgången för mer djupgående analyser är otillräcklig (Burger och Leonard 2000, Whitfield och Becker 2014). Med beaktande av den omfattande störningen från vattenskotrar är deras påverkan på ekosystemen bristfälligt undersökt (Whitfield och Becker 2014).

Statusförändringar (S) i ekosystemkomponenter på grund av påverkanstrycken från fritidsbåttrafiken kommer till synes på många olika sätt. Vad gäller specifikt fisk, har Whitfield och Becker (2014) i en översiktsartikel gjort en global sammanfattning av båttrafikens påverkan. Enligt denna artikel påverkar småbåtstrafiken både biologin och ekologin hos fiskar, men effekterna varierar beroende på fiskart och till och med på fiskens storleksklass. Direkta kollisioner mellan fisk och propellrar förekommer, men är dåligt dokumenterade (men se Killgore m.fl. 2011 och Balazik m.fl. 2012 för flodtrafik). Förändringar i vågklimat och grumlighet påverkar fisk och deras habitat (speciellt vegetationsbäddar). Buller från båtmotorer kan påverka vissa arters kommunikation och beteende. Icke-fysisk påverkan representeras av föroreningar från bränslespill, avgaser och båtbottnfärger, vilka samtliga har skadliga effekter på fisk.

Fallstudier kring båttrafikens biologiska påverkan

I Stockholms skärgård undersökte Eriksson m.fl. (2004) undervattensvegetationen i 44 likartade grunda och skyddade havsvikar som var utsatta för olika slags störningar från båttrafik, i det här fallet små- och medelstora båtar. Resultaten visar att småbåtstrafik och medelstora färjor orsakar signifikanta förändringar i florans artsammansättning och har negativa effekter på dess artrikedom och utveckling på större djup (se figur 3 i Eriksson m.fl. 2004). Förändringar i morfologin i vikarnas inlopp genom muddring, ökad resuspension och grumling på grund av svallvågor, samt mekaniska skador från propellrar (till exempel på borstnate, *Potamogeton pectinatus*) antas utgöra de huvudsakliga påverkanstrycken. I vikar med marinor, där grumlingen var signifikant högre, och i närheten av färjerutter minskar täckningsgraden och artrikedomen hos vegetationen mer med djupet än i referensområden. Förekomsten av arter känsliga för dåliga ljusförhållanden som kransalger (*Chara* spp.) och hårnating (*Ruppia* spp.) korrelerar negativt med marinorna. Däremot korrelerar axslinga (*Myriophyllum spicatum*) och hornsärv (*Ceratophyllum demersum*), som är vanliga i näringsrika och grumliga områden, positivt med marinorna. Rödsträfs (*Chara tomentosa*) och havsnajas (*Najas marina*), som är exponeringskänsliga arter som trivs på lerbottnar, påverkas negativt av färjerutter. Blåstången (*Fucus vesiculosus*), som är beroende av rena substratytter för sin rekrytering (Berger m.fl. 2003, Eriksson och Johansson 2003, Kraufvelin m.fl. 2007), korrelerar dock positivt med färjerutter (Eriksson m.fl. 2004). Liknande positiva resultat för blåstångens del på hårdbottnar har tidigare rapporterats längs färjerutter av Roos m.fl. (2003). Hansen m.fl. (2019) fann att småbåtstrafik minskade strandvegetationen och därmed uppväxthabitatet för många juvenila fiskar, inte bara i själva hamnen, utan även där småbåtarna ofta rörde sig. Effekter av båttrafik i vikmiljöer bör undersökas noggrannare eftersom dessa miljöer upprätthåller en hög diversitet av både växter och djur samtidigt som de utgör viktiga områden för kustfisk i Östersjön (Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005, Kraufvelin m.fl. 2018b, Hansen m.fl. 2019, Sagerman m.fl. 2019).

Sagerman m.fl. (2019) gjorde en systematisk översikt av existerande litteratur kring hur fritidsbåttrafik och infrastruktur för förtöjning påverkar tätheten av undervattensvegetation på mjukbottnar och sedan en meta-analys på dessa data. De 25 undersökningar som användes visade att abundansen av vegetation under bryggor i medeltal var endast 18 procent av

abundansen i referensområden och att områden med båttrafik i medeltal uppvisade 42 procent av abundansen i referensområden. Förtöjningsbojar skapade ofta områden utan vegetation. Sagerman m.fl. (2019) drar slutsatsen att båttrafik förorsakar signifikant nedgång i undervattensvegetationen. Ökad information om båttrafikens effekter till förvaltningen och förbättrad design av bryggor och bojar kan dock minska omfattningen av negativa skador.

Hansen och Snickars (2014) undersökte bland annat småbåtstrafiken och framför allt dess svallvågors och propellrars fysiska effekter på undervattensvegetation och makrofyternas indirekta effekter på fiskyngel i grunda Östersjövikar i Sverige, i Finland och på Åland. Ett index baserat på makrofyters tolerans till störning testades förutom mot småbåtstrafik även mot eutrofiering och mot naturliga miljögradienter (topografisk öppenhet, vattendjup och salthalt). Undersökningen visar bland annat att proportionen av känsliga växtarter minskar med ökad grumling och småbåtstrafik. Samtidigt ökar mängden fiskyngel med andelen känsliga makrofyterarter, vilket kan ses som ett tecken på makrofyternas betydelse för ekosystemfunktionen.

I en parallell studie till den som utfördes av Eriksson m.fl. (2004) ovan undersökte Sandström m.fl. (2005) effekter av båttrafik på fiskfaunan och visar att fiskarter med hög preferens för vegetation påverkas negativt, medan arter med låg preferens för vegetation påverkas positivt. Gäddyngel (*Esox lucius*) förekommer signifikant mer i referensområden, medan löja (*Alburnus alburnus*) är talrikare i muddrade marinor. Många arter av kustnära fisk är beroende av undervattensvegetation för reproduktion, som uppväxtområden, för gömställen och för födosökning (Sandström m.fl. 2005, Kraufvelin m.fl. 2018b). Undersökningen av Sandström m.fl. (2005) visar att negativa effekter från båttrafik på vegetationens täckningsgrad och höjd, framför allt på kransalger och natearter, kan leda till förändringar i fiskyngelsamhällen.

Koch (2002) undersökte i Chesapeake Bay, i USA, påverkan av svallvågor på hårnating, *Ruppia marina*. I denna undersökning kördes en båt med V-format skrov en lugn och klar dag med två hastigheter genom det studerade området vid både hög- och lågvatten. Vågor, suspenderat material, näringsämnen och ljusmängd registrerades före, under och efter båtkörningen. Resultaten visar att möjliga negativa effekter (ökad resuspension av sediment, avgivning av näringsämnen från sedimentet och minskade ljusmängder) är mycket mindre än förväntat. Effekterna klassas rent av som minimala jämfört med naturliga fluktuationer i området, det vill säga motsvarar förhållanden som växterna är anpassade till. De största effekterna noteras vid lågvatten då vågorna resuspenderar en liten mängd sediment som återsedimenterar inom några minuter, vilket innebär att grumlingseffekten blir kortvarig. Vågorna förorsakar även att ammonium avges från sedimentet (från porvatten), vilket kan bidra till eutrofiering och ha negativa effekter för sjögräsängar över längre tid. Vid utvärderingen av dessa resultat av vågeffekter från båttrafik, som befanns vara obetydliga, bör man ändå komma ihåg att denna studie gällde störningar av en båttyp, på en art, på en plats, på en enda dag. Jämför dessa resultat med vegetationsstudierna som gjordes av Eriksson m.fl. (2004) och av Hansen och Snickars (2014) samt undersökningarna på fiskhabitat av Sandström m.fl. (2005) ovan. Också Asplund och Cook (1997) har i en studie utförd i en sjö visat på tydliga effekter på vegetationen av båttrafik.

Vad gäller effekter av ankring från småbåtar finns det en studie från Kosterhavets nationalpark (Egardt 2018). Här användes droppvideokamera för att undersöka fysisk påverkan från ankring i naturhamnar på mjukbotten, ålgräs och ostron. Studien visar att det finns ett signifikant positivt samband mellan antalet ankrande båtar och antal spår av ankare i undervattensmiljön. Däremot

visade inte studien på någon signifikant minskning av ålgrästäckning eller utbredning av ostron med ökande mängd båtar (Egardt 2018).

På andra håll, till exempel i västra Medelhavet, har man visat på ankringens effekter på olika ekosystemkomponenter som sjögräset *Posidonia oceanica* (Francour m.fl. 1999, Milazzo m.fl. 2004) och på musselbäddar (Hendriks m.fl. 2013). Ankare begravs i sjögräsängens sediment och när dessa ankare tas upp kan de dra upp sjögräs med rötterna och skada skotten. En enskild ankring i Frankrike visade sig kunna skada upp till 34 skott i en *Posidonia*-äng och graden av fragmentering i ängen är där positivt korrelerad med ankringstryck och exponeringstid (Francour m.fl. 1999). I en annan liknande undersökning från Italien studerades en lättare typ av ankare än i den franska undersökningen. I den italienska studien noterades i medeltal 5,5 skadade *Posidonia*-skott per ankring (Milazzo m.fl. 2004), vilket antyder att skadorna kan bero på vilken typ av ankare som används. Hendriks m.fl. (2013) visar att ankare speciellt kan skada musselbäddar när de dras längs med botten. Tätheten av den hotade musslan *Pinna nobilis* är relaterad till ankring på så sätt att tätheten vid lokaler där ankring är förbjuden i medeltal uppgår till 7,9 individer/100 m², medan tätheten är bara 1,7 individer/100 m² i medeltal vid lokaler där ankring är tillåten (Hendriks m.fl. 2013).

Ett antal undersökningar av ankring/förtöjning i sjögräsmiljöer finns också från Australien. I sydöstra Australien använde West (2012) flygfotografier och rapporterade skador på *Posidonia*-ängar som förorsakats av småbåtstrafik, som båtförtöjning och propellrar vid körning. Medan individuella skador oftast är små och obetydliga, kan man i vissa fall observera stora skador där det skett en signifikant fragmentering av sjögräslandskapet och där snabba förvaltningsåtgärder behövs. Från västra Australien rapporterar Walker m.fl. (1989) och Hastings m.fl. (1995) om förtöjnings-/ankringseffekter på täckningsgraden av sjögräs. Förankring av båtar ger upphov till 3–300 m² cirkulära skador i sjögräsängar (Walker m.fl. 1989). Trots att den relativa ytan sjögräsäng som förloras är liten (mindre än 2 procent), kan påverkan vara betydande i vissa områden. Skador i mitten av sjögräsängen anses dessutom vara allvarligare än om lika stora ytor förloras i ängens kant (Walker m.fl. 1989). Hastings m.fl. (1995) undersökte sjögräsförluster på grund av båtförtöjningar i västra Australien och fann på sin undersökningslokal (ön Rottneast Island) att 18 procent av sjögräsarealen förlorats mellan 1941 och 1992 och hela 13 procent mellan 1981 och 1992. Under perioden 1981–1992 ökade också den exponerade kanytan av sjögräsängarna med 230 procent, vilket visar på en påtaglig fragmentering av habitatet (Hastings m.fl. 1995).

Slutligen finns det också ett antal undersökningar som studerat återhämtning av bland annat sediment och sjögräsängar efter störning från ankring/förtöjning. Backhurst och Cole (2000) visar från Nya Zeeland att tiden det tar för ett ankarspår att försvinna i sediment beror på vattendjup, vågexponeringsgrad och sedimentationshastighet. Märken/hål efter ankare försvinner i regel efter 3 månader (Backhurst och Cole 2000). Creed och Amado Filho (1999) visar i sin tur att tiden det tar innan ett ankarspår försvinner i sjögräsängar beror på sjögräsart och spårets form, men att det kan ta över 1 år innan spåren är borta. Studier från Storbritannien visar att kättingar från förtöjda båtar kan ge betydande skador på ålgräs (Unsworth m.fl. 2017) och förändrad bottenstruktur, från lerigt sediment till grövre struktur, vilket kan påverka bottenmiljöerna (Herbert m.fl. 2009).

I Egardt (2018) undersöktes även förekomst av marint skräp under vatten i Kosterhavet med droppvideokamera. Egardt (2018) visar att det finns betydande mängder skräp på havsbotten, ca 3900 föremål per km², och fynd av skräp i en femtedel av 390 undersökta transekter. En stor

del av detta skräp kan relateras till rekreation, 42–51 procent, beroende på vilken bedömningsmetod som används. Mer skräp hittas under och efter turistsåsongen, likaså mer på mjuka bottnar än på hårda bottnar, men det finns ingen signifikant korrelation mellan mängden skräp och antalet fritidsbåtar som ankrar i olika områden. De flesta föremål som hittas på botten är tunga och av glas eller metall, vilket tyder på att de har lokal koppling och inte har transporterats långa vägar (Egardt 2018). Dessa resultat kan jämföras med uppgifter om skräp på en referensstrand för Ospar i kapitel 3.2.8.6 *Badplatser inklusive strandstädning*, där merparten av skräpet har transporterats in utifrån (Egardt 2018).

3.2.8.2 *Marinor, fritidsbåtshamnar, pirar och bryggor*

Småbåtshamnar är ofta koncentrerade till större befolkningscentra eller till områden som är särskilt populära för rekreation och friluftsliv. Som ett tilläggproblem finns det stora mängder enskilda bryggor, kajer, pirar och båtramper. Detta innebär att det kumulativt kan röra sig om väldigt många strandkonstruktioner med en svåröverskådlig men möjligen stor negativ effekt på miljön (Moksnes m.fl. 2019).

En anlagd marina (figur 29) har givetvis mindre direkt inverkan på miljön än en kommersiell hamn, men det faktum att småbåtshamnarna är betydligt flera till antalet och ofta placeras i känsligare miljöer (typ grunda, skyddade vikar) än stora hamnar är ett problem (Moksnes m.fl. 2019). Det höga antalet marinor och den livliga trafiken i dem, speciellt sommartid, gör också att deras effekter på kust- och skärgårdsmiljön kan bli betydande. Dessutom kan utbyggnaden av marinor ses som en smygande miljöpåverkan som sker successivt. Själva konstruktionerna upptar vatten- och strandarealer på bekostnad av naturliga habitat (substratförlust, substratförstörelse). Marinorna för precis som större hamnar med sig en lång rad olika fysiska påverkanstryck på havsmiljön. Till dessa hör framför allt: förändringar av vattenflöde och vågexponeringsgrad, substratförlust och substratförstörelse, ökad grumling, övertäckning, nedskräpning, undervattensbuller, samt förändringar i ljusmängd i form av skuggning av marinans bryggor och pontoner eller introduktion av belysning (Kautsky m.fl. 2000, Sundblad och Bergström 2014, Eriander 2016, www.marlin.ac.uk, bilaga 1). De olika formerna av **Påverkanstryck (P)** uppstår både när marinan och anläggningarna konstrueras, när de är i användning och då anläggningarna och farlederna som leder till dem ska underhållas.

Ändrad vattenomsättning på grund av byggnation och muddringar i mynningsområden av halvt instängda vikar, det vill säga att vattenutbytet antingen ökar eller minskar, kan få konsekvenser för den lokala vattentemperaturen, salthalten och syrehalten. Speciellt stora kan konsekvenserna av förändringar i temperatur bli i vikar i Östersjön, som är viktiga för fiskreproduktion av bland annat gädda, abborre och karpfiskar som gynnas av höga temperaturer (Karås 1999, Sandström 2003). Lika stor inverkan har inte förändringar i temperatur på västkusten, även om där också förekommer varmvattenarter som strandkrabba och ål. Muddring i mynningsområden för att underlätta småbåtstrafik kan leda till förändrade förhållanden med avseende på vattentemperatur och därmed försämrade fiskreproduktion och fiskrekrytering. Ifall naturliga trösklar som kvarhåller vatten i fladasystem avlägsnas vid muddringen kan ett vattenområde avtappas på vatten och i värsta fall torrläggas (Sandström 2003). Även om man kan tro att det borde vara bra för växt- och djurlivet om man öppnar upp halvstängda vikar, kan sådana åtgärder ofta ge negativa konsekvenser för många arter. Vad gäller detta, se till exempel kapitel 3.2.1.3. *Fysiska aktiviteter i grunda havsvikar och fladasystem* om fiskarter med preferens för varmt vatten, samt kapitel

3.2.6.2 Kommersiella hamnar om möjliga konsekvenser för till exempel kransalger av ökad vattengenomströmning.



Figur 29 Del av en småbåtsmarina i Öregrund. Foto: Patrik Kraufvelin.

Fysisk utbyggnad av marinor och tillhörande konstruktioner i grunda områden drabbar främst miljön genom att biotopen förstörs eller helt försvinner och påverkar de flesta habitat och djursamhällen bortsett från djupa bottenar. Många olika grunda habitat påverkas och kan drabbas av **Statusförändringar (S)** i sina ekosystemkomponenter, såväl på vegetationsklädda som på vegetationsfria bottenar.

Den största negativa effekten av konstruktion av marinor uppstår troligen för ålgräs- och kransalgsängar (Henricson m.fl. 2006, Torn m.fl. 2010, Moksnes m.fl. 2016ab), som är mycket känsliga för fysisk störning och har en lång återhämtningstid som kan omfatta flera år (i de fall där ängarna kan återhämta sig utan restaureringsinsatser). Även makrofyter som hårnating (*Ruppia maritima*) och till exempel borstnate (*Stuckenia pectinatus*) påverkas negativt (Eriksson m.fl. 2004), men även makroalger och djursamhällen har påverkats av skuggning (Pardal-Souza m.fl. 2017, Hansen m.fl. 2019). För grunda mjukbottenar kan byggnationen också innebära ändrad hydrodynamik runt anläggningarna med risk för syrebrist och begränsad ljusstillgång med minskad produktion som följd (Kautsky m.fl. 2000, Strandmark m.fl. 2015) eller erosion och deposition av sediment runt till exempel pålade bryggor (Kelty och Bliven 2003). Flytbryggor direkt på vattenytan kan i sin tur fungera som vågbrytare (Abul-Azm och Gesraha 2000) och minska vattenflödet på läsidan av bryggan, vilket kan öka sedimenteringen. Ett flertal olika fiskarter kan också förlora sina lekrområden på grund av anläggning av marinor (Karås 1999, Sandström 2003).

Eriander (2016) undersökte i sin doktorsavhandling de negativa effekterna på ålgräsängar av skuggning från bryggor (enskilda och i marinor) längs den svenska Skagerrakkusten (se även Eriander m.fl. 2017). Dessa undersökningar visar att skuggning från bryggor i medeltal reducerar täckningsgraden för ålgräs, som är känsligt för försämrade ljusförhållanden, med 42–64 procent under eller i närheten av bryggorna och att ålgräset har svårt att växa på ett avstånd av upp till 8

meter från bryggan. Undersökningarna visar också att flytbryggor har större negativ påverkan, troligen på grund av att de förorsakar mer skuggning. Flytbryggor orsakar ofta ett totalt försvinnande jämfört med pålade bryggor som högst orsakar en 70 procent reduktion av ålgräsets täckningsgrad (Eriander m.fl. 2017). Täckningen av skott är generellt också lägre kring flytbryggor jämfört med täckningen kring pålade bryggor (figur 30A). Totalytan ålgräs som påverkas negativt av bryggor och småbåtsharinar vid den svenska västkusten uppskattas till 480 ha, vilket motsvarar mer än 7 procent av nuvarande utbredning av ålgräs i området (Eriander m.fl. 2017). Det verkar också finnas en trend med att fler och fler flytbryggor anläggs utmed kusten. En analys av tillståndsprovningar för bryggkonstruktioner visar att ålgräs i allmänhet inte beaktas i beslutsprocessen och att 69–88 procent av ansökningarna godkänns också i områden där det förekommer ålgräs. Förekomst av marina skyddsområden minskar bara marginellt andelen godkända bryggansökningar i ålgräshabitat (Eriander m.fl. 2017). Den fortsatta småskaliga byggnationen längs den svenska västkusten utgör ett betydande hot mot den redan decimerade utbredningen av ålgräs. Det behövs därför ändringar i förvaltningspraxis för att internationella och nationella miljömål ska kunna uppnås (Eriander m.fl. 2017).

Tidigare undersökningar från USA visar på liknande negativa effekter från bryggor och speciellt från flytbryggor (Burdick och Short 1999, Fresh m.fl. 2006). Burdick och Short (1999) undersökte bryggors inverkan på ålgräsets täckning, höjd och tillväxt i estuarier i Massachusetts (på USAs ostkust). De visar att ålgräsbestånd skadas under och i direkt närhet till bryggor, vilket observeras som sänkt skottäthet och mindre förekomst av tredimensionella strukturer i ålgräsängen. Allvarlig påverkan kan förorsaka fragmentering av ålgräsängar och bidra till nedgång för ålgräs i estuarier. Skadorna är färre under pålade bryggor än under flytbryggor och högre pålade bryggor minskar antalet skador. Också bryggornas riktning och bredd har signifikant betydelse. Bryggor i östvästlig riktning skadar (skuggar) mer än bryggor i nord-sydlig riktning. Bredare bryggor leder även till sämre kvalitet på ålgräsängen. Undersökningen av Burdick och Short (1999) visar också att bryggor skuggar mindre än 1 procent av totala ytan ålgräs i estuarierna, men ålgräs i närheten av bryggorna påverkas också av ankring och båtpropellrar, vilket gör den sammantagna påverkade ytan klart högre. Direkta uppgifter om avstånd till påverkanstrycket saknas, eftersom undersökningen använder sig av klasser som under bryggan, intill bryggan, måttligt långt och långt borta från bryggan.

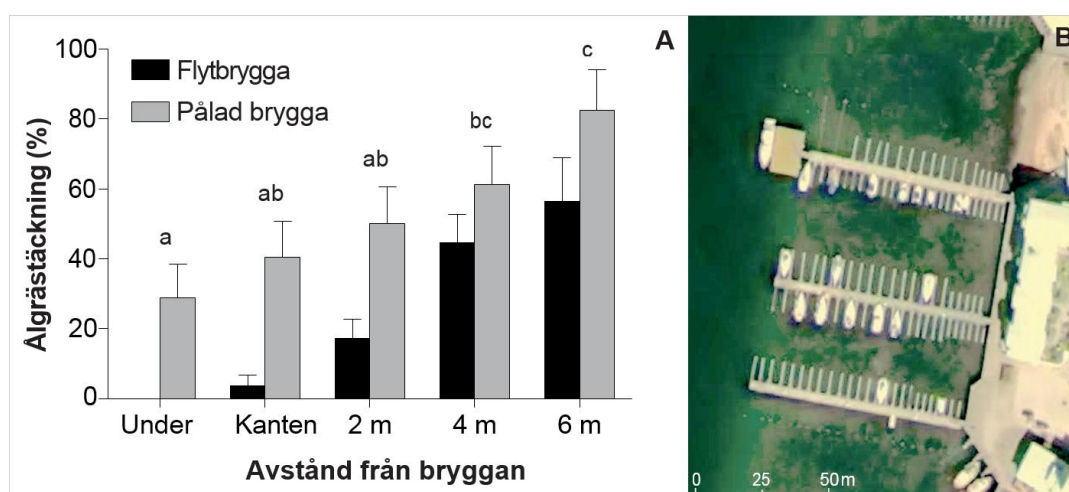
Också från Australien föreligger liknande uppgifter om bryggors och förtöjningars påverkan på sjögräs (Gladstone och Courtenay 2014). Småbåtstrafik och dess infrastruktur i form av förtöjning och bryggor rapporteras här inverka i mindre skala på sjögräs i jämförelse med många andra påverkanstryck i estuarier, men anges ändå ha en stor kumulativ effekt. Biomassan av sjögräs är signifikant lägre under bryggor och effekterna påverkas inte av riktningen på bryggan. En minskning i biomassa observeras under bryggan efter 6 månader, och efter 26 månader är reduceringen minst 90 procent. Genom att nätliknande konstruktioner används istället för trä, för att ge mer ljus under och kring bryggan, minskar men elimineras inte nedgången i sjögräsbiomassa på grund av bryggor (Gladstone och Courtenay 2014). Vad gäller enbart förtöjning kan bojanordningar utan en kedja som ligger på botten och draggar klart minska skador på vegetationen (Demers m.fl. 2013).

På grund av de negativa effekterna som rapporterats har man tagit fram riktlinjer kring konstruktion av bryggor i USA. Dessa riktlinjer säger att flytande bryggor ska undvikas när det är möjligt och att bryggor ska placeras minst 1,5 meter över medelhögvattennivån för att minimera negativa skuggningseffekter på sjögräs (Shafer 2002). Pålade bryggor avsedda för många båtar

kan också ha liknande negativ inverkan på bottenvegetation som flytbryggor (figur 30AB, Eriander 2016) då båtarna som ligger förtöjda vid bryggan i sig kan påverka miljön negativt på samma sätt som flytbryggorna (Burdick och Short 1999, Eriander m.fl. 2017).

Ett alternativ till byggande av många enskilda bryggor är att förvara mindre fritidsbåtar på land och sedan sjösätta dem via så kallade båtramper som ofta finns i samband med marinor. Naturligt sluttande bottenområden kan fungera som båtramper, men vanligen består rampen av en konstruktion gjord av betong- grus- eller asfalt som sträcker sig ut i vattnet. Inget officiellt register finns över antalet båtramper längs Sveriges kust, men www.båtramper.se listar över 500 ramper (i hav och sjö). Informationen om miljöpåverkan från båtramper är bristfällig. Moksnes m.fl. (2019) hittade inga studier från Sverige. Man kan dock anta att båtramperna kan leda till förändring och förstörelse av bottenförhållanden då de precis som till exempel bryggor och vågbrytare tillför hårda strukturer som ger organismer som normalt inte uppehåller sig på platsen möjlighet att fästa sig. Detta kan leda till förändringar i lokalens biodiversitet och artsammansättning (Gittman m.fl. 2016). Bortslitningsskador på vegetationen kan också uppstå på grunt vatten där det finns rikligt med växtlighet (Martin m.fl. 2008). Båtramper kan vidare leda till förändringar i hydrodynamiken som en ökad ansamling av fint sediment (Sim m.fl. 2015).

Marinors effekter på till exempel tångbältet är beroende av om utbyggnaden leder till att hårt substrat avlägsnas eller om det sker en överlagring av ett tunt sedimentlager på ytor som tången eller andra fleråriga alger behöver för att kunna fästa sig. I sådana fall minskar möjligheterna till nyrekrytering och överlevnad och en återkolonisering tar lång tid (Berger m.fl. 2003, Eriksson och Johansson 2003, Kraufvelin m.fl. 2007). Liknande problem kan uppstå för musselbottnar. Däremot blir konsekvenserna för musselbottnar förmodligen inte så stora, eftersom de har relativt hög tolerans och snabb återhämtning när det gäller substratförlust och fysisk störning (Dolmer m.fl. 2009). Studier visar också generellt att både musselbottnar och tångbälten gynnas av vågeffekter och ökade vattenrörelser (Roos m.fl. 2003, Petersen m.fl. 2008), vilket kan åstadkommas av själva trafiken till och från bryggorna.



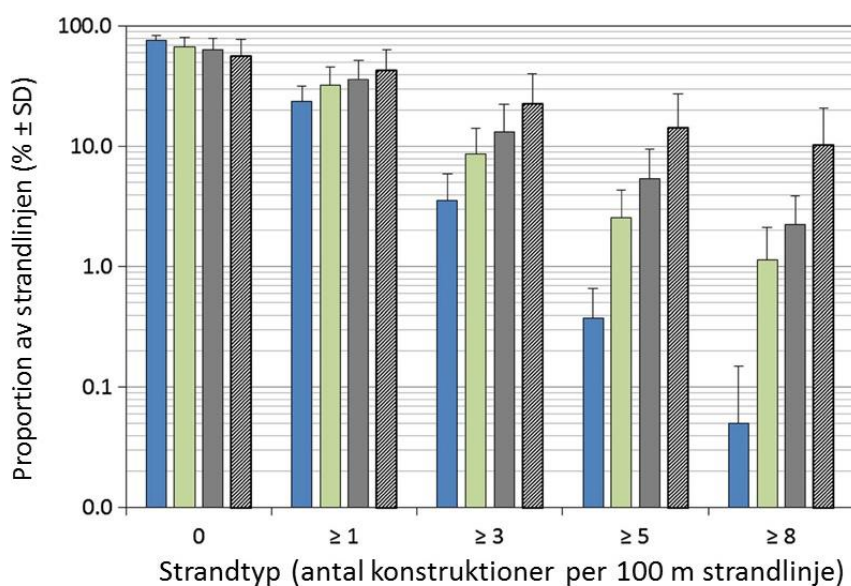
Figur 30 A. Medeltal av procent ålgrästäckning (+ SE) vid olika avstånd från en brygga (under bryggan, vid bryggans kant, 2, 4 och 6 meter från kanten). Olika bokstäver över staplarna visar på signifikanta skillnader i täckning (Tukeys HSD, $p < 0.05$). Skillnaderna mellan bryggdesign (flytbrygga eller pålad brygga) var signifikanta oberoende av avståndet till bryggan.

B. Ålgrästäckning (sedd som gröna fläckar 0–75 meter från stranden) visar minskad täckning nära bryggorna runt tre flytbryggor i Bohuslän. Figureerna är sammanställda av Louise Eriander, Göteborgs universitet. Återgivna med tillstånd.

Bedömningen av olika habitats känslighet för ljudstörning, till exempel i samband med anläggningsarbeten av marinor, beror i hög grad på hur viktiga miljöerna är för fisk och fågel (Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Sigray och Andersson 2014, Williams m.fl. 2015). Av de habitattyper som omnämns i denna rapport kan man anta att vegetationsklädda mjukbottenar (med flera arter av sötvattensfröväxter) på ostkusten liksom ålgräsängar och tångbälten på väst- och ostkusten, som är viktiga miljöer för fågel och fisk, kan vara mer störningskänsliga än till exempel musselbottenar. Effekterna av ljudstörning på habitatet är troligen minst under vinterhalvåret, då till exempel många fiskarter sökt sig till djupt vatten och flyttande fågelarter gett sig av söderut. Vissa grundområden kan ändå vara mycket värdefulla för flyttande fåglar under både tidig vår och sen höst. Även om en del fiskarter genomgår känsliga livsstadier också under vinterhalvåret finns det trots allt fler argument som talar för att genomföra större anläggningsarbeten under denna tid på året (Karlsson m.fl. 2020).

I en översikt kring kumulativa långtidseffekter av marin byggnation på fiskesamhällen (gädda, abborre och mört) använder Sundblad och Bergström (2014) Stockholms skärgård som modellområde och kombinerar förändringar i utvecklingsgrad för strandlinjer sedan 1960-talet med kartläggningar av reproduktionshabitat för fisk.

Detta tillvägagångssätt ger ett årligt mått över hur stor andel av habitat för gädda, abborre och mört som nyexploateras (Sundblad och Bergström 2014). Resultaten visar att olika strandkonstruktioner är koncentrerade till reproduktionshabitat för dessa arter och 70 procent av fiskhabitatet omgavs av minst 1 anläggning per 100 meter strandlinje. Resultaten visar vidare att hastigheten med vilken tillgängliga habitat exploateras i genomsnitt är 0,5 procent per år och till och med omkring 1 procent i tätbefolkade områden. Uppskattningsvis 40 procent av tillgängliga habitat var exploaterade/störda 2005, om man definierar ett område med tre eller fler konstruktioner per 100 meter strand som stort (figur 31). Undersökningen av Sundblad och Bergström (2014) är ett tydligt exempel på hur många små konstruktionsprojekt över tid kan ha allvarlig och vidsträckt inverkan på undervattensmiljön i kustområden.



Figur 31 Utveckling av kumulativt antal av konstruktioner per 100 meter strandlinje 1960 (blå), 1985 (grön), 1999 (grå) och 2005 (streckad stapel), efter Sundblad och Bergström (2014). Notera den logaritmiska skalan på y-axeln.

En färsk inventering av exploatering på land längs Sveriges kust visar att 35 procent av strandzonerna (uppmätt 100 meter från strandlinjen) är exploaterade idag (Lundberg och Nilsson 2018). Den högsta andelen exploaterad strandzon hittas i Stockholms (47 procent) och Skånes län (41 procent). I nästan alla län ökar exploateringen kontinuerligt (Lundberg och Nilsson 2018, Moksnes m.fl. 2019).

Exploatering i vattenområden är även mycket omfattande längs Sveriges kust i dag. Törnqvist m.fl. (2020a) visar i sin fjärranalys av alla typer av exploatering i grunda havsområden i Sverige (omfattar till exempel industrihamnar, småbåtshamnar, bryggor, pirar, vågbrytare, muddringar, med mera) att mindre än hälften av kustens grunda (0–6 meter) vågskyddade mjukbottnar är i dag opåverkade av kustexploatering (för mer information se <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/fysisk-paverkan/kartlaggning-av-fysisk-paverkan-av-vattenmiljon.html>). Analys av historiska flygfoton visar att exploateringstakten är hög och inte tycks avta. Den totala längden av alla bryggor, kajer och pirar längs Sveriges kust har till exempel ökat med 67 procent sedan 1960-talet, från ca 1500 km till totalt 2500 km 2017 (Törnqvist m.fl. 2020a). Under samma tidsperiod har antalet småbåtshamnar (större än 0.25 ha) ökat med 64 procent, från 1565 hamnar 1960 till 2562 hamnar 2017 (Törnqvist m.fl. 2020a).

Utvecklingen i mängden bryggor och småbåtshamnar har ökat kraftigt från 1960-talet fram till slutet av 2010-talet (Moksnes m.fl. 2019). Moksnes m.fl. (2019) drar följande slutsatser:

- Antalet bryggor har ökat mellan 1960 och nutid i samtliga län och trenden tycks vara en fortsatt ökning. Antalet småbåtshamnar har däremot minskat i sex av länen och framför allt tycks minskningen ha skett under den senaste tioårsperioden.
- Problematiken med byggnation och småbåtstrafik i grunda skyddade områden är som störst i Stockholms och Västra Götalands län. Där har stora områden nu så höga tätheter av bryggor, båtplatser och fritidsbåtar att negativa effekter på vegetation och fisk uppstår.

- Det är främst i skärgårdsområden i anslutning till större tätorter som koncentrationerna av bryggor är så stora att det sker skador på vegetation och fiskreproduktion. Stockholms och Västra Götalands län har högst andel (20 procent) påverkade grunda vågskyddade områden. Här borde man speciellt värna om kvarvarande relativt opåverkade områden. Andelen påverkade områden är även höga i Skåne och Hallands län. Då grunda och vågskyddade miljöer är ovanliga i dessa län, är det ännu viktigare att slå vakt om sådana områden där de förekommer.

3.2.8.3 Vattensporter ute på/i vattnet och coasteering (på "land")

Olika typer av icke-motoriserade vattensporter (de motoriserade vattensporterna kan jämföras med fritidsbåttrafik som beskrivits i kapitel 3.2.8.1) påverkar också havsmiljön. Många av dessa aktiviteter kan också förorsaka slitage på strandmiljön, speciellt i långgrunda strandområden (Smith 2004, Davenport och Davenport 2006). Mathews (1982) studerade vattenburen rekreation i Storbritannien och listar i sin rangordning motoriserad båttrafik som den största störningskällan för övervintrande sjöfågel, följt av segling, vindsurfing, roddbåtar och kanoter (figur 32).

Påverkanstrycken (P) och **Statusförändringarna (S)** i ekosystemkomponenter som uppstår av de olika aktiviteterna är ganska snarlika de vid fritidsbåttrafik och nedtrampning och tas inte grundligare upp i detta avsnitt. Det måste ändå betonas att också surfande, vindsurfande, segling, draksurfande, med mera kan störa djurlivet, speciellt fågellivet. Liksom för allt båturet liv kan det uppstå panik bland fåglar om en vindsurfare eller drake plötsligt kommer in i en fågelkoloni (Mathews 1982, Kelly och Evens 2013). Känsliga områden som till exempel Karlsöarna på Gotland omges därför av zoner som är helt stängda för båttrafik.

En relativt ny sport, coasteering, innefattar att utövaren färdas längs klippstränder genom en kombination av hoppande, simmande, krälände och klättrande och är något som kan vara skadligt för strand- och undervattenshabitat. Coasteering kan omfatta att deltagarna hoppar i vattenfyllda fåror, skrapar emot fauna och flora medan de simmar, drar sig fram genom algbälten och trampar på korallina alger och havstulpaner, snäckor och musslor när de tar sig upp ur vattnet. Tyler-Walters (2005) menar att det finns en betydande risk för miljöskador förorsakade av nedtrampning under coasteering. Speciellt kraftigt slitage kan uppstå längs starkt frekventerade leder eller under tävlingar. Det finns ett flertal svenska webbsidor som gör reklam för coasteering i Skåne, exempelvis i Kullaberg. Som miljöåtgärd kan man tänka sig att arrangörer för och utövare av coasteering informeras och påminns om att ansvara för att aktiviteten ska ske utan bestående skador på havsmiljön.



Figur 32 Segelbåt i sensommarskymningen i Hangö, Finland. Foto: Patrik Kraufvelin.

3.2.8.4 Dykning

Dykning och snorkling finns bland de snabbast ökande fritidsaktiviteterna i världen, med omkring en miljon nya utbildade dykare varje år. Dykarna dras till de mest attraktiva dykplatserna som främst utgörs av varmvattenlokaler med hög biodiversitet som korallrev och många av dessa lokaler finns i marina skyddsområden (Davenport och Davenport 2006). Vissa hårdbottenrev i tempererade områden kan också vara utsatta för påverkan från dykning (se till exempel Bravo m.fl. 2015). Eftersom effekter av motorbåtar som transporterar dykare och snorklare har behandlats tidigare, se till exempel kapitel 3.2.8.1 *Fritidsbåtar*, kommer det här främst att fokuseras på de direkta fysiska **Påverkanstrycken (P)** och **Statusförändringarna (S)** i ekosystemkomponenterna som kan förorsakas av själva dykandet och snorklandet i sig.

Tidigare var fritidsfiske och insamling av fisk och skaldjur starkt förknippat med dykning och snorkling, men detta har nu minskat starkt på de flesta håll tack vare information och reglering. I många glesbebyggda och otillgängliga områden globalt förekommer ändå fortfarande ett okontrollerat uttag av värdefulla marina biologiska naturresurser vid dykning och snorkling. På Madeira och på Kanarieöarna har snorklare/fiskare som fångat skålsnäckor minskat populationerna så kraftigt att det lett till en ökning i mängden makroalger (Davenport och Davenport 2006). Detta kan också ha bidragit till att den svarta strandskatan på Kanarieöarna, som är beroende av just skålsnäckor, försvunnit (Hockey 1987). På andra håll, som i ett marint skyddsområde i nordvästra Medelhavet, visade det sig att snorkling inte hade någon negativ effekt alls på undervattensmiljön (Claudet m.fl. 2010).

Vad avser direkt fysisk effekt av dykning och snorkling verkar detta vara ett speciellt stort problem för korallrev i tropiska områden, eftersom koraller består av sköra strukturer som skadas mycket lätt och de flesta korallarter har långsam tillväxt och förökning. Koraller skadas genom att dykare

och snorklare krälar över dem, står på korallerna på grunt vatten, sparkar till dem oavsiktligt med sina simfenor, eller genom att röra upp sediment som kväver dem (Hawkins m.fl. 1999). Barker och Roberts (2004) visar att dessa skador är närmast omöjliga att undvika, och att fyra gånger så mycket skada förorsakas av dykare som bär på kameror än sådana som är utan kamera. Det konstateras även att nattdykning är dubbelt så skadlig som dagdykning. Informationskampanjer riktade till dykarna har ingen effekt, utan enbart dykning under nära övervakning av dykledare leder till minskat antal skadliga kontakter med organismer (Barker och Roberts 2004). Liknande observationer som Barker och Roberts (2004) gjort för korallrev kan också antas gälla eventuella skador på ekosystemkomponenter i dykmiljöer i svenska vatten.

För svenska förhållanden finns knappt några data alls tillgängliga kring skador på ekosystemkomponenter från dykning och snorkling och man kan anta att direkta fysiska skador är mindre omfattande än vad som observerats i tropiska områden. Ändå kan man anta att speciellt fleråriga makroalgssamhällen, musselbottnar (rev) och ålgräsängar i viss utsträckning kan skadas av dykningsaktiviteter även längs den svenska kusten och också att organismer infångas/plockas med otillåtna dykningsmetoder. Enligt svensk lag är det förbjudet att plocka stora kräftdjur som krabba och hummer samt att ljustra och harpunera vid dykning. Sverige är ganska strikt reglerat i detta avseende det vill säga vad gäller fiske under dykning (Fiskelagen 1983:787). Det är däremot lagligt att plocka musslor och fånga fisk med händerna. Vad gäller dykning generellt är det mer välkänt att dykare i Norden kan påverka/skada kulturarv, till exempel i anslutning till dykningar vid vrak.

3.2.8.5 *Vildmarksskådning, fritidsfiske och jakt som leder till slitage genom nedtrampning*

Olika aktiviteter som vildmarksskådning, fritidsfiske och jakt påverkar också, om än oftast i begränsad omfattning, marina samhällen med avseende på **Påverkanstryck (P)** och **Statusförändringar (S)** i ekosystemkomponenter. Största delen av denna påverkan antas ske i form av nedtrampning och störning av fåglar och däggdjur.

Skador genom nedtrampning av strandsamhällen är kanske mest utbredda på hårdbottenstränder i tidvattenzonen. I sådana områden har människor i alla tider samlat alger och djur till föda eller för användning som beten till fiske, vänt på stenar för inspektion eller trampat på organismer när de passerat över klippor, block och stenar. Mjukbottnar och till exempel sjögräsängar kan också skadas av nedtrampning. Få områden i världen är helt opåverkade av sådan verksamhet som kan ha pågått i hundratals eller tusentals år, speciellt i mer lättillgängliga och tätbefolkade områden (Povey och Keough 1991, Thompson m.fl. 2002). Effekterna i tidvattenzonen av nedtrampning har ändå inte undersökts speciellt mycket även om det globalt finns ett antal experimentella studier (till exempel Povey och Keough 1991, Brosnan och Crumrine 1994, Keough och Quinn 1998, Araújo m.fl. 2009).

Vad gäller svenska förhållanden verkar inga kontrollerade experimentella undersökningar ha utförts inom detta område, dels kanske för att tidvattenzonen här är så smal, men också för att isvintrar, då de förekommer, leder till mycket större effekter på strandekosystemet än nedtrampningar. Fenomenet kan ändå antas ha viss betydelse i tidvattensamhällen längs den svenska västkusten, men vara närmast försumbart i den tidvattenfria Östersjön. Detta trots att extrema lågvatten också tillfälligt kan ge människor tillgång till torrlagda hårdbottnar också vid vår södra, östra och norra Östersjökust.

Ännu större effekter på strandmiljön än själva nedtrampningen i sig, kan uppstå från att människor vänder på större stenar när de vandrar runt på stränder och letar efter bete för fiske eller bara av ren nyfikenhet (Bell m.fl. 1984, Liddiard m.fl. 1989). Organismsammansättningen under stenar skiljer sig ofta markant från den som finns ovanpå stenar. Om stenarna vänds ändras därför direkt förutsättningarna för alg- och djursamhällena, vilket kan leda till sänkt habitatstabilitet och reducerad biodiversitet (figur 33). Genom att människor vänder på stenar i strandzonen avlägsnas/skadas både större alger och undervegetationen. Stora upprättstående makroalger och undervegetation är ytterst viktiga för små makroalger och ryggradslösa djur (Davenport och Davenport 2006, Kraufvelin 2007). På vissa stränder i Wales och England rapporteras om fler än 3000 vända stenar per lågvatten och strand (Liddiard m.fl. 1989), och att 90 procent av stenarna vändes inom loppet av två veckor och vissa stenar upp till 40–60 gånger per sommar (Bell m.fl. 1984).



Figur 33 Strandsamhällena under stenar är ofta helt olika de som finns ovanpå stenar och om stenarna vänds ändras direkt förutsättningarna för algerna och djuren, vilket kan leda till sänkt habitatstabilitet och reducerad biodiversitet, Viana do Castelo, Portugal. Foto: Patrik Kraufvelin.

Ridning i vadardjupt vatten i framför allt sandhabitat är ganska vanligt på västkusten med risk för nedtrampningsskador. Sjögräsängar som finns här kan därför påverkas av nedtrampning från människor och hästar, vilket kan skada rhizomer och leda till att frön begravs för djupt i sedimentet (Fonseca 1992). Negativa effekter på täckningsgrad av sjögräs, skottäthet och rhizombiomassa har bland annat rapporterats av Eckrich och Holmquist (2000), Major m.fl. (2004) och Alexandre m.fl. (2005). Också sandstränder i sig kan i någon mån vara utsatta för nedtrampning även om trafik med motorfordon utgör ett betydligt större problem på dessa stränder (Defeo m.fl. 2009).

3.2.8.6 Badplatser inklusive strandstädning Vildmarksskådning, fritidsfiske och jakt som leder till slitage genom nedtrampning

I detta avsnitt behandlas strandstädning i form av att driftalger (vallar av tång och sjögräs) och medföljande sopor och skräp tas bort från främst sandstränder. I kustområden lockar sandstränder de största mängderna av turister som främst använder stränderna för solbad, simning och olika vattenaktiviteter.

Allmänna badstränder städas oftast av kommunala myndigheter eller ideella krafter för att göra dem mer tilltalande för människor (Marin m.fl. 2009). Detta eftersom många ofta ser på den naturliga strandlinjen med ruttnande alger, sjögräs och döda skaldjur, fiskar och fåglar som någonting stinkande och otrevligt. Strandstädning är ofta mer eller mindre obligatorisk för allmänna badstränder. I EU förutsätter systemet med "Blå Flagg"-märkning att även naturliga komponenter som driftalger och annan döende/död materia fjärras från stränderna i tillägg till skräp och sopor (Davenport och Davenport 2006).

Strandstädningen tar sig uttryck på flera olika sätt, från att skräp plockas för hand (som är icke-skadande för miljön) till stora mekaniska och maskinella insatser som avlägsnar alla naturliga driftvallar tillsammans med soporna. "Ivern" att hålla rent, även från naturligt biologiskt material, kan därmed innebära ett **Påverkanstryck (P)** som leder till **Statusförändringar (S)** för flertalet ekosystemkomponenter. Hur det insamlade materialet används varierar också, från att det används för produktion av biogas till att det deponeras på land. Omhändertagandet av makroalgerna kan i sig också medföra ett giftproblem, eftersom många arter innehåller tungmetaller, som blåstång (Söderlund m.fl. 1988, Bisther 2015) eller organiska miljögifter, som många arter av rödalger (Malmvärn m.fl. 2008).

Naturliga stränder är viktiga livsmiljöer för bland annat vadarfåglar och strandvallar av tång och sjögräs tillhandahåller viktiga ekosystemtjänster. I Lomma kommun i Skåne brukar man skyffla ihop ilandfluten tång till vallar för att motverka stranderosionen (se kapitel 3.2.1.1). Strandvallarna i sig ökar halterna av organiskt material och fuktighet i sanden högre upp på stranden. De stabiliserar också stranden genom att hålla kvar sediment (fungerar som en reglerande ekosystemtjänst) och gynnar både kortvarig och långvarig etablering av strandväxter som är toleranta till salt. Den ruttnande vegetationen innehåller även en uppsjö av både marina och terrestra nedbrytare som till exempel olika kräftdjur och insekter som i sin tur lockar till sig rovdjur som skalbaggar, fåglar och däggdjur (det vill säga utgör stödjande ekosystemtjänster som biodiversitet och habitat). Strandstädning är i sig problematisk då driftvallar utgör ett viktigt habitat enligt art- och habitatdirektivet (EU-kod 1210), som inte har gynnsam bevarandestatus (Sohlman m.fl. 2008, Naturvårdsverket 2011).

Ett annat problem med uppsamling av makroalger från driftvallar är att vissa kräftdjur (amfipoder/tångloppor) som har dessa som sin huvudsakliga livsmiljö riskerar att minska eller helt försvinna från våra stränder. Exempel på en sådan art är *Deshayesorchestia deshayesii* (svenskt namn saknas). Denna tångloppa finns på Helcoms rödlista över hotade arter (<http://www.helcom.fi/Red%20List%20Species%20Information%20Sheet/HELCOM%20Red%20List%20Deshayesorchestia%20deshayesii.pdf>). Av denna orsak bör nödvändigheten av att ta bort driftvallar övervägas noggrannare eller ske med större försiktighet tills mer noggranna inventeringar av ilandspolade alger och deras kräftdjursfauna har utförts. Rensning och vidaretransport av tångvallar kan också innebära en risk för ökad spridning av främmande (och invasiva) kräftdjursarter (Berggren 2015), ifall materialet tappas under transport eller samma

utrustning används på flera stränder utan att det rengörs emellan. Exempel på sådana främmande arter är den japanska märkräfflan *Grandidierella japonica*, sandloppan *Platorchestia platensis* och vitfingrad brackvattenskrabba *Rhithropanopeus harrisi* (Berggren 2015, Gagnon och Boström 2016, Jormalainen m.fl. 2016).

Vissa undersökningar visar på att sandstränders biodiversitet sänks dramatiskt när man tar bort naturligt ilandspolade växt- och djurrester (Llewellyn och Shackley 1996, Weslawski m.fl. 2000). Andra undersökningar visar att det inte har någon signifikant effekt på biodiversiteten (Lavery m.fl. 1999, Malm m.fl. 2004). Troligen har dessa vitt skilda resultat att göra med lokala/regionala olikheter, skillnader i vilka städningmetoder som använts och hur undersökningarna utformats. Strandstädning verkar ändå göra stränderna mindre attraktiva för många naturligt strandlevande arter, även om detta främst påvisats för fåglar (Mann 2000).

Upprepad omblandning av ytsand med djupare sand genom mekanisk städning påverkar också strukturen hos sandstrandens samhälle av ryggradslösa djur. Gheskiere m.fl. (2005) visar att sandstränder som används av turister och regelbundet städas, både i Medelhavet och i Östersjön, har lägre koncentration av organiskt material och lägre tätheter och biodiversitet av ryggradslösa djur än angränsande stränder som inte städas. Troligen är detta resultat en kombination av strandstädning, nedtrampning och andra former av fysisk påverkan.

Malm m.fl. (2004) utförde fältundersökningar på norra Öland och testade hypoteserna att strandstädning ökar vattnets klarhet, minskar den organiska halten hos sanden och ökar biodiversiteten i den grunda zonen närmast stranden. I studien jämfördes två strandlokaler med olika intensitet av städning med icke-städade stränder. Undersökningen av Malm m.fl. (2004) visar att vattnets klarhet ökar och att utflödet av kväverika komponenter och den totala djurbiomassan minskar vid en intensivt städad strand, jämfört med en måttligt städad strand. Sandens organiska halt är även lägre vid de båda städade stränderna jämfört med icke städade referensstränder. Inga skillnader i biodiversitet rapporteras dock mellan städade och icke-städade stränder. De tydligaste skillnaderna i artsammansättning är ett betydligt högre antal planktonätande pungräkor, högre bakterieproduktion och större mängd av ciliater (encelliga flimmerdjur) på de icke-städade stränderna. Dessa resultat indikerar att den mikrobiella födoväven är stimulerad på icke-städade stränder på grund av nerbrytningen av algmaterial. Malm m.fl. (2004) drar slutsatserna att strandstädning förbättrar det rekreativmässiga nyttjandet av stranden. Detta med avseende på att halten organiskt material minskar i sanden. Däremot tycks inte städningen ha någon stor inverkan på vattenkvaliteten. De ekologiska effekterna tycks också vara små, men undersökningar borde upprepas under flera år för att bättre klargöra effekterna.

Vad gäller direkt förekomst av skräp på stränder finns data från Kosterhavet i Egardt (2018). Studien rapporterar förekomst av marint skräp på en referensstrand för Oskar som inventerats under en lång tid, 2001–2016. Från denna strand rapporteras fynd av större antal skräp på våren än på sommaren och hösten. Endast en liten andel av skräpet, 7 procent, kan direkt klassificeras som rekreativrelaterade föremål. Om underlaget däremot utvärderas enligt en annan metod baserad på sannolikheter ("likelihood") kan mellan 44–48 procent av skräpet härledas till rekreation. På stranden dominerar skräpet av material som kan transporteras långa vägar. I en motsvarande undersökning av havsbotten i Kosterhavet hittades däremot mest skräp som

hamnat i havet lokalt, det vill säga tyngre former av skräp som troligen sjunkit direkt på platsen och inte kunnat transporteras långa vägar (Egardt 2018).

En annan möjlig källa till problem på sandstränder är påfyllning med ny sand till konstgjorda allmänna sandstränder. Denna aktivitet kan på vissa plan jämföras med dumpning eller strandfordring (se Hanson m.fl. 2002) och kan ha påtagliga effekter för bottenlivet genom tillförsel av nytt onaturligt substrat, övertäckning, igenslamning, grumling, med mera. Också anläggning av eller påfyllning av privata sandstränder kan på vissa platser vara ett problem och utgöra ett ingrepp i strand- och vattenmiljön. Vid våra litteratursökningar har det inte hittats några vetenskapliga studier om fysisk påverkan och biologiska effekter av denna aktivitet.

Sammanfattning av belastning och effekter från:

Turism och friluftsliv

Bakgrund: Olika rekreativitet till havs förekommer i stort sett längs med hela kusten, men är ofta störst i närheten av större befolkningscentra, i samband med turistanläggningar och under sommarhalvåret. Småbåtstrafiken är intensivast under sommarhalvåret, det vill säga sammanfaller med den biologiska produktionstoppen i naturen, vilket ökar riskerna för negativ miljöpåverkan. Dessutom förekommer småbåtar och marinor mer eller mindre överallt, ofta i grunda och känsliga områden, vilket gör att få områden då är helt undantagna dess påverkan.

Påverkanstryck (P): Mest leder denna form av belastning till fysiska kontaktskador som orsakar slitage, söndring och fragmentering eller till att organismer försvinner då de samlas in eller lossnar och spolats iväg, men även störningar som grumling, övertäckning, nedskräpning, buller, skuggning, med mera förekommer allmänt.

Statusförändringar (S): Rekreationen i dess olika former kan förorsaka förluster och störningar av habitat och påverka biodiversiteten på landdelen av stranden, i fleråriga algbälten, i ålgräsängar, på grunda vegetationsbottnar och vegetationsfria bottnar, samt på musselbottnar, liksom i känsliga naturtyper som på sandbankar, på rev och i laguner.

3.2.9 Forskning och utbildning

3.2.9.1 Vetenskaplig forskning och undersökningar

Vetenskaplig forskning och genomförande av olika undersökningar är ett aktivitetsområde som har liknande påverkan på miljön som flera olika aktiviteter som har beskrivits tidigare, framför allt i föregående kapitel 3.2.8 *Turism och friluftsliv*. Notera dock att de vetenskapliga undersökningarna sällan förorsakar lika omfattande påverkan. Istället för att upprepa tidigare beskrivningar av påverkan och biologiska effekter listas bara vilka områden som är mest relevanta och i vilka kapitel man kan läsa mer om olika **Påverkanstryck (P)** och de **Statusförändringar (S)** i ekosystemkomponenter som de ger upphov till. Detta med tanke på att det rör sig om många vitt skilda typer av forskningsaktiviteter och undersökningar inom framför allt biologi, geologi, fysik och kemi. De forskningsrelaterade aktiviteterna sammanfaller framför allt med följande aktiviteter:

- sand-, grus-, sten- och skaltäkt (kapitel 3.2.2.1)
- havsbaserad vindkraft (kapitel 3.2.3.1)

- vågkraft och tidvattenkraft (kapitel 3.2.3.3)
- kommersiella hamnar (kapitel 3.2.6.2) och sjöfart (kapitel 3.2.6.3), det vill säga i den mån provtagning sker med större forskningsfartyg
- fritidsbåtar (kapitel 3.2.8.1) och marinor (kapitel 3.2.8.2) som är relevanta för den mesta forskningen som äger rum, det vill säga den som kan utföras från mindre farkoster
- dykning (kapitel 3.2.8.4) och vildmarksskådning, fritidsfiske och jakt som leder till slitage genom nedtrampning (kapitel 3.2.8.5).

**Sammanfattning av belastning och effekter från:
Forskning och utbildning**

Vetenskaplig forskning och genomförande av olika undersökningar är ett aktivitetsområde som har liknande påverkan på miljön som flera aktiviteter som vi har beskrivit tidigare, framför allt i föregående kapitel 2.2.8 *Turism och friluftsliv*. Notera dock att de vetenskapliga undersökningarna inte är lika allmänt förekommande och sällan utövar lika omfattande påverkan.

3.2.10 Försvar/militär

3.2.10.1 Skjutfält/militära övningar

Marina övnings- och skjutområden finns längs Sveriges kust för att upprätthålla och utveckla Försvarsmaktens verksamhet. Många av aktiviteterna som pågår i dem har en snarlik påverkan på miljön som den från fartygstrafik och till exempel vad som sker vid marin konstruktionsverksamhet med avseende på sprängning och ljudstörning (Lawrence m.fl. 2015). Höga ljud skapas framför allt vid skjut-, sprängnings-, flyg- och fartygsövningar och orsakar störningar i djurlivet både under och ovan havsytan. Användning av ekolod stör speciellt marina däggdjurs orientering och beteende. Ammunition som används vid skjutövningar orsakar tillförsel av metaller till vattenmiljön och bidrar till ökad föroreningsnivå i havet. Lokalt kan detta tillskott av metaller med tiden bli hög. Dock är antalet geografiska områden där detta sker inte är speciellt stort och inte heller är aktiviteterna särskilt omfattande rumsligt eller av den karaktären att de pågår hela tiden.

Under vissa delar av året då den biologiska aktiviteten är hög är ljudstörningar allvarligare än vid andra tidpunkter. Dessa perioder handlar om lekperioder för fisk, sälars kutnings- eller fåglars häcknings- och ruvningsperioder. För att kunna ta hänsyn till när risk för påverkan på olika delar av miljön är stor har Försvarsmakten utvecklat en "marinbiologisk" kalender. Den innehåller information om vilka områden som är känsliga för påverkan från till exempel undervattensbuller vid olika tider på året (Försvarsmakten 2012, Havs- och vattenmyndigheten 2015b).

Ekolodning kan inverka på många arters (speciellt marina däggdjur som delfiner och valar) dagliga liv och överlevnad. Detta då militära farkoster använder samma ljudfrekvenser som djuren och därmed kan förorsaka blödningar i hörselorgan och störningar i beteende och orientering. Ibland kan detta vara en bakomliggande orsak till att valar strandar (Parsons m.fl. 2000, 2008, Balcomb och Claridge 2001, Dolman m.fl. 2009).

Militära aktiviteter kan (även i fredstid) skada biodiversiteten och ekosystemen. Det är dock intressant att fastän det kan antas att de flesta aktiviteterna är negativa i ett ekologiskt sammanhang kan också en del av det som förknippas med militären vara direkt positivt för miljön (Lawrence m.fl. 2015). Till sådana positiva kringeffekter hör att stora militära skyddsområden skapas och dessa kan utgöra refugier för annars hotade arter och habitat.

På grund av utmaningar att utföra forskning i områden med militära aktiviteter (till exempel begränsad tillgång, riskfyllda förhållanden, med mera) är informationen om såväl militärens skadliga som möjliga positiva effekter på miljön relativt bristfällig. Eventuella studier utförs också ofta först flera år efter att aktiviteterna har upphört och utan kunskap om vilka förhållandena var innan de militära aktiviteterna startade (Lawrence m.fl. 2015). Mer forskning kunde bidra med att klarlägga miljökonsekvenser och visa på möjligheter att lindra negativa effekter samtidigt som optimala strategier för rehabilitering och återhämtning kunde utvecklas (Lawrence m.fl. 2015).

3.2.10.2 Dumpat krigsmaterial

Efter andra världskriget var det vanligt att bland annat kemiska vapen packades i tunnor och dumpades i havet och också att de sänktes tillsammans med hela fartyg (Chepesiuk 1997, Smith 2011, Lauff 2018a). Dessa "förvar" på havsbotten löper risken att metallbaserade behållare rostar sönder eller skadas vid olika verksamheter och börjar läcka sitt kemiska innehåll ut i havsmiljön, vilket kan leda till både lokal exponering för gifterna samt mer vidsträckt kontaminering i näringskedjorna och spridning med olika arters förflyttning (Long 2009). Gifter som läckt ut kan också spridas då bottenrörelser river upp kontaminerade sediment (Lauff 2018b).

Sedan första världskriget har det dumpats stora mängder ammunition och annat krigsmaterial i havet både i Östersjön och i Västerhavet. Det handlar om hundratusentals ton bomber, ammunition och annat material, som bland annat innehåller senapsgas och arsenikföreningar och en mängd andra gifter (Lauff 2018a). Brännskador på säl har dokumenterats och dessa skador har troligen orsakats av dumpad ammunition som ligger på olika platser i Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2017b). Sanderson m.fl. (2010) modellerade hur olika substanser från kemiska vapen kan sprida sig i näringskedjan i Östersjön med fokus på torsk, sill och skarpsill. Resultatet visar bland annat att adamsit, en komponent som hittas i kemiska vapen bioackumuleras i högre trofiska nivåer, och bland annat förekommer i vävnader från torsk.

Det är såväl praktiskt som ekonomiskt omöjligt att bärga allt krigsmaterial (Lauff 2018a). Under de senaste 15 åren har man försökt förstå omfattningen av dumpningen och kartlagt spridningen. För tillfället arbetar man inom projektet Daimon (Decision Aid for Marine Munitions, <https://www.daimonproject.com/>) med att ta fram metoder för riskanalys över när det är meningsfullt att ta upp gifterna och när det är bäst att låta dem ligga kvar (Lauff 2018a).

3.2.10.3 Sprängningar

Undervattenssprängningar utförs till exempel i samband med konstruktionsarbeten och vid rivningsarbeten då hårt substrat ska avlägsnas, men även vid minröjning, i militärt övnings syfte och för att oskadliggöra dumpad ammunition. Åtgärder som breddning och fördjupning av farleder, samt utbyggnad av hamnar innefattar ibland också aktiviteter som sprängning.

Bland mänskligt producerade ljud i havet är undervattenssprängningar de absolut starkaste. Vid undervattenssprängning bildas en stötvåg som på avstånd övergår till en akustisk signal. Vilka

ljud och hur starka ljud som bildas beror på laddningens typ och storlek, samt hur sprängningen utförs. Effekten av sprängning hos den marina faunan kan sträcka sig från beteendepåverkan och skador på hörselorgan till omedelbar död (Lawrence m.fl. 2015). För marina däggdjur anses riskavståndet till en sprängning vara minst det samma som för människor (Havs- och vattenmyndigheten 2017b). Vid avsiktliga detonationer bör man därför eftersträva att hålla ett stort avstånd till viktiga områden för såväl fisk, sälar och valar (Ward 2015).

Kunskapsunderlaget för att bedöma såväl sprängningens **Påverkanstryck (P)** och de **Statusförändringar (S)** i ekosystemkomponenter som sprängning i vatten kan ge upphov till är relativt omfattande tack vare översikter gjorda av Keevin och Hempen (1997) och Karlsson m.fl. (2004).

Sprängning under vatten ger två huvudtyper av påverkanstryck, dels de som orsakas direkt av detonationens fysiska eller mekaniska effekter, dels de som orsakas av ämnen som frigörs vid detonationen. En undervattensexpllosion genererar en kortvarig men mycket kraftig tryckvåg. Många faktorer påverkar tryckvågen och därmed dess skadeverkningar (www.marbipp.tmbi.gu.se/) som:

- laddningens typ och storlek
- avståndet från laddningen till en organism
- djupet som laddningen respektive organismen befinner sig på
- förekomst av hindrande eller reflekterande föremål
- om laddningen är nedgrävd eller exploderar i fria vattnet
- bottenens egenskaper
- vattentemperatur och salthaltsgradienter.

Miljöpåverkan av sprängning utgörs i huvudsak av stötvågen och det ljud som skapas vid detonationen samt det läckage av kväve som då också sker (Keevin och Hempen 1997, Karlsson m.fl. 2004, Sigray och Andersson 2014).

Förbränningsprodukter och resthalter av sprängmedlet kan också orsaka toxisk påverkan. En viss grumling kan ske om det finns mjukt material i bottenarna. Vad gäller fisk, är fisk med simblåsa (till exempel torskfisk och strömming) känsligare än fisk som saknar simblåsa (till exempel plattfisk) (Young 1991). Effekterna av sprängning kan vara direkta som fiskdöd eller indirekta som ändrat beteende, vilket kan göra fiskarna mer känsliga för rovdjur. Effekter på fåglar och däggdjur är mindre kända, men djur som befinner sig under vattnet i explosionsögonblicket är känsligare än sådana som simmar på ytan. Effekter på ryggradslösa djur och vattenlevande växter är förhållandevis okända även om sådana också har påvisats (Karlsson m.fl. 2004).

Karlsson m.fl. (2004) listar olika åtgärder som begränsar miljöeffekter:

- Sprängningens utformning. Sprängning i borrhål eller med övertäckt laddning ger större sprängverkan per använd mängd sprängämne och minskar också tryckvågen. Flera mindre explosioner istället för en stor kan också minska de negativa miljöeffekterna.
- Biologiska skyddsåtgärder. Undvik/minimera sprängningar vid sådana tidpunkter då risk finns att fisk, fåglar eller däggdjur kan drabbas.

- Fysiska skyddsåtgärder. Man kan först spränga små explosioner för att skrämja iväg djur från området innan de stora sprängningarna eller så kan man använda ljudsignaler. Dessa metoder är dock omdiskuterade eftersom de också kan vara kontraproduktiva och istället locka till sig fisk. En metod som verkar lovande är att använda skyddsbarriärer av luftbubblor för att minska tryckvågorna och därmed miljöeffekterna.

Sammanfattning av belastning och effekter från: Försvar/militär

Bakgrund: Militärområden är vanliga längs kusten för att trygga rikets säkerhet och verksamheten i dessa områden är tidvis hög. Dumpning av krigsmaterial har skett efter tidigare världskrig och sprängningar utförs i samband med konstruktionsverksamhet.

Påverkanstryck (P): Många av aktiviteterna som pågår i militära områden har en snarlik påverkan på miljön som den från fartygstrafik och i hamnanläggningar samt till exempel vad som sker vid marin konstruktionsverksamhet med avseende på sprängning och ljudstörning. Höga ljud skapas framför allt vid skjut-, sprängnings-, flyg- och fartygsövningar och orsakar störningar i djurlivet både under och ovan havsytan. Också ekolodning kan störa djurlivet. Sprängning under vatten ger två huvudtyper av påverkanstryck, dels de som orsakas direkt av detonationens fysiska eller mekaniska effekter, dels de som orsakas av ämnen som frigörs vid detonationen.

Statusförändringar (S): Många olika marina habitat och naturtyper är i någon form utsatta för påverkan från militär fartygstrafik och dess infrastruktur. Vad gäller militära aktiviteter, dumpat krigsmaterial och sprängningar påverkas framför allt ryggradsdjur. Effekterna kan vara direkta som fiskdöd eller indirekta som ändrat beteende. Effekter på fåglar och däggdjur är mindre kända, men djur som befinner sig under vattnet vid själva explosionsögonblicket är känsligare än sådana som simmar på ytan. Effekter på ryggradslösa djur och vattenlevande växter är okända även om sådana också har påvisats.

3.3 DPSIR I, Inverkan på människans system (ekosystemtjänster)

Ekosystemen längs Sveriges kuster tillhandahåller ett stort antal varor och tjänster för människan, så kallade ekosystemtjänster (Rönnbäck m.fl. 2007). Människors aktiviteter förändrar många marina ekosystems struktur och funktion via sin påverkan på havsmiljön och statusen av marina ekosystemkomponenter. Grundområden, till exempel, sträcker sig ofta mer än 100 m ut i vattnet och fragmentering av dessa ekosystem anses påverka deras funktion (Howell och Lipcius), och därmed produktionen av varor och tjänster. Därigenom leder de olika aktiviteterna också till många och vitt spridda effekter på de marina ekosystemtjänsterna, det vill säga de produkter och tjänster som människan kan få från ekosystemen (Bryhn m.fl. 2015, 2020).

I en rapport av Kraufvelin m.fl. (2018a) utvecklades metoder för att analysera förhållanden mellan mänskliga aktiviteter och deras inverkan på marina ekosystemtjänster i Sverige genom användning av DPSIR-modellen. Kopplingar mellan aktiviteter och ekosystemtjänster etablerades genom expertbedömningar. I

detta kapitel används en del av metodiken enligt Kraufvelin m.fl. (2018a) för att ta fram relevant information specifikt för denna rapport.

Vad gäller ekosystemtjänster finns det en uppsjö av olika klassificeringssystem som utvecklats internationellt, på EU-nivå, på nordisk nivå eller nationellt (Böhnke-Heinrichs m.fl. 2013, Bryhn m.fl. 2015, Hasler m.fl. 2016, Ivarsson m.fl. 2017). Dessa klassificeringar har utvecklats för olika användningsområden och är ofta avsedda att vara tillämpbara för alla ekosystemtyper (terrestra, sötvattens- och marina ekosystem) på ett jämförbart sätt för att underlätta bedömningar. För denna rapport, liksom i Kraufvelin m.fl. (2018a), används samma lista på ekosystemtjänster som tidigare presenterats av Bryhn m.fl. (2015) i sin bedömning av tillståndet hos svenska marina ekosystemtjänster och vilka påverkanstryck som tjänsterna utsätts för. Denna lista indelas i huvudgrupperna stödjande ekosystemtjänster (S, 6 stycken) och slutliga ekosystemtjänster som består av reglerande (R, 5 stycken), tillhandahållande (P, 6 stycken) och kulturella (C, 6 stycken) ekosystemtjänster (Tabell 3).

Tabell 3 Marina ekosystemtjänster i Sverige (från Bryhn m.fl. 2015).

Stödjande ekosystemtjänster	Reglerande ekosystemtjänster
S1 biogeokemiska kretslopp	R1 luft- och klimatreglering
S2 primärproduktion	R2 sedimentkvarhållning
S3 näringsväv	R3 reglering av övergödning
S4 biologisk mångfald	R4 biologisk reglering
S5 livsmiljö	R5 reglering av giftiga ämnen
S6 resiliens	
Tillhandahållande ekosystemtjänster	Kulturella ekosystemtjänster
P1 livsmedel	C1 rekreation
P2 råvaror	C2 estetiska värden
P3 genetiska resurser	C3 vetenskap och utbildning
P4 kemiska resurser	C4 kulturarv
P5 utsmyckningar	C5 inspiration
P6 energi	C6 naturarv

Metoden som använts i denna rapport för att bedöma påverkan på ekosystemtjänster baseras på expertbedömningar (Kraufvelin m.fl. 2018a) och utgår från havsmiljödirektivet lista över mänskliga aktiviteter (MSFD 2015, Annex III). Utöver detta har ett antal bakgrundsprocesser lagts till som orsakats av tidigare mänskliga aktiviteter som eutrofiering och giftiga ämnen, samt pågående processer som variabler kopplade till klimatförändring.

Metoden är en vidareutveckling av Bryhn m.fl. (2015), men omfattar fler aktiviteter och en bedömningsskala med fler nivåer. Nivån av (negativ) inverkan av varje aktivitet på varje ekosystemtjänst utvärderades och gavs ett värde på skalan 0–5, där 5 representerar den högsta graden av inverkan och 0 representerar ingen inverkan (se bilaga 4). Bedömningarna gjordes i konsensus av de fyra författarna till rapporten (Kraufvelin m.fl. 2018a). När poängen gavs

betraktades tabellen ur två perspektiv: rad för rad, det vill säga varje mänsklig aktivitet (i rader) bedömdes i relation till alla ekosystemtjänster (i kolumner) och kolumn för kolumn så att varje ekosystemtjänst (i kolumner) utvärderades i relation till alla mänskliga aktiviteter. På detta sätt möjliggjordes det att fokusera på den relativa styrkan på inverkan av varje enskild cell i relation till alla andra celler så att alla ekosystemtjänster och mänskliga aktiviteter så långt som det var möjligt kunde beaktas i samma utvärdering. Poängen beaktar både intensiteten/styrkan hos påverkan och den geografiska omfattningen. Detta innebär att en påverkan som kan vara kraftig, men väldigt lokal, får ett relativt lågt bedömningsvärde, till exempel inverkan från akvakultur i Sverige (en aktivitet som är väldigt begränsad geografiskt sett), medan en aktivitet med en mindre kraftig påverkan som är mera utbredd geografiskt kan få en relativt hög poäng, till exempel fartygstrafik.

Bedömningarna utfördes med beaktande av Sveriges hela kustlinje och de detaljerade resultaten presenteras i bilaga 4. Enligt bedömningarna generellt har av de undersökta aktiviteterna till exempel kommersiellt fiske och jordbruk stor inverkan på marina ekosystemtjänster, samtidigt som bakgrundsprocesser som eutrofiering och klimatförändring också är viktiga. Ett stort antal aktiviteter tycks ha förhållandevis låg inverkan på ekosystemtjänster enligt denna bedömning. Utgående från ett ekosystemtjänstperspektiv påverkas flera stödjande tjänster kraftigt av mänskliga aktiviteter som till exempel habitat och biodiversitet. Även den tillhandahållande tjänsten livsmedel och den kulturella tjänsten rekreation påverkas kraftigt av många aktiviteter. Många ekosystemtjänster påverkas bara av ett fåtal aktiviteter eller till en begränsad omfattning (bilaga 4, Kraufvelin m.fl. 2018a, Bryhn m.fl. 2020).

4 Utvärdering av fysisk påverkan i marin miljö

4.1 Evidensbaserad bedömning av ekosystemens känslighet för fysisk påverkan

Denna del av rapporten följer MarLINs upplägg på nätsidorna www.marlin.ac.uk och finns med för underlätta en sammanlänkning mellan olika mänskliga aktiviteter via de påverkanstryck de förorsakar (bilaga 1) till vilka konsekvenser detta kan ha för olika nyckelhabitat (bilaga 5). För att det ska vara lättare att förstå kopplingarna och dra maximal nytta av bilagorna och hur de kan länkas ihop måste först några begrepp klargöras vad gäller evidensbaserade (bevisbaserade) känslighetsbedömningar.

Begreppet **känslighet** har utvecklats och tillämpats under många decennier, över många skalor och för flera olika förvaltningsfrågor i kusthabitat (Roberts m.fl. 2010). De vanligaste tillvägagångssätten definierar "känslighet" som en produkt av:

- sannolikheten för en skada, som kan mätas av graden av tolerans eller **resistens** (motståndskraft) gentemot ett påverkanstryck
- den tid det tar för återhämtning, även benämnd **resiliens** (återhämtningsförmåga), så snart ett påverkanstryck har minskat eller avlägsnats.

Med andra ord: "En art (population) anges som *väldigt känslig* när den lätt påverkas negativt av mänskliga aktiviteter (den har då låg resistens) och återhämtning endast kan uppnås efter en

lång tidsperiod, om ens alls (den har då låg resiliens eller låg återhämtningsförmåga)” (Laffoley m.fl. 2000, Ospar 2008a).

Känslighet är ett inbyggt karaktärsdrag som bestäms av biologin/ekologin hos ekosystemkomponenten (arten eller habitatet) i fråga. Känslighet är ett ”relativt” begrepp, eftersom den beror på graden (uttryckt som magnituden, omfattningen, frekvensen och varaktigheten) av den påverkan som ekosystemkomponenten utsätts för. Därför använder känslighetsbedömningar en blandning av standardiserade trösklar, kategorier och rangordningar för att garantera att bedömningarna av ”relativ” känslighet jämför ”lika med lika”. Dessa är:

- standardkategorier av **mänskliga aktiviteter** och naturliga händelser och de **påverkanstryck** på miljön som de ger upphov till
- beskrivning av **påverkanstryckets eller statusförändringens natur** (som typ av påverkanstryck, till exempel förändringar i temperatur, fysisk störning eller syreminskning)
- beskrivning av själva påverkan (till exempel magnitud, omfattning, varaktighet och frekvens av effekten) som benämns **påverkanstryckets eller statusförändringens riktmärke**
- beskrivning av den förändring/skada (**tolerans/resistens**) som åstadkoms inom ekosystemkomponenten, det vill säga proportionen av förlorad population av en art, ytan av habitat som förlorats eller skadats
- förmåga till återhämtning (**resiliens**) inom ekosystemkomponenten
- graden av **känslighet** och/eller **sårbarhet** hos ekosystemkomponenten, vilket bestäms av dess **resistens** och **resiliens**.

För de tre förstnämnda punkterna i listan ovan som handlar om påverkanstryck och statusförändringar hänvisas till kapitel 3.2 *DPSIR P, Påverkanstryck, och DPSIR S, Statusförändring, för varje aktivitet*. De tre sistnämnda punkterna klargörs för närmare i detta kapitel (4.1).

Känslighetsbedömningar omfattar detaljerade litteraturöversikter och sammanställningar av bevis på effekter av givna påverkanstryck på olika ekosystemkomponenter (arter eller habitat). Bedömningsprocessen fokuserar speciellt på egenskaper hos ekosystemkomponenten som är viktiga för det biologiska organismsamhällets struktur och funktion, på habitatets karaktärsdrag eller på de viktigaste (ofta habitatbildande) arterna. Bedömningarna utförs med fördel av utbildade biologer med sakkunskap inom marina miljöfrågor (www.marlin.ac.uk).

- En ekosystemkomponent, det vill säga en art (population) eller ett habitat, definieras som *känslig* när den lätt kan påverkas negativt av mänskliga aktiviteter (har då låg resistens) och återhämtning endast kan uppnås efter en lång tidsperiod, om ens alls (har då låg resiliens eller låg återhämtningsförmåga).
- Känslighetsbedömningar bör utföras av personer med rätt sakkunskap och genom att följa klart fastställda utvärderingsprogram.

Känslighetsbedömningen innefattar följande steg:

1. Definiera nyckelegenskaper hos ekosystemkomponenten (till exempel med avseende på biologi och ekologi hos nyckelarter och karakteristiska arter).
2. Bedöm ekosystemkomponentens resistens (tolerans) och resiliens (återhämningsförmåga) gentemot en definierad intensitet hos påverkanstrycket (riktmärket).
3. Kombinera resistens och resiliens för att få ett värde på känslighet.
4. Bedöm säkerheten i känslighetsbedömningen.
5. Dokumentera det bevismaterial som använts.
6. Genomför kvalitetssäkring och oberoende granskning.

Nedan följer en mer ingående beskrivning av känslighetsbedömningen enligt stegen ovan. För ytterligare detaljer, se <http://www.marlin.ac.uk>.

1. Viktiga nyckelegenskaper hos ekosystemkomponenter

För att kunna bedöma känsligheten måste olika nyckelegenskaper hos ekosystemkomponenten väljas som grund. Bedömningen bör styras av närvaron av strukturella eller funktionella nyckelarter eller nyckelsamhällen och/eller sådana arter som karakteriserar biotopgruppen (dominanta eller vanliga arter). Oftast utgår man ifrån:

- *Strukturella nyckelarter* som erbjuder ett distinkt habitat som stödjer associerade arter, till exempel blåmussla, ålgräs och flera arter av brunalger utgör habitat för rika associerade växt- och djursamhällen. Förlust eller nedbrytning av sådana habitatbildande arter kan leda till förlust/nedbrytning av det associerade samhället.
- *Funktionella nyckelarter* som upprätthåller struktur och funktion genom interaktion med andra medlemmar av organismsamhället (till exempel genom predation, betning). Förlust eller nedbrytning av sådana arter kan leda till snabba kaskadliknande förändringar i samhället. Ett exempel på detta är förlust av stor rovfisk som torsk, gädda och abborre, som kan leda till ökning av mängden små rovdjur (mesopredatorer) som spigg, snultror och strandkrabor, vilket i sin tur kan leda till färre betande ryggradslösa djur och mer övergödningsliknande symptom som mer trådformiga makroalger.
- *Arter som karakteriserar biotopgruppen* som är dominanta eller vanliga arter vars förlust eller nedbrytning kan leda till förändringar i habitatklassificeringen. Hit hör till exempel blåmusselrev.

2. Bedömning av resistens och resiliens

Ekosystemkomponenters resistens och resiliens bedöms mot varje påverkanstryck med användning av tillgängliga bevis. Inom MarLIN har en standardiserad lista av påverkanstryck utvecklats. Denna lista beskriver påverkanstrycken i mer detalj. Listan anger även nivåer för de riktmärken mot vilka man kan bedöma resistens och resiliens (se inledningen av kapitel 3.2 *DPSIR P, Påverkanstryck, och DPSIR S, Statusförändring, för varje aktivitet*).

Resistensen (toleransen) mot en definierad intensitet av påverkan bedöms i grupperna ingen, låg, måttlig och hög, där:

- **Ingen resistens** avser att strukturella eller funktionella nyckelarter eller arter som karakteriserar ett habitat minskar drastiskt och/eller att parametrar för fysiska eller kemiska variabler påverkas. En allvarlig nedgång eller minskning definieras som 75 procent förlust eller mer av utbredningen, tätheten eller abundansen av den utvalda arten eller habitatkomponenten.
- **Låg resistens** avser en betydande ökning av dödlighet hos nyckelarter eller arter som karakteriserar habitatet kombinerat med viss förlust/förändring i de fysikalisk-kemiska förutsättningarna för habitatet. En signifikant minskning definieras som förlust av 25–75 procent av utbredningen, tätheten eller abundansen av den utvalda arten eller habitatkomponenten.
- **Måttlig resistens** avser en viss ökad dödlighet hos arter (kan vara betydande för arter som inte är i nyckelposition strukturellt eller funktionellt eller för arter som inte är karaktärsarter) utan att habitatet förstörs, motsvarande mindre än 25 procent förlust av art eller habitatkomponent.
- **Hög resistens** avser inga betydande effekter på habitatets utbredning och fysikalisk-kemiska karaktär och ingen effekt på strukturella eller funktionella nyckelarters livskraft, även om födosökning, respiration och reproduktion hos de ingående arterna kan påverkas.

Resiliensen (återhämningsförmågan) mot en definierad intensitet av påverkan bedöms i grupperna väldigt låg, låg, måttlig och hög, där:

- **Väldigt låg resiliens** motsvarar en förlängd återhämtningstid som överstiger 25 år för att återfå tidigare struktur och funktion.
- **Låg resiliens** motsvarar full återhämtning inom 10–25 år.
- **Måttlig resiliens** motsvarar full återhämtning inom 2–10 år.
- **Hög resiliens** motsvarar full återhämtning inom 2 år.

3. Övergripande känslighetsbedömning

De givna poängbedömningarna för resistens och resiliens ovan kombineras härafter för att få en övergripande känslighetsbedömning (tabell 4).

Om en ekosystemkomponent har ingen eller låg resistens och samtidigt väldigt låg eller låg resiliens, klassas denna ekosystemkomponents känslighet som hög. **Inte känslig** uppges när habitatet eller arten har en hög tolerans/resistens och samtidigt en hög återhämningsförmåga/resiliens (tabell 4).

Tabell 4 Kombination av poänggivning för att kategorisera en ekosystemkomponents känslighet genom dess resistens och resiliens.

		Resistens			
		Ingen	Låg	Måttlig	Hög
Resiliens	Väldigt låg	Hög	Hög	Måttlig	Låg
	Låg	Hög	Hög	Måttlig	Låg
	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Låg
	Hög	Måttlig	Låg	Låg	Inte känslig

En känslighetsbedömning är inte alltid möjlig att utföra och följande termer används då för att förklara varför:

- **Ingen exponering** anges i fall där ett specifikt påverkanstryck inte möter en ekosystemkomponent. Djupa bottnar kommer till exempel inte att utsättas för förändringar i torrläggingsregim.
- **Inte relevant** anges där det inte finns några bevis för en direkt interaktion mellan påverkanstrycket och ekosystemkomponenten.
- **Inte bedömd** anges där bevisen inte är tillräckliga för en känslighetsbedömning.
- **Inga bevis** anges då det inte finns tillräckliga bevis för att bedöma känsligheten hos en specifik kombination av ekosystemkomponenter och påverkanstryck eller då det inte finns någon förhandsinformation att basera beslut på för ekosystemkomponenten. Detta kan gälla till exempel arter med begränsad utbredning.

4. Säkerhet hos känslighetsbedömningen

Säkerheten hos känslighetsbedömningen, via information om resistens och resiliens, fastställs utifrån tre kategorier:

- kvaliteten på bevisen och informationen som använts
- tillämpbarheten av bevisen på bedömningen
- graden av överensstämmelse mellan olika typer av bevis.

Klasserna hög, måttlig och låg används.

För *kvaliteten på bevisen* betyder hög kvalitet att informationen baseras på publicerade vetenskapliga artiklar eller grå litteratur kring just denna art, detta habitat eller denna störning. Måttlig kvalitet innebär färre publicerade studier och främst grå litteratur eller expertbedömning, medan låg kvalitet endast baseras på expertbedömning.

För *tillämpbarheten av bevisen på bedömningen* betyder hög tillämpbarhet att bedömningen gjorts på samma påverkanstryck som verkar på samma typ av ekosystemkomponent i samma områden. Måttlig tillämpbarhet betyder att bedömningen gäller liknande påverkanstryck i andra områden. Låg tillämpbarhet avser att bedömningen är gjorda på basen av olika surrogat för påverkanstrycket, det vill säga andra företeelser som liknar stressen ifråga, till exempel naturliga störningar.

För *samstämmigheten (överensstämmelsen) mellan undersökningar* betyder hög samstämmighet att både riktning och omfattning (av skada eller återhämtning) stämmer. Måttlig samstämmighet innebär att riktningen stämmer, men inte omfattningen. Låg samstämmighet innebär att det förekommer motsättningar vad gäller riktning eller omfattning.

Säkerhetsbedömningarna för resistens och resiliens kombineras sedan för att ge en övergripande bild av säkerheten i bedömningarna för varje enskild ekosystemkomponent och påverkanstryck. Hög säkerhet för både resistens och resiliens ger högsta poäng. Hög säkerhet för den ena och måttlig säkerhet för den andra eller måttlig säkerhet för båda ger bedömningen måttlig. Alla kombinationer som innefattar låg säkerhet för antingen resistens eller resiliens ger bedömningen låg.

5. Dokumentation av bevisunderlag

För att känslighetsbedömningen ska vara transparent och kunna genomföras på nytt tecknas bevisunderlaget och motiveringarna för bedömningen ner i form av en

litteraturoversikt och en känslighetsmatris som anger en sammanfattning av bedömningen, känslighetspoängen och säkerhetsnivåerna (se bilaga 5 för denna rapports del).

6. Kvalitetssäkring och oberoende granskning

Känslighetsmatriserna ska vara föremål för kvalitetssäkring och alltid när möjligt gås igenom av en eller flera oberoende experter som innehar rätt sakkunskap.

4.2 Exempel på effekter av fysisk påverkan i några grunda nyckelhabitat

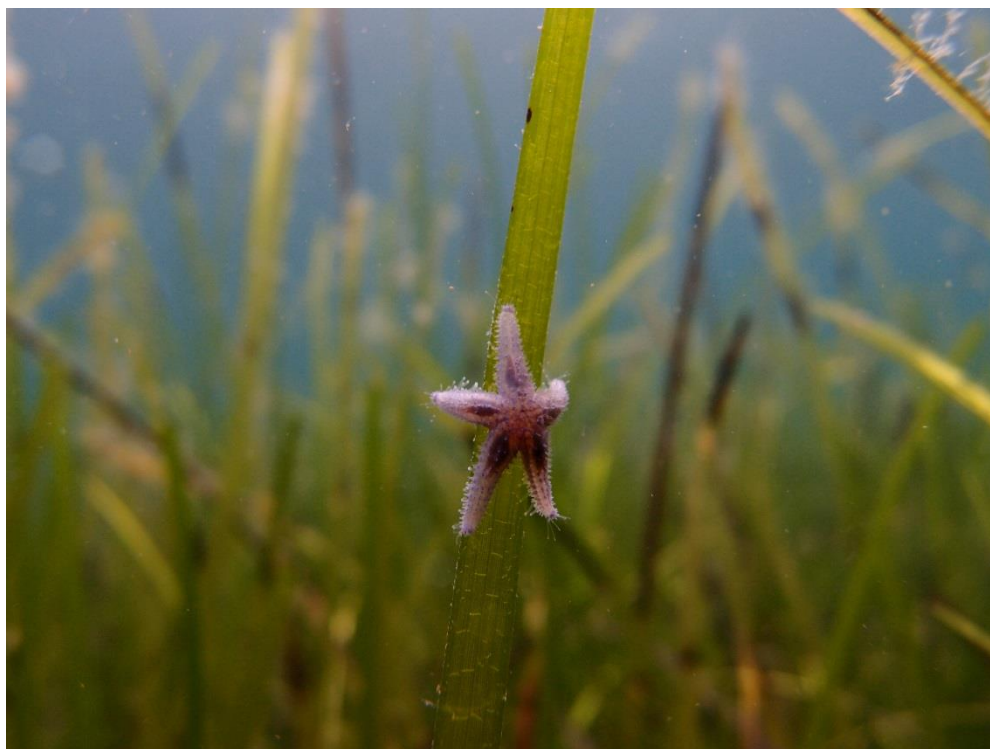
I bilaga 5 finns en sammanställning hämtad från MarLINs hemsida, www.marlin.ac.uk, kring resistens (tolerans), resiliens (återhämtningsförmåga) och känslighet hos några nyckelhabitat baserat på metoderna som beskrivits i kapitel 3.2 *DPSIR P, Påverkanstryck, och DPSIR S, Statusförändring, för varje aktivitet* och i kapitel 4.1 *Evidensbaserad bedömning av ekosystemens känslighet för fysisk påverkan*. Informationen inom MarLIN är utvecklad för marina habitat i Storbritannien, men många av dessa habitat har också sina motsvarigheter i Sverige. För tre sådana nyckelhabitat, det vill säga ålgräsängar, brunalgsdominerade hårbottenar och blåmusselhabitat har mer ingående beskrivningar sammanställts i text kring påverkan och effekt (se även bilagorna 5a, 5b, 5c), medan uppgifterna för några andra habitat som tarehabitat (*Laminaria*), grönalger och djursamhällen på grunda mjukbottenar enbart förekommer i bilageform

(bilagorna 5d, 5e, 5f). De viktigaste referenserna för habitatet är enligt följande: ålgräsängar (d'Avack m.fl. 2015, se bilaga 5a), brunalgsdominerade hårbottenar (Perry m.fl. 2015, se bilaga 5b), blåmusselhabitat (Tillin och Mainwaring 2015, se bilaga 5c), tarehabitat (Jasper 2015, se bilaga 5d), grönalger (Hiscock 2016, se bilaga 5e) och djursamhällen på grunda mjukbottenar (Tillin och Tyler-Walters 2016, se bilaga 5f). Om man kopplar ihop bilaga 1, och delvis bilagorna 2–3, med relevanta delar av bilagorna 5a–f maximeras användningsvärdet av sammanställningen. Resultaten i bilagorna kan då användas för att få en snabb översikt över hur olika mänskliga aktiviteter och förändringar i dessa kan slå mot olika ekosystemkomponenter.

Avsikten med denna sammanställning är att det ska kunna gå att koppla ihop bilagorna 1–3 med bilaga 5 (a–f) för att skapa sig en bild av fullständiga sekvenser från olika mänskliga aktiviteter via deras huvudsakliga påverkanstryck och statusförändringar i miljön, till känslighet för just dessa aktiviteter och påverkanstryck hos olika marina nyckelhabitat. Metoden exemplifieras med användning av ålgräsängar, brunalgsdominerade hårbottenar och blåmusselhabitat.

4.2.1 Ålgräsängar

Ålgräsängar med den habitatbildande typarten ålgräs (*Zostera marina*) i Sverige ger skydd, underlag, substrat, lekhabitat och föda för ett stort antal olika djurarter som fisk, blötdjur, kräftdjur och tagghudingar (figur 34). Ålgräsets blad dämpar strömmar och vattenflöde och gynnar sedimentering och kolonisering av larver under bladen (Turner och Kendall 1999). Ålgräsets rotsystem (rhizomer) stabiliserar sedimentet och skyddar mot vågrörelser samt gynnar stillasittande djurarter som kräver stabila underlag. Delvis motsvarande habitatbildande funktion som ålgräs kan också innehas av många makrofyter (främst sötvattensarter i de nordligare delarna av Östersjön) och kransalger som förekommer på grunda mjukbottenar i inre vikar och i områden där salthalten är för låg för ålgräs. Detta kapitel handlar dock uteslutande om ålgräs som ett tillämpat exempel för att det är ett habitat som beskrivs ingående inom MarLIN (och MarLIN inte omfattar Östersjöns sötvattensmakrofyter).



Figur 34 En sjöstjärna på ett ålgrensblad, Vendelsöarna, Kattegatt. Foto: Ulf Bergström.

En översikt av återhämtningstid (resiliens) för ålgreshabitat har gjorts av d'Avack m.fl. (2015). De kommer fram till att ålgrens, även om det är en snabbväxande och relativt kortlivad art, kan behöva en betydande tidsrymd för återhämtning från skadlig påverkan, ifall det ens kan ske en återhämtning. Varje ålgrenspopulation har en egen respons till påverkanstryck som beror på omfattningen och varaktigheten av exponeringen, såväl som på karaktären av den mottagande miljön. Återkolonisering av ålgrens i ett stort område kan ske på sexuell väg (fröspridning) eller asexuell väg (vegetativ tillväxt från omgivande rhizomer), där det senare alternativet är av betydligt större betydelse (Boese m.fl. 2009). Ålgrensängar kan också aktivt restaureras genom olika koordinerade insatser, vilket har prövats i experimentell skala på svenska västkusten (Moksnes m.fl. 2016a, b) och nu även testas i bland annat Kalmarsund och i Skåne. Se även Kraufvelin m.fl. (2021a) för en sammanfattande bedömning kring restaureringspotentialen för ålgrens i svenska vatten.

Bland olika påverkanstryck som listas i bilaga 1 (kursiverade nedan), är ålgrensängar mest känsliga för fysiska påverkanstryck som:

- *fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö),*
- *fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp,*
- *abrasion (störning av substrat- eller bottenyta),*
- *inträngning i substrat eller störning under substratytan,*
- *förändring av turbiditet (grumling),*
- *övertäckning och förändring av ljusförhållanden (bilaga 5a).*

Nedan beskrivs olika fysiska påverkanstryck i ålgräsängar och vad de biologiska effekterna kan bestå av. När inte annat anges härstammar informationen från d'Avack m.fl. (2015).

Mer eller mindre alla marina habitat och bottenlevande arter har en obefintlig resistens (tolerans) mot *fysisk förändring av livsmiljön (till land- eller sötvattensmiljö)* och kan inte heller återhämta sig från en permanent biotopförlust eller förändring av underlag. Därför är känsligheten till detta påverkanstryck hög också i frånvaro av vetenskapliga bevis (bilaga 5a).

Fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp är också i princip lika förödande för ålgräs som påverkanstrycket ovan, speciellt om mjuk eller sandig botten blir till hårbotten, men också i fall där det sker förändringar till mer grovkornig botten. Grovre sediment minskar den vegetativa spridningen av ålgräs och kan också förhindra kolonisering via frön (Gray och Elliott 2009). Förändring till mer finkorniga underlag kan öka resuspensionen av sediment och utesluta ålgräs på grund av ökad turbiditet med ogynnsamma ljusförhållanden och övertäckning. Känsligheten för fysisk förändring till annan botten- eller till annan sedimenttyp klassificeras därför också som hög (bilaga 5a).

Extraktion av sediment ner till 30 cm djup, det vill säga riktmärket för påverkanstrycket (se kapitel 3.2 *DPSIR P, Påverkanstryck, och DPSIR S, Statusförändring, för varje aktivitet*), leder till att alla komponenter av ålgräsbädden avlägsnas, eftersom rötter och rhizomer inte är djupare begravda än 20 cm under sedimentytan. Känsligheten klassas därför som hög (bilaga 5a).

Abrasion (störning av substrat- eller bottenytan) och inträngning i substrat är andra fysiska påverkanstryck mot vilka ålgräsängar har en hög känslighet, även om känsligheten mot störning av substratyten bara klassificeras som måttlig (bilaga 5a, d'Avack m.fl. 2015).

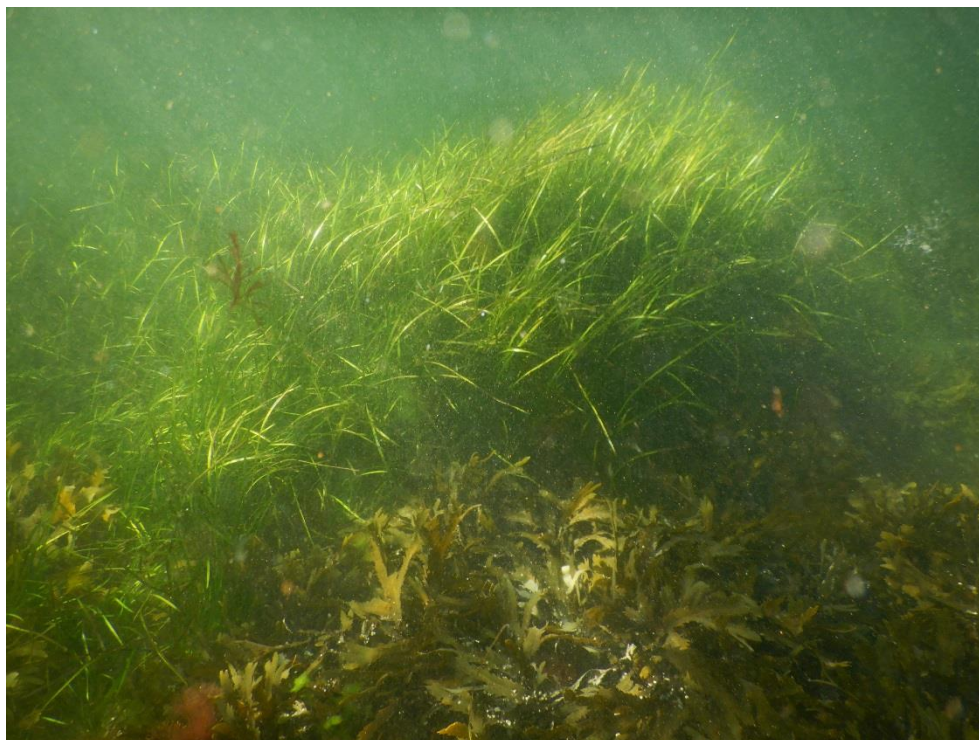
Abrasion kan förorsakas av många olika aktiviteter som statiska former av fiske (till exempel med tinor och med nät), småbåtstrafik, ankring och nedtrampning. Både rörliga fiskeredskap, till exempel vid trålning efter musslor, och statiska fiskeredskap används ofta där det förekommer ålgräsbäddar. Påverkanstryck från rörliga fiskeredskap ger upphov till allvarigare skador och tas upp under inträngning i substratet i nästa stycke. Statiska fiskeredskap som tinor och nät ger närmast upphov till skador på substratyten och då kan ålgräset skadas av linor och ankare när redskapen förflyttas över ålgräsbädden, när de tas upp eller vid hårdare väder (Cullen-Unsworth 2014, Sørensen m.fl. 2016, Egardt 2018). Vågor, vattenvirvlar och propellerkontakt från båttrafik kan rubba ålgräsbädden och leda till resuspension av sediment, men också lösgöra blad och dra upp plantor med rötterna, speciellt vid lågvatten (Kenworthy m.fl. 2002, Koch 2002). Nedtrampning och liknande aktiviteter kan skada rhizomer och leda till att frön begravs för djupt i sedimentet (Fonseca 1992), men även negativa effekter på täckningsgrad, skottäthet och rhizomets biomassa har rapporterats (Eckrich och Holmquist 2000, Alexandre m.fl. 2005). Resistensen och resiliensen och därmed känsligheten mot störning av substratyten beror ofta på frekvensen, varaktigheten och omfattningen av störningen. Mjuka och leriga ålgrässubstrat skadas lättare än sandigare, vilket har påvisats vid till exempel nedtrampning (Major m.fl. 2004). Likaså är skador som sker under vintern mindre allvarliga än skador som uppstår under sommaren (d'Avack m.fl. 2015).

Inträngning i substrat eller störning under substratyten, till exempel genom att rörliga eller statiska fiskeredskap används eller genom ankring, kan skada ålgräsblad och plantornas rotsystem (Egardt 2018). Fiskeredskap med bottenkontakt eller draggning efter musslor, till exempel, kan ge

upphov till stora och långvariga skador (Neckles m.fl. 2005). Resistensen mot inträngnings-skador betraktas som obefintlig (plantorna kan inte fly). Återhämtningen från sådana skador är också långsam och beroende av skadornas omfattning. Simuleringsmodeller har visat att ålgräsängar under gynnsamma förhållanden kan återhämta sig från musseltråning inom 6 år, medan det under mindre gynnsamma förhållanden för ålgrästillväxt kan ta upp till 20 år eller ännu längre tid (Neckles m.fl. 2005). Känsligheten för denna typ av påverkanstryck är därför hög.

Förändring av turbiditet (grumling) är en viktig faktor som inverkar på överlevnad och rekrytering av ålgräs (figur 35). Ålgräs kan överleva under korta perioder med ökad grumling. Minskade ljusmängder, i synnerhet i den djupare delen av ålgräsets utbredning i djupled, orsakar dock troligen skador på eller förlust av ålgräs. Förlust av ålgräs ökar resuspensionen av sediment och försvårar återhämtning, eftersom ålgräsbäddar behövs för att stabilisera sedimentet och minska turbiditeten (Van der Heide m.fl. 2007). Ökad grumling leder också till mindre tillgänglighet av syre för rötternas och rhizomernas andning och därmed minskat näringsupptag. De syrefattiga förhållanden som då uppstår i sedimentet leder till att sulfider och ammonium ansamlas som är toxiska för ålgräs i höga koncentrationer (Mateo m.fl. 2006). Betydande nedgång av ålgräspopulationer kopplad till ökad grumling från muddringsaktiviteter har rapporterats från Vadehavet (Davison och Hughes 1998). Känsligheten för denna typ av påverkanstryck klassificeras som hög (bilaga 5a).

Förändring av ljusförhållanden som skuggning påverkar ålgräs negativt och för detta finns det främst uppgifter om effekter i samband med anläggning av bryggor och framför allt flytbryggor (se till exempel kapitel 3.2.8.2 *Marinor/fritidsbåthamnar, pirar och bryggor*, Eriander 2016 och Eriander m.fl. 2017).



Figur 35 Ålgräsbestånd i klart vatten, Solbergstrand, Oslofjorden, Norge. Foto: Patrik Kraufvelin.

Övertäckning med stora mängder sediment är ofta ödesdigert för ålgräs och unga plantor är allra känsligast. Fullvuxna ålgräsplantor kan klara av ett sedimenttillskott på omkring 10 cm per år, eftersom de kan förflytta sina rhizomer närmare sedimentytan (Vermaat m.fl. 1997). Mills och Fonseca (2003) visar på 50 procent dödlighet för ålgräs redan om plantorna begravs till 25 procent av sin längd och 100 procent dödlighet om de begravs till 75 procent av sin längd. Den generella bedömningen är att resistensen är obefintlig, resiliensen låg eller väldigt låg och känsligheten för störningen därmed hög (bilaga 5a).

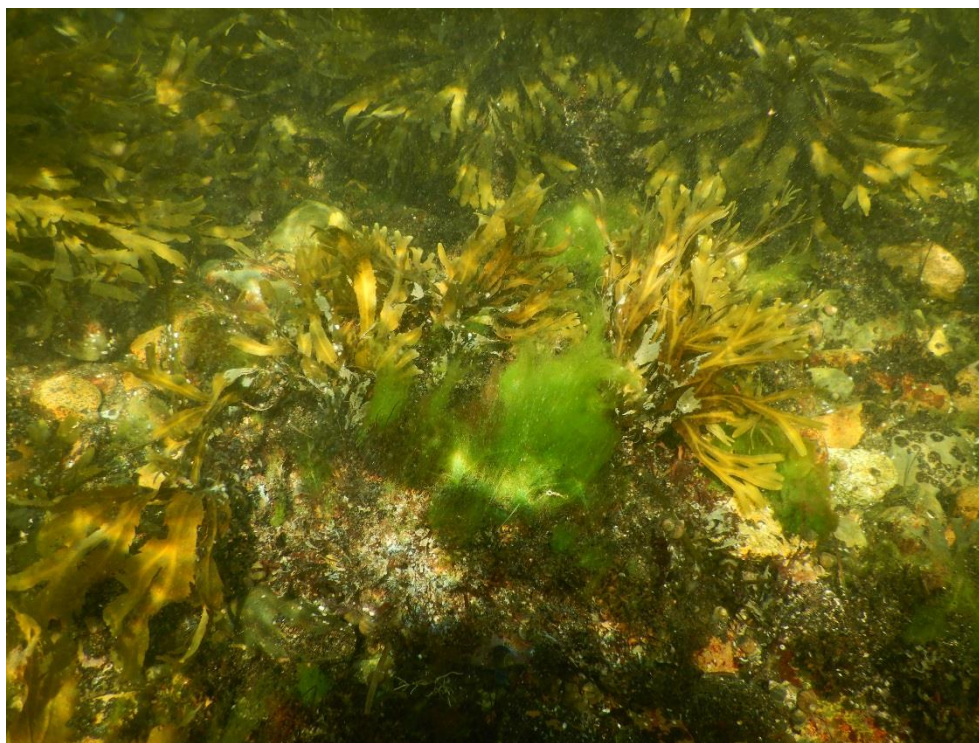
Bland övriga (icke-fysiska) påverkanstryck kan biologisk påverkan som introduktion och spridning av främmande arter och sjukdomsalstrande mikrober samt bifångster vid fiske vara allvarliga för ålgräsängar (d'Avack m.fl. 2015 och referenser däri).

Ålgräsängar generellt är däremot inte fullt lika känsliga för hydrografiska och kemiska förändringar även om förändringar i vattenflöden och vågexponeringsgrad samt förändringar i syretillgång och i tillgång på närsalter och organiskt material (bilaga 5a) ibland kan visa sig vara skadliga.

4.2.2 Brunalgsdominerade hårdbottnar

Grunda hårdbottenstränder längs Sveriges kust upp till Kvarkenområdet domineras ofta av fleråriga makroalger med framför allt brunalgen blåstång (*Fucus vesiculosus*) som typart (figur 36). Blåstången är här en viktig habitatbildande art som upprätthåller rika samhällen av djur- och algarter (Kraufvelin och Salovius 2004, Råberg och Kautsky 2007, Wikström och Kautsky 2007). Blåstången utgör också en viktig livsmiljö för fisk (Kraufvelin m.fl. 2016, 2018b). I Bottniska viken innehar smaltång (*Fucus radicans*) en motsvarande roll (Bergström m.fl. 2005, Forslund m.fl. 2012). Där salthalten är tillräckligt hög (upp till Kalmarsund) förekommer även brunalgen sågtång (*Fucus serratus*) (Malm m.fl. 2001) och på västkusten i tillägg bland annat knöltång (*Ascophyllum nodosum*) och flera andra brunalger (Åberg och Pavia 1997). Dessa arter av brunalger har liknande habitatbildande egenskaper som blåstång. För enkelhetens skull används i detta kapitel framför allt blåstången som en modellart för alla fleråriga habitatbildande brunalger på grunt vatten.

Perry m.fl. (2015) har gjort en översikt kring återhämtningstid och resiliens för blåstångsdominerade habitat i Storbritannien. Enligt deras rapport och enligt Hartnoll och Hawkins (1985) rekryterar blåstång i Storbritannien förhållandevis lätt till barskrapade områden genom sexuell förökning eller återväxt från kvarblivna fästplattor, ofta med full återhämtning inom 1–3 år. Dessa uppgifter gäller möjligen också för den svenska västkusten. I Östersjön däremot med mer begränsade reproduktionsperioder och många samtidiga abiotiska och biotiska påverkansfaktorer kan återhämtning av blåstångsbälten vara en betydligt mer komplicerad process (se till exempel Berger m.fl. 2003, 2004, Kraufvelin m.fl. 2007, 2012). Den låga salthalten i Östersjön förmodas också leda till kortare spridningsavstånd, då hongameterna (äggen) snabbare sjunker mot botten (Berger m.fl. 2004). De uppgifter som Perry m.fl. (2015) generellt anger för habitattypens känslighet gentemot olika fysiska störningar och som också refereras till i korthet nedan kan därför, åtminstone i Östersjön, vara i underkant. Blåstångshabitat tycks också vara svåra att restaurera. En del försök till restaurering har gjorts i Östersjön, men hittills utan långvarig framgång (läs mer om detta i Kautsky m.fl. 2019, 2020 och Kraufvelin m.fl. 2021).



Figur 36 Brunalgsdominerad hårbotten, Solbergstrand, Oslofjorden, Norge. Foto: Patrik Kraufvelin.

Bland olika påverkanstryck som listas i bilaga 1, är blåstångsbälten mest känsliga för:

- fysiska påverkanstryck som *fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö)*,
- *fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp*,
- *abrasion (störning av substrat- eller bottenyta)*,
- *inträngning i substrat eller störning under substratytan*,
- *förändring av turbiditet och övertäckning (bilaga 5b)*.

Nedan omnämns olika aktiviteter som kan orsaka dessa fysiska påverkanstryck i blåstångshabitat och vad skadorna kan bestå av. När inte annat anges härstammar informationen för klassning av känsligheten från Perry m.fl. (2015).

Mer eller mindre alla marina habitat och bottenlevande arter har en obefintlig resistens till *fysisk förändring av livsmiljön (till land- eller sötvattensmiljö)* och kan självfallet inte heller återhämta sig från en permanent biotopförlust eller förändring av underlag. Därför anger man känsligheten till detta påverkanstryck som hög också i frånvaro av vetenskapliga bevis (bilaga 5b).

Fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp, till exempel om hårda bottenar blir till mjukbottenar eller om grövre sedimentklasser övergår till finare klasser, är nästan lika förödande för blåstångshabitat som föregående påverkanstryck. Känsligheten klassas därför som hög (bilaga 5b) för båda dessa påverkanstryck som kan uppstå till exempel vid olika former av dumpningar, vid uttag av icke levande resurser eller vid marina konstruktionsarbeten.

Abrasion (störning av substrat- eller bottenyta) och inträngning i substrat eller störning under substratyten är andra fysiska påverkanstryck mot vilka blåstångshabitat har en hög känslighet, även om känsligheten mot störning av substratyten och inträngning i substrat bara klassificeras som måttliga av Perry m.fl. (2015) (bilaga 5b). En extraktion som leder till att de översta 30 cm av bottenytan avlägsnas innebär att nästan alla biologiska komponenter inom habitatet försvinner (Perry m.fl. 2015), varför känsligheten kan klassas som hög. Störning av substratyten, till exempel genom nedtrampning, har visat sig reducera täckningsgraden av makroalger och underliggande algvegetation (Holt m.fl. 1997, Araújo m.fl. 2009). Inträngning i substrat, till exempel vid ankring eller genom användning av rörliga eller statiska fiskeredskap eller deras förankring, kan skada blåstångshabitat på liknande sätt (bilaga 5b). Samtidigt bör man komma ihåg att liknande störning som abrasion kan ge upphov till också åstadkoms naturligt i makroalgssamhällen på grunda vatten under isvintrar, liksom av vågstörning vid kraftiga stormar. Många arter på hårbotten är förhållandevis resistenta mot denna störning och kan återhämta sig väl (se till exempel Kiirikki 1996, Kraufvelin m.fl. 2006, 2010).

Förändring av turbiditet inverkar på hur djupt ljuset kan tränga ner i vattenmassan och är en viktig variabel för fotosyntetiserande organismer som blåstång, som kan överleva ner till 9–10 meters djup i områden med låg sedimenteringsgrad (Eriksson och Bergström 2005). Minskad ljusstillgång på grund av muddring ledde till minskad biomassa av blåstång i södra Finska viken, Estland (Kõuts m.fl. 2006), medan höga tätheter av växtplankton och skuggning från trådalger i Kielfjorden, Tyskland, minskade blåstångens djuputbredning (Rohde m.fl. 2008). Sedimentbelastning kan också störa blåstångens hongameter, när de ska fästa sig vid ett underlag, och därmed kan rekryteringen störas (Berger m.fl. 2003). Såväl resistensen, resiliensen och känsligheten för grumling hos makroalgdominerade hårbottnar klassas som måttlig (bilaga 5b).

Övertäckning med stor mängd sediment påverkar blåstång och nyrekryterade individer och unga plantor är allra känsligast (Berger m.fl. 2003, Eriksson och Johansson 2003). Övertäckning leder till sänkt överlevnad hos blåstångens tidiga livsstadier (Berger m.fl. 2003, Eriksson och Johansson 2003). Vuxna individer är mer motståndskraftiga även om deras tillväxt kan minska. Känsligheten för detta påverkanstryck har klassats som måttlig (bilaga 5b).

Bland övriga (icke-fysiska) påverkanstryck klassas blåstångshabitat och makroalgdominerade hårbottnar överlag som måttligt känsliga (bilaga 5b, Kraufvelin m.fl. 2006, 2010, Perry m.fl. 2015). Detta gäller för:

- biologisk påverkan som *introduktion och spridning av främmande arter och uttag av målarter och icke-målarter*,
- hydrografisk påverkan som *förändring i torrlägningsregim och vågexponeringsgrad*, samt
- kemisk påverkan som *förändring i syretillgång och i tillgång på närsalter och organiskt material*.

4.2.3 Blåmusselhabitat

Hårda bottnar längs Sveriges kust upp till Kvarkenområdet karaktäriseras ofta av blåmusslor som en viktig habitatbildande art (*Mytilus edulis* i Västerhavet, *Mytilus trossulus* i Östersjön) tillsammans med blåstång och andra makroalger (se föregående kapitel). Detta kapitel fokuserar på känsligheten hos blåmusselhabitat och baserar sig på bedömningar gjorda inom MarLIN för

Storbritannien. När inte annat anges härstammar informationen och klassningarna av känsligheten från Tillin och Mainwaring (2015).

Mainwaring m.fl. (2014) har gjort en översikt över återhämtning av blåmusselbäddar som i hög grad är relevant för denna rapport. Skadade alger inom musselhabitatet kan växa tillbaka från kvarlämnade individer och från fästplattor i de fall sådana finns kvar. Blåmusslor kan också reparera sina skal efter mindre skador, men är under denna tid speciellt mottagliga för rovdjur och uttorkning. Framför allt återhämtar sig musselhabitatet ändå tack vare de stora mängderna pelagiska larver som produceras varje sommar (figur 37), vilket underlättar kolonisering från omgivande populationer ifall musselförekomster skadats (Seed och Suchanek 1992, Mainwaring m.fl. 2014), såvida inte de nykoloniserade blåmusslorna konsumeras av mesopredatorer som snultror och strandkrabbor (Christie m.fl. 2020). Återhämningsförmågan för blåmusselhabitat efter miljöstörningar betraktas ändå generellt som hög (Seed och Suchanek 1992, Holt m.fl. 1998) och känsligheten för fysiska påverkansfaktorer är måttlig, om man bortser från direkt fysisk förlust eller fysisk förändring av botten typ (bilaga 5c).

Bland olika fysiska påverkanstryck som listas i bilaga 1, är blåmusselhabitat utöver *fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö)* och *fysisk förändring till annan botten- eller sedimenttyp*, för vilka känsligheten är hög, mest känsliga för påverkanstryck som *abrasion (störning av substrat- eller bottenyta)*, *inträngning i substrat eller störning under substratytan* och *övertäckning* (bilaga 5c). *Abrasion*, som vid nedtrampning, eller *inträngning under substratytan*, till exempel vid ankring, kan direkt påverka blåmusselindivider genom att de krossas eller lösgörs eller indirekt genom att försvaga eller upplösa deras byssustrådar med vilka musslorna fäster till underlaget och till andra musslor (Denny 1987). Känsligheten för dessa båda påverkanstryck betecknas som måttlig (bilaga 5c).

Övertäckning med stor mängd sediment som till exempel i muddrings- och dumpningssammanhang påverkar blåmusslor även om dessa är förhållandevis motståndskraftiga och ofta förekommer i områden med naturligt höga nivåer av suspenderat material (Tillin och Mainwaring 2015, Karlsson m.fl. 2020). För att överleva kraftig övertäckning/igenslamning måste blåmusslorna röra sig uppåt för att kunna stanna vid ytan. De individer som inte klarar av detta kvävs av ackumulerad "mussel-lera" som innefattar musselfekalier, pseudofaeces och sand (Daly och Mathieson 1977). Risken att begravas av sand har ofta kunnat konstateras ligga bakom den nedre gränsen för djuputbredning för blåmusselbäddar (Daly och Mathieson 1977, Holt m.fl. 1998). En samlad bedömning ger vid handen att blåmusselhabitat är måttligt känsliga för övertäckning/igenslamning (bilaga 5c).

Bland övriga (icke-fysiska) påverkanstryck är blåmusselhabitat måttligt känsliga för hydrografisk påverkan som *förändring i torrläggingsregim* och för biologisk påverkan som *introduktion av främmande arter*, *sjukdomsalstrande mikrober*, samt *uttag av målarter och icke-målarter (bifångst)* (bilaga 5c).



Figur 37 Blåmusselrev i Skagerrak. Foto: Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), med tillstånd.

Vad gäller specifikt biologiska påverkanstryck är blåmusselhabitat mycket känsliga för introduktion och spridning av invasiva arter och här speciellt japanskt jätteostron, *Crassostrea gigas*. Enligt Tillin och Mainwaring (2015) kan det japanska jätteostronet utgöra ett allvarligt hot mot blåmusselhabitat i områden med tillräckligt hög vattentemperatur. Det finns få kvantitativa studier av ekologiska effekter av det japanska jätteostronet trots att arten redan är vanlig i delar av Europa (Ruesink m.fl. 2005; Padilla 2010) där den konkurrerar om både plats och föda med till exempel blåmusslor. I Vadehavet (Waddensee; Nordsjöns kustvatten mellan södra Jylland och Nederländerna) finns ostronen på många blåmusselbankar och även på mjukare substrat. I och med att musselbankarna har förändrats till att vara blandade med eller dominerade av ostron befarar man att associerade organismsamhällen ska förändras. Hittills utförda studier pekar dock på att biodiversiteten inte tycks minska i ostronrev jämfört med musselbankar eller jämfört med bar mjukbotten och blåmusslorna har inte minskat på grund av japanska jätteostron (Markert m.fl. 2010, Troost 2010). På svenska västkusten har blåmusslor till och med settlat på skalbankar av japanskt jätteostron (personlig kommunikation Maria Kilnäs, Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2016). Blåmusslorna kan alltså nyttja jätteostronen som substrat.

5 Avslutande diskussion

5.1 Utvärdering av mänskliga aktiviteter och deras fysiska påverkan

Det är inte lätt att göra en utvärdering av vilka mänskliga aktiviteter som bidrar med mer allvarliga fysiska påverkanstryck och vilka som bidrar med mindre allvarliga. Ändå kan man vid olika tillfällen behöva ta ställning till sådana frågor till exempel vid olika prioriteringar inom marin miljöförvaltning eller utvärdering av olika framtida scenarier. För att underlätta detta lyfter rapporten, trots alla osäkerhetsfaktorer och problem som kan förekomma vid sådana utvärderingar, fram olika mänskliga aktiviteter som förorsakar speciellt stora eller många biologiska effekter utgående från olika utgångspunkter.

Den första utvärderingen utgår från bilaga 1 där mänskliga aktiviteter grovt rangordnas baserat på hur många olika påverkanstryck de bidrar med samt dessa påverkanstrycks styrka. Rangordningen sker utifrån den summa som erhålls när givna poäng för de olika påverkanstrycken i kolumner i bilaga 1 summeras rad för rad, det vill säga aktivitet för aktivitet. Höga siffror (tal) indikerar vilka aktiviteter som ger upphov till fler och kraftigare påverkanstryck. Bilaga 1 tar framför allt fasta på intensiteten i påverkan och inte på dess rumsliga omfattning, varför aktiviteter som förekommer på få ställen längs med kusten ändå kan komma högt upp på listan. Kunskap om intensiteten och styrkan i påverkan både vad gäller påverkanstryck och mot vilka habitat och naturtyper påverkan slår är viktig till exempel när man behöver avgöra effekter av aktivitet X på plats Y där ekosystemkomponent Z förekommer.

Högt upp på denna lista med aktiviteter med påverkanstryck kommer kommersiella hamnar, marinor, fritidsbåtshamnar, pirar och bryggor (figur 38), sjöfart, samt broar/tunnlar/vägbankar (samtliga dessa aktiviteter får 50 poäng eller mer). Andra aktiviteter som ger upphov till stark påverkan/flera påverkanstryck är: muddring, utfyllnader och erosionskydd, havsbaserad vindkraft och fritidsbåtar, samt sand-, grus, sten- och skaltäkt (40–45 poäng). I detta sammanhang bör påpekas att en aktivitet som våg- och tidvattenkraft också fick en poängsumma på 45 poäng, men exkluderas från listan då den ännu inte förekommer i operativ skala i Sverige. I stort sett domineras listan av aktiviteter som sker på stranden och i områden med grunt vatten. Värt att notera är att bottentrålning i denna sammanställning fick så pass låga poäng som 34. Detta beror främst på att trålningen inte ger upphov till många olika påverkanstryck, speciellt inte till sådana som främst förknippas med strandzonen och grunda vatten. Dessutom beaktades inte den rumsliga utbredningen av påverkan i denna lista. Ifall också den hade beaktats skulle trålning fått en mycket högre poängsumma. Längst ner på listan återfinns aktiviteter som lagring av koldioxid, dumpning av ammunition, djurhållning, vrak, växtodling och dykning (10–16 poäng).

Om man vänder på utvärderingen ovan och ser på summerade kolumner i bilaga 1 i stället för summerade rader är det tre påverkanstryck som speciellt kan knytas till marina aktiviteter: fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion) (95 poäng), förändring av turbiditet (94 poäng) och övertäckning/kvävande igenslamning (93 poäng). Alla övriga påverkanstryck får poängsummor på 83 eller lägre.

Ett annat sätt att närma sig frågan om vilka mänskliga aktiviteter som leder till mest påverkan på havsmiljön är att direkt utgå från sökord i sökmotorer för vetenskaplig litteratur. Resultatet av detta ger en bild av vilka aktivitetsområden som undersökts mest och en fingervisning om hur allvarliga påverkanstryck aktiviteten i fråga ger upphov till, men också om hur vanliga aktiviteterna och deras påverkan är. Här kan man också tänka sig att den rumsliga aspekten får större genomslag. För arbetet med denna rapport användes sökningar i databasen ISI Web of Knowledge (Thomson Reuters, <http://apps.webofknowledge.com>).



Figur 38 Båtar, fiskeredskap, hamnanläggningar och strandnära bebyggelse i Grisslehamn. Foto: Patrik Kraufvelin.

Inledningsvis söktes rent allmänt på "*marine + environmental + impact*", det vill säga marin miljö och påverkan, vilket gav 7244 träffar i databasen. Därefter snävades sökningen in på mer specifika sökord som illustrerade olika mänskliga aktiviteter som förorsakar ett påverkanstryck (och som ingår i denna rapporttext och i bilagorna 1–4). Resultaten från de tolv aktiviteter som fick flest träffar (där varje träff motsvarar en publicerad vetenskaplig artikel kring temat under 1945–2016) återges i figur 39.

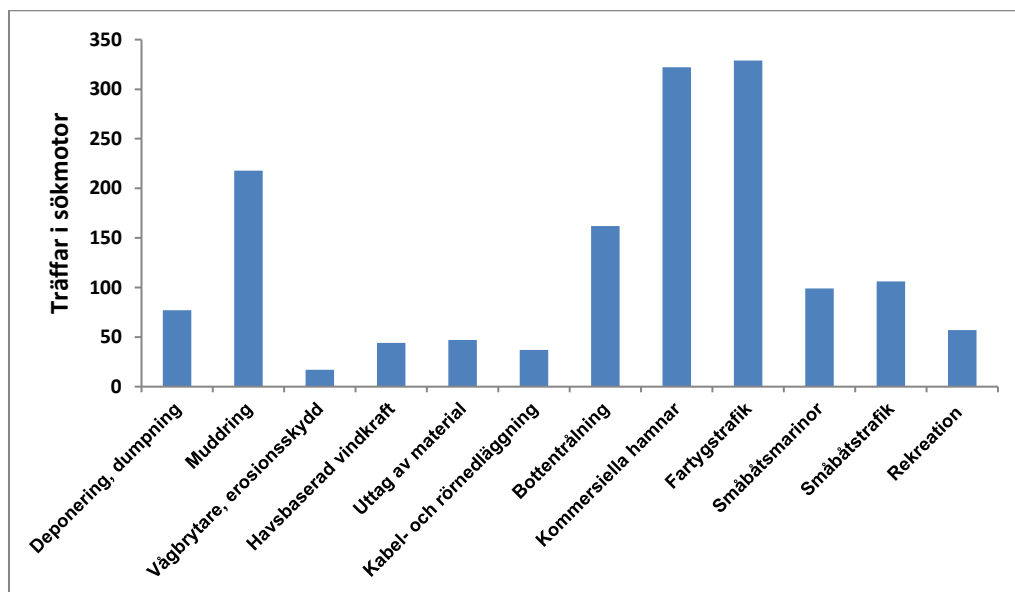
Flest sökträffar erhöles för fartygstrafik (329 träffar) och kommersiella hamnar (322 träffar), följt av muddring (218 träffar), trålning (162 träffar), småbåtstrafik (106 träffar), marinor (99 träffar), dumpning (77 träffar) och rekreation (57 träffar) (figur 39). Eftersom denna sökning omfattar all form av miljöpåverkan (inte bara fysisk) är resultatet inte helt överförbart till denna rapport, men det kan ändå ses som riktgivande för vilka områden som undersökts mycket och den relativa fördelningen mellan olika aktiviteter.

För att lyfta fram fysisk påverkan tydligare, söktes också inom träffarna ovan på sökorden "*physical disturbance + marine*", det vill säga fysisk störning i marin miljö, vilket gav 653 träffar i databasen. Därefter snävades sökningen in på mer specifika sökord som illustrerade olika mänskliga aktiviteter som förorsakar ett påverkanstryck (och som ingår i rapporttexten och i

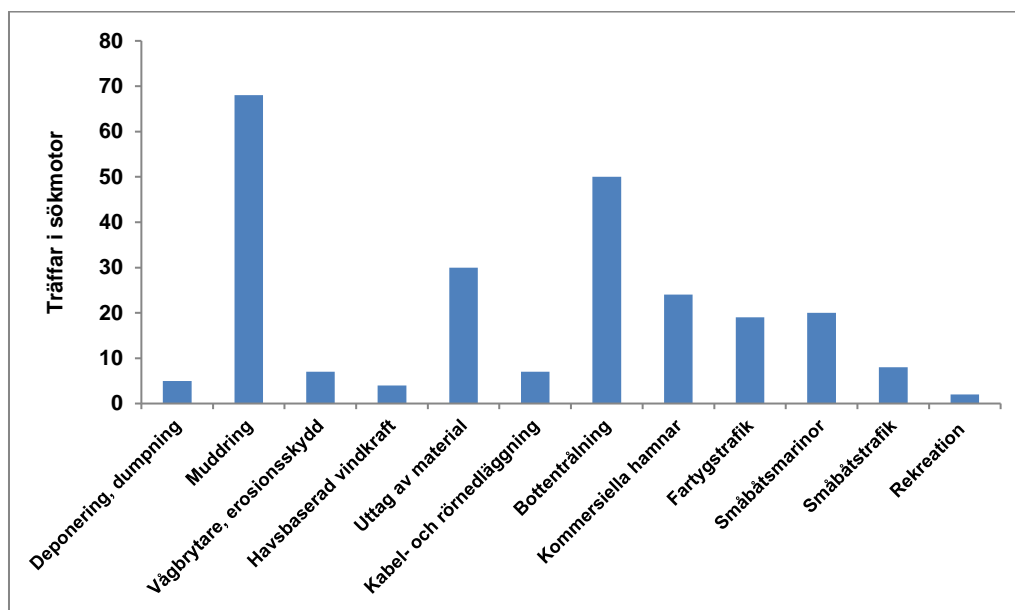
bilagorna 1–4). Resultaten från de tolv aktiviteterna som användes ovan och som presenteras i figur 39 ser då lite annorlunda ut med avseende på antal träffar (där varje träff motsvarar en publicerad vetenskaplig artikel kring temat under 1945–2016). Dessa resultat återges i figur 40.

Flest sökträffar för figur 40 erhöles för muddring (68 träffar) och bottentrålning (50 träffar), följt av uttag av material (30 träffar), kommersiella hamnar (24 träffar), marinor (20 träffar) och fartygstrafik (19 träffar). Den här listan ser lite annorlunda ut än den föregående listan, eftersom denna sökning enbart omfattar vetenskapliga artiklar som specifikt behandlar fysisk påverkan. Vid en närmare granskning av aktiviteterna är det också förståeligt att det uppstår skillnader mellan figur 39 och figur 40 i och med att muddring och uttag av material båda har mycket tydliga fysiska effekter på miljön, medan hamnar, marinor, småbåtstrafik och till exempel rekreation i sin tur också påverkar miljön på många andra sätt. Bottentrålning, tvåa på denna söklista (figur 40) och fyra på den föregående söklistan (figur 39) är ett specialfall, eftersom verksamheten har en tydlig fysisk påverkan på bottenmiljön, men samtidigt också stark påverkan på de fiskade bestånden genom uttaget och även i form av bifångster. Det är därför lite förvånande att trålningen kom högre upp på den senare listan som bara inkluderade fysisk påverkan (figur 40).

Intressant nog är det i stort sett samma aktiviteter som listas högt för alla metoder, det vill säga i fallet med expertbedömning och summering av poäng i rader i bilaga 1 och när en sökmotor med två uppsättningar av sökord används. De enda undantagen vad gäller detta är möjligen broar, vägbankar och tunnlar samt tätorter, för vilka det inte föll ut så många träffar när sökmotorn användes. Orsaken till detta är troligen att det var svårt att hitta lämpliga sökord för dessa aktiviteter och inte att dessa områden skulle vara speciellt understuderade. Det kan också bero på att frågan inte uppfattas som viktig i länder utan skärgårdar eller att omfattningen av möjliga skador inte är speciellt stor varken rumsligt eller över tidsmässiga perspektiv, såvida inte vikar direkt täpps till eller stängs av. En annan faktor som påverkar resultaten kan vara att just de sökord som användes inte registrerats för alla relevanta publikationer även om dessa publikationer behandlar ämnet i fråga. Det här kan vara en orsak till att antalet träffar på vetenskapliga publikationer totalt sett, och också för många av aktiviteterna, kan tyckas förefalla lågt.



Figur 39 Sammanställning över antal träffar vid sökning i en vetenskaplig databas efter miljöpåverkan från olika mänskliga aktiviteter i marina förhållanden.



Figur 40 Sammanställning över antal träffar vid sökning i en vetenskaplig databas efter fysisk påverkan från olika mänskliga aktiviteter i marina förhållanden.

Genom olika tillvägagångssätt har en lista (bilaga 1) tagits fram över de mer allvarliga mänskliga aktiviteterna som leder till fysisk påverkan av havsmiljön. Dessa är sammanfattningsvis (utan inbördes rangordning):

- fartygstrafik
- hamnar, marinor, pirar och bryggor
- muddring
- uttag av material
- bottentrålning.

De påverkanstryck (fysiska förändringar) som oftast åstadkoms av olika mänskliga aktiviteter:

- fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion)
- förändring av turbiditet (grumlighet)
- övertäckning/kvävande igenslamning.

5.2 Habitat, naturtyper, ekosystemkomponenter, djupintervall och havsområden som är speciellt utsatta eller känsliga för fysisk störning

Habitat är en miljö där en viss art kan leva. En naturtyp är ett naturområde som skiljer sig från sin omgivning. De här två termerna sammanblandas i många sammanhang, exempelvis i art- och habitatdirektivet benämns naturtyper som habitat. I kapitlen ovan framgår det redan att olika fysiska störningar på grund av sin karaktär påverkar olika habitat, naturtyper och djupintervall olika mycket och på olika sätt. Likaså är olika habitat, naturtyper och djupintervall olika känsliga för fysisk störning (se mer om detta för habitatens del i kapitel 4 *Utvärdering av fysisk påverkan i marin miljö* och i bilaga 5). I tillägg finns det skillnader mellan samma typ av habitat i olika havsområden, såväl på lokal och regional skala, samt skillnader rent generellt mellan havsområden som mellan Bottniska viken, Egentliga Östersjön, samt Öresund, Kattegatt och Skagerrak. Här tas dessa olikheter i störningars karaktär och i det mottagande systemets känslighet upp lite mer ingående.

Genom att studera bilaga 2 erhålls en grov uppfattning över påverkan på olika habitat och organismsamhällen (presenterade i kolumner) från olika fysiska påverkanstryck och några former av icke-fysisk påverkan (presenterade i rader). I bilaga 2 används samma poänggivningsystem från 0 till 3 som i övriga bilagor, men notera att alla höga poäng inte nödvändigtvis behöver uppfattas som negativa, utan ordet påverkan kunde egentligen bytas ut mot "relevans för", då också positiv samverkan kan vävas in. I bilagan summeras både rader och kolumner. Detta ger dels en grov uppskattning av vilka typer av påverkanstryck som har hög relevans eller inverkar brett (på många habitat och djursamhällen) och dels ett mått på vilka habitat och djursamhällen som påverkas av många påverkanstryck.

Utgående från bilaga 2 kan det listas vilka aktiviteter som leder till många och starka statusförändringar i olika nyckelhabitat eller bland viktiga ekosystemkomponenter. Det tas då framför allt fasta på intensiteten i påverkan och inte lika mycket på dess rumsliga omfattning eller på utbredningen av ekosystemkomponenterna. Detta gör att aktiviteter som inte förekommer på speciellt många ställen längs med kusten ändå kan komma högt upp på listan. Högt på denna lista bland mänskliga aktiviteter kommer konstruktion av konstgjorda rev, öar och artificiella

substrat, sjöfart och sprängningar (28–30 poäng). Bland ekosystemkomponenterna, när man summerar kolumner, påverkas fisksamhällen mest och av flest aktiviteter (123 poäng), följt av grunda vegetationsbottnar, grunda vegetationsfria bottnar och fleråriga algbälten (112–114 poäng).

Vad gäller uppsummeringen av olika habitat (och djursamhällen) är fisksamhällen och grunda vegetationsbottnar och grunda vegetationsfria mjukbottnar utsatta för flest påverkanstryck, medan kallvattenskoraller påverkas av väldigt få påverkanstryck. För fisksamhällets del kan detta tyckas lite förvånande, eftersom vuxna fiskar kan flytta på sig, men då ska man komma ihåg att påverkan på ägg- och larvstadierna och indirekta effekter via habitaterna också räknas in (Kraufvelin m.fl. 2018b). Den låga påverkan för kallvattenskorallernas del ska i sin tur inte ses som ett argument för att dessa system inte skulle vara akut hotade eller oviktiga att värna om. Summeringen i bilaga 2 är mer ett mått på mängden påverkanstryck som kan nå eller ha inverkan på ett specifikt habitat. Med den utgångspunkten är det klart att bara ett fåtal av aktiviteterna och påverkanstrycken som listas i denna rapport är relevanta på 80–100 meters djup i Kosterhavet i Bohuslän, det vill säga i de områden där de sista kvarvarande kallvattenskorallerna i Sverige förekommer.

En annan utvärdering utgår från bilaga 3 och fokuserar på marina naturtyper. Precis som i tidigare bilagor tar bilaga 3 fasta på styrkan/intensiteten av aktiviteten när den möter en naturtyp och inte lika mycket på aktivitetens rumsliga aspekter och naturtypens utbredning. Genom summering av rader i denna lista får man fram att speciellt många naturtyper påverkas av muddring och broar/tunnlar/vägbankar (figur 41), marinor, fritidsbåthamnar, pirar och bryggor, samt sjöfart och dumpning av muddringsmassor (samtliga 31–33 poäng). Bland naturtyperna (summering av kolumner) påverkas stora vikar och sund (94 poäng) av flest aktiviteter, följt av estuarier (93 poäng) och rev (84 poäng).

Information om betydelsen av den rumsliga utbredningen av aktiviteten eller ekosystemkomponenterna eller naturtyperna är mycket viktig ur planeringssynvinkel till exempel för helhetsplaneringar nationellt eller regionalt, för marin rumslig planering, vad gäller speciellt hotade habitat och naturtyper, etcetera. I denna rapport behandlas dock inte den rumsliga aspekten lika ingående som intensiteten/styrkan av påverkan. För mer information om rumslig fysisk påverkan se Törnqvist m.fl. (2020a) eller de arbeten som utförts inom Symphony (<https://www.havochvatten.se/en/swam/eu-international/marine-spatial-planning/symphony---a-tool-for-ecosystem-based-marine-spatial-planning.html>).

Genom bilaga 2 erhålls en grov uppfattning över vilka typer av mänskliga aktiviteter som har hög relevans eller inverkar brett på många habitat och djursamhällen, respektive vilka habitat och djursamhällen som påverkas av många mänskliga aktiviteter. Bland dessa är:

- sjöfart, kustnära industri och sprängningar exempel på mänskliga aktiviteter som påverkar många habitat.
- fisksamhällen, grunda vegetationsbottnar, grunda vegetationsfria mjukbottnar och fleråriga algsamhällen habitat som är utsatta för många mänskliga aktiviteter.

Bilaga 3 ger en grov bild av vilka mänskliga aktiviteter som påverkar olika naturtyper mest och en lista med de viktigaste aktiviteterna ser ut enligt följande:

- muddring, dumpning av muddermassor
- broar/tunnlar/vägbankar
- marinor
- sjöfart (passage och ankring).

Bilaga 3 ger även en grov bild av vilka naturtyper som främst är utsatta för de undersökta fysiska påverkanstrycken. Dessa är:

- stora vikar och sund
- estuarier
- rev
- skär och små öar i Östersjön
- smala Östersjövikar
- laguner
- sandbankar
- blottade ler- och sandbottnar.

I bilaga 6 finns en sammanställning som utgår från vilka vattendjup som är speciellt utsatta för olika former av mänskliga aktiviteter (presenterade i rader) och deras fysiska påverkanstryck, vilka antas kunna leda till effekter (statusförändringar) i miljön (se även Kraufvelin m.fl. 2021). De olika kolumnerna för vattendjup omfattar: landdelen av stranden, 0–3 meters djup, 3–10 meters djup samt djup större än 10 meter. Ett poänggivningssystem från 0 till 3 har använts, där 0 står för ingen påverkan, 1 står för liten påverkan, 2 står för måttlig påverkan och 3 står för kraftig påverkan. Av bilagan framgår att nästan samtliga påverkanstryck inverkar mest på djupintervallet 0–3 meter, följt av djupintervallet 3–10 meter, medan ett mindre antal påverkanstryck också utövar tydlig påverkan på landdelen av stranden eller på områden djupare än 10 meter.

Beroende på en rad omständigheter och tydliga skillnader mellan olika svenska havsområden gäller inte alla resultat, beskrivningar och rekommendationer i denna rapport på exakt samma sätt längs hela kustlinjen. Bland annat finns det stora skillnader i bakgrundsförhållanden för många olika fysiska, kemiska, hydrografiska och biologiska miljövariabler mellan till exempel Västerhavet och Bottenviken. Det finns också klara skillnader längs med en sydlig-nordlig axel (Leppäkoski och Bonsdorff 1989), av vilka skillnaderna i salthalt och de därtill hörande skillnaderna i artsammansättning kanske är de allra viktigaste. Andra skillnader finns i befolkningstäthet och i exploateringstryck, i hur vattenområden används och i icke-fysisk påverkan. Denna rapport går inte in på detaljer vad gäller dessa skillnader.



Figur 41 Broar, tunnlar och vägbankar kommer ut ganska högt på flera listor över påverkan från olika mänskliga aktiviteter när den rumsliga utbredningen av aktiviteterna inte beaktas. På bilden en bro över Svinesund – i detta fall en bro som inte är förankrad i vattenmiljön och därmed antagligen har försumbar miljöpåverkan. Foto: Patrik Kraufvelin.

För att bättre komma till rätta med olikheter mellan olika havsområden finns i bilaga 6 en grov uppskattning av vilka påverkanstryck som är mest relevanta för tre olika havsregioner: Bottniska viken (omfattande Bottenviken, Kvarken och Bottenhavet), Egentliga Östersjön (omfattande allt från Roslagens och Stockholms skärgårdar ner till Öresund) och Västerhavet (omfattande Kattegatt och Skagerrak). Totalt sett verkar Egentliga Östersjön påverkas mest och av flest påverkanstryck, utgående från summering av rader i bilaga 6, följt av Västerhavet och med Bottniska viken som ett område som relativt sett påverkas mindre.

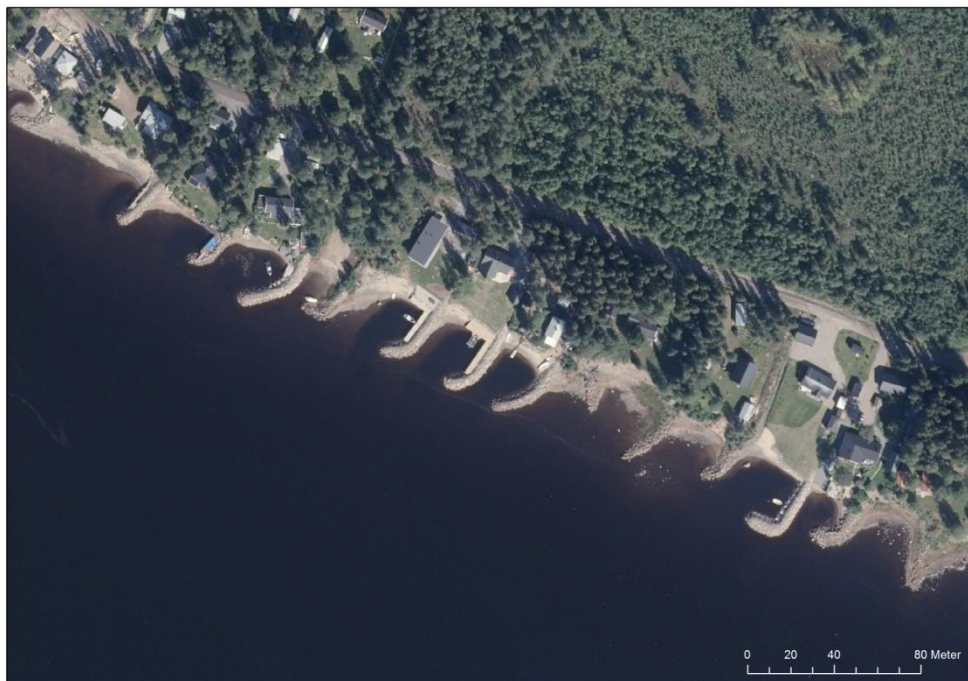
Från bilaga 6 erhålls en bild av vilka vattendjup och vilka havsområden som är speciellt utsatta för olika former av mänskliga aktiviteter med avseende på påverkanstryck som leder till effekter (statusförändringar) i miljön med följande resultat:

- De flesta påverkanstryck inverkar mest på djupintervallet 0–3 meter, följt av djupintervallet 3–10 meter. Färre påverkanstryck utövar en tydlig belastning på landdelen av stranden eller på områden djupare än 10 meter.
- Totalt sett tycks Egentliga Östersjön påverkas mest och av flest fysiska påverkanstryck, följt av Västerhavet, medan Bottniska viken påverkas minst.

5.3 Kumulativ påverkan och betydelsen av icke-fysisk påverkan

Miljön i Östersjön och Västerhavet förändras för tillfället i allt snabbare takt, precis som i många andra tempererade havsområden, och vårt sätt att bedriva forskning, undersöka havsmiljöns status och förvalta kustvattenområden bör anpassas bättre till dessa förändringar. Just nu påverkas vår havsmiljö samtidigt av en mångfald olika, av människan förorsakade, fysiska och icke-fysiska påverkansfaktorer, med till stora delar okända effekter (Andersen m.fl. 2015). Dessa faktorer kan påverka ekologiska system additivt eller till och med synergistiskt (Crain m.fl. 2008), även om vissa påverkansfaktorer på vissa plan kan verka antagonistiskt, det vill säga motverka varandra.

En del av de undersökta fysiska påverkanstrycken är främst viktiga ensamma medan andra kan vara viktigare kumulativt. Detta gäller både inom påverkanstryck, till exempel (kumulativ) påverkan från flera bryggor jämfört med påverkan från bara en enda brygga, och mellan påverkanstryck, till exempel påverkan från pirar kombinerat med muddring (figur 42). Dessa aspekter är viktiga att klarlägga därför att kustvatten ofta är utsatta för flera olika påverkanstryck samtidigt. Dels är inverkan från till exempel många små bryggor större än från bara en enda brygga (Sundblad och Bergström 2014, Eriander 2016, Eriander m.fl. 2017) och detta gäller även många andra former av aktiviteter och deras påverkan. Dels kan ett kustvattenområde samtidigt påverkas av till exempel både strandnära boende, småbåtstrafik, muddring och vattensporter. I det här fallet ska man inte heller glömma alla icke-fysiska påverkanstryck som också påverkar systemet parallellt.



Figur 42 Många enskilda pirar (och muddringar) som dessa i Råneå i Norrbottens län påverkar miljön mer än en enskild gemensam anläggning. © Lantmäteriet (Geodatasamverkan).

Bland de viktigaste icke-fysiska påverkansfaktorerna i bentiska system, kan till exempel eutrofieringseffekter (som ökad algproduktion och förekomst av syrebrist) intensifieras av klimatförändringar (uppvärmning, ökad nederbörd och därmed ökad tillrinning från land, minskad salthalt, ändrade ljusförhållanden). Överfiske av toppredatorer (stor rovfisk) kan likaså genom trofiska kaskader förstärka övergödningens effekter. Detta genom att förlusten av stor rovfisk förorsakar en ökning av mängden mesopredatorer (små rovdjur till exempel småfisk, krabbor och räkor) som äter små växtätare, vilket leder till minskad förekomst av algbetande kräftdjur och en ökning av snabbväxande alger (Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2009, Östman m.fl. 2016). Vad gäller förekomst av mesopredatorer som snultror på västkusten se även Bergström m.fl. (2016a) och Kraufvelin m.fl. (2017, 2020) för en mer nyanserad bild av deras påverkan på ekosystemen. Redan stressade system kan också vara extra mottagliga för etablering av främmande arter eller speciellt känsliga för alla former av tilläggsstörning av fysisk karaktär. Ur detta hänseende kan fysisk påverkan även anses ha en tilläggsdimension. Detta för att inre förvaltningsbara (endogena) påverkanstryck som förorsakas av mänskliga aktiviteter och som behandlas i denna rapport alltid är lättare att förvalta än yttre ej förvaltningsbara (exogena) påverkanstryck som storskalig övergödning, klimatförändring, invasion av främmande arter (Elliott m.fl. 2017). Man kan därför fundera på om aktiviteterna som ger inre påverkanstryck borde prioriteras, eftersom det borde vara mycket enklare än att åtgärda dessa än de yttre påverkanstrycken (se även Nyström Sandman m.fl. 2020).

I bilaga 7 listas olika fysiska påverkanstryck mot varandra för att ge en bild av möjlig kumulativ påverkan mellan olika aktiviteter. Samma 0–3 gradiga poänggivningssystem används som tidigare. I båda tabellerna står alltså 3 för stark växelverkan (snarare än påverkan, eftersom interaktionen också kan vara positiv och inte alltid negativ), 2 står för måttlig växelverkan, 1 står för liten växelverkan och 0 står för ingen växelverkan. Det är lite problematiskt i sammanhanget att alla former av växelverkan ingår och att det inte särskiljs mellan direkt negativ växelverkan (till exempel på ett additivt sätt där $1 + 1 = 2$ eller till och med på ett synergistiskt sätt där $1 + 1 = 3$), vilket är den som oftast avses, och eventuell positiv växelverkan (i detta exempel antagonistisk), som fall då potentiella negativa effekter kan motverkas eller kompenseras av positiva effekter (Crain m.fl. 2008). Ett exempel på detta kunde vara vindkraftfundament som skapar nya habitat på bekostnad av andra habitat, men som samtidigt kan stimulera ekosystemet genom tillkomst av tredimensionella strukturer för till exempel fisk och skaldjur, områden fria från trålning eller områden med hårt underlag för fastsittande djur och växtlighet (Elliott 2004). Ytterligare ett exempel utgör muddring av ytsediment i grunda havsvikar, det vill säga att ytsediment tas bort för att minska internbelastningen av närsalter. Vid muddring tas den grunda produktiva sedimentytan bort och ersätts av en ny, djupare yta med lägre produktion och det kan ta lång tid innan ett nytt djur- och växtsamhälle etablerar sig, vilket förändrar produktiviteten och födotillgången för ett stort antal arter (Isaksson 2009). Detta kan inverka både positivt men även negativt och beror ofta på det muddrade områdets karaktär. I ett idealläge borde det konstrueras tabeller som adderar påverkan som är additiv eller synergistisk och subtraherar påverkan som kan ses som antagonistisk för att få slutsummor som representerar nettoeffekter på ett bättre sätt (negativa eller positiva).

Bilaga 7 hanterar växelverkan mellan olika fysiska påverkanstryck. Här kan man utläsa att vegetationsförändrande verksamhet i vatten, tätorter, marinor, muddring, dumpning och sprängning, samt småbåtstrafik (32–38 poäng) är de aktiviteter som samverkar mest med andra mänskliga aktiviteter. Dykning och snorkling, kärnkraft (fysisk påverkan från denna) och utvinning av bottenmaterial (12–14 poäng) får relativt låga poäng vad gäller interaktion med övriga

påverkanstryck. För dykningens del beror detta antagligen på de förhållandevis små effekterna, medan det för de två senares del främst beror på att aktiviteterna i sig äger rum på så få ställen.

Sammanställningen säger inte i sig speciellt mycket om hur allvarliga olika påverkanstryck är, utan snarare mer om påverkan är generell och allmänt förekommande (till exempel marinor) eller om den är specifik (till exempel kärnkraft eller förnyelsebar marin energiproduktion). Som tidigare konstaterat särskiljer inte sammanställningen mellan negativ och positiv påverkan även om det stora flertalet av påverkanstrycken interagerar på ett sätt som är negativt för miljön. Den här bilagan avslöjar inte heller eventuella kopplingar till andra icke-fysiska påverkansfaktorer i miljön som eutrofiering, främmande arter, klimatförändringar, föroreningar, med mera. För att ge en bild av detta har ytterligare en bilaga, bilaga 8, sammanställts som listar möjlig växelverkan mellan fysiska och icke-fysiska påverkanstryck.

Från bilaga 8 kan det utläsas att tätorter, marinor, fritidsbåtar, kustnära industri, kommersiella hamnar, torrläggning, invallning och sänkning av våtmarker och vattenområden kan antas samverka mest med icke-fysiska påverkanstryck (alla på 14–15 poäng). Kärnkraft, kablar, rör och ledningar, samt havsbaserad vindkraft (alla på 6–7 poäng) samverkar däremot i betydligt mindre utsträckning med icke-fysiska påverkanstryck. Om tabellen vänds om kan det noteras att eutrofiering (55 poäng) kan antas samverka mest med fysiska påverkanstryck följt av föroreningar (49 poäng), främmande arter (42 poäng), överfiske (41 poäng), klimatförändring (36 poäng) och marin nedskräpning med plast (34 poäng).

I praktiken måste hanteringen av olika komplexa tillstånd förbättras för att kunna kartlägga kritiska mekanismer bakom olika responsmönster på populationsnivå, på samhällsnivå och på ekosystemnivå, och för att kunna bidra med pålitlig grundkunskap för förvaltningen. Därför behövs riktade forskningsinsatser som är designade på rätt sätt och kapabla att skilja mellan effekter förorsakade av människan och naturlig variation i de studerade organismsamhällena och ekosystemen. Under fältförhållanden är olika BACI-designer speciellt användbara för att klarlägga orsak–verkan–samband (Stewart-Oaten m.fl. 1986, Underwood 1994, Schmitt och Osenberg 1996). Dessa undersökningar omfattar mätningar före och efter en (ofta planerad) påverkan, dels i vattenområdet som påverkas, dels i likartade vattenområden utan påverkan som tjänar som referensområden (se mer om detta i Kraufvelin m.fl. 2021).

Egentligen borde det också vara mer undantagän regel att effekterna på endast en responsvariabel eller effekter förorsakade av endast en faktor undersöks isolerat, eftersom påverkanstrycket på miljön sällan förekommer på det sättet i naturen. Detta borde inte heller göras bara en gång på en enda skala eller i bara en lokal eller region åt gången. Hellre borde man kanske sträva efter fler undersökningar som utförs på flera påverkansfaktorer samtidigt, på hela organismsamhällena och ekosystem, att fältobservationer eller fältexperiment oftare paras ihop med kontrollerade studier i akvarier eller i modellekosystem, samt att användningen av tekniker för modellering och meta-analys utvecklas och förfinas.

Den lokalt utförda forskningen borde därtill länkas vidare på regional, europeisk och kanske till och med på global nivå genom effektiv internationell nätverksaktivitet eller med hjälp av metoder för meta-analys. Till exempel Ices, Helcom och Ospar gör stora och utmärkta insatser inom detta område för att stödja samverkan mellan forskare från olika länder och med olika bakgrund och expertis. Liknande forskningsinsatser kan också göras, experimentellt i mindre skala, som inom det tyska studentutbytesprogrammet GAME (<https://www.geomar.de/en/research/fb3/fb3->

[eoe-b/game/game-about-game](#), se till exempel Lenz m.fl. 2011, 2018, Wahl m.fl. 2011) eller vad som var fallet inom det europeiska MARBEF-nätverket (<http://www.marbef.org/>, se till exempel Bulleri m.fl. 2012, Cusson m.fl. 2015).

5.4 Några reflektioner kring fortsatt arbete med fysisk påverkan

Det stora exploateringsstryck som i många fall råder i speciellt grunda strandområden och i kustnära miljöer leder till att viktiga marina livsmiljöer fragmenteras och förstörs (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Även om grunda kustvattenmiljöer bara utgör en bråkdel av hela havsytan har dessa områden som helhet en stor betydelse både ur ett biologiskt perspektiv och vad gäller ekosystemtjänster (Rönnbäck m.fl. 2007, De Groot m.fl. 2012, Bryhn m.fl. 2015, 2020). Utan tillgång till relevanta underlag som visar vilken miljöpåverkan som sker och var marina naturvärden möter påverkan av olika slag är det svårt att planera och reglera verksamheter för en hållbar användning av vår havsmiljö. För den svenska miljön kan denna rapport vara ett steg på vägen för att direkt påvisa fysiska påverkanstryck och vilka statusförändringar de kan leda till, medan till exempel MOSAIC-rapporten (Hogfors m.fl. 2020) är en utmärkt utgångspunkt vad gäller marina naturvärden och deras roll inom planeringen. Rapporten om grön infrastruktur i havet av Nyström Sandman m.fl. (2020) ger å sin sida ett landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden, medan rapporten av Törnqvist m.fl. (2020a) är ytterst värdefull vad gäller rumslig kartläggning och analys av fysisk störning längs hela Sveriges kust. Mer specifikt riktade rapporter som den om fritidsbåtar och deras infrastruktur (Moksnes m.fl. 2019), den om våtmarker som fiskevårdsåtgärd vid kusten (Hansen m.fl. 2020), samt den om muddring (Karlsson m.fl. 2020) förtjänas också att omnämnas i detta sammanhang.

Trots alla insatser som gjorts för att förbättra kunskapsläget saknas det fortfarande mycket grundläggande kunskap kring hur marina arter påverkas av många mänskliga aktiviteter. Detta gäller till exempel undervattensljud, marint avfall/skräp eller storskaliga anläggningar som vind- eller vågkraftverk (Havs- och vattenmyndigheten 2015a), men mer information behövs också för flera andra aktiviteter och påverkanstryck. Detta gäller också med utgångspunkt från de många olika marina ekosystemkomponenterna som förekommer i den svenska havsmiljön. Den marina miljöns höga komplexitet, förekomst av kumulativ påverkan inom och mellan aktiviteter, samtidigt förekomst av icke-fysisk påverkan, samt de stora olikheterna mellan olika havsområden försvårar bedömningen av olika aktiviteters effekter på miljön. Samma sak gäller effekter av motåtgärder och vilka nyttor som kan förväntas uppstå av olika åtgärder. För att arbetet med till exempel restaurering och återställning ska fungera effektivt måste det också utöver kännedom om restaureringsmetoder och erfarenheter kring dessa finnas mer kunskap om olika påverkanstryck och deras effekter och interaktioner i potentiellt viktiga eller känsliga miljöer (Kraufvelin m.fl. 2021). Ifall sådan information saknas finns det risk att åtgärder vidtas på fel plats, vid fel tillfälle eller på ett oriktigt sätt.

Flera av dessa brister skulle kunna avväjas genom att:

- Utföra fler studier om effekter från enskilda och kumulativa aktiviteter.
- Utföra fler riktade och väldesignade forskningsinsatser som kan skilja mellan effekter förorsakade av människan och naturlig variation på studerade ekosystemkomponenter.
- Intensifiera inventeringen och kartläggningen av naturvärdens utbredning i tid och rum (detta pågår för tillfället inom det nationella marina karteringsprojektet, NMK).

- Sammanställa en svensk MarLIN-liknande databas utgående från ekosystemkomponenter (se kapitel 4 *Utvärdering av fysisk påverkan i marin miljö*) vad gäller påverkan från olika mänskliga aktiviteter och de statusförändringar som kan uppstå för ekosystemkomponenter i svenska havsförhållanden. MARBIPP finns redan, www.marbipp.tmbi.gu.se/, men har inte uppdaterats eller utvecklats sedan februari 2012. En möjlig väg framåt i detta hänseende kunde vara att se närmare på de känslighetsbedömningar som gjorts i kapitel 4.2 *Exempel på effekter av fysisk påverkan i några grunda nyckelhabitat* och hur bilagorna 1–3 kan vidareutvecklas för att sammanlänka med bilaga 5 för fler marina ekosystemkomponenter.

Direkta åtgärder för att förbättra situationen kunde vara att öka arbetet med:

- att motverka negativa effekter från olika aktiviteter till exempel genom att utveckla nya metoder som kan minska effekter av olika verksamheter och/eller införa nya effektivare skyddsåtgärder
- att återställa och restaurera/rehabilitera områden där störningen som förorsakade skadan har upphört (se Kraufvelin m.fl. 2021)
- så kallad ekologisk ingenjörskonst, där naturens behov beaktas vid design av olika anläggningar under vatten (se referenser i Kraufvelin m.fl. 2021).

I det arbete som Havs- och vattenmyndigheten genomfört inom ramarna för havsmiljödirektivet med inledande bedömning, övervakningsprogram och åtgärdsprogram för den svenska havsförvaltningen har det blivit tydligt att kunskapsbristen är stor (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Nu finns det en nationell metod för marin naturvärdesbedömning (Hogfors m.fl. 2020), men kunskapen om olika marina livsmiljöers utbredning är fortfarande bristfällig på många håll. Det saknas även kunskap om olika belastningars kumulativa påverkan, men utöver detta finns det också betydande kunskapsluckor när det gäller enskilda påverkanstryck, vilket har lyfts fram i de föregående avsnitten i rapporten. Stora insatser behövs för att fylla dessa kunskapsluckor för att det ska vara möjligt att på ett bra sätt utvärdera hur långt ifrån vi är att uppnå god miljöstatus i våra marina vatten, samt för att följa upp olika åtgärder som kan vidtas (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Sådana undersökningar ska kunna vägleda dels vilka områden som behöver ökat naturskydd, och därutöver vilka områden och frågeställningar som behöver bli föremål för mer forskning.

Havs- och vattenmyndigheten (2015a) föreslår utgående från havsmiljödirektivet 32 olika åtgärder som behövs för att följa havets miljö kvalitetsnormer och uppnå statusen god havsmiljö på sikt. De flesta åtgärderna är av styrmedelstyp som till exempel vägledningar, utredningar, information och bidrag och dessa leder direkt eller indirekt till att de fysiska åtgärderna genomförs. De 32 olika åtgärderna har tagits fram inom områdena:

- främmande arter
- fiskar och skaldjur som påverkas av fiske
- övergödning
- bestående förändringar av hydrografiska villkor
- farliga ämnen
- marint avfall

- biologisk mångfald
- marina skyddade områden
- restaurering.

Av dessa åtgärder som omnämns ovan har bestående förändringar av hydrografiska villkor, biologisk mångfald och restaurering störst relevans för denna rapport. Mer specifikt gäller detta ett antal av åtgärderna för havsmiljön (även benämnt ÅPH). ÅPH 13 och ÅPH 14 handlar om bestående förändringar av hydrografiska villkor. ÅPH 13 avser att ta fram en vägledning kring hur förändrade hydrografiska förhållanden påverkar biologisk mångfald och ekosystem, medan ÅPH 14 avser att ta fram en vägledning för kommunal havs- och kustplanering enligt Plan- och bygglagen. För biologisk mångfald gäller ÅPH 24 och ÅPH 25, som mer specifikt handlar om att ta fram övergripande ramar för nationella åtgärdsprogram och kunskapsuppbyggande program för hotade arter och naturtyper i marin miljö samt samordna arbetet nationellt. För det internationella arbetet kring hotade arter och habitat och som inkluderar Sveriges havsområden se Helcoms (<https://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-baltic-species/>) och Ospars (<https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats>) sidor. För fysisk påverkan och restaurering avses ÅPH 29, ÅPH 30 och ÅPH 31 (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Bland dessa åtgärdsprogram avser ÅPH 29 att ta fram en samordnad åtgärdsstrategi mot fysisk påverkan och för biologisk återställning i kustvattenmiljön, medan ÅPH 30 avser att utveckla metoder för ekologisk kompensation och restaurering av marina miljöer. ÅPH 31 behandlar specifikt restaureringsåtgärder för ålgräs i Västerhavet.

Vad gäller biologisk mångfald i havet konstaterar Havs- och vattenmyndigheten (2015a) i sin rapport att tillförsel av näringsämnen och biologiska störningar (introduktion av främmande arter och fiske) är de belastningar som påverkar flest antal biologiska samhällen eller funktionella grupper i de svenska havsområdena. Fysiska störningar (till exempel exploatering), det vill säga centralt fokus för denna rapport, och farliga ämnen anses även ha tydlig, men mindre extensiv, påverkan på havets biologiska mångfald (Havs- och vattenmyndigheten 2015a). Samtidigt borde man kanske mer ta i beaktande att aktiviteter som ger inre förvaltningsbara påverkanstryck (som fysisk påverkan) är så pass mycket enklare att åtgärda/förvalta än yttre ej förvaltningsbara påverkanstryck som till exempel klimatförändringar (se även Nyström Sandman m.fl. 2020).

Fysisk påverkan och biologiska effekter i kustmiljö är sammanfattningsvis ett mångfacetterat kunskapsområde då påverkan och effekter dels kan samverka, dels förekommer i stor variation samt kan leda till ofta svårbedömda resultat. Förhoppningen är att denna sammanställning kan tjäna som referensmaterial för forskare, förvaltare, konsulter och andra som arbetar med dessa frågor, samt givetvis också som utgångspunkt för vidare studier och rapporter.

Ni förstår, jag vill komma underfund med om havet har något system,

eller om det bär sig åt precis hursomhelst – det är viktigt!

Muminpappan i Pappan och havet (Tove Jansson 1965)

6 Omnämningen

Vi vill tacka alla sakkunniga som har gett värdefulla synpunkter på rapporten: Ingemar Andersson, Malin Hemmingsson, Martin Karlsson och Jens Mentzer Havs- och vattenmyndigheten, Rita Jönsson länsstyrelsen i Kalmar, Sonja Råberg länsstyrelsen i Stockholm, 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, samt Hanna Corell DHI.

7 Referenser

7.1 Litteratur

- Abul-Azm, A.G., Gesraha, M.R., 2000. Approximation to the hydrodynamics of floating pontoons under oblique waves. *Ocean Eng* 27:365-384.
- Adill, A., Heimbrand, Y., 2015. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2014. *Aqua Reports* 2015:7. Öregrund, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Adill, A., Bryhn, A., Karlsson, E., 2018. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2017. *Aqua Reports* 2018:14. Öregrund, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Airoldi, L., Beck, M.W., 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanogr Mar Biol* 45:345-405.
- 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. *Divers Distrib* 21:755-768.
- Alexandre, A., Santos, R., Serrão, E., 2005. Effects of clam harvesting on sexual reproduction of the seagrass *Zostera noltii*. *Mar Ecol Prog Ser* 289:115-122.
- 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.
- Almström, B., Hanson, H., 2013. Strandfodringen i Ystad 2011 – bakgrund, uppföljning, framtid. Sweco Environment AB, Rapport 2013-08-16, Ystad kommun, 24 s.
- Anchor Environmental CA, 2003. Literature review of effects of resuspended sediments due to dredging operations. Rapport. Anchor Environmental CA, Los Angeles.
- 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.
- Anderson, L.G., Roccliffe, S., Haddaway, N.R., Dunn, A.M., 2015. The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: a systematic review and meta-analysis. *PLoS One* 10:3-15.
- Andersson, J., Bryhn, A., Franzén, F., Jonsson, A.L., 2016. Biologisk recipientkontroll vid hamns kärnkraftverk. Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2014. *Aqua reports* 2016:3, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 102 s.
- Andersson, M.H., Berggren, M., Wilhelmsson, D., Öhman, M.C., 2009. Epibenthic colonization of concrete and steel pilings in a cold-temperate embayment: a field experiment. *Helgol Mar Res* 63:249-260.
- Andersson, M.H., Sigray, P., 2011. Ljud från pålning av vindkraftfundament - påverkan på fiskbeteende. *Naturvårdsverket*, 44 s.
- Andersson, M.H., Sigray, P., Persson, L.K.G., 2011. Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk. *Naturvårdsverket*, 41 s.
- André, M., Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., Quero, C., Mas, A., Lombarte, A., van der Schaar, M., López-Bejar, M., Morell, M., Zaugg, S., Houégnigan, L., 2011. Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Front Ecol Environ* 9:489-493.
- Antizar-Ladislao, B., 2008. Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyltin (TBT)-contaminated marine environment. A review. *Environ Int* 34:292-308.
- Apler, A., Nyberg, J., 2011. Metoder för att kartlägga fiberhaltiga sediment. SGU-rapport 2011:1. SGU, Uppsala.
- 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. SGU, Uppsala, 178 s.

- Appelgren, K., Mattila, J., 2005. Variation in vegetation communities in shallow bays of the northern Baltic Sea. *Aquat Bot* 83:1-13.
- Araújo, R., Vaselli, S., Almeida, M., Serrão, E., Sousa-Pinto, I., 2009. Effects of disturbance on marginal populations: human trampling on *Ascophyllum nodosum* assemblages at its southern distribution limit. *Mar Ecol Prog Ser* 378:81-92.
- Asplund, T.R., Cook, C.M., 1997. Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. *Lake Reserv Manage* 13:1-12.
- 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, D.W.T., Pollino, C.A., Wu, R.S.S., Shin, P.K.S., Lau, S.T.F., Tang, J.Y.M., 2004. Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. *Mar Ecol Prog Ser* 266:255-264.
- d'Avack, E.A.S., Tyler-Walters, H., Wilding, C., 2015. *Zostera marina/angustifolia* beds on lower shore or infralittoral clean or muddy sand. In: Tyler-Walters, H., Hiscock, K. (Eds.), *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: <https://mhc.jncc.gov.uk/biotopes/jnccmncr00000234> (sidan senast besökt 2021-09-02).
- Backhurst, M.K., Cole, R.G., 2000. Biological impacts of boating at Kawau Island, north-eastern New Zealand. *J Environ Manage* 60:239-251.
- Baden, P.S., Pihl, L., 1984. Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. *Ophelia* 23:65-90.
- Bailey, S.A., 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. *Aquat Ecosyst Health Manage* 18:261-268.
- Balazik, M.T., Reine, K.J., Spells, A.J., Fredrickson, C.A., Fine, M.L., Garman, G.C., McIninch, S.P., 2012. The potential for vessel interactions with adult Atlantic sturgeon in the James River, Virginia. *N Am J Fish Manage* 32: 1062-1069.
- Balcomb, K.C., Claridge, D.E. 2001. A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. *Bahamas J Sci* 8:1-12.
- Banverket, Vägverket, Sjöfartsverket och Luftfartsverket, 2015. Horsstensleden. Samlad effektbedömning. Banverket, Borlänge.
- Barker, N.H.L., Roberts, C.M., 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biol Conserv* 120:481-489.
- Barrio Frojan, C.R.S., Boyd, S.E., Cooper, K.M., Eggleton, J.D., Ware, S., 2008. Long-term benthic responses to sustained disturbance by aggregate extraction in an area off the east coast of the United Kingdom. *Estuar Coast Shelf Sci* 79:204-212.
- Barros, F., Underwood, A.J., Lindegarth, M., 2001. The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Estuar Coast Shelf Sci* 52:191-199.
- Bataillard, P., Grangeon, S., Quinn, P., Mosselmans, F., Lahfid, A., Wille, G., Joulian, C., Battaglia-Brunet, F., 2014. Iron and arsenic speciation in marine sediments undergoing a resuspension event: the impact of biotic activity. *J Soils Sediments* 14:615-629.
- Beachler, M.M., Hill, D.F., 2003. Stirring up trouble? Resuspension of bottom sediments by recreational watercraft. *Lake Reserv Manage* 19:15-25.
- Becchi, C., Ortolani, I., Muir, A., Cannicci, S., 2014. The effect of breakwaters on the structure of marine soft-bottom assemblages: A case study from a North-Western Mediterranean basin. *Mar Pollut Bull* 87:131-139.
- Bedard, R., Jacobson, P.T., Previsic, M., Musial, W., Varley, R., 2010. An overview of ocean renewable energy technologies. *Oceanography* 23:22-31.
- Bell, D.V., Odin, N., Austin, A., Hayhow, S., Jones, A., Strong, A., Torres, E., 1984. The Impact of Anglers on Wildlife and Site Amenities. A Report. Department of Applied Biology, UWIST, Cardiff.

- Berg, T., FÜRhaupter, K., Teixeira, H., Uusitalo, L., Zampoukas, N., 2015. The marine strategy framework directive and the ecosystem-based approach – pitfalls and solutions. *Mar Pollut Bull* 96:18-28.
- Bergengren, J. 1999. Vandringshinder & spridningsbarriärer – inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen, Västernorrlands Län Publikation 1999:1.
- 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.
- Berger, R., Bergström, L., Granéli, E., Kautsky, L., 2004. How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea?—a conceptual model. In: Kautsky, H., Snoeijs, P. (eds) *Biology of the Baltic Sea*, Springer, Dordrecht, pp. 243-248.
- Berggren, M., 2015. Nya kräftdjur påträffade i Sverige – *Grandidierella japonica* och *Rhithropanopeus harrisi*. *Fauna och Flora* 110:20-23.
- Bergman, M.J.N., Hup, M., 1992. Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES J Mar Sci* 49:5-11.
- Bergström, L., Tatarenkov, A., Johannesson, K., Jönsson, R.B., Kautsky, L., 2005. Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp. nov. (Fucales, Phaeophyceae) in the brackish Baltic Sea. *J Phycol* 41:1025-1038.
- Bergström, L., Lagenfelt, I., Sundqvist, F., Andersson, I., Andersson, M.H., Sigray, P., 2013a. Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftpark – Slutredovisning av kontrollprogram för fisk och fiske 2002–2010. På uppdrag av Vattenfall Vindkraft AB. Havs- och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2013:18, 131 sidor, ISBN 978-91-87025-42-6.
- Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U., 2013b. 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* 9:034012.
- Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., Kraufvelin, P., 2016a. Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. *Mar Biol* 163:201.
- 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, U., Sundblad, G., Downie, A.-L., Snickars, M., Boström, C., Lindegarth, M., 2013c. Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling. *J Appl Ecol* 50:680-690.
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H., Wikström, A., 2016b. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. *Aqua reports* 2016:20. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 207 s.
- Bilkovic, D., Mitchell, M., Davis, J., Andrews, E., King, A., Mason, P., Herman, J., Tahvildari, N., Davis, J., 2017. Review of boat wake wave impacts on shoreline erosion and potential solutions for the Chesapeake Bay. STAC Publication Number 17-002, Edgewater, MD. 68 pp.
- Birklund, J., Wijsman, J.W.M., 2005. Aggregate extraction: a review on the effect on ecological functions. *Delft Hydraulics*. 56 pp.
- Bishop, M.J., 2008. Displacement of epifauna from seagrass blades by boat wake. *J Exp Mar Biol Ecol* 354:111-118.
- Bisther, M., 2015. Litteraturstudie om alger utmed Gotlands kust. *Rapporter om Natur och Miljö*, Rapport nr 2015:11, Länsstyrelsen i Gotlands län, 20 s.
- Blomqvist, S., 1981. Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning. *Naturvårdsverket* SNV, pm 1613, 113 s.
- Boehlert, G.W., Gill, A.B., 2010. Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. *Oceanography* 23:68-81.

- Boese, B.L., Kaldy, J.E., Clinton, P.J., Eldridge, P.M., Folger, C.L., 2009. Recolonization of intertidal *Zostera marina* L. (eelgrass) following experimental shoot removal. *J Exp Mar Biol Ecol* 374:69-77.
- 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., Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M., Garnacho, E., 2006. Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Mar Pollut Bull* 52:415-426.
- Bonde, A., Mäensivu, M., Mäkinen, M., Westberg, V., 2012. Tillsammans för god vattenstatus: Bidra till arbetsprogrammet för vattenvården och de centrala frågorna inom Kumo älvs – Skärgårdshavets - Bottenhavets vattenförvaltningsområde 2016–2021. Rapport 57/2012. Närings-, trafik- och miljöcentralen i Södra Österbotten.
- Bone Q., Marshall N.B., Blaxter J.H.S., 1995. *Biology of Fishes*, 2nd edn. Blackie Academic and Professional Publishers, Glasgow, 332 s.
- Bonsdorff, E., 1983. Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. *Oceanol Acta, Proc. 17th European Marine Biology Symposium*, Brest, France, 27 September - 1 October 1982, pp 27-32.
- Bonsdorff, E., Karlsson, O., Leppäkoski, E., 1984. Ecological changes in the brackish water environment of the Finnish west coast caused by engineering works. *Ophelia Supp* 3:33-44.
- Bontje, L., Fredriksson, C., Wang, Z., Slinger, J., 2016. Coastal erosion and beach nourishment in Scania as issues in Swedish coastal policy. *Vatten: tidskrift foer vattenvaard/journal of water management and research* 72:103-115.
- Borja, A., 2014. Grand challenges in marine ecosystems ecology. *Front Mar Sci* 1:1.
- Boyd S.E., Rees, H.L., Richardson, C.A., 2000. Nematodes as sensitive indicators of change at dredged material disposal sites. *Estuar Coast Shelf Sci* 51:805-819.
- Boyd, S.E., Rees, H.L., 2003. An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Estuar Coast Shelf Sci* 57:1-16.
- Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Cooper, K.M., Campbell, S., 2003. Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuar Coast Shelf Sci* 57:209-223.
- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K., Nilsson, H., 2012. Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environ Pollut* 170:232-241.
- Brandt, M., 1982. Sedimenttransport i Svenska vattendrag. Sammanställning och generalisering av data från sedimenttransportnätet. SMHI, 80 s.
- Bravo, G., Marquez, F., Marzinelli, E.M., Mendez, M.M., Bigatti, G., 2015. Effect of recreational diving on Patagonian rocky reefs. *Mar Environ Res* 104:31-36.
- Brennan, M.L., Davis, D., Roman, C., Buynevich, I., Catsambis, A., Kofahl, M., Ürkmez, D., Vaughn, J.I., Merrigan, M., Duman, M., 2013. Ocean dynamics and anthropogenic impacts along the southern Black Sea shelf examined through the preservation of pre-modern shipwrecks. *Cont Shelf Res* 53:89-101.
- Brosnan, D.M., Crumrine, L.L., 1994. Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *J Exp Mar Biol Ecol* 177:79-97.
- Bryhn, A.C., Andersson, J., Petersson, E., 2014. Mortality of European glass eel (*Anguilla anguilla* juveniles) at a nuclear power plant. *Int Rev Hydrobiol* 99:312-316.
- Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., Bergström, U., 2015. Ekosystemtjänster från svenska hav. Status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12.

- 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.
- Buanes, A., Jentoft, S., Karlsen, G. R., Maurstad, A., Søreng, S. 2004. In whose interest? An exploratory analysis of stakeholders in Norwegian coastal zone planning. *Ocean Coast Manage* 47:207-223.
- 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.
- Bulleri, F., Benedetti-Cecchi, L., Cusson, M., Maggi, E., Arenas, F., Aspden, R., Bertocci, I., Crowe, T.P., Davoult, D., Eriksson, B.K., Frascchetti, S., Golléty, C., Griffin, J.N., Jenkins, S.R., Kotta, J., Kraufvelin, P., Molis, M., Sousa Pinto, I., Terlizzi, A., Valdivia, N., Paterson, D.M., 2012. Temporal stability of European rocky shore assemblages: variation across a latitudinal gradient and the role of habitat-formers. *Oikos* 121:1801-1809.
- Burdick, D.M., Short, F.T., 1999. The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts. *Environ Manage* 23:231-240.
- Burger, J., Leonard, J., 2000. Conflict resolution in coastal waters: the case of personal watercraft. *Mar Policy* 24:61-67.
- Burton, C.S., Kim, J., Clarke, D.G., Linkov, I., 2008. A risk-informed decision frame-work for setting environmental windows for dredging projects. *Sci Total Environ* 403:1-11.
- Böhnke-Henrichs, A., Baulcomb, C., Koss, R., Hussain, S.S., de Groot, R.S., 2013. Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *J Environ Manage* 130:135-145.
- 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.
- Cato, I., Magnusson, M., Granmo, Å., Borgegren, A., 2007. Organiska tennföreningar – ett hot mot livet i våra hav. *Havet 2007 om miljötillståndet i svenska havsområden*, Naturvårdsverket, Stockholm. S. 77-81. ISBN 978-91-620-1262-5.
- Cefas, 2003. Preliminary investigation of the sensitivity of fish to sound generated by aggregate dredging and marine construction. Defra project AE0914. Defra, London.
- 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.
- Chee, S.Y., Othman, A.G., Sim, Y.K., Adam, A.N.M., Firth, L.B., 2017. Land reclamation and artificial islands: Walking the tightrope between development and conservation. *Global Ecol Conserv* 12:80-95.
- Chepesiuk, R. 1997. A Sea of Trouble? *B Atom Sci* 53:40-44.
- Christie, H., Fredriksen, S., Rinde, E., 1998. Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. In: *Recruitment, Colonization and Physical-Chemical Forcing in Marine Biological Systems*. Springer, Dordrecht, pp 49-58.
- 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., 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 USA* 111:15462-15467.
- Claudet, J., Lenfant, P., Schrimm, M., 2010. Snorkelers impact on fish communities and algae in a temperate marine protected area. *Biodivers Conserv* 19:1649-1658.

- Collie, J., Hiddink, J.G., van Kooten, T., Rijnsdorp, A.D., Kaiser, M.J., Jennings, S., Hilborn, R., 2017. Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. *Fish Fish* 18:619-637.
- Cooper, K.M., Boyd, S.E., Eggleton, J.D., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Vanstaen, K., 2007a. Recovery of the seabed following marine aggregate dredging on the Hastings Shingle Bank off the southeast coast of England. *Estuar Coast Shelf Sci* 75:547-558.
- Cooper, K.M., Boyd, S.E., Aldridge, J., Rees, H.L., 2007b. Cumulative impacts of aggregate extraction on seabed macro-invertebrate communities in an area off the east coast of the United Kingdom. *J Sea Res* 57:288-302.
- Cooper, P., 2013. Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecol Econ* 94:106-115.
- Coreau, A., Pinay, G., Thompson, J.D., Cheptou, P.-O., Mermet, L., 2009. The rise of research on futures in ecology: rebalancing scenarios and predictions. *Ecol Lett* 12:1277-1286.
- 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. In: Freiwalds, A., Roberts, J.M. (Eds.) *Cold-water corals and ecosystems*. Springer Berlin Heidelberg, pp 771-805.
- Crain, C.M., Kroeker, K., Halpern, B.S., 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecol Lett* 11:1304-1315.
- Creed, J.C., Amado Filho, G.M., 1999. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: An experimental evaluation of anchor damage. *J Exp Mar Biol Ecol* 235:285-306.
- Cullen-Unsworth, L.C., Mtwana Nordlund, L., Paddock, J., Baker, S., McKenzie, L.J., Unsworth, R.K.F., 2014. Seagrass meadows globally as a coupled social–ecological system: Implications for human wellbeing. *Mar Pollut Bull* 83: 387-397.
- Cusson, M., Crowe, T.P., Araújo, R., Arenas, F., Aspden, R., Bulleri, F., Davoult, D., Dyson, K., Frascchetti, S., Herkül, K., Hubas, C., Jenkins, S.R., Kotta, J., Kraufvelin, P., Migné, A., Molis, M., Mulholland, O., Noël, L.M.-L.J., Paterson, D.M., Saunders, J., Somerfield, P.J., Sousa-Pinto, I., Spilmount, N., Terlizzi, A., Benedetti-Cecchi, L., 2014. Relationships between biodiversity and the stability of marine ecosystems: comparisons at a European scale using meta-analysis. *J Sea Res* 98:5-14.
- 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.
- Dahl, K., Lundsteen, S., Helvig, S., 2003. *Stenrev, Havbundens Oaser*. Gads Forlag, Copenhagen, Denmark.
- Dahl, K., Stenberg, C., Lundsteen, S., Støttrup, J., Dolmer, P., Tendal, O.S., 2008. *Ecology of Læsø Trindel - A reef impacted by extraction of boulders*, Danish Forest and Nature Agency.
- Daleke, O., Hedström, H., Nissar, K., 1989. *Fartygstrafikens miljöeffekter i skärgården – stranderosion*. Rapport nr 1989:4 Länsstyrelsen i Stockholms län 1989.
- Daly, M.A., Mathieson, A.C., 1977. The effects of sand movement on intertidal seaweeds and selected invertebrates at Bound Rock, New Hampshire, USA. *Mar Biol* 43:45-55.
- Dannheim, J., Bergström, L., Birchenough, S.N.R., Brzana, R., Boon, A.R., Coolen, J.W.P., Dauvin, J.-C., De Mesel, I., Derweduwén, J., Gill, A.B., Hutchison, Z.I., Jackson, A.C., Janas, U., Martin, G., Raoux, A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T.A., Wilhelmsson, D., Degraer, S., 2019. Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES J Mar Sci fsz* 018.
- Davenport, J., Davenport, J.L., 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuar Coast Shelf Sci* 67:280-292.

- Davidsson, 2016. Restaurering av två invallade havsvikar i Blekinge. Utredning av förutsättningar och förväntat resultat. Länsstyrelsen i Blekinge län, 2016:24, Karlskrona, 50 s.
- Davison, D.M., Hughes, D.J., 1998. *Zostera* biotopes: An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs, Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project), Vol. 1., http://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiD9MCQzZHkAhUuyaYKHfSKDOYQFjAAegQIARAC&url=http%3A%2F%2Fwww.ukmpas.org%2Fpdf%2FDetailed_Marine_Communities_Reports%2Fzostera.pdf&usg=AOvVaw3mad7TR7ng0UWBKRcv81n3 (senaste åtkomst 2021-09-02).
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T., Hofman, R.J., 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquat Conserv* 5:205-232.
- Dean, R., Dalrymple, R., 2004: Coastal processes with engineering applications, Cambridge University Press, Cambridge, England, ISBN 0-521-49535-0, 475 pp.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D.S., Schlacher, T.A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., Scapini, F., 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuar Coast Shelf Sci* 81:1-12
- Degerlund, M. (red.), 2005. Muddra mindre med mera miljöhänsyn! Konsekvenser av muddring i grunda havsområden. Natur och Miljö r.f., Helsingfors, 28 s.
- 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., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst Serv* 1:50-61.
- De Groot, S.J., 1979. The potential environmental impact of marine gravel extraction in the North Sea. *Ocean Manage* 5:233-249.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Ainslie, M.A., Andersson, M., André, M., Castellote, M., Borsani, J.F., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Liebschner, A., 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European seas. Part I: executive summary. Part II: monitoring guidance specifications. Part III: background information and annexes. Joint Research Centre Scientific and Policy Reports EUR, 26557, p.26555.
- Dekker, W., Wickström, H., Andersson, J., 2011. Ålbeståndets status i Sverige 2011. *Aqua reports* 2011:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.
- Demes, K.W., Kordas, R.L., Jorve, J.P., 2012. Ferry wakes increase seaweed richness and abundance in a sheltered rocky intertidal habitat. *Hydrobiologia* 693:1-11.
- Demers, M.-C.A., Davis, A.R., Knott, N.A., 2013. A comparison of the impact of 'seagrass-friendly' boat mooring systems on *Posidonia australis*. *Mar Environ Res* 83: 54–62.
- Denny, M.W., 1987. Lift as a mechanism of patch initiation in mussel beds. *J Exp Mar Biol Ecol* 113:231-245.
- Desprez, M., 2000. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short-and long-term post-dredging restoration. *ICES J Mar Sci* 57:1428-1438.
- Desprez, M., Pearce, B., Le Bot, S., 2010. Biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site: Dieppe (eastern English Channel). *ICES J Mar Sci* 67:270–277.
- Desprez, M., Le Bot, S., Duclos, P.A., De Roton, G., Villanueva, M., Ernande, B., Lafite, R., 2014. Suivi des impacts de l'extraction de granulats marins. Synthèse des connaissances 2012 (GIS SIEGMA). Ed. PURH, University of Rouen. 43 pp.

- Didrikas, T., Wijkmark, N., 2009. Möjliga effekter på fisk vid anläggning och drift av vindkraftspark på Storgrundet. *AquaBiota Notes*, 2.
- Dolman, S.J., Weir, C.R., Jasny, M., 2009. Comparative review of marine mammal guidance implemented during naval exercises. *Mar Pollut Bull* 58:465-477.
- Dolmer, P., Kristensen, P.S., Hoffman, E., Geitner, K., Borgström, R., Espersen, A., Petersen, K. J., Clausen, P., Bassompierre, M., Josefson, A., Laursen, K., Petersen, K.I., Tørring, D., Gramkow, M., 2009. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. Rapport DTU - AQUA (Danmarks Tekniske Universitet - Institut for akvatiske ressourcer).
- Dreschler, J., Ainslie, M.A.A., Groen, W.H.M., 2009. Measurements of underwater background noise – Maasvlakte 2. TNO Report No. TNO-DV 2009 C212. 47 pp.
- Drinkwater, K.F., Frank, K.T., 1994. Effects of river regulation and diversion on marine fish and invertebrates. *Aquat Conserv* 4:135-151.
- Duarte, C.M., 2002. The future of seagrass meadows. *Environ Conserv* 29:192-206.
- Dunton, K.H., Schonberg, S.V., 2002. Assessment of propeller scarring in seagrass beds of the south Texas coast. *J Coast Res* 37:100-110.
- Durako, M.J., Hall, M.O., Sargent, F., Peck, S., 1992. Propeller scars in seagrass beds: an assessment and experimental study of recolonization in Weedon Island State Preserve, Florida. In *Proceedings of the 19th Annual Conference of Wetland Restoration and Creation*. Hillsborough Community College, Tampa, FL, pp. 42-53.
- Eckrich, C.E., Holmquist, J.G., 2000. Trampling in a seagrass assemblage: direct effects, response of associated fauna, and the role of substrate characteristics. *Mar Ecol Prog Ser* 201:199-209.
- Edman, M., Schöld, S., 2017. Förändringar av uppehållstider och färskvatteninnehåll i kustvattenförekomster, orsakade av reglerad landavrinning. SMHI PM.
- EEA, 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. Unpublished Technical Report, No. 25. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2003. Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting. European Environment Agency, 20 s.
- Egardt, J., 2018. Impacts of Recreational Boating in Coastal Seascapes and Implications for Management. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet, 61 s.
- Egardt, J., Nilsson, P., Dahllöf, I., 2017. Sediments indicate the continued use of banned antifouling compounds. *Mar Pollut Bull* 125:282-288.
- Egardt, J., Mørk Larsen, M., Lassen, P., Dahllöf, I., 2018. Release of PAH and heavy metals in coastal environments linked to leisure boats. *Mar Pollut Bull* 127:664-671.
- Eggleton, J., Thomas, K.V., 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ Intern* 30:973-980.
- 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, 128 s.
- Eigaard, O.R., Bastardie, F., Hintzen, N.T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., Dinesen, G.E., Egekvist, J., Fock, H.O., Geitner, K., Gerritsen, H.D., Marín González, M., Jonsson, P., Kavadas, S., Laffargue, P., Lundy, M., Gonzalez-Mirelis, G., Nielsen, J.R., Papadopoulou, N., Posen, P.E., Pulcinella, J., Russo, T., Sala, A., Silva, C., Smith, C.J., Vanelslander, B., Rijnsdorp, A.D., 2016. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES J Mar Sci* 74:847-865.
- Elander, P., 2017. Fiberbankar i Norrland: Metoder för efterbehandling av fibersediment samt sammanställning av gränsvärden för förorenat sediment. Länsstyrelsen i Gävleborgs, Jämtlands, Västernorrlands, Västerbottens och Norrbottens län, 66 s.
- Elliott, M., 2002. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Mar Pollut Bull* 44: iii-vii.
- Elliott, M., 2004. Marine habitats: loss and gain, mitigation and compensation. *Mar Pollut Bull* 49:671-674.

- Elliott, M., Cutts, N.D., Trono, A., 2014. A typology of marine and estuarine hazards and risks as vectors of change: A review for vulnerable coasts and their management. *Ocean Coast Manage* 93:88-99.
- 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.
- Engdahl, A., Nilsson, T., 2014. Exploatering i kustzonen 2013. Rapportserie nr 2/2014. Diarienummer 10102-2012.
- Erfteemeijer, P.L.A., Lewis III, R.R.R., 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Mar Pollut Bull* 52:1553-1572.
- Eriander, L., 2016. Restoration and management of eelgrass (*Zostera marina*) on the west coast of Sweden. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet.
- Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., Moksnes, P.O., 2017. The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast – Ecological impact and legal challenges. *Ocean Coast Manage* 148:182-194.
- 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., Bergström, L., 2005. Local distribution patterns of macroalgae in relation to environmental variables in the northern Baltic Proper. *Estuar Coast Shelf Sci* 62:109-117.
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, H., Karås, P., 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuar Coast Shelf Sci* 61:339-349.
- 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.
- Esteban, M.D., Diez, J.J., López, J.S., Negro, V., 2011. Why offshore wind energy? *Renew Energy* 36:444-450.
- Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *J Coast Conserv* 5:69-80.
- 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.
- Firth, L.B., Thompson, R.C., Bohn, K., Abbiati, M., Airoidi, 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. *Coast 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.
- Floderus, S., Pihl, L., 1990. Resuspension in the Kattegat: Impact of variation in wind climate and fishery. *Estuar Coast Shelf Sci* 31:487-498.
- 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., Zieman, J.C., Thayer, G.W., Fisher, J.S., 1983. The role of current velocity in structuring eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows. *Estuar Coast Shelf Sci* 17:367-380.
- Fonseca, M.S., 1992. Restoring seagrass systems in the United States. In: Thayer, G.W. (ed.), *Restoring the Nation's Marine Environment*, Maryland: Maryland Sea Grant College., pp. 79-110.
- Forslund, H., Eriksson, O., Kautsky, L., 2012. Grazing and geographic range of the Baltic seaweed *Fucus radicans* (Phaeophyceae). *Mar Biol Res* 8:322-330.
- 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.

- Francour, P., Ganteaume, A., Poulain, M., 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquat Conserv* 9:391-400.
- Fresh, K.L., Wyllie-Echeverria, T., Wyllie-Echeverria, S., Williams, B.W., 2006. Using light-permeable grating to mitigate impacts of residential floats on eelgrass *Zostera marina* L. in Puget Sound, Washington. *Ecol Engineer* 28:354-362.
- Fujii, T., 2012. Climate change, sea-level rise and implications for coastal and estuarine shoreline management with particular reference to the ecology of intertidal benthic macrofauna in NW Europe. *Biology* 1:597-616.
- Furness, R.W., Wade, H.M., Robbins, A.M.C., Masden, E.A., 2012. Assessing the sensitivity of seabird populations to adverse effects from tidal stream turbines and wave energy devices. *ICES J Mar Sci* 69:1466-1479.
- Försvarsmakten, 2012. Maringeografisk biologikalender version 1. Fjärde sjöstridsflottiljen, Försvarsmakten 24611:10647.
- Gabel, F., Lorenz, S., Stoll, S., 2017. Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Sci Tot Environ* 601:926-939.
- 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. *BiolInvasions Records* 5:101-106.
- 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.
- Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J.M., Scapini, F., Degraer, S., 2005. Meiofauna descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Mar Environ Res* 60:245-265.
- Gibson, R.N., 1994. Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfish. *Neth J Sea Res* 32:191-206.
- Gill, A.B., 2005. Offshore renewable energy: Ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *J Appl Ecol* 42:605-615.
- Gittman, R.K., Scyphers, S.B., Smith, C.S., Neylan, I.P., Grabowski, J.H., 2016. Ecological consequences of shoreline hardening: a meta-analysis. *BioScience* 66:763-773.
- Giupponi, C., 2007. Decision support systems for implementing the European water framework directive: the MULINO approach. *Environ Modell Softw* 22:248-258.
- Gladstone, W., Courtenay, G., 2014. Impacts of docks on seagrass and effects of management practices to ameliorate these impacts. *Estuar Coast Shelf Sci* 136:53-60.
- Graca, B., Burska, D., Matuszewska, K., 2004. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water Air Soil Poll* 158:237-259.
- Granath, L. 2004. Fartygstrafik och stranderosion i Stockholms skärgård. Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 2004:19.
- Granath, L. 2013. Erosionsskador i Furusundsleden 2000-2013. Utredning om utveckling, orsaker och möjliga åtgärder. Rapport 2013-11-12. Hydrographica, Sundbyberg.
- Gray, J.S., 2006. Minimizing environmental impacts of a major construction: The Øresund link. *Integr Environ Asses* 2:196-199.
- Gray, J.S., Elliott, M., 2009. *Ecology of Marine Sediments – From Science to Management*, second ed. Oxford University Press, Oxford.
- 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.
- Guan, M.L., Zheng, T., You X.-Y., 2016. Ecological rehabilitation prediction of enhanced key-food-web offshore restoration technique by wall roughening. *Ocean Coast Manage* 128:1-9.
- Gucinski, H. 1982. Sediment suspension and resuspension from small-craft induced turbulence. U.S. EPA Chesapeake Bay Program, EPA 600, 13-82-084.
- Guerra-García, J.M., García-Gomez, J.C., 2006. Recolonization of defaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. *Estuar Coast Shelf Sci* 68:328-342.

- Gustafsson, R., 2015. Förslag på biotopvårdande insatser för havsöring i 14 vattendrag på Gotland. Rapporter om natur och miljö nr 2015:5. Länsstyrelsen Gotlands Län, 88 s.
- Hackl, R., Hansson, J., Norén, F., Stenberg, O., Olshammar, M., 2018. Cultivating *Ciona intestinalis* to counteract marine eutrophication: Environmental assessment of a marine biomass based bioenergy and biofertilizer production system. *Renew Energ* 124:103-113.
- Hall, C.M., 2000. Trends in ocean and coastal tourism. *Ocean Coast Manage* 44:601-618.
- 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.
- Hammar, L., Magnusson, M., Nilsson, H.C., 2004. Säkerhetshöjande åtgärder i farlederna till Göteborg. Slutrapport. Kontrollprogram miljö; 8.6.2 Musslor 2002-2004, Marine Monitoring vid Kristineberg AB, Fiskebäckskil.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., Granmo, Å., 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning – en litteratursammanställning. Naturvårdsverkets Rapport 5999, 72 s.
- Hammar, L., Gullström, M., Dahlgren, T.G., Asplund, M.E., Goncalves, I.B., Molander, S., 2017. Introducing ocean energy industries to a busy marine environment. *Renew Sust Energ Rev* 74:178-185.
- Han, Q., Bouma, T.J., Brun, F.G., Suykerbuyk, W., Van Katwijk, MED MERA, 2012. Resilience of *Zostera noltii* to burial or erosion disturbances. *Mar Ecol Prog Ser* 449:133-143.
- Hansen, J.P., Snickars, M., 2014. Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738:171-189.
- 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.
- Hanson, H., Brampton, A., Capobianco, M., Dette, H. H., Hamm, L., Laustrup, C., Lechuga, A., Spanhoff, R., 2002. Beach nourishment projects, practices, and objectives — a European overview. *Coast Eng* 47:81-111.
- Hanski, I., 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40:248-255.
- Hartnoll, R.G., Hawkins, S.J., 1985. Patchiness and fluctuations on moderately exposed rocky shores. *Ophelia* 24:53-63.
- Harvey, M., Gauthier, D., Munro, J., 1998. Temporal changes in the composition and abundance of the macrobenthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the anse à Beaufils, baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Mar Pollut Bull* 36:41-55.
- Hasler, B., Ahtiainen, H., Hasselström, L., Heiskanen, A.-S., Soutukorva, Å., Martinsen, L., 2016. Marine ecosystem services in Nordic marine waters and the Baltic Sea – possibilities for valuation. *TemaNord* 2016:501. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Hastings, K., Hesp, P., Kendrick, G.A., 1995. Seagrass loss associated with boat moorings at Rottnest Island, Western Australia. *Ocean Coastal Manage* 26:225-246.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2015a. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:30.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2015b. Havsplanering - Nuläge 2014. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2017a. Samråd om inledande bedömning 2018. Genomförande av havsmiljöförordningen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:32.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2017b. Miljökonsekvensbeskrivning. Havsplan – Östersjön. Diskussionsunderlag, Havs- och vattenmyndigheten. 165 s.

- Hawkins, A.D., Pembroke, A.E., Popper, A.N., 2015. Information gaps in understanding the effects of noise on fishes and invertebrates. *Rev Fish Biol Fisher* 25:39-64.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Van't Hof, T., de Meyer, K., Tratalos, J., Aldham, C., 1999. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conserv Biol* 13:888-897.
- Helcom, 2013. Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 138 Helcom, Helsingfors.
- Helcom, 2015. Illegal discharges of oil in the Baltic Sea during 2014. Baltic Sea Environment Fact Sheet 2015. Helcom, Helsingfors.
- Helcom, 2018. State of the Baltic Sea. Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. HELCOM, Helsinki. Tillgänglig från: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi> (sidan senast besökt: 2021-09-01).
- Hendriks, I.E., Tenan, S., Tavecchia, G., Marbà, N., Jordà, G., Deudero, S., Álvarez, E., Duarte, C.M., 2013. Boat anchoring impacts coastal populations of the pen shell, the largest bivalve in the Mediterranean. *Biol Conserv* 160:105-113.
- 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.
- Herbert, R.J.H., Crowe, T.P., Bray, S., Sheader, M., 2009. Disturbance of intertidal soft sediment assemblages caused by swinging boat moorings. *Hydrobiologia* 625:105-116.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queirós, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G.J., 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can J Fish Aquat Sci* 63:721-736.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *P Natl Acad Sci USA* 201618858.
- Hill, J.M., Marzialetti, S., Pearce, B., 2011. Recovery of Seabed Resources Following Marine Aggregate Extraction. Marine ALSF Science Monograph Series No. 2. MEPF 10/P148. Ed. by Newell, R.C., Measures, J., 44 pp.
- Hiscock, K., 2016. Filamentous green seaweeds on low salinity infralittoral mixed sediment or rock. In: Tyler-Walters H. and Hiscock K. (Eds.), *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews* [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/157/filamentous_green_seaweeds_on_low_salinity_infralittoral_mixed_sediment_or_rock (sidan senast besökt 2021-09-02).
- Hockey, P.A.R., 1987. The influence of coastal utilization by man of the presumed extinction of the Canary Black Oystercatcher *Haematopus meadewaldoi* Bannermann. *Biol Conserv* 39:49-62.
- Hoffmann, M., Johnsson, H., Gustafson, A., Grimvall, A., 1999. Stor kväveutlakning i 1800-talets jordbruk. Fakta Jordbruk. Nr 20 1999.
- 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.
- Holmes, J.A., 1986. The impact of dredging and spoils disposal on Hamilton Harbor fisheries: Implications for rehabilitation. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* 1498:1-155.
- Holt, T.J., Hartnoll, R.G., Hawkins, S.J., 1997. The sensitivity and vulnerability to man-induced change of selected communities: intertidal brown algal shrubs, *Zostera* beds and *Sabellaria spinulosa* reefs. English Nature, Peterborough, English Nature Research Report No. 234.
- 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.

- Hopkins, C.C.E., 2003. The dangers of bottom trawling in the Baltic Sea. A report for Coalition Clean Baltic. Aquamarine advisers, Åstorp.
- Hovel, K.A., Lipcius, R.N., 2001. Habitat fragmentation in a seagrass landscape: patch size and complexity control blue crab survival. *Ecology* 82:1814-1829.
- Hughes, A.D., Kelly, M.S., Black, K.D., Stanley, M.S., 2012. Biogas from Macroalgae: is it time to revisit the idea? *Biotechnol Biofuels* 5:86.
- Hulth, S., Sundbäck, K., 2009. Konsekvensanalys av ett borttagande av ytsediment i grunda vikar. Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Humborg C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Mörth, C.-M., V. Ittekkot, 2006. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment: significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry* 77:65-281.
- Humborstad, O., Jörgensen, T., Grotmol, S., 2006. Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Mar Ecol Prog Ser* 309:247-254.
- Hygum, B., 1993. Miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning. Et litteraturstudie om de biologiske effekter af råstofindvinding i havet. Danmarks Miljøundersøgelser, Århus.
- Hynes, M.V., Peters, J.E., Rushworth, D., 2004. Artificial reefs: A disposal option for Navy and MARAD ships. Rand National Defense Research Institute, Santa Monica, CA, USA. No. Rand/DB-391-Navy.
- Håkanson, L., Rosenberg, R., 1985. Praktisk kustekologi. SNV PM 1987, Solna, 110 s.
- Hästbacka, H., 1984. Fladorna – havets barnkamrar. Österbottens Fiskarförbund r.f. 22 s.
- Ices, 2008. The management of Natura 2000 sites in German EEZ: summary and advice derived from the results of the EMPAS project. ICES Advice 2008, book 1. ICES, Köpenhamn.
- Ices, 2016. Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine ecosystem (WGEXT). ICES, Gdansk, 185 s.
- IMO, 2014. Guidelines for the reduction of underwater noise from commercial shipping to address adverse impacts on marine life. Ascobans, Göteborg.
- Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J., Godley, B.J., 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *J Appl Ecol* 46:1145-1153.
- Isaksson, I., 2009. Restaurering av övergödda havsvikar i Västerhavets vattendistrikt – redovisning av regeringsuppdrag, Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport nr 2009:57.
- Ivarsson, M., Magnussen, K., Heiskanen, A.-S., Navrud, S., Viitasalo, M., 2017. Ecosystem services in MSP: Ecosystem services approach as a common Nordic understanding for MSP. TemaNord 2017:536. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Jacobson, M., Johansson, G., Östgren, J., 2016. Marinbiologisk kontroll 2015. Sandhammar bank, Ystad sandskog och Löderups strandbad. Trapezia AB, Rapport, 23 s.
- Javanainen, K., Kemppainen, R., Orjala, M., Perkonoja, M., Saarni, K., 2013. Liv i vassen: Anvisningar om strandskötsel. Guide 7. Närings-, trafik- och miljöcentralen i Egentliga Finland, Björneborg.
- Jasper, C., 2015. *Laminaria saccharina* and *Laminaria digitata* on sheltered sublittoral fringe rock. In: Tyler-Walters H. and Hiscock K. (Eds.), Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: <https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/346/termsandconditions> (sidan senast besökt: 2021-09-02).
- Je, C.-H., Hayes, D.F., Kim, K.-S., 2007. Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model. *Chemosphere* 70: 187-195.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34:201-352.
- Jennings, S., Nicholson, M.D., Dinmore, T.A., Lancaster, J.E., 2002. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Mar Ecol Prog Ser* 243:251-260.
- Jensen, A., 2002. Artificial reefs in Europe: perspective and future. *ICES J Mar Sci* 59:S3-S13.

- Jersak, J., Göransson, G., Ohlsson, Y., Larsson, L., Flyhammar, P., Lindh, P., 2016. In-situ capping of contaminated sediments. References. SGI Publication 30-6E, Swedish Geotechnical Institute, SGI, Linköping.
- Johansson, K., Sigray, P., Backström, T., Magnhagen, C., 2016. Stress response and habituation to motorboat noise in two coastal fish species in the Bothnian Sea. In: *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Springer, New York, NY, pp. 513-521.
- Jones, J.B., 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zeal J Mar Fresh* 26:59-67.
- Jones, D.G., Beaubien, S.E., Blackford, J.C., Foekema, E.M., Lions, J., De Vittor, C., West, J.M., Widdicombe, S., Hauton, C., Queirós, A.M., 2016. Developments since 2005 in understanding potential environmental impacts of CO₂ leakage from geological storage. *Int J Greenh Gas Con* 40:350-377.
- Jones, E.L., Hastie, G.D., Smout, S., Onoufriou, J., Merchant, N.D., Brookes, K.L., Thompson, D., 2017. Seals and shipping: quantifying population risk and individual exposure to vessel noise. *J Appl Ecol* 54:1930-1940.
- 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.
- Jonsson, A.-L., 2018. Comparing epibenthic fauna in areas exposed to different bottom trawling intensities. Inferences about potential habitats using species distribution modelling. Magistersarbete, Göteborgs universitet, Göteborg, 55 s.
- Jordan, S.J., Smith, L.M., Nestlerode, J.A. 2009. Cumulative effects of coastal habitat alterations on fishery resources : toward prediction at regional scales. *Ecol Soc* 14:16.
- 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.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I., 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser* 311:1-14.
- Kaiser, M.J., Hilborn, R., Jennings, S., Amaroso, R., Andersen, M., Balliet, K., Barratt, E., Bergstad, O.A., Bishop, S., Bostrom, J.L., Boyd, C., Bruce, E.A., Burden, M., Carey, C., Clermont, J., Collie, J.S., Delahunty, A., Dixon, J., Eayrs, S., Edwards, N., Fujita, R., Gauvin, J., Gleason, M., Harris, B., He, P., Hiddink, J.G., Hughes, K.M., Inostroza, M., Kenny, A., Kritzer, J., Kuntzsch, V., Lasta, M., Lopez, I., Loveridge, C., Lynch D., Masters, J., Mazor, T., McConnaughey, R.A., Moenne, M., Nimick, A.M., Olsen, A., Parker, D., Parma, A., Penney, C., Pierce, D., Pitcher, R., Pol, M., Richardson, E., Rijnsdorp, A.D., Rilatt, S., Rodmell, D.P., Rose, C., Sethi, S.A., Short, K., Suuronen, P., Taylor, E., Wallace, S., Webb, L., Wickham, E., Wilding, S.R., Wilson, A., Winger, P., Sutherland, W.J., 2015. Prioritization of knowledge-needs to achieve best practices for bottom trawling in relation to seabed habitats. *Fish Fish* 17:637-663.
- Kalchhauser, I., Mutzner, P., Hirsch, P. E., Burkhardt-Holm, P., 2013. Arrival of round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) and bighead goby *Ponticola kessleri* (Günther, 1861) in the High Rhine (Switzerland). *BiolInvasions Records* 2:79-83.
- Kallasvuori, M., Vanhatalo, J., Veneranta, L., 2017. Modeling the spatial distribution of larval fish abundance provides essential information for management. *Can J Fish Aquat Sci* 74:636-649.
- Karlsson, R.-M., Almström, H., Berglind, R., 2004. *Miljöeffekter av undervattenssprängningar. En litteraturstudie. FOI-R-1193-SE.*
- Karlsson, M., Kraufvelin, P., Östman, Ö., 2020. *Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. Aqua reports 2020:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 73 s. ISBN: 978-91-576-9722-6.*

- Karås, P., 1999. Recruitment areas for stocks of perch, pike and pikeperch in the Baltic. Rapport, Fiskeriverket, Öregrund.
- Kautsky, L., Norberg, Y., Aneer, G., Engqvist, A., 2000. Under ytan i Stockholms skärgård. Länsstyrelsen i Stockholms län. 142 s.
- 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.
- Keevin, T.M., Hempen, G.L., 1997. The environmental effects of underwater explosions with methods to mitigate impacts. Corps of Engineering ST Louis MO ST Louis District.
- Kelly, J.P., Evens, J.G., 2013. Boating disturbance to waterbirds in California estuaries. Audubon Society 89:6-12.
- Kelty, R.A., Bliven, S., 2003. Environmental and Aesthetic Impacts of Small Docks and Docks, Workshop Report: Developing a Science-Based Decision Support Tool for Small Dock Management, Phase 1: Status of the Science. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 22. National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD. 69 pp.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., Jones, I., 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrol Process 25:1800-1821.
- Kenny, A.J., Rees, H.L., Greening, J., Campbell, S., 1998. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos at an experimental dredge site off north Norfolk, UK. (Results 3 years post-dredging). ICES Document CM 1998/V: 14. ICES, Köpenhamn.
- Kenworthy, W.J., Fonseca, M.S., Whitfield, P.E., Hammerstrom, K.K., 2002. Analysis of seagrass recovery in experimental excavations and propeller-scar disturbances in the Florida Keys National Marine Sanctuary. J Coast Res 37:75-85.
- Keough, M.J., Quinn, G.P., 1998. Effects of periodic disturbances from trampling on rocky intertidal algal beds. Ecol Appl 8:141-161.
- Kiirikki, M., 1996. Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. Eur J Phycol 31:225-232.
- Killgore, K.J., Miranda, L.E., Murphy, C.E., Wolff, D.M., Hoover, J.J., Keevin, T.M., Maynard, S.T., Cornish, M.A., 2011. Fish entrainment rates through towboat propellers in the upper Mississippi and Illinois rivers. T Am Fish Soc 140:570-581.
- Kjørboe, T., Møhlenberg, F., 1981. Particle selection in suspension-feeding bivalves. Mar Ecol Prog Ser 5:291-296.
- Kjørboe, T., Møhlenberg, F., Nohr, O., 1980. Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material. Ophelia 19:193-205.
- Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C., Sørensen, G., 1981. Effects of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. Estuar Coast Shelf Sci 13:107-111.
- Kjelland, M.E., Woodley, C.M., Swannack, T.M., Smith, D.L., 2015. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. Environ Syst Decis 35:334-350.
- Klein, R. 1997. The effects of marinas and boating activity upon tidal waterways. Owings Mills, Maryland: Community & Environmental Defence Services.
- Koch, E.W., 2001. Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. Estuaries 24:1-17.
- Koch, E.W., 2002. Impact of boat-generated waves on a seagrass habitat. J Coast Res 37:66-74.
- 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.
- Koschinski, S., Lüdemann, K., 2013. Development of noise mitigation measures in offshore wind farm construction. Commissioned by the Federal Agency For Nature Conservation (Bundesamt für Naturschutz, BfN). 97 pp.

- Kotta, J., Wernberg, T., Jänes, H., Kotta, I., Nurkse, K., Pärnoja, M., Orav-Kotta, H., 2018. Novel crab predator causes marine ecosystem regime shift. *Sci Rep-UK* 8:4956.
- 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., Šiaulyš, 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., Šiaulyš, 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* 138712.
- Kõuts, T., Sipelgas, L., Raudsepp, U., 2006. High resolution operational monitoring of suspended matter distribution during harbour dredging. *EuroGOOS Conference Proceedings*, pp. 108-115.
- Kraufvelin, P., 2007. Responses to nutrient enrichment, wave action and disturbance in rocky shore communities. *Aquat Bot* 87:262-274.
- 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., Salovius, S., 2004. Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuar Coast Shelf Sci* 61:369-378.
- 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 macroalgae 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* 159:1785-1807.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehtikainen, 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.
- 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.
- 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., Lehtikainen, 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., Olsson, J., 2021. Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:28. 180 s.
- Krause-Jensen, D., Duarte, C.M., 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nat Geosci* 9:737.
- Laaksonen, T., 2012. A Market Analysis on the Global Boating Industry. Tampere University of Applied Sciences, Tammerfors.
- Laffoley, D.A., Connor, D.W., Tasker, M.L., Bines, T., 2000. Nationally important seascapes, habitats and species. A recommended approach to their identification, conservation and protection, pp. 17. Peterborough: English Nature.
- Larsson, A.I., Oevelen, D.v., 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 Pollut Bull* 70:176-188.
- Last, K.S., Hendrick, V.J., Beveridge, C.M., Davies, A.J., 2011. Measuring the effects of suspended particulate matter and smothering on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging. Report for the Marine Aggregate Levy Sustainability Fund, Project MEPF 08/P76. 69 pp.
- Lauff, T., 2018a. Östersjön blir aldrig fritt från kemvapen. Hufvudstadsbladet, onsdag 4 april 2018.
- Lauff, T. 2018b. Trälare sprider kemvapen. Hufvudstadsbladet, onsdag 4 april 2018.
- Lavery, P., Bootle, S., Vanderklift, M., 1999. Ecological effects of macroalgal harvesting on beaches in the Peel-Harvey, western Australia. *Estuar Coastal Shelf Sci* 49:295-309.
- Lawrence, M.J., Stemberger, H.L., Zolderdo, A.J., Struthers, D.P., Cooke, S.J., 2015. The effects of modern war and military activities on biodiversity and the environment. *Environ Rev* 23:443-460.
- Leino, M., Ruuskanen, A.T., Flinkman, J., Kaasinen, J., Klemelä, U.E., Hietala, R., Nappu, N., 2011. The Natural Environment of the Shipwreck *Vrouw Maria* (1771) in the Northern Baltic Sea: an assessment of her state of preservation. *Int J Naut Archaeol* 40.1:133-150.
- Lenz, M., da Gama, B.A.P., Gerner, N.V., Gobin, J., Gröner, F., Harry, A., Jenkins, S.R., Kraufvelin, P., Mummelthei, C., Sareyka, J., Xavier, E., Wahl, M., 2011. Non-native marine invertebrates are more tolerant towards environmental stress than taxonomically related native species: Results from a globally replicated study. *Environ Res* 111:943-952.
- Lenz, M., Ahmed, Y., Canning-Clode, J., Díaz, E.R., Eichhorn, S., Fabritzek, A.G., da Gama, B.A.P., Garcia, M., von Juterzenka, K., Kraufvelin, P., Machura, S., Oberschelp, L., Paiva, F., Penna, M.A., Ribeiro, F.V., Thiel, M., Wohlgemuth, D., Zamani, N.P., Wahl, M., 2018. Heat challenges can enhance population tolerance to thermal stress in mussels: A potential mechanism by which ship transport can increase species invasiveness. *Biol Invasions* 20:3107.
- 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, Näsåker. 89 pp + appendices.
- Leppäkoski, E., Bonsdorff, E., 1989. Ecosystem variability and gradients. Examples from the Baltic Sea as a background for hazard assessment. In: Landner, L. (ed.), *Chemicals in the Aquatic Environment*, Springer Berlin Heidelberg, pp 6-58.
- Leppäkoski, E., Gollasch, S., Gruszka, P., Ojaveer, H., Olenin, S., Panov, V., 2002. The Baltic a sea of invaders. *Can J Fish Aquat Sci* 59:1175-1188.

- Leung, D.Y.C., Yang, Y., 2012. Wind energy development and its environmental impact: a review *Renew. Sustain. Energy Rev* 16:1031-1039.
- Levin, L.A., Childers, S.E., Smith, C.R., 1991. Epibenthic, agglutinating foraminiferans in the Santa Catalina Basin and their response to disturbance. *Deep-Sea Res* 38:465-483.
- 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, M.A., Weber, D.E., Stanley, R.S., Moore, J.C., 2001. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environ Pollut* 115:161-171.
- Liddiard, M., Gladwin, D.J., Wege, D.C., Nelson-Smith, A., 1989. Impact of boulder-turning on sheltered sea shores. NCC CSD Report 919. Report to the Nature Conservancy Council. School of Biological Sciences, University College of Swansea, Swansea.
- 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 s.
- Lindahl, U., 2014. Inventering av torrlagda havsvikar i Blekinge. Rapport 2014:24, Dnr: 502-1774-2010, Länsstyrelsen i Blekinge län, Karlskrona, 110 s.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S.M.J.M., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold, M., Scheidat, M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environ Res Lett* 6:035101.
- Lindegarh, M., Jonsson, P.R., 2002. Assessment of ecological impacts of wash from high speed marine vessels: general procedures based on biological considerations. Final report of FLOWMART to the European Commission. Department of Marine Ecology, Göteborgs universitet, Strömstad, 205 s.
- Lindegarh, M., Bergström, U., Mattila, J., Olenin, S., Ollikainen, M., Downie, A.-L., Sundblad, G., Bučas, M., Gullström, M., Snickars, M., von Numers, M., Svensson, J.R., Kosenius, A.-K., 2014. Testing the potential for predictive modeling and mapping and extending its use as a tool for evaluating management scenarios and economic valuation in the Baltic Sea (PREHAB). *Ambio* 43:82-93.
- Lindfors, S., 2010. Båtars vågor väcker frågor – stranderosion i Stockholms mellanskärgård. Rapport 2010:22. Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm.
- Lindholm, T., 1991. Från havsvik till insjö. Miljöförlaget, Uppsala, 160 s.
- Lindholm, T., Svartström, M., Spoof, L., Meriluoto, J., 2001. Effects of ship traffic on archipelago waters off the Långnäs harbour in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia* 444:217-225.
- Llewellyn, P.J., Shackley, S.E., 1996. The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *Brit Wildlife* 7:147-155.
- Long, D., 2006. BGS detailed explanation of seabed sediment modified Folk classification. Tillgänglig från: http://www.emodnet-seabedhabitats.eu/PDF/GMHM3_Detailed_explanation_of_seabed_sediment_classification.pdf (senaste åtkomst 2021-09-02).
- Long, R.D., Charles, A., Stephenson, R. L., 2015. Key principles of marine ecosystem-based management. *Mar Policy* 57:53-60.
- Long, T.P., 2009. A global prospective on underwater munitions. *Mar Technol Soc J* 43:5-10.
- Loo, L.-O., Ulmestrand, M., 2015. Ostron blir alltmer sällsynt. S. 63-66 i *Havet 1888*, Svedäng, H., Svärd, M., Johansen Lilja, T., Hansson D. (red.), Havsmiljöinstitutet. TMG Tabergs AB.
- 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.
- Lundberg, C., Ögård, J., Ek, M., Snickars, M., 2012. Undervattensmiljön i norra Östersjön: Viktigt att tänka på vid havsnära planering. Närings-, trafik- och miljöcentralen. Rapporter 70. 56 s.

- Lundberg, C., Nilsson, T., 2018. Exploatering av stränder 2013–2018. Jämförande statistik på läns- och kommunnivå. Länsstyrelsens rapportserie nr 15/2018.
- Luther, H., Munsterhjelm, R., 1983. Inverkan av strandbetets upphörande på hydrolitoralens flora i Pojoviken. Memoranda Soc Fauna Flora Fennica 59, 19 s.
- Lyngby, J.E., Mortensen, S.M., 1996. Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. Mar Ecol 17:345-354.
- Länsstyrelsen Västernorrlands Län. 2001. Undersökningar av förorenade områden 1992-1998. Publikation 2001:3. ISSN: 1403-624X.
- Magnusson, M., 2007. Kontrollprogram för mudderdeponien vid Vinga 2007, Marine Monitoring vid Kristineberg AB.
- Magnusson, S.E., 2004. The changing perception of the wetlands in and around Kristianstad, Sweden: from waterlogged areas toward a future water kingdom, Kristianstads Vattenrike Biosphere Reserve. Ann N Y Acad Sci 1023:323-327.
- Magris, R.A., Ban, N.C., 2019. A meta-analysis reveals global patterns of sediment effects on marine biodiversity. Global Ecol Biogeogr 28:1879-1898.
- Mainwaring, K., Tillin, H., Tyler-Walters, H., 2014. Assessing the sensitivity of blue mussel beds to pressures associated with human activities. Joint Nature Conservation Committee, JNCC Report No. 506. Peterborough, 96 pp.
- Major, W.W. III, Grue, C.E., Grassley, J.M., Conquest, L.L., 2004. Non-target impacts to eelgrass from treatments to control *Spartina* in Willapa Bay, Washington. J Aquat Plant Manage 42:11-17.
- Malm, T., 1999. Distribution patterns and ecology of *Fucus serratus* L. and *Fucus vesiculosus* L. in the Baltic Sea. Doktorsavhandling, Stockholms universitet.
- Malm, T., Engkvist, R., 2011. Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten. Naturvårdsverket Rapport 6414. Naturvårdsverket, Stockholm, 35 s.
- Malm, T., Kautsky, L., Engkvist, R., 2001. Reproduction, recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea. Bot Mar 44:101-108.
- 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.
- 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, J., Teilmann, J., 2013. Environmental impact of wind energy. Environ Res Lett 8: 035001.
- Mann, K.H., 2000. Ecology of Coastal Waters: With Implications for Management. Blackwell Science, Massachusetts, USA, 432 pp.
- Marin, V., Palmisani, F., Ivaldi, R., Dursi, R., Fabiano, M., 2009. Users' perception analysis for sustainable beach management in Italy. Ocean Coast Manage 52:268-277.
- Markert, A., Wehrmann, A., Kröncke, I., 2010. Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). Biol Invasions 12:15-32.
- Martin, S.R., Onuf, C.P., Dunton, K.H., 2008. Assessment of propeller and off-road vehicle scarring in seagrass beds and wind-tidal flats of the southwestern Gulf of Mexico. Bot Mar 51:79-91.
- Martinsson, J., 2009. Habitat use by 0-group turbot (*Psetta maxima*) and flounder (*Platichthys flesus*) in central Baltic Sea. Licentiatavhandling, Stockholms universitet.
- Mateo, M.A., Cebrián, J., Dunton, K., Mutchler, T., 2006. Carbon flux in seagrass ecosystems. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.j., Duarte, C.M. (Eds.). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation, Berlin: Springer, pp. 159-192.
- Mathews, G.V.T., 1982. The control of recreational disturbance. In: Scott, D.A. (ed.), Managing wetlands and their birds. International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge.
- McCauley, D.J., Pinsky, M.L., Palumbi, S.R., Estes, J.A., Joyce, F.H., Warner, R.R., 2015. Marine defaunation: animal loss in the global ocean. Science 347:1255641.

- 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-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. *Walter and André de Nottbeck Foundation Scientific Reports* 26:1–53.
- Murray, C.C., Pakhomov, E.A., Therriault, T.W., 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers Distrib* 17:1161-1172.
- 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.
- Nagarajan, L., 2018. Impact of ship wrecks on sea and its mitigation measures. *Int J Chem Tech Res* 11:123-128.
- Naturvårdsverket, 1999. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2003. Efterbehandling av förorenade sediment – en vägledning Rapport 5254. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2011. Svenska tolkningar Natura 2000 naturtyper. Marina naturtyper 1110-1650. Beslutade 2011-06-13. Tillgänglig från <https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwioxbnOz5HkAhWHIZoKHXkNBpYQFjAAegQIAxAC&url=https%3A%2F%2Fwww.naturvardsverket.se%2Fupload%2Fstod-i-miljoarbetet%2Fvagledning%2Fnatura-2000%2Fnaturtyper%2Fkust-och-hav%2Fhav-och-kusttolkninga-2011.pdf&usq=AOvVaw0PhDwUyE4ZkLQ9Lvbi-GE1> (senaste åtkomst 2021-09-02).
- Naturvårdsverket, 2016. Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1, Utgåva 1. Naturvårdsverket, Stockholm, 111 s.
- Neckles, H.A., Short, F.T., Barker, S., Kopp, B.S., 2005. Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. *Mar Ecol Prog Ser* 285:57-73.
- Nellemann, C., Corcoran, E. (eds) (2009). Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment. UNEP/Earthprint. Grid, Arendal.
- Newcombe, C.P., MacDonald, D.D., 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North Am J Fish Manage* 11:72-82.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R., 1998. The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr Mar Biol* 36:127-178.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, N.M., Robinson, J.E., 2002. Impact of marine aggregate dredging and overboard screening on benthic biological resources in the central North Sea: Production Licence Area 408. Coal Pit. Marine Ecological Surveys Limited. Technical Report No. ER1/4/02 to the British Marine Aggregate Producers Association (BMAPA). 72 pp.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Robinson, J.E., Simpson, N.M., Pearce, B., Reeds, K.A., 2004. Impacts of Overboard Screening on Seabed and Associated Benthic Biological Community Structure in Relation to Experimental Marine Aggregate Extraction. Technical Report to the Office of the Deputy Prime Minister (ODPM) and Minerals Industry Research Organisation (MIRO). Project No SAMP.1.022. Marine Ecological Surveys Limited, St. Ives, Cornwall. 152 pp.
- Niemelä, M., 2012. Boskap på stranden eller inte? Guide för hållbart strandbete. Natureship, Jyväskylä.
- Nilsson, H.C., 2004. Säkerhetshöjande åtgärder i farlederna till Göteborg. Kontrollprogram miljö; 8.5 Sedimentspridning 2004-9. Marine Monitoring vid Kristineberg AB, Kristineberg.
- 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.

- Nord Stream, 2009. Nord Stream environmental impact assessment documentation for consultation under the Espoo Convention. Nord Stream, Moskva.
- Norén, F., Norén, K., Magnusson, K., Börjesson, P., Gunnäs, A., 2012. "Slutrapport Ekologiska effekter av ascidieodling". Slutrapport inom Havsmiljöanslaget. N-research, Lysekil.
- 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.
- Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O., Gottby, L., 2016. Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. Sveriges Geologiska Undersökning, GU-rapport: 2016:21 Diarie-nr: 316-1666-2014. SGU, Uppsala, 765 s.
- Nuotio, E., Rautio, L.M., Zittra-Bärsund, S., 2009. På väg mot kontroll av de sura sulfatjordarna - förslag till riktlinjer för minskning av de olägenheter som sura sulfatjordar orsakar. Arbetsgruppspromemoria jsm 2009:8a. Jord- och skogsbruksministeriet, Helsingfors.
- 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.
- Nyberg, J., Schonning, K., Grånäs, K., Nordström, S., Nordgren, P., Svensson, A., Lingsten, L., Hammar, L., Hemmingsson, M., Tingström, L., 2017. Förutsättningar för utvinning av marin sand och grus i Sverige. SGU-rapport: 2017:05. Diarie-nr: 21-2973/2015. SGU, Uppsala.
- Nyman, S., Alaja, H., Koivisto, A.-M., Takala, J., 2006. Malax ås vattendragsarbetens effekter på miljön. Sammanfattning av resultaten från kontrollundersökningarna åren 1997-2003. Västra Finlands Miljöcentrala Rapporter. Västra Finlands Miljöcentral, Vasa, 177 s.
- 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. ISBN 978-91-620--6930-8. ISSN 0282-7298. 130 s.
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O., Wickström, H., 2013a. Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 41 s.
- Näslund, I., Kling, J., Bergengren, J., 2013b. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem—en litteratursammanställning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10, 77 s.
- Odhner, P.B., Thelin, H., Norén, F., Stenberg, O., 2013. Marin biogas-odling av ascidier för biogasproduktion. Region Skåne, Malmö. 46 s.
- OECD, 1994. Environmental Indicators: OECD Core Set. Paris, Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
- 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.
- Olsenz, J.L., 2011. Stress ecology in *Fucus*: abiotic, biotic and genetic interactions. *Adv Mar Biol* 59:37.
- Olsgaard F., Schaanning M.T., Widdicombe S., Kendall M.A., Austen M.C., 2008. Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *J Exp Mar Biol Ecol* 366:123-133.
- Olsson, J., Tomczak, M.T., Ojaveer, H., Gårdmark, A., Pöllumäe, A., Müller-Karulis, B., Ustups, D., Dinesen, G.E., Peltonen, H., Putnis, I., Szymanek, L., 2015. Temporal development of coastal ecosystems in the Baltic Sea over the past two decades. *ICES J Mar Sci* 72:2539-2548.
- Olsson, P., Folke, C., Hahn, T., 2004. Social-ecological transformation for ecosystem management: the development of adaptive co-management of a wetland landscape in southern Sweden. *Ecol Soc* 9:2.
- O'Neill, F.G., Summerbell, K. 2011. The mobilization of sediment by otter trawls. *Mar Pollut Bull* 62:1088-1097.

- Ospar, 2008a. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats (Reference Number: 2008-6). OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.
- Ospar, 2008b. Assessment of the environmental impact of offshore wind-farms. OSPAR Commission, Biodiversity Series 2008:385. ISBN 978-1-906840-07-5. OSPAR, London.
- Paavola, M., Laine, A.O., Helavuori, M., Kraufvelin, P., 2008. Profiling four brackish water harbours: zoobenthic composition and invasion status. *Bor Environ Res* 13:159-175.
- Padilla, D.K., 2010. Context-dependent impacts of a non-native ecosystem engineer, the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Integr Comp Biol* 50:213-225.
- Pardal-Souza, A.L., Dias, G.M., Jenkins, S.R., Ciotti, Á.M., Christofolletti, R.A., 2017. Shading impacts by coastal infrastructure on biological communities from subtropical rocky shores. *J Appl Ecol* 54:826-835.
- Parnell, K.E., Kofoed-Hansen, H., 2001. Wakes from large high-speed ferries in confined coastal waters: Management approaches with examples from New Zealand and Denmark. *Coast Manage* 29:217-237.
- Parsons, E.C.M., Birks, I., Evans, P.G.H., Gordon, J.G., Shrimpton, J.H., Pooley, S., 2000. The possible impacts of military activity on cetaceans in West Scotland. *Eur Res Cetaceans* 14:185-190.
- Parsons, E.C.M., Dolman, S.J., Wright, A.J., Rose, N.A., Burns, W.C.G., 2008. Navy Sonar and cetaceans: just how much does the gun need to smoke before we act? *Mar Pollut Bull* 56:1248-1257.
- Patrício, J., Elliott, M., Mazik, K., Papadopoulou, K.N., Smith, C.J., 2016. DPSIR—Two decades of trying to develop a unifying framework for marine environmental management? *Front Mar Sci* 3:177.
- Pedersen, S.A., Fock, H., Krause, J., Pusch, C., Sell, A.L., Böttcher, U., Rogers, S.I., Sköld, M., Skov, H., Podolska, M., Piet, G.J., Rice, J.C., 2009. Natura 2000 sites and fisheries in German offshore waters. *ICES J Mar Sci* 66:155-169.
- Pelc, R., Fujita, R.M., 2002. Renewable energy from the ocean. *Mar Policy* 26:471-479.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 16:229-311.
- Perkins, M.J., Ng, T.P.T., Dudgeon, D., Bonebrake, T.C., Leung, K.M.Y., 2015. Conserving intertidal habitats: What is the potential of ecological engineering to mitigate impacts of coastal structures? *Estuar Coast Shelf Sci* 167:504-515.
- Persson, J., Håkanson, L., Wallin, M., 1994. Ett geografiskt informationssystem för kustvatten – planering baserat på sjökortinformation., TemaNord 1994:667. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn.
- Persson, L.E., 1983. Miljöeffekter av marin sand- och grustäkt. PM 1719. Statens naturvårdsverk, Stockholm.
- Perry, F., D'Avack, E.A.S., Budd, G., 2015. *Fucus vesiculosus* on mid eulittoral mixed substrata. In: Tyler-Walters H., Hiscock K. (Eds.) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: <http://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/329>. Sidan senast besökt (2021-09-02).
- Peters, K.A., Mizrahi, D.S., Allen, M.C., 2014. Empirical evidence for factors affecting searcher efficiency and scavenging rates at a coastal, terrestrial wind-power facility. *J Fish Wildl Manag* 5:330-339.
- 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., Hasler, B., Timmermann, K., Nielsen, P., Tørring, D.B., Larsen, MED MERA, Holmer, M., 2014. Mussels as a tool for mitigation of nutrients in the marine environment. *Mar Pollut Bull* 82:137-143.
- 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., Wennhage, H., 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *J Fish Biol* 61:148-166.

- Pioch, S., Kilfoyle, K., Levrel, H., Spieler, R., 2011. Green marine construction. *J Coast Res* 61:257-268.
- Pitkänen, H., Peuraniemi, M., Westerborn, 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.
- Pontee, N., 2013. Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean Coast Manage* 84: 204-207.
- Popper, A.N., 2003. Effects of anthropogenic sounds on fishes. *Fish Res* 28:24-31.
- Popper, A.N., Hawkins, A.D., Fay, R.R., Mann, D.A., Bartol, S., Carlson, T.J., Coombs, S., Ellison, W.T., Gentry, R.L., Halvorsen, M.B., Løkkeborg, S., Rogers, P.H., Southall, B.L., Zeddies, D.G., Tavalga, W.N., 2014. Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: a technical report prepared by ANSI-Accredite Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. Springer, Berlin.
- Povey, A., Keough, M.J., 1991. Effects of trampling on plant and animal populations on rocky shores. *Oikos*: 355-368.
- Powilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmüller, R., Stockmann, K., Wetzel, M.A., Koop, J.H.E., 2009. Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *J Mar Syst* 75:441-451.
- Pranzini, E., Wetzel, L., Williams, A.T., 2015. Aspects of coastal erosion and protection in Europe. *J Coast Conserv* 19:445-459.
- Puig, P., Canals, M., Company, J., Martín, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A., Calafat, A. 2012. Ploughing the deep seafloor. *Nature* 489:286-289.
- Quinn, R., 2006. The role of scour in shipwreck site formation processes and the preservation of wreck-associated scour signatures in the sedimentary record - evidence from seabed and sub-surface data. *J Archaeol Sci* 33:1419-1432.
- 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.
- Rabassó, M., Hernández, J.M., 2015. Bioeconomic analysis of the environmental impact of a marine fish farm. *J Environ Manage* 158:24-35.
- Rackley, S.A., 2017. Carbon capture and storage. 2nd edition. Butterworth-Heinemann, Oxford, 698 pp.
- Raventos, N., Macpherson, E., García-Rubiés, A., 2006. Effect of brine discharge from a desalination plant on macrobenthic communities in the NW Mediterranean. *Mar Environ Res* 62:1-14.
- Riemann, B., Hoffmann, E., 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 69:171-178.
- Riisgård, H.U., Lüskow, F., Pleissner, D., Lundgreen, K., López, M.A.P., 2013. Effect of salinity on filtration rates of mussels *Mytilus edulis* with special emphasis on dwarfed mussels from the low-saline Central Baltic Sea. *Helgol Mar Res* 67:591.
- Rijnsdorp, A.D., Bolam, S.G., Garcia, C., Hiddink, J.G., Hintzen, N.T., van Denderen, P.D., van Kooten, T., 2018. Estimating sensitivity of seabed habitats to disturbance by bottom trawling based on the longevity of benthic fauna. *Ecol Appl* 28:1302-1312.
- Roberts, C., Smith, C., Tillin, H.M., Tyler-Walters, H., 2010. Review of existing approaches to evaluate marine habitat vulnerability to commercial fishing activities. Report to the Environment Agency from the Marine Life Information Network and ABP Marine Environmental Research Ltd. Environment Agency Evidence Report: SC080016/R3. Environment Agency, Peterborough.
- Robinson, J.E., Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, N.M., 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Mar Environ Res* 60:51-68.

- Robinson, S.P., Theobald, P.D., Hayman, G., Wang, L.S., Lepper, P.A., Humphrey, V., Mumford, S., 2011. Measurement of underwater noise arising from marine aggregate dredging operations. Marine Aggregate Levy Sustainability Fund (MEPF Ref No. 09/P108). Tillgänglig från <https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=2ahUKewibvrOS0JHkAhUu06YKHeTjBo8QFjACegQIAxAC&url=https%3A%2F%2Fpdfs.semanticscholar.org%2F28d0%2F8ec9a350a31d572623804929573827c5c1b8.pdf&usq=AOvVaw2HwJC8PMqFV0Pf57o5qmpi> (senaste åtkomst 2021-09-02).
- Rogers, S.I., Greenaway, B., 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. *Mar Pollut Bull* 50:9-19.
- Rohde, S., Hiebenthal, C., Wahl, M., Karez, R., Bischof, K., 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *Eur J Phycol* 43:143-150.
- 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.
- Roos, C., Rönnerberg, O., Berglund, J., Alm, A., 2003. Long-term changes in macroalgal communities along ferry routes in a northern Baltic archipelago. *Nord J Bot* 23:247-259.
- Rosenberg, R. (red.), 1984. Biologisk värdering av grunda svenska havsområden. SNV PM 1911. Statens Naturvårdsverk, Solna, 384 s.
- Rosqvist, K., 2010. Distribution and role of macrophytes in coastal lagoons: implications of critical shifts. Doktorsavhandling, Åbo Akademi, Åbo, 39 s.
- Ruesink, J.L., Lenihan, H.S., Trimble, A.C., Heiman, K.W., Micheli, F., Byers, J.E., Kay, M.C., 2005. Introduction of non-native oysters: ecosystem effects and restoration implications. *Ann Rev Ecol Syst* 36:643-689.
- 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., Svahnback, 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.
- Råberg, S., Kautsky, L., 2007. A comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. *Estuar Coast Shelf Sci* 73:249-258.
- Röhr, M.E., Boström, C., Canal-Vergés, P., Holmer, M., 2016. Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences* 13:6139.
- Rönnerberg, O., 1975. The effects of ferry traffic on rocky shore vegetation in the southern Åland archipelago. *Merentutkimuslait Julk* 239:325-330.
- Rönnerberg, O., 1981. Traffic effects on rocky-shore algae in the Archipelago Sea, SW Finland. *Acta Academiae Aboensis, Series B* 41:1-86.
- Rönnerback, P., Westerberg, H., 1996. Sedimenteffekter på pelagiska fiskägg och gulesäckslarver. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Öregrund.
- Rönnerback, 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., 2019. Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. *Ambio* 49:517-530.
- 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.

- Sanderson, H., Fauser, P., Thomsen, M., Vanninen, P., Söderström, M., Savin, Y., Khalikov, I., Hirvonen, A., Niiranen, S., Missiaen, T., Gress, A., Borodin, P., Medvedeva, N., Polyak, Y., Paka, V., Zhurbas, V., Feller, P. 2010. Environmental hazards of sea-dumped chemical weapons. *Environ Sci Technol* 44:4389-4394.
- Sanderson, H., Fauser, P., Rahbek, M., Larsen, J.B., 2014. Review of environmental exposure concentrations of chemical warfare agent residues and associated the fish community risk following the construction and completion of the Nord Stream gas pipeline between Russia and Germany. *J Hazard Mater* 279:518-526.
- Sandström, A., 2003. Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskbestånd. Fiskeriverket informerar 2003:3. Fiskeriverket, Öregrund, 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. Uppgradering av farled till Gävle hamn. Konsekvenser för fisk och fiske. Rapport, SKUTAB, 17 s.
- Sandström, O., Grahn, O., Karlsson, M., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor, T., 2015. Miljösituationen förr och nu i skogsindustrirecipienter, bakgrundsrapport. Rapport C115, IVL, Stockholm, 168 s.
- Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor, T., Karlsson, M., 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter. Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. Rapport B2272, IVL, Stockholm, 203 s.
- Sardá, R., Pinedo, S., Gremare, A., Taboada, S., 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J Mar Sci* 57:1446-1453.
- Scharin, H., Ericsson, S., Elliott, M., Turner, R.K., Niiranen, S., Blenckner, T., Hyytiäinen, K., Ahlvik, L., Ahtiainen, H., Artell, J., Hasselström, L., Söderqvist, T., Rockström, J., 2016. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecol Econ* 128:55-67.
- Schmitt, R.J., Osenberg, C.W. (Eds.), 1996. Detecting ecological impacts: concepts and applications in coastal habitats. Academic Press.
- Schwarzer, K., Bohling, B., Heinrich, C., 2014. Submarine hard bottom substrates in the western Baltic Sea – human impact versus natural development. *J Coast Res* 70:145-150.
- Schöld, S., Ivarsson, C.-L., Nerheim, S., Södling, J., 2017. Beräkning av högsta vattenstånd längs Sveriges kust. *Klimatologi* 45, SMHI, 34 s.
- Sciberras, M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Kneafsey, B., Clarke, L.J., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2018. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish Fish* 19:698-715.
- Seaman, W., 2007. Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia* 580:143-155.
- Seebens, H., Gastner, M.T., Blasius, B., 2013. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecol Lett* 16:7782-790.
- Seed, R., Suchanek, T.H., 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. In: Gosling, E.M. (Ed.), *The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture*. Elsevier Science Publ. [Developments in Aquaculture and Fisheries Science, no. 25], Amsterdam, pp. 87-169.
- 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.
- Sella, I., Perkol-Finkel, S., 2015. Blue is the new green—ecological enhancement of concrete based coastal and marine infrastructure. *Ecol Eng* 84:260-272.
- Shafer, D.J., 2002. Recommendations to minimize potential impacts to seagrasses from single-family residential dock structures in the Pacific Northwest. US Army Corps of Engineers, Seattle, WA.
- Shannon, G., McKenna, M.F., Angeloni, L.M., Crooks, K.R., Fristrup, K.M., Brown, E., Warner, K.A., Nelson, M.D., White, C., Briggs, J., McFarland, S., 2016. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biol Rev* 91:982-1005.

- Sigray, P., Andersson, M., 2014. Hur mycket (o)ljud tål djuren i haven? HavsUtsikt 2014 (1):8-11.
- Sih, A., Jonsson, B.G., Luikart, G., 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends Ecol Evol* 15:132-134.
- 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.
- Sim, V.X., Dafforn, K.A., Simpson, S.L., Kelaher, B.P., Johnston, E.L., 2015. Sediment contaminants and infauna associated with recreational boating structures in a multi-use marine park. *PLoS One* 10:e0130537.
- 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. Fiskeriverket, Lysekil, 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.
- Smeets, E., Weterings, R., 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. EEA Technical Report 25. European Environment Agency, Copenhagen, 19 pp.
- Smith, C.J., Papadopoulou, K.-N., Barnard, S., Mazik, K., Elliott, M., Patrício, J., Solaun, O., Little, S., Bhatia, N., Borja, A., 2016a. Managing the marine environment, conceptual models and assessment: considerations for the European Marine Strategy Framework Directive. *Front Mar Sci* 3:144.
- Smith, J.A., Lowry, M.B., Champion, C., Suthers, I.M., 2016b. A designed artificial reef is among the most productive marine fish habitats: new metrics to address 'production versus attraction'. *Mar Biol* 163:188.
- Smith, R., 2004. The effect of kite surfing on wader roosts at West Kirby, Dee Estuary. DECG, March Wall, King's Drive North, Caldy, Merseyside UK, CH48 1LL.
- Smith, R., Boyd, S.E., Rees, H.L., Dearnaley, M.P., Stevenson, J.R., 2006. Effects of dredging activity on epifaunal communities – surveys following cessation of dredging. *Estuar Coast Shelf Sci* 70:207-223.
- Smith, S.L. 2011. Toxic legacy: mustard gas in the sea around us. *J Law Med Ethics* 39:34-40.
- Snickars, M., Sandström, A., Lappalainen, A., Mattila, J., Rosqvist, K., Urho, L., 2009. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: the relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuar Coast Shelf Sci* 81:247-256.
- Sohlenius, G., 2011. Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? Rapport 12. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- Sohlman, A. (red.) 2008. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – tillståndet i Sverige 2007. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P.L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquat Mamm* 33:411-521.
- Stelzenmüller, V., Ellis, J.R., Rogers, S.I., 2010. Towards a spatially explicit risk assessment for marine management: Assessing the vulnerability of fish to aggregate extraction. *Biol Conserv.* 143:230-238.
- Stenberg, C., Støttrup, J.G., van Deurs, M., Berg, C.W., Dinesen, G.E., Mosegaard, H., Grome, T.M., Leonhard, S.B., 2015. Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Mar Ecol Prog Ser* 528:257-265.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W., Parker, K.R., 1986. Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology* 67:929-940.

- Stockholms Hamn AB, 2006. Stockholm-Nynäshamn, Norvikudden – nya föreslagna tippplatser för muddermassor. SWECO WIAK, Örebro.
- Strandmark, A., Bring, A., Cousins, S.A., Destouni, G., Kautsky, H., Kolb, G., de la Torre-Castro, M., Hambäck, P.A., 2015. Climate change effects on the Baltic Sea borderland between land and sea. *Ambio*, 44:28-38.
- Stronkhorst, J., Ariese, F., Van Hattum, B., Postma, J.F., de Kluijver, M., Den Besten, P.J., Bergman, M.J.N., Daan, R., Murk, A.J., Vethaak, A.D., 2003. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environ Pollut* 124:17-31.
- Stål, J., 2007. Essential Fish Habitats: The Importance of Coastal Habitats for Fish and Fisheries. Doktorsavhandling, Göteborgs universitet.
- 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.
- Stål, J., Paulsen, S., Pihl, L., Rönnbäck, P., Söderqvist, T., Wennhage, H., 2008. Coastal habitat support to fish and fisheries in Sweden: Integrating ecosystem functions into fisheries management. *Ocean Coastal Manage* 51:594-600.
- 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, E.L., Grimvall, A., Gipperth, L., Morf, A., 2014. Structuring social data for the Marine Strategy Framework Directive. *Mar Policy* 45:1-8.
- Sundblad, G., Bergström, U., 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43:1020-1028.
- Sundblad, G., Nikolopoulos, A., Didrikas, T., Isæus, M., 2015: Hydromorfologisk modellering av risk för båtinducerad stranderosion i Stockholms skärgård. *Fakta 2015:13*. Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm.
- Sundermeyer, J.K., Lucke, K., Dähne, M., Gallus, A., Krügel, K., Siebert, U., 2012. Effects of underwater explosions on presence and habitat use of harbor porpoises in the German Baltic Sea. In: Popper, A.N., Hopkins, A. (Eds.), *The effects of noise on aquatic life*. Springer New York, pp. 289-291.
- Svedäng, H., Svärd, M., Johansen Lilja, T., Hansson D. (red.), 2015. *Havet 1888*. Havsmiljöinstitutet. TMG Tabergs AB, Taberg. 84 s.
- Svenska Kraftnät, 2015. Miljökonsekvensbeskrivning byte av 400 kv-kablar mellan Skåne och Själland. Svenska Kraftnät, Sundbyberg.
- Szymelfenig, M., Kotwicki, L., Graca, B., 2006. Benthic re-colonization in post-dredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Estuar Coast Shelf Sci* 68:489-498.
- Säkrare Farleder, 2004. Projekt Säkrare Farleder till Göteborg – Slutrapport. Göteborgs hamn, Göteborg, 78 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.
- Sørensen, J., 1991. Skjellsandutvinning. Samfunnsmessig betydning og konflikter. Delrapport 1 - Skjellsandprosjektet. NIVA-rapport. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo, 37 s.
- Sørensen, T.K., Larsen, F., Bridda, J., 2016. Impacts of bottom-set gillnet anchors on the seafloor and associated flora – potential implications for fisheries management in protected areas. I: von Nordheim, H., Wollny-Goerke, K. (red.). *Progress in Marine Conservation in Europe 2015*. BfN-Skripten 451. BfN, Stralsund, s. 82-89.
- Targett, S., Geertsema, C., 2015. Personal watercraft injuries. I: Doral, M.N., Karlsson, J (red.), *Sports Injuries*. Springer, Berlin, pp. 2881-2887.
- Theil, H., Schriever, G., 1990. Deep-sea mining, environmental impact and the discard project. *Ambio* 19:245-250.

- Thompson, R.C., Crowe, T.P., Hawkins, S.J., 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environ Conserv* 29:168-191.
- Thomsen, F., Gill, A., Kosecka, M., Andersson, M.H., Andre M., Degraer, S., Folegot T., Gabriel, J., Judd, A., Neumann, T., Norro, A., Risch D., Sigray, P., Wood, D., Wilson, B., 2015. MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy, RTD-K3-2012-MRE, Final study report. EU-comission, Brussels.
- Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Dayton, P.K., Cryer, M., Turner, S.J., Funnell, G.A., Budd, R.G., Milburn, C.J., Wilkinson, M.R., 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecol Appl* 8:866-879.
- Tillin, H., Tyler-Walters, H., 2014. Assessing the sensitivity of subtidal sedimentary habitats to pressures associated with marine activities. Phase 2 Report – Literature review and sensitivity assessments for ecological groups for circalittoral and offshore Level 5 biotopes. JNCC Report No. 512B, 260 pp. Tillgänglig från: <https://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjOjvvI0JHkAhWGw6YKHZQ1AB8QFIAAegQIABAC&url=https%3A%2F%2Fcore.ac.uk%2Fdownload%2Fpdf%2F78761120.pdf&usg=AOvVaw2EL59W2-KmPI66Zk8gZQNR> (senaste åtkomst 2021-09-02)
- Tillin, H.M., Mainwaring, K., 2015. *Mytilus edulis*, *Fucus serratus* and red seaweeds on moderately exposed lower eu littoral rock. In: Tyler-Walters, H., Hiscock, K. (eds) Marine life information network: biology and sensitivity key information reviews [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/107/mytilus_edulis_fucus_serratus_and_red_seaweeds_on_moderately_exposed_lower_eulittoral_rock (senaste åtkomst 2021-09-02).
- Tillin, H.M., Tyler-Walters, H., 2015a. List of definitions of pressures and benchmarks for sensitivity assessment. Discussion document Jan 2015. The Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth.
- Tillin, H.M., Tyler-Walters, H., 2015b. Finalised list of definitions of pressures and benchmarks for sensitivity assessment. May 2015. The Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth.
- Tillin, H.M., Tyler-Walters, H., 2016. *Cerastoderma edule* and polychaetes in littoral muddy sand. In Tyler-Walters, H. and Hiscock, K. (eds.) Marine life information network: biology and sensitivity key information reviews, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Tillgänglig från: https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/206/cerastoderma_edule_and_polychaetes_in_littoral_muddy_sand (senaste åtkomst 2021-09-02).
- Tillin, H.M., Houghton, A.J., Saunders, J.E., Hull, S.C., 2011. Direct and Indirect Impacts of Marine Aggregate Dredging. Marine ALSF Science Monograph Series No. 1. MEPF 10/P144. Marine Aggregate Levy Sustainability Fund, 41 pp.
- Tjensvoll, I., 2014. Sediment resuspension: Impacts and extent of human disturbances. Doktorsavhandling, Stockholms universitet, Stockholm, 42 s.
- 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, Åbo, 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.
- Tougaard, J., Wright, A.J., Madsen, P.T., 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Mar Pollut Bull* 90:196-208.
- Transportstyrelsen 2016. Båtlivsundersökningen 2015. Transportstyrelsen, Norrköping.
- Troost, K., 2010. Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *J Sea Res* 64:145-165.
- Trujillo, A., Thurman, H., 2016. Essential Oceanography, Prentice Hall, ISBN 9780134113043, 597 pp.

- Turner, A., Rees, A., 2016. The environmental impacts and health hazards of abandoned boats in estuaries. *Reg Stud Mar Sci* 6:75-82.
- Turner, S.J., Kendall, M.A., 1999. A comparison of vegetated and unvegetated soft sediment macrobenthic communities in the River Yealm, south western Britain. *J Mar Biol Assoc UK* 79:741-743.
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Funnell, G., 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fish Manage Ecol* 6:401-420.
- Tyler-Walters, H., 2005. Assessment of the potential impacts of coasteering on rocky intertidal habitats in Wales. Report to Cyngor Cefn Gwlad Cymru/Countryside Council for Wales from the Marine Life Information Network (MarLIN). Marine Biological Association of the UK, Plymouth (CCW Contract No. NWR012). MarLIN, Marine Biological Association of the UK, Plymouth.
- Törnqvist, O., Engdahl, A., 2012. Uppföljning av exploatering i kustzonen – rekommenderade geodata och analysmetoder. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie nr 1/2012. Metria och Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå.
- Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, M., Gilljam, C., 2020a. Fysisk störning i grunda havsområden - Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. **Fel! Använd fliken Start om du vill tillämpa Version för texten som ska visas här..** ISBN, digital version: 978-91-88727-72-5. ISBN, tryckt version: 978-91-88727-82-4. 125 s.
- Törnqvist, O., Gilljam, C., Rosengren, M., 2020b. En operationell metod för detektion och avgränsning av muddringar med hjälp av satellitdata – Arbetsrapport inom biogeografisk uppföljning och projektet Fysisk påverkan i svenska kustvatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:11, 28 sidor.
- Uddin, S., 2014. Environmental impacts of desalination activities in the Arabian Gulf. *Int J Environ Sci Dev* 5:114.
- Underwood, A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol Appl* 4:3-15.
- Unsworth, R.K., Williams, B., Jones, B.L., Cullen-Unsworth, L.C., 2017. Rocking the boat: damage to eelgrass by swinging boat moorings. *Front Plant Sci* 8:1309.
- UNWTO, World Tourism Organization, 2011. *Tourism Towards 2030 / Global Overview*. World Tourism Organization, Madrid.
- Valeur, J.R., 2004. Sediment investigations connected with the building of the Øresund bridge and tunnel. *Geografisk Tidsskrift – Danish Journal of Geography* 104:1-12.
- Vanaverbeke, J., Bellec, V., Bonne, W., Deprez, T., Hostens, K., Moulart, I., Van Lancker, V., Vincx, M., 2006. SPEEK: study of the post-extraction ecological effects in the Kwintebank sand dredging area. Final Report. PODO-II Belpo project. 80 pp.
- Van Dalfsen, J.A., Essink, K., Toxvig Madsen, H., Birklund, J., Romero, J., Manzanera, M., 2000. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES J Mar Sci* 57:1439-1445.
- Van der Heide, T., van Nes, E.H., Geerling, G.W., Smolders, A.J., Bouma, T.J., van Katwijk, MED MERA, 2007. Positive feedbacks in seagrass ecosystems: implications for success in conservation and restoration. *Ecosystems* 10:1311-1322.
- Vanhatalo, J., Veneranta, L., Hudd, R., 2012. Species distribution modeling with Gaussian processes: a case study with the youngest stages of sea spawning whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) larvae. *Ecol Model* 228:49-58.
- Vartia, K., Frödin-Nyman, S., 2013. DPSIR-modellen, Ramdirektivet för vatten och hydromorfologi. PM 2013-06-28. Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, Luleå.
- Vattenfall, 2007. Miljökonsekvensbeskrivning av nätanslutning av Kriegers flaks vindkraftpark. Vattenfall AB, Stockholm.
- Vásquez, J.A., 1995. Ecological effects of brown seaweed harvesting. *Bot Mar* 38:251-258.
- Vermaat, J.E., Verhagen, F.C.A., Lindenburg, D., 2000. Contrasting responses in two populations of *Zostera noltii* Hornem. to experimental photoperiod manipulation at two salinities. *Aquat Bot* 67:179-189.

- Villnäs A., Perus J., Bonsdorff, E., 2011. Structural and functional shifts in zoobenthos induced by organic enrichment – implications for community recovery potential. *J Sea Res* 65: 8-18.
- von Wachenfeldt, T., 2012. Muddring av förorenade sediment – miljöeffekter, mudderverk och begränsningsåtgärder, ett kunskapsunderlag. Kandidatarbete, Göteborgs universitet, Göteborg, 65 s.
- 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.
- Wahlberg, M., Westerberg, H., 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Mar Ecol Prog Ser* 288:295-309.
- Walker, D.I., Lukatelich, R.J., Bastyan, G., McComb, A.J., 1989. Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. *Aquat Bot* 36:69-77.
- Ward, P.D., 2015. Assessing the impact of explosive blast on marine life. *Soundings* 64:26-29.
- Wei, N., Quarterman, J., Jin, Y.S., 2013. Marine macroalgae: an untapped resource for producing fuels and chemicals. *Trends Biotechnol* 31:70-77.
- Wennersten, R., Sun, Q., Li, H., 2015. Carbon emissions reduction: policies, technologies, monitoring, assessment and modelling. *J Clean Prod* 103:724-736.
- Weslawski, J., Malinga, B., Kotwicki, L., Opalinski, K., Szymelfenig, M., Dutkowski, M., 2000. Sandy coastlines: are there conflicts between recreation and natural values? *Oceanological Studies, Gdansk* 29:5-18.
- Wesström, I., Hargeby, A., Tonderski, K., 2017. Miljökonsekvenser av markavvattning och dikesrensning. En kunskapssammanställning. Naturvårdsverket. Rapport 6777, 132 s.
- West, R., 2012. Impacts of recreational boating activities on the seagrass *Posidonia* in SE Australia. *Wetlands Australia J* 26:3-13.
- Westerberg, H., 1993. Effekter av ljus och vibrationer på fiskvandring i området kring Öresundsbron. Miljökonsekvensbeskrivning för Öresundsförbindelsen, I Underlagsrapport. Fiskeriverket, Göteborg, 46 s.
- Westerberg, H., 1996. Ljus- och vibrationsmätningar vid broar. Kustlaboratoriet, Fiskeriverket, Öregrund, 1-23.
- Westerberg, H., Begout-Anras, M.L., 2000. Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. In: *Advances in fish telemetry. Proc. 3 Conf. Fish Telem. CEFAS, Lowestoft*, pp. 149-158.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fish Manage Ecol* 15:369-375.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P., Frimansson, H., 1996. Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod, *ICES Council Meeting Papers, E: 26*, 13 pp.
- Whitfield, A.K., Becker, A., 2014. Impacts of recreational motorboats on fishes: A review. *Mar Pollut Bull* 83:24-31.
- Wijkmark, N., Didrikas, T., 2010. GIS-analys av lek- och uppväxtområden för sik utmed Västernorrlands kust. *AquaBiota Notes* 2010:1. AquaBiota, Stockholm.
- Wikström, A., Linders, T., Sköld, M., Nilsson, P., Almén, J., 2016a. Bottentråning och resuspension av sediment. Rapportnr: 2016:36. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Göteborg.
- Wikström, A., Sundqvist, F., Ulmestrand, M., Wennhage, H., Bergström, U., 2016b. Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård. S. 159-180 i: Bergström 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., Kautsky, L., 2007. Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuar Coast Shelf Sci* 72:168-176.
- Wikström, S., Blomqvist, M., Svedäng, H., 2018. Effekter av bottenrårlning på ekosystemtjänster i svenska hav. Rapport nr 2018:3, Havsmiljöinstitutet.
- Wilber, D.H., Clarke, D.G., 2001. Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North Am J Fish Manage* 21:855-875.
- Wilber, D.H., Clarke, D.G., Rees, S.I., 2007. Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Mar Pollut Bull* 54:42-52.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Öhman, M.C., 2006. The influence of offshore wind power on demersal fish. *ICES J Mar Sci* 63:775-784.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuar Coast Shelf Sci* 79:459-466.
- Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Brintjes, R., Canessa, R., Clark, C. W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O'Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., Wale, M.A., 2015. Impacts of anthropogenic noise on marine life: Publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean Coast Manage* 115:17-24.
- Williams, S.L., Davidson, I.C., Pasari, J.R., Ashton, G.V., Carlton, J.T., Crafton, R.E., Fontana, R.E., Grosholz, E.D., Whitman Miller, A., Ruiz, G.M., Zabin, C.J., 2013. Managing multiple vectors for marine invasions in an increasingly connected world. *Bioscience* 63:952-966.
- Willstead, E., Gill, A.B., Birchenough, S.N.R., Jude, S., 2017. Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: Establishing common ground. *Sci Tot Environ* 577:19-32.
- Witt, M.J., Sheehan, E.V., Bearhop, S., Broderick, A.C., Conley, D.C., Cotterell, S.P., Crow, E., Grecian, W.J., Halsband, C., Hodgson, D.J., Hosegood, P., Inger, R., Miller, P.I., Sims, D.W., Thompson, R.C., Vanstaen, K., Votier, S.C., Attrill, M.J., Godley, B.J., 2012. Assessing wave energy effects on biodiversity: the Wave Hub experience. *Philos T R Soc A* 370:502-529.
- Wójcik, D., Anna Wojtczak, A., Anastácio, P., Normant, M., 2014. The highly invasive Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Tagus Estuary, Portugal: morphology of the specimens 20 years after the first captures. *Ann Limnol - Int J Lim* 50:249-251.
- Young, G.A., 1991. Concise methods for predicting the effects of underwater explosions on marine life (No. NAVSWC-MP-91-220). Naval Surface Warfare Center, Silver Spring MD.
- Zeffner, A., 2015. Metodutveckling för restaurering av hummerbiotoper med avsikt att öka tillgången på hummer och storvuxen torsk i 8-fjordarområdet. 8-fjordar, Stenungsund.
- Åberg, P., Pavia, H., 1997. Temporal and multiple scale spatial variation in juvenile and adult abundance of the brown alga *Ascophyllum nodosum*. *Mar Ecol Prog Ser* 158:111-119.
- Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A., Minde, A., Repecka, R., Thoresson, G., 2006. Trends in coastal fish stocks of the Baltic Sea. *Bor Environ Res* 11:13-25.
- Öhman, M.C., Sigra, P., Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36:630-633.
- Øresundsbro Konsortiet, 2015. CSR-rapport 2014. Øresundsbro Konsortiet, Malmö.
- Österblom, H., Gårdmark, A., Bergström, L., Müller-Karulis, B., Folke, C., Lindegren, M., Casini, M., Olsson, P., Diekmann, R., Blenckner, T., Humborg, C., Möllmann, C., 2010. Making the ecosystem approach operational — Can regime shifts in ecological-and governance systems facilitate the transition? *Mar Policy* 34:1290-1299.
- 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.

7.2 Webblänkar och internetreferenser

- <http://apps.webofknowledge.com> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- www.båtramper.se (sidan senast besökt 2021-09-02).
- <https://www.daimonproject.com/> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- <https://earthobservatory.nasa.gov/images/89063/offshore-wind-farms-make-wakes> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <http://extra.lansstyrelsen.se/havmoterland/SiteCollectionDocuments/kust-havsplanering/bratten-remiss-fiskereglering/fiskereglering-bratten.pdf> (senaste åtkomst 2021-09-01)
- www.flisik.org (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://www.geomar.de/en/research/fb3/fb3-eoe-b/game/game-about-game> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- www.gyldensteen-research.dk/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://www.havochvatten.se/en/swam/eu--international/marine-spatial-planning/symphony---a-tool-for-ecosystem-based-marine-spatial-planning.html> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/fysisk-paverkan/kartlaggning-av-fysisk-paverkan-av-vattenmiljon.html> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledning/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/statusklassning-av-ytvatten.html> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-baltic-species/> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- <http://www.helcom.fi/Red%20List%20Species%20Information%20Sheet/HELCOM%20Red%20List%20Deshayesorchestia%20deshayesii.pdf> (senaste åtkomst 2021-09-01)
- www.janaberg.se/wordpress/wp-content/uploads/2009/12/Sulfidjord1.pdf (senaste åtkomst 2021-09-01)
- <http://www.marbef.org/> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- www.marbipp.tmbi.gu.se/ (sidan senast besökt 2021-09-01)
- www.marlin.ac.uk (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://www.nord-stream.com/> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://www.nyteknik.se/innovation/expert-avsaltning-sista-atgarden-6536578> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats> (sidan senast besökt 2021-09-02)
- <http://popularhistoria.se/artiklar/sill-blev-vart-forsta-miljoproblem/> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/Species/POO426_Zostera_beds.pdf (senaste åtkomst 2021-09-01)
- <http://www.seafarm.se/web/page.aspx?sid=10831> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/damm-och-sjoregister-1.116177> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- www.sverigesmiljomal.se (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/hav-i-balans-samt-levande-kust-och-skargard/ekologisk-och-kemisk-status-for-kustvatten/#MapTabContainer> (sidan senast besökt 2021-09-01)
- <https://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=125&artikel=6867503> (senast läst 2021-09-01)
- <https://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=125&artikel=6910194> (senast läst 2021-09-01)

Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen

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 minska påverkan och belastning på 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 en bred överblick över vad olika mänskliga aktiviteter (fysiska etableringar, byggnationer och verksamheter) har för påverkan på livsmiljöer och biologiska värden i kustekosystemen. Förutom direkt påverkan på platsen påverkar aktiviteterna konnektiviteten i landskapet, det vill säga arters förmåga eller benägenhet (möjligheter) att röra sig över områden på ett naturligt sätt. Genom att aktiviteterna förändrar många marina ekosystems struktur och funktion får de även effekter på de marina ekosystemtjänsterna, det vill säga de nyttigheter som människan kan få från ekosystemen.

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