

FRITIDSBÅTARS PÅVERKAN PÅ GRUNDA KUSTEKOSYSTEM I SVERIGE

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2019:3

Per-Olav Moksnes, Louise Eriander, Joakim Hansen, Jan Albertsson, Mattias Andersson, Ulf Bergström, Julia Carlström, Jenny Egardt, Ronny Fredriksson, Lena Granhag, Fredrik Lindgren, Kjell Nordberg, Ida Wendt, Sofia Wikström, Erik Ytreberg



HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2019:3

TITEL: Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige

PUBLICERAD: 2019-09-30

FÖRFATTARE: Per-Olav Moksnes^{1,2}, Louise Eriander^{1,2}, Joakim Hansen^{1,3}, Jan Albertsson^{1,4}, Mattias Andersson⁵, Ulf Bergström^{1,6}, Julia Carlström⁷, Jenny Egardt², Ronny Fredriksson^{1,6}, Lena Granhag⁸, Fredrik Lindgren⁸, Kjell Nordberg², Ida Wendt^{1,2}, Sofia Wikström³, Erik Ytreberg⁸

¹Havsmiljöinstitutet, ²Göteborgs universitet, ³Stockholms universitet, ⁴Umeå universitet, ⁵Totalförsvarets forskningsinstitut, ⁶Sveriges lantbruksuniversitet, ⁷Naturhistoriska riksmuseet, ⁸Chalmers tekniska högskola

SPRÅKGRANSKNING OCH LAYOUT: Frida Lundberg, Havsmiljöinstitutet

KONTAKT: Per-Olav Moksnes, Havsmiljöinstitutet, Box 260, 405 30 Göteborg, per.moksnes@havsmiljoinstitutet.se
www.havsmiljoinstitutet.se

REFERENS TILL RAPPORTEN:

Moksnes P-O, Eriander L, Hansen J, Albertsson J, Andersson M, Bergström U, Carlström J, Egardt J, Fredriksson R, Granhag L, Lindgren F, Nordberg K, Wendt I, Wikström S, Ytreberg E. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3.

Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, Linnéuniversitetet och Sveriges lantbruksuniversitet för att bistå myndigheter och andra aktörer inom havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.

OMSLAGSFOTO: Tom Hermansson Snickars/Azote

HELSIDESFOTON I INLAGAN: s. 12 Gunnar Aneer/Azote s. 20 Ulf Grünbaum/Azote, s. 27 kollage ovan från vänster: Jörgen Schön/Azote, Sandid Pixabay, Torbjörn Kåpe/Azote, Oscar Henriksson/Havsmiljöinstitutet, s. 50 Marco Pennbrant/Azote, s. 95 Marco Pennbrant/Azote, s. 105 Marco Pennbrant/Azote

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	6
ENGLISH SUMMARY	8
1. INTRODUKTION	10
1.1 Syfte, mål och avgränsningar	10
1.2 Länshänvisningar	11
2. HISTORISK BAKGRUND TILL FRITIDSBÅTARS ANVÄNDNING I SVERIGE	13
2.1 Goda förutsättningar för fritidsbåtliv i Sverige	13
2.2 Historisk tillbakablick fram till 1970-talet	13
2.3 Utveckling av fritidsbåtlivet från 1970-talet och framåt	15
3. OMFATTNING OCH UTVECKLING AV FRITIDSBÅTARS PÅVERKAN I KÄNSLIGA GRUNDOMRÅDEN	21
3.1 Konkurrens mellan höga naturvärden och bryggor	21
3.2 Omfattning och utveckling av kustexploatering i Sverige	22
3.3 Nya analyser av fritidsbåtars påverkan på vågskyddade grundområden	23
4. FRITIDSBÅTSAKTIVITETER OCH STRUKTURER SOM PÅVERKAN MILJÖN	28
4.1 Permanenta strukturer för fritidsbåtar	28
4.1.1 Bryggor och andra förankringsanordningar	28
4.1.2 Uppställningsplatser på land	31
4.1.3 Båttvättar och spolplattor	31
4.1.4 Båtramper	32
4.2 Muddring för fritidsbåtar	33
4.2.1 Muddring	33
4.2.1.1 Omfattning av muddring i Sverige	33
4.2.1.2 Påverkan från muddring	34
4.2.2 Dumpning av muddermassor i havet	36
4.2.2.1 Omfattning av dumpning i Sverige	36
4.2.2.2 Påverkan från dumpning	37
4.2.3 Metoder vid muddring och dumpning	39
4.3 Fritidsbåtstrafik	40
4.3.1 Svall och andra hydrodynamiska störningar	40
4.3.2 Undervattensbuller från fritidsbåtar	42
4.3.3 Skador från båtskrov, propellrar och ankare	44
4.3.4 Utsläpp associerade till fritidsbåtar	45
4.3.4.1 Utsläpp från båtmotorer	45
4.3.4.2 Utsläpp från båtbottnfärger	47
4.3.4.3 Utsläpp från båttoaletter	49
4.3.4.4 Främmande arter	49

5. TYPER AV PÅVERKAN FRÅN FRITIDSBÅTAR OCH EFFEKTER PÅ MILJÖN	51
5.1 Avlägsnande och övertäckning av sediment	51
5.1.1 Avlägsnande av sediment	52
5.1.2 Övertäckning av sediment	53
5.2 Skuggning från fysiska strukturer	55
5.3 Effekter av förändrad hydrodynamik från muddring och fysiska strukturer	57
5.4 Uppgrumling av sediment	59
5.4.1 Faktorer som styr påverkan av suspenderat sediment	59
5.4.2 Indirekta effekter på ljusmiljön	62
5.4.3 Direkta effekter av ökad mängd suspenderade partiklar och ökad sedimentation	63
5.4.4 Spridning av miljögifter och näringsämnen	66
5.5 Direkta skador från fritidsbåtsaktiviteter	67
5.5.1 Skrov- och propellerskador	67
5.5.2 Skador från förankringsanordningar	69
5.5.3 Återhämtning från direkta skador	72
5.6 Effekter av hydrodynamisk störning från båttrafik	73
5.6.1 Strand- och bottenerosion	73
5.6.2. Effekter på bottenvegetation och djur	74
5.7 Påverkan från undervattensbuller från fritidsbåtar	76
5.7.1 Effekter på fisk	77
5.7.2 Effekter på däggdjur	78
5.7.3 Effekter på ryggradslösa djur	80
5.8 Kemisk påverkan	80
5.8.1 Förekomst av antifoulingbiocider, miljöpåverkan och gränsvärden	81
5.8.1.1 Tennorganiska föreningar	81
5.8.1.2 Koppar	84
5.8.1.3 Zink	85
5.8.1.4 Irgarol	86
5.8.1.5 Framtida antifoulingbiocider	86
5.8.1.6 Halter av biocider i småbåtshamnars sediment	86
5.8.2 Föroreningar från båtmotorer	87
5.8.2.1 Petrokemiska produkter	88
5.8.2.2 Förbränningsprodukter	89
5.8.3 Övriga utsläpp från fritidsbåtar	90
5.9 Spridning av främmande arter	93
6. SUMMERING OCH DISKUSSION AV FRITIDSBÅTARS PÅVERKAN PÅ GRUNDA KUSTEKOSYSTEM I SVERIGE	96
6.1. Hur påverkar fritidsbåtar miljön i havet?	96
6.1.1 Kustexploatering för fritidsbåtar	96
6.1.2 Dumpning av muddermassor i havet	99
6.1.3 Båttrafik	100
6.1.4 Värdefulla grundområden mest påverkade av fritidsbåtar	101
6.2 Hur omfattande är den sammanlagda miljöpåverkan från fritidsbåtar?	102
6.2.1 Kumulativ påverkan från fysisk exploatering i grunda mjukbottensområden	102
6.2.2 Kumulativ påverkan från fritidsbåtars motortrafik i grunda mjukbottensområden	102
6.2.3 Kumulativt utsläpp av föroreningar från fritidsbåtar	103
6.3 Är utvecklingen hållbar?	104

7. FÖRSLAG PÅ ÅTGÄRDER OCH LÖSNINGAR FÖR ETT MER HÅLLBART BÅTLIV	106
7.1 Minska exploatering av grunda vågskyddade områden	106
7.1.1 Kustplanering för att placera fritidsbåtsaktiviteter på rätt plats	106
7.1.2 Minska användningen av bryggor	107
7.1.3 Förbättra handläggning, uppföljning och tillsyn av vattenverksamheter	109
7.2 Minska påverkan vid exploatering för fritidsbåtar	110
7.2.1 Miljövänlig konstruktion av bryggor och förankringsbojar	110
7.2.2 Välja rätt tidpunkt och minimera uppgrumling vid muddring och dumpning	111
7.3 Minska påverkan från båttrafik	111
7.3.1 Sänk hastigheten och begränsa motorbåtstrafik i känsliga områden	112
7.3.2 Använd miljövänlig teknik för att minska utsläpp	112
7.4 Minska utsläpp av biocider	113
7.5 Båtregister och styrmedel för ett mer hållbart båtliv	114
7.6 Behov av mer kunskap	115
OMNÄMNADE	117
8. KÄLLFÖRTECKNING	118
Bilagor	
B1. Analyser av kustexploatering från fritidsbåtar på grunda vågskyddade mjukbottnar	148
B2. Sammanfattning av förslag på åtgärder och lösningar för ett mer hållbart båtliv	154

SAMMANFATTNING

Sveriges natursköna kust med vidsträckta skärgårdar erbjuder fantastiska förhållanden för fritidsbåtliv. Idag finns uppskattningsvis mer än 700 000 fritidsbåtar i Sverige, vilket är en av de högsta siffrorna i världen sett till befolkningens mängd. Kustens vågskyddade skärgård ger också goda förutsättningar att förvara fritidsbåtar vid bryggor, och idag täcks stora områden av bryggor och småbåtshamnar. Det stora antalet båtar och bryggor kan ge betydande effekter på miljön, men kunskapen om fritidsbåtlivets sammanlagda påverkan på Sveriges kustmiljöer har hittills varit bristfällig. Havsmiljöinstitutets mål med denna rapport har varit att sammanställa kunskapsläget kring hur fritidsbåtar påverkar grunda kustekosystem i Sverige, samt bedöma omfattningen av denna påverkan och om utveckling är hållbar. Syftet med rapporten är att bidra till utvecklingen av en mer hållbar förvaltning av fritidsbåtlivet genom att sammanställa vetenskaplig kunskap inom detta område på ett lättillgängligt sätt.

Sammanställningen visar att det finns ett starkt stöd i den vetenskapliga litteraturen för att fritidsbåtar ger upphov till många negativa effekter på kustmiljön. Med fritidsbåtlivet följer en rad olika fysiska strukturer och aktiviteter som var och en ger upphov till flera olika typer av miljöpåverkan. En ökad utbredning av småbåtshamnar, bryggor och muddrade områden medför förluster av viktiga bottenmiljöer och leder ofta till en långvarig försämring av miljöförhållanden lokalt. Muddrings- och dumpningsaktiviteter leder till ökad uppgrumling och spridning av sediment, näringsämnen och miljögifter över stora områden, vilket bland annat påverkar bottenvegetation, fiskar och musslor negativt. Båttrafik och ankring leder till uppgrumling och erosion av sediment samt till skador på bottenmiljön. Undervattensbuller från båtarnas motorer stör också fiskar och däggdjur. Vidare medför användning av fritidsbåtar betydande utsläpp av giftiga ämnen och föroreningar från båtottenfärger och förbränningsmotorer.

Drygt 60 % av alla bryggor och småbåtshamnar återfinns i grunda (<3 m), vågskyddade områden med mjukbottnar, trots att de endast utgör en fjärdedel av kustens totala grundområden. Dessa områden lämpar sig väl för båtförvaring, men är också en av kustens mest produktiva och värdefulla miljöer. Grunda mjukbottnar är en viktig miljö för olika kärleväxter och kransalger, som i sin tur utgör viktiga uppväxthabitat för många olika fiskarter och kräftdjur. Rapporten visar att dessa miljöer är extra känsliga för en majoritet av de stör-

ningar som fritidsbåtlivet ger upphov till. Sammantaget medför detta att fritidsbåtlivet i förhållande till sin omfattning genererar stora skador på miljöer med höga naturvärden.

Även om miljöpåverkan från enskilda båtar eller bryggor är begränsad, gör det stora antalet att den sammanlagda effekten av båtlivet blir betydande. Flyginventeringar visar att det idag finns nästan 110 000 bryggor längs Sveriges kuster som tillsammans täcker nära 200 mil botten. I jämförelse med 1960-talet har mängden bryggor ökat med nästan 160 %. Det är en ökningstakt som idag motsvarar cirka 1 700 nya bryggor per år. Svenska studier visar att vegetationens utbredning minskar dramatiskt när antalet bryggor och båtar i ett område ökar. Nya beräkningar visar att nästan 20 % av bottenarna i grunda vågskyddade områden kan vara negativt påverkade av fritidsbåtar idag; i Stockholms och Västra Götalands län bedöms runt 30 % av dessa miljöer vara negativt påverkade. Trots att man under de senaste 20 åren vidtagit olika åtgärder för att minska utvecklingstrycket på kusterna, syns inga tecken på att exploateringstakten avtar.

Det stora antalet motorbåtar, trenden att motorerna blir allt större, samt det faktum att båtarnas förbränningsmotorer idag saknar avgasrening medför att fritidsbåtar släpper ut stora mängder föroreningar och växthusgaser. Nya beräkningar tyder på att utsläppen är betydande också i jämförelse med annan trafik och transporter. Utsläpp av giftigt koppar från fritidsbåtars bottenfärger är också betydande och bidrar till att halten av koppar i vattenmassan är över gränsvärdet för god miljöstatus i 85 % av alla klassade kustvattenförekomster.

Även om de flesta som vistas ute på havet med fritidsbåt gör detta för naturupplevelsen och värnar om en god havsmiljö, visar resultaten i denna rapport att dagens båtliv har en stor negativ miljöpåverkan, framför allt i känsliga vågskyddade grundområden. I dessa miljöer bedöms båtlivet och dess utveckling inte vara hållbara i stora delar av landet. Samtidigt visar rapporten att det finns sätt att minska miljöbelastningen från fritidsbåtar. Genom att ändra sättet vi använder och förvarar fritidsbåtar, samt genom att förbättra förvaltningen ökar möjligheten för att kommande generationer ska få uppleva orörda skärgårdsvikar med klart vatten och ett myllrande växt- och djurliv.

I rapporten diskuteras avslutningsvis nya möjliga åtgärder och lösningar för att initiera arbetet med att

skapa ett mer hållbart båtliv. Dessa inkluderar bland annat att identifiera sårbara kustmiljöer och styra bort kustexploatering och båttrafik från dessa områden. Vidare kan förvaringen av fritidsbåtar på land minska behovet av bryggor, muddringar och giftiga båtbottenfärger. Sänkt hastighet och begränsad motortrafik i känsliga områden kan minska störningarna i de mest utsatta områdena. Slutligen kan ny miljövänlig teknik och nya styrmedel användas för att minska utsläpp och fysisk påverkan, vilket på sikt kan skapa ett mer hållbart båtliv.

ENGLISH SUMMARY

Sweden has a long and beautiful coastline with extensive archipelagos that offer exceptional conditions for recreational boating. There are more than 700 000 recreational boats in Sweden, which is one of the highest numbers in the world in relation to the population size. Small tidal differences and many sheltered bays also provide good conditions for storing boats at docks and piers and jetties. As a result, large areas of the Swedish coast are today covered with docks and marinas for recreational boats. The large number of boats and docks could have substantial negative effects on the environment. However, the understanding of the cumulative impact of recreational boating on Swedish coastal ecosystem has so far been incomplete. The goal with this report from the Swedish Institute for the Marine Environment has been to compile and summarize the present state of knowledge regarding how recreational boating affect shallow coastal ecosystems in Sweden, to determine the extent of the impact and if the development is sustainable. The aim has been to present scientific knowledge on these topics in an accessible way in order to facilitate the development of a more sustainable management of recreational boating in Sweden.

The scientific literature strongly support that recreational boating generates many negative effects on the marine environment. Recreational boating requires a number of physical structures and generate a number activities that each results in several different pressures on the environment. An increased number of marinas, docks and dredged canals results in losses of important habitats, as well as long-term deterioration of the environmental conditions locally. Dredging and dumping of dredge material results in increased turbidity and dispersal of sediment, nutrients and pollutants over large areas with negative effects on many aquatic organisms, e.g. vegetation, fishes and mussels. Traffic from recreational boats and anchoring result in increased turbidity and sediment erosion as well as damage to habitats. Motor boats also create underwater noise that can disturb e.g. fishes, seals and porpoises. In addition, recreational boating result in substantial emissions of toxic substances and pollution from e.g. antifouling paint and combustion engines.

More than 60% of all docks and marinas are found in wave sheltered, shallow (<3 m) areas with soft bottoms, despite that this environment only constitute 25% of shallow coastal areas in Sweden. These sheltered areas

are well suited for storing boats, but also constitute one of the most productive and valuable environments along the coast. They are important environments for vegetation such as seagrass, pondweed and stoneworts, which in turn constitute important spawning and nursery areas for a large number of fish and invertebrates. The report shows that these shallow soft bottom environments are very sensitive to a majority of the stressors that recreational boating generate. Boating therefore create a disproportionately large impact on environments with high values.

Although the impact from a single recreational boat or dock is limited, the cumulative effect is substantial because of the sheer number. According to recent inventories, there are today almost 110 000 docks along the Swedish coast covering almost 2 000 km of bottom. In comparison with the 1960s, the amount of docks has increased with almost 160%, which today constitutes an increase of 1 700 new docks per year. Recent studies show that vegetation is degraded as the number of docks and boats increase within shallow, wave sheltered areas. It is estimated that almost 20% of this important environment is negatively affected by recreational boating today; in the County of Stockholm and Västtra Götaland around 30% of shallow, wave sheltered areas are estimated to be impacted. Despite several management measures in the last decades to decrease coastal exploitation, there are no signs that the rate of exploitation is decreasing.

The large number of recreational boats with combustion engines, the trend of increasing engine size, and the fact that engines lack all forms of emission control result in substantial emissions of pollutants and greenhouse gases. Recent estimates suggest that the emissions from recreational boats are very high and comparable with other types of transport in Sweden. Emission of toxic copper from antifouling paint on recreational boats is also substantial and contributes to the high levels of copper in coastal waters, which is above the limit for good ecological status in 85% of the assessed coastal water bodies.

Although most boat owners likely spend time at sea because they enjoy and care about the environment, the results presented in this report show that recreational boating have a substantial negative impact on the coastal environment, particularly in shallow, wave protected areas. In these areas, today's use and development of recreational boating cannot be considered

sustainable. However, the report also shows that there are ways to decrease the environmental impact from recreational boating. By changing the way we use and store recreational boats, and by improving management we can still allow coming generations to enjoy unexploited coastal environments with clear water and a rich plant and animal life.

The report ends by discussing new, possible measures and solutions for a more sustainable use of recreational boats in Sweden, which could be a starting point for continuing such work. These include e.g. to identify vulnerable coastal environments in order to steer away exploitation and recreational boat traffic from these areas. By storing boats on land, the need for docks, dredging and toxic antifouling paint could decrease. Reduced speed limits and access limitations for recreational motorboats in certain areas could decrease negative impact on the most vulnerable habitats. Finally, new, environmentally friendly technology, and new financial instruments could be used to decrease negative impacts and create a more sustainable development of recreational boating.

1. INTRODUKTION

Sveriges långa natursköna kust med fjordar och vidsträckta skärgårdar utgör fantastiska förhållanden för fritidsbåtliv. Idag finns uppskattningsvis cirka 756 000 fritidsbåtar längs Sveriges kuster och i sjöar, vilket är en av de högsta siffrorna i värden sett till befolkningens storlek. I jämförelse med många andra länder har Sverige en vind- och vågskyddad kust med många vikar och fjordar samt omfattande skärgård, vilket tillsammans med ett nästan obefintligt tidvatten ger mycket goda förutsättningar för båtliv och för att förvara båtar vid bryggor. Detta har medfört att det i Sverige finns en tradition att förtöja fritidsbåtar vid en brygga när de inte används, och som ett resultat täcks stora delar av den vågskyddade kusten idag av bryggor och småbåtshamnar.

Det ökande intresset för båtliv samt för att bo eller vistas vid havet har lett till att den småskaliga exploateringen av kusten ökar i många områden med fler och större bryggor och småbåtshamnar. Idag ses också en utveckling från mindre segelbåtar mot allt större och snabbare motorbåtar med stora motorer, vilket har lett till en ökad motortrafik i känsliga, grunda kustområden. Den ökande exploateringen och båttrafiken längs kusten väcker frågan om vilken miljöpåverkan som fritidsbåtar medför, samt huruvida den utveckling som sker är hållbar. Även om miljöpåverkan från en enskild fritidsbåt eller brygga är begränsad så medför det stora antalet fritidsbåtar och bryggor att den sammanlagda effekten kan vara betydande. Kunskapen om hur omfattande denna påverkan är längs hela Sveriges kust har dock varit bristfällig.

Att exploatering av kusten med bryggor och muddringsaktiviteter har en negativ påverkan på bottenmiljön har länge varit känt, likaså problemen med utsläpp av giftiga båtbottnfärger från fritidsbåtar. Nya studier visar dock att fritidsbåtar och de fysiska strukturer (exempelvis bryggor och kajer) och aktiviteter som följer med fritidsbåtlivet också ger upphov till många andra typer av påverkan. Nya studier i Sverige visar bland annat att ökat svall och uppgrumling från fritidsbåtar kan ge negativa effekter på vegetationen, samt att det undervattensbuller som båtarna genererar kan påverka fiskar negativt. Muddringsaktiviteter i vågskyddade områden kan ge upphov till långvarig uppgrumling samt förändrade temperaturförhållande med negativa effekter på bl.a. fiskrekrytering. Det ökande antalet motorbåtar med allt större motorer medför också ökade utsläpp av giftiga petrokemiska produkter

i vattnet, med potentiellt negativa effekter på miljön. Dock har det fram till nu saknats en sammanställning av vad den vetenskapliga litteraturen säger ifråga om de miljöeffekter som fritidsbåtar ger upphov till i havet.

Havsmiljöinstitutets mål med denna rapport är att sammanställa kunskapsläget kring hur fritidsbåtar påverkar havsmiljön i Sverige samt att bedöma omfattningen av denna påverkan, om utveckling är hållbar och vilka möjligheter som finns för att göra båtlivet mer hållbart.

1.1 Syfte, mål och avgränsningar

Syftet med rapporten är att bidra med vetenskaplig kunskap om hur fritidsbåtar påverkar grunda kustekosystem för att underlätta utveckling av en mer hållbar förvaltning av fritidsbåtlivet i svenska havsområden. Avsikten har varit att göra kunskapssammanställningen lättillgänglig, så att den kan användas i förvaltningen samt av andra aktörer med intresse för ett hållbart fritidsbåtliv.

Målgrupper för rapporten är framför allt miljöhandläggare och förvaltare av kustmiljöer på nationella myndigheter, länsstyrelser och kommuner som organiserar och handlägger ärenden som rör fritidsbåtar, kustexploatering och fysisk planering. Andra viktiga målgrupper är miljödomstolar och beslutsfattare på kommunal och regional nivå, liksom fritidsbåtagare, båtklubbar, företag inom båtbranschen samt olika intresseorganisationer som använder och värnar om kusten. Delar av rapporten kan också vara av intresse för allmänheten och skulle kunna utgöra underlag för undervisning i skolor och på universitet.

Rapporten fokuserar på fritidsbåtars påverkan på svenska kustmiljöer och baseras i första hand på studier från svenska eller skandinaviska förhållanden. Men när svenska studier saknats har studier från övriga delar av världen också inkluderats. I huvudsak har studier från marina kustmiljöer och brackvattenmiljöer inkluderats, men ett fåtal referenser är också från sötvattenssystem när det varit relevant. Rapporten har inte gjort någon analys av hur fritidsbåtar påverkar miljön i svenska sjöar, men många av resultaten och slutsatserna är sannolikt likartade och relevanta också för förvaltning av svenska sjöar.

Med fritidsbåtar menar vi i denna rapport små båtar som sällan överstiger 15 m i längd och som främst används för rekreation. Även små båtar för person-

transporter och yrkesverksamhet inkluderas dock i begreppet om de till utseende och förvaring inte skiljer sig från rekreationsbåtar. Definitionen överensstämmer med tidigare rapporter om fritidsbåtar i Sverige (t.ex. Transportstyrelsen 2016), där även beskrivning av båtbeståndet framgår.

1.2 Länshänvisningar

Rapporten består av sju kapitel som sammanställer kunskapen om hur fritidsbåtar påverkar miljön, analyserar omfattningen av denna påverkan samt diskuterar om fritidsbåtlivet är hållbart och hur förvaltningen och användningen av fritidsbåtar kan förbättras.

Rapporten inleds med kapitel 2 som ger en historisk tillbakablick över hur fritidsbåtlivet utvecklats i Sverige. I kapitel 3 presenteras nya analyser över omfattningen av kustexploatering och fritidsbåtlivet idag samt hur det utvecklats sen 1960-talet. I bilaga 1 ges en mer detaljerad beskrivning av hur analyserna genomförts.

Eftersom flera olika fritidsbåtsaktiviteter kan orsaka samma sorts miljöpåverkan (t.ex. uppgrumling av sediment) presenteras i kapitel 4 olika typer av fritidsbåtsaktiviteter och anlagda strukturer som påverkar miljön. Därefter beskrivs i kapitel 5 de olika typerna av miljöpåverkan i detalj. För att underlätta att hitta den viktiga informationen presenteras i detta kapitel även sammanfattande faktarutor för alla delkapitel och typer av påverkan. Faktarutorna ger en överblick över dels varaktighet och utbredning av respektive miljöpåverkan, dels de känsligaste miljöerna och organismerna.

I kapitel 6 summeras och diskuteras resultaten i rapporten. Kapitlet inleds med en summering av resultaten för att ge en överblick av hur fritidsbåtlivet påverkar miljön. Där presenteras en tabell som sammanfattar vilka typer av miljöpåverkan varje fritidsbåtsaktivitet och fysisk struktur orsakar. Tabellen innehåller även hänvisningar till avsnitt i rapporten som beskriver respektive miljöpåverkan mer i detalj. *Läsare som letar efter specifik information rekommenderas att läsa avsnitt 6.1 först och där få vägledning till relevanta kapitel.* I avsnitt 6.2 och 6.3 diskuteras hur omfattande påverkan från fritidsbåtar är och om dagens utveckling är hållbar.

I kapitel 7 diskuteras möjliga åtgärder, metoder och nya lösningar som kan minska miljöpåverkan från fritidsbåtar. Dessa förslag är inte resultatet av en vetenskaplig analys utan ska ses som inspiration i ett förändringsarbete för att göra förvaltning och sättet vi använder och förvarar båtar på mer hållbart. I bilaga 2 sammanställs dessa möjliga åtgärder i en mer lättöverskådlig tabell. Kapitlet avslutas med en diskussion av de viktigaste kunskapsluckorna kring fritidsbåtars påverkan på havsmiljön.



2. HISTORISK BAKGRUND TILL FRITIDSBÅTARS ANVÄNDNING I SVERIGE

I detta kapitel ges en historisk tillbakablick över hur fritidsbåtlivet utvecklats i Sverige från 1800-talet fram tills idag. Här beskrivs hur förutsättningar och motiv för fritidsbåtlivet förändras över tiden. Kapitlets senare del fokuserar på hur antal, typ och storlek av fritidsbåtar, har förändrats, framför allt från 1970-talet och framåt då tillgängligheten på statistik förbättrades.

2.1 Goda förutsättningar för fritidsbåtliv i Sverige

Sverige är idag ett av världens fritidsbåtstättaste länder sett till befolkningens storlek. Enligt statistik från Swe-Boat (2018) finns det nästan 8 fritidsbåtar per 100 vuxna invånare, och en tredjedel av landets vuxna befolkning färdas med fritidsbåt minst en gång per säsong. Att vara ute i båt på fritiden, ensam eller tillsammans med vänner, är för många en uppskattad och efterlängtd aktivitet. Två aspekter av båtlivet är överlägset viktigast för svenskarna – frihetsupplevelsen och naturupplevelsen (Transportstyrelsen 2016). Detta avspeglas i en intervjuundersökning från 2017 där majoriteten av de tillfrågade ställde sig bakom påståendet ”Endast i båten ute på vattnet känner jag mig fri” (Lepoša 2017).

Sveriges långa kust med natursköna kuststräckor är en viktig bidragande faktor till det omfattande båtlivet. Vidsträckta skärgårdar i flera regioner skapar en omväxlande miljö med många öar, skyddade vikar och sund. Dessa kusttyper erbjuder också ett skydd mot hårt väder jämfört med förhållandena på öppet hav. I ett internationellt perspektiv kan man säga att öppnare, rakare och mer vindexponerade förhållanden är typiska för många andra länder, vilket ställer större krav på såväl båtar och hamnar som på båtanvändarnas kunskaper. Sverige ger dessutom, genom sin långa och ofta brutna kustlinje med öar, vikar och sund, ovanligt god tillgång till naturhamnar för de som vill kunna söka avskildhet. Samtidigt ökar allemansrätten och det fria hundredskapsfisket längs kusterna ytterligare möjligheterna för människor att njuta av denna kustnatur. De obefintliga eller små tidvattenbetingade vattenståndsvariationerna utmed våra kuster underlättar ytterligare för båtanvändarna. Sverige har således en kust som bjuder ovanligt omväxlande natur, skydd mot hårt väder, och lättsamma och variationsrika möjligheter att lägga till och övernatta med båt. Vidare är kostnaderna som belastar båtägare för gästhamnar,

hemmahamnar och marinor låga i Sverige jämfört med förhållandena på kontinenten. Skillnaden kan delvis förklaras av att våra hamnar i jämförelsevis lägre grad behöver konstrueras för att motstå påfrestningar från stora vågor och tidvatten (Transportstyrelsen 2015).

Den intensiva fritidsbåtstrafiken och utnyttjande av gästhamnar är tydligt säsongsbetonad i Sverige. Detta som en följd av vårt nordliga läge och stora årstidsskillnader vilket medför att aktiviteten tenderar att koncentreras till semesterperioden under sommaren. Högsäsongen för fritidsbåtlivet sträcker sig från mid-sommar till en bit in i augusti, medan det är betydligt lugnare under andra tider på året (Transportstyrelsen 2015).

2.2 Historisk tillbakablick fram till 1970-talet

Det omfattande fritidsbåtliv som vi har idag är en relativt sen företeelse. Att båtliv idag kan åtnjutas av avsevärt fler än en liten socioekonomisk elit hänger ihop med att Sverige, i likhet med många andra industrialiserade länder, utvecklats mycket gynnsamt ekonomiskt under det gångna seklet. Denna utveckling har inneburit att mängden ledig tid och den disponibla inkomsten har ökat kraftigt för många svenskar. Det är därför föga förvånande att fritidsbåtlivet idag skiljer sig dramatiskt från hur det var för 100 eller till och med 200 år sedan. Stora delar av underlaget till följande beskrivning är hämtad ur en skildring från Sjöhistoriska museet (Sjöhistoriska 2016a,b).

Redan under 1800-talets första hälft bildades många båtklubbar för fritidsbåtliv i Västeuropa, USA och Australien. I Sverige bildades Kungliga svenska segelsällskapet 1830. Men sådana sammanslutningar och aktiviteter var vid denna tid bara tillgängliga för samhällets elit. Ofta var det fråga om lustfärder och fester med relativt stora fartyg med inhyrd besättning. I slutet av 1800-talet, som var en tid av nationsbyggande, började emellertid en förändring ske. I boken *Båtar och segling* propagerade författaren Carl Smidt för ett enklare fritidsbåtliv och lyfte fram de positiva och uppbyggliga effekter som fritidsbåtlivet ansågs ha på individen. I samtida nationsstärkande anda menade Smidt att människan bör härdas genom ”starka upplevelser” och fara ut, upptäcka och lära känna sitt land. Från sekelskiftet 1800/1900 började det byggas båtar

som redan från början var avsedda för fritidsbruk, och ungefär samtidigt lanserades de första mindre båtarna med motor. Dessa fick en trevande start, eventuellt beroende på att ordet *explosionsmotor* gav oroande associationer. Lite senare, 1929, kom den s.k. campingbåten, en öppen träbåt utrustad med vindruta, sidorutor, ratt och i flertalet fall utombordsmotor. Boken *I prickade och oprickade farleder* av Erik Jonson kom ut ungefär samtidigt och utgjorde en tidig beskrivning av skärgårdar ur en mer turisttillvänd synvinkel, som en ansats att råda bot på bristen på sjökort och färdbeskrivningar. Boken gavs ut i en tid då skärgårdsmiljöerna började uppvärderas i det svenska folkets medvetande, från att ha setts som perifera och ointressanta till att betraktas om ursprungliga, genuina och autentiska och som bärare av en folksjäl som var på väg att försvinna i det framväxande industrisamhället. Detta medförde bland annat att många konstnärer flyttade ut i skärgårdarna och åtminstone Stockholms skärgård fick mer av ångbåtsförbindelser, pensionat, och sommargäster. Dessa faktorer kan ha banat väg för ett kommande expansivt fritidsbåtliv.

Efter att visionen om folkhemmet lanserades i slutet av 1920-talet kom så småningom folkhemstanken med sina kollektiva ideal att nå in också i fritidsbåtlivet. Den kollektiva aspekten betonades genom de många båtklubbarna och genom alla gemensamma strävanden och aktiviteter som startades. Båtklubbarnas uppkomst och utveckling har sannolikt även gynnats av den starka föreningstradition som utvecklats i Sverige efter den tiden. Liksom andra fenomen i sin samtid bar emellertid även båtlivet en stark patriarkal prägel, vilket bland annat tog sig uttryck i att närvaron av en stark (manlig) ledare eller kapten betraktades som viktig. Den sneda könsfördelningen inom båtlivet är för övrigt något som delvis kvarstår även i våra dagar (Sjöhistoriska 2016b).

År 1938 lagstiftades om minst två veckors betald semester för alla anställda i Sverige. I vissa kretsar växte då en oro fram över vad arbetarklassen kunde komma att göra med så mycket ledig tid; farhågorna gällde att ledigheten inte skulle ägnas åt något tillräckligt uppbyggligt. I en bok av Svenska turistföreningen från denna tid lyfts då båtåkande fram som en bra aktivitet där man kan bygga gemenskap inom sin familj och lära känna sitt land.

Serietillverkade båtar och plastmaterial banar väg för expansivt båtliv

År 1942 kom den s.k. folkbåten, som var en enkel segelbåt av trä med övernattningsmöjligheter. Båten blev en storsäljare och närmast symbolisk för svenskt båtliv. Under 1900-talets första decennier hade fritidsbåtar

endast tillverkats en och en på beställning och priserna blev därför höga. I samband med campingbåten hade en serietillverkning börjat ske och denna utveckling förstärktes i och med tillkomsten av folkbåten. Efter en uppbromsning under andra världskriget ökade tillverkningen av båtar kraftigt under senare halvan av seklet samtidigt som välfärden ökade i samhället. När plastbåten – som i jämförelse med tidigare båtar var billigare, stryktåligare och mindre skötselkrävande – gjorde entré på 1960- och början av 70-talet började ett fritidsbåtliv som påminner om det vi ser idag växa fram (Sjöhistoriska 2016a). Den kraftiga ökningen av fritidsbåtsbruket följdes av en markant ökning av antalet omkomna i samband med fritidsbåtsolyckor. Innan denna tid var båtar främst ett redskap för människor bosatta vid kusten och på öar, med stor erfarenhet av båtar och hav. I takt med att båtlivet vann mark även för andra delar av befolkningen kom nya användare, varav många torde haft begränsade erfarenheter av ett liv vid vatten. Detta bidrog sannolikt till de högre dödssiffrorna.

I och med *Fritidsbåtutredningen* från 1974 (SOU 1974) kan begreppet fritidsbåt sägas ha etablerats på bred front. Utredningen betonade fritidsbåtens många positiva konsekvenser, såsom att det ansågs uppbyggande för individen och att det medförde att pengar spenderades i Sverige istället för utomlands. Man uppmanade myndigheter och kommuner att underlätta för befolkningen att bedriva båtliv genom att bygga ut infrastruktur som hamnar och affärer och ta fram bättre sjökort och väderprognoser. Även sjövetutbildning i skolorna förespråkades, men till skillnad från flera andra utredningsråd förverkligades detta aldrig. Även om miljöpåverkan nämndes såg utredningen, förutom olycksriskerna, få negativa konsekvenser av ett ökat båtliv. Man såg heller inte att det fanns något större behov av regleringar. I t.ex. frågan om promillegräns för sjöonykterhet betonade man till och med att det inte borde finnas någon gräns. Det framstår som att det i den tid och i det ideologiska sammanhang då utredningen gjordes fanns en bakomliggande idé att behålla fritidsbåtens atmosfär av frihet med få regleringar, för att inte gå i samma fotsteg som exempelvis biltrafiken (Sjöhistoriska 2016a). Andra något tidigare uttryck för tidens frihetsvurm är de broschyrer och filmer från 1960-talet som ger instruktioner för hur man blir kvitt skräp till sjöss med hjälp av tyngder, eller sänker tomma burkar till botten genom att helt sonika göra hål i dem (Strömberg 2019, Sveriges television 1964). Denna dåtida syn på avfallshantering var emellertid inte specifik för fritidsbåtens liv, utan snarare typisk för samhället i stort.

2.3 Utvecklingen av fritidsbåtlivet från 1970-talet och framåt

Antalet fritidsbåtar i Sverige har alltså ökat kraftigt i Sverige sedan 1950- och 1960-talen. Eftersom ett nationellt register för fritidsbåtar saknas får utvecklingen av antal och typ av fritidsbåtar därför uppskattas med utgångspunkt i olika undersökningar i enkätform, ibland kompletterade med intervjuer, som genomförts med långa tidsintervall och olika metodik. Den första heltäckande undersökningen var troligen ovan nämnda *Fritidsbåtutredningen* (SOU 1974) där man grundligt utredde omfattningen av fritidsbåtlivet i Sverige. I en efterföljande utredning (SOU 1977) utreddes även behovet av ett register för fritidsbåtar. Ett obligatoriskt register startades år 1988, men varaktigheten blev kort och det avvecklades redan 1991 eftersom det fanns motstånd från båtorganisationer och den då nya regeringen, ledd av statsminister Carl Bildt (Regeringskansliet 1992). För fritidsfartyg gäller registerskyldighet hos Transportstyrelsen numera endast för fartyg med en längd av minst 15 m. Mindre fartyg än så är endast registreringspliktiga om de används yrkesmässigt. Fartyg under 15 m längd som endast används till fritidsbruk kan dock införas i register frivilligt på ägarens begäran (Transportstyrelsen 2019a). Mer detaljerade siffror på t.ex. årlig försäljning, import och export av båtar finns att tillgå (t.ex. genom SweBoat eller Eurostat). Men båtar är långlivade och det är okänt i vilken takt äldre båtar avvecklas. Exempelvis uppges endast var femte båt som används idag vara byggd senare än 2001 och så många som 30 % uppges vara byggda tidigare än 1980 (SweBoat 2018). Det är därför svårt att uppskatta beståndet av båtar vid en viss tidpunkt utifrån sådana data.

De första statliga offentliga utredningarna av fritidsbåtlivet 1974 och 1977 följdes av undersökningar utförda av först Statistiska centralbyrån 2004 och senare Transportstyrelsen 2010 och 2016. Eftersom alla undersökningar är baserade på stickprov är de siffror som presenteras relativt osäkra. I det följande görs en överblick över utvecklingen av antal och typer av fritidsbåtar i Sverige för den tid som de fem undersökningarna spänner över. Metodiken har ofta bestått av enkätundersökningar, vilka har skiftat i utförande mellan åren. I några fall har datamängder behövts räknas om eller slås ihop i större klasser för att erhålla jämförbara siffror. Alla variabler har heller inte undersökts i alla undersökningarna.

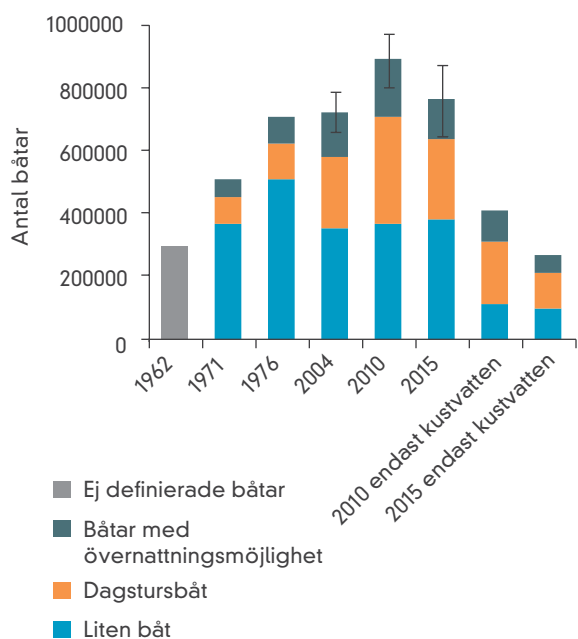
Uppskattning av antal och typ av fritidsbåtar sedan 1970-talet

Totalantalet fritidsbåtar i Sverige uppskattades vara ca 756 000 år 2015, där lite mindre än hälften, ca 37% hittas längs Sveriges kuster. Det betyder att det totala antalet fritidsbåtar inte har ökat nämnvärt jämfört med nivåerna vi såg i mitten av 1970-talet. Vad som förändrats är däremot att andelen något större båtar med övernattningsmöjligheter är markant större på 2000-talet jämfört med 1970-talet, medan andelen små båtar har minskat tydligt sedan dess (fig. 2.1, faktaruta 2.1). Andelen båtar i en mellankategori, s.k. dagstursbåtar (faktaruta 2.1), har också ökat kraftigt. Vid de två senaste undersökningarna, 2010 och 2015, gjordes dessutom en uppskattning av antal 'ej sjövärdiga' båtar som landade i 62 000 resp. 66 000 båtar. Dessa siffror inkluderas inte i några av figurerna. Totalantalet fritidsbåtar förefaller ha minskat från 2010 till 2015 (fig. 2.1), men då felmarginalerna från undersökningarna (felstaplarna i figuren) överlappar varandra kan minskningen inte anses statistiskt säker. En annan förändring mellan 2010 och 2015 är att antalet större segelbåtar med övernattningsmöjligheter verkar ha halverats (fig. 2.4), men även här kommer statistiska osäkerheter in. Siffrorna antyder ändå en förskjutning i antal mellan ruffade segel- och motorbåtar, mot en större dominans av motorbåtar. Det finns också ytterligare äldre bedömningar av antalet fritidsbåtar som dock inte ger upplysningar om fördelningen av

FAKTARUTA 2.1 Gruppering av båtar enligt Transportstyrelsens undersökning (2016)

- **Liten båt:** Helt öppen båt med motor under 10 hk, jolle, eka, roddbåt utan motor, kanadensare, kajak avsedd för paddling, släpjolle som komplement till huvudbåt.
- **Dagstursbåt:** Motorbåt utan övernattningsmöjlighet, med motor på ≥ 10 hk, RIB, segelbåt, segeljolle, segelkanot e.d., helt utan övernattningsmöjlighet, segelbåt med möjlighet till enbart tillfällig övernattning.
- Ruffad motorbåt avsedd för övernattning
- Ruffad segelbåt, motorseglare avsedd för övernattning.

De två sistnämnda kategorierna är sammanslagna i fig. 2.1 men redovisas separat i fig. 2.4.



FIGUR 2.1 Antal fritidsbåtar i Sverige från 1960-talet till 2015. Underlaget till figurerna har sammanställts från undersökningar genomförda vid olika tillfällen (SOU 1974, 1977; Statistiska centralbyrån 2004; Transportstyrelsen 2010, 2016). För de tre senare tillfällena finns beräknad felmarginal angiven (95 % konfidensintervall) för totalantalet båtar. Antalen avser totalt för alla vatten, men för 2010 och 2015 urskiljs antal båtar vars hemmahamn ligger i kust/hav i extra staplar. Sådan uppdelning har inte kunnat anges utifrån de tidigare undersökningarna. I diagrammet redovisas också en grov uppskattning av totalantalet fritidsbåtar 1962 som togs fram inom Fritidsutredningen 1962 (refererad till i SOU 1974).

olika båttyper. I fritidsutredningen 1962 (refererad till i SOU 1974) uppskattades att det då fanns cirka 300 000 fritidsbåtar i Sverige. De angivna antalen avser det totala antalet båtar för alla typer av vatten. Endast i de två senaste undersökningarna 2010 och 2015 är det möjligt att urskilja hur många av båtarna som har sin hemmahamn i kust/hav, och det framgår då att det är mindre än hälften, 47 respektive 37 %. Bland de mindre båtarna är andelen som är hemmahörande vid kust/hav mycket mindre än så (fig. 2.1).

Den ovan nämnda förändringen i båtkategorier avspeglas också i förändrad längd hos fritidsbåtarna. Båtar över 5 m är mycket vanligare nu än i början på 1970-talet, då det stora flertalet var mindre än så (fig. 2.2). Även båtarnas motorstyrka har ökat över tid (fig. 2.3). År 1971 var andelen motorer vars effekt översteg 17 hk endast cirka 30 % medan denna andel hade stigit

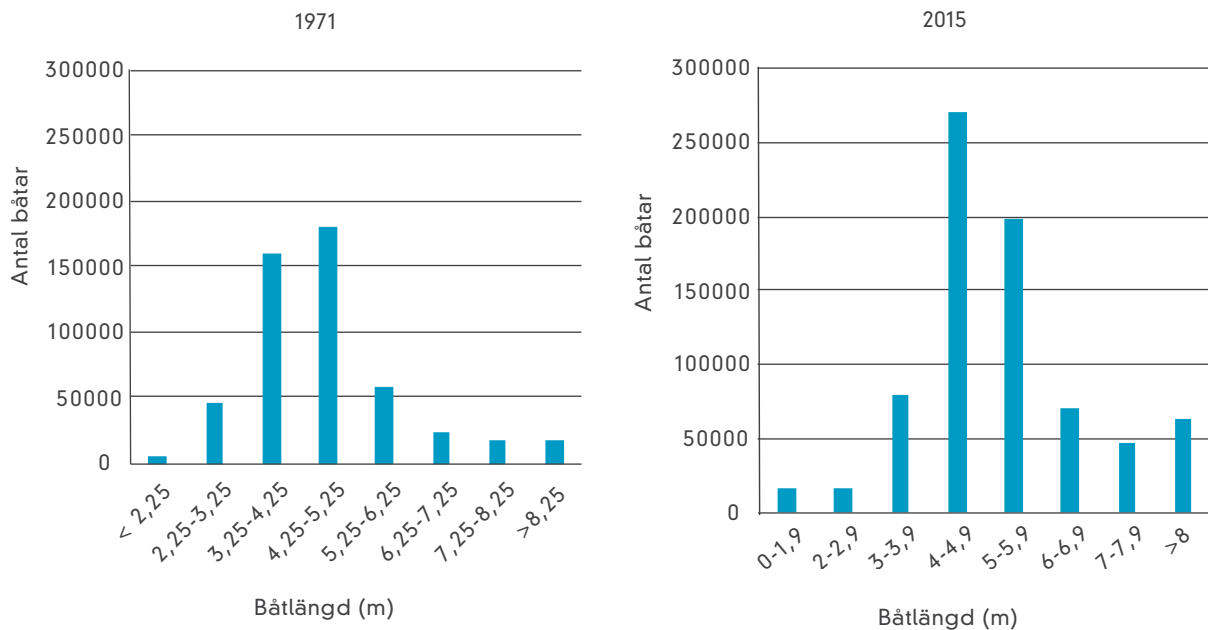
till 85 % år 2015. En markant ökning av andelen starka motorer med minst 40 hk har också skett, och verkar ha fortsatt under 2000-talet där det senaste undersökta året 2015 tydligt sticker ut. Det är dock oklart hur stora felmarginalerna är för uppskattningarna av andelarna. Med kraftigare motorer har följt en ökning av maxhastighet. År 1971 uppgavs endast cirka 18 % av fritidsbåtarna kunna komma upp i en hastighet över 20 knop, medan 47 % av båtarna kunde uppnå detta 2015.

Expansion av vattenskotrar på senare tid

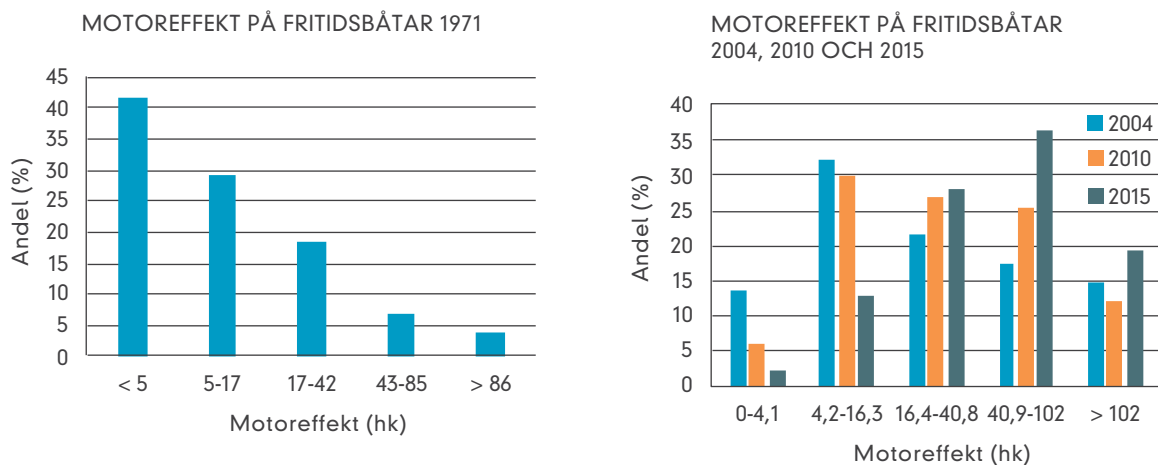
På senare år har vattenskotrar blivit allt vanligare. De utmärker sig genom sin motorstyrka som ofta ligger mellan 100 och 300 hk och som kan ge toppfarter på över 70 knop, vilket motsvarar cirka 130 km/tim. En uppskattning är att det år 2018 fanns cirka 5 000 vattenskotrar i landet (Regeringskansliet 2018), men vissa undersökningar pekar på att det verkliga antalet är betydligt högre (Transportstyrelsen 2018). Vattenskotrarna är relativt lätta att transportera på land och sätta i och ta upp ur vattnet. Behovet av båtplats faller därmed bort, vilket gör att tillgängligheten för bredare användarkretsar ökar. Introduktion av billigare modeller och ett ökat begagnatutbud gör att inköp av vattenskotter ligger inom räckhåll för allt fler människor. Troligen är en stor del av förarna av vattenskotrar relativt oerfarna vad gäller kunskap om sjövätt och säkerhet (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Under våren 2019 beslutade regeringen att införa en åldersgräns på 15 år för framförande av vattenskotter vilket började gälla från och med första juni 2019 (Regeringskansliet 2019).

Färre långfärder trots större båtar

Under fritidsbåtarnas era i Sverige har användnings sättet förändrats. De minsta, öppna båtarna har alltid varit förknippade med kortare transporter eller turer för fiske, jakt eller för nöjes skull. I samband med att campingbåten och folkbåten lanserades öppnades möjligheter till lite längre färder med övernattningar. Boendet var enkelt och campingliknande och det var sparsamt med bekvämligheter ombord (Lepoša 2018). Om det var trångt ombord kompletterade man ibland med övernattningar på land i tält eller under segelduk. Mellan 1930- och 1960-talen ser vi också en gradvis utveckling från helt öppna båtar, till halvöppna, och sedan till båtar med ruff (Lepoša 2018). Med tiden förbättrades också båtarnas standard ifråga om utrustning för övernattning, matlagning, disk och dusch ombord. På senare år har boendestandarden i de något större båtarna kommit att närma sig den som finns i vanliga bostäder. Båten betraktas av många som ett



FIGUR 2.2 Längdfördelning i meter hos fritidsbåtar 1971 och 2015. De data som presenteras har separerats i två diagram eftersom olika klassgränser användes i undersökningarna. Dataunderlaget har hämtats från SOU (1974) och Transportstyrelsen (2016).



FIGUR 2.3 Motoreffekt hos fritidsbåtar 1971, 2004, 2010 och 2015 baserat på de undersökningar som refereras i figur 2.1. Data för 1971 har placerats i ett separat diagram då olika klassgränser användes jämfört med i de senare undersökningarna.

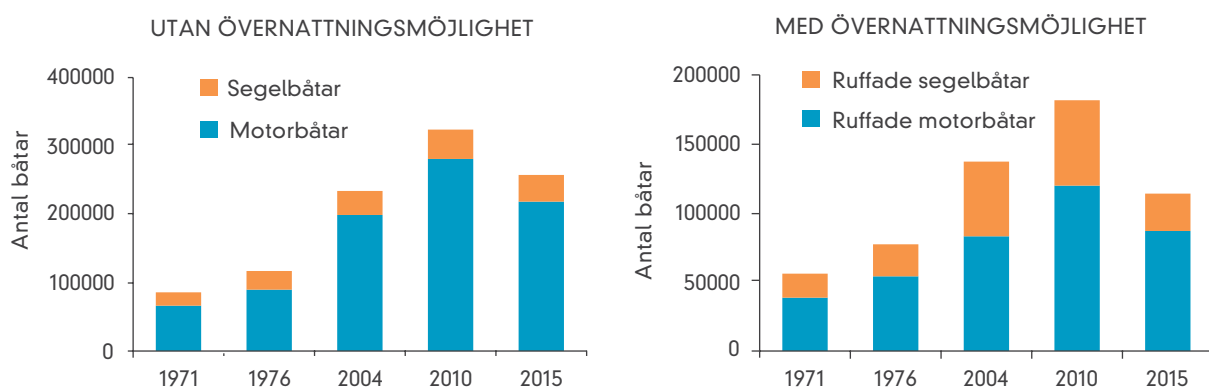
andra hem och kan utgöra ett prisvärt alternativ till ett dyrt fritidshus vid kusten (Lepoša 2018). Förutom att en modern fritidsbåt med kraftfull motor erbjuder en bekväm boendemiljö så är den i princip mindre beroende av gästhamnar och marinor eftersom den kan generera ett eget förråd av elström för att driva kyl, frys, belysning och mycket annat samt har ett eget förråd av färskvatten och tankar för avloppsvatten.

Trots att antalet större fritidsbåtar med bra över-

nattningsmöjligheter har ökat på 2000-talet jämfört med 1970-talet verkar det ha blivit något mindre vanligt att göra långfärder på en eller flera veckor. Istället dominerar dagsturer eller turer med någon eller några få övernattningar. Båtägarna efterfrågar också i högre grad än tidigare full service ifråga om skötsel, reparation och förvaring av båtarna. Möjligen hänger det samman med ett mer hektiskt liv med många andra konkurrerande aktiviteter där man inte anser sig ha

TABELL 2.1 Antal båt användningsdagar och övernattningsdagar maj-september 2015 i genomsnitt per båt av olika kategorier. Data från Transportstyrelsen (2016).

	LITEN BÅT	DAGSTURSBÅT	RUFFAD MOTORBÅT	RUFFAD SEGELBÅT	MEDEL FÖR ALLA BÅTAR
ANTAL BÅTANVÄNDNINGSDAGAR	14	18	17	21	16
ANTAL ÖVERNATTNINGAR	0,1	1,4	3,8	16	1,1



FIGUR 2.4 Antal segel- och motorbåtar utan och med övernattningsmöjligheter från 1971 till 2015. I kategorin "utan övernattningsmöjlighet" ingår dagstursbåtar, men inte de minsta båtarna som hör till gruppen "liten båt" i figur 2.1. I denna kategori ingår även segelbåtar med enkla tillfälliga övernattningsmöjligheter. Underlagsmaterialet är samma som för figur 2.1.

tid eller motivation att sköta dessa delar själv (Transportstyrelsen 2015). På senare tid märks därför en viss utveckling från båtklubbar som en social arena där man umgås och gemensamt tar hand om sina båtar och sin hamn, till inhyrningar hos s.k. marinor som mot en avgift tar hand om allt eller det mesta av det praktiska som i- och upptagning av båtar, rengöring m.m. (Transportstyrelsen 2015, Sjöhistoriska 2016a). Båtklubbar och samfälliga hamnar är emellertid fortfarande talrika och dominerande. Ett ökat intresse för äldre båtar har också märkts. Detta började egentligen redan på 1970-talet när plastbåtarna blivit många, men har blivit större sedan dess och sammanfaller med en längtan efter gamla saker i och med retrotrenden (Sjöhistoriska 2016b).

En fritidsbåt användes i genomsnitt 16 dagar mellan maj–september 2015 (tabell 2.1), med relativt små skillnader mellan olika båtkategorier. När det gäller antal övernattningsdagar per båttyp så framgår det att segelbåtarna låg tydligt över de andra kategorierna. Möjligen utgör seglarna en grupp som oftare satsar på längre färder, men å andra sidan förefaller segelbåtarna ha minskat i antal till förmån för motorbåtar på sistone (fig. 2.4).

Kort om regleringar och organisationer

Fritidsbåtslivet omfattas av regleringar varav några nämns i det följande. Sammanställningen är inte tänkt att vara fullständig utan tar bara upp några viktiga exempel. Totalt sett omfattas emellertid fritidsbåtslivet av få regleringar jämfört med t.ex. vägtrafiken. Som nämnts ovan finns ingen registerskyldighet för fritidsbåtar (under 15 m) och det finns därför heller inga avgifter eller skatter förknippade med att äga en fritidsbåt i Sverige, till skillnad från fordon på land, fritidshus, husvagnar, m.m., och till skillnad från många andra länder. Det förekommer inte heller några periodiska inspektioner av fritidsbåtarna och deras utrustning, även om Fritidsbåtsdirektivet ställer krav på dessa i samband med att båtar införs på marknaden eller tas i bruk första gången. Inget krav på formell förarutbildning eller åldersgräns finns för förare av fritidsbåtar mindre än 12 x 4 m (längd och bredd), medan krav på minst kustskepparintyg föreligger för förare av fritidsbåtar större än så (Transportstyrelsen 2015). Relativt många båtförare genomgår ändå utbildningar för förarintyg eller kustskepparintyg på frivillig basis.

Nämnden för båtlivsutbildning som bildades 1985 i form av en ideell sammanslutning av flera båtförbund och Transportstyrelsen har en överordnande roll när det gäller att fastställa kunskapskrav för förar- och kustskepparintyg, samt för flera andra intyg för förare av fritidsbåtar. Själva utbildningarna har ofta genomförts i bildningsförbundens eller båtdorganisationernas regi. Före 1985 var det Sjöfartsverket som administrerade förarintygen för fritidsbåtar.

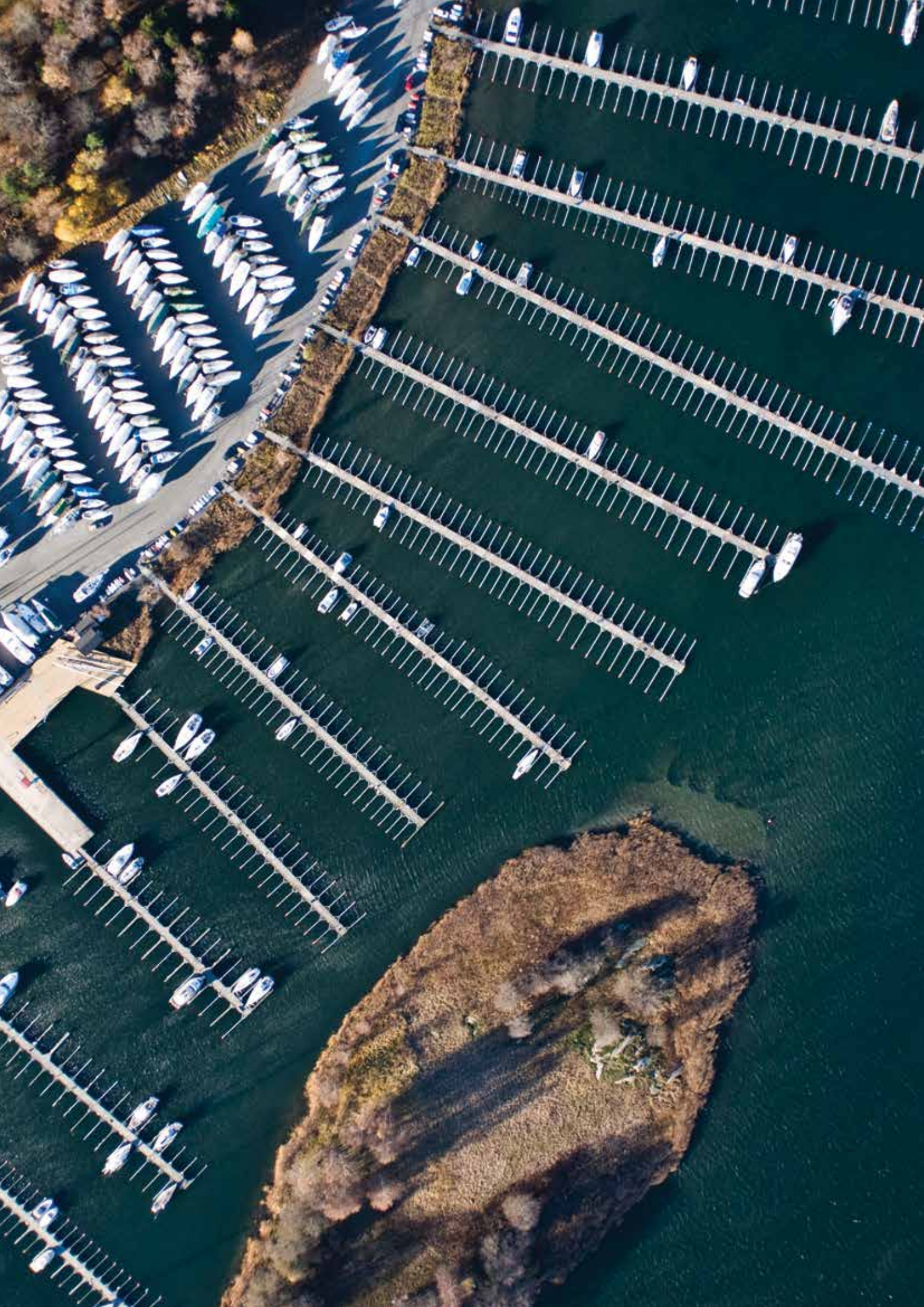
Miljöfrågorna inom fritidsbåtlivet har på senare år behandlats inom Båtmiljörådet som bildades 2007 och är en sammanslutning där myndigheter och organisationer som arbetar med båtlivets miljöfrågor kan utbyta information och erfarenheter (Transportstyrelsen 2019b). Rådet har arbetat fram ett miljöprogram som består av tolv punkter där det finns behov av åtgärder. De har också lanserat en broschyr, *Båtmiljörådets lilla miljöguide*, med fakta och konkreta tips på hur båtlivet kan bli miljövänligare, som riktar sig till alla som utövar fritidsbåtliv (Transportstyrelsen 2019c) som kan laddas ned på Transportstyrelsens hemsida (se referens).

Flera viktiga steg har tagits för att minska miljöbelastningen från fritidsbåtar, såsom förbudet att släppa ut toalettavfall i vattnet från 2015 och förbudet från 1989 mot påmålning med tributyltenn TBT som båtbottnfärg på fritidsbåtar. Ett hittills underskattat problemområde där mer insatser kan behövas framöver är skrotning och återvinning av uttjänta fritidsbåtar (Naturvårdsverket 2011, Transportstyrelsen 2019c).

Fritidsbåtlivet omfattas av några regleringar ifråga om maximal hastighet inom vissa områden. Det är länsstyrelserna som utfärdar sådana föreskrifter i samråd med Sjöfartsverket och Transportstyrelsen (Sveriges riksdag 2018). Dessa regler har tillkommit i första hand för förbättrad båtsäkerhet och för att minska svallvågors påverkan på andra båtar, bryggor eller badande. Mer sällan och först på senare tid har effekterna på bottenarnas växt- och djurliv eller miljön i stort inkluderats i diskussioner om regler för hastighet. Länsstyrelserna kan även utfärda föreskrifter om ankringsförbud i vissa områden. Ofta är motivet att undervattenskablar eller rör behöver skyddas, medan frågan om ankringskador på undervattensnaturen sällan uppmärksammas. Vidare har många skyddsvärda öar och skär och en zon omkring dessa belagts med tillträdesförbud. Detta har oftast föranletts av behov av att skydda fåglar eller sälar och tar såttillvida avstamp i miljöhänsyn. Ovanligare är dock att förbuden utgått från skyddsbehov i undervattensnaturen. Av dessa exempel framgår att fritidsbåtstrafiken idag är reglerad, men främst utifrån andra anledningar än miljöhänsyn. Om perspektivet vidgades till att också

inkludera hänsyn till undervattensmiljön bör dessa typer av regleringar ha potential att värna också bottenarnas växt- och djurliv. Länsstyrelser kan efter samråd med Sjöfartsverket meddela hastighetsbegränsningar, ankringsförbud och tillträdesförbud av miljökäl enligt gällande föreskrifter och förordningar för sjötrafik. De s.k. hänsynsområden som inrättats av flera länsstyrelser på senare år utgör en ansats att skapa relativt lugna och tysta förhållanden genom råd om allmän försiktighet och en maximal fart på högst 5 knop, för att ta ett exempel från Stockholms skärgård (Länsstyrelsen i Stockholms län 2019). Men efterlevnaden vilar på frivillighet, inte på lagar.

Sammanfattningsvis kan man säga att antalet fritidsbåtar i Sverige expanderat kraftigt fram till 1970-talet. Och även om det totala antalet inte har ökat markant sedan dess, har det under de senaste 20–30 åren skett en förskjutning från mindre segelbåtar mot allt större, starkare och snabbare motorbåtar. Denna förändring av fritidsbåtar och beteendet att i huvudsak använda båtarna för dagsutflykter har lett till ett ökat behov av fler och större bryggor och marinor med djupare farleder och service för stora motorbåtar, samt till en ökad motortrafik i kustnära områden. Detta har vidare medfört en kontinuerligt ökande exploatering och negativ påverkan på känsliga miljöer längs Sveriges kuster.



3. OMFATTNING OCH UTVECKLING AV FRITIDSBÅTARS PÅVERKAN I KÄNSLIGA GRUNDOMRÅDEN

En orsak till att fritidsbåtar kan medföra allvarlig påverkan på havsmiljön är att en majoritet av alla bryggor och småbåtshamnar är placerade i grunda, vågskyddade områden där förhållandena är goda för båtförvaring (Sundblad och Bergström 2014, Eriander m.fl. 2017, Törnqvist m.fl. 2019). Dessa miljöer är både ekologiskt viktiga och känsliga för den störning som båtlivet ger (se nedan). Även om påverkan från t.ex. en enskild brygga är liten och lokal, kan den sammanlagda effekten från många små bryggor bli betydande. Detta har bland annat visats i en studie från Västra Götalands län där 96 % av alla bryggor hittas över grund mjukbotten, och där enbart effekten av skuggning från bryggorna i länet beräknades ha påverkat totalt 480 hektar ålgräs (*Zostera marina* L.) negativt (Eriander m.fl. 2017). Det är därför viktigt att kartlägga omfattningen av exploateringen längs kusten och beskriva hur den utvecklas för att kunna bedöma hur fritidsbåtar påverkar miljön. Det har dock saknats en nationell sammanställning av hur omfattande exploateringen av grunda vågskyddade områden är idag, samt hur den har utvecklats över tid. Nedan följer en beskrivning av varför dessa områden är värdefulla och känsliga, samt resultat från nya analyser av hur omfattande påverkan är från fritidsbåtar i grunda mjukbottensområden.

3.1 Konkurrens mellan höga naturvärden och bryggor

Grunda, vågskyddade miljöer med mjukbotten (t.ex. sand-, ler- och gyttjebottnar) tillhör de mest produktiva och värdefulla miljöerna längs Sveriges kuster. De solbelysta bottarna värms upp fort på våren och vattentemperaturen under vår och sommar är högre än i havet utanför. Detta tillsammans med naturligt näringsrika bottensediment ger en hög biologisk produktion av en stor mängd växter och bottendjur och goda uppväxtförhållande för unga fiskar. Dessa områden utgör en viktig miljö för olika arter av marina och limniska kärlväxter, såsom ålgräs och nate, samt kransalger (Naturvårdsverket 2006), vilka fyller viktiga ekosystemfunktioner längs Sveriges kuster. Vegetationen tillför fysisk struktur till en annars kal mjukbotten och utgör en viktig livsmiljö för många små alger och djur, vilket höjer den biologiska

mångfalden och produktionen i området (t.ex. Hansen m.fl. 2008, Moksnes m.fl. 2016). Vegetationsklädda mjukbottnar utgör också viktiga födosöks-, lek – eller uppväxtområden för många olika fiskarter som torsk, ål, havsöring, abborre och gädda (Pihl m.fl. 2006, Stål m.fl. 2008, Sundblad och Bergström 2014, Kraufvelin m.fl. 2017). Ängarnas skott minskar vattenrörelsen och ökar sedimentationen av organiskt material, samtidigt som rötterna stabiliserar botten och minskar uppgrumling av sedimentet (t.ex. Moksnes m.fl. 2018). Tillsammans höjer detta vattenkvaliteten lokalt och leder till långtidsinlagring av kol och näringsämnen i sedimentet (Cole och Moksnes 2016, Röhr m.fl. 2016; fig. 3.1). Sammantaget förser alltså dessa grunda, vågskyddade vikar och sund med dess vegetation människan med flera viktiga



FIGUR 3.1 Ålgräsängar är en av de miljöer som är känsliga för påverkan från fritidsbåtar. De kan bland annat skuggas av bryggor och uppgrumlat sediment, skadas av propellrar och förstöras vid muddringar. Foto: Per-Olav Moksnes

ekosystemtjänster såsom ökad biologisk mångfald, ökad produktion av kommersiella fiskarter, klarare badvatten och minskade klimateffekter och övergödning (Rönnbäck m.fl. 2007, Cole och Moksnes 2016). Även grunda mjukbottnar utan vegetation utgör viktiga barnkammare för flera olika fiskarter, bl.a. rödspotta och skrubbskädda. De är också viktiga födosöksområden för många fågelarter (Stål m.fl. 2008, Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

Grunda, vågskyddade områden utgör emellertid också bra förankringslägen för båtar, varför bryggor och båttrafik koncentreras till dessa värdefulla miljöer. Detta är problematiskt då miljöerna är extra känsliga för störningar, bland annat genom att det finkorniga sedimentet på botten lätt grumlans upp. Eftersom svall och turbulens från fritidsbåtar kan överskrida de naturliga våg- och strömförhållandena i dessa områden leder båttrafik till uppgrumling och erosion av botten sediment med negativ påverkan på bottendjur och vegetation som följd. Det finkorniga sedimentet gör också att muddringsaktiviteter i dessa områden leder till mer omfattande och långvarig uppgrumling och påverkan på miljön. Mer stillastående vatten i vågskyddade lägen gör även att påverkan från båtbotenfärger och föroreningar från båtmotorer får större effekter. Vågskyddade, inneslutna miljöer är också extra känsliga för de förändringar i vattenomsättning och temperaturförhållanden som ofta följer med konstruktion av t.ex. bryggor och muddringsarbeten. Därutöver kan konstruktioner ovan vattenytan skugga bottenvegetationen. I jämförelse medför båtlivet mycket mindre påverkan i djupare eller mer vågexponerade kustmiljöer där sedimentet inte rörs upp lika lätt och där organismerna är anpassade för större vågrörelser och vattenomsättning. Användandet av fritidsbåtar har därför som störst påverkan på just de grunda och vågskyddade miljöerna (se kapitel 4 och 5 för detaljer om båtlivets påverkan på miljön).

Sammanfattningsvis så konkurrerar fritidsbåtlivet och en av kustens viktigaste livsmiljöer om samma platser. Den exploatering som fritidsbåtlivet fört med sig i dessa områden innebär ett hot mot potentiellt höga biologiska värden och viktiga ekosystemtjänster (Sundblad och Bergström 2014, Moksnes m.fl. 2016, Eriander m.fl. 2017, Hansen m.fl. 2019).

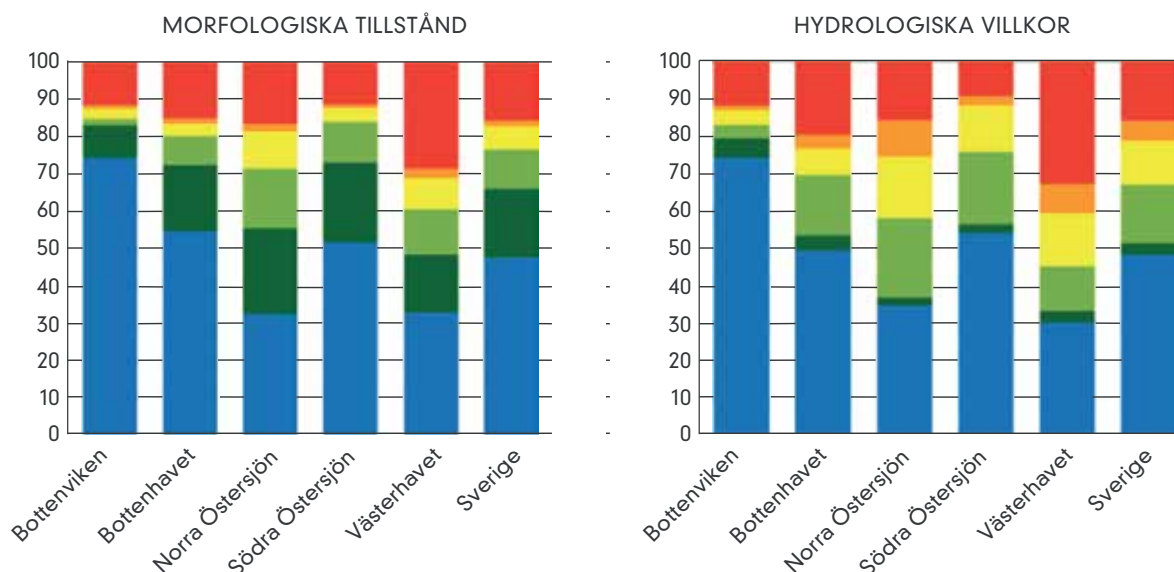
3.2 Omfattning och utveckling av kustexploatering i Sverige

Det är populärt att bo och vistas längs Sveriges kuster, framför allt under sommarhalvåret. Detta beror till stor del på svenskarnas stora intresse för friluftsliv, rekreation och turism knuten till kusten där fritids-

båtlivet utgör en viktig del. Till följd av detta intresse har kustens utseende och människans påverkan på kustmiljöerna ändrats dramatiskt de senaste hundra åren. Från att bebyggelsen vid kusten till största delen bestått av små kustsamhällen där fiske var huvudsakssättningen vid början av 1900-talet, är den svenska kusten idag betydligt mer bebyggd. Bebyggelsen består bland annat av strukturer som är kopplade till fritidsbåtar och exploateringen ökar kontinuerligt. Den senaste inventeringen av exploatering på land längs Sverige kuster visar att 35 % av kusternas strandzoner (100 m från strandlinjen) är exploaterade idag. Högst andel exploaterad strandzon hittas i Stockholms och Skånes län (47 % respektive 41 %). I nästan alla län ökar exploateringen kontinuerligt (Lundberg och Nilsson 2018).

Exploatering i vattnet är även den mycket omfattande idag. En nyligen av Havs- och vattenmyndigheten utförd inventering av alla typer av exploatering i grunda havsområden i Sverige (t.ex. bryggor, pirar, vågbrytare, småbåtshamnar, industrihamnar, muddringar, m.m.) baserad på fjärranalys (Törnqvist m.fl. 2019) visar att cirka 20 % kustens grundområden (0–6 m) idag är påverkade av kustexploatering. Vågskyddade grundområden (0–6 m), som domineras av värdefulla mjukbottnar, är dock betydligt mer påverkade, och mindre än hälften av områdena bedöms idag vara opåverkade av kustexploatering (Törnqvist m.fl. 2019). En analys av historiska flygfoton visar att exploateringstakten är oroande hög och inte tycks avta. Exempelvis har den totala längden av alla bryggor, kajer och pirar längs Sveriges kuster ökat med 67 % sedan 1960-talet, från cirka 150 mil till totalt 250 mil 2016 (Törnqvist m.fl. 2019). Under samma period ökade antalet småbåtshamnar (>0,25 hektar) med 64 %, från 1565 stycken 1960 till 2562 hamnar 2016 (Törnqvist m.fl. 2019).

För totalt cirka 35 000 hektar (motsvarande 23 % av grunda vågskyddade områden i Sverige) bedömdes exploateringen ha förändrat bottenförhållandena så mycket att negativa effekter på områdets bottenmiljö var förväntade (fig. 3.2). Samma exploatering bedömdes ha påverkat strömförhållandena så mycket att miljön påverkats negativt för totalt cirka 50 000 hektar (motsvarande 33 % av bottenytan). Värst drabbat var Västerhavets grunda vågskyddade områden där 39 % respektive 55 % av botten- och strömförhållandena bedömdes vara negativt påverkade, följt av Norra Egentliga Östersjön där påverkansgraden bedömdes vara 28 % respektive 42 % (fig. 3.2; Törnqvist m.fl. 2019). För mer information om Havs- och vattenmyndighetens analys, se <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/fysisk-paverkan/kartlaggning-av-fysisk-paverkan-av-vattenmiljon.html>.



FIGUR 3.2 Andel av vågskyddade grundområden (0–6 m djup) i fem havsområden och i Sverige total där kust-exploatering bedöms påverka (a) bottenförhållandena och (b) strömförhållandena enligt fem bedömningsklasser. Blå färg indikerar opåverkade hydromorfologiska förhållanden, grön indikerar olika grader av mätbar, men troligen försumbar påverkan på bottenmiljön, gul indikerar mätbar förändring av bottenmiljön, orange indikerar stor förändring av bottenmiljön och röd färg indikerar helt onaturlig bottenmiljö (från Törnqvist m.fl. 2019).

3.3 Nya analyser av fritidsbåtars påverkan på vågskyddade grundområden

När det gäller exploatering mer specifikt kopplat till fritidsbåtar och dess påverkan på känsliga grunda mjukbottensmiljöer har vi i denna rapport analyserat delar av materialet framtaget för studien om fysisk störning i grunda havsområden som diskuterades ovan (Törnqvist m.fl. 2019). Analysen har fokuserat på mängden bryggor samt hur dessa strukturer överlappar med mycket grunda (0–3 m) och mycket vågskyddade områden. Dessa miljöer domineras normalt av mjukbotten, även om hårbotten kan förekomma i liten omfattning. Genom att använda publicerat material från studier i Östersjön av hur mängden fritidsbåtar påverkar vegetationen i närområdet (Hansen m.fl. 2019) har vi beräknat var mängden bryggor indikerar en negativ påverkan längs Sveriges kuster. Vi har också beräknat hur stor andel av de mycket grunda och vågskyddade områdena som kan vara negativt påverkade av fritidsbåtar (se bilaga 1 för detaljer av metoder och resultat).

Längs hela kusten, oavsett djup och vågexponering, visar resultaten att det på 1960-talet totalt fanns cirka 47 000 bryggor längs Sveriges kuster, med en sammanlagd längd på 75 mil. Karteringen från 2016 visar att antal bryggor mer än fördubblats och att den sammanlagda längden av samtliga bryggor nästan tredubblats, så att det idag finns nästan 110 000 bryggor som tillsammans täcker mer än 195 mil grundbotten.

Förändringen motsvarar en årlig ökningstakt av antal och längd av bryggor med 1,5 % respektive 1,7 %, vilket idag motsvarar en ökning med nästan 1 700 bryggor på totalt 33 km längd per år längs Sveriges kuster. Resultaten visar att bryggorna inte bara blivit fler utan också längre med fler båtplatser. En majoritet av alla bryggor återfinns i Stockholms och Västra Götalands län där 38 % respektive 16 % av alla karterade bryggor hittas idag. Exploateringstakten har dock varit störst i Uppsala län där antalet bryggor sedan 1960 ökat med 2,8 % per år (tabell 3.1).

Inom grunda (0–3 m) mycket vågskyddade områden hittades en liknande utveckling där antalet bryggor ökat från cirka 23 000 och 41 mil under 1960-talet till 57 000 och 114 mil idag. Förändringen motsvarar en årlig ökningstakt av antal och längd av bryggor med 1,7 % respektive 1,8 %, vilket idag motsvarar en ökning med över 900 bryggor på totalt 21 km längd per år inom denna miljö (tabell 3.1). Samtidigt som dessa vågskyddade grundområden till ytan endast utgör en fjärdedel av kustens totala grundområden, innehåller de drygt 60 % av alla bryggor med avseende på längd, vilket visar att exploatering av dessa värdefulla miljöer varit högre än för andra delar av kusten.

Vår analys av fem utvalda regioner där exploateringen förväntas vara hög och där mängden bryggor inventeras också 1994 och 2008 visar att ökningen av antalet bryggor i stort sett varit linjär under perioden

TABELL 3.1 Totallängd (mil) av karterade bryggor 1960 och 2016 samt den årliga ökningstakten (%), totalt inom Sveriges 14 kustlän oavsett djup och vågexponering, samt inom grunda (0–3 m), mycket vågskyddade områden inom samma län.

LÄN	LÄNGD (MIL) TOTALT		ÖKNING	LÄNGD (MIL) SKYDDAT (0–3 M)		ÖKNING
	1960	2016	%	1960	2016	%
Norrbottnen	5,4	8,2	0,7	3,0	4,2	0,6
Västerbotten	4,2	6,2	0,7	1,4	2,1	0,6
Västernorrland	5,2	7,7	0,7	2,8	4,3	0,8
Gävleborg	4,3	10,1	1,5	2,2	5,0	1,5
Uppsala	1,0	4,8	2,8	0,6	2,9	3,0
Stockholm	23,4	69,8	2,0	13,8	43,8	2,1
Södermanland	2,4	5,8	1,6	1,7	4,3	1,7
Östergötland	2,6	8,8	2,2	1,7	6,2	2,4
Gotland	1,4	2,1	0,7	0,5	0,7	0,5
Kalmar	4,5	11,4	1,7	2,1	6,2	2,0
Blekinge	4,0	9,4	1,5	2,0	4,4	1,4
Skåne	3,1	5,7	1,1	1,3	1,6	0,3
Halland	2,0	4,0	1,3	0,7	1,2	0,9
Västra Götaland	11,9	41,4	2,3	7,8	26,9	2,2
Totalt	75	195	1,7	41	114	1,8

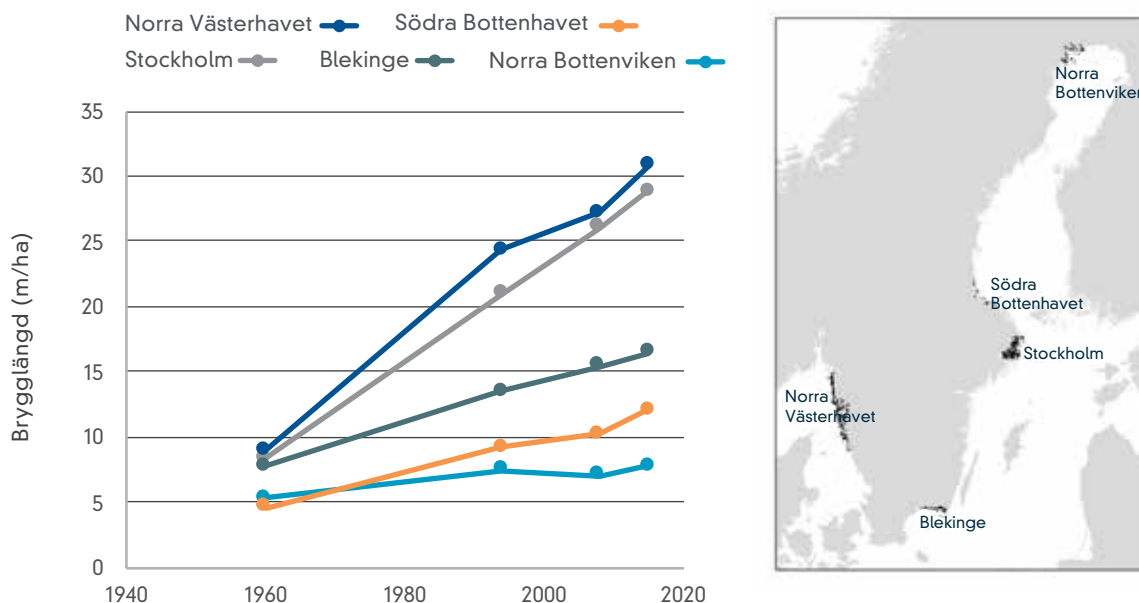
och inte minskat nämnvärt de senaste 20 åren. Även om en minskad ökningstakt indikerades i flera delområden som exempelvis Norra Västerhavet (mellan 1994 och 2008), har exploateringstakten ökat igen de senaste 10 åren (fig. 3.3).

Baserat på att det i medeltal finns 2,3 båtplatser per 10 m brygga, samt att negativa effekter på undervattenvegetation kan ses i områden där det finns mer än sex båtplatser per hektar (Hansen m.fl. 2019), skattas att totalt cirka 11 400 hektar av grund mycket vågskyddad botten påverkas negativt av fritidsbåtars trafik idag. Detta utgör 19 % av denna miljö längs Sveriges kuster (tabell 3.2). Den största uppskattade påverkan är i Stockholms och Västra Götalands län där cirka 4 900 respektive 2 350 hektar grund vågskyddad botten beräknas vara negativt påverkad, vilket motsvarar 34 % respektive 28 % av miljön i dessa län. I jämförelse med 1960 har den skattade påverkan från fritidsbåtar ökat med cirka 230 % i medeltal, där den påverkade arealen ökat mest i Uppsala och Östergötlands län (8,1 respektive 6,6 gånger sedan 1960; tabell 3.2, fig. 3.4).

En annan aspekt av kustexploateringen är om miljön

upplevs som oexploaterad av oss människor. För att undersöka detta analyserades andelen av de undersökta inventeringsrutorna (500 x 500 m; 25 hektar) där det inte förekom några bryggor i grunda, mycket vågskyddade områden. Även denna analys visar på en kraftig förändring av kustmiljön, där andelen orörda områden minskat från 49 % 1960 till 29 % i Sverige idag. Värst drabbat var även här Stockholms län, där andelen orörda kustområden minskat med mer än hälften sedan 1960-talet och där endast 16 % av orörda grunda, vågskyddade områden återstår idag. Men även samtliga län från Gävleborg till Kalmar längs ostkusten samt Västra Götalands län på västkusten visar en kraftig minskning där mindre än 35 % av orörda grunda, vågskyddade områden återstår idag (tabell 3.2). Om samma exploateringstakt fortsätter i framtiden riskerar de sista orörda grundområdena att exploateras inom en snar framtid i dessa län.

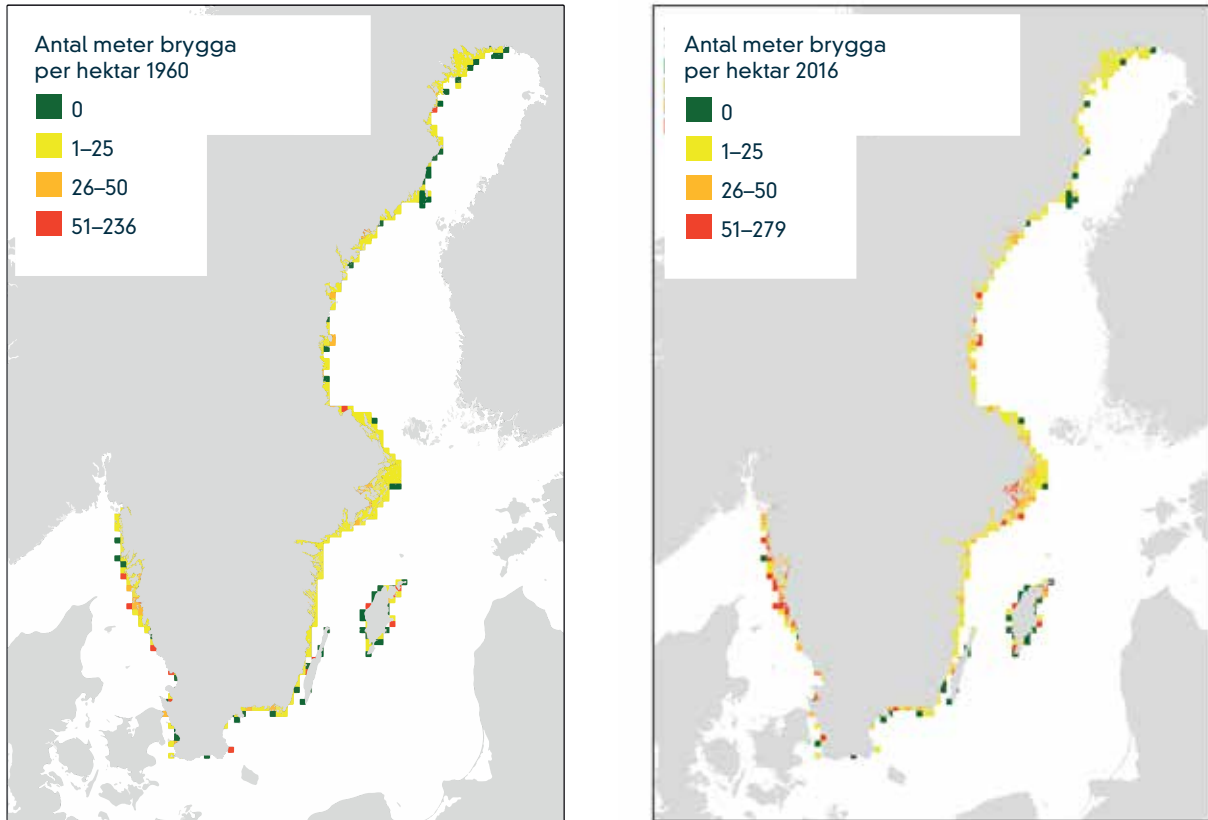
Dessa resultat är samstämmiga med tidigare studier av kustexploateringen i Stockholms län där över 40 % av de undersökta områdena hade tre eller fler bryggor per 100 m kuststräcka, och där orörda områden beräkna-



FIGUR 3.3 Längd av bryggor per hektar i grunda (0–3 m) mycket vågskyddade områden inom fem utvalda delområden mellan 1960 och 2016.

TABELL 3.2 Area (hektar) och andel (%) av grunda (0–3 m), mycket vågskyddade bottnar där vegetationen bedömdes vara negativt påverkad av båttrafik baserat på mängden bryggor inom Sveriges 14 kustlän 1960 och 2016. Kolumnen "Andel utan bryggor" visar andelen av inventerade 25-hektarsrutor på grunda, vågskyddade bottnar som saknade bryggor vid kartläggningen.

LÄN	PÅVERKAT HABITAT (HEKTAR)		ANDEL PÅVERKAT HABITAT (%)		ANDEL UTAN BRYGGOR (%)	
	1960	2016	1960	2016	1960	2016
Norrbottnen	191	335	3	5	56	44
Västerbottnen	88	131	3	4	49	39
Västernorrland	237	449	9	18	48	37
Gävleborg	206	576	7	21	47	25
Uppsala	25	203	1	5	70	33
Stockholm	1206	4911	8	34	37	16
Södermanland	123	484	5	22	32	18
Östergötland	99	651	2	11	55	26
Kalmar	157	628	3	10	59	34
Gotland	28	33	11	13	82	76
Blekinge	143	498	5	17	48	36
Skåne	142	106	27	20	55	53
Halland	52	78	13	20	63	59
Västra Götaland	776	2353	9	28	57	33
Totalt	3473	11436	6	19	49	29



FIGUR 3.4 Total bryggglängd i grunda (0–3 m), mycket vågskyddade områden 1960 (a) och 2016 (b). Punkterna i kartan visar medelvärden inom 10 km stora rutor. Studier i Östersjön visar att negativa effekter från båttrafik ses på vegetationen när antalet båtplatser överstiger 6 platser per hektar, vilket motsvarar cirka 25 m brygga i medeltal (Hansen m. fl. 2019). Orange och röda punkter i kartan indikerar därför negativ påverkan på vegetationen från bryggor och fritidsbåtar.

des försvinna inom 60 år om inte exploateringsgraden minskas (Sundblad och Bergström 2014). Liknande hög exploateringsgrad har hittats i Västra Götalands län där en majoritet av alla oexploaterade kuststräckor var mindre än 200 m, och där endast 2 % är längre än 2 km (Eriander 2016).

Sammanfattningsvis så är en betydande del av den svenska kusten exploaterad idag där strukturer för fritidsbåtar såsom bryggor och kajer står för en majoritet av denna exploatering, framför allt när det gäller grunda, vågskyddade områden som domineras av värdefulla mjukbottensmiljöer med vegetation. Studier visar att exploateringsgraden är mycket hög utan tecken på att avta, trots strandskydd och nya marina skyddsområden. I de mest exploaterade regionerna Stockholms och Västra Götalands län indikerar analyserna att runt 30 % av de grunda, vågskyddade områdena kan vara negativt påverkade av bryggor och fritidsbåtar, samt att flera andra regioner med hög exploateringsgrad närmar sig dessa skadenivåer. I dessa regioner är

ostörda grundområden mycket ovanliga idag, vilket kan motivera kraftfulla förvaltningsåtgärder för att bevara orörda naturområden.



4. FRITIDSBÅTSAKTIVITETER OCH STRUKTURER SOM PÅVERKAR MILJÖN

I detta kapitel beskrivs olika fritidsbåtsaktiviteter och fysiska strukturer som kan påverka miljön. Bland annat beskrivs i detalj olika typer av aktiviteter och strukturer, deras omfattning i Sverige, samt kort hur de kan påverka miljön. En mer detaljerad beskrivning av hur miljön påverkas av fritidsbåtar hittas i kapitel 5.

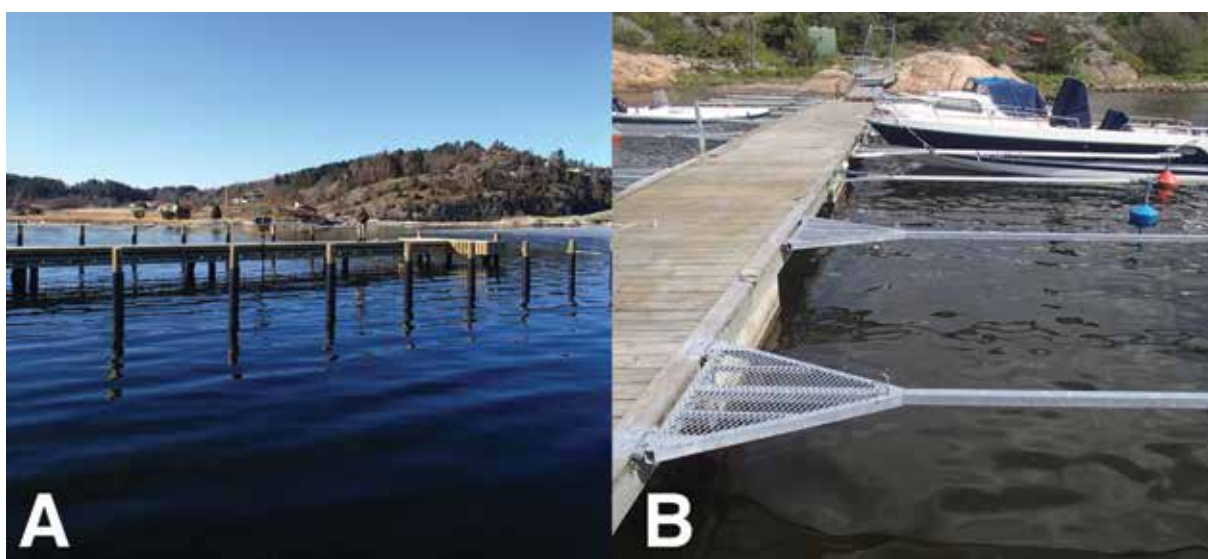
4.1 Permanenta strukturer för fritidsbåtar

För att använda och förvara fritidsbåtar vid vattnet bebyggs kusten med en rad olika fysiska strukturer som t.ex. bryggor, förankringsbojar, pirar och kajer i vattnet, samt båthus, båtramper, uppställningsplatser och parkeringar på land. Denna exploatering påverkar den marina miljön på flera olika sätt, bl.a. genom att livsmiljöer förstörs när de täcks av sten och betong under exploateringen, men också genom att förhållanden för solljus, vågor och havsströmmar förändras av de fysiska strukturerna, samt av att bottendjup och strandlinjens form ändras. Detta ändrar i sin tur vattenkvaliteten, sedimentation och bottenstrukturer. Det påverkar även vattentransport av plankton, larver och rörlighet hos mobila djur och därmed livsförhållandena för en lång rad olika organismer (Törnqvist m.fl. 2019). Tillsammans med muddringar medför dessa strukturer en ökad fragmentering av viktiga habitat, såsom ålgräs- (Burdick och Short 1999, Unsworth m.fl. 2017) och

kransalgsängar (Ostendorp m.fl. 2009), vilket bland annat kan öka känsligheten gentemot andra störningar (Walker m.fl. 1989, Ramage och Schiel 1999). Därtill sprids också flera olika miljögifter från dessa strukturer.

4.1.1 Bryggor och andra förankringsanordningar

Förankring av fritidsbåtar i Sverige sker vanligtvis vid bryggor, antingen i småbåtshamnar eller placerade enskilt längs kusten. Förankring sker också genom att båten förtöjs på svaj vid en boj med en kätting till botten. I Sverige visar Transportstyrelsens senaste båtlivsundersökning att det är vanligast att båtar förvaras i vattnet under båtsäsongen, men att runt 37 % förvaras på land på t.ex. en trailer (Transportstyrelsen 2016). Det är framförallt småbåtar som landförvaras. En majoritet (55 %) av alla fritidsbåtar ligger vid en egen båtplats under båtsäsongen, medan endast var tionde båt ligger vid en marina eller gemensam båtplats (Transportstyrelsen 2016). Dock finns inga angivelser för hur många båtar som ligger på svaj. De vanligaste typerna av bryggor längs Sveriges kust är pålade bryggor och flytbryggor (fig. 4.1). I en studie från Västra Götaland utgjordes 71 % av pålade bryggor och resterande var flytbryggor (Eriander m.fl. 2017). Flytbryggor hade däremot i medeltal över fem gånger så många båtplatser per brygga som pålade bryggor. Studien visade även



FIGUR 4.1 De två vanligaste typerna av bryggor längs Sveriges kust: A) pålad brygga och B) flytbrygga. Foto: Louise Eriander.

att flytbryggor verkar öka i popularitet, då de var vanligast i ansökningar för ny- eller ombyggnationer av bryggor (Eriander m.fl. 2017). Det förekommer även s.k. stenkistor, där basen på bryggan består av en ram som fylls med sten.

Bryggor och förankringsanordningar för båtar kan på olika sätt påverka den marina miljön. Vilken typ av påverkan och vilka effekter denna påverkan får är dock till stor del beroende av utformningen på bryggan och i vilken miljö den upprättas. Exempelvis kan påverkan skilja sig mellan en pålad och flytande brygga och effekterna på ekosystemet i sin tur bero på lokalens djup och bottenbeskaffenhet (hård- eller mjukbotten och kornstorlek) samt hur exponerad lokalen är för vågor och strömmar. Nedan följer en kort beskrivning av de påverkanstyper som kan kopplas till bryggor och vilka effekter dessa kan få på ekosystemet. För en mer detaljerad beskrivning av påverkanstyper och effekter se de avsnitt i kapitel 5 som refereras till i texten. Upprättande av bryggor leder även till en ökad båttrafik. *Påverkan från båtar behandlas utförligt i avsnitt 4.3 om båttrafik samt 5.5 om direkta skador från fritidsbåtsaktiviteter.*

Viss typ av påverkan från bryggor är kortvarig och uppkommer under konstruktionsfasen (t.ex. grumling och buller), medan andra typer av påverkan blir bestående så länge som bryggan finns på plats (t.ex. förändringar i hydrodynamik, skuggning och ökat bottenlitage från båtar; Kely och Bliven 2003). Byggnationer av pålade bryggor görs alltid på plats och under konstruktionsfasen slås stora pålar av trä eller annat material ned i sedimentet. Detta arbete kan leda till uppgrumling av sediment och kortvarigt försämrade ljusförhållanden (Kahler m.fl. 2000).

Då bryggpålarna slås ned skapas även impulsiva ljudvågor med en mycket hög intensitet, med många snabba tryckökningar över en kort period. Dessa kan ge upphov till skador och beteendepåverkningar hos vattenlevande djur. Den samlade erfarenheten både när det gäller ljudnivåer och dess påverkan kommer primärt från byggnationen av havsbaserad vindkraft (Andersson m.fl. 2016), vilket genererar betydligt starkare ljud. Det finns i stort sett inga mätningar i fält från mindre pålningsarbete, som vid anläggning av bryggor, vilket gör att kunskapen om effekterna på vattenlevande organismer från denna typ av buller är bristfällig (Popper och Hastings 2009). Dock har vävnadsskador och stressymptom noterats hos fisk som befinner sig i närheten av större pålningsarbeten som för broar och havsbaserad vindkraft (Caltrans 2009, Popper och Hastings 2009, Bruintjes m.fl. 2017, Weilgart 2018). Förändringar i beteende hos fiskar som befinner sig längre ifrån källan är också en möjlig effekt (Popper

och Hastings 2009). Även blåmusslor (*Mytilus edulis*) visar tecken på stress från denna typ av ljud (Spiga m.fl. 2016). Tumlare flyr inom långa avstånd (t.ex. Dähne m.fl. 2013), även antalet sälar i vattnet har påvisats minska inom långa avstånd (Russel m.fl. 2016) och både ökning och minskningar har uppmätts i antal sälar på land i närliggande uppehållsområden (Edrén m.fl. 2009, Skeate m.fl. 2012).

För att värna fisk och andra vattenlevande djur rekommenderar Havs- och vattenmyndigheten att bryggor ska byggas under vinter och tidig vår. Under denna period befinner sig många fiskarter på djupare vatten, vilket betyder att påverkan från buller och grumling orsakad av pålning sannolikt begränsas. Dessutom utförs pålning vid ett enstaka tillfälle och behöver bara göras om med många års mellanrum, vilket ger en begränsad påverkan till skillnad från exempelvis buller från båttrafik, som finns mer kontinuerligt i vissa områden under båtsäsongen. *Se avsnitt 4.3.2 och 5.7 för en beskrivning av buller från båtar och dess effekt på marina djur.* För impulsiva ljud, som uppstår exempelvis vid pålning, har många länder fastställt skadliga nivåer och tagit fram vägledningar för förvaltningen. Detta gäller dock inte Sverige, även om ett underlag för vägledning har tagits fram (Andersson m.fl. 2016).

Upprättandet av flytbryggor kan också leda till en kortvarig uppgrumling av bottensediment, då de ofta bogseras till platsen med fartyg (Beachler och Hill 2003). Dessutom är denna typ av brygga ofta förankrad i botten med kättingar, vilka kan leda till slitage på bottenmiljön (Herbert m.fl. 2009). Även båtar på svaj är beroende av kättingar förankrade i botten och kättingskador på bottnar och vegetation har rapporterats från flera studier (Walker m.fl. 1989, Herbert m.fl. 2009, Ostendorp m.fl. 2009, Unsworth m.fl. 2017). *Se avsnitt 4.3.3 för en närmare genomgång av skador kopplade till båttrafik samt 5.5 om direkta skador från fritidsbåtsaktiviteter och 5.4 om uppgrumling av sediment.*

Med byggandet av bryggor följer ofta muddring för att öka vattendjupet och möjliggöra för större båtar att ta sig in till bryggan. Denna typ av aktivitet kan leda till en direkt förlust av viktiga habitat såsom sjögräs (Erfemeijer och Lewis 2006), men även till försämrade vattenkvalité som ett resultat av den grumling av vattnet som muddringen orsakar (Onuf 1994, Erfemeijer och Lewis 2006). Muddringen kan även orsaka spridning av näringsämnen och kemikalier som legat begravda i sedimentet (Stronkhorst m.fl. 2003, Nayar m.fl. 2007, Rumney m.fl. 2015). Bortmuddring av viktiga miljöer, som exempelvis bottenvegetation, kan även leda till förändringar på andra nivåer i näringskedjan, såsom hos de fisksamhällen som är beroende av vegetation

(Sandström m.fl. 2005). För att bibehålla vattendjupet kan muddring dessutom behöva göras återkommande runt bryggor, vilket kan medföra upprepad påverkan på miljön. *Se avsnitt 4.2.1. för en närmare beskrivning av muddring, samt avsnitt 5.1 och 5.4 för en mer ingående beskrivning av effekter från avlägsnande och övertäckning av sediment samt uppgrumling av sediment.* Även buller i samband med muddring kan potentiellt ha en negativ påverkan på faunan i området (Thomsen m.fl. 2016), men kunskapen kring denna typ av buller och dess effekter på olika organismer är fortfarande bristfällig (Thomsen m.fl. 2016). *Se avsnitt 4.7 för en beskrivning av påverkan från undervattensbuller från fritidsbåtar.*

Befintliga bryggor och andra konstruktioner som byggs över havsbotten utgör en permanent skuggning av botten under. Detta kan få negativa effekter för ljusberoende vegetation som exempelvis akvatiska kärlväxter (Shafer 1999, Burdick och Short 1999, Beal och Schmit 2000, Eriander m.fl. 2017) och alger (Pardal-Souza m.fl. 2017) som växer under bryggan. Man har även sett att skuggning kan leda till förändringar i de djursamhällen som återfinns under bryggor, med minskad biodiversitet och förändrade ekosystemfunktioner som följd (Pardal-Souza m.fl. 2017). *Se avsnitt 5.2 för en mer utförlig genomgång av skuggningseffekter.*

Vidare kan bryggkonstruktioner också påverka hydrodynamiken (vattnets rörelse, hastighet och strömriktning) och därmed bottens beskaffenhet runt bryggan, vilket i sin tur kan påverka förekomsten av exempelvis vegetation (Beal m.fl. 1999, Kelty och Bliven 2003). Få studier har undersökt hur hydrodynamiken påverkas runt olika typer av bryggor, men pålade bryggor kan exempelvis förändra vattenflödet runt pålarna, vilket kan leda till erosion och deposition av sediment (Sumer och Fredsøe 2001, Kelty och Bliven 2003). Bryggor som är byggda på stenkistor har dock mer uppenbara effekter då de hindrar vattenflödet helt. Det samma gäller för vågbrytande pirar som ofta byggs runt småbåtshamnar. Flytbryggor som ligger direkt på vattenytan fungerar som en vågbrytare (Abul-Azm och Gesraha 2000). Detta gör att vattenflödet saktar ned på läsidan av bryggan, vilket kan leda till ökad sedimentering. Det har även föreslagits att flytbryggor kan skapa en pumpande effekt då de rör sig upp och ned med vattennivån, vilket kan påverka vattenflödet och leda till ökad uppgrumling av sediment runt bryggan (Abul-Azm och Gesraha 2000, Kelty och Bliven 2003). Dock saknas i nuläget direkta studier av detta fenomen. *Se avsnitt 5.3 för en mer ingående beskrivning av förändrad hydrodynamik från muddring och fysiska strukturer.*

Bryggor utgör en hårbottenstruktur i ett område

som annars vanligtvis domineras av mjukbottenar. Detta innebär att hårbottenlevande arter kan hitta ytor att fästa på. En del studier har därigenom kunnat påvisa positiva effekter av bryggor då de erbjuder en miljö för organismer som trivs på denna typ av konstruktioner (Caine 1987, Connell 2000, 2001). Detta betyder att bryggkonstruktioner inte bara förändrar bottensamhällena genom att påverka ljusförhållandena i området, utan även kan påverka artsammansättningen genom att en ny typ av habitat tillförs (Bulleri och Chapman 2010). Men även om diversiteten kan öka lokalt visar flertalet studier att exploatering från exempelvis bryggor generellt har en negativ påverkan på mängden och diversiteten hos fisk genom förändringar i kustnära habitat (Bilkovic och Roggero 2008).

Bryggkonstruktioner som kommer i kontakt med vattnet är ofta impregnerade för att motstå nedbrytning och angrepp av bl.a. borrhande organismer, svamp och bakterier. Olika typer av impregnering kan potentiellt ha negativa effekter på den omgivande miljön. Kromaterad koppararsenat (CAA) är ett vanligt medel för impregnering av virke till pålade bryggor, vilket har setts kunna ha negativa effekter på brackvattensarter (Weis m.fl. 1991). Effekterna verkar emellertid vara begränsade då läckage av ämnen främst verkar ske då bryggan är ny och ämnena snabbt späds ut i vattnet (Kelty och Bliven 2003). En bryggkonstruktion kan även orsaka andra typer av läckage till omgivningen. Flytbryggor som har flytblock av frigolit eller polystyren kan släppa ifrån sig små plastpartiklar till omgivningen. Detta gäller särskilt frigolit som vid påväxt blir bräcklig och lätt går sönder. Även borrhande organismer som uppehåller sig på flytelementen har setts kunna bidra till att utsläppen av mikroplaster ökar (Davidson 2012). I Sverige är dock andra material vanligare i flytblock, såsom PVC-plast, vilket inte är lika skört (Magnusson m.fl. 2016). Det totala plastslitage som sker i svenska småbåtshamnar har uppskattats till mellan 2 och 176 ton per år (Magnusson m.fl. 2016). *För en mer ingående redogörelse för effekter av impregneringsämnen och mikroplaster se avsnitt 5.8.3 om övriga utsläpp kopplade till fritidsbåtsanvändning.*

Som nämndes inledningsvis i detta kapitel kan påverkan från en brygga bero på hur denna är utformad. Flytbryggor som ligger direkt på vattenytan har generellt en större negativ påverkan på vegetationen jämfört med pålade bryggor, då de ofta eliminerar all vegetation direkt under bryggan. Detta beror bl.a. på att pålade bryggor står högt över botten och därmed släpper in mer ljus under bryggan, vilket skuggar vegetationen mindre i jämförelse med flytbryggor (Burdick och Short 1999, Eriander m.fl. 2017). Flytbryggor har dessutom

ofta fler båtar än pålade bryggor, vilka också skuggar botten och kan öka uppgrumlingen av sediment och försämra vattenkvaliteten (Eriander m.fl. 2017). Detta kan också bidra till mindre vegetation runt flytbryggor. Andra faktorer som kan påverka skuggningens omfattning är bryggans bredd och orientering (Burdick och Short 1999), samt hur mycket ljus som yttäckningen kan släppa igenom (Fresh m.fl. 2006, Gladstone och Courtenay 2014). Genom att ta hänsyn till dessa faktorer vid bryggbyggnation kan man minska omfattningen på den skada som bryggor ger på viktiga kustnära habitat som exempelvis ålgräs. *Se avsnitt 5.2 för en mer utförlig genomgång av skuggningseffekter samt kapitel 7 om förslag på åtgärder för ett mer hållbart båtliv.*

4.1.2 Uppställningsplatser på land

Enligt Transportstyrelsens båtlivsundersökning (2016) finns det cirka 756 000 fritidsbåtar i sjödugligt skick. De flesta av dessa båtar förvaras vintertid på olika båtuppställningsplatser, oftast i direkt anslutning till fritidsbåtshamnen. På båtuppställningsplatserna utförs olika typer av underhållsarbete såsom tvätt av skrov, bortskrapning av färg, blästring och målning av bl.a. båtbottnfärger. Dessa aktiviteter har genom åren gett upphov till en stor belastning av föroreningar, framförallt genom spridning av färgrester som kan innehålla olika biocider och metaller som tennorganiska föroreningar, exempelvis Tributyltenn (TBT), Dibutyltenn (DMB), Monobutyltenn (MBT), Irgarol, koppar, bly och zink.

Föroreningsgraden i mark har undersöks i svenska båtuppställningsplatser belägna i 21 olika kustkommuner av Eklund och Eklund (2014). Sammanställningen visar att föroreningsgraden av metaller (Cu, Zn, Pb och Hg) och organiska miljögifter (TBT, PAH:er och PCB:er) var hög. Vid 16 av 34 undersökta båtuppställningsplatser var medelvärdet av koppar i jorden högre än Naturvårdsverkets riktvärde för *mindre känslig markanvändning* som avser områden som används mer begränsat, t.ex. för industrier eller vägar. För zink och bly överskreds riktvärdet på 7 respektive 9 båtuppställningsplatser. För TBT fanns mätdata endast från 17 båtuppställningsplatser och av dessa överskreds riktvärdet för TBT i 13 fall. Även riktvärden för PAH:er och PCB:er överskreds på ett flertal båtuppställningsplatser. Liknande föroreningsgrad har även rapporterats från en studie från Statens geotekniska institut (SGI 2018), där medelkoncentrationen från båtuppställningsplatser på västkusten överskred riktvärdet med avseende på TBT, DBT, MBT, Irgarol, koppar och zink. För TBT och bly var även 90-percentilen högre än det hälsobaserade

riktvärdet (SGI 2018). På ostkusten påvisades en likartad förorening, men här var även medelkoncentrationen av tennorganiska föreningar och PCB7 högre än det hälsobaserade riktvärdet.

Många båtuppställningsplatser ligger i direkt anslutning till småbåtshamnar eller andra vattendrag, varför det finns en betydande risk att de påverkar omgivande vattenmiljöer genom läckage via grundvatten eller genom avrinnande vatten (dagvatten). Om båtuppställningsplatsen består av en hårdgjord yta (t.ex. asfalt) väntas spridning främst ske via dagvatten (SGI 2018). I en studie från Länsstyrelsen i Västra Götaland påvisades extremt höga halter av TBT, Irgarol, koppar och zink i dagvatten vid båtuppställningsplatser i Göteborgsregionen (Bengtsson och Wernersson, 2011). Vid en jämförelse utifrån olika miljö kvalitetsnormer var halterna i dagvatten 2 400–200 000 gånger högre än miljö kvalitetsnormerna för TBT. För Irgarol var halterna i dagvatten 200–5 200 gånger högre än miljö kvalitetsnormen och för koppar och zink var dagvattenattenskoncentrationerna 57–570 respektive 100–470 gånger högre än respektive miljö kvalitetsnorm. Exempel på åtgärder för att minska spridningen av miljögifter från hårdgjorda båtuppställningsplatser inkluderar efterbehandling av dagvatten (uppsamling, avslamning och filtrering), rening av dagvatten, årlig slamsugning av dagvattenbrunnar samt sopning av uppställningsområdet (Bengtsson och Wernersson 2011).

Få studier finns om hur stort läckaget är av gifter från uppställningsplatser belagda på jord/grus. Ett undantag är en undersökning vid en båtuppställningsplats i Strömstad (Sweco 2008). Denna studie visade på tydligt förhöjda halter av TBT i grundvattnet (7 050 ng/L), vilket kan jämföras med miljö kvalitetsnormen för TBT i vattenmiljön som är 0,2 ng/L enligt vattendirektivets dotterdirektiv ”om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område” (2008/105/EG).

Läs mer om vilka effekter läckage av giftiga ämnen från bottenfärger har på miljön i avsnitt 5.8.1 Förekomst av antifoulingbiocider, miljöpåverkan och gränsvärden.

4.1.3 Båttvätt och spolplattor

När båtarna tas upp för hösten tvättas i regel skrovet med högtryckstvätt inför den kommande vinterförvaringen. Vid denna rengöring finns dock en stor risk för spridning av biocider till både mark och vatten, såvida inte spillvattnet och det avspolade materialet omhändertas. På uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten genomfördes en studie för att beräkna storleksordningen av den mängd biocider (TBT, koppar och Irgarol) och metaller (zink) som tillförs småbåts-

hamnar från högtrycksspolning vid tvätt respektive när båten ligger i vattnet under säsongen (Ytreberg 2012). Studien baserades på analysdata från 16 stycken spolplattor. Resultaten visade att orenat spillvatten innehöll mycket höga halter av TBT (median 1 600 ng/L och högst uppmätta 14 000 ng/L), vilket kan jämföras med den miljö kvalitetsnorm för vatten som är satt till 0,2 ng/L inom EU (EU direktiv 2008/105/EG, Ytreberg 2012).

Sedan 2012 finns riktlinjer för hur båtbotentvättning av fritidsbåtar bör gå till (Havs- och vattenmyndigheten 2012). I riktlinjerna rekommenderas att rengöring bör ske över en spolplatta samt att anläggningar som tvättar mer än 50 båtar per år bör utrustas med ett reningssystem. Detta reningssystem kan både fånga upp större partiklar som färgflagor, samt ta bort mycket små partiklar och organiska biocider med hjälp av kolfilter. I Havs- och vattenmyndighetens rapport (Havs- och vattenmyndigheten 2012) redovisas även riktvärden för biocider i spillvatten från spolplattor. Riktvärdena är baserade på bästa möjliga teknik vid tidpunkten då de togs fram (se tabell 4.1). Enligt Dahlström m.fl. (2014) använder 55 % av de tillfrågade båtägarna på västkusten spolplatta med reningssystem när de spoljar av sin båt vid höstupptaget. Motsvarande andel på ostkusten är lägre, 17,5 %.

TABELL 4.1 Riktvärden för biocider i spillvatten från spolplattor enligt Havs- och vattenmyndigheten (2012).

ÄMNE	RIKTVÄRDE
Koppar	0,8 mg/L
Koppar, filtrerat	0,4 mg/L
Zink	2,0 mg/L
Zink, filtrerat	1,0 mg/L
TBT	200 ng/L
Irgarol	0,8 µg/L

Under säsong förekommer även manuell rengöring av skrovet när båten ligger i vattnet. Rengöringen sker då med hjälp av borste/tvättsvamp eller skrapa och i dessa fall sker ingen uppsamling av avfallet, vilket kan medföra att färgflagor och biocider kan spridas till omgivande vatten. *Se avsnitt 7.4 för en beskrivning av hur båtvtvättar kan användas för att minska användningen av biocider.*

4.1.4 Båtramper

Sjösättning av mindre fritidsbåtar från land sker vanligtvis via en båtrampe. Dessa kan utgöras av en naturligt sluttande botten men består oftast av en betong- grus- eller asfaltkonstruktion som sträcker sig ut i vattnet. Det finns i dagsläget inget officiellt register över antalet båtramper längs Sveriges kust, men ett omfattande register finns tillgängligt på båtramper.se, där position och uppgifter om över 500 ramper i hav och sjö finns listade. Ett sätt att minska den negativa påverkan från bryggor och båtar som ligger i vattnet skulle kunna vara att öka mängden och tillgängligheten till båtramper längs med våra kuster, vilket i större utsträckning skulle möjliggöra landförvaring av båtar. *Se avsnitt 7.1 om åtgärder för att minska exploatering av grunda mjukbottensområden.* Det är därför viktigt att förstå vilken påverkan dessa typer av strukturer kan medföra på miljön där de anläggs. Kunskapen om påverkan från båtramper är dock bristfällig och studier från Sverige inom området saknas. Bristen på forskningsbaserad kunskap till trots är det i detta sammanhang viktigt att lyfta och diskutera potentiella påverkansfaktorer som kan kopplas till dessa strukturer.

Båtramper utgör ytterligare en i raden av artificiella strukturer som kan leda till förändringar och förstörelse av bottenförhållandena utmed den svenska kusten. Precis som t.ex. bryggor och vågbrytare tillför de en hård struktur som möjliggör en fästyta för organismer som normalt inte uppehåller sig på platsen. Detta kan leda till förändringar i biodiversitet, förekomst och artsamansättning lokalt (Gittman m.fl. 2016). En studie från Tasmanien har även påvisat att båtramper indirekt kan ha en negativ påverkan på lokala fiskbestånd, då de ökar tillgängligheten till vattnet och därmed även fisketrycket lokalt (Stuart-Smith m.fl. 2008). Att fisket skulle öka i närheten av båtramper i Sverige är dock inte sannolikt då framkomligheten och tillgängligheten till kustvatten generellt inte är ett problem längs kusten. Båtramper kan även leda till förändringar i hydrodynamik, vilket bland annat har setts kunna leda till en ökad ansamling av fint sediment, såsom lera (Sim m.fl. 2015). *Se avsnitt 5.3. för en närmare beskrivning av effekter av förändrad hydrodynamik från muddring och fysiska strukturer.*

Sjösättning av båtar på trailer skulle även kunna innebära att föroreningar från vägbanan släpps ut i vattnet samt medföra en ökad risk för läckage av exempelvis bensin och olja från både trailer och båt vid sjösättningen. Förhöjda halter av tungmetaller (såsom koppar, bly och zink) har exempelvis uppmätts runt båtramper (Sim m.fl. 2015) *Se avsnitt 5.8. för en närmare beskrivning av kemisk påverkan.* Hårdgjorda ytor ökar också ytavrinningen av dagvatten, vilket lokalt kan

leda till en ökad transport av näringsämnen och föroreningar från land till kustvattnet. Båtar som sjösätts skulle även kunna fungera som en vektor för spridning av invasiva arter (Davidson m.fl. 2010, Rothlisberger m.fl. 2010) *Se avsnitt 5.9. för en närmare beskrivning av påverkan från invasiva arter.*

Idag saknas studier för hur miljöpåverkan från båtramper skulle kunna minimeras. Utan att ha stöd i forskningsbaserad kunskap är det dock rimligt att föreslå att man vid inrättande av ramper försöker bibehålla den naturliga formen på kusten och att orientera rampen i förhållande till vind och vågor på ett sätt som minimerar påverkan på exempelvis hydrodynamiken.

4.2. Muddring för fritidsbåtar

Vid muddring runt bryggor och småbåtshamnar påverkas kustekosystemen på flera olika sätt både vid muddringen och vid en eventuell dumpning av muddermassor i havet. I detta avsnitt beskrivs hur muddringsaktiviteter utförs, dess omfattning i svenska kustvatten, samt på vilka sätt de kan påverka havsmiljön.

4.2.1. Muddring

Muddring av mjukbottnar är en aktivitet som i första hand syftar till att öka vattendjupet genom att det översta skiktet av havsbotten som består av lera, gyttja, grus, sten och block grävs eller sugts bort. Muddring är viktigt för den kommersiella fartygstrafiken och utförs i hamnar och farleder för att möjliggöra för större fartyg att ta sig fram, men den kan även ske för att exempelvis utvinna sand eller avlägsna föroreningar i sediment (Hammar m.fl. 2009, Naturvårdsverket 2010a). Det är också vanligt att muddring utförs vid anläggning av mindre bryggor och småbåtshamnar för att öka

tillgängligheten även för mindre båtar (Naturvårdsverket 2010a). I relation till fritidsbåtsaktiviteter kan muddring då bestå i att området i direkt anslutning till bryggan muddras, men i vissa fall muddras även en kanal in till bryggan från djupare vatten (fig. 4.2). När småbåtshamnar placerats i naturligt vågskyddade vikar är det vanligt att öppningen till vikarna breddas och fördjupas, särskilt om vikens öppning har en tröskel.

Man brukar särskilja två typer av muddring: nymuddring och underhållsmuddring. Nymuddring kan innebära muddring av ett nytt område i exempelvis en marina eller runt en enskild brygga, eller muddring för att fördjupa befintliga muddringsrännor och därmed möjliggöra för större fartyg att ta sig fram. Vid underhållsmuddring är syftet oftast att bibehålla tidigare dimensioner hos en befintlig muddring i exempelvis en farled eller mudderränna, där sedimentation eller landhöjning har minskat vattendjupet, eller där utseendet på muddringen har förändrats (Ospar 2010).

4.2.1.1 Omfattning av muddring i Sverige

I Sverige räknas muddring som vattenverksamhet (11 kap. i miljöbalken) och är därför anmälningspliktig, men beroende på muddringens omfattning kan även tillstånd krävas. Dessutom krävs normalt dispens om området som ska muddras omfattas av strandskyddet. Nationella vägledningar för muddring och hantering av muddermassor har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Det är svårt att uppskatta omfattningen av muddring i svenska kustvatten och hur den utvecklas eftersom ett nationellt register med sammanställningar av data och statistik över verksamheten i dagsläget inte är tillgänglig (Engdahl m.fl. 2011). Havs- och vattenmyndigheten har dock initierat ett arbete med att utreda hur informations-



FIGUR 4.2 Muddringsskador runt grunda bryggor på Sveriges västkust. Muddring sker både i direkt anslutning till bryggan, men även för att skapa kanaler in till bryggorna från djupare vatten. Mudderrännorna kan skapa fragmentering av viktiga bottenhabitat, såsom sjögräs. Satellitbilder från Google Earth 7.3.2.5776 [2019–04–23].

hanteringen inom området muddring och dumpning kan effektiviseras så att berörda aktörer ska få tillgång till den information de behöver gällande muddring och dumpning (*pers. kom. Agnes Ytreberg, HaV*).

Den statistik som i dagsläget finns tillgänglig är den som Havs- och vattenmyndigheten rapporterar in till Oskar och Helcom, vilken baseras på information som myndigheten hittar genom att gå igenom beslut om tillstånd och dispenser för denna typ av verksamhet. Utifrån mängden dumpade muddermassor som rapporterades till Oskar och Helcom sedan 2009, var det i medeltal 215 000 ton som muddrades per år i Västerhavet 2009–2015 (Oskar 2015) och 2.6 miljoner ton per år i Östersjön 2010–2013 (Helcom 2015). En majoritet av dessa muddringar är sannolikt från underhållsmuddring då dessa utgjorde 95 % av alla muddringar i Nordsjöområdet 2001–2005 (Oskar 2009). Det är oklart hur stor andel av dessa muddringar som är kopplad till fritidsbåtar (småbåtshamnar och enskilda bryggor), men sannolikt kommer en majoritet från kommersiella muddringar av farleder och hamnar då dessa muddringar generellt är av en betydande storlek (Oskar 2010). Exempelvis så muddrade Göteborgs hamn cirka 12 miljoner m³ mjukbotten under projektet Säkrare farleder mellan 2001–2003 (Sjöfartsverket 2004).

Nyligen utförda försök att med hjälp av flyg- och satellitbilder, samt transpondersignaler från muddarfartyg inventera mudderrännor och mudderaktiviteter längs kusten ger en bild av den totala omfattningen av muddringar i grunda kustområden (Engdahl m.fl. 2011, Törnqvist m.fl. 2017, 2019). Preliminära skattningar av arealen muddrade grundområden längs Sveriges kuster idag varierar mellan 1600 och 4000 hektar (Törnqvist m.fl. 2019). Ett exempel på omfattningen av muddringar relaterade till fritidsbåtar finns i en nyligen genomförd studie av anmälda, småskaliga muddringsärenden i Västra Götalands län. Preliminära resultat visar att de 68 muddringar som givits tillstånd mellan åren 2011–2017 (75 % av ärendena under perioden blev godkända) i medeltal rörde en yta på mellan 0,0015 och 1,2 hektar (medelarean var 0,1 hektar) och ett sedimentdjup av 1 m, där 80 % av ärendena rörde underhållsmuddring. Den totala arean som muddrats under perioden skattades till cirka sex hektar (Eriander m.fl. opubl. data). Det är dock viktigt att poängtera att undersökningar visar att det även förekommer ett stort antal oanmälda muddringar längs Sveriges kuster (Törnqvist och Engdal 2012). Detta stöds också av en nyligen utförd enkätundersökning där samtliga sex länsstyrelser som svarade, uppgav att olovlig muddring var vanliga i deras kustlän (Eriander m.fl. opubl. data).

4.2.1.2 Påverkan från muddring

Hur stor påverkan blir från en muddring beror på en lång rad faktorer, såsom dess omfattning, under vilken period under året den görs, dess frekvens och varaktighet, de lokala förhållandena på muddringsplatsen (t.ex. sedimentstruktur, bakgrunds nivåer av suspenderat material samt lokalens hydrodynamik) samt känsligheten hos bottenmiljön i muddringens närhet (Pennekamp m.fl. 1996, Je m.fl. 2007, Törnqvist m.fl. 2019). Muddring kopplad till fritidsbåtsanvändande påverkar många gånger samma typer av miljöer som där bryggor upprättas, dvs. grunda, vågskyddade mjukbottnar med eller utan vegetation med höga naturvärden. *Se avsnitt 3.1 om konkurrens mellan höga naturvärden och bryggor*. I svenska kustområden bedöms dessa miljöer också vara extra känsliga för muddring, eftersom sedimentet ofta är finkornigt med hög organisk halt, och områdena ofta har begränsat vattenutbyte, vilket gör att uppgrumlingen av sediment kan bli omfattande och långvarig (Engdahl m.fl. 2011, Törnqvist m.fl. 2019).

Direkta effekter av muddring på bottenmiljön är välstuderade globalt och de påvisade negativa effekter på den marina miljön som muddring kan leda till är flera. Generellt går mängden och diversitet av organismer ned då en botten muddras (se exempelvis van Dolah m.fl. 1984, Newell m.fl. 1998, Desprez 2000, Boyd m.fl. 2003, Cooper m.fl. 2007, Rehitha m.fl. 2017). De organismer som framförallt påverkas negativt är de som är beroende av fotosyntes, fastsittande och bottenlevande organismer samt de som har begränsad rörelseförmåga (Essink, 1999, Desprez 2000). Vidare kan långa mudderrännor leda till fragmentering av viktiga bottenhabitat, vilket bland annat kan öka känsligheten gentemot andra störningar (Walker m.fl. 1989, Ramage och Schiel 1999, fig. 4.2).

Avlägsnande av botten sediment

Den mest uppenbara direkta effekten av muddring är förenad med själva avlägsnandet av sedimentytan, vilket även innebär att platsens befintliga habitat och organismer förstörs (Onuf 1994, Newell m.fl. 1998, Desprez 2000, Erfteimeijer och Lewis 2006). Dessutom kan bortmuddring av exempelvis sjögräs eller bottenmiljön även få effekter högre upp i födoväven genom att viktiga födo- och uppväxtplatser för fisk går förlorade (Newell m.fl. 1998). Eftersom bottenmiljöns sammansättning till stor del beror på sedimentförhållanden i ett område, så kan en förändring av dessa förhållanden även leda till en långsiktig förändring av bottenmiljön i ett muddrat område (Desprez 2000) *Se avsnitt 5.1.1 för en närmare beskrivning av effekterna från avlägsnande av sediment*.

Uppgrumling av sediment

En annan direkt effekt av muddringen är den uppgrumling av sediment som sker i samband med att bottenmaterial grävs eller sugts upp. Även andra moment under muddringen kan leda till att mängden suspenderat material i vattnet ökar, exempelvis genom spill under upptag, förvaring och transport av mudder, uppgrumling vid förflyttning av mudderverket, ankringsystem och propellerstörning från bogserbåtar (Wolanski och Gibbs 1992, Jensen och Mogensen 2000, Bridges m.fl. 2008, Suedel m.fl. 2008).

Hur mycket sediment som suspenderas och sprids beror bland annat på vilken metod som används vid muddringen, djup och hydrologiska förhållanden samt på vilken mängd och typ av sediment som muddras bort (Pennekamp m.fl. 1996). Rapporterade mängder suspenderat material skiljer sig mellan olika studier, men sedimentspill på 0–5 % av mängden muddrat material (Bridges m.fl. 2008, Suedel m.fl. 2008), 0–50 kg (torrvikt) suspenderat material per m³ muddrat material (Pennekamp m.fl. 1996) samt sedimentkoncentrationer på 40–1100 mg/L har i ett flertal studier rapporterats i direkt anslutning till muddringen (LaSalle 1990, Wilber och Clark 2001, Je m.fl. 2007). Generellt anses grumling orsakad av muddringsverksamhet vara relativt lokal och kortvarig, där halterna av suspenderat sediment når bakgrunds nivåer inom 1,5 h efter avslutad muddring (Pennekamp m.fl. 1996) eller 50–500 m från muddringsplatsen (LaSalle 1990, Wilber och Clark 2001, Je m.fl. 2007, Bridges m.fl. 2008, Cutroneo m.fl. 2013). Andra studier har dock visat att uppgrumlat sediment kan hålla sig suspenderat längre, från åtta timmar upp till någon vecka (Blomqvist 1981, Schoellhamer 1996, Wikström m.fl. 2016) och spridas över kilometerstora områden (Blomqvist 1981, Kiørboe och Møhlenberg 1981, LaSalle 1990, Mikkelsen och Pejrup 2000, Wikström m.fl. 2016). Hur långt suspenderat sediment sprids beror dock på flera faktorer, bl.a. hydrodynamiken i området, kornstorlek och vattenhalt hos muddermassorna samt om åtgärder satts in för att begränsa spridningen, exempelvis genom s.k. siltgardiner (Bridges m.fl. 2008). Muddring i lösa sediment med stort vatteninnehåll leder ofta till att en större mängd partiklar suspenderas jämfört med muddring i sediment med starka molekyllära (kohesiva) krafter (Suedel m.fl. 2008). Fina partiklar, såsom silt och lera, har en lägre sjunkhastighet än exempelvis sand, vilket gör att de håller sig suspenderade under längre tid och därmed kan spridas över längre sträckor (Je m.fl. 2007). Spridningssträckan påverkas dessutom av strömmarna i området, där turbulent vatten och starka strömmar leder till att materialet kan sprida sig längre sträckor

och att partiklarna håller sig suspenderade under längre tid (Je m.fl. 2007). I Sverige har 1–2 km stora moln av uppgrumlat sediment på ytan, s.k. sedimentplymer, noterats i samband med muddring i Öresund (Kiørboe och Møhlenberg 1981, Mikkelsen och Pejrup 2000). Studier baserade på fjärranalyser av muddringar indikerar också att grumlingszonen från muddringar var avsevärt större i skyddade områden än i exponerade samt att den ökade med storleken på muddringen. För muddring av en enskild brygga varierade grumlingszonen mellan 250 och 2000 m medan en större muddring runt en småbåtshamn kunde orsaka en muddringsplym på mellan 750 och 6000 m beroende på exponeringsgraden i området (Törnqvist m.fl. 2017, 2019).

När den högproduktiva bottenytan muddras bort och en djupare botten blottläggs kan detta även leda till indirekta effekter på den marina miljön genom förändringar i bottens beskaffenhet samt i hydrodynamiken i området (Desprez 2000, Erftemeijer och Lewis, 2006, Rehitha m.fl. 2017). Muddringen kan exempelvis leda till att miljön får en högre lerfraktion och organisk halt jämfört med icke muddrade områden, vilket bl.a. kan påverka bottensamhällets sammansättning (Desprez 2000, Whomersley m.fl. 2008, Rehitha m.fl. 2017). Förändringar i djup och hydrodynamik runt en mudderränna kan leda till ökad erosion och uppgrumling av sediment (Onuf 1994, Erftemeijer och Lewis 2006). I vissa fall kan grumlingen efter en muddring bli kronisk på grund av upprepad uppgrumling av löst finpartikulärt sediment som dumpats eller lagt sig på botten runt muddringsplatsen (Onuf 1994, Erftemeijer och Lewis 2006). Dessutom är uppgrumlat material som sedimenterat på botten mer benäget att grumla upp på nytt jämfört med material på en ostörd bottenyta (Onuf 1994, Schoellhamer 1996). Studier har indikerat förekomst av denna typ av långtidsgrumling i samband med muddring även i svenska vatten. Grumlingen har i dessa fall genererats både genom uppgrumling av muddermassor som dumpats i närheten av muddringsplatsen och uppgrumling som uppstår i mudderrännan (Engdahl m.fl. 2011, Törnqvist m.fl. 2017, 2019). Det sistnämnda kan bland annat orsakas av att båttrafiken i regel ökar då en muddring skett (Eriksson m.fl. 2004, Engdahl m.fl. 2011). Muddringen kan även öka vattenutbytet för den bassäng som muddrats, särskilt om mynningsområdet breddats och fördjupats. Detta kan i sin tur påverka vattenkemiska och fysikaliska faktorer som exempelvis vattentemperatur. *Se avsnitt 5.3 och 5.4 för en närmare genomgång av effekterna från förändrade hydrodynamiska förhållanden vid muddring och uppgrumling av sediment.*

Grumlingen leder till ökad ljusutsläckning i vatten-

pelaren, vilket kan påverka dels ljusberoende vegetation såsom sjögräs (Onuf, 1994, Erftemeijer och Lewis 2006) och dels visuella predatorer, som vissa arter av fisk eller sjöfågel (Essink 1999). Den ökade mängden partiklar i vattnet kan också ha en negativ effekt på filtrerande organismer som musslor och ostron (Sherk 1972, Essink 1999, Bell 2015) samt leda till en ökad sedimentation av finpartikulärt material ovanpå vegetation eller organismer som uppehåller sig på botten, vilka kan påverkas negativt (se exempelvis Salomons 1985, Bender och Jensen 1992, Chapman och Fletcher 2002, Erftemeijer och Lewis 2006, Fraser m.fl. 2017, Brodersen m.fl. 2017).

Innehåller sedimentet som muddras miljögifter och förhöjda halter av näring, kan även dessa frigöras tillsammans med det suspenderade materialet (Stronkhorst m.fl. 2003, Nayar m.fl. 2007, Rumney m.fl. 2015). Spridning av näring kan leda till en ökad övergödningssituation i området, vilket kan resultera i en ökad mängd snabbväxande trådformiga alger och växtplankton, minskat siktdjup samt ökad syrekonsumention (Essink 1999, Nayar m.fl. 2007, Erftemeijer och Lewis 2006). Miljögifter som frigörs vid muddring har setts kunna leda till toxiska effekter på bl.a. fisk, musslor och växtplankton (Nayar m.fl. 2004, Granmo 2004, Sturve m.fl. 2005). *Se avsnitt 5.4 för en närmare genomgång av effekterna från uppgrumling av sediment.*

4.2.2. Dumpning av muddermassor i havet

Omhändertagande av de sedimentmassor som uppkommer under muddringen sker genom att de antingen deponeras på land, används för anläggningsändamål eller dumpas i havet (Naturvårdsverket 2010a). Inom Osparregionen dumpas en majoritet av de massor som muddrats upp från hamnar, farleder m.m. till havs, och endast små andelar används i konstruktion eller läggs upp på land (Ospar 2010). I Sverige är dumpning av muddermassor i havet förbjuden enligt miljöbalken, men trots detta dumpas stora mängder muddermassor längs Sveriges kuster varje år eftersom dispenser mot förbudet regelbundet ges. Muddermassor från småbåtshamnar innehåller ofta höga halter miljögifter från bland annat båtbottnfärger (se avsnitt 5.8.1.6). Dumpning av förorenat sediment till havs är reglerat genom både regionala och internationella konventioner (London-, Ospar- och Helcomkonventionen).

Enligt nationell vägledning ska prov tas på muddermassor som ska dumpas till havs, för att undersöka förekomsten av miljögifter (Havs- och vattenmyndigheten 2015, 2018). För mindre muddringsärenden tycks dock dispenser ges i stor utsträckning utan att

en sådan provtagning sker (Eriander m.fl. opubl. data). Massor från mindre muddringar runt bryggor och i småbåtshamnar dumpas dessutom regelbundet nära känsliga kustmiljöer som kan påverkas negativt av den uppgrumling och spridning av sediment som sker vid dumpningen (Eriander m.fl. opubl. data).

4.2.2.1 Omfattning av dumpning i Sverige

Enligt data som rapporteras till havskonventionerna varierar mängden muddermaterial som dumpas i svenska hav mellan 11 000 och 700 000 ton per år i Västerhavet och mellan 0,5 och 5 miljoner ton i Östersjön (Ospar 2015, Helcom 2015). Anmärkningsvärt är att de flesta aktiva dumpningsplatserna i t.ex. Västra Götaland ligger inomskärs (SGU 2016), ofta mycket nära land och känsliga grundområden. På samma sätt som för muddring saknas ett nationellt register och uppföljning av utförda dumpningar av muddermassor i svenska vatten (Engdahl m.fl. 2011), men arbete pågår som sagt inom Havs- och vattenmyndigheten för att samla denna typ av information (se avsnitt 4.2.1.1). Det är därför oklart hur väl inrapporterade siffror stämmer överens med verkligheten samt hur de fördelas över olika utpekade dumpningsplatser. Enligt Helcom är det medlemsländernas skyldighet att se till att ingen dumpning sker utan tillstånd (Helcom 2007). Undersökningar visar dock att otillåtna dumpningar är vanligt förekommande i Sverige, framför allt när det gäller småskaliga muddringar runt bryggor och småbåtshamnar (Törnqvist och Engdal 2012). Detta framgår även av en nyligen utförd enkätundersökning vid landets kustlän (Eriander m.fl. opubl. data). Omfattningen av mudderdumpningar i Sverige kan därför vara avsevärt högre än de siffror som rapporteras till Helcom och Ospar.

Dispens från förbudet att dumpa muddermassor i havet kan ges om avfallet kan dumpas utan negativ påverkan för människors hälsa eller miljön (miljöbalken; 15 kap. 27§). För att kunna bedöma detta bör en ansökan om dumpningsdispens innehålla utförlig information om både massorna och dumpningsplatsen. Vägledning för hur dessa ansökningar ska utformas och bedömas har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten, efter riktlinjer från London-, Ospar- och Helcomkonventionen (Havs- och vattenmyndigheten 2015, 2018). Nya studier av dumpningsplatser och dumpningsdispenser i Västra Götaland län för småskaliga muddringsärenden (i medeltal cirka 2 500 m³ muddermassor per ärende) visar dock på stora brister i hur dessa riktlinjer följs och hur ärendena hanteras. Resultatet från studierna indikerar också att de risker

för miljön som dumpningen kan medföra allvarligt underskattats (Eriander m.fl. opubl. data). Preliminära resultat visar även att dispens från dumpningsförbud gavs till 76 % av de 42 ansökningar som gjordes mellan åren 2011–2017, trots att underlagen hade allvarliga brister. Bland annat saknades undersökningar om miljögifter i muddermassorna från hälften av ansökningarna. Vidare saknades information om närhet till och möjlig påverkan på känsliga bottenhabitat som t.ex. ålgräsängar i 90 % av ärendena. Detta är oroväckande då flertalet av de utpekade dumpningsplatserna i studien låg inomskärs, i medeltal endast 180 m från land, 542 m från ålgräs och 1,2 km från närmsta Natura 2000-område. Hydrodynamiska modellstudier av mudderdumpningar visade att plymer med suspenderat sediment spreds mer än 10 km från dumpningsplatserna, med potentiellt allvarlig påverkan på ålgräs och andra känsliga habitat (Eriander m.fl. opubl. data; fig. 4.3). Vidare visade studien att dumpningsplatserna generellt var grunda (8–55 m) och enligt utredningar råder det sannolikt inte ackumulationsförhållanden (förhållanden där ackumulation av finkornigt sediment och organiskt material sker) vid flertalet av de aktiva dumpningsplatserna (SGU 2016). Detta trots att dumpningar till havs, enligt nationella vägledning, ska ske på djupa ackumulationsbottnar (Naturvårdsverket 2010a, Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Det finns därför en risk för sedimentspridning från dessa platser också efter avslutad dumpning. För att säkerställa att dumpning till havs ska kunna ske utan negativ påverkan på miljön finns ett behov av att utföra liknande undersökningar av dumpningsplatser och hantering av dumpningsdispenser från Sveriges övriga kustlän, så att eventuella brister hos denna typ av verksamhet kan identifieras och åtgärdas.

Sammanfattningsvis sker en omfattande dumpning av muddermassor längs Sveriges kuster som härrör från användningen av fritidsbåtar vilket potentiellt kan ha allvarlig påverkan på viktiga kustnära habitat. Den totala omfattningen tillåten och otillåten dumpning är dock dåligt dokumenterad idag.

4.2.2.2 Påverkan från dumpning

Dumpning av muddermassor leder generellt till två typer av påverkan: 1) övertäckning av bottensamhället på dumpningsplatsen och 2) spridning av suspenderat sediment långt från dumpningsplatsen, vilket potentiellt kan leda till flera negativa effekter på miljön. Denna påverkan liknar den man kan se i samband med muddring, med skillnaden att spridningen startar över djupare bottnar där dumpningen sker. Hur omfattande

och varaktig skadan blir efter en dumpning beror på en lång rad faktorer och varierar ofta beroende på lokalens specifika hydrografi och ekologi samt utifrån hur utsatt lokalen är för naturliga störningar (t.ex. vågexponering och naturlig uppgrumling). Skadans omfattning och varaktighet beror också på dumpningen i sig: hur och när den utförs, mängd och typ av material som dumpas och frekvens mellan dumpningar (Bolam och Rees 2003, Simonini m.fl. 2005, Bolam m.fl. 2006, Katsiaras m.fl. 2015). Dessutom kan mängden föroreningar i sedimentmassorna som dumpas påverka hur snabbt bottensamhällena återhämtar sig (Smith och Rule 2001, Simonini m.fl. 2005, Katsiaras m.fl. 2015).

Övertäckning av botten

Den mest uppenbara direkta effekten av dumpning av muddermassor är att botten där dumpningen sker täcks av ett nytt lager sediment, vilket kan begrava de organismer som lever på sedimentet, men också förändra bottenkomplexitet och sedimentkaraktär (Harvey m.fl. 1998, Stronkhorst m.fl. 2003, Zimmerman m.fl. 2003, Witt m.fl. 2004, Lepland m.fl. 2009, Bolam 2012, Katsiaras m.fl. 2015). Övertäckning med nya lager sediment kan även leda till kemiska förändringar i sedimentet, såsom minskade syrehalter och ökad halt av giftigt vätesulfid, vilket också kan påverka bottensamhället negativt (Essink 1999, Bolam och Whomersley 2005). Eftersom de flesta utpekade dumpningsplatserna är djupa med begränsad växtlighet är det främst bottenlevande djur som påverkas av övertäckning, medan exempelvis fisk som lever i vattenmassan ofta kan fly och plankton sannolikt endast påverkas under en kortare period av den ökade grumligheten som sker vid dumpningsplatsen (US EPA 1989). Observerade effekter från mudderdumpning på bottensamhällen varierar mellan studier och tycks till stor del vara beroende av lokala förhållanden, samt av mängd och typ av sediment i muddermassorna. Studier har visat på både minskad förekomst av organismer och minskad artrikedom hos de djursamhällen som uppehåller sig på dumpningsplatser (se exempelvis Harvey m.fl. 1998, Essink 1999, Witt m.fl. 2004, Powilleit m.fl. 2006, Bolam 2012, Katsiaras m.fl. 2015). Indirekt kan sådana förändringar i produktionen av bottenfauna även påverka fisksamhällena som normalt livnär sig på organismer från dessa miljöer (Grigalunas m.fl. 2001, Stronkhorst m.fl. 2003). *Se avsnitt 5.1.2 för en närmare beskrivning av effekterna från övertäckning av sediment.*

Suspension av sediment

Dumpningen kan även leda till grumling av vattnet och spridning av finkornigt sediment, både i samband med

dumpningstillfället och i efterhand om ackumulationsförhållanden inte råder vid dumpningsplatsen (Onuf 1994, Smith 2002) eller om dumpningen i sig leder till att bottenstruktur och därmed hydrodynamik förändras (Hammar m.fl. 2009, Lee m.fl. 2010). Generellt är informationen bristfällig angående omfattning och varaktighet av sedimentspridning från dumpningsplatser. Detta gäller den ökade turbiditeten som sker i samband med själva dumpningstillfället, men särskilt eventuell spridning som sker efter att dumpningen är avslutad (Wolanski m.fl. 1992, Hammar m.fl. 2009). Detta beror bland annat på att denna typ av övervakning sällan utförs, och när den väl görs rapporteras den bara sporadiskt i vetenskapligt granskad litteratur (Birchenough m.fl. 2006).

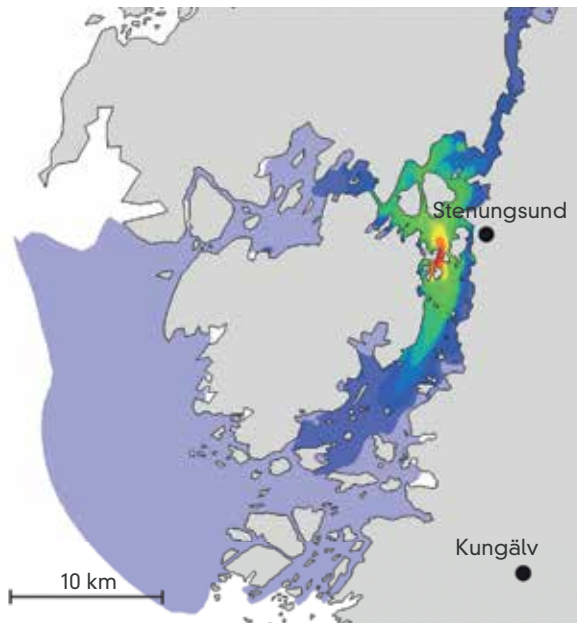
Omfattning av uppgrumling och spridning av suspenderat sediment vid dumpning beror på liknande faktorer som vid muddring, där mindre kornstorlek och framför allt högre vattenhalt leder till mer uppgrumling och spridning. *Se avsnitt 4.2.1.2.* Under dumpningen faller merparten av materialet som består av lerklumpar eller sand till havsbotten medan finkornigare sediment i suspension som har lägre sjunkhastighet bildar en sedimentplym vid ytan som sprids från dumpningsplatsen med strömmar, vilket brukar benämnas spill (Delo 1987, Stockmann m.fl. 2009). Större partiklar, som grus, sand och lerklumpar, lägger sig ofta på en begränsad yta på dumpningsplatsen medan finare partiklar sprider ut sig några hundra m från nedslagsplatsen och formar ett lager av flytande lera som kan vara olika tjockt, från några mm till runt en meter. I studier av muddermassor från USA hade större sedimentpartiklarna i medeltal en sjunkhastighet på runt 1 m/s, medan cirka 3–5 % av materialet suspenderades och bildade en plym som spred sig från platsen med en sjunkhastighet av 7 mm/s (US EPA 1989). Finkornig glaciallera, som är vanlig längs Sveriges kuster, kan ha fallhastigheter runt 0,2 mm/s eller lägre när leran är suspenderad (Becker m.fl. 2015). Enligt långtidsstudier av dumpning i New England, USA, ledde dumpning i medeltal till ett spill på ungefär 1–5 % av de dumpade massorna, (Fredette och French 2004). Andra studier har visat på spill på mellan 0,5–25 % (US EPA 1989, Suedel m.fl. 2008). Information angående varaktighet och spridning av den sedimentplym som bildas vid dumpningen saknas generellt i den vetenskapliga litteraturen (Hammar m.fl. 2009). Vissa studier har rapporterat varaktigheten som relativt kort där den förhöjda halten av partiklar i vattenmassan kvarstår endast under några timmar (Engler m.fl. 1991), med en minskning i turbiditet på 99 % efter två timmar (US EPA 1989).

Generellt finns mycket få empiriska studier från

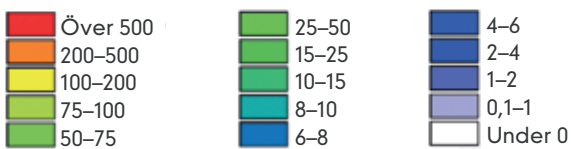
Sverige som har undersökt spridning av muddar vid dumpning. Vid dumpningsplatsen Vinga har emellertid spridning på 1,5 km noterats under dumpning (Magnusson 2007) och vid en dumpning av glaciallera och sand i Östersjön nådde 14–37 % av materialet som dumpades aldrig havsbotten på dumpningsplatsen, vilket visar att en stor del av muddermaterialet spreds från dumpningsplatsen (Stockmann m.fl. 2009). Det finns även en del modelleringar där spridning undersökts i samband med ansökan om dumpningsdispens, där man kommit fram till att sediment kan sprida sig mellan 0,3–2 km beroende på strömhastighet och sedimentkaraktär (VBB VIAK 2000). Preliminära resultat från hydrodynamiska modelleringar av sedimentspridning från ett antal dumpningsplatser i södra Bohuslän visar att halter på över 10 mg/L återfinns på platser längre bort än 10 km från dumpningsplatsen, och att lägre halter (som kan vara relevanta vid t.ex. spridning av miljögifter) kan sprida sig ännu längre (fig. 4.3). Detta innebär att dumpning av muddermassor som sker inomskärs kan leda till spridning av sediment in i områden med utpekade höga naturvärden, såsom ålgräsängar och Natura 2000-områden (Eriander m.fl. opubl. data).

Utöver den spridning av sediment som sker vid dumpningstillfället kan även uppgrumling av sediment ske vid senare tillfällen, även om ackumulationsförhållanden rått vid dumpningsplatsen, om dumpningen förändrar topografin på platsen. Dessa förändringar kan exempelvis bestå i att bottendjupet blir grundare och formen på botten förändras, vilket kan öka erosionen och spridning av sediment från platsen (Stronkhorst m.fl. 2003, Wienberg m.fl. 2004, Lee m.fl. 2010). Då kan dumpade massor grumla upp i vattenpelaren långt efter att muddermassorna dumpats, och spridas från dumpningsplatsen med strömmar och vågrörelser (US EPA 1989, Onuf 1994, Smith 2002, Fettweis m.fl. 2016). Detta kan leda till en mer upprepad och långsiktig spridningsproblematik samt till spridning till områden längre från dumpningsplatsen. Dessutom kan muddermaterial som dumpats vara lösare och innehålla en högre vattenhalt än ostört sediment (Lepland m.fl. 2009), vilket också gör att det lättare grumlar upp (Onuf 1994, Schoellhamer 1996).

Många av de potentiella effekter som sediment-spridning leder till är liknande de som diskuterades i avsnittet om muddring. *Se avsnitt 4.2.1.2.* Dessa potentiella effekter inkluderar ökad ljusutsläckning i vattenpelaren, vilket kan påverka ljusberoende vegetation och visuella predatorer, ökad mängd partiklar i vattnet med potentiellt negativa effekter på filtrerande organismer och fisk, samt ökad sedimentation som



Maxhalt suspenderat sediment (mg/L)



FIGUR 4.3 Resultat från hydrodynamisk modellering av sedimentspridning i samband med dumpning av 2 500 m³ muddermassor vid dumpningsplatsen Källö-djupet. Kartan visar maximala halten suspenderat sediment på olika avstånd från dumpningsplatsen (lokaliserad i det mörkröda området på kartan) i de översta 3 metrarna av vattenpelaren baserat på upprepade dumpningar under flera år. Dumpningsplatsen ligger cirka 200 m från närmsta befintliga ålgräsäng och cirka 60 m från det närmsta Natura 2000-området (ej markerade på kartan). Enligt resultaten kan minst sex olika Natura 2000-områden och ett otal ålgräsängar i området påverkas av dumpningar vid denna lokal. Totalt finns sex olika dumpningsplatser i fjordområdet innanför Orust och Tjörn som används regelbundet för mudderdumpningar, vilka givits dispens mot dumpningsförbudet i svenska hav (Eriander m.fl. opubl. data).

även det kan påverka vegetation och bottenlevande djur negativt. Om muddermassorna innehåller föroreningar och förhöjda halter av näring, kan även dessa spridas med negativa effekter för miljön. Se *avsnitt 5.4* för en närmare genomgång av effekterna från *uppgumling av sediment*.

4.2.3 Metoder vid muddring och dumpning

Vilken metod som används vid muddring har en stor inverkan på bland hur mycket av det muddrade sedimentet som hamnar i suspension, vilket påverkar uppgumling och spridning av sediment både under muddring och dumpning av muddermassor. Många olika metoder för muddring finns beskrivna (se exempelvis, van der Veen 1993, Ospar 2004, Laugesen och Nygård 2008, Naturvårdsverket 2010a, Havs- och vattenmyndigheten 2018b), men generellt så kan de delas in två kategorier: mekanisk och hydraulisk muddring. Mekanisk muddring innefattar att bottenmaterialet avlägsnas med mekanisk kraft, ofta genom att det grävs eller skopas upp. Vid hydraulisk muddring sugas sedimentet upp från botten med hjälp av vakuum och sedimentet får en flytande karaktär genom att det blandas med vatten (Naturvårdsverket 2010a). Generellt så är mekanisk muddring vanligare i hamnar och runt kajer och bryggor medan både hydrauliska och mekaniska metoder används i farleder och infarter till hamnar (Ospar 2010). Lite förenklat kan man säga att mekanisk muddring ger upphov till mer uppgumling av sediment vid muddringen, medan hydraulisk muddring ger större problem med spridning av suspenderat sediment om massorna dumpas i havet.

Vid mekanisk muddring sker uppgumling när sediment grävs upp från botten och förs genom vattenpelaren, samt när material lyfts över till pråmen vid ytan då vatten rinner ur skopan (LaSalle 1990). Detta medför att mekanisk muddring generellt leder till en högre koncentration av suspenderat sediment i muddringsområdet jämfört med hydrauliska metoder (Wilber och Clark 2001), även om andra studier rapporterat motsatsen (Cutroneo m.fl. 2013). Vid muddring med gripskopeverk har koncentrationer av suspenderat sediment på 1100 mg/L och sedimentplymer som sträcker sig upp till 1 000 m från muddringsplatsen noterats (LaSalle 1990), men även mindre spridning på enbart 50 m innan grumligheten i vattnet nådde bakgrunds nivåer har rapporterats (Cutroneo m.fl. 2013). För att minimera spridning av sediment vid mekanisk muddring kan grävskopor med lock användas, s.k. miljöskopor (Laugesen och Nygård 2008).

Spridningen kan även begränsas genom användandet

av olika typer av avskärmningar som sätts upp under muddringsarbetet och behålls tills dess att grumligheten i vattnet har återgått till bakgrunds nivåer (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Exempel på avskärmningar är geotextil (markfiberduk som hänger från länsar vid ytan ned till botten), bubbelridåer (luftslang med små hål som placeras på botten och skapar en tunn ridå av bubblor upp till ytan) och sponter (bestående av stål, trä eller plast; Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Fördelen med mekanisk muddring i jämförelse med hydrauliska metoder, är att mindre vatten blandas in så att materialet i större utsträckning håller ihop, vilket gör att det kan sjunka fort till botten om muddermassorna dumpas i havet. Därmed begränsas spridning av suspenderat sediment. Vatteninblandning kan dock även ske vid mekanisk muddring, exempelvis då skopan inte fylls fullt ut, eller då området har löst sediment (Palermo och Pankow 1988, Naturvårdsverket 2010a).

Vid hydraulisk muddring är spridningen av sediment generellt mindre under muddrarbetet (Wilber och Clark 2001). Dock kan stor spridning av sediment ske vid lastningen av de flytande massorna då överskottsvatten ibland tillåts rinna över lastpråmens sidor (Naturvårdsverket 2010a). Hur stor partikelspridningen blir vid själva muddringen beror bland annat på hur sugeffekten regleras i mudderverket. Vid ett högt vattenintag, minskar spridningen av partiklar men muddringen blir mindre effektiv (Naturvårdsverket 2010a). Maximala uppmätta koncentrationer av suspenderat sediment vid sugmuddring ligger generellt under 500 mg/L och plymer är begränsade till inom 100–500 m från muddringsplatsen (LaSalle 1990, Wilber och Clark 2001, Cutroneo m.fl. 2013). Nackdelen med hydraulisk muddring är att de flytande muddermassorna orsakar stor grumling och spridning av sediment om massorna dumpas i havet. För att minska spridning av suspenderat sediment vid hydraulisk muddring kan muddermassorna i vissa fall pumpas direkt från muddringsområdet till dumpningsplatsen via rörledningar. Detta kan även ske från pråm då vattenblandningen aktivt eller passivt förs via rörledningar ner till botten. Den vanligaste metoden för dumpning i Sverige är dock att massorna släpps från ytan med hjälp av botten tömmande pråmar där fartygets botten kan öppnas och lastutrymmet töms (Naturvårdsverket 2010a). Vid dumpning med botten tömmande pråmar påverkar djupet vid dumpningslokalen samt förekomst av eventuella sprängskikt den tid det tar massorna att nå botten, vilket tillsammans med ström- och vågförhållanden vid lokalen bestämmer hur de fördelar sig över området (US EPA 1989, Wolanski m.fl. 1992).



FIGUR 4.4 Svallvågor från en motorbåt i Trosa skärgård. Foto: Tom Hermansson Snickars/Azote.

4.3 Fritidsbåtstrafik

När fritidsbåtar, och då framför allt motorbåtar, färdas längs kusten genereras miljöstörningar i form av svallvågor, botten skador, buller och utsläpp av olika miljöfarliga ämnen. I detta avsnitt beskrivs hur båttrafik kan generera dessa störningar och hur de påverkar havsmiljön.

4.3.1 Svall och andra hydrodynamiska störningar

När en båt rör sig i vatten ger den upphov till vågor, vattenströmmar och turbulens genom att vatten trängs bort av båtens kropp (fig. 4.4). Ytvågor eller svall uppstår i vattnet kring en kropp som rör sig över en yta och kan delas in i olika typer av vågor: vågor som fortplantar sig utåt från båten (divergerande, s.k. Kelvinvågor) och vågor som uppträder som dyningar efter båten orsakade av båtskrovens tryckförändring av vattnet omedelbart runt skrovet (transversella, s.k. Bernoullivågor). Så kallade solitär vågor, som trycks framför en båt, kan också uppstå och de kan färdas mycket snabbare än båten själv. Båtpropellrar ger upphov till ytterligare vågor, turbulens och strömmar.

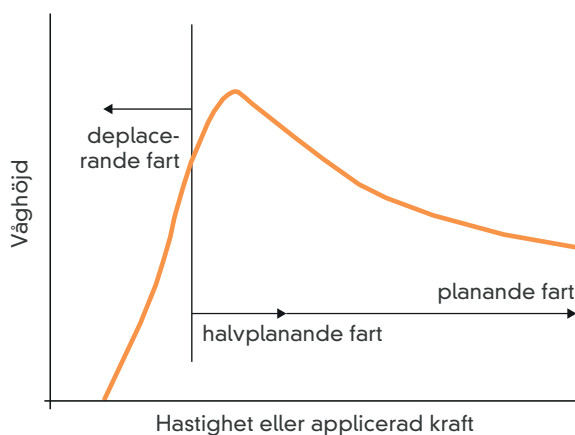
Vågor och andra vattenrörelser skapade av båtar är generellt väl undersökta och det finns ett flertal matematiska modeller rörande vågteori och hydrodynamiska fenomen (t.ex. Bhowmik m.fl. 1991, Nam m.fl. 2009, Nanson m.fl. 1994, Cai m.fl. 2019). Även mätningar av svallvågor från småbåtar har gjorts i flera studier. Oftast överstiger inte våghöjden 20 cm, även om den ibland kan uppgå till 50–70 cm (Bhowmik m.fl. 1991, Granath 2004, Maynord 2005, Vandemoer 2009). Energin i en våg beror till största delen på våghöjden, men även våglängden har betydelse. Förenklat så är energin i en våg produkten av våghöjden i kvadrat

gångar våglängden (Granath 2004). Ett flertal faktorer påverkar båtgenererade vågors utformning:

1. motortyp och styrka,
2. båtens hastighet,
3. båtens vikt (displacement),
4. skrovets form, och
5. omgivningens egenskaper i form av vattendjup, bottensubstrat, botten- och strandprofil.

Den viktigaste faktorn är båtens motorstorlek och hastighet (t.ex. Bhowmik m.fl. 1991, Mosisch och Arthington 1998, Granath 2004). Sambandet är inte linjärt (Liddle och Scorgie 1980, Vandemoer 2009, Maynard 2005) utan högst svall genereras vid båtarnas högsta hastighet innan de börjar plana (fig. 4.5), vilket varierar från båt till båt beroende på typ och motorstyrka (Maynard 2005).

Båtar utan motor genererar väldigt lågt svall som snabbt försvagas nära skroven (Granath 2004, Vandemoer 2009). I Sverige är cirka 33 % av båtbeståndet småbåtar utan motor och ytterligare 6 % är segelbåtar (Transportstyrelsen 2016). Granath (2004) anger att våghöjden från segelbåtar ligger under 10 cm. Över hälften av fritidsbåtbeståndet i Sverige är dock motorbåtar; 17 % är öppna med liten motor <10 hk, 29 % utgörs av något större med motorstyrkor ≥ 10 hk och 11 % är större ruffade motorbåtar (Transportstyrelsen 2016). Granath (2004) anger att planande mindre motorbåtar i medeltal genererar cirka 15 cm höga vågor med maxhöjder på cirka 30 cm. Större motorbåtar av yachttyp genererar i medeltal 35 cm höga vågor med maxhöjder upp till 70 cm (Granath 2004). Denna våghöjd är jämförbar med de som genereras av skärgårdens passagerarbåtar. De större motorbåtarna kan även skapa våglängder upp



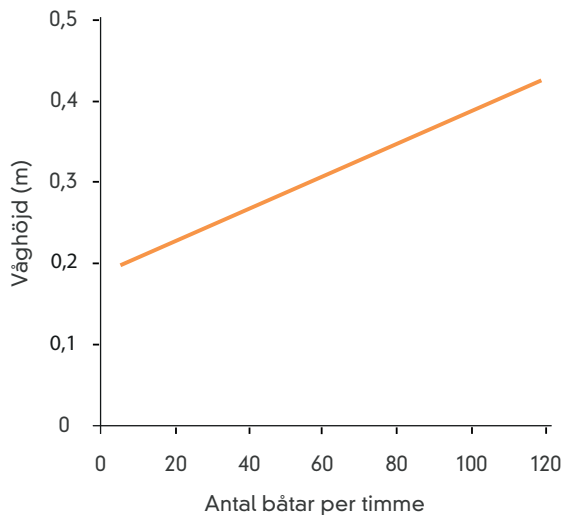
FIGUR 4.5 Schematiskt samband mellan våghöjd och hastighet för små planande motorbåtar. Omritad efter Maynard 2005.

till 7 m, vilket är i storleksklass med flera av passagerarbåtarna. De mindre fritidsbåtarna skapar korta våglängder på cirka 1–4 m.

Hur stor påverkan som svallvågor från båtar får på omgivande miljö beror på de naturliga vågförhållandena (t.ex. Bhowmik m.fl. 1991, Granath 2004). I områden där frekvensen och magnituden är högre än de naturliga förhållandena är sannolikheten större för miljöpåverkan. Granath (2004) menar att fritidsbåtar i Stockholms skärgård i allmänhet har marginell effekt på stranderosion, eftersom den naturliga vågenergin i innerskärgården är högre (cirka $0,3 \text{ m våghöjd}^2 \times 3 \text{ m våglängd} = 0,27$ relativ vågenergi; cf. Alari m.fl. 2008) än den som genereras av de flesta fritidsbåtar ($0,19 \text{ m våghöjd}^2 \times 3,5 \text{ m våglängd} = 0,13$ relativ vågenergi), även om vågenergin från stora motorbåtar överstiger den naturliga (medel 0,4, max 1,0 relativ vågenergi). I större delen av ytterskärgården eller längs öppna kuststräckor är den naturliga vågenergin ännu högre och svallpåverkan från fritidsbåtar antagligen försumbar. I grunda och mycket vågskyddade miljöer kan dock svall från fritidsbåtar utgöra en väsentlig påverkan, särskilt från större motorbåtar, då vågenergin överstiger naturliga vindgenererade vågor (Granath 2004, Alari m.fl. 2008). Följaktligen har man uppmätt erosion och uppgrumling orsakade av svall från fritidsbåtar i flera olika måttligt vågexponerade till vågskyddade miljöer (Johnson 1994, Nanson m.fl. 1994, Mosisch och Arthington 1998, Klein 2007). Den totala båtgenererade vågenergin i ett område beror dock inte på enskilda båtars vågor utan på den samlande vågenergin från alla båtar som passerar inom en tid där vågenergin från tidigare båtpassager fortfarande finns kvar. Vågor från flera källor samverkar i komplexa samband och vågor som når strandlinjen bryts och reflekteras, vilket kan ge additiva effekter. Bhowmik m.fl. (1991) fann att våghöjden ökade från cirka 20 cm till 40 cm från 5 till strax över 100 båtpassager per timme (fig. 4.6.).

Vågenergin från båtar avtar med avståndet från båten (Maynard 2005, Vandemoer 2009). I en studie uppmätte man att vågenergin som når en strand 150 m från en passerande båt endast utsätts för en femtedel av vågenergin som når en strand 60 m från samma båt. Svallvågor från fritidsbåtar kan dock kvarstå betydligt längre bort än 150 m (Klein 2007 och referenser däri). Flera studier har konstaterat att svall från fritidsbåtar främst påverkar stränder som passeras nära (\leq cirka 50–100 m), exempelvis trånga passager med låg naturlig bakgrundsenergi (t.ex. Granath 2004, Klein 2007, Lindfors 2010).

Det finns få specifika fältstudier av undervattensströmmar och turbulens orsakade fritidsbåtar. Ho



FIGUR 4.6 Våghöjd i förhållande till antalet passerande fritidsbåtar (de flesta $\leq 6,1$ m) per timme vid Red Wing, Mississippifloden, Minnesota, USA (cirka 300 m flodbredd, mätpunkter 13–19 m från stranden). Vågenergin från flera båtar samverkar och därmed ökar våghöjden med ökat antal båtpassager. Våghöjden som anges är medelvärdet av den högsta tredjedelen av vågor under en timmes mätning. Omritad efter Bhowmik m.fl. 1991.

m.fl. (2011) visade dock att små färjors propellerströmmar var starka i jämförelse med naturliga strömmar i en marina vid tidvattenkust i Kalifornien. Propellerströmmarna påverkade koncentrationen av mikroorganismer i vattnet genom omblandning av olika vattenmassor (Ho m.fl. 2011). Även om få studier specifikt studerat turbulens och vattenströmmar från just fritidsbåtar i fält eller experiment så har många studier identifierat att båtgenererade vattenrörelser, särskilt de som är orsakade av propellrar, leder till uppgrumling av sediment, ofta med påverkan på samhällen av bottenlevande organismer som följd (t.ex. Mosisch och Arthington 1998, Asplund 2000, Klein m.fl. 2007). Flera studier har undersökt grumlingen från båtar i grunda, måttligt vågskyddade till vågskyddade områden och jämfört dem med grumling orsakad av naturliga vågor. Resultaten visar tydligt att svall, strömmar och turbulens från båtar orsakar grumling genom resuspension av sediment och att grumlingen kan vara mycket högre än den som orsakas av naturliga vågor (mer än tiofaldigt högre; Johnson 1994, Klein 2007 och referenser däri). Resultaten visar dock också att grumlingen ofta avtar snabbt när båttrafiken minskar. Exempelvis fann Johnson (1994) att grumligheten i ett område i Mississippifloden var högre under båtsäsongen och högre på helgdagar än

på arbetsdagar. Grumligheten var som högst mitt på dagen då flest båtar trafikerade området, men avtog redan efter några timmar när trafikintensiteten minskade (Johnson 1994, se även Hilton och Philips 1982). Hur stor och långvarig grumlingen blir beror dock på bottensubstratet, där finsediment lättare rörs upp och stannar i vattnet under längre tid (Klein 2007, Mosisch och Arthington 1998 och referenser däri). Även om lera ofta är mer svåreroderad än exempelvis morän, sand och gyttja (se avsnitt 5.6.1), kan små lerpartiklar stanna kvar och grumla vattnet i flera dagar eller veckor när de väl rörs upp från bottarna (Mosisch och Arthington 1998 och referenser däri). Även vattendjupet påverkar uppgrumlingen orsakad av båtar, liksom motorstyrka och båtarnas hastighet (Klein 2007 och referenser däri). Effekten av grumling från båtar avtar med ökat vattendjup. Exempelvis grumlade en 5-metersbåt med en 40 hk utombordsmotor dubbelt så mycket på 0,9 m jämfört med 1,2 m djup. Eftersom propellerströmmar från starkare motorer når djupt kan de röra upp sediment på större djup än så. Klein (2007) konstaterar dock i sin litteratursammanställning att grumling orsakad av båtar främst förekommer i områden grundare än 2,2 m och att sambandet mellan grumling och djup verkar vara exponentiellt avtagande. Klein (2007) hade dock inte tillräckligt med data för att utröna vid vilket djup grumling orsakad av fritidsbåtar upphör. Vattenskotrar skiljer sig från vanliga motorbåtar genom att sakna djupgående propellrar (de har impeller inne i skrovet). Ett fåtal studier indikerar att vattenskotrarna genererar mindre svall och uppgrumlande vattenrörelser än propellerdrivna motorbåtar vid samma djupförhållanden (t.ex. Asplund 2000, Mosisch och Arthington 1998 och referenser däri). Vattenskotrarna kan dock framföras på mycket grundare vatten än propellerbåtar och därmed ge större påverkan i mycket grunda miljöer. Det verkar främst vara tryckförändringar i vattnet vid skotrarnas passage som orsakar skada på naturen (Mosisch och Arthington 1998). *Se avsnitt 5.6 och 5.4. för en utförlig beskrivning av hydrodynamisk störning från båtar på miljön samt effekter av suspenderat sediment.*

4.3.2. Undervattensbuller från fritidsbåtar

Oönskat ljud brukar benämnas buller, och i akvatiska miljöer handlar detta ofta om ljud kopplade till mänskliga aktiviteter. När en båt rör sig på vattnet genereras ljud från flera olika källor. Från de flesta motordrivna fritidsbåtar kommer undervattensbullret i huvudsak från motorn, där toner från propellerns rotation, motorns tändfrekvens och avgasutsläpp

dominerar ljudbilden (Matzner m.fl. 2010, Erbe m.fl. 2016). Motorn genererar även vibrationer som förs via skrovet ut i vattnet. Det uppstår dessutom höga dunsar när ett skrov slår emot vattenytan under högre hastigheter som för t.ex. en vattenskoter (Erbe 2013). Ekolod genererar också ljud inom de högre frekvenserna (>20 kHz) som kan vara hörbara för vissa vattenlevande organismer.

I Sverige är fritidsbåtsaktiviteten som störst i kustnära områden under sommarhalvåret. Detta sammanfaller i tid och rum med flera fiskararters, sälars och till viss del tumlares lek och parning samt med uppväxten av flera av dessa arters avkommor. Buller från fritidsbåtar skulle därför kunna ha en betydande påverkan för många typer av organismer som befinner sig i grundare kustmiljöer. Dessutom transporteras ljud mycket långt och snabbt under vattnet (cirka fyra gånger snabbare än i luft), vilket gör att området som påverkas ofta är större än påverkansområdet från buller ovanför ytan. I Sverige finns endast enstaka studier som undersökt bullernivåer kopplade till fritidsbåtar (se Magnhagen m.fl. 2017). Det saknas också nationella och internationella gränsvärden för vilka ljudstyrkor som anses vara skadliga från kontinuerliga ljudkällor såsom fritidsbåtar. Detta beror främst på stora kunskapsluckor om hur ljud påverkar vattenlevande djur på populationsnivå och på lång sikt, något som det i dagsläget forskas på.

Buller kan påverka vattenlevande organismer på flera olika sätt. Bland annat kan det försämra de kommunikativa förutsättningarna genom att maskera naturliga ljud som djuren använder för sin omvärldsorientering och bidra till att möjligheterna att kommunicera över längre avstånd minskar (Clark m.fl. 2009). Detta sker när bullret och det ljud som djuren använder sig av sammanfaller i frekvens. Fritidsbåtars buller överlappar i frekvens med både fiskar och marina däggdjurs

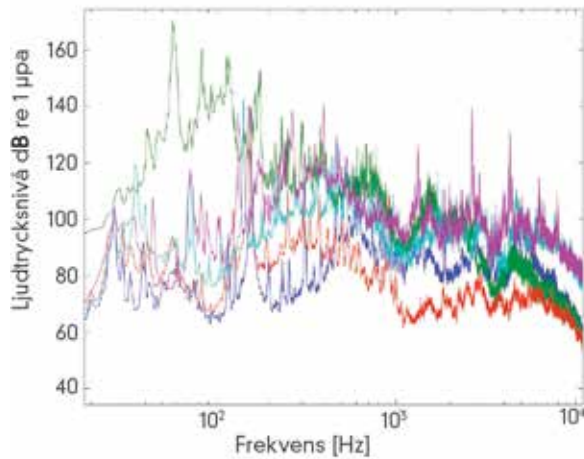
hörselområde (Kastelein m.fl. 2002, 2009, Codarin m.fl. 2009). Detta gör att djuren är mottagliga för störningar som kan påverka deras hörsel (Scholik och Yan 2002). Djur som t.ex. säl kan till viss del anpassa vilka ljud de använder för att öka sin möjlighet till kommunikation i en bullrig miljö. Andra djur som exempelvis fisk och tumlare har en sämre förmåga till detta på grund av anatomiska begränsningar (Putland m.fl. 2018, Galatius m.fl. 2019). Buller kan även leda till att djur blir skrämde (Andersen m.fl. 2012, Dyndo m.fl. 2015, Tougaard m.fl. 2015) eller till att deras naturliga beteende störs på annat sätt (Kight och Swaddle 2011, Magnhagen m.fl. 2017, Southall m.fl. 2007). Om ljudet är tillräckligt starkt kan de djur som finns i havet också skadas eller till och med dödas.

För att studera påverkan från buller kan man använda sig av en generell modell där både ljudkällan, miljön och mottagaren ingår (fig. 4.7). Information om ljudkällans ljudnivå, frekvens och varaktighet ger en grov uppskattning om skalan för den potentiella påverkan i både tid och rum. Miljön är avgörande för att få en noggrannare uppskattning av skalan. Hur djuren kommer att påverkas av de ljud som de upplever beror på deras känslighet för ljud (både i frekvens och ljudnivå), deras status (t.ex. ålder, kön, reproduktiv status och kondition), vad de håller på med när de utsätts för ljudet (t.ex. födosök, migration, parning eller omvårdnad av avkomma) samt deras tidigare erfarenheter av likande ljud. *Se avsnitt 5.7. för en mer ingående beskrivning av påverkan från undervattensbuller på olika typer av organismer.*

Typen av buller som produceras av fritidsbåtar varierar, bland annat beroende på hur ljudet alstras, motortyp (inom- och utombordare), antal cylindrar och propellertyp (Matzner m.fl. 2010, Erbe m.fl. 2016), samt typ av farkost. Båtmotorer producerar ett bredbandigt buller under 500 hertz (Hz) med inslag av smalbandiga



FIGUR 4.7 Enkel modell för påverkan från buller på marina djur. Alla tre stegen behövs för att kunna förstå denna påverkan.



FIGUR 4.8 Exempel på frekvensspektrum och ljudnivå från fem olika okända fritidsbåtar i Gullmarsfjorden, uppmätta på ett okänt avstånd från en hydrofon under en kort tid (<10 sek). Källa: Mathias Andersson (FOI).

toner upp till flera tusen hertz (fig. 4.8). Detta leder till att de flesta marina djur hör bullret. Eftersom tonerna ofta är varvtalsberoende (Matzner m.fl. 2010, Pollara m.fl. 2017) innebär det att ljudet varierar över tid och med körstil, vilket minskar möjligheterna för djur att vänja sig vid det. De vibrationer som motorn skapar och som förs via skrovet ut i vattnet är ett mer högfrekvent muller som sträcker sig över hundratals hertz, men som är mindre beroende av varvtal. Dessa vibrationer kan minskas genom dämpande upphängning av motorn.

Farkoster med vattenjet som t.ex. en vattenskotter, har en impeller inne i skrovet istället för en propeller. Denna kan skapa toner likt en propeller, men genererar lägre ljudnivåer då den är innesluten (Erbe 2013). Men fler mätningar behövs för att verifiera ljudkaraktären hos båtar med vattenjet inklusive vattenskottrar. Elmotorer anses vara tystare under vattnet än bensin- och dieseldrivna motorer, men när denna rapport skrevs saknades publicerade studier av elmotorers buller.

Något som har en stor inverkan på hur mycket buller en fritidsbåt genererar är den hastighet och körstil med vilken båten framförs. Lägre hastighet och en mer förutsägbar körstil (rak kurs) ger generellt lägre bullernivåer i havet (Matzner m.fl. 2010). En lägre hastighet gör dock att båten finns kvar i området under längre tid, vilket leder till en förlängd exponering för djuren. Även ljudets karaktär ändras vid lägre hastigheter, där de mer högfrekventa tonerna dämpas och det lågfrekventa bullret ökar, vilket kan ge en annan påverkan. Eftersom omfattningen av påverkan kan bero både på ljudnivån och exponeringstiden behöver båda faktorerna tas i beaktande.

Fritidsbåtars ekolod använder ofta frekvenser från några tiotals till knappt tusen kilohertz. Enkelstråliga ekolod är vanligtvis monterade så att de mäter djupet rakt ner under båten, medan flerstråliga framåt- och sidoseende ekolod har en bredare kon av ljud. Äldre ekolod använder sig ofta av en ton på en fast frekvens, medan nyare varianter ofta genererar ljud som sveper över flera toner.

Generellt propagerar ljud på låga frekvenser (dova ljud) längre sträckor än ljud på höga frekvenser (ljusa ljud). Ljudets väg genom vattnet och hur snabbt det dämpas påverkas dock även av flera olika miljöfaktorer. Salthalts- och temperaturskiktningar kan böja ljudet upp eller ner i vattenpelaren, likt ljusets brytning genom en prisma. Bottensubstratet kan dämpa eller reflektera ljudet. Mjuk lera dämpar, medan hårdbotten reflekterar tillbaka ljudet i vattnet, vilket kan leda till en lokalt ökad ljudnivå. Även vattendjup och bottenstruktur inverkar då en grund kuperad botten gör att ljudet studsar omkring mellan yta och botten. Sammantaget gör dessa faktorer att det kan vara svårt att skatta hur ljudet breder ut sig, och det är större osäkerheter i beräkningar för grunda vatten (<10 m) än för djupare vatten. Detta innebär att det är svårare att skatta ljudets väg och utbredning i de inomskärsmiljöer där fritidsbåtar oftast rör sig än det är i djupare utsjömiljöer.

Det finns i dagsläget en utbredd kunskapsbrist och endast ett fåtal mätstudier kring buller från fritidsbåtar. Kunskapsbristen när det gäller bullrets påverkan på vattenlevande organismer är också stor. När det gäller de få studier som finns av buller kan resultaten dessutom vara svåra att jämföra då det, till skillnad från vid mätningar av ljudnivåer från kommersiella fartyg (ISO 17208-1:2016), saknas en standard för hur mätningarna ska utföras. För att kunna ta fram bra förvaltningsunderlag om fritidsbåtars bidrag till ljudlandskapet och ta fram ljudkartor för fritidsbåtbuller behövs dels en mätstandard, dels fler mätningar. Därutöver behövs akustiska källmodeller, modeller som beskriver hur bullret ser ut mycket nära ljudkällan, för hur en fritidsbåt låter. Dessa modeller kan sedan användas för att göra ljudkartor för hur mycket det bullrar i ett bestämt område under en viss tid (Sertlek m.fl. 2019).

4.3.3 Skador från båtskrov, propellrar och ankare

Båtar som rör sig på grunt vatten kan ge upphov till direkta skador på undervattensmiljön. Båtskrov kan erodera botten och slita loss bottenlevande vattenorganismer såsom vattenväxter både när de rör sig genom vattnet (Liddle och Scorgie 1980, Murphy och Eaton



FIGUR 4.9 Bottenvegetation som rivits loss och fastnat i utombordsmotorer i Östersjön respektive Västerhavet. Foto: Joakim Hansen (vänster) och Louise Eriander (höger).

1983) och om de går på grund (Rogers och Beets 2001). Mekanisk störning från roterade propellrar är dock den mest påtagliga orsaken till direkt bottenerosion och bortslitningsskador (Zieman 1976, Liddle och Scorgie 1980, Dawes m.fl. 1997, Asplund och Cook 1999). Skadornas omfattning beror på båtarnas form och djup, dess motorstyrka och antal propellrar samt på vattendjup och bottenbeskaffenhet. Även ankring orsakar direkta erosionsskador på bottenarna och skadar bottenlevande organismer (Asplund och Cook 1999, Francour m.fl. 1999, Rogers och Beets 2001, Boudouresque m.fl. 2009, Collins m.fl. 2010, Hendriks m.fl. 2013, Vazquez-Luis m.fl. 2015). Ankringsskadornas omfattning beror även på bottenens beskaffenhet samt på typ av ankare och kan därigenom minskas upp till hälften genom användande av mindre skadliga ankartyp (Milazzo m.fl. 2004). Erosion av botten genom direkt överkan från skrov, propellrar eller ankare leder även till uppgrumling av sediment till vattnet, vilket kan få indirekta konsekvenser på organismer i miljön (Johnson 1994, Mosisch och Arthington 1998, Klein m.fl. 2007). *Mer om direkta skador på bottenlevande organismer i avsnitt 5.5 och om erosion och grumling i avsnitt 5.6 och 5.4*

Bortslitningsskador kan vara mycket vanliga på grunt vatten där det finns rikligt med vegetation (t.ex. Sargent m.fl. 1995, Evans m.fl. 2018) och förekommer ofta nära farleder (Hallac m.fl. 2012) och båtramper (Martin m.fl. 2008). I norra USA har man exempelvis uppmätt att 12–30 % av bottenvegetationen i sjöar med mycket båttrafik kan vara påverkade av bortslitningsskador orsakade av propellrar och ankare (Asplund och Cook 1999). I grunda sjögräsområden vid sydostkusten har motsvarande siffror uppskattats till cirka 5–35 % (Sargent m.fl. 1995, Martin m.fl. 2008). Flera studier har identifie-

rat att det främst är i områden grundare än 2,5 m som organismsamhällen påverkas av fritidsbåttrafik genom direkta skador eller indirekt genom grumling (Klein 2007 och referenser däri; Hallac m.fl. 2012). Propeller- och ankarskador på vegetation i svenska vatten är dåligt undersökta men antagligen vanligt förekommande (fig. 4.9). *Mer om direkta skador på bottenlevande organismer i avsnitt 5.5 och om erosion i avsnitt 5.6.*

4.3.4 Utsläpp associerade till fritidsbåtar

När fritidsbåtar används bidrar detta till att en rad olika ämnen släpps ut i den marina miljön. I detta avsnitt kommer olika typer av utsläpp från fritidsbåtar att redovisas, liksom hur dessa ämnen uppkommer samt, i de fall där data finns, dess omfattning i Sverige. *Vilka effekter dessa utsläpp har i den marina miljön diskuteras i avsnitt 5.8 om kemisk påverkan.*

4.3.4.1 Utsläpp från båtmotorer

Den vanligaste fritidsbåtstypen i Sverige är motorbåtar (SweBoat 2018). Från dessa båtars motorer sker utsläpp av både förbränningsavgaser och av bränsle- och oljespill, vilket innehåller de förorenande ämnena polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er), flyktiga organiska kolföreningar (VOC), kväveoxider (NO_x), kolmonoxid (CO) och koldioxid (CO₂) samt sotpartiklar.

Petroleumprodukter

Fritidsbåtar är en ofta bortglömd källa till utsläpp av raffinerat petroleum i den marina miljön jämfört med de mer spektakulära och uppmärksammade oljespillen från fartyg. Dessa utsläpp sker, till skillnad från

utsläpp från kommersiell sjöfart, väldigt kustnära och ofta under en begränsad period under året. Utsläppen kan leda till ökade negativa ekotoxikologiska effekter, då de ofta inträffar i känsliga områden och under en säsong då marina områden innehåller mycket juvenila organismer, som i regel är mer känsliga för antropogena störningar än adulta individer (Mearns m.fl. 2010, Fleeger m.fl. 2003, Dissanayake m.fl. 2008, Nielsen m.fl. 2014). Rapporter har påvisat fördubblingar av PAH-halter i sediment från Fjällbacka, Kosteröarna och yttre Sannäs fjorden mellan år 1995 och 2000 och att dessa ökningarna troligen kan härledas till en ökning av fritidsbåttrafiken (Nordberg m.fl. 2012). Samma mönster av ökade halter PAH:er i samband med ökad fritidsbåttrafik har också konstaterats av Egardt m.fl. (2018) som mätt lösta halter i vatten i naturhamnar runt Kosterhavet som ligger nära enskilda PAH:ers gränsvärde enligt Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2015:4). Då de tyngre PAH:erna är fettlösliga och därför främst bundna till partiklar och sediment, tyder de höga halterna i vattnet på en ansevärd belastning av det marina systemet (Egardt m.fl. 2018).

Stora utsläpp av olja ifrån fritidsbåtssektorn är mycket ovanliga, men däremot är mindre spill väldigt vanliga. Det kan ske vid påfyllning, överfyllning eller överföring av bränsle, genom överdriven chokning vid kallstarter eller utsläpp av oförbränt bränsle. Utombordsmotorer släpper även ut helt orenade avgaser under vattenytan genom propellercentrum, för ljuddämpningens skull. Dessa avgaser piskas sönder av propellern till mycket små bubblor som därmed får en mycket effektiv exponering till det omgivande vattnet. Avgaserna innehåller en cocktail av föroreningsämnen, vilka både är toxiska, cancerframkallande, gödande och försurande (Naturvårdsverket 2009). Tvåtaktsmotorer med förgasare har en sämre motoreffektivitet jämfört med fyrtaktsmotorer och tester har visat att cirka 20–30 % av bränslet går igenom motorn oförbränt (Naturvårdsverket 2009). Anledningen till att denna typ av motor är så populär är att de är billiga att tillverka, lätta att underhålla, har ett högt vridmoment och ett lågt kraft-till-viktförhållande.

I Sverige fanns 2010 ungefär 570 000 fritidsbåtar med motor. Av dessa hade cirka 234 000 båtar en tvåtaktsmotor. Baserat på att traditionella tvåtaktsmotorer släpper ut 20–30 % av bränslet oförbränt, samt på skattade förbrukningsciffror för fritidsbåtar (Naturvårdsverket 2009, Transportstyrelsen 2016) beräknas att mellan 5 100 till 7 7000 m³ bensin tillförs havet per år (Lindgren 2015). Till detta kommer ytterligare volymer av andra, ovan nämnda, spilltyper.

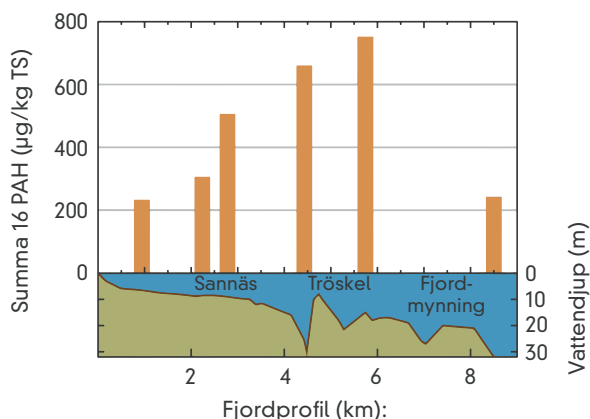
I slutet av 1990-talet införde många länder högre miljökrav på tvåtaktsmotorerna vilket ledde till att de utvecklades i mindre miljöbelastande riktning. Resultatet blev tvåtaktsmotorer med direktinsprutning, som dramatiskt ökar effektiviteten hos denna typ av motor. Mängden oförbränt bränsle och kväveoxidutsläpp ligger visserligen på samma nivå som tidigare, men kolmonoxidutsläppen är till och med lägre än i fyrtaktsmotorer (Dixon m.fl. 2009). Trots att nya motorer är mer effektiva och ger lägre utsläpp har undersökningar visat att så mycket som en tredjedel av den svenska fritidsbåtflottan har motorer som är äldre än 25 år (Transportstyrelsen 2015).

Det har även tagits fram ett mer miljövänligt bränsle för mindre bensinmotorer utan avgasrening, s.k. alkylatbensin. Speciellt stor är miljövinsten om detta bränsle används i äldre tvåtaktsmotorer, då det innehåller mycket lägre halter av bensen och aromater (enkelringade och PAH:er) men också av svavel. Dock är användningen låg och uppskattningsvis drivs bara 4 % av alla motorbåtar i Sverige med alkylatbensin (Transportstyrelsen 2015), bland annat beroende på att tillgängligheten av alkylatbensin är begränsad.

I en pågående studie i bland annat Sannäs fjorden undersöks förekomsten av PAH:er i sediment, vatten, blåmusslor och ostron. Sannäs fjorden saknar industri, urbana miljöer med vägar, parkeringar och asfalterade ytor eller yrkeshamnar, men har däremot flera små marinor och bryggssystem liksom ett båtupptag med spolplatta. Den lokala fritidsbåtflottan uppgår till cirka 500 båtar med båtplatser, men under sommarsesongerna är platsen även populär bland båtuturister. Mätningar i sediment i fjorden visar på låga halter av PAH:er i de ytliga sedimenten längst in i fjorden med successivt ökande halter längs en profil utmed fjordsträckningen mot fjordmynningen, för att utanför denna minska påtagligt igen (fig. 4.10). Mönstret förefaller spegla båttrafikens intensitet, då få båtplatser hittas längst in i fjorden medan de flesta båtar ligger förtöjda vid samhället Sannäs. Minskningen utanför fjordmynningen är troligen ett spädningsfenomen (Nordberg m.fl. 2012). Resultaten indikerar att de flesta båtar rör sig i den yttre delen av fjorden och att ökningen av PAH:er utåt i fjorden speglar en kumulativ ökning orsakad av båtavgaser. Forskning pågår med att försöka särskilja fritidsbåtarnas PAH-mönster från bakgrundsbrus från atmosfärsnedfall och långtransport med havsströmmarna (Nordberg m.fl. opubl. data.).

Förbränningsavgaser

De förbränningsavgaser som släpps ut vid motoranvändning innehåller en mängd skadliga ämnen så som



FIGUR 4.10 Förekomsten av PAH:er i ytsedimenten (0–2 cm) i en transekt längs mittlinjen i Sannäsfjorden. Notera den kumulativa ökningen av PAH:er från samhället Sannäs ut mot fjordmynningen. I den undre delen av figuren kan fjordens djupprofil ses, med djupbas-säng (32 m) och grundtröskel (8 m).

kväveoxider (NO_x), svaveldioxid (SO_2), kolmonoxid (CO), koldioxid (CO_2), flyktiga organiska ämnen (VOC) och partiklar. De flyktiga organiska ämnen som släpps ut är primärt aromatiska föreningar (Jüttner m.fl. 1995) och partiklar. Dessa delas upp i flera undergrupper: sotpartiklar (BC, black carbon), små partiklar med diameter upp till $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$), grova partiklar med diameter upp till $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) samt totalhalt suspenderade partiklar.

Uppskattningar av storleken på utsläpp från olika sektorer görs av Naturvårdsverket och utsläppssiffrorna för år 2017 ses i tabell 4.2 där fritidsbåtars utsläpp jämförs med utsläpp från inrikes flyg och bilar (Naturvårdsverket 2019a,b). Beräknade utsläpp av växthusgaser från fritidsbåtar utgör cirka 179 000 ton per år, vilket motsvarar över 30 % av utsläppet från det svenska inrikesflyget. Jämfört med personbilar är bilden något annorlunda. Sett till det totala utsläppet av växthusgaser (angett i koldioxidekvivalenter) samt kväveoxider och kolmonoxid, har bilar ett betydligt större utsläpp än fritidsbåtar. Däremot är utsläppen av partikulärt material och flyktiga organiska ämnen i jämförbara storleksordningar. Detta trots att det nästan finns tio gånger fler bilar än fritidsbåtar med motor i Sverige och bilarna används året runt till skillnad från båtarnas säsongbetonade användning (5 miljoner personbilar i trafik; SCB 2018; jämfört 570 000 fritidsbåtar med motor 2010; Transportstyrelsen 2010). Orsaken kan vara att en stor andel av fritidsbåtarna är utrustade med äldre motorer som har sämre avgasrening. Viktigt att poängtera är att utsläppssiffrorna är beräkningar och

inte uppmätta värden och bör tolkas med försiktighet. I de Svenska inventeringsrapporterna om luftutsläpp (Naturvårdsverket 2018a) och växthusgaser (Naturvårdsverket 2018b) kan man läsa om vad beräkningarna baserats på.

Se avsnitt 5.8.2 om föroreningar från båtmotorer för en mer ingående beskrivning av de toxiska effekterna av utsläpp från båtmotorer.

4.3.4.2. Utsläpp från båtbottnfärger

Svenska skärgårdar är väderskyddade från både vind och vågor och vi har nästan inget tidvatten att ta hänsyn till, vilket gör att vi kan ha våra båtar liggande i vattnet hela säsongen från vår till höst. Detta innebär att båtskrov blir boplatser för bl.a. havstulpaner, musslor och alger. Dessa är ovälkomna gäster som försämrar båtarnas egenskaper, då de ökar bränsleförbrukningen hos motorbåtar och gör segelbåten trögseglad. Det vanligaste sättet att förhindra denna påväxt är att måla båtbottnen med giftiga, biocid innehållande båtbottnfärger, även kallade antifoulingfärger. Dessa färger är designade för att läcka biocider och därigenom hålla påväxt borta. Även andra ämnen från båtbottnfärgen, som exempelvis zink och mikroplaster, kan läcka till vattenmiljön.

Biocid innehållande båtbottnfärger kan delas in i olika underkategorier beroende på hur de fungerar. Hårda färger är uppbyggda av en matris som är olöslig i vatten medan så kallade polerande färger har en matris som är löslig i vatten vilket innebär att färgmatrisen långsamt eroderas bort och ger ett kontinuerligt läckage av biocider. Detta sker ständigt, både när båten ligger i hamn och under färd. Efter säsongen är det mesta av de verksamma beståndsdelarna i färgen förbrukade och avlämnade i havet (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Enligt Kemikalieinspektionens definition av självpolerande färger (som även inkluderar rosin-baserade ablativa färger) är de flesta bottenfärger som används idag självpolerande (KemI 2019a,b). De toxiska ämnena utsöndras till stor del inne i våra marinor och hamnar, där båtarna ligger merparten av tiden. Marinorna fylls också på av dessa miljöfarliga substanser genom avrinning från spolplattor och uppställningsplatser då båtar spolas efter säsongen och skrapas och slipas innan ny bottenmålning sker (Bengtsson och Cato 2010, Magnusson m.fl. 2011, Bengtsson och Wernersson 2011; se avsnitt 4.1.2 och 4.1.3). Genom våra skärgårdars lugna strömförhållanden kan fritidsbåthamnarna bli en allvarlig punktkälla med förorenade vatten och toxiska sediment, vilka kan innehålla höga halter av t.ex. koppar, tenn, bly och zink.

TABELL 4.2 Siffror över uppskattade utsläpp från fritidsbåtar jämfört med inrikes flygtrafik och personbilstrafiken under 2017. Data kommer från Sveriges officiella statistik, som tas fram av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2019a, b). Siffrorna anger utsläppen i ton.

	FRTIDSBÅTAR	INRIKES FLYG	PERSONBILAR
Totala växthusgaser, koldioxid-ekvivalenter (t)	179 000	554 000	10 386 000
Kväveoxider (NO _x) (t)	1 289	304	23 175
Flyktiga organiska ämnen, exkl. metan (NMVOC) (t)	2 747	58	7 110
Svaveldioxid (SO ₂) (t)	2	35	48
PM _{2.5} (t)	149	10	214
PM ₁₀ (t)	149	10	214
Totalt suspenderade partiklar, TSP (t)	149	10	214
Sot (BC) (t)	32	5	103
Kolmonoxid (CO) (t)	18 862	605	49 359

Biocider

I Sverige är det enbart tillåtet att använda olika kopparföreningar som biocid i färger avsedda att användas på fritidsbåtar, men historiskt har även andra ämnen förekommit såsom irgarol och tributyltenn (TBT). Också zink tillsätts i bottenfärger och även om det inte definieras som en biocid så är det skadligt för vattenlevande organismer i höga koncentrationer.

För ämnen som enbart använts till bottenfärger, såsom TBT och irgarol, är fritidsbåtar den stora utsläppskällan i kustområden. Men även för koppar, som sprids från många olika källor, är fritidsbåtar en betydande utsläppskälla till den marina miljön. Beräkningar visar att fritidsbåtar i Östersjön bidrar med cirka 57 ton koppar per år (SHEBA 2018) och studier av kopparförekomst i sediment från populära naturhamnar visar på förhöjda kopparhalter (Egardt m.fl. 2017, Nordfeldt 2007). I naturhamnar förekommer även de otillåtna biociderna irgarol och TBT. Irgarol hittas dock enbart på västkusten (Egardt m.fl. 2017, Eklund 2008, Nordfeldt 2007). Storleken på halten av TBT i jämförelse med dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT, tyder dessutom på att det inte är gammalt nedbrutet TBT som påvisats utan snarare TBT som avsatts mer nyligen (Eklund 2008, Nordberg m.fl. 2012, Egardt m.fl. 2017). Både koppar och zink återfinns även löst i vattenmassan och halter över gränsvärdena har påvisats i områden med stora mängder fritidsbåtar (Egardt m.fl. 2018). Resultaten från dessa studier visar på att spridningen av biocider från bottenfärger inte är begränsad till de

stora marinorna, utan att dessa substanser förekommer i halter över sina respektive gränsvärden på fler platser där fritidsbåtar rör sig. *Läs mer om de toxiska effekterna av läckage från bottenfärger i avsnitt 5.8.1 Förekomst av antifoulingbiocider, miljöpåverkan och gränsvärden.*

Mikroplaster

Vissa båtbottnfärger kan innehålla olika typer av plastpolymerer som vid slitage bidrar till ett läckage av små plastpartiklar, s.k. mikroplaster. Båtbottnfärger har i tidigare studier identifierats som en av de största källorna till utsläpp av mikroplaster i svenska vatten, ca 160–740 ton per år (Magnusson m.fl. 2016). Studien innehåller dock stora osäkerheter, framförallt på antagande om polymermängd i båtbottnfärgerna. Senare uppskattningar av mikroplast från båtbottnfärger utförda av Kemikalieinspektionen och Havs- och Vattenmyndigheten visar att utsläppen troligtvis är betydligt lägre, ca 10 ton mikroplast per år (Naturvårdsverket 2017). Den senare uppskattningen baseras på försäljningsstatistik och polymerinnehåll i båtbottnfärger som tillverkare inrapporterat till Kemikalieinspektionens produktregister.

Även om den stora källan till mikroplaster i havet tros vara landbaserad aktivitet såsom fragmentering av förpackningsmaterial, är båttaktiviteter en bidragande faktor. Fältstudier som gjorts i närhet till småbåtshamnar visar på högre koncentrationer mikroplaster jämfört med liknande områden utan hamnar, och många av de plastfibrer som hittas i den marina miljön tros

härstamma från just slitage av rep (Gewert m.fl. 2017).
Läs mer om effekterna av mikroplaster i avsnitt 5.8.3 om övriga utsläpp från fritidsbåtar.

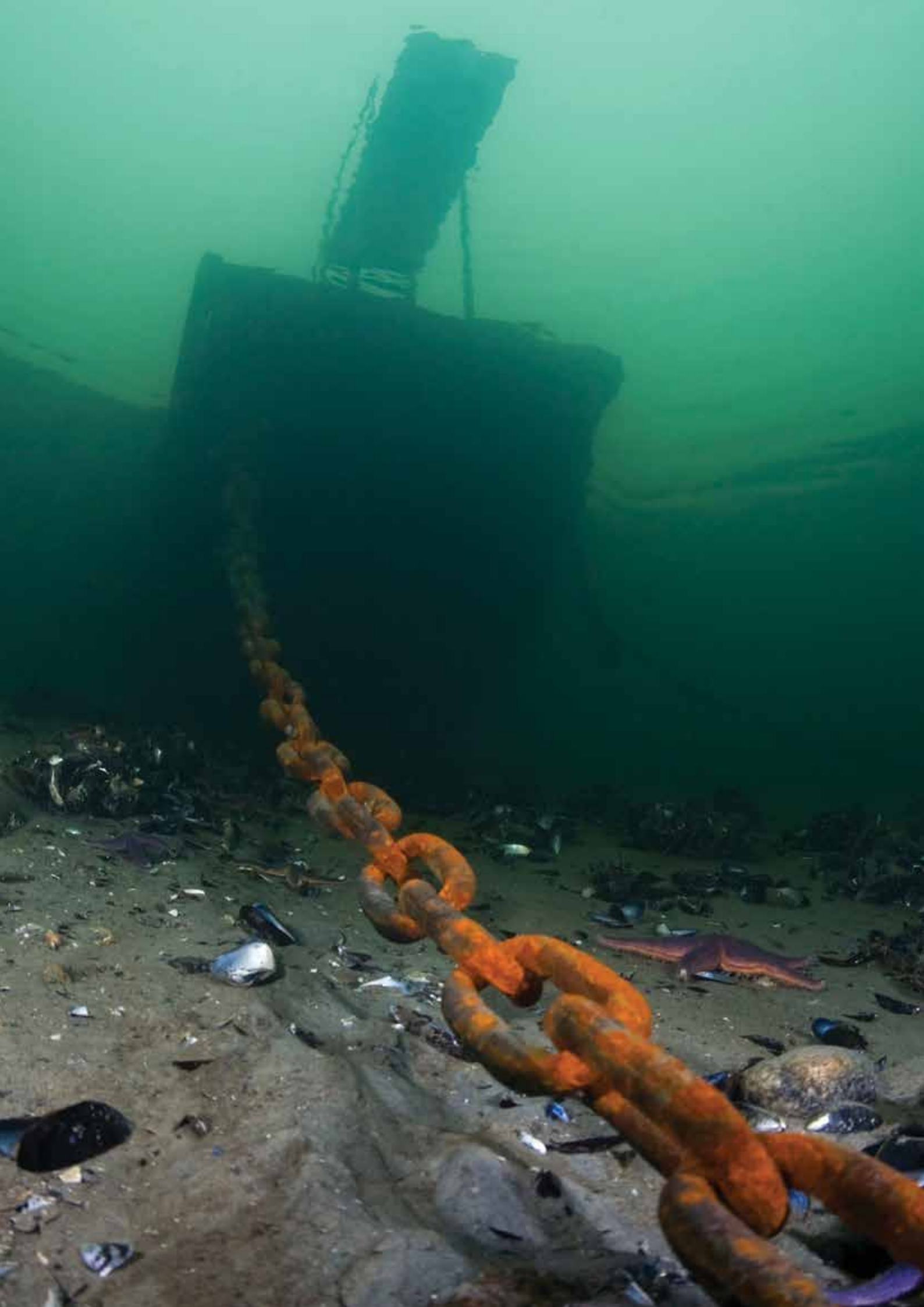
4.3.4.3. Utsläpp från båttoaletter

Från och med den 1 april 2015 är det förbjudet att tömma båttoaletter i vatten, vilket gäller alla typer av toaletter (Transportstyrelsen 2019c). Det är dock endast 10 % av alla fritidsbåtar i Sverige som är utrustade med toalett ombord (Sweboat 2018), vilket innebär att välbesökta badvikar sommartid kan ha höga halter av näringsämnen från mänsklig urin (Johansson 2009, Norén 2014). Den totala belastningen av kväve och fosfor från fritidsbåttoaletter uppskattas till 2 ton fosfor och 17 ton kväve sommaren 2008 (Johansson 2009). Detta är en liten del av all näring som tillförs havet via annan mänsklig aktivitet och landavrinning (Sonesten 2016), men kan ha en betydande påverkan lokalt.

Läs om effekterna av näringsutsläpp i det marina ekosystemet i avsnitt 5.8.3 om övriga utsläpp från fritidsbåtar.

4.3.4.4. Främmande arter

Fritidsbåtar kan också fungera som vektorer vid spridning av främmande arter. Eftersom båtskrovets hårda yta attraherar arter som behöver fasta strukturer att växa på, såsom havstulpaner och musslor, kan båtar ta med sig arter mellan olika geografiska områden. Om en art via mänsklig aktivitet förs till ett område där den inte funnits tidigare är detta en introduktion av en främmande art i området. Fritidsbåtar bidrar framförallt till den sekundära spridningen, dvs. vidare spridning till större områden när en art väl etablerat sig på en ny plats (Ferrario m.fl. 2017). *Läs mer om fritidsbåtars roll som vektorer för introduktion av främmande arter och vilka effekter detta kan ha på ekosystemet i avsnitt 5.9. Spridning av främmande arter.*



5. TYPER AV PÅVERKAN FRÅN FRITIDSBÅTAR OCH EFFEKTER PÅ MILJÖN

I detta avsnitt beskrivs de olika påverkansfaktorer som fritidsbåtar ger upphov till mer i detalj och hur dessa påverkar olika organismer och ekosystem. En summering av hur olika fritidsbåtsaktiviteter påverkar miljön hittas i *avsnitt 6.1*.

5.1. Avlägsnande och övertäckning av sediment

I avsnittet beskrivs vilka effekter avlägsnande och övertäckning av sediment får på kustnära ekosystem och de organismer som uppehåller sig där. Med övertäckning avses i detta fall att ett område snabbt täcks över av ett lager sediment, exempelvis i samband med muddrings- och dumpningsaktiviteter och inte den övertäckning som sker då suspenderat material sedimenterar på botten (se avsnitt 5.4.3). Faktaruta 5.1 sammanfattar de miljöeffekter som denna typ av påverkan kan ge upphov till, samt vilka miljöer och organismer som är känsliga.

En mängd aktiviteter associerade med båtanvändning kan potentiellt leda till omstrukturering av sediment på botten. De mest uppenbara aktiviteterna är emellertid muddring och dumpning (se avsnitt 4.2) där själva syftet är att avlägsna en sedimentyta för att öka djupet på en plats och därefter göra sig av med de uppmodrade massorna genom att dumpa dem på en annan plats. Ofta sker muddringen på grunt vatten

och dumpningen på djupt vatten, vilket betyder att typen av ekosystem eller samhällen som påverkas på respektive plats många gånger är olika. Dumpning ska generellt ske på djupa ackumulationsbottnar i Sverige (Naturvårdsverket 2010), men har i dispensärenden även gjorts på grundare vatten (8 m), i närheten av muddringslokalen (se avsnitt 4.2.2). Följande avsnitt kommer därför behandla övertäckning även av grunda ekosystem. Andra aktiviteter kopplade till fritidsbåtar som kan leda till omstrukturering av bottnar inkluderar exempelvis skador från båtskrov, propellrar, svall, kättingar och ankare. Se *avsnitt 4.1.1 om bryggor och förankringsannordningar*, *4.3.3 om skador från båtskrov, propellrar och ankare samt avsnitt 5.5 om direkta skador från fritidsbåtsaktiviteter*.

Effekterna av avlägsnande och övertäckning av sediment visar på en stor variation beroende på en lång rad faktorer. Dessa faktorer är exempelvis omfattning på skadan, aktivitetens frekvens och varaktighet, vilken metod som används, lokala förhållanden på muddrings- och dumpningsplatsen (t.ex. djup, hydrodynamik och organismer) och sedimentmassornas beskaffenhet (t.ex. kornstorlek, kohesion, föroreningsgrad; Bonsdorff m.fl. 1986, Pennekamp m.fl. 1996, Essink 1999, Stronkhorst m.fl. 2003) Se *avsnitt 5.1.1. och 5.1.2. nedan*. Det är därför svårt att dra generella slutsatser kring vilka

Faktaruta 5.1 Avlägsnande och övertäckning av sediment

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	AKTIVITETENS FREKVENNS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDDNING
Förändrade bottenförhållanden (t.ex. djup, sedimentförhållanden)	enstaka-årligen	<1 år- permanent	10-100-tals m
Förändrad hydrodynamik (se avsnitt 5.3.)	enstaka-årligen	flera år – permanent	10-100-tals m
Avlägsnande och övertäckning av habitat	enstaka-årligen	<1 år-permanent	10-100-tals m

KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER

- Grunda, vågskyddade mjukbottensmiljöer (muddring), hårdbottenmiljöer (mudderdumpning)
- Mjukbottensvegetation (t.ex. ålgräs och kransalger) och mjukbottensfauna
- Organismer som är fastsittande eller har begränsad rörelseförmåga
- Organismer med långsam tillväxt (t.ex. stora musslor och ostron)
- Indirekt: Vegetationsassocierad fauna och flora

effekter en muddring eller dumpning (eller annan typ av aktivitet som leder till omstrukturering av botten) kommer ha i ett specifikt område, utan att ha ingående kunskap kring alla de faktorer som är viktiga att ta hänsyn till. Detta pekar på vikten av att genomföra lokala och grundliga studier av potentiella muddrings- eller dumpningsplatser innan man godkänner denna typ av aktiviteter. Det saknas i dagsläget även vetenskapliga studier av effekterna från muddring och dumpning i svenska vatten, och när det gäller effekter av muddring är underlaget bristfälligt även internationellt (speciellt återkommande underhållsmuddring; Hammar m.fl. 2009). Det finns heller inga sammanställningar gjorda över muddringsskador på exempelvis bottenvegetation, vilka sannolikt är både omfattande och allvarliga längs Sveriges kuster.

5.1.1. Avlägsnande av sediment

Avlägsnande av sediment leder till att en ny och djupare sedimentyta bildas på platsen. Skillnaden jämfört med övertäckning (vid dumpning) är att djuren och habitatet avlägsnas vid platsen för muddring och återetablering därför endast kan ske genom att organismer migrerar in från närliggande områden. Om de muddrade massorna däremot dumpas på en liknande miljö som den de härrör från skulle viss överlevnad kunna vara möjlig även för avlägsnade organismer och habitat. Däremot är det mycket osannolikt att mjukbottenvegetation skulle överleva en förflyttning vid t.ex. mekanisk muddring även om muddermassorna placeras grunt. Detta eftersom vegetationens blad sannolikt skulle täckas av muddermassor och sediment som grumlas upp vid dumpningen, och eftersom ljus- och sedimentförhållanden vid dumpningsplatsen inte skulle vara gynnsamma för växterna det närmsta året efter dumpningen (*pers. kom.* Mark Fonseca, NOAA, USA).

Studier har visat att bottenlevande organismer generellt påverkas negativt med minskad artrikedom, biomassa och abundans (antal individer per area eller volym), då sedimentytan avlägsnas (Desprez 2000). Dessutom kan avlägsnandet av sediment förändra bottenstrukturen, vilket i sin tur kan leda till förändring av artsamhället på platsen (Van Dolah 1984, Desprez 2000, Rehitha m.fl. 2017). Då bortforsel av sediment associerad med fritidsbåtar oftast sker i grundområden (genom exempelvis muddring runt bryggor och marinor eller propellermuddring av båtar) är risken stor att mjukbottenvegetation påverkas negativt. Huvudsakligen är det den direkta bortforslingen av plantorna vid exempelvis muddring som påverkar vegetation såsom sjögräs negativt, eller att växterna täcks över då massor dumpas

eller sprids (Erftemeijer och Lewis 2006). Det finns inga studier som undersökt hur stora areal sjögräs som försvunnit som ett resultat av muddring, men Erftemeijer och Lewis (2006) såg att enbart den summerade effekten från 26 muddringsstudier från olika länder ledde till en förlust av över 20 000 hektar sjögräs under en tidsperiod av 50 år. Även andra aktiviteter från fritidsbåtar som olika förankringsanordningar kan leda till skador och förändringar av bottenstrukturen med effekter på bottenmiljön (t.ex. Unsworth m.fl. 2017, Herbert m.fl. 2009). *Se avsnitt 5.5 för en mer ingående beskrivning av direkta fysiska skador från småbåtsaktiviteter.* Muddring kan även orsaka indirekta effekter på djur och växter genom att förändra vattenutbytet i ett område. Studier i Stockholms skärgård visar att muddring av vikmyningar kan öka vattenutbytet och leda till en sänkning av vattentemperaturen i grunda, vågskyddade områden, vilket försämrar förhållandena för varmvattenlekande kustfiskarter såsom gädda och abborre (Sandström m.fl. 2005). *Se avsnitt 5.3 för en närmare genomgång av effekterna från förändrad hydrodynamik från muddring och fysiska strukturer.*

Varaktigheten av en muddringsskada kan variera från månader till flera år, och återhämtningen verkar till stor del påverkas av skadans omfattning (Bonsdorff m.fl. 1986), hydrodynamiken i området (Boyd m.fl. 2003), hur dynamiska förhållandena är på lokalen (Robinson m.fl. 2005) samt typen av sediment (Bonsdorff m.fl. 1986, Newell m.fl. 1998, Desprez 2000). Vidare beror skadans varaktighet också på om muddringsarbetet är en engångsföreteelse eller om det är en återkommande verksamhet som behöver genomföras regelbundet för att bibehålla vattendjupet i det muddrade området. Underhållsmuddring, exempelvis vart tredje år, är vanligt förekommande i många områden där transporten av sediment är stor (Fettweis m.fl. 2016), vilket starkt begränsar t.ex. växters möjligheter att återkolonisera det muddrade området (Wu m.fl. 2017).

En sammanställning av publicerade studier visar att återhämtningen av bottenmiljön som lever i sedimentet generellt tog mellan 6–8 månader efter en enstaka muddring om substratet mestadels bestod av lera, medan det tog flera år i sandigt substrat (Newell m.fl. 1998). Långvariga effekter i sandiga substrat har exempelvis beskrivits i engelska kanalen där artrikedomen hos bottenlevande organismer gick ner med 80 % och biomassan med 90 % efter muddring. Det tog 16 månader för artrikedomen att återhämtade sig, medan biomassan ännu inte hade återhämtat sig efter 28 månader (Desprez 2000). Snabb återhämtning och få negativa effekter har dock setts i en studie från Nordsjön, där organismerna som levde på platsen var vana vid störning och dyna-

miska förhållanden och därför bestod till stor del av opportunistiska arter som snabbt kunde återkolonisera och återhämta sig på platsen (Robinson m.fl. 2005).

När det gäller sjögräs kan tiden för återhämtningen från mindre skador, som exempelvis propellersmuddring, vara relativt kort men varierar från veckor till år (Erftemeijer och Lewis 2006, Boese m.fl. 2009, Orth m.fl. 2017), beroende på sjögräsart samt på skadans omfattning. För ålgräs har studier visat att återhämtning från propellerskador tar ungefär 2–3 år (Boese m.fl. 2009, Orth m.fl. 2017). *Se avsnitt 5.5.1. för en närmare beskrivning av påverkan från propellerskador.* Men vid större skador, exempelvis från muddring, är det inte bara det översta sedimentlagret (där plantorna växer) som avlägsnas utan ofta sker muddringen minst 1 m ner i sedimentet (Eriander m.fl. opubl. data från undersökningar av muddringsärenden i Västra Götalands län). Detta medför förändringar av både bottendjup och botten-substrat som kan hindra återhämtningen av vegetation. Då vattendjupet på lokalen blir större leder detta till att mindre mängd ljus kommer att nå botten, vilken även kan förstärkas av skuggning från en smal mudderrännas kanter. Detta kan medföra att marina växter, som exempelvis ålgräs, inte längre kan växa på platsen om ljusförhållandena inte längre är tillräckliga för att tillgodose växtens ljusbehov (Erftemeijer och Lewis 2006). Sjögräs är generellt mycket ljuskrävande (Dennison m.fl. 1993) och om vattenkvaliteten på lokalen är försämrad redan från början (hög ljusutsläkning i vattenkolumnen på grund av grumling) kan även en liten förändring i djup leda till att växterna inte kan överleva på det muddrade området. Organiskt material kan dessutom ansamlas i de rännor och håligheter som muddringen skapar i grunda mjukbottensmiljöer. Detta kan leda till att syrefria förhållanden och mattor av svavelbakterier bildas lokalt i dessa miljöer (Blomqvist m.fl. 1981, Szymelfenig m.fl. 2006). Denna syrebrist kan bli långvariga (>10 år; Szymelfenig m.fl. 2006), vilket ytterligare kan förhindra återhämtning och återkolonisering i muddringsområden av både växter och djur. Slutligen kan långa muddrade rännor leda till fragmentering av viktiga bottenhabitat, vilket bland annat kan öka känsligheten gentemot andra störningar (Walker m.fl. 1989, Ramage och Schiel 1999). Analys från flygfoton indikerar att omfattande områden längs Sveriges kuster idag är fragmenterade genom muddrade rännor (Törnqvist m.fl. 2019).

5.1.2. Övertäckning av sediment

Övertäckning vid t.ex. dumpning av muddermassor leder till att en ny sedimentyta bildas och att den befintliga ytan täcks över av ett nytt lager sediment. Förutom

att det kan leda till direkt påverkan på organismerna i sedimentet kan det även generera förändringar i sedimentstruktur, djup, topografi och hydrologi på platsen. Hur de samhällen som finns på dumpningsplatsen påverkas beror till stor del på det tillförda sedimentlagrets tjocklek och organismernas förmåga att gräva sig upp till sedimentytan igen (Maurer m.fl. 1986, Essink 1999). Generellt har man dock sett att både förekomsten av organismer och artrikedomen påverkas negativt av övertäckning från dumpning av muddermassor (t.ex. Harvey m.fl. 1998, Essink 1999, Stronkhorst m.fl. 2003, Witt m.fl. 2004, Powilleit m.fl. 2006, Bolam 2012, Katsiaras m.fl. 2015).

Överlag så är organismer med begränsad rörelseförmåga (t.ex. ostron, musslor och vegetation) mer känsliga för övertäckning jämfört med de som kan gräva sig fram ur sedimentet (t.ex. havsborstmaskar) eller fly undan massorna (t.ex. fisk). Mängden sediment som dumpas har en avgörande effekt på skadans omfattning och varaktighet. Om mängden sediment är liten och dumpas i relativt tunna lager (<15 cm) så blir effekterna på bottenområdena generellt små och många organismer kan migrera upp genom det sedimenterade materialet (van Dolah m.fl. 1984, Essink 1999, Smith och Rule 2001, Simonini m.fl. 2005, Wilber m.fl. 2007). Organismer som inte kan migrera uppåt genom muddermassorna kommer sannolikt inte att överleva, men ofta klarar faunan som lever i sedimentet att täckas över med 10–30 cm dumpat sediment utan att dö (US EPA 1989, Essink 1999). Dock är variationen mellan olika studier stor. Även dumpning av tunna lager (<15 cm) sediment har visat sig kunna ha signifikanta och långsiktiga (16 månader) effekter på bottenområdena (Wilber m.fl. 2007) medan andra studier har visat att organismer klarar att gräva sig upp genom sedimentlager som är upp till 50 cm tjocka (Fredette och French 2004). Skillnaderna mellan olika studier beror sannolikt på skillnader i organismer på platsen samt på vilken typ av material som dumpas. Varaktigheten hos de negativa effekterna från övertäckning blir dessutom mindre om det dumpade materialet har samma kornstorlek och sammansättning som botten det dumpas på (Turk och Risk 1981, Smith och Rule 2001, Simonini m.fl. 2005, Wilber m.fl. 2007).

En litteratursammanställning av Essink (1999) visade att blåmusslor (*Mytilus edulis*) och Ostron (*Ostrea sp.*) generellt inte överlever om övertäckningen av sediment överstiger 1–2 cm. Responsen hos olika arter av musslor varierar dock, och även kornstorleken hos sedimentet samt temperaturen hos det omgivande vattnet har setts kunna påverka överlevnaden hos blåmusslor och hästmussla (*Modiolus modiolus*; Hutchison m.fl. 2016)

vid övertäckning. Havsborstmaskar klarade generellt en kraftigare övertäckning. De arter som undersöktes överlevde sedimentdjup på mellan 20–90 cm (Essink 1999). Studier från Östersjön har visat att överlevnaden hos evertebrater varierade mellan 0–33 % beroende på organismen, hur djupt de begravdes samt på typ av sediment. Alla undersökta musselararter i studierna (*Arctica islandica*, *Macoma baltica* och *Mya arenaria*) och en havsborstmask (*Nephtys hombergii*) lyckades gräva sig fram från ett sedimentdjup på 32–41 cm, medan två andra havsborstmaskar endast grävde sig genom 16 cm eller inte visade på någon grävrespons vid övertäckning oavsett om sedimenttypen var glaciallera eller en mix av lera och sand (Ospar 2008, Powilleit m.fl. 2009).

Då olika arter är olika känsliga och återhämtar sig olika fort efter en övertäckning kan det även ske förändringar i artsammansättning. I en studie från Kanadas kust ökade mängden opportunistiska arter efter en dumpning medan mängden långlivade arter minskade (Harvey m.fl. 1998). Detta tros framförallt vara direkta effekter av den plötsliga begravningen av stora mängder sediment men också av den ökade födotillgången som det nyligen tillförda sedimentet medförde. Att ökad mängd organiskt material kan leda till en ökning av opportunistiska arter har även setts i andra studier (Blanchard och Feder 2003, Zimmerman m.fl. 2003, Witt m.fl. 2004). I studier från Östersjön sågs att denna typ av strukturella förändringar i artsammansättning kvarstod flera år efter dumpningen (Powilleit m.fl. 2006). Förändringar i artsammansättningen kan i sin tur även leda till förändringar i sekundärproduktion, då miljöns roll i att bistå med föda till nästa trofiska nivå av exempelvis fisk och kräftdjur plötsligt förändras (Bolam 2012). Hur dynamisk en miljö är kan också påverka vilka negativa effekter övertäckning av sediment får för bottensamhället på platsen, där effekterna sannolikt blir mindre i ett område som är väl anpassat till variabla förhållanden och naturliga störningar (Simonini m.fl. 2005).

Återkolonisering till ett tillstånd liknande det som fanns innan dumpning kan ta flera år. Det är också möjligt att lokalen aldrig kommer återgå till samma tillstånd som innan dumpning, då topografin och sedimentförhållandena på platsen kan ha ändrats (Van Dalftsen och Lewis 2006). Studier visar också att tiden för återhämtning varierar kraftigt, mellan enstaka månader till flera år (Harvey m.fl. 1998, Fredette och French 2004, Bolam m.fl. 2006, Powilleit m.fl. 2006, Wilber m.fl. 2007). En sammanställning av vetenskapliga artiklar och rapporter om hur djursamhällen i sedimentet återhämtar sig efter dumpning av muddermassor visar att de generellt återhämtar sig efter

1–4 år vid djupa stabila miljöer, medan mer variabla grunda miljöer med högre frekvens av naturlig störning återhämtar sig redan inom 9 månader (Bolam och Rees 2003). En snabb återhämtning och uteblivna negativa effekter i variabla miljöer har setts även i andra studier (Smith och Rule 2001, Simonini m.fl. 2005).

Då tiden för återhämtningen varierar kan dumpningsfrekvensen på platsen också påverka hur stora de negativa effekterna blir på bottensamhällena (Essink 1999, Stronkhorst m.fl. 2003, Ospar 2008, Katsiaras m.fl. 2015). Upprepad dumpning under lång tid leder generellt till att hela bottensamhällen slås ut och ingen återhämtning hinner ske, vilket påvisades i en studie av Katsiaras m.fl. (2015), där dumpning av mudderskedde varje dag under 21 månader. I denna studie var bottensamhällena kraftigt försämrade även 4 månader efter att dumpningen hade upphört. Liknande resultat med brist på återhämtning vid pågående dumpning eller hög dumpningsfrekvens har även setts i andra studier (Leuchs och Nehring 1996, Stronkhorst m.fl. 2003). Är tiden mellan dumpningar längre kan dock bottensamhällena återhämta sig mellan dumpningar (Essink 1999).

I Sverige saknas generellt vetenskapliga studier av återhämtning hos bottensamhällena efter dumpning. Dock finns ett flertal konsultrapporter, där undersökningar är utförda vid dumpningsplatser både på väst- och östkusten. På en dumpningslokal nordväst om Ringhals hittades ingen skillnad i bottenfaunans biomassa eller antal arter 3 år efter att dumpning skett jämfört med tidpunkter före dumpningen. Däremot hade artsammansättningen förändrats vilket tydde på att området fortfarande var stört (Magnusson och Bergkvist 2016). I en studie utförd av Fiskeriverket studerades effekter av muddertippning på mjukbottenfauna utanför Falkenbergs hamn. I denna studie sågs att muddertippningen hade en 'gödande' effekt på samhällena där lokaler nära tippningsområdet hade högre totalbiomassa, artantal, viktandel filtrerare samt större ormstjärnor, vilket visar att måttliga mängder av näringsrikt mudderskedde kan ha en positiv effekt (Smith 2002).

Vidare kan bottensamhällena på dumpningsplatsen och återhämtning hos dessa samhällen påverkas av mängden föroreningar i sedimentmassorna som dumpas (Smith och Rule 2001, Simonini m.fl. 2005, Katsiaras m.fl. 2015). Det kan dock vara svårt att påvisa att negativa effekter på bottensamhällena är ett resultat av sedimentföroreningar. I en studie från Holland påvisades 2–3 gånger högre halter av kadmium, kvicksilver, PCB:er, PAH:er och TBT på dumpningsplatsen jämfört med referensområden, vilket sammanföll med att

väldigt få bentiska evertebrater hittades, men effekten ansågs i första hand bero på övertäckningen av sediment. Ett år efter att dumpningen hade upphört så sågs en signifikant ökning av bottenlevande djur (Stronkhorst m.fl. 2003). *Se avsnitt 5.8 för en mer ingående beskrivning av den kemiska påverkan från några typer av föroreningar kopplade till fritidsbåtsanvändning.*

Även om majoriteten av de dumpningar som sker görs på djup som saknar bottenvegetation, förekommer det även att dumpning sker i grundare vatten. Mjukbottensvegetation som sjögräs är mycket känsliga för övertäckning av sediment. En sammanställning av vetenskaplig litteratur visar att samtliga 15 undersökta sjögräsarter lider 50–100 % dödlighet redan då plantorna täcks av ett 2–20 cm tjockt lager av sediment. Den vanligaste responsen hos begravda sjögräsarter var ökad dödlighet, minskad produktivitet, minskad bladlängd och bladyta (Cabaço m.fl. 2008). Studier av ålgräs från USA visar att över hälften av plantorna dog då de täcktes med sediment upp till 25 % av plantans längd, och att 100 % dog då de täcktes mer än 75 % över en period av 24 dagar, oavsett om sedimentet bestod av sand eller silt (Mills och Fonseca 2003). Preliminära studier från Sverige visar att även millimetertunna sedimentlager på ålgräsets blad kan orsaka negativa effekter på tillväxten (Eriander m.fl. opubl. data). *Se avsnitt 5.4.3 om effekter av sedimentation.*

5.2 Skuggning från fysiska strukturer

Skuggning är något som är naturligt förekommande i havet, exempelvis då vegetation skuggar botten eller då ljuset skuggas av partiklar i vattenmassan. Men skuggning kan även ske från de fysiska strukturer som människan upprättar i kustmiljöer. När det kommer till fritidsbåtsanvändande är bryggor (antingen enskilda eller i marinor) och förankrade båtar de vanligaste strukturerna som leder till skuggning. Faktaruta 5.2

sammanfattar hur denna typ skuggning påverkar grunda kustområden, samt vilka miljöer och organismer som är känsliga.

Effekter av denna typ av artificiell skuggning är inte välstuderad i akvatiska miljöer (Pardal-Souza m.fl. 2017) och de flesta studier som undersökt skuggningseffekter har gjort det i relation till undervattensvegetation, såsom akvatiska kärlväxter (Burdick och Short 1999, Shafer 1999, Eriander m.fl. 2017, Steinmetz m.fl. 2004, Campbell och Baird 2009), makroalger (Blockley och Chapman 2006, Miller och Etter 2008) eller växter i salta våtmarker (Sanger m.fl. 2004). Fröväxter som sjögräs är extra känsliga för skuggning, då de kräver höga ljusförhållanden (ofta 4–35 % av ljuset vid ytan) för att försörja jordstammar och rötter med syre i sedimentet, som ofta är syrefria (Dennison m.fl. 1993). Även om den direkta effekten av skuggning endast påverkar vegetationen, så kan även djursamhället som lever i habitatet påverkas negativt indirekt om vegetationen förändras (Glasby 1999, Blockley och Chapman 2006, Miller och Etter 2008, Pardal-Souza m.fl. 2017, Hansen m.fl. 2019).

Längs Sveriges kuster är det i huvudsak mjukbottenvegetation som påverkas negativt av skuggning, eftersom en majoritet av bryggorna hittas i skyddade, grunda områden där mjukbottnar dominerar (Törnqvist m.fl. 2019). I exempelvis Västra Götalands län hittas 96 % av bryggorna på mjukbottnar där 74 % utgörs av historiska eller nuvarande ålgräsbottnar (Eriander m.fl. 2017). Förluster av sjögräs under bryggor har rapporterats i ett flertal studier och relaterats där till den reduktion i ljus som bryggorna orsakar (Fresh m.fl. 1995, Shafer 1999, Burdick och Short 1999, Shafer och Robinson 2001, Gladstone och Courtenay 2014). Vilka konsekvenser denna skuggningseffekt får beror på hur mycket ljus som bryggan skuggar bort samt hur känsliga olika typer av vegetation är för låga ljusförhållanden.

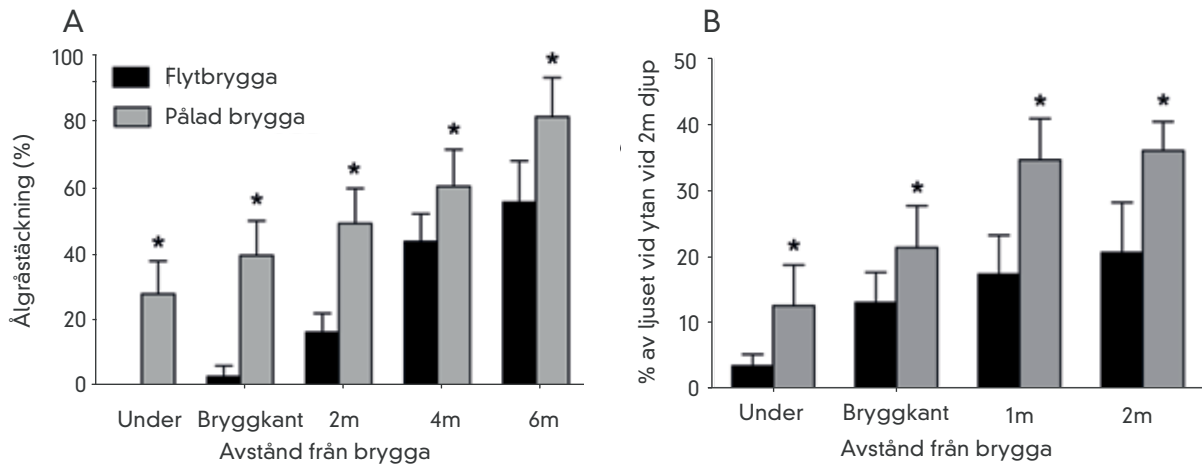
Studier från Sveriges västkust visar att ljuset vid bot-

Faktaruta 5.2 Skuggning från fysiska strukturer

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	AKTIVITETENS FREKVENS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDNING
Försämrade ljusförhållanden	permanent/säsong	permanent/säsong	10–100-tals m

KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER

- Grunda, vågskyddade mjukbottensmiljöer
- Mjukbottensvegetation (t.ex. ålgräs och kransalger)
- Indirekt: Vegetationsassocierad fauna och flora



FIGUR 5.1 A) Ålgrästäckning och B) ljusförhållanden under flytbryggor och pålade bryggor i Västra Götalands län. Stjärnor över staplarna indikerar signifikanta skillnader mellan de två bryggtyperna (omarbetad från Eriander m.fl. 2017).

ten under en pålad brygga reduceras med i medeltal 64 %, och under en flytbrygga med 82 % i jämförelse med 2 m från bryggan. Under en flytbrygga på cirka 2 m djup var ljuset i medeltal endast 4 % av ljuset vid ytan (Eriander m.fl. 2017), vilket är långt under de 11–35 % av ljuset vid ytan som ålgräs behöver för att överleva (Olesen och Sand-Jensen 1993, Thom m.fl. 2008, Eriander 2017). Under pålade bryggor var ålgräsets täckningsgrad reducerat med 69 % i medeltal och under flytbryggor med 100 %, vilket sannolikt förklaras av skillnaden i skuggning mellan bryggtyperna (fig. 5.1). Några specifika studier av vegetation under bryggor har inte gjorts i Östersjön, men effekter på brack- och sötvattensarter har gjorts i USA där mängden vegetation varit 70–85 % lägre under bryggor jämfört med referensbottnar utan bryggor (Steinmetz m.fl. 2004, Campbell och Baird 2009). I en metaanalys gjord av Sagerman m.fl. (2019) av publicerade studier från både marin och sötvattensmiljö fann man att mängden vegetation i medeltal var 82 % lägre under bryggor jämfört med kontrollområden utan bryggor. Variationen i data-materialet var dock stor och de undersökta bryggorna hade 64–91 % lägre mängd vegetation jämfört med kontrollområdena.

De negativa effekterna av skuggning på vegetationen under fysiska strukturer inkluderar total förlust eller reduktion av täckningsgrad, skotttäthet, biomassa och tillväxt. Även ökad skottlängd och klorofyllinnehåll i bladen har observerats (antagligen som en aklimatisering till försämrade ljusförhållanden; t.ex. Burdick och Short 1999, Shafer 1999, Eriander m.fl. 2017).

Skuggning kan även påverka makroalgssamhällen under bryggor och kajer, där botten täckningen och

biomassan av makroalger har setts minska i ett flertal studier (Glasby 1999, Blockley och Chapman 2006, Miller och Etter 2008, Pardal-Souza m.fl. 2017). Generellt verkar skuggningen medföra att mängden alger minskar och att djursamhällen, ofta i form av fastsittande filtrerare, tar över. I flera studier har man observerat ett skifte i samhällsstrukturen under bryggan vid skuggning, där den gick från en miljö dominerad av makroalger och mobila betare till en dominans av filtrerande evertebrater som mossdjur, sjöpungrar och svampdjur (Glasby 1999, Pardal-Souza m.fl. 2017, Blockley och Chapman 2006). Sannolikt har ljuset många gånger en indirekt effekt på djursamhällena, genom att skuggningen påverkar makroalger negativt och därmed frigör plats för rekrytering av larver från fastsittande filtrerare såsom sjöpungrar, havstulpaner och mossdjur (Miller och Etter 2008). Skuggning har även setts leda till minskad biodiversitet och förändrade ekosystemfunktioner (Pardal-Souza m.fl. 2017).

Även kvalitén på habitat för fisk verkar försämrats under bryggor jämfört med oskuggade områden nära bryggan. En studie i USA visade att förekomsten och diversiteten av fisk (speciellt unga fiskar) var låg under bryggor, och att ål utgjorde en stor del av fångsten i dessa områden, medan mängden och diversiteten var hög och unga fiskar vanliga i områden bredvid bryggorna (Able m.fl. 1998). Fisk har även setts kunna påverkas av de starka kontraster i ljus som skapas av bryggskuggningen, där de skuggade ytorna kan användas antingen som skydd från rovfiskar eller som ett område där fiskar kan ligga i bakhåll för bytesfisk, som syns tydligt i den upplysta ytan runt bryggan (Helfman 1981, Helfman m.fl. 2009). Liknande positiva effekter

på fisk från bryggstrukturer har hittats i Medelhavet (Verdoit Jarraya m.fl. 2016).

Generellt kan omfattningen av skuggning anses vara lokal och relativt permanent både när det gäller frekvens och varaktighet. Skadans omfattning kan dock variera beroende dels på vilken miljö som skuggas men också beroende på graden och frekvensen av skuggningen. En brygga som ej tas upp på vintern utgör exempelvis en permanent skuggning, medan en båt utgör en mer temporär eller periodisk skuggning av botten. Men även om flertalet båtar sannolikt tas upp på vintern utgör de antagligen en mer eller mindre permanent skuggning för bottenvegetationen under tillväxtsåsongen och sommaren. Enligt den senaste båtlivsundersökningen från Transportstyrelsen används båtar i medeltal endast 16 dagar under året (Transportstyrelsen 2016), vilket antagligen kan förklara de tydliga skuggningseffekterna från båtar på ålgrästäckningen som påvisas i studien av Eriander m.fl. (2017). I studien såg man att flytbryggor generellt hade en tydlig gräns vid 7–8 m från bryggkanten där täckningen av ålgräs gick från att vara mycket låg till nästan 100 %. Denna gräns stämde väl överens med längden på bommarna som låg mellan båtplatserna och längden på båtarna. Pålade bryggor i studien hade fem gånger färre båtar runt sig och där sågs en mer gradvis ökning i ålgrästäckning från bryggkanten och utåt (Eriander m.fl. 2017). Dessa resultat visar att omfattningen på skuggningen från en brygga inte enbart utgörs av själva bryggkonstruktionen utan även av antal båtar som är förankrade och hur lång tid de ligger vid bryggan. Alla dessa faktorer är nödvändiga att beakta när man ska beräkna hur stor påverkan en brygga har på exempelvis bottenvegetationen. Att båtar kan öka skuggningspåverkan runt en brygga stöds även av andra studier från USA (Fresh m.fl. 1995, Burdick och Short 1999).

Trots att skuggning från enskilda bryggor och båtar kan tyckas utgöra en försumbar påverkan lokalt kan de kumulativa effekterna av skuggning från många små bryggor tillsammans medföra betydande påverkan. Detta har bland annat påvisats i en studie från Västra Götalands län, där de summerade effekterna av skuggning från bryggor och marinor i länet tillsammans orsakat en förlust av nästan 60 hektar ålgräs samt reducerat täckningsgraden av ålgräs med 50 % för ytterligare 420 hektar, vilket totalt motsvarar cirka 7 % av den befintliga ålgräsutbredningen i området (Eriander m.fl. 2017).

Generellt finns en bristande kunskap kring hur skuggning orsakad av exempelvis bryggor och båtar påverkar olika typer av marina miljöer (Pardal-Souza m.fl. 2017). Det finns dock en del studier som ger råd angående hur

bryggor kan utformats för att minska skuggningseffekterna. Dessa inkluderar placering av bryggor högt över botten och gärna över vattenytan (pålade bryggor skuggar mindre än flytande; Burdick och Short 1999, Eriander m.fl. 2017), minskad bredd på bryggan samt orientering i nordlig-sydlig riktning (Burdick och Short 1999, Campbell and Baird 2009). Det finns även olika innovativa studier där man lyckats reducera skuggningseffekterna genom att byta ut trädäck mot nätgaller (Shafer och Robinson 2001, Fresh m.fl. 2006, Gladstone och Courtenay 2014) eller försökt reflektera ned mer ljus under bryggan (Gayaldo m.fl. 2001, Steinmetz m.fl. 2004). Behovet är emellertid stort av ytterligare studier som undersöker hur man med hjälp av förbättrad bryggdesign skulle kunna minska skuggningseffekterna, speciellt i flera svenska miljöer som Östersjön. Vi har även bristande kunskap kring om skuggning kan leda till fragmentering av ljusberoende habitat som exempelvis ålgräs, och vilka effekter en fragmentering får för habitatet och de organismer som lever där.

5.3 Effekter av förändrad hydrodynamik från muddring och fysiska strukturer

Konstruktioner i vattnet (t.ex. bryggor och pirar) och muddringar kan förutom att orsaka direkta effekter på bottenhabitatet även ge stora indirekta effekter genom att de ändrar topografi och bottendjup i området, vilket leder till förändrad hydrodynamik, dvs. förändring av vattnets rörelse, hastighet och strömriktning. Detta kan i sin tur påverka bottenerosion och sedimentation samt områdenas fysikaliska förhållanden, exempelvis vattnets temperatur och grumlighet. De ändrade fysikaliska förhållandena kan i sin tur leda till förändrad vattenkemi, ljusförhållanden och biologi i områdena. Faktaruta 5.3 sammanfattar de miljöeffekter som förändrad hydrodynamik kan medföra, samt de miljöer och organismer som är känsliga. *Effekter av ökad grumlighet orsakad av förändrad hydrodynamik behandlas i avsnitt 5.4.*

Många småbåtshamnar längs Sveriges kust har anlagts i inneslutna vikar, eftersom de erbjuder naturligt skydd mot vind och vågor. Det är inte ovanligt att muddringar krävs i småbåtshamnar för att öka tillgängligheten för båtar, särskilt på landhöjningskust där vikarna kontinuerligt grundas upp. Muddring av vikmyningar kan öka vattenutbytet mellan viken och utanför liggande kustområde, vilket kan få effekter på organismer och ekologiska processer, särskilt i Östersjöns avsnörda vikar, s.k. flador (Munsterhjelm 2005, Hansen m.fl. 2008, Hansen 2010, 2013, Byström m.fl. 2015). Ökat vattenutbyte innebär exempelvis att vattentemperaturen i en flad sjunker under vår och som-

mar, vilket har stor betydelse för rekryteringen av ett flertal kustfiskar i Östersjön (Sandström m.fl. 2005). En muddring av en smal fladmyrning för att tillåta trafik av större motorbåtar kan leda till att mängden fiskyngel reduceras tydligt (Snickars m.fl. 2009, Hansen 2013). Än starkare kan effekten bli på vegetationsknutna fiskarter, eftersom ökat vattenutbyte med förändrat bottensubstrat och lägre temperatur kan resultera i mindre mängd arter av alger och växter som erbjuder stora, komplext strukturerade habitat med många gömställen (Eriksson m.fl. 2004, Munsterhjelm 2005, Hansen 2013, Hansen och Snickars 2014). Följaktligen fann Sandström m.fl. (2005) hälften så många gäddyngel i muddrade småbåtshamnar som i icke muddrade kontrollområden. Svall och propellerströmmar kan ytterligare öka vattenomsättningen i vikar och blanda olika vattenmassor, och därmed påverka exempelvis plankton, vegetation och fisk (Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005, Ho m.fl. 2011). Uppgrumling av finkorniga bottensediment genom både muddring och ökad båttrafik kan leda till än större påverkan på vegetations- och djursamhällena. *Hydrodynamisk störning från båttrafik och uppgrumling behandlas utförligare avsnitt 5.6 respektive 5.4.* Större öppningsarea på muddrade vikar gör även att vikarna blir mer tillgängliga för organismer som rör sig i vattnet utanför, både aktivt simmande (t.ex. storspigg; Byström m.fl. 2015) och passivt drivande organismer (t.ex. muscellarver; Hansen 2010).

När pirar och bryggor anläggs på mer öppen vågexponerad kust kan det få motsatt effekt, särskilt om

de konstrueras som större vågbrytare (Dugan m.fl. 2011, Martin m.fl. 2005). Effekten blir här att de dämpar vågrörelser och vattenströmmar. Flytbryggor som ligger direkt på vattenytan fungerar som vågbrytare medan stenkistor och pirar hindrar vattenflödet helt. Det mer stillastående vattnet på läsidan av bryggor och pirar kan ge varmare temperatur vår och sommar samt leda till ökad sedimentering och ackumulering av organiskt material om botten är flack (Dugan m.fl. 2011, Länsstyrelsen Stockholm 2018). Sådana fysiska förändringar kan gynna arter såsom rotad bottenvegetation och djur som äter organiskt material (t.ex. Martin m.fl. 2005, Munsterhjelm 2005, Länsstyrelsen i Stockholms län 2018). Kombinationen med fysiska strukturer som ger komplexa habitat kan gynna många bentiska arter, däribland många fiskar (Martin m.fl. 2005, Dafour m.fl. 2009, Dugan m.fl. 2011, Länsstyrelsen i Stockholms län 2018). Om mycket organiskt material ansamlas kan dock bottarna periodvis bli syrefria (t.ex. Dugan m.fl. 2011). Även runt pålade bryggor kan det ske förändringar i vattenflödet, vilket kan leda till erosion och deposition av sediment runt pålarna (Sumer och Fredsøe 2001, Kelty och Bliven 2003, Länsstyrelsen i Stockholms län 2018). Den dämpande effekt som pirar och bryggor på vågexponerad kust har på vågor och vattenströmmar kan även medföra att läge och styrka på utåtgående undervattensströmmar ändras. Dessa kan bli kraftigare mellan pirar och bryggor och leda till erosion och förändrad botten-topografi (Dugan m.fl. 2011). Den samlade effekten på miljön av permanenta

Faktaruta 5.3 Förändrad hydrodynamik till följd av muddring och fysiska strukturer

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	AKTIVITETENS FREKVENS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDNING
Förändrad erosion och sedimentation	enstaka-årligen	flera år – permanent	10–100-tals m
Ökad uppgrumling av sediment (<i>se avsnitt 5.4</i>)	enstaka-årligen	flera år – permanent	100–1000-tals m
Förändrade vattenomsättning, vattenfysik (t.ex. temperatur) och vattenkemi (t.ex. syrehalt)	enstaka-årligen	flera år – permanent	10–1000-tals m

KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER

- Grunda, vågskyddade mjukbottensmiljöer
- Mjukbottensvegetation (t.ex. ålgräs och kransalger)
- Mjukbottensfauna
- Temperaturkänsliga juvenila fiskar
- Indirekt: Vegetationsassocierad fauna och flora

strukturers inverkan på hydrodynamiken är svårstuderad då många olika påverkansfaktorer samverkar i småbåtshamnar, och då konstruktioner och fritidsbåtaktiviteter ger olika och ibland motsatta effekter. Få studier har undersökt och mätt de sammanlagda förändringar av vattenfysikaliska och kemiska egenskaper orsakade av just småbåtshamnar, och hur de påverkar djur och växter i området. I en studie av en marina i ett kustmynnande flodområde i Australien fann man dock grumligare vatten med högre halt suspenderat material, lägre strömningshastighet på vattnet och högre vattentemperatur, men även lägre mängd organiskt material ansamlat på botten än i referensområden strax intill marinan (Rivero m.fl. 2013). Man fann även fler djur med kortlivade larvstadier (t.ex. moss- och svampdjur) och färre djur med långlivade larvstadier (havstulpaner och sjöpongar; Rivero m.fl. 2013).

5.4. Uppgrumling av sediment

Ökad grumling eller turbiditet i kustvatten orsakad av en ökad mängd suspenderat sediment kan bero på naturliga processer som t.ex. vinddriven uppgrumling av bottensediment eller utsläpp av suspenderat sediment från vattendrag efter ett regnoväder. Men förändringar kan också orsakas av flera olika aktiviteter kopplade till fritidsbåtar. Grumling kan framförallt ske i samband med muddrings- och dumpningsaktiviteter (Onuf 1994, Erftemeijer och Lewis 2006), men betydande uppgrumling av bottensediment kan även genereras vid användning av fritidsbåtar genom svall, propellerströmmar och turbulens, vid ankring (Mosisch och Arthington 1998, Asplund 2000, Klein m.fl. 2007, Engdahl m.fl. 2011) och vid pålning av bryggor (Kahler m.fl. 2000) *Se avsnitt 4.2 och 4.3.1 samt 4.3.3 för beskrivning av aktiviteter som skapar uppgrumling av sediment.*

Eftersom flera olika fritidsbåtsaktiviteter kan orsaka uppgrumling av sediment, och eftersom suspenderat sediment kan påverka växter och djur negativt på flera olika sätt (framför allt i vågskyddade mjukbottenområden) utgör uppgrumling en av de allvarligaste påverkansfaktorerna från fritidsbåtar. Ökade mängder suspenderat sediment leder bland annat till en ökad ljusutsläckning i vattenkolumnen, vilket främst påverkar vegetation och visuella rovdjur negativt. Vidare kan sedimentpartiklarna i vattnet påverka t.ex. fiskar och musslor negativt, bl.a. genom att täppa till gälar och filtrerande organ (Karlsson m.fl. *i tryck*). Dessutom kommer det suspenderade materialet så småningom sedimentera på botten där det kan skapa ytterligare problem för växter och djur genom att ytterligare

skugga, täppa igen gälar och filtreringsorgan samt orsaka syrebrist. Slutligen kan uppgrumling av sediment även leda till spridning av föroreningar och näring till nya områden. Faktaruta 5.4 sammanfattar olika typer av miljöeffekter som uppgrumling av sediment kan ge upphov till, samt de miljöer och organismer som är känsliga.

Kapitlet inleds med *avsnitt 5.4.1* som ger en generell beskrivning av de faktorer som styr vilken påverkan grumligt vatten får på miljön samt sammanfattar vilka organismer som är känsligast och hur varaktiga problem med uppgrumling kan uppstå. Därefter följer mer detaljerade beskrivningar av hur uppgrumling av sediment påverkar växter och djur indirekt genom effekter på ljusmiljön (se avsnitt 5.4.2), direkta effekter av sedimentpartiklar i vattnet samt av ökad sedimentation (se avsnitt 5.4.3) och slutligen av de effekter som uppstår genom spridning av miljögifter och näringsämnen (se avsnitt 5.4.4). Mer utförliga beskrivningar av grumlingseffekter från muddring och dumpning i Sverige hittas i Hammar m.fl. (2009) och i Karlsson m.fl. (*i tryck*).

5.4.1 Faktorer som styr påverkan av suspenderat sediment

Vid muddring och dumpning skapas ofta höga koncentrationer av sediment i vattenmassan närmast källan som kan uppgå till 500–5000 mg/L (Kjørboe och Møhlenberg 1981, LaSalle 1990, Wilber och Clark 2001), vilka kan sprida sig många kilometer från muddrings eller dumpningsplatsen (se avsnitt 4.2). Studier från Nordamerika visar att trafik från fritidsbåtar kan grumla upp sediment 10–50 gånger bakgrundskoncentrationen i grunda mjukbottenmiljöer, till över 600 mg/L (Johnson 1994, Klein 2007 och referenser däri; se avsnitt 4.3.1). Detta ska jämföras med bakgrundsnivåer som längs den svenska kusten varierar mellan 0,4 och 10 mg/L i lugnt väder (Karlsson m.fl. *i tryck*). Hur denna grumlighet påverkar olika organismer beror dock inte bara på koncentrationen utan till stor del också på hur länge organismerna är exponerade för uppgrumlingen (varaktighet), hur anpassade (känsliga) organismerna i området är till en grumlig miljö, vid vilket livsstadium de utsätts och om organismen har möjlighet att undvika ett grumligt område.

Känslighet hos olika miljöer och organismer

Hur känslig en miljö är för grumling beror på hur omfattande grumlingen är i tid och rum jämfört med de naturliga halterna och dess variation i ett område (Shaw och Richard 2001, Orpin m.fl. 2004,

Erfteimeijer och Lewis 2006, Ospar 2008). Grumling anses generellt ge negativa effekter först då halterna av sediment i vattenpelaren samt sedimentationen överskrider de naturliga halterna och dess variation i ett område (Orpin m.fl. 2004, Erfteimeijer och Lewis 2006). I områden som visar på stor naturlig fluktuation i turbiditet, exempelvis estuarier, hittas ofta fler arter av t.ex. sjögräs och bentiska djur med en högre tolerans gentemot suspenderat sediment, jämfört med områden med mindre variation (Erfteimeijer och Lewis 2006). I motsats kan ett vågskyddat grundområde utan vattendrag, med låg frekvens av naturlig uppgrumling, vara mycket känsligt för grumling orsakad av svall och propellerströmmar från fritidsbåtar (Klein 2007). För att kunna säga något om de förväntade effekterna av suspenderat sediment är det därför viktigt att känna till de naturliga bakgrunds nivåerna. Informationen angående detta är många gånger bristfällig och variationen är stor (Hammar m.fl. 2009), men för Östersjön och Västerhavet ligger halterna generellt under 10 mg/L (Kyryliuk 2014, Karlsson m.fl. *i tryck*). Det är viktigt att notera att aktiviteter som leder till en adderad mängd sediment i systemet, som t.ex. muddring och dumpning, kan leda till negativa effekter även i ett område med relativt höga bakgrunds nivåer av grumling, om dessa aktiviteter medför att tröskelvärden för ljuskrav och överlevnad nås för exempelvis bottenlevande väx-

ter, alger och djur som täcks över av sedimenterande partiklar. Dessutom är tillfört sediment i ett system mer benäget att resuspendera jämfört med en ostörd bottenyta (Schoellhamer 1996). Det innebär att alla typer av aktiviteter som ökar mängden sediment som tillförs i grunda miljöer potentiellt kan leda till en ökad frekvens och intensitet hos grumlingsproblematiken i detta område.

Hur växter och djur påverkas av uppgrumling är också mycket artspecifikt, där vissa organismgrupper påverkas mer än andra (Moore 1977). Generellt så är ljuskrävande kärlväxter i vågskyddade miljöer extra känsliga för grumling då de både påverkas negativt av den försämrade ljustillgången genom grumlat vatten, samt av sedimentation på bladen. Exempelvis har ålgräs svårt att överleva om koncentrationen av sediment i vattnet överstiger 15 mg/L över en längre period (Dennison m.fl. 1993). Fiskar är generellt tåliga mot uppgrumling då de kan undvika området, och de flesta undersökta arter i svenska vatten klarar upp till 100 mg/L i upp till 14 dagar utan någon större påverkan (se Karlsson m.fl. *i tryck* för en sammanställning). Fiskägg och larver är dock generellt mer känsliga (Moore 1977) och exempelvis torsklarver visar ökad dödlighet redan vid 10 mg/L (Westerberg m.fl. 1996). Filtrerande musslor och ostron kan inte undvika ett grumligt område och visar stor variation i känslighet mellan arter. Exem-

Faktaruta 5.4 Uppgrumling av sediment

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	AKTIVITETENS FREKVENNS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDNING
Försämrade ljusförhållanden i vattnet	enstaka–dagligen	timmar–dagar	0,1–10 km
Ökad halt sedimentpartiklar i vattnet	enstaka–dagligen	timmar–dagar	0,1–10 km
Ökad sedimentation på känsliga habitat	enstaka–dagligen	dagar–månader	0,1–10 km
Frisättning och spridning av näringsämnen	enstaka–dagligen	dagar–år	0,1–10 km
Frisättning och spridning av miljögifter	enstaka–dagligen	år	1–100 km

KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER

- Grunda, vågskyddade mjukbottensmiljöer
- Mjukbottensvegetation (t.ex. ålgräs och kransalger) och vissa fleråriga alger på hårbotten
- Lekområden för fisk (habitat, ägg och larver känsliga)
- Vissa suspensionsätande bottenlevande djur som musslor och ostron
- Visuella rovdjur
- Växter och djur som är känsliga för övergödning
- Växter och djur som är känsliga för miljögifter

pelvis påverkades tillväxten av Amerikansk sandmussla (*Mercenaria mercenaria*) negativt vid 100 mg/L efter två dagar, medan vuxna blåmusslor inte påverkades negativt förrän vid halter över 10 000 mg/L (Karlsson m.fl. *i tryck*). Kräftdjur är generellt dåligt studerade, men pungräkor hör till de känsligare arterna som visar hög dödlighet vid 230 mg/L efter 4 veckor (Nimmo m.fl. 1982). Växt- och djurplankton verkar inte påverkas nämnvärt av uppgrumling och effekterna tycks vara övergående tack vare dessa organismers goda förmåga att återkolonisera områden (Karlsson m.fl. *i tryck*).

Varaktighet av uppgrumling

Eftersom tiden och frekvensen som organismer exponeras för suspenderat sediment är avgörande för hur stor påverkan blir är det viktigt att beakta hur ofta t.ex. en muddring eller dumpning av muddermassor sker på en lokal, eller hur frekvent båttrafikens grumling sker för att kunna skatta effekten på miljön. Även om grumlingen efter båtpassager avtar mycket snabbt (inom någon till några timmar) visar internationella studier att grumlingen kan bli omfattande vid frekvent trafik och att effekten på bottenvegetation blir markant vid några hundratal passager per år. Förutom intensiteten på trafiken varierar effekten med sedimenttyper och vattendjup, där lösa finsediment på grunt vatten lättast eroderar och grumlar vattnet längst tid. *Se avsnitt 4.3.1 och 5.6.1*. Det behövs dock studier av grumling i relation till trafikintensitet från svenska vatten för att öka kunskapen om båttrafikens effekter här.

Vid muddring och dumpning är det speciellt viktigt är att beakta förändringar i områdets topografi, hydrodynamik, och sedimentets beskaffenhet. Oaktsamhet kan leda till att sediment resuspenderar mycket frekvent under långa tidsperioder, vilket kan orsaka mer omfattande och varaktiga effekter på den marina miljön (Onuf 1994, Erfteimeijer och Lewis 2006, Engdahl m.fl. 2011, Törnqvist m.fl. 2017).

Ett exempel på långvariga effekter orsakade av långtidsgrumling från muddring har setts i Laguna Madre, Texas, där stora förluster av sjögräs har skett som ett resultat av relativt små underhållsmuddringar (Onuf 1994). I denna studie sågs en förhöjd utsläckning av ljus i vattenpelaren mer än ett år efter att muddringen avslutats. Utsläckningen av ljus ökade med 24–75 % efter muddringen jämfört med före, och en reduktion i ljus sågs upp till 2 km från dumpningsplatsen. Anledningen till den långvariga grumlingsproblematiken ansågs vara att vinddrivna vågor resuspenderade och spred det muddrade materialet som hade dumpats i närheten av muddringsplatsen (Onuf 1994).

Internationellt är det vanligt att dumpning sker i

hydrodynamiska miljöer där spridningen från dumpningsplatsen är stor (Essink 1999, Stronkhorst m.fl. 2003). I Sverige rekommenderar däremot myndigheterna att dumpning ska ske vid djupa ackumulationsbottnar, för att minska risken för spridning till närliggande miljöer (Hammar m.fl. 2009). Om ackumulationsförhållande inte råder på dumpningsplatsen kan spridning av sediment även ske efter att dumpningen är avslutad (Onuf 1994, Stronkhorst m.fl. 2003, Katsiaras m.fl. 2015, Fettweis m.fl. 2016). Denna spridning kan vara både omfattande och långväga. Uppgrumling och spridning av sediment har exempelvis rapporterats kunna ha negativa effekter på artrikedom och antal organismer på ett avstånd av 3.2 km från dumpningsplatsen på grund av sedimentation på bottenområdena (Katsiaras m.fl. 2015). Andra studier har också observerat liknande spridning på 1–2 km från dumpningsplatsen, utifrån förändringar i sedimentkaraktär och artrikedom av bentiska organismer (Stronkhorst m.fl. 2003, Zimmerman m.fl. 2003) samt utifrån försämrade ljusförhållanden (Onuf 1994).

Spridning av sediment från dumpningsplatser med transportbotten har även noterats i Sverige, bland annat i en studie utförd av Fiskeriverket efter dumpning utanför Falkenbergs hamn (Smith 2002) och i studier utförda i Stockholms skärgård (Engdahl m.fl. 2011, Törnqvist m.fl. 2017). Även muddring har visat sig leda till problem med uppgrumling över långa perioder i svenska vatten. Bland annat har studier baserade på fjärranalys av flygbilder visat att en grumlingsproblematik kan kvarstå flera år i vissa miljöer efter att en muddring utförts (Metria 2008, Engdahl m.fl. 2011, Törnqvist m.fl. 2017). Studierna visade att det var vanligt att sediment resuspenderade från gamla mudderrännor och att risken för långtidsgrumling ökade i grunda relativt vågskyddade miljöer med finkornigt sediment och i områden med mänsklig aktivitet i form av båttrafik samt om dumpning av muddermassor skett på grunt vatten.

Vetenskapliga studier angående grumling orsakad av dumpning samt uppföljningsstudier av de negativa miljöeffekterna från sedimentspridning orsakad av muddring och dumpning i svenska vatten saknas generellt enligt en rapport från Naturvårdsverket (Hammar m.fl. 2009). Denna avsaknad av studier verkar dock inte vara unikt för Sverige (Wolanski m.fl. 1992, Ospar 2008). Likaså saknas studier av hur uppgrumling av sediment orsakad av fritidsbåtstrafik påverkar växter och djur i Sverige, särskilt i relation till störningsfrekvens. Resultaten från de få studier som finns visar dock på vikten av att öka vår kunskap kring hur kustnära habitat kan påverkas av grumligt vatten och ökad sedi-

mentation. Det behövs även en bättre förståelse för förhållandena kring långtidsgrumling och hur man kan säkerställa att sedimentspridning inte sker från olika mänskliga aktiviteter längs kusten samt för hur man kan undvika att grumligt vatten blir en kronisk effekt av fritidsbåtaktiviteter i dessa områden.

5.4.2. Indirekta effekter på ljusmiljön

En ökad ljusutsläckning i vattenpelaren som ett resultat av ökad grumlighet leder till att siktdjupet blir sämre samt till att den del av vattenmassan där fotosyntes kan ske (den eufotiska zonen) blir grundare. De miljöer och organismer som framförallt påverkas negativt av detta är fotosyntetiserande kärlväxter, alger och växtplankton (Blomqvist 1981, Moore m.fl. 1997, Essink, 1999, Erftemeijer och Lewis 2006) samt de organismer som är beroende av synen för att exempelvis skaffa föda (vissa fiskar och kräftdjur samt fiskätande sjöfåglar; Essink 1999).

Sjögräs och andra vattenlevande kärlväxter anses vara extra känsliga för försämrade ljusförhållanden, eftersom de är mycket mer ljuskrävande än t.ex. alger och behöver mellan 4–35 % av ljuset vid ytan för att överleva (Olesen och Sand-Jensen 1993, Dennison m.fl. 1993, Thom m.fl. 2008, Ochieng m.fl. 2010). En av de viktigaste orsakerna till förlust av sjögräs och limniska kärlväxter globalt är försämrade vattenkvalité som en konsekvens av bland annat ökad uppgrumling av sediment och näringsbelastning (Duarte 2002, Dudgeon m.fl. 2006, Lotze m.fl. 2006). Muddring och dumpning samt uppgrumling av sediment från båttrafik kan förutom att öka turbiditeten i vattnet också frigöra näring från sedimentet, vilket kan öka tillväxt av växtplankton och epifytiska alger och därmed ytterligare försämma ljusmiljön för vegetationen (Essink 1999, Nayar m.fl. 2007, Erftemeijer och Lewis 2006). Om grumlingen är kortvarig kan många akvatiska kärlväxter sannolikt överleva på kolhydrater som inlagrats i rötter och jordstammar under gynnsamma ljusförhållanden (Zimmerman m.fl. 1995, Kraemer och Alberte 1995, Alcoverro m.fl. 1999). Men om den blir långvarig och överstiger de naturliga halterna kan man förvänta sig negativa effekter på vegetationen som ett resultat av försämrade fotosyntes (Onuf 1994, Erftemeijer och Lewis 2006). Dessutom kan ökad sedimentation på blad förstärka de negativa effekterna ytterligare. *Se avsnitt 5.4.3 nedan.*

Negativa effekter av grumling orsakad av muddring och dumpning har setts för flera arter av sjögräs. Studier visar att även små förändringar i ljusförhållanden kan leda till stora förluster i sjögrässets utbredning och

tillväxt (Ralph m.fl. 2007). Utbredd och långvarig uppgrumling av sediment orsakad av muddring under en åttamånadersperiod ledde exempelvis till att djuplevande sjögräs (*Halophila* spp.) inte kunde etablera sig under muddringsperioden (York m.fl. 2015). En annan studie visade att om en muddring varar tre månader eller mer, eller om muddring sker med treårsintervall eller oftare kan återhämtningen av sjögrässystem påverkas negativt. Studien visade emellertid också att riskerna för förluster och tiden för återhämtning minskade om ljusreduktionen från grumlingen inte översteg 50 %, speciellt om fler stressorer fanns på platsen (Wu m.fl. 2017). Även grumling orsakad av båtaktiviteter kan ha en negativ påverkan på vegetationen, framför allt när bottendjupet är grundare än 2,5 m (Klein 2007). Detta sågs i en studie från Stockholms skärgård, där turbiditeten var högre i småbåtshamnar (med mycket båtaktivitet) jämfört med i referensområdena. Grumlingen anses vara en av huvudanledningarna till att mängden vegetation och antalet arter minskade mer med djupet i hamnarna jämfört med referensområdena utan båtaktiviteter (Eriksson m.fl. 2004, se även Hansen m.fl. 2019). Exempelvis var mängden ljuskrävande sjögräsarter, såsom natingar (*Ruppia* spp.), markant lägre i småbåtshamnarna än i referensområdena (Eriksson m.fl. 2004, Hansen m.fl. 2019).

Alger och växtplankton är generellt mindre ljuskrävande än sjögräs och andra vattenlevande kärlväxter (Blindow 1992, Dennison m.fl. 1993), vilket är anledningen till att de inte i lika hög utsträckning påverkas av den ökade ljusutsläckningen från grumligt vatten. Ofta växer också fleråriga alger som tång på hårdbotten i mer vågexponerade lokaler som är mindre påverkade av uppgrumling och sedimentation. Ett undantag utgörs av kransalger som är vanliga i grunda vågskyddade mjukbottensområden i Östersjön. Flera studier har visat att kransalgens utbredning påverkas negativt av ökad turbiditet kopplad både till övergödning (t.ex. van den Berg m.fl. 1999) och båttrafik (Eriksson m.fl. 2004, Hansen och Snickars 2014, Hansen m.fl. 2019). Mängden kransalger har visat sig vara betydligt lägre i småbåtshamnar än i referensområden i Östersjön (Eriksson m.fl. 2004, Hansen m.fl. 2019). Alger kan även påverkas negativt av andra aspekter kopplade till ökad turbiditet, såsom ökad sedimentation. *Se avsnitt 5.4.3 nedan.* Tillväxten av växtplankton kan potentiellt hämmas av ökad turbiditet, men då ökad turbiditet som orsakats av muddring och dumpning eller fritidsbåtar sannolikt endast pågår under en begränsad tid och i ett begränsat område så har den förmodligen mycket liten effekt på den totala primärproduktionen i området (Essink 1999). Turbiditet från muddring har dock för-

knippats med tillfälliga skiften i artsammansättningen av växt- och djurplankton (Karr 1991).

Ökad grumlighet kan även påverka de organismer som är beroende av synen för att exempelvis jaga föda, såsom fisk och fiskätande sjöfågel. Studier har visat att ökad grumlighet kan minska effektiviteten i vissa fiskarters födosök, vilket i sin tur påverkar tillväxt, förekomst och utbredning av fiskarna. Vidare kan grumligt vatten också minska fiskars territoriella beteende samt påverka deras lekvandningsbeteende (se Karlsson m.fl. i tryck för en sammanställning). Visuella rovfiskar har exempelvis setts undvika vatten med hög turbiditet (Essink 1999). Speciellt sill anses extra känslig för grumligt vatten och undviker områden där koncentrationer av suspenderat material överstiger 10 mg/L (Westerberg m.fl. 1996). En möjlig orsak till sillens känslighet är att planktonätande fisk har täta gälfilament som lättare kan täppas igen av sedimentpartiklar (Karlsson m.fl. i tryck; se avsnitt 5.4.3). Även abborre har påvisat försämrade förmåga att hitta föda vid minskade ljusförhållanden (Bergman 1988, Ljunggren och Sandström 2007).

Vilken effekt som grumling får för fiskar som är beroende av synen kan dock även påverkas av hur bytet reagerar på grumling. Bytet kan få ett bättre skydd från predatorer (Barrett m.fl. 1992), men om de är känsligare för grumling än predatorn, kan istället predatorns födoinslag öka (Kemp m.fl. 2011). Fisklarver som använder synen för att jaga föda anses generellt vara mer känsliga för grumligt vatten än äldre individer då de ofta dör inom några dagar om de inte hittar mat (Karlsson m.fl. i tryck). Överlag saknas dock mycket kunskap om grumlingens långsiktiga effekter på fisk (Kjelland m.fl. 2015).

5.4.3. Direkta effekter av ökad mängd suspenderade partiklar och ökad sedimentation

Den ökade mängden partiklar som skapar det grumliga vattnet kan också ha en direkt negativ effekt på organismer då partiklar kan täppa igen och skada gälar på fiskar och filtreringsorgan på suspensionsätande bottenjur. När partiklarna så småningom sedimenterar och täcker botten och habitat med tunna lager av sediment kan de även skugga och kväva bottenvegetationen och försvåra rekryteringen av växter och djur på hårbotten. Kunskapen om effekterna på miljön är dock begränsad då det endast finns ett fåtal studier i fält som undersökt långtidseffekter av suspenderade partiklar och sedimentation. De flesta studier är från laboratoriet och har undersökt hur dödligheten påverkats under kortare perioder av mycket höga halter av sediment,

vilket inte är helt relevant för de koncentrationer som uppkommer vid t.ex. muddring eller från båttrafik (Newcombe och MacDonald 1991, Wilber och Clarke 2001, Karlsson m.fl. i tryck).

Effekter på fisk och kräftdjur

Sedimentpartiklar, i synnerhet partiklar av silthaltig lera, kan vidhäfta och täppa igen fiskars gälar, vilket i sin tur kan leda till kvävning. Vassa partiklar i sedimentet, som exempelvis kisel, kan också skada gälarna. Fisklarver och juveniler är generellt mycket känsligare än vuxna individer då de har mindre och känsligare gälar som lättare täpps igen och skadas (Moore 1977). Fisklarver och juveniler har också mindre kapacitet att fly undan plymer av suspenderat sediment. Känsligheten varierar dock stort mellan arter där exempelvis torskklarver visar ökad dödlighet redan vid 10 mg/L (Westerberg m.fl. 1996), medan larver av sill har visat sig klara koncentrationer över 540 mg/L (Messieh m.fl. 1981).

Även fiskägg är känsliga för höga sedimentkoncentrationer, framför allt pelagiska ägg som kan påverkas negativt av sedimentation på äggen. Om fiskägg utsätts för höga halter av sedimentpartiklar i vattnet kan dessa fastna på äggytan och tynga ner äggen så att de sjunker till botten. Exempelvis visar studier i Öresund att torskägg sjunker till botten redan efter fyra dagar om koncentration av suspenderat material överstiger 5–10 mg/L (Westerberg m.fl. 1996). Sediment kan också orsaka mekaniska skador på ägghinnan eller annan fysiologisk stress på äggen (Karlsson m.fl. i tryck). Även ägg som lagts på botten är känsliga för sedimentation som kan täcka äggen och orsaka syrebrist (Jonsson 1995, Shackle m.fl. 1999). Ökad sedimentation kan även förstöra vissa lekhabitat. Exempelvis kan sedimentation täcka grovt sediment som sill behöver tillgång till för sin reproduktion (de Groot 1979).

I jämförelse med ägg och larver är vuxna fiskar relativt okänsliga för direkta skador från sedimentpartiklar, och de flesta undersökta arter klarar upp till 100 mg/L i upp till 14 dagar utan dödliga effekter (Karlsson m.fl. i tryck). Baserat på kortare laboratoriestudier sker dödlighet ofta först vid så hög grumlighet som 10 000 mg/L (Robertson m.fl. 2006). Dessutom är de flesta vuxna fiskarter mycket mobila och kan undvika uppgrumlade områden. Uppgrumling av sediment har därför sannolikt större indirekta effekter på vuxna fiskars beteende.

Det finns mycket få studier av hur kräftdjur påverkas direkt av suspenderat sediment, och de flesta är baserade på utländska arter. Många av de studerade kräftdjuren är anpassade till grumliga miljöer och uppvisade få dödliga effekter vid halter under 10 000 mg/L (Wilber

och Clarke 2001, Karlsson m.fl. i tryck). Ett undantag utgörs av pungräkor (Mysider) som i laboratorieförsök visade >30 % dödlighet vid en grumlighet på 230 mg/L efter fyra veckor (Nimmo m.fl. 1982). Pungräkor är dock pelagiska och har, liksom de flesta kräftdjur, möjlighet att undvika områden med hög grumlighet varför det är osäkert hur de påverkas av grumlighet i naturen.

Effekter på suspensionsätande bottenfauna

I jämförelse med fiskar har filtrerande bottenlevande djur nackdelen att de inte kan fly grumliga områden, och vid höga koncentrationer av sediment i vattenmassan kan de påverkas negativt (Sherk 1972, Newcombe och MacDonald 1991, Essink 1999, Erfteimeijer och Lewis 2006, Bell 2015). Studier har visat att filtrerande bottenfauna minskar på dumpningsplatser jämfört med referensområden (Witt m.fl. 2004). Det är i första hand bottendjurens filtreringsförmåga och tillväxt som påverkas negativt när mängden sediment ökar i förhållande till växtplankton och annat organiskt material, eftersom de då behöver lägga mer tid på att sortera bort oorganiska partiklar (Essink 1999). Vid mycket hög grumlighet kan musslor och ostron sluta filtrera och stänga in sig i skalen, vilket också påverkar tillväxten negativt. En sammanställning av laboratoriestudier av hur suspenderat sediment påverkar tillväxt och dödlighet hos musslor och ostron visade att juveniler och vuxna individer var mer känsliga för grumling än larver (detta skiljer sig från hur motsvarande förhållanden ser ut för fiskar), samt att det var mycket stor skillnad mellan arter. Exempelvis påverkades tillväxten av Amerikansk sandmussla (*Mercenaria mercinaria*) negativt vid 100 mg/L efter två dagar, medan blåmusslor (*Mytilus* spp.) inte påverkades negativt förrän vid halter över 10 000 mg/L (Karlsson m.fl. i tryck). Andra studier har dock sett negativa effekter på blåmusslors tillväxt vid sedimentkoncentrationer >250 mg/L (Widdows m.fl. 1979, Essink 1999). Studier har också visat att något förhöjda halter av grumlighet (\approx 100 mg/L) kan ha en positiv effekt på musslor och ostron, då de gagnas av den högre organiska halten som kommer med den ökade mängden suspenderat sediment (Essink 1999, Wilber och Clarke 2001). Musslor och ostron är dock mycket känsliga för hög sedimentation och dör redan då de täcks med 1–2 cm sediment (Essink 1999). Ökad sedimentation på hårda ytor har också föreslagits påverka rekrytering och överlevnad av blåmussellarver (*M. edulis*) negativt i de centrala delarna av Stora Bält i Danmark där blåmusselbankar har påverkats negativt av sedimentation kopplad till muddring (Bender och Jensen 1992).

Suspensionsätande djur, som exempelvis svampdjur, kan också vara känsliga för höga halter suspenderat sediment då sedimentet kan misstas för mat (Bell m.fl. 2015). Sediment kan även täppa igen deras födostrukturer och påverka andnings- och exkretionsfunktioner negativt (Sherk 1972). Ögonkorallen (*Lofelia pertusa*) som bland annat återfinns i Kosterhavets nationalpark på den svenska västkusten, är känslig för både förhöjda halter sediment i vattenmassan och för ökad sedimentation. Vid laboratoriestudier fördubblades dödligheten när koncentrationen av sediment översteg cirka 50 mg/L, och djuret dog inom några dagar vid total övertäckning (Brooke m.fl. 2009).

Effekter på vegetation

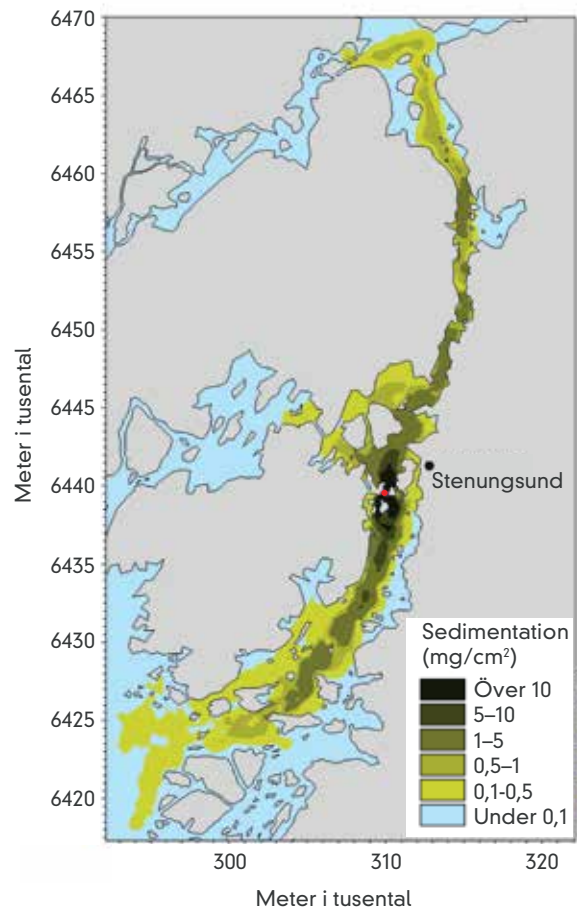
När de suspenderade sedimentpartiklarna faller ned till botten och täcker habitat med tunna lager av sediment kan det orsaka flera allvarliga effekter för vegetationen i form av skuggning och syrebrist. Vidare kan det försvåra rekrytering för makroalger på hårbotten.

Som nämndes i avsnittet om övertäckning (se avsnitt 5.1.2.) kan kraftig sedimentation medföra allvarliga problem för bottenlevande växter. Exempelvis ökar mortaliteten hos ålgräs om plantan täcks med sediment över 25 % av dess längd (Mills och Fonseca 2003). Sedimentation på bladen kan även leda till att bladen tyngs ned och därmed riskerar att begravas (Cabaço m.fl. 2008). Dock kan även mycket tunna sedimentlager orsaka allvarliga problem för vegetationen om de lägger sig på bladen, genom att det både minskar tillgången på solljus och utbytet av syre med omgivande vatten (Chapman och Fletcher 2002, Tamaki m.fl. 2002, Erfteimeijer och Lewis 2006, Fraser m.fl. 2017, Brodersen m.fl. 2017). Sedimentation på bladen kan vara speciellt allvarligt för sjögräs och andra växter som lever på mjukbotten, då de är extra känsliga för försämrade ljusförhållanden och syrehalter. Detta beror på att de har stor icke-fotosyntetiserande biomassa (rötter och jordstammar) att försörja, vilket kräver höga ljusförhållanden. Det beror också på att sedimenten där de växer ofta är syrefria vilket ökar syrebehovet i rotzonen för att motverka att giftig vätesulfid tränger in i plantan. På natten behöver därför sjögräs ta upp syre från det omgivande vattnet för att motverka sulfidförgiftning. Studier på sjögräs visar att tunna lager av sediment på bladen kan skugga bort 64 % av tillgängligt ljus för växten (Tamaki m.fl. 2003), minska fotosyntesen med 80 % (Brodersen m.fl. 2017), samt hindra utbytet av syre med omgivande vatten, och därmed öka intrång av toxisk vätesulfid i plantan (Salomons 1985, Mascaró m.fl. 2009, Brodersen m.fl. 2017).

Laboratoriestudier på ålgräs i Sverige visar att

60–70 % av tillgängligt ljus skuggas bort redan då bladen täcks av cirka 2 mg sediment/cm², vilket mer än halverade tillväxten hos ålgräset under en sexveckorsperiod (Nilsson 2017). Mängden sediment som testades i denna studie stämmer väl överens med de mängder som återfanns på bladen hos transplanterade plantor efter en månad i fält (1–3 mg/cm²) på skyddade lokaler i södra delarna av Bohuslän (Eriander m.fl. opubl. data). I dessa lokaler har tidigare studier visat på en stor grumlingsproblematik orsakad främst av uppgrumling av sediment från botten (Moksnes m.fl. 2018). Modellsimuleringar av mudderdumpningar på dumpningsplatser i fjordområden innanför Tjörn i Bohuslän visar att suspenderat sediment sprids upp till 10 km från dumpningsplatserna (se fig. 4.3), vilket leder till att även sedimentation sker långt ifrån dumpningsplatsen. Sedimentation på 1 mg/cm², som reducerar cirka 50 % av tillgängligt ljus (Nilsson 2017), hittades upp till 20 km från dumpningsplatsen (fig. 5.2; Eriander m.fl. opubl. data). Eftersom ålgräsängar och andra känsliga habitat hittas bara några 100-tals m från dessa dumpningsplatser indikerar resultaten att dumpningarna medför allvarlig negativ påverkan på miljön. Negativa effekter av sedimentation är sannolikt ett större problem i skyddade lokaler där strömhastigheten är låg och där sedimentationen därför blir högre. I områden skyddade för vägrörelser kan också sedimentet ligga kvar på bladen under långa perioder. Tamaki m.fl. (2003) såg att strömhastigheter av 8 cm/s krävdes för att sediment skulle spolats bort från ålgräsblad, vilket är betydligt högre än de normala strömhastigheter som hittas i skyddade områden längs den svenska kusten (1–4 m/s; Moksnes och Wennhage 2001). Studier i Sverige indikerar dessutom att mängden sediment som lägger sig på bladen är högre om plantan täcks av epifyter (Eriander m.fl. opubl. data). Detta gör att den näring som frisläpps med sedimentet som sprids vid muddring och dumpning, ytterligare skulle kunna förvärra problematiken med sedimentation.

Sedimentation kan även få negativa effekter på makroalger genom att minska tillväxt, överlevnad och rekrytering, även om effekten tycks variera mellan arter (Fraser m.fl. 2017). En experimentell studie av kransalgen rödsträfsa (*Chara tomentosa*) i Finland visade att skott som utsattes för grumling och sedimentering blev långa och svaga eftersom de försökte kompensera för det minskade ljuset genom att växa mot ytan, men med hämmad fotosyntes. En stor andel av skotten dog efter en längre exponeringstid (max 60 dagar; Henricson m.fl. 2006). Studier av sockerarter (*Saccharina latissima*) visade att näringsupptag och tillväxt minskade då bladen täcktes av ett tunt lager



FIGUR 5.2 Resultat från hydrodynamisk modellering av sedimentation i samband med dumpning av 2500 m³ muddermassor vid dumpningsplatsen Källödjupet. Kartan visar medelhalten sedimenterat sediment på olika avstånd från dumpningsplatsen (lokaliserad vid den röda pricken på kartan) baserat på upprepade dumpningar under flera år. Dumpningsplatsen ligger cirka 200 m från närmast befintliga ålgräsäng och cirka 60 m från det närmsta Natura 2000-området (ej markerade på kartan). Enligt resultaten kan minst sex olika Natura 2000-områden och ett stort antal ålgräsängar i området påverkas av dumpningar vid denna lokal.

sediment, medan ett tjockare lager ledde till att delar av plantorna dog (Lyngby och Mortensen 1996). Däremot har studier där sargassotång (*Sargassum muticum*) täcks av ett tunt lager sediment visat både minskad (Fraser m.fl. 2017) och ökad tillväxt, där det senare ansågs bero på ökad näringstillförsel via sedimentet (Schaffelke 1999). Sedimentation på hårdbotten kan även hindra algsporer från att kunna fästa till ytan. Rekrytering av sågtång (*Fucus serratus*) och blåstång (*F. vesiculosus*) kan exempelvis hämmas då hårda ytor täcks av ett lager fint sediment, eftersom det försvå-

rar för algsporerna att fästa vid ytan (Chapman och Fletcher 2002, Eriksson och Johansson 2003). Dessa studier visade vidare att finpartikulärt material (vilket framförallt är den typ av material som sprids vid muddrings- och dumpningsaktiviteter) hindrade etableringen av sporer mer än grövre material.

5.4.4. Spridning av miljögifter och näringsämnen

Utöver den påverkan från sedimentpartiklar som beskrivits ovan kan uppgrumling av sediment också medföra att miljögifter och näringsämnen frigörs från sedimentet och sprids till nya områden där de kan få allvarliga effekter på miljön. Föroreningar som släpps ut i haven och som har hög affinitet till organiskt material ansamlas ofta i sediment. Därför innehåller sediment som är påverkade av olika mänskliga aktiviteter som småbåtshamnar, industrier, jordbruk eller sjöfartstrafik ofta höga halter av föroreningar (Je m.fl. 2007, Hammar m.fl. 2009). Småbåtshamnar och bryggor placeras oftast i skyddade områden där sedimentet är finkornigt och har höga halter organiskt material och näringsämnen. Uppgrumling av denna typ av sediment via muddring, dumpning eller via båttrafik är därför extra problematisk, dels för att den höga organiska halten medför att halter av organiska miljögifter och metaller ofta är extra höga, dels då det medför en frisättning också av näringsämnen som bidrar till problem med övergödning (Hammar m.fl. 2009).

Spridning och effekter av miljögifter

Muddermassor kan innehålla flera typer av föroreningar som exempelvis kadmium, bly, kvicksilver, PCB:er, PAH:er, tennorganiska föreningar, pesticider och dioxiner (US EPA 1989, Stronkhorst m.fl. 2003, Je m.fl. 2007). *Se avsnitt 5.8. för en närmare genomgång av effekterna från några av dessa ämnen.* I syrefria sediment binder tungmetaller hårt till sulfider och har då en låg biotillgängligheten och därmed toxicitet till organismer. Men vid muddring återförs dessa tungmetaller till en syrerik miljö där de släpper från sulfidkomplexen och många gånger återgår till sin toxiska form (Hellio och Yebra 2009). Många av dessa ämnen (särskilt tungmetaller och organiska miljögifter) är starkt bundna till organiskt material eller ler- och siltpartiklar i sedimentet. Då sedimentet grumlar upp ökar partiklarnas yta mot omgivande vatten, vilket ökar frisättningen av dessa partikelbundna ämnen (US EPA 1989, Nayar m.fl. 2004, Hammar m.fl. 2009). Många föroreningar fortsätter dock att vara bundna till partiklar och kan antas spridas på samma sätt som uppgrumlat sediment, genererat av muddring och dumpning (se

avsnitt 4.2) eller av båttrafik (se avsnitt 4.3). Dessa fina partiklar håller sig suspenderade i vattenmassan under en lång tid och kan potentiellt sprida sig över mycket stora områden och påverka miljöer och organismer långt ifrån spridningskällan (se fig. 4.3; Eriander m.fl. opubl. data). Dessutom kan miljögifterna spridas upp i näringsväven genom att plankton eller annan fauna konsumerar de partiklar som ämnena binder till (Smith 2002, Hammar m.fl. 2009). Även porvattnet i sedimentet kan innehålla höga halter av miljögifter, vilka kan lösas ut i vattnet när sedimentet grumlas upp (US EPA 1989, Hammar m.fl. 2009). Vid platser med stor vattenrörelse späds dessa ämnen sannolikt ut snabbt, medan de skulle kunna ha större negativa effekter i skyddade kustmiljöer (US EPA 1989).

Hur miljögifter frigörs, sprids och påverkar miljön är komplext och varierar mycket både beroende på ämnets toxiska egenskaper och hur det bioackumuleras i miljön (se avsnitt 5.8), men också beroende på egenskaper hos det uppgrumrade sedimentet och olika faktorer i den miljön där sedimentet sprids (Hammar m.fl. 2009). Det är därför svårt att förutsäga vad miljöeffekterna blir vid uppgrumling av förorenat sediment. Många studier har dock kunnat påvisa en gradient med minskad mängd föroreningar med avståndet från dumpningsplatser (t.ex. Stronkhorst m.fl. 2003, Rumney m.fl. 2015) samt höga halter av föroreningar runt dumpningsplatsen. I samband med muddringar i Göteborgs hamn uppmättes tydliga negativa effekter på tånglake från bl.a. PAH:er och tungmetaller som frigjorts under muddringsarbetet (Sturve m.fl. 2005). Även TBT-innehåll hos musslor har setts öka i samband med muddringar i Göteborgs hamn (Granmo 2004), vilka kan ge toxiska effekter på bland annat blåmussla (Tjensvall m.fl. 2014). Spridning av föroreningar i samband med muddring och dumpning av sediment kan även orsaka oxidativ stress hos fisk (Di Giulio m.fl. 1993, Regoli m.fl. 2002) samt ge toxiska effekter hos växtplankton och autotrofa bakterier (Nayar m.fl. 2004). De negativa effekterna av uppgrumlat giftigt sediment kan också ses på platser långt ifrån själva muddringsområdet. Exempelvis har negativa effekter på fisk påvisats så långt bort som 150 km från muddringsaktiviteten (Sturve m.fl. 2005, Broeg m.fl. 2002). Broeg m.fl. (2002) upptäckte också att de negativa effekterna till och med kan vara större för organismer som befinner sig långt ifrån källan än för de som befinner sig nära. Detta skulle kunna förklaras med att organismer långt ifrån mänsklig påverkan är känsligare eller behöver längre tid att återhämta sig från föroreningar än de populationer som kontinuerligt utsätts för denna typ av påverkan.

Spridning av näringsämnen

Grunda mjukbottenar längs Sveriges kuster har ofta höga halter av organiskt material och näringsämnen i sedimentet, vilket till stor del är ett resultat av historiska utsläpp av kväve och fosfor från land (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). I skyddade miljöer där sedimenten ofta är finkorniga och syrefattiga bryts det organiska material ned mycket långsamt, vilket gör att höga halter kol och näringsämnen kan lagras där under långa perioder. I Bohuslän har kolhalter på runt 8 % och kvävehalter runt 0,8 % hittats över en meter ned i sedimentet i skyddade områden (Moksnes m.fl. opubl. data). Uppgrumling av dessa sediment genom muddring eller båttrafik skulle därför kunna frigöra stora mängder näringsämnen och bidra till problem med övergödning (Hammar m.fl. 2009). I samband med mudderdumpning har frisättning och spridning av näringsämnen kunnat påvisas i flera utländska studier (Essink 1999, Nayar m.fl. 2004, Nayar m.fl. 2007). Denna näringsförorening anses kunna bidra till övergödningssproblem lokalt, speciellt i områden med liten vattenomsättning, men studier saknas generellt på hur bottenomhåll påverkas av denna näringsstillförsel.

I Sverige saknas även studier på spridning av näringsämnen från muddring, dumpning eller uppgrumling av sediment från båttrafik, men enkla beräkningar tyder på att bidraget från fritidsbåtar kan vara betydande. Studier av småskaliga dumpningsärenden i Bohuslän från muddringar i bl.a. småbåtshamnar visar att varje dumpning i medeltal omfattar cirka 2500 m³ muddermassor (Eriander m.fl. opubl. data). Om man antar att dessa muddermassor har samma innehåll av kväve som naturliga sediment utan vegetation i grunda kustområden i Bohuslän (i medeltal 1,05 kg kväve per m³; Moksnes m.fl. opubl. data) kan upp till 2,6 ton kväve frisättas till miljön vid varje dumpning. För att sätta den siffran i perspektiv så släpper en medelstor fiskodling i Sverige ut cirka 2,4 ton kväve per år (SMED 2012). Det kan därför vara motiverat att pröva om dumpning av muddermassor i kustnära områden är förenligt med EU-direktivens förbud mot att ge tillstånd till verksamheter som kan orsaka en försämring av den ekologiska statusen i kustvattenförekomster med avseende på övergödning. Studier behövs dock för att undersöka hur mycket kväve och fosfor som frigörs från muddermassor under en dumpning, muddring eller uppgrumling från båttrafik.

Övergödning utgör fortfarande ett allvarligt problem i många av Sveriges kustområden med bland annat blomningar av växtplankton och negativa effekter på bottenvegetation och bottenfauna (Havs- och vattenmyndigheten 2018c). I Bohuslän fortsätter exempelvis

förekomsten av fintrådiga algmattor att öka (Lindegarh 2019) och ålgräsängar att minska i flera områden (Moksnes m.fl. 2018). Det finns därför anledning att vara mycket restriktiv med att tillåta verksamheter och aktiviteter som förvärrar övergödningssituationen i dessa miljöer.

5.5. Direkta skador från fritidsbåtsaktiviteter

Direkta fysiska skador på miljön från fritidsbåtsaktiviteter kan uppkomma när båtar förs fram genom vattnet, stöter i botten eller biologiska strukturer, samt när båtarna förankras. Skador kan även orsakas av förankringsanordningarna. Faktaruta 5.5 sammanfattar de miljöeffekter som denna typ av påverkan kan ge upphov till, samt de miljöer och organismer som är känsliga.

I nedanstående avsnitt delas diskussionen om direkta skador från fritidsbåtar upp i två avsnitt: 5.5.1 *Skrov- och propellerskador* samt 5.5.2 *Skador från förankringsanordningar*. Uppdelningen har gjorts eftersom skadorna som uppkommer delvis skiljer sig åt i karaktär. Skador från förankringsanordningar (bryggor, ankare och bojkättingar) är oftast mindre i utbredning (t.ex. Creed och Amado Filho 1999, Milazzo m.fl. 2004) än de från skrov och propellarer som kan sträcka sig över hundratals meter (t.ex. Kenworthy 2006, West 2012). Skrov- och propellerskador förekommer endast i grunt vatten (<2,5 m; t.ex. Hallac m.fl. 2012), medan förankringsskador – särskilt de från ankare – kan förekomma även där vattnet är betydligt djupare (t.ex. Åslund m.fl. 2010). Efter de två inledande avsnitten följer en diskussion om hur varaktiga dessa skador kan bli beroende på återhämtningstiden för systemen (5.5.3 *Återhämtning från direkta skador*). Det sista avsnittet har inte delats upp efter skadetyper (skrov/propeller eller ankare/bojkätting), eftersom det i många av de tillgängliga studierna inte gjorts någon skillnad mellan orsaken till de uppkomna skadorna. Många studier av skador på bottenorganismer orsakade av båttrafik kan inte särskilja direkta från indirekta skador orsakade av exempelvis vattenströmmar och svall. Dessa studier redovisas tillsammans med rena svallskador i avsnittet om hydrodynamisk störning från båttrafik (avsnitt 5.6).

5.5.1 Skrov- och propellerskador

När båtar rör sig genom grunt vatten kan direkta skador på botten uppkomma genom fysisk kontakt eller genom starka strömmar skapade av skrov och propellarer. Båtskrov kan erodera botten och slita loss organismer vid förflyttning genom vattnet (Liddle och Scorgie 1980,

Murphy och Eaton 1983) eller när de går på grund (Rogers och Beets 2001). Den mekaniska nötningen från roterande propellrar kan ge upphov till kraftig bottenerosion och bortslitningsskador (Zieman 1976, Liddle och Scorgie 1980, Dawes m.fl. 1997, Asplund och Cook 1999). Skadornas omfattning beror dels på båtskrovens form och djup, båtens motorstyrka och antal propellrar, dels på vattendjup, botten typ och på hur mycket och vilka organismer som finns där. Skrov- och propellerskador kan vara mycket vanliga, särskilt nära farleder och båtramper, och är väl dokumenterade (Sargent m.fl. 1995, Asplund och Cook 1999, Engeman 2008, Martin m.fl. 2008, Hallac m.fl. 2012, West 2012, Evans m.fl. 2018; se vidare avsnitt 4.3.3).

I sjögräsängar i både USA och Australien har man i fältobservationer dokumenterat minskad skottäthet eller total bortslitning av skott orsakade av båtpropellrar i flera studier på ett antal arter (*Halodule wrightii*, *Halophila ovalis*, *Thalassia testudinum* och *Zostera marina*; t.ex. Zieman 1976, Dawes m.fl. 1997, Kenworthy m.fl. 2006, Widmer 2006, Orth m.fl. 2017, fig. 5.3). När propellrarna skär ner i de mycket grunda bottenarna (oftast ≤ 1 m) grävs sediment upp och sjögräsens jordstammar förstörs. Propellrarna lämnar efter sig vegetationsfria fåror, upp till 40 cm djupa, 50 cm breda och flera hundra meter långa. När skadan väl uppstått kan vind-, våg- och ströminducerad erosion ytterligare förstora skadorna (Kenworthy m.fl. 2006). Även på något större djup (1–2 m) och i sötvatten har man dokumenterat propellerskador i bottenvegetationen. I en nordamerikansk studie av vegetationssamhällen dominerade av kransalger (*Chara*

spp.) och slingor (*Myriophyllum* spp.) fann man skador orsakade av båtpropellrar (eller ankare) i 12–30 % av ängarna (Asplund och Cook 1999). När hastighets- och områdesrestriktioner för motorbåtar infördes minskade skadorna till 1,5–2 % och vegetationen blev något högre, främst beroende på ökad skottäthet av de längre slingorna.

I Sverige finns det få studier av direkta skador från skrov och propellrar. Hansen m.fl. (2019) observerade dock i medeltal 18 cm lägre vegetationshöjd i ett antal småbåtshamnar i Östersjön jämfört med kontrollområden (medeldjup 1,2–2,6 m), vilket skulle kunna vara relaterat till direkta skador från båtpropellrar och propellerströmmar enligt författarna. Flera arter av den bottenvegetation som växer i de undersökta östersjövikarna kan bli över 2 m höga och når ofta upp till ytan under sommaren (t.ex. ålnate *Potamogeton perfoliatus*, borstnate *Stuckenia pectinata* och axslinga *Myriophyllum spicatum*). De översta delarna av skotten kan mycket väl ha slitits bort av propellrar eller propellerströmmar i sådan omfattning att växterna inte hinner kompensera för detta genom tillväxt. Några tydliga propellerspår (som i sjögräsängarna i USA och Australien; t.ex. Kenworthy 2006, West 2012, fig. 5.3) sågs dock inte i de undersökta småbåtshamnarna (J. Hansen pers. obs.). Även Sandström m.fl. (2005) fann lägre vegetationshöjd i småbåtshamnar i Östersjön jämfört med i referensområden, men de tolkade det som främst relaterat till ändrade vågförhållanden (ökat svall från båtar och/eller vågsvall p.g.a muddrade viköppningar).

Faktaruta 5.5 Direkta fysiska skador från fritidsbåtsaktiviteter

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	AKTIVITETENS FREKVENNS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDNING
Erosion av botten	enstaka–dagligen	<1 år–flera år (permanent)	<10–100-tals m
Omstrukturering av botten	enstaka–dagligen	<1 år–flera år (permanent)	<10–100-tals m
Kollision med djur	enstaka	varierande	–

KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER

- Grunda, vågskyddade mjukbottensmiljöer
- Organismer som är fastsittande eller har begränsad rörelseförmåga eller långsam tillväxt (t.ex. mjukbottensvegetation, makroalger, musslor och ostron).
- Indirekt: Vegetationsassocierad fauna och flora
- Tumlare (kollision)



FIGUR 5.3 Direkta propellerskador i sjögräs i Florida Bay, USA. Foto: National Park Services, U.S. Department of the Interior (Lori Oberhofer, till höger).

Då olika arter är olika känsliga för skrov- och propellerskador kan intensiv störning leda till förändringar i artsammansättning. Exempelvis är högväxande vegetation med mycket biomassa nära ytan, arter med flytblad och kalkinlagrande sköra eller långsamt växande arter mer känsliga för denna typ av störning än mer slitliga snabbväxande arter, särskilt de med förmåga till vegetativ förökning från bortslitna skott (Murphy och Eaton 1983, Asplund och Cook 1999).

Direkta skrov- eller propellerskador har också observerats på andra organismer än bottenvegetation. I grunda sjögräsområden skadas ofta betande sjökor (Beck m.fl. 1982, Borsa 2006, Rommel m.fl. 2007). Även skador på valar och delfiner, liksom på fisk förekommer (Borsa 2006, Burgin och Hariman 2011, Whitfield och Becker 2014, Félix m.fl. 2017). Hur omfattande sådana skador är på djurarter i svenska vatten är dock oklart. Enskilda propellerskador har observerats på tumlare (Carlström m.fl. 2008) och propellerskador på fisk diskuteras i sportfiskekretsar, men är oss veterligen inte oberoende och systematiskt dokumenterade i forskning.

Eftersom propellerskador minskar mängden vegetationshabitat och fragmenterar undervattenslandskapet kan det påverka de alger och djur som lever i habitatet. Uhrin och Holmqvist (2003) fann exempelvis tydliga effekter på evertibratsamhället upp till 5 m från propellerskador i tropiska sjögräsängar (Puerto Rico). De dokumenterade både lägre antal individer per area och färre antal arter i skadade områden än i närliggande kontrollområden. Antalet räkor, krabbor och musslor, men inte fisk, var färre i de skadade områdena. Lägre tillväxt hos räkor har även observerats i områden med mycket propellerskador (Texas, USA; Burfeind och Stunz 2007). Även effekter av skador i ålgräsängar (*Zostera marina*) har studerats. I en exper-

rimentell studie i San Diego Bay (Kalifornien, USA) där man simulerade propeller-/ankringsskador och studerade faunan efter fyra och åtta veckor fann man ingen effekt i 4 m²-områden men däremot i större 16 m²-områden (Reed och Hovel 2006). Abundansen minskade till ungefär en fjärdedel och artdiversiteten till ungefär hälften. Effekten kvarstod under de åtta veckor som studien pågick men påverkan på faunan framträdde endast där 90 % av ålgräset tagits bort och inte i områden där 10–70 % avlägsnats (Reed och Hovel 2006). I en stor sammanställning konstaterar Bell m.fl. (2001) att småskalig fragmentering har väldigt liten eller ingen effekt på associerad fauna (läs vidare i t.ex. Boström m.fl. 2006, Lefcheck m.fl. 2016), utan att störningarna måste vara mycket omfattande för att effekter ska uppkomma. I studien identifierar man dock att sådana storskaliga habitatförändringar kan uppkomma av propellerskador i mycket utsatta grunda sjögräsområden. Vidare diskuterar Bell m.fl. (2001) att effekten på fauna kan vara icke-linjär och uppvisa tröskelvärden där påverkan på faunan från båtar uppkommer först när den totala skadan (enskild eller kumulativ) är stor. Vid det stadium då en skada av denna omfattning uppnåtts, blir påverkan på djurlivet emellertid mycket omfattande.

Några specifika studier av effekter på djur i förhållande till skrov- eller propellerskador i svenska vatten har inte kunnat identifieras i arbetet med denna rapport. Men då mängden och höjden vegetation visat sig vara viktigt för yngel av ett antal fiskarter i Östersjön, både på viknivå och i mindre områden (cirka 80 m²) inom vikar (Sandström m.fl. 2005, Hansen m.fl. 2019), skulle propellerskador kunna påverka fisksamhällena här. Det är dock viktigt att notera att varken Sandström m.fl. (2005) eller Hansen m.fl. (2019) identifierar propellerskador som en *specifik* orsak till den mindre mängden fiskyngel i småbåtshamnar. Istället relaterar de den reducerade mängden till en generell förlust av mängd och kvalitet på vegetationshabitatet, eller till indirekta effekter av båttrafik såsom båtgenererade strömmar och svall.

5.5.2 Skador från förankringsanordningar

Bryggor, pirar, bojar och ankare kan ge upphov till direkta skador på miljön på olika sätt. Bryggor kan orsaka direkta skador på botten då de anläggs, genom att pålar förs ned i botten och genom att fundament eller stenkistor placeras där. Botten kan även skadas av tung utrustning som används vid anläggandet (Länsstyrelsen i Stockholms län 2018). *Skador som uppkommer vid anläggning av bryggor och pirar tas upp i avsnitten*

4.1.1 Bryggor och andra förankringsanordningar och 5.1 Avlägsnande och övertäckning av sediment, samt 5.4 Uppgrumling av sediment. Även efter anläggningsfasen kan bryggor ge direkta fysiska skador genom att kättingar som håller fast bryggorna (främst flytbryggor) skaver mot botten. Skadorna uppkommer på liknande sätt som från kättingar till bojar, vilket är väl studerat. I ett antal studier har man undersökt effekter av mer eller mindre fasta förankringsbojar på bottenvegetation (Montefalcone m.fl. 2008, Ostendorp m.fl. 2009, Demers m.fl. 2013, La Manna m.fl. 2015, West 2012, Unsworth m.fl. 2017, Evans m.fl. 2018). Skadornas omfattning beror på bojen eller bojsystemets utformning. Oftast är vegetationen helt bortskavd närmast bojstenen (eller linkande fundament) där kätting eller rep släpat i botten. Mängden och höjden på vegetationen ökar sedan succesivt ut från bojstenen. Den påverkade ytan från enskilda bojar har rapporterats variera från 1–9 m radie, motsvarande 3–254 m² (Walker m.fl. 1989, Demers m.fl. 1997, Ostendorp m.fl. 2009, West 2012, Unsworth m.fl. 2017). Skador upp till 314 m² har dock noterats (Walker m.fl. 1989). Bojsystem med flera kedjor på botten, exempelvis tre förgrenade från en central punkt där bojen fästs, har genererat större skador än de från vanliga bojar med enskilda kättingar, trots att systemen konstruerats för att minska påverkan (Hastings 1995, Demers m.fl. 1997). Påverkan på bottenvegetationen ökar med vattendjupet, antagligen beroende på lägre tillväxt och långsammare återhämtning på djupare, mörkare vatten (Montefalcone m.fl. 2006, Montefalcone m.fl. 2008). Den påverkade ytan har även visat sig vara mindre för mer snabbväxande arter, t.ex. ålgräs, än långsamväxande arter som *Posidonia oceanica*, eftersom återkolonisation av kantzonen sker

snabbare (Unsworth m.fl. 2017). Läs mer om återkolonisation i avsnitt 5.5.3. Tidvatten kan orsaka större skavområden då den långa kättingen som är anpassad till högvatten skaver över en större radie av botten vid lågt vatten (t.ex. Herbert m.fl. 2009).

Trots att varje enskild skada är liten i förhållande till bottenvegetationens totala utbredning kan den sammanlagda påverkan vara omfattande i områden där bojar är vanliga som förankringsanordningar. Vid Rottnest Island i västra Australien förvann 18 % av sjögräsområdena mellan 1941 och 1992 och 13 % mellan 1981 och 1992 på grund av skav från bojkättingar (Hastings m.fl. 1995). I två andra områden nära Sydney har 46 % respektive 37 % av sjögräsområdena försvunnit mellan 2009 och 2014 främst p.g.a. skav från bojar (Evans m.fl. 2018). I södra England har man uppskattat att skadan på tidvattengyttjeständer från bojsystem uppgår till cirka 3 % (Herbert m.fl. 2009).

Det har gjorts flera försök att minska skadorna från förankringsbojar. I Australien lyckades man minska påverkan kraftigt så att ingen, eller nästan ingen, åverkan gjordes på sjögräset. Detta åstadkom man genom att ersätta bojkättingen med länkade, roterande metallstavar som gjorde att anordningen höjdes upp ovanför vegetationen (Demers m.fl. 1997). I Bodensjön i Tyskland provade man ikrokningbojar där längden på kätting och rep från bojen justerades veckovis för att få så kort längd som möjligt i förhållande till vattenståndet (Ostendorp m.fl. 2009). Detta minskade ytan som skadades från i medel 87 m² före åtgärden till 6 m² efter åtgärden.

Eftersom vegetationen är viktig för många djur har man dokumenterat minskningar av vegetationsknutna arter inom bortskavningsområdet (fig. 5.4). I den



FIGUR 5.4 Direkta skador av bojkättingar syns tydligt i a) sjögräsäng i Jervis Bay vid sydöstra Australiens kust (2009) och b) kransalgäng i Bodensjön på gränsen mellan Tyskland och Schweiz (2012). I båda områdena har man arbetat med att ta fram mer miljövänliga bojsystem. Satellitbilder från Google Earth 7.3.2.5776 [2019–03–23].

kransalgsdominerade vegetationen i Bodensjön minskade den vegetationsknutna evertebratfaunan med 98 % (Ostendorp m.fl. 2009). Även för mindre vegetationsknutna men fastsittande eller måttligt rörliga arter har bojsystemen en negativ påverkan genom den frekventa mekaniska störningen. Exempelvis påverkas musslor och snäckor negativt (Reed och Hovel 2006, Ostendorp m.fl. 2009). I Reed och Hovels (2006) experimentella studie fann man att den totala abundansen av smådjur minskade till ungefär en fjärdedel och artdiversiteten till ungefär hälften där 90 % av ålgräset tagits bort för att simulera direkta fysiska båtskador. I gyttebottnar vid Englands tidvattenkust dokumenterade dock Herbert m.fl. (2009) stor variation i påverkan på djursamhället i bottarna. De fann skillnader i artsammansättning vid ett tillfälle, men inte vid ett annat. Även fisksamhällen kan påverkas av förankringsbojar. I en studie i Sydney Harbour (Australien) fann man betydligt färre fiskar nära bojar (<5 m) än längre bort från dem (>10 m Lanham m.fl. 2018). Även diversitet och artsammansättningen blev lägre nära bojarna. I en större skala, när områden med bojar jämfördes med områden utan bojar (cirka 1 hektarsområden), såg man dock ingen effekt på fisksamhället (Lanham m.fl. 2018).

Bojkättingar eroderar även bottensedimenten som blir mer grovkorniga (Herbert m.fl. 2009, Ostendorp m.fl. 2009). Hur omfattande erosionen blir beror på bottenbeskaffenhet. Ostendorp m.fl. (2009) noterade en påverkan ned till 3 cm i mörk och grusdominerad sjöbotten, medan erosion så djupt som 1 m har noterats runt bojstenar på sandbotten (Walker m.fl. 1989). När bojkättingsskadan väl uppstått kan vind-, våg- och strömmar ytterligare förstora skadorna (t.ex. Evans m.fl. 2018). Bojsystem i sjögräsområden i Australien

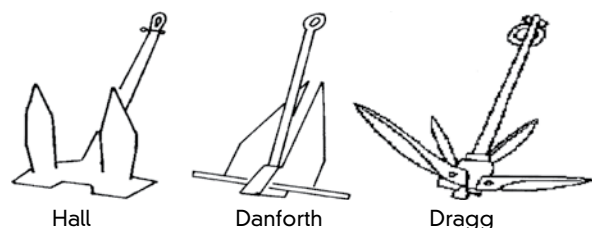


FIGUR 5.5 Ett så kallat Bruce-ankare i en ålgräsäng utanför en populär badstrand i Trosa skärgård. Skador från ankare uppkommer när ankare slår i botten, men främst när ankaret dras in. Foto: Joakim Hansen.

har även visat sig kraftigt erodera inbundet kol (Serrano m.fl. 2016).

Bottenskadorna från båtankare uppkommer när ankare och eventuell kätting slår i och låser fast i botten och när ankaret dras in (fig. 5.5). Den största skadan sker i samband med det sistnämnda (Milazzo m.fl. 2004, Åslund m.fl. 2010). Två oberoende studier i tropiska sjögräsängar (*Thalassia testudinum*/*Halodule wrightii*-dominerad vegetation) konstaterar att medelstorleken på bottenskadorna orsakade av fritidsbåtars båtankare var 0,16 m² (Williams 1988, Creed och Amado Filho 1999) och en studie från Medelhavet uppmätte den genomsnittliga skadan till 0,66 m² (*P. oceanica*; Francour m.fl. 1999). Experimentella studier från Medelhavet har även visat att varje ankring resulterar i att i medeltal 2–34 skott av sjögräs skadas, vilket ger lägre täthet, höjd och botten täckning (*P. oceanica*; Francour m.fl. 1999, Milazzo m.fl. 2004, Ceccherelli m.fl. 2007). Bottentyp och den naturliga tätheten på vegetationen påverkar skadornas omfattning (Milazzo m.fl. 2004). Påverkan varierar även med typ av ankare. Milazzo m.fl. (2004) undersökte skador i *Posidonia*-ängar från tre typer av ankare (Hall, Danforth och parapyankare/dragg; fig. 5.6) och kom fram till att Hall-ankare kan reducera skadorna med i genomsnitt mer än 50 % eftersom det skadar färre plantor än de två andra ankartyperna när det dras in. Precis som för propeller- och bojkättingsskador är arter olika känsliga för mekanisk åverkan, vilket kan ändra artsammansättningen på de påverkade samhällena. Exempelvis poängterar Ceccherelli m.fl. (2014) att bortslitningsskador kan leda till att invasiva arter får lättare att sprida sig.

Även djur påverkas av ankare som slår i samt dras över och i botten. Stora långsamt växande, fastsitt-



FIGUR 5.6 Tre typer av ankare vars skador på botten undersöktes i Medelhavet. Ankaret av typen Hall var skonsammast mot bottenvegetationen eftersom det skadade betydligt färre plantor än de två andra ankartyperna när det drogs in (Milazzo m.fl. 2004, © Elsevier).

tande eller måttligt rörliga arter påverkas i särskilt hög utsträckning. Flera studier har dokumenterat negativa effekter på de stora *Pinna*-musslorna (Backhurst och Cole 2000, Hendriks m.fl. 2013, Vazquez m.fl. 2015). Både antalet och storleken på musslor påverkas negativt av ankring. När man jämförde områden med och utan ankringsförbud längs Mallorcas kust visade det sig att densiteten på *Pinna*-musslor var 78 % lägre och att de hade 65 % mindre skalbredd i områden med ankring (Hendriks m.fl. 2013). Även om ankringsskadorna inte alltid är dödliga för djuren så kan predationen på dem öka om de skadas. På svenska västkusten finns farhågor om att ostron kan påverkas negativt, eftersom fritidsbåtar i stor utsträckning ankras i områden där ostronen lever (Egardt 2018).

I vissa fall kan skadorna sträcka sig i långa fåror då ankare släpat genom botten (t.ex. Åslund m.fl. 2010), men generellt ger varje enskild ankring väldigt liten skada. Den sammanlagda skadan av många ankringar kan emellertid bli stor. Creed och Amado Filho (1999) beräknade att av de sjögräsängar de studerade i Brasilien skadades 0,5 % per år av ankring. En beräkning för franska medelhavskusten (inom 0–80 m djup) visar att ankring kan påverka cirka 2 % av kusten, särskilt grund mjukbotten och sjögräshabitat (Holon m.fl. 2015).

5.5.3 Återhämtning från direkta skador

Återhämtning av direkta fysiska skador kan ta lång tid beroende på skadans omfattning och vilken art som skadas. Återhämtningstiden har studerats i ett antal studier, både som uppföljande observationer av skador som uppkommit genom att propellrar och ankare skadat eller slitit loss bottenorganismer, och i experiment där man skapat skador efterliknande de som uppkommer när båtar används. För långsamt växande sjögräs, t.ex. *Posidonia*-arter, kan återhämtningen från ankrings- och propellerskador ta mycket lång tid, flera år upp till decennier (ibland >80 år; Walker m.fl. 1989, Hastings m.fl. 1995, Dawes m.fl. 1997, Milazzo m.fl. 2004, Martin m.fl. 2008, Evans m.fl. 2018, Furman m.fl. 2019). Andra sjögräsarter kan dock återkolonisera snabbare, ofta inom 6–9 månader (Walker m.fl. 1989, Creed och Amado Filho 1999, Widmer 2006). Om vi fokuserar på arter relevanta för svenska förhållanden så har en studie av ålgräs i tempererade områden i USA visat att det tar ungefär två år för dem att vegetativt återkolonisera små experimentellt skapade ankrings-/propellerskador (4 m²; Boese m.fl. 2009). Liknande resultat har man fått för andra *Zostera*-arter i Australien (Rasheed 1999, Macreadie m.fl. 2014). I en studie av propellerskador från kommersiella fiskebåtar på ålgräs- och

hårnatingängar (*Ruppia maritima*) i det tempererade Chesapeake Bay (USA) fann man att återhämtningen av enskilda skador tog 2–3 år och att återhämtning av kumulativa skador i större områden tog cirka 6 år (Orth m.fl. 2017). Återhämtningen kan antas vara liknande för propellerskador på ålgräs i Sverige. Men om skadorna blir omfattande kan återhämtningen antagligen ta längre tid, särskilt om skadorna uppkommer i områden som även påverkas av andra faktorer såsom övergödning och fiske. Studier vid svenska västkusten visar att ålgräsängar kan behöva mycket lång tid att återhämta sig från stora skador, och i vissa fall inte återhämtar sig alls (Moksnes m.fl. 2018). Det beror på att förlust över en viss gräns (tröskelvärde) leder till att ålgräset förlorar sin förmåga att påverka miljön (t.ex. stabilisera sediment, förhindra uppgrumling och därmed bidra till klarare vatten). Detta leder till försämrade förhållanden för tillväxt och fortsatta förluster av ålgräs, där negativa återkopplingsmekanismer förhindrar återhämtningen (Moksnes m.fl. 2018). I en studie av vegetationssamhällen dominerade av kransalger (*Chara* spp.) och slingor (*Myriophyllum* spp.) i en nordamerikansk tempererad sjö hade ängarna återhämtat sig från 49 till 76 % täckningsgrad efter två års reglering av båttrafik (Wisconsin, USA, Asplund och Cook 1999). Bortslitningsskador i vegetationen orsakade av propellrar och ankare hade då minskat från 30 % till 1,5 %. I en experimentell studie av kransalgsdominerad vegetation (borststräfsse, *Chara aspera*) vid estniska kusten kunde man se att vegetationen återhämtade sig inom några månader efter en måttlig störning under tidig sommar (juni), där vegetationen klipptes ned 5 cm. Efter en något senare (juli) eller kraftigare störning, där vegetationen togs bort helt och/eller sedimentet rördes om 10–15 cm djupt (2,25 m²-områden; Torn m.fl. 2010) hade vegetationen dock inte återhämtat sig ett år efter återkan. Små men frekvent återkommande mekaniska störningar av kransalger kan leda till att bestånden lokalt försvinner helt, vilket exempelvis observerats för rödsträfsse (*Chara tomentosa*; J. Hansen, opubl. data, se även Munsterhjelm 2005). Små enstaka ankringskador i Östersjöns blandbestånd av natar (*Potamogeton/Stuckenia*), natingar (*Ruppia*), slingor (*Myriophyllum*), möjor (*Ranunculus*) och särvar (*Zanichellia/Ceratophyllum*) kan dock återhämta sig inom någon månad (J. Hansen, opubl. data).

Återhämtningstiden för djur i relation till direkta fysiska skador från småbåtaktiviteter är dåligt studerad. För vegetationsknutna arter är återhämtningstiden av naturliga skäl relaterad till hur lång tid det tar för vegetationen att återhämta sig, vilket varierar från månader till decennier enligt ovan. För stora, fastsittande eller

måttligt rörliga arter kan återhämtningen ta mycket lång tid, exempelvis för musslor (Hendriks m.fl. 2013, Vazquez m.fl. 2015) och koraller – där ankringskadorna kan få förödande konsekvenser (t.ex. Rogers och Beets 2001, Forrester m.fl. 2015). Forrester m.fl. (2015) såg inga tecken på återhämtning hos koraller i Västindien 10 år efter en ankringsincident.

För att påskynda återhämtningen efter direkta fysiska skador från båtar har ett antal metoder utvecklats främst för sjögräs, med varierande resultat (t.ex. Kenworthy 2006, Furman m.fl. 2019). Metoderna har bestått av att lägga sand eller kalksten i ärren, placera finsediment i textiltuber vid skadorna, plantera snabbväxande arter och tillsätta gödning. Sju år efter åtgärderna hade dock inte målarten (*T. testudinum*) återhämtat sig fullt ut (Furman m.fl. 2019). Däremot frodades andra mer snabbväxande arter (t.ex. *H. wrightii*) i de tidigare ärren.

5.6. Effekter av hydrodynamisk störning från båttrafik

Svall, strömmar och turbulens som bildas från fritidsbåttrafik kan påverka grunda kustmiljöer, främst mjukbottensområden med naturligt låg vågexponering och strömningshastighet. Påverkan sker främst genom att den orsakar fysisk förändring och erosion av stränder, bottnar och bottenhabitat, men även genom att den genererar ökad uppgrumling av sediment. *Läs mer om effekter på miljön från ökad uppgrumling i avsnitt 5.4.* Faktaruta 5.6 sammanfattar de miljöeffekter som denna typ av påverkan kan ge, samt de miljöer och organismer som är känsliga.

5.6.1. Strand- och bottenerosion

Erosion orsakad av båtsvall är förhållandevis välstuderat, särskilt erosionen av stränder (t.ex. Johnson 1994, Nanson m.fl. 1994, Mosisch och Arthington 1998, Granath 2004, Klein 2007, Lindfors 2010). Fem faktorer har identifierats som påverkar erosion av stränder och grunda bottnar (t.ex. Klein 2007 och referenser däri):

1. båtsvallets energi i förhållande till den naturliga vågenergin,
2. erosionsbenägenhet på strand- och bottenmaterial (t.ex. sand, gyttja eller lera),
3. profilen på strand och botten,
4. hur omfattande båttrafiken är, samt
5. avståndet från båtarna till stranden eller den grunda botten.

Bottenerosion påverkas även av vattendjupet, där endast grunda bottnar eroderar på grund av svall, strömmar och turbulens från båtar. Uppgrumling av bottnar förekommer exempelvis främst ned till cirka 2,5 m djup (Klein 2007).

Det är huvudsakligen stränder med naturligt låg vågexponering och strömningshastighet som påverkas av svall, strömmar och turbulens från fritidsbåtar eftersom frekvensen och magnituden av de båtgenererade vattenrörelserna måste vara högre än de naturliga förhållandena för att det ska bli någon påverkan (Bhowmik m.fl. 1991, Granath 2004, Lindfors 2010). Granath (2004) anger att i stora delar av Stockholms skärgård har fritidsbåtar i allmänhet marginell effekt på stranderosion, men i trånga vågskyddade vatten kan påverkan vara väsentlig, särskilt från ett växande antal

Faktaruta 5.6 Hydrodynamisk störning från båttrafik

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	AKTIVITETENS FREKVENS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDNING
Erosion av stränder och botten	enstaka–dagligen	< 1 h–permanent	10–100-tals m
Uppgrumling av sediment (se avsnitt 5.4)	enstaka–dagligen	< timmar–dagar	10–100-tals m
KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER			
<ul style="list-style-type: none"> • Grunda, vågskyddade mjukbottensmiljöer • Mjukbottensvegetation (t.ex. ålgräs och kransalger) • Icke fastsittande arter med begränsad simförmåga som lever på botten och bland vegetation • Vissa suspensionsätande bottenlevande djur som musslor och ostron 			

stora och tunga fritidsbåtar. Som diskuterats i *avsnitt 4.3.1* genererar små motorbåtar svall under cirka 30 cm, medan större motorbåtar genererar upp till cirka 70 cm höga svall. Ju högre vågen är och ju mer energi den har desto större potential har den att erodera botten och stränder. En experimentell studie av båtsvallens effekter på flodbankar visade att sambandet mellan våghöjd och erosion är icke-linjärt (Tasmanien; Nanson m.fl. 1994). Redan vid 3–4 cm våghöjd skedde en viss erosion av de sandiga branta flodbankarna. Men vid ett tröskelvärde på 30–35 cm våghöjd blev erosionen kraftigt tilltagande och vid svallvågor över 35 cm eroderade alla sediment utom block och berg. Även om branta flodbankar skiljer sig en del från många svenska kuststränder indikerar resultaten att även svall på endast 30 cm eller däröver från fritidsbåtar kan ha en signifikant erosionseffekt på utsatta stränder.

Mjuka botten och stränder eroderar lättast. Morän, sand och grus är mest lätteroderade, särskilt grov morän (Granath 1992, Lindfors 2010). Även många finsediment eroderas lätt, särskilt de med inslag av grövre partiklar (t.ex. grov gyttja). En finpartikulär lerstrand eller lerbotten kan däremot vara mycket tålig mot erosion på grund av starka molekylära (kohesiva) krafter. Därutöver kan tunna jordtäckan på berg nära vattenlinjen lätt eroderas (Lindfors 2010). Även strandens form och bottenprofilerna påverkar erosionsbenägenheten på stränder och botten. Branta stränder och utstickande uddar är mer utsatta eftersom de branta horisontella och vertikala strandprofilerna lätt medger transport och omfördelning av material (Granath 1992). Det eroderade materialet från branter transporteras till och ackumuleras ofta på djupare flacka bottenpartier, medan det eroderade materialet från uddar ofta ackumuleras på uddarnas läsida. Långgrunda flacka stränder är mer erosionståliga eftersom de grunda bottenarna kan reducera vågarnas energi innan de når stranden. Jämn lutning och ofta även jämn partikelfördelning minskar dessutom transport och sortering av material orsakad av svallet från båtar.

Vilken typ och hur många båtar som passerar ett utsatt område har också betydelse för hur omfattande erosionen blir. Få passager av mindre båtar har sällan någon effekt, men som diskuterats i *avsnitt 4.3.1*, ju fler och större båtar som passerar ett område desto mer energi når området och desto mer omfattande kan erosionen bli. Även avståndet mellan båtarna och det utsatta området har stor betydelse för erosionen (Granath 2004, Maynard 2005, Klein 2007, Vandemoer 2009, Lindfors 2010). I studier från Stockholms skärgård, där passagertrafiken med medelstora färjor står för de mest omfattande svallen, visar resultaten

tydligt att de svårare stranderosionsskadorna minskar i en betydande omfattning med ökande avstånd till farlederna (Lindfors 2010). För stränder inom 25 m från farleder i mellanskärgården uppvisade 40 % skador från erosion där 25 % utgjordes av svåra erosions-skador (tydlig materialförlust med brant erosionskant och vegetationsförlust nedanför). För stränder på ett avstånd längre än 25 m men närmare än 100 m från farleder var motsvarande siffror cirka 36 % respektive 20 %. Av de stränder som befinner sig på ett avstånd av $>25 \leq 500$ m från farleder var totalt 17 % skadade där endast 2 % uppvisade svåra skador. Detta tyder på att det krävs relativt långa avstånd mellan en farled och dess omgivning för att minska erosionsbenägenheten (Lindfors 2010). Specifika studier av svall från små fritidsbåtar har visat att svallvågorna kvarstår betydligt längre än 150 m från båtarna, men att en strand 150 m från en passerande båt endast utsätts för en femtedel av den energi som når en strand 60 m från samma båt (Klein 2007 och referenser däri). Flera studier har därmed konstaterat att svall från småbåtar främst påverkar stränder som passerar nära (≤ 50 till 100 m; t.ex. Granath 2004, Klein 2007, Lindfors 2010).

5.6.2. Effekter på bottenvegetation och djur

Svall, strömmar och turbulens från båtar kan, förutom att erodera sediment, påverka organismer på botten och stränder. Genom att svall spolat bort lösa sediment och frigör hårda ytor kan artsammansättningen ändras. I vikar nära farleder i Stockholms skärgård fann exempelvis Eriksson m.fl. (2004) minskad bottenäckning av finsedimentlevande kärlväxter och kransalger (havsnajas *Najas marina* och rödsträfs *Chara tomentosa*) och ökad bottenäckning av hårbottenlevande alger (blåstång *Fucus vesiculosus*). Även där inte bottenerosion är lika tydlig kan svall och strömmar påverka vegetationen exempelvis genom att frön spolat iväg eller skott slits bort (Klein 2007 och referenser däri). Arter som är dåligt förankrade i botten slits lättare bort än de som är kraftigt förankrade (Liddle och Scorgie 1980). Minskad biomassa upp till 80 % orsakad av svall har rapporterats från en sjö i Skottland (Klein 2007) och i ett experiment i USA minskade biomassan hos sötvattenskärlväxten *Vallisneria* med 50 % när de utsattes för båtsvall (Texas, Doyle 2001). Experimentella studier av dvärgålgräs (*Zostera noltii*) har även visat att svall i kombination med ökad närsaltsbelastning ger ökad mortalitet och tydliga morfologiska förändringar (La Nafie m.fl. 2012). Vidare kan svall från fritidsbåtar öka uppgrumlingen av sediment och minska vattenkvaliteten (se avsnitt 4.3.1) med negativa effekter för många olika

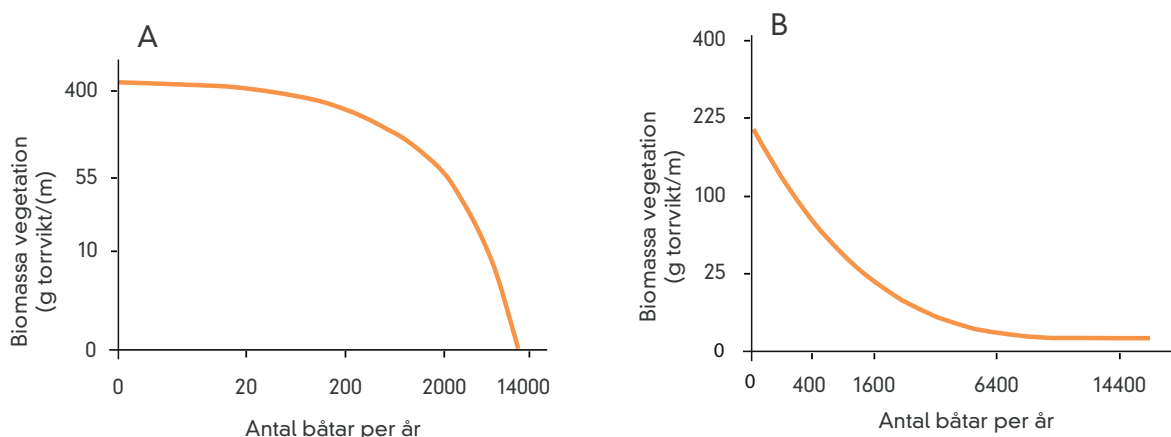
organismer (se avsnitt 5.4). Speciellt i grunda områden med finkornigt sediment kan uppgrumlingen bli omfattande och långvarig. I långgrundna delar i Bohusläns fjordområden visar studier att det krävs förhållandevis lite vågenergi för att suspendera sedimentet, vilket medför en dramatisk försämring av vattenkvaliteten med tydliga negativa effekter på ålgräs (Moksnes m.fl. 2018). Särskilt den finpartikulära glacialleran verkar stanna kvar i vattnet och grumla under mycket lång tid, även om den vanligen är mer svåreroderad än andra finsediment. Ofta medför svallstörningar både erosion och uppgrumling av sediment, varför det kan vara svårt skilja dessa påverkansfaktorer åt.

Den samlade effekten av båttrafik på bottenvegetation har analyserats av Sagerman m.fl. (2019) i en metaanalys av ett flertal studier från hela världen. De fann att mjukbottendominerade områden med båttrafik eller experimentellt skapat svall i medeltal hade 58 % mindre mängd vegetation i jämförelse med kontrollområden. Även om det var mycket stor variation mellan olika områden i hur mycket vegetationen påverkades så var resultaten robusta. Negativa effekter på vegetationen hittades också då endast fritidsbåtar inkluderades och svall från skärgårdsfärjor exkluderades från resultaten (J. Hansen, opubl. data). Eftersom flera av studierna var fältobservationer går det inte att isolera en enskild påverkansfaktor (t.ex. svall), utan resultatet avspeglar en samlad effekt av all typ av påverkan från båttrafik. Sannolikt är emellertid uppgrumling av sediment från båtsvall och propellerströmmar som skapar försämrade ljusförhållanden en viktig faktor.

Studier från kanalsystem i England har visat hur

mängden vegetation minskar med antalet båtar som passerar en vegetationsklädd botten (Murphy och Eaton 1983, Willby m.fl. 2001). Sambandet är icke-linjärt och de två olika studierna uppvisar två olika avtagande trender. Den ena är en initialt långsamt avtagande trend med ett tröskelvärde vid 500 till 1500 båtpassager per år, varefter förlusten av vegetation ökar snabbt (fig. 5.7a). Den andra är en exponentiellt avtagande trend med tydliga förluster redan vid 100 båtpassager per år och 80 % förlust vid cirka 1 600 passager per år, varefter förlusten i vegetation avtar (fig. 5.7b). Några liknande undersökningar mellan trafikintensitet och vegetationsförlust finns inte för svenska vatten.

Svall, strömmar och turbulens från båtar påverkar även djur. I en serie studier i vågskyddande miljöer i Australien och USA fann Bishop (2004, 2005, 2007, 2008) färre individer av ett flertal arter av havsborstmaskar, märlkräftor, snäckor och musslor i områden som utsattes för svall från fritidsbåtar eller små färjor än i områden utan svall. Särskilt påverkades sådana arter som lever på botten och i vegetation (epifauna). Den negativa påverkan på djuren kan bero på att de spolats bort från sitt underlag eller gömställe och därmed exponeras för högre predation. Djuren måste även använda en stor del av sina resurser till förflyttning vid frekvent bortspolning. De kraftiga tryckförändringarna som skapas då vattenskotrar passerar över grunda bottnar har visat sig orsaka direkta skador på känsliga organismer och livsstadier (Mosisch och Arthington 1998). Exempelvis var mortaliteten hos laxägg 24–37 % vid passage av vattenskotrar på grunt vatten ($\leq 0,45$ m), med högst mortalitet vid högst hastighet (5,6–8,9 kn)



FIGUR 5.7 Biomassa av bottenvegetation i förhållande till antalet passerande båtar (de flesta $\leq 9,1$ m) i engelska kanalsystem med 8–16 m kanalbredd. Delfigur a anger antal båtpassager per hektar vattenyta och meter djup per år (från Murphy och Eaton 1983), medan delfigur b anger antal båtpassager per 10 m² kanalvärsnitt per år (från Willby m.fl. 2001). Skalorna är därför inte helt jämförbara. Vidare visar delfigur a ett samband som är transformerat med naturliga logaritmen medan delfigur b visar ett rottransformerat samband.

och grundast vatten ($\leq 0,3$ m). Vidare kan uppgrumling av finsediment på grund av de båtgenererade vattenrörelserna påverka filtrerare negativt (Bishop 2005; se avsnitt 5.4.3). Båttrafik kan även påverka djursamhällen indirekt genom erosion eller förändring av bottenmiljön, t.ex. förändrad vegetation. Gabel m.fl. (2008, 2012) studerade effekter av svall på evertetrater i olika typer av bottensubstrat (både i experimentella tankar och i fält) och kom fram till att långvarig exponering för båtinducerade vågor som leder till minskning av komplext strukturerade livsmiljöer kan få stora negativa effekter på evertetratfaunan i grunda miljöer.

5.7. Påverkan från undervattensbuller från fritidsbåtar

Havsmiljön är långt ifrån en tyst miljö då regn, vågor, åska och blixlar bidrar med naturligt förekommande ljud. Många vattenlevande djur producerar dessutom själva ljud som tillkommer i ljudlandskapet under vattnet. Till det naturliga ljudlandskapet tillför vi människor ljud från våra aktiviteter, antingen som en bieffekt av en aktivitet som t.ex. fritidsbåtstrafik, bryggkonstruktioner (pålning, muddring eller sprängning), eller avsiktligt för att samla information om botten eller fiskförekomst, som t.ex. vid ekolodning (Hawkins m.fl. 2014). Mänskligt producerat buller kan delas in i två huvudgrupper: impulsivt buller, vilket består av kortvariga ljudpulser, från t.ex. pålningsslag, tryckluftskanoner eller sprängningar, respektive kontinuerligt buller från t.ex. båtar och fartyg eller vindkraftsverk i drift. Faktaruta 5.7 sammanfattar olika typer av buller och deras miljöeffekter, samt de organismer som är känsliga.

Det impulsiva bullret från exempelvis pålning av

bryggor kan sannolikt ha betydande effekter lokalt på de organismer som uppehåller sig i närheten. Vid pålning av större fundament för havsbaserad vindkraft har vävnadsskador och stressymptom noterats hos fisk (Caltrans 2009, Popper och Hastings 2009, Bruintjes m.fl. 2017) och tumlare och säl minskat signifikant inom ca 20-25 km avstånd (Dähne m.fl. 2013, Skeate m.fl. 2012). Frekvensen av denna typ av aktivitet är dock låg i jämförelse med fritidsbåtstrafiken under båtsäsongen. Detta avsnitt kommer därför att fokusera på att presentera effekterna av kontinuerligt buller (framförallt från fridsbåtar), då denna typ av buller kan bli kroniskt i grunda kustmiljöer under båtsäsongen och därför sannolikt har störst påverkan på akvatiska organismer.

Djur kan påverkas av buller genom förändringar i beteende, fysiologisk stress eller direkta skador. Buller kan även ha en indirekt påverkan på organismer genom att maskera andra ljud som är viktiga för djuret att registrera (t.ex. kopplat till födosök eller partnerval). Djur kan reagera beteendemässigt på buller på många olika sätt, t.ex. med flykt, aggressivitet eller genom att upphöra med födosök (Southall m.fl. 2007, Weilgart 2018). Detta kan minska deras möjlighet att söka skydd från predatorer, försvåra interaktionen mellan föräldrar och dess avkomma eller minska djurens födointag. I förlängningen kan sådan beteendepåverkan leda till t.ex. ökad predationsrisk, försämrad kondition och nedsatt reproduktionsförmåga. Det har utförts många experiment för att fastställa vilken ljudstyrka som kan orsaka eller inducera en beteendemässig eller fysiologisk reaktion eller vara direkt skadligt för marina djur (Williams m.fl. 2015, Shannon m.fl. 2015, Tougaard m.fl. 2015, National Marine Fisheries Service 2018). Få studier har dock buller från fritidsbåtar som ljud-

Faktaruta 5.7 Undervattensbuller

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	AKTIVITETENS FREKVENNS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDNING
Impulsivt buller (pålning, muddring)	enstaka	<1 h – 1 dag	<100 m – 1000-tals m
Kontinuerligt buller (båttrafik)	enstaka-dagligen	<1 h – 1 dag	10–100-tals m
KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER			
<ul style="list-style-type: none"> • Fiskar • Tumlare • Säl • Vissa ryggradslösa djur 			

källa, och av etiska skäl finns det få studier av risken för fysiologisk skada på marina däggdjur. Vid upprepade bullerstörningar kan djurens beteendereaktion i vissa fall minska (habituering) och i andra fall öka (sensitisering; Bejder m.fl. 2009). För att förstå dessa processer i naturen behöver man ta hänsyn till många olika faktorer (t.ex. avstånd till andra lämpliga habitat, predationsrisk och konkurrens). Habituering misstolkas ofta som något positivt, trots att det kan öka exponeringen för en fara. Idag är kunskapsläget om habituering och sensitisering mycket begränsat.

Ett djur kan stanna i ett bullrigt område om området är av stor betydelse för djuret (Bejder m.fl. 2009). Detta är dock inte samma sak som att djuret inte påverkas av bullret. Upprepad eller långvarig bullerexponering kan orsaka en långvarig stressreaktion med negativ påverkan på immunförsvar, metabolism samt hjärta och blodkärl (Kight och Swaddle 2011). Hos marina djur har man påvisat fysiologiska stressreaktioner orsakade av buller i akvarie- och poolförsök. På grund av metodiska begränsningar finns idag få liknande studier utförda i det öppna havet.

Fysiologiska skador från buller kan uppkomma om ljudet är tillräckligt starkt, pågår tillräckligt länge och/eller upprepas tillräckligt ofta. Sådana skador kan ske både på cell- och organnivå, vilket kan leda till försämrad kondition eller i värsta fall död (Ketten 2004, Weigart 2018). Hos marina däggdjur är örat det organ som är mest känsligt för tryckförändringar, varför skador uppstår först i öronen om djuren utsätts för mycket höga ljudnivåer (Ketten 2004). Även fiskars hörselorgan kan skadas om de utsätts för höga ljudnivåer (Weigart 2018). En hörselnedsättning kan vara temporär eller permanent beroende på hur stor skadan är. Risken för denna typ av skador från buller orsakat av fritidsbåtar är dock mycket liten.

Nedan följer en beskrivning av de effekter kontinuerligt buller (framförallt från fritidsbåtar om sådana studier finns) kan orsaka på fisk, marina däggdjur samt ryggradslösa djur.

5.7.1. Effekter på fisk

Fisk förekommer i alla havsmiljöer där fritidsbåtar rör sig. Det är mycket stor variation mellan fiskarter och livsstadium när det gäller anatomi och beteende, vilket gör att det är svårt att dra generella slutsatser om buller och dess påverkan.

Endast ett fåtal bullerstudier med fartyg eller fritidsbåtar har gjorts i svenska vatten och dessa har visat på varierande reaktioner hos fisk, där många rör djurens beteende. Torsk har uppvisat små beteendereaktioner

vid exponering för fartygsbuller i det vilda (Andersson m.fl. 2015). Mört och abborre har påvisats göra färre försök att ta byten i en miljö med buller från en utombordsmotor jämfört med i en tystare miljö. Mört har även påvisats ha en tendens till att vistas kortare tid i oskyddade habitat i den bullriga miljön än i den tystare miljön (Magnhagen m.fl. 2017). I akvariestudier har man funnit att lerstubb kan få sämre reproduktionsframgång i en konstgjort bullrig miljö, sannolikt p.g.a. att fiskarnas kommunikativa ljud stördes (Blom m.fl. 2019). Bullriga undervattensmiljöer kan även ha en negativ påverkan på juvenila europeiska ålars förmåga att uppfatta en annalkande rovfisk (Simpson m.fl. 2015).

Även studier på tropiska fiskar visar på att förmågan att fånga föda påverkas i en bullrig miljö genom att deras beteende störs (Simpson m.fl. 2016, McCormick m.fl. 2018). Många fiskar tar hand om sin avkomma både innan och efter att de har kläckts och denna förmåga har visats kunna påverkas negativt. Sötvattensfisk i USA och korallrevslevande fiskar har visats bli störda i sin bevakning av avkomman av buller från fritidsbåtar som passerar förbi, vilket gör att avkomman riskerar att ätas upp (Nedelec m.fl. 2017, Maxwell m.fl. 2018). Andra beteendereaktioner som buller orsakar hos fisk är flyktbeteende. Fisk har uppvisat en stor variation i flyktbeteende i experiment där fritidsbåtsbuller använts som störning. En tvåtaktare med 15 hästkrafter gav exempelvis ett flyktbeteende om fiskarna var mindre än 15 m bort från båten (Drastik och Kubecka 2004). Även interaktionen mellan arter kan påverka hur fiskar reagerar. I ett burförsök med buller från en utombordare blev mört ”modigare” och hade ett ökat födointag i den bullriga miljön om det fanns abborre i närheten jämför när mörtarna var själva (Magnhagen m.fl. 2017).

Men fiskar kan även gömma sig i respons på buller om deras livsstrategi är mer lämpad för det. Detta fann man i en studie i Medelhavet där korpffisk (*Sciaena umbra*) exponerades för passerade fritidsbåtar (La Manna m.fl. 2016). Det är därmed inte självklart att fisk flyr från ljud. Sammantaget visar dessa studier att kritiska beteenden såsom födosök och lek kan påverkas negativt av buller, vilket i förlängningen påverkar fiskars överlevnad.

Fysiologiska reaktioner på fartygs- och fritidsbåtsbuller har noterats främst genom en ökad hjärtfrekvens (vilket är en typisk stressreaktion) hos fiskembryon (Jain-Schlaepfer m.fl. 2018). Resultaten varierar dock och andra studier har inte kunnat påvisa några effekter på utveckling av fiskägg och fisklarver vid motorbåtsbuller (Bruintjes och Radford 2014, Nedelec m.fl. 2017). Ökad nivå av stresshormonet kortisol, som kan påverka tillväxten negativt, har noterats hos karp, mört och torsk

som en följd av att de levit i olika typer av bullriga miljöer (dock ej med fritidsbåtar som ljudkälla; Wysocki m.fl. 2006, Sierra-Flores m.fl. 2015), och ljud från båtmotorer har inducerat samma respons hos fiskar som exponerats i laboratoriemiljö (Nichols m.fl. 2015).

I akvariestudier har man visat att fiskar kan få hörselskador från ljud från motorbåtar (se Scholik och Yan 2002). I dessa försök var dock exponeringstiderna för bullret oftast betydligt längre än vad som är fallet i en verklig situation i havet. Som ett exempel kan nämnas att fisken knölskallelöja (*Pimephales promelas*) fick nedsatt hörsel efter att ha exponerats för uppspelat motorbåtsljud i ett akvarium i mer än två timmar (Scholik och Yan 2002). Detta visar att fisk kan få hörselskador vid exponering för motorbåtsljud, men att det behövs en lång exponeringstid för att det ska ske.

Att befinna sig i en bullrig miljö kan även påverka fiskar indirekt genom att det försvårar för dem att uppfatta andra viktiga ljud (signaler), som t.ex. naturliga omgivningsljud som används för navigering samt kommunikationssignaler med andra individer (framför allt vid lek; Stanley m.fl. 2017, Blom m.fl. 2019). Signalerna kan maskeras av den bullermatta som kan förekomma i en miljö med mycket fartyg och fritidsbåtar, vilket har belagts med teoretiska beräkningar (Folegot m.fl. 2015, Putland m.fl. 2018) och bekräftats i fallstudier (Stanley m.fl. 2017). Den långsiktiga påverkan av båtbullers maskering av ljud som är viktiga för fisk i havet är dock svår att uppskatta. Eftersom buller från fritidsbåtar är mer eller mindre kroniskt i vissa grundområden under sommaren när leken pågår är det risk för att maskering påverkar det naturliga urvalet, vilket kan ha allvarliga konsekvenser på populationsutvecklingen.

5.7.2. Effekter på däggdjur

Tumlare

Tumlare (*Phocoena phocoena*) har mycket god hörsel inom ett stort frekvensintervall och reagerar oftast på störning genom att fly. Detta gör att arten är känslig för bullerpåverkan även inom långa avstånd. Det finns en hel del studier av hur tumlare reagerar på buller, men information om påverkan från just fritidsbåtar är mycket begränsad. Landbaserade observationer av tumlares reaktioner i relation till fritidsbåtar indikerar att tumlare överlag undviker båtarna (Evans m.fl. 1994, Oakley m.fl. 2017), särskilt snabba motorbåtar (Evans m.fl. 1994).

Genom att sammanställa resultat från ett stort antal bullerstudier har man visat att tumlare flyr från buller som överstiger tumlarens hörseltröskel med cirka

40–50 dB, oavsett vilken bullerkällan är (t.ex. pålningsljud, säl- och tumlarskrämmor; Tougaard m.fl. 2015). Eftersom hörseltröskeln är beroende av ljudets frekvens, är därmed även tumlarens reaktionströskel beroende av bullrets frekvens. Sambandet innebär att tumlare kan förväntas fly från alla typer av buller, inklusive fritidsbåtars, om det har tillräckligt hög ljudstyrka och frekvensen är inom tumlarens hörselintervall.

Baserat på ljudmätningar till havs beräknas vilda tumlare regelbundet påverkas av båtbuller från fartyg som befinner sig så långt bort som 1 km avstånd (Dyndo m.fl. 2015). Dessa resultat är i linje med uppmätta reaktionsavstånd (cirka 1 km) för när vilda tumlare börjar undvika forskningsfartyg (Palka och Hammond 2001). I Bosporen, Istanbulundet, som är mycket tätt trafikerad, har man visat att vilda tumlare oftare uppvisar beteendeförändringar och ägnar sig mindre åt födosök vid ytan om ett fartyg är inom 400 m än om det är längre bort. Ju närmare ett fartyg var tumlarna, desto större var även sannolikheten för att tumlarna skulle förflytta sig från den plats de var på (Bas m.fl. 2017).

Vilda tumlares känslighet för båtbuller har även observerats i Bälthavet. Sju tumlare försågs med instrument som registrerade deras dyk- och födosöksbeteende samt spelade in omgivande ljud. Man fann att tumlarna exponerades för buller från förbipasserande båtar under cirka 20–90 % av tiden (Wisniewska m.fl. 2018). Under perioder med kraftigt förhöjda bullernivåer (0,9–4,3 % av tiden) födosökte tumlarna både mer sällan och i kortare sekvenser, samt flydde med kraftiga stjärtslag. När en höghastighetsfärja passerade en tumlare på cirka 7 km avstånd avbröt den sitt födosöksbeteende, dök ner mot botten och återupptog sitt födosökande först 15 minuter senare (Wisniewska m.fl. 2018). Studien indikerar därmed att upprepad störning från kraftigt båtbuller kan ha negativ påverkan på tumlarens energibudget, både genom minskat energiintag och ökat energiuttag. Resultaten överensstämmer även med den beräknade hörseltröskeln (Tougaard m.fl. 2015) för när tumlare förväntas fly.

Tumlare tycks inte vänja sig vid buller utan reagerar med ett kraftigt stereotypt flyktbeteende trots att de återkommande exponeras för samma bullerkälla. Detta har påvisats bl.a. för tumlare i fångenskap i en utomhusinhägnad där båtar passerade förbi (Dyndo m.fl. 2015). Samma slutsats drogs för vilda instrumenterade tumlarna som försetts med instrument, vilka troligtvis exponerades för samma höghastighetsfärja upprepade gånger (Wisniewska m.fl. 2018).

Det saknas i dagsläget studier av hur ekolodssignaler påverkar tumlare, men sannolikt är de särskilt känsliga för buller från ekolod eftersom ekolodssignalerna

överlag är högfrekventa och kan sammanfalla med tumlarnas egna ekolokaliseringssignaler och deras mest känsliga hörselområde. Påverkansområdet är dock troligtvis begränsat eftersom högfrekventa ljud inte sprids på långa avstånd.

Buller kan även minska tumlares möjligheter att uppfatta både ljud från omgivningen och kommunikationssignaler från artfränder genom att signalerna maskeras av bullret. Studier av effekter av maskering från fritidsbåtar saknas, men man har mätt buller från större fartyg i Stora Bält och beräknat hur detta påverkar tumlare. Detta visar att avståndet på vilket en tumlarhona kan kommunicera med sin kalv kan minska från cirka 500 till 40 m vid fartygspassager inom cirka 400 m. Vid fartygspassager inom cirka 1200 m beräknas fartygsbullret maskera 90 % av omgivande ljud på 1 och 10 kHz, dvs. vid frekvenser som tumlare hör men inte själva ekolokaliserar på (Hermannsen m.fl. 2014).

Ovanstående studier visar att buller från båtar kan påverka tumlare på individnivå. Kunskap om effekterna av detta på populationsnivå är dock mycket begränsad och forskning pågår (Nabe-Nielsen och Harwood 2016). Tumlare har betydligt större utbredningsområden än grunda kustmiljöer, men i vissa områden finns ändå risk för en betydande påverkan från fritidsbåtar. Detta beror på att perioden för kalvning och parning sammanfaller med högsäsongen för fritidsbåtar (Börjesson och Read 2003, Lockyer och Kinze 2003), vilket i kombination med att tumlare reagerar med att fly från buller vid relativt låga ljudnivåer inom ett stort frekvensomfång, samt att de har hög energiomsättning och begränsad möjlighet att lagra energi, vilket kan leda till försämrad överlevnad och reproduktion (Kastelein m.fl. 1997, Lockyer 2007, MacLeod m.fl. 2014).

Säl

Sälars beteendemässiga reaktioner på undervattensbuller är inte lika stereotypa som tumlares, vilket gör det svårt att fastställa generella ljudnivåer för när reaktioner uppstår och beräkna eventuella effekter av individpåverkan på populationsnivå. Man har t.ex. funnit att känsligheten för beteendereaktioner hos knubbsäl (*Phoca vitulina*) och gråsäl (*Halichoerus grypus*) i fångenskap varierar bl.a. beroende på om ljudet kommer plötsligt eller ökar gradvis i styrka, eller om de motiveras med föda (Götz och Janik 2010, 2011).

Knubbsälars reaktioner på störning har undersökts på ön Anholt i Kattegatt. Sälarna stördes på två olika sätt: dels av att en 10 m lång motorbåt närmade sig med en hastighet av 5 knop, dels av människor som gick på land. Studien gjordes under tre perioder relaterade

till sälarnas reproduktionscykel: före reproduktionsperioden då kutarna föds och dias och då parningen sker, mot slutet av reproduktionsperioden samt i slutet av pälsomsningen och de veckor som följer därefter. Resultaten visar att sälarna reagerade på längre avstånd vid störning från båt än vid störning från människor på land. Sälarna blev vaksamma och började fly ner i vattnet då motorbåten befann sig på cirka 500–800 m avstånd, medan samma reaktion på människor på land skedde på cirka 200–400 m avstånd. Reaktionsavståndet var längre för större sälgrupper och kortare för mindre sälgrupper. Under reproduktionsperioden var både reaktionsavståndet för vaksamhet och tiden innan sälarna återvände upp på land kortare än under övriga perioder. Den större toleransen under reproduktionsperioden är troligtvis en avvägning mellan behoven av att fly från faran och att ge kuten di. Den kan därför inte betraktas som en effekt av tillvänjning. Tiden tills samtliga sälar hade återvänt upp på land varierade mellan cirka 8 och 22 timmar för samtliga tre perioder (Andersen m.fl. 2012). Eftersom knubbsälar föder sina kutar på kustnära skär med början i juni, digivningsperioden pågår juli ut och pälsomsningen sker under augusti (Härkönen och Heide-Jørgensen 1990) sammanfaller detta med högsäsongen för fritidsbåtar.

För knubb- och gråsäl runt de Brittiska öarna har man tagit fram kartor över risken för att sälarna exponeras för undervattensbuller från kommersiella fartyg. Dessa visar att risken är störst inom 50 km från kusten nära sälarnas uppehållsplatser. Risken är större för knubbsäl än för gråsäl eftersom knubbsäl har en mer kustnära utbredning. Baserat på uppmätta bullernivåer och rörelsemönster för 28 sälar beräknades fartygsbullret medföra en genomsnittlig ökning av sälarnas omgivande ljudnivåer med 28,3 dB re 1 μPa^2 s. För 20 av sälarna beräknades det övre konfidensintervallet av ljudexponeringsnivån överskrida gränsen för tillfällig hörselnedsättning (Jones m.fl. 2017). Motsvarande information saknas för fritidsbåtar, men då fritidsbåtar i huvudsak har en kustnära utbredning som överlappar med sälarnas är det troligt att även fritidsbåtar medför en signifikant ökning i omgivande ljudnivåer för säl, framförallt under sommarhalvåret.

För sälar är risken att de ljud de själva producerar maskeras av ljud från båttrafik större än för tumlare, särskilt när det gäller kommunikationssignaler mellan individer. Detta beror på att merparten av ljudenergin i båtbuller överlappar med de frekvenser som sälar vokaliserar på, medan tumlarnas signaler har högre frekvens och därmed mindre överlapp. I en studie har man beräknat att om en supertanker passerar på djupt vatten, på 10 km avstånd från knubbsäl som

befinner sig på grunt vatten, så minskar avståndet som hanens undervattensskall kan höras på från 160 till 8,1 m (Southall m.fl. 2000). Studier av maskering av sälars vokalisering saknas dock för buller specifikt från fritidsbåtar.

5.7.3. Effekter på ryggradslösa djur

Även ryggradslösa djur såsom blötdjur (bläckfiskar, snäckor, musslor), kräftdjur, maneter och djurplankton har förmåga att känna av vibrationer från ljud och har visats kunna påverkas eller skadas av olika typer av buller (Weilgart 2018). Kunskapen kring påverkan på dessa organismer är ännu begränsad (Hawkins m.fl. 2014, Weilgart 2018), speciellt i relation till buller orsakat av fritidsbåtar. Majoriteten av de studier som finns tillgängliga är dessutom gjorda under laboratorieförhållanden där olika typer av ljud spelas upp för djuren, vilket gör att det finns begränsningar för de slutsatser som kan dras för hur djuren skulle påverkats av samma ljud i havet.

Kräftdjur, t.ex. europeisk langust (*Palinurus elephas*) och räka (*Palaemon serratus*) har setts reagera på buller från båtar uppspelat i laboratorieförhållanden, där man kunnat påvisa både en stress- och en flyktrespons (Filiciotto m.fl. 2014, 2016). Även strandkrabbor (*Carcinus maenas*) och hästräkor (*Crangon crangon*), som är vanligt förekommande på grunda mjukbottenar längs Sveriges västkust kan påverkas negativt av buller. Strandkrabbor visade på en stressrespons när de utsatts för ljud från passerande fartygstrafik (Wale m.fl. 2013) och hästräkor påverkades negativt när de utsattes för höga ljud i akvarier, vilket ledde till att deras födointag, tillväxt och reproduktionshastighet minskade (Lagardère 1982).

Även embryonalutveckling och juvenila stadier hos olika ryggradslösa djur kan påverkas av buller genom exempelvis vävnadsskador och störningar i tillväxt (Weilgart 2018). Buller från båtar påverkade embryonalutvecklingen negativt samt ledde till ökad mortalitet bland larver hos nakensnäckan *Stylochelus striatus* (Nedelec m.fl. 2014). Kammusslor (*Pecten novaezelandiae*) utvecklades långsammare och fick fler missbildningar då de påverkades av de skarpa ljuden orsakade av seismiska tryckluftskanoner (Aguilar de Soto m.fl. 2013). Lågfrekventa ljud (som är de vanligaste ljuden producerade av båtmotorer) har även visats kunna hindra havstulpanlarver (*Balanus amphitrite*) från att bottenfälla och utvecklas till små havstulpaner (Branscomb och Rittschhof 1984). Flera andra studier har dock visat att fartygsbuller istället kan öka bottenfällning av larver från olika typer av organismer (t.ex. blåmussla, mossdjur, ostron, havstulpaner och sjöpunger),

och därmed öka problematiken med påväxt på fartyg (Wilkens m.fl. 2012, Stanley m.fl. 2014, McDonald m.fl. 2014, Jolivet m.fl. 2016). Förutom problemen i sig som påväxt på båtskrov orsakar skulle buller på så sätt även kunna öka fartygstrafikens betydelse som en vektor för spridning av främmande arter (McDonald m.fl. 2014; se avsnitt 5.9 om spridning av främmande arter).

Buller kan även leda till påverkan på de viktiga ekosystemfunktioner som många ryggradslösa djur bidrar med (Weilgart 2018). Vid kraftigare fartygsbuller har man t.ex. sett att blåmusslor (*Mythilus edulis*) filtrerar sämre (Wale m.fl. 2016) och att omarbetningen av sediment genom grävning minskar hos havskräfta (*Nephrops norvegicus*) och en art av venusmussla (*Ruditapes philippinarum*) vid både kontinuerligt och impulsivt buller (Solan m.fl. 2016).

Även om flera av ovan nämnda studier är utförda med andra ljudkällor än fritidsbåtar, är ljudnivåerna liknande de som registrerats för fritidsbåtar (se Lagardère 1982, Wilkens m.fl. 2012, Wale m.fl. 2013, McDonald m.fl. 2014, Jolivet m.fl. 2016, Solan m.fl. 2016; fig. 4.8). Detta indikerar att buller från fritidsbåtar troligen kan leda till negativ påverkan på flera olika typer av ryggradslösa djur. Dock ska man vara försiktig med att koppla en exakt ljudnivå som uppmätts i akvarium till en specifik påverkan i havet, då det är mycket stor skillnad på de akustiska förhållandena i dessa båda miljöer.

5.8 Kemisk påverkan

Fritidsbåtlivet utgör en betydande källa till kemiska föroreningar i den marina miljön och bidrar till utsläpp av bl.a. biocider, petrokemiska ämnen, impregneringsämnen, mikroplaster från bryggor, båtbottnfärger och båtmotorer (t.ex. Eklund 2008, Nordberg m.fl. 2012, Gustavsson m.fl. 2017, Egardt 2018, Lagerström 2019). I detta avsnitt beskrivs hur dessa föroreningar sprids i den marina miljön och påverkar organismerna i havet, hur halterna varierar längs Sveriges kuster, samt hur de förhåller sig till toxiska gränsvärden. Faktaruta 5.8 summerar dessa föroreningars effekter i tid och rum, samt de miljöer och organismer som är känsliga för kemisk påverkan.

I avsnittet beskrivs de kemiska föroreningarna var för sig, men det är viktigt att ha i åtanke att i den marina miljön förekommer de aldrig isolerat utan i blandning med andra ämnen. Detta har stor betydelse eftersom effekten av blandningar skiljer sig avsevärt från, och är ofta större än, effekten av de enskilda ingående substanserna (t.ex. Thrupp m.fl. 2017, Orton m.fl. 2014, Silva m.fl. 2002). Att de flesta farlighets- och riskbedömningar görs för enskilda kemikalier riskerar därför att

leda till att den totala kemiska risken i miljön kraftigt underskattas. Ett tydligt exempel på detta är en studie gjord längs den svenska västkusten, i vilken organiska föreningar i ytvattnet mättes på ett stort antal platser. Enligt studien låg nivåerna för de enskilda substanserna under respektive gränsvärde, men de kemiska blandningar som förekom bedömdes utgöra en oacceptabelt stor risk för det marina livet. Detta trots att studien endast undersökte ett urval av de kemikalier som förekom (Gustavsson m.fl. 2017).

5.8.1. Förekomst av antifoulingbiocider, miljöpåverkan och gränsvärden

Påväxt är ett stort problem för flera sektorer inklusive fritidsbåtssektorn då den innebär ökade kostnader avseende underhållsarbete och bränsleförbrukning. Påväxt på båtar har varit ett stort problem även historiskt och de första antifoulingmetoderna är dokumenterade till 700 f.Kr. då fenicierna (ett sjöfararfolk som under antiken levde vid östra Medelhavet) ska ha använt vax, tjära och asfalt på träbåtar för att förhindra påväxt (Almeida m.fl. 2007). Genom åren har sedan en rad olika metoder använts, exempelvis bly- och kopparplåtar. De första dokumenterade antifoulingfärgerna tillverkades under mitten av 1800-talet, där de aktiva ämnena (biociderna) var kvicksilver-, arsenik- och kopparföreningar (Almeida m.fl. 2007). Därefter utvecklades de första organometalliska färgerna på 1950-talet där tenn, arsenik och kvicksilver var vanligt förekommande biocider, men det var inte förrän på 1960-talet som den tennorganiska biociden tributyltenn (TBT) började användas i båtbottnfärger (Antizar-Ladislao 2008). Detta avsnitt beskriver användandet av olika biocider i båtbottnfärger och vilken

påverkan denna användning kan ha på den marina miljön. Fokus ligger på tennorganiska föreningar och biociderna koppar och Irgarol samt på metallen zink som oftast ingår i dagens båtbottnfärger, men som inte är notifierad som en biocid inom EU.

5.8.1.1. Tennorganiska föreningar

Tennorganiska föreningar började användas i båtbottnfärger på 1960-talet och blev snabbt populära då de var mycket effektiva för att förhindra påväxt av alger och havstulpaner på fartygs- och båtskrov. År 2004 beräknades att 70–80 % av världsfloTTan var målade med tennorganiska färger (Yebra m.fl. 2004), där den vanligaste föreningen var tributyltenn (TBT), men även trifenylyttenn (TFT) förekom (Dafforn m.fl. 2011). Under slutet av 1970-talet började det dock rapporteras om skadliga effekter på framförallt mollusker. I Frankrike visade studier att det japanska jätteostronet (*Crassostrea gigas*) i vissa områden helt slutat reproducera sig till följd av förhöjda halter av TBT i vattnet (Alzieu 1991, 2000, Champ 2000). Detta gav även stora ekonomiska konsekvenser där utebliven skörd av ostron i franska Arcachon Bay under perioden 1979–1983 har värderats till 147 miljoner US \$ (Alzieu 1991). På grund av dessa negativa effekter förbjöd franska myndigheter tennorganiska färger på fritidsbåtar (<25 m) år 1982 och sedan 1989 råder det ett europeiskt förbud mot att måla fritidsbåtar med tennorganisk färg (EU Direktiv 89/677/EEC).

TBT har visat sig vara extremt giftigt för de flesta vattenlevande organismer. Akuta och kroniska effekter på vissa alger, djurplankton, mollusker och fiskar har påvisats redan vid så låga koncentrationer som 1–2 ng/L (Hoch 2001).

Faktaruta 5.8 Kemisk påverkan

TYP AV EFFEKT PÅ MILJÖN	UTSLÄPPSFREKVENS	EFFEKTENS VARAKTIGHET	EFFEKTENS UTBREDNING
Biocider båtbottnfärger	Kontinuerligt (sommar)	< 1 dag – flera år	10 m – >10 km
Impregneringsmedel (bryggor)	Kontinuerligt (hela året)	< 1 dag – flera år	10 m – >10 km
Petrokemiska ämnen (PAH:er)	Under båtkörning (sommar)	< 1 dag – flera år	10 m – >10 km
Mikroplaster	Kontinuerligt (hela året)	Många årtionden	10 m – >10 km

KÄNSLIGA MILJÖER OCH ORGANISMER

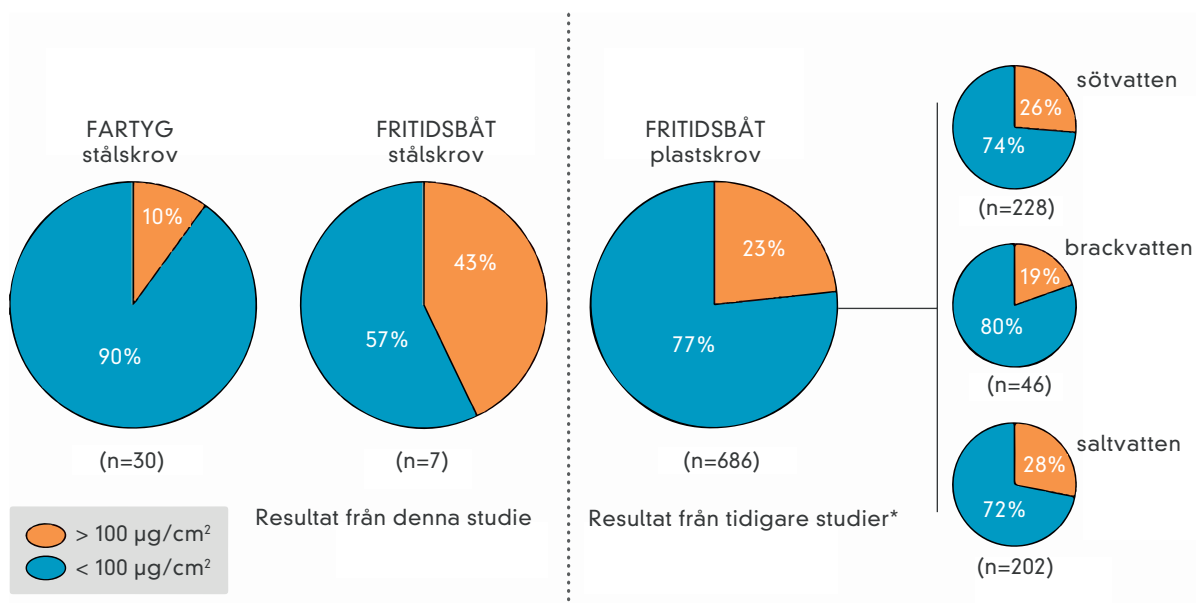
- Grunda, vågskyddade mjukbottensmiljöer med låg vattenomsättning
- Många olika organismer visar letala och subletala effekter från miljögifter
- Sjöfågel och pälsdjur (oljespill)

Sedan 2003 råder det även för fartyg förbud att måla med tennorganisk färg genom den internationella Anti-foulingssystem- (AFS) konventionen (IMO 2001). Enligt samma konvention är det även sedan 2008 förbjudet att ha tennorganisk gammal färg på skroven, såvida man inte kapslar in färgen med en spärrfärg som hindrar läckage till vattenmiljön. Reglerna gäller även fritidsbåtar men det är i nuläget oklart om de spärrfärger som finns för fritidsbåtar verkligen är effektiva mot TBT-läckage. Därför tillåter t.ex. inte Stockholms stad spärrfärg som en metod utan kräver att båtar målade med TBT ska saneras. Trots dessa förbud visar studier på fortsatt spridning av TBT till vattenmiljön, där hantering av båtskrov, och fartygsskrov på land samt uppgrumling av förorenade sediment bedöms utgöra källor för kontinuerlig tillförsel av TBT till miljön (Lagerström m.fl. 2019). Bland annat har studier från Sverige visat på kraftigt förhöjda koncentrationer av TBT i spolvatten efter att fritidsbåtar högtryckstvättats (1600 ng/L; Ytreberg 2012), vilket är cirka en faktor 10 000 gånger EUs miljökvalitetsnorm för TBT (se avsnitt 4.1.3). Från Gotenius varv och det numera nedlagda Cityvarvet, båda i Göteborg, har halter av TBT på 9000 ng/L respektive 990 000 ng/L uppmätts i spolvatten år 2007 (Thulin 2008).

För att ta reda på om fritidsbåtar och fartyg fortfarande har färglager som innehåller förbjudna tennorganiska färger utvecklade Ytreberg m.fl. (2015) en applikation för att med röntgenfluorescens-spektroskopi (X-ray fluorescence spectroscopy (XRF)) mäta metaller (inklusive tenn) i båtbottnfärg målade på plastskrov. Metoden är

helt oförstörande, snabb (<1 min) och mäter metallinnehåll i enheten $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Metoden har använts för att leta efter tenn på fritidsbåtar i Östersjön, Mälaren och på svenska västkusten där cirka 10 % av de analyserade båtarna (totalt antal: 686) innehöll koncentrationer av tenn >400 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (Ytreberg m.fl. 2016). Denna koncentration av tenn är likställd med vad ett halvt lager (20 μm) gammal TBT-färg innehåller. Med XRF får man dock endast information om den totala halten av ett ämne, och inte i vilken form som ämnet förekommer. I en studie av Lagerström m.fl. (2017) skrapades därför färglager av från 23 fritidsbåtar i Sverige, Finland och Tyskland. Proverna analyserades med avseende på total mängd tenn samt olika tennorganiska föreningar inklusive TBT, dess nedbrytningsprodukter dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT) samt trifenylytten (TFT) och dess nedbrytningsprodukter Difenylytten (DFT) och Monofenylytten (MFT). Ett tydligt samband hittades mellan total mängd tenn och total mängd tennorganiska föreningar. I en senare studie av Lagerström m.fl. (2019) har ett riktvärde för tenn vid XRF-mätningar tagits fram. Koncentrationer som överskrider detta riktvärde, som är satt till 100 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, indikerar förekomst av tennorganiska föreningar. I figur 5.8 visas andelen analyserade svenska fritidsbåtar och fartyg som överskrider detta riktvärde.

TBT har en hög affinitet till organiskt material och resuspenderande partiklar, vilket gör att den största delen av TBT till slut hamnar i sedimenten. Nedbrytningen av TBT sker i tre steg: från TBT till DBT till MBT och

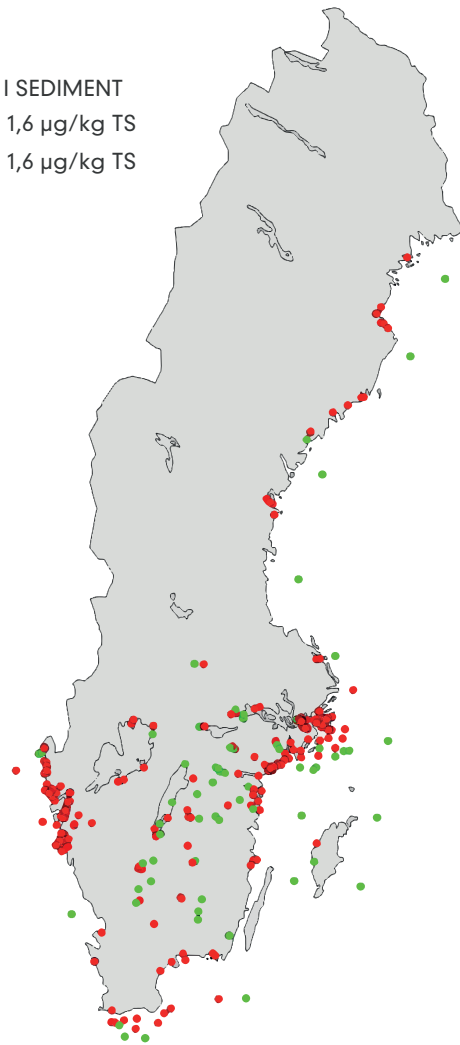


FIGUR 5.8 Andel båtar med minst 1 mät punkt över riktvärdet på 100 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Antal båtar (n) som resultatet baserar sig på är utskrivet inom parentes under respektive diagram. Data inhämtat från (Ytreberg m.fl. 2016, Lagerström m.fl. 2019).

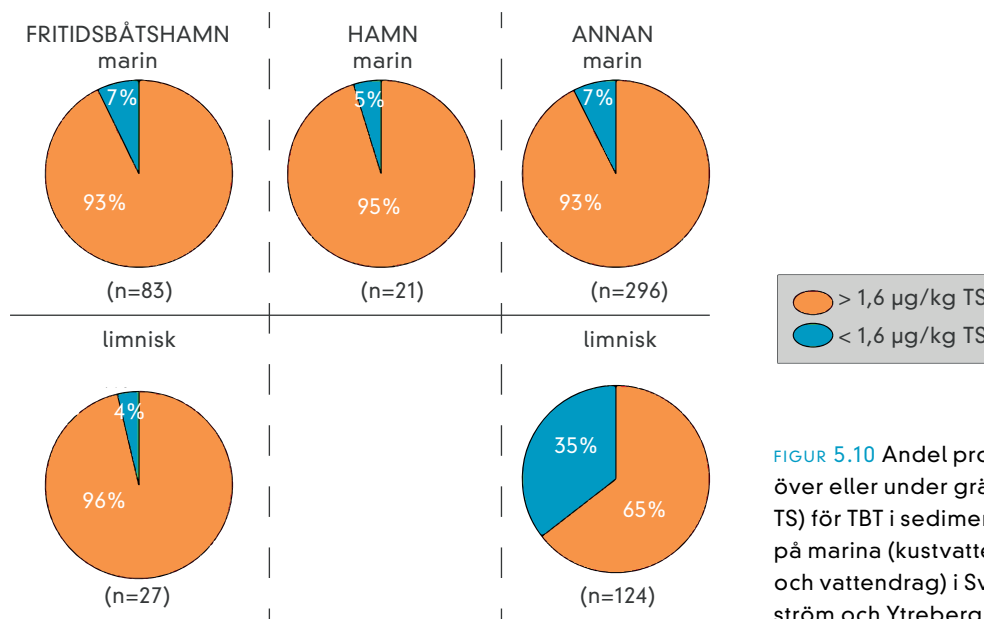
slutligen till oorganiskt tenn, där giftigheten avtar i varje steg (Antizar-Ladisla0 2008). Nedbrytningen accelereras av UV-ljus, ökad temperatur och mikrobiell aktivitet, där den senare är viktigast (Hoch 2001). Halveringstiden av TBT sträcker sig från några månader i syrerika sediment till flera årtionden i syrefattiga sediment (Dowson m.fl. 1996). Detta gör att höga halter av TBT fortfarande hittas i sediment längs Sveriges kust (Bengtsson and Cato 2010, Egardt m.fl. 2017) samt att TBT-halter frekvent överskrider det nyligen införda gränsvärdet för yt-sediment (1,6 µg/kg torr-vikt; se Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2013:19). I en rapport av Lagerström och Ytreberg (2018) har svenska miljöövervakningsdata av TBT i sediment analyserats. Underlaget, som kommer från Sveriges länsstyrelser, Sveriges geologiska undersökning (SGU) och ett antal kommuner, utgörs av 1298 provpunkter där 479 består av yt-sediment (0–2 cm). En jämförelse av TBT-halterna i yt-sediment (0–2 cm) med gränsvärdet på 1,6 µg/kg torr-vikt (TS) visar att 83 % av alla provpunkter överskrider gränsvärdet (fig. 5.9). De högsta TBT-halterna återfanns i hamnar (median 71 µg/kg) och fritidsbåtshamnar (54 µg/kg), men även kategorin annan lokal har kraftigt förhöjda halter (median 17 µg/kg).

Uppdelat efter marina och limniska områden samt lokaltyp (fig. 5.10) kan man vidare konstatera att 93 % av alla punkter i fritidsbåtshamnar samt 95 % av alla punkter i hamnar längs Sveriges kuster överskrider gränsvärdet. Även majoriteten (93 %) av provtagningspunkterna i annan marin lokal överskrider gränsvärdet. Således går det att konstatera att Sveriges kustvattenförekommster än idag är kraftigt förorenade av TBT trots

TBT I SEDIMENT
 ● < 1,6 µg/kg TS
 ● > 1,6 µg/kg TS



FIGUR 5.9 Karta som visar TBT-halter i sediment (0–2 cm) relativt till miljö kvalitetsnormen på 1,6 µg/kg torr-vikt (TS). Från Lagerström och Ytreberg (2018).

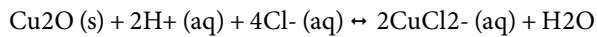


FIGUR 5.10 Andel provpunkter (0–2 cm) över eller under gränsvärdet (1,6 µg/kg TS) för TBT i sediment uppdelat på marina (kustvatten) och limniska (sjöar och vattendrag) i Sverige. Från Lagerström och Ytreberg (2018).

att TBT-färg varit förbjudet att använda sedan 1989 (fritidsbåtar) och 2008 (fartyg).

5.8.1.2. Koppar

Koppar är idag den vanligaste biociden i båtottenfärger globalt och är den enda biociden som förekommer i fritidsbåtsfärger i Sverige. Koppar tillsätts oftast i färgerna i form av kopparoxid (Cu₂O) där dess löslighet i vatten styrs av följande ekvation (Yebra m.fl. 2005):



Lösligheten av kopparoxid ökar alltså med ökad kloridkoncentration och protonaktivitet. Detta betyder att lösligheten (och läckagehastigheten) av koppar ökar med ökad salthalt samt med ökad försurning. Effekten av salthalt på läckage av koppar från båtottenfärger är också något som påvisats i artiklar av Ytreberg m.fl. (2017), där läckaget av koppar från fem olika båtottenfärger var som lägst i Stockholm medan 2–3 gånger så mycket koppar läckte från färger exponerade i Kiel och Göteborg, där salthalten är högre. En studie av Lagerström m.fl. (2019) visar på samma tendens där kopparfärger exponerade i Stockholms skärgård läcker cirka hälften så mycket koppar jämfört med när de exponeras i Göteborgs skärgård.

Med hjälp av denna typ av läckhastighetsdata från olika båtottenfärger och olika aktivitetsmodeller av fritidsbåtar och fartyg har man inom forskningsprojektet SHEBA beräknat att kopparskottet till Östersjön från fritidsbåtar målade med båtottenfärger är cirka 57 ton/år. Motsvarande siffra från sjöfarten är cirka 300 ton/år (SHEBA 2018). För att ställa det i relation till andra utsläppskällor så visar undersökningar från Svenska miljöemissionsdata (Smed) från 2010 att Sveriges totala belastning från dagvatten från hela Sveriges tätorter, vägar och parkeringsplatser är 38 ton/år (Ejhed m.fl. 2010). Enligt en rapport från Helcom (2011) är den totala årliga belastningen av vattenburen koppar 886 ton (båtottenfärger exkluderat) (tabell 5.1).

Koppar är ett essentiellt (livsnödvändigt) spårämne för de flesta levande organismer. Men koppar kan även bli toxiskt (giftigt) för organismer vid förhöjda halter. Risken för att toxiska effekter ska uppstå är dock svårbedömd, då koppars kemi är komplex och styrs av framförallt i vilken form ämnet förekommer. I kustvatten har koppar en hög affinitet till organiskt material, vilket gör att biotillgängligheten (och giftigheten) av koppar generellt minskar med ökad halt av organiskt material. Den biotillgängliga formen av koppar består främst av den fria kopparjonen, Cu²⁺, men

TABELL 5.1. Årlig belastning av vattenburen koppar till Östersjön, per land (Helcom 2011) samt från fartyg och fritidsbåtar målade med båtottenfärg (SHEBA 2018).

LÄNDER	KOPPAR (TON)
Danmark	Inga tillgängliga data
Estland	110
Finland	128
Tyskland	8
Lettland	75
Litauen	Inga tillgängliga data
Polen	142
Ryssland	184
Sverige	239
Totalt från länder	886
Sjöfart i Östersjön	302
Fritidsbåtar i Östersjön	57

då denna fraktion är mycket komplicerad att analysera så mäts oftast den lösta fraktionen av koppar, dvs. den andel av koppar som passerar ett filter med en porstorlek på 0,45 µm. Om den lösta fraktionen av koppar endast skulle vara bunden till oorganiska ämnen (främst karbonat) i havsvattnet, skulle koncentrationen av den biotillgängliga Cu²⁺ vara så pass hög (0,1–2 nM, motsvarar 0,0064–0,0127 µg/L) att den skulle vara toxisk för de flesta alger och djurplankton (Moffett m.fl. 1997). Men då halten organiskt material oftast är hög i kustvatten så binds en stor andel av kopparjonerna upp till dessa s.k. organiska ligander, vilket gör att koncentrationen av fria kopparjoner reduceras kraftigt (<0,1 pM–0,1 nM, motsvarar 0,0064 ng/L–0,0064 µg/L) (Donat m.fl. 1994, Sunda m.fl. 1990, van den Berg m.fl. 1984). Trots att dessa Cu²⁺ halter är mycket lägre, så kan de halter som ligger i det högre spannet (0,1 nM, motsvarar 0,0064 µg/L) orsaka negativa effekter på känsliga arter av växt- och djurplankton (Moffett m.fl. 1997). Grunda, kustnära marina områden, där en stor andel av fritidsbåtsaktiviteten sker, används som parnings-, uppväxt- och födosöksområden för en stor mängd marina arter. Den potentiella negativa påverkan på icke målorganismer (arter som inte sätter sig på

båtskrov) av frisättandet av fri koppar är därför hög i dessa områden, speciellt då sjösättandet av nymålade fritidsbåtar på våren ofta sammanfaller med reproduktionscykler hos dessa organismer (Lindgren m.fl. 2018).

För att kunna mäta Cu²⁺ och oorganiska komplex av koppar i havsvatten krävs komplicerade och dyra analysmetoder baserat på s.k. voltammetri. På grund av de höga kostnaderna så används inte voltammetri inom miljöövervakning utan istället analyseras ofta den lösta (<0,45µm) fraktionen av koppar. En nackdel med att analysera den lösta fraktionen av ämnet är att den inte nödvändigtvis är en bra variabel för att prediktera giftighet av koppar, då koncentration löst organiskt material (vilket påverkar biotillgängligheten av koppar) kan skilja sig avsevärt mellan olika marina vatten.

För att öka kunskapen om effekter av koppar på miljön har kopparindustrin tagit fram en frivillig riskbedömningsrapport (RAR 2008), vilken är granskad och godkänd av EU:s kemikaliemyndighet Echa. I rapporten redovisas ett gränsvärde för marina vatten som är baserat på 56 olika studier utförda på 24 olika marina arter inklusive fisk, ryggradslösa djur och alger. Gränsvärdet avser den lösta (<0,45µm) halten koppar och man redogör även för hur man ska korrigera gränsvärdet beroende på halt löst organiskt kol i vattenmiljön. Denna frivilliga riskbedömningsrapport är något som våra nationella myndigheter, såsom Kemikalieinspektion och Havs- och vattenmyndigheten, använder sig av vid riskbedömning av båtbottenfärger samt vid statusklassning av våra kustvatten. För Östersjön använder Sverige dock en ytterligare säkerhetsfaktor på 3 för att ta höjd för att Östersjöns ekosystem anses vara särskilt känsligt. Om platsspecifika data för löst organisk kol saknas vid statusklassning, ska värdet 4,3 µg Cu/L tillämpas för Västerhavet och 1,45 µg Cu/L för Östersjön.

Svensk miljöövervakning inrapporterad till VISS (Vatteninformationssystem Sverige) visar att av 23 miljöstatusklassade kustvattenförekomster uppnår endast tre god miljöstatus avseende koppar i ytvatten, tre kunde inte statusklassas på grund av för litet underlag medan 17 vattenförekomster har kopparkoncentrationer som överskrider gränsvärdet för god miljöstatus enligt Vattendirektivet (VISS 2019). Kunskap saknas dock om hur stor belastningen av koppar är från olika källor till just dessa vattenförekomster.

Miljö kvalitetsnormerna för koppar i sediment har nyligen uppdaterats enligt rekommendationerna i Sahlin and Ågerstrand (2018). Miljö kvalitetsnormerna är framtagna enligt konceptet "added risk approach" (ARA), där naturlig bakgrund först ska subtraheras från uppmätt koncentration, innan jämförelsen med

miljö kvalitetsnormen och en eventuell omräkning till 5 % OC (organic carbon) görs. Två förslag på miljö kvalitetsnormer för koppar i marina sediment redovisas. Den första är normaliserad till organisk kol (OC) och är 52 mg/kg, vid 5 % OC. Den andra tar inte hänsyn till OC och ligger på 16 mg/kg torrsvikt. Dataunderlaget kommer från ett antal studier på olika organismer där kräftdjuret *Nitocra spinipes* var mest känsligt för koppar; en 10%-ig negativ effekt på reproduktion påvisades vid en kopparkoncentration på 77,5 mg/kg torrsvikt. På grund av ett begränsat dataunderlag av bl.a. fältstudier så används en osäkerhetsfaktor (AF, assessment factor) på 5 vid framtagandet av miljö kvalitetsnormerna.

På samma sätt som TBT är halter av koppar ofta kraftigt förhöjda i sediment, i och runt småbåtshamnar. Tabell 5.2 visar halter av koppar uppmätta i sediment i sju småbåtshamnar längs svenska västkusten (Bengtsson och Cato 2010, Nordberg m.fl. 2012). Som framgår är halterna av koppar i sedimenten högt över de föreslagna svenska miljö kvalitetsnormerna. Baserat på det norska toxicitetsklassning av koppar (SFT 2007, Norska Miljødirektoratet 2014) passeras gränsvärdet för "omfattande akutoxiska" effekter (>147 mg/kg torrsvikt) i sex av de sju undersökta småbåtshamnarna. Se avsnitt 5.8.1.6 nedan för mer information om miljögifter i småbåtshamnars sediment.

TABELL 5.2 Halter koppar i sediment uppmätta i marinor längs Svenska västkusten åren 2010 och 2012 (Bengtsson och Cato 2010, Nordberg m.fl. 2012).

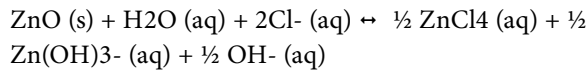
LOKAL	KOPPAR (MG/KG TS)
Amundön	200
Björlanda kile	253
Hinsholmskilen	301
Näset	204
Önnered	115
Fiskebäckskil	370
Sannäs	396

5.8.1.3. Zink

Zinkoxid (ZnO) ingår i de flesta båtbottenfärger som finns på den svenska marknaden. Zink är dock inte klassat som en biocid utan tillsätts främst för att kontrollera färgens erosionshastighet. Dock inkluderas zink i riskbedömning av kemiskt verksamma färger

(t.ex. kopparläckande färger) som kemikalieinspektionen ansvarar för.

Effekten av salthalt på läckage av zink från båtbottnfärger har tidigare modellerats av Yebra m.fl. (2006) där följande reaktion har föreslagits:



Senare experimentella studier har dock visat att salthalt inte har så stor påverkan på läckage av zink från fritidsbåtsfärger, vilket kan bero på att löslighets-hastigheten i saltvatten är cirka 16 gånger högre för kopparoxid i jämförelse med zinkoxid (Lagerström m.fl. 2018).

Zink är liksom koppar ett essentiellt spårelement för de flesta levande organismer. Men zink kan även bli toxiskt för organismer vid förhöjda halter (Sunda m.fl. 1990). Inom EU har man tagit fram ett PNEC-värde (predicted no effect concentration) som är att betrakta som ett gränsvärde för marin miljö. Underlaget baseras på 18 olika kroniska tester på mikroalger, makroalger, kräftdjur, musslor, svampdjur och fiskar. PNEC-värdet som föreslås för marin miljö är 7,8 µg Zn/L, uppmätt i löst (<0,45 µm) fraktion (RAR 2010). Havs- och vattenmyndigheten använder sig av andra miljö kvalitetsnormer för kustvatten, nämligen 3,4 µg/L för Västerhavet och 1,1 µg/L för Östersjön (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2013:19). Dock ska hänsyn tas till naturlig bakgrundskoncentration, dvs. bakgrundhalter ska adderas. Miljöövervakning i svenska kustvattenförekomster visar att 33 av 47 undersökta vatten har koncentrationer som överskrider miljö kvalitetsnormen för zink (VISS 2019). Som för koppar saknas dock kunskap om hur stor belastningen av zink från fritidsbåtar är till dessa kustvatten.

5.8.1.4. Irgarol

Irgarol 1051, är en herbicid som använts som en s.k. boosterbiocid i kopparbaserade färger sedan mitten av 1980-talet (Gatidou and Thomaidis 2007). Irgarol blev snabbt populärt då biociden var mycket effektiv för att förhindra algpåväxt genom att hämma fotosyntesen (Mohr m.fl. 2008). Studier under 1990-talet och 2000-talet har visat på höga halter av ämnet runt om i världen (Konstantinou and Albanis 2004). Exempelvis har man i Singapore uppmätt 4,2 µg/L (Basheer m.fl. 2002) och i en svensk fritidsbåtshamn koncentrationer på 0,4 µg/L (Dahl and Blanck 1996).

Irgarol har även riskbedömts inom EU där Nederlän-

derna var ansvariga för riskbedömningen. Den studie som gav störst påverkan var en 10-veckors mikrokosmosstudie där effekter på bl.a. naturliga perifyton, mikroalger och djurplankton studerades. Baserat på resultat från denna studie föreslogs ett gränsvärde (PNEC) för marin miljö på 5,8 ng/L, dvs. en faktor som är nästan 1000 gånger lägre än vad som tidigare uppmätts i de mest kontaminerade hamnarna (4,2 µg/L). Vid modellering av vilka koncentrationer man kan förväntas få i miljön (hamnar och farleder) vid användande av irgarol i båtbottnfärger överskreds PNEC-värdet i många fall. Därav bedömdes risken för den marina miljön vara oacceptabel och från 2017 är det inte längre tillåtet att använda båtbottnfärger som innehåller irgarol inom EU (EU 2016). Det pågår även diskussioner på IMO-nivå om att globalt förbjuda irgarol i båtbottnfärger för fartyg (MEPC 2018).

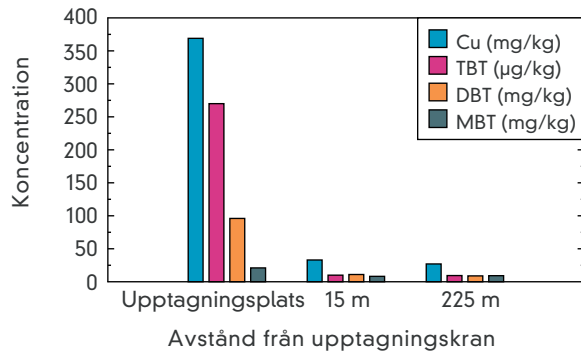
5.8.1.5. Framtida antifoulingbiocider

För att en biocid ska kunna få användas i båtbottnfärger måste den först godkännas enligt ett EU-kommissionsbeslut. I beslutet framgår om biociden är tillåten för "yrkesmässig användning" (fartygsfärger) eller "icke yrkesmässig användning" (fritidsbåtsfärger). Hitintills har följande biocider godkänts för "icke yrkesmässig användning": DCOIT, Tolyfluanid, kopparpulver, kopparoxid och koppartiocyanat, Medetomidine, Dichlofluanid, Tralopyril och Zineb. Dessa biocider kan ur regelmässig synpunkt godkännas för konsumenter om riskbedömningen som görs vid produktprövningen är acceptabel. I dagsläget finns dock inga fritidsbåtsfärger för den svenska marknaden som innehåller andra biocider än kopparföreningarna kopparpulver, kopparoxid, koppartiocyanat. Det återstår att se om något företag kommer ansöka om tillstånd hos Kemikalieinspektionen för att få saluföra en båtbottnfärg med andra biocider på den svenska marknaden.

5.8.1.6. Halter av biocider i småbåtshamnars sediment

Ett exempel på hur fritidsbåtar bidrar till utsläpp av miljögifter i havet kan ses i analyser av sediment runt småbåtshamn. Ofta är koncentrationer av biocider mycket höga i nära anslutning till båtupptagningsplatsen och spolplattan på marinan, men avtar i en skarp gradient när man rör sig bort från småbåtshamnen (fig. 5.11).

Tar man prover djupare ned i sedimenten får man information om bruk av olika ämnen längre tillbaka i tiden (Nordberg och Robijn 2015). Om det är en hamn

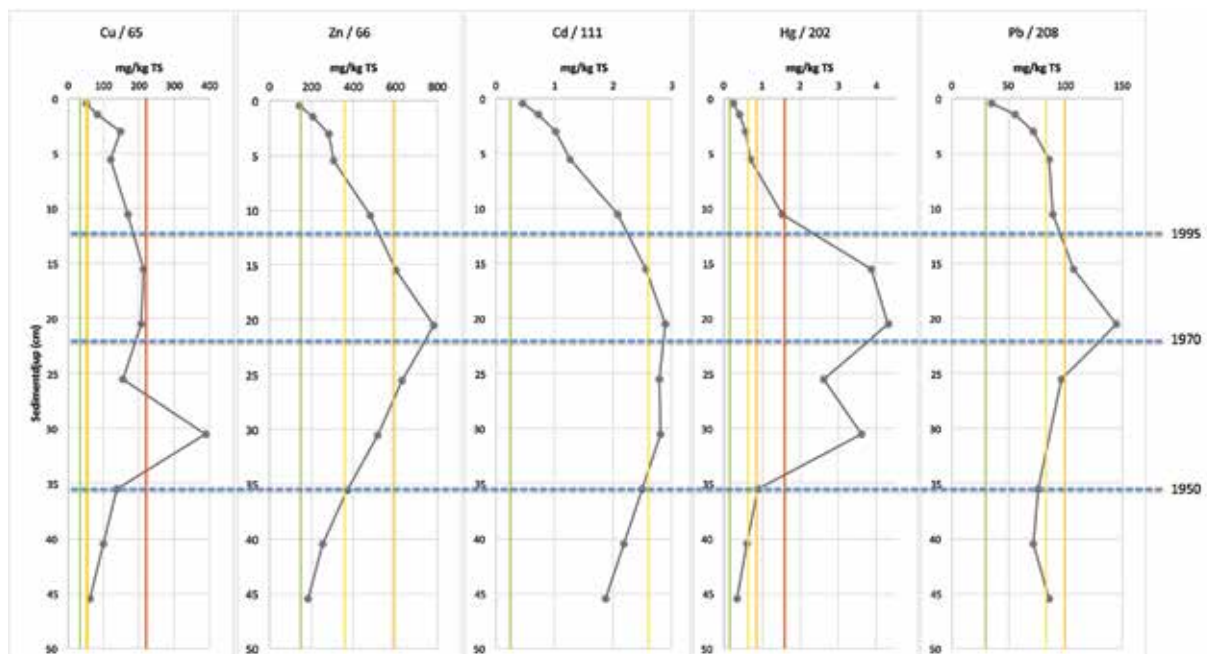


FIGUR 5.11 Exempel på gradient av biocider från Sannäs båtupptagningsplats i Bohuslän. Koncentrationer av Koppar (Cu) och Butyltenn (TBT, DBT, MBT) i sediment på olika avstånd från upptagningsplatsen (Nordberg m.fl. 2012).

med längre historia, påvisar dessa äldre sediment i allmänhet högre halter av t.ex. koppar, zink, bly och kvicksilver. I figur 5.12 syns detta fenomen tydligt från en sedimentkärna från Fiskebäckskilsviken på västkusten, vilket överensstämmer med de flesta undersökta stationer i viken. Djupare ner i sedimenten, i lager som avsatts mellan 1960- och 1980-talen, uppträder mycket höga halter av metaller. Detta då dessa metaller avsattes under en tid då lagstiftning och miljömedvetenheten inom den maritima kulturen var betydligt lägre än idag. Numera har detta ändrats påtagligt men minnet från denna tid finns kvar i sedimenten, som ett slags miljöarkiv, i form av mycket höga föroreningshalter. Det betyder att muddring av botten i hamnarna kan orsaka kraftiga miljöstörningar, vilket under senare år har lett till att muddring alltid måste föregås av undersökningar av de djupare sedimenten eller att muddermassorna måste analyseras innan de kan deponeras (Havs- och vattenmyndigheten 2018b).

5.8.2 Föroreningar från båtmotorer

Fritidsbåtars motorer orsakar stora utsläpp av både petrokemiska produkter och förbränningsavgaser (se avsnitt 4.3.4.1). Dessa föroreningar kan påverka den marina miljön på flera olika sätt, vilket beskrivs nedan.



FIGUR 5.12. Temporal förekomst av metallerna koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), Kviksilver (Hg) och bly (Pb) i en sedimentkärna från Fiskebäckskilsviken i Bohuslän. Betydligt högre halter observeras djupare ned i sedimenten, alltså i äldre sedimentlager. De färglagda vertikala linjerna indikerar miljöklassningarna enligt det norska effektbaserade klassningssystemet där röd färg indikerar akuttoxiska effekter (Nordberg opubl. material, SFT 2007, Norska Miljødirektoratet 2014).

5.8.2.1. Petrokemiska produkter

När olja och andra petrokemiska produkter såsom raffinerat bränsle hamnar i den marina miljön kan det leda till olika effekter, allt från långvariga subletala effekter till akuttoxiska effekter. Detta beror på ett flertal faktorer, men huvudsakligen på typen av produkt som släpps ut, utsläppets storlek, säsong och påverkade habitat. Djur och växter kan i sin tur exponeras på tre olika sätt: genom direkt kontakt eller intag, genom upptag av biotillgängliga komponenter ifrån vattnet eller vid intag av förorenat byte (Lindgren 2015 och referenser däri).

När stora oljespill från t.ex. oljeriggskatastrofer eller fartygskollisioner hamnar i den marina miljön är det väl utrett vad det får för ekotoxikologiska effekter. Här verkar oljan främst akut toxiskt, då kolvätena har en narkotisk effekt på djur. Kolvätena löser upp djurens cellmembran vilket medför att cellerna börjar läcka ut sitt innehåll och skapa obalans, vilket i slutändan kan ha dödliga effekter. En mer långsiktig, kronisk effekt av oljespill är syrebrist, som kan uppkomma både då oljan bryts ner i vattnet och genom att oljan lägger sig som ett lock på ytan och hindrar syre från luften att tränga ner i vattnet. Ett sådant lock stoppar även solljuset att nå ner i vattnet, vilket påverkar fotosyntetiserande organismer negativt. Detta fenomen bidrar till minskad mängd av marina växter, alger och bottenlevande djur och bidrar ytterligare till den antropogena stressen. Sjöfågel och andra djur, t.ex. sälar, delfiner och uttrar, som använder päls eller späck för värmereglering, är extra känsliga för oljespill då små mängder olja på fjäderdräkt eller päls leder till att den förlorar sin isolerande effekt. Detta resulterar i nedkylning av djuret. Större mängder olja på djuret leder till att en sjöfågel tappar förmågan att flyga vilket i slutändan ofta har dödlig utgång.

Fritidsbåtar ger upphov till mindre spill, men dessa sker å andra sidan oftast i en känsligare miljö nära kusten och under en tidsperiod (sommar) med hög biologisk aktivitet. De ekotoxikologiska effekter som uppkommer ifrån dessa mindre spill orsakas oftast av polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er). Detta är en grupp av hydrofoba molekyler som är sammansatta med två eller fler bensenringar, vilka kan existera i mer än hundra olika former. De har vanligtvis olika substituenten kopplade till sig, alkyl-, amino- eller nitrogrupper.

Beroende på sitt ursprung klassificeras PAH:er som pyrogena eller petrogena. Pyrogena PAH:er bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material t.ex. vid skogsbränder, tobaksrökning eller förbränning av fossilt bränsle. Petrogena PAH:er bildas samtidigt med råoljan och finns i petroleumprodukter som bensin och

diesel. Petrogena PAH:er är oftast, (>93 %) alkylerade, vilket innebär att de har en metyl-, etyl- eller propylgrupp kopplade till sin ringstruktur. Vanligtvis sker mätningar av 16 olika former av PAH:er, exempelvis inom miljöövervakningen. Dessa är utvalda utefter de former som vanligtvis finns i luft, efter förbränning av organiskt material. De 16 formerna innefattar inte alkylerade PAH:er, vilket kan leda till att man underskattar den totala mängden PAH:er i den marina miljön, då dessa miljöer ofta är utsatta för PAH:er med petrogen ursprung. De petrogena PAH:erna tas dessutom upp lättare i djur och växter jämfört de pyrogena PAH:erna (Hylland 2006). I havet kommer de flesta PAH:er återfinnas i sedimentet, eftersom de har hög affinitet för organiskt material.

PAH:er har en rad olika toxiska effekter på vattenlevande organismer. Olika PAH:er har olika effekter vilket inkluderar förändringar i generna (mutagena effekter), uppkomst av cancer (karcinogena effekter), skador på immunsystemet, hormonstörande effekter och påverkan på utveckling (Hylland 2006). Även om dessa effekter inte är direkt dödliga kan konsekvenserna i förlängningen ändå bli stora. Resultatet kan bli nedsatt taxonomisk och ekologisk diversitet, lägre tillväxt och reproduktion och lägre tolerans för annan stress. Dessa effekter visar sig ibland inte förrän flera generationer senare. Detta sammantaget kan i slutändan ge upphov till lika stora effekter som ett stort engångsläckage av olja. Till exempel så har studier visat att exponering av så låga PAH(30) koncentrationer som 130 – 1300 µg/kg i sediment ger effekter på mikrobiella- och meiofaunasamhällen i form av en förändrad samhällssammansättning och en kraftigt eller helt nedsatt förmåga till nitrifikationsprocesser. Långtidsexponering av låga koncentrationer av PAH:er i fält i närheten till ett oljeraffinaderi och i laboratorieförhållanden under 90 dagar har visat sig ge upphov till toleranseffekter i mikrobiella samhällen med konsekvenser av en lägre taxonomisk diversitet och sämre förmåga till nitrifikation (Carman m.fl. 2000, Lindgren m.fl. 2012, Lindgren m.fl. 2015, Lindgren m.fl. 2017).

Inom gruppen petrokemiska produkter ingår också gruppen flyktiga organiska kolföreningar, VOC:er. Dessa finns, precis som PAH:er, i råolja och förekommer därför i petrokemiska bränslen. De tillförs miljön vid förbränning eller vid spill av bränsle, men till skillnad från de tyngre PAH:erna så avdunstar VOC:er snabbt. Några exempel på denna grupp av ämnen i petrokemiskt bränsle är bensen, toluen och xylen, vilka alla anses vara cancerogena.

5.8.2.2. Förbränningsprodukter

Vid förbränning av petrokemiska bränslen bildas en rad olika ämnen som är skadliga för miljön: kväveoxider (NO_x), sotpartiklar, flyktiga organiska kolföreningar (VOC), kolmonoxid (CO), koldioxid (CO_2) samt svaveldioxid (SO_2). Om man använder alkylatbensin bildas dock inga svaveloxider då detta bränsle är renare jämfört andra bränslen. *Se avsnitt 4.3.4. för mer information.*

Avgaser från fritidsbåtmotorer avges under vattenytan. Detta gör det rimligt att anta att en del av de ämnen som finns i avgaserna kommer lösas i vattnet, även om merparten gasas ur och går upp i luften. Hur denna fördelning ser ut saknas det kunskap om. Stora mängder av små, svarta partiklar hittas dock i svenska kustvatten och kommer troligen till viss del från förbränningsmotorer (Magnusson och Norén 2011).

Föroreningar till luft, som t.ex. NO_x och små partiklar, kan leda till luftvägsproblem hos människor. NO_x och VOC:er bidrar även till bildandet av marknära ozon, som har visats öka antalet sjukhusinläggningar genom att orsaka inflammation i luftvägarna (Naturvårdsverket 2019c). Påverkan på luftrören går tillbaka när exponeringen upphört, och är oftast mest allvarlig hos känsliga grupper, t.ex. astmatiker (Naturvårdsverket 1999).

Mängden tillåtna halter av partiklar, NO_x och ozon i luft regleras av utsläppsdirektivet (Europaparlamentet direktiv 2001/81/EG) samt av luftkvalitetsdirektivet (Europaparlamentet direktiv 2008/50/EC).

Ozon kan förutom påverkan på mänsklig hälsa även vara skadlig för växter då ämnet påskyndar bladens åldrande. Men det kan även förstöra vissa typer av material, som bomull, cellulosa och gummi. Svavel- och kväveoxider påverkar också miljön negativt då de reagerar med vatten i luften och på så sätt bidrar till försurning och övergödning när det faller ut som nederbörd. Detta kan påverka på stor geografisk skala då ämnena kan transporteras långt (Naturvårdsverket 2018c).

5.8.3 Övriga utsläpp från fritidsbåtar

Övriga utsläpp från fritidsbåtar innefattar flera olika och från varandra vitt skilda ämnen, exempelvis tensider från tvättmedel och mikroplaster från bottenfärger och materialslitage. Gemensamt för denna grupp är dock att de har en bred påverkan, dvs. det finns ingen organismgrupp som tydligt påverkas mer än någon annan. Dessa utsläpp är mer diffusa än läckage från bottenfärger och urvalet av förorenade ämnen baseras på en studie gjord av Gustavsson m.fl. (2017) i vilken

man screenade för organiska föroreningar i ytvatten längs den svenska Bohuskusten. Bland de substanser som identifierats i studien har vi valt de ämnen som till stor del kommer från fritidsbåtsaktiviteter, närmare bestämt: impregneringsämnen, tensider, klorerade flyktiga organiska föreningar och ftalater. Samtliga av dessa föroreningar förekommer i halter under sina respektive gränsvärden, men eftersom kemikalier alltid uppträder i blandningar i den akvatiska miljön bidrar även små mängder av ett ämne till den totala kemiska belastningen. Utöver dessa ämnen behandlas även näringsämnen och mikroplaster i detta avsnitt.

För samtliga ämnen gäller att fritidsbåtar är en av flera källor av utsläpp till den marina miljön, men på platser med flera båtar och stor aktivitet kan fritidsbåtarna vara en av de mer betydande källorna. Ett exempel på detta de utsläpp som sker vid tvätt av skrov i småbåtshamnar i samband med sjösättning, då detta ger höga halter tensider i omgivande vatten (Gustavsson m.fl. 2017). Ett annat exempel är att fritidsbåtar under sommartid ger upphov till spridning av näringsämnen via toalettavfall vid populära naturhamnar (Johansson 2009).

Impregneringsämnen

Impregnerat trä som placeras i vatten, exempelvis trä i bryggkonstruktioner, läcker kemikalier från det använda impregneringsmedlet till omgivande vatten (Kelty och Bliven 2003). De ämnen som idag är vanligast att använda för träimpregnering är en kombination av organiska salter och koppar (KemI 2004; tabell 5.3), men äldre konstruktioner kan vara behandlade med mer giftiga ämnen som kreosot och arsenik. Kreosot är en stenkolstjärprodukt som klassas som ett CMR-ämne, dvs. ett cancerogen, mutagen och reproduktionsstörande ämne och är en blandning av många olika ämnen, däribland de hälsofarliga antracen, fluoranten och pyren (KemI 2015). Efter år 2016 är det inte längre tillåtet att använda kreosotbehandlat virke för bryggor eller andra strukturer som kommer i kontakt med vatten (KemI 2016a), men innan förbudet trädde i kraft var kreosot ett vanligt använt träimpregneringsmedel i Sverige. Ämnena antracen, fluoranten och pyren hittas i ytvatten längs svenska västkusten, dock i halter under individuella gränsvärden (Gustavsson m.fl. 2017). Läckaget av impregneringsämnen är som störst precis efter att det behandlade träet placerats i vattnet, men fortsätter under hela strukturens livslängd, om än i minskad omfattning.

TABELL 5.3 De vanligaste verksamma kemiska ämnen som förekommer i produkter för tryck- och vakuumimpregneringsmedel (KemI 2004).

VERKSAMT ÄMNE	GODKÄNNANDESTATUS 2019
Kreosot	Får ej användas i vattenmiljö, kan finnas i äldre strukturer.
Basisk koppar(II) karbonat	Godkänt
Tetraminkoppar	Finns inga godkända produkter, kan finnas i äldre strukturer.
Fosforsyra	Godkänt
Kromtrioxid	Godkänt
Borsyra	Godkänt
Koppar(II)oxid	Godkänt

Ytaktiva ämnen/Tensider

Ytaktiva ämnen kallas också för tensider eller surfaktanter och finns i olika tvättmedel och hygienprodukter där de fungerar som fettupplösare. Vid båttvätt med tvättmedel och vid användande av hygienprodukter ombord på fritidsbåtar läcker tensider ut i omgivande vatten, om inte smuts- och avloppsvattnet omhändertas. Hur miljöfarligt ett tvättmedel är bestäms främst av mängden tensider i medlet (Pettersson m.fl. 2000). De vanligast förekommande tensiderna är de anjoniska tensiderna såsom natriumdodecylsulfat (SDS), natriumlaurylsulfat (SLS) och linjära alkylbenzenesulfonater (LAS). LAS har dock allt mer fasats ut från den svenska marknaden tack vare miljömärkning (Naturskyddsföreningen 2019).

Tensider, oavsett om de är anjoniska, katjoniska eller icke-joniska, är skadliga för vattenlevande organismer genom att de interagerar med biologiska makromolekyler. Bland annat påverkas cellmembranens genomsläpplighet genom att tensiderna binder till fosfolipiderna i membranet och enzyms aktivitet rubbas (Cserhádi m.fl. 2002, Mandal m.fl. 2010). Det finns en mängd dokumenterade toxiska effekter orsakade av tensider såsom exempelvis störd gälfunktion hos fisk (Partearroyo m.fl. 1992), hämmad tillväxt hos alger (Lechuga m.fl. 2016) och nedsatt reproduktion hos kräftdjur (Deese m.fl. 2016). Vid en viss nivå kan tensider även vara dödliga för akvatiska organismer (Könnecker m.fl. 2011). De halter som uppmätts i svenska vatten är dock betydligt lägre än de koncentrationer vid vilka man ser en tydlig biologisk effekt (Gustavsson m.fl. 2017).

Tensider bryts ner i miljön genom biologisk nedbrytning (Könnecker m.fl. 2011), oftast till mindre

toxiska produkter. Detta stämmer dock inte för den icke-joniska tensiden alkylfenoletoxylat (APE/APEO) vars nedbrytningsprodukter är nonyl- och octylfenol, som är bioackumulerande och hormonstörande ämnen med östrogenlika effekter (KemI 2016b, Scott och Jones 2000). Tensider har också förmåga att påverka tillgängligheten av andra kemikalier i miljön. Exempelvis har man visat att anjoniska tensider kan minska upptaget av metaller hos vattenhyacinter (Cserhádi m.fl. 2002).

Klorerade flyktiga organiska föreningar (klorerade VOC:er)

Trots denna ämnesgrupps höga flyktighet, dvs. att ämnena avdunstar lätt, har man funnit klorerade flyktiga organiska kolväten i ytvatten längs Bohuskusten (Gustavsson m.fl. 2017; tabell 5.4). Klorerade flyktiga organiska ämnen används i produktion av plast och färg och kan läcka från bland annat båtskrov. Höga koncentrationer av klorerade VOC:er kan ge upphov till toxiska effekter, men det är *mycket* osannolikt att dessa koncentrationer skulle påträffas i den marina miljön (McCulloch 2003, Gustavsson m.fl. 2017, WHO 1999).

Klorerade kolväten har en hög löslighet i fett men mycket låg löslighet i vatten. I naturen tenderar klorerade kolväten därför att associeras med levande material eftersom de till större del än omgivningen består av fett. Klorerade kolväten bioackumuleras och i många fall även biomagnifieras. Biomagnifiering innebär att koncentrationen i ett djur ökar ju längre upp i näringskedjan det befinner sig (Skarphedinsdottir m.fl. 2010).

TABELL 5.4 Klorerade flyktiga organiska föreningar identifierade i Bohuslänns kustvatten och relevant riksklassificering (från Gustavsson m.fl. 2017)

KLORINERADE FLYKTIGA ORGANISKA FÖRENINGAR	RISKKLASSNING
1,2-diklorethan	Toxisk, cancerogen
Kloroform	Toxisk, cancerogen, reproduktionstoxicitet
1,1,1-Triklorethan	Ingen relevant riskklassificering
Koltetraklorid	Kronisk toxicitet i vattenmiljö, cancerogen
1,1,2-Trikloreten	Kronisk toxicitet i vattenmiljö, cancerogen
Tetrakloreten	Kronisk toxicitet i vattenmiljö, cancerogen

Ftalater/Mjukgörare

Ftalater används bland annat som mjukgörare i många plaster, främst i PVC plast och i färger där fritidsbåtar är en av flera källor till deras förekomst i miljön. Ftalater hittas i den marina miljön i koncentrationer som ligger under respektive ämnes gränsvärde. Men i en studie där man tittat på den totala risken av kemikalieblandningar i miljön var ftalater en av de kemikaliegrupper som bidrog mest till den totala risken (Gustavsson m.fl. 2017, tabell 5.5). På lokaler med höga halter av ftalater ansågs dessutom fritidsbåtar vara en av de större källorna till utsläpp i den marina miljön genom läckage från båtskrov (Gustavsson m.fl. 2017). Eftersom ftalater inte är bundna till plastpolymeren så läcker de ut till omgivande miljö under hela produktens livslängd och hittas därför också i alla delar av miljön, från luft till dricksvatten och sediment (Przybylinska och Wyszowski 2016, KemI 2016c).

Flertalet ftalater är klassade som särskilt farliga ämnen och är bland annat reproduktionsstörande och mycket giftiga för vattenlevande organismer. Reproduktionsstörningar är något som uppträder i alla studerade grupper av djur, och vissa av dessa, exempelvis musslor, påverkas redan vid mycket låga och halter som hittas i miljön (Oehlmann m.fl. 2009).

TABELL 5.5 Ftalater detekterade i Bohusläns kustvatten och relevant riksklassificering (Gustavsson m.fl. 2017).

FTALAT	RISKKLASSNING
DBP, Dibutylftalat	Reproduktionstoxicitet, akut toxicitet i vattenmiljö
BBP, Bensylbutylftalat	Reproduktionstoxicitet, akut toxicitet i vattenmiljö, kronisk toxicitet i vattenmiljö
DEHP, Di(2-etyl- hexyl)phtalate	Reproduktionstoxicitet
DINP, Diisononylftalate	Ej märkningspliktig enligt CLP
DIDP, Diisodecylftalat	Kronisk toxicitet i vattenmiljö
DIBP, Diisobutylftalate	Reproduktionstoxicitet

Näringsämnen

Tillgång till näringsämnen är en förutsättning för alla växters existens, men ett överskott av näring kan leda till förändringar i ett ekosystem och ge upphov till övergödning. I marina vatten leder övergödning till

ökad produktion av mikroalger (plankton) och snabbväxande fintrådiga alger. Effekterna av detta är flera, men bland annat ökar det vattnets grumlighet och ger en ökad syreförbrukning. Då merparten av svenska kustvatten anses påverkade av övergödning (Havs- och vattenmyndigheten 2018c) kan även små tillskott av extra näring få negativa effekter lokalt.

Fritidsbåtsaktivitet bidrar till ökad näringstillförsel genom toalettavfall och avgasutsläpp från båtmotorer (se avsnitt 4.3.4.1). Speciellt problematiskt är mänsklig urin, som är rikt på näring. En dygnsproduktion uriner ger näring till mer än ett kilo alger (Bruhn m.fl. 2016, Shurtz 2013), vilket motsvarar ungefär 14 g kväve och 1,4 g fosfor (Richert Stintzing m.fl. 2001). Av denna anledning är det från och med 1 april 2015 förbjudet att tömma båttoaletter i vatten, vilket gäller alla typer av toaletter (Transportstyrelsen 2019c). Det är dock endast 10 % av alla fritidsbåtar i Sverige som är utrustade med toalett ombord (Sweboat 2018), vilket innebär att välbesökta badvikar sommartid kan ha höga halter av näringsämnen från mänsklig urin (Johansson 2009, Norén 2014). För att ge ett exempel så uppskattades den totala belastningen av kväve och fosfor från fritidsbåttoaletter till 2 ton fosfor och 17 ton kväve sommaren 2008 (Johansson 2009). Detta är en mycket liten del av all näring som tillförs havet via vattendrag och atmosfären (Sonesten 2016), men kan vara betydande lokalt.

Vi tar här inte upp de utsläpp av sjukdomsalstrande mikroorganismer och läkemedel som också kan komma med mänsklig urin och avföring och som kan påverka vattenlevande organismer negativt.

Mikroplaster

Plastpartiklar som är mindre än 5 mm definieras som mikroplast. Denna grupp delas vidare upp i primära och sekundära mikroplaster där den första gruppen är plaster som avsiktligt producerats i små storlekar för användning inom industri och hushållsartiklar som exempelvis tvättprodukter. Den andra gruppen består av plastpartiklar som fragmenterats från större bitar. Fritidsbåtsaktiviteter ger upphov till sekundära mikroplaster via slitage av linor och rep, fiskeredskap och plastmaterial i brygg- och bojkonstruktioner, och erosion av vissa båtbottnfärger (se även avsnitt 4.1.1. och avsnitt 4.3.4).

Mikroplaster bryts inte ner utan ansamlas i den marina miljön (Lusher 2015). Vilka storskaliga effekter upptag av mikroplaster har på födovävar och det marina ekosystemet är något som forskningen arbetar med att klarlägga, men som vi ännu inte vet så mycket om. Vad vi däremot vet är att:

- Mikroplaster kan tas upp av marina djur och växter om dessa finns i omgivningen. Detta har visats genom laboratoriestudier där man sett att växtplankton både kan absorbera mikroplaster in i cellen och att plastpartiklar fäster på cellytan. Djur som exponeras för plastpartiklar i laboratoriemiljö äter dessa eller tar upp dem via gälarna (Lusher 2015).
- Mikroplaster som tagits upp kan transporteras till olika vävnader i djuret såsom till blodet eller haemolympha, reproduktionsorgan och lever (Farrell och Nelson 2013).
- Upptag av mikroplaster sker i den naturliga miljön. Analyser av mag- och tarminnehåll på en rad olika marina djur visar på förekomst av mikroplaster. Bland annat har man hittat små plastpartiklar i filtrerare såsom havstulpaner (Goldstein och Goodwin 2013) och musslor (De Witte m.fl. 2014), bottenlevande djur som havskräftor (Murray och Cowie 2011), havssköldpaddor (Tourinho m.fl. 2010), marina däggdjur (Bravo Rebolledo m.fl. 2013, Eriksson och Burton 2003) samt en rad olika fiskarter och sjöfåglar (se sammanställning i Lusher 2015).
- Mikroplaster fungerar som adsorptionsyta för fettlösliga gifter (Hirai m.fl. 2011) och metaller (Brennecke m.fl. 2016) som finns i det omgivande vattnet. Dessa gifter kan överföras till organismer vid intag av plasten och mikroplaster kan på detta sätt påverka biotillgängligheten hos miljögifter. Upptag av ämnen är dock en komplex process där flera faktorer samspelar. Närvaro av plastpartiklar har visats både kunna öka och minska djurs upptag av farliga ämnen där typ av substans och andra omvärldsförhållanden påverkar (Koelmans 2015).
- Mikroplaster och de substanser som är associerade med plasten kan föras över från bytesdjur till rovdjur (Farrell och Nelson 2013) och transporteras därmed i näringskedjan.
- De effekter man sett till följd av upptag av mikroplaster är minskad tillväxt, svält, inflammatorisk respons, vävnadsskador och ökad dödlighet, men ett intag av mikroplaster kan också lämna djuret opåverkat (Lusher 2015). De effekter man känner till kommer från laboratoriestudier, hur effekterna ser ut i naturliga populationer och ekosystem har ännu inte klarlagts.

5.9 Spridning av främmande arter

Fritidsbåtar kan bidra till spridning av främmande arter, t.ex. genom att invasiva arter fäster sig på båtskrov eller fastnar på ankare och förs mellan områden. I

detta avsnitt diskuteras hur fritidsbåtar kan utgöra en vektor för spridning av främmande och invasiva arter.

Många djur och växter i havet lever sina liv fastsittande på hårda ytor som klippor, bryggor och båtbottnar. Larver från t.ex. havstulpaner och musslor fäster gärna på båtbottnar och åtgärder för att hålla dessa borta är både kostsamt och leder till negativa effekter på miljön. Se avsnitt 4.1.3. om båttvättar samt 5.8.1. om kemisk påverkan från antifoulingbiocider. Påväxtorganismer kan förflyttas med skrov från ett geografiskt område, där arterna har en naturlig utbredning, till ett område där de inte funnits tidigare och där de alltså kan betecknas som främmande. I vissa fall kan dessa främmande arter även klassas som invasiva, vilket innebär att dess introduktion och/eller spridning hotar biologisk mångfald (CBD Convention on Biological Diversity 1992). Dessa arter kan ta över i nya miljöer och konkurrera ut inhemska arter. Som exempel klassas vanlig strandkrabba (*Carcinus maenas*), som invasiv i stora delar av världen och den för oss vanliga tarmsjöpungen (*Ciona intestinalis*) är invasiv i Kanada. Typiska egenskaper för arter som har potential att bli invasiva är att de har en hög tolerans för variationer i temperatur och salthalt. Vidare är dessa arter ofta allätare och har hög reproduktionsförmåga, vilket gör att de snabbt kan bli fler och förekomma i stora mängder. När en ny art väl etablerat sig är det därför oftast mycket svårt att hindra spridningen. Det finns många exempel på hur introduktionen av främmande arter kan leda till negativ påverkan på ekosystem och föranleda att kostsamma åtgärder behöver vidtas.

Ett exempel på en främmande art i svenska vatten är slät havstulpan (*Amphibalanus improvisus*). Denna art introducerades med fartyg från Nordamerika på 1800-talet och är den vanligaste och besvärligaste påväxtorganismen på båtskrov i svenska vatten. Den totala årliga kostnaden för användning av båtbottenfärg som ska hålla havstulpanen borta är uppskattad till mellan 200–400 miljoner kronor bara i Sverige (Gren m.fl. 2007). Förflyttning av arter via båtskrov sker både med kommersiell sjöfart och fritidsbåtar (Gollasch 2002, Clarke-Murrey m.fl. 2011). För kommersiell sjöfart är barlastvatten (vatten som används för att stabilisera fartygen när de inte har någon last) en viktig vektor för spridning av främmande arter. FN:s internationella sjöfartsorgan (International maritime organization, IMO) har de senaste årtiondena arbetat med framtagande av Barlastvattenkonventionen, med syfte att minimera denna typ av spridning. Barlastvattenkonventionen började träda i kraft i september 2018 och kräver att barlastvattnet behandlas och renas från levande organismer till satta gränsvärden (IMO 2004). Dock har

påväxt/biofouling på kommersiella fartyg visat sig vara en lika betydande vektor för introduktion av främmande arter som barlastvatten (Williams m.fl. 2013).

De senaste åren har man även visat att akvatiska främmande arter sprids med fritidsbåtar (Ferrario m.fl. 2017). Fritidsbåtars roll som vektorer för spridning av akvatiska organismer har beskrivits från flera områden globalt som Europa, Nordamerika och Nya Zeeland (Ferrario m.fl. 2017, Clarke-Murrey m.fl. 2011, Cahill m.fl. 2019). Många fastsittande organismer samlas i marinor där det finns gott om hårda substrat såsom bryggor, undervattensfundament, bojar och båtbottnar. De marina organismer som växer på båtbottnar är desamma som finns naturligt i tidvattenszonen och kan inkludera många olika arter som havstulpaner, mossdjur, svampdjur, sjöpungar, havsborstmaskar och makroalger. Vidare skulle t.ex. växter och alger som kan tillväxa från fragment eller spridas via frö och sporer också kunna spridas via användning av ankare och fiskeredskap där organismerna kan fastna (Sant m.fl. 1996).

En sammanställning av påväxtens fördelning mellan fritidsbåtar, kommersiella fartyg, marinor och hamnar visar att de vanligaste påväxtgrupperna finns på alla substrat, med högst andel påväxt på fartygsskrov (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Utifrån en jämförelse mellan kommersiell sjöfart och fritidsbåtar kan man generellt säga att kommersiell (internationell) sjöfart framför allt står för primär spridning av främmande arter. Fritidsbåtar kan sedan bidra till sekundär spridning, framförallt om marinorna ligger i samma geografiska område som större internationella hamnar.

Andel främmande arter av totala antalet påväxtarter på fritidsbåtar har i Europa uppskattats till 15 % (Mineur m.fl. 2008), i västra Nordamerika till 36 % (medelvärden från Clarke Murray m.fl. 2011 och Davidsson m.fl. 2010) och i Brasilien till 10 % (Neves m.fl. 2007). Risken för att båtar ska sprida arter till nya platser påverkas bland annat av hur ofta båtskrovet rengörs samt av hur stora områden båten rör sig över. Båtar som rengörs ofta och/eller färdas kortare sträckor bedöms ha en låg risk att transportera främmande arter till nya områden (Minchin m.fl. 2006). En studie från Nya Zeeland visade att 5 % av alla fritidsbåtar utgjorde en stor risk för spridning, då det var båtar som både färdades långa sträckor och rengjordes och målades oregelbundet (Minchin m.fl. 2006). Liknande slutsatser dras av Ferrario m.fl. (2017) som med hjälp av en riskbedömningsmatris konstaterar att det är de båtar som sällan rengörs eller sällan målas med bottenfärg samtidigt som de färdades långa sträckor som bedöms utgöra den största risken för spridning. Vidare påverkar

båtarnas antifoulingsskydd påväxten och Floerl och Inglis (2005) konstaterar att båtar, vars antifoulingfärg är äldre än 20 månader, utgjorde största risken.

Det är svårt att bedöma hur stor roll fritidsbåtar spelar för spridning av främmande arter eftersom data på deras rörelsemönster inte är lättillgängligt. Till skillnad från kommersiella fartyg finns det inte något krav på AIS-utrustning (som ger information om fartygets identitet, position, kurs och hastighet) för fritidsbåtar. Underlag för fritidsbåtars rörelsemönster kan sammanställas ifrån beläggning (antal nätter) i gästhamnar, uppskattade besök i naturhamnar och vid svenska kryssarklubbens bojar (Naturvårdsverket 2010b). I båtlivsundersökningen 2010 har man genom enkätundersökningar visat att fritidsbåtarnas vanligaste användningsområde är kortare resor som dags-turer och fisketurer (Transportstyrelsen 2010). Endast ett fåtal av fritidsbåtarna var på längre resor; cirka 10 % av båtägarna angav att de gjorde resor som var längre än 25 nautiska mil (cirka 46 km). Resor utanför Sverige gjordes framförallt till Danmark, Norge och Finland. I modelleringar av fritidsbåtaktiviteter i Kattegatt och Östersjön har man sett att de områden som har mest fritidsbåtsaktivitet är närområdena runt Göteborg, Köpenhamn, Stockholm och Helsingfors (Johansson m.fl. 2016). De flesta användningsdagarna för fritidsbåtar ligger i maj–september, vilket sammanfaller med högsäsongen för påväxtorganismer. Påväxten fäster framför allt när båtarna ligger förtöjda, varför både bryggor, andra närliggande fundament och båtar är troliga källor för att sprida påväxt. En del larver och förökningskroppar från alger når skroven med vattenmassor som spridits längre sträckor. Båtar i marinor kan ligga stilla under längre perioder (veckor–månader), vilket står i kontrast till kommersiella fartyg, som normalt bara ligger i hamn under en kort tid (timmar–dagar).

Riktlinjer med syfte att minska spridningen av främmande arter med fritidsbåtar har tagits fram på nationell nivå i bl.a. Nya Zeeland (Cohen m.fl. 2005, MPI 2013). Vidare har EU-kommissionen och IMO tagit fram rekommendationer för att minska spridning av främmande arter med fritidsbåtar (EU 2016b, IMO 2012). En studie från Medelhavet rekommenderar att fritidsbåtars betydelse som vektor för spridning av främmande arter tas med i framtida planering av hållbar maritim turism (Ferrario m.fl. 2017). I Skottland och Irland undersöks förekomsten av främmande arter i marinor med olika typer av s.k. ”rapid assessments”, vilket innebär att man besöker speciella platser i marinor vid bestämda intervall och noterar påväxt som kan ses från bryggan (Minchin och Nunn 2013). I New Foundland, Kanada pågår ett ”utrotningsprogram”

av sjöpungen *C. intestinalis* från marinor (McKenzie m.fl. 2016). Risken med att sprida invasiva arter med fritidsbåtar belyser vikten av att undvika påväxt på båten, framför allt för båtägare som färdas långt. Det är därför viktigt att utveckla effektiva, giftfria alternativ till biocidfärger.



6. SUMMERING OCH DISKUSSION AV FRITIDSBÅTARS PÅVERKAN PÅ GRUNDA KUSTEKOSYSTEM I SVERIGE

Huvudmålen med denna rapport har varit att sammanställa kunskapsläget om hur fritidsbåtslivet påverkar havsmiljön i Sverige, hur omfattande den sammanlagda påverkan är, samt hur den utvecklas idag. Nedan har vi sammanfattat resultaten i rapporten utifrån tre frågor: (1) *Hur påverkar fritidsbåtar miljön längs kusten?* (2) *Hur omfattande är den sammanlagda miljöpåverkan från fritidsbåtar?* samt (3) *Är utvecklingen hållbar?* Den första frågan syftar till att sammanfatta det vetenskapliga stödet angående de olika miljöeffekter som enskilda fritidsbåtsaktiviteter och strukturer ger upphov till på en lokal skala. Under den andra frågan beskrivs den sammanlagda och kumulativa effekten av den stora mängden aktiviteter och strukturer fritidsbåtslivet ger upphov till längs Sveriges kuster totalt. Under den sista frågan diskuteras hur trenden för fritidsbåtsaktiviteter och kustexploatering ser ut över tid för att kunna bedöma om dagens användning och förvaltning av fritidsbåtar är hållbar.

6.1 Hur påverkar fritidsbåtar miljön i havet?

Sammanställningen visar att det finns ett starkt stöd i den vetenskapliga litteraturen för att fritidsbåtar ger upphov till många negativa effekter på havsmiljön. Med fritidsbåtslivet följer en rad olika fysiska strukturer och aktiviteter som var och en ger upphov till flera olika typer av påverkan på miljön. Flera av de miljöeffekter som fritidsbåtar orsakar har först nyligen studerats mer ingående. En betydelsefull påverkan från fritidsbåtar är en ökad uppgrumling och spridning av sediment och eventuella föroreningar, som generas vid anläggning av fritidsbåtsstrukturer, muddring och dumpning av sediment samt vid motorbåtstrafik. Uppgrumlingen av sedimentpartiklar försämrar ljusmiljön för växter och skadar bl.a. fisklarver och försvårar födoinslag för bl.a. musslor. Undervattenbuller från fritidsbåtar samt utsläpp av organiska miljögifter från motorbåtars avgaser i vattnet är även de påverkantyper som först nyligen börjat studerats och som kan visa sig vara mycket betydelsefulla.

Den långa listan av olika miljöeffekter som fritidsbåtsaktiviteter kan ge upphov till gör att den sammanlagda

påverkan av fritidsbåtar i ett område är komplex och svårstuderad. För att ge en överblick samt underlätta att hitta information i rapporten har vi sammanställt de påverkantyper som varje fritidsbåtsaktivitet ger upphov till i tabell 6.1. Där hittas också hänvisning till de avsnitt i rapporten som beskriver aktiviteten och påverkan i detalj. I nedanstående avsnitt (6.1.1–6.1.3) ges en kort beskrivning av de typer av miljöpåverkan som presenteras i tabell 6.1, vilket utgör en summering av resultaten i kapitel 4 och 5 där källhänvisningarna till summeringen hittas. I det sista avsnittet (6.1.4) diskuteras varför fritidsbåtar framförallt orsakar stor miljöpåverkan i grunda, vågskyddade områden.

6.1.1 Kustexploatering för fritidsbåtar

Fritidsbåtslivet är en viktig drivkraft bakom en omfattande småskalig exploatering av grunda kustområden i Sverige. För att kunna sjösätta, förvara och underhålla fritidsbåtar anläggs många olika fysiska strukturer längs kusten, som bryggor, vågbrytare, pirar, kajer, båtramper och uppställningsplatser på land. Vidare genomförs ofta muddringsarbeten för att förbättra förvaring och transport av fritidsbåtar. Med anläggning och användning av dessa strukturer följer en lång rad olika negativa effekter på miljön som har sammanställts nedan.

Förlust av bottenmiljöer

Vid konstruktionen av t.ex. en brygga eller en kaj och i än högre utsträckning vid muddringsarbeten sker direkta skador på bottenmiljön och förluster av de organismer som lever på botten eller i sedimentet som täcks av konstruktionen eller avlägsnas vid muddringen. Vid övertäckning sker en permanent förlust av påverkade livsmiljöer och organismer. En konstruktion med sten eller annat hårt material kan dock medföra att andra organismer som behöver hårt substrat som livsmiljö istället kan öka i området. Vid båtförvaring vid bojar förankrade med kättingar påverkas i första hand vegetationen runt förankringsanordningen negativt. Vid muddring sker oftast en permanent förlust av vegetationen i det muddrade området, medan många

TABELL 6.1 Sammanställning av tre grupper av aktiviteter som fritidsbåtlivet medför samt de olika typer av miljöpåverkan som varje aktivitet genererar. För varje påverkanstyp anges känsliga kustmiljöer (VG = vågskyddade grundområden som domineras av mjukbotten) och organismer samt i vilket delavsnitt som mer information och referenser hittas om delaktiviteten (Aktiv.) och påverkanstypen (Påverk.). Med musslor avses alla sorters revbildande bivalver.

AKTIVITET	PÅVERKANSTYP	KÄNSLIGA MILJÖ OCH ORGANISMER	AKTIV.	PÅVERK.
1. Kustexploatering				
	Övertäckning (fysisk struktur)	Alla miljöer och bottenorganismer	4.1	5.1
	Avlägsnande av sediment (muddring)	VG, vegetation, bottenfauna	4.2.1	5.1.1
	Skuggning (bryggor, kajer, m.m.)	VG, vegetation	4.1.1	5.2
	Direkta skador (bojförankringar)	VG, vegetation, musslor och ostron	4.1.1	5.5.2
	Förändrad hydrodynamik (fysisk struktur)	VG, vegetation, fisk	4.1.1	5.3
	Förändrad hydrodynamik (muddring)	VG, vegetation, fisk	4.2.1	5.3
	Uppgrumling av sediment (anläggningsarbete, muddring)	VG, vegetation, fisk, musslor	4.1.1	5.4
	Undervattensbuller (bryggpålning, muddring)	Fisk, säl och tumlare	4.1, 4.2	5.7
	Utsläpp av föroreningar (läckage från båtar och strukturer)	VG, många olika organismer	4.1	5.8
2. Mudderdumpning				
	Övertäckning av sediment (biologisk)	Hårdbotten, vegetation	4.2.2	5.1.2
	Uppgrumling av sediment och föroreningar	VG, vegetation, fisk, musslor	4.2.2	5.4
3. Båttrafik				
	Bottenerosion från svall och turbulens	VG, vegetation, bottenfauna	4.3.1	5.6.1
	Uppgrumling av sediment från svall och turbulens	VG, vegetation, fisk, musslor	4.3.1	5.6.
	Direkta fysiska skador (ankring, propeller, båtskrov)	VG, vegetation, musslor	4.3.3	5.5
	Undervattensbuller	Fiskar, sälar och tumlare	4.3.2	5.7
	Utsläpp av föroreningar (båtmotorer, bottenfärger, toaletter)	VG, många olika organismer	4.3.4	5.8
	Spridning av invasiva arter	Alla miljöer och organismer	4.3.3	5.9

bottenlevande organismer som lever i sediment kan återkolonisera området efter en längre period, även om bottensamhället oftast förblir reducerat, framför allt om regelbunden underhållsmuddring sker. *Se avsnitt 5.1.*

I jämförelse med den påverkan av bottensubstratet som sker vid muddring är påverkan vid anläggning av bryggor mindre. Emellertid ger skuggningen från bryggan och de båtar som förvaras där upphov till allvarliga indirekta effekter på vegetationen under och kring bryggan. Skuggningseffekten från ankrade båtar är säsongsbunden medan skuggning från bryggor oftast är permanent. Ljuskrävande kärlväxter som ålgräs är extra känsliga för denna påverkan. Studier i Bohuslän visar att ålgräs får minskad täckningsgrad upp till 8 m från en brygga, och att de inte kan överleva under starkt skuggande bryggtyper såsom flytande bryggor. *Se avsnitt 5.2.*

Förändringar av strömförhållanden och vattenutbyte

Muddringar och fysiska konstruktioner i vattnet som bryggor och vågbrytare kan även medföra förändrade våg- och strömförhållanden, vilket påverkar sedimentation, erosion, uppgrumling, vattenutbyte och fysiska förhållanden i området. Detta kan i sin tur leda till bestående förändringar i miljöförhållandena över stora områden med förändrad utbredning och sammansättning av växter och djur. Konsekvenserna av de olika påverkansfaktorerna varierar stort mellan olika miljötyper, men vanligen leder de till försämrad vattenkvalitet. Grunda, vågskyddade områden är extra känsliga för förändringar av vattenutbytet. Muddringar för att bredda eller fördjupa mynningsområden till avsnörda vikar och flador i Östersjön kan öka vattenutbytet med omgivande vatten och minska vattentemperaturen under vår och sommar, med negativa effekter för rekryteringen av fiskar i området. *Se avsnitt 5.3.*

Uppgrumling av sediment

Vid konstruktionsarbete med t.ex. en brygga och i än högre utsträckning vid muddring sker också en omfattande uppgrumling av sediment som kan spridas många kilometer från muddringsområdet och ge både direkta och indirekta negativa effekter på miljön. Uppgrumlingen av sediment försämrar tillfälligt ljusförhållandena i vattnet och när det sedimenterar kan det täcka kärlväxter och alger, med negativa effekter för vegetationen. Sedimentpartiklar i vattnet ger också direkta, negativa effekter på fiskar, framför allt på ägg som skadas när de täcks av sediment samt på larver och unga fiskar genom att skada deras gälar. Även filtrerande organismer som musslor och ostron påver-

kas negativt vid höga halter sediment i vattnet, då det försvårar födointaget. Grumlingen ger också indirekta negativa effekter på fiskar och andra organismer som använder synen för att jaga eller undkomma rovdjur. Dessa organismer flyr ofta områden med höga halter sediment i vattnet. Grunda, vågskyddade områden är extra känsliga för uppgrumling då sedimentet i dessa miljöer är finkornigt, vilket leder till långvarig grumling. Vidare saknar dessa miljöer naturlig vågrörelse som kan rensa vegetationens blad från sediment, varför den negativa effekten från ökad sedimentation kan bli långvarig. *Se avsnitt 5.4.*

Ofta medför ett konstruktionsarbete eller en muddring endast en tillfällig uppgrumling som sedimenterar inom några timmar eller dagar. Flera studier visar dock att muddringsarbeten vid vissa förhållanden även kan generera mycket långvarig eller upprepade uppgrumling av sediment som fortgår många år efter att muddringsarbetet avslutats. Sannolikt beror detta på att muddringen i vissa fall medför ändrade hydrodynamiska förhållanden samt en exponering av finkornigt sediment (t.ex. lera) i mudderrännan som lätt suspenderar vid vissa väderförhållanden eller vid båttrafik. *Se avsnitt 4.2.* Uppgrumling av sediment kan också medföra frisättning och spridning av näringsämnen och miljögifter från sedimentet. Det senare är speciellt ett problem vid konstruktions- och muddringsarbeten runt äldre småbåtshamnar som ofta har höga halter miljögifter från bl.a. båtbottnfärger i sedimentet. *Se avsnitt 5.8.1.6*

Undervattensbuller

Vid konstruktions- och muddringsarbete genereras också undervattensbuller. Påslagning vid konstruktion av bryggor samt sprängning vid konstruktioner på hårdbotten genererar impulsivt buller med mycket hög intensitet som kan spridas flera kilometer under vattnet. Muddring genererar buller med lägre intensitet som sprids kortare sträckor. Oftast har denna typ av småskaliga arbeten kort varaktighet, varför störningen vanligen endast pågår under några timmar eller dagar. Eftersom arbete med bryggor och hamnar för fritidsbåtar i de flesta fall sker i grunda mjukbottensområden och rekommenderas att utföras vintertid är det främst djur som uppehåller sig i dessa områden under denna säsong som påverkas. Det råder brist på studier över hur djur i dessa miljöer påverkas av denna typ av buller, men vävnadsskador och stressymptom har noterats hos fisk och musslor som befunnit sig i närheten av impulsivt buller med hög intensitet. I områden där tumlare eller sälar vistas i närheten av arbetet kan störningar på dessa djurs beteenden också förväntas. *Se avsnitt 5.7.*

Utsläpp av föroreningar

Bryggor och småbåtshamnar där många fritidsbåtar koncentreras, där motorer underhålls, bränsle tankas och båtar sjösätts, tvättas, skrapas och målas med båtbottnfärger är också ett centrum för utsläpp av miljögifter till kustekosystemen. Dessa aktiviteter resulterar i utsläpp av kemiska föroreningar, som t.ex. giftiga biocider från båtbottnfärger, impregneringsmedel från bryggor och kajer, petrokemiska produkter från båtmotorer samt tungmetaller och andra föroreningar som släpps ut i vattnet via båtramper och avrinning från hamnområden. I dessa områden blandas därför många olika kemiska föroreningar. Detta är viktigt att ta i beaktande eftersom riskbedömningar vanligtvis utförs på en kemikalie i taget, trots att effekten av blandningar skiljer sig avsevärt från, och ofta är större än, effekten av de enskilda ingående substanserna. Dessutom är grunda, vågskyddade områden, där de flesta småbåtshamnar hittas, extra känsliga för utsläpp av miljögifter eftersom vattenutbytet är lågt vilket medför lägre utspädning av miljögifterna och starkare påverkan. Det är dock dåligt studerat hur blandningen av de föroreningar som ofta förekommer påverkar djur och växter i dessa miljöer.

Eftersom de flesta båtar längs Sveriges kuster förvaras i vattnet vid bryggor, målas en majoritet av svenska fritidsbåtar med olika sorters båtbottnfärger som innehåller giftiga biocider. Idag används i huvudsak koppar som biocid i självpolerande och eroderande färger. De toxiska ämnena utsöndras till största del när båtarna förvaras vid brygga, och framför allt i småbåtshamnar med stora mängder fritidsbåtar. Där hittas idag förhöjda halter av koppar i både vattnet och sedimentet. Koppar i höga koncentrationer är giftigt för många vattenlevande organismer. Även om det saknas studier som visar att koppar från fritidsbåtar orsakat skador på miljön, så överstiger halterna av koppar i vattnet i många småbåtshamnar gränsvärdena för god miljöstatus enligt EU-direktiv. Eftersom många olika kemikalier har använts historiskt i äldre småbåtshamnar hittas även mycket höga halter av TBT, irgarol och bly i marken och i dagvatten från äldre båtupställningsplatser. Trots att det sedan 2008 är förbjudet att ha TBT på skrovet som inte är inkapslat i en spärrfärg, visar nya undersökningar att TBT läcker från fritidsbåtar som tvättats med högtryckstvätt. Nyligen genomförda undersökningar av yt sediment visade även att 93 % av svenska fritidsbåtshamnar var kraftigt förorenade av TBT samt att missbildningar hos nätsnäcken, vilket är en indikator för TBT-förgiftning, fortfarande hittas i en majoritet av hamnarna i Västerhavet, trots att TBT varit förbjudet för fritidsbåtar i 30 år. *Se avsnitt 5.8.1.1*

Brygg- och kajkonstruktioner i trä som kommer i kontakt med vattnet är ofta impregnerade med giftiga ämnen för att motverka angrepp av bl.a. borrhande organismer, svampar och bakterier. Dessa ämnen läcker från materialet och kan potentiellt ge negativa effekter på miljön. *Se avsnitt 4.1.1. och 5.8.3.*

Sjösättning av båtar från båtramper, underhåll av båtmotorer samt bränslepåfyllning i småbåtshamnar ger också upphov till mindre spill av olika petrokemiska produkter, som kan ha flera olika negativa effekter på miljön. Sjöfågel och marina pälsdjur som sälar är känsliga även för små oljespill då de kan försämma den isolerande effekten av deras fjäderdräkt eller päls. Spill av petrokemiska produkter samt utsläpp av avgaser i vattnet från motorbåtar leder också till spridning av giftiga polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) i vattnet. PAH:er har en rad olika toxiska effekter på vattenlevande organismer, vilket inkluderar karcinogena effekter, skador på immunsystemet och hormonstörande effekter. Även om dessa effekter inte är direkt dödliga kan de i slutändan resultera i lägre tillväxt och reproduktion samt i lägre tolerans för annan stress, med allvarliga konsekvenser för organismerna. Det saknas dock idag studier på hur PAH:er från mindre spill och avgaser påverkar ekosystemen. *Se avsnitt 5.8.2.*

Utsläpp av mikroplaster

Självpolerande båtbottnfärger frisätter förutom giftiga ämnen även små plastpartiklar, s.k. mikroplaster till havet. Till detta utsläpp tillkommer mikroplastpartiklar som uppstår exempelvis vid slitage av rep, bojar och bryggkonstruktioner som innehåller plast. Framför allt flytbryggor och bojar som innehåller polystyren i form av cellplast släpper ut stora mängder plastpartiklar när de slits. Mikroplaster befaras skapa allvarliga och bestående miljöproblem eftersom de inte bryts ner utan ansamlas i den marina miljön. Vilka storskaliga effekter upptag av mikroplaster har på födovävar och de marina ekosystemen är något som vi ännu inte vet så mycket om, men som forskningen arbetar med att klarlägga. Det som är känt idag är att vissa organismer visar vävnadsskador och ökad dödlighet vid upptag av mikroplaster, och att mikroplaster kan öka biotillgängligheten av vissa miljögifter. *Se avsnitt 5.8.3.*

6.1.2 Dumpning av muddermassor i havet

En omfattande aktivitet som har flera allvarliga effekter på miljön är dumpning av muddermassor från småskaliga muddringsarbeten runt bryggor och småbåtshamnar i kustnära områden. I Sverige är dumpning av muddermassor i havet förbjuden enligt miljöbalken,

men trots detta dumpas stora mängder längs Sveriges kuster varje år eftersom dispenser mot förbudet ges regelbundet. Dumpning av muddermassor i havet resulterar ofta i en total förlust av bottenfaunan på ett område på några hundra meter runt dumpningsplatsen. Många sedimentlevande organismer kan återkolonisera området med tiden, även om bottenfaunan oftast förblir reducerat under en längre period. En kanske allvarligare, men mindre uppmärksammas påverkan från mudderdumpningar är den uppgrumling och spridning av sediment som sker vid dumpningen. Anmärkningsvärt är att dumpningar från småskaliga muddringar vanligen sker i mycket kustnära lokaler, ofta endast några hundra meter från känsliga grundområden med vegetation och uppväxtområden för fiskar. Vidare är det ofta oklart huruvida ackumulationsförhållanden råder på dessa relativt grunda dumpningsplatser, varför återkommande uppgrumling och spridning av sedimentet kan ske vid hårt väder och under lång tid. *Se avsnitt 5.4.*

Som nämnts ovan ger ökad uppgrumling och sedimentation en lång rad allvarliga negativa effekter på miljön. Det är därför oroväckande att denna verksamhet tillåts fortgå, framför allt då halter av miljögifter ofta är starkt förhöjda i muddermassor från småbåtshamnar (se avsnitt 5.8.1.6). På grund av övergödning är också halterna av näringsämnen mycket höga i många grunda mjukbottenområden där muddringar för fritidsbåtar ofta sker. Skattningar indikerar att upp till ett ton kväve kan frigöras per 1 000 m³ muddermassa som dumpas i havet, varför mudderdumpningar kan förvärra övergödningssituationer lokalt. Modellstudier i Bohuslän visar att stora mängder sedimentet som dumpas på godkända dumpningsplatser regelbundet sprids 10-tals kilometer från dumpningsplatsen och kan orsaka försämrade vattenkvalitet och ökad sedimentation, samt spridning av miljögifter och näringsämnen på ett stort antal grundområden med höga naturvärden (fig. 4.3 och 5.2).

6.1.3 Båttrafik

Fritidsbåtar genererar också många negativa effekter på miljön utanför förankringsplatser och småbåtshamnar när de färdas och förankras längs kusten. Främst är det motorbåtar som ger allvarlig miljöpåverkan.

Erosion och uppgrumling av sediment

Svall och propellerturbulens från motorbåtar kan skapa allvarliga negativa effekter på miljön genom att orsaka erosion och uppgrumling av sediment. Det är främst i grunda, vågskyddade områden, där miljön inte naturligt utsätts för vågor, som svall från motorbåtar kan

ge väsentlig påverkan. Båtarnas svall utgör ett mindre problem längs mer öppna vågexponerade kuststräckor. Den negativa påverkan från svall ökar generellt med hastighet och storlek på motorbåten, med minskat vattendjup samt med antalet båtar som passerar per tidsenhet. Flera studier visar att svall, strömmar och turbulens från motorbåtar kan orsaka uppgrumling av sediment i grunda vågskyddade områden och därigenom medföra negativa effekter för vegetation, fiskar och musslor. Ökad uppgrumling av sediment från motorbåtar är troligen en av de allvarligaste effekterna från båttrafik och sannolikt en huvudförklaring till varför flera studier funnit att vegetationen minskar med upp till 70 % i områden med många fritidsbåtar. Trenden under senare år i Sverige med allt snabbare motorbåtar med större motorer och ökad trafik med vattenskotrar i grunda kustområden innebär därför att denna påverkan successivt ökar. *Se avsnitt 5.6.*

Skador från båtskrov, propellrar och ankare

Båtar som rör sig på grunt vatten kan ge upphov till direkta skador på undervattensmiljön. Båtarnas skrov kan erodera botten och slita loss bottenlevande vegetation, både när de rör sig genom vattnet och när de går på grund. Mekanisk störning från roterade propellrar är dock den mest påtagliga orsaken till direkt bottenerosion och bortslitningsskador på vegetation. Skadornas omfattning beror på båtens storlek och motorstyrka samt på vattendjup och bottenbeskaffenhet. Även ankring orsakar direkta erosions-skador på botten och skadar bottenlevande organismer som musslor och vegetation. Propeller- och ankarskador på vegetation är antagligen vanligt förekommande i svenska vatten, men den exakta omfattningen är inte känd. *Se avsnitt 5.5.*

Undervattensbuller

Motorbåtar genererar kontinuerligt undervattensbuller när de körs, både från motorn och från skrovet. Hur mycket buller som genereras beror på typ och storlek av motor, typ av båt, hastighet och körstil. Mindre motorer, lägre hastighet och rak kurs genererar generellt mindre buller. Lägre hastighet resulterar dock i att djuren exponeras för buller under en längre tid, vilket också kan vara negativt. Vattenskotrar som drivs med vattenjet är generellt tystare än förbränningsmotorer, men genererar samtidigt mycket buller från skrovdunk då de ofta körs mycket fort. Elmotorer anses generera mindre buller än förbränningsmotorer, men det saknas idag jämförande studier. Även ekolod genererar undervattensbuller.

Både fiskar, marina däggdjur och ryggradslösa djur kan störas av fritidsbåtars buller. Buller kan maskera

naturliga ljud som djuren använder för sin omvärldsorientering eller för kommunikation. Det kan även leda till att djur skräms eller att deras naturliga beteende störs på annat sätt. Om ljudet är tillräckligt starkt kan djur också skadas eller till och med dödas. De svenska arter som anses känsligast för bullerstörningar är tumlare, sälar och vissa fiskarter. I Sverige är fritidsbåtsaktiviteten som störst i kustnära områden under sommarhalvåret. Detta sammanfaller i tid och rum dels med flera fiskararters lek, dels med sälars och till viss del tumlares parning och uppväxt. Buller skulle därför kunna ha stor påverkan på många typer av organismer. Då detta är ett nytt forskningsfält råder i dagsläget kunskapsbrist kring buller från fritidsbåtar och dess påverkan på vattenlevande organismer. *Se avsnitt 5.7.*

Utsläpp av föroreningar

Fritidsbåtar med giftiga båtbottnfärger läcker biocider även när de lämnat bryggor och småbåtshamnar, varför båttrafiken bidrar till att sprida miljögifter längs kusten. Studier i Bohuslän visar att halter av både koppar och zink kan vara över gränsvärdena för god miljöstatus i populära naturhamnar på sommaren.

Utombordsmotorer släpper ut helt orenade avgaser under vattenytan genom propellercentrum, för ljuddämpningens skull. Avgaserna innehåller en cocktail av föroreningsämnen, vilka är toxiska, cancerframkallande, gödande och försurande. Äldre tvåtaktsmotorer har en sämre motoreffektivitet jämfört med nya motorer, och tester har visat att cirka 20–30 % av bränslet går igenom motorn oförbränt, vilket leder till stora utsläpp av bensin i miljön. Motordrivna fritidsbåtar bidrar därför också till att sprida petrokemiska föroreningar som PAH:er i känsliga kustnära områden. Mätningar av PAH:er längs västkusten visar att halterna ökar när trafiken av fritidsbåtar ökar och att koncentrationerna är högre i populära naturhamnar på sommaren. *Se avsnitt 5.8.2*

Fritidsbåtlivet kan också bidra till utsläpp av näringsämnen till kustmiljön via toalettavfall. Den totala belastningen av kväve och fosfor från fritidsbåstoalletter till svenska kuster har skattats till 2 ton fosfor och 17 ton kväve per år, vilket är försumbara mängder i jämförelse med belastningen från land. Lokalt kan dock övergödning från båttoaletter ha betydelse. *Se avsnitt 5.8.3*

Spridning av invasiva arter

Slutligen kan fritidsbåtar också fungera som vektorer för spridning av främmande arter längs Sveriges kuster. Eftersom båtskrovens hårda yta attraherar arter som behöver fasta strukturer att växa på, såsom havstulpa-

ner, musslor och ägg från vissa fiskar, kan fritidsbåtar ta med sig arter mellan olika geografiska områden. Om småbåtshamnar befinner sig i samma geografiska område som större internationella hamnar ökar risken att fritidsbåtar kan bidra till att främmande arter sprids inom landet. Internationellt finns flera exempel på när detta skett, men ännu finns inget känt exempel från svenska vatten. *Se avsnitt 5.9.*

6.1.4 Värdefulla grundområden mest påverkade av fritidsbåtar

Sammanställningen ovan visar att grunda, vågskyddade miljöer som domineras av mjukbotten är extra känsliga för en majoritet av de störningar som fritidsbåtlivet genererar (tabell 6.1). Dessa områden är en viktig miljö för olika kärlväxter och kransalger, som i sin tur utgör viktiga uppväxthabitat för många olika fiskarter och kräftdjur (se avsnitt 3.1). Vegetationen och unga livsstadier är extra känsliga för bl.a. uppgrumling av sediment, erosion, direkta skador från båtaktiviteter, förändrad vattenomsättning och temperaturförhållanden samt föroreningar, vilket gör att effekterna av störning blir större i dessa miljöer. Dessutom blir omfattningen av störningar större i vågskyddade grundområden i jämförelse med djupare eller mer exponerade områden. Eftersom svall och turbulens från fritidsbåtar ofta överskrider de naturliga våg- och strömförhållandena i dessa områden, leder båttrafik till uppgrumling och erosion av bottensediment. Dessutom medför finkornigheten i bottensedimentet i dessa miljöer att uppgrumling vid t.ex. muddring och båtaktiviteter blir mer långvarig. De vågskyddade miljöerna är också extra känsliga för förändringar i vattenomsättning och temperaturförhållanden, vilket ofta blir en konsekvens vid konstruktion av t.ex. pirar och muddringsarbeten. I grunda mjukbottensområden hittas också värdefulla undervattensängar som kan skuggas av bryggor och andra konstruktioner. Mer stillastående vatten i vågskyddade lägen gör även att påverkan från båtbottnfärger och föroreningar från båtmotorer får större effekter här. *Se tabell 6.1 för hänvisning till avsnitt.*

Samtidigt som vågskyddade grundområden är mest känsliga för störningar visar resultaten att det är just i dessa miljöer som bryggor och småbåtshamnar koncentreras. Drygt 60 % av alla bryggor och småbåtshamnar återfinns i grunda (0–3 m), vågskyddade miljöer, trots att de till ytan endast utgör en fjärdedel av kustens totala grundområden. Anledningen till att exploateringen koncentrerats i dessa områden är att de erbjuder naturligt goda förhållanden för båtförtöjning och sjösätt-

ning. Denna koncentration till grunda, vågskyddade områden medför att fritidsbåtlivet i förhållande till sin omfattning idag ger oproportionellt stora skador på miljör med höga naturvärden.

6.2 Hur omfattande är den sammanlagda miljöpåverkan från fritidsbåtar?

Som diskuterats ovan medför fritidsbåtlivet flera olika fysiska strukturer och aktiviteter som var och en orsakar flera typer av påverkan, vilka agerar på olika rums- och tidsskalor. Vidare kännetecknas påverkan från fritidsbåtar av att varje enskild båt och brygga medför relativt begränsad påverkan, men eftersom de är så många kan den sammanlagda effekten ändå bli stor. För att förstå omfattningen av fritidsbåtars påverkan på miljön krävs det därför analyser som både tar hänsyn till flera olika påverkansfaktorer samtidigt, och till den sammanlagda effekten av den stora mängden aktiviteter och strukturer fritidsbåtlivet ger upphov till. Även om många av de aktiviteter och påverkansfaktorer som fritidsbåtlivet ger upphov till är relativt välstuderade har de flesta studier endast undersökt en av dessa aktiviteter eller faktorer, varför det generellt saknas kunskap om hur de samverkar och om deras sammanlagda påverkar miljön. Det har därför inte varit möjligt för denna rapport att bedöma den kumulativa miljöeffekten av flera olika påverkansfaktorer i samma område, t.ex. hur ökad uppgrumling av sediment, buller och miljögifter tillsammans påverkar rekryteringen av fisk, eller hur en cocktail av olika miljögifter påverkar miljön. Denna brist på kunskap medför en risk att den totala effekten på miljön kan underskattas.

Däremot möjliggör nya karteringar av mängden bryggor och småbåtshamnar längs Sveriges kuster (Törnqvist m.fl. 2019), korrelativa analyser mellan antalet fritidsbåtar och mängden vegetation i grundområden (Hansen m.fl. 2019), samt nya beräkningar av fritidsbåtars totala utsläpp av föroreningar i Sverige (Magnusson m.fl. 2016, SHEBA 2018, Naturvårdsverket 2018a,b) en skattning av den sammanlagda påverkan och utsläppen från fritidsbåtar. Resultaten från dessa analyser indikerar att den sammanlagda påverkan av småskalig kustexploatering, motorbåtstrafik och utsläpp från fritidsbåtar är mycket omfattande, vilket orsakar stora skador på värdefulla, grunda kustmiljöer i Sverige idag. Resultaten indikerar också att fritidsbåtars utsläpp av föroreningar är betydande, också i jämförelse med andra transportslag.

6.2.1 Kumulativ påverkan från fysisk exploatering i grunda mjukbottensområden

På uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten har företaget Metria genomfört en detaljerad kartering av fysisk påverkan längs Sveriges kuster, där bl.a. bryggor, muddringar, pirar, vågbrytare, småbåtshamnar, industrihamnar, m.m. och kartlagts från flygbilder. Vidare har dessa strukturers rumsliga påverkan skattats i olika miljöer (Törnqvist m.fl. 2019). Analysresultaten visar att mindre än hälften av kustens grunda (0–6 m) vågskyddade grundområden idag är opåverkade av denna exploatering. I omkring en tredjedel av dessa områden (motsvarande cirka 500 km²) bedömdes exploateringen ha förändrat botten- eller strömförhållandena så mycket att negativa effekter på miljön var förväntade (Törnqvist m.fl. 2019).

Även om detta är en grov skattning av den sammanlagda påverkan från kustexploatering i vågskyddade grundområden, så indikerar de höga siffrorna att kustexploatering med muddringar utgör ett av de allvarligare hoten mot dessa värdefulla kustmiljöer idag. Även om fritidsbåtlivet inte ensamt är orsaken till exploateringen utgör det den kanske viktigaste drivkraften bakom den småskaliga exploateringen av kusten. Dessutom utgör små bryggor med muddringar en stor majoritet av exploateringen längs kusten; det finns idag nästan 110 000 bryggor som tillsammans täcker 195 mil längs Sveriges kuster.

En aktivitet som inte inkluderats i Metrias undersökning är småskalig mudderdumpning i kustnära områden och vilken miljöpåverkan dessa har. Som diskuterats ovan kan muddring potentiellt orsaka negativ påverkan över stora områden. Det är dock svårt att skatta omfattningen av kustnära dumpningar, då det saknas såväl ett nationellt register som uppföljning av mudderdumpningar i svenska hav. Studier av dispensansökningar i Västra Götalands län tyder dock på att antalet kustnära dumpningar är ansevärt då de 13 ärenden som fick dispens under perioden 2016–2107 omfattade cirka 65 000 ton muddermassor (Eriander m.fl. opubl. data). I tillägg visar undersökningar att otillåtna dumpningar är vanligt förekommande i Sverige, framför allt när det gäller småskaliga muddringar runt bryggor och småbåtshamnar (Törnqvist och Engdal 2012).

6.2.2 Kumulativ påverkan från fritidsbåtars motortrafik i grunda mjukbottensområden

I tillägg till kustexploatering medför motortrafik från fritidsbåtar en allvarlig påverkan i framför allt grunda, vågskyddade miljöer genom att bland annat orsaka svall

och propellerturbulens. Dessa störningar kan orsaka erosion och ökad uppgrumling av sedimentet, vilket försämrar ljusstillgången, ökar sedimentationen, och frisätter näringsämnen och miljögifter från sedimentet med negativa effekter för växter och djur som följd.

Studier längs kusten i norra Egentliga Östersjön visar att det finns ett starkt negativt samband mellan antalet båtplatser och mängden vegetation i grunda, vågskyddade områden, där en negativ effekt kan ses när det är mer än sex båtplatser per hektar (Hansen m.fl. 2019). Det är inte klarlagt vad som orsakar denna korrelation och resultatet kan ses som den kumulativa effekten av alla de påverkansfaktorer som bryggor, muddringar och båttrafik genererar för vegetationen inom ett grundområde. Eftersom effekterna på vegetation enligt dessa studier kunde ses långt från bryggorna är ökad uppgrumling av sediment och minskad ljusstillgång för vegetationen (se avsnitt 5.4), samt fysiska skador på vegetation orsakad av båttrafik sannolikt en huvudförklaring (Hansen m.fl. 2019). Baserat på detta förhållande och karteringen av bryggor längs Sveriges kuster skattas att vegetationen i över 114 km² av grund (0–3 m), mycket vågskyddad botten kan vara negativt påverkad av fritidsbåtar idag. Det utgör 19 % av denna viktiga miljö längs Sveriges kuster. Även om också detta är en grov skattning av fritidsbåtars kumulativa påverkan så indikerar resultaten att trafik från fritidsbåtar har omfattande negativa effekter på vegetationen i vågskyddade grundområden. Fler studier av sambandet mellan båttrafik och vegetation behövs dock i andra delar av Sveriges kuster. Även om endast vegetationen ingick i denna analys kan man anta att många av de andra organismerna som är känsliga för ökad uppgrumling och erosion också påverkades negativt av trafiken. Vidare medför en minskad utbredning av vegetation i dessa områden negativ påverkan på alla de organismer som är beroende av vegetationen som livsmiljö, exempelvis yngel av många fiskarter. En förlust av vegetation medför därför en förlust av flera värdefulla ekosystemtjänster som vegetationen bidrar med, t.ex. produktion av kommersiell fisk, ökad vattenkvalitet, upptag av näringsämnen och koldioxid (Rönnbäck m.fl. 2007, Cole och Moksnes 2016).

6.2.3 Kumulativa utsläpp av föroreningar från fritidsbåtar

Det saknas studier som gör det möjligt att skatta hur utsläpp av olika miljögifter som fritidsbåtlivet genererar samverkar och tillsammans påverkar miljön (s.k. cocktaileffekter). Däremot finns det nya beräkningar som gör det möjligt att skatta fritidsbåtars sammanlagda utsläpp och jämföra dem med andra utsläppskällor.

Baserat på läckagehastigheter hos båtbottnfärger och aktivitetsmodeller av fritidsbåtar och fartyg skattas det totala utsläppet av koppar till Östersjön från fritidsbåtar målade med båtbottnfärger till cirka 57 ton per år, vilket utgör nästan 20 % av det beräknade utsläppet från den kommersiella sjöfarten i samma område (SHEBA 2018). För att ställa dessa siffror i relation till andra utsläppskällor, så skattas det totala utsläppet av koppar via dagvattnet från Sveriges samtliga tätorter, vägar och parkeringsplatser till 38 ton per år (Ejhed m.fl. 2010). I Sverige visar miljöövervakningen att halten av löst koppar i vattenmassan är över gränsvärdet för god miljöstatus enligt vattendirektivet i 85 % av alla klassade kustvattenförekomster (VISS 2019). Beräkningarna ovan tyder på att kopparutsläpp från fritidsbåtar utgör en betydande källa till denna påverkan, framför allt i vattenförekomster långt från industrihamnar och vattendrag. Fritidsbåtar bidrar därför till att Sverige har svårt dels att nå miljömålet om en giftfri miljö dels att uppfylla krav utifrån EU-direktiv avseende tillåtna kopparhalter i havet.

I tillägg till stora utsläpp av biocider frisätter fritidsbåtlivet också stora mängder mikroplaster till havet, både från rep och bryggkonstruktioner samt från självpolerande båtbottnfärger. Skattningar av hur stora dessa utsläpp är varierar och är idag osäkra. På samma sätt är kunskapen begränsad om mikroplasters miljöeffekter, men befaras vara allvarliga (t.ex. Lusher 2015).

Ett annat miljöproblem är att den svenska fritidsbåtsflottan till stor del fortfarande använder gamla, ineffektiva motorer som släpper ut stora mängder föroreningar i luften och havet. Totalt beräknas det idag finnas 234 000 fritidsbåtar med gamla tvåtaktsmotorer, vilket utgör över 40 % av alla fritidsbåtar med motorer. Baserat på att dessa motorer släpper ut 20–30 % av bränslet oförbränt direkt i havet och på konsumtionsvolymen av bränsle för fritidsbåtar (Naturvårdsverket 2009, Transportstyrelsen 2016) beräknas att svenska fritidsbåtar med tvåtaktsmotorer tillför mellan 5 100 och 7 700 m³ bensin till havsmiljön per år (Lindgren 2015).

De stora antalet båtar med gamla motorer medför också att fritidsbåtsflottan släpper ut stora mängder luftföroreningar, också i jämförelse med andra trafiksektorer. Nya beräkningar från Naturvårdsverket (2019a,b) visar att utsläppen av växthusgaser från fritidsbåtar utgör cirka 179 000 ton per år, vilket motsvarar över 30 % av utsläppet från det svenska inrikesflyget. När det gäller utsläpp av partikulärt material som sot samt kolmonoxid och flyktiga organiska ämnen motsvarar utsläppen från fritidsbåtar cirka 30–70 % av utsläppen från Sveriges personbilar (tabell 4.2). Dessa

höga utsläpp från fritidsbåtar är anmärkningsvärda med tanke på att det finns cirka tio gånger fler personbilar, samt att fritidsbåtar i medeltal körs mycket färre timmar per år. Den främsta orsaken är sannolikt att en stor andel av fritidsbåtarna fortfarande är utrustade kraftigt förorenande äldre tvåtaktsmotorer, samt att även nya bensin och dieseldrivna motorer helt saknar avgasrening. Även om dessa beräkningar är baserade på flera antaganden och är osäkra, så ger de en indikation på storleksordningen av utsläppen från fritidsbåtar.

Sammanfattningsvis visar nya beräkningar att fritidsbåtslivet kumulativt orsakar mycket omfattande skador på värdefulla kustmiljöer där nästan 20 % av alla vågskyddade grundområden idag kan vara negativt påverkade av bryggor och trafik från fritidsbåtar. Vidare bidrar det stora antalet fritidsbåtar till omfattande utsläpp av båtbottnsgifter och andra föroreningar i vattnet, samt olika luftföroreningar; de nivåer som släpps ut är jämförbara med andra svenska trafiksektorer.

6.3 Är utvecklingen hållbar?

Även om de flesta som vistas ute på havet med fritidsbåt gör detta för naturupplevelsen och värnar en god havsmiljö, visar resultaten i denna rapport att antalet bryggor och fritidsbåtar längs Sveriges kuster idag är så stort att miljön har tagit skada. Utveckling av fritidsbåtar och den småskaliga kustexploateringen i Sverige tycks vara ett exempel på "de små stegens tyranni", där påverkan endast bedöms för varje enskilt ärende, men där man missat att se den kumulativa effekten över tid. I framför allt de känsliga grunda och vågskyddade områdena har exploateringen gått så långt och båttrafiken blivit så stor att man på mycket goda grunder kan ifrågasätta om fritidsbåtslivet idag är hållbart.

En jämförelse med historiska inventeringar av bryggor längs Sveriges kuster visar att antalet bryggor ökat med 160 % sedan 1960-talet, vilket idag motsvarar en ökning med nästan 1700 nya bryggor per år. I grunda och vågskyddade områden har exploateringstakten varit ännu högre; andelen grundområden som bedöms vara negativt påverkad av båttrafik har tredubblats sedan 1960-talet (tabell 3.2). Den största kustexploatering hittas i Stockholms och Västra Götalands län där över hälften av alla karterade bryggor i Sverige återfinns idag (tabell 3.1). I dessa län bedöms runt 30 % av alla grunda, vågskyddade områden vara negativt påverkade av båttrafik. I Stockholms län har andelen orörda kustområden minskat med mer än hälften sedan 1960-talet och idag är endast 16 % av länets grunda vågskyddade områden fria från bryggor. Trots strand-

skydd och nya skyddade områden i den marina miljön finns inga tecken på att exploateringstakten har avtagit de senaste 10–20 åren, utan antalet bryggor fortsätter att öka mer eller mindre linjärt (fig. 3.3).

Även om det totala antalet fritidsbåtar inte tycks ha ökat så mycket sedan 2000-talet, har det under de senaste 20–30 åren skett en förskjutning från mindre segelbåtar mot allt större och snabbare motorbåtar med stora motorer. Denna förändring av fritidsbåtsbeståndet och beteendet att i huvudsak använda båtarna för dagsutflykter har sannolikt lett till ett ökat behov av fler och större bryggor och marinor, vilket skulle kunna förklara den fortsatt snabba kustexploateringen för fritidsbåtar.

Utveckling av fritidsbåtsanvändningen och kustexploateringen i Sverige är oroande ur miljösynpunkt. Trots dokumenterat omfattande och allvarliga negativa effekter på värdefulla kustmiljöer fortsätter exploateringen och motorbåtstrafiken att öka, vilket inte är en hållbar utveckling. Det behövs därför nya sätt att förvalta, använda och förvara fritidsbåtar för att kommande generationers fritidsbåtsägare ska få uppleva orörda skärgårdsvikar med klart vatten samt ett myllrande växt- och djurliv.



7. FÖRSLAG PÅ ÅTGÄRDER OCH LÖSNINGAR FÖR ETT MER HÅLLBART BÅTLIV

Sammanställningen i denna rapport visar att fritidsbåtar har en betydande påverkan på känsliga grundområden och att dagens användning och snabba exploatering av värdefulla kustmiljöer inte är hållbar. Nedan beskrivs ett flertal förslag på åtgärder som under arbetet med rapporten har identifierats som möjliga vägar till ett mer hållbart båtliv. En sammanfattning av dessa förslag hittas i bilaga 2. Dessa förslag är inte resultatet av en vetenskaplig analys utan ska ses som inspiration i ett förändringsarbete för att göra förvaltning och användning av båtar mer hållbar.

7.1 Minska exploatering av grunda vågskyddade områden

Ett av de viktigaste resultaten i rapporten är att exploatering för fritidsbåtar i huvudsak har skett och fortsätter att ske i grunda, mycket vågskyddade områden, trots att dessa miljöer har mycket höga naturvärden och dessutom är särskilt känsliga för de strukturer och aktiviteter som fritidsbåtlivet för med sig. Från ett naturvårdsperspektiv är det ofta helt olämpligt att placera en småbåtshamn i dessa miljöer. Redan idag är exploateringsgraden av grunda, vågskyddade områden så hög att en tredjedel av denna miljö i landet bedöms vara negativt påverkad (Törnqvist m.fl. 2019). Exploateringen fortsätter dessutom i hög takt utan tecken på att avta bl.a. genom att över 900 nya bryggor tillkommer varje år bara i dessa grundområden. Utveckling är varken hållbar för naturen eller önskvärd för friluftslivet. Flera olika åtgärder och lösningar är nödvändiga för att vända denna negativa trend, vilka inkluderar att använda kusten på ett effektivare och mer hållbart sätt, minska behovet av båtförvaring i vattnet och att se till att regler och lagar gällande exploatering, muddring och dumpning längs kusten följs.

7.1.1 Kustplanering för att placera fritidsbåtsaktiviteter på rätt plats

Att exploateringen av innerskärgården, med vågskyddade miljöer kunnat fortgå på det ohållbara sätt som beskrivits i denna rapport kan sannolikt förklaras av att naturvärden, utbredning och tidigare exploatering av dessa miljöer inom kustkommuner och län varit dåligt kända. Studier i Västra Götalands län visar att

ofta beaktas endast den lokala påverkan av den enskilda bryggan eller småbåtshamnen i ett exploateringsområde, medan den kumulativa miljöpåverkan från tidigare exploatering och hur mycket som finns kvar av naturtypen över ett större område inte tas hänsyn till (Eriander m.fl. 2017). Det behövs därför ett landskapsperspektiv inom förvaltningen av kusten, där den kumulativa påverkan av fritidsbåtlivet och andra aktiviteter inkluderas vid planeringen av hur kusten ska användas. Genom att kartlägga känsliga kustmiljöer och graden av fysisk påverkan och andra störningar kan det vara möjligt att identifiera områden där nyttjandet inte är hållbart. Det blir därigenom möjligt att styra bort kustexploatering, muddringar och båttrafik från dessa områden. I stället kan fritidsbåtsaktiviteter koncentreras till mer lämpliga områden med större bottendjup och vattenomsättning, vilket gör miljöpåverkan avsevärt mindre. Generellt är hårdbottnar mindre känsliga för de störningar som fritidsbåtlivet medför. Exempelvis påverkas algsamhällen på hårdbottnar mindre av skuggningseffekter och kan tvärtom gynnas av ökade vattenrörelser som håller bottarna rena från sediment. Då bryggstrukturer i sig utgör hårdbottensmiljöer möjliggör de även en fästyta för organismer som är naturligt förekommande på lokalen.

Resultaten i denna rapport visar att kustexploateringen redan idag ligger på mycket höga nivåer i flera regioner som t.ex. Stockholms och Västra Götalands län. I dessa områden behöver myndigheter och beslutsfattare överväga om fortsatt exploatering av grunda, vågskyddade kustområden är förenligt med EU-direktivens krav om att ingen försämring av havsmiljön ska ske, samt förenligt med en hållbar utveckling av kustkommuner. I många kommuner kan det vara aktuellt att överväga att helt upphöra med fortsatt exploatering i grunda, vågskyddade områden, eller att till och med avveckla olämpligt placerade bryggor och småbåtshamnar. Genom att koncentrera båtförvaringen till andra och ur naturvårdshänseende mer lämpliga områden kunde detta genomföras utan att antalet båtplatser minskar.

För att kunna fatta denna typ av beslut och genomföra en bra översiktsplanering i havet behövs bra underlag av tidigare kustexploatering och utbredning av känsliga miljöer. Fram till nyligen har denna typ av underlag varit bristfälliga, men idag pågår arbete

med att ta fram flera viktiga underlag och verktyg som kommer underlätta en mer hållbar kustplanering. Havs- och vattenmyndigheten har nyligen kartlagt fysisk påverkan från bryggor, pirar, hamnar och andra strukturer längs den svenska kusten med hjälp av fjärranalys (Törnqvist m.fl. 2019), bland annat för att kunna bedöma hydromorfologisk status enligt vattendirektivet. Denna kartläggning utgör ett viktigt underlag för att identifiera graden av exploatering i ett område, så som har gjorts i denna rapport. Myndigheten arbetar idag också med att utveckla ett verktyg (*Symphony*) för att kunna kvantifiera den kumulativa miljöpåverkan från olika mänskliga verksamheter på växt- och djurliv för alla platser i havet (Havs- och vattenmyndigheten 2018c), och ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö (*Mosaic*). Ramverket ska fungera som ett verktyg för att identifiera den s.k. marina gröna infrastrukturen (nätverk av viktiga livsmiljöer i havet) och ge underlag för olika former av rumslig förvaltning, från landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser (Havs- och vattenmyndigheten 2017).

Historiskt har det varit brist på kartläggningar av marina miljöer i Sverige och andra länder, och noggrannare inventeringar har främst skett inom naturskyddade marina områden. Till exempel har utbredningen av ålgräsängar endast karterats ordentligt i vissa områden av Västra Götalands län. Även här pågår dock ett arbete för att förbättra underlagen. Sedan 2016 har Havs- och vattenmyndigheten arbetat med att ta fram heltäckande kartor över den marina miljön från strandlinjen ut till gränsen för svensk ekonomisk zon (*Nationell marin kartering*). Det pågår också ett arbete att utveckla metoder för att kartera grunda marina kustmiljöer med hjälp av nya fjärranalysmetoder, där bilder från satelliter och drönare kombineras med stickprov i fält för att kartlägga ålgräs och annan vegetation (Envall 2012, Infantes m.fl. 2019, Paz von Friesen 2019). Även om metoderna ännu inte är färdigutvecklade så kommer underlaget för utbredning av vegetation och andra miljöer i grunda kustområden sannolikt att öka betydligt under de närmsta åren.

Sammanfattningsvis så sker just nu stora framsteg med att förbättra underlagen som beskriver den rumsliga utbredningen av fritidsbåtars och tillhörande strukturers fysiska påverkan samt kustmiljöer med höga naturvärden. Detta möjliggör redan nu en mer hållbar planering av kusten där fritidsbåtaktiviteter kan styras bort från känsliga områden. Det pågår idag ett intensivt arbete inom olika myndigheter med att utveckla svensk havsplanering, men framför allt på det nationella planet i havsområdet utanför kustzonen. Eftersom de största naturvärdena och påverkan

från människan sker i grunda områden vid kusten där kommunerna bestämmer planeringen, är det viktigt att Sveriges 80 kustkommuner får det stöd i form av information, vägledning, och bidrag som behövs för att genomföra en hållbar översiktsplanering av kusten. Här kan de regionala handlingsplanerna för grön infrastruktur, som utarbetas av länsstyrelserna, komma att utgöra ett viktigt styrinstrument.

7.1.2 Minska användningen av bryggor

Om kustkommuner ska kunna fortsätta att växa och utvecklas med ett aktivt fritidsbåtsliv utan att öka exploateringen genom fler bryggor och marinor behövs nya sätt att använda och förvara fritidsbåtar, som inte är baserade på att båtarna måste ligga i vattnet vid en brygga när de inte används. Vidare kan också en delningsekonomi för fritidsbåtar minska behovet av bryggplatser.

Förvaring av båtar på land

I Sverige finns en tradition att förvara båten vid en brygga när den inte används, vilket sannolikt beror på att vi har ovanligt goda förhållande för bryggförvaring, med stora områden vågskyddad kust och närmast obefintligt tidvatten. Detta förvaringssätt är dock långt ifrån det normala på andra håll i världen. I t.ex. USA förvaras de flesta mindre motorbåtar på trailer på land när de inte används, och sjösätts och tas upp via en båttramp vid varje användning. De flesta stater i USA har därför ett väl utbyggt system av gratis båttramp och i anslutning till dessa stora gratisparkeringar för bilar med trailer. Även många marinor i USA domineras av landförvaring av båtar med s.k. dry-stackförvaring (förvaring på hylla) i stora hangarbyggnader där båtarna placeras med hjälp av specialbyggda gaffeltruckar på flera våningar höga hyllplan (fig. 7.1). Dessa marinor har ett s.k. "launch-on-demand" system där båtägaren ringer in till marinan när båten ska användas, varefter marinan sjösätter båten vid bryggan med gaffeltruck vid önskad tid. När båten har använts klart tas den direkt upp ur vattnet och placeras tillbaka i förvaringsbyggnaden. I USA är det också vanligt att båtar förvaras på land vid privata bryggor och förflyttas i och ur vattnet med hjälp av mindre båtliftar. Det är också vanligt med konstruktioner där båten körs upp på bryggan. Att förvara båtar på land med hjälp av båttrailer, små båtliftar samt launch-on-demand-marinor är idag även vanlig i många länder i Europa.

Båtförvaring på land, antingen på trailer på den egna tomten, eller i speciella launch-on-demand-marinor har en lång rad fördelar både för miljön och för båtä-

garen. Genom att båtarna förvaras på land och endast sjösätts via en ramp eller brygga minskar behovet att exploatera grunda bottnar för bryggor, vågbrytare, och andra strukturer som följer med bryggförvaring. Vidare minskar området som behöver muddras när endast en brygga med farled behövs för varje ramp och marina. Eftersom det mesta av infrastrukturen finns på land behövs inte stora grundområden för båtförvaring, vilket ökar möjligheterna att placera marinor i mindre känsliga, mer exponerade miljöer. Slutligen minskar spridningen av biocider till miljön dramatiskt om båtar förvaras på land eftersom de endast befinner sig i vattnet kortare perioder och därför inte behöver målas med giftiga båtbottnfärger.

Även för båtägarna finns flera fördelar. Eftersom båten förvaras på land minskar slitaget på motor och skrov från saltvatten samt risken för skador på båten som kan orsakas av hårt väder. Då båten regelbundet lyfts upp ökar möjligheter att underhålla och ge båten service, vilket tillsammans med minskat slitage och skador ger ökad livslängd och minskade reparationskostnader för båten. Även stöldrisken minskar om båten förvaras i en inhägnad och låst hangar, eller på den egna tomten. Tillsammans kan detta minska kostnader också på försäkringspremier. Genom att båten bara vistas korta perioder i vattnet och därför inte behöver målas med båtbottnfärg, minskar både kostnader och hälsovådligt arbete med att spola, skrapa och måla om båten med giftiga biocider, samtidigt som ett rent skrov ger bättre bränsleekonomi. I USA kostar en båtplats på dry-stack med launch-on-demand inte mer än att ha båten vid brygga på samma marina, och de flesta väljer landförvaring på grund av de uppenbara fördelarna för båtägaren.

Båtförvaring på land skulle kunna utgöra ett intressant alternativ för många typer av båtägare i Sverige, framför allt för mindre och medelstora motorbåtar som kan transporteras på trailer och lyftas med gaffeltruck. Trots de många fördelarna för båtägaren är dock landförvaring av båtar jämförelsevis mycket liten i Sverige idag, och utveckling av launch-on-demand marinor är fortfarande i sin linda. I Stockholm har bl.a. Pampas marina erbjudit båtförvaring på land under sommaren (båtplats på hylla), men efterfrågan har varit begränsad (pers. kom. Christoffer Bergström). Utanför Göteborg startade Bessekrokens marina på Björkö en båtförvaring på land enligt launch-on-demand konceptet (www.bjorkoismarin.se) 2018. Utveckling har skett i samarbete med Vattenrådet för Bohuskusten med bidrag från Länsstyrelsen (LOVA-bidrag). Även om verksamheten ännu är på blygsam skala är intresset växande (pers. kom. Per Sundberg).



FIGUR 7.1 I bl.a. USA är det vanligt att marinor har s.k. dry-stackförvaring av båtar på flera våningar höga hyllplan. Båtarna sjösätts, tas upp och placeras på hyllorna med specialbyggda gaffeltruckar. Dessa marinor har ett s.k. "launch-on-demand" system där båtägaren ringer in till marinan när båten ska användas, varefter marinan sjösätter båten vid bryggan vid önskad tid. Foto: Alamy

Idag finns en kultur i Sverige där fritidsbåtlivet förknippas med en egen båtplats vid en brygga. Det kan därför vara svårt att få fritidsbåtägare att ändra beteende och börja förvara och använda fritidsbåtar på ett nytt sätt. Om man har ambitionen att båtförvaring på land under sommaren ska växa i Sverige behöver först information om dess fördelar spridas till båtägare. Vidare måste tillgängligheten till landförvaring göras god, i både tid och rum. Detta för att tillmötesgå båtägare som är vana vid att kunna använda sin båt på ett flexibelt sätt. Sannolikt skulle launch-on-demand marinor därför behöva ha långa öppettider under båt-säsongen. Slutligen behöver priset för båtförvaring på land vara konkurrenskraftigt med bryggförvaring. Här skulle det kunna finnas utrymme för politisk påverkan om nya styrmedel togs fram för fritidsbåtar. Se avsnitt 7.5.

I likhet med den begränsade infrastrukturen för

landförvaring är även tillgången till båtramper idag begränsad längs svenska kuster i jämförelse med andra länder, både när det gäller antal ramper och dess användbarhet. Många ramper är låsta, de kostar mycket att använda och att parkera vid eller saknar parkering för trailer i närheten. Det saknas också ett officiellt register över båtramper i Sverige. För att öka intresset att förvara båt på egen trailer behöver sannolikt fler kommunala båtramper byggas som är lätta och billiga att använda och som har stora parkeringsytor för många bilar med trailer. Dessa skulle kunna byggas som ett alternativ till nya bryggor eller småbåtshamnar för att tillgodose behov hos en växande kommun, men behöver placeras med omsorg så att trafiken till och från rampen inte påverkar grunda mjukbottensområden negativt. *Se avsnitt 7.1.* Vidare måste även naturvärden på land beaktas där parkeringar byggs.

Dela båt

Ett annat eller kompletterande sätt att minska behovet av bryggplatser är att flera personer använder samma båt. Eftersom de flesta fritidsbåtar ligger oanvända vid bryggan större delen av båtsäsongen finns det stort utrymme att utnyttja båtarna effektivare. På senare år har det blivit allt vanligare att personer går samman och köper andelar i en båt i en s.k. båtpool, där de delar på kostnader, skötsel och användande av båten. Fördelarna för båtanvändare är att kostnaderna och arbetsinsatsen för båten sänks, medan en nackdel kan vara att flexibiliteten för när båten kan användas minskar. Det finns idag även flera företag som erbjuder båtpooler, (t.ex. *Dela båt* och *Saltsjöns marinpool*). De fungerar på liknande sätt som en bilpool, där man tecknar ett medlemskap och sedan kan boka en båt för en eller flera dagar. I vissa båtpooler betalar man en insats och i andra en månadsavgift. Fördelarna med en kommersiell båtpool är att man slipper allt arbete kring båten, får en tydligare kostnadsbild och slipper binda kapital. Man kan också växla mellan olika båttyper och geografiska områden. Generellt tycks intresset för båtpooler vara större i Östersjön än i Västerhavet, där utvecklingen hittills varit mer begränsad.

Även möjligheter att hyra en fritidsbåt för en kortare period från ett företag eller privatperson ökar i Sverige. Det finns idag flera företag som hyr ut motor- och segelbåtar längs Sveriges kuster (t.ex. *Hyrbat.se* och *Bohuscharter*). Även leasing (långtidsuthyrning) av fritidsbåtar förekommer, men än så länge bara i relativt begränsad utsträckning, som inte alls motsvarar den snabba utveckling som skett för personbilar. En tjänst för privat uthyrning som ökar i popularitet är mötesplatser på nätet där privatpersoner registrerar sig och

kan hyra ut och hyra direkt från varandra (t.ex. *Skipperi, hyrabat.nu*). Sammanfattningsvis är det rimligt att förvänta sig att olika former av båtpooler och uthyrning av fritidsbåtar kommer att fortsätta att öka. Detta då s.k. delningsekonomi, dvs. att hyra/hyra ut och dela eller byta saker med varandra, har ökat kraftigt både i Sverige och världen under senare år och är sannolikt här för att stanna.

7.1.3 Förbättra handläggning, uppföljning och tillsyn av vattenverksamheter

Sammanställningen i denna rapport visar att det pågår omfattande exploatering, muddring och dumpning av muddermassor i känsliga kustområden. Detta sker trots att det idag finns ett omfattande skydd för den marina miljön som reglerar vattenverksamheter via miljöbalken och olika EU-direktiv. Idag ges ofta både tillstånd för vattenverksamheter som muddringar och bryggexploatering i strandskyddsområden och dispenser för intrång i naturskyddade områden såsom Natura 2000-områden. Detta sker även om känsliga miljöer med höga naturvärden som t.ex. ålgräsängar påverkas av exploateringen (Eriander m.fl. 2017, Eriander m.fl. opubl. data). Vidare ges regelbundet dispenser från förbudet att dumpa muddermassor i havet, även i mycket kustnära områden. I dessa ärenden tycks inte vägledning från EU och svenska myndigheter följas i fråga om utredning av alternativ på land, undersökningar av miljögifter i sedimentet, val av dumpningsplats och uppföljning av påverkan (Eriander m.fl. opubl. data). Detta tyder på att varken svenska eller internationella lagar och regler tillämpas fullt ut vid hantering av dessa ärenden. Det är till exempel tveksamt om dumpning av muddermassor i kustnära områden och spridning av sedimentpartiklar, näringsämnen och potentiella miljögifter till grunda vegetationsklädda bottenar och skyddade områden är förenligt med gällande miljökvalitetsnormer eller med att bibehålla gynnsam bevarandestatus i Natura 2000-områden.

För att förbättra handläggningen av denna typ av ärenden behöver handläggare på kommuner och länsstyrelser få bättre information och underlag avseende olika verksamheters påverkan på kustmiljöer. Även underlagen avseende utbredning av fysisk påverkan och känsliga kustmiljöer behöver förbättras så att kumulativa effekter kan beaktas. *Se avsnitt 7.1.1.* Nationella och regionala myndigheter behöver också se till att de vägledningar som finns för t.ex. muddring och dumpning används. Vidare behöver även uppföljning och tillsyn av ärendena förbättras, då detta idag sker i mycket begränsad utsträckning. Baserat på den kunskap som

finns idag om negativ påverkan från mudderdumpningar, och med beaktande av den miljörättsliga försiktighetsprincipen, bör myndigheter överväga att inte ge dispenser från dumpningsförbudet för dumpingar när det finns risk att sedimentplymer når känsliga kustmiljöer. Modelleringsstudier i Bohuslän visar på att sedimentplymer regelbundet kan nå upp till 10 km från dumpningsplatser (Eriander m.fl. opubl. data).

För att lättare kunna bedöma omfattningen av muddring och dumpning av muddermassor i Sverige, och för att kunna följa upp och bedöma dess miljöpåverkan behöver ett nationellt register över denna typ av ärenden skapas (Engdahl m.fl. 2011). Detta skulle också underlätta identifiering av otillåtna muddringar och dumpningar. Idag bedöms otillåten exploatering av bryggor och muddring runt småbåtshamnar och enskilda bryggor vara mycket omfattande, bl.a. på grund av bristen på tillsyn av otillåtna verksamheter (Törnqvist och Engdal 2012, Eriander m.fl. 2017). Att förbättra tillsynen av olika vattenverksamheter utgör därför en viktig åtgärd för att minska kustexploateringen och påverkan på känsliga kustmiljöer. Kustexploatering är mycket lätt att identifiera från flygfoton, varför fjärranalyser som den som Havs- och vattenmyndigheten nyligen genomfört av fysisk påverkan (Törnqvist m.fl. 2019) utgör ett viktigt verktyg i detta arbete. Med ett nationellt register över tillåtna brygg-, muddrings- och dumpningsärenden, tillsammans med regelbunden kartering av bryggor och mudderrännor med hjälp av fjärranalys, kan otillåtna vattenverksamheter lätt identifieras. I kombination med ökade resurser till länsstyrelser för att öka tillsynen av dessa ärenden ökar möjligheterna att minska denna typ av påverkan.

7.2 Minska påverkan vid exploatering för fritidsbåtar

Om en exploatering av ett grundområde i form av konstruktion av bryggor eller muddring inte kan undvikas är det viktigt att använda metoder som minimerar påverkan på den marina miljön. Idag finns en rad metoder och tekniker som kan mildra de negativa effekterna vid kustexploatering.

7.2.1 Miljövänlig konstruktion av bryggor och förankringsbojar

Vid konstruktioner av bryggor och hamnar är det möjligt att minska den negativa påverkan från botenstörningar, grumling och buller genom att försiktighetsåtgärder vidtas gällande de fartyg och maskiner som används vid konstruktionen. För att minska den

negativa påverkan från bullerstörning vid påslagning kan det utstrålade ljudet t.ex. dämpas med hjälp av bubbelridåer, som etableras runt området där pålningen ska ske (Dähne m.fl. 2017). Detta kan även ha en positiv effekt genom att det minimerar spridning av sediment som grumlas upp vid upprättandet av en brygga. Det är dock generellt dåligt studerat hur buller från påslagning påverkar djuren i grunda kustsystem.

En av de allvarligare miljöeffekterna av den färdiga bryggan är skuggning av vegetation. Idag finns en rad vetenskapliga studier som ger vägledning för hur bryggor kan konstrueras för att minimera skuggningen av botten. Bryggor placerade högt över botten och över vattenytan leder till mindre skuggning och har därmed färre negativa effekter på bottenvegetationen. Det innebär att pålade bryggor skuggar mindre och har mindre negativ påverkan på vegetation än flytande bryggor (Burdick och Short 1999, Eriander m.fl. 2017, *se avsnitt 5.2*). I grunda vågskyddade områden bör därför pålade bryggor i första hand väljas på djup där vegetationen hittas (generellt <6 m djup) om de lokala miljöförutsättningarna tillåter detta. Flytbryggor kan placeras på djupare vatten. Bryggor placerade i en nord-sydlig riktning leder också till minskad skuggning under bryggan (Burdick och Short 1999, Campbell and Baird 2009). Andra metoder för att minimera skuggningen från en bryggas plattform är t.ex. att använda bryggtäckning som släpper igenom mycket ljus (t. ex. glesa spant eller galler istället för heltäckande trä- eller betongplattformar; Shafer och Robinson 2001, Fresh m.fl. 2006, Gladstone och Courtenay 2014), eller att reflektera ner ljus under bryggan (Gayaldo m.fl. 2001, Steinmetz m.fl. 2004). Att under vintertid förvara flytbryggor på land är ytterligare ett sätt att minska skuggningseffekten som en brygga bidrar till.

Det har gjorts en del försök att konstruera bryggor så att de ger positiva miljöeffekter, detta för att i någon mån kompensera deras negativa miljöpåverkan. Internationellt har exempelvis flera försök gjorts där man har fäst strukturer som ger gömställen åt djur under bryggor (t.ex. Mercader m.fl. 2017). Några av dessa tekniker, såsom att hänga nätkassar med mussel- och ostronskal vid bryggan, skulle kunna vara intressant att prova i svenska förhållanden. Längs Östersjökusten skulle eventuellt risvasar kunna användas (Taylor m.fl. 2019).

För att minimera negativ påverkan från båtar som ligger förankrade på svaj är det viktigt att anpassa längden på kättingen som är förankrad vid botten. Om kättingen hålls så kort som möjligt minskar risken för kättingskador på botten och vegetationen (Ostendorp m.fl. 2009). Det finns även miljövänliga lösningar där bojkättingar ersätts med länkade metallstavar som satts

ihop som ett upp-och-nervänt L i botten och roterar över vegetationen istället för att släpa i botten (Demers m.fl. 2013). Även val av ankare påverkar hur mycket skada som botten åsamkas (t.ex. kan så kallade Hall-ankare vara mer skonsamma; Milazzo m.fl. 2004). Om dessa lösningar fungerar i svenska förhållanden återstår att utvärdera. Vid ankring kan man även minska skadan på bottenmiljön genom att backa mot ankaret och lyfta det rakt upp istället för att dra in det.

7.2.2 Välja rätt tidpunkt och minimera uppgrumling vid muddring och dumpning

Som diskuterats bör muddring i grunda, vågskyddade områden med vegetation undvikas dels på grund av att den kan leda till uppgrumling över långa perioder, dels då dessa områden är extra känsliga för uppgrumling och sedimentation. Se avsnitt 5.1 och 5.4. Om muddring ändå ska ske i dessa områden är det viktigt att välja rätt period på året och rätt metod.

Muddrings- och dumpningsarbete bör utföras under den delen av säsongen då påverkan på växter och djur är som minst. För växter handlar det om den period då vattentemperaturen är som lägst (ofta december till mars), eftersom växterna är mindre känsliga för ljusstörningar när deras metabolism är låg (Eriander 2017). Sannolikt gäller detsamma för filtrerande organismer. För fiskar och kräftdjur är oftast de tidiga ägg- och larvstadierna känsligast för uppgrumlat sediment, varför djurens lekperioder bör undvikas. Eftersom olika arter leker under olika delar av året, samt på grund av regionala skillnader inom samma art kan det emellertid vara svårt att bedöma vad som är den bästa perioden för att genomföra ett muddringsarbete. Det nya förvaltningsverktyget *Lektidsportalen*, som samlar information om lekperioder för svenska fiskar och kräftdjur i olika landsdelar, kommer dock att underlätta denna bedömning.

Omfattningen på uppgrumling och sedimentspridning påverkas vidare av de metoder som används vid muddring och dumpning. Se avsnitt 4.2. Mekanisk muddring leder till mer grumling än hydraulisk (sugmuddring) vid själva muddringsplatsen, men eftersom muddermassorna vid hydraulisk muddring får en flytande karaktär, kan de å andra sidan leda till kraftigare grumling om de dumpas och föranleda att större volymer behöver transporteras. Därför bör metoder vid muddring och dumpning anpassas beroende på vilken miljö muddringen och eventuell dumpning sker i. Även föroreningsgrad hos sedimentet bör vägas in vid val av metod. För att minska uppgrumlingen av sediment och sedimentspridning i samband med mekanisk muddring kan en grävskopa med lock användas, s.k. miljöskopa.

Även olika typer av avskärmningar kan användas för att begränsa spridningen, såsom geotextil, bubbelridåer och sponter. Ett annat alternativ för att minska risken för sedimentspridning är att utföra frysmuddring, vilket kan vara lämpligt i områden med förorenade sediment.

Som diskuterats ovan bör muddermassor i första hand deponeras på land (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Om de ska dumpas i havet bör det ske utomskärs, eller så långt från känsliga miljöer att de inte kan nås av sedimentplymer som kan spridas långt från dumpningsplatsen (upp till 10 km). Dumpningsplatsen behöver undersökas noggrant för att säkerställa att ackumulationsförhållanden råder vid lokalen. För att minska de negativa effekterna på dumpningsplatsen är det också viktigt att botten består av samma typ av sediment som sedimenten hos de massor som ska dumpas. Det är också lämpligt att modellering av sedimentspridning från platsen utförs för att bedöma dess lämplighet och dels under vilka väderförhållanden som dumpning kan ske.

Generellt bör uppgrumling av sediment minimeras vid dumpning för att minska spridning av sediment, näringsämnen och potentiella miljögifter som ofta förekommer i förhöjda halter i småbåtshamnar. Bottenrensning med pråm (som i dagsläget är den vanligaste metoden vid dumpning), där dumpningen sker vid ytan leder generellt till mer sedimentspridning än om massorna pumpas ned till botten, varför den senare metoden är att föredra. Vid dumpning med bottenrensning med pråm kan spridning av uppgrumlat sediment minskas med hjälp av olika tekniker som avskärmning med geotextil (kjol) en bit ned i vattenpelaren och bubbelridåer, på samma sätt som vid muddring. För att minska sedimentspridningen kan vattenhalten i massorna minskas innan dumpningen sker (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Beroende på hur dumpningen sker kan sedimentet antingen spridas jämnt i tunna lager över en större bottenyta eller fördelas i högar på botten. Vilken metod som används bör anpassas efter miljön och organismerna som kan komma att påverkas på dumpningsplatsen. Det är därför viktigt att utföra grundliga undersökningar av bottenförhållandena vid dumpningsplatsen samt närliggande områden som kan komma att påverkas av sedimentspridning.

7.3 Minska påverkan från båttrafik

Även om alla fritidsbåtar förvarades på land och målades med giftfri färg skulle båttrafiken i sig fortsätta att medföra stor påverkan på miljön genom skador och störning från svall, propellrar, ankare och undervattensbuller samt genom utsläpp från motorer. För att

minska denna påverkan behövs nya lösningar också när det gäller hur båtar används i kustvatten och hur de drivs fram.

7.3.1 Sänk hastigheten och begränsa motorbåtstrafik i känsliga områden

En allvarlig påverkan från båttrafik härrör från svall och propellerturbulens från motorbåtar. Dessa kan i grunda, vågskyddade områden orsaka omfattande uppgrumling och erosion av bottensediment, med negativa effekter på vegetation och en lång rad djur. I grunda områden kan även båtskrov, propellrar och ankare orsaka direkta skador på vegetation och bottendjur. Motorbåtar och vattenskotrar är också en viktig källa till undervattensbuller som kan påverka bl.a. sälar, tumlare och fiskar negativt. Gemensamt för dessa typer av påverkan är att det främst är motorbåtar som orsakar påverkan och att påverkan ökar med storlek på båt och motor samt med hastigheten som båten förs fram med. Till exempel genererar större fritidsbåtar av yachttyp upp till 70 cm höga vågor, vilket är jämförbart med skärgårdens passagerarbåtar (Granath 2004). Påverkan skulle därför kunna minskas genom att införa sänkt hastighet eller att helt förbjuda motorbåtar i känsliga områden.

En möjlighet som skulle kunna utredas är att införa en generell hastighetsbegränsning av motorbåtar och vattenskotrar inomskärs. En sådan gräns skulle behöva sättas så högt att motorbåtar kan plana eftersom en motorbåt genererar högst svall vid en hastighet precis innan planing (Maynard 2005). Då är också bränsleförbrukning mycket hög. Med en maximal hastighet av 15 eller 20 knop skulle motorbåtar kunna uppnå planingsfart, men samtidigt skulle skador från svall, turbulens och buller begränsas. Fördelen med en generell hastighetsbegränsning är att den är konsekvent och därför lätt att förstå och att efterfölja. En minskad hastighet minskar också bränsleförbrukning och därmed utsläpp av giftiga ämnen i vattnet samt föroreningar och koldioxid till luften. Utöver att miljöpåverkan från motorbåtar och vattenskotrar minskar med sänkt hastighet ökar också säkerheten på sjön och rekreativmiljön förbättras då störande båtbuller minskar.

För mycket vågskyddade, grunda lokaler med mjukbotten räcker det dock inte med en hastighetsbegränsning för motorbåtar för att undvika skador och påverkan. Här kan även ett litet svall orsaka allvarlig uppgrumling, och skador på t.ex. vegetation kan uppstå från skrov och propellrar också vid låga hastigheter. För speciellt värdefulla områden i dessa miljöer kan det bästa alternativet vara att helt förbjuda trafik med

motorbåtar, inklusive vattenskotrar som idag ofta kör i dessa miljöer. Där det idag existerar farleder genom känsliga grundområden och sund bör hastigheten sättas så lågt att svall i princip undviks (<5 knop) för att minimera negativ miljöpåverkan.

7.3.2 Använd miljövänlig teknik för att minska utsläpp

Ett annat miljöproblem med båtmotorer är att de släpper ut föroreningar. Utsläppen består dels av giftiga och cancerframkallande PAH:er som släpps ut i vattnet, dels av stora mängder partiklar och koldioxid som släpps ut i både vattnet och luften och som bidrar till bl.a. klimatförändringar. Utsläppen från båtmotorerna innehåller också kväveföreningar som bidrar till övergödningen och havsförsurningen. Detta gäller speciellt äldre tvåtaktsmotorer som har en ineffektiv förbränning och släpper ut 20–30 % av bränslet oförbränt direkt i havet. Denna typ av motorer hittas på idag över 40 % av alla motorförsedda fritidsbåtar och bidrar till betydande utsläpp. På grund av motorernas långa livslängd förväntas de fortfarande vara i användning många år framöver. Att påskynda bytet av dessa äldre tvåtaktsmotorer mot nyare mer miljövänliga motorer skulle kunna reducera utsläppen betydligt. Detta skulle kunna ske genom informationskampanjer, statliga bidrag samt möjligen genom förbud. Båtagare som idag har gamla tvåtaktsmotorer kan minska de skadliga utsläppen genom att använda mer miljövänlig alkylatbensin samt miljöanpassad olja för utombordsmotorer. Kommuner och ideella sammanslutningar kan även ansöka om LOVA-bidrag för att skrota sina gamla tvåtaktsmotorer. Premien ska se till att t.ex. en båtklubb inte får några kostnader för skrotningen och därmed medverka till ett långsiktigt förbättrat miljöarbete. För dieselmotorer finns idag också möjligheten att använda förnybart drivmedel baserat på vegetabilisk olja s.k. HVO-diesel.

Ökad användning av elmotorer på fritidsbåtar skulle minska påverkan på flera olika sätt. Förutom att elmotorer medför betydligt lägre utsläpp av olika typer av föroreningar samt av koldioxid är de också mycket tystare än förbränningsmotorer, varför även störningar från undervattensbuller sannolikt skulle minska. Fördelen med elmotor för båtagaren är att motorn är tyst och avgasfri och mycket billig i drift. Ännu är dock de flesta båtmotorerna relativt små och med begränsad räckvidd innan batteriet behöver laddas, vilket gör att de passar bäst för mindre motorbåtar och segelbåtar. Utveckling går dock snabbt både inom elmotorer och specialbyggda båtar för eldrift och flera nya modeller av båtar och motorer med eldrift har kommit ut på marknaden de

senaste åren. En tydlig trend är bl.a. att försäljningen av lite större el-utombordare ökar snabbt (hamnen.se). Idag finns eldrivna utbordare på 20 till 80 hk med topphastigheter över 20 knop, även om räckvidden är begränsad till runt 30 min med dagens batterier enligt tillverkarens uppgifter (torqeedo.se). Nya lösningar och modeller som kan få betydligt större räckvidd och uthållighet är under utveckling (t.ex. orustboats.se). Även hybridmotorer förekommer för fritidsbåtar där dieselmotorer kan kopplas på vid behov för snabbare färd eller då batterierna laddas. Batterierna kan även laddas med solceller. År 2019 startade också försäljning av en svensktillverkad eldriven hydrofoibåt som enligt uppgift kan färdas i 25 knop i tre timmar på en laddning (candelaspeedboat.com). Priset på de större elmotorerna och batterier är dock relativt högt idag. Trots det kan en sådan investering löna sig för båtägare som använder sin båt frekvent, då driftmedelskostnaden är avsevärt lägre. Generellt medför dock de höga priserna och den begränsade räckvidden på batterier att efterfrågan idag är begränsad, men detta förväntas ändras med den snabba teknikutvecklingen. Det pågår också en utveckling av bränsleceller och användning av vätgas för fritidsbåtar.

7.4 Minska utsläpp av biocider

Båtar som är målade med kemiskt verksamma båt-bottenfärger, dvs. färger som innehåller och läcker biocider, utgör en betydande utsläppskälla av koppar till Sveriges kustvatten. Se *avsnitt 5.8.1.2*. Idag använder färgindustrin en matematisk modell i riskbedömningsförfarandet av båt-bottenfärger för att teoretiskt beräkna läckaget av biocider från färg till vatten. Dock visar nyare fältstudier att dessa beräkningsmodeller underskattar det faktiska läckaget av koppar till svenska vatten med upp till åtta gånger (Lagerström m. fl. 2018). Hade båt-bottenfärgerna istället riskbedömts med de läckagehastigheter som framtog av Lagerström m.fl. (2018) hade inga av de i Östersjön godkända färgerna klarat Kemikalieinspektionens riskbedömning och färgerna skulle därmed inte få säljas. En konsekvens av att färgerna trots allt finns på marknaden och används av båtägare är att miljö kvalitetsnormen för koppar överskrids i fritidsbåtshamnar i Östersjön (Lagerström 2019). En förändrad riskbedömning och lagstiftning skulle således minska belastningen av koppar från båt-bottenfärger radikalt. Vidare visar en ny studie av Lindgren m.fl. (2018) att det läckage av koppar som krävs för att motverka biologisk påväxt i Kattegattområdet ($5 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dag}$) är lägre än den från kommersiella båt-bottenfärger (Lagerström m. fl. 2018), vilket indikerar att

det är möjligt att minska läckagehastigheter av koppar från båt-bottenfärger, med bibehållen effektivitet.

Som diskuteras ovan kan användning av giftiga båt-bottenfärger undvikas helt genom att förvara båten på land. Detta är dock inte ett alternativ för alla båtägare. För större segel- och motorbåtar som är svåra att lyfta utgör landförvaring inte ett realistiskt alternativ. Det finns emellertid idag flera giftfria tillvägagångssätt tillgängliga på marknaden för att minska påväxt även på båtar som förvaras i vattnet.

För båtar som är målade med hård eller giftfri färg kan påväxt avlägsnas med hjälp av regelbunden manuell rengöring eller i en borsttvättsanläggning. Sådana tvättar har funnits på ostkusten ett par decennier och har de senaste åren även installerats på västkusten. På webbsidan batmiljo.se, en sida som drivs av Svenska båtunionen (SBU), finns en karta som visar var samtliga borsttvättar finns i Sverige. Det är dock viktigt att endast båtar som inte har målats med själpolerande biocidfärg, eller färger som av kommunen klassas som giftfria, tvättas med borstar direkt i vattnet, samt att de borsttvättsanläggningar som används är utrustade med en uppsamlingsbassäng där det avskrapade materialet omhändertas (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Detta eftersom organiskt material och eventuella färgflagor annars ansamlas på botten kring borsttvätten där de kan ge upphov till lokal syrebrist och förorening. Det har också visat sig vara viktigt att uppsamlingsbassängen är fullt fungerande med kanter ovanför vattenytan så att inte färgpartiklar transporteras ut ur bassängen (Hassellöv 2018). Om båtar lyfts upp för att tvättas på land med högtryckstvätt ska det ske över en spolplatta med rening så att färgflagor kan tas om hand.

På batmiljo.se redovisas rapporter från Havstulp-anvarningen, ett system som funnits i årtionden, som syftar till att informera båtägare om hur stor tillväxten av havstulpaner är i olika områden. Systemet bygger på att båtägare sänker ned plattor vid sin hemmahamn och rapporterar in när havstulpaner bottenfält på denna. När tillräckligt många observationer rapporterats in från ett visst område skickas en varning ut via sms till de som anslutit sig till tjänsten. Varningen hjälper båtägare att veta när det är dags att rengöra skrovet manuellt, genom att uppsöka en borsttvätt eller på annat sätt se över sitt skrov. Skrovdular som täcker båtens skrov och skyddar från påväxt när den ligger vid bryggan kan också utgöra ett alternativ till biocidfärger.

För de som väljer att använda biocidfärger kan utsläppen minskas genom att använda mindre giftiga färger samt genom att inte måla om varje år. Studier gjorda i Östersjön och på svenska västkusten visar att vissa biociderfärger med koppar läcker upp till sex

gångar mer koppar än vad som krävs för att effektivt hålla ytan ren från påväxt (Granhag m.fl. 2019). Det är också belagt att kopparfärger avsedda för ostkustbruk ger ett fullgott skydd mot påväxt under flera säsonger (CHANGE 2018).

Att måla sin båt är idag den rådande kulturen bland båtägare vilket gör att det finns ett behov av att lyfta fram och synliggöra alternativa metoder och att ändra infrastrukturen kring fritidsbåtar mot miljöbättre alternativ. Detta är även något som stöds av Dahlström m.fl. (2014) som i en enkätstudie till båtägare visade att 46 % av båtägarna på ostkusten skulle kunna tänka sig att använda en spol- eller borstsanläggning för att mekaniskt rengöra båtskrovet. Motsvarande andel var 39 % på västkusten.

Eftersom båtar historiskt målats med färger innehållande TBT och andra giftiga biocider, är det viktigt att motverka att dessa ämnen sprids från äldre båtskrov, uppställningsplatser på land samt från bottensediment i småbåtshamnar. Idag finns möjligheter att använda handhållna röntgeninstrument för att snabbt screena båtar (analystid 10–30 s) efter tennorganiska föreningar, koppar och zink (Ytreberg m.fl. 2015). Efter att screeningen är gjord kan båtägaren avlägsna den gamla biocidfärgen med rekommenderade metoder. För att minska spridningen av miljögifter från båtuppställningsplatser på land är det viktigt att eventuella färgflagor omhändertas vid underhållsarbete av skrov och att efterbehandling och rening av dagvatten (uppsamling, avslamning och filtrering) sker. Även årlig slamsugning av dagvattenbrunnar samt sopning av uppställningsområdet minskar risken för spridning av miljöfarliga ämnen till kustvattnet. Om höga halter föroreningar detekteras på en uppställningsplats kan en sanering av marken vara nödvändig. Eftersom halter av TBT och andra miljögifter kan vara mycket höga i bottensediment i småbåtshamnar är det viktigt att muddermassor från dessa områden noggrant analyseras för föroreningar. Om halterna är förhöjda måste speciella metoder användas vid muddringsarbetet för att motverka uppgrumling och spridning av kontaminerat sediment (t.ex. frysmuddring). Muddermassorna måste därefter deponeras enligt rekommendationer på land.

7.5 Båtregister och styrmedel för ett mer hållbart båtliv

Till skillnad från många andra länder saknar Sverige ett nationellt register över fritidsbåtar. Denna brist försvårar bedömningen av fritidsbåtars påverkan på miljön och möjligheterna att förvalta båtlivet på ett hållbart sätt. Hur många eller vilka typer av fritidsbåtar som

finns i Sverige idag är dåligt känt, liksom hur detta har utvecklats över tid, eftersom officiell statistik saknas. De uppgifter som presenterats i denna rapport angående antalet fritidsbåtar och deras skattade utsläpp är baserade på olika undersökningar i enkätform, vilket är ett osäkert underlag. Osäkerheten avseende hur stor exempelvis motorbåtsflottan är och vilken typ av motorer den består av gör det svårt att dels skatta hur stor miljöpåverkan denna transportsektor bidrar med i jämförelse med andra sektorer och dels bedöma vilka åtgärder som kan vara nödvändiga för att minska dess påverkan.

Avsaknaden av ett nationellt båtregister förvärrar också en hållbar förvaltning av fritidsbåtar. Sverige har en åldrande fritidsbåtsflotta där många äldre båtar, som ofta är målade med giftigt TBT, nu behöver skrotas. Att skrota en fritidsbåt är dock förenat med höga kostnader varför många ägare lämnar sina båtar på uppställningsplatser vid småbåtshamnar eller dumpar dem i miljön. Avsaknaden av ett båtregister och registreringsnummer på båtarna gör det mycket svårt att identifiera båtägaren, varför kostnaden ofta hamnar på den kommun där den dumpade båten återfinns. Kommuners kostnader för att skrota gamla fritidsbåtar förväntas skjuta i höjden de närmsta åren. Frånvaron av registreringsnummer på båtarna för också med sig en rad praktiska problem för båtägare vid t.ex. försäljning, stölder, försäkringar och tillsyn av fritidsbåtar då båtarna och ägarna är svåra att identifiera. Bristen på ett båtregister försvårar också för myndigheter att kommunicera med båtägare, för att exempelvis ge viktig information om hur giftiga båtbottenfärger ska avlägsnas, eller för att informera om bidrag för att byta en gammal förorenande motor mot en nyare teknik. Om Transportstyrelsen skulle börja utöva tillsyn på fritidsbåtar för innehåll av TBT på skrovet skulle brist på båtregister och därmed möjlighet att spåra en ägare också försvåra arbetet.

Eftersom Sverige saknar ett båtregister är fritidsbåtar idag också undantagna från beskattning, till skillnad från många andra länder, samt till skillnad från fritidsfastigheter, bilar, husvagnar, m.m. i Sverige. Fritidsbåtslivet nyttjar många kommunala och statliga resurser som sophämtning, farledshållning, produktion av sjökort, m.m. men bidrar inte med några resurser till dessa verksamheter, till skillnad från t.ex. sommarstugegäster och kommersiell sjöfart. Sammanställningen i denna rapport visar att fritidsbåtar även bidrar till betydande utsläpp av växthusgaser och luftföroreningar på nivåer som är jämförbara med andra transportslag, samt att de genererar utsläpp av miljögifter och orsakar omfattande skador och förluster av viktiga livsmiljöer. Dessa miljöskador resul-

terar i sin tur i förluster av viktiga ekosystemtjänster och kostnader för samhället i form av t.ex. minskad produktion av kommersiell fisk, försämrade rekreationsförhållande, minskat upptag av näringsämnen och koldioxid samt behov av åtgärder för att minska dessa skador. Exempelvis medför historiska utsläpp av TBT från fritidsbåtar att samhället idag på flera platser i landet behöver genomföra mycket kostsamma saneringar av båtuppställningsplatser på land och av kontaminerat sediment i småbåtshamnar. Enligt den rättsliga principen i internationell såväl som i svensk miljölagstiftning att förorenaren betalar, ska den aktör som orsakar en skada på miljön också betala för de kostnader som skadan medför. Det är oklart varför fritidsbåtar idag är undantagna denna princip.

Det finns därför argument och potentiella fördelar med att införa obligatorisk registrering av fritidsbåtar, samt med att beskatta valda delar av fritidsbåtflottan. Sammanställningen i denna rapport visar att större motorbåtar med stora förbränningsmotorer, som är målade med biocidfärg och förvaras vid brygga medför avsevärt större miljöpåverkan än t.ex. en mindre, båt, målade med giftfri färg, som har en liten elmotor och som förvaras på land. Det finns därför argument för att anpassa en beskattning efter t.ex. storlek på båt och motor och för att undanta vissa kategorier från beskattning. Förutom att en skatt på fritidsbåtar skulle generera inkomster till staten som kan användas till åtgärder för att minska de skador som fritidsbåtar orsakar, skulle det också medföra ett viktigt instrument för att styra fritidsbåtlivet i en hållbar riktning. På samma sätt som för personbilar kunde beskattning av båtmotorer anpassas efter utsläppsnivåer i ett bonus-malus system, där motorer med höga utsläpp får förhöjd skatt, medan nya miljöanpassade båtmotorer som elmotorer istället premieras med ett bidrag. På ett liknande sätt kunde båtar målade med giftfri färg och som förvaras på land undantas från beskattning för att öka intresset för en mer hållbar användning av fritidsbåtar.

7.6 Behov av mer kunskap

Många negativa effekter från fritidsbåtar och tillhörande strukturer är idag väl dokumenterade i den vetenskapliga litteraturen. Trots det råder fortfarande en brist på kunskap kring flera aspekter avseende fritidsbåtens påverkan på miljön. I denna rapport har många viktiga kunskapsluckor identifierats och i detta avsnitt görs en sammanställning av de mer generella och övergripande områdena där det finns ett behov av förbättrad kunskap. En bättre förståelse kring fritidsbåtens miljöpåverkan ökar möjligheten att förbättra

förvaltningen som rör fritidsbåtlivet så att de negativa effekterna på viktiga kustmiljöer kan minimeras.

Något som blivit tydligt vid kunskapsmanställningen för denna rapport är att majoriteten av tillgängliga studier har undersökt effekterna av enstaka påverkanstyper, t.ex. skuggning från fysiska strukturer, eller kemisk påverkan från koppar. I många fall är dock verkligheten mer komplex och effekterna på en viss organism är sannolikt ett resultat av samverkan mellan flera olika påverkanstyper. *Se avsnitt 6.2.* Bland annat saknas studier på hur "cocktaileffekten" alltså den sammanlagda påverkan av de olika föroreningar som är vanliga i småbåtshamnar, påverkar miljön. Studier av denna typ av kumulativ miljöpåverkan är dock bristfälliga inom litteraturen och saknas oss veterligen från svenska vatten. Då den kumulativa effekten av flera olika faktorer kan vara större än summan av de enskilda faktorerna, är det viktigt att öka kunskapen just om hur olika miljöeffekter samverkar för att bättre kunna bedöma hur fritidsbåtlivet påverkar havsmiljön.

Den stadigt ökande exploateringen av våra kuster med bryggor och mudderrännor skapar barriärer och ett fragmenterat kustlandskap. Det finns i dagsläget en bristande kunskap även om hur fragmentering av viktiga livsmiljöer som exempelvis ålgräs påverkar dels dessa miljöers fortlevnad och känslighet gentemot andra störningar, dels de organismer som lever där. Nya studier indikerar att ålgräsängar kan kollapsa när de minskar under ett tröskelvärde i storlek, varefter uppgrumling av sediment ökar som hindrar återetablering av vegetation (Moksnes m.fl. 2018). Det är därför viktigt att öka kunskapen om dessa tröskelvärden för att förhindra att småskalig kustexploatering leder till kollaps av viktiga livsmiljöer.

Nya studier i norra Egentliga Östersjön visar på starka negativa samband mellan antalet båtplatser och mängden vegetation i grunda kustområden, vilket indikerar att trafik från fritidsbåtar kan ge omfattande skador i känsliga grundområden (Hansen m.fl. 2019). Det är dock inte klarlagt exakt hur brygg- och båtintensiteten påverkar vegetationen, eller om detta samband hittas också i andra delar av den svenska kusten. Kunskapen behöver därför förbättras om hur direkta fysiska skador och svall från båttrafik påverkar olika typer av miljöer och organismer samt hur dessa återhämtar sig. Vidare behövs påverkan på undervattensmiljön studeras i relation till omfattningen på påverkansfaktorerna, t. ex. antalet båtpassager under en viss tid i ett visst område. Sådana studier skulle ha stor betydelse för att avgöra om det finns behov av att införa hastighetsbegränsningar eller restriktioner för båttrafik i vissa skyddade grundområden.

Vetenskapliga studier av omfattning av varaktighet av sedimentspridning som sker i samband med muddring och dumpning saknas generellt för svenska vatten och är även bristfällig internationellt. Detta gäller särskilt spridning av sediment från dumpningsplatser. Vidare är även effekterna av suspenderat och sedimenterat material på flora och fauna dåligt studerade i svenska vatten. Denna kunskapsbrist är något som behöver åtgärdas för att kunna säkerställa att dessa aktiviteter inte påverkar känsliga grundområden negativt, speciellt då mycket dumpning sker inomskärs i närheten av miljöer och områden som potentiellt kan påverkas negativt.

När det kommer till undervattensbuller kopplat till fritidsbåtslivet finns få studier och mätningar tillgängliga och bristen på kunskap är även här stor. Spridning av buller i grunda miljöer är speciellt bristfälligt studerat både när det gäller buller från båtar och från t.ex. påslagning. Dessutom är det svårt att beräkna ljudutbredning i grunda vatten (< 10 m), vilket försvårar bedömning av bullerpåverkan från fritidsbåtar. Det finns därför ett behov av att börja göra denna typ av mätningar, för att därigenom kunna börja bygga en kunskapsbank som kan användas för att beräkna påverkan och effekter från fritidsbåtars buller. Vidare behövs bättre kunskap kring effekterna av buller på olika organismer (och livsstadier), samt fler studier av bullereffekter där organismen befinner sig i sin naturliga miljö. För alla vattenlevande organismer saknas även kunskap om hur påverkan på individnivå skalar upp till påverkan på populationsnivå, exempelvis som ett resultat av observerade beteendeförändringar.

Slutligen är kunskapen bristfällig också när det gäller hur organiska miljögifter från motorbåtars avgaser, som exempelvis PAH:er, påverkar organismer och ekosystemen. Eftersom utsläppen från fritidsbåtars motorer är omfattande och ökande är denna kunskap viktig för att avgöra om det finns behov av att införa begränsning av båtarnas utsläpp för att göra båtlivet mer hållbart.

OMNÄMNANDEN

Vi tackar följande personer för värdefulla synpunkter på handbokens innehåll:
Ingemar Andersson, Frida Åberg, Niklas Edvinsson och Malin Hemmingsson vid Havs- och vattenmyndigheten, Lina Petersson och Annika Lindell vid Transportstyrelsen, Johnny Berglund vid Länsstyrelsen Västerbotten, Annika Lindström vid Länsstyrelsen Stockholm, Rita Jönsson vid Länsstyrelsen Kalmar län, Ulf Lindahl vid Länsstyrelsen Blekinge, Oscar Törnqvist vid Sveriges geologiska undersökning samt Cecilia Wibjörn vid Skärgårdsstiftelsen i Stockholms län.

8. KÄLLFÖRTECKNING

- Able, K. W., Manderson, J. P., och Studholme, A. L. (1998). The distribution of shallow water juvenile fishes in an urban estuary: the effects of manmade structures in the lower Hudson River. *Estuaries*, 21(4), 731-744.
- Abul-Azm, A.G., Gesraha, M.R. (2000) Approximation to the hydrodynamics of floating pontoons under oblique waves. *Ocean Engineering* 27: 365-384.
- Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J., och Johnson, M. (2013) Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports* 3, 2831; DOI:10.1038/srep02831.
- Alari, V., U. Raudsepp, och T. Kõuts (2008) Wind wave measurements and modelling in Küdema Bay, Estonian Archipelago Sea. *Journal of Marine Systems* 74:S30-S40.
- Alcoverro, T., Zimmerman, R. C., Kohrs, D. G., och Alberte, R. S. (1999). Resource allocation and sucrose mobilization in light-limited eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 121-131.
- Almeida, E., T. C. Diamantino, och O. de Sousa (2007) Marine paints: The particular case of anti-fouling paints. *Progress in Organic Coatings* 59:2-20.
- Alzieu, C. (1991) Environmental problems caused by TBT in France: Assessment, regulations, prospects. *Marine Environmental Research* 32:7-17.
- Alzieu, C. (2000) Environmental impact of TBT: the French experience. *Science of the Total Environment* 258:99-102.
- Andersen S.M., Teilmann J., Dietz R., Schmidt N.M., Miller L.A. (2012) Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22, 113-121.
- Andersson, M.H., Lagenfelt, I., Ahlsen, J., Cremle, M., Molander, L., Persson, L.K.G., Lennartsson, M., Blom, E-L., Sigray, P. (2015). Displacement effects of ship noise on fish population. Scientific report D.4.2.1, AQUO- FP7 - Collaborative Project n° 314227, 51 pp.
- Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L., Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A. (2016) Underlag för reglering av undervattensljud vid påkning, Vindval rapport, ISBN 978-91-620-6723, Stockholm: Naturvårdsverket
- Antizar-Ladislao, B. (2008) Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyltin (TBT)-contaminated marine environment. A review. *Environment International* 34:292-308.
- Asplund, T. och C. Cook (1999) Can no-wake zones effectively protect littoral zone habitat from boating disturbance? *Lakeline* March 1999:16-52.
- Asplund, T. R. (2000) The effects of motorized watercraft on aquatic ecosystems. University of Wisconsin; Madison, Water Chemistry Program, Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Integrated Science Services.
- Backhurst, M. K. och R. G. Cole. (2000) Biological impacts of boating at Kawau Island, north-eastern New Zealand. *Journal of Environmental Management* 60:239-251.
- Barrett, J.C., Grossman, G.D., och Rosenfeld, J. (1992). Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121, 437-443.
- Bas, A.A., Christiansen F., Öztürk A.A., Öztürk B., McIntosh C. (2017) The effects of marine traffic on the behaviour of Black Sea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *PLOS ONE* 12, e0172970.
- Basheer, C., K. S. Tan, och H. K. Lee. (2002) Organotin and Irgarol-1051 contamination in Singapore coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 44:697-703.
- Beachler, M. M., och Hill, D. F. (2003). Stirring up trouble? Resuspension of bottom sediments by recreational watercraft. *Lake and Reservoir Management*, 19(1), 15-25.

- Beal, J.L., Schmit, B.S., Williams, S.L. (1999) The effect of dock height and alternative construction material on light irradiance (PAR) and seagrass *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme* cover. Florida department of Environmental Protection, Office of coastal and aquatic managed areas (CAMA). CACA notes.
- Beal, J.L., Schmit, B.S. (2000) The effects of dock height on light irradiance (PAR) and seagrass (*Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*) cover. In: Bortone, S.A. (Ed.), *Seagrasses: Monitoring, Ecology, Physiology, and Management*, CRC Marine Science Series, vol. 16. CRC Press, Boca Raton, pp. 49-63.
- Beck, C. A., R. K. Bonde, och G. B. Rathbun. (1982) Analyses of Propeller Wounds on Manatees in Florida. *The Journal of Wildlife Management* 46:531-535.
- Becker, J., van Eekelen, E., van Wiechen, J., de Lange, W., Damsma, T., Smolders, T., och van Koningsveld, M. (2015). Estimating source terms for far field dredge plume modelling. *Journal of environmental management*, 149, 282-293.
- Bejder L., Samuels A., Whitehead H., Finn H., Allen S. (2009) Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series* 395, 177-185.
- Bell, S. S., R. A. Brooks, B. D. Robbins, M. S. Fonseca, and M. O. Hall. (2001) Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biological Conservation* 100:115-123.
- Bell, J. J., McGrath, E., Biggerstaff, A., Bates, T., Bennett, H., Marlow, J., och Shaffer, M. (2015). Sediment impacts on marine sponges. *Marine pollution bulletin*, 94(1-2), 5-13.
- Bender, K., och Jensen, K. (1992). The effect of the construction works at the Great Belt link on mussel (*Mytilus edulis*) beds. In *Proceedings of the 12th Baltic Marine Biologists Symposium: Physiological and Biochemical Strategies in Baltic Organisms; New Approaches in Ecotoxicological Research; Changes in Baltic Ecosystems, Especially Those Induced by Engineering Activities*, Helsingør, Denmark, 25-30 August 1991.
- Bengtsson, H. och Cato, I., (2010) TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 – en studie av belastning och trender. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten, Rapport 2011:30, 126 s.
- Bengtsson H., Wernersson A-S. (2011) TBT, koppar, zink och irgarol i dagvatten, slam och mark i småbåtshamnar, Västra Götalands län.
- Bergman, E. (1988). Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. *The Journal of Animal Ecology*, 443-453.
- Bhowmik, N. G., T. W. Soong, W. F. Reichelt, och N. M. L. Seddik. (1991) Waves Generated by Recreational Traffic on the Upper Mississippi River System. Research report 117, Illinois State Water Survey. Department of Energy and Natural Resources.
- Bilkovic, D.M., Roggero, M.M. (2008) Effects of coastal development on nearshore estuarine nekton communities. *Marine Ecology Progress Series* 358: 27-39.
- Birchenough, S. N., Boyd, S. E., Coggan, R. A., Limpenny, D. S., Meadows, W. J., och Rees, H. L. (2006). Lights, camera and acoustics: assessing macrobenthic communities at a dredged material disposal site off the North East coast of the UK. *Journal of Marine Systems*, 62(3-4), 204-216.
- Bishop, M. J. (2004) A posteriori evaluation of strategies of management: the effectiveness of no-wash zones in minimizing the impacts of boat-wash on macrobenthic infauna. *Environ Manage* 34:140-149.
- Bishop, M. J. (2005) Compensatory Effects of Boat Wake and Dredge Spoil Disposal on Assemblages of Macroinvertebrates. *Estuaries* 28:510-518.
- Bishop, M. J. (2007) Impacts of boat-generated waves on macroinfauna: Towards a mechanistic understanding. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology* 343:187-196.

- Bishop, M. J. (2008) Displacement of epifauna from seagrass blades by boat wake. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology* 354:111-118.
- Blanchard, A.L. och Feder, H.M. (2003). Adjustment of benthic fauna following sediment disposal at a site with multiple stressors in Port Valdez, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1590-1599.
- Blindow, I. (1992). Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, 28(1), 9-14.
- Blockley, D. J., och Chapman, M. G. (2006). Recruitment determines differences between assemblages on shaded or unshaded seawalls. *Marine Ecology Progress Series*, 327, 27-36.
- Blom, E-L., Kvarnemo, L., Schöld, S., Andersson, M.H., Svensson, O., Amorim, M.C.P. (2019) Continuous and intermittent noise has a negative impact on reproductive success in a marine fish with paternal care. *Scientific Reports*, 9: Article number 5494.
- Blomqvist S (1981) Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning. Naturvårdsverket SNV pm 1613 pp. 113.
- Boese, B. L., Kaldy, J. E., Clinton, P. J., Eldridge, P. M., och Folger, C. L. (2009). Recolonization of intertidal *Zostera marina* L. (eelgrass) following experimental shoot removal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 374(1), 69-77.
- Bolam, S. G. (2012). Impacts of dredged material disposal on macrobenthic invertebrate communities: a comparison of structural and functional (secondary production) changes at disposal sites around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), 2199-2210.
- Bolam, S. G., och Rees, H. L. (2003). Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environmental Management*, 32(2), 171-188.
- Bolam, S. G., och Whomersley, P. (2005). Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement: a comparison of three beneficial use schemes after one year. *Marine Pollution Bulletin*, 50(1), 40-47.
- Bolam, S. G., Rees, H. L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K. R., Warwick, R. M., ... och Garnacho, E. (2006). Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin*, 52(4), 415-426.
- Bonsdorff, E., Leppäkoski, E., och Österman, C. S. (1986). Patterns in post-impact successions of zoobenthos following physical and chemical disturbance in the northern Baltic Sea. *Publication of the Water Research Institute, National Board of Waters, Helsinki*, 68, 117-121.
- Borsa, P. (2006) Marine mammal strandings in the New Caledonia region, Southwest Pacific. *Comptes Rendus Biologies* 329:277-288.
- Boström, C., E. L. Jackson, och C. A. Simenstad. (2006) Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 68:383-403.
- Boudouresque, C. F., G. Bernard, G. Pergent, A. Shili, och M. Verlaque. (2009) Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina* 52(5), 395-418.
- Boyd, S. E., Limpenny, D. S., Rees, H. L., Cooper, K. M., och 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). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1-2), 209-223.
- Branscomb, E.S., och Rittschof, D. (1984) An investigation of low frequency sound waves as a means of inhibiting barnacle settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 79 :149-154.
- Bravo Rebolledo, E. L., van Franeker, J. A., Jansen, O. E., och Brasseur, S. M. (2013) Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1): 200-202.
- Brennecke D., Duarte B., Paiva F., Caçador I., Canning-Clode J. (2016) Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178: 189-195.

- Bridges, T. S., Ells, S., Hayes, D., Mount, D., Nadeau, S. C., Palermo, M. R., ... och Schroeder, P. (2008). the four rs of Environmental dredging: resuspension, release, residual, and risk (No. ERDC/EL-TR-08-4). Engineering Research and Development Center Vicksburg MS.
- Brodersen, K. E., Hammer, K. J., Schrammeyer, V., Floytrup, A., Rasheed, M. A., Ralph, P. J., ... och Pedersen, O. (2017). Sediment resuspension and deposition on seagrass leaves impedes internal plant aeration and promotes phytotoxic H₂S intrusion. *Frontiers in plant science*, 8, 657.
- Broeg, K., Köhler, A., och Westernhagen, H. V. (2002). Disorder and recovery of environmental health monitored by means of lysosomal stability in liver of European flounder (*Platichthys flesus* L.). *Marine environmental research*, 54(3-5), 569-573.
- Brooke, S. D., Holmes, M. W., och Young, C. M. (2009). Sediment tolerance of two different morphotypes of the deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 390, 137-144.
- Bruhn A., Tørring D.B. Thomsen M., Canal-Vergés P., Nielsen M.M., Rasmussen M.B., Eybye K.L., Larsen M.M., Balsby T.J.S., Petersen J.K. (2016) Impact of environmental conditions on biomass yield, quality, and bio-mitigation capacity of *Saccharina latissimima*. *Aquaculture Environment Interactions*, 8:619-636 DOI: 10.3354/aei00200
- Bruintjes, R. och Radford, A. (2014) Chronic playback of boat noise does not impact hatching success or post-hatching larval growth and survival in a cichlid fish. *PeerJ*, Volym 2:e594; DOI 10.7717/peerj.594.
- Bruintjes, R., Simpson, S.D., Harding, H., Bunce, T., Benson, T., Rossington, K., och Jones, D. (2017) The impact of experimental impact pile driving on oxygen uptake in black seabream and plaice. *Proceedings of Meetings on Acoustics* 27: 010042. doi: 10.1121/2.0000422.
- Bulleri, F., och Chapman, M. G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 26-35.
- Burdick, D.M., Short, F.T., (1999) The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts. *Environ Manag* 23: 231-240.
- Burfeind, D. D., och Stunz, G. W. (2007). The effects of boat propeller scarring on nekton growth in subtropical seagrass meadows. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(6), 1546-1551.
- Burfeind, D. D. och G. W. Stunz. (2011) The Effects of Boat Propeller Scarring on Nekton Growth in Subtropical Seagrass Meadows. *Transactions Of The American Fisheries Society* 136:1546-1551.
- Burgin, S. och N. Hardiman. (2011) The direct physical, chemical and biotic impacts on Australian coastal waters due to recreational boating. *Biodiversity and Conservation* 20:683-701.
- Byström P., Bergström, U., Hjalten, A., Ståhl, S., Jonsson, D. och Olsson, J. (2015) Declining coastal piscivore populations in the Baltic Sea: Where and when do sticklebacks matter? *AMBIO* 44(Suppl. 3):S462–S471.
- Börjesson, P. och Read, A.J. (2003) Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. *Journal of Mammalogy* 84, 948–955.
- Cabaço, S., Santos, R., och Duarte, C. M. (2008). The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), 354-366.
- Cahill P., Tait L., Floerl O., Bates T., Growcott A. och Georgiades E. (2019) A portable thermal system for reactive treatment of biofouled internal pipework on recreational vessels, *Marine Pollution Bulletin*, 139: 65-73.
- Cai, W., Y. Li, och C. Liu. (2019) Comparative Study of Scale-resolving Simulations for Marine-Propeller Unsteady Flows. *International Communications in Heat and Mass Transfer* 100:1-11.
- Caine, E. A. (1987). Potential effect of floating dock communities on a South Carolina estuary. *Journal of experimental marine Biology and Ecology*, 108(1), 83-91.
- Caltrans (2009) Technical Guidance for Assessment and Mitigation of the Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish. Available: http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Guidance_Manual_2_09.pdf. Accessed: 2012 November 12.

- Campbell, K. R., och Baird, R. (2009). The effects of residential docks on light availability and distribution of submerged aquatic vegetation in two Florida lakes. *Lake and Reservoir Management*, 25(1), 87-101.
- Carlström, J., C. Rappe, och S. Königson. (2008) Åtgärdsprogram för tumlare 2008–2013 (Phocoena phocoena). Rapport 5846, Naturvårdsverket och Fiskeriverket.
- Ceccherelli, G., D. Campo, och M. Milazzo. (2007) Short-term response of the slow growing seagrass *Posidonia oceanica* to simulated anchor impact. *Marine Environmental Research* 63:341-349.
- Ceccherelli, G., S. Pinna, V. Cusseddu, och F. Bulleri. (2014) The role of disturbance in promoting the spread of the invasive seaweed *Caulerpa racemosa* in seagrass meadows. *Biological Invasions* 16:2737-2745.
- Champ, M. A. (2000) A review of organotin regulatory strategies, pending actions, related costs and benefits. *Science of the Total Environment* 258:21-71.
- CHANGE (2018) Changing leisure boat antifouling practices in the Baltic Sea. Results from the BONUS CHANGE project. Edited by Helena Strand, Cecilia Solér, Mia Dahlström.
- Chapman, A. S., Albrecht, A. S., och Fletcher, R. L. (2002). Differential effects of sediments on survival and growth of *Fucus serratus* embryos (Fucales, Phaeophyceae). *Journal of Phycology*, 38(5), 894-903.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S.M., Frankel, A. och Ponirakis, D. (2009) Acoustic masking in the marine ecosystem: intuition, analysis, and implications. *Marine Ecology Progress Series*, 395:201-222.
- Clarke-Murray C, Pakhomov EA och Therriault TW (2011) Recreational boating: a largely unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions* 17: 1161–1172.
- Codarin, A., Wysocki, L.E., Ladich, F. och Picciulin, M. (2009) Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy), *Marine Pollution Bulletin* 58:1880–1887.
- Cohen AN, Bingham BL, Harris LH, Carlton JT, Chapman JW, Lambert CC, Lambert G, Ljubenkov JC, Murray SN, Rao LC, Reardon K. och Schwindt E (2005) Rapid Assessment Survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and a tropical Brazilian bay. *Zoologia* 27: 213–221
- Cole, S. G., och Moksnes, P. O. (2016). Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science*, 2, 121.
- Collins, K. J., A. M. Suonpää, och J. J. Mallinson. (2010) The impacts of anchoring and mooring in seagrass, Studland Bay, Dorset, UK. *Underwater Technology* 29:117-123.
- Connell, S. D. (2000). Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247(2), 183-194.
- Connell, S. D. (2001). Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Marine Environmental Research*, 52(2), 115-125.
- Cooper, K., Boyd, S., Aldridge, J., och Rees, H. (2007). Cumulative impacts of aggregate extraction on seabed macro-invertebrate communities in an area off the east coast of the United Kingdom. *Journal of Sea Research*, 57(4), 288-302.
- Creed, J. C. och G. M. Amado Filho. (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. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology* 235:285-306.
- Cserhádi T., Forgács E., Oros G. (2002) Biological activity and environmental impact of anionic surfactants. *Environmental international*, 28(5): 337-348 DOI: 10.1016/S0160-4120(02)00032-6.
- Cutroneo, L., Castellano, M., Ferranti, M. P., Povero, P., Tucci, S., och Capello, M. (2013). Use of optical and acoustic instruments to study the turbid plumes generated by three different types of dredges during dredging activities inside and outside of a port. *Journal of soils and sediments*, 13(9), 1645-1654.

- Dafforn, K. A., J. A. Lewis, och E. L. Johnston. (2011) Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. *Marine Pollution Bulletin* 62:453-465.
- Dahl, B., och H. Blanck. (1996) Toxic effects of the antifouling agent irgarol 1051 on periphyton communities in coastal water microcosms. *Marine Pollution Bulletin* 32:342-350.
- Dahlström M., Elwing H., Ytreberg E., Solér C., Dahlström M. (2014) Bland borstvättar och fartygsfärger - en studie av fritidsbåtsägares attityder till användning av olika antifoulingtekniker.
- Davidson, T. M. (2012). Boring crustaceans damage polystyrene floats under docks polluting marine waters with microplastic. *Marine Pollution Bulletin*, 64(9), 1821-1828.
- Davidson IC, Zabin CJ, Chang AL, Brown CW, Sytsma MD, Ruiz GM (2010) Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology* 11: 179–191
- Dawes, C. J., J. Andorfer, C. Rose, C. Uranowski, och N. Ehringer. (1997) Regrowth of the seagrass *Thalassia testudinum* into propeller scars. *Aquatic Botany* 59:139-155.
- De Groot, S.J. (1979). The potential environmental impact of marine gravel extraction in the North Sea. *Ocean Management*, 5, 233-249.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K. (2014) Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1): 146–155.
- Deese R.D., LeBlanc M.R., Cook R.L. (2016) Surfactant toxicity to *Artemia Franciscana* and the influence of humic acid and chemical composition. *Environmental Chemistry*. 13(3): 07-516.
- Delo, E., Ockenden, M. C., och Burt, T. N. (1987). Dispersal of dredged material-mathematical model of plume. Technical Report. Hydraulics Research Wallingford
- Demers, M. C., A. R. Davis, och N. A. Knott. (2013) A comparison of the impact of 'seagrass-friendly' boat mooring systems on *Posidonia australis*. *Marine Environmental Research* 83:54-62.
- Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter, V., Kollar, S., Bergström, P.W., Batiuk, R.A. (1993) Assessing water quality with submerged aquatic vegetation: Habitat requirements as barometers of Chesapeake Bay health. *BioScience* 43, 86–94.
- 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 Journal of Marine Science*, 57(5), 1428-1438.
- Di Giulio RT, Habig C, Gallagher EP. (1993) Effects of Black Rock Harbor sediments on indices of biotransformation, oxidative stress, and DNA integrity in channel catfish. *Aquatic Toxicology* 26: 1–22.
- Dissanayake, A., Galloway, T.S., Jones, M.B. (2008) Physiological responses of juvenile and adult shore crabs *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda) to pyrene exposure. *Marine Environmental Research*. V 66, Issue 4, p 445-450.
- Dixon, D., Hanks, B., Harker, N., Stock, C., Den Braven, K. (2009) Development of a direct-injected two-stroke snowmobile using E85 fuel, in: National Institute for Advanced Transportation Technology, U.o.I. (Ed.). University of Idaho.
- Donat, J. R., K. A. Lao, och K. W. Bruland. (1994) Speciation of dissolved copper and nickel in South San Francisco Bay: a multi-method approach. *Analytica Chimica Acta* 284:547-571.
- Dowson, P. H., J. M. Bubb, och J. N. Lester. (1996) Persistence and Degradation Pathways of Tributyltin in Freshwater and Estuarine Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42:551-562.
- Doyle, R. D. (2001) Effects of waves on the early growth of *Vallisneria americana*. *Freshwater Biology* 46:389-397.
- Drastik, V., Kubecka, J. (2005). Fish avoidance of acoustic survey boat in shallow waters. *Fisheries Research* 72, 219–228
- Duarte, C. M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental conservation*, 29(2), 192-206.

- Dudgeon, D. , Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. , Knowler, D. J., Lévêque, C. , Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. , Soto, D. , Stiassny, M. L. och Sullivan, C. A. (2006), Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182. doi:10.1017/S1464793105006950
- Dugan, J., L. Airoidi, M. Chapman, S. Walker, och T. Schlacher. (2011) Estuarine and coastal structures: environmental effects, a focus on shore and nearshore structures. Pages 17–41 in E. Wolanski and D. McLusky, editors. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Elsevier, Waltham: Academic Press.
- Dyndo, M., Wisniewska, D.M., Rojano-Doñate, L., Madsen, P.T. (2015) Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports*, 5, 11083.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U. (2013) Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8, 025002.
- Dähne, M., Tougaard, J., Carstensen, J., Rose, A. och Nabe-Nielsen, J. (2017) Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Marine Ecology Progress Series*, 580, pp.221-237.
- Edrén, S.M.C., Andersen, S.M., Teilmann, J., Carstensen, J., Harders, P.B., Dietz, R., Miller, L.A. (2009) The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science*, 26(3), 614-634.
- Egardt, J. (2018) Impacts of recreational boating in coastal seascapes and implications for management. Doktorsavhandling. ISBN: 978-91-7833-012-6. <http://hdl.handle.net/2077/55901>
- Egardt, J., Nilsson, P., Dahllöf, I. (2017) Sediments indicate the continued use of banned antifouling compounds. *Marine Pollution Bulletin* 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. *Marine Pollution Bulletin* 127:664-671
- Ejhed, H., M. Liljeberg, M. Olshammar, M. Wallin, P. Rönnback, och A. Stenström. (2010) Bruttobelastning på vatten av metaller från punktkällor och diffusa källor - slutrapport. SMED. På uppdrag av Naturvårdsverket.
- Eklund B., Eklund D. (2014). Pleasure Boatyard Soils are Often Highly Contaminated. *Environmental Management* 53:930-946.
- Eklund, B. (2008) Halter av tennorganiska föreningar, irgarol och PAH i sediment från olika typer av hamnar i Stockholmsområdet. Rapport/ITM, Stockholms universitet.
- Engdahl, A., Törnqvist, O., Wiman, S. och Thulin, S. (2011) Fjärranalys för uppföljning av långtidsgrumling från muddring. *Metria GeoAnalays*.
- Engeman, R. M., J. A. Duquesnel, E. M. Cowan, H. T. Smith, S. A. Shwiff, och M. Karlin. (2008) Assessing Boat Damage to Seagrass Bed Habitat in a Florida Park from a Bioeconomics Perspective. *Journal of Coastal Research* 242:527-532.
- Engler, R., Saunders, L., Wright, T. (1991). Environmental effects of aquatic disposal of dredged material. *Environmental Professional*, 13(4), 317-325.
- Envall M. (2012) Ålgräsubredning (*Zostera* sp.) i Västra Götalands län sommaren 2008 Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2012:58.
- Erbe, C. (2013) Underwater noise of small personal watercraft (jet skis). *The Journal of the Acoustical Society of America* 133 (4), EL326-EL330.
- Erbe, C., Liong, S., Koessler, M. W., Duncan, A. J., och Gourlay, T. (2016). Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 139(6), EL223-EL227.
- Erfemeijer, P.L.A., Lewis, III R.R.R. (2006) Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1553-1572.
- Eriander, L. (2016). Restoration and management of eelgrass (*Zostera marina*) on the west coast of Sweden. Doktorsavhandling. ISBN 978-91-628-9905-9. Available at: <http://hdl.handle.net/2077/47969>.

- Eriander, L. (2017). Light requirements for successful restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a high latitude environment–Acclimatization, growth and carbohydrate storage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 496, 37-48.
- Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., och 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 och Coastal Management*, 148, 182-194.
- Eriksson, B. K., och Johansson, G. (2003). Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38(3), 217-222.
- Eriksson, C., Burton, H. (2003) Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32: 380–384.
- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(2), 339-349.
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5(1), 69-80.
- Europaparlamentet direktiv 1989/677/EEC rådets direktiv av den 21 december 1989 om ändring för åttonde gången av direktiv 76/769/EEG om tillnärmning av medlemsstaternas lagar och andra författningar om begränsning av användning och utsläppande på marknaden av vissa farliga ämnen och preparat.
- Europaparlamentet direktiv 2001/81/EG Europaparlamentets och rådets direktiv av den 23 oktober 2001 om nationella utsläppstak för vissa luftföroreningar
- Europaparlamentet direktiv 2008/50/EC Europaparlamentets och rådets direktiv av den 21 maj 2008 om luftkvalitet och renare luft i Europa
- EU (2016) Commission Implementing Decision (EU) 2016/107 of 27 January 2016 not approving cybutryne as an existing active substance for use in biocidal products for product- type 21. *Official Journal of the European Union*, 28.1.2016.
- EU (2016b) Recommendation on the European code of conduct on recreational boating and invasive alien species. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Recommendation No. 188 (2016) of the standing committee, adopted on 18 November 2016.
- Evans, P.G.H., Carson, Q., Fisher, P., Jordan, W., Limer, R., Rees, I. (1994) A study of the reactions of harbour porpoises to various boats in the coastal waters of southeast Shetland. *European Research on Cetaceans* 8, 60–64.
- Evans, S. M., K. J. Griffin, R. A. J. Blick, A. G. B. Poore, och A. Verges. (2018) Seagrass on the brink: Decline of threatened seagrass *Posidonia australis* continues following protection. *PLoS ONE* 13:e0190370.
- Farrell P., Nelson K. (2013) Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution* 177:1-3
- Félix, F., R. Centeno, J. Romero, M. Zavala, och Ó. Vázquez. (2017) Prevalence of scars of anthropogenic origin in coastal bottlenose dolphin in Ecuador. *Journal Of The Marine Biological Association Of The United Kingdom* 98:1177-1186.
- Ferrario J, Caronni S, Occhipinti-Ambrogi A och A Marchini (2017) Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *Biofouling* 33, 651-660.
- Fettweis, M., Baeye, M., Cardoso, C., Dujardin, A., Lauwaert, B., Van den Eynde, D., ... och Martens, C. (2016). The impact of disposal of fine-grained sediments from maintenance dredging works on SPM concentration and fluid mud in and outside the harbor of Zeebrugge. *Ocean Dynamics*, 66(11), 1497-1516.
- Filiciotto, F., Vazzana, M., Celi, M., Maccarrone, V., Ceraulo, M., Buffa, G., Di Stefano, V., Mazzola, S., and Buscaino, G. (2014) Behavioural and biochemical stress responses of *Palinurus elephas* after exposure to boat noise pollution in tank. *Marine Pollution Bulletin* 84 (1-2): 104-114.

- Filiciotto, F., Vazzana, M., Celi, M., Maccarrone, V., Ceraulo, M., Buffa, G., Arizza, V., de Vincenzi, G., Grammatta, R., Mazzola, S., och Buscaino, G. (2016) Underwater noise from boats: Measurement of its influence on the behaviour and biochemistry of the common prawn (*Palaemon serratus*, Pennant 1777). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 478: 24-33.
- Fleeger JW, Carman KR, Nisbet RM. (2003) Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of the total environment*. 317: 207-233.
- Floerl O, Inglis GJ (2005) Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological Invasions* 7:589–606.
- Folegot, T., Baduin, E. och Audoly, C. (2015) Effectiveness of solutions to reduce noise impact on marine life, u.o.: AQUO FP7 - Collaborative Project n° 314227.
- Forrester, G. E., R. L. Flynn, L. M. Forrester, och L. L. Jareck. (2015) Episodic disturbance from boat anchoring is a major contributor to, but does not alter the trajectory of, long-term coral reef decline. *PLoS ONE* 10:e0144498.
- Francour, P., Ganteaume, A., och Poulain, M. (1999). Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 9(4), 391-400.
- Fraser, M. W., Short, J., Kendrick, G., McLean, D., Keesing, J., Byrne, M., ... och Field, S. (2017). Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecological indicators*, 78, 229-242.
- Fredette, T. J., och French, G. T. (2004). Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 49(1-2), 93-102.
- Fresh, K.L., Williams, B.W., Penttila, D. (1995) Overwater structures and impacts on eelgrass (*Zostera marina*) in Puget Sound, Washington. In: *Proceedings of Puget Sound Research '95*. Puget Sound Water Quality Authority, Olympia, WA, pp. 537–543.
- Fresh, K. L., Wyllie-Echeverria, T., Wyllie-Echeverria, S., och Williams, B. W. (2006). Using light-permeable grating to mitigate impacts of residential floats on eelgrass *Zostera marina* L. in Puget Sound, Washington. *Ecological Engineering*, 28(4), 354-362.
- Furman, B. T., M. Merello, C. P. Shea, W. J. Kenworthy, och M. O. Hall. (2019) Monitoring of physically restored seagrass meadows reveals a slow rate of recovery for *Thalassia testudinum*. *Restoration Ecology* 27:421-430.
- Gabel, F., X. F. Garcia, M. Brauns, A. Sukhodolov, M. Leszinski, och M. T. Pusch. (2008) Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology* 53:1567-1578.
- Gabel, F., X. F. Garcia, I. Schnauder och M. T. Pusch (2012) Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates. *Freshwater Biology* 57: 2425–2435
- Galatius, A., Olsen, M.T., Steeman, M.E., Racicot, R.A., Bradshaw, C.D., Kyhn, L.A., Miller, L.A., (2019). Raising your voice: evolution of narrow-band high-frequency signals in toothed whales (Odontoceti). *Biol. J. Linn. Soc.* 126, 213–224.
- Gatidou, G., och N. S. Thomaidis. (2007) Evaluation of single and joint toxic effects of two antifouling biocides, their main metabolites and copper using phytoplankton bioassays. *Aquatic Toxicology* 85:184-191.
- Gayaldo, P., S. Wyllie-Echeverria, och K. Ewing. (2001) Transplantation and alteration of submarine environment for restoration of *Zostera marina* (eelgrass); a case study at Curtis Wharf (Port of Anacortes), Washington. Presented at Puget Sound Research 2001, February 12-14, 2001, Bellevue, Washington.
- Gewert B., Ogonowska M., Barth A., MacLeod M. (2017) Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 120:292-302

- Gittman, R. K., Scyphers, S. B., Smith, C. S., Neylan, I. P., och Grabowski, J. H. (2016). Ecological consequences of shoreline hardening: a meta-analysis. *BioScience*, 66(9), 763-773.
- Gladstone, W., Courtenay, G. (2014) Impacts of docks on seagrass and effects of management practices to ameliorate these impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 136: 53-60.
- Glasby, T. M. (1999). Effects of shading on subtidal epibiotic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 234(2), 275-290.
- Goldstein M. C., Goodwin D.S. (2013) Gooseneck barnacles (*Lepas* spp.) ingest microplastic debris in the North Pacific Subtropical Gyre. *PeerJ* 1:e184. Gollasch S (2002) The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions in the North Sea. *Biofouling* 18(2): 105-121.
- Granath, L. (1992) Farledsstränders erosionskänslighet. Inventering av strandtyper och skador i Stockholms skärgård. 1992:10, Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm.
- Granath, L. (2004) Fartygsstrafik och stranderosion i Stockholms skärgård: Skadeinventering, vågen-ergimätningar och metoder för miljöövervakning. Rapport 2004:19, Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm.
- Gren IM m.fl. (2007) Calculation of costs of alien invasive species in Sweden -technical report. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) Department of economics. Working paper series 2007:7.
- Granhag, L., Ytreberg, E., Lagerström, M., Stragnefeldt, F. (2019) Mot minskad miljöbelastning från sjöfart i Östersjön genom ny kunskap om läckage av gift hos antifoulingfärg. Slutrapport under slutförande.
- Granmo Å (2004) Miljökontroll vid muddring och tippning i samband med arbeten inom projektet Säkrare Farleder. Miljögifter i organismer och vatten. Slutrapport. Marine Monitoring vid Kristineberg AB. 46p.
- Grigalunas, T., Opaluch, J. J., och Luo, M. (2001). The economic costs to fisheries from marine sediment disposal: case study of Providence, RI, USA. *Ecological Economics*, 38(1), 47-58.
- Gustavsson B.M., Magnér J., Carney Almroth B., Eriksson M.K., Sturve J., Backhaus T. (2017) Chemical monitoring of Swedish coastal waters indicates common exceedances of environmental thresholds, both for individual substances as well as their mixtures. *Marine Pollution Bulletin*, 122: 409-419. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.082
- Götz, T., Janik, V.M. (2010) Aversiveness of sounds in phocid seals: psycho-physiological factors, learning processes and motivation. *Journal of Experimental Biology* 213, 1536-1548.
- Götz, T., Janik, V.M. (2011) Repeated elicitation of the acoustic startle reflex leads to sensitisation in subsequent avoidance behaviour and induces fear conditioning. *BMC Neuroscience* 12, 30.
- Hallac, D. E., J. Sadle, L. Pearlstine, F. Herling, och D. Shinde. (2012) Boating impacts to seagrass in Florida Bay, Everglades National Park, Florida, USA: links with physical and visitor-use factors and implications for management. *Marine And Freshwater Research* 63:1117.
- Hammar L., Magnusson m., Rosenberg R., Granmo Å (2009) Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning. Rapport 5999 Naturvårdsverket: oktober 2009. Marine Monitoring AB. ISSN 0282-7298.
- Hansen J.P. (2010) Effects of morphometric isolation and vegetation on the macroinvertebrate community in shallow Baltic Sea land-uplift bays. Doktorsavhandling, Botaniska institutionen, Stockholms universitet. 53 sidor.
- Hansen, J. P. (2013) Effects of shore-level displacement on the ecology of Baltic Sea bays. Technical Report TR-13-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hansen, J. P., S. A. Wikström, och L. Kautsky. (2008) Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77:535-547.
- Hansen, J. P. och M. Snickars. (2014) Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738:171-189.

- Hansen, J. P., G. Sundblad, U. Bergström, A. N. Austin, S. Donadi, B. K. Eriksson, and J. S. Eklöf. (2019) Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48:539-551.
- Harvey, M., Gauthier, D., och Munro, J. (1998). Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36(1), 41-55.
- Hassellöv M. Gondikas A, Mattsson K, Samuelsson P-O. (2018) Läckage av mikroskopiska båtbottnfärgspartiklar från båtborsttvättar – en förstudie. Göteborgs Universitet.
- Hastings, K., P. Hesp, and G. A. Kendrick. (1995) Seagrass loss associated with boat moorings at Rottneest Island, Western Australia. *Ocean and Coastal Management* 26:225-246.
- Havs- och vattenmyndigheten (2012) Båtbottentvättning av fritidsbåtar. Översyn av kommunernas varierande regler som rör fritidsbåtshamn. Rapport 2012:9. Diariernr. 701-11. ISBN 978-91-87025-09-9. 29pp
- Havs- och vattenmyndigheten (2013) Vattenskotrar och andra mindre motordrivna vattenfarkoster – Regeringsuppdrag att kartlägga olägenheter och analysera behov av särskild reglering. Havs- och vattenmyndighetens analys och förslag, 2013-11-29.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015) Handläggning av en dumpningsdispens – Vad ska man tänka på?. Havs- och vattenmyndigheten. Rapport 2015:28. ISBN: 978-91-87967-02-3.
- Havs- och vattenmyndigheten (2018a) Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018-2023. Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27. SBN 978-91-88727-18-3
- Havs- och vattenmyndigheten (2018b) Muddring och hantering av muddermassor – Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpning av 11 och 15 kap. miljöbalken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19.
- Havs- och vattenmyndigheten (2018c) Fördjupad utvärdering av miljömålen. Hav i balans samt levande kust och skärgård. <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/sveriges-miljomal/fordjupad-utvardering-av-miljomalen.html> (hämtad 2019-01-28)
- Havs- och vattenmyndigheten (2019) Fritidsbåtar som vektor för spridning av främmande arter i svenska vatten -jämförelse med kommersiell sjöfart, hamnar och marinor.
- Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Hawkins, A. D., Roberts, L., och Cheesman, S. (2014). Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(5), 3101-3116.
- Helcom (2007) Helcom Guidelines for the Disposal of Dredged Material at Sea and Form of Reporting on Disposal of Dredged Material at Sea.
- Helcom (2011) Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 128.
- Helcom (2015) Third Meeting of the Working Group on Reduction of Pressures from the Baltic Sea Catchment Area Copenhagen, Denmark, 7-9 October 2015. PRESSURE 3-2015. Dredging and depositing management.
- Helfman, G. S. (1981). The advantage to fishes of hovering in shade. *Copeia*, 392-400.
- Helfman, G., Collette, B. B., Facey, D. E., och Bowen, B. W. (2009). *The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology*. John Wiley och Sons.
- Hellio C, Yebra DM. (2009) *Advances in marine antifouling coatings and technologies*. Amsterdam: Elsevier.
- Hendriks, I. E., S. Tenan, G. Tavecchia, N. Marbà, G. Jordà, S. Deudero, E. Álvarez, och C. M. Duarte. (2013) Boat anchoring impacts coastal populations of the pen shell, the largest bivalve in the Mediterranean. *Biological Conservation* 160:105-113.

- Henricson, C., Sandberg-Kilpi, E., och Munsterhjelm, R. (2006). Experimental studies on the impact of turbulence, turbidity and sedimentation on *Chara tomentosa* L. *Cryptogamie, Algologie*, 27(4), 419-434.
- Herbert, R. J. H., T. P. Crowe, S. Bray, och M. Sheader. (2009) Disturbance of intertidal soft sediment assemblages caused by swinging boat moorings. *Hydrobiologia* 625:105-116.
- Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., Madsen, P.T. (2014) High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *The Journal of the Acoustical Society of America* 136, 1640–1653.
- Hilton, J., och Phillips, G. L. (1982). The effect of boat activity on turbidity in a shallow broadland river. *Journal of Applied Ecology*, 143-150.
- Hirai H., Takada H., Ogata Y., Yamashita R., Mizukawa K., Saha M., Kwan C., Moore C., Gray H., Laursen D., Zettler E.R., Farrington J.W., Reddy C.M., Peacock E.E., Ward M.W. (2011) Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin* 62(8):1683-92. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.06.004.
- Ho, L. C., R. M. Litton, och S. B. Grant. (2011) Anthropogenic currents and shoreline water quality in Avalon Bay, California. *Environmental Science Technology* 45:2079-2085.
- Hoch, M. (2001) Organotin compounds in the environment — an overview. *Applied Geochemistry* 16:719-743.
- Holon, F., N. Mouquet, P. Boissery, M. Bouchoucha, G. Delaruelle, A. S. Tribot, och J. Deter. (2015) Fine-Scale Cartography of Human Impacts along French Mediterranean Coasts: A Relevant Map for the Management of Marine Ecosystems. *PLoS ONE* 10:e0135473.
- Hutchison, Z. L., Hendrick, V. J., Burrows, M. T., Wilson, B., och Last, K. S. (2016). Buried alive: the behavioural response of the mussels, *modiolus modiolus* and *mytilus edulis* to sudden burial by sediment. *PLoS ONE*, 11(3), e0151471.
- Hylland K. (2006) Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) ecotoxicology in marine ecosystems. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 69:109-123 DOI: 10.1080/15287390500259327.
- Härkönen, T., Heide-Jørgensen, M.-P. (1990) Comparative life histories of East Atlantic and other harbour seal populations. *Ophelia* 32, 211–235. IMO (2001) International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships. Adoption: 5 October 2001; Entry into force: 17 September 2008
- IMO (2004) International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments
- IMO (2012) Guidance for Minimizing the Transfer of Invasive Aquatic Species as Biofouling (Hull Fouling) for Recreational Craft. London, 5 pp.
- Infantes E, Tamarit E, Envall M, Moksnes P-O. 2019. Evaluation of methods for mapping and monitoring areal distribution of eelgrass. Havs- och vattenmyndigheten. Rapport (under bearbetning).
- Jain-Schlaepfer, S., Fakan, E., Rummer, J. L., Simpson, S. D., & McCormick, M. I. (2018). Impact of motorboats on fish embryos depends on engine type. *Conservation physiology*, 6(1), coy014.
- Je, C. H., Hayes, D. F., och Kim, K. S. (2007). Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model. *Chemosphere* 70(2), 187-195.
- Jensen, A., och Mogensen, B. (2000). Effects, ecology and economy. Environmental aspects of dredging—Guide No. 6. International Association of Dredging Companies (IADC) and Central Dredging Association (CEDA).
- Johansson S. (2009) Båtavloppet och miljön. Undersökning av fritidsbåtars toalettutsläpp i Bohuslänska skärgården med förslag till åtgärder. Rapport/Länsstyrelsen i Västra Götalands län: 2009:53. Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Johansson m.fl. (2016) Deliverable 1.3 Activity data for the Baltic pleasure boats. BONUS-For-skningsprojektet Sustainable shipping and environment of the Baltic Sea Region –SHEBA.

- Johnson, S. (1994) Recreational Boating Impact Investigations: Upper Mississippi River System, Pool 4 Red Wing, Minnesota. Page 8 pp. + appendixes (2 pp.) in L. C. Minnesota Department of Natural Resources, Minnesota, for the National Biological Survey, Environmental Management Technical Center, Onalaska, Wisconsin, editor.
- Jolivet, A., Tremblay, R., Olivier, F., Gervaise, C., Sonier, R., Genard, B., och Chauvaud, L. (2016) Validation of trophic and anthropic underwater noise as settlement trigger in blue mussels. *Scientific Reports* 6: 33829.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 54, 1930–1940.
- Jonsson, K. (1995). Karaktärisering av bäcköringens (*Salmo trutta* L.) lekplatser. Examensarbete i biologi 20p. Institutionen för biologisk grundutbildning (BIG), Umeå Universitet.
- Jüttner, F., Backhaus, D., Matthias, U., Essers, U., Greiner, R., Mahr, B. (1995) Emissions of two- and four-stroke outboard engines - I. Quantification of gases and VOC. *Water Research* 29(8):1976-1982.
- Kahler, T., Grassley, M., och Beauchamp, D. (2000). A summary of the effects of bulkheads, piers, and other artificial structures and shorezone development on ESA-listed salmonids in lakes. Final Report prepared for the City of Bellevue.
- Karlsson m. fl. (i tryck). Martin Karlsson, Patrik Kraufvelin Örjan Östman (2019) Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer – en syntes av grumlingens dos och varaktighet. Havs- och vattenyndigheten. I tryck.
- Karr, J. (1991). Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, 1(1), 66-84. doi:10.2307/1941848
- Kastelein, R.A., Hardeman, J., Boer, H. (1997) Food consumption and body weight of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). In: *The biology of the harbor porpoise*, Read, A.J. Woerden: De Spil Publishers – p. 217-233.
- Kastelein, R. A., Bunskoek, P., Hagedoorn, M., Au, W. W. L., de Haan, D. (2002). Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals, *The Journal of the Acoustical Society of America* 112, 334–344.
- Kastelein, R. A., Wensveen, P. J., Hoek, L., Verboom, W. C., och Terhune, J. M. (2009). Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*), *The Journal of the Acoustical Society of America* 125(2), 1222–1229.
- Katsiaras, N., Simboura, N., Tsangaris, C., Hatzianestis, I., Pavlidou, A., och Kapsimalis, V. (2015). Impacts of dredged-material disposal on the coastal soft-bottom macrofauna, Saronikos Gulf, Greece. *Science of the Total Environment*, 508, 320-330.
- 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 I: Status of the Science. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 22. National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD. 69 pp.
- Kemi (2004) Bekämpningsmedel, produkttyp, ingående verksamma ämnen 2004. URL: https://webapps.kemi.se/kemistat/ViewGraph.aspx?sprak=s&urval=bk_prodtyp&halsomilj=halsomilj_alla&kons=kons_alla&typavdata=ing_ammnen&storhet=enhet_kvant&startartal=2004&slutartal=2004&box1=++234++&box1txt=Tryck-+och+vakuumimpregneringsmedel&filtantal=10&kapa=1&kodochnamn=0&debug=0 (hämtad 2019-01-18).
- Kemi (2015) Träskydd med kreosot. URL: <https://www.kemi.se/bekampningsmedel/biocidprodukter/vanliga-typer-av-biocidprodukter/traskydd-med-kreosot>
- Kemi (2016a) Träskyddsmedel med kreosot får fortsätta användas i fem år. URL: <https://www.kemi.se/nyheter-fran-kemikalieinspektionen/2016/traskyddsmiddel-med-kreosot-far-fortsatta-anvandas-i-fem-ar/> (hämtad 2019-01-18)

- Kemi (2016b) Alkylfenoler och deras derivat. URL: <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/alkylfenoler-och-deras-derivat> (hämtad 2019-01-23)
- Kemi (2016c) Ftalater URL: <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/ftalater> (hämtad 2019-01-23)
- Kemi (2019a) Båtbottenfärger som innehåller biocider och är godkända för användning på ostkusten 2019. Uppdaterat 2019-01-04). <https://www.kemi.se/global/bekämpningsmedel/biocid-produkter/batbottenfarger/batbottenfarger-for-ostkusten.pdf>
- Kemi (2019b) Båtbottenfärger som innehåller biocider och är godkända för användning på västkusten 2019. Uppdaterat 2019-01-04). <https://www.kemi.se/global/bekämpningsmedel/biocid-produkter/batbottenfarger/batbottenfarger-for-vastkusten.pdf>
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. och Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes*, 25, 1800-1821.
- Kenworthy, W. J., K. Hammerstrom, och M. S. Fonseca. (2006) Scientific Evaluation of a Sediment Fill Technique for the Restoration of Motor Vessel Injuries in Seagrass Beds of the Florida Keys National Marine Sanctuary. NOAA/NOS/NCCOS Center for Coastal Fisheries and Habitat Research, Beaufort, NC.
- Ketten, D.R. (2004) Experimental measures of blast and acoustic trauma in marine mammals. DTIC Document.
- Kight, C.R., Swaddle, J.P. (2011) How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecology Letters* 14, 1052–1061.
- Kjørboe, T., och Møhlenberg, F. (1981). Dispersion of suspended material from an operating sand suction dredge in the Øresund (Denmark). *Vatten*, 37(4), 303-309.
- Kjelland, M.E., Woodley, C.M., Swannack, T.M. och Smith, D.L. (2015). A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment Systems and Decisions*, 35, 334-350.
- Klein, R. (2007) The effects of marinas och boating activity upon tidal waterways. Page 23 in C. E. D. Services, editor., Maryland.
- Koelmans A.A. (2015) Modeling the Role of Microplastics in Bioaccumulation of Organic Chemicals to Marine Aquatic Organisms. A Critical Review. I Bergmann M., Gutow L., Klages M. (red.). *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing AG Switzerland sid 309-324. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3
- Konstantinou, I. K., och T. A. Albanis. (2004) Worldwide occurrence and effects of antifouling paint booster biocides in the aquatic environment: a review. *Environment International* 30:235-248.
- Kraemer, G. P., och Alberte, R. S. (1995). Impact of daily photosynthetic period on protein synthesis and carbohydrate stores in *Zostera marina* L.(eelgrass) roots: implications for survival in light-limited environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 185(2), 191-202.
- Kraufvelin P., Svensson F., Fredriksson R., Bergström L., Karlsson M., Wennhage H., Wikström A., Bergström U. (2017) Inventering och modellering av fisk- och kräftdjursamhällen i Kosterhavets nationalpark. Länsstyrelsen Västra Götalands län. Naturavdelningen. Rapportnr. 2017:22. ISSN: 1403-168X. s83
- Kyryliuk, D. (2014). Total suspended matter derived from MERIS data as an indicator of coastal processes in the Baltic Sea. Stockholm University, Department of Ecology, Environmental and Plant Sciences, 38 pp.
- Könnecker G., Regelman J., Belanger S., Gamon K., Sedlak R. (2011) Environmental properties and aquatic hazard assessment of anionic surfactants: Physico-chemical, environmental fate and ecotoxicity properties. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 1445-1460
- La Manna, G., Y. Donno, G. Sara, och G. Ceccherelli. (2015) The detrimental consequences for seagrass of ineffective marine park management related to boat anchoring. *Marine Pollution Bulletin* 90:160-166.

- La Manna, G., Manghi, M., Perretti, F., Sará, G. (2016). Behavioral response of brown meagre (*Sciaenops ocellatus*) to boat noise. *Marine Pollution Bulletin* 110, 324–334
- La Nafie, Y. A., C. B. de los Santos, F. G. Brun, M. M. van Katwijk, och T. J. Bouma. (2012) Waves and high nutrient loads jointly decrease survival and separately affect morphological and biomechanical properties in the seagrass *Zostera noltii*. *Limnology And Oceanography* 57:1664-1672.
- Lagardère, J.-P. (1982) Effects of noise on growth and reproduction of Crangon crangon in rearing tanks. *Marine Biology* 71: 177-185.
- Lagerström, M. (2019) Occurrence and environmental risk assessment of antifouling paint biocides from leisure boats. Doctoral theses. Stockholm: Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University, 2019. p. 49
- Lagerström, M., J. Strand, B. Eklund, och E. Ytreberg. (2017) Total tin and organotin speciation in historic layers of antifouling paint on leisure boat hulls. *Environmental Pollution* 220:1333-1341.
- Lagerström, M., och E. Ytreberg. (2018) Utveckling av analysverktyg för att bedöma påverkan från tributyltenn (TBT) i svenska vattenförekomster. Rapport beställd av Naturvårdsverket.
- Lagerström, M., J. F. Lindgren, A. Holmqvist, M. Dahlstrom, och E. Ytreberg. (2018) In situ release rates of Cu and Zn from commercial antifouling paints at different salinities. *Marine Pollution Bulletin* 127:289-296.
- Lagerström, M., D. Yngsell, B. Eklund, och E. Ytreberg. (2019) Identification of commercial and recreational vessels coated with banned organotin paint through screening of tin by portable XRF. *Journal of Hazardous Materials* 362:107-114.
- Lanham, B. S., Vergés, A., Hedge, L. H., Johnston, E. L., och Poore, A. G. (2018). Altered fish community and feeding behaviour in close proximity to boat moorings in an urban estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 43-51.
- LaSalle, M. W. (1990). Physical and chemical alterations associated with dredging: An overview. Rep. Wash. Sea Grant., 1-12.
- Laugesen, J. och Nygård, B. (2008). Mudringsmetoder for forurenset sjøbunn (Rapport nr. 2008-0476). Høvik. Från <http://www.klif.no/publikasjoner/2425/ta2425.pdf>
- Lechuga M., Fernández-Serrano M., Jurado E., Núñez-Olea J., Ríos F. (2016) Acute toxicity of anionic and non-ionic surfactants to aquatic organisms. *Ecotoxicol Environ Saf.* 125:1-8. doi: 10.1016/j.ecoenv.2015.11.027.
- Lee, D. I., Eom, K. H., Kim, G. Y., och Baeck, G. W. (2010). Scoping the effective marine environmental assessment of dredging and ocean disposal of coastal sediments in Korea. *Marine Policy*, 34(5), 1082-1092.
- Lefcheck, J.S., Marion, S.R., Lombana, A.V., Orth, R.J. (2016) Faunal communities Are Invariant to Fragmentation in Experimental Seagrass Landscapes. *PLoS ONE* 11(5): e0156550. Doi:10.1371/journal.pone.0156550.
- Lepland, A., Bøe, R., Lepland, A., och Totland, O. (2009). Monitoring the volume and lateral spread of disposed sediments by acoustic methods, Oslo Harbor, Norway. *Journal of environmental management*, 90(11), 3589-3598.
- Lepoša, N. (2017) The emergence of ambivalent leisure consumers - The case of boating along the Swedish West Coast. *Journal of Cleaner Production* 145: 35-44.
- Lepoša, N. (2018) When sea becomes home. *Annals of Tourism Research* 72: 11-21.
- Leuchs, H. och Nehring, S. (1996). Auswirkungen von Baggern und Verklappen auf das makrozoobenthos im Küstenbereich – Dargestellt an einem Beispiel aus dem Elbeästuar (abstract in English). *Deutsche Hydrographische Zeitschrift. Aktuelle Probleme der Meeresumwelt. Vorträge des 6. BSH Symposiums* 14. und 15. Mai 1996 in Hamburg, 177-187.
- Liddle, M. J., och Scorgie, H. R. A. (1980). The effects of recreation on freshwater plants and animals: a review. *Biological conservation*, 17(3), 183-206.

- Lindegarh M (2019) Analys av trender i utbredningen av fintrådiga alger längs Bohuskusten – generella och lokala mönster, samt möjliga förklaringsmodeller. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. ISBN: 978- 91-87107-36-8
- Lindfors, S. (2010) Båtars vågor väcker frågor: stranderosion i Stockholms mellanskärgård. County administration in Stockholm County, Report 2001:22.
- Lindgren JF. (2015) Evaluating effects of low concentrations of oil in marine benthic communities. Doctoral thesis – Chalmers University of Technology.
- Lindgren JF, Hassellöv IM, Dahllöf I. (2012) Meiofaunal and bacterial community response to diesel additions in a microcosm study. *Marine pollution bulletin* 64 (3), 595-601.
- Lindgren JF, Hassellöv IM, Landquist H, Dahllöf I. (2015) Low concentrations of PAHs induce tolerance in nitrifying bacteria. *Frontiers in Marine Science* 2, 35.
- Lindgren JF, Hassellöv IM, Nyholm JR, Östin A, Dahllöf I. (2017) Induced tolerance in situ to chronically PAH exposed ammonium oxidizers. *Marine pollution bulletin* 120 (1-2), 333-339
- Lindgren JF, Ytreberg E, Holmqvist A, Dahlström M, Dahl P, Berglin M, Wrange A-L, Dahlström M. (2018) Copper release rate needed to inhibit fouling on the west coast of Sweden and control of copper release using zinc oxide. *Biofouling* 34: 453-463.
- Ljunggren, L., och Sandström, A. (2007). Influence of visual conditions on foraging and growth of juvenile fishes with dissimilar sensory physiology. *Journal of Fish Biology*, 70(5), 1319-1334.
- Lockyer, C. (2007) All creatures great and smaller: a study in cetacean life history energetics. *Journal Marine Biology Association of the United Kingdom* 87, 1035–1045.
- Lockyer, C., Kinze, C. (2003) Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. *NAMMCO Scientific Publications* 5, 143–175.
- 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.
- Lundberg C., Nilsson T. (2018) Exploatering av stränder 2013 – 2018. Jämförande statistik på läns- och kommunnivå. Länsstyrelsens rapportserie nr 15/2018.
- Lusher A. (2015) Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. I Bergmann M., Gutow L., Klages M. (red.). *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing AG Switzerland sid 245-307. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3
- Lyngby, J. E., och Mortensen, S. M. (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17(1-3), 345-354.
- Länsstyrelsen i Stockholms län. (2019) Hänsynsområden – tillsammans skapar vi lugn och ro i kust- och skärgårdsnatur. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4e0415ee166afb593245029/1540910987036/hansynsomraden.pdf> (besökt 2019-06-10).
- Länsstyrelsen Stockholm (2018) Hellberg, F. 2017. Bryggors påverkan på omgivande miljö. Länsstyrelsen i Stockholms län.
- MacLeod, C., MacLeod, R., Learmonth, J., Cresswell, W., Pierce, G. (2014) Predicting population-level risk effects of predation from the responses of individuals. *Ecology* 95, 2006–2015.
- Macreadie, P. I., P. H. York, och C. D. Sherman. (2014) Resilience of *Zostera muelleri* seagrass to small-scale disturbances: the relative importance of asexual versus sexual recovery. *Ecology and Evolution* 4:450-461.
- Magnhagen, C., Johansson, K., och Sigray, P. (2017) Effects of motorboat noise on foraging behaviour in Eurasian perch and roach: A Field experiment. *Marine Ecology Progress Series* 564: 115-125.
- Magnusson, M. (2007) Kontrollprogram för mudderdeponien vid Vinga 2007, Marine Monitoring vid Kristineberg AB.
- Magnusson, M., Granmo, Å., Löf, M., Reutgard, M., Sundelin, B., Cato, I. (2011) Känslig fortplantning. *I Havet* 2011, sid 81-84. ISSN 1654-6741.

- Magnusson och Norén (2011) Mikroskopiskt skräp i havet- metodutveckling för miljöövervakning. Rapport/N-research. URL: <http://www.n-research.se/pdf/Magnusson%20och%20Norén%202011%20Rapport%20om%20mikroskräp%20i%20Svenska%20vatten.pdf>
- Magnusson, M., Bergkvist, J. (2016) Kontroll av mudderdeponi nordväst om Ringhals genom analys av bottenfauna samt sedimentprofiler (SPI) 2016. Marine Monitoring AB.
- Magnusson K., Eliasson K., Fråne A., Haikonen K., Hultén J., Olshammar M., Stadmark J., Voisin A. (2016) Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment - A review of existing data. Rapport/IVL Svenska Miljöinstitutet: C 183. IVL Svenska Miljöinstitutet
- Mandal R., Mandal D., Mishra N., Bahadur A. (2010) Effect of surfactants on phosphatase level of fresh water fish *Labeo rohita*. *Journal of Environmental Biology*. 31(4):395-8.
- Martin, D., F. Bertasi, M. A. Colangelo, M. de Vries, M. Frost, S. J. Hawkins, E. Macpherson, P. S. Moschella, M. P. Satta, R. C. Thompson, och V. U. Ceccherelli. (2005) Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering* 52:1027-1051.
- Martin, S. R., C. P. Onuf, och K. H. Dunton. (2008) Assessment of propeller and off-road vehicle scarring in seagrass beds and wind-tidal flats of the southwestern Gulf of Mexico. *Botanica Marina* 51.
- Matzner, S., Maxwell, A., Myers, J., Caviggia, K., Elster, J., Foley, M., Jones, M., Ogdenz, G., Sorensenz, E., Zurkz, L., Tigestady, J., Stephan, A., Peterson, M., Bradley, D. (2010) Small Vessel Contribution to Underwater Noise, *IEEE*, 978-1-4244-4333-8/10
- Maurer, D., Keck, R. T., Tinsman, J. C., Leathem, W. A., Wethe, C., Lord, C., och Church, T. M. (1986). Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material: a synthesis. *International Review of Hydrobiology*, 71(1), 49-63.
- Maxwell, R. J., Zolderdo, A. J., de Bruijn, R., Brownscombe, J. W., Staaterman, E., Gallagher, A. J., och Cooke, S. J. (2018). Does motor noise from recreational boats alter parental care behaviour of a nesting freshwater fish?. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(4), 969-978.
- Maynard, S. T. (2005) Wave height from planing and semi-planing small boats. *River Research and Applications* 21:1-17.
- McCulloch (2003) Chloroform in the environment: occurrence, sources, sinks and effects. *Chemosphere* 10:1291-1308 DOI: [org/10.1016/S0045-6535\(02\)00697-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00697-5).
- McCormick, M.I., Allan, B.J., Harding, H., och Simpson, S.D. (2018) Boat noise impacts risk assessment in a coral reef fish but effects depend on engine type. *Scientific Reports* 8 (1): 3847.
- McDonald, J.I., Wilkens, S.L., Stanley, J.A., och Jeffs, A.G. (2014) Vessel generator noise as a settlement cue for marine biofouling species. *Biofouling* 30 (6): 741-749.
- McKenzie CH, Matheson K, Reid V, Wells T, Moulard D, Green D, Pilgrim B och Perry G (2016) The development of a rapid response plan to control the spread of the solitary invasive tunicate, *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767), in Newfoundland and Labrador, Canada. *Management of Biological Invasions*. 7: 87-100.
- Mearns AJ, Reish DJ, Oshida PS, Ginn T. (2010) Effects of pollution on marine organisms. *Water Environment Research*, 82: 2001-2046.
- MEPC (2018) Marine Environmental Protection Committee, International Maritime Agency (IMO). MEPC_73/INF.10. 19 July 2018. Additional information on environmental concentrations observed worldwide and scientific evidence for the adverse effects of cybutryne to the marine environment and to human health.
- Mercader, M., Mercière, A., Saragoni, G., Cheminée, A., Crec'hriou, R., Pastor, J., ... och Lenfant, P. (2017). Small artificial habitats to enhance the nursery function for juvenile fish in a large commercial port of the Mediterranean. *Ecological Engineering*, 105, 78-86.
- Messieh, S.N., Wildish, D.J., och Peterson, R.H. (1981). Possible impact of sediment from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. Department of Fisheries and Oceans, Fisheries and Environmental Sciences, Biological Station.

- Metria (2008) Detektion och kartering av muddringar. Dokument iD M07/02438.4. Stencil.
- Mikkelsen, O. A., och Pejrup, M. (2000). In situ particle size spectra and density of particle aggregates in a dredging plume. *Marine geology*, 170(3-4), 443-459.
- Milazzo, M., F. Badalamenti, G. Ceccherelli, och R. Chemello. (2004) Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology* 299:51-62.
- Miller, R. J., och Etter, R. J. (2008). Shading facilitates sessile invertebrate dominance in the rocky subtidal Gulf of Maine. *Ecology*, 89(2), 452-462.
- Mills, K. E., och Fonseca, M. S. (2003). Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. *Marine Ecology Progress Series*, 255, 127-134.
- Minchin, D., Floerl, O., Savini, D., och Occhipinti-Ambrogi, A. (2006) Small craft and the spread of exotic species. In: Davenport, J., och Davenport, J.L. (eds) *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Springer, Dordrecht, p 99-118 DOI: 10.1007/1-4020-4504-2_6
- Minchin DM, Nunn JD (2013) Rapid assessment of marinas for invasive alien species in Northern Ireland. Northern Ireland Environment Agency Research and Development Series 13/06. ISSN 1751-7796
- Mineur F, Johnson MP, Maggs CA (2008) Macroalgal introductions by hull fouling on recreational vessels: Seaweeds and sailors. *Environmental Management* 42: 667-676
- Moffett, J. W., L. E. Brand, P. L. Croot, och K. A. Barbeau. (1997) Cu speciation and cyanobacterial distribution in harbors subject to anthropogenic Cu inputs. *Limnology and Oceanography* 42:789-799.
- Mohr, S., H. Schröder, M. Feibicke, R. Berghahn, W. Arp, and A. Nicklisch. (2008) Long-term effects of the antifouling booster biocide Irgarol 1051 on periphyton, plankton and ecosystem function in freshwater pond mesocosms. *Aquatic Toxicology* 90:109-120.
- Moksnes, P. O., och Wennhage, H. (2001). Methods for estimating decapod larval supply and settlement: importance of larval behavior and development stage. *Marine Ecology Progress Series*, 209, 257-273.
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. 2016a. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8, ISBN 978-91-87967-16-0.
- Moksnes, P. O., Eriander, L., Infantes, E., och Holmer, M. (2018). Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and coasts*, 41(6), 1712-1731.
- Montefalcone, M., R. Lasagna, C. N. Bianchi, C. Morri, och G. Albertelli. (2006) Anchoring damage on *Posidonia oceanica* meadow cover: A case study in Prelo cove (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Chemistry and Ecology* 22:S207-S217
- Montefalcone, M., M. Chiantore, A. Lanzone, C. Morri, G. Albertelli, och C. Nike Bianchi. (2008) BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin* 56:1637-1645.
- Moore, K. A., Wetzel, R. L., och Orth, R. J. (1997). Seasonal pulses of turbidity and their relations to eelgrass (*Zostera marina* L.) survival in an estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 215(1), 115-134.
- Moore, P.G. (1977). Inorganic particulate suspension in the sea and their effects on marine animals. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 15, 225-363.
- Mosisch, T. D. och A. H. Arthington. (1998) The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. *Lakes och Reservoirs: Research and Management* 3:1-17.
- MPI (2013) Ministry for Primary Industries, New Zealand In-water cleaning of vessels: Biosecurity and chemical contamination risks MPI Technical Paper No: 2013/11

- Munsterhjelm, R. (2005) Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. Ph. D. Thesis. University of Helsinki, Finland.
- Murphy, K. J. och J. W. Eaton. (1983) Effects of Pleasure-Boat Traffic on Macrophyte Growth in Canals. *Journal of Applied Ecology* 20:713-729.
- Murray F, Cowie P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6):1207–1217.
- Nabe-Nielsen, J. och Harwood, J. (2016) Comparison of the iPCoD and DEPONS models for modelling population consequences of noise on harbour porpoises. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 22 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 186 <http://dce2.au.dk/pub/SR186.pdf>.
- Nam, P. T., M. Larson, H. Hanson, och L. X. Hoan. (2009) A numerical model of nearshore waves, currents, and sediment transport. *Coastal Engineering* 56:1084-1096.
- Nanson, G. C., Von Krusenstierna, A., Bryant, E. A., och Renilson, M. R. (1994). Experimental measurements of river-bank erosion caused by boat-generated waves on the Gordon river, Tasmania. *Regulated Rivers: Research and Management*, 9(1), 1-14.
- National Marine Fisheries Service (2018) Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts, u.o.: U.S. Dept. of Commer., NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.
- Naturskyddsföreningen (2019) Det här är Bra Miljöval <https://www.naturskyddsforeningen.se/bramiljoval/det-har-ar-bra-miljoval>
- Naturvårdsverket (1999). Marknära ozon –ett hot mot växterna, Rapport 4969/Naturvårdsverket. ISBN 91-620-4969-0
- Naturvårdsverket (2006) Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (SAKU). Redaktörer: andra Wennberg, Cecilia Lindblad. Stockholm, 98 s., ill. (Rapport/Naturvårdsverket, 0282-7298; 5591). ISBN 91-620-5591-7.
- Naturvårdsverket, (2009) Alkylatbensin i småbåtsmotorer- analys av miljöfördelar, Rapport 6307 Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620- 6307-8.pdf
- Naturvårdsverket (2010a) Muddring och hantering av muddermassor. Vägledning och tillämpning av 11 och 15 kapitlet miljöbalken. Miljörättsavdelningen 2010-02-18.
- Naturvårdsverket (2010b) Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Naturvårdsverket Rapport 6376. ISBN: 978-91-620-6376-4.
- Naturvårdsverket (2011) Nedskräpande och uttjänta fritidsbåtar. Rapport med ärendenummer NV-01515-10
- Naturvårdsverket (2017) Mikroplaster Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige. Rapport 6772/Naturvårdsverket. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6772-4.pdf?pid=20662>
- Naturvårdsverket (2018a) Informative Inventory Report Sweden 2018. Rapport/Naturvårdsverket URL: <https://www.naturvardsverket.se/upload/sa-mar-miljon/klimat-och-luft/luft/luftfororeningar/informative-inventory-report-sweden-2018.pdf> Hämtad 2019-05-22
- Naturvårdsverket (2018b) National Inventory Report Sweden 2018 Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2016. Rapport/Naturvårdsverket URL:<https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/internationellt-miljoarbete/miljokonventioner/FN/national-inventory-report-2018.pdf> Hämtad 2019-05-22
- Naturvårdsverket (2018c) Utsläpp av kväveoxider till luft från vägtransporter. URL: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kvaveoxider-utslapp-till-luft-fran-vagtransporter/> Hämtad: 2019-03-12

- Naturvårdsverket (2019a) Utsläpp av luftföroreningar från inrikes transporter. År 1990-2017. URL: http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MI0108/MI0108InTransp/?rxid=e3850beb-2bea-48ac-a099-d5a0bc89bcc5 Hämtad 2019-05-22)
- Naturvårdsverket (2019b) Utsläpp av växthusgaser från inrikes transporter efter växthusgas och transportslag. År 1990-2017. URL: http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MI0107/MI0107InTransp/?rxid=3b565bcc-1933-4a0a-92ac-d751673e13d6 Hämtad 2019-05-22
- Naturvårdsverket (2019c) Ozon-exponering av marknara halter i luft regional bakgrund. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Ozon---exponering-av-marknara-halter-i-luft-regional-bakgrund-AOT40/> Hämtad: 2019-03-27
- Nayar, S., Goh, B. P. L., och Chou, L. M. (2004). Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in situ mesocosms. *Ecotoxicology and environmental safety*, 59(3), 349-369.
- Nayar, S., Miller, D. J., Hunt, A., Goh, B. P. L., och Chou, L. M. (2007). Environmental effects of dredging on sediment nutrients, carbon and granulometry in a tropical estuary. *Environmental monitoring and assessment*, 127(1-3), 1-13.
- Nedelec S.L., Radford, A.N., Simpson, S.D., Nedelec, B., Lecchini, D., och Mills, S.C. (2014) Anthropogenic noise playback impairs embryonic development and increases mortality in a marine invertebrate. *Scientific Reports* 4, 5891. (doi:10.1038/srep05891).
- Nedelec, S.L., Radford, A.N., Pearl, L., Nedelec, B., McCormick, M.I., Meekan, M.G., och Simpson, S.D. (2017) Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284 (1856): 20170143.
- Neves CA, Moreira Rocha R, Bettini Pitombo F, Roper JJ. (2007) Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling*, 23: 319-330
- Newcombe, C. P., och MacDonald, D. D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11(1), 72-82
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., och 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. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36, 127-178.
- Nichols, T.A., Anderson, T.W., och Širović, A. (2015) Intermittent noise induces physiological stress in a coastal marine fish. *PLoS ONE* 10 (9): e0139157.
- Nielsen, S.L., Nielsen, H.D. och Pedersen, M.F. (2014) Juvenile life stages of the brown alga *Fucus serratus* L. are more sensitive to combined stress from high copper concentration and temperature than adults *Marine Biology* 161(8), 1895-1904.
- Nilsson (2017) Eelgrass (*Zostera marina* L.) growth under the effect of deposited sediment on the leaves. Examensarbete för kandidatexamen i marina vetenskaper (30 hp). Göteborgs universitet.
- Nimmo, D.R., Hamaker, T.L., Matthews, E. och Young, W.T. (1982). The long-term effects of suspended particulates on survival and reproduction of the mysid shrimp, *Mysidopsis bahia*, in the laboratory. Pages 413-422 in G.F. Mayer (ed.), *Ecological Stress and the New York Bight*. Estuarine Research Federation, Columbia, South Carolina.
- Nordberg, K. och Robijn, A., (2015) Historien upprepar sig – Rapport från havsbotten. I *Havet* 1888, p 10-13. Havsmiljöinstitutet. ISBN: 978-91-982291-0-3. 83pp
- Nordberg, K., Bornmalm, L., Cato, I., Arneborg, L., Björk, G., och Robijn, A. (2012) Sannäsfjorden – en studie av hydrografisk, botten-dynamisk och miljökemisk status. Univ. of Gothenburg. Dept. of Earth Sciences, ser. C no 95. ISSN 1400-3821. 50pp.
- Nordfeldt, S. (2007) Båtbottenfärger I Sörmländska natur- och småbåtshamnar. Rapport Nr. 2007:11 Länsstyrelsen Södermanlands län. ISSN: 1400 – 0792
- Norén K. (2014) Kort om miljöeffekter av toalettavfall på mark- respektive vattenmiljö. Rapport/ Svenska Miljöinstitutet: U 4818. Svenska Miljöinstitutet.

- Norska Miljödirektoratet (2014) Kvalitetssikring av miljö kvalitetsstandarder. Rapport M-241/ Miljödirektoratet. 198pp.
- Oakley, J.A., Williams, A.T., Thomas, T. (2017) Reactions of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to vessel traffic in the coastal waters of South West Wales, UK. *Ocean Coastal Management* 138, 158–169.
- Ochieng, C.A., Short, F.T., Walker, D.I. (2010) Photosynthetic and morphological response of eelgrass (*Zostera marina* L.) to a gradient of light conditions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 382, 117–124.
- Oehlmann J., Schulte-Oehlmann U., Kloas W., Jagnytsch O., Lutz I., Kusk K.O., Wollenberger L., Santos E.M., Paull G.C., Van Look K.J.W., Tyler C.R. (2009) A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 364:2047-2062
- Olesen, B., Sand-Jensen, K. (1993) Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Marine Ecology Progress Series* 94, 91-99.
- Onuf, C.P. (1994) Seagrasses, dredging and light in Laguna Madre, Texas, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39: 75–91.
- Orpin, A. R., Ridd, P. V., Thomas, S., Anthony, K. R., Marshall, P., och Oliver, J. (2004). Natural turbidity variability and weather forecasts in risk management of anthropogenic sediment discharge near sensitive environments. *Marine Pollution Bulletin*, 49(7-8), 602-612.
- Orth, R. J., J. S. Lefcheck, och D. J. Wilcox. (2017) Boat Propeller Scarring of Seagrass Beds in Lower Chesapeake Bay, USA: Patterns, Causes, Recovery, and Management. *Estuaries and Coasts* 40:1666-1676.
- Orton, F., Ermler, S., Kugathas, S., Rosivatz, E., Scholze, M., och Kortenkamp, A. (2014). Mixture effects at very low doses with combinations of anti-androgenic pesticides, antioxidants, industrial pollutant and chemicals used in personal care products. *Toxicology and applied pharmacology*, 278(3), 201-208.
- Ospar (2004) Environmental impacts to marine species and habitats of dredging for navigational purposes. Biodiversity series.
- Ospar (2008) Literature Review on the Impacts of Dredged Sediment Disposal at Sea. Ospar Commission Biodiversity Series Report. Publication number 362/2008.
- Ospar (2009) JAMP assessment of the environmental impact of dumping of wastes at sea. Biodiversity series.
- Ospar (2010) Quality status report 2010. Assessment of the environmental impact of dredging for navigational purposes.
- Ospar (2015) Ospar annual report on dumping and placement of wastes or other matter at sea in 2015.
- Ostendorp, W., T. Gretler, M. Mainberger, M. Peintinger, och K. Schmieder. (2009) Effects of mooring management on submerged vegetation, sediments and macro-invertebrates in Lake Constance, Germany. *Wetlands Ecology and Management* 17:525-541.
- Palermo, M. R., och Pankow, V. R. (1988). New Bedford Harbor Superfund Project Acushnet River Estuary Engineering Feasibility Study of Dredging and Dredged Material Disposal Alternatives. Report 10. Evaluation of Dredging and Dredging Control Technologies (No. WES/TR/EL-88-15-10). Army Engineer Waterways Experiment Station Vicksburg MS Environmental lab.
- Palka, D.L., Hammond, P.S. (2001) Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 777–787.
- Pardal-Souza, A. L., Dias, G. M., Jenkins, S. R., Ciotti, Á. M., och Christofolletti, R. A. (2017). Shading impacts by coastal infrastructure on biological communities from subtropical rocky shores. *Journal of Applied Ecology*, 54(3), 826-835.
- Partearroyo M.A., Pilling S.J., Jones M.N. (1992) The effects of surfactants on the permeability of isolated perfused fish gills to urea. *Comparative Biochemistry and Physiology* 101(4):653-9.

- Paz von Friesen C. 2019. Utvärdering av kartering och uppföljning av undervattensvegetation med hjälp av drönar- och satellitbilder. Länsstyrelsen i Västerbotten. Rapport (i bearbetning).
- Pennekamp, J. G., Epskamp, R. J. C., Rosenbrand, W. F., Mullie, A., Wessel, G. L., Arts, T., och Deibel, I. K. (1996). Turbidity caused by dredging: viewed in perspective. *Terra et Aqua*, 10-17.
- Pettersson A., Adamsson M., Dave G. (2000) Toxicity and detoxification of Swedish detergents and softener products. *Chemosphere* 41:1611-1620.
- Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönnbäck P, Söderqvist T, Troell M, Wennhage H (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67:123–132.
- Pollara, A., Sutin, A., & Salloum, H. (2017). Modulation of high frequency noise by engine tones of small boats. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 142(1), EL30-EL34.
- Popper, A.N. och Hastings, M.C. (2009) Effects of anthropogenic sources of sound on fishes: Review paper . *Journal of Fish Biology* 75, 455–489.
- Powilleit, M., Kleine, J., och Leuchs, H. (2006). Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 52(4), 386-396.
- Przybylinska P.A., Wyszowski M. (2016) Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms. *Ecological Chemistry and Engineering S.* 23(2):347-356.
- Putland, R.L., Montgomery, J.C., Radford, C.A. (2018) Ecology of fish hearing, *Journal of Fish Biology* 2018;1–14.
- Ralph, P. J., Durako, M. J., Enriquez, S., Collier, C. J., och Doblin, M. A. (2007). Impact of light limitation on seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 176-193.
- Ramage, D.L., Schiel, D.R. (1999) Patch dynamics and response to disturbance of the seagrass *Zostera novaezelandica* on intertidal platforms in southern New Zealand. *Marine Ecology Progress Series* 189: 275-288.
- RAR, C. (2008) Voluntary risk assessment reports—copper and copper compounds. European Copper Institute, Brussels, Belgium. <http://echa.europa.eu/web/guest/copper-voluntary-risk-assessmentreports>.
- RAR, Z. E. (2010) European Union risk assessment report zinc metal. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC61245>.
- Rasheed, M. A. (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland Australia. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology* 235:183-200.
- Reed, B. J., och Hovel, K. A. (2006). Seagrass habitat disturbance: how loss and fragmentation of eelgrass *Zostera marina* influences epifaunal abundance and diversity. *Marine Ecology Progress Series*, 326, 133-143.
- Regeringskansliet (1992) Regeringens proposition 1992/93:102 om upphävande av lagen (1987:773) om fritidsbåtsregister, m.m.
- Regeringskansliet (2018) Ålderskrav vid framförande av vattenskoter. Promemoria 2018-07-03 N2018/03981/MRT9.
- Regeringskansliet (2019) Förordning om ändring i förordningen (1993:1053) om användning av vattenskoter. Svensk författningssamling 2019:209.
- Regoli F, Pellegrini D, Winston GW, Gorbi S, Giuliani S, Virno- Lamberti C, Bompadre S. (2002) Application of biomarkers for assessing the biological impact of dredged materials in the Mediterranean: The relationship between antioxidant responses and susceptibility to oxidative stress in the red mullet (*Mullus barbatus*). *Marine Pollution Bulletin* 44:912–922.

- Rehitha, T. V., Ullas, N., Vineetha, G., Benny, P. Y., Madhu, N. V., och Revichandran, C. (2017). Impact of maintenance dredging on macrobenthic community structure of a tropical estuary. *Ocean and Coastal Management*, 144, 71-82.
- Richert Stintzing A., Rodhe L., Åkerhielm H. (2001) Humanurin som gödselmedel – växtnäring, spridningsteknik och miljöeffekter. Rapport/JTI-Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Lantbruk och Industri:278
- Rivero, N. K., K. A. Dafforn, M. A. Coleman, och E. L. Johnston. (2013) Environmental and ecological changes associated with a marina. *Biofouling* 29:803-815.
- Robertson, M.J., Scruton, D.A., Gregory, R.S., och Clarke, K.D. (2006) Effect of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2644.
- Robinson, J. E., Newell, R. C., Seiderer, L. J., och 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. *Marine Environmental Research*, 60(1), 51-68.
- Rogers, C. S. och J. Beets. (2001) Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands. *Environmental Conservation* 28.
- Rommel, S. A., A. M. Costidis, T. D. Pitchford, J. D. Lightsey, R. H. Snyder, och E. M. Haubold. (2007) Forensic Methods for Characterizing Watercraft from Watercraft-Induced Wounds on the Florida Manatee (*Trichechus Manatus Latiostris*). *Marine Mammal Science* 23:110-132.
- Rothlisberger, J. D., Chadderton, W. L., McNulty, J., och Lodge, D. M. (2010). Aquatic invasive species transport via trailered boats: what is being moved, who is moving it, and what can be done. *Fisheries*, 35(3), 121-132.
- Röhr, M. E., Bostrom, C., Canal-Vergés, P., och Holmer, M. (2016). Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences*, 13(22), 6139-6153.
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M., Söderqvist, T., och Wennhage, H. (2007). Ecosystem goods and services from Swedish coastal habitats: identification, valuation, and implications of ecosystem shifts. *AMBIO: a Journal of the Human Environment*, 36(7), 534-545.
- Rumney, H. S., Bolam, S. G., och Law, R. J. (2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments at dredged material disposal sites around England: Concentrations in 2013 and time trend information at selected sites 2008–2013. *Marine pollution bulletin*, 92(1-2), 180-185.
- Russell, D.J.F., Hastie, G.D., Thompson, D., Janik, V.M., Hammond, P.S., Scott-Hayward, L.A.S., Matthiopoulos, J., Jones, E.L., McConnell, B.J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology* 53, 1642–1652.
- 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* 1-14.
- Sahlin, S., och M. Ågerstrand. (2018) Copper in sediment EQS data overview. ACES report number 28. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES) Stockholm University.
- Salomons, W. (1985). Sediments and water quality. *Environmental Technology*, 6(1-11), 315-326.
- Sandström, A., B. K. Eriksson, P. Karås, M. Isæus, och H. Schreiber. (2005) Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio* 34:125-130.
- Sanger, D. M., Holland, A. F., och Gainey, C. (2004). Cumulative impacts of dock shading on *Spartina alterniflora* in South Carolina estuaries. *Environmental Management*, 33(5), 741-748.
- Sant N, Delgrado O, Rodriguez-Prieto C Ballesteros E (1996) The spreading of the introduced seaweed *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the Mediterranean Sea: testing the boat transportation hypothesis. *Botanica Marina* 39: 427-430
- Sargent, F. J., T. J. Leary, D. W. Crewz, och C. R. Kruer. (1995) Scarring of Florida's Seagrasses: Assessment and Management Options. FMRI Technical Report TR-1, Florida Department of Environmental Protection.

- SCB (2018) Fordonsstatistik, juni 2018. URL: <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/transporter-och-kommunikationer/vagtrafik/fordonsstatistik/pong/statistiknyhet/fordonsstatistik-juni-2018/>
- Schaffelke, B. (1999). Particulate organic matter as an alternative nutrient source for tropical Sargassum species (Fucales, Phaeophyceae). *Journal of Phycology*, 35(6), 1150-1157.
- Schoellhamer, D. H. (1996). Anthropogenic sediment resuspension mechanisms in a shallow microtidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43(5), 533-548.
- Scholik, A.R., Yan, H.Y. (2002) Effects of boat engine noise on the auditory sensitivity of the fathead minnow, *Pimephales promelas*. *Environmental Biology of Fishes* 63: 203–209.
- Scott M.J., Jones M.N. (2000) The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochimica et Biophysica Acta* 1508: 235-251.
- Serrano, O., R. Ruhon, P. S. Lavery, G. A. Kendrick, S. Hickey, P. Masque, A. Arias-Ortiz, A. Steven, och C. M. Duarte. (2016) Impact of mooring activities on carbon stocks in seagrass meadows. *Scientific Reports* 6:23193.
- Sertlek, U.Ö., Slabbekoorn, H., ten Cate, C., Ainslie, M.A. (2019) Source specific sound mapping: Spatial, temporal and spectral distribution of sound in the Dutch North Sea. *Environmental Pollution*, 247:1143-1157.
- SFT (Statens forurensningstilsyn) (2007) Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. 2229, 2007. 11pp.
- SGI (2018) Förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar, Inventering, undersökning, riskbedömning och åtgärd, SGI Publikation 42, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.
- SGU (2016) Klingberg, F., Wilin, L. Marina dumpningsplatser I Västra Götaland. SGU-rapport 2016:18.
- Shackle, V., Hughes, S. och Lewis, V.T. (1999). The influence of three methods of gravel cleaning on brown trout, *Salmo trutta*, egg survival. *Hydrological Processes*, 13, 477-486.
- Shafer, D.J., (1999) The effects of dock shading on the seagrass *Halodule wrightii* in Perdido Bay, Alabama. *Estuaries* 22: 936-943.
- Shafer, D.J., Robinson, J. (2001) "An evaluation of the use of grid platforms to minimize shading impacts to seagrasses." WRAP Technical Notes Collection (ERDC TN -WRAP-01-02. US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. Available at www.wes.army.mil/el/wrap
- 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. and Wittemyer, G. (2016), A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, 91: 982-1005.
- Shaw, E. A., och J. S. Richardson. (2001) Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58:2213-2221
- SHEBA (2018) EU-BONUS SHEBA Sustainable Shipping and Environment of the Baltic Sea region. Final report. D 7.5. Available at <https://www.sheba-project.eu/deliverables/index.php.en>.
- Sherk, J. A. (1972). Current status of the knowledge of the biological effects of suspended and deposited sediments in Chesapeake Bay. *Chesapeake Science*, 13, S137-S144.
- Shurtz (2013) Nutrient and Carbon-Dioxide Requirements for Large-Scale Microalgae Biofuel Production. M.Sc. Utah State University.
- Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H., och Davie, A. (2015) Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural Engineering* 67: 67-76.
- Silva E., Rajapakse N., Kortenkamp A. (2002) Something from "Nothing" – Eight Weak Estrogenic Chemicals Combined at Concentrations below NOECs Produce Significant Mixture Effects. *Environmental Science Technology*. 36: 1751-1756

- Sim, V. X., Dafforn, K. A., Simpson, S. L., Kelaher, B. P. och Johnston, E. L. (2015). Sediment contaminants and infauna associated with recreational boating structures in a multi-use marine park. *PloS ONE*, 10(6), e0130537.
- Simonini, R., Ansaloni, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., N'Siala, G. M., ... och Prevedelli, D. (2005). Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1595-1605.
- Simpson, S., Purser, J., Radford, A. (2015) Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global Change Biology*, Volym 21, pp. 586-594.
- Simpson, S.D., Radford, A.N., Nedelec, S.L., Ferrari, M.C., Chivers, D.P., McCormick, M.I., och Meekan, M.G. (2016) Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature Communications* 7: 10544.
- Snickars, M., Sandström, A., Lappalainen, A., Mattila, J., Rosqvist, K., och Urho, L. (2009). Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: the relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(2), 247-256.
- Sjöfartsverket (2004) Projekt säkrare farleder till Göteborg – slutrapport.
- Sjöhistoriska (2016a) Fritidsbåtens historia. <https://www.sjohistoriska.se/fartyg-kulturmiljoer/fritidsbatenshistoria> Uppdaterad 2016-08-18 (besökt 2019-03-20).
- Sjöhistoriska (2016b) Sjöhistorisk podd: Om fritidsbåtens historia. <https://www.sjohistoriska.se/fartyg-kulturmiljoer/fritidsbatenshistoria> Uppdaterad 2016-08-18 (besökt 2019-03-20).
- Skarphedinsdóttir H., Gunnarsson K., Gudmundsson G.A., Nfon E. (2010) Bioaccumulation and biomagnification of organochlorines in a marine food web at a pristine site in Iceland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58(3):800-809.
- Skate, E.R., Perrow, M.R., Gilroy, J.J. (2012) Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of arbor Phoca vitulina and grey Halichoerus grypus seals. *Marine Pollution Bulletin* 64, 872–881. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.029>
- SMED (2012) Data om svenska fiskodlingar: Utveckling av metodik inför rapportering till Helcom. SMED Rapport Nr 110.
- Smith, S. (2002) Effekter av muddertippning 1997 på mjukbottenfaunan utanför Falkenbergs hamn. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. *Finfo* 2002:1. 27 s.
- Smith, S. D., och Rule, M. J. (2001). The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11), 1040-1048.
- Solan, M., Hauton, C., Godbold, J.A., Wood, C.L., Leighton, T.G., and White, P. (2016) Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. *Science Reports* 6: 20540.
- Sonesten L. (2016) Belastning på havet. Havet 2015/2016 sid 42-43 Rapport/Havsmiljöinstitutet, Göteborg: Havsmiljöinstitutet.
- SOU (1974) Båtliv- samhället och fritidsbåtarna. Betänkande av fritidsbåtutredningen. Statens offentliga utredningar 1974:95. Jordbruksdepartementet. Stockholm 1974.
- SOU (1977) Båtliv 2- registerfrågan. Betänkande av utredningen om registrering av fritidsbåtar. Statens offentliga utredningar 1977:25. Jordbruksdepartementet. Stockholm 1977.
- Southall, B.L., Schusterman, R.J., Kastak, D. (2000) Masking in three pinnipeds: Underwater, low-frequency critical ratios. *The Journal of the Acoustical Society of America* 108, 1322–1326.
- 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., others (2007) Marine mammal noise exposure criteria aquatic mammals. Vol 33,4.
- Spiga, I., Caldwell, G.S., och Bruintjes, R. (2016) Influence of pile driving on the clearance rate of the blue mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Proceedings of Meetings on Acoustics* 27(1): 040005. Doi: 10.1121/2.

- Stanley, J.A., Wilkens, S.L., och Jeffs, A.G. (2014) Fouling in your own nest: vessel noise increases biofouling. *Biofouling* 30 (7): 837-844.
- Stanley, J. A., Van Parijs, S. M. och Hatch, L. T. (2017) Underwater sound from vessel traffic reduces the effective communication range in Atlantic cod and haddock. *Scientific Reports*, 7(1), 14633.
- Statistiska centralbyrån (2004) Båtlivsundersökningen 2004 - En undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används.
- Steinmetz, A.M., M.M. Jeansonne, E.S. Gordon och J.W. Burns, Jr. (2004) An evaluation of glass prisms in boat docks to reduce shading of submerged aquatic vegetation in the Lower St. Johns River, Florida. *Estuaries* 27:938-944.
- Stockmann, K., Riethmüller, R., Heineke, M., och Gayer, G. (2009). On the morphological long-term development of dumped material in a low-energetic environment close to the German Baltic coast. *Journal of Marine Systems*, 75(3-4), 409-420.
- Stronkhorst, J., Ariese, F., Van Hattum, B., Postma, J. F., de Kluijver, M., Den Besten, P. J., ... och Vethaak, A. D. (2003). Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environmental Pollution*, 124(1), 17-31.
- Strömberg, M. 2019. Så slängde man skräp (1964) Packa soporna i kartong och dumpa på djupt vatten. *Båtnytt*, mars 2019.
- Stuart-Smith, R. D., Barrett, N. S., Crawford, C. M., Frusher, S. D., Stevenson, D. G., och Edgar, G. J. (2008). Spatial patterns in impacts of fishing on temperate rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365(2), 116-125.
- Sturve, J., Berglund, Å., Balk, L., Broeg, K., Böhmert, B., Massey, S., ... och Förlin, L. (2005). Effects of dredging in Göteborg Harbor, Sweden, assessed by biomarkers in eelpout (*Zoarces viviparus*). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(8), 1951-1961
- Stål J, Paulsen S, Pihl L, Rönnbäck P, Söderqvist T, Wennhage H (2008) Coastal habitat support to fish and fisheries in Sweden: Integrating ecosystem and function into fisheries management. *Ocean and Coastal Management* 51:594–600.
- Suedel, B. C., Kim, J., Clarke, D. G., och Linkov, I. (2008). A risk-informed decision framework for setting environmental windows for dredging projects. *Science of the total environment*, 403(1-3), 1-11.
- Sumer B.M., Fredsoe J. (2001) Scour around pile in combined waves and current. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(5), 403-411.
- Sunda, W. G., P. A. Tester, och S. A. Huntsman. (1990) Toxicity of trace metals to *Acartia tonsa* in the Elizabeth River and southern Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 30:207-221
- Sundblad G., Bergström U. (2014) Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43:1020–1028.
- Sveriges Riksdag (2018) Sjötrafikförordning 1986:300. Infrastrukturdepartementet RST TM. Ändrad till och med SFS 2018:949.
- Sveriges Television (1964) Sjövätt 1964. Redigerad kortversion på Stiftelsen Håll Sverige Rents hemsidor: <https://www.hsr.se/fakta/vara-filmer> (besökt 2019-03-20)
- SweBoat (2018) Fakta om båtlivet i Sverige 2018. SweBoat - Båtbranschens Riksförbund
- Sweco (2008) Strömstad 4:16, Hälkedalens båtuppställningsplats, översiktlig miljöteknisk markundersökning samt fördjupad riskbedömning avseende tennorganiska föreningar vid båtuppställningsplats i Strömstad, 2008-11-06, utförd av SWECO Environment på uppdrag av Strömstads kommun
- Szymelfenig, M., Kotwicki, L., Graca, B. (2006). Benthic re-colonization in postdredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 489-498.
- Tamaki, H., Tokuoka, M., Nishijima, W., Terawaki, T., och Okada, M. (2002). Deterioration of eelgrass, *Zostera marina* L., meadows by water pollution in Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 44(11), 1253-1258.

- Taylor, J. J., Rytwinski, T., Bennett, J. R., Smokorowski, K. E., Lapointe, N. W., Janusz, R., ... och Cooke, S. J. (2019). The effectiveness of spawning habitat creation or enhancement for substrate-spawning temperate
- Thom, R.M., Southard, S.L., Borde, A.B., Stoltz, P. (2008) Light requirement for growth and survival of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Pacific northwest (USA) estuaries. *Estuaries and Coasts* 31, 969–980.
- Thomsen, F., Borsani, F., Clarke, D., de Jong, C., de Wit, P., Goethals, F., ... och Victor, G. Y. V. (2016). WODA Technical Guidance on Underwater Sound from Dredging. In *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (pp. 1161-1166). Springer, New York, NY
- Thrupp T.J., Runnalls T.J., Scholze M., Kugathas S., Kortenkamp A., Sumpter J.P. (2017) The consequences of exposure to mixtures of chemicals: Something from 'nothing' and 'a lot from a little' when fish are exposed to steroid hormones. *Science of the Total Environment*, 619-620:1482-1492
- Thulin, P. (2008) Sveriges varv - krav på utredning gällande rening av spolvatten från skeppsvarv i Göteborgs kommun, WSP.
- Tjensvall I., Eklund B., Bradshaw C. (2014) Suspension of TBT-contaminated sediment causes physiological stress in macroalgae and blue mussels. *Manuskript från doktorsavhandlingen: Sediment resuspension: Impacts and extent of human disturbances*, 2014.
- Torn, K., G. Martin, J. Kotta, och M. Kupp. (2010) Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 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. *Marine Pollution Bulletin* 90, 196–208.
- Tourinho P.S., Ivar do Sul J.A., Fillmann G. (2010) Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*. 60(3):396-401
- Transportstyrelsen (2010) Båtlivsundersökningen 2010. Transportstyrelsen
- Transportstyrelsen (2015) Sjötendenser – tema fritidsbåtliv. Statistik, analys och information från Transportstyrelsen 01/2015.
- Transportstyrelsen (2016) Båtlivsundersökning (2015): en undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används. Rapport no. TSG 2016e2534, mars 2016.
- Transportstyrelsen (2019a) Fartygsregistret. Transportstyrelsens hemsidor <https://www.transportstyrelsen.se/sv/sjofart/Fartygsregistret-sjofartsregistret/Bat/> (besökt 2019-08-26).
- Transportstyrelsen (2019b) Båtmiljörådet. Transportstyrelsens hemsidor <https://www.transportstyrelsen.se/sv/sjofart/Fritidsbatar/Batlivets-miljofragor/Miljoprogram-for-batlivet-2008/> (besökt 2019-03-20).
- Transportstyrelsen (2019c) Båtmiljörådets lilla miljöguide. Transportstyrelsens hemsidor <https://www.transportstyrelsen.se/globalassets/global/sjofart/dokument/batmiljoradets-lilla-miljoguide.pdf> (besökt 2019-03-20).
- Turk, T. R., och Risk, M. J. (1981). Effect of sedimentation on infaunal invertebrate populations of Cobequid Bay, Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(6), 642-648.
- Törnqvist, O., Engdal, A. (2012) Uppföljning av exploatering i kustzonen – rekommenderade geodata och analysmetoder. Länsstyrelsens rapportserie nr 1/2012. ISSN: 0283-9636.
- Törnqvist, O., Gilljam, C., Rosengren, M. (2017) Arbetsrapport inom den biogeografiska uppföljningen – En operationell metod för detection och avgränsning av muddringar med hjälp av satellitdata. Metria AB.
- Törnqvist O., Klein J., Vidisson B., Häljestig S., Katif S., Nazerian S., Rosengren M., Giljam, C. (2019) Fysisk störning av grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Metria AB (in press).

- Uhrin, A. V. och J. G. Holmquist. (2003) Effects of propeller scarring on macrofaunal use of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series* 250:61-70.
- Unsworth, R. K., Williams, B., Jones, B. L., och Cullen-Unsworth, L. C. (2017). Rocking the Boat: Damage to Eelgrass by Swinging Boat Moorings. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1309.
- US EPA (1989) Characteristics and effects of dredged material disposal in the marine environment. United states environmental protection agency. Office of policy planning and evaluation. 82 pp.
- Van Dalssen, J.A. och Lewis, W.E. (2006). Ecologisch herstel Verdiepte Loswal (in Dutch). TNO-rapport 2006-DH-R0312/B, 41 pp. Den Helder, The Netherlands.
- Van den Berg, C. (1984) Determination of the complexing capacity and conditional stability constants of complexes of copper(II) with natural organic ligands in seawater by cathodic stripping voltammetry of copper-catechol complex ions. *Marine Chemistry* 15:1-18.
- Van den Berg, M. S., Sheffer, M. van Nes, E. Och Coops, H. (1999) Dynamics and stability of *Chara* sp. och *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia*. 408/409:335-342
- Van der Veen. (1993) Contaminated sediment remediation – dredging polluted bed material – a study of environmentally effective dredging methods.
- Van Dolah, R. F., Calder, D. R., och Knott, D. M. (1984). Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries*, 7(1), 28.
- Vandemoer, C. E. (2009) Recreational boating and salt marsh integrity on the Lower Narrow River, RI. Draft report Draft report, Rhode Island National Wildlife Refuge Complex, Charlestown, RI, Charlestown, RI.
- Vazquez-Luis, M., J. A. Borg, C. Morell, G. Banach-Esteve, and S. Deudero. (2015) Influence of boat anchoring on *Pinna nobilis*: a field experiment using mimic units. *Marine and Freshwater Research* 66:786–794.
- VBB VIAK (2000) Rörö Muddring och tippning. MKB angående muddring i Rörö hamn och tippning väster om Mävholmen. SWECO.
- Verdoit Jarraya, P. Boissery, och P. Lenfant. (2016) Potential Use of Marinas as Nursery Grounds by Rocky Fishes: Insights from Four *Diplodus* Species in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 547 (April 7, 2016): 193–209. doi:10.3354/meps11641.
- VISS (2019) Water Information System Sweden, a database developed by the Competent Authorities of the Swedish Water Districts, the County Administrative Boards and the Swedish Agency for Marine and Water Management. <https://viss.lansstyrelsen.se/>, Accessed date: 28 May 2019.
- Wale, M.A., Simpson, S.D., och Radford, A.N. (2013) Size-dependent physiological responses of shore crabs to single and repeated playback of ship noise. *Biology Letters* 9(2):20121194.
- Wale, M.A., Briers, R.A., Bryson, D., Hartl, M.G.J., och Diele, K. (2016) The effects of anthropogenic noise playbacks on the blue mussel *Mytilus edulis*. Marine Alliance for Science och Technology for Scotland (MASTS) Annual Science Meeting, 19-21 October. <http://www.masts.ac.uk/media/36069/2016-abstracts-gen-sci-session-3.pdf>
- Walker, D. I., Lukatelich, R. J., Bastyan, G., och McComb, A. J. (1989). Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. *Aquatic botany*, 36(1), 69-77.
- Weilgart, L. (2018). The Impact of Ocean Noise Pollution on Fish and Invertebrates. Review from Oceancare and Dalhousie University. https://www.oceancare.org/wp-content/uploads/2017/10/OceanNoise_FishInvertebrates_May2018.pdf
- Weis, P., Weis, J. S., och Coohill, L. M. (1991). Toxicity to estuarine organisms of leachates from chromated copper arsenate treated wood. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20(1), 118-124.
- West, R. (2012). Impacts of recreational boating activities on the seagrass *Posidonia* in SE Australia. *Wetlands Australia Journal*, 26(2), 3-13.

- Westerberg, H., Rönnbäck, P., och Frimansson, H. (1996). Effects on suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. In ICES Council Meeting Papers. 13 (p. 13).
- Whitfield, A. K. and A. Becker. (2014) Impacts of recreational motorboats on fishes: a review. *Marine Pollution Bulletin* 83:24-31.
- WHO (World Health Organisation) (1999) Cumene – Concise International Chemical Assessment Documentat 18. World Health Organisation. URL:https://www.who.int/ipcs/publications/cicad/cicad18_rev_1.pdf (hämtad 2019-01-28)
- Whomersley, P., Ware, S., Rees, H. L., Mason, C., Bolam, T., Huxham, M., och Bates, H. (2008). Biological indicators of disturbance at a dredged-material disposal site in Liverpool Bay, UK: an assessment using time-series data. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8), 1414-1420.
- Widdows, J., Fieth, P., och Worrall, C. M. (1979). Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 50(3), 195-207.
- Widmer, W. M. (2006) Using the Precautionary Principle to Measure Recovery of Coastal Habitats: The Case of a Seagrass Bed. *Journal of Coastal Research Special Issue No. 39. Proceedings of the 8th International Coastal Symposium (ICS 2004), Vol. II (Winter 2006):962-965.*
- Wienberg, C., Dannenberg, J., och Hebbeln, D. (2004). The fate of dumped sediments monitored by a high-resolution multibeam echosounder system, Weser Estuary, German Bight. *Geo-Marine Letters*, 24(1), 22-31.
- Wikström, A., Linders, T., Sköld, M., Nilson, P., Almén, J. (2016) Bottentråkning och resuspension av sediment. Länsstyrelsen Västra Götaland, Halland och Skåne län. Rapport 2016:36, ISSN: 1403-168X.
- Wilber, D. H., och 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 American Journal of Fisheries Management*, 21(4), 855-875.
- Wilber, D. H., Clarke, D. G., och Rees, S. I. (2007). Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 54(1), 42-52.
- Wilkens, S.L., Stanley, J.A., och Jeffs, A.G. (2012) Induction of settlement in mussel (*Perna canaliculus*) larvae by vessel noise. *Biofouling* 28(1): 65-72.
- Willby, N. J., J. R. Pygott, och J. W. Eaton. (2001) Inter-relationships between standing crop, biodiversity and trait attributes of hydrophytic vegetation in artificial waterways. *Freshwater Biology* 46:883-902.
- Williams SL, Davidson IC, Pasari JR, Ashton GV, Carlton JT, Crafton RE, Fontana RE, Grosholz ED, Miller AW, Ruiz GM, CJ Zabin (2013) Managing Multiple Vectors for Marine Invasions in an Increasingly Connected World. *BioScience*, 63: 952-966
- 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., och Hammond, P.S. (2015) Impacts of anthropogenic noise on marine life: publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean och Coastal Manage.* 115: 17-24
- Williams, S. L. (1988) *Thalassia testudinum* productivity and grazing by green turtles in a highly disturbed seagrass bed. *Marine Biology* 98:447-455.
- Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., Madsen, P.T. (2018) High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285, 20172314.
- Witt, J., Schroeder, A., Knust, R., och Arntz, W. E. (2004). The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgoland Marine Research*, 58(2), 117.
- Wolanski, E., och Gibbs, R. (1992). Resuspension and clearing of dredge spoils after dredging, Cleveland Bay, Australia. *Water environment research*, 64(7), 910-914.
- Wolanski, E., Gibbs, R., Ridd, P., och Mehta, A. (1992). Settling of ocean-dumped dredged material, Townsville, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35(5), 473-489.

- Wu, P. P. Y., McMahon, K., Rasheed, M. A., Kendrick, G. A., York, P. H., Chartrand, K., ... och Mengersen, K. (2017). Managing seagrass resilience under cumulative dredging affecting light: Predicting risk using dynamic Bayesian networks. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1339-1350.
- Wysocki, L.E., Dittami, J.P., och Ladich, F. (2006) Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Biological Conservation* 128: 501-508.
- Yebra, D. M., S. Kiil, och K. Dam-Johansen. (2004) Antifouling technology—past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. *Progress in Organic Coatings* 50:75-104.
- Yebra, D. M., S. Kiil, K. Dam-Johansen, och C. Weinell. (2005) Reaction rate estimation of controlled-release antifouling paint binders: Rosin-based systems. *Progress in Organic Coatings* 53:256-275.
- Yebra, D. M., S. Kiil, C. E. Weinell, och K. Dam-Johansen. (2006) Dissolution rate measurements of sea water soluble pigments for antifouling paints: ZnO. *Progress in Organic Coatings* 56:327-337.
- York, P. H., Carter, A. B., Chartrand, K., Sankey, T., Wells, L., och Rasheed, M. A. (2015). Dynamics of a deep-water seagrass population on the Great Barrier Reef: annual occurrence and response to a major dredging program. *Scientific Reports*, 5, 13167.
- Ytreberg, E. (2012) Spridning av biocider från båtar – Undersökning av olika källor och dess bidrag. ITM-rapport 215. Stockholms universitet.
- Ytreberg, E., L. Lundgren, M. A. Bighiu, och B. Eklund. (2015) New analytical application for metal determination in antifouling paints. *Talanta* 143:121-126.
- Ytreberg, E., M. A. Bighiu, L. Lundgren, och B. Eklund. (2016) XRF measurements of tin, copper and zinc in antifouling paints coated on leisure boats. *Environmental Pollution* 213:594-599.
- Ytreberg, E., M. Lagerström, A. Holmqvist, B. Eklund, H. Elwing, M. Dahlström, P. Dahl, och M. Dahlström. (2017) A novel XRF method to measure environmental release of copper and zinc from antifouling paints. *Environmental Pollution* 225:490-496.
- Zieman, J. C. (1976). The ecological effects of physical damage from motor boats on turtle grass beds in southern Florida. *Aquatic Botany*, 2, 127-139.
- Zimmerman, R. C., Reguzzoni, J. L., och Alberte, R. S. (1995). Eelgrass (*Zostera marina* L.) transplants in San Francisco Bay: role of light availability on metabolism, growth and survival. *Aquatic Botany*, 51(1-2), 67-86.
- Zimmerman, L. E., Jutte, P. C., och Van Dolah, R. F. (2003). An environmental assessment of the Charleston Ocean Dredged Material Disposal Site and surrounding areas after partial completion of the Charleston Harbor Deepening Project. *Marine pollution bulletin*, 46(11), 1408-1419.
- Åslund, M., S. Qvarfordt, M. Borgiel, and L. Gezelius. 2010. Båtlivets påverkan i naturhamnar i Östergötlands skärgård. Länsstyrelsen.

BILAGA 1. ANALYSER AV KUSTEXPLOATERING FRÅN FRITIDSBÅTAR PÅ GRUNDA VÅGSKYDDADE MJUKBOTTNAR

Inledning

I detta appendix presenteras geografiska analyser av hur förekomsten av bryggor i svenska kustområden förändrats sedan 1960-talet. Analyserna har gjorts i syfte att beskriva generella och länsspecifika mönster i utvecklingen

Metodik

Vid analyserna av bryggor längs kusten i denna rapport användes kartskikt framtagna av företaget Metria inom det av Havs- och vattenmyndigheten finansierade projektet Fysisk påverkan i svenska kustvatten (Törnqvist m.fl. 2019). Inom detta projekt karterades bryggor inom 500x500 m stora rutor utifrån från flygbilder (ortofoton). På nationell skala finns två heltäckande kartläggningar, dels en nulägesbild där bryggor karterats med hjälp av ortofoton från 2015–2017 (anges fortsättningsvis som 2016), dels en historisk analys där ortofoton från 1960 använts. Vid den historiska analysen har endast områden där objekt identifierats i nutida ortofoton karterats. I tillägg till de två landsomfattande karteringarna har kartläggning med samma metodik gjorts för utvalda delar av kusten (fig. 1) även åren 1994 och 2008. Valet av områden skedde mot bakgrund av att de representerar varierande närhet till urbana miljöer och industrier och därmed sannolikt olika grad av påverkan. De valda områdena representerar även olika socioekonomisk och kulturgeografisk utveckling (Törnqvist m.fl. 2019). I de tillgängliga kartskikten finns för varje karterad brygga uppgift om objektets längd. För mer information om Havs- och vattenmyndighetens analys, se <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/fysisk-paverkan/kartlaggning-av-fysisk-paverkan-av-vattenmiljon.html>.

Under arbetet med denna rapport utfördes först en översiktlig analys av det totala antalet bryggor 1960 och 2016 per kustlän för att få en generell bild av hur utvecklingen sett ut mellan 1960 och nutid. Därefter utfördes länsvisa analyser av hur utvecklingen sett ut i de allra mest vågskyddade och grunda miljöerna (0–3 m djup) som domineras av mjukbotten. Som nämnts i avsnitt 3.1 utgör dessa områden de mest produktiva och värdefulla miljöerna i havet med rik förekomst av mjukbottensvegetation, som utgör de viktigaste lek- och

uppväxtområdena för många olika fiskar i både Östersjön och Västerhavet. De förser också människan med flera viktiga ekosystemtjänster. Samtidigt är dessa områden också de mest känsliga för störningar, som t.ex. vågsvall, vattenströmmar och turbulens från fritidsbåtar. Vid den rumsliga analysen avgränsades dessa vågskyddade grundområden med hjälp av GIS-kartskikt över vågexponering (Isaeus 2004) och djup. Avgränsningen sattes vid ett djup av max 3 m baserat på sjökortsdata och vågexponeringsvärden av max 5 000. För att kunna undersöka hur byggnation av bryggor och småbåtshamnar förändrats över tid beräknades även antal bryggor och den sammanlagda längden av dessa inom de utvalda fokusområdena, där fyra år karterats.

För att identifiera områden där koncentrationen av bryggor är så hög att de, tillsammans med den småbåtstrafik de medför innebär negativ påverkan på naturvär-



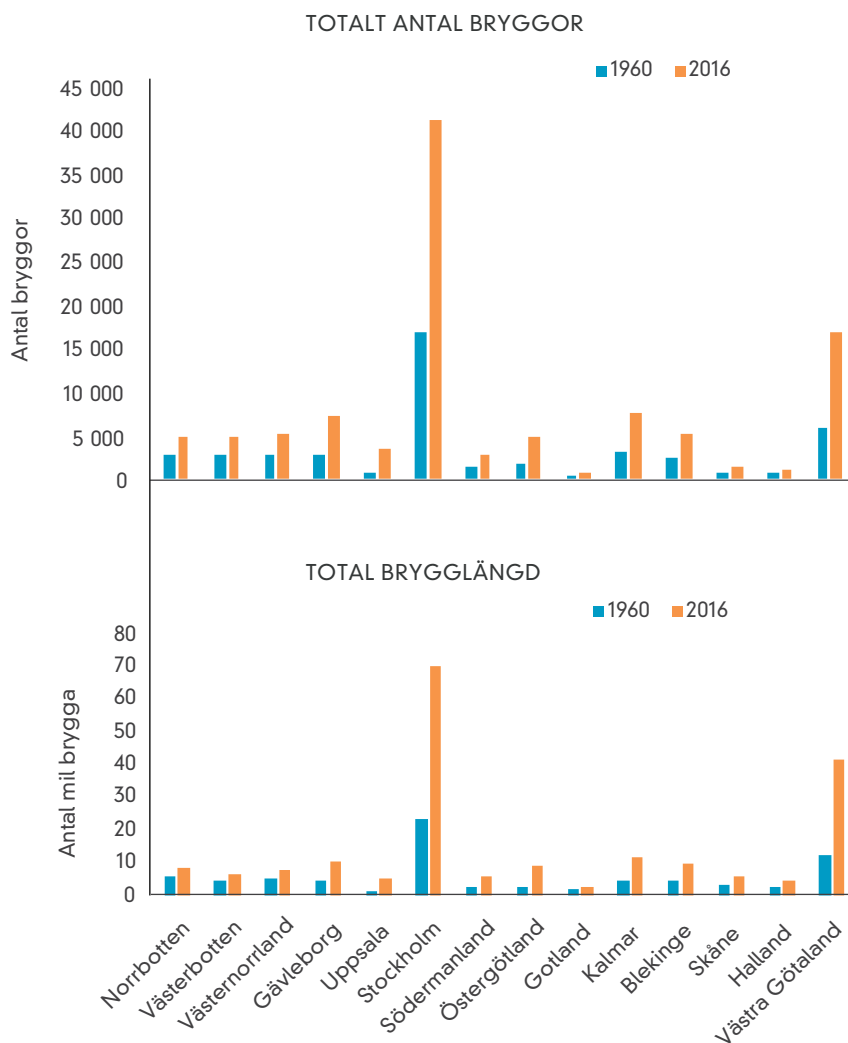
FIGUR 1. Geografiskt läge för de fem fokusområdena där byggnationer längs kusten karterats för fyra år.

den, utfördes en rumsligt högupplöst analys av bryggor inom grunda vågskyddade områden. Tidigare studier har visat att negativa effekter på vegetation, och indirekt även på fiskrekrytering, sannolikt uppträder i områden där antalet båtplatser var sex eller fler per hektar. Påverkan blir sedan starkare ju tätare det är med båtplatser i området (Hansen m.fl. 2019). För att kunna relatera mängden bryggor till båttrafik och påverkan på vegetation som visats i tidigare studier (Hansen m.fl. 2019), beräknades antalet båtplatser per hektar av de vågskyddade grunda områdena genom att multiplicera summan av längden för de bryggor som låg inom den valda avgränsningen med 0,23, vilket är det genomsnittliga antalet båtplatser per meter brygga enligt tidigare beräkningar för ostkusten, från Östhammar till Valdemarsvik (rådata i Hansen m.fl. 2019). Antalet båtplatser relaterades sedan till den totala ytan av de grunda skyddade områdena inom varje län, för att få ett medelvärde på antalet båtplatser per studerat habitat. Den rumsliga analysen baserades

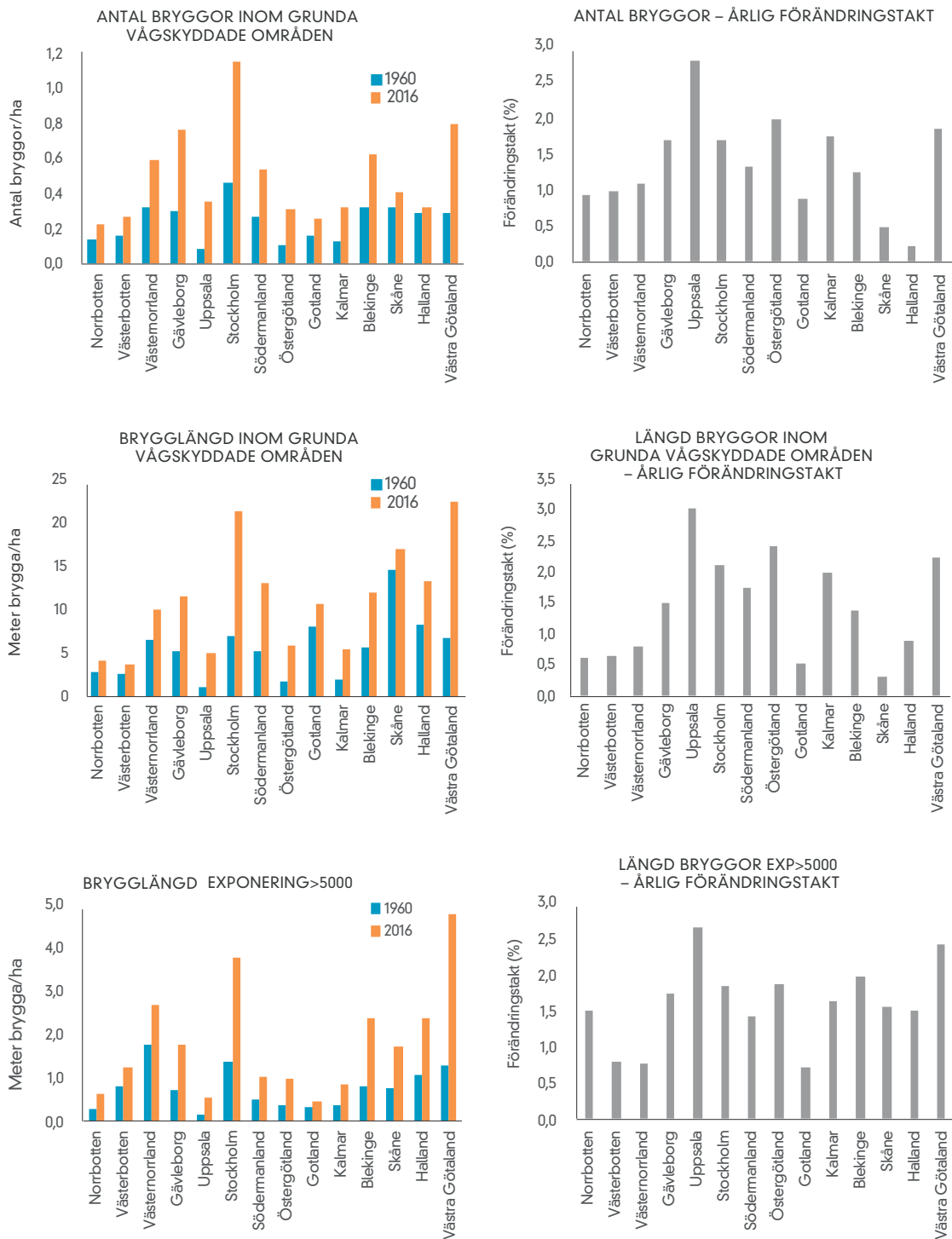
på de ursprungliga inventeringsrutorna på 500x500 m. Inom varje sådan ruta beräknades antalet bryggplatser per hektar grunda skyddade områden genom att ta kvoten av antalet båtplatser och arean habitat. Analysen begränsades till inventeringsrutor där arean av de grunda och vågskyddade områdena var minst 1 hektar. För att visualisera denna typ av påverkan på grunda miljöer för hela svenska kusten beräknades i ett sista steg medelvärdet för de ingående 500x500 m rutorna inom ytor om 2x2 km.

Resultat

I figur 2 visas antalet bryggor per län, dels totalt, dels inom grunda (0-3 m), mycket vågskyddade områden enligt karteringen av flygbilder från 1960 respektive 2016. Allra flest bryggor låg i Stockholms och Västra Götalands län där 38 % respektive 16 % av alla karterade bryggor från den nutida karteringen återfanns.



FIGUR 2 Det totala antalet och den totala längden bryggor per län dels från 1960, dels från nutid.



FIGUR 3. Överst: Antalet bryggor per hektar grunda (0–3 m), mycket vågskyddade områden med genomsnittlig årlig ökningstakt. Mitten: Motsvarande för bryggglängd. Nederst: Bryggglängd per hektar i grundområden med en exponeringsgrad som är högre än 5 000.

Det totala antalet karterade bryggor från 1960 samt 2016 var 46 800 respektive 108 548, vilket innebär en ökning med 132 %. Motsvarande siffror för längden bryggor var 75 respektive 195 mil bryggor, en ökning med 159 %.

I figur 3 redovisas antalet bryggor och den sammanlagda längden av dessa per län inom grunda (0-3 m), mycket vågskyddade områden samt den genomsnittliga årliga ökningstakten mellan 1960 och nutid. Högst antal bryggor och längst sammanlagd längd bryggor återfanns i Stockholms och Västra Götalands län. I medeltal var den genomsnittliga årliga ökningen av antal bryggor 1,6 %, samtidigt som längden av bryggorna ökade med 1,8 % årligen. Uppsala län hade den snabbaste ökningstakten både avseende antal (2,8 %) och längd (3 %). Trots att ytan av dessa områden är förhållandevis små (nationellt rymmer de cirka 25 % av de totala grundområdena) ligger en betydande andel av bryggorna i de mest skyddade områdena i dessa tre län. I grunda områden med en exponeringsgrad högre än 5 000 var brygglängden per hektar betydligt lägre än i de mer vågskyddade områdena (fig. 3), vilket visar att exploateringen är koncentrerad till de mest vågskyddade grundområdena.

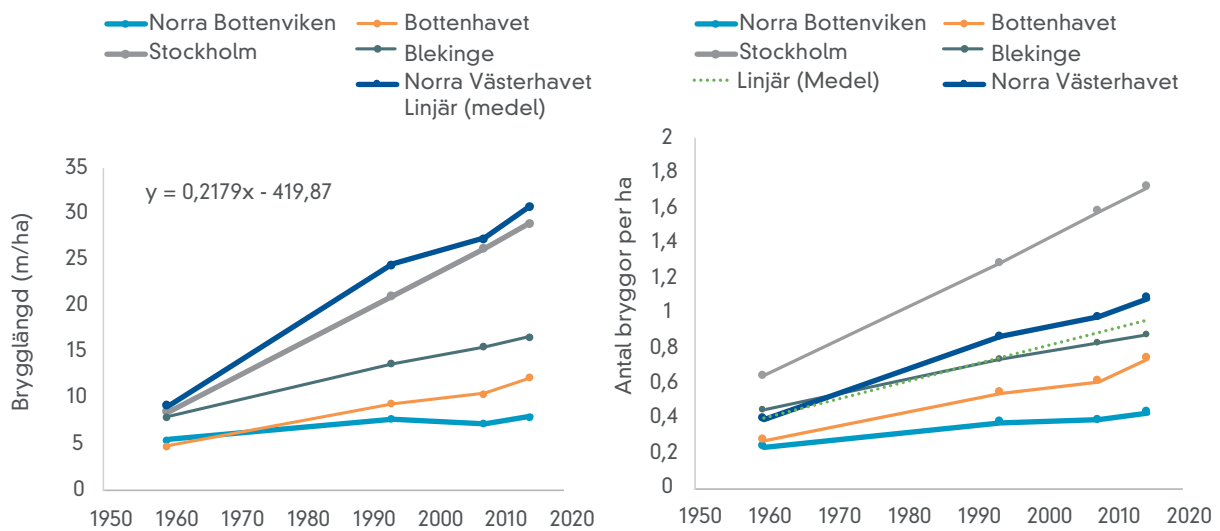
Analysen av fem utvalda regioner där exploateringen förväntas vara hög och där mängden bryggor inventeras också 1994 och 2008 visar att ökningen av antalet bryggor i stort sett varit linjär under perioden och inte minskat nämnvärt de senaste 20 åren. Även om en minskad ökningstakt indikerades i flera delområden som exempelvis Norra Västerhavet (mellan 1994 och 2008), har exploateringstakten ökat igen de senaste 10 åren (fig. 4).

Figur 5 visar en kartbild som rumsligt illustrerar det beräknade antalet båtplatser och i tabell 1 sammanfattas omfattningen av påverkan per län, beräknat utifrån den rumsliga analysen. Orange och röda celler i kartan visar områden där antalet båtplatser överstiger sex per hektar habitat och där man sannolikt kan se negativa effekter på vegetation och rekrytering av fisk på grund av båttrafiken. Även inom de gula områdena sker sannolikt en viss påverkan. Analysen visar att utbredningen för sådana riskområden är som störst i Stockholms och Västra Götalands län, där 20 % av de grunda vågskyddade områdena har fler än tio båtplatser per hektar habitat (tabell 1). Även i Skåne, Hallands och Södermanlands län är andelen påverkat habitat hög (14–18 %). Kartan indikerar att det även lokalt i delar av Blekinge och kring större orter längs Norrlandskusten finns områden där risk för negativa effekter av båttrafik kan förekomma.

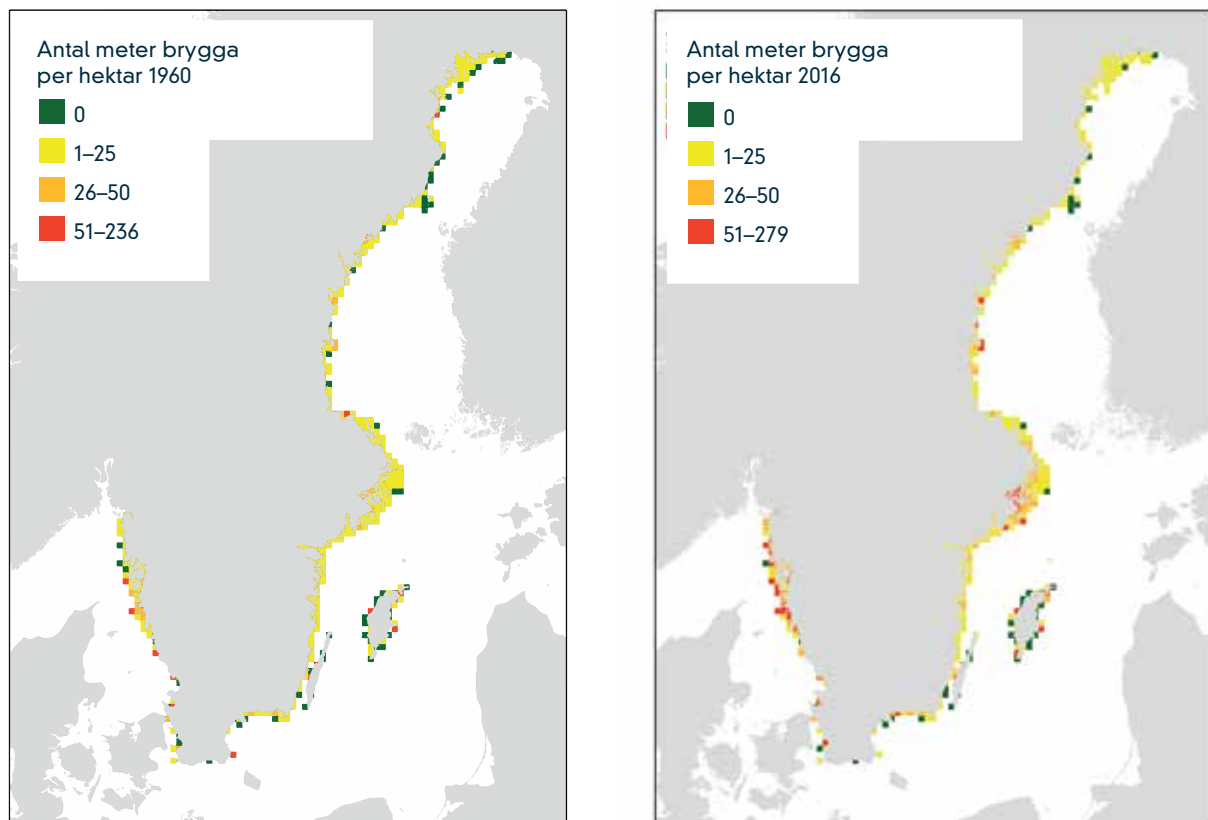
Källförteckning – Bilaga 1

Hansen, J. P., G. Sundblad, U. Bergstrom, A. N. Austin, S. Donadi, B. K. Eriksson, and J. S. Eklof. 2019. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48:539-551.

Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. PhD thesis, Stockholm University.



FIGUR 4 Resultat från analys av fokusområden, dels per område, dels som medel. Till vänster visas resultat från kartering som antal bryggor per hektar grunda vågskyddade områden och till höger som antalet meter brygga per hektar grunda vågskyddade områden.



FIGUR 5 Till vänster visas antalet båtplatser per hektar grunda vågskyddade områden 1960 och i den högra motsvarande för 2016. Orange och röda värden visar områden där negativ påverkan på bottenvegetation och fiskreproduktion är sannolik. Punkterna i kartan visar medelvärden inom 10 km stora rutor.

TABELL 1. Yta och andel påverkade grunda (0-3 m), mycket vågskyddade områden per län beräknade från den rumsliga analysen inom inventeringsrutor a 500x500 m. Påverkade områden definierades som inventeringsrutor där antalet båtplatser var sex eller fler per hektar. Längst till höger i tabellen anges andelen inventeringsrutor där det inte förekom några bryggor under 1960 respektive 2016. Endast rutor med minst 1 hektar av grunda vågskyddade områden ingick i analysen.

LÄN	PÅVERKAT HABITAT 1960 (HEKTAR)		ANDEL PÅVERKAT HABITAT (%)		ANDEL INVENTERINGS- RUTOR UTAN BRYGGOR (%)	
	1960	2016	1960	2016	1960	2016
Stockholm	1 206	4 911	8	34	37	16
Uppsala	25	203	1	5	70	33
Södermanland	123	484	5	22	32	18
Östergötland	99	651	2	11	55	26
Kalmar	157	628	3	10	59	34
Gotland	28	33	11	13	82	76
Blekinge	143	498	5	17	48	36
Skåne	142	106	27	20	55	53
Halland	52	78	13	20	63	59
Västra Götaland	776	2 353	9	28	57	33
Gävleborg	206	576	7	21	47	25
Västernorr- land	237	449	9	18	48	37
Västerbotten	88	131	3	4	49	39
Norrbottnen	191	335	3	5	56	44
Totalt	3 473	11 436	6	19	49	29

BILAGA 2. SAMMANFATTNING AV EXEMPEL PÅ TÄNKBARA ÅTGÄRDER OCH LÖSNINGAR FÖR ETT MER HÅLLBART BÅTLIV

Förslagen i tabellen utgör exempel på möjliga vägar till ett mer hållbart båtliv som identifierats under arbetet med rapporten. Då listan inte är fullständig, och inte är resultatet av en vetenskaplig analys ska den endast ses som exempel på möjliga åtgärder, vilka behöver undersökas vidare i det fortsatta arbetet med att göra båtlivet mer hållbart.

ÅTGÄRDER FÖR ETT MER HÅLLBART BÅTLIV

EXEMPEL PÅ SPECIFIKA ÅTGÄRDER

7.1 MINSKA EXPLOATERINGEN AV GRUNDA VÅGSKYDDADE OMRÅDEN

Förbättra kustplanering av fritidsbåtsaktiviteter.

- Tillämpa ett landskapsperspektiv vid kustplanering.
- Kartlägg känsliga miljöer och fysisk påverkan.
- Inkludera kumulativ påverkan från olika verksamheter.

Minska behovet av bryggor.

- Öka intresse och möjligheter för att förvara båtar på land under sommaren (på trailer och marinor med "hyllförvaring").
- Öka möjligheterna att dela eller hyra båt.

Förbättra handläggning, uppföljning och tillsyn av vattenverksamheter.

- Förbättra underlag och information om verksameters påverkan på kustmiljöer till handläggare och beslutsfattare.
- Beakta kumulativa effekter vid bedömning av enskilda ärenden.
- Förbättra uppföljning och tillsyn av både tillåtna och otillåtna verksamheter.
- Inför nationella register över brygg-, muddrings- och dumpningsärenden.

7.2 MINSKA PÅVERKAN VID EXPLOATERING FÖR FRITIDSBÅTAR

Miljövänlig konstruktion av bryggor och förankringsbojar.

- Minimera skuggningseffekter från bryggor på vegetation genom att bygga smala, pålade bryggor med gles spant istället för heltäckande, breda flytbryggor, och placera de i nord-sydlig riktning om möjligt.
- Minimera kättingskador på botten genom att hålla kättingar så korta som möjligt eller ersätt bojkättingar med miljövänligare alternativ.
- Minimera ankringsskador genom att välja ett "skonsamma" ankare samt genom att vidta försiktighet då ankaret skall lyftas från botten.

Tabellen fortsätter på nästa sida.

7.2 MINSKA PÅVERKAN VID EXPLOATERING FÖR FRITIDSBÅTAR, FORTS.

Minimera miljöpåverkan vid muddring och dumpning.

- Undvik i möjligaste mån muddring i grunda, vågskyddade områden med vegetation.
- Undvik att muddra så att vattenomsättning påverkas i grunda instängda lek- och uppväxtområden för fisk.
- Utför muddring och dumpning under den kallaste årstiden (december-mars) samt utanför fiskars och kräftdjurs lekperiod.
- Anpassa metoder vid muddring och dumpning utifrån miljön och använd avskärmning för att minimera spridning av sediment och buller.
- Dumpa endast muddermassor på ackumulationsbottnar och på platser där sedimentplymer ej kan nå känsliga miljöer om dumpning sker i havet.

7.3. MINSKA PÅVERKAN FRÅN BÅTTRAFIK

Sänkt hastighet och begränsad motortrafik i känsliga områden.

- Inför en generell hastighetsbegränsning (t.ex. <20 knop) inomskärs, samt kraftig hastighetsbegränsningar (<5 knop) vid farleder genom känsliga grundområden.
- Inför förbud mot motorbåtar i särskilt värdefulla vågskyddade grundområden.
- Informera båtägare om miljöskador som svall och propellrar kan åstadkomma i känsliga grundområden, samt hur båtar ska köras för att minimera störning från undervattensbuller.

Miljövänlig teknik för att minska utsläpp.

- Påskynda utbytet av äldre tvåtaktsmotorer samt öka användningen av miljövänligare bränslen och motortyper (t.ex. elmotorer) genom ökad information, bidrag eller förbud.

7.4 MINSKA UTSLÄPP AV BIOCIDER OCH ANDRA MILJÖGIFTER

- Öka användningen av giftfria alternativ för att minska påväxt på båtar, t.ex. landförvaring, borsttvätt och skrovdruk.
- Revidera riskbedömning och lagstiftning av båtottenfärger, samt minska biocidhalter och applicering av båtottenfärger till ett minimum.
- Använd uppsamlingsbassäng och spolplattor vid rengöring av båtar för att samla färgflagor, samt rena dagvatten och slamsug brunnar från båtupställningsplatser.
- Undersök alltid, och dumpa aldrig sediment från småbåtshamnar med förhöjda halter av miljögifter i havet.
- Avlägsna förbjuden TBT-färg från alla fritidsbåtar med rekommenderade metoder.

Tabellen fortsätter på nästa sida.

7.5 BÅTREGISTER OCH STYRMEDEL

- Undersök om ett obligatoriskt register för fritidsbåtar kunde underlätta undersökningar av fritidsbåtslivets miljöpåverkan, kommunikationen med fritidsbåtsägare, tillsyn av fritidsbåtar, samt försäljning och försäkringsärenden av båtar.
 - Undersök om en differentierad beskattning på fritidsbåtar kunde utgöra ett styrmedel för ett mer hållbart båtliv, samt ett sätt att finansiera åtgärder för att minska de miljöskador som fritidsbåtlivet skapar.
-



Havsmiljöinstitutet

Box 260, 405 30 Göteborg
031-786 65 61
info@havsmiljoinstitutet.se
www.havsmiljoinstitutet.se
facebook.com/havsmiljo
twitter.com/havsmiljo

Havsmiljöinstitutet är ett samarbete mellan Umeå universitet, Stockholms universitet, Linnéuniversitetet, Göteborgs universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Med analyser, synteser och information bidrar institutet till en ökad förståelse för miljösituationen i havet och ger kunskap och råd för en hållbar förvaltning av havet.

Ett samarbete mellan:

Linnéuniversitetet 


Stockholms
universitet


GÖTEBORGS
UNIVERSITET


• UMEÅ •
UNIVERSITET


SLU