



# Aqua reports 2020:1

## **Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer**

En syntes av grumlingens dos och varaktighet

Martin Karlsson, Patrik Kraufvelin & Örjan Östman



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

# Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer

En syntes av grumlingens dos och varaktighet

Martin Karlsson<sup>1</sup>, Patrik Kraufvelin<sup>2</sup> & Örjan Östman<sup>2</sup>

**1 Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser,  
Kustlaboratoriet, Skolgatan 6 5, 742 42 Öregrund.  
Nuvarande adress: Havs- och vattenmyndigheten, Avdelningen för fiskförvaltning,  
Gullbergs Strandgata 15, 411 04 Göteborg

**2 Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser,  
Kustlaboratoriet, Skolgatan 6 5, 742 42 Öregrund

februari 2020

Aqua reports 2020:1

ISBN: 978-91-576-9722-6 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare:

orjan.ostman@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:

Håkan Wennhagen, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser

Kerstin Holmgren, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser

Vid citering uppge:

Karlsson, M., Kraufvelin, P. & Östman, Ö. (2020). Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. Aqua reports 2020:1. **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 73 s.

Nyckelord:

dumpning, fisk, grumling, muddring, skaldjur

Rapporten kan laddas ned från:

<http://pub.epsilon.slu.se/>

Chefredaktör:

Noél Holmgren, prefekt, Institutionen för akvatiska resurser, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Lysekil

Uppdragsgivare & finansier:

Havs- och vattenmyndigheten, dm 1596-19

Framsida: Utvidgning av Videbergs hamn, Halland. Foto: David Andersson.

Baksida: abborre i grumligt vatten. Foto: Martin Karlsson.

## Sammanfattning

Uppgrumling av vatten från sediment är en påverkansfaktor i både sötvatten och marina miljöer i samband med muddringsarbeten och dumpning av material i vatten. Det är därför viktigt att de verksamheter som orsakar uppgrumling planeras och genomförs så att inverkan på den akvatiska miljön minimeras. I denna rapport sammanställer vi olika direkta och indirekta biologiska effekter av grumling med avseende på fisk och skaldjur (större kräftdjur och mollusker/musslor), utförligare effekter av muddring och dumpning på främst bottenfauna och växtlighet finns beskrivet i Hammar *et al.* (2009). Vi lyfter fram två faktorer som är viktiga att beakta för att begränsa indirekt påverkan av uppgrumling på fisk och skaldjur: 1) tidpunkt på året för uppgrumling, 2) hur kombinationen dos (mängd suspenderat material i vattnet) och varaktighet över tid påverkar olika fiskar och skaldjur. Genom att beakta både direkta och indirekta effekter, tidpunkt och dos-varaktighet vid muddrings- och dumpningsärenden kan påverkan från grumling på fisk och skaldjur begränsas.

Uppgrumling av vatten har generellt störst direkt inverkan under fiskars lekperiod och lokala grumlingar bör därför undvikas den tid på året då många arter leker eller har annan särskilt känslig del av sin livscykel i relation till grumlingsverksamhet. Havs- och vattenmyndighetens applikation *Lektidsportalen* ger information om när på året svenska fisk- och kräftdjursarter leker i olika vattentyper/delvatentyper i olika delar av Sverige. Applikationen är ett viktigt stöd för att kunna planera muddrings- och dumpningsaktiviteter, både i tid och rum, så att de påverkar så få arter som möjligt. Lektidsportalen möjliggör platsspecifika bedömningar av "tidsfönster" när grumling troligen har minst kumulativ påverkan på fisk och kräftdjur.

Fiskars och skaldjurs respons på grumling är både art- och platsspecifik. En viktig faktor är dock att responsen till grumling beror både på dos (koncentration suspenderat material i vatten) och hur länge organismerna är exponerade för uppgrumling (varaktighet). I denna rapport redovisas en sammanställning av tidigare publicerade studier av fiskars och skaldjurs respons till olika kombinationer av dos och varaktighet. Vi delade upp studier mellan fiskar och skaldjur i söt och saltvatten (miljö), samt för olika livsstadier. Sammanställningen visar att lägre koncentrationer kan vägas mot längre varaktighet, och vice versa, för de flesta grupper. Även om det finns vissa skillnader i känslighet mellan miljöer och livsstadier har generellt koncentrationer < 100 mg/l suspenderat material < 14 dagar låg direkt inverkan. En brist på långtidsstudier kring effekter av låga koncentrationer motiverar ändå försiktighet,

framför allt vid långa exponeringstider. Under kortare exponeringstider, i storleksordningen timmardag(ar), kan många arter klara uppåt 1 000 mg/l. Ägg och larver, som har sämre möjligheter att förflytta sig, visar minskad kläcknings- och överlevnadsförmåga vid nivåer långt under 1 000 mg/l och exponering av grumling för tidiga utvecklingsstadier bör därför undvikas.

Det är också viktigt att beakta långvariga indirekta effekter av muddring och dumpning på fisk och skaldjur. Förändrat vattenflöde, vattentemperatur eller bottensubstrat kan vara själva syftet med arbetet, och sådana förändringar kan ha stor påverkan på lek och föryngringsmöjligheter av fisk och skaldjur. Framför allt växtlighet men även bytesdjur kan vara känsligare för suspenderat material än fisk och skaldjur vilket gör att viktiga habitat och födotillgång försämras vid muddring eller dumpning. Möjligheterna till restaurering eller kompensationsåtgärder bör därför också beaktas för att på längre sikt inte utarma fisk- och skaldjursbestånd genom försämring och isolering av habitat.

*Nyckelord:* dumpning, fisk, grumling, muddring, skaldjur





# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>8</b>
1.1	Muddring och dumpning	8
1.2	Påverkan av muddring och dumpning på vattenmiljön	11
1.3	Rapportens syfte och mål	14
<b>2</b>	<b>Vattenkvalitet i samband med muddringsverksamhet</b>	<b>16</b>
2.1	Hur mäts grumling?	16
2.2	Naturliga bakgrunds nivåer av grumling	17
2.2.1	Exempel på naturliga bakgrunds nivåer	18
2.3	Grumlingshalter i relation till muddring och dumpnings-arbeten	19
2.3.1	Grumlingshalter och effekter från annan uppgrumlande verksamhet	20
<b>3</b>	<b>Hur påverkas fisk och skaldjur av muddring och dumpning?</b>	<b>22</b>
3.1	Direkta effekten av grumling på olika livsstadier av fisk	23
3.1.1	Direkta effekter på fiskägg	24
3.1.2	Direkta effekter på larver	26
3.1.3	Direkta effekter på äldre livsstadier	27
3.1.4	Effekter av buller och vibrationer i vatten på fisk	28
3.3	Indirekta effekter	30
3.3.1	Indirekta effekter på fiskens beteende – födosök	31
3.3.2	Indirekta effekter på fiskens beteende – sociala interaktioner	33
3.3.3	Indirekta effekter på fiskens beteende – lekvandring	33
3.3.4	Indirekta effekter – habitatdegradering/fragmentering	33
<b>4</b>	<b>Återkolonisering av botten vid muddring eller dumpning</b>	<b>37</b>
<b>5</b>	<b>Betydelse av tidpunkt för muddrings- och dumpningsarbeten i den akvatiska miljön</b>	<b>41</b>
5.1	Nuvarande riktlinjer	41
5.2	Verktyg för att identifiera känsliga tidsperioder – Havs- och vattenmyndighetens applikation "Lektidsportalen"	42
<b>6</b>	<b>Kombinationer av dos och varaktighet av suspenderat material på fisk och skaldjur</b>	<b>44</b>
6.1	Direkta effekter från kombinationer av dos och varaktighet	44
6.1.1	Litteratursammanställning över direkta effekter av dos-varaktighet	46
6.1.2	Kategorisering av fisk och skaldjurs responser på uppgrumling	46

6.2	Responser av dos och varaktighet på fisk	49
6.2.1	Ägg och larver av fisk i sötvatten	49
6.2.2	Ägg och larver av fisk i bräckt och marint vatten	50
6.2.3	Juveniler och adulter av fisk i sötvatten	51
6.2.4	Juveniler och adulter av fisk i bräckt och marint vatten	53
6.2.5	Sammanvägning av alla studier av fisk	54
6.3	Responser av dos och varaktighet på skaldjur	56
6.3.1	Mussellarver	56
6.3.2	Juvenila och vuxna musslor	57
6.3.3	Kräftdjur	59
6.3.4	Sammanvägning av resultat på musslor och kräftdjur	60
<b>7</b>	<b>Slutsatser</b>	<b>61</b>
	<b>Referenslista/References</b>	<b>64</b>





# 1 Inledning

Uppgrumling av vatten kan ha stor fysiokemisk påverkan på akvatiska ekosystem genom att påverka sikt, ljusgenomsläpp, vattenkemi etc., och därmed också påverka biologiska processer. Att vatten blir grumligt är delvis en naturlig process när ytavrinning för med sig terrestert material eller vind och vågor virvlar upp bottensediment. Flertal olika mänskliga verksamheter påverkar dock också uppgrumling, dels indirekt genom landandvändning och infrastruktur, men också genom direkt fysisk påverkan på bottensediment och hydromorfologi.

I denna rapport sammanställer vi befintlig kunskap om hur grumling från framför allt muddring och dumpning påverkar fisk- och skaldjur, men vi belyser även indirekta och långsiktiga effekter av muddring och dumpning. Generell kunskap om biologiska effekter av mänsklig påverkan utgör ett stöd för myndigheter och entreprenörer i samband med olika vattenverksamhet för ett effektivare arbete och minskad påverkan på biologiska värden i vattenmiljön som fisk och skaldjur, och att härigenom kunna uppfylla miljö kvalitetsmålen.

## 1.1 Muddring och dumpning

Begreppet muddring avser generellt när bottensediment avlägsnas från akvatiska miljöer för att ändra vattnets djup eller läge. Kvittblivning av det muddrade sedimentet kan ske på land eller i vatten och refereras här som dumpning (Box 1).

#### Box 1: Definitioner

Muddring – Borttagande av sediment för att ge vattnet ett visst djup eller läge. Till skillnad från grävning är begreppet muddring förbehållet arbeten inom vattenområden. Muddring kan åstadkommas genom grävning, sprängning, borrning, uppsugning eller bortspolning av sediment. Muddring är normalt tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap. miljöbalken eller förordning (1988:1388) om vattenverksamhet m.m.

Dumpning – Att i syfte att göra sig av med t.ex. muddermassor eller snö i ett område som normalt täcks av vatten. *Dumpning är inte en vattenverksamhet utan avfallshantering.* Enligt 15 kap 27 § miljöbalken råder dumpningsförbud för avfall inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon. Förutsättningarna för dispens från förbudet anges i efterföljande 29 §. Att lägga föremål eller material i vattnet för att skapa exempelvis goda dykningsmiljöer kan beroende på det huvudsakliga syftet med att lägga ner föremålen eller materialet i vattnet vara antingen dumpning eller vattenverksamhet.

(Ur Havs- och vattenmyndigheten rapport 2018:19 ”Muddring och hantering av muddermassor”).

Muddringen sker ofta för att säkra funktionen av en planerad eller befintlig vattenanläggning. Syftet kan vara att öka vattendjupet i en farled, hamn eller småbåtmarina. Muddring kan också ge förutsättningar för att anlägga en brygga eller säkerhetsställa vattengenomströmningen när en bro anläggs.

Olika sedimenttillförande bakgrundsprocesser leder ofta till igenslamning och uppgrundning av vattenområden och föranleder därför också motåtgärder, ofta i form av muddring (Kraufvelin *et al.* 2019a). Den ökade övergödningen av Östersjön bidrar till ökad ackumulation av organiska sediment i kustnära områden och ökad igenslamning av farleder. Med undantag för södra Sverige, bidrar också landhöjningen med en uppgrundning av delar av kuststräckor på både öst- och västkusten.

Åtgärder som innefattar muddring innebär också ofta dumpning av muddermassor i havet såvida massorna inte kan deponeras på land. Den nuvarande trenden med ett ökat behov av dumpning av muddermassor i vatten kommer sannolikt att fortsätta (Havs- och vattenmyndigheten 2015). I Sverige förordar man att om muddermassor ska dumpas i vatten så bör det ske på djupa ackumulationsbottnar (Blomqvist (1981), eller att de muddrade massorna tas upp på land. Det finns dock undantag från detta. I Skåne har man vid flera muddringar tillåtits dumpa i grunda områden under förutsättning att det är ren sand som dumpas på liknande bottensubstrat (Hammar *et al.* 2009).

Storskaliga muddringar omfattar olika former av grävningsarbeten såväl i grundare som i djupare områden vid konstruktion av eller för att upprätthålla större farleder, hamnar och sandtäkt under vatten. Storskaliga muddringar avlägsnar ofta flera miljoner kubikmeter av bottensedimentet. När farleden in till Göteborgs hamn utvidgades under perioden 2001–2003 muddrades och dumpades exempelvis 12 miljoner m<sup>3</sup> lersediment (Hammar *et al.* 2009).



Figur 1. Muddrade farleder bryter av enhetliga grunda bottnar som på denna bild från Luleå, Norrbottens län. (Foto erhållet via Anna Engdahl © Länsstyrelsen i Norrbotten och © Lantmäteriet.)

Småskaliga muddringar omfattar vanligen några hundra kubikmeter bottensediment och inbegriper vanligen åtgärder för att förbättra förutsättningar i strändernas absoluta närhet. Det kan vara till exempel för att förbättra badmöjligheter, bredda mindre vattendrag, öka framkomlighet med småbåtar eller att öppna upp inre vikar som håller på att isoleras från havet eller håller på att växa igen (Engdahl *et al.* 2011; Lundberg *et al.* 2012). Enskilda mindre muddringar behöver inte ha en betydande negativ effekt på miljön, men många muddringar i samma vattenområde kan kumulativt ha större negativa effekter, till exempel på vattenkvaliteten och på bottenlevande flora och fauna som i sin tur påverkar fisk (Hansen *et al.* 2018). Små muddringar kan också påtagligt påverka miljön genom att splittra upp och fragmentera tidigare enhetliga grundområden (Törnqvist & Engdahl 2012, Figur 1).

Dumpning av massor i öppet vatten sker normalt via bottentömmande pråmar, eller från lastbil direkt i vattnet. Om massorna är pumpbara kan de pumpas direkt

ner på botten för att minska grumlingen i de fria vattenmassorna (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

## 1.2 Påverkan av muddring och dumpning på vattenmiljön

När det gäller tillåtna mängder suspenderat material vid muddring och dumpning i svenska vatten är det idag (2019) främst förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer (rikt- och gränsvärden) för fisk- och musselvatten som fortfarande gäller<sup>1</sup>. Där anges att halten uppslammade substanser får öka med högst 25 mg/l över bakgrundshalten för laxvatten och andra fiskvatten (sötvatten). Detta riktvärde får dock överskridas vid särskilda förhållanden som exceptionell väderlek eller geografiska förhållanden. Vad som också kan vara relevant är att syreförbrukningen inte får öka med mer än 3 mg O<sub>2</sub>/l vatten i laxvatten och 6 mg O<sub>2</sub>/l vatten i andra fiskvatten. För musselvatten (marin miljö, västkusten) gäller att halten suspenderat material inte får öka mer än 30 procent av bakgrundsnivån och att mättnadsgraden löst syre i vattnet inte får understiga 70 procent. Det måste även beaktas att suspenderat material kan innehålla näringsämnen och miljögifter så att dessa miljökvalitetsnormer inte överskrids.

Muddring och dumpning i sig kan, beroende på var aktiviteterna äger rum, leda till en mängd olika påverkanstryck på vattenmiljön. Påverkan är ofta lokal, om det inte råder starka strömmar, men omfattningen och intensiteten kan variera alltifrån diffus och småskalig till mycket påtaglig påverkan över större områden (Karås 1999, Kraufvelin *et al.* 2019a). Muddringen är en av de mänskliga aktiviteter i vattenområden som förorsakar störst effekter på den abiotiska och biotiska miljön på grunda bottenar. De hydromorfologiska<sup>2</sup> förändringarna som uppstår inverkar antingen direkt (och ibland mycket dramatiskt) eller indirekt och mer diffust på olika ekosystemkomponenter<sup>3</sup> (Kraufvelin *et al.* 2019a). Till olika former av fysisk påverkan av muddring och dumpning hör förändring av bottenytan eller sedimenttyp, substratförlust, störning av substratytan, inträngning i substrat, ändrad grumlighet, övertäckning, nedskräpning och akustisk störning. Till hydrologisk/hydrografisk påverkan

---

1. Då direktiven har upphört har Havs- och vattenmyndigheten på regeringens uppdrag 2015 (redovisat 30 maj 2016) gjort en översyn av hur miljökvalitetsnormerna fortsatt bör hanteras, <https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/vart-uppdrag/regeringsuppdrag/regeringsuppdrag/oversyn-av-forordningen-om-miljokvalitetsnormer-for-fisk--och-musselvatten-2015.html>

2. Hydromorfologi -faktorer som beskriver fysiska egenskaper avseende konnektivitet, morfologi och hydrografi som påverkar livsbetingelser för såväl vattenlevande som landlevande organismer i eller i närheten av vattenmiljön.

3. Ekosystemkomponenter kan delas in i biotiska och abiotiska komponenter som tillsammans bygger ett ekosystem.

hör temperaturförändringar och förändringar i vattencirkulation och vattenflöde. Till kemisk påverkan hör till exempel risk för övergödning med näringsämnen (framför allt fosfor) eller organiskt material eller risk för spridning av gifter bundna i sediment (Kraufvelin *et al.* 2019a).

Vid muddringsverksamhet koncentrerat på grövre sediment som sand och grus finns risk för förändringar i vatten- och sedimenttransport, och risk för erosion av påverkade ytor. Ifall man muddrar yngre finsediment, som ofta kan vara förorenade av miljögifter i anslutning till hamnar och marinor, kan miljögifter och tungmetaller frigöras och bli tillgängliga för marina organismer (Holmes 1986; Bataillard *et al.* 2014).

Muddringen orsakar olika former av störningar på havsbotten av vilka de viktigaste är:

- att substrat avlägsnas och havsbottens topografi och sedimentsammansättning ändras,
- ökad grumlighet p.g.a. resuspension av fint sediment och sedimentering och övertäckning av närliggande områden när det suspenderade materialet sedimenterar (Engdahl *et al.* 2011; Kraufvelin *et al.* 2019a).

Habitatförlusten begränsas i regel till muddringslokalen, medan störning genom ökad sedimentering kan ha en vidare rumslig utbredning (HELCOM 2018). Vissa undersökningar har uppskattat att störning genom återsedimentering kan påverka växter och djur upp till ett par km från själva muddringsområdet (Boyd & Rees 2003). Om tidigare deponerat material inte hunnit/kunnat sedimentera ordentligt finns också risk att gammalt sediment remobiliseras och miljön återkontamineras med deponerade föroreningar eller näringsämnen (HELCOM018).

Förändring i närmiljön på en muddringsplats startar med det fysiska ingreppet i botten. Sediment avlägsnas och vegetationen och de fastsittande och sedimentlevande organismerna som förekommer där transporteras bort. Nyligen muddrade områden skiljer sig i betydande grad från referensområden vad gäller bottenfauna, ofta med både lägre biomassa och lägre biologisk mångfald (Smith *et al.* 2006; Cooper *et al.* 2007).

Omstrukturering av botten genom muddring och dumpning kan ge upphov till förändrade strömförhållanden vilket kan orsaka ett permanent skifte i förutsättningarna för bottendjur, fisk och växter (Eriksson *et al.* 2004). Förändringar av den naturliga bottenstrukturen kan utgöra den mest betydande miljöpåverkan av muddring. Bonsdorff *et al.* (1984) studerade miljöpåverkan från flera muddrings- och utfyllnadsarbeten i den finska skärgården och drog slutsatsen att de tillfälliga kemiska och fysikaliska effekterna vid verksamheterna var av mindre betydelse, medan den permanenta omstruktureringen av bottenpografien orsakade mer omfattande förändringar på ekosystemnivå.

Muddring och dumpning ger också upphov till spill av uppslammat sediment, där finpartikulärt sediment ger upphov till mer spill än grovt sediment. Spillet är i storleksordningen < 5 procent av de muddrade massorna enligt Burton *et al.* (2008), medan Nielsen (1997) rapporterar 0,5–25 procent spill beroende på sedimentkarakteristik och använd teknik. Det sediment som spillas eller dumpas sprids i vattnets strömriktning och orsakar grumling som kan påverka plankton, bottenfauna, vegetation och fisk (Kerr 1995). Om den botten man avser att muddra innehåller föroreningar (till exempel tungmetaller, PCB-föreningar och pesticider) kan dessa resuspenderas till vattenmassan och leda till bioackumulation av gifter (Gosh 2002; Meriläinen *et al.* 2006).

Hur stor spridningen av suspenderat sediment blir beror på lokala strömförhållanden, sedimentets kvalitet och sedimentets uppehållstid i vattnet (Engdahl *et al.* 2011; Hill *et al.* 2011). Sedimentplymerna kan därför sträcka sig olika långt. Sand och grus återsedimenterar i regel inom 500 m från platsen för aktiviteten, medan mer finpartikulära sediment återsedimenterar längre bort, åtminstone upp till 1 250 m från arbetsområdet har rapporterats (Onuf 1994; Newell *et al.* 2004; ICES 2016). De finkorniga materialen (till exempel lera och kalk) uppehåller sig alltså längre tid i vattenmassan och kan därför också spridas över ett större område än grovkorniga sediment som sjunker snabbare i vattensolumnen (Engdahl *et al.* 2011). I rinnande vattendrag eller turbulent havsvatten sprids sedimentet längre bort från källan än i mer stillastående vatten. Under byggnationen av Öresundsbron kunde exempelvis sedimentplymen urskiljas 1–2 km från källan (Mikkelsen & Pejrup 2000). Beroende på sedimentstruktur, vågor och strömmar kan suspenderat material från muddringar finnas kvar allt från några sekunder till över 15 månader (Onuf 1994).

När sedimentspill eller dumpningsmassor faller till botten och sedimenterar i ett område där det redan befintliga bottensedimentet är av en annan karaktär (till exempel har grövre kornstorlek) än det tillförda materialet riskeras en förändring av bottenstrukturen och dess naturliga bestånd av organismer. På vissa muddrade botten har även lokal syrebrist och mattor av svavelvätebakterier noterats. Om muddringen skapar stora gropar och bottensediment med mycket organiskt material är risken särskilt stor för lokal syrebrist i dessa (Bonsdorff 1983; Graca *et al.* 2004; Szymel-fenig *et al.* 2006).

Effekterna av muddring och dumpning bestäms främst av dess omfattning och varaktighet, men också av hur hög bakgrundsvariationen av den naturliga grumlingen är. En miljö med en naturligt hög omblandning av sedimentpartiklar är ofta tåligare än en miljö med låg naturlig omblandning då områdets fauna och flora är bättre anpassade till perioder av till exempel stötvisa plymer av grumlingar och sedimentering av finpartikulärt material (Newcombe & MacDonald 1991; Kemp *et al.* 2011).

Vissa grupper av växter och djur påverkas mer än andra av muddring och dumpning och studerade effekter är i högsta grad arts specifika (Moore 1977). Effekter på växt- och djurplankton tycks vara övergående vid kortare uppgrumling (Hammar *et al.* 2009) tack vare dessa organismers goda förmåga att återkolonisera områden (Blomqvist 1981; Hammar *et al.* 2009). Muddring kan dock orsaka temporära skiften i artsammansättningen av växt- och djurplankton. Miljöpåverkan på makrofytter (högre vattenväxtlighet) vid muddring omfattar främst den vegetation som mekaniskt tas bort vid ingreppet. Vid långvarig muddring kan både grumling och sedimentpålagring dock försämra växtlighetens förmåga att fotosyntetisera (Lyngby & Mortensen 1996; Lewis *et al.* 2001; Larson & Sundbäck 2012) och försvåra växternas tillväxt och rekrytering (Dennison *et al.* 1993; Davison & Hughes 1998; Torn *et al.* 2010). Framför allt är ålgräs känsliga för grumling och ökad sedimentering (Ertfemeijer & Lewis 2006), vilket kan medföra kaskadeffekter<sup>4</sup> högre upp i näringsväven (Karr 1991). En mer utförlig beskrivning av de effekter muddring och dumpning har på främst bottenfauna och växtlighet går att läsa i Hammar *et al.* (2009). Mer om tekniker för muddring och dumpning samt juridiska förutsättningar och lagstiftning finns beskrivet i Havs- och vattenmyndighetens rapport och vägledning 2018:19 ”Muddring och hantering av muddermassor”.

### 1.3 Rapportens syfte och mål

Denna rapport fokuserar på de direkta och indirekta effekter av muddring och dumpning av material som orsakar uppgrumling av vatten som påverkar fisk och skaldjur vid muddrings- och dumpningsprojekt i främst svenska och skandinaviska vattenförekomster. Med direkta effekter avses här effekter av grumling på fiskars och skaldjurs beteende, fysiologi, födosök och dödlighet i samband med uppgrumlat vatten. Med indirekta effekter på fisk och skaldjur avses den påverkan som sker på fisk genom att muddring, dumpning och uppgrumling ändrar habitatstruktur, födotillgång och vattenkvalitet (inklusive eutrofiering och miljögifter).

Utöver muddring och dumpning kan andra mänskliga aktiviteter åstadkomma uppgrumling, framför allt fiske som sker på botten med rörliga redskap och båttrafik kan grumla upp sediment från botten till den fria vattenmassan. Fokus för denna rapport är på effekter från muddring och dumpning, men kunskapen är generellt tillämpbar på effekter av grumlingen på fisk och skaldjur också från andra typer av verksamhet.

---

4. Kaskadeffekt – En direkt effekt av grumling på en art kan orsaka indirekta effekter på andra arter genom att de är beroende av den art som påverkas. Till exempel om växtligheten påverkas negativt av grumling kan arter som är beroende av växtlighet påverkas indirekt av muddring.



Syftet med denna rapport är dels att ge en kvalitativ kunskapssammanställning över olika direkta och indirekta effekter av muddring och dumpningsarbeten på fisk och skaldjur. Den samlade effekten beror inte bara på hur mycket material som slammas upp utan också på hur länge materialet finns i vattenmassan och när och vart det återsedimenterar. Ett annat syfte med rapporten är sålunda också att ge en kvantitativ sammanställning utifrån empiriska data kring hur olika kombinationer av dos och varaktighet av suspenderat material direkt påverkar olika grupper av fisk och skaldjur.

Denna rapport ska ge kunskapsunderlag till riktlinjer och stöd för myndigheter och entreprenörer i samband med vattenverksamhet som orsakar grumling, speciellt muddring och dumpning.

## 2 Vattenkvalitet i samband med muddringsverksamhet

### 2.1 Hur mäts grumling?

Vattenkvaliteten i samband med muddringar mäts vanligen som turbiditet (i enheten NTU: Nephelometric Turbidity Units eller FNU: Formazin Nephelometric Turbidity Units) eller som halten suspenderat material (i mg/l).

Turbiditet är lite förenklat ett optiskt mått på hur ljus penetrerar genom vattnet i förhållande till en överenskommen utgångspunkt (standardskala). Ju lägre det mätta NTU eller FNU-värdet är, desto klarare och mindre grumlat är vattnet. Turbiditet orsakas enligt Wetzel (1983) av:

- vattnets färg (som beror på naturliga material som till exempel humus, alger och resuspension),
- halten suspenderat material, samt
- förekomsten av kemiska ämnen.

Suspenderat material är den sammanvägda massan (torrvikt) av oorganiskt material (till exempel lerpartiklar, silt och sand) och organiskt material (till exempel plankton och detritus). Eftersom suspenderade ämnen orsakar turbiditet används begreppen ofta synonymt. Att mäta turbiditet är därför ofta ett surrogat till att mäta koncentrationen av suspenderat material. Turbiditet mäter förekomsten av partiklar indirekt genom deras optiska egenskaper, medan mätningar av suspenderat material kvantifierar massan av partiklarna.

En viktig aspekt av suspenderat material är att partikelstorlek och ursprung (oorganisk eller organisk form) påverkar ljusets spridning vilket ger olika turbiditetsvärden, även om vattnet i sig har samma halt av suspenderat material (McKee & Wolf 1963). Turbiditet och suspenderat material är alltså inte ekvivalenter utan mäter alltså olika aspekter av grumling. Medan ökad mängd av ett givet suspenderat

material ger ökad turbiditet så behöver en högre turbiditet inte alltid innebära mer suspenderat material (Bhargava & Mariam 1990; Pavanelli & Bigi 2005).

Att mäta turbiditet kostar mindre än att mäta halten suspenderat material, och turbiditet kan mätas direkt i fält. Under exploateringsarbetet kan turbiditetsmätning snabbt identifiera källor till suspenderat material eller skador och brister i skyddsanordningar. Mätmetoden ger därför möjlighet att snabbt vidta åtgärder om grumlingen överskrider förväntad eller beräknad nivå.

Att mäta halten suspenderat material kräver laboratoriemätningar. Det går därför i realtid inte att bedöma, med dessa metoder, om grumlingsnivåerna är för höga vid muddringsarbeten. Fördelen med att mäta halten suspenderat material är att detta ger den faktiska koncentrationen av partikulärt material eller sedimenthalt. En annan fördel är att halten suspenderat material är direkt relaterad till hälsoeffekter på organismer, till exempel igentäppning av membran och reducerad andningsfunktion (Wilber & Clarke 2001). Mätningar av suspenderat material kan också relateras till mer långsiktiga problem som exempelvis hur mycket sediment som spillts vid muddring eller dumpning och hur stor potential det finns för sedimentering och transport till närliggande områden.

Flera studier visar att turbiditet och halten suspenderat material är positivt korrelerade, det vill säga att halten suspenderat material orsakar en stor del av ljusabsorptionen i vatten. Om mängden suspenderat material ökar, ökar turbiditeten i motsvarande grad så länge det rör sig om samma suspenderade material (Bhargava & Mariam 1990; Pavanelli & Bigi 2005). Därför kan mängden suspenderat material uppskattas via kontinuerliga mätningar av turbiditet, om det finns laboratoriemätningar av turbiditet i prover av olika kända halter suspenderat material från samma vatten att kalibrera mot. Det fungerar inte att kalibrera turbiditet mot prover från ett annat vatten (till exempel sjö/kustvik) med känt samband mellan turbiditet och suspenderat material.

De flesta av de vetenskapliga rapporter denna studie bygger på har använt sig av mängd suspenderat material (mg/l) som variabel för grumling. Även om det inte finns någon konsensus använder vi oss av grumlighet som synonymt med halt av suspenderat material. Vid tillfällen då grumling syftar på en annan typ av variabel har vi försökt specificera detta.

## 2.2 Naturliga bakgrunds nivåer av grumling

Hur stor den naturliga grumlingen är i en vattentyp/delvattentyp styrs av flera olika faktorer. Främst beror bakgrunds nivåerna på erosionsprocesser på land, vilka transporterar organiska och oorganiska partiklar till vattendrag, sjöar och hav (Figur 2).

Vind, vågor och strömmar medför att ämnena kommer i resuspension (omblandning) (Kemp *et al.* 2011). Hur stora effekterna blir är avhängigt djupet och vilken partikelstorlek som orsakar grumlingen. Effekten blir störst i grunda områden med mycket inslag av lerpartiklar. Akvatiska organismer är därför exponerade för olika nivåer (i tid och rum) av naturlig grumling och har också utvecklat beteenden och fysiologiska mekanismer för att hantera sådana variabla inslag i sin livsmiljö.

Eftersom muddring kan åstadkomma suspensionsplymer (sedimentmassor som rörts upp) med annorlunda omfattning och intensitet jämfört med naturliga tillstånd, kan muddringsarbeten skapa förhållanden som lokala organismer normalt inte utsätts för eller är anpassade till. Att beakta och att beskriva de naturligt förekommande bakgrunds nivåerna är därför en viktig del inför ett eventuellt muddringsarbete. Bakgrunds nivån behövs för att avgöra vilken förändring i vattenkvalitet som kan accepteras vid miljöpåverkande arbeten.

### 2.2.1 Exempel på naturliga bakgrunds nivåer

Inför breddningen av farleden in till Göteborgs hamn mättes den naturliga bakgrunds nivån av grumling i områden i direkt anslutning till projektet. Den inre delen av breddningsprojektet var starkt influerad av Göta älv och uppvisade de högsta värdena av suspenderat material på runt 10 mg/l. Det yttre området var mer av kustvattenkaraktär med värden runt 0,4 mg/l (Hammar *et al.* 2009).

För Östersjöns och Västerhavets del och för de stora sjöarna i Sverige ligger bakgrunds nivåerna av suspenderat material i stort sett under 10 mg/l (Kyryliuk 2014). Under själva byggnationen av Öresundsbron angavs halter på 5–15 mg/l i hela Öresundsområdet, men lokalt uppåt 20–40 mg/l under vintertid vid storm (Valeur 2001). Normala bakgrundsvärden (utanför byggnationen) i Öresund vid lugnt väder uppgavs som 0–2 mg/l (Valeur 2004). Från finska delen av Bottenhavet och Bottenviken rapporteras bakgrundsvärden på 2–10 mg/l (Bonsdorff *et al.* 1984) och från Mälaren rapporteras halter på 8–25 mg/l (Sjöfartsverket 2013), medan öppna delar av Väneren har halter så pass låga som 0,4–1,7 mg/l (Philipson *et al.* 2016).

En sammanställning av data från svenska bakgrunds nivåer i rinnande vatten visar att koncentrationen av suspenderat material varierar årstidsmässigt men i huvudsak inom intervallet 2–53 mg/l samt att värdena normalt är lägre i stora vattendrag än i små (Brandt 1996). I mindre vattendrag påverkar främst markanvändning och dominerande jordart hur mycket material som transporteras ut till vattendragen. I större vattendrag är det främst klimatet, fysiografien, sjöareal och geologin som har betydelse för den naturliga bakgrunds nivån av grumling (Brandt 1996).



Figur 2. Halten av suspenderat material i vattenförekomster beror till stor del på hur den omgivande miljön ser ut. Här ses tydligt hur den kalkhaltiga leran på Gotland ger ett kustmynnande vattendrag en tydlig mjölkaktig färg. (Foto: Martin Karlsson.)

### 2.3 Grumlingshalter i relation till muddring och dumpningsarbeten

Hur omfattande, i tid och rum, en grumlingsplym från ett muddringsarbete blir beror naturligtvis på arbetes omfattning men också på vattentemperatur, salthalt, ström- hastighet, vattenskiktning och kornstorleken på det suspenderade materialet (Hygum 1993), varför en skild bedömning måste göras för varje arbete. Den grumling som uppstår vid muddringsarbeten är som kraftigast vid källan till själva ingreppet där koncentrationen av suspenderat material kan vara mycket hög, med halter på upp till 5 000 mg/l (Kiørboe & Møhlenberg 1981). Grumlingshalten avtar ofta snabbt med avståndet från källan, efter 50 m är grumlingen ofta mindre än 25 procent av den vid källan, därefter avklingar grumlingen betydligt mer långsamt med avståndet (Je *et al.* 2007).

Stockholms Hamn AB (2006) redovisade, med avseende på en utökning av hamnverksamheten i Nynäshamn, att initialvärdet av suspenderat sediment vid muddringsarbetet kan antas vara 1 000 mg/l. Med en hydrografisk modell uppskattades halterna sjunka till ca 45 mg/l på 1 km avstånd från muddringsplatsen, och ca 4 km från källan antogs det suspenderade materialet ha blivit utspädd till ca 20 mg/l.

Det vill säga ligga i nivå med bakgrundshalter uppmätta i Mälarens vatten eller vid naturliga grumlingsförhållanden under stormiga förhållanden i Öresund enligt ovan.

Inför ett stort muddring- och dumpningsprojekt längs kusten av Finska viken redovisades lokala bakgrunds nivåer på 10 mg/l. Muddringsområdenas strömningsförhållanden samt spridningen av grumling beräknades med hjälp av en vattendragsmodell. Modellen påvisade att muddringsprojektet skulle överskrida halten 10 mg/l under 30 procent av tiden och på ett avstånd av 1 km från själva källan skulle halten vara i storleksordningen 20–40 mg/l. Haltökningen angavs i samtliga fall alltid vara större i bottenskiktet än i ytskiktet (Pöyry Finland Oy 2013).

Spridning av sedimentpartiklar från dumpningsaktiviteter kan dels uppstå i samband med dumpningstillfället då massorna sjunker mot botten, dels från en kontinuerlig spridning av de dumpade massorna om inte ackumulationsförhållanden råder (Hammar *et al.* 2009). Effekterna av sedimentspridning vid dumpning antas i regel påminna om de som uppstår vid muddring, men troligen påverkas större vattenvolymer vid dumpning, eftersom allt material från muddringen då ska passera vattenmassan (Hammar *et al.* 2009).

Undersökningar av dumpningsplatsen SSV Vinga inom projektet Säkrare Farleder (i Västra Götalands län) visade att spridningen av sediment tycks begränsas till dumpningsområdet och dess närmaste omgivning (1500 m) samt att spridningen följer den dominerande strömriktningen (Nilsson 2004; Magnusson 2007).

### 2.3.1 Grumlingshalter och effekter från annan uppgrumlande verksamhet

Fiske med bottenanpassade redskap kan också framkalla grumling. Churchill (1989) rapporterade att halten suspenderat material bakom en räktrålare kan ligga på 100–500 mg/l i en plym 50 m bakom trålar. Beroende på bottenens beskaffenhet och fiskemetod kan rentav värden uppemot 7 000 mg/l uppnås. På djup mer än 70 m är bottentrålning den största källan till att sediment resuspenderas i marina miljöer, vågor och stormar står för < 38 procent av omrörningen på sådana djup (Tjensvoll *et al.* 2014). Enligt Tjensvoll *et al.* (2014) bidrar muddringsarbeten i hela Egentliga Östersjön årligen med ett sedimentspill av 0,14 miljoner ton, medan bottentrålningar i utsjön orsakar resuspension av sediment på mellan 3,8–13,6 miljoner ton. Dock sker muddringar oftast i grunda produktiva kustområden till skillnad från trålning som sker på djupare mindre produktiva bottenar med hög vattenomsättning.

Båttrafik orsakar framför allt resuspension från propellrar, men även svall från båtskrov samt frigörelse av näringsämnen (sammanställning i Mosisch & Arthington 1998, Klein 2007). Gucinski (1982) visade i laboratorieexperiment att propellerflöden från små fritidsbåtar kan orsaka resuspension av sediment på djup mindre än 3 m, men att detta troligen har större konsekvenser först när det är grundare än 2,2 m. Små båtar som planar påverkar mindre än större och tyngre båtar (Gucinski

1982). Beachler & Hill (2003) bekräftade att påverkan är starkt beroende av båtens storlek, hastighet och vattendjup i sin experimentella undersökning av småbåtsmotorers hydrodynamiska påverkan på resuspension av bottensediment i grunda vattenområden i USA. Under korta tider på några sekunder kunde halterna suspenderat sediment nära botten uppnå extrema halter uppemot 30 g/l som sedan snabbt (inom några sekunder) sjönk tillbaka till bakgrundsnivåerna (Beachler & Hill 2003), i andra studier har det tagit uppåt 5–24 timmar innan grumlingen återgått till bakgrundshalten (Mosisch & Arthington 1998). En omfattande båttrafik på grunt vatten (grundare än två meter) leder alltså sannolikt till förhöjd grumling på grund av virvlar från propellrar.

Färre studier finns på effekten av svallvågor på grumlingshalter, som kan sträcka sig betydligt längre än just där en båt passerar. Koch (2002) undersökte svallvågors påverkan på hårnating, *Ruppia marina*, i Chesapeake Bay i USA vid både hög- och lågvatten. Effekterna med avseende på ökad resuspension av sediment, frigörelse av näringsämnen och minskade ljusmängder var små jämfört med naturliga fluktuationer i området (orsakat av tidvatten), det vill säga de motsvarar förhållanden som växterna är anpassade till (Koch 2002). Ailstock *et al.* (2002) undersökte tio olika båttyper och sju platser i de mellersta delarna av Chesapeake Bay, men även här rapporteras obetydlig påverkan av båtsvall på resuspenderat material, bortsett från allra närmast botten. Båtsvall tycks ha marginell betydelse för resuspension av sediment, men det ska förtydligas att det finns andra effekter av vågsvall, till exempel stranderosion och påverkan på växtlighet, som kan ha långt allvarligare påverkan (se litteratursammanställningar i Mosisch & Arthington 1998; Moksnes *et al.* 2019).

### 3 Hur påverkas fisk och skaldjur av muddring och dumpning?

Muddrings- och dumpningsaktiviteter påverkar fisk och skaldjur främst indirekt genom exploatering av deras livsmiljöer och genom direkta effekter av grumling. Indirekt påverkas fisk och skaldjur genom förändringar i förekomst och utbredning av växtlighet (habitatreducering) och fauna (födoreducering), och fragmentering<sup>5</sup> av habitat som är viktiga för dem (Kraufvelin *et al.* 2018). Eftersom vissa arter behöver ett särskilt bottensubstrat för att kunna reproducera sig eller hitta mat, orsakar förändringar i typen av substrat störningar för dessa arter. Sill är till exempel historiskt starkt knuten till speciella lekplatser med grovt sediment (de Groot 1979). Platt- och torskfiskar äter i sin tur huvudsakligen bottenfauna och kan därför påverkas indirekt, ifall uttaget eller utfyllnaden påverkar bottenlevande organismer negativt (Stelzenmüller *et al.* 2011).

En ökad sedimentering av finpartikulärt material kan ha stor påverkan på fisk- och skaldjurssamhället. En ökad andel av finkornigt sediment kan försämra överlevnaden för ägg och larver i bottensubstratet och pelagiskt i vattenpelaren (Shackle *et al.* 1999) genom att äggen och larverna blir övertäckta eller drabbas av syrebrist. Finkornigt material och framför allt vassa partiklar (till exempel från kisel) skadar viktiga organ som gälar. Flera studier visar att det är särskilt viktigt att minimera sedimentering i strömmande vatten där de finkorniga partiklarna fyller igen håligheter mellan större gruskorn vilket orsakar försämrade lek, yngel, och larvhabitat med minskande halter av syre och ökande halter av koldioxid (Cooper 1965; Philips 1970). Hur fisk reagerar på grumling beror på vilken art det är som utsätts, men också på vilket livsstadium som påverkas. Olika arter har olika toleransnivåer för exempelvis grumlingshalter och ägg, larver och vuxen fisk är olika känsliga för påverkan (Wilber & Clarke 2001; Kemp *et al.* 2011). Hur den naturliga miljön ser ut och varierar över tid spelar också en stor roll för hur omfattande effekterna blir

---

5. Fragmentering betyder att lämpliga habitat blir sinsemellan mer isolerade.



(Newcombe & MacDonald 1991; Newcombe 2003). Vid en muddring av giftigt sediment i Örserumviken i Västervik kommun 2001 halverades mängden abborre, eftersom den är beroende av sin syn för födosök. Däremot ökade arter som braxen, björkna och sutare, vilka alla letar föda i sedimentet under åren efter muddringen (Andersson 2010). Dessa arter minskade dock igen efter ett par år.

Den direkta effekt suspenderat material har på fisk och skaldjur beror till stor del av:

1. koncentrationen,
2. vilken mineralkomposition det suspenderade materialet är uppbyggt av,
3. storleksfraktioner och deras förmåga att adsorberas (fastna i olika vävnader) eller absorberas (tas upp i olika vävnader), men också på
4. syre- och temperaturförhållanden i vattnet (Hygum 1993).

Generellt kan man säga att ju högre koncentration av suspenderade ämnen, desto större är effekten på akvatiska organismer. Newcombe & MacDonald (1991) visar dock att enbart koncentrationen är en svag förklaringsvariabel av den effekt som suspenderat material har på akvatiska organismer. Även varaktigheten av de förhöjda koncentrationerna är viktig. Newcombe & MacDonald (1991) anser därför att produkten av sedimentkoncentration (mg/l) och exponeringstid är en bättre indikator på effekten av grumling

Ytterligare har partiklarnas storlek och form stor inverkan på hur kraftig effekten av uppgrumlande verksamheter blir. Hygum (1993) visar att mindre och kantigare partiklar har större effekt på fisk, eftersom de då lättare skadar känsliga vävnader som exempelvis gälfilament. Abiotiska förhållanden som ökar fiskens metabolism/respiration kommer också att öka fiskens känslighet gentemot suspenderat material i vattnet. Till exempel kan känsligheten bero på vattentemperaturen eftersom högre temperaturer ökar metaboliska processer, vilket i sin tur leder till en ökad respiration. En högre andningsfrekvens leder till ett högre flöde av vatten över gälarnas filament. På så vis kommer fisken att utsättas för högre koncentrationer av suspenderade ämnen om det är varmt i vattnet eller om fisken är utsatt för någon annan typ av stress som ökar andningsfrekvensen, till exempel låga syrehalter (Hygum 1993).

### 3.1 Direkta effekten av grumling på olika livsstadier av fisk

Ägg och larver är ofta mer känsliga för suspenderat material än äldre livsstadier (Cairns 1968). Grovt uppdelat kan koncentrationer av suspenderade ämnen i storleksordningen 10–100 milligram per liter (mg/l) ha en dödlig effekt på fiskägg och larver, medan koncentrationer ofta måste vara i storleksordningen gram per liter

(g/l) för att ge dödliga effekter på juvenila- och adult stadier. Det finns dock undantag, fiskarter ur familjen Clupeidae (sillartade fiskar) verkar vara betydligt känsligare som vuxna fiskar än under ägg- och larvstadier (Johnston & Wildish 1981; Westerberg *et al.* 1996). Överlag saknas det mycket kunskap om grumlingens långsiktiga effekter på fisk (Kjelland *et al.* 2015).

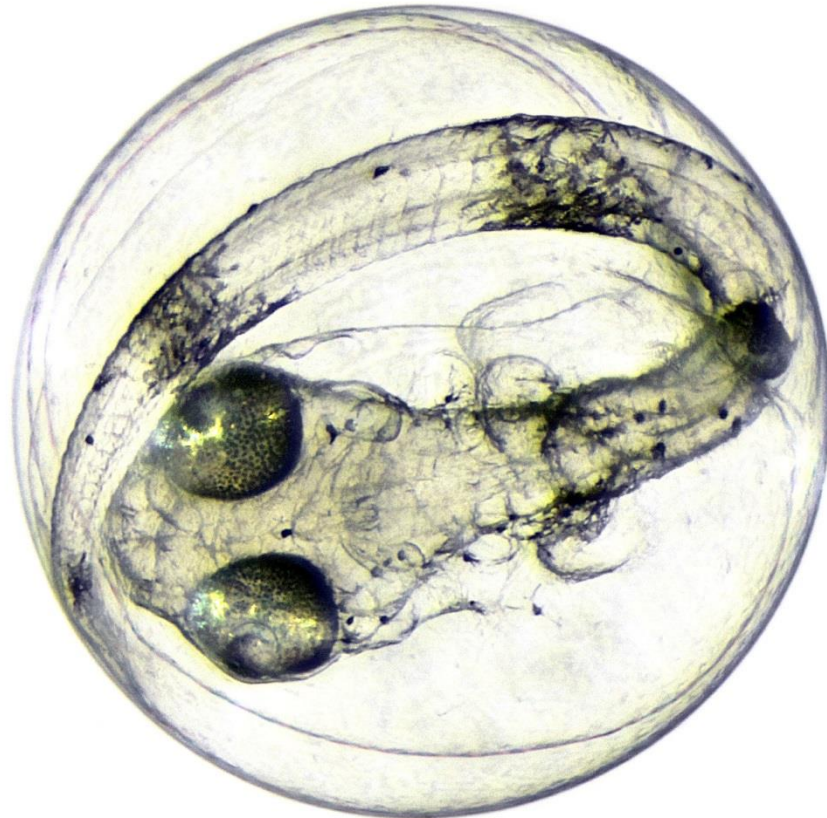
### 3.1.1 Direkta effekter på fiskägg

Studier visar att pelagiska ägg generellt är mer känsliga för höga sedimentkoncentrationer i vattnet än ägg som avsätts på vegetation, eftersom ägg som sitter fast på vegetation vajar fram och tillbaka i takt med vattenrörelserna och härigenom alltså ”fläktas” fria från övertäckning (Kiirikki 1996; Sandström *et al.* 2005). Överlevnaden av pelagiska ägg är istället beroende av äggens förmåga att kunna flyta i den övre delen av vattenmassorna där de abiotiska (fysiska och kemiska) förhållandena är ideala för utvecklingen av äggen. Om äggen utsätts för höga halter av sedimentpartiklar i vattnet kommer dessa att fastna på äggets yta och tynga ner dem vilket gör att de sjunker till botten. Sjunker de till botten utsätts äggen normalt för en högre mortalitet och lägre syrenivåer. Detta beror dels på att predationsrisken är högre, men också på mekaniska skador på ägghinnan eller annan fysiologisk stress. Westerberg *et al.* (1996) visar till exempel att torskägg (*Gadus morhua*, Figur 3) i Öresund, vilka normalt flyter semipelagiskt, sjunker till botten efter fyra dagar redan vid en koncentration av suspenderat material på 5–10 mg/l.

Auld & Schubel (1978) fastställde effekterna av varierande koncentrationer av suspenderade ämnen på den embryonala utvecklingen av ägg hos flera olika sötvatten- och brackvattensarter av fisk. Kläckningsframgången hos de flesta fiskarterna reduceras vid koncentrationer runt 500–1 000 mg/l, det vill säga relativt höga koncentrationer, men halter normalt associerade till själva grumlingskällan vid muddringsarbeten. Langer (1980) visar emellertid att äggöverlevnaden hos hundlax (*Oncorhynchus keta*) minskar vid en koncentration av suspenderade ämnen på runt 90 mg/l. Messieh *et al.* (1981) visar i sin studie att sillägg (*Clupea harengus*) inte har någon försämrad kläckningsframgång vid koncentrationer på upp till 7 000 mg/l. Däremot påvisar studien att sillägg som hamnar under sediment inte kläcks, och att larver klarar sig sämre vid högre koncentrationer, troligtvis på grund av minskat födointag, högre risk att utsättas för sjukdomar och predation.

Förändringar i bottensubstratet från muddring och dumpning kan också påverka ägg och larver. Flera studier visar att laxartade fiskars lekframgång är direkt kopplad till bottensubstratet (Chapman 1988; Shackle *et al.* 1999). Bjornn *et al.* (1977) rapporterar till exempel att 90–93 procent av variationen i yngelöverlevnad för två arter av stillahavslax (*Oncorhynchus sp.*) är direkt korrelerad till bottensubstratets korn-

storlek. Om mängden finpartikulärt material överskrider 20–30 procent i leksubstratet minskar överlevnaden av embryon. Olsson & Persson (1988) beskriver i liknande studier på öring (*Salmo trutta*) i svenska vatten att bottensubstrat med mer än 20 procent sand har en negativ inverkan på äggkläckningen. De rapporterar vidare att överlevande yngel till hög grad är outvecklade och troligtvis mycket sårbara för predation.



*Figur 3.* Äggstadier är generellt mindre tåliga mot suspenderat material än vuxna livsstadier. Pelagiska ägg är särskilt känsliga eftersom de riskerar att tyngas ned av sedimentpartiklar i vattenmassan och de förlorar sin flytkraft och sjunker mot botten. Här ses torskägg som normalt flyter semipelagiskt. (Foto: David Andersson.)

### 3.1.2 Direkta effekter på larver

Fisklarver är generellt mer känsliga för grumling än äggstadier. Viktigt att komma ihåg är att även om vuxna stadier är anpassade till miljöer med uppslammat botten-sediment eller liknande, kan ägg och larvstadierna sakna möjlighet att aktivt förflytta sig och inte alls ha samma motståndskraft för höga suspensionshalter.

Fisklarverna använder synen för att jaga föda och oftast handlar det om att finna föda på bara några millimeters avstånd (Bone *et al.* 1995). Grumlingar i vattnet gör att de unga fisklarverna får svårare att se sina byten. I motsats till fiskens äggstadium klarar inte fisklarver någon längre period av svält och dör ofta inom några dagar efter att ha blivit för svaga för att själva söka föda.

I synnerhet partiklar av silthaltig lera kan vidhäfta och skada larvernas gälar vilket i sin tur leder till kvävning. Att larver eller yngre stadier påverkas mer än vuxna fiskar är en kombinationseffekt av två egenskaper (Moore 1977):

- När en fisk växer ökar avståndet mellan gälbågarna vilket innebär att färre partiklar fastnar i gälarna.
- Mindre/yngre fiskar tolererar inte samma relativa intensitet av igensättning av gälarna som stora/äldre fiskar.

Innan riktigt dödliga doser nås kan emellertid en rad olika subletala responser uppstå (Tabell 1). Johnston & Wildish (1982) undersökte effekterna av ökande koncentrationer av suspenderade ämnen i förhållande till olika larvstadier av sill (*Clupea harengus*) och hur snabbt de kunde få i sig föda. Resultaten visar att redan vid grumlingshalter på 20 mg/l börjar födointaget sjunka. Johnston & Wildish (1982) rapporterar också att yngre och mindre larver påverkas mer av ökade halter av grumling än större larver. För direkt dödliga effekter av suspenderat material krävs emellertid högre koncentrationer. Larver av sill har visat sig klara kortvariga koncentrationer över 540 mg/l (Messieh *et al.* 1981).

Tabell 1: Exempel på subletala individuella responser i ökande grad hos fisk till suspenderat sediment i vatten, som kan leda till minskat förekomst och populationstillväxt. Exempel i stigande påverkan från låg till hög. Modifierat från Newcombe & MacDonald (1991).

Respons, låg till hög
Ökande grad av hostning
Undvikande beteende/överger sin miljö
Försämrad orienteringsförmåga
Minskat födointag
Försämrad fysisk kondition
Fysiologisk stress och vävnadsförändringar

Gulesäckslarver hos torsk (*Gadus morhua*) har en högre dödlighet än ägg när de utsätts för suspenderat sediment. Westerberg *et al.* (1996) rapporterar att mortaliteten ökar vid en koncentration som överstiger 10 mg/l. Stress gör att larverna förbrukar gulesäcken snabbare än normalt, vilket resulterar i att tiden för att lära sig hur man söker föda minskar. Larverna rör sig också mindre även vid lägre, subletala koncentrationer, vilket i sin tur resulterar i mer begränsat födosök men också indirekt högre dödlighet genom en högre predationsrisk.

Även om fisklarver är betydligt känsligare än juvenila och adulta stadier överlever de generellt nivåer som är betydligt högre än vad man normalt finner i naturen. Fisklarvernas gälar är inte färdigutvecklade och saknar ett täckande operculum (gällock) vilket gör att gälarna inte täpps till så lätt (Auld & Schubel 1978). Tidiga larvstadier kan också förse kroppens syrebehov genom diffusion av syre genom huden, vilket gör att de kan fortsätta utvecklas även om gälarna är tillbakabildade eller skadade (Blaxter 1969).

### 3.1.3 Direkta effekter på äldre livsstadier

Vuxen fisk är relativt okänslig för suspenderat material av flera orsaker (Moore 1977). Koncentrationer i skalor mg/l orsakar undvikande beteende hos juveniler och adulta fiskar som gör att de rör sig bort från grumliga miljöer (Figur 4). För att vara dödlig behöver koncentrationen av suspenderat material vara i skalor g/l (Bruton 1985). Hur responserna till förhöjda halter av suspenderat material ser ut och vid vilka nivåer fisken undviker områden med höga koncentrationer med suspenderat material är artspecifikt. Bottenknutna arter tycks i allmänhet tåla högre koncentrationer av suspenderat material än pelagiska arter (se sammanställning av Moore 1977). Den bottenlevande rödspätan (*Pleuronectes platessa*) har visat sig kunna utstå en lersuspension på 3 000 mg/l i 14 dagar (Moore 1977). Generellt är det just plattfiskar eller andra bottenknutna arter som tål högre halter suspenderat material. Troligtvis för att just dessa arter är anpassade till ett liv i nära anslutning till finpartikulärt material.

Juvenila stadier är mer känsliga än vuxen fisk. Ju större fisken är desto mindre risk är det att partiklar fastnar och täpper igen gälfilamenten. Planktonätande fisk har täta gälfilament och långa och tät sammanfogade lameller till skillnad från fiskätande fisk som har större och mindre täta gälbågar med större filament som tar upp syre. Detta skulle kunna vara en bidragande orsak till att juvenil och vuxen sill undviker att simma i områden med förhöjda halter av suspenderat sediment. Johnston & Wildish (1981) och Westerberg *et al.* (1996) anser att gränsvärden för undvikande beteende ligger runt 10 mg/l hos sill.



*Figur 4.* Vuxen fisk klarar ofta relativt höga nivåer av suspenderat material. Dels har de förmåga att simma iväg från förhöjda nivåer till skillnad från larv- och äggstadier, men den vuxna fiskens fysiologi med stora gälfilament gör dem också mindre sårbara. Hur olika arter reagerar är ändå högst artspecifikt. (Foto: Martin Karlsson.)

#### 3.1.4 Effekter av buller och vibrationer i vatten på fisk

Borring, sprängning och muddring vid uttag av sediment från havsbotten kan orsaka problem för fisk genom undervattensljud och vibrationer (Dreschler *et al.* 2009, Robinson *et al.* 2011). Ljudnivåerna vid muddringaktiviteter ligger dock under de nivåer som kan orsaka permanenta eller temporära hörselnedsättningar hos fisk. Fiskarna kan dock uppfatta ljudet och ändringar i beteende har observerats, till exempel på sill (Cefas 2003). Eftersom aktiviteterna kontinuerligt bidrar med påslag av undervattensljud och kan pågå länge, kan störningen inom ekologiskt känsliga områden i vissa fall bli betydande (Popper 2003). Resultaten från olika undersökningar indikerar överlag att ljudnivåerna från ett muddringsfartyg i arbete är jämförbara med de för ett fraktfartyg som färdas med normal hastighet (ICES 2016). I vatten sprider sig buller också på ett helt annat sätt än i luft. Nära bullerkällan märker

fisk av både tryckvågen och de förändringar i vattenpartiklarnas rörelser som ljudvågorna ger upphov till. Bland fisk finns arter som hör mycket bra såsom sill, torsk och ål. Dessa arter kan använda ljud och vibrationer för att upptäcka anfallande rovfiskar, för att navigera eller för att kommunicera inom arten. Buller kan därför påverka deras beteende. Även arter som inte har lika utvecklade hörselorgan (till exempel laxartade fiskar och plattfiskar) kan reagera på buller, men gör det på ett kortare avstånd från bullerkällan. Ljudstress kommer från många olika källor under vatten och har troligtvis även kumulativa effekter. Studier visar att undervattensbuller kan resultera i ändrat beteende även långt från källan och medföra effekter som reducerad tid för födosök och vila (se till exempel Cefas 2003; Mueller-Blenkle *et al.* 2010; Andersson & Sigraý 2011), något som på längre sikt kan minska reproduktionen och populationens tillväxt. Popper *et al.* (2014) anger riktlinjer om vilka nivåer av ljud som är skadliga för fisk och dessa uppgifter uppdateras med jämna mellanrum när mer data genereras. Havs- och vattenmyndigheten (2015) listar ett antal områden för vilka ökad kunskapsuppbyggnad behövs med avseende på ljudstörning i havet.

Fisken kan också få inre blödningar av kraftiga vibrationer. Påverkan orsakad av sprängning samt effekterna på akvatiska organismer har beskrivits ingående av Karlsson *et al.* (2004). Den påverkan som har störst betydelse är den tryckvåg som bildas vid detonationen. Fiskar är jämförelsevis känsliga för tryckvågor från undervattenssprängningar. Fisk med simblåsa har betydligt högre känslighet än de som saknar simblåsa. Känsligheten varierar med utvecklingsstadier. Ägg är relativt känsliga jämfört med nykläckta larver. Känsligheten ökar när larverna omvandlas till yngel med mer utvecklad simblåsa, för att därefter minska i takt med att fisken tillväxer (SKUTAB 2017). En indirekt dödlighet förekommer genom att fisk som är skadad lättare faller offer för predation.

### 3.2. Effekter av muddring och dumpning på olika livsstadier av skaldjur

Större kräftdjur påverkas i mindre utsträckning än fisk av direkta effekter av ökad turbiditet och suspenderat material. Många kräftdjur lever redan i sedimentberikade miljöer. Eftersom de till stor del är filtrerare skyddas deras inandningsöppningar till gälhåligheterna på olika sätt så att andningen kan fortsätta utan att gälarna blir igensatta av sediment (Moore 1977).

Indirekta effekter som till exempel habitatförändringar till följd av ökad sedimentering kan däremot få större konsekvenser. Flodkräftan (*Astacus astacus*) till exempel anses vara särskilt känslig för habitatförändringar som leder till låga syre-

halter. Vid riktigt låga syrekoncentrationer, som kan uppkomma vid kraftig sedimentackumulering, tvingas kräftan upp ur vattnet och blir sårbar för predation (Fångstam & Lundqvist 1990). Flodkräftans årsyngel, som till skillnad från vuxna individer undviker släta sand- och dybottnar på grund av högt predationstryck, anses därför vara utsatta i samband med sedimentering (Appelberg & Odelström 1986). Det är tänkbart att det för större kräftdjur just är under deras reproduktionsfas och tidiga livsstadier, samt en ökad predationsrisk i samband med skalömsningen (avsaknad av gömställen) som de drabbas av muddringseffekter.

För många av de marina kräftdjuren, vilka lever på ett djup större än vad man normalt muddrar på, är det främst dumpning som kan leda till påverkan. I marina svenska miljöer dumpas vanligen muddermassor på ackumulationsbotten på mellan 20–70 m djup på botten med liten vegetation. I regel förändras inte bottenstrukturen drastiskt vid dumpning så länge liknande sediment dumpas på det befintliga sedimentet. Få negativa ekologiska effekter av dumpning på djupare marina botten har kunnat påvisas (Hammar *et al.* 2009). Det saknas dock studier på hur till exempel havskräftor, som lever på större djup, påverkas av dumpning.

Det finns stor variation mellan musselarter och olika stadium av dessa och hur känsliga de är för grumling. Flera marina musselarter, till exempel av släktet *Mytilus* är anpassade till grumliga miljöer och överlever i miljöer med över 10 000 mg/l suspenderat material (McFarland & Peddicord 1980; Peddicord 1980), även om tydliga fysiologiska responser kan uppstå vid redan 200–300 mg/l (Widdows *et al.* 1979). Andra marina arter börjar visa tydliga subletala responser runt 100–500 mg/l suspenderat material (se 6.3.2).

Musslor kan också vara känsliga för om suspenderat material sedimenterar snabbt så att de blir övertäckta med sediment och kan drabbas av syrebrist (Essink 1999). Jämfört med andra musslor är flodpärlmusslan mycket känslig för sedimentering på grund av lång utvecklingstid, mer än 5 år, för juvenilt stadium och lokal reproduktion upphör runt 10 mg/l suspenderat material (Österlin 2006).

### 3.3 Indirekta effekter

Utöver direkta effekter till följd av muddring- och dumpningsaktiviteter, kan fisk och skaldjur också påverkas genom ett flertal indirekta effekter vilka påverkar deras beteende, födosök, habitatutnyttjande eller interaktioner med andra individer och arter.



### 3.3.1 Indirekta effekter på fiskens beteende – födosök

Fisken kan svara beteendemässigt på förhöjda sedimentkoncentrationer och grumling i vattenmassan som försämrar sikten. För fiskarter som använder synen för att söka föda kommer förhöjda grumlingsnivåer att påverka effektiviteten av födosökandet negativt (till exempel Berg & Northcote 1985) vilket i sin tur påverkar tillväxt, förekomst och utbredning (Northcote 1995; Gardener 1981; Mol & Ouboter 2004). Det finns en stark koppling mellan vattnets klarhet och födointag. För laxartade fiskar finns det ett positivt samband mellan ljusintensitet och födosökningseffektivitet (Fraser & Metcalfe 1997) och ett negativt samband mellan reaktionsavstånd och grumling (Barrett *et al.* 1992).

Förändrade grumlingsnivåer kan dock påverka fiskar på olika sätt. Om bytets syn påverkas tidigare än rovfisken kan ett förhöjt födointag och ökad tillväxt ses hos rovfisk med ökande grumlingsnivåer (Kemp *et al.* 2011). Motsatt kan också förhöjda grumlingsnivåer innebära skydd från predatorer för bytesfisk (Gregory & Levings 1998).

Vissa arter, till exempel gös (*Sander lucioperca*) och gärs (*Gymnocephalus cernuus*) har fysiologiska anpassningar som gör att de faktiskt ökar sin födokapacitet under grumliga förhållanden. Båda arterna har ett reflekterande skikt bakom näthinnan i ögat (*tapetum lucidum*) som gör att ljuskänsligheten ökar i dunkla eller grumliga vatten. Tillsammans med ett välutvecklat sidolinjeorgan gör det att fiskarterna kan jaga eller söka föda även i direkt mörker (Bergman 1988). Många karpfiskar (till exempel familjen Cyprinidae) kan också söka föda under svaga ljusförhållanden. Gäddan (*Esox lucius*) och abborrens (*Perca fluviatilis*) födosök missgynnas emellertid av grumling (Craig & Babuk 1989; Ljunggren & Sandström 2007).

Fiskar har en rad olika strategier för att undvika negativ påverkan av ökade halter av suspenderat material. Oftast handlar det om att simma till närliggande områden som inte är påverkade (Barton 1977). Om det finns möjlighet simmar fiskarter som lax och öring till mindre grumliga vatten, ifall de utsätts för en stötvisa (pulsartade) grumlingsplymer (Berg & Northcote 1985).

Muddring kan också minska fiskars födointag genom att bottenlevande djur som utgör fiskens föda avlägsnas från platsen eller skadas/ påverkas av ökad grumlighet och sedimentering. De flesta bottendjur förekommer i de översta 30 cm av sedimentet (det vill säga vid samma djup som ett muddringsmunstycke eller grävskopa arbetar). Lokala minskningar i antal och biomassa av många arter och också minskat antal arter bottenlevande djur är därför vanligt i samband med muddring och andra uttag ur sediment (Newell *et al.* 1998; van Dalssen *et al.* 2000). Effekterna av muddring på bottenlevande djur beror på lokala förutsättningar samt hur omfattande uttaget av material är och kan därmed vara av väldigt olika omfattning; från att faunan nästan helt försvinner (till exempel Desprez 2000), via betydande reducering (Boyd

& Rees 2003) till knappt märkbara förändringar (Robinson et al. 2005). Vid själva uttagsplatsen är dödligheten för bottenlevande organismer mer eller mindre total, eftersom organismerna avlägsnas tillsammans med sitt habitat (Boyd et al. 2000; Boyd & Rees 2003; Barrio Frojan et al. 2008), medan omfattningen av påverkan på omgivande områden är mindre. Utöver direkt bortförsl av och skador i samband med muddring kan bottenlevande djur och växter också påverkas av den pålagring av sediment som sker i närliggande områden där uppgrumlat sediment återsedimenterar (Last et al. 2011, Tillin et al. 2011) varvid organismerna kan övertäckas och i värsta fall kvävas. De flesta studier av muddring och marina uttag visar på en negativ påverkan på bottenlevande organismer inom en radie av 100–200 m från arbetsområdet (Desprez 2000, Boyd & Rees 2003), men det finns också studier som visar påverkan upp till 1–2 km från uttagsplatsen (Desprez et al. 2010).

Bottenlevande organismer som täcks över vid dumpning kan kvävas, även om vissa arter kan ta sig upp till sedimentytan igen (Powilleit *et al.* 2009). Återkolonisering sker vanligen från omgivande områden, såvida inte det nya pålagrade sedimentet är tunt och också tillåter återkolonisering underifrån (Hammar *et al.* 2009). Sannolikheten för organismers överlevnad är överlag större på mjukbottnar, medan vegetation och många arter av fauna på hårdbottnar dör redan när de täcks in med några cm med sediment (Essink 1999; Powilleit *et al.* 2009). Nematoder kan till exempel överleva begravning med 10 cm av dumpat muddringssediment, så länge som sedimentets fysiska karaktär liknar det ursprungliga sedimentet. Fastsittande bottendjur, som musslor och ostron, kan dock bara hantera ett sedimentnedfall på 1–2 cm (Essink 1999), medan andra bottendjur t.o.m. kan överleva en begravning ner till 20–30 cm djup (Essink 1999). Dumpning av näringsrikt sediment kan också tillfälligt öka födotillgången för koloniserande djur (Boyd *et al.* 2000).

Bolam *et al.* (2006) undersökte ekologiska effekter på 18 marina dumpningsplatser utanför Englands och Wales kuster. Sammanfattningsvis anser Bolam *et al.* (2006) att effekterna beror på:

1. mängden dumpat material,
2. dumpningarnas frekvens,
3. sedimentets kvalitet (mängden organiskt material, graden av kontaminering och likheten av sedimentet jämfört med platsen för dumpning), samt
4. områdets habitat- och artsammansättning.

I inget av de undersökta fallen orsakade dumpningarna ytor helt utan bottendjur, men i flertalet platser minskade antalet arter och individer något. I några fall blev resultatet mer bottenlevande djur eller fler arter vid dumpningsplatserna än i referensområdena. Bolam *et al.* (2006) drar slutsatserna att effekten är platsspecifik men anser att de aggregerade effekterna av dumpning inte var så omfattande ("mild impact") i de flesta fall.

### 3.3.2 Indirekta effekter på fiskens beteende – sociala interaktioner

I grumliga vatten kan fiskens normala beteende störas. Studier pekar på att de territoriala zoner som är vanligt förekommande hos många laxartade fiskar minskar i omfattning eller försvinner, och att den sociala strukturen bryts (Berg & Northcote 1985). Sociala beteenden med dominanta individer som ockuperar (håller eget territorium) de bästa födoplasterna försvinner. Juvenil silverlax (*Oncorhynchus kisutch*) i vattendrag som utsätts för naturliga kortvariga sedimentplymer saknar fasta revir, territorialt beteende och uppvisar minskat födointag, vilket påverkar deras tillväxt (Berg & Northcote 1985). Om grumlingen är alltför hög kan den också förhindra visuell kontakt mellan fiskar som söker predationsskydd i form av stim eller i stora ansamlingar, vilket gör att den enskilda individen blir utsatt för en större predationsrisk (se referenser i Kemp *et al.* 2011).

### 3.3.3 Indirekta effekter på fiskens beteende – lekvandring

Lax- och öringsvandringar verkar inte påverkas nämnvärt trots partikelkoncentrationer på flera gram per liter (g/l). Studier visar att vandrande lax stoppas först vid partikelkoncentrationer över 4 g/l (Snyder 1976). Andra studier pekar dock på att höga grumlingsvärden försenar migrationen upp i rinnande vatten, men att det inte verkar påverka laxens beteende att återvända till sin födelseplats inför lek (så kallad "homing"). Hanar av vuxen kungslax (*Oncorhynchus tshawytscha*) visade upp ett undvikande lekvandringsbeteende upp till sitt lekvattendrag när en partikelkoncentration på 650 mg/l uppmättes under sju dagar (Whitman *et al.* 1982). I Columbia River har laxens uppvandring visat sig avstanna, eller försenas, när grumlingen orsakar siktdjup mindre än 0,6 m (Cederholm & Salo 1979). En försening av lekvandringen och den energiförlust detta innebär kan potentiellt reducera lekframgången (Berman & Quinn 1991).

Svenska studier i Luleå skärgård där man försåg laxar med radiosändare så att deras vandring genom skärgården kunde följas under ett muddringsarbete, visade dock inte på några undvikande reaktioner (Westerberg 1982).

### 3.3.4 Indirekta effekter – habitatdegradering/fragmentering

Fisk och skaldjur kan vara beroende av vissa habitat för lek, födosök, och skydd, vilka kan påverkas av uppgrumling (Kemp *et al.* 2011; Kamler 1992; Schiemer 2000). Själva ändamålet med en muddring är oftast att modifiera bottenstrukturen för att skapa eller bibehålla ett större djup än det befintliga. Med detta förändras också ofta området strömförhållanden, hållfasthet och sedimentstruktur. Med andra ord kan fiskens lek- och födohabitat förändras drastiskt.

Många fiskarter fäster sina ägg på alger och undervattensvegetation. Ofta är dessa fiskars larvstadier och yngre livsstadier också knutna till vegetationen (Sundblad & Bergström 2014, Kraufvelin *et al.* 2018). Fisken är på så vis indirekt påverkad av förhållandet mellan vegetationsutbredning och suspenderat material. Växter kan påverkas positivt av muddringar i näringsrika sedimentet (Clarke & Wharton 2001). Det är dock vanligare att växter reagerar negativt på grumlingsaktiviteter, även vid relativa låga grumlingshalter, genom att fotosyntesen reduceras vid minskat siktdjup eller att vegetationen blir övertäckt (Dennison *et al.* 1993; Hammar *et al.* 2009).

Viss vegetation kan vara mycket känslig för grumling. Ålgräs har en mycket viktig funktion som lek- och uppväxthabitat för många fiskarter, samt att bibehålla klart vatten genom att binda in sediment som annars resuspenderas. I Chesapeake Bay på Nordamerikas östkust visade en storskalig inventering att ålgräshabitat inte fanns naturligt (på djup större än 1 m) om mängden suspenderat material översteg 15 mg/l. Det är halter som inte är långt ifrån naturliga bakgrundshalter i grunda vikar (Dennison *et al.* 1993). Ålgräshabitat är alltså väldigt känsliga för små ökningar i grumlingshalter.

Muddrade småbåtshamnar i Östersjön har mindre utbredning av lågvuxna habitatbildande men grumlingskänsliga växter, till exempel *Chara* spp. och *Ruppia* spp. (Eriksson *et al.* 2004). Istället har de en ökad andel av mer högvuxna tåliga slingrande växter som axslinga (*Myriophyllum spicatum*) och hornsärv (*Ceratophyllum demersum*), växter som fastnar i småbåtars propellrar. Muddring kan eventuellt förvärra problemen på längre sikt, men vetenskapliga studier på detta saknas för tillfället. Med minskande utbredning eller förändringar i växtlighet förändras också fiskfaunan och förhållanden för fiskrekrytering (Sandström *et al.* 2005, Hansen *et al.* 2018).

Våtmarker, flador och glosjöar längs Östersjöns kuststräckor är viktiga lek-, uppväxt- och födosöksområden för många fiskarter (Sandström 2003, Kraufvelin *et al.* 2018). Dessa har en begränsad förbindelse med havet via trösklade vikar (så kallade flador) och är ofta grunda, vilket gör att de värms upp snabbare än omgivande vatten på våren. Detta skapar en gynnsam lek- och uppväxtmiljö för fisk. En muddring kan resultera i att vattenstånd och vattenflöden ändras så att viktiga grundområden påverkas. Vattentemperaturen kan också förändras så att uppvärmningen sker långsammare vilket kan påverka utveckling och överlevnad av yngel negativt (Kraufvelin *et al.* 2019a). Studier visar att just tillgången på grunda, skyddade områden kan begränsa storleken på bestånden av abborre och gös i Östersjön (Sundblad *et al.* 2013). Författarna pekar på att ju fler uppväxtmiljöer det finns, desto fler stora fiskar finns det i närområdet. Beståndens storlek av abborre och gös kan till hälften förklaras av mängden reproduktionsområden, vilket skulle innebära att tillgången till

dessa miljöer har en mycket stor betydelse för populationen. Sannolikt gäller det samma även för andra arter som är beroende av grunda havsvikar för sin reproduktion (Kraufvelin *et al.* 2018).

Många känsliga akvatiska livsmiljöer påverkas idag också av strandexploatering. Byggnationer av bryggor och hamnar, muddringar eller utdikningar samt en ökad småbåtstrafik orsakar en kumulativ fragmentering av viktiga habitat för fisk och annan akvatisk biota (Eriksson *et al.* 2004; Sandström *et al.* 2005; Eriander *et al.* 2017; Hansen *et al.* 2018; Kraufvelin *et al.* 2019a). I Stockholms skärgård är i dagsläget nästan hälften av alla reproduktionsområden för fisk exploaterade och varje år exploateras ungefär 0,5 procent av kvarvarande miljöer. Nära tätorter är exploateringstakten ännu högre, ca 1 procent per år (Sundblad & Bergström 2014). Även om inte exploateringen slår ut fiskreproduktionen helt i ett område, kommer reproduktionen att gradvis minska i takt med att lekhabitat och uppväxtmiljöer degraderas.

Vid muddring i rinnande vatten är risken särskilt stor för oplanerade sedimentförflyttningar vilket kan orsaka att hela flodbädden destabiliseras (Hammar *et al.* 2009). Vid höga flöden kan muddring orsaka hög grumling då material inte sedimenterar (Rivinoja & Larsson 2001). Påverkan uppkommer också genom att grumlat material sedimenterar och skapar nya bottensubstrat. Optimala bottenhabitat varierar för olika fiskarter (Rivinoja & Larsson 2001). Gemensamt för arter som gräver ner äggen i botten eller lägger äggen i anslutning till botten är ändå att kornstorleken har betydelse för genomströmning av vatten, syretransport och för borttransport av restprodukter från metabolismen. Finpartiklar som sedimenterar på botten kan således ha en negativ effekt; antingen genom att det fina sedimentet fyller igen små håligheter i sedimentet eller genom att lägga sig som ett lock på naturligt bottensediment (Rivinoja & Larsson 2001). En ökad andel finsediment kan alltså orsaka lägre vattenomsättning, vilket ger upphov till lägre syrehalt och högre koldioxidhalt och medför ett försämrat syreutbyte för ägg och larver (Cooper 1965; Philips 1970; Rivinoja & Larsson 2001).

Rygggradslösa djur utgör en viktig föda för fisk knutna till bottenhabitatet. Vad gäller dessa födoorganismer kan en ökande mängd sedimenterat material ge upphov till en förändring i habitatet och i slutändan påverka fiskens födoval och födosökseffektivitet. Denna förändring kan vara kortsiktig om utsläppet av material är begränsat i tid. Om sedimentutsläpp sker mer regelbundet eller under längre tid kommer det sedimenterade materialet att skapa en mer långsiktig förändring av miljön (Hammar *et al.* 2009).

Studier på atlantlax (*Salmo salar*) visar att bottensubstrat som innehöll mer än 15 procent finsediment medför ökad yngeldödlighet (O'Connor & Andrew 1998). Det vill säga vattengrumlingen i sig har inte så stor direkt påverkan, men indirekt via en påverkan på bottensubstratets sammansättning. För öring i svenska vatten

redovisar Olsson & Persson (1998) att bottensubstrat som innehåller mer än 20 procent finkornig sand (relativt grus) har en negativ inverkan på äggkläckningen. Generellt konstateras att en ökad proportion fint substrat minskar antalet individer av flera fiskarter i strömmande vatten (Berkman & Rabeni 1987).

Rundmunnar (flodnejonöga *Lampetra fluviatilis* och havsnejonöga *Petromyzon marinus*) leker i rinnande vatten, och bottenhabitatets kornstorlek är en viktig faktor för deras reproduktion (Hardisty 1979). Arterna leker i grusbäddar i medelstarka strömmar med kallt relativt syresatt vatten, medan typiska larvhabitat finns i bakvatten eller mindre strömvirvlar där organiskt material avsätts. Båda typerna av habitat är känsliga för hög sedimentation av finkornigt material och sedimentationen inverkar således ogynnsamt på artens överlevnad.

## 4 Återkolonisering av bottenar vid muddring eller dumpning

Vid muddring avlägsnas det övre sedimentskiktet där bottenmiljöns djur och växtlighet lever, det vill säga fiskens föda, lekhabitat och skydd. För återgång till tidigare/liknande förhållanden måste först uppgrublingen försvinna och den nya sedimentytan syreberikas och återkolonieras av organismer från omgivningen. Hur lång tid suspenderat material är kvar i vattenmassan beror på en mängd lokala faktorer, men generellt blir grublingen mer långvarig vid:

1. bottensubstrat av finsediment och lera,
2. grunda områden,
3. relativt vågskyddade miljöer (dock inte de allra mest skyddade),
4. ytmässigt större muddringar,
5. mynnande vattendrag, samt
6. områden med mer båttrafik som resuspenderar material (Engdahl *et al.* 2011).

De översta centimetrarna av sedimentytan kan oxideras genom diffusion, men för en djupare oxidering krävs grävande djur som ventilerar sedimentet. Negativa effekter uppkommer särskilt vid upprepad muddring, eftersom återkoloniseringen avbryts/förhindras och sedimentstrukturen återigen förändras (Hammar *et al.* 2009).

Studier har visat att nyligen muddrade områden skiljer sig från referensområden vad gäller bottenflora och bottenfauna, ofta med lägre abundans och lägre artrikedom (Blomqvist 1981; Boyd *et al.* 2003; Cooper *et al.* 2007; Larsson & Sundbäck 2012). Miljöförhållanden i det muddrade området och dess närhet bidrar till att avgöra hur snabbt faunan återhämtar sig; ju mer ”naturlig” störning desto snabbare kan återkolonisationen förväntas ske, eftersom de lokala organismerna ofta är anpassade till naturliga störningsregimer (Robinson *et al.* 2005; Smith *et al.* 2006). Hydrodynamiken<sup>6</sup> spelar också stor roll för återställning av sedimentförhållandena

---

6. Hydrodynamik – Vattnets rörelse, omsättning och turbulens i ett område

(Engdahl *et al.* 2011). I områden med hög exponeringsgrad (vanligen grus eller stenbotten) kan de fysiska spåren av muddring försvinna så snabbt som på 8 månader. Vid muddring som skapar djupa hålor i botten (till exempel vid sandsugning) kan återhämtningen emellertid ta betydligt längre tid, upp till decennier (Bonsdorff 1983). I sådana områden kan permanenta skador orsakas av återkommande perioder med syrebrist och att giftigt svavelväte bildas, om vattenmassan stagnerar i gropar eller bakom trösklar. I vissa fall kan miljön förändras så mycket att återkolonisering är omöjlig på naturlig väg. Ålgräs och andra strukturbildande växter på botten har svårt att (åter)kolonisera grumliga områden, men har stor betydelse för miljön genom att binda sediment och förbättra förhållandena inklusive vattenkvaliteten för fisk och skaldjur högre upp i näringsväven (Duffy *et al.* 2014).

Återhämtningstiden för miljön efter muddring, dumpning och efter marina sand- eller grusuttag varierar, men följer ofta den naturliga successionen med en större andel opportunisterna under den första tiden, exempelvis skuggtoleranta växter och plankton, maskar och mindre kräftdjur och efterhand mer musslor och snäckor (Pearson & Rosenberg 1978; Blomqvist 1981; Hill *et al.* 1999; Guerra-García & García-Gómez 2006; Andersson 2010; Larsson & Sundbäck 2012). Bottensamhället kan återfå sin ursprungliga funktion och produktion inom några år efter muddringen, men en återhämtning av artsammansättningen kan ta mycket längre tid.

Den fysiska återhämtningen av botten antas ta 1–20 år beroende på förhållanden som hydrodynamik och uttagets omfattning (Hill *et al.* 2011; Engdahl *et al.* 2011; ICES 2016). För marina uttag vid Sandhammar bank rapporteras att flora och fauna har återhämtat sig, medan det efter sandtäktsverksamhet i Lundåkrabukten under 1950-talet fortfarande finns områden där habitatbildande växter och botten-djur inte återkoloniserat botten (Nyberg *et al.* 2017).

För den biologiska miljön är återhämtningstiden starkt beroende av hur intensivt uttaget av sand eller grus varit. För att en återhämtning ska lyckas måste det först ske en oxidering av eventuellt syrefattiga nya sedimenttytor. Även storleken på det störda området och avståndet till oskadade områden har betydelse. Mindre omfattande aktiviteter har kunnat uppvisa bottensamhällen som återhämtat sig efter bara några månader (Larsson & Sundbäck 2012). Återkoloniseringen av makrofauna gick snabbare på små (1,4 m<sup>2</sup>) än på större ytor (16 m<sup>2</sup>, Norkko *et al.* 2006). Efter mer intensiva ingrepp kan det ta flera år, upp till 20, för bottenfaunan att återhämta sig (Cooper *et al.* 2007; Hill *et al.* 2011; Desprez *et al.* 2014). Med rätt syrehalt och bottensubstrat kan bottarna återkoloniseras inom några år. I svenska marina vatten räknar man med en typisk återkoloniseringstid på 1–3 år för de första ”pionjärarterna” (Blomqvist 1981; Andersson 2010), varför en uppskattad återhämtningstid på 2–5 år kanske är en rimligare siffra för bottensamhällen att återfå sin struktur och funktion (Håkanson & Rosenberg 1985; Andersson 2010). Variationerna är dock stora mellan olika områden.



Vegetationens återkolonisering påverkar hur fort fisk och större kräftdjur återkommer till ett muddrat område, genom att djuren ofta behöver vegetationsklädda habitat för reproduktion, födosök och skydd mot predatorer (Eriksson *et al.* 2004; Sandström *et al.* 2005; Kraufvelin *et al.* 2018). Ettåriga makroalger är i regel de första att återetablera sig i ett område (inom 1 år), medan 3–4 år ofta behövs för återetablering av fleråriga makroalger det vill säga såvida substratet för vidhäftning fortfarande finns kvar (Blomqvist 1981; Hammar *et al.* 2009, Andersson 2010). En viktig faktor för återhämtning i grunda, skyddade vikar är att det finns kvar populationer efter muddring som kan återkolonisera muddrade områden vegetativt (Andersson 2010). Återetablering av ålgräs kan variera stort, men i de flesta fall förblir förlusten permanent (Erfteimeijer & Lewis 2006), och därmed blir det en bestående förlust och försämring av fiskhabitat.

Exponeringstiden tycks ha en stor betydelse för återhämtning efter grumling, och bottenfauna tycks inte påverkas negativt av kortvarig grumling (Hammar *et al.* 2009). Om intervallet mellan flera på varandra följande dumpningsaktiviteter i ett område är tillräckligt långt hinner bottenfaunan ofta återhämta sig (Essink 1999; Stronkhorst *et al.* 2003). Det är dock svårt att ge generella råd vad gäller dumpningsaktiviteter och återhämtning efter dessa (Harvey *et al.* 1998). Allt från minimala effekter till totala förändringar har rapporterats (Blomqvist 1981; Boyd *et al.* 2000; Wilber *et al.* 2007). Vad gäller specifikt dumpningar i svensk miljö tar Hammar *et al.* (2009) upp fyra olika fall, där muddermassor dumpats på 20 m eller större djup och drar slutsatserna att rena muddringsmassor inte medför långvarig negativ miljöpåverkan på flora och fauna.

Vad gäller återkolonisering av dumpningsplatser beror resultaten i mångt och mycket på platsen för dumpningen, men också på vilken typ av material som dumpats. Blomqvist (1981) menar att bottenfaunan återkoloniserar snabbare om dumpningsplatsen ligger väl under språngskiktet (från ca 25 m). Senare litteratur visar att de snabbaste återhämtningarna har gällt grunda områden där lika massor har dumpats på lika botten under varsamma metoder där vegetation kunnat växa in över området med tiden via rhizom (vegetativa utskott) från närbelägen vegetation eller genom spridning av sporer, frön och växtdelar (Hammar *et al.* 2009). Vad gäller sjögräs, till exempel ålgräs, är däremot återväxten otillförlitlig och uteblir många gånger helt (Erfteimeijer & Lewis 2006). Att återplantera ålgräs har visat sig vara svårt och mycket dyrt, i storleksordningen 1,2–2,5 miljoner kronor per hektar i Västerhavet (Moksnes *et al.* 2016 a, b). Skydd och främjad tillväxt av redan befintliga ålgräsängar är alltid mer kostnadseffektivt än återplantering av samma äng (Erfteimeijer & Lewis 2006; Moksnes *et al.* 2016 a, b; Kraufvelin *et al.* 2019b).

I vattendrag med naturlig transport av arter/livsstadier (uppströms och/eller nedströms) kan det muddrade området relativt snabbt återgå till förhållanden som liknar ursprungsmiljön, speciellt om det finns opåverkade områden uppströms som kan

fungera som källa för återkolonisering (Rivinoja & Larsson 2000). DeWalt & Olive (1988) rapporterar resultat från ett område med silt i Silver Creek i Ohio som eroderade mellan mars och november 1984. Under denna period uppmättes en förhöjd grumling i vattendraget upp till 5 km nedströms siltkällan. Uppströms fanns uppskattningsvis 40–50 arter av ryggradslösa djur. Vid en undersökning som utfördes i oktober 1984, identifierades endast 4 arter nedströms erosionsområdet. Under vintern 1984–1985, då grumlingen återgick till normala nivåer kunde en återkolonisering av vattendraget observeras. I mars och maj 1985 identifierades 23 respektive 42 arter nedströms och 44 respektive 40 arter uppströms det eroderade området, vilket indikerar att faunan mer eller mindre hade återhämtat sig. Det kvarstod inte heller några större skillnader i artsammansättningen mellan områden uppströms och nedströms det eroderade området. DeWalt & Olive (1988) menar att återkoloniseringen främst skedde genom drift från lokaler belägna uppströms. Det är dock viktigt att poängtera att bottensubstratet troligtvis inte förändrats i lika stor utsträckning som om man hade muddrat bort sedimentet och det inte eroderat bort, varvid återetablering troligtvis kunde ske i snabbare takt och av samma eller funktionellt liknande arter som fanns uppströms i detta specifika fall.

## 5 Betydelse av tidpunkt för muddrings- och dumpningsarbeten i den akvatiska miljön

Tidpunkten för genomförande av en muddring respektive dumpning har betydelse för hur aktiviteterna påverkar det akvatiska livet. Vilken tidpunkt som är mest lämplig beror på de lokala förutsättningarna och de lokala fisk- och skaldjurssamhällenas artsammansättning. Därför är det viktigt att det finns lokalspecifika biologiska undersökningar.

### 5.1 Nuvarande riktlinjer

Här sammanfattar vi innehållet i nuvarande svenska riktlinjer kring muddring och hantering av muddermassor (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Enligt nuvarande riktlinjer bör grumlande verksamhet generellt undvikas under sommarhalvåret (mars/april – september/oktober), då känsligheten är som störst och friluftslivet som mest intensivt. Dock anges flera undantag. Grundområden med höstlekande fiskbestånd, till exempel mynningsområden i vattendrag där det finns öring, sik och lax, är generellt känsliga mellan oktober och maj. Därför bör grumlande arbeten inte heller utföras under den viktigaste perioden för laxens och öringens uppvandring och lek i vattendrag (september – december), eller perioden för utvandrande smolt (mars – maj). För vattendrag där det finns både vår- och höstlekande fiskarter rekommenderas andra perioder, antingen vid lågt vattenflöde under juli-september, eller när den biologiska aktiviteten är låg under vintern.

Arbeten i rinnande vattendrag bör ske under en period med varaktigt låg vattenföring för att undvika att uppgrumlat material sprids nedströms, men tillfällen med extremt lågt vatten och höga vattentemperaturer bör undvikas. Om det finns kräftor anses det olämpligt att muddra på vintern då kräftorna är orörliga och honorna har rom. En annan känslig period är i slutet av juni och i början av juli, när kräfttynglen just har kläckts.

Lokala förutsättningar kan motivera avvikelser från den generella rekommendationen att grumling inte bör ske under sommarhalvåret. Muddring och dumpning ska dock i största möjliga mån undvika särskilt känsliga säsonger för faunan och florin. Det gäller därför att identifiera minsta skadliga "tidsfönster" där effekterna av muddring och dumpning ger så liten kumulativ skada som möjligt. Exempel på hur sådana perioder kan se ut skiljer sig naturligtvis mellan olika livsmiljöer och geografiska områden.

För fisk är det minsta skadliga tidsfönstret att undvika lekperioder med efterföljande ägg och larvstadier. I möjligaste mån bör man försöka minimera den sammanlagda påverkan för alla bestånd/populationer (som kan anses leka i ett område), eller att viktiga lekhabitat fragmenteras eller försvinner. Eftersom vuxen fisk normalt kan röra sig bort från förhöjda grumlingsnivåer är det främst effekten av en eventuell försenad eller störd reproduktion som bör undvikas. I svenska marina kustområden till exempel, är en väsentlig del av de ägg och larver man vill skydda inte avkommer av fisk som leker vid kusten, utan driver in till kusten från utsjöområden. Att identifiera lämpligt tidsfönster kan alltså bero på vilket akvatiskt system man arbetar i, vilka arter som finns samt vilka livsstadier eller andra särskilt känsliga perioder av dessa som förekommer under tilltänkt påverkansperiod.

## 5.2 Verktyg för att identifiera känsliga tidsperioder – Havs- och vattenmyndighetens applikation "Lektidsportalen"

För att identifiera känsliga tidsperioder för i de Sverigeflesta lekande fiskarter och några ekonomiskt viktiga kräftdjur har Havs- och vattenmyndigheten tillsammans med Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) tagit fram *Lektidsportalen* (tillgänglig via Havs- och vattenmyndighetens hemsida från 2020) Lektidsportalen visar specifika vattentyper/delvatentyper och om dessa hyser känsliga lek-, ägg- och larvfaser eller andra perioder som bör beaktas under året. Fiskens lek är till stor del styrd av vattentemperaturen, vilken normalt varierar från norr till söder. Applikationen tar hänsyn till detta och kopplar läns- och altitudspecifika månadsmedelvärden för vattentemperatur med arters temperaturoptima för lek. Det ger en dynamisk och deskriptiv bild av vid vilka perioder över året effekter av miljöstörande arbeten ger minst/mest skada.

Lektidsportalen visar under vilka tidsperioder olika fisk- och kräftdjursarter leker i olika vattenområden (Tabell 2). Denna information kan användas som vägledning för vilka perioder muddringsaktiviteter bör undvikas. Tabell 2 visar också att vilka månader som har flest känsliga stadier för arter varierar mellan områden och vattentyper/delvatentyper. En strategi kan vara att undvika aktiviteter när så många fiskarter som möjligt har känsliga perioder, men detta tar ingen hänsyn till arternas

skyddsstatus eller andra urvalskriterier. De känsligaste perioderna är högst art- och platsspecifika och sammansättningar av den faktiska förekomsten av fisk och kräftdjur inom ett område bör primärt styra försiktighetsåtgärder inför planerade muddringsarbeten.

Lektidsportalen möjliggör platsspecifika bedömningar av skyddsvärda perioder, via kunskap om de månader när fiskarter i det specifika habitatet och geografiska området faktiskt leker eller har andra skyddsvärda livsstadier eller beteenden. För laxartade fiskar framgår det tydligt, både i denna rapport och i Havs- och vattenmyndighetens Lektidsportal, att effekten av framför allt grumling påverkar tidiga livsstadier i högre utsträckning än vuxen fisk. Därför bör även ägg- och larvstadier tas hänsyn till när man identifierar tidsfönster under vilka miljöstörande arbeten kan tillåtas.

Tabell 2. Exempel på vilka månader då flest fisk- och kräftdjursarter har känsliga perioder, inom olika vattentyper, regioner, län och stratifieringar. Data extraherad från Havs- och vattenmyndighetens lektidsportal.

Vattentyp	Region	Län	Stratifiering	Kumulativt de tre månader med flest känsliga perioder		
				1	2	3
Hav	Västkusten	Västra Götaland	Inre kustvatten	Maj	Juni	Juli
	Södra Egentliga Östersjön	Kalmar Län	Inre kustvatten	Maj	Juni	Juli
	Norra Egentliga Östersjön	Stockholm	Inre kustvatten	Juni	Maj	Juli
	Bottniska viken	Västerbotten	Inre kustvatten	Maj	Juni	Juli
Sjö	Södra Sverige	Skåne	0–200 möh	Juni	Maj	Juli
	Norra Sverige	Västerbotten	0–200 möh	Juni	Maj	Juli
Rinnande vatten	Södra Sverige	Skåne	0–200 möh	Juni	Maj	April
	Norra Sverige	Västerbotten	0–200 möh	Juni	Maj	April

## 6 Kombinationer av dos och varaktighet av suspenderat material på fisk och skaldjur

Nuvarande rekommendationer om uppgrumling anger endast maximal koncentration (dos), men tar inte hänsyn till varaktigheten av en uppgrumling. Vetenskapliga studier visar dock att även lång varaktighet av uppslammat material i vatten har direkt negativa konsekvenser på fisk (Newcombe & MacDonald 1991; Wilber & Clarke 2001).

### 6.1 Direkta effekter från kombinationer av dos och varaktighet

Vetenskapliga publikationer och övrig tillgänglig litteratur som berör effekter av suspenderat material på akvatisk fauna, speciellt med fokus på fisk, men även för skaldjur, finns sammanställda i ett flertal olika översiktsrapporter, s.k. "Reviews" (till exempel Morton 1977; Newcombe & MacDonald 1991; Wilber & Clarke 2001). Historiskt har effekten av suspenderat material på fisk beskrivits som en funktion av dess koncentration (i mg suspenderat material per liter eller motsvarande). Många äldre experimentella studier använde enbart koncentration som förklaringsvariabel för att beskriva fiskars respons på grumling. Under senare tid har varaktigheten hos en eventuellt miljöskadlig uppgrumling av vatten tillskrivits ett större erkännande (Newcombe & MacDonald 1991, Newcombe & Jensen 1996, Wilber & Clarke 2001).

Newcombe & MacDonald (1991) föreslog och utvecklade ett stressindex (SI) för beräkning av den kumulativa biologiska effekten av dos och varaktighet (se också Newcombe & Jensen 1996, Newcombe 2003). SI beräknas via ekvationer där koncentration och varaktighet (logaritmiskt transformerade) multipliceras med varandra genom artgrupps- och livsstadiespecifika koefficienter. Responsen på grumling kan förutsägas på en 14-gradig skala från ökad hostning (SI = 1) till större än 80 procent dödlighet (SI = 14). Andra studier accepterade den konceptuella modellen att både

dos och varaktighet påverkar fiskars stressrespons på grumling. De föreslagna ekvationerna tycks emellertid överdriva stressresponsen gentemot faktiskt uppmätt respons samtidigt som resultaten är väldigt osäkra vid låga doser under längre tidsrymder (Westerberg *et al.* 1996; Birtwell 1999; Humborstad *et al.* 2006). Utöver de strukturella fel och osäkerheter som förekommer i ekvationerna är de kvalitativa kriterierna i den 14-gradiga skalan svåra att använda inom förvaltningen. Det kan till exempel vara svårt att väga olika alternativ av muddring mot varandra om de förutspår att ge ”minskad populationstillväxt” (SI = 9) eller 20–40 procent mortalitet (SI = 11), men kanske inte påverkar rekrytering.

Istället har flera olika studier försökt identifiera tröskelvärden som kunde användas som verktyg för förvaltning. Wilber & Clarke (2001) samt Birtwell (1999) konstaterade att direkt dödliga effekter på fisk sällan uppträder vid grumlighet lägre än 100 mg/l om inte varaktigheten är minst 5–7 dygn. För vuxna individer sker dödlighet ofta först vid så hög grumlighet som 10 000 mg/l (Robertson *et al.* 2006). Även om dessa riktlinjer är enkla att använda är de väldigt grovt satta.

Vår slutsats är att Newcombes modeller (ekvationer för SI) inte ska tillämpas för annat än de amerikanska laxarter som är med i deras underlag (om ens det). De beskrivna toleransnivåerna är högst arts specifika, och även närbesläktade arter kan ha helt olika tröskelnivåer och reagera olika på samma koncentration och varaktighetsbild. Ägg och larver är dock generellt sett mer känsliga än vuxen fisk (Moore 1977; Wilber & Clarke 2001; Kemp *et al.* 2011). Eftersom vuxen fisk främst påverkas beteendemässigt av förhöjda halter, bör muddring och dumpning undvikas under lekperioder inklusive ägg- och larvfaser. För vissa områden kan det emellertid vara viktigt att minimera grumling under exempelvis lekvandringsperioden. Ett sådant exempel kan till exempel vara sötvattensutflöden från älvar när lax och öring vandrar upp.

I samband med leken samlas fisk i stim eller ansamlas på särskilda områden. Om grumlande verksamhet som muddring eller dumpning sker i ett sådant område under lekperiod kan leken störas. Detta gäller fiskar som har bottenplacerade ägg, men också pelagiska ägg och larver kan påverkas negativt från korta exponeringsperioder och effekter på torsklarver och ägg har till exempel observerats vid så låga koncentrationer av suspenderat material som 10 mg/l (Westerberg *et al.* 1996). Larver och ägg har dessutom mindre eller inga möjligheter att undvika områden med grumligt vatten. Även vid bedömning av risk för beteendeförändringar eller andra subletala (icke-dödliga) effekter är varaktigheten en betydande faktor som ska vägas samman med grumlighetens förväntade nivå (Wilber & Clarke 2001). Vid lång varaktighet ökar generellt risken för negativa effekter jämfört med en kortvarig påverkan, både direkt genom långvarig fysiologisk stress, men också indirekt på grund av förändringar i habitatstruktur och födotillgång.

### 6.1.1 Litteratursammanställning över direkta effekter av dos-varaktighet

Vid muddring eller dumpning kan förvaltningen antingen tillåta längre arbeten med lägre grumlighet eller högre grumlingshalter under en kortare period. Vi har sammanställt data från tillgängliga studier hur olika kombinationer av dos och varaktighet påverkar olika grupper/stadier av fisk- och skaldjursarter. De flesta studierna är gjorda på amerikanska fisk- och skaldjursarter (Newcombe & MacDonald 1991; Wilber & Clarke 2001; Anchor Environmental 2003; Rich 2010), men det ingår också studier av europeiska arter och för oss liknande miljöförhållanden. De flesta studier anger grumling i koncentration suspenderat material (mg/l), men i vissa fall har grumlingen angetts i turbiditet, och där har vi använt oss av de omräkningar som använts i sammanläggningsstudierna (se referenser ovan). Flera olika studier visar dock att responsen beror på det suspenderade materialets sammansättning, där fin-kornigt och vasst material kan ha kraftigare inverkan på fisk och skaldjur (Moore 1977).

De flesta studierna är experimentella, där djuren inte kan undkomma den grumliga miljön. Därför kan resultaten på så vis överskatta den direkta responsen på grumling. I naturen kan rörliga fiskar och skaldjur till skillnad från de flesta musslor och fastsittande fiskägg, röra sig bort från grumliga vattenmassor. Däremot kommer de experimentella studierna alltid att underskatta indirekta och mer långsiktiga effekter via habitatdegradering (minskad vegetation och födotäthet) eller ändrat beteende (territoriestruktur, partnerval, födosök och predation i naturlig miljö). Hur stor dessa över- respektive underskattningar har på faktiska förhållanden går inte att ge kvantitativa svar på, utan är något som måste beaktas från fall till fall. Finns det refuger dit fisk kan röra sig, och hur kan habitat (vegetation och sedimenttyp) och bytestillgång påverkas av muddring eller dumpning? Det är viktigt att också sådan hänsyn tas vid bedömningar av muddring- och dumpningsverksamheter.

### 6.1.2 Kategorisering av fisk och skaldjurs responser på uppgrumling

Vi har liksom Wilber & Clarke (2001) valt att dela in arters respons till grumling i fyra olika nivåer (Tabell 3) för att kunna redovisa resultatet som en "trafikljusgraf": Grönt – Inga mätbara eller endast beteendeffekter (ingen synbar fysiologisk respons), Gult – Subletala fysiologiska responser (andning, stresshormoner, blödnings, etc.) eller ökad dödlighet mindre än 30 procentenheter jämfört med bakgrunds dödlighet (kontrollgrupp), Rött – Uppenbar och signifikant förhöjd dödlighet, mer än 30 procentenheter jämfört med kontrollgrupp. Utöver dessa "trafikljus" har vi också 'Vitt' som innebär att data saknas och responser därför osäkra.

Grönt ska tolkas som att grumling har låg direkt inverkan på arten med troligen kortvarig effekt efter att grumlingen upphört. Gult innebär en synbar respons på



individer och en eventuell förhöjd dödlighet, och att det är troligt att en viss kvarvarande effekt efter att grumlingen förekommer. Rött innebär att grumling har direkt förhöjd dödlighet och att återkolonisering eller återväxt troligen krävs för att arten ska nå samma status som innan grumlingen. Gränsen mellan gult och rött på 30 proceneneheters förhöjd dödlighet är godtyckligt satt, och kan tyckas hög. Tidigare studier har använt liknande nivåer (Wilber & Clark 2001). Dessutom har många fiskar och skaldjur en hög naturlig dödlighet, ofta dör 20–30 procent av alla juveniler och adulter per år av naturliga orsaker, vilket ofta är mångfalt högre för ägg, larver och yngel. Vitt innebär att vi inte har en aning om hur fisk och skaldjur påverkas av denna typ av uppgrumling.

Baserat på olika arters direkta responser (grön, gul, eller röd) på olika kombinationer av dos och varaktighet har vi försökt dela in hela parameterutrymmet av kombinationer i olika färgklasser. I ett parameterutrymme där det endast finns ”grön respons” klassar vi området som grönt. Grundinställningen är att så fort gula eller röda responser observerats blir parameterutrymmen med större värden på dos och varaktighet gula eller röda. Detta innebär att om ett område med lägre dos/varaktighet anses vara ”gult” eller ”rött” kan nivån inte gå tillbaka till en lägre nivå (gult till grönt, rött till gult) även om det finns studier som visar på en lägre inverkan i ett visst parameterutrymme. Detta beror på att responser är arts specifika och kraftigare respons hos några specifika arter indikerar en ekologisk risk på samhällsnivå.

Utifrån de uppmätta responserna från olika studier har vi försökt identifiera hur olika kombinationer av dos och varaktighet av grumling generellt påverkar fisk och skaldjursarter direkt beroende på livsstadium och habitat. Många studier redovisar resultat från flera olika kombinationer gjorda på samma bestånd och samma förutsättningar och därför är inte alla kombinationer av dos-varaktighet oberoende av varandra, och resultaten kan inte direkt användas i statistiska analyser.

Vi vill tydliggöra att dessa kombinationer av dos och varaktighet endast tar hänsyn till direkta effekter på fisk, och inte de indirekta via habitat (vegetation) och föda (födosök, bytestillgång). Ofta finns det ingen tydlig gräns mellan grönt-gult och gult-rött, utan vissa kombinationer har gett grönt i en studie men rött i en annan. Studier med olika typer av suspenderat material kan ha bidragit till variation, liksom det faktum att olika arter inom ett habitat är olika känsliga för störningen. Vi har satt lägre gränser utifrån de lägsta observerade kombinationerna snarare än en jämn fördelning eller maximalvärdet från en lägre kategori. I vissa fall finns kraftigt avvikande responser av gula eller röda responser i ett parameterutrymme med mycket övervägande gröna respektive gula responser (speciellt fysiologiska och låg förhöjd dödlighet vid låg dos). I dessa fall har det rört sig om enstaka arter i få studier och vi har gjort en subjektiv bedömning att dessa studier inte är representativa för den direkta responsen för detta parameterutrymme generellt, utan är att betrakta som specialfall. Vi tog inte så stor hänsyn till dessa, eftersom motsatsen skulle innebära

att i princip väldigt lite parameterutrymme skulle klassas som grön. Dessa observationer är dock redovisade i figurerna nedan och det finns alltså arter som kan reagera starkare på olika kombinationer av dos-varaktighet än den generella klassificeringen. Därför betyder inte grönklassade kombinationer av dos och varaktighet att grumlingsnivåerna är helt riskfria med avseende på påverkan på fisk och skaldjur.

Tabell 3: *Klassificering och beskrivning av responser på olika kombinationer av dos och varaktighet utifrån ett "trafikljussystem".*

Klassning	Beskrivning	Innebörd
Rött	Uppenbar och signifikant förhöjd dödlighet, mer än 30 procentenheter relativt bakgrunds dödlighet eller kontrollgrupp.	Återkolonisering eller återväxt krävs troligen för att arten ska kunna återgå till samma status som innan grumlingen.
Gult	Subletala fysiologiska responser (andning, stresshormoner, blödningar, etc.) eller ökad dödlighet, mindre än 30 procentenheter.	Artspecifika effekter, men kunskapen om svenska fiskarter är bristfällig. En viss kvarvarande effekt efter att grumlingen upphört är trolig.
Grönt	Ingen mätbar fysiologisk respons, dock kan beteendeförändringar uppstå	Låg direkt inverkan på arten. Om grumlingen sker utanför lek- eller andra känsliga perioder har den troligen kortvarig effekt efter att den upphört.
Vitt	Data saknas	Kunskap om effekter på berörda fiskarter behöver tas fram.

Eftersom arter och livsstadier är olika känsliga för grumling, har vi för fisk delat upp studier var för sig för ägg, larver (gulesäck eller tidigt självständigt stadium med dålig rörelseförmåga), juveniler (god rörelseförmåga, men kortvarigt stadium), och aduler. För skaldjur skiljer vi enbart på mussellarver (frilevande) och juvenila/vuxna (fastsittande) musslor. För fisk delade vi dessutom upp studierna från sötvatten/rinnande vatten respektive brackvatten/marin miljö.

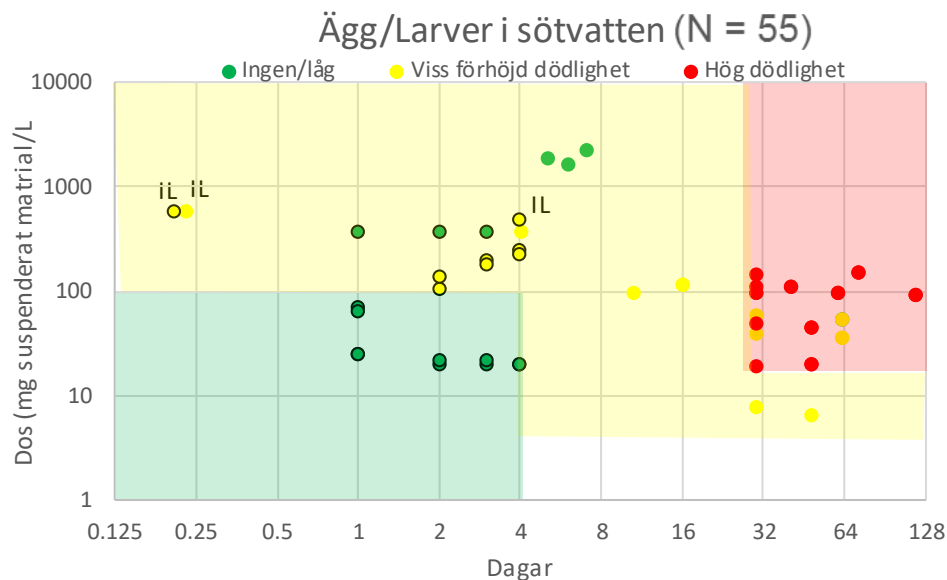
Sötvattensstudierna domineras av olika laxartade fiskar. De andra studierna domineras inte av en taxonomisk grupp. Flest studier kommer från så kallade övergångsvatten eller estuarier, det vill säga större havsbukter eller deltan där floder mynnar ut i havet. För skaldjur görs ingen sådan uppdelning, men vi skiljer på musslor och kräftdjur.

## 6.2 Responser av dos och varaktighet på fisk

### 6.2.1 Ägg och larver av fisk i sötvatten

Studier av ägg och larvstadier i sötvatten domineras av ordningen laxartade fiskar (52 olika experiment/studier), och endast tre gjorda på icke-laxartade (IL) fiskar i sötvatten (Figur 5).

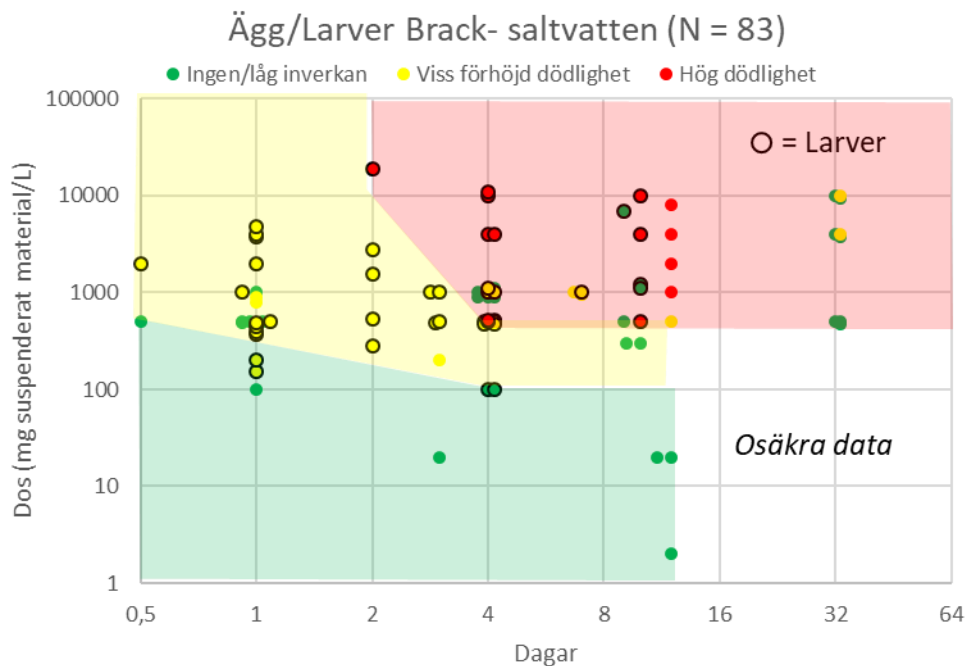
Fysiologiska subletala effekter och viss ökad dödlighet börjar uppstå vid grumling > 100 mg/l i över 2 veckor, vid högre doser eller längre varaktighet observeras tydliga negativa effekter på ägg och larver i sötvatten. Det saknas studier på responser när dosen < 100 mg/l mellan 5–30 dagar så det är osäkert var gränsen mellan grönt och gult ligger för dessa koncentrationer. Vid exponering längre än en månad räcker det med doser runt 20 mg/l för att få signifikant ökad mortalitet eller sämre kläkningsförmåga (rött område).



Figur 5. Responser på olika doser och varaktighet av grumling för ägg (utan svart kant) och larver (med svart kant) av fiskar som i huvudsak lever i sötvatten. IL indikerar resultaten från studier på icke-laxartade fiskar (andra familjer än Salmonidae). Gröna cirklar är studier som inte kunnat påvisa någon tydlig förhöjd dödlighet, gula cirklar är studier där dödligheten ökade med max 30 procent relativt en kontroll och röda cirklar är studier med mer än 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responsen från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3).

## 6.2.2 Ägg och larver av fisk i bräckt och marint vatten

Studierna i denna grupp domineras av familjerna sillfiskar (N = 41) och abborrfiskar (N = 34), med ett fåtal studier på nors (N = 4) och torsk (N = 2) (Figur 6). Det saknas helt studier av långtidseffekter av låg grumling på ägg och larver. Delvis kan det förklaras av att många arter har en snabb yngelutveckling och långsiktiga direktverkande effekter saknas. Sådana studier skulle vara mycket relevanta för flera höst- och vinterlekande arter med långa ägg- och larvstadier i kallt vatten (t.ex. sill/strömming, torskfiskar och plattfiskar).



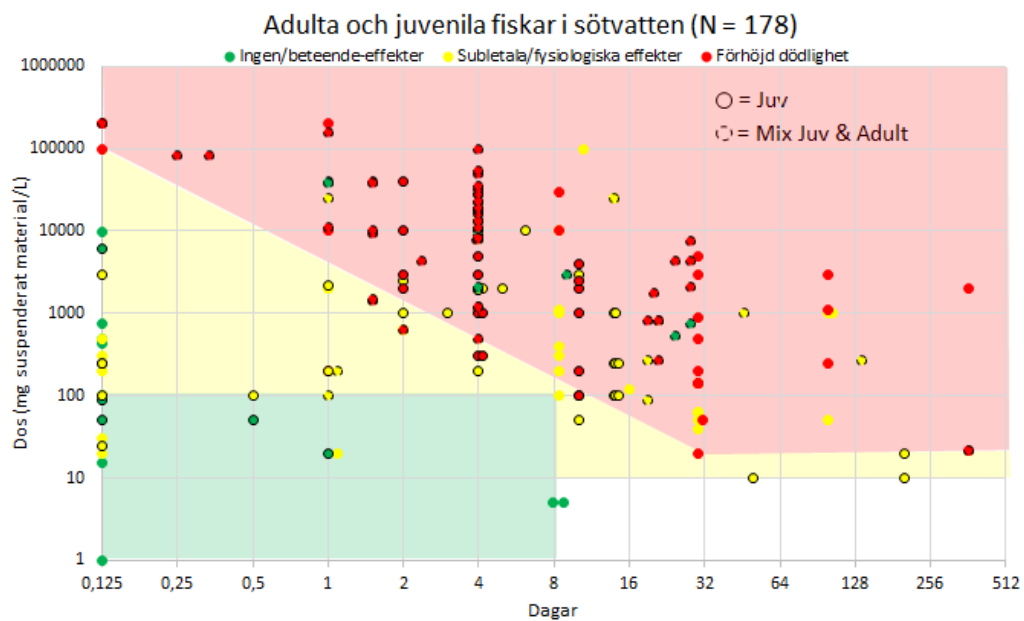
Figur 6. Responser på olika doser och varaktighet av grumling för ägg (utan svart kant) och larver (med svart kant) av fiskar som i huvudsak lever i brackvatten eller marina miljöer. Gröna cirklar är studier som inte kunnat påvisa någon tydlig förhöjd dödlighet, gula cirklar är studier där dödligheten ökade med max 30 procent relativt en kontroll och röda cirklar är studier med mer än 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responsen från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3).

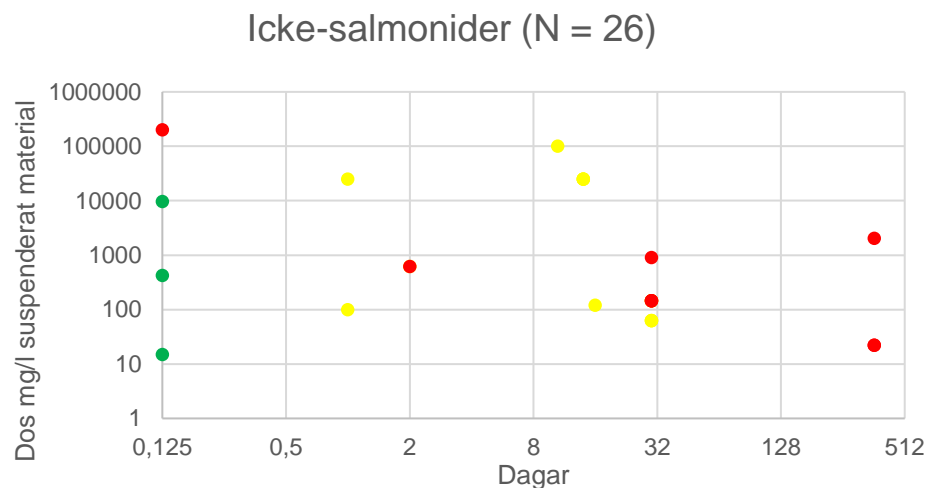
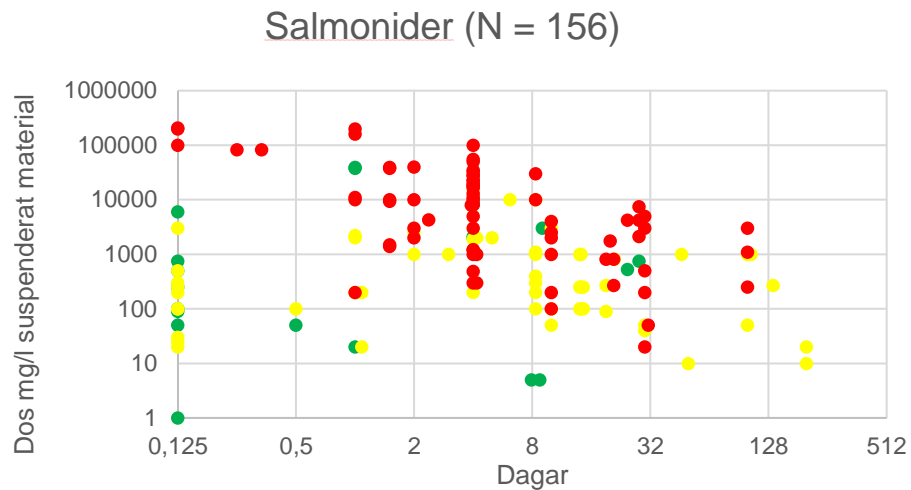
Ägg/larver av marina arter tycks klara doser på < 100 mg/l bra, åtminstone upp till två veckor. Data saknas för längre varaktigheter. Vid mycket korta grumlingar (1 h – 1 dag) tycks vissa arter överleva relativt höga doser, upp till cirka 500 mg/l. Brack- och saltvattensarters ägg och larver tycks vara tåligare för högre doser än ägg och larver av sötvattensarter. Larver är dock generellt känsliga för starka/kortvariga pulser på över 500 mg/l, medan ägg tycks klara sig hyfsat i uppåt en vecka. Fysiologiska responser observeras generellt från halter > 100 mg/L på mer än 1 dag, medan

signifikant förhöjd dödlighet börjar observeras vid 500 mg/L efter ett par dagar. Grönfisk, *Ophiodon elongates* (släkting till våra simpbor), och sill/strömming, *Clupea harengus*) tycks klara omfattande koncentrationer (> 500 mg/L) i över en månad (de gröna prickarna längst upp till höger i Figur 6).

### 6.2.3 Juveniler och adulter av fisk i sötvatten

Även för juvenila och adulta stadier av sötvattensfiskarter dominerar studier på lax-artade fiskar (N = 152), men det finns även en hel del genomförda studier av karp-fiskar, abborrartade fiskar, och malar (N = 26, Figur 7).





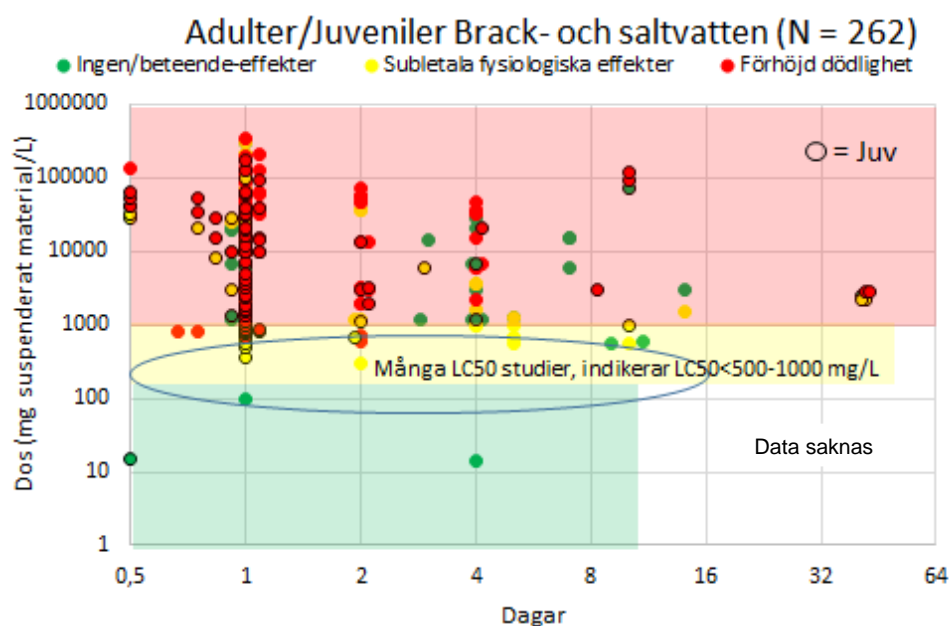
*Figur 7.* Den övre figuren visar responser på olika doser och varaktighet av grumling för juvenila (svart kant) och vuxna (ingen svart kant), samt när det inte går att avgöra (streckad svart kant) av fiskar som i huvudsak lever i sötvatten. Gröna cirklar är studier som inte kunnat påvisa någon tydlig effekt annat än eventuella beteendeeffekter, gula cirklar där tydliga fysiologiska responser kunde ses men den ökande dödligheten var < 30 procent relativt en kontroll, och röda cirklar är studier med > 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responsen från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3). De undre figurerna visar resultat för laxartade fiskar (mitten) och för andra arter av sötvattensfiskar (nederst).

Det finns överlapp mellan studier som visar liten/ingen påverkan och signifikant ökad dödlighet. Fysiologiska och subletala effekter börjar observeras vid halter om 100 mg/l och varaktigheter > 1 dag. Vid exponeringstider på över en vecka dominerar responser med subletala effekter och förhöjd mortalitet även vid relativt låga koncentrationer (20 mg/l). Både laxartade fiskar och andra sötvattensfiskar tycks vara känsliga för långa exponeringstider, medan de tycks klara relativt höga doser,

upp emot 10 000 mg/l, under kortvariga stötar (< 1 dag). Generellt gäller att juveniler klarar av grumlighet sämre än vuxna.

#### 6.2.4 Juveniler och adulter av fisk i bräckt och marint vatten

Det finns många studier gjorda på brackvattensfiskar (karp- och abborrartade fiskar) och marina fiskar (torskartade fiskar och stimlevande pelagiska arter som sill, anjovis och sardiner) (N = 262) (Figur 8). Dock är merparten av dessa studier så kallade LC50-studier<sup>7</sup> gjorda mellan 1–4 dagar, med ibland mycket höga doser av suspenderat material (>> 1 000 mg/l) och har låg relevans för faktiska förhållanden. Långtidsstudier längre än ett par veckor med relativt låga doser saknas tyvärr helt vilket gör det omöjligt att dra slutsatser om långtidseffekter.



Figur 8. Responser på olika doser och varaktighet av grumling för juveniler (svart kant) och vuxna (ingen svart kant) av fiskar som i huvudsak lever i brackvatten eller marina miljöer. Gröna cirklar är studier som inte kunnat påvisa någon tydlig effekt annat än eventuella beteendeeffekter, gula cirklar är studier där tydliga fysiologiska responser kunde ses, men den ökande dödligheten var < 30 procent relativt en kontroll, och röda cirklar är studier med > 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responsen från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3).

Av de tillgängliga studierna drar vi slutsatsen att de negativa fysiologiska och subletala responserna börjar vid koncentrationer mellan 500–1 000 mg/l, och vid högre

7. Mätningar av vid vilken koncentration ett ämne orsakar 50 procent dödlighet av en population under laborieförhållanden.

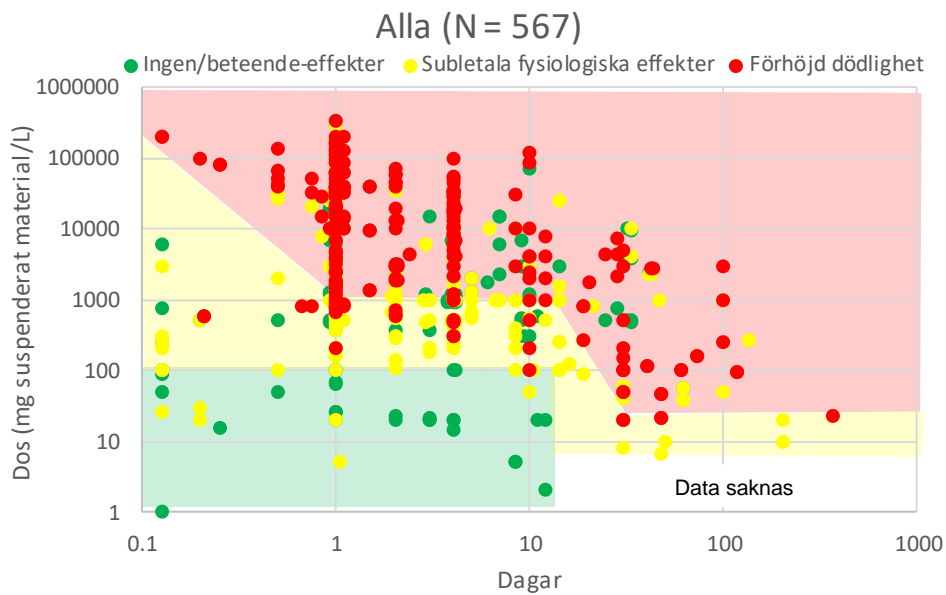
doser än så dominerar signifikant förhöjd dödlighet. Juveniler tycks generellt vara mer känsliga för högre doser än vuxna.

#### 6.2.5 Sammanvägning av alla studier av fisk

Denna liksom tidigare studier visat (Newcombe & MacDonald 1991) är sötvattensarter lite mer känsliga för långa exponeringstider och marina arter mer känsliga för höga koncentrationer, och ägg- och larvstadier generellt mer känsliga än juvenila och adulta stadier. Dock är variationen mellan arter/studier inom olika grupper så stor att det inte finns tydliga gränsdragningar, och det råder kunskapsbrist för relevanta arter för svenska förhållanden. För svenskt vidkommande kan det dessutom vara relevant att illustrera en samlad bild av marina och limniska arter för att täcka upp för Östersjöns unika fiskfauna med en blandning av sötvattensarter och marina arter. Dessutom finns det osäkerhet för vissa parameterkombinationer för vissa grupper, framför allt långtidseffekter av låga doser på marina arter. I brist på bättre data anser vi det rimligt att slå ihop olika grupper för att på så vis få en mer heltäckande bild av fiskars generella respons till dos och varaktighet (Figur 9). Få studier visar negativa effekter av grumling inom området  $< 100$  mg/l och  $< 14$  dagars exponering (Figur 9). Även om det saknas studier med en varaktighet på 1–2 veckor vid  $< 100$  mg/l för marina arter finns det inga tydliga bevis för att doser  $< 100$  mg/l skulle ha kraftig negativ direkt effekt på fisk. Vid exponeringstider på över en månad även vid lägre doser än  $< 100$  mg/l visar dock flera studier tydligt negativa effekter på fisk. Doser  $< 100$  mg/l mellan två veckor och en månad utgör en gråzon. Flera arter kan säkert klara en sådan grumling bra, medan andra arter riskerar att drabbas negativt, åtminstone över lite längre tidsperspektiv via indirekta effekter.

I studier med exponering längre än en månad observeras direkta fysiologiska och subletala effekter redan vid 10 mg/l och signifikant förhöjd dödlighet vid runt 20 mg/l. För koncentrationer  $> 10$  mg/l saknas långtidsstudier helt.





Figur 9. Responser på olika doser och varaktighet av grumling för alla studier. Gröna cirklar är studier som inte kunnat påvisa någon tydlig effekt annat än eventuella beteendeeffekter, gula cirklar är studier där tydliga fysiologiska responser kunde ses, men den ökande dödligheten var < 30 procent relativt en kontroll, och röda cirklar är studier med > 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responserna från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3).

För grumlingar kortare än 14 dagar börjar negativa responser visa sig tydligt vid cirka 1 000 mg/l, en slutsats som också flera tidigare studier gjort (Birtwell 1999; Wilber & Clarke 2001; Rich 2010), om det inte handlar om mycket korta exponeringstider på bara ett par timmar. Området mellan 100–1 000 mg/l utgör en gråzon där ett flertal arter, framför allt vuxna individer av brackvattensarter och marina arter klarar sig väl. Lite förvånande tycks ägg och larver av flera sötvattensfiskar (mestadels baserat på laxartade fiskar) också klara ganska höga grumlingshalter under en kortare period (< 1 vecka), men här är dock dataunderlaget bristfälligt.

Analyserna baseras på total mängd suspenderat material utan hänsyn till naturlig bakgrundsvariation eller typ av sediment, vilket naturligtvis kan påverka resultaten (Birtwell 1999; Rich 2010). Flera studier rekommenderar betydligt lägre grumlingshalter (< 25 mg/l) eller en tillåten höjning av bakgrunds-nivån med 5–10 mg/l, medan för naturligt väldigt grumliga vatten (> 250 mg/l) skulle en 10-procentig ökning vara acceptabel (Caux *et al.* 1997; Birtwell 1999). Eftersom åtminstone naturliga vatten med väldigt mycket suspenderat material är relativt ovanliga i Sverige (Brandt 1996 Sjöfartsverket 2013) kan en 10-procentig ökning vara ett tillämpligt alternativ om de naturliga bakgrunds-nivåerna ligger över 100 mg/l.

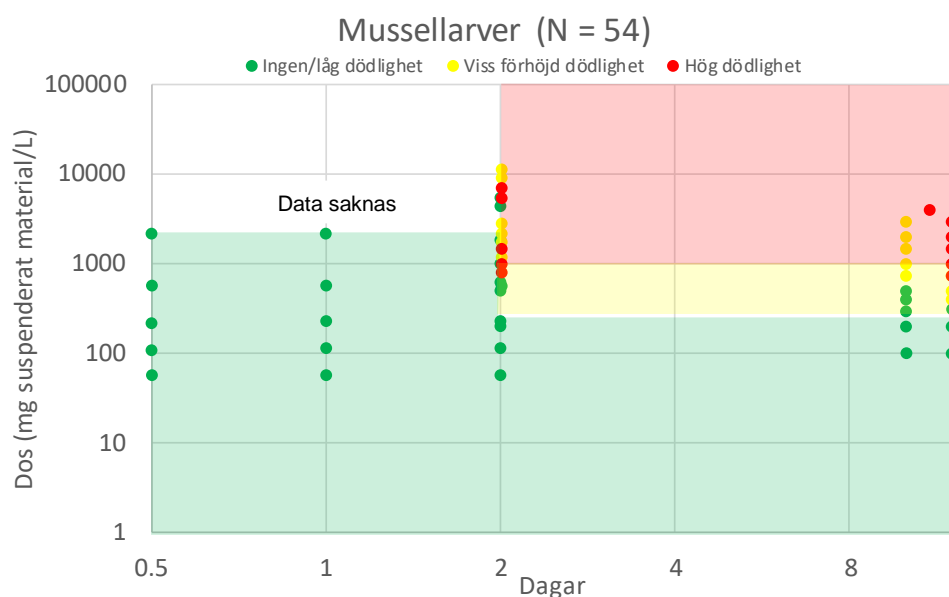
## 6.3 Responser av dos och varaktighet på skaldjur

Skaldjur (kräftdjur och mollusker/musslor) är ingen enhetlig grupp. De flesta muscellarerna har fastsittande adultstadium och kan inte flytta på sig (med få undantag som exempelvis kammussla) om de utsätts för grumling. Kräftdjuren kan däremot, precis som fiskarna, röra på sig och fly undan ogynnsamma grumlingsnivåer.

### 6.3.1 Mussellarver

Grumling upp till 500 mg/l i upp till 10 dygn leder inte till några signifikanta skadliga effekter på larver av venusmusslan *Mercenaria mercinaria*, medan larver av (amerikanska) ostronet *Crassostrea virginica* uppvisar ökad dödlighet vid 12 dygns exponering för grumlingsnivåer på 400 mg/l (se referenser i Wilber & Clarke 2001). Effekter av grumlingsexponering för larver av japanska jätteostron (*Crassostrea gigas*) har inte undersökts under så många dagar som de två arterna ovan, men bara två dagars exponering för nivåer på 800 mg/l leder till 50 procent dödlighet (Wilber & Clarke 2001). *Crassostrea virginica* uppvisar > 30 procent dödlighet vid 12 dygns exponering för 750 mg/l, medan *Mercenaria mercinaria* uppvisar samma mortalitet först vid 11 dygns exponering för en dos på 4 000 mg/l (Wilber & Clarke 2001).

Utifrån dessa tillgängliga studier (Figur 10) drar vi slutsatsen att mussellarver (N = 54) klarar grumlingshalter < 300 mg/l i upp till 12 dagar. Grumlingshalter > 1 000 mg/l tycks kunna leda till väsentligt förhöjd dödlighet redan efter ett par dagar, medan grumlingshalter mellan 300–1 000 mg/l kan leda till olika utfall beroende på art och studie. Långtidsstudier på mer än två veckor saknas. Detta är anmärkningsvärt, eftersom till exempel blåmusslors larver har utvecklingstider på över en månad i kallare vatten (Pechenik *et al.* 1990).



Figur 10. Responser på olika doser och varaktighet av grumling för tre arter av marina mussellarver (Japanskt jätteostron, amerikanskt ostron, venusmussla). Gröna cirklar är undersökningar som inte kunnat påvisa någon tydlig förhöjd dödlighet, gula cirklar är undersökningar där subletala effekter uppstod eller undersökningar där dödligheten ökade med max 30 procent relativt en kontroll, medan röda cirklar är studier med mer än 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responsen från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3).

### 6.3.2 Juvenila och vuxna musslor

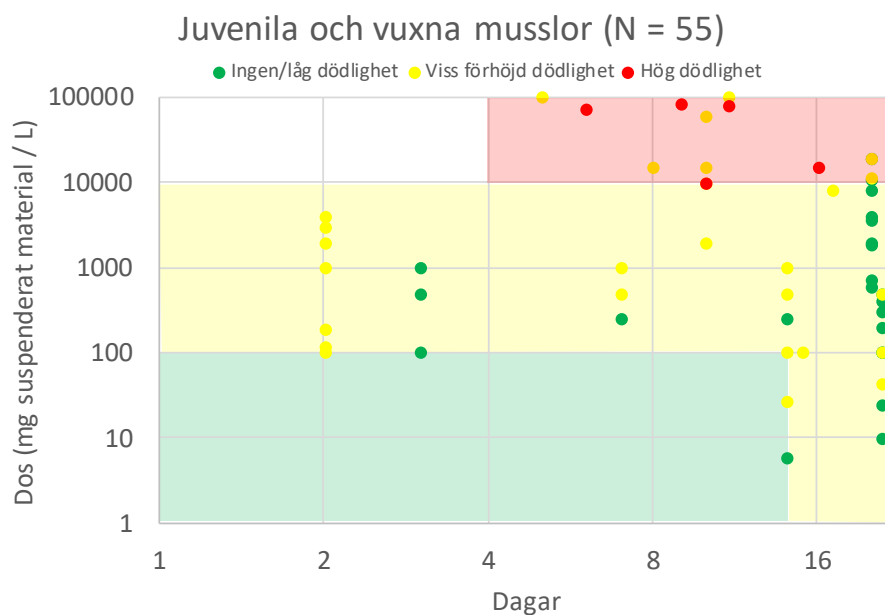
För venusmusslan *Mercenaria mercenaria*, blåmusslorna *Mytilus californianus* (amerikansk) och vanlig blåmussla *M. edulis* finns det uppgifter både för juvenila och vuxna musslor, medan för (amerikanska) ostronet *C. virginica*, musslan *Spisula subtruncata*, sandmusslan *Mya arenaria* och kammusslan *Agropecten irradians* finns enbart uppgifter för vuxna musslor (Wilber & Clarke 2001). Variationerna i olika arters respons är stor. Både juvenila och vuxna individer av framför allt blåmusselarterna tycks vara mycket tåliga för längre tids exponering för höga halter av grumling. Flera av de andra arterna visar subletala responser vid kortare tids exponering för betydligt lägre koncentrationer.

Den amerikanska blåmusslan *M. californianus* uppvisar inga effekter vid 20 dygns exponering för suspenderat material av koncentrationen 3700 mg/l och först vid 17 dygns exponering för koncentrationen 8100 mg/l är dödligheten över 10 procent (Peddicord 1980). Vuxna individer av *M. californianus* uppvisar 30 procent dödlighet vid en veckas exponering för halter i intervallet 10 000–75 000 mg/l och 50 procent av musslorna överlever 11 dygn i koncentrationer på 80 000 mg/l

(McFarland & Peddicord 1980). Vuxna individer av den vanliga blåmusslan *M. edulis* tycks vara ännu tåligare och uppvisar bara 10 procent dödlighet vid 11 dygns exponering för grumlighetsnivåer på 100 000 mg/l (McFarland & Peddicord 1980).

De övriga undersökta musslorna är betydligt känsligare (se Wilber & Clarke 2001 för referenser). Responserna för dessa mer känsliga arter består till exempel av minskad pumpning vid 2 dygns exponering för vid 1 000 mg/l (ostronet *C. virginica*), högre respiration vid 7 dagars exponering för nivåer på vid 500 mg/l (kammusslan *Agropecten irradians*), minskad tillväxt vid 21 dygns exponering för 500 mg/l (*S. subtruncata*), olika subletala responser efter 14–35 dagar (*M. arenaria*), samt minskad tillväxt vid 14 dygns exponering för 27 mg/l och vid 2 dygns exponering vid 100 mg/l (venusmusslan *M. mercinaria*).

Utifrån tillgängliga studier av juvenila och vuxna musslor (N = 55, Figur 11) drar vi slutsatsen att juveniler och vuxna musslor är mer känsliga för grumling än larver av musslor. Andra arter än *Mytilus* tycks klara grumlingshalter < 100 mg/l i upp till två veckor. Grumlingshalter > 100 mg/l kan leda till viss försämrad tillväxt även efter kortare exponering (två dagar). I områden där blåmussla dominerar tycks det dock krävas mycket höga grumlingshalter, > 10 000 mg/l, för att förhöjd dödlighet > 30 procent ska uppstå.

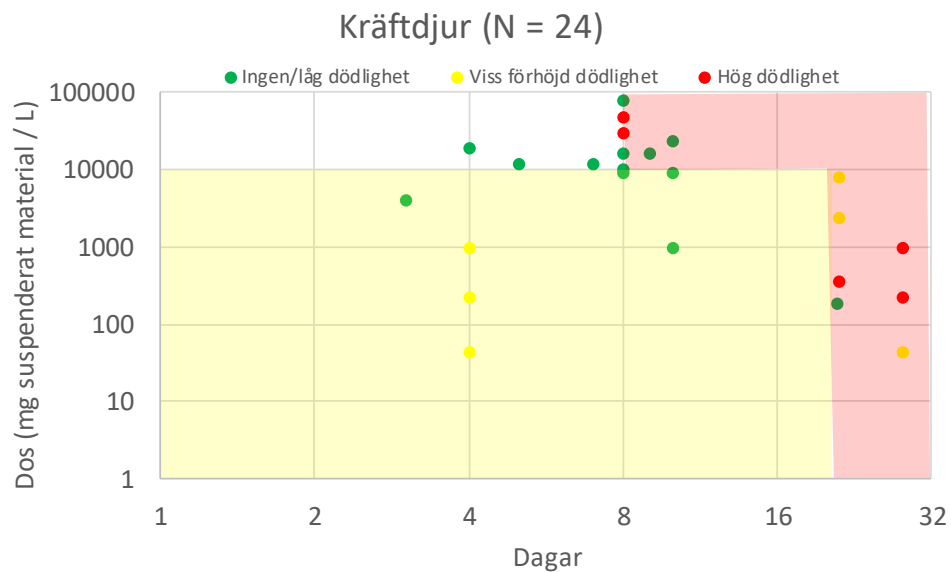


*Figur 11.* Responser på olika doser och varaktighet av grumling för juvenila och vuxna marina musselarter. Gröna cirklar är undersökningar som inte kunnat påvisa någon tydlig förhöjd dödlighet, gula cirklar är undersökningar där subletala effekter uppstod eller undersökningar där dödligheten ökade med max 30 procent relativt en kontroll, medan röda cirklar är studier med > 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responsen från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3).

### 6.3.3 Kräftdjur

I Wilber & Clarke (2001) finns uppgifter för sex olika kräftdjursarter. Precis som musslorna visar kräftdjuren tydliga skillnader i känslighet för dos och varaktighet i förhöjda grumlingsnivåer (Figur 12). Pungräkor (Mysider) är absolut känsligast bland de undersökta kräftdjuren och Nimmo *et al.* (1982) rapporterar > 30 procent dödlighet vid 28 dygns exponering för en grumlighet på 230 mg/l. Den japanska tigerräkan *Marsupenaeus japonicus* är också känslig med 10 procent dödlighet vid 21 dygns exponering för 180 mg/l och > 30 procent dödlighet vid 21 dygn exponering för 370 mg/l (Lin *et al.* 1992). De övriga undersökta kräftdjursarterna är betydligt mindre känsliga. Två räkararter uppvisar bara 10 procent dödlighet efter 8–10 dygn vid 16 000–24 000 mg/l och hälften av individerna överlever 8 dygn vid tre gånger högre koncentrationer (McFarland & Peddicord 1980).

Pungräkor (mysider) är vitt sprida runt Sveriges kuster och i vissa insjöar. De har relativt hög känslighet för grumlingshalter < 100 mg/l, även under kortare perioder (fyra dagar), varför det inte är möjligt att identifiera en kombination av dos och varaktighet för kräftdjur där grumling troligen har låg inverkan. Andra arter kräftdjur tycks vara bättre anpassade till grumliga miljöer och klarar av eller uppvisar endast subletala effekter upp till 10 000 mg/l även vid uppemot två veckors exponering.



Figur 12. Responser på olika doser och varaktighet av grumling för sex arter av marina kräftdjur. Gröna cirklar är undersökningar som inte kunnat påvisa någon tydlig förhöjd dödlighet, gula cirklar är undersökningar där subletala effekter uppstod eller undersökningar där dödligheten ökade med max 30 procent relativt en kontroll, medan röda cirklar är studier med > 30 procent ökad dödlighet. De färgade ytorna visar den huvudsakliga responsen från olika studier för en viss kombination av dos och varaktighet (se Tabell 3).

#### 6.3.4 Sammanvägning av resultat på musslor och kräftdjur

Liksom fiskar uppvisar musslor och kräftdjur en mellanartsvariation i känslighet för grumling. Lite oväntat tycks mussellarver generellt vara minst känsliga (klarar doser > 300 mg/l) medan vissa arter av kräftdjur (pungräkor) tycks vara mest känsliga. Resultaten baseras på ganska få arter vilket ger stor osäkerhet kring hur grumling påverkar dessa grupper mer generellt. Långtidsstudier av grumling saknas för både musslor och kräftdjur, vilket ökar osäkerheterna än mer, även om dosen verkar betyda mer än varaktigheten för musslors och skaldjurs känslighet.

Endast få arter relevanta för svenska vatten förekom också i dess studier. Blåmusslan var ett undantag och klarar mycket höga grumlingshalter (>> 1 000 mg/l). En för Sverige relevant art är Flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) som lever i vattendrag är hotad både i Sverige och globalt, som uppenbart skiljer sig från de andra studierna genom att vara väldigt känslig för grumligt vatten (Skinner *et al.* 2003, Österling *et al.* 2010). Dock saknas det studier som visar hur arten påverkas av olika doser och varaktighet av grumling. I sin avhandling visar Österling (2006) att flodpärlmusslan saknar lokal reproduktion när grumlingshalten går upp mot 10 mg/l (motsvarande 4 NTU). En annan relevant art för svenska vatten som saknar data är flodkräftan (*Astacus astacus*). I en inventering av centraleuropeiska sjöar fann Svobodová *et al.* (2012) ingen skillnad i förekomst av flodkräftor i sjöar med olika mängd suspenderat material, så slutsatsen är att andra faktorer än grumling är viktigare för flodkräfta.

## 7 Slutsatser

Litteratursammanställningen över direkta effekter på fisk och skaldjur visar tydligt att muddringsarbeten med lägre grumling, kan ha längre utförandetider, medan aktiviteter som ger högre grumling bör ske under kortare perioder. Det finns inga tydliga gränser för när grumling orsakar negativ inverkan på fisk och skaldjur, utan varierar mellan arter, när på året muddringen/dumpningen sker, miljöer och sedimenttyper. Få studier visar på direkta negativa effekter av grumling på fisk och skaldjur inom området 100 mg/l och 14 dagars exponering, oavsett vatten och sedimenttyp (Figur 9–12), där pungräkor utgör ett undantag (Figur 12). Data saknas också för en del relevanta arter för svenska förhållanden, till exempel flodpärlmussla (sötvatten) som kan vara en känslig art.

För att undvika påtagliga direkta negativa effekter av grumling på fisk och skaldjur bör därför totala koncentrationen av suspenderat material vara lägre än 100 mg/l, men absolut inte över 1 000 mg/l och då inte längre tid än max 24 h. Det saknas studier på långvarig exponering av relativt låga doser för flertalet taxonomiska eller funktionella grupper av fiskarter. En varaktighet av maximalt 100 mg/l uppemot två veckor tycks inte orsaka någon kraftigt förhöjd dödlighet för de allra flesta arter och livsstadier, speciellt om vattnet är kallt och syrerikt.

De koncentrationer på runt 100 mg/l som tycks ge små direkta effekter på fisk och skaldjur skiljer sig markant från dagens miljökvalitetsnorm på maximalt 25 mg/l suspenderat material för laxfiskvatten och andra fiskvatten, eller den 30-procentiga ökning som gäller för musselvatten. Skillnaden här är att miljökvalitetsnormen inte tar uttrycklig hänsyn till varaktighet. Vår litteratursammanställning visar emellertid att vid exponeringstider på längre än 2–4 veckor sjunker doser som orsakar direkta negativa responser till 20–25 mg/l, alltså i paritet eller till och med lägre än dagens miljökvalitetsnorm.

Om ett uppgrulande arbete beräknas orsaka koncentrationer av suspenderat material som överstiger 25 mg/l bör alltså åtgärden antingen koncentreras till ett samlat tillfälle istället för att spridas ut i tid givet att koncentrationerna i det berörda området kan hållas < 100 mg/l för att undvika direkt negativ påverkan på fisk och

skaldjur. Om det inte heller kan anses möjligt bör muddringen eller uppgrumlande arbete ske uppdelat över tid (över ett eller flera år för att fisk och skaldjurssamhällen ska kunna återhämta sig), eller om möjligt flytta muddring inom ett större område till olika tider under året, för att undvika grumlingsperioder överstigande 20 mg/l i mer än 2 veckor inom ett område.

Det är viktigt att betona att responser till suspenderat material hos fisk och skaldjur endast tar hänsyn till den direkta fysiologiska inverkan. Indirekta effekter på beteende, syrebrist, födoval, reproduktion eller andra vattenlevande organismer som växtlighet och bottenlevande djur har inte tagits hänsyn till. Det måste beaktas om det inom ett område kan finnas känsligare arter än fisk och skaldjur, som kan påverka fisk och skaldjur genom habitatdegradering. Speciellt ålgräsängar, som är ett viktigt habitat för många fiskar, klarar inte mer än 15 mg/l suspenderat material under längre perioder. Habitatdegradering orsakar sämre möjligheter för fisk och skaldjur att reproducera sig och hitta föda, eller blir mer utsatta för predation när strukturbildande habitat och växter försvinner. Vårt fokus har varit på fisk och skaldjur och vi har inte kunnat ta fram mer generella kvantitativa värden för när dessa indirekta effekter uppstår på fisk och skaldjur. Andra vegetationstyper och habitat än ålgräs tycks klara högre halter suspenderat material och sedimentering, och i många fall är stora delar av bottenekosystem återställda inom fem år, även om det finns flera undantag.

Själva poängen med muddringar är ofta att ändra hydromorfologin i ett område, även dumpningar kan påverka hydromorfologin, och därmed vattenströmmar, djup och sediment/sedimentering och vegetationstyper. Dessa effekter kan komma att dröja sig kvar länge och därmed påverka fisk och skaldjurssamhällen under flera år. I fall där det finns kvar områden för organismer att återkolonisera och hydromorfologin inte ändrats nämnvärt har botten- och fiskesamhällen åtminstone funktionellt i de flesta fall återhämtat sig efter 5–10 år, men vid stora ingrepp och då hydromorfologin ändrats kan det ta mycket längre tid.

För att minimera inverkan på fisk och skaldjur bör uppgrumlande verksamhet ske under perioder då minst antal arter påverkas, eller när de mest känsliga arterna påverkas minst. Då detta är plats- och habitatspecifikt är det viktigt att göra plats-specifika bedömningar av vilka perioder som påverkar fisk och skaldjur minst i det aktuella området. Generellt bör perioder då många arter leker eller vandrar undvikas för att minimera den sammanlagda effekten av grumling på fiskesamhällen. Hänsyn ska även tas till bottensubstrat, vegetation och strukturer viktiga för exempelvis lek, födosök eller andra faktorer som bidrar till ansamling av fisk.

Några konkreta punkter att tänka på vid arbeten som orsakar uppgrumling för att minimera påverkan av uppgrumlat vatten på fisk och skaldjur:



1. Undersök den naturliga bakgrunds-nivån av suspenderat material i vattnet under den period arbetet ska ske. Etablera också kännedom om hur bakgrunds-nivån varierar över kalenderåret i området för att förstå om biologin är anpassad efter fluktuationer i grumlingshalter eller inte.
2. Inventera vilka arter som finns i det aktuella området under aktuell tidsperiod.
3. Använd filterfunktionen i Havs- och vattenmyndighetens applikation Lektidsportalen och sammanställ lektidsperioder eller annan särskilt känslig period för de arter som upprätthåller sig i det berörda området.
4. Undvik muddring- och dumpningsaktiviteter under lekperioder och andra känsliga perioder (inklusive ägg- och larvfaser), under de perioder då flest känsliga perioder sammanfaller.
5. Fastställ hur lång tid grumlingsaktiviteten kan hålla på. Efter två till fyra veckor vid doser högre än 20 mg/l suspenderat material inom ett och samma område kan direkta negativa effekter på fisk och skaldjur förväntas.
6. Vid kortvariga uppgrumlingar på mindre än två veckor kan halter av suspenderat material tillfälligt vara högre, men bör inte överstiga 100 mg/l suspenderat material för att undvika direkta negativa effekter på fisk och skaldjur. Dock bör ingen uppgrumling ske alls under perioder då grumlingen kan påverka sociala beteenden som lek, migration eller födoperioder (för fisk som föder levande ungar).
7. Beakta hur muddring eller dumpning kan påverka vegetation och andra organismer på lång sikt. Finns det känslig vegetation (t.ex. fröväxter) eller andra bottenlevande djur som kan påverkas av uppgrumling och sedimentering i området? Kan det i så fall påverka fisk och skaldjur indirekt? Finns det risk att lekomyråden eller viktiga habitat för fisk förändras eller påverkas negativt som följd av ändrade vattenförhållanden? Hur kan återkolonisering påskyndas?
8. Fundera på om det behövs eller finns möjlighet för kompensationsåtgärder eller habitatrestaureringar som kan påskynda återhämtningen av fisk- och skaldjurs-samhällen efter det att arbeten som orsakat uppgrumling upphört.
9. Om det finns risk att muddring eller dumpning påverkar vattenkvalitet så att negativa effekter på fisk- och skaldjur är osäkra (gult område i Fig. 5-11) eller kan förväntas (rött område i Fig. 5-11) bör skyddsåtgärder vidtas. Olika typer och förslag på åtgärder finns redovsat i Kap. 4 i Havs- och vattenmyndighetens (2018) Muddring och hantering av muddermassor – Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken.
10. Om uppgrumlande arbeten ändå beräknas överstiga 100 mg/l eller fortgå över två veckor bör arbetet delas upp över tid och säkerställa att återkolonisering kan ske från närliggande områden, så kallad intermittent arbete.

## Referenslista/References

- Ailstock, M.S., Hornor, S.G., Norman, C.M. & Davids, E.M. (2002). Resuspension of sediments by watercraft operated in shallow water habitats of Anne Arundel County, Maryland. *Journal of Coastal Research*, 37, 18–32.
- Anchor Environmental (2003). *Literature review of effects of resuspended sediments due to dredging operations*. Los Angeles Contaminated Sediments Task Force Los Angeles, California.
- Andersson, S. 2010. *Biologiska undersökningar i samband med muddring av Örserumsviken – Slutrapport*. Linnéuniversitetet, Institutionen för naturvetenskap Rapport 2010:3. ISSN 1402–6198.
- Andersson, M.H. & Sigraý, P. (2011). *Ljud från pålning av vindkraftfundament - påverkan på fiskbe-teende*. Naturvårdsverket, 44 s.
- Appelberg, M. & Odelström, T. (1986). Habitat distribution, growth and abundance of the crayfish *Actacus astacus* L. in the littoral zone of four neutralized lakes. In: Appelberg, M. 1986. *The crayfish Actacus astacus L. in acid and neutralized environments*. PhD Dissertation, Uppsala universitet.
- Auld, A.H., & Schubel, J.R. (1978). Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: a laboratory assessment. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 6, 153–164.
- Barrett, J.C., Grossman, G.D. & Rosenfeld, J. (1992). Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121, 437–443.
- Barrio Frojan, C.R.S., Boyd, S.E., Cooper, K.M., Eggleton, J.D. & Ware, S. (2008). Long-term benthic responses to sustained disturbance by aggregate extraction in an area off the east coast of the United Kingdom. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 204–212.
- Barton, B.A. (1977). Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. *Freshwater Biology*, 7, 99–108.
- Bataillard, P., Grangeon, S., Quinn, P., Mosselmans, F., Lahfid, A., Wille, G., Jouliau, C. & Battaglia-Brunet, F. (2014). Iron and arsenic speciation in marine sediments undergoing a resuspension event: the impact of biotic activity. *Journal of Soils and Sediments*, 14, 615–629.
- Beachler, M.M. & Hill, D.F. (2003). Stirring up trouble? Resuspension of bottom sediments by recreational watercraft. *Lake and Reservoir Management*, 19, 15–25.
- Berg, L. & Northcote, T.G. (1985). Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 1410–1417.
- Berkman, H.E., Rabeni, C.F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18, 285–294.

- Berman, C.H. & Quinn, T.P. (1991): Behavioral thermoregulation and homing by spring Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum), in the Yakima River. *Journal of Fish Biology*, 39, 301–312.
- Bhargava, D.S., & Mariam, D.W. (1990). Spectral reflectance relationships to turbidity generated by different clay materials. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56, 225–229.
- Birtwell, I.K. (1999). *The effects of sediment on fish and their habitat*. Fisheries and Oceans Canada, Canadian Stock Assessment Criteria, Research Document 99/139. Ottawa. ISSN 1480–4883.
- Bjornn, T.C., Brusven, M.A., Molnau, M.P., Milligan, J.H., Klmat, R.A., Chacho, E. & Schaye, C. (1977). *Transport of granitic sediment in streams and its effects on insects and fish*. University of Idaho Forest, Wildlife and Range Experiment Station Bulletin 17, Moscow.
- Blomqvist, S. (1981). *Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning*. Naturvårdsverket SNV, pm 1613, 113 s.
- Bolam, S.G., Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M. & Garnacho, E. (2006). Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 415–426.
- Bone Q., Marshall, N.B. & Blaxter, J.H.S. (1995). *Biology of fishes*. Second edition. Blackie Academic & Professional, Glasgow
- Bonsdorff, E. (1983). Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. *Oceanologica Acta*, Proc. 17th European Marine Biology Symposium, Brest, France, 27 September - 1 October 1982, pp 27–32.
- Bonsdorff, E., Karlsson, O., & Leppäkoski, E. (1984). Ecological changes in the brackish water environment of the Finnish west coast caused by engineering works. *Ophelia Suppl.*, 3, 33–44.
- Boyd S.E., Rees, H.L. & Richardson, C.A. (2000). Nematodes as sensitive indicators of change at dredged material disposal sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 805–819.
- Boyd, S.E. & Rees, H.L. (2003). An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 1–16.
- Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Cooper, K.M. & Campbell, S. (2003). Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 209–223.
- Brandt, M. (1996). *Sedimenttransport i svenska vattendrag exempel från 1967–1994*. SMHI.
- Bruton, M.N. (1985). The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia*, 125, 221–241.
- Burton C.S., Kim J., Clarke, D.G. & Linkov I. (2008) A risk-informed decision framework for setting environmental windows for dredging projects. *Science of the Total Environment*, 403, 1–11.
- Cairns, J. Jr. (1968). Suspended solids standards for the protection of aquatic organisms. *Engineering Bulletin Purdue University*, 129, 16–27.
- Caux, P.Y., Moore, D.R.J. & MacDonald, D. (1997). *Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments*. Technical Appendix. Prepared for BC Ministry of Environment, Land and Parks. April, 1997.
- Cederholm, C.J. & Salo, E.O. (1979). The effects of logging road landslide siltation on the salmon and trout spawning gravels of Stequaliho Creek and the Clearwater River basin, Jefferson County, Washington. *Fishery Research Institute Report FRI-UWC7915*, University of Washington, Seattle, Washington. 133 p.
- CEFAS (2003). *Preliminary investigation of the sensitivity of fish to sound generated by aggregate dredging and marine construction*. Defra project AE0914.
- Chapman, D.W. (1988). Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117, 1–22.

- Churchill, J.H. (1989). The effect of commercial trawling on sediment resuspension and transport over the middle Atlantic Bight continental shelf. *Continental and Shelf Research*, 9, 841–864.
- Clarke, S.J. & Wharton, G. (2001). Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Science of the Total Environment*, 266, 103–112.
- Cooper, A.C. (1965). The effect of transported stream sediments on the survival of sockeye and pink salmon eggs and alevin. *Bulletin XVIII. International Pacific salmon fisheries commission*, New Westminster, B.C., Canada.
- Cooper, K.M., Boyd, S.E., Eggleton, J.D., Limpenny, D.S., Rees, H.L. & Vanstaen, K. (2007). Recovery of the seabed following marine aggregate dredging on the Hastings Shingle Bank off the southeast coast of England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75, 547–558.
- Craig, J.F., & Babaluk, J.A. (1989). Relationship of condition of walleye (*Stizostedion vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*) to water clarity, with special reference to Dauphin Lake, Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46, 1581–1586.
- Davison, D.M. & Hughes, D.J. (1998). *Zostera* biotopes: An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs, Vol. 1. Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project). *Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project), Vol. 1.*, <http://www.english-nature.org.uk/uk-marine>
- De Groot, S.J. (1979). The potential environmental impact of marine gravel extraction in the North Sea. *Ocean Management*, 5, 233–249.
- De Walt, R.E., & Olive, J.H. (1988). *Effects of eroding glacial silt on the benthic insects of Silver Creek, Portage County, Ohio.*
- Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P.W. & Batiuk, P.A. 1993. Assessing Water Quality with Submersed 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, 1428–1438.
- Desprez, M., Pearce, B. & Le Bot, S. (2010). Biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site: Dieppe (eastern English Channel). *ICES Journal of Marine Science*, 67, 270–277.
- Desprez, M., Le Bot, S., Duclos, P.A., De Roton, G., Villanueva, M., Ernande, B. & Lafite, R. (2014). Suivi des impacts de l'extraction de granulats marins. *Synthèse des connaissances 2012 (GIS SIEGMA)*. Ed. PURH, University of Rouen. 43 pp.
- Dreschler, J., Ainslie, M.A.A. & Groen, W.H.M. (2009). Measurements of underwater background noise – Maasvlakte 2. *TNO Report No. TNO-DV 2009 C212*. 47 pp.
- Duffy, J.E., Hughes, A.R. & Moksnes, P-O (2014). Ecology of seagrass communities. *Marine Community Ecology and Conservation*, M. D. Bertness *et al.* (eds), Sunderland, USA, Sinauer Associates Inc.
- Engdahl, A., Törnqvist, O., Wiman, S. & Thulin, S. 2011. *Fjärranalys för uppföljning av långtidsgrunling från muddring*. Metria Geoanalys, Stockholm.
- 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., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L. & Moksnes, P-O. 2017. The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast - Ecological impact and legal challenges. *Ocean and Coastal Management*, 148, 182–194.
- 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, 339–349.

- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5, 69–80.
- Fraser, N.H.C. & Metcalfe, N.B. (1997). The costs of becoming nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic salmon. *Functional Ecology*, 11, 385–391.
- Fångstam, H. & Lundqvist, H. 1990. Flodkräftans (*Astacus astacus*) och signalkräftans (*Pacifastacus leniusculus*) biologi, med inriktning mot svenska förhållanden. Kompendium Nr. 4. Institutionen för vattenbruk, SLU Umeå.
- Gardener, M.B. (1981). Effects of turbidity on feeding rates and selectivity of bluegills. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110, 446–450.
- Ghosh, U. (2002). Contaminated Aquatic Sediments. *Water Environment Research*, 74, 1175–1238.
- Graca, B., Burska, D. & Matuszewska, K. (2004). The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water Air and Soil Pollution*, 158, 237–259.
- Gregory, R. S., & Levings, C. D. (1998). Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127, 275–285.
- Gucinski, H. (1982). Sediment suspension and resuspension from small-craft induced turbulence. *U.S. EPA Chesapeake Bay Program, EPA 600*, 13-82-084.
- Guerra-García, J.M., Guerra-García, J.C. (2006) Recolonization of defaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 328–342.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R. & Granmo, Å. (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning – en litteratursammanställning. *Naturvårdsverkets Rapport 5999*, 72 s.
- Hansen, J.P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å.N., Donadi, S., Eriksson, B.K. & Eklöf, J.S. (2018). Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio*, 48, 539–551.
- Hardisty, M.W. (1979). Biology of the cyclostoms. *University Press*, Cambridge.
- Harvey, M., Gauthier, D. & Munro, J. (1998). Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse h Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36, 41–55.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015). *God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön.*
- Havs- och vattenmyndigheten (2018). Muddring och hantering av muddermassor – Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19*. HELCOM (2018). State of the Baltic Sea. Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. HELCOM, Helsingfors.
- Hill, A.S., Veale, L.O., Pennington, D., Whyte, S.G., Brand, A.R. & Hartnoll, R.G (1999). Changes in Irish Sea Benthos: Possible Effects of 40 years of Dredging. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48, 739–750.
- Hill, J.M., Marzioletti, S. & Pearce, B. (2011). Recovery of Seabed Resources Following Marine Aggregate Extraction. In: Newell, RC, Measures, J. (eds) *Marine ALSF Science Monograph Series No. 2*. MEPF 10/P148. 44 pp.
- Holmes, J.A. (1986). The impact of dredging and spoils disposal on Hamilton Harbor fisheries: Implications for rehabilitation. *Canadian Technical Report Fisheries Aquatic Sciences*, 1498, 1–155.
- Humborstad, O.B., Jørgensen, T., & Grotmol, S. (2006). Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Marine Ecology Progress Series*, 309, 247–254.

- Hygum, B. (1993). Miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning. – Et litteraturstudie om de biologiske effekter af råstofindvinding i havet. Danmarks Miljøundersøgelser. - *Faglig rapport fra DMU nr. 81*.
- Håkanson, L. & Rosenberg, R. (1985). Praktisk kustekologi. *SNV PM 1987*, Solna, 110 s.
- ICES (2016). *Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT)*. Gdansk, Poland, 185 s.
- Je C-H., Hayes, D.F. & Kim, K.-S. (2007). Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model. *Chemosphere*, 70, 187–195.
- Johnston, D.W. & Wildish, D.J. (1981). Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, 307–314.
- Johnston, D.D., & Wildish, D.J. (1982). Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 29, 261–267.
- Kamler, E. (1992). Early life history of fish, an energetics approach. *Fish and fisheries, vol 4*. Chapman & Hall, London
- Karlsson, R.-M., Almström, H. & Berglind, R. (2004). Miljöeffekter av undervattenssprängningar: en litteraturstudie: användarrapport. *Totalförsvarets forskningsinstitut*. NBC-skydd, Umeå.
- Karr, J.R. (1991). Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1, 66–84.
- Karås, P. (1999). Recruitment areas for stocks of perch, pike and pikeperch in the Baltic. *Rapport, Fiskeriverket (Sweden)*.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes*, 25, 1800–1821.
- Kerr, S.J. (1995). Silt, turbidity and suspended-sediments in the aquatic environment: An annotated bibliography and literature review. *Technical Report TR-008*, Ontario Ministry of Natural Resources, Southern Region Science and Technology Transfer Unit.
- Kjørboe, T., Mohlenberg, F. & Nohr, O. (1980). Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material. *Ophelia*, 19, 193–205.
- Kiirikki, M (1996). Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 31, 225–232.
- Kjelland, M.E., Woodley, C.M., Swannack, T.M. & Smith, D.L. (2015). A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment Systems and Decisions*, 35, 334–350.
- Klein, R. (2007). The effects of marinas & boating activity upon tidal waterways. *Community & Environmental Defense Services, Maryland*.
- Koch, E.W. (2002). Impact of boat-generated waves on a seagrass habitat. *Journal of Coastal Research*, 37, 66–74.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E.J., Celmer, Z., Dainys, J., Jokinen, H., Kääriä, P., Kallasvuo, M., Lappalainen, A., Lozys, L., Möller, P., Orio, A., Rohtla, M., Saks, L., Snickars, M., Støttrup, J., Sundblad, G., Taal, I., Ustups, D., Verliin, A., Vetemaa, M., Winkler, H., Wozniczka, A. & Olsson, J. (2018). Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204, 14–30.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A. & Olsson, J. (2019a). Fysisk påverkan och biologiska effekter i kustvattenmiljön. *Havs- och vattenmyndighetens Rapport (Under utgivning)*.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A. & Olsson, J. (2019b). Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. *Havs- och vattenmyndighetens Rapport (Under utgivning)*.

- 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.
- Last, K.S., Hendrick, V.J., Beveridge, C.M. & Davies, A.J. (2011). Measuring the effects of suspended particulate matter and smothering on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging. *Report for the Marine Aggregate Levy Sustainability Fund*, Project MEPF 08/P76. 69 pp.
- Langer, O. (1980). Effects of Sedimentation on Salmonid Stream Life. Department of Indian Affairs, Whitehorse, Yukon Territory. *Report on the Technical Workshop on Suspended Solids on the Aquatic Environment*. Environment Protection Service, West Vancouver, BC.
- Larson, F., & Sundbäck, K. (2012). Recovery of microphytobenthos and benthic functions after sediment deposition. *Marine Ecology Progress Series*, 446, 31–44.
- Lewis, M.A., Weber, D.E., Stanley, R.S. & Moore, J.C. (2001). Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution*, 115, 161–171.
- Lin, H., Charmantier, G., Thuet, P. & Trilles, J., 1992. Effects of turbidity on survival, osmoregulation, and gill Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup> ATPase in juvenile shrimp *Penaeus japonicus*. *Marine Ecology Progress Series*, 90, 31–37.
- Ljunggren, L. & Sandström, A. (2007). Influence of visual conditions on foraging and growth of juvenile fishes with dissimilar sensory physiology. *Journal of Fish Biology*, 70, 1319–1334.
- Lundberg, C., Ögård, J., Ek, M. & Snickars, M. (2012). Undervattensmiljön i norra Östersjön: Viktigt att tänka på vid havsnära planering. *Närings-, trafik- och miljöcentralen. Rapporter 70*. 56 s.
- Lyngby, J.E. & Mortensen, S.M. (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17, 345–354.
- Magnusson, M. (2007). Kontrollprogram för mudderdeponien vid Vinga 2007, *Marine Monitoring vid Kristineberg AB*.
- McFarland, V.A. & Peddicord, R.K. (1980). Lethality of a suspended clay to a diverse selection of marine and estuarine macrofauna. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 9, 733–741.
- McKee, J.E. & Wolf, H.W. (1963). Water Quality Criteria. California State Water Quality Control Board Publication, 3-A, 548p.
- Meriläinen, P., Lahdelma, I., Oikari, L., Hyötyläinen, T. & Oikari, A. (2006). Dissolution of resin acids, retene and wood sterols from contaminated lake sediments. *Chemosphere*, 65, 840–846.
- Messieh, S.N., Wildish, D.J., & 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*.
- Mikkelsen, O.A. & Pejrup, M. (2000) In situ particle size spectra and density of particle aggregates in a dredging plume. *Marine Geology*, 170, 443–459.
- 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 vattenmyndigheten, *Rapport nummer 2016:8*, 148 s (inklusive bilagor), ISBN 978-91-87967-16-0.
- Moksnes, P.-O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S. & Infantes, E. (2016b). Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige: Vägledning. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9*. 146 sidor. ISBN 978-91-87967-17-7.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen, J. Albertsson, J., et al. (2019). *Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige*. Havsmiljöinstitutet, Göteborg.

- Mol, J.H. & Ouboter, P.E. (2004). Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. *Conservation Biology*, 18, 201–214.
- 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. & Arthington, A. H. (1998). The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 3: 1–17.
- Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T. & Thomsen, F. (2010). Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. COWRIE Ref: *Fish 06-08, Technical Report*. 31st March 2010.
- Naturvårdsverket (2005). Åtgärdsprogram för bevarande av flodpärlmussla. *Rapport 5429*, Stockholm.
- Newcombe, C.P. & MacDonald, D.D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11, 72–82.
- Newcombe, C.P. (2003). Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water. *Journal of the American Water Resources Association*, 39, 529–544.
- Newcombe, C.P. & Jensen, J.O. (1996). Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management*, 16, 693–727.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J. & Hitchcock, D.R. (1998). The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography Marine Biology*, 36, 127–178.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Robinson, J.E., Simpson, N.M., Pearce, B. & Reeds, K.A. (2004). Impacts of Overboard Screening on Seabed and Associated Benthic Biological Community Structure in Relation to Experimental Marine Aggregate Extraction. Technical Report to the Office of the Deputy Prime Minister (ODPM) and Minerals Industry Research Organisation (MIRO). *Project No SAMP.1.022. Marine Ecological Surveys Limited, St. Ives, Cornwall*. 152 pp.
- Nielsen, P.E. (1997). Sediment Spill and Sedimentation in connection with Dredging and Construction Work in Marine Environments. *Report submitted to the ICES Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem*, Copenhagen, 1997.
- Nilsson, H.C. (2004). Säkerhetshöjande åtgärder i farlederna till Göteborg. Kontrollprogram miljö; 8.5 *Sedimentspridning 2004–9*. Marine Monitoring vid Kristineberg AB.
- Nimmo, D.R., Hamaker, T.L., Matthews, E. & Young, W.T. (1982). The long-term effects of suspended particulates on survival and reproduction of the mysid shrimp, *Mysidopsis bahia*, in the laboratory. In Mayer, G.F. (ed.), *Ecological Stress and the New York Bight. Estuarine Research Federation, Columbia, South Carolina*, pp 413–422.
- Norkko, A., Rosenberg, R., Thrush, S.F. & Whitlatch, R.B. (2006). Scale- and intensity-dependent disturbance determines the magnitude of opportunistic response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330, 195–207.
- Nyberg, J., Schoning, K., Grånäs, K., Nordström, S., Nordgren, P., Svensson, A., Lingsten, L., Hammar, L., Hemmingsson, M. & Tingström, L. (2017). Förutsättningar för utvinning av marin sand och grus i Sverige. *SGU-rapport: 2017:05*. Diarie-nr: 21-2973/2015.
- O'Connor, W. & Andrew, T. (1998). The effects of siltation on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., embryos in the River Bush. *Fisheries Management and Ecology*, 5, 393–401.
- Olsson, T.I. & Persson, B.-G. (1988). Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Archives for Hydrobiology*, 4, 621–627.
- Onuf, C.P., (1994). Seagrasses, dredging and light in Laguna Madre, Texas, USA. *Estuar Coast Shelf S* 39: 75–91.



- Pavanelli, D., & Bigi, A. (2005). Indirect methods to estimate suspended sediment concentration: reliability and relationship of turbidity and settleable solids. *Biosystems Engineering*, 90, 75–83.
- Peddicord, R.K. (1980). Direct effects of suspended sediments on aquatic organisms. In Baker, R.A. (ed.), *Contaminants and Sediments. Volume 1. Fate and transport, case studies, modeling, toxicity*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, pp 501–536.
- Pechenik, J.A. Eyster, L.S., Widdows, J., & Bayne, B.L. 1990. The influence of food concentration and temperature on growth and morphological differentiation of blue mussel *Mytilus edulis* L. larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 136, 47–64.
- Pearson, T.H. & Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 16, 229–311.
- Philips, R.W. (1970). Effects of sediment on the gravel environment and fish production. In *Forest land uses and stream environment*. In: Krygier, J.K. & Hall, J.D. (eds). Oregon State Univ., Corvallis. Oreg.
- Philipson, P., Kratzer, S., Ben Mustapha, S., Strömbeck, N. & Stelzer, K. (2016). Satellite-based water quality monitoring in Lake Vänern, Sweden. *International Journal of Remote Sensing*, 37, 3938-3960.
- Popper, A.N. (2003). Effects of anthropogenic sounds on fishes. *Fisheries Research*, 28, 24–31.
- Popper, A.N., Hawkins, A.D., Fay, R.R., Mann, D.A., Bartol, S., Carlson, T.J., Coombs, S., Ellison, W.T., Gentry, R.L., Halvorsen, M.B., Løkkeborg, S., Rogers, P.H., Southall, B.L., Zeddies, D.G. & Tavalga, W.N. (2014). *Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI*.
- Powilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmüller, R., Stockmann, K., Wetzel, M.A. & Koop, J.H.E. (2009). Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75, 441–451.
- Pöyry Finland Oy (2013). *Finnulf LNG. Uppförande av en LNG-terminal i Finland. Miljökonsekvensbedömningsbeskrivning*. April 2013. Gasum Oy.
- Rich, A.A. (2010). Potential impacts of re-suspended sediments associated with dredging and dredged material placement on fishes in San Francisco bay, California - *Literature review and identification of data gaps*. U.S. Army Corps of Engineers, San Francisco, CA.
- Rivinoja, P. & Larsson, S. 2000. *Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten- En litteratursammanställning*. Institutionen för Vattenbruk, Sveriges Lantbruksuniversitet. Umeå, 30 s.
- Robertson, M.J., Scruton, D.A., Gregory, R.S., and 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. & 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, 51–68.
- Robinson, S.P., Theobald, P.D., Hayman, G., Wang, L.S., Lepper, P.A., Humphrey, V. & Mumford, S. (2011). Measurement of noise arising from marine aggregate dredging operations. *Marine Aggregate Levy Sustainability Fund (MEPF Ref No. 09/P108)*. 152 pp.
- Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isæus, M. & Schreiber, H., 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio*, 34, 125–130.
- Schiemer, F. (2000). Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 422, 271–278.

- Shackle, V., Hughes, S. & Lewis, V.T. (1999). The influence of three methods of gravel cleaning on brown trout, *Salmo trutta*, egg survival. *Hydrological Processes*, 13, 477–486.
- Sjöfartsverket (2013). Mälarprojektet – Underlag för samråd. Diarienummer: 13-01039 Sjöfartsverket, Norrköping. Tillgänglig via: <http://www.sjofartsverket.se/pages/50442/S-11.pdf> [Besökt 2019-01-09].
- Skinner, A., Young, M., & Hastie, L. 2003. Ecology of the Freshwater Pearl Mussel. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 2* English Nature, Peterborough.
- SKUTAB (2017). Fiskbestånd, fiskrekrytering och fiske i inre Bråviken. Bedömning av effekter av sprängning, muddring och dumpning av muddermassor vid utbyggnaden av Norrköpings hamn. Tillgänglig via: <https://www.norrkoping.se/download/18.4d83d87715effc69bc51a4f/1511420535703/Bilaga%20A1%20Fisk%20och%20fiske%20Bra%CC%8Aviken.pdf> [Besökt 2019-01-08].
- Smith, S. 2001. Effekter av muddertippning 1997 på mjukbottenfaunan utanför Falkenbergs hamn. Fiskeriverket, *Kustlaboratoriet. Finfo 2002:1*. 27 s.
- Smith, R., Boyd, S.E., Rees, H.L., Dearnaley, M.P. & Stevenson, J.R. (2006). Effects of dredging activity on epifaunal communities – surveys following cessation of dredging. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70, 207–223.
- Snyder G. (1976). Effects of dredging on Aquatic Organism with special application to areas adjacent to the northeastern Pacific Ocean. *Marine Fisheries Reviews*, 38, 34–38.
- Steltzenmüller, V., Ellis, J.R. & Rogers, S.I. (2010). Towards a spatially explicit risk assessment for marine management: Assessing the vulnerability of fish to aggregate extraction. *Biological Conservation*, 143, 230–238.
- Stockholms Hamn AB (2006). *Utredning ström- och grumlingsförhållanden i Norvikfjärden och dess närområden Stockholm - Nynäshamn, Norvikudden*. Stockholm Hamn AB, Stockholm.
- Stronkhorst, J., Ariese, F., Van Hattum, B., Postma, J.F., de Kluijver, M., Den Besten, P.J., Bergman, M.J.N., Daan, R., Murk, A.J. & Vethaak, A.D. (2003). Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environmental Pollution*, 124, 17–31.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. & Eklöv, P. (2013). Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Sciences*, 71, 672–680.
- Sundblad, G., & Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio*, 43, 1020–1028.
- Svobodová, J., Douda, K., Štambergová, M., Píček, J., Vlach, P. and Fischer, D. (2012). The relationship between water quality and indigenous and alien crayfish distribution in the Czech Republic: patterns and conservation implications. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 22: 776–786. doi:10.1002/aqc.2262
- 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.
- Tillin, H.M., Houghton, A.J., Saunders, J.E. & Hull, S.C. (2011). Direct and Indirect Impacts of Marine Aggregate Dredging. *Marine ALSF Science Monograph Series No. 1*. MEPF 10/P144. 41 pp.
- Tjensvoll, I. (2014). *Sediment resuspension: Impacts and extent of human disturbances*, PhD thesis, Stockholm University, Stockholm, Sweden.
- Torn, K., Martin, G., Kotta, J. & Kupp, M. (2010). Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 27–32.
- Törnqvist, O. & Engdahl, A. (2012). Uppföljning av exploatering i kustzonen – rekommenderade geodata och analysmetoder. Metria och Länsstyrelsen i Norrbotten. *Länsstyrelsen i Norrbotten rapportserie nr 1/2012*.

- Valeur J.R., Jensen, A. (2001). Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed Link. *Science of the Total Environment*, 266, 281–289.
- Van Dalen, J.A., Essink, K., Toxvig Madsen, H., Birklund, J., Romero, J. & Manzanera, M. (2000). Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 1439–1445.
- Westerberg, H. 1982. Ultrasonic Tracking of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) - II. Swimming depth and temperature stratification. *Reports of the Institute of Freshwater Research Drottningholm*, 60, 102–120.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. & 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).
- Wetzel, R.G. (1983). *Limnology, 2nd ed. Saunders College Publ., Philadelphia*. 767 pp.
- Whitman, R.R., Quinn, T.P. & Brannon, E.L. (1982). Influence of suspended volcanic ash on homing behavior of adult chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111, 63–69.
- 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, 195–207.
- Wilber, D.H. & Clark, D.G. (2001). Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts of fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries Management*, 21, 855–875.
- Wilber, D.H., Clark, D.G. & Rees, S.I. (2007). Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 42–52.
- Österling, M. (2006). *Ecology of freshwater mussels in disturbed environments*. Dissertation, Karlstad University Studies 2006:53.
- Österling, M.E., Arvidsson, B.L. & Greenberg, L.A. (2010). Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology*, 47, 759–768.

