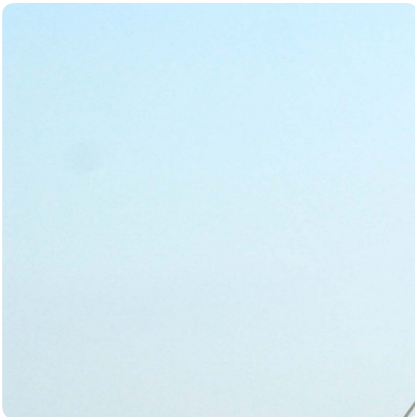


Miljöeffekter vid muddring och dumpning

En litteratursammanställning

RAPPORT 5999 • OKTOBER 2009



Miljöeffekter vid muddring och dumpning

En litteratursammanställning

L Hammar
M Magnusson
R Rosenberg
Å Granmo

Marine Monitoring AB, 2009

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 08-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5999-6.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2009

Omslagsfoto: Linus Hammar, Marine Monitoring AB

Förord

Denna litteraturstudie avser att sammanställa den aktuella kunskapen kring miljöeffekter vid muddring och dumpning av muddermassor i vatten, omfattande sjöar och vattendrag men med tyngdpunkt på marin miljö. Litteraturstudien innefattar ett ekosystemperspektiv och belyser eventuella skillnader mellan olika geografiska regioner. Kunskapsluckor belyses, liksom nytillkomna rön som skiljer sig från tidigare kunskap.

Studien är utförd av Marine Monitoring AB på uppdrag av Naturvårdsverket och ingår i en större process för att utarbeta en handbok för "Muddring och hantering av muddermassor". Denna studie inriktas särskilt på resultat från vetenskapligt granskade publikationer och prioriterar ämnesbredd framför djuplodning inom enskilda ämnesområden. Uppdraget som har haft en tidsmässig och ekonomisk begränsning omfattar en genomgång av drygt 200 referenser. En mer omfattande studie med fokus på fisk planeras att göras av Fiskeriverket.

Inledningsvis görs en sammanfattande beskrivning av resultatet ur ett ekosystemperspektiv, därefter beskrivs allmän bakgrundsinformation inom naturlig resuspension och föroreningar i sediment. Slutligen behandlas de olika faserna av miljöpåverkan från muddring respektive dumpning.

Avgränsningar

Uppdraget omfattar inte sedimentspridningsrelaterad miljöpåverkan orsakad av yrkesfiske, fritidsfiske, friluftsliv eller sjöfart. Sprängning, vilket kan krävas i samband med muddring, behandlas inte specifikt i studien.

Litteraturkällor

I enlighet med uppdraget har information i första hand hämtats ur internationell vetenskaplig litteratur och i mindre utsträckning från rapporter. Sökningar har framförallt gjorts i databaserna Science Direct, ISI Web of Knowledge och ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts), även sökmotorn Google Scholar har använts:

<http://www.sciencedirect.com/>

<http://www.csa.com/aboutcsa/company.php> <http://isiwebofknowledge.com/>

<http://scholar.google.se/>

Förslag till lämplig litteratur som borde ingå i dokumentationen har överlämnats av Naturvårdsverket, Fiskeriverket, Sjöfartsverket, Vattenfall och Svenska Hamnar. Naturvårdsverkets tidigare rapport Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning – Utvärdering SNV pm 1613 av Sven Blomqvist har beaktats och refereras återkommande i texten. Eftersom den tidigare rapporten på ett betydande och noggrant vis redogjort för ett mycket omfattande litteraturunderlag fram till 1980, så har insamlandet av ny litteratur fokuserats på senare publikationer. I texten framgår tydligt när det äldre materialet inte överensstämmer med nytillkommen litteratur. Beträffande effekter av grumling och sedimentation i strömmande vatten har framförallt litteratur sammanställd av Rivinoja & Larsson (2000) beaktats.

Innehåll

FÖRORD	3
INNEHÅLL	5
SAMMANFATTNING	6
Muddring och dumpning – arbetsgång och upphov till miljöpåverkan	6
Muddring och dumpning – miljöpåverkan ur ett ekosystemperspektiv	8
Bakgrundsvariation för grumling	13
Kunskapsluckor	13
SUMMARY	15
BAKGRUNDSASPEKTER VID MUDDRING OCH DUMPNING	16
Naturlig resuspension	16
Föroreningar och näringsämnen i sediment	17
Kort sammanfattning av metoder för muddring och dumpning	19
MILJÖEFFEKTER AV MUDDRING	21
Spridning av sediment vid muddring	21
Förändring av bottenstruktur	35
Återkolonisering av muddrad botten	38
Muddring och täckning för att motverka spridning av föroreningar i sediment	40
Störning från maskinbuller vid muddring	41
MILJÖEFFEKTER VID DUMPNING	42
Spridning av sediment vid dumpning	42
Återhämtning vid dumpningsplatser	42
Exempel på återhämtning vid några svenska dumpningsplatser	44
SÄRSKILT KÄNSLIGA PERIODER FÖR ETT URVAL AV AKVATISKA ORGANISMER	47
CENTRALA BEGREPP OCH DEFINITIONER	54
REFERENSER	56
SAMMANFATTANDE POWERPOINT FRÅN WORKSHOP 4 MARS 2009	69

Sammanfattning

Sammanfattningen avser att ge en lättöverskådlig bild av studiens resultat. För att underlätta användningen anges referenser även i sammanfattningen. Fler referenser står att finna i grundtexten.

Nedan beskrivs först arbetsgången vid muddring och dumpning, där det tydligt anges vilka moment som kan ge upphov till miljöpåverkan. I följande avsnitt beskrivs sedan miljöpåverkan utifrån ett ekosystemperspektiv, och eventuella skillnader mellan havsmiljö och vattendrag framhålls. Avslutningsvis i dokumentet så återfinns även den sammanfattande PowerPoint som redovisades i samband med workshop angående denna rapport den 4 mars 2009.

Muddring och dumpning – arbetsgång och upphov till miljöpåverkan

Förfarandet vid muddring och dumpning börjar med det fysiska ingreppet i botten, där det översta bottenkiktet och dess sessila (fastsittande) organismer transporteras bort (*miljöpåverkan: bottenfauna, vegetation*). Omstruktureringen av botten kan ge upphov till förändrad hydrodynamik (strömförhållanden) och eventuellt nytt (underliggande) bottensubstrat vid muddringsplatsen, vilket kan orsaka ett permanent skifte i förutsättningarna för djur och vegetation (*miljöpåverkan: bottenfauna, vegetation, fisk*).

Ingreppet ger också upphov till spill av uppslammat sediment, där finpartikulärt sediment och hydrauliska muddringsmetoder ger mest spill medan grovt sediment och mekaniska metoder ger mindre spill (Burton *et al* 2008). Spillet är i storleksordningen 0-5% av de muddrade massorna (Burton *et al* 2008). Vid mekanisk muddring vid Lillgrund vindpark (kalkrik sand och lera) uppmättes ett spill om 4,8% (DHI 2006).

Det sediment som spills sprids i vattnets strömriktning (observera att bottenström och ytström kan ha olika strömriktning). Det spridda sedimentet medför grumling och kan genom flera mekanismer påverka djur och växtlighet (*miljöpåverkan: plankton, bottenfauna, vegetation, fisk*). Hur stor spridningen blir beror av strömhastighet och sedimentets uppehållstid i vattnet (innan det åter sjunker till botten). Finkornigt material (lera och kalk) uppehåller sig längre tid i vattenmassan och kan därför spridas över ett större område än grovkornigt sediment. Turbulent vatten innebär en längre uppehållstid och högre strömhastighet möjliggör en längre spridning (Je *et al* 2007). Sedimentkoncentrationen alldeles invid muddringsverket kan vara i storleksordningen 5000 mg/l (Kiørboe & Møhlenberg 1981). Utifrån litteraturunderlaget tycks sedimentkoncentrationen ute i sedimentplymen från ett mudderverk vara i storleksordningen <100 mg/l (Kiørboe & Møhlenberg 1981; Lohrer & Wetz 2003; Chung-hwan *et al* 2007), detta bör dock verifieras i vidare studier. Utifrån exempel från långsamt flytande vattendrag och estuarium nås bakgrundsvärdena för sedimentkoncentration vid 300 – 700 m från källan (Lohrer & Wetz 2003; Je *et al* 2007; Burton *et al* 2008). I strömmande vatten (Öresund) kunde sedimentplymen urskiljas till 1-2 km från källan (Kiørboe & Møhlenberg 1981; Mikkelsen & Pejrup 2000).

Om större mängder finkornigt sediment faller till botten i ett område där det redan befintliga bottensedimentet är av annan (grövre) karaktär riskeras en förändring av den naturliga bottenstrukturen, vilket påverkar dess organismer (*miljöpåverkan: bottenfauna, vegetation, fisk*). I närheten av muddringsplatsen kan nedfallet sediment bilda ett sedimentlager som övertäcker djur och växtlighet (*miljöpåverkan: bottenfauna, vegetation*).

Om den muddrade botten innehåller föroreningar kan dessa med hög sannolikhet frigöras från sedimentpartiklar och porvatten som en följd av förändrade fysiska/kemiska förhållanden (Blomqvist 1981; Ghosh 2002; Meriläinen *et al* 2006). Föroreningarna kan uppehålla sig under lång tid i vattenmassan och löper stor risk att påverka organismer i dess spridningsriktning (*miljöpåverkan: plankton, bottenfauna, vegetation, fisk*). Att sediment innehåller föroreningar är särskilt sannolikt i närheten av industrier, sjöfartstrafik, småbåtshamnar, urban miljö samt i mynningsområden (Meriläinen *et al* 2006; Je *et al* 2007). I denna studie förutsätts att förorenade sediment tas omhand på land, enligt tidigare rekommendationer av Blomqvist (1981).

Det muddrade sedimentet kan förväntas innehålla höga halter av organiskt material, vilket eventuellt kan bidra till övergödning (*miljöpåverkan: plankton, bottenfauna*). Litteraturunderlaget ger dock inte stöd för att muddring orsakar syrebrist eller annat än lokal kortvarig övergödning (Blomqvist 1981; Burton *et al* 2008).

Vid hydraulisk muddring kan dumpning ske direkt genom utpumpning av vattenlösta muddermassor via ett avledningsrör, vilket medför kraftig grumling och övertäckning på dumpningsplatsen (*miljöpåverkan: plankton, bottenfauna, vegetation, fisk*).

Vanligtvis sker dock dumpning genom att massorna transporteras på fartyg/pråm till en utsedd djup dumpningsplats där de töms, t.ex. genom öppning av skrovet. Medan massorna snabbt sjunker mot botten kan delar av sedimentet driva med strömmar och påverka miljön, enligt samma principer som beskrivs ovan (*miljöpåverkan: bottenfauna, fisk*). Hur omfattande denna spridning blir beror av kornstorlek och hydrografiska förutsättningar, det saknas dock uppgifter på detta inom litteraturunderlaget.

På själva dumpningsplatsen övertäcks det befintliga bottensubstratet och dess organismer med ett vanligtvis tjockt lager av de nya massorna (*miljöpåverkan: bottenfauna*). Om dumpningsplatsen inte innehåller ackumulationsförhållanden (även efter att dumpning skett och djupet minskat) kan finkorniga fraktioner av det dumpade sedimentet spridas av bottenströmmar och vågrörelser. Sådan spridning av sediment kan i vissa fall påverka organismer i strömriktningen (*miljöpåverkan: bottenfauna*).

Dumpning kan också ske i grunt vatten genom att massorna sprids ut över ett stort område med samma naturliga bottensubstrat som sedimentet i de dumpade massorna. Exempel visar att detta under särskilda förutsättningar kan göras utan mätbar miljöpåverkan (Smith & Rule 2001; Simonini *et al* 2005), vid felaktiga förutsättningar kan förfarandet dock ge stora effekter på ekosystemet (*miljöpåverkan: plankton, bottenfauna*).

Muddring och dumpning – miljöpåverkan ur ett ekosystemperspektiv

Energin i akvatiska ekosystem drivs framförallt av produktionen av planktonalger. I den pelagiska delen av ekosystemet transporteras delar av energin uppåt i näringsväven från planktonalger via djurplankton till mindre fiskar och till stora predatorer. En betydande del av det organiska materialet kommer också att tillföras faunan i det bentiska systemet genom vertikala transporter eller adventiv horisontell transport och resuspensionsprocesser. Det är många arter och individer som deltar i dessa komplicerade biologiska processer, vilka även påverkas på ett betydande sätt av naturliga fysikaliska och kemiska faktorer som t.ex. ström, vind, temperatur, salthalt, ljusinstrålning, och bottensubstrat och topografi.

Muddring och dumpning innebär i stora drag att sediment avlägsnas från botten, sediment deponeras på botten samt att grumling uppstår i vattenmassan. Vid muddring avlägsnas den vegetation och de bottenorganismer som finns på eller i botten i det muddrade området. Vegetation som kan drabbas är t.ex. ålgräs (*Zostera marina*) och kransalger. De bottenorganismer som främst drabbas är de som lever på botten (t.ex. ormstjärnor, anemoner, koralldjur) och inne i botten (t.ex. kräftdjur, sjöborrar, ormstjärnor, musslor, borstmaskar). Bottenstrukturen kan förändras vilket kan vara särskilt betydande i vattendrag och hydrografiskt känsliga områden. Förändrad bottenstruktur och hydrodynamik kan innebära ett skifte i bottensubstrat. Vid dumpning begravs den vegetation och de djur som finns på eller i sedimentet, vilket kan döda organismerna eller medföra omfattande skador. De djur som lever i gångsystem längre ner kan klara sig bättre genom att vissa av dessa kan gräva sig upp mot sedimentytan genom flera tiotal centimeter dumpat material. Fisk eller marina däggdjur, som periodiskt vistas i dessa områden eller söker sin föda här, kan också drabbas negativt framförallt indirekt då viktiga uppväxt- och miljöer där föda kan sökas försvinner eller skadas. Vidare kan fiskars lekplatser påverkas betydande om bottensubstratet förändrats (från grovkornigt till finkornigt).

Grumling medför att ljusets vertikala utbredning kan reduceras och påverkar då vegetationens produktion negativt. Vidare kan partiklar i vattnet ha en negativ inverkan på fångstmekanismer och respirationen hos djur, samt att byten kan vara svårare att se för visuella predatorer.

Effekternas omfattning och varaktighet bestäms främst av omfattningen av muddringen och dumpningen, men också av hur hög bakgrundsvariationen av den naturliga grumlingen är, då en miljö som vanligen är utsatt för en hög naturlig resuspension är tåligare än en miljö med låg naturlig resuspension. En botten kan anses vara återställd när vegetationen eller faunan uppnått samma status som före operationen. Vid platsen för muddring och dumpning kan detta ta flera år. Grumling kan emellertid försvinna efter några timmar eller dagar. Emellertid kan det uppglumrade materialet sedimentera i områden där negativa effekter kan uppstå genom att partiklarna hamnar på vegetation eller i områden där faunan inte är anpassad för denna sedimentation. Sammanfattningsvis kan det konstateras, att effekterna av muddring och dumpning på akvatiska system generellt är lokalt begränsade till platsen för operationen, att det främst är det bentiska systemet som drabbas, och att ekosystemet kan återhämta sig till en normal funktion inom relativt kort tid om arbetena genomförs med ekologiska hänsynstaganden. Det bör dock påpekas

att muddringar som sker i känsliga miljöer exempelvis flador kan leda till att denna typ av ekosystem på sikt förändras. Nedan ges en kort sammanfattning av miljöeffekterna på vegetation samt djurgrupperna; fytoplankton; zooplankton; bottenfauna och fisk.

Fytoplankton

Fotosyntetiserande plankton kan påverkas av grumling, ljusreducering, gödning och giftspridning i samband med muddring. Beträffande föroreningar innehåller litteraturunderlaget ett exempel på negativa effekter på fytoplankton och autotrofa bakterier som följd av förhöjda halter av tungmetaller vid muddring i ett estuarium i Singapore (Nyar *et al* 2004). En studie från muddring i en argentinsk flod visar på tillfällig ökning i produktion av fytoplankton, sannolikt relaterat till ökad närings-tillgång (Licursi & Gómez in press). Ljusreducering som följd av muddringsrelaterad grumling har inte bedömts medföra några betydande hämmande effekter på fytoplankton om inte sedimentet innehåller icke försumbara mängder av särskilt ljusabsorberande ämnen, såsom avfall från skogsindustrin (Blomqvist 1981). Även där muddring orsakar temporära skiften i artsammansättning av fytoplankton är det inte nödvändigt att dessa skiften medför kaskadeffekter högre upp i näringsväven.

Konklusion: Miljöeffekter på fytoplankton vid muddring tycks vara små och övergående om inte grumlingen är mycket långvarig eller orsakar ett betydande utsläpp av föroreningar. Några skillnader mellan hav, sjö och vattendrag har inte framkommit men det förefaller sannolikt att eventuella effekter ger större utslag i en begränsad vattenvolym.

Zooplankton

Heterotrofa plankton kan hypotetiskt sett påverkas av muddring genom grumling (t.ex. störning av filtreringsorgan), giftspridning eller förändringar av tillgången på födopartiklar. Litteraturunderlaget är här sparsamt, men en tillfälligt ökad produktion av heterotrofa bakterier har visats genom Nayar *et al* (2004) som studerat muddring i ett förorenat estuarium. Denna effekt kan vara relaterad till en ökning av antalet födopartiklar.

Konklusion: Miljöeffekter på zooplankton vid muddring kan förväntas vara övergående. Liksom beträffande fytoplankton ger eventuella effekter sannolikt ett större utslag i begränsade vattenvolymer.

Bottenfauna

Bottenlevande djur kan påverkas på många sätt vid muddring; direkt borttagande av botten, förändrad hydrodynamik och bottensubstrat, grumling, övertäckning och giftspridning. Vid dumpning kan bottenlevande djur påverkas genom övertäckning, grumling och gödning.

Ett nyligen muddrat område medför ofta lägre abundans och lägre artrikedom (Blomqvist 1981; Boyd *et al* 2003; Smith *et al* 2006; Cooper *et al* 2007). Betydelsen av att bottenfaunan försvinner vid muddringsplatsen beror i stort av hur snabbt återhämtningen sker, vilket i sin tur är beroende av hydrodynamiken (Boyd *et al*

2003) och hur väl anpassad den naturliga botten är för störningar (Robinson *et al* 2005; Smith *et al* 2006). Det kan svårigen generaliseras över hur lång tid återhämtningen tar, men litteraturunderlaget indikerar en storleksordning av 1-3 år. Om bottensubstratet förändrats sker sannolikt en permanent alternering av bottenfaunans artsammansättning. Det bör skiljas mellan taxonomisk och funktionell (produktionsmässig) återhämtning (Cooper *et al* 2007).

Förändrad hydrodynamik och bottensubstrat kan skapa ändrade förutsättningar för bottenfauna vilket i litteraturunderlaget främst beskrivits för bottenfauna i strömmande vatten (Cordone & Kelley 1961; Cooper 1961; Bjornn *et al* 1977; Murphy *et al* 1981; Licursi & Gómez in press), där exempelvis maskar, fjädermygglarver, sländlarver och kräftor är beroende av specifika substrat (Minshall 1984; Appelberg & Odelström 1986; Dudgeon 1994). En studie av muddring i Östersjön konstaterar att förändring av bottenstruktur utgör den största påverkan från muddring och utfyllnad (Bonsdorff *et al* 1984). Det har visats att åtminstone marin mobil bottenfauna är relativt resistent mot övertäckning av tunnare sedimentlager (storleksordningen 10 cm), eftersom djuren aktivt kan gräva sig uppåt (Roberts *et al* 1998; Smith & Rule 2001; Nilsson *et al* 2004).

Grumling innebär att bottenfaunan utsätts för en förhöjd sedimentkoncentration (eg. partikelhalt), vilket kan innebära en ökad belastning för filtrerande organismer (Newcombe & MacDonald 1991; Erftemeijer & Lewis 2006). All grumling skall emellertid betraktas utifrån de naturliga variationerna; bakgrundsgrumlingen. Blåmussla har visats vara relativt resistent mot sådan påverkan (Kiørboe *et al* 1980) medan t.ex. flodpärlmussla (Box & Mossa 1999) är känslig. Vid kraftig grumling (700 mg/l) har studier av bottenfauna i ett kanadensiskt vattendrag visat på tydliga förändringar av abundans och artrikedom (Shaw & Richardson 2001). Miljöpåverkan av grumling är emellertid kraftigt beroende av både sedimentkoncentration och exponeringstid (Shaw & Richardson 2001). Det kan inte styrkas att kortvarig grumling ger effekter på bottenfauna (se Figur 2).

Giftspridning kan påverka bottenfauna liksom andra organismer, särskilt skadliga är föroreningar från metallindustri och skogsbruk/pappersindustri. Förändringar i pH och salthalt kan orsaka frigörelse av många föroreningar (Blomqvist 1981; Gosh 2002; Meriläinen *et al* 2006) och således medför muddrade massor som transporteras från sött till salt vatten eller frisätts i ett estuarium en särskild risk (Salomons *et al* 1988).

Det framgår inte tydligt om övergödning från muddring orsakar effekter på bottenfauna. Det har dock konstaterats förhöjd biomassa av bottenfauna i samband med sedimentspridning från dumpningsplatser (Smith 1999; Smith 2001; Sjöfartsverket 2007).

Liksom beträffande återhämtning av muddrad botten spelar hydrodynamiska förhållanden och sedimentstruktur stor roll för återhämtning på dumpningsplatser. Det kan inte göras generaliseringar över återhämtningstider (Harvey *et al* 1998), vilket illustreras av den stora variationen i resultat från fallstudier inom litteraturunderlaget (Boyd *et al* 2000; Smith & Rule 2001; Simonini *et al* 2005; Smith *et al* 2006; Wilber 2007; Wilber *et al* in press). Litteraturunderlaget omfattar dumpning i både grunda och djupa marina miljöer. Det kan konstateras att dumpning på djupt vatten bör ske under ackumulationsförhållanden och dumpning i grunda områden kan vara lämpligt om det sker efter följande premisser: lika sediment, ett mycket

tunt lager av muddermassor på dumpningsplatsen, naturliga störningsregimer på dumpningsplatsen (hög exponeringsgrad eller flodmynningar) samt giftfria massor. Konklusion: Muddring och dumpning medför miljöpåverkan på bottenfauna, hur omfattande eller beständiga effekterna blir varierar stort och beror av en rad faktorer. Den största risken för beständig negativ påverkan vid muddring utgörs av förändringar i bottenstruktur, sedimentegenskaper, och dessa effekter tycks vara av större negativ betydelse för ekosystem i vattendrag jämfört med hav. Vad gäller effekter av grumling är exponeringstiden en viktig faktor och det kan inte styrkas att bottenfauna påverkas av kortvarig grumling.

Vegetation

Muddring kan påverka vegetation genom direkt borttagning eller övertäckning av växtlighet, förändrad hydrodynamik och bottensubstrat samt ljusreducering som följd av grumling.

Hur betydande ett borttagande av växtlighet är beror av växtens beståndsstatus, där särskilt ålgräs och rödlistade arter av söt/brackvattensvegetation bör betraktas som skyddsvärda. I marin miljö bör borttagande av ålgräs undvikas eftersom utbredningen är kraftigt reducerad och samtidigt utgörande viktiga habitat för andra organismer (Baden *et al* 2003; Erftemeijer & Lewis 2006; Moksnes in prep.). Vegetation med rhizom såsom ålgräs är beroende av ett stabilt sediment, om vegetationen en gång försvinner kan sedimentet eroderas så att återkolonisation uteblir. Restaurering av ålgräs är komplicerat och företrädesvis bör befintliga bestånd av ålgräs bevaras, i syftesen av Moksnes (in prep.) beskrivs ämnet närmare. I söt- eller brackvatten är andra arter av stor betydelse exempelvis kärlväxter och kransalger. Flera arter av kransalger bildar större växtbestånd och utgör därigenom viktiga habitat som kan ge skydd och föda åt många olika organismer (Scheffer *et al* 1994; Lehmann & Lechavanne 1999; van den Berg, *et. al.* 1999) i grunda vikar och flador. Större bestånd av kransalger har även en viktig roll i att dämpa vattenrörelser och stabilisera bottensediment, vilket hindrar erosion och gör områdena näringsrika och produktiva genom att organiskt material kan sedimentera på botten.

Att förändrad hydrodynamik och bottensubstrat kan medföra skiften i utbredning av vegetation har visats av Eriksson *et al* (2004), där muddring t.ex. gynnat slingor, rödsträfs och havsnajas på bekostnad av kransalger och nating. Igenväxning av grundområden orsakad av exempelvis dikning (Blindow, 1994) påverkar kransalgerna negativt, då grunda områden som är viktiga habitat för kransalger reduceras eller försvinner.

Endast om muddring (eller grund dumpning) orsakar en långvarig grumling överstigande de naturliga variationerna i siktdjup, kan växtlighet utanför muddringsområdet förväntas bli påverkat genom försämrade fotosyntes (Blomqvist 1981; Onuf 1994; Erftemeijer & Lewis 2006). Här innehåller litteraturunderlaget exempel på tydlig negativ påverkan av ålgräs (Onuf 1994) och bladtång (Lyngby & Mortensen 1994), men också på omfattande muddring utan påverkan på närbelägna ålgräsbestånd (Erftemeijer & Lewis 2006).

Litteraturunderlaget innehåller ingen information om giftpåverkan på växter vid muddring. Tänkbara effekter är förändringar i artsammansättning av alger.

Konklusion: Miljöpåverkan på växtlighet vid muddring omfattar främst den vegetation som mekaniskt tas bort vid ingreppet. Skadeverkan består framförallt i reduktion av ålgräs alternativt kransalger som utgör ett viktigt habitat för andra organismer. Vid långvarig muddring kan siktreducering och sedimentpålagring påverka växtligheten genom försämrade fotosyntesförmåga, särskilt negativt kan detta vara för växter som är beroende av ett stabilt sediment (t.ex. ålgräs och kransalger).

Fisk

Muddring och dumpning kan påverka fisk genom förändring av bottenstruktur och genom effekter av grumling. Därtill kan fisk påverkas indirekt genom förändringar i förekomsten av växtlighet (habitatreducering) och bottenfauna (födoreducering).

Även om muddring i vikar och hamnar i havet kan medföra betydande habitatförlust för fisk (Bonsdorff *et al* 1984; Sandström *et al* 2005) är det utifrån litteraturunderlaget tydligt att direkta effekter av förändrad bottenstruktur är mest framträdande i limniska miljöer. En ökad andel av finkornigt sediment kan drastiskt försämra överlevnaden för ägg och larver som lagts i bottenstrukturer, inte minst gäller detta för laxfiskar (Shackle *et al* 1999; Stuart 1953; Jonsson 1995). De finkorniga partiklarna fyller igen håligheterna mellan större gruskorn och orsakar därmed försämrade syretillförsel och ökad koldioxidhalt (Vaux 1962; Foerster 1968; Philips 1971), vilket leder till ökad dödlighet för ägg och yngel (Cooper 1965; Ingendahl & Neumann 1997; Rubin 1998). Det konstateras generellt att en ökad sedimentation påverkar fiskesamhällen negativt i strömmande vatten (Aitken 1936; Crouse *et al* 1981; Judy *et al* 1984; Berkman & Rabeni 1987). I sammanhanget skall det dock nämnas att det även finns många limniska ekosystem som är naturligt anpassade till höga sedimenthalter, det är *förändringar* i substrat som innebär miljöpåverkan.

Inom det område som en muddringsverksamhet medför grumling överstigande bakgrunds-nivån kan fisk och dess yngel påverkas genom försämrade sikt, vilket visas genom en mångfald av studier (Vinyard & O'Brien 1976; Minello *et al* 1987; Bergman 1988; Breitburg 1988; m.fl.). Sådan påverkan innebär främst förändrat jaktbeteende hos predatorer och förändrat exponeringsbeteende hos bytesfisk, det finns dock flera exempel på undantag där fisken inte förändrat sitt beteende trots kraftig grumling (bl.a. Gregory 1998; Boehlert & Morgan 1985).

Grumling innebär också att fler partiklar kommer i kontakt med fiskars membran; gälar och ägghinnor, vilket kan medföra ökad dödlighet för ägg och larver samt undvikande reaktioner för vuxen fisk. Litteraturunderlaget ger ingen entydig bild av fiskars känslighet för en förhöjd sedimentkoncentration, resultaten varierar stort även inom art och livsstadium.

Blomqvist (1981) konstaterade att det saknades konkreta studier på sediment-spridningseffekter på fisk, vilket inte längre kan anses gällande. Fiskars känslighet för muddringsrelaterad grumling måste dock betraktas utifrån lokala bakgrundsvärden för naturlig grumling. Det framgår av Newcombe & MacDonald (1991) att exponeringstiden tillsammans med sedimentkoncentrationen är essentiell i samband med påverkan.

Konklusion: De mest påtagliga muddringsrelaterade effekterna på fisk tycks vara habitatförlust (generellt), och förändrat bottenstrukturer (främst i rinnande vatten).

Trots svårigheter att generalisera angående påverkan av grumling bör det i allmänhet undvikas att orsaka grumling genom muddring eller dumpning i fiskars lekrområden under lekperiod. Beträffande grumlingens påverkan på fisk råder stora skillnader mellan arter och risken för skador bör framförallt relateras till exponeringstid och hur uppkommen sedimentkoncentration förhåller sig till lokalt naturliga bakgrundsvärden.

Däggdjur och fåglar

Litteraturunderlaget omfattar inte några studier av däggdjur eller fåglar. Om betydande förändringar uppstår hos vegetation, bottenfauna eller fisk kan detta emellertid ge konsekvenser även högre upp i näringsväven.

Bakgrundsvariation för grumling

Inom det studerade litteraturunderlaget har få angivelser av naturlig bakgrundsnivå för grumling stått att finna. Ett exempel från Öresund (Valeur & Jensen 2001) anger uppmätta värden på 0-2 mg/l vid lugnt väder vintertid (något högre sommartid), och upp till 40 mg/l vid perioder av kraftig vind. Från finska Bottenhavet och Bottnenviken rapporteras bakgrundsvärden på 2-10 mg/l (Bonsdorff *et al* 1984). Det råder av naturliga skäl mycket stora variationer både inom och mellan säsonger, och mellan olika vattensystem (exempelvis från näringsfattig sjö till näringsrik å, eller från estuarium till utsjö) varför det är av vikt att en bedömning av effekterna görs från fall till fall. Eftersom effekter av sedimentspridning/grumling med nödvändighet bör sättas i perspektiv till lokalt förekommande naturlig grumling vore det värdefullt med en sammanställning av mätvärden från olika delar av landet.

Kunskapsluckor

Det har inte påträffats några studier över hur temperatur och isläggning inverkar på miljöeffekter vid muddring och dumpning. Inte heller har det framkommit effektstudier från muddring och dumpning i insjöar eller dumpning i grunt vatten inom Sverige. Vidare tycks mätdata över grumling orsakad av mudderdumpning saknas.

Under sammanställningen har det visats att det i allmänhet är svårt att dra generella slutsatser över miljöeffekter vid muddring och dumpning. Många underliggande faktorer spelar in, ofta beroende av lokala förutsättningar eller specifika egenskaper hos det muddrade/ dumpade sedimentet vilket ökar variationen från fall till fall. Till synes relativt likvärdiga studier har visat olika resultat. För att underlätta framtida arbetsgång kan det vara lämpligt att söka utveckla *dynamiska* riktlinjer snarare än allmängiltiga sådana. För användbarheten är det dock viktigt att det klart framgår *vilken bakgrundsdata som behöver samlas in* för att avgöra om och hur muddring/dumpning bör ske.

Något som kan vara särskilt värdefullt är en geografiskt och säsongsmässigt täckande sammanställning av uppmätta bakgrundsvärden för grumling (sedimentkoncentration mg/l). Det är möjligt att denna kunskap redan finns tillgänglig, under denna litteraturstudie har dock få angivelser av bakgrundsvärden framkommit.

Vetenskapligt förankrad litteratur över ekologiska effekter från små och ofta återkommande underhållsmuddringar har inte påträffats. Det vore därför önskvärt att sammanställa och kritiskt granska den information och de rapporter som sannolikt finns hos hamnorganisationer, kommuner, fiskeriverk och de olika länsstyrelserna.

Det kan också vara användbart med en sammanställning av vilka regler och riktlinjer som gäller för muddring, dumpning och föroreningshalter i våra grannländer och i länder med liknande förutsättningar.

Slutligen har det visat sig att det i många fall saknas goda uppföljningsstudier av miljöeffekter/återhämtning vid mudderdumpning. Det vore därför fördelaktigt om allmänna riktlinjer för jämförbar uppföljning vid dumpning tillämpades.

Summary

The summary is to give a transparent picture of the study results. To facilitate the use, references are also mentioned in the summary. More references can be found in the basic text.

Below is the working time described of dredging and dumping, which clearly state which elements which may give rise to environmental impacts. The following sections describe the environmental impact from an ecosystem perspective, and any differences between the marine environment and water stress. Finally in the document, is also the summary PowerPoint presented in connection with the workshop relating to this report March 4, 2009.

Bakgrundsaspekter vid muddring och dumpning

Naturlig resuspension

Eftersom fokus i denna sammanställning är muddring och dumpning, så ges här endast en kortfattad sammanfattning av vad som förenklat kan benämnas *naturlig resuspension*.

Partiklar tillförs havet genom en mängd olika naturliga processer. Sand och lättare partiklar kan spridas av vinden över stora sträckor för att slutligen hamna i havet. Erosionsprocesser på land medför också transport av partiklar till havet, främst genom floder. Vågor och strömmar (inklusive tidvatten) medför resuspension på erosions- och transportbottnar, där effekterna vanligtvis är störst i grunda områden. På större djup kan ackumulationsbottnar förekomma, där material deponeeras över längre tider och påverkas av bottendjurens transporter i sedimentet (bioturbation). Landhöjningen i svenska kustområden medför att ”nya” bottenområden successivt kommer att påverkas av erosionsprocesserna. Jonsson (2003) har uppskattat att en landhöjning på 1,5 mm per år i egentliga Östersjön teoretiskt medför att 50-100 miljoner ton gamla glaciala och postglaciala leror eroderas årligen. Detta innebär att mycket gamla sediment, med sitt innehåll av kväve, fosfor, och miljögifter, kommer i omlopp. Erosionen och den efterföljande ackumulationen i Östersjön styrs huvudsakligen av vinden; under år med mycket vind ökar dessa processer signifikant jämfört med år med lite vind och skillnaden kan vara en faktor 3-5 (Jonsson 2003, Jonsson *et al* 2000). Sedimentationstillväxten i Östersjön är i genomsnitt så hög som 17 mm per år i skärgårdsfjärdarnas ytsediment medan den i öppna havet är 1-4 mm per år (Jonsson 2003). Organismerna i Östersjön är således adapterade till att partiklar förekommer i vattenmassan i varierande omfattning, samt till en hög, naturlig sedimentation i kustområdena.

I andra havsområden har konstaterats s.k. ”nepheloida” vattenpaket med höga partikelkoncentrationer nära botten, vilka enligt beräkningar tycks kunna finnas svävande i flera år. Utöver fysiskt påverkade processer förekommer en mängd olika biologiska processer, där partiklar transporteras ner mot och in i sedimenten samt ut ur dessa. Alla dessa fysiska och biologiska processer är betydelsefulla för transporter av partiklar i havet.

Bioresuspension och biodeposition

Många organiska och oorganiska partiklar når havsbotten genom vertikal transport från övre vattenlager. Mängden av dessa partiklar kan uppskattas genom att använda sedimentfällor. I svenska havsområden sker den största sedimentationen av organiska partiklar efter ”vårblomningens” slut, vanligen i mars-april. I många havsområden är emellertid den horisontella transporten av material minst lika stor och inte bunden till vissa årstider (Graf 1992, Thomsen *et al* 1995). Samspelet mellan partiklar i vattenmassan och djuren på botten benämns bentisk-pelagisk koppling. Exempel på detta är t.ex. blåmusslor som aktivt filtrerar vattnet på födo-partiklar, eller ormstjärnor (*Amphiura filiformis*) som i Västerhavet passivt kan

filtrera partiklar och transportera dessa ner i sedimentet (Rosenberg 1995, Loo *et al* 1996). Resuspensionsprocesser i öppna Kattegatt kan transportera rikligt med näring uteslutt bottenarna och ge energi till en osedvanligt rik fauna, som kan fånga upp den näring som transporteras uteslutt bottenen (Rosenberg *et al* 2000). Det finns grupper av andra djurarter, vanligen depositionsätare, som kan spruta ut sediment och vatten flera centimeter upp i vattenmassan från sedimentet (Davis 1993), och sådana partiklar kan transporteras vidare av bottenströmmen. Ett liknande, synbart exempel på biodeposition är de högar som sandmasken (*Arenicola marina*) producerar på sedimentytan i grunda områden.

Graf & Rosenberg (1997) har kort sammanfattat vad som styr resuspension och hur botten djuren påverkar biodeposition och bioresuspension. Botten djurens aktivitet har stor ekologisk inverkan på ytsedimentets struktur. Djuren transporterar partiklar ner och upp ur sedimentet, de bygger kratrar, sänkor, gångar och rörkonstruktioner, samt producerar fekalier på olika platser i och på sedimentet. Dessa aktiviteter har stor betydelse för de biogeokemiska processerna i ytsedimentet (Rhoads 1974, Rosenberg 2001).

Faunan i Västerhavet är således generellt anpassad till miljöer med partikeltransport och sedimentation i viss omfattning, och många djurs olika aktiviteter bidrar till dessa processer. De ekologiska effekterna orsakade av dessa resursprocesser varierar mellan områden och djup, och några generella slutsatser kan inte presenteras från svenska havsområden.

Föroreningar och näringsämnen i sediment

Finkorniga sediment har en stor kapacitet att binda persistenta miljögifter. Dumpning av kontaminerade sediment regleras därför av såväl nationella som internationella överenskommelser ex. London-konventionen (SÖ 2000:48), Oslo och Paris-konventionen (OSPAR, SÖ 1994:25), International Maritime Organization (IMO, 1998) och HELCOM (SÖ 1996:22). Internationella guidelines och manualer har sedan lång tid funnits för hur man praktiskt ska hantera och avgöra frågor angående mudderdumpning till havs (ex. US-EPA/US-ACE, 1992). Senare har även manualer för inlandsvatten utgivits (US-EPA/US-ACE, 1998). En av de tidiga och mest använda manualerna är den av Long *et al* (1998) som sammanför kemiska data och biologiska effektdata från nordamerikanska kustområden. Här har ERL- (the effects range low) och ERM- (effects range median) värden framtagits som representerar de koncentrationer under vilka allvarliga effekter inte kan förväntas eller de där de förekommer regelbundet. Dessa data tar emellertid inte hänsyn till skillnader i sedimentens fysisk-kemiska egenskaper.

Västeuropeiska länder har inlett ett samarbete för att utbyta erfarenheter och skapa riktlinjer för muddring och mudderdumpning och en statusrapport har nyligen utgivits (Manz *et al* 2007).

En bedömning av muddermassors miljörisker kan emellertid inte göras enbart med utgångspunkt från dess innehåll av miljögifter utan måste även baseras på de sedimentbundna ämnenas förmåga att frigöras samt på deras biotillgänglighet. Här måste således även biologiska undersökningar utföras. Genom att kombinera kemiska analyser med ett batteri av olika biologiska tester har man därför både i Tyskland och Nederländerna utarbetat riktlinjer både för kustvatten och för in

landsvatten. I Tyskland finns HABAB-WSV, 2000 för inlandsvatten och HABAK WSV, 1999 för marina vatten. Båda direktiven omfattar både kemiska och ekotoxikologiska undersökningar.

I Nederländerna har man för kustvatten utarbetat *Management of disposal of dredged material at Sea – the CTT approach* (chemistry-toxicity test), som förutom kemisk analys även omfattar tester med kräftdjur (*Corophium*), bakterietest (Microtox solid phase) samt en celltest (Dr. Calux) (Schipper 2004). Inlandsvatten regleras inom den s.k. Soil Protection Act från 1994. I den senare ingår även modellberäkningar av risker för människor och djur. I samtliga guidelines finns nu förslag på gränsvärden för vanligen förekommande metaller och organiska miljögifter.

Svenska insjösediment består i huvudsak av eroderade mineralpartiklar och partiklar av biologiskt ursprung eller av utfällda tidigare lösta partiklar från vattenmassan eller porvattnet (vattnet i sedimentet). Det organiska materialet utgör i regel en relativt hög andel av insjösedimenten. Ofta förekommer i sjöarnas djupare delar syrefria områden vilket minskar eller förhindrar en nedbrytning av det organiska materialet. En muddring eller omrörning av sådana sediment kan ofta leda till att tidigare bundna substanser går i lösning och transporteras upp i vattenmassan. I svenska insjövatten har framförallt kvicksilver utgjort en stor miljöbelastning och stora forskningsresurser ägnades under 1960-1980-talen åt att närmare studera spridning och omsättning i sediment och biota. Kviksilver i sjösediment binds effektivt antingen till järnhydroxid eller svavelhaltigt material och man har beräknat att mer än 90 % av allt kvicksilver i en sjö återfinns i sedimenten (Faust & Aly 1981). I syrefattiga bottenar övergår kvicksilvret till sulfider vilka är mindre benägna att frigöra Hg^{2+} till vattenmassan. Vid syresättning kan dock sulfiderna oxideras till sulfater vilka är mer lösliga. Härvid ökar även möjligheterna till en metylering vilket kraftigt ökar riskerna med ackumulering i biota. En ökad surhetsgrad i vattnet har även en avgörande betydelse för en ökad frigörelse till vattenmassan, något som aktualiserades vid den kraftiga förurning av insjövatten vilken accentuerades under 1960-70-talen. Särskilt uppstod problemen i försurade oligotrofa sjöar där bioackumuleringen av kvicksilver hos fisk var avsevärd. På grund av den höga toxiciteten bör därför kvicksilverhaltiga muddermassor behandlas med stor försiktighet.

Vid sanering av kontaminerade botten sediment i Järnsjön i Emåns vattensystem 1993-94 sugmuddrades totalt 147 000 m³ som sedan deponerades på land. Ytsediment avlägsnades med stor försiktighet till ett djup av 40 – 160 cm. Sedimentet innehöll höga halter av bl.a. PCB och speciella siltgardiner användes för att minimera spridning. Mätning av grumlighet och PCB-halt gjordes regelbundet under arbetets gång. Totalt kunde 400 kg PCB tas om hand. Efterkontroll visade att utläckaget till Emån reducerades påtagligt efter muddringen (NV-rapport 4991, 1999; NV-rapport 5803, 2008).

I Örserumsviken, en vik av Östersjön i Västerviks kommun utfördes år 2000-2004 muddring och upptag av ca 170 000 m³ förorenat sediment (PCB och kvicksilver). Detta placerades på land i en deponi. En effektuppföljning startade 2005 och avses pågå under en tioårsperiod för att se hur växt- och djurliv återkoloniserar viken. Efter analys av fiskar fångade i viken har det kunnat konstateras att åtgärderna i Örserumsviken har gett snabba positiva effekter genom minskade halter av såväl kvicksilver som PCB i abborre. Resultaten tyder på att man ur miljögiftssyn

punkt nu kan äta abborre som fångats i Örserumsviken (Länsstyrelsen i Kalmar, 2009).

Det finns många faktorer såsom sedimentets sammansättning. Det finns många faktorer såsom sedimentets sammansättning och struktur (kornstorlek, kollhalt, vattenhalt) som avgör vilka kemiska ämnen eller substanser som anrikas i sediment. Även det kemiska ämnets fysikaliska egenskaper (fördelningskoefficient, adsorptionsbenägenhet, reaktivitet gentemot andra ämnen och därmed förmåga att bilda nya föreningar (salter, chelat)) har en stor betydelse liksom hydrografiska förhållanden i vattenområdet (partikelhalt, salthalt, pH-värden, tidvatten, strömmar mm). En sammanfattande beskrivning av utbytet av miljögifter mellan bottensediment, och organismer finns redovisat i *Bedömningsgrunder för miljökvalitet* (NV rapport 4914, 1999).

Bedömningsgrunderna utgör ett verktyg för att tolka och miljöklassificera sediment- och organismdata. För närvarande (jan 2009) pågår vid Naturvårdsverket en korrigering av vissa fel i denna rapport samt en revidering av miljöklassningen utifrån de nya EU-direktiven Direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG.

Generellt är utbytet av miljögifter mellan sediment och vattnet beroende på substansernas vattenlöslighet samt hur mycket och på vilket sätt de är bundna till partiklarna. Vattenlösligheten av olika ämnen påverkas av olika faktorer såsom salthalt, temperatur, vattnets innehåll av humus, syrehalt mm. Vid sedimentytan kan en mer eller mindre cyklisk process av substanser förekomma genom resuspension-desorption-adsorption och resedimentering.

Generellt kan man således fastslå att sediment både transporterar och utgör en källa för kontaminanter. Eftersom dessa skeenden inte är stabila och likartade råder komplicerade samband mellan sediment, adsorption och frisättning av kontaminanter och dessa kan således bindas men sedan även återgå till vattnet via biologiska eller kemiska förlopp.

Miljögifternas association till sedimentpartiklarnas yta gör att partiklarnas storlek har betydelse för hur de ekologiska och toxikologiska effekterna uppträder. Ju mindre partikelstorlek desto förhållandevis större yta kan miljögifterna således binda vid. Sediment med partiklar mindre än 60 µm, dvs. s.k. finkorniga sediment bestående av silt- eller lerpartiklar har här vid ansetts ha särskild betydelse. Sedimentets innehåll av organiskt material är likaså av stor betydelse eftersom många miljögifter effektivt binds till kol. Halten av miljögifter i sediment styrs därför i huvudsak av förekomsten av mjukbottnar d.v.s. ackumulationsbottnar och bottnar med finkorniga sediment och hög organisk halt.

Kort sammanfattning av metoder för muddring och dumpning

Muddring och mudderdumpning förekommer i stor skala över hela världen. Enligt IMO (International Maritime Organization) uppskattas den årliga volymen av muddrat material som deponeras i haven till mellan 250 och 550 miljoner m³. Av

dessas massor bedöms 10 % vara kontaminerat. Stora mängder av dessa muddermassor behandlas i samband med hamnmuddring. Exempelvis muddras årligen c:a 15 miljoner m³ enbart från Rotterdams hamn. Vid den nyligen utförda muddringen i Göteborgs hamn (2001- 2003) muddrades c:a 12 miljoner m³ mjuk botten och c:a 925 000 m³ berg (projekt säkrare farleder 2004).

Det finns en uppsjö av olika metoder för att utföra muddring lämpade för olika bottenförhållanden och olika arbetsomfattning. Ett mudderverk kan utgöras av en enkel pråm med grävska men det finns specialanpassade och högteknologiska mudderverk för alla ändamål. Mudderverken håller sig på position med hjälp av stödpropellrar, ben eller automatiserade ankare. Grovt kan metoderna delas upp i mekanisk muddring och hydraulisk muddring (Burton *et al* 2008). Metoderna beskrivs mer utförligt i Eisma 2005, Bray *et. al.* 1996, samt i Naturvårdsverkets utkast till handbok angående ”*Muddring och hantering av muddermassor*”.

Vid mekanisk muddring lyfts botten sedimentet upp med skopa eller liknande, vilket ger möjlighet för en hög precision och även sten och block kan hanteras. Hydraulisk muddring innebär att sedimentet borrar loss och sugas upp, vilket är snabbt och kostnadseffektivt i lösa sediment. För att motverka spridning av sediment kan s.k. siltgardiner användas.

De muddrade massorna tas i regel ombord på samma eller ett bredvidliggande fartyg för att transporteras till lämplig deponi på land eller till en dumpningsplats till havs. Specialkonstruerade fartyg kan öppna botten och tömma lastade muddermassor då de befinner sig ovanför avsedd dumpningsplats. Vid hydraulisk muddring kan muddermassorna pumpas direkt via en ledning till närliggande dumpningsplats.

Vid förläggning av kablar och rörledningar i botten används tekniker som nedspolning, nedplöjning och styrd borrar. Här påverkas främst en smal korridor utmed botten men särskilt nedspolning kan innebära spridning av sediment.

Miljöeffekter av muddring

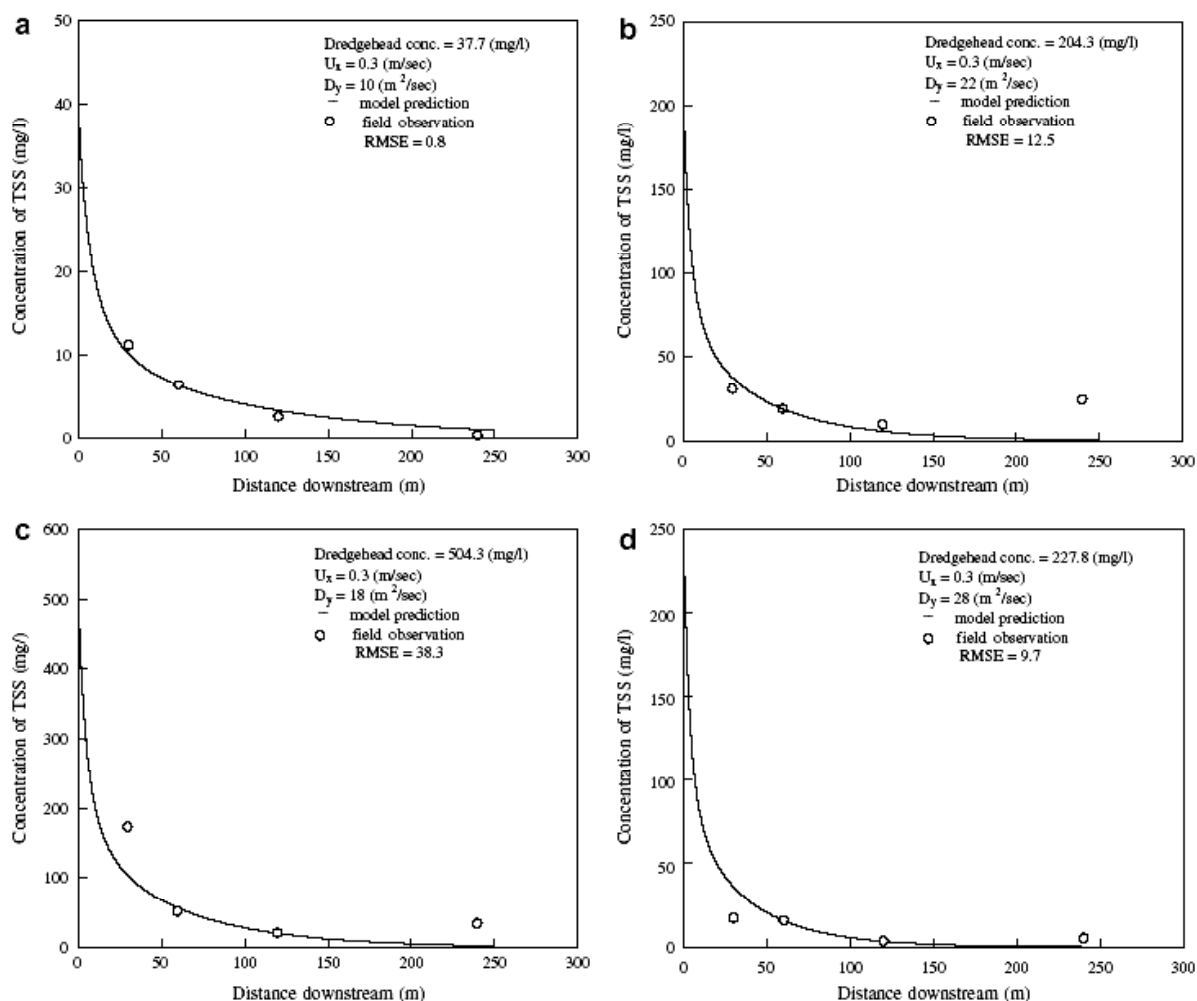
Spridning av sediment vid muddring

Muddring innebär ett spill av sedimentpartiklar som beroende av dess kolloidala egenskaper uppehåller sig under en kortare eller längre tid i vattenmassan. Utifrån litteraturunderlaget kan sedimentspridningen vid muddring innebära miljöpåverkan enligt följande:

- Effekter genom spridning av föroreningar som varit bundna till sedimentet eller lösta i sedimentets porvatten
- Effekter genom spridning av organiskt material och näringsämnen från sedimentet
- Effekter av grumling (förhöjd partikelkoncentration och reducering av ljusinsläpp)
- Effekter av förändrad bottenstruktur som följd av sedimentförflyttningar (behandlas i påföljande avsnitt)

Burton *et al* (2008) refererar till en studie som uppger sedimentspillat under muddring till 0-5% av muddermassorna. Som exempel beräknades sedimentspillet till 4,8% vid muddringsarbetena för Lillgrund vindpark i Öresund (DHI 2006). Graden av sedimentspill skiljer sig emellertid mellan olika muddringsmetoder, där *mekanisk muddring* medför mindre spill och *hydraulisk muddring* medför mer spill (Bonsdorff *et al* 1984; Burton *et al* 2008; Naturvårdsverket 2008). Mest spill orsakas av den relativt moderna hydrauliska metoden *water injection dredging* (WID). Metoden innebär att vatten pumpas in under det sediment som skall avlägsnas, varpå sedimentet lyfter och bildar en viskös välling som sedan antingen pumpas upp eller låts driva iväg med strömmen (Spencer *et al* 2006).

Bortsett från muddringsmetod beror spridningens omfattning på sedimentets egenskaper och vattnets rörelse (Blomqvist 1981). Den modell som presenteras av Je *et al* (2007) för att beräkna spridningsavstånd och tid vid muddring innehåller parametrarna sedimentkoncentration, uppslammingshastighet, strömhastighet, turbulens, sjunkhastighet för partiklarna samt vattendjup. Kurvan för avtagande sedimentkoncentration är likartad oavsett koncentration vid källan (Figur 1).



Figur 1. Diagram ur Je *et al* (2007) åskådliggörande hur sedimentkoncentrationen avtar nedströms muddring i Savannah River (USA). Figurerna a – d visar modellerade (linje) respektive uppmätta (punkter) sedimentkoncentrationer utefter avstånd till källan för olika initialkoncentrationer (a=38 mg/l; d=204 mg/l; c=504 mg/l; 228 mg/l). Muddringen utfördes med en hydraulisk cutterhead dredge i bottenstrukt av siltig lera. TSS avser Total Suspended Sediments. U_x anger vattnets rörelse (ambient velocity). D_y är turbulensens diffusionskoefficient i y-led.

I ett mycket begränsat område alldeles vid källan kan sedimentkoncentrationen vara mycket hög, med exempel på upp till 5000 mg/l (Kiørboe & Møhlenberg 1981). De värden som uppmäts i sedimentplymen bortom källan (och som är mer relevanta utifrån biologiskt perspektiv) tycks utifrån litteraturunderlaget vara i storleksordningen <100 mg/l (Kiørboe & Moehlenberg 1981; Lohrer & Wetz 2003; Je *et al* 2007). Bonsdorff *et al* (1984) återger mätvärden på 10–40 mg/l i omgivande vatten (avstånd anges inte) för muddring generellt i finländska skärgården, med enstaka fall av halter på 100–200 mg/l och extremfall upp till 400 mg/l (hydraulisk muddring).

De tyngre fraktionerna av sedimentet sjunker snabbt medan finpartikulärt och i synnerhet organiskt material uppehåller sig längst. Enligt Blomqvist (1981) sträcker sig plymen av löst sediment vid enskild muddring vanligtvis något hundratal meter från källan. Detta överensstämmer med mätningar och simuleringar från muddring i långsamt flödande flod och flodmynning (ovanstående modeller) där sedimenthalten avtagit till bakgrundshalten inom 700 m (Lohrer & Wetz 2003)

respektive 300 m från källan (Je *et al* 2007). Vid omfattande muddringsarbeten i San Francisco Bay har en räckvidd på 400 m uppmätts (Burton *et al* 2008). I särskilt strömmande vatten blir spridningen givetvis längre (Blomqvist 1981). Vid konstruktionen av Öresundsbron kunde sedimentplymen urskiljas 2 km nedströms källan (Mikkelsen & Pejrup 2000) och vid en tidigare muddring i Öresund sträckte sig plymen 1 km (Kiørboe & Møhlenberg 1981).

Vid muddring av farlederna in till Göteborg var riktvärdet för sedimentspill 100 mg/l vid ett avstånd av 1000 meter från den muddrade farleden under perioden 1/9-30/4 och övrig tid 30 mg/l. Undersökningar av sedimentspill utfördes innan och under tiden som muddring på gick samt efter avslutat arbete.

Särskilt i strömmande vatten kan partikelstorleken öka med avståndet från källan, som en funktion av flockning. I kustnära vatten har flockning visats ske snabbt (efter 50 min i Öresund) medan det kan ta flera veckor i utsjömiljö (Mikkelsen & Pejrup 2000). I kustnära vatten är det generellt antagbart med en flockningstid på minuter till timmar (t ex 1-3 min för partiklar på 4 µm diameter vid 1200 mg/l jämfört med 90 min för partiklar på 9 µm vid 15 mg/l).

Enligt Blomqvist (1981) är varaktigheten för grumling från muddringsaktiviteter i allmänhet kort, i storleksordningen dagar upp till någon vecka. Sett till det stora flertalet muddringar är detta sannolikt fortfarande gällande, det måste dock skiljas mellan småmuddringar och mer omfattande projekt. Grumlingens varaktighet är av betydande vikt för graden av miljöpåverkan (Newcombe & MacDonald 1991).

Enheter för grumling

Turbiditet är ett mått på partikelinnehållet i vattnet och mäts i NTU (Nephelometric Turbidity Units) enligt ISO 7027 (1999) och SIS (2000). Detta är en fotometrisk metod där partikelstorlekar upp till c:a 1mm kan mätas. Ytterligare ett mått på turbiditet är FTU (Formazin Turbidity Units), vilket också är ett fotometriskt mått. På grund av naturliga variationer i partikelstorlek och deras betydelse för mätutslaget kan någon direkt jämförelse inte anges mellan NTU/FTU-värden och mängden partiklar exempelvis i form av mg/l. Vid en jämförelse av partikelmängd och turbiditet från en uppgrumlad typisk lerbotten rapporterades att 10 NTU motsvarade 26 mg/l torrsvikt (Granmo *et. al.* 2000). I en publikation från Öresund, av Valeur & Jensen (2001), har FTU-värdena däremot ansetts vara direkt överförbara till mg/l.

Spridning av föroreningar vid muddring

Om det muddrade sedimentet innehåller föroreningar råder stor risk att dessa sprids upp i vattenmassan där de kan påverka akvatiska organismer. Att bottensediment i antropogent påverkade miljöer innehåller föroreningar är vanligt, inte minst i sjöar, vattendrag och mynningsområden (Je *et al* 2007). Exempel på sådana toxiska substanser är tungmetaller, PCB: er, PAH: er, dioxiner, pesticider. Föroreningarna kan exempelvis härröra från jordbruk, industri, sjöfart, hamnverksamhet, trafik, dagvattnet och avlopp. Under 1900-talet då sjöfart och industriell verksamhet ökade kraftigt ökade även mängden av olika sedimentbundna kontaminanter.

Sedimentbundna föroreningar utgörs av såväl organiska som oorganiska ämnen, alla med olika egenskaper. De oorganiska utgörs vanligen av metaller eller metalloider och deras kemiska egenskaper och bindning till sediment och associerade organiska partiklar varierar med deras ställning i periodiska systemet. Metaller

förekommer främst associerade till organiskt material och de finare lerfraktionerna (diameter <63 µm) (Blomqvist 1981). Halten av miljögifter kan också vara hög i sedimentets porvatten. Under muddring kan föroreningarna frigöras till vattenmassan, dels på grund av ökad interaktion med vatten och dels som ett resultat av förändrade redox- och pH förhållanden (Blomqvist 1981; Ghosh 2002; Meriläinen *et al* 2006). Porvattnet uppblandas med omgivande vatten under muddringen och föroreningarna frigörs. Många tungmetaller och organiska miljögifter är starkt partikelbundna; om partiklarna är små kan de sedimentera långsamt och spridas över stora områden alternativt upptas av djurplankton och bottenfauna, därmed kan föroreningarna spridas i näringsväven (Holmes 1986).

Frigörandet av metaller på grund av sänkt pH-värde minskas emellertid om sedimentet innehåller buffrande kalcium. I en amerikansk studie av Gambrell *et al*, 1977 undersöktes flera metaller och dess frisättning från kontaminerat sediment. För bly och kvicksilver ökade frigörandet något då vattnets pH-värde understeg 5 men båda metallerna är normalt starkt bundna till humuspartiklar. För kadmium skedde en tydlig frisättning vid oxidering särskilt inom pH-området 5 – 6,5. För övriga studerade metaller (Cu, Mn, Zn, Fe) noterades endast en begränsad frisättning.

Även ökad salthalt medför förändrade bindningsegenskaper och kan bidra till frigörande av metaller från sediment, vilket kan vara betydande vid muddring och dumpning i mynningsområden där sött vatten möter salt. Salomons *et al* (1988) visade att kadmium från ett syrefattigt kontaminerat flodsediment frigjordes med upp till 49 % vid överföring till havsvatten medan utspädning med flodvatten endast frigjorde 1 % av den sedimentbundna metallen. Dessa resultat visar på faran med att sprida syrefria (anoxiska) kontaminerade sediment i ekologiskt viktiga estuarier eller kustområden. Det finns dock resultat som visat på motsatsen, att metaller (här: Hg, Cu, Mn och Fe) inte frigjorts i större utsträckning i saltvatten jämfört med sötvatten (Edwards *et al* 1995).

Många metaller bildar sulfider i syrefattiga bottenar, något som förhindrar eller minskar metallernas löslighet och därmed dess biotillgänglighet. Ett bra exempel är den kraftigt ökade kadmiumkoncentrationen i sediment i Rotterdams hamn (nära 100 ggr) mellan 1900 och 1980 (Salomons *et al* 1988). Det har därför även föreslagits (Kester *et al* 1983) att kontaminerade sediment kunde dumpas i permanent syrefria miljöer. En fara finns dock att många metaller åter kan frigöras om syreförhållandena skulle ändras.

Organiska miljögifter kan utgöras av en mängd olika substanser och man kan göra en grov indelning i oljekomponenter, klorerade, bromerade eller fluorerade föreningar, metallorganiska föreningar (ex. tennföreningar), bekämpningsmedel mm. Även här är det i våra vatten ett begränsat antal ämnen som förekommer i sådana mängder att de får betydelse i miljösammanhang.

Biotillgängligheten är även för dessa ämnen starkt beroende av såväl ämnenas, vattnets och sedimentets egenskaper. Även de organiska miljögifternas association till sedimentuppbyggande partiklar styrs i hög utsträckning av partiklarnas storlek d.v.s. ju mindre en partikel är desto större specifik yta finns som miljögifterna kan binda vid.

De mest förekommande organiska miljögifterna i svenska vatten är de från olja härrörande polycykliska aromatiska kolväten och alifatiska kolväten, ytaktiva

ämnen, bekämpningsmedel, halogenerade substanser såsom PCB, HCB, bromerade (ex. PBDE) och fluorerade (ex. PFOS), dioxiner, furaner etc. Under senaste decenniet har de organiska tennföreningarna, huvudsakligen använda i båtbottnfärger, visat sig utgöra en allvarlig miljöbelastning i våra kustvatten exempelvis beroende på deras hormonstörande effekter på snäckor. Sådana effekter förekommer idag längs hela västkusten samt i Östersjön.

Innehållet av organiskt kol i sedimenten har stor betydelse för miljögifternas bindning, ju högre kolhalt desto större förutsättning för högre halter av bundna metaller, organiska miljögifter och närsalter. Närvaron av humuspartiklar binder framförallt organiska ämnen effektivt t.ex. klororganiska substanser. Eftersom dessa partiklar är ytterst små blir sedimentationen långsam och därmed ökar benägenheten för spridning till större områden. Partiklarna bildar så småningom stora kolloider som sedan sedimenterar. Eftersom aggregaten vanligen är löst associerade kan byten av bärarpartiklar ske och miljögifternas dynamik och sedimentbinding blir därför mycket komplicerad att följa. För Östersjöns del innebär det ovan sagda exempelvis att de ämnen som tidigare släppts ut från skogsindustrin fått en storskalig spridning och att huvudparten av de klororganiska ämnena inlagrats i sedimenten (Wulff *et al* 1993). Svensk skogsindustri har under mer än ett sekel släppt ut metaller och olika klorerade substanser längs olika kustavsnitt främst i Östersjön. Av dessa har en mängd svårdefinierade substanser och föreningar ansamlats i sedimenten, föreningar som är svårnedbrytbara och därför under lång tid kommer att belasta bottenarna. Vid de undersökningar av skogsindustrins utsläpp som gjordes under 1980-1990-talet (Naturvårdsverket 1988; NV 4031, 1991; NV 4136, 1993 och Södergren 1993) analyserades en stor mängd sedimentprover men endast en mindre del (<10%) av föroreningarna kunde då identifieras till specifika substanser (Remberger *et al* 1990). En frigörelse av tidigare sedimentbundet klorerat material kan sannolikt äga rum i fiberrika sediment (t.ex. utanför skogsindustris utsläpp) genom bildning av metangas som stiger och kan dra med sig djupare liggande kontaminerade partiklar till ytsedimentet (Södergren och Larsson 1982).

En undersökning vid en dumpningsplats i Nordsjön för sediment från Rotterdams hamn visade att av de miljögifter som fanns i det dumpade materialet kunde endast kadmium, kvicksilver, PAH, PCB och TBT återfinnas i högre koncentrationer på dumpningsplatsen jämfört med en referensplats (se Stronkhorst 2003). Biologiska studier visade dock att plattfisk fångade vid dumpningsplatsen uppvisade högre parasitangrepp och något högre frekvens av leverskador men effekterna var inte statistiskt säkra (Akkerman 1997). Sturve *et al* (2005) visade att tånglake påverkades negativt av föroreningar som frigjordes ur sedimentet i samband med muddring av farlederna in till Göteborg. Under samma muddringsprojekt kunde förhöjda halter av TBT påvisas i musslor i området, men bara någon månad efter arbetenas slut hade vävnadshalterna åter sänkts (Granmo 2004).

I en holländsk studie (Stronkhorst 2003) undersöktes kontaminerade sediment från hamnar längs kusten. De mest förekommande kontaminanterna i sedimenten var TBT, mineralolja, PCB och kvicksilver. Koncentrationerna av spårmetaller, klorerade pesticider och polycykliska aromatiska kolväten var låga och ansågs inte här utgöra någon större miljöfara.

I synnerhet metall-, pappers- och skogsindustri medför en kraftig förorening av sin omgivning. Muddring i närheten av sådan industri måste därför behandlas med

stor varsamhet vilket understryks både av Blomqvist *et al* (1981) och Meriläinen *et al* (2006). Föroreningar förknippade med pappersindustri är resinsyror (akut toxiskt för fisk), retene (toxiskt för juvenil fisk) och trästeroler (långtidsverkande hormonstörningar för fisk). Hur toxiska dessa föroreningar är beror av dess biotillgänglighet och dess benägenhet att släppa från bottensedimentet (Meriläinen *et al* 2006). En hög organisk halt i sedimenten motverkar frigörandet medan ökad turbulens i vattnet ökar frigörandet av de pappersbrukrelaterade ämnena. Då dessa frigjorts, genom t ex muddring, är biotillgängligheten hög och de sedimenterar mycket långsamt (Blomqvist 1981). Utsläpp från metallindustrier exempelvis från Bolidens metallverk i Rönnskär (As, Pb, Cu mm.), PAH från aluminiumtillverkningen i Sundsvall eller bly från gruvhanteringen i Laisvall har kontaminerat sedimenten och påverkat djur- och växtlivet både lokalt och regionalt i kustområdena i dessa delar av Östersjön, något som rapporterats i många undersökningar ända från 1980-talet (exempelvis Bengtsson *et al* 1985; NV rapport 5810, 2008 m.fl.). Trots att utsläppen numera minskat radikalt finns metallerna bundna i bottensedimenten och kan under lång tid finnas kvar i de biologiskt aktiva sedimentlagren.

Gosh (2002) beskriver hur förorenade bottnar kunnat restaureras genom muddring där giftiga sediment avlägsnats. I Richmond Harbour, Kalifornien, visades halterna av DDT och dieldrin i musselvävnad minska efter att delar av sedimentet avlägsnats genom muddring. Liknande resultat har också visats för PCB-halter vid muddring av kontaminerade sediment. Någon fullständig reduktion av klorföreningarna uppstod dock inte i något av fallen. Beträffande PAH: er uppger Gosh (2002) att kvarliggande förorenade sediment har konstaterats utgöra en mycket begränsad risk för miljöpåverkan. Detta stöds även av Meriläinen *et al* (2006) som påpekar att PAH: er binds relativt starkt till sedimentpartiklar.

En studie av muddring i ett estuarium i Singapore visade på signifikant toxicitet för fytoplankton och autotrofa bakterier, vilket kunde härledas till höga halter koppar (Cu) nickel (Ni) och bly (Pb) (Nayar *et al* 2004). Samtidigt ökade produktionen av heterotrofa bakterier i området.

Vid muddring av förorenade sediment är valet av muddringsmetod betydande och ”water injection dredging”, WID (se ovan beskrivning), är särskilt olämplig. En utvärdering av WID-metoden i en sötvattenbassäng i Thames visade på ammoniumhalter och toxicitet kraftigt överstigande förväntade värden, vilket bedömdes utgöra en betydande risk för biota (Spencer *et al* 2006).

Beträffande spridning av föroreningar generellt, betonar Chapman *et al* (2002) att begreppet toxicitet måste definieras som *biologisk respons* och inte som uppmätta halter. Föroreningar bör således inte beskrivas som en *fara* utan som en *potentiell risk*. Eftersom toxiciteten skiljer sig mellan arter och fysiska förhållanden finns inte några allmängiltiga riktlinjer för vilka halter som är skadliga. Bioackumulering är en nödvändig faktor att beakta för att avgöra om en förorening löper risk att vara ekologiskt signifikant.

Spridning av organiskt material och näringsämnen vid muddring

Att plymen nedströms ett mudderverk ofta syns så tydligt beror på den enorma mängden organiskt material som frigörs i vattenmassan (Newell *et al* 1999). Finkornigt sediment kan innehålla mycket höga halter av organiskt material, särskilt vid ackumulationsbottnar, näringsrika sjöar och i flodmynningar.

I havsmiljöer härrör det organiska materialet delvis från fragmenterade evertebrater, medan nedbrutet växtmaterial kan förväntas utgöra den största delen i sjöar och vattendrag. Vid den mätning som utfördes av Newell *et al* (1999) vid muddring i Engelska kanalen var det organiska innehållet i vattnet 1,45 g/l (askfri torrsvikt), vilket är i storleksordningen 1500 gånger mer än de mest näringsrika naturliga marina miljöerna.

Detta medför en lokal övergödande effekt. Utifrån litteraturunderlaget saknas belägg för att muddring kan orsaka syrebrist genom spridning av organiskt material bortom det muddrade området. Inte heller har någon signifikant syrereducering i vattnet uppmätts då anoxiska sediment muddrats, detta enligt källa refererad av Burton *et al* (2008).

Utifrån den litteratursyntes som gjorts av Blomqvist (1981) finns det inga be-
lägg för någon varaktig frigörelse av näringsämnen i samband med muddring. Komplex av kväve och fosfor återfinns emellertid ofta löst i sedimentets porvatten tillsammans med järn och mangan och kan frisläppas vid omblandning av sedimentet. Det har visats att halten av näringsämnen ökar temporärt i samband med muddring, företeelsen är emellertid kortvarig (Blomqvist 1981; Lohrer & Wetz 2003; Licursi & Gómez in press). Övergående ökning av produktion och artdiversitet hos fytoplankton har observerats vid flera tillfällen och kan sannolikt härledas till en tillfälligt ökad näringshalt (Blomqvist 1981; Licursi & Gómez in press).

Beträffande skillnader mellan sött och salt vatten är sjöar och vattendrag oftare fosforbegränsade och hav oftare kvävebegränsade. Bottenviken och många kustnära områden anses vara fosforbegränsade eftersom kväve tillförs via de stora älvarna. Bottenhavet kan karaktäriseras som en övergångszon med en relativt jämn kvot mellan kväve och fosfor. Om detta spelar någon betydande roll i sammanhanget framgår inte ur litteraturunderlaget, men eftersom spridningen av näringsämnen inte visats medföra några bestående effekter är betydelsen sannolikt liten.

Störning av bottenfauna vid grumling orsakad av muddring

Kraftig grumling kan medföra ett sedimentlager som täcker botten intill muddringsplatsen, vilket medför en uppenbar risk för miljöpåverkan. Sedimentens mobila infauna har visat sig klara en tunn övertäckning av nedfallet sediment genom att djuren gräver sig upp mot sedimentytan (Roberts *et al* 1998; Smith & Rule 2001), växtlighet och sessila djur är emellertid mer känsliga. Vid muddringen i Göteborgs hamn inom projektet Säkrare Farleder, visade Nilsson (2004) att inget nypålagrat sediment kunde observeras vid någon av stationerna i eller omkring den muddrade farleden. Detta tyder på att sedimentspillet från muddringsarbetena inte hade någon tydlig negativ effekt på bottenfaunan i området. Sedimentspillet som förekom var troligen inte av en sådan omfattning att bottenfaunan inre kunde bearbeta eller arbeta ner det i sedimentet.

Grumling kan också påverka fauna genom effekter såsom igentäppning av membran eller ökad belastning hos filtrerande bottenfauna (Newcombe & MacDonald 1991). Experiment av Shaw & Richardson 2001 visar att bottenfaunan i den kanadensiska Horsefly River förändrades både vad avser individförekomst (total abundance) och diversitet (family richness) vid pulser av kraftig artificiell grumling (700 mg/l). I litteratursyntesen av Erftemeijer & Lewis (2006) framhålls att filtrerande epifauna på bottenvegetation kan skadas av den ökade mängden

partiklar vid grumling. Filtrerande epifauna kan t ex utgöras av mossdjur, hydroider, kräftdjur eller mindre havsanemoner. Även större filtrerare kan påverkas av kraftig grumling, dock är blåmusslor (och säkert många andra musslor) väl anpassade för naturligt höga partikelhalter.

Kontrollprogrammet som utfördes på blåmussla i samband med muddringsprojektet Säkrare Farleder (Hammar *et. al.* 2004) visade att den signifikanta ökningen av aktivitetsgraden som sågs hos blåmusslor i påverkansområdet under pågående muddring sjönk till tidigare nivåer vid avslutat arbete. Detta tyder på att musslorna påverkats av variationen i partikelmängd och därmed anpassat sin filtreringsaktivitet till rådande förhållanden. Vidare indikerar även laboratorietester utförda av Kiørboe *et al* (1980) att blåmussla inte påverkas negativt av storleksordningen 50 mg/l löst silt i vattnet. Däremot avger filtrerande musslor mer s.k. ”pseudofaeces” till sedimentet vid ökad grumling, en följd av att fler oätliga partiklar filtreras bort per vattenvolym.

I den litteratur som har påträffats behandlas huvudsakligen effekter på mjukbottenfauna, blåmussla samt filtrerande organismer associerad till vegetation, men troligtvis påverkas även de filtrerande organismer som återfinns på hårbotten av de grumlingar som kan uppstå i samband med muddring och dumpning. Faunasamhällena på hårbotten består vanligtvis av olika filtrerande djurgrupper och en ökad partikelhalt i vattnet medför en ökad energiåtgång för filtrerare att transportera bort partiklarna vilket kan resultera i minskad energiåtgång för tillväxt och reproduktion. En ökad mängd partiklar i vattnet kan även tänkas medföra negativa effekter på filtreringsmekanismen hos filtrerarna vilket kan försvåra näringsintaget. Vidare försvåras troligen settling av larver då en ökad sedimentation kan medföra svårigheter med att hitta hårda ytor att settla på. Olika arter kan vara mer eller mindre känsliga för en ökad partikelmängd vilket kan medföra en ändrad eller utarmad fauna på hårbotten som utsätts för en ökad sedimentbelastning. Troligt är dock att påverkan på hårbottenfauna i samband med muddringar och dumpningar är kortsiktiga och övergående. Emellertid kan sedimentation på klipphyllor få en längre och större ekologisk effekt på de djur och alger som finns här.

Flodpärlmusslor som är fridlysta i EU och klassas som *sårbara* (ArtDatabanken) kan enligt Box & Mossa (1999) påverkas av sedimenterat material på flera sätt och igenslamning av botten orsakad av finpartikulärt oorganiskt material kan orsaka bestående skada. Experiment av Dennis (1984) har visat att andelen silt kan vara en faktor som signifikant begränsar förekomsten av flodpärlmusslor med låg överlevnad på botten med hög siltandel. Försök av Ellis (1936) visade hög dödlighet när ett permanent siltlager på c:a 0.6-2.5 cm uppstod på botten substratet, utan att påverka syremängd, pH, eller andra vattenkemiska faktorer. Sedimentation har också visat sig störa reproduktionsaktiviteten hos flodpärlmussla då de minsta musslorna och värdfiskens rom finns nedgrävda i det ofta syrefattiga botten substratet. (Dennis 1984). Numera förekommer föryngrande bestånd av flodpärlmussla endast på botten med ingen eller obetydlig igenslamning (Eriksson *et al* 1998).

Richards & Bacon (1994) undersökte hur finsediment påverkar evertebraters kolonisering av ”substratytan” respektive området nere i substratet (hyporheic). Undersökningen utfördes i Bear Valley Creek i Idaho i ett vattendrag som historiskt höll stora populationer av flera laxarter. På senare tid har vattendraget påverkats av stora mängder finsediment med minskad fiskproduktionen som följd. Det

visade sig att effekten av sedimentering var av marginell betydelse på bottenytan. Däremot sågs en signifikant negativ effekt på evertebratkoloniseringen längre ner i substratet. Framförallt var det sedimentpartiklar <1.50 mm som visade sig täppa igen mellanrummet mellan grus och stenar nere i botten. Enligt författarna är skillnad i artsammansättning och tätheter av evertebrater mellan substratytan och nere i substratet mycket mindre i opåverkade vattendrag än vad man fann i den aktuella studien.

I ett laboratorieförsök visade McClelland & Brusven (1980) bäcksländor och nattsländor var överlag mer känsliga för sedimentation än dagsländor, och slutsatsen av försöket var att en ökad tillförsel av finkornigt material minskade antalet utrymmen mellan stenar och grus. Sten helt inbäddat i finsand undveks av samtliga arter. I en långtidsstudie av Bjornn *et al* (1977) visades att graden av tilltäppning av bottensubstratet är korrelerat med tätheten av evertebrater. I en laborativ studie konstaterades att då bottensubstratet var fullständigt tilltäppt med finsediment minskade antalet insekter med ända upp till 50 %. Tydligast var denna negativa effekt hos evertebrater knutna till forssträckor. En korrelation mellan sedimentproportioner i bottensubstratet och tätheter av insekter konstaterades då ett flertal naturliga vattendrag undersöktes – ju högre andel finsediment desto lägre antal insekter.

Störning av fisk vid grumling orsakad av muddring

Beträffande ökade sedimenthalters inverkan på fisk visade Blomqvist (1981) att det inte stått att finna något tydligt underlag för att fisk undviker vatten med de förhöjningar i sedimenthalt som generellt kan relateras till muddring. Det nu uppdaterade litteraturunderlaget innefattar dock ett stort antal publikationer inom detta område.

Vid en laboratoriestudie av Auld & Schubel (1978) utsattes ägg och larver av flera brackvattenlevande fiskarter för grumling av olika grad. Resultaten påvisade inte några signifikanta effekter på äggkläckning vid koncentrationer understigande 1000 mg/l (vilket är att betrakta som en mycket hög partikelkoncentration). Vid 1000 mg/l minskade överlevnaden signifikant för ägg från 2 arter (white perch och striped bass) men inte för de övriga 4 arterna (yellow perch, blueback herring, alewife och American shad). Beträffande larver var känsligheten något större och överlevnaden reducerades signifikant vid 500 mg/l för 2 arter (striped bass och yellow perch) och redan vid 100 mg/l för 1 art (American shad). Exponeringen var 48-96h och resultatet indikerar att larvstadier av vissa fiskar kan förväntas ta skada även under kortvariga muddringar, men endast inom ett mycket begränsat avstånd från mudderverket (jämför sedimenthalter och avstånd i Figur 1). I en liknande studie visade Kiørboe *et al* (1981) på uteblivna effekter då ägg av sill utsattes för både långvarig grumling om 5-300 mg/l och kortvarig grumling om 500 mg/l. Inom detta experiment utgjordes partiklarna av ren silt och författarnas slutsats är att muddring i siltigt sediment sannolikt inte utgör något hot mot lekande sill.

Dessa resultat motsägs av en senare studie av Westerberg *et al* (1996), som visade på betydligt större känslighet hos torsklarver, vars överlevnad minskade redan vid en partikelhalt på 10 mg/l. I denna studie var det grumlade sedimentet (från Öresund) kalkrikt, där kalk medför en ökad skadlighet. Även torskägg, vilka svävar i vattenmassan och har en liten diameter, visades vara känsliga för mycket låga sedimenthalter. Äggen tyngdes ned så kraftigt redan vid 5 mg/l att de beräknades

sjunka till botten efter 4 dygn förutsatt stillastående vatten (vid turbulent vatten motverkas denna effekt betydande) (Fiskeriverket 2005). Westerberg *et al* (1996) visade också att vuxna individer av både torsk och sill valde att undvika vatten med sedimenthalter ända ned till 3 mg/l (gällande både glaciallera och kalkrika sediment). Särskilt kalkrika sediment orsakade irritationsbeteende hos torsk och skadliga effekter på gälarna registrerades ned till c:a 100 mg/l.

I sammanhanget skall det samtidigt beaktas att den naturliga grumligheten i Öresund kan vara hög. Valeur & Jensen (2001) anger mätvärden på 5-15 mg/l och 20-40 mg/l för regional respektive lokal partikelkoncentration under vintertid vid storm. Vid stilla väderlek uppmättes bakgrundshalten till 0-2 mg/l.

Medan grumlat sediment kan öka sjunkhastigheten för fiskägg i stilla vatten kan vuxen fisk påverkas genom att ökad partikelhalt orsakar irritation eller skada på gälarna. Fisk kan också påverkas av den siktreducering som uppstår av ökad grumling; försvårat eller förändrat jaktbeteende hos predatorer respektive ökade möjligheter för bytesfisk.

Att ljusreducering orsakat av grumling kan påverka fiskars födosöksbeteende (både söt- brack- och saltvattenarter) har visats genom bl.a. Vinyard & O'Brien (1976), Minello *et al* (1987), Bergman (1988), Breitburg (1988), Crowl (1989), Diehl (1988), Craig & Babaluk (1989), Barrett *et al* (1992), Aksnes & Giske (1993), Miner & Stein (1993), Benfield & Minello (1996), Miner & Stein (1996), Reid *et al* (1999), samt Ljunggren & Sandström (2006). Den ljusreducering som testats varierar stort mellan de olika (ovanstående) studierna och tröskeln för påverkan varierar mellan arter. Abborre är ett vanligt exempel på fisk vars födosöksbeteende påverkas vid siktreducering, baserat på studier av Bergman (1988), Diehl (1988), samt Ljunggren & Sandström (2006).

Utifrån litteraturen kan det utläsas att grumling inte nödvändigtvis påverkar fisk negativt (se Bisson & Bilby 1982, Swenson & Matson (1976), Rowe *et al* (2002). I vissa fall har kraftig grumling till och med visat sig gynna yngre livsstadier av vissa arter, däribland juvenil indianlax (Gregory 1998) och larver av stillahavssill där påverkan på överlevnad var positiv upp till en koncentration på 1000 mg/l (Boehlert & Morgan 1985). Vid muddringen för Lillgrund vindpark i Öresund uppmättes den förhärskande sedimenthalten till <10 mg/l vid 200 m avstånd (DHI 2006). Under det provfiske med trål som utfördes på 150 m avstånd kunde en ökning snarare än en minskning av fiskförekomst konstateras jämfört med kontrollområdena 24h efter att muddringen avslutats (Hammar *et al* 2008).

Det bör dock påpekas att om muddring orsakar ett lager av nedfallet övertäckande sediment i områden där fiskägg lagts på botten, såsom efter lek hos sill och laxfisk, en uppenbar risk för skadeverkan (Blomqvist 1981).

Sammanfattningsvis så visar de olika studierna inom litteraturunderlaget mycket varierande resultat vad gäller effekter av grumling på fisk (både adult, juvenil och ägg), se exempel i Tabell 1. De olika arternas anpassning till naturlig grumlig spelar en mycket stor roll för graden av skadeverkan. Olika studier mäter dessutom grumlighet i olika enheter (t.ex. mg/l, NTU, FTU) och använder olika exponeringstid, vilket ytterligare försvårar jämförelser och generaliseringar (Henley *et al* 2000). I en viktig litteratursyntes framhåller Newcombe & MacDonald (1991) att *exponeringstiden* spelar en stor och dittills underskattad roll för hur grumling påverkar akvatiska ekosystem (både fisk och andra organismer). Det visas att

produkten av sedimentkoncentration (mg/l) och exponeringstid (h) kan korreleras signifikant till graden av biologisk effekt ($r^2=0,64$; $p<0,01$). Däremot kan enbart sedimentkoncentrationen (mg/l) inte korreleras till graden av effekt ($r^2=0,14$; NS) (Newcombe & MacDonald 1991). Dessa resultat stöds av den experimentella studie som gjorts av Shaw & Richardson (2001) där det framgår att långvarig – till skillnad mot kortvarig – exponering för pulser av kraftig grumling (700 mg/l) påverkar fisk och bottenfauna. Ett samband mellan grumlingstid (0,5 till 6 timmar varannan dag) och biologisk effekt kunde visas genom en minskning av individantal och diversitet (family richness) hos bottenfauna, respektive en minskning av tillväxt (men inte överlevnad) hos juvenil regnbågslax (*Oncorhynchus mykiss*). Som exempel påverkades larver av fjädermyggor (Chironomidae) signifikant vid exponeringsnivån 3 – 5 h (700 mg/l) varannan dag eller mer, men först då experimentet fortgått 9 dagar eller mer. Effekter på regnbågslax visade vid experimentets slut (19 dagar) signifikanta effekter från exponeringsnivån 4 – 6 h varannan dag. Se Tabell 2 och Figur 2-3.

Det är alltid relevant att beakta de lokalt förekommande naturliga nivåerna av grumling. Många av jordens mest artrika akvatiska ekosystem är grumliga och siktförhållandena påverkar olika arters födosöksbeteende, skyddsbeteende och sociala struktur (Abrahams & Kattenfeld 1997; se även Berg & Northcote 1986). Den naturliga grumlingen varierar även över året, där kustnära och rinnande vatten ofta är som grumligast under senvinter och vår, vilket kan ha betydelse för fiskars reproduktion (Acornley & Sear 1999). Det är följaktligen självklart att effekter av grumling skiljer sig stort mellan olika arter, olika vattensystem och olika årstider.

En likvärdig muddring kan ge olika effekter på olika platser och för olika organismer. Exponeringstiden är dock en nyckelfaktor som alltid måste beaktas tillsammans med sedimentkoncentrationen.

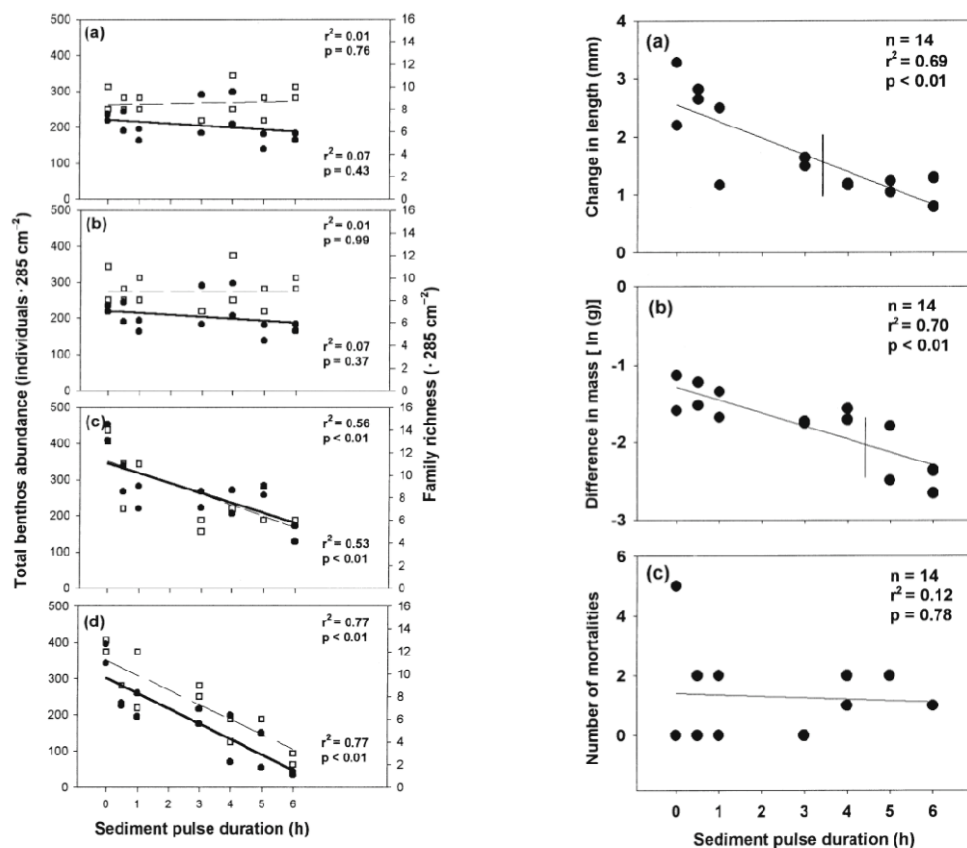
Tabell 1. Ur Rivinoja & Larsson (2000) som översatt en tabell från den metaanalys som gjorts av Newcombe & MacDonald (1991). Tabellen återger resultat (biologisk effekt) från ett flertal studier där laxfiskar utsatts för grumling av olika grad och under olika exponeringstid. Det framgår att effekten skiljer sig stort mellan studierna men Newcombe & MacDonald (1991) påvisar ett samband mellan effekt och produkten av tid och koncentration. Det skall påpekas att huvudsakligen sedimentkoncentrationer under c:a 100 mg/l är lämpliga att relatera till mudderverksamhet.

Art	Suspenderat material		Effekt % döda	Stadium
	Tid (dygn)	mg/l		
Stillahavslaxar (<i>Oncorhynchus</i> sp.)	6	1000-2500	100	Ägg
	48-72	47-157	98-100	Ägg
	48	7	17	Ägg till yngel
	48-60	21-57	23-62	Ägg till yngel
	163	97-111	77-90	Ägg och yngel
	1 timme	207000	100	Juveniler
	6 timmar	82000	60	Juveniler
	1.5-4	1200-55000	10-90	Juveniler
	20	1000-2500	57	Yngel
	98	200	50	Yngel
	4	488-29580	50	Smolt
	19	90	5	Subadult
	1	160000	100	Ej spec
	24.5	4250	50	Ej spec
	30	68	25	Population
	30	300	97	Population
	60	1000-6000	85	Population
	60	110	98	Ägg
	361.25	1040-5838	85	Population
Arktisk harr (<i>T. arcticus</i>)	1	25	6	Gulesäcksyngel
	1-4	20-65	13-15	Gulesäcksyngel
	2	143	26	Gulesäcksyngel
	3-4	185-230	41-47	Gulesäcksyngel
	4	20000	10	0+
Sikar (<i>Coregonus</i> sp.)	4	100000	20	0+
	4	16613	50	Yngel
Stillahavslaxar	1 timme	14	14	Minskat födointag
	1 timme	100	45%	minskat födointag
	1 timme	250	90%	minskat födointag
	1 timme	300	100%	minskat födointag
	12 timmar	53.5		Fysiologisk stress och förändrat beteende
	4	1547		Gålskador
	2 timmar	35		Slutar äta och söker skydd
	9 timmar	500		Fysiologiska effekter
	4	171		Vävnads skador
	7	5000-300000		Gålskador
Öring	13	270		Gålskador
Stillahavslaxar	0.5 timmar	54-88		Flyktreaktion
	2 timmar	88		Undvikande beteende
Sikar	1	66-100		Undvikande beteende
	1	665		Överhängsskydd lämnas
	1	650		Lekvandring påverkad
	1	0.7		Överhängsskydd lämnas
Arktisk harr	1	100		Undvikande beteende
Bäckröding (<i>S. fontinalis</i>)	7	4.5		Överhängsskydd lämnas

Tabell 2. Ur Shaw & Richardson (2001). Tabellen anger behandlingsnivåerna för ett experiment där bottenfauna och regnbåge från ett kanadensiskt vattendrag utsatts för upprepad exponering av grumling genom utsläpp av finpartikulärt sediment i pulser från 0-6 timmar varannan dag. Behandlingsdosen är produkten av sedimentkoncentrationen och exponeringstiden.

Pulse duration (h)	No. sediment pulses	Mean sediment concentration (mg·L ⁻¹)	Standard error	Number of replicate channels	Dose (mg·L ⁻¹ ·h ⁻¹)
0	N/A	N/A	N/A	2	0
0.5	10	695.0	15.8	2	3 475
1.0	10	699.0	14.7	2	6 990
3.0	10	701.5	17.9	2	21 045
4.0	10	704.5	12.1	2	28 180
5.0	10	702.0	13.8	2	35 100
6.0	10	705.0	13.7	2	42 300

Note: Each of the seven treatments was replicated twice giving 14 experimental units. Dose is given as the total administered over the duration of the 19-day experiment and is calculated as the product of concentration and duration (product of pulse length and number of pulses). N/A, not applicable.



Figur 2 a-d. Resultat från Shaw & Richardson (2001) – bottenfauna. Diagrammen visar hur individtäteten (svarta punkter; abundance) respektive diversiteten (vita kvadrater; family richness) av bottenfauna förhåller sig till de olika behandlingsnivåerna (0–6 h exponering av grumling, finpartikulärt sediment, varannan dag). Figuren återger kontrollbehandling (a) samt behandling efter 1 dag (b), 9 dagar (c) och 19 dagar (d). Korrelation och signifikansnivå anges i övre hörnet för individtätet och i undre hörnet för diversiteten.

Figur 3 a-c. Resultat från Shaw & Richardson (2001) – juvenil regnbågslox. Diagrammen visar hur skillnaden i längd (a), skillnaden i vikt (b) samt överlevnaden (c) av bottenfauna förhåller sig till de olika behandlingsnivåerna (0–6 h exponering av grumling, finpartikulärt sediment, varannan dag). Varje punkt utgör medelvärdet för ett replikat (akvarie/kanal med 14 fiskar).

Effekter på vegetation vid grumling orsakad av muddring

Blomqvist (1981) konstaterade, att den ljusreducering som uppstår av muddring ungefärligen motsvarar vad som kan uppstå genom naturlig grumling/resuspension. Endast om sedimenten utgörs av särskilt ljusreducerande eller långsamt sjunkande material bedömdes grumlingen utgöra en risk för hämning av fytoplankton. Några studier som motsäger detta har inte framkommit ur litteraturunderlaget.

Att ljusreducering i *allmänhet* påverkar bottenvegetationens möjlighet att fotosyntetisera har fått stora ekologiska konsekvenser, bl.a. har det bidragit till att utbredningen av sjögräs reducerats kraftigt, både globalt (Erftemeijer & Lewis 2006) och i Sverige (Baden *et al* 2003). Denna ljusreducering beror av övergödning och ökad grumling i kustvattnen (Rask *et al* 1999; Erftemeijer & Lewis 2006; Orth 2006). Den absolut övervägande orsaken är övergödning (Orth 2006) men

muddring bidrar till ökad grumling och frisättning av näringsämnen. Den grumling som orsakas av muddring är normalt kortvarig och halterna överskrider endast inom ett litet område de värden som uppstår av naturliga variationer. Därför är påverkan på närliggande bottenvegetation via ljusreducering främst att befara om muddringsprojektet är långvarigt (Onuf 1994; Erftemeijer & Lewis 2006).

Ett exempel från Laguna Madre i Texas visar hur en mångårigt återkommande muddring med dumpning av muddermassor i närbeläget grunt vatten orsakat en ljusreducering vilken kraftigt reducerat sjögräsbeståndet (framförallt arten *Halodule wrightii*) i området. Det tycks främst vara de olämpligt placerade dumpningsplatserna som bidragit till den minskade sikten och det klargörs inte om några effekter egentligen kan tillskrivas själva muddringen (Onuf 1994). För ålgräs (*Zostera marina*) i Nordsjöområdet har den kritiska toleransnivån för ljusinsläpp vid botten ("surface irradiance", SI) uppmätts till 19-30% av SI. Vid ljusinsläpp under detta värde överlever plantorna endast en kortare period (Erftemeijer & Lewis 2006). För att undvika påverkan på ålgräs bör större muddringsverksamheter i närheten av ålgräs regleras så att ljusreduceringen inte överskrider gränsvärden, och i synnerhet inte ovanstående värde för kritisk toleransnivå. Ett lämpligt alternativ för större muddringar är att undvika muddring under ålgräsets tillväxtperiod. Betydande effekter av långvarig grumling relaterad till muddring har även visats för bladtang (*Laminaria saccharina*) (Lyngby & Mortensen 1994).

Ålgräs klarar inte någon större pålagring av sediment, mer än hälften av plantorna dör om de begravs till $\frac{1}{4}$ (Erftemeijer & Lewis 2006). Sannolikt gäller en liknande känslighet för många makroalger. I litteraturen återfinns huvudsakligen studier som har sin utgångspunkt i effekter på ålgräs men liknande resultat ses även vid studier av kransalger. I Sverige återfinns 34 olika arter av kransalger varav 21 arter är rödlistade och riskerar att försvinna. Kransalger är vanligast i laguner och grunda vikar på östkusten. Tillväxten och djuputbredningen hos kransalger begränsas ofta av tillgång på ljus, vilket innebär att aktiviteter som medför grumlingar, såsom muddring och dumpning, kan leda till att kransalgerna försvinner (Lehmann & Lechavanne, 1999; van den Berg, et. al. 1999). Vidare har Eriksson & Johansson (2003) visat att en ökad mängd organiska partiklar kan ha effekt på föryngringen av blåstång. I denna studie jämfördes tätheten av juvenil blåstång i områden med två olika behandlingar. Den ena behandlingen innebar att naturlig sedimentation tilläts och i den andra behandlingen att ackumulerat sediment togs bort. Resultatet visade att föryngring och spridning av blåstång i Östersjön sker lättare till rena ytor än ytor med hög andel sediment.

Ur ovanstående kan utläsas att väl utförd muddring inte löper någon större risk att betydligt påverka bottenvegetation genom lokal ljusreducering, däremot uppstår lokala skador givetvis om muddringen innebär ett borttagande av vegetationsklädd botten eller om nedfallet sediment orsakar ett djupt övertäckande lager. Erftemeijer & Lewis (2006) demonstrerar 45 internationellt spridda fallstudier av muddring och effekter på sjögräs. I den nordatlantiska regionen är det tydligt att skador på ålgräs har kunnat undvikas i de fall ordentliga försiktighetsåtgärder vidtagits. Ett tydligt exempel är byggnationen av Öresundsbron, där muddringen avbröts då sedimenthalterna uppnådde satta gränsvärden, och negativ påverkan av ålgräs uteblev.

Vilka gränsvärden och försiktighetsåtgärder som bör tillämpas vid muddring i närheten av skyddsvärd vegetation är platsspecifikt och bör relateras till den naturliga grumlingen (Erftemeijer & Lewis 2006).

Förändring av bottenstruktur

Själva ändamålet med en muddring är oftast att modifiera bottenstrukturen för att skapa eller bibehålla ett större djup än vad som är naturligt på platsen. Med modifierat djup kan också strömförhållanden, hållfasthet och sedimentstruktur förändras, vilket påverkar livsmiljön hos bottenlevande organismer.

Förändring av bottenstruktur i havsmiljö

Omstruktureringen av bottenförhållandena kan orsaka skiften bland associerad flora och fauna. Förändrat djup påverkar uppenbart utbredningen av ljusberoende växtlighet, men även ändrad strömningsregim kan ha stor betydelse. Eriksson *et al* (2004) har visat hur muddrade småbåtshamnar i Östersjön kan korreleras med en mindre utbredning av grumlingskänsliga växter såsom kransalger (*Chara* spp.) och nating (*Ruppia* spp.) och samtidigt en större utbredning av slingor (*Myriophyllum spicatum*) och särv (*Ceratophyllum demersum*). Studien indikerade också att propelleraktiviteten i hamninlopp missgynnat borstnate (*Potamogeton pectinatus*), rödsträfs (*Chara tomentosa*) och havsnajas (*Najas marina*) medan blåstång (*Fucus vesiculosus*) däremot ökat som följd av att propelleraktiviteten skapat frilagda hårbottenytor. Motsvarande resultat gavs av Sandström *et al* (2005) som visat att fiskfaunan i hamnar förändrats som följd av en minskning av växtlighet.

Lokal syrebrist och mattor av svavelbakterier har i vissa fall noterats på muddrade bottnar (Blomqvist *et al* 1981). Om muddringen dessutom skapar djupa gropar i botten sedimentet är risken särskilt stor att syrebrist uppstår, vilket visats av Szymelfenig *et al* (2006) som studerat muddrade djupa håligheter (14 m) i en annars grund sandbank (2 m) i Östersjön. Ännu 10 år efter avslutad muddring (för extrahe-ring av sand) var den 20 ha stora håligheten täckt av ansamlad organiskt material med syrebrist och mattor av svavelbakterier. Tillståndet i den muddrade håligheten skiljde sig även från en närliggande naturlig hålighet på 9 m djup.

Vid skördemuddring (t ex fångst av musslor) avlägsnas inte nödvändigtvis yt-sedimentet från platsen, men störningen kan likväl bli påtaglig. De bottendjur som grävs upp blottläggs och rovdjur och asätare såsom sjöstjärnor och eremitkräftor vandrar in över nyligen muddrade bottnar för att söka föda (Hill *et al* 1999; Smith *et al* 2006). Beträffande musslan *Spisula solida* har lekperioden visats vara särskilt sårbar före skördemuddring (Chícaro *et al* 2003) och detta gäller sannolikt för många arter.

Förändring av den naturliga bottenstrukturen kan utgöra den mest betydande miljöpåverkan vid muddring i nya områden. Bonsdorff *et al* (1984) studerade miljöpåverkan från ett flertal muddrings- och utfyllnadsarbeten i den finska skärgården och konkluderade att de tillfälliga kemiska och fysiska effekterna är av mindre relevans medan den permanenta omstruktureringen av botten topografin kan orsaka förändringar på ekosystem-nivå.

Karaktäristiskt för Östersjöns kustmiljö, är den rikliga förekomsten av våtmarker och små sjöar (s.k. glosjöar), som genom förbindelse med havet via grunda

trösklade vikar s.k. flador fungerar som viktiga uppväxtmiljöer för fisk (Sandström 2003). Vid muddring av flador är det viktigt att tröskeln inte muddras för djupt då detta kan resultera i att vattenståndet inne i viken ändras och viktiga grundområden försvinner. Lokalt ger muddringsarbeten upphov till grumlingar men även trådalgstillväxt och ytterligare planktongrumling kan fås som följd av läckage av näring från de muddrade sedimenten. På lång sikt kan förlusten av tröskeln leda till att fladan i takt med landhöjningen istället för att förvandlas till en glosjö som kan fortsätta producera yngel, löper risk att successivt omvandlas till ett fastmarksområde. Även temperaturen i vattnet förändras då uppvärmningen i viken sker långsammare vilket kan påverka överlevnaden hos fiskens årsungar negativt. Likaså är vegetationen väldigt viktig då det finns en komplex koppling mellan denna och ynglens välbefinnande (Snickars et. al. 2008). Exempelvis så kännetecknas en gloflada av lugna och stabila förhållanden, ofta med en kraftig vegetation av borstnate och högvuxna kransalger. Vid en ökad vattengenomströmning till följd av exempelvis muddring kan vegetationen försämrast vilket i sin tur påverkar fiskynglen negativt.

Förändring av bottenstruktur i strömmande vatten

Vid muddring i strömmande vatten är risken för oplanerade sedimentförflyttningar särskilt stor och hela flodbädden kan destabiliseras (Licursi & Gómez in press). Betydande påverkan kan också uppkomma av att grumlat finsediment sedimenterar och skapar nya bottenstrukturer. Effekter från suspenderat respektive sedimenterat material i vatten kan vara svåra att särskilja, enligt Lloyd (1987). Eftersom sedimentering av partiklar sker selektivt har kornstorleken stor betydelse för hur akvatiska organismer påverkas i strömmande vatten (Gibbons & Salo 1973; Meehan & Swanston 1977). Faktorer såsom t.ex. vattenhastighet och djup, avgör om partiklar av en viss storlek kommer att erodera, transporteras eller sedimentera (Morisawa 1968, Carling 1984). Ett högre flöde ger vanligtvis en ökad erosion vilket medför en ökad mängd suspenderat material (Beschta 1978). Finkornigt material ackumuleras i strömmarnas bottenhåligheter och kan medföra en minskad syretillgång (Ingendahl & Neumann 1997) och därigenom ge en direkt negativ påverkan på bottenlevande organismer (Cooper 1965). Organismerna kan även påverkas indirekt av att substrat och därmed bottenmiljö förändras (Bjornn *et al* 1977). Graden av påverkan beror av vattendragets karaktär och varierar följaktligen både inom och mellan vattendrag (Murphy *et al* 1981). Flera mänskliga verksamheter kan öka sedimentmängden så att akvatiska ekosystem genomgår en förändring (Cordone & Kelley 1961) och generellt konstateras att onaturligt hög materialtransport i rinnande vatten är negativ för de flesta akvatiska djur (Bjornn *et al* 1977).

I strömmande vatten råder en viss naturlig erosion som vid höga flöden, exempelvis islossning, medför en ökad mängd suspenderat material i vattenmassan (Beschta 1978; Leeks & Newson 1989; Acornley & Sear 1999). Finkornigt material transporteras huvudsakligen löst i vattenmassan medan större partiklar transporteras längs botten. Höga flöden ger också en högre strömhastighet vilket normalt medför minskad sedimentation av partiklar. Omvänt förhållande gäller vid låga flöden, d.v.s. sedimentation sker snabbare. I första hand sedimenteras stora partiklar (Carling 1984) medan finpartikulärt material vanligtvis transporteras till lugnflytande sel eller sjöar (Ryan 1991). I studier av Jackson & Beschta (1984) har man

exempelvis påvisat att en ökad mängd av transporterad sand inte ökade andelen sand i forsar utan materialet har i första hand sedimenterat i lugnare vatten. I mindre flöden kan sedimentation även ses i forsen vilket kan resultera i höjda halter av finpartiklar i strömmar (Carling & McCahon 1987).

Dessa processer bidrar till att bottenstrukturer och sedimentegenskaper kan förändras nedströms muddring i rinnande vatten. Vid platsen för muddring tillkommer förstås den direkta omstruktureringen av botten.

Effekter på fisk orsakade av ändrad bottenstruktur i rinnande vatten

Som diskuterats ovan medför muddring och dumpning vanligtvis en förändring i bottenstrukturen, dels där ingreppet sker och eventuellt även i närområdet. Det optimala substratet varierar för olika bottenassocierade fiskar och djur, men gemensamt för de flesta är att de för sin överlevnad är starkt beroende av en lämplig botten.

Bottensubstratet påverkar fiskars äggöverlevnad och för de fiskar som gräver ner äggen i botten är kornstorleken av betydelse för genomströmning av vatten, syretransport och borttransport av restprodukter från metabolismen. Finpartiklar som sedimenterar på botten kan således ge en negativ effekt antingen genom att fylla igen små håligheter från botten och uppåt, eller lägga sig som ett lager på substratytan (Chapman 1988). En ökad andel finsediment kan alltså orsaka lägre vattenomsättning och genomsläpplighet hos bottensubstratet, vilket ger upphov till lägre syrehalt och högre koldioxidhalt (Vaux 1962; Philips 1971) medförande ett försämrat syreutbyte främst för ägg och yngel (Foerster 1968) och följaktligen en ökad mortalitet (Cooper 1965; Ingendahl & Neumann 1997; Rubin 1998). Studier visar att sand och blöt lera utgör de sämsta bottensubstraten för flertalet lekfisk i rinnande vatten (Johnson 1961; Rupp 1965) samt att en ökad sedimentation i strömmar påverkar fisksamhällen negativt (Aitken 1936; Crouse *et al* 1981; Judy *et al* 1984). Det är de tidigaste livsstadierna som är känsligast (Lloyd 1987) men även vuxna fiskindivider kan påverkas då substratet förändras.

Ett flertal studier (Shackle *et al* 1999; Stuart 1953; Jonsson 1995) visar att laxfiskars lekframgång är direkt kopplade till substratet. Tappel & Bjornn (1983) fann att 90-93 % av variationen i yngelöverlevnaden av två arter av stillahavslax var direkt korrelerad till bottensubstratets kornstorlek. Ett antal studier har undersökt hur mängden av finpartikulärt material påverkar äggutvecklingen fram till kläckning och data från USA indikerar att c:a 20-30 % sand (0,6-2,0 mm) i leksubstratet verkar vara ett tröskelvärde för att utveckling av yngel hos stillahavslax skall vara framgångsrik (McNeil & Ahnell 1964; Crouse *et al* 1981). Laborativa studier utförda på atlantlax (*Salmo salar*) visade liknande resultat där ett substrat innehållande mer än 15 % finsediment medförde en total yngeldödlighet (O'Connor & Andrew 1998).

Olsson & Persson (1988) gjorde liknande studier på öring i svenska vatten och fann att bottensubstrat innehållande mer än ca 20 % sand hade en negativ inverkan på äggkläckningen. De fann dessutom att de överlevande ynglen till hög grad var outvecklade och därmed troligtvis mycket sårbara för predation (Olsson & Persson 1986; 1988). Att en hög andel finpartikulärt material medför att yngel kryper upp tidigare ur bottengruset och ger upphov till storleksmässigt mindre yngel konstaterades också av Tappel & Bjornn (1983). En studie av Crisp (1993) visade dock att

yngel från öring och lax klarade att utan problem krypa upp ur ett 8 cm sandlager. Generellt gäller att ökad proportion av fint substrat minskar antalet individer av förorsmiljö typiska fiskarter (Berkman & Rabeni 1987).

Substratstudier har även gjorts för rundmunnar. I Sverige finns huvudsakligen två arter; flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*) och havsnejonöga (*Petromyzon marinus*). Båda är upptagna på artdatabankens rödlista som en *missgynnad* respektive *starkt hotad* art. Studier visar att substratets kornstorlek är den viktigaste faktorn för överlevnad (Hardisty 1979). Typiska larvhabitat finns i områden med bakvatten eller mindre strömvirvlar där organiskt material avsätts. Denna typ av områden är ofta utsatta för hög sedimentation och drabbas i samband med detta av låga botten-syrehalter. För vuxna lekande nejonöga krävs grusbädd, medelstarka strömmar och relativt kallt syresatt vatten (Hardisty 1979), således kräver leken helt andra omgivningsförhållanden än nejonögats larver. En förändring av botten substratet mot finkornigare sediment torde påverka arternas lekbottnar negativt och kan vara ogynnsam för äggutvecklingen.

Effekter på bottenfauna orsakade av ändrad bottenstruktur i rinnande vatten

Då evertebrater i strömmande vatten är mer eller mindre knutna till botten kommer en ökad mängd sedimenterat material alltid att ge upphov till en förändring av habitatet, denna förändring kan vara kortsiktig om utsläppet av material är begränsat i tid. Om sedimentationen sker kontinuerligt över en längre tid kommer det sedimenterade materialet att skapa en mer långsiktig förändring av miljön. Olika grupper av evertebrater skiljer sig i preferens vad gäller typ av botten substrat. Höga tätheter av fjädermygglarver och maskar (Oligochaetae) återfinns vanligtvis i silt eller lera (Dudgeon 1994) medan ordningarna dagsländor, bäcksländor och nattsländor föredrar en blandning av olika substrattyper som sand, grus och sten. Där botten till största delen består av antingen silt och sand eller enbart större stenar är tätheterna ofta lägre (Minshall 1984).

Flodkräftan som klassas som *starkt hotad* anses vara mycket känslig för habitatförändringar som leder till låga syrehalter (Westman 1985). Vid riktigt låg syrekonzentration (1 mg O₂/l), som kan uppstå vid sedimentackumulering, tvingas kräftan upp ur vattnet (Fängstam & Lundqvist 1990). Mason (1974) konstaterade att årsyngel av kräftor främst noteras i grunda sel och bakvatten, d.v.s. typiska områden för partikelsedimentation. Årsyngel undviker normalt släta sand- och dybottnar då predationsrisken ökar betydligt i dessa områden jämfört med heterogena stenbottnar (Appelberg & Odelström 1986). Det är därmed troligt att årsyngel är extra utsatta i samband med kraftig sedimentering.

Återkolonisering av muddrad botten

Vid muddring avlägsnas det övre sedimentskiktet där bottenmiljöns djur och växtlighet lever. För återgång till tidigare förhållanden måste den nya sedimentytan återkoloniserats av organismer från omgivningen och oxidering av det eventuellt syrefattiga sedimentet måste ske. De översta centimetrarna kan oxideras genom

diffusion, men för en djupare oxidering krävs grävande djur som ventilerar sedimentet.

Nyligen muddrade områden skiljer sig betydande från referensområden vad gäller bottenfauna, ofta med lägre abundans och lägre artrikedom. Detta kan konstateras både utifrån Blomqvist (1981) och senare referenser, däribland Boyd *et al* (2003), Smith *et al* (2006), Cooper *et al* (2007). Störst effekter följer vid upprepad muddring eftersom återkoloniseringen avbryts och sedimentstrukturen återigen förändras (Boyd *et al* 2003).

Den naturliga störningsfrekvensen i området bidrar till att avgöra hur snabbt faunan återhämtar sig; ju mer naturlig störning desto snabbare kan återkoloniseringen förväntas ske eftersom de lokala organismerna är anpassade för naturliga störningsregimer (Robinson *et al* 2005; Smith *et al* 2006). Hydrodynamiken spelar också stor roll för återställning av sedimentförhållandena (Boyd *et al* 2003). I områden med hög exponeringsgrad och grus har det visats sig att de fysiska spåren av muddring försvunnit så snabbt som på 8 månader. Vid muddring som skapar djupa hålor i botten (ex. sandsugning) kan återhämtningen emellertid ta decennier. Med exempel från Nordsjöområdet betonar Boyd *et al* (2003) och Robinson *et al* (2005) att några generaliseringar av återhämtningstid för fauna svårligen kan göras. Flera av de återkoloniseringsstudier från svenska marina farleder som Blomqvist (1981) refererar till, visar en återkoloniseringstid av storleksordningen 1-3 år (längre tid kan ta för att bottensamhället skall betraktas som åldrat). Det har inte framkommit anledning att revidera denna storleksordning men det skall återigen betonas att variationen är stor, exempelvis anger Håkansson & Rosenberg (1985) en återkoloniseringstid på 2-5 år.

Utifrån litteraturunderlaget kan urskiljas att återkoloniseringen går snabbare i grovt bottensubstrat och exponerad miljö (hög naturlig störning) medan den går särskilt långsamt vid återupprepad muddring eller skapande av djupa håligheter. Om den muddrade botten förändrats allt för mycket kan förändringen bli permanent (Cooper *et al* in press). Återkolonisation av muddrad botten följer den naturliga successionen med en högre andel opportunisterna under den första tiden, exempelvis maskar och kräftdjur på bekostnad av musslor (Pearson & Rosenberg 1978, Blomqvist 1981; Hill *et al* 1999; Guerra-García & García-Gómez 2006; Cooper *et al* in press).

Cooper *et al* (in press) belyser vikten av att skilja mellan taxonomisk återställning och funktionell återställning. Det senare innebär att bottensamhället uppfyller samma ekologiska karaktärer, funktion och produktion som innan muddringen, men med avsaknad eller altermning av vissa arter. Ur exempelvis fiskerisynpunkt kan en funktionell återställning vara tillräcklig om t.ex. födotillgången för fisk blir likvärdig tillståndet före muddringen.

Beträffande återhämtning av växtlighet som försvunnit på grund av muddring konstaterar Blomqvist (1981) att annuella makroalger kan förväntas återetableras på 1 år, medan 3-4 år ofta krävs för fleråriga makroalger (förutsatt att hårt substrat finns kvar). Återetablering av ålgräs kan variera stort och i många fall förblir förlusten permanent. Att återplantera ålgräs har visat sig vara svårt och mycket dyrt, i storleksordningen miljoner kronor per ha (Erftemeijer & Lewis 2006). Erftemeijer & Lewis (2006) konstaterar vidare att skydd och främjad tillväxt av andra befintliga ålgräsängar alltid är mer kostnadseffektivt än återplantering av samma äng.

Moksnes (in prep.), som utrett möjligheterna för ålgräsrestaurering i Sverige, konstaterar att transplantering av ålgräs som kompensationsåtgärd vid exploatering sällan lyckats och därför bör undvikas. En viktig orsak till att återväxt och transplantering av ålgräs ofta misslyckas är att bottensubstratet (sand/lera) orsakar en ökad grumling när det stabiliserande ålgräset tagits bort, vilket innebär ljusreducering och sämre tillväxtförhållanden. Så långt möjligt är det alltid bättre att skydda befintliga ålgräsbestånd än att kompensationsplantera nya ängar. Det understryks att en lyckad restaurering av ålgräs kräver lämpligt område och mycket noggranna förstudier, ämnet beskrivs utförligt i rapporten *Restaurering av ålgräs i Sverige* (Moksnes in prep.).

Ovanstående diskussion om återhämtning av fauna och flora på muddrad botten baseras främst på exempel från marina miljöer. Exempel från limniska eller särskilt förorenade miljöer är färre, men följande har rapporterats från floden Silver Creek i Ohio, USA (DeWalt & Olive, 1988). Mellan mars och november 1984 eroderade Silver Creek genom ett område med silt. Under denna episod uppmättes förhöjd grumling i vattendraget upp till 5 km nedströms sedimentkällan. Uppströms fanns uppskattningsvis 40-50 taxa av evertebrater. Vid en undersökning som utfördes i oktober 1984, identifierades endast 4 taxa nedströms materialkällan. Under vintern 1984-85, då grumlingen återgick till normala nivåer kunde en återkolonisering av vattendraget observeras. I mars 1985 identifierades 23 taxa nedströms samtidigt som 44 taxa identifierades ovan utsläppsplatsen. I slutet av maj, samma år, återfanns 42 taxa nedströms och 40 taxa uppströms sedimentkällan, vilket indikerar att faunan mer eller mindre hade återhämtats sig. Det kvarstod inte heller några större skillnader i artsammansättningen mellan den påverkade och opåverkade delen av vattendraget. Författarna menar att återkoloniseringen främst skedde genom drift från uppströms belägna lokaler.

Muddring och täckning för att motverka spridning av föroreningar i sediment

För att begränsa en kontinuerlig kontaminering av omgivande vatten vid kraftigt förorenade bottensediment, kan muddring eller övertäckning av sedimenten tillämpas. Hunter & Ghosh (2004) beskriver att muddring är ett sämre alternativ och exemplifierar med San Francisco Bay där 11 av 14 indikatorer (föroreningar) visat på en högre eller likvärdig kontaminering 1,5 år efter utförd muddring av DDT-rika sediment.

Övertäckning med rena massor har visat sig vara mer framgångsrik enligt Hunter & Ghosh (2004). En studie i Lower Fox River (USA) visade att övertäckning signifikant minskade risken för spridning av föroreningar trots att 25 % av de pålagda massorna eroderats bort. En pilotstudie som testat lämpligheten av olika täckmaterial visade att en 1:1 blandning av sand och ytsediment var mest effektivt för att minska läckaget av föroreningar ur det underliggande sedimentet. I en annan studie redovisas att ren sand var verkningslöst medan ren sedimentlera var mest effektivt.

En viktig aspekt är att det nya täckande sedimentet måste ligga kvar, vilket torde tala för sediment med samma struktur som det befintliga är att föredra. Vid

övertäckning måste också effekter av bioturbationen i det nya sedimentet tas i beaktning.

Störning från maskinbuller vid muddring

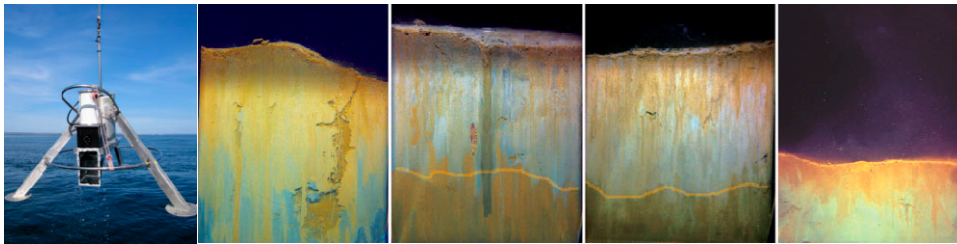
Mudderverk avger ett undervattensljud inom frekvensintervallet 20-1000 Hz. Ljudtoppar på 160 dB re 1 μ Pa har uppmätts vid 100 Hz (Madsen *et al* 2006). Ljudnivåerna skiljer sig mellan olika muddringstekniker, där hydraulisk muddring bullrar mer än mekanisk muddring (Burton *et al* 2008). Operatörens skicklighet spelar viss roll för hur mycket ljud som avges, och bottenförhållandena inverkar på ljudets spridning. Hård botten och grunt djup medför en längre spridning av ljud än mjuk botten och stort djup. Utifrån en generaliserande beskrivning tycks undervattensljudet uppnå omkring 130-140 dB re 1 μ Pa på 200 m avstånd från ett mudderverk (Nedwell & Howell 2004), vilket är ungefär lika högt som buller från ett fartyg. Enheterna för ljud under vatten (dB re 1 μ Pa) kan inte jämföras med motsvarande ljudnivåer för landlevande djur, det angivna decibeltalet kan alltså inte jämföras med människans hörsel. Översatt till fiskars känslighet för ljud innebär ovanstående att tydliga undflyende reaktioner kan förväntas inom storleksordningen ett par eller ett tiotal meter från källan. För torsk blir det teoretiskt sett c:a 2m från källan, beräknat på en skrämseltröskel på 90 dBht (Hammar *et al* 2008b). I praktiken bör undvikande reaktioner kunna förväntas över ett något längre avstånd. I de fall borrar eller sprängning av sten behövs för att avlägsna stenblock blir ljudnivåerna höga och sprängning kan skada fiskar över betydande avstånd (storleksordningen 100-tals meter).

Miljöeffekter vid dumpning

Spridning av sediment vid dumpning

Spridning av sedimentpartiklar från dumpning kan uppstå dels vid dumpningstillfället då massorna sjunker mot botten, och dels från kontinuerlig spridning av de deponerade massorna om inte ackumulationsförhållanden råder. Litteraturunderlaget är begränsat beträffande sådan spridning av sediment, men effekterna av sedimentspridning vid dumpning kan antas likna effekterna av sedimentspridning från muddring (se tidigare avsnitt). Troligt är dock att större vattenvolymer påverkas vid dumpning eftersom allt material från muddringen passerar vattenmassan. Samtidigt så sker dumpning vanligtvis på djupare vatten där avståndet till grunda och känsliga miljöer har betydelse för uppkomst av allvarliga och långlivade effekter.

Undersökningar av dumpningsplatsen SSV Vinga visar att spridningen av sediment i samband med dumpning inom projekt Säkrare Farleder var begränsat till dumpningsområdet och dess omgivning (1500 m) samt att spridningen följde den dominerande strömriktningen (Nilsson 2004; Magnusson 2005).



Figur 4 a-c. Bilder tagna med sedimentprofilkamera (till vänster) som visar förloppet vid SSV Vingas dumpningsplats. Första bilden är tagen innan dumpning och visar en botten med ett väl bioturberat och syresatt sediment (gulbrunt); den andra bilden är från april 2003 under den period som dumpning sker och visar ett tydligt gråaktigt lager som har sedimenterat ovanpå den tidigare bottenytan (orange linje); den tredje bilden är tagen i augusti 2003 och visar att de dumpade massorna börjar återkoloniserar och slutligen den fjärde bilden som är fotad september 2004 där sedimentytan har stabiliserats och syresatts av bioturberande bottenfauna.

Återhämtning vid dumpningsplatser

Vid dumpning av muddermassor begravs det naturliga bottensamhället vanligtvis helt och återkolonisering måste ske från omgivningen. Är lagret av dumpade massor tunt så kan viss återkolonisering ske underifrån. Den direkta påverkan av dumpning består i att befintliga djur begravs samt att födotillgången för koloniserande djur ökar om massorna härrör från ett ytsediment (Boyd *et al* 2000). Liksom vad gäller återhämtning av muddrad botten så spelar hydrologiska och sedimentologiska faktorer stor roll för återkoloniseringen av fauna (Smith *et al* 2006). Se Figur 4.

Harvey *et al* (1998) betonar att det är omöjligt att göra några generaliseringar över hur lång tid återhämtningen tar vid en dumpningsplats. Detta stöds av litteraturunderlaget som visar på stora variationer i återhämtning av bottenfauna, allt från minimala effekter till fullständiga förändringar (Blomqvist 1981; Boyd *et al* 2000;

Smith & Rule 2001; Simonini *et al* 2005; Smith *et al* 2006; Wilber 2007; Wilber *et al* in press).

En studie av Bolam *et al* (2006) beskriver de ekologiska effekterna av dumpning av material på havsbotten ur ett holistiskt perspektiv. Studien omfattar en ekologisk bedömning av effekterna på 18 dumpningsplatser utanför Englands och Wales kuster. Författarna använde olika analysmetoder för att bedöma effekterna på bottenfaunan. Sammanfattningsvis kom forskarna fram till att effekterna av dumpat material beror på: (1) mängden och (2) frekvensen av dumpningen, (3) kvaliteten av sedimentet (mängden organiskt material, graden av kontaminering och likheten av sedimentet jämfört med platsen för dumpning), och (4) habitat/artsammansättning. Vidare kunde det konstateras att i inget fall blev resultatet att stora ytor kom att sakna bottenfauna. I flera fall blev resultatet det motsatta, att dumpningsplatsen visade sig vara ”friskare” än referensområdet. Författarna till undersökningen konkluderar, att det mesta tyder på att effekterna inte var omfattande på dumpningsplatserna, men att varje plats har speciella karakteristika som måste beaktas vid bedömningen.

Allmänt är att återkoloniseringen följer en naturlig successionsordning med en initial (kan vara flera år) dominans av opportunisterna, såsom nematoder, borstmaskar och märilkräftor (Pearson & Rosenberg 1978, Blomqvist 1981; Harvey *et al* 1998; Boyd *et al* 2000; Wilber *et al* 2007). Rovdjur och asätare kan också förväntas vandra in över botten i ett tidigt skede eftersom födotillgången ökar.

Om dumpning sker i mycket grunt vatten kan vegetation komma att växa in över området med tiden, antingen via rhizom från närbelägen vegetation eller genom spridning av sporer, frön och växtdelar. Erftemeijer & Lewis (2006) framhåller att återväxt av sjögräs är otillförlitlig och många gånger uteblir. Sheridan (2004) visar på återväxt inom 4-8 år i Laguna Madre (Texas) och anger exempel på sjögräs som återväxt på 6 månader i North Carolina. Se även Moksnes (in prep.).

I litteraturstudien av Blomqvist (1981) dras slutsatsen att återkolonisering av bottenfauna sker snabbare om dumpningsplatsen ligger väl under språngskiktet (från 25 m). Utifrån det nya litteraturunderlaget kan tilläggas att exemplen från de snabbaste återhämtningarna har varit grunda områden där lika massor har deponerats på lika botten under varsamma metoder. Generellt är de djur som lever på grunda botten mer anpassade att snabbt kolonisera dessa miljöer än djur som lever på djupa botten, där successionsprocesserna är långsammare. Två framgångsrika exempel från Italien och Australien har visat att inga mätbara effekter på bottenfaunan uppstod när rena muddermassor långsamt spreds ut över grunda naturligt störningsfrekventa områden av samma sedimentstruktur som muddermassorna (Smith & Rule 2001; Simonini *et al* 2005). Fyra gemensamma nyckelparametrar för dessa två lyckade operationer anges: *lika sediment*, ett mycket *tunt lager* av muddermassor på dumpningsplatsen, *naturliga störningsregimer* på dumpningsplatsen (hög exponeringsgrad eller flodmynningar) samt *giftfria massor*.

I Sverige förordas att muddermassor deponeras på djupa ackumulationsbotten eller tas upp på land. Undantag finns dock, exempelvis i Skåne där man vid flertalet muddringar har gett tillstånd till att dumpa i grundområden under förutsättning att det är ren sand som dumpas på liknande bottensubstrat. Uppgifter om återhämtning av miljön vid denna typ av dumpning i svenska vatten saknas dock. Internationellt tycks det däremot vara brukligt med grund dumpning. Ett exempel på

annorlunda förfarande är omhändertagandet av muddermassor från den ständigt pågående muddringen i det enorma hamnområdet vid New York och New Jersey (omfattande 1200 km kuststräcka). Här har muddermassorna ansetts vara alltför förorenade för utsjödumpling varpå de istället använts som utfyllnadsmaterial för att skapa öar, grundbankar, erosionsskydd, rev och våtmarksområden inom ramen för kustzonsförvaltning. Denna användning som restaurering och habitatförstärkning har ansetts vara miljömässigt fördelaktig och förespråkas av författarna till publikationen (Yozza *et al* 2004). Det amerikanska exemplet är emellertid inte jämförbart med svenska proportioner.

Inom litteraturunderlaget saknas uppgifter om dumpning i limnisk miljö.

Val av plats för dumpning

För att garantera att de deponerade massorna ligger kvar på den botten där de placerats förordar Blomqvist (1981) endast dumpning på ackumulationsbotten. Detta är också den inriktning som Naturvårdsverket stödjer. Diskussionen om vad som är en god ackumulationsbotten och hur sådana bottenar identifieras har varit aktiv och hur lätt det är att finna lämpliga bottenar varierar geografiskt. Modeller för detta baserade på exponeringsgrad och djup har presenterats av bl.a. Håkanson m.fl. (1985) och Håkanson & Rosenberg (1985). Som tidigare nämnts finns det exempel på lyckad dumpning av giftfria massor i grundare vatten vilket kan vara värt att undersöka närmare, för eventuell tillämpning under svenska förhållanden. Detta bör i så fall göras grundligt och med tillförsikt och bör endast avse riktlinjer för mindre muddringsprojekt.

Exempel på återhämtning vid några svenska dumpningsplatser

I en rapport utgiven av Sjöfartsverket 2007 har erfarenheter av dumpning från några större muddringsprojekt i Sverige sammanställts (varav tre beskrivs kortfattat nedan tillsammans med erfarenheterna från Säkrare Farleder). Där konklusionen är att rena muddermassor inte medför någon långvarig negativ miljöpåverkan på kringliggande flora och fauna men att tiden för återkolonisation varierar beroende på djup och typ av botten.

Garpen

För att höja säkerheten och förbättra miljön av farleden vid Värmdö Garpen genomfördes en fördjupning av farleden från 6 till 9 meters djup. Totalt sprängdes och muddrades 104 000 m³ berg och 54 000 m³ lera. Sprängstenen användes till anläggande av en vågbrytare och leran dumpades väster om Västra Granholmen. Området som består av ackumulationsbotten utgörs av en djuphåla på 53-56 m och har tidigare använts för dumpning av muddermassor.

Undersökningar har gjorts på grumlighet, bottenfauna, närsalter och slampålagringar. Grundområdet som låg inom de 500 m undersöktes vid ett flertal tillfällen på slampålagringar som en eventuell effekt av grumling, inga slampålagringar kunde dock noteras under den tid projektet fortlöpte. Det rapporteras inga

indikationer på att dumpningarna har medfört miljöpåverkan på kringliggande bottensamhällen eller att närsaltsbelastningen har ökat till följd av projektet.

Halmstad dumpningsplats

För att hamnen i Halmstad och farleden in till hamnen skall ha ett tillräckligt djup krävs kontinuerlig underhållsmuddring. 1988 fick Halmstad hamnförvaltning tillstånd att dumpa ca 800 000 m³ finkorniga muddermassor till havs ca 7 distansminuter sydväst om hamnen. Dumpningsplatsen låg på ca 20 m djup och ansågs vara en ackumulationsbotten. Totalt dumpades ca 340 000 m³ muddermassor med ringa föroreningshalt. I ett senare skede tvingades hamnförvaltningen att utreda ackumulationsförhållandena på den befintliga dumpningsplatsen och det visade sig att området troligen inte var ackumulationsbotten. En ny dumpningsplats togs i bruk och ett år efter att dumpning av totalt 394 000 m³ slutförts företogs en undersökning av mjukbottenfaunan på 8 stationer. Stationerna kring dumpningsplatsen uppvisade genomgående högre medelvärde för antalet taxa och biomassa än referensstationen. Detta förklarades med att de dumpade massorna kan ha haft en gödande effekt på bottenfaunan kring dumpningsplatsen. Några tydliga negativa effekter kunde inte konstateras.

Varberg dumpningsplats

Varbergs dumpningsplats ligger ca 6 km väster om Varbergs hamn på ett varierande djup mellan 25-30 meter med en jämn lutning från nordöst mot sydväst. Området är inte en utpräglad ackumulationsbotten utan det råder både ackumulation och erosion beroende på djup. Sedimentet utgörs huvudsakligen av postglacial gyttjeler men även tre mindre ryggar bestående av morän förekommer i området. Omfattande dumpning har skett vid två tillfällen då 1,4 miljoner m³ respektive 300 000 m³ dumpades. Muddermassorna har nästan uteslutande bestått av lera med ringa föroreningshalt. I området råder påtagliga strömförhållanden och flygfoton visade att sedimentplymen vid dumpningen 1995-96 sträckte sig upp till 1 500 m från dumpningsplatsen. Plymen upphörde efter avslutad dumpning. Vidare har Fiskeriverket utfört undervattensstudier vid ett flertal tillfällen genom videofilmning med en "sjöuggla". Dessa studier visade på en stor miljöpåverkan vid dumpningsplatsen vilken gradvis under tre års tid har återgått till normala förhållanden vad avser biologiska förhållanden.

Göteborgs hamn och Falkenbergs dumpningsplatser

Inom projektet Säkrare Farleder i Göteborgs hamn dumpades totalt 12 miljoner m³ lera under ett års tid på ett drygt 3 km² stort område med ett vattendjup ned till 70 m. För att kunna följa upp påverkan och effekter på miljö runt dumpningsplatsen mättes grumling, sedimentspridning, spridning av miljögifter, förekomst av mjukbottenfauna samt miljögifter i organismer (Nilsson 2005; Magnusson 2007). Sedimentspridningen och bottens miljö kvalitet undersöktes med hjälp av en kamera som fotograferar bilder på sedimentprofiler (Figur 4) ur vilka nivån på mängden sedimentpålagring samt djupet på syreinblandningen i sedimentet kan analyseras. Resultaten visade att sedimentet på stationer med måttliga mängder (c:a 10 cm) nypålagrat sediment var koloniserat och syresatt på nytt efter sex månader. Denna

process har sedan fortsatt och kunde observeras vid samtliga lokaler som övertäcktes av muddermassor under projektets gång 1 år efter avslutad dumpning. Sedimentationen var begränsad till dumpningsområdet och ett omgivande område om 1,5 km. Att dumpningsplatsen SSV Vinga ligger på en ackumulationsbotten kan vara en bidragande orsak till den relativt snabba återhämtningen av botten. Jämförelse kan göras med Falkenbergs dumpningsplats vilken ligger på 20 meters djup i ett område som har visat sig vara transportbotten. För att undersöka effekterna av dumpningarna samt studera återhämtningsprocesserna av faunan utanför Falkenberg så har flertalet undersökningar (Lagenfelt 1996; Smith 1999; Smith 2001) utförts i Fiskeriverkets regi i och omkring platsen för dumpningsplatsen. Dessa visar på tydliga indikationer på influenser av resuspenderade och/eller sedimenterade finpartiklar från dumpningsområdet för muddar i sydlig men huvudsakligen nordlig riktning om dumpningsplatsen. I nordlig riktning utanför närområdet observerades förhöjd biomassa och artantal på nästan fem kilometers avstånd från dumpningsplatsen 1,5 år efter dumpning.

Särskilt känsliga perioder för ett urval av akvatiska organismer

Vid muddring och dumpning är det av betydelse att betrakta förväntad miljöpåverkan utifrån ett lokalt perspektiv, där känsliga perioder för betydelsefulla djur- och växtarter definieras för att utarbeta ett lämpligt tidsfönster, *environmental window* (EW), då ingreppet kan utföras med minimerad risk för skadeverkan. Ett avancerat exempel på utarbetande av sådana EW beskrivs av Burton *et al* (2008).

I Tabell 3 och nedanstående kompletterande text görs en ansats för att definiera särskilt känsliga perioder för ett flertal olika arter eller organismgrupper. Det skall dock betonas att tabellen endast bör användas som en fingervisning, lokalt specifika utredningar bör göras i varje enskilt fall av omfattande muddringsprojekt. Exempel på djurgrupper som inte redogörs för i denna tabell men som likväl är viktiga att beakta vid muddring eller dumpning i insjövattnen är groddjur, fjädermyggor och sländlarver.

Tabell 3. Känsliga perioder för ett urval av akvatiska organismer relevanta vid muddring och dumpning. Noteringar (upphöjda siffror i första kolumnen) beskrivs utförligare i efterföljande text.

	BETECKNING	KÄNSLIG PERIOD	MOTIVERING	UTBREDNING	BIOLOGI	REF
VEGETATION						
Kransalger ¹	<i>Chara</i> spp. (ex.)	ev. maj-aug (men repr är olika under året)	tillväxtperiod	Sjöar och bräckta vatten runt hela svenska kusten	Alg med rotliknande fäste, mjukbotten assoc. med <i>Zostera</i> , nate och natingar i Östersjön.	1, 4, 7, 8
Tång, Västerhavet ²	<i>Fucus</i> spp.	maj-juni, sept-dec	reproduktion och settling		Sexuell reproduktion, fäster till underlag m.h.a. hapterer (ökad känslighet för ökad sedimentation).	1
Tång, Östersjön ²	<i>Fucus</i> spp.	maj-juli, sept-dec	reproduktion och settling	Större delen av ostkusten, dock skillnader mellan olika arter beroende på salthalt	Sexuell reproduktion, fäster till underlag m.h.a. hapterer (ökad känslighet för ökad sedimentation).	2, 3
Bladalger	<i>Laminaria</i> spp. (ex.)	svårbestämt, bör undersökas närmare	reproduktion, tillväxtperiod	Nordsjön till västra Östersjön	Blad ofta ettårigt och stam med tillväxtzon flerårig.	4, 5
Nate	<i>Potamogeton</i> spp. (ex.)	maj-aug	tillväxtperiod, blomning	Från Nordsjön till Ålandshav	Fröväxt, förökning - blomning samt kloning.	4
Natingväxter	<i>Ruppia</i> spp. (ex.)	maj-aug	tillväxtperiod, blomning	Från Nordsjön till Ålandshav	Fröväxt, förökning - blomning samt kloning.	4
Älgräs ³	<i>Zostera marina</i>	maj-aug	tillväxtperiod, blomning	Väst, syd och ostkust upp till norra sthms skärgård	Fröväxt, förökning - blomning samt kloning.	6, 1, 4
Dvärgälgräs	<i>Zostera noltii</i>	maj-aug	tillväxtperiod, blomning	Västkust, sällsyntare än <i>Z. Marina</i>	Större krav på salthalt än <i>Zostera marina</i> .	1, 4
BOTTENLEVANDE DJUR						
Limamussla	<i>Acesta excavata</i>	maj-juni, aug-dec	lek (semi-continuous)	Västkust, djup>33 m	Assoc. med <i>Lophelia</i> sp. Djuphavsart, lever ofta vid branter med stabil temperatur och salthalt.	15
Flodkräfta	<i>Astacus astacus</i>	sept-okt	lek	Upp till Dalälven, längs norrlandskusten, Öland, Gotland	Rel stationär, Honan bär ägg, inget larvstadium.	14
Hummer	<i>Homarus gammarus</i>	Sommar (temp>15)	äggläggning, kläckning	Kattegatt, Skagerrak och norra delen av Öresund	Klippskrevor 10-30 m, larver pelagiska 2-6 veckor sommartid.	14
Flodpärlmussla ⁴	<i>Margaritifera margaritifera</i>	juli-augusti (lek), augusti-oktober (parasit) maj-juni (frisiäpp)	lek, parasiterar på fisk, settling	Skåne i söder till Torne lappmark i norr	Mycket krävande och känslig art. Beroende av lax och öring. Könsmogen tidigast 15-20 år.	8
Blåmussla, Västerhavet	<i>Mytilus edulis</i>	maj-juli, sept-nov	lek och settlingsperiod i 2 omgångar		Delar av populationen kan leka 2 gånger.	1, 9, 10
Blåmussla, Östersjön	<i>Mytilus edulis</i>	maj-aug	lek och settlingsperiod		Börjar leken lite senare än på västkusten.	1, 11, 12
Havskräfta ⁵	<i>Nephrops norvegicus</i>	juli-okt	settling av larver + större rörlighet	Kattegatt, Skagerrak	Fast lerbotten 40-250 m, pelagiska larver.	13, 14
Ostron (evenekt) ⁶	<i>Ostrea edulis</i>	feb-okt	gonadmognad, lek, settling	Västkust ner till Kattegatt	Filtrerare, minskar eller helt avslutar filtrering i grumliga vatten.	16
Bottenfauna ⁷ (generellt)		april - oktober (Västerhavet); april - juli/augusti (s. Östersjön)	larvspridning		Larvspridningen varierar mellan arter och havsområden. Angivelserna är mycket generella.	23

	BETECKNING	KÄNSLIG PERIOD	MOTIVERING	UTBREDNING	BIOLOGI	REF
FISK						
Sill ⁸	<i>Clupea harengus</i>	mars-juni (kobbergrundsill sept-dec)	lek, bottenlagda ägg	Väst och sydkusten ända upp till Kalmar	Leker på sand/grus/vegetation i grunt vatten.	14, 19, 20
Strömming ⁸	<i>Clupea harengus</i>	mars-maj (söder); juni-aug (norr)	lek, bottenlagda ägg	Östersjön norr om Kalmar	Leker på sand/grus/vegetation i grunt vatten.	14, 19, 20
Torsk Västerhavet ⁹	<i>Gadus Morhua</i>	jan-mars, mars-juni	lek, pelagiska larver	Skagerrak, Kattegatt	Migrerar för lek och födosök. Pelagiska ägg och larver.	14, 19, 21
Torsk Östersjön ⁹	<i>Gadus Morhua</i>	feb-aug, aug-nov	lek, pelagiska larver	Södra/östra Östersjön	Östersjön har två bestånd. Migrerar för lek och födosök. Pelagiska ägg och larver.	19, 22
Flodnejonöga ¹⁰	<i>Lampetra fluviatilis</i>	lek: april-juni, vandring: aug-okt	lekvandring, lek. Bottenlagda ägg	Runt kusterna, Gotland och de stora sjöarna. Flest finns i Bottenhavet och Bottenviken.	Leker endast en gång. Långt juvenilstadium.	8
Havsnejonöga ¹¹	<i>Petromyzon marinus</i>	lek: sommar (temp>15), vandring: maj-juli	lekvandring, lek. Bottenlagda ägg	Framförallt i Västerhavet men även i Öresund och Hanöbukten. 18 kända vattendrag	Leken är temperaturberoende. Leker endast en gång.	8
Lax, ostkust	<i>Salmo salar</i>	lek: sept-nov, vandring: maj-okt	lek i strömmande vatten, lekvandring	Alla sveriges hav samt vissa vattendrag	Juvenil lax stannar 1-5 år i älven, vandrar sen ut i havet (Östersjön).	14
Lax, sydkust	<i>Salmo salar</i>	lek: sept-nov, vandring: maj-okt	lek i strömmande vatten, lekvandring	Alla sveriges hav samt vissa vattendrag	Juvenil lax stannar 1-5 år i älven, vandrar sen ut i havet (Atlanten eller Östersjön).	14
Lax, västkust	<i>Salmo salar</i>	lek: sept-nov, vandring: maj-okt	lek i strömmande vatten, lekvandring	Alla sveriges hav samt vissa vattendrag	Juvenil lax stannar 1-5 år i älven, vandrar sen ut i havet (Atlanten).	14
Öring, ostkust ¹²	<i>Salmo trutta</i>	lek: sept-okt (norr), nov-dec (söder), vandring: maj-okt	lek, bottenlagda ägg, lekvandring	Alla sveriges hav samt sjöar och vattendrag	Äggkläckning mars-april. Juveniler stannar ett par år, sen c:a 4 år i hav eller sjö.	14, 17
Öring, sydkust ¹²	<i>Salmo trutta</i>	lek nov-dec, vandring: juli-okt	lek, bottenlagda ägg, lekvandring	Alla sveriges hav samt sjöar och vattendrag	Äggkläckning mars. Juveniler stannar ett par år, sen c:a 4 år i hav eller sjö.	14, 17
Öring, västkust ¹²	<i>Salmo trutta</i>	lek: nov-dec, vandring: juli-okt	lek, bottenlagda ägg, lekvandring	Alla sveriges hav samt sjöar och vattendrag	Äggkläckning mars. Juveniler stannar ett par år, sen c:a 4 år i hav eller sjö.	14, 17
Storröding	<i>Salvelinus umbla</i>	sept-okt	lek, bottenlagda ägg steniga stränder	Vättern, Sommen, Mycklaflon och Ören	Kalla klara vatten m hög syrehalt.	14
Harr	<i>Thymallus thymallus</i>	april-juni	lek, bottenlagda ägg	Norra Sverige samt Klarälvens vattensystem, Vättern (sällsynt i Vänern.)	Den lever i kalla, klara och syrerika älvar, strömmar, sjöar och även i brackvatten.	18

EXEMPEL PÅ ANDRA DJURGRUPPER ATT BEAKTA

Groddjur	Amphibia
Fjädermyggor	Chironomidae
Sländlarver	Ephemeroptera; Odonata; Plecoptera; Tricoptera

Referenser för Tabell 3 på föregående sidor.

REFERENS

- 1 www.marbipp.se
- 2 Berger *et al.* (2001) Two reproductive strategies in Baltic *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae)
- 3 Malm T *et al.* (2001) Reproduction, Recruitment and Geographical Distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea Botanica Marina vol 44, pp 101-108
- 4 Kristiansen A & Svedberg U (1999) Havets växter. pp 106-111
- 5 www.algaebase.org
- 6 Pers. komm. Susanne Baden, prof. Sven Lovén Centrum för marina vetenskaper
- 7 Tolstoy A & Österlund K (2003) Alger vid Sveriges Östersjökust – En fotoflora. Artdatabanken, SLU, Uppsala
- 8 www.artdata.slu.se
- 9 Pers. komm. Åke Granmo, doc. Sven Lovén Centrum för marina vetenskaper
- 10 Duinker *et al.* (2008) Gonad development and spawning in one and two year old mussels (*Mytilus edulis*) from western Norway. J Mar Bio Assoc UK, vol 88, pp 1465-1473
- 11 Pers. komm. Pia Norling
- 12 Kautsky N. (1982) Quantitative studies on gonad cycle, fecundity, reproductive output and recruitment in a Baltic *Mytilus edulis* population. Marine biology, vol 68, pp143-160
- 13 Pers. komm. Susanne Eriksson, Sven Lovén Centrum för marina vetenskaper
- 14 Fiskeriverket 2008, Resurs och miljööversikt
- 15 Järnægren J. *et al.* (2007) Similar reproductive cycles and life-history traits in congeneric limid bivalves with different modes of nutrition. Marine biology, vol 28, pp 183-192
- 16 Pers. komm. Kent Berntsson
- 17 Degerman E. (2001) Havsöringens ekologi, Fiskeriverket informerar 2001:10
- 18 www.fiskeriverket.se
- 19 Pers. komm. Michele Casini, PhD Havsfiskelaboratoriet Lysekil
- 20 Bekkevold D *et al.* (2005) Environmental correlates of population differentiation in Atlantic herring. Evolution, 59(12), pp. 2656–2668
- 21 Vitale F., Börjesson P., Svedäng H., Casini M. (2008) The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. Fisheries Research 90: 36-44
- 22 MacKenzie B. *et al.* (1996) Eastern Baltic cod: perspectives from existing data on processes affecting growth and survival of eggs and larvae MEPS Vol. 134: 265-280
- 23 Thorson, G. (1946). Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates. Medd.Komm.Danmarks Fiskeri- og Havunders.Ser..Plankton Bd 4,No.1, 523.

(1) Kransalger

Fäster inte som andra alger vid botten med hapterer utan har små rotliknande trådar. Därför trivs de i lugnare vatten. De är känsliga mot organiska föroreningar och höga halter av närsalter. Djuputbredningen förskjuts uppåt vid ökad grumlighet. Arterna har mycket olika levnadssätt där en del är övervintrande med små skott som ombildas till flercelliga knölar, andra släpper övervintrande sporer som gror nästkommande vår och vissa är rena övervintrare och är gröna året om. Många arter är brackvattenarter och lever i Östersjön och i estuarier på västkusten andra är rena sötvattenarter. Gruppen kransalger är alltför spretig för att med tillräcklig precision skatta en särskilt känslig period. Tillväxtperioden om sommaren kan emellertid antas vara en betydande period då kransalgerna tillväxer.

Referenser: Kristiansen & Svedberg (1999) Havets växter. pp 106-111; Tolstoy & Österlund (2003) Alger vid Sveriges Östersjökust – En fotoflora; Artdatabanken, SLU, Uppsala

(2) Tång (*Fucus spp.*)

Reproduktionsperioder varierar mellan arter och det finns undantag för varje ansats till generalisering. Nedan ges dock 3 exempel för blåstång (*Fucus vesiculosus*) respektive sågtång (*Fucus serratus*):

<i>Fucus vesiculosus</i>	maj-juni, sept-nov	östkusten och västkusten
<i>Fucus serratus</i>	okt-nov	Fastlandskusten
<i>Fucus serratus</i>	juni-juli	Sydöstra Öland

Referenser: Malm *et al* (2001) Reproduction, Recruitment and Geographical Distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea Botanica. Marina vol 44, pp 101-108; Berger *et al* (2001) Two reproductive strategies in Baltic *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae)

(3) Ålgräs (*Zostera marina*)

Experiment har visat att skuggning (en effekt av långvarig grumling) av ålgräs hämmar bildandet av kolhydrater i rötterna under sommaren, och att skuggning tidigt på säsongen (vår och försommar) är mindre kritiskt för ålgräsets överlevnad än skuggning sent på säsongen.

Referens: Øresundskonsortiet (1997) Miljön och den fasta förbindelsen över Öresund, ISBN 97-90020-15-4; www.oeresundsbron.com/object.php?obj=180029#rapport

(4) Flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*)

Arten saknas i områden med kalkrik berggrund (stora delar av Skåne, Västergötland, Östergötland, Södermanland och Uppland samt Öland och Gotland) samt i stora delar av Småland. Uppgifter om förekomst finns från i storleksordningen 800 lokaler i drygt 350 vattendrag. Uppskattningsvis finns arten i ca 400 vattendrag i landet. Den är knuten till strömmande vattendrag med grus- och stenbottnar. För att förnyringen ska fungera krävs reproducerande bestånd av lax eller öring, ett permanent vattenflöde, relativt hög vattenhastighet och klart, syrerikt, näringsfattigt vatten med stabila pH-förhållanden. De små musslorna ligger nedgrävda i substratet i upp till 8 år och är därför mycket känsliga mot alla åtgärder som leder till grumling och sedimentation.

Referens: www.artdata.slu.se/rodlista/Faktablad/marg_mar.PDF

(5) Havskräfta (*Nephrops norvegicus*)

Då reproduktionen för havskräftan är en utdragen process är det svårt att avgöra känsliga perioder utifrån det perspektivet. Honan bär äggen i 9 månader och är under den perioden ganska stationär. Äggen kläcks på försommaren och larverna metamorfoserar vid botten efter 4-6 veckor. Beträffande unga individer av havskräftor är kunskapen liten men dessa utgör sannolikt en särskilt känslig fas i livscykeln. Uppkomsten av syrebrist är generellt större under sommaren, då temperaturen är högre än under resten av året, och nedbrytningen av organiskt material blir då större. Detta skulle kunna innebära att perioden juli – oktober är en särskilt känslig period för havskräfta. Havskräftans utbredning i Kattegatt påverkades kraftigt av sjunkande syrekoncentrationer under hösten under 1980-talet.

Referens: Susanne Eriksson, Sven Lovén Centrum för marina vetenskaper, Pers. komm. januari 2009

(6) *Ostron (Ostrea edulis)*

Generellt har vattnets grumlighet stor påverkan på ostrons välmående. Ostrons reaktion på kraftig grumling är att de slutar filtrera under långa perioder. Mycket partiklar i vattnet (vilket bl.a. kan orsakas av muddring) är en av de mest kända faktorerna till att vitala ostronbestånd har slagits ut. Muddring kan därmed anses vara olämpligt i närheten av stora ostronbankar. En avvägning om huruvida bestånden är skyddsvärda eller inte bör göras innan muddring. Strömmarna i området bör också ligga till grund för bedömningen, troligen blir påverkan på ostronen mindre negativ i områden med höga strömhastigheter eftersom partiklar då transporteras bort snabbare. Beträffande tidsfönster då muddring är mer lämpligt ur ostronens perspektiv så är troligen perioden från oktober till senast januari mest lämplig. Denna tidsperiod ligger utanför perioden för gonadmognad (troligen februari-juni) och reproduktion (juli-oktober beroende på temperatur). Gonadmognad hänger ihop med senvinter och vår eftersom den föda som ostronen då äter lagras in i gonader och senare i äggutvecklingen. Om födointaget störs av turbiditet uteblir eller försenas dessa processer.

Referens: Kent Berntsson, Sven Lovén Center, Tjärnö, Pers. komm. januari 2009

(7) *Bottenfauna (generellt)*

Omfattande undersökningar av larvförekomsten hos makrofauna under flera säsonger har genomförts av Thorson (1946). Undersökningarna genomfördes i Öresund, men borde med några veckors förskjutningar vara representativa för sydligaste Östersjön, Kattegatt och Skagerrak. Thorson fann att det fanns minst larver under februari. Från slutet av mars ökar antalet larver inom alla djurgrupper och når sina högsta värden från juli till oktober. Larver från Östersjön är vanliga i början av sommaren, medan inslaget från Kattegatt ökar mot hösten. Således bör muddringsarbeten företrädesvis bedrivas under vintern fram till tidig vår om skador på botten djur skall minimeras.

Referenser: Thorson, G. (1946) Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates. Medd.Komm.Danmarks Fiskeri- og Havunders.Ser.Plankton Bd 4,No.1, 523.

(8) *Sill/strömming (Clupea harengus)*

Sill leker på 5-20 m djup och äggen fästs till botten eller alger. De flesta populationer leker på våren (mars-juni), en del är dock höstlekare (september-december), och lokalt finns även vinterlekande populationer (december-februari). Strömmingen/sillen leker under mars-maj i södra Östersjön och successivt försenas leken mer för den nordligt belägna populationen i Bottenviken där leken sker omkring juni-juli. Nästan all höstlekande sill har i nuläget försvunnit från Östersjön. Den inhemska sillen i Västerhavet leker främst under våren. Det finns således olika perioder för sillek beroende på geografiskt läge.

Referenser: Michele Casini, PhD Havsfiskelaboratoriet Lysekil, Pers. komm. januari 2009; Bekkevold *et al* (2005) Environmental correlates of population differentiation in Atlantic herring. *Evolution*, 59(12), pp. 2656–2668

(9) Torsk (*Gadhus morhua*)

Torskens reproduktion, där äggen kan skadas av förhöjda sedimentkoncentrationer, sker vid olika perioder för olika bestånd. Ansamlingen av lekande torsk är särskilt stor under februari – mars för Skagerrak, under mars för Kattegatt, under februari – mars för västra Östersjön och under mars – augusti för östra Östersjön. Angivelserna är dock skattningar och bör undersökas närmare i aktuella ärenden.

Referenser: Poulsen (1931); Brander (1993); Bagge *et al* (1994), MacKenzie *et al* (1996) Eastern Baltic cod: perspectives from existing data on processes affecting growth and survival of eggs and larvae MEPS Vol. 134: 265-281.

(10) Flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*)

Flodnejonögats lek sker i rinnande vatten under april – juni, därefter stannar ägg och larver i bottensubstratet c:a två månader. Både leken (med ägg och larver) och den senare uppväxten av juveniler är kraftigt beroende av lämpligt bottensubstrat vilket kan medföra känslighet mot effekter av muddring. Lekvandringen från sjö eller hav till rinnande vatten sker under augusti – oktober.

Referens: www.artdata.slu.se/rodlista/Faktablad/lamp_flu.PDF

(11) Havsnejonöga (*Petromyzon marinus*)

Tiden för uppvandring till leklokalen varierar med latitud och temperatur, samt i viss utsträckning av vattendragens flöde. I Sverige har lekvandring påträffats från maj till början av juli. Två faktorer som tycks ha betydelse vid val av vattendrag för lek är flödets storlek och förekomsten av juveniler av arten i vattendraget. Studier i USA har visat att larverna utsöndrar feromoner som hjälper den vuxna fisken att hitta åar och älvar med lekförutsättningar. Lekplatserna ligger på ställen där vattnet stråkar eller forsar och en temperatur över 15°C krävs för lyckad lek.

Referens: www.artdata.slu.se/rodlista/Faktablad/petr_mar.PDF

(12) Havsöring (*Salmo trutta*)

Då lekens framgång är beroende av substratet kan uppströms muddring innebära en betydande störning. Öringens lek sker huvudsakligen i oktober – november i södra Sverige och något tidigare i norr. Det är också antagbart att öringen i viss mån kan störas av större muddringsaktiviteter under sin vandring mot lekområdena. Vandringstiderna är svåra att tidsbestämma och beror av hur långt fisken har att vandra. Vanligen rör det sig om någon eller några månader innan lek. Exempel på längre vandringstider är Klarälvsöringen som går från Vänern i maj-juni för att vara framme och leka i november eller havsöring från Vindelälven som vandrat 290 km upp till lekplatser i Laisälven, en vandring som med hjälp av märkning kunde tidsbestämmas till ett år.

Referens: Degerman (2001) Havsöringens ekologi, Fiskeriverket informerar 2001:10

Centrala begrepp och definitioner

Akkumulationsbotten – områden där finmaterial med falldiameter mindre än 0,006 mm kontinuerligt kan sedimentera, och inte spridas vidare. Sedimentens översta centimeter består av löst finmaterial med hög vattenhalt och hög halt av organiskt material. Akkumulationsbottnar finns på djupare belägna bottnar med liten lutning så att utglidning inte förekommer. Om bottenlutningen överstiger ca 5 % (det vill säga 5 m höjdskillnad på 100 m längdskillnad), kan inte finmaterial ligga stabilt.

Avfall – Definieras i miljöbalkens (MB) 15 kap. 1 § som varje föremål, ämne eller substans som ingår i avfallskategori 2 och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med. Muddermassor klassificeras som avfall.

Biota – Den samlade flora och fauna inom ett område.

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 31 § MB råder dumpningsförbud för avfall inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon 3. Förutsättningarna för dispens från förbudet anges i efterföljande 33 §. Dumpning är dessutom en miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. MB, men det krävs inte tillstånd eller anmälan enligt 9 kap. för att dumpa. Miljöfarlighetsaspekterna prövas i stället i samband med att en ansökan om dispens från dumpningsförbudet prövas.

Erosionsbotten – områden som ständigt är utsatt för erosion. Nytt sediment ackumuleras inte på en erosionsbotten, däremot eroderas gammalt sediment fram. Erosionsbottnar återfinns i rinnande miljöer, längs stränder och i mycket branta eller strömsatta bottenpartier.

Estuarium – vattenområde delvis omgivet av land, där sötvatten gradvis blandas upp med saltvatten till bräckt vatten, så att det bildas en salthaltsgradient. Ett estuarium kan bildas där ett vattendrag flyter ut i en vik eller annat vattenområde. Vattendraget måste vara tillräckligt stort för att sötvattenflödet skall ge något märkbar påverkan på salthalten i estuariet.

Flada – En grund vik som till följd av landhöjningen håller på att avsnöras från havet men som via ett eller flera smala sund ännu är förenat med havet.

Glosjö – Små sjöar som är förbundna med havet via grunda trösklade vikar s.k. flador.

Habitat – Den miljö eller de miljöer där en art växter eller djur lever.

Muddring – Borttagande av sediment för att ge vattnet ett visst djup eller läge. Till skillnad från grävning är begreppet muddring förbehållet arbeten inom vattenom-

råden. Muddring kan åstadkommas genom grävning, sprängning, borrar, uppsugning eller bortspolning av sediment. Muddring är normalt tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap. MB eller förordning (1988:1388) om vattenverksamhet m.m.

Muddermassor – Det material som muddras, t.ex. sediment, sand och sten.

Resuspension – Material som tidigare har sedimenterat suspenderas igen.

Transportbotten – Finsediment kan ackumuleras under en kortare tid för att sedan vid främst stormar resuspenderas och förflyttas till nya platser och slutligen sedimentera på en ackumulationsbotten. Transportbotten har stora vattenrörelser, vilket innebär att finmaterial inte sedimenterar utan sprids vidare. Skiftande förhållanden råder och sedimenten kan bestå av löst finmaterial, mer hårt packade leror eller sand och grus. Sedimentens ytskikt har i allmänhet en lägre vattenhalt än de på ackumulationsbotten. Vattenhalten är vanligen 50-75%. Transportbotten finns ofta i strömmande vatten vid flod-, älv-, bäck- och åmynningar, i tidvattenområden, i sund och vid strandpartier samt på grundare områden i sjö och havsmiljö.

Turbiditet är ett mått på partikelinnehållet i vattnet.

Underhållsmuddring (revisionsmuddring) – upprepad muddring för att behålla ett visst djup. Normalt behövs en anmälan eller ansökan om tillstånd för underhållsmuddring.

Referenser

Abrahams M, Kattenfeld M (1997) The role of turbidity as a constraint on predator-pray interactions in aquatic environments. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 40:169-174.

Acornley RM, Sear DA (1999) Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrol. Process.* 13:447-458.

Aitken, W.W. 1936. The relation of soil erosion to stream improvement and fish life. *J. For.* 34: 1056-1061.

Akkerman, I. 1997. National evaluation report of the joint assessment and monitoring programme 1995 of the Netherlands. Report RIKZ,97.011. National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, The Hague, the Netherlands.

Aksnes DL, Giske J (1993) A theoretical model of aquatic visual feeding. *Ecological Modelling* 67:233-250.

Appelberg, M. & T. Odelström. 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 AH, Schubel JR (1978) Effects of Suspended Sediment on Fish Eggs and Larvae: A Laboratory Assessment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 6:153-164
Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, Rosenberg R (2003) Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L) in Swedish Coastal Waters. *Ambio* 32(5).

Barrett JC, Grossman GD, Rosenfeld J (1992) Turbidity-Induced Changes in Reactive Distance of Rainbow Trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 121:437-443.

Bjornn, T. C., M. A. Brusven, M. P. Molnau, J. H. Milligan, R. A. Klamt, E. Chacho & C. Schaye. 1977. Transport of granitic sediment in streams and its effects on insects and fish. College of Forestry, Wildlife and Range Sciences, Bulletin Number 17.

Benfield M.C., Minello T.J. (1996) Relative effects of turbidity and light intensity on reactive distance and feeding of an estuarine fish 46:211-216

Bengtsson B.-E., Bengtsson Å. and Himberg M. (1985) Fish deformities and pollution in some Swedish waters. *Ambio*, 14

Berg L, Northcote TG (1985) Changes in Territorial, Gill-flaring, and Feeding Behaviour in Juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following Short-term Pulses of Suspended Sediment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1410-1417

Bergman E (1988) Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. 57:443-453

- Berkman, H. E. & C. F. Rabeni. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environ. Biol. Fish.* 4: 285-94.
- Beschta, R.L. 1978. Long-Term Patterns of Sediment Production Following Road Construction and Logging in the Oregon Coast Range. *Water. Res. Res.* 14(6), December.
- Bisson PA, Bilby RE (1982) Avoidance of Suspended Sediment by Juvenile Coho Salmon. *North American Journal of Fisheries Management* 4:371-374
- Blindow, I. 1994. Sällsynta och hotade kransalger i Sverige. *Svensk botanisk tidskrift.* 88:65-73
- Blomqvist S (1981) Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning. Naturvårdsverket SNV pm 1613 pp. 113
- Boehlert GW, Morgan JB (1985) Turbidity enhances feeding abilities of larval Pacific herring, *Clupea harengus pallasi* *Hydrobiologia* 123:161-170
- Bonsdorff E, Karlsson O, Leppäkoski E (1984) Ecological Changes in the Brackish Water Environment of the Finnish West Coast Caused by Engineering Works. *Ophelia Supp.* 3:33-44
- Boyd SE, Rees HL, Richardson CA (2000) Nematodes as Sensitive Indicators of Change at Dredged Material Disposal Sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51:805–819
- Boyd SE, Limpenny DS, Rees HL, Cooper KM, 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
- Box, J. B. & J. Mossa. 1999. Sediment, land use, and freshwater mussels: Prospects and problems. *Journal of the North American Benthological Society.* March, 18 (1): 99-117.
- Bray RN, Bates AD, and Land JM (1996) *Dredging (Second Edition) A Handbook for Engineers*, Copyright © 1996 Elsevier Ltd. All rights reserved ISBN: 978-0-340-54524-9
- Breitburg DL (1988) Effects of turbidity on Prey Consumption by Striped Bass Larvae. *Transactions of the American Fisheries Society* 117:72-77
- Burton CS, Kim J, Clarke DG, Linkov I (2008) A risk-informed decision framework for setting environmental windows for dredging projects. *Science of the Total Environment* 403:1-11
- Carling, P.A. 1984. Deposition of fine and coarse sand in a open-work gravel bed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 263-270.
- Carling, P.A & C.P. McCahon. 1987. Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during low flow conditions. In *Regulated Streams*. Ed: Craig, J.F. & Kemper, J.B. Plenum Publishing Corporation, New York.

Chapman, D.W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 1-22.

Chapman PM, Wang F, Janssen C, Persoone G, Allen HE (1998) Ecotoxology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:2221-2243

Chapman PM, Ho KT, Munns Jr WR, Solomon K, Weinstein MP (2002) Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* 44:271–278

Chícharo MA, Chícharo L, Amaral A, Condinho S, Gaspar M (2003) Chronic effects of dredging-induced stress on the clam (*Spisula solida*): nucleic acid and lipid composition. *Fisheries Research* 63:447–452

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, Boyd S, Aldridge J, Rees H (2007) Cumulative impacts of aggregate extraction on seabed macro-invertebrate communities in an area off the east coast of the United Kingdom. *Journal of Sea Research* 57:288–302

Cooper KM, Barrio Froján CRS, Defew E, Curtis M, Fleddum A, Brooks L, Paterson DM (in press) Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 2008

Cordone, A. J. & D. W. Kelley. 1961. The influence of inorganic sediment on the aquatic life of streams. *California Fish and Game* 189.

Crisp, D. T. 1993. The ability of U.K. salmonid alevins to emerge through a sand layer. *J. Fish Biol.* 4: 656-658.

Craig JF, Babaluk JA (1989) Relationship of Condition of Walleye (*Stizostedion vitreum*) and Northern Pike (*Esox lucius*) to Water Clarity, with Special Reference to Dauphin Lake, Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:1581-1586

Crouse, M.R., C.A. Callahan, K.W. Malueg & S.E. Dominguez. 1981. Effects of fine sediment on growth of juvenile Coho salmon in laboratory streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110: 281-286.

Crowl TA (1989) Effects of crayfish size, orientation, and movement on the reactive distance of largemouth bass in clear and turbid water. *Hydrobiologia* 183:133-140

Davis WR (1993) The role of bioturbation in sediment resuspension and its interaction with physical shearing. *J Exp Mar Biol Ecol* 171:187-200

Diehl S (1988) Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *OIKOS* 53:207-214

Dennis, S. D. 1984. Distributional analysis of the freshwater mussel fauna of the Tennessee river system, with special reference to possible limiting effects of silta-

tion. PhD Dissertation, Virginia Polytech. Inst. and State Univ., Blacksburg, USA.
DeWalt, R. E. & J. H. Olive. 1988. Effects of Eroding Glacial Silt on the Benthic Insects of Silver Creek, Portage County, Ohio. *Ohio J. of Sci.* 4: 154-159.

Dudgeon, D. 1994. The functional significance of selection of particles by aquatic animals during building behaviour. In *The biology of particles in aquatic systems*. Ed: R. S. Wotton, 2nd ed. Lewis Publishers, London. Pages.: 289-312

Edwards SC, Williams, TP, Bubb JM, Lester JN (1995) The Success of Elutriate Tests in Extended Prediction of Water Quality After a Dredging Operation Under Freshwater and Saline Conditions. *Environmental Monitoring and Assessment* 36:105-122

Eisma D, (2005) *Dredging in Coastal Waters*, Published by: Taylor and Francis, Publication Date: 15/12/2005, Pages: 258, ISBN: 978-0-415-39111-5

Ellis, M.M. 1936. Erosion silt as a factor in aquatic environments. *Ecology*. 17 (1), January.

Erfteimeijer PLA, Lewis RRR (2006) Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52:1553–1572

Eriksson, M. O. G., L. Henrikson & H. Söderberg. 1998. Flodpärlmusslan i Sverige. Rapport från Naturvårdsverket. 071-SNV Rapport 4887.

Eriksson BK & Johansson G, (2003) Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus*, *European Journal of Phycology*, Vol. 38, no. 3, pp. 217-222.

Eriksson BK, Sandström A, Isaeus 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

Eriksson, K., 2007. Dumpningar-Erfarenheter av dumpningar till havs, rapport framtagen av Ramböll Sverige AB på uppdrag av Sveriges Hamnar och Sjöfartsverket

Faust, S.D. & O.M. Aly, 1981. *Chemistry of natural waters*. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI: 400pp.

Fiskeriverket (2005) Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske. Fiskeriverket, Göteborg

Foerester, R.E. 1968. The sockeye salmon. *Fish. Res. Board. Can.* Ottawa 162. 99-160.

Fängstam, H. & H. Lundqvist. 1990. Flodkräftans (*Astacus astacus*) och signalkräftans (*Pacifastacus leniusculus*) biologi, med inriktning mot svenska förhållanden. Kompendium Nr. 4. Institutionen för vattenbruk, SLU Umeå.

Gambrell, R.P., R.A. Khalid, M.G. Verloo and W.H. Patrick, Jr. (1977): Transformations of heavy metals and plant nutrients in dredged sediments as affected by oxidation reduction potential and pH; Volume II. Contract Rep. D-77-4. Office, Chief of Engineers, US. Army Washington, DC. 309 p.

- Ghosh U (2002) Contaminated Aquatic Sediments. *Literature Review* 74(5):1-64
- Gibbons, D.R. & E.O. Salo. 1973. An annotated bibliography of the effects of logging on fish of the western United States and Canada. U.S. Dep. Agr., For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-10.
- Graf G (1992) Benthic-pelagic coupling: A benthic view. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 30:149-190
- Graf G, Rosenberg R (1997) Bioresuspension and biodeposition: a review. *J Mar Syst* 11:269-278
- Granmo Å (2004) Miljökontroll vid muddring och tippning i samband med arbeten inom projektet Säkrare Farleder. Miljögifter i organismer och vatten. Slutrapport. Marine Monitoring vid Kristineberg AB. 46p.
- Gregory CD (1998) Turbidity Reduces Predation on Migrating Juvenile Pacific Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 127:275-285
- Guerra-García JM, Guerra-García JC (2006) Recolonization of defaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68:328-342
- HABAB-WSV. 1999. Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (Directive for the Management of Dredged Material in Coastal Waters). 2nd ed., Koblenz; Bundesanstalt für Gewässerkunde (Federal Institute of Hydrology), BfG-1100
- HABAB-WSV. 1999. Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenbereich (Directive for the Management of Dredged Material in Inland Waters). 2nd ed., Koblenz; Bundesanstalt für Gewässerkunde (Federal Institute of Hydrology), BfG-1251.
- Hammar L, Magnusson M, Nilsson HC (2004) Slutrapport Säkerhetshöjande åtgärder i farlederna till Göteborg. Kontrollprogram miljö; 8.6.2 Musslor 2002-2004, Marine Monitoring vid Kristineberg AB, Fiskebäckskil
- Hardisty, M.W. 1979. Biology of the cyclostoms. University Press, Cambridge, 1979.
- 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 à Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin* 36(1):41-55
- HELCOM. 1992 års Konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö. SÖ 1996:22
- Henley WF, Patterson MA, Neves RJ, Dennis Lemly A (2000) Effects of Sedimentation and Turbidity on Lotic Food Webs: A Concise Review for Natural Resource Managers. *Reviews in Fisheries Science* 8(2):125-139

- Hill AS, Veale LO, Pennington D, Whyte SG, Brand AR, Hartnoll RG (1999) Changes in Irish Sea Benthos: Possible Effects of 40 years of Dredging. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48:739–750
- Holmes JA (1986) The impact of dredging and spoils disposal on Hamilton Harbor fisheries: implications for rehabilitation. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1498:1-155
- Hunter MA, Ghosh U (2004) Contaminated Sediments. *Water Environment Research* 6(6):2155-2188
- Håkansson L., Rosenberg R. (1985) Praktisk kustekologi. Naturvårdsverket rapport, SNV pm 1987
- IMO (1998) Guidelines on the management of dredged material. International Maritime Organization, London Convention, London, UK.
- IMO (1999) Monitoring of the marine environment: reports on dumping permits issued in 1996. International Maritime Organization, LC/SG 22/6, London Convention Secretariat, London, UK.
- Ingendahl, D. & D. Neumann. 1997. Low spawning success for sea trout and reintroduced salmon in tributaries of the River Rhine - importance of flood events and heterotrophic processes. *Ichthyoplankton Ecol. Fish. Soc. of the British Isles* 50.
- Jackson, W. L. & R. L. Beschta. 1984. Influences of increased sand delivery on the morphology of sand and gravel channels. *Water. Resour. Bull.* 4: 527-534.
- Je C-h, Hayes DF, Kim K-s (2007) Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model. *Chemosphere* 70:187–195
- Johnson, F.H. 1961. Walleye egg survival during incubation on several types of bottom in Lake Winnibigoshish, Minnesota, and connecting waters. *Trans. Am. Fish. Soc.* 90: 312-322.
- Jonnson, K. 1995. Karaktärisering av bäcköringens (*Salmo trutta* L.) lekplatser. Examensarbete i biologi 20p. Institutionen för biologisk grundutbildning (BIG), Umeå Universitet.
- Jonsson P (2003) Skärgårdens bottenar, Vol Rapport 5212. Naturvårdsverket, Uppsala
- Jonsson P, Eckhéll J, Larsson P (2000) PCB and DDT in laminated sediments from offshore and archipelago areas of the NW Baltic Sea. *Ambio* 29:268-276
- Judy, R.D., Jr. P.N. Seeley, T.M. Murray. S.C. Svirsky, M.R. Whitworth & L.S. Ishinger. 1984. 1982 National fisheries survey. Vol. 1, Technical report: Initial findings. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Services Program. FWS-OBS-84/06.
- Kainua, K. & T. Valtonen. 1980. Distribution and abundance of the European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) Larvae in three rivers running into Bothnian bay, Finland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:592-596.

- Kiørboe T, Frantsen E, Jensen C, Sørensen G (1981) Effects of Suspended on Development and Hatching of Herring (*Clupea harengus*) Eggs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 13:107-111
- Kiørboe 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(2):193-205
- Kiørboe T, Mohlenberg F (1981) Dispersion of suspended material from an operating sand suction dredge in the Oeresund (Denmark)
- Knaapen MAF, Hulscher SJMH (2002) Regeneration of sand waves after dredging. *Coastal Engineering* 46:277-289
- Lagenfelt, I. 1996. Effekter av muddertippningen 1990 på bottenfaunan utanför Falkenbergs hamn. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Leeks, G. J. L. & M. D. Newson. 1989. Responses of the sediment system of a regulated river to a scour valve release: Llyn Clywedog, Mid-Wales, UK. Fourth International Symposium On Regulated Streams Selected Papers. Ed: Petts, G.E., P. Armitage & A. Gustard.: 93-106.
- Lehmann, A. & Lechavanne, J-B. 1999. Changes in the water quality of Lake Geneva indicated by submerged macrophytes. *Freshwater biology*. 42:457-466
- Licursi M, Gómez N (in press) Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Journal of Environmental Management* (2008)
- 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
- Lloyd, D. S. 1987. Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *N. Am. J. Fish. Manage.* 1: 34-45.
- Lloyd, D. S., J. P. Koenings & J. D. LaPerriere. 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *N. Am. J. Fish. Manage.* 1: 18-33.
- Lohrer AM, Wetz JJ (2003) Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin* 46 1156-1163
- Londonkonventionen. 1996 års protokoll till 1972 års konvention (SÖ 1974:8) om förhindrandet av havsföroreningar till följd av dumpning av avfall och annat material SÖ 2000:48
- Long, ER., Field, LJ., MacDonald, DD. 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:714-727.
- Loo L-O, Jonsson PR, Sköld M, Karlsson Ö (1996) Passive suspension feeding in *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea): feeding behaviour in flume flow and potential feeding rate of field populations. *Mar Eco Prog Ser* 139:143-155

Lyngby JE, Mortensen SM (1994) Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine ecology* 17(1-3):345-354

Länsstyrelsen Kalmar län.

http://www.lansstyrelsen.se/kalmar/amnen/Miljo/ebh/avslutade_ebh/projekt_orserum.htm

Kester, DR., Ketchum, BH., Duedall, IW, Park, PK. (eds). 1983. *Wasres in the Ocean, Vol.2. Dredged-material disposal in the ocean*. Wiley, New York. 299 pp.
Magnusson, M., 2005. Kontrollprogram för mudderdeponien vid Vinga 2005, Marine Monitoring vid Kristineberg AB

Magnusson, M., 2007. Kontrollprogram för mudderdeponien vid Vinga 2007, Marine Monitoring vid Kristineberg AB

Maitland, P.S. 1980. Review of the ecology of lampreys in the northern Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1944-1952.

Manz, W., F. Krebs, C.A. Schipper and P.J. den Besten. Status of ecotoxicological assessment of sediment and dredged material in Germany and The Netherlands with a short description of the situation in Belgium, France, and Great Britain. March 2007.

Marshall S, Elliott M (1998) Environmental Influences on the Fish Assemblage of the Humber Estuary, U.K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46:175-184
McClelland, W. T. & M. A. Brusven. 1980. Effects of Sedimentation on the Behavior and Distribution of Riffle Insects in a Laboratory Stream. *Aquatic Insects* 2: 161-169.

McNeil, J.H. & W.H. Ahnell. 1964. Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. United State Fisheries and Wildlife Service Special Scientific Report Fisheries 469.

Meehan, W.R. & D.N. Swanston. 1977. Effects of gravel morphology on fine sediment accumulation and survival of incubating salmon eggs. U.S. Dep. Agr., For. Serv. Res. Pap. INT-156.

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

Mikkelsen OA, Pejrup (2000) In situ particle size spectra and density of particle aggregates in a dredging plume. *Marine Geology* 170:443-459

Minello TJ, Zimmerman RJ, Martinez EX (1987) Fish predation on juvenile brown shrimp, *Penaeus aztecus* ives: Effects of turbidity and substratum on predation rates. *Fishery Bulletin* 85(1)

Miner JG, Stein RA (1993) Interactive Influence of Turbidity and Light on Larval Bluegill (*Lepomis macrochirus*) Foraging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:781-788

Minshall, G. W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. In *The ecology of*

aquatic insects. Resh och Rosenberg, Praeger Publisher, New York.: 358-400.
Moksnes P-O (in prep.) Restaurering av Ålgräs i Sverige.

Morisawa, M. 1968. Streams their dynamics and morphology. McGraw-Hill Book Company, New York.

Murphy, M. L., C. P. Hawkins & N. H. Anderson. 1981. Effects of Canopy Modification and Accumulated Sediment on Stream Communities. Trans. Am. Fish. Soc.: 110: 469-478.

Nayar S, Goh BPL, Chou LM (2004) Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in in situ mesocosms. Ecotoxicology and Environmental Safety 59:349–369

Newcombe CP, MacDonald DD (1991) Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. North American Journal of Fisheries Management 11:72-82
Newell RC, Hitchcock DR, Seiderer LJ (1999) Organic Enrichment Associated with Outwash from Marine Aggregates Dredging: A Probable Explanation for Surface Sheens and Enhanced Benthic Production in the Vicinity of Dredging Operations. Marine Pollution Bulletin 38(9):809-818

Nilsson, H.C., 2004. Säkerhetshöjande åtgärder i farlederna till Göteborg. Kontrollprogram miljö; 8.5 Sedimentspridning 2004-9. Marine Monitoring vid Kristineberg AB

Nilsson, H.C., 2004. Kontrollprogram för muddertippning vid Vinga; 5.2.5 Sedimentation 2004-9. Marine Monitoring vid Kristineberg AB

NV (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet- Kust och hav. Rapport 4914. 134p.

NV (1988) (A. Södergren Ed.). Biologiska effekter av blekeriavlopp. Slutrapport från projektområdet MILJÖ/CELLULOSA I. Rapport 3498. 134p.

NV (1993) (T. Alsberg och K. Nylund Eds.). Miljön i Sverige- tillstånd och trender (MIST). Långlivade organiska ämnen och miljön. Rapport 4136. 136p.

NV (1991) (A. Södergren Ed.). Environmental fate and effects of bleached pulp mill effluents. Rapport 4031. 394p.

NV (2008) Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer. Kunskapsläge och forskningsbehov. 04p.

NV (1999) Sanering av Järnsjön i Emån. Rapport 4991.

NV (2008) Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder. Rapport 5803.

O'Connor, W. C. K. & T. E. Andrew. 1998. The effects of siltation on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., embryos in the River Bush. Fish. Manag. and Ecol. 5: 393-401

- Olsson, T. I. & B.-G. Persson. 1986. Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta* L. *Hydrobiologia* 35: 9-14.
- Olsson, T. I. & B.-G. Persson. 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Arch. Hydrobiol.* 4: 621-7.
- Onuf CP (1994) Seagrasses, Dredging and Light in Laguna Madre, Texas, U.S.A. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39:75-91
- Orth Rj, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, *et al* (2006) A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience* 56(12):987-995
- OSPAR. Konvention för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten OSPAR. SÖ 1994:25.
- OSPAR. 1998. Guidelines for the management of dredged material. Oslo and Paris Commission, Secretariat, London, UK.
- Philips, R.W. 1971. Effects of sediment on the gravel environment and fish production. In *Forest land uses and stream environment*. Ed: J.K. Krygier & J.D. Hall. Oregon State Univ., Corvallis. Oreg.
- Pérez-Ruzafa A, García-Charton JA, Barcala E, Marcos C (2006) Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 53:107-120
- Potter, I.C., B.J. Hill & S. Gentleman. 1970. Survival and behavior of ammocoetes at low oxygen tension. *J. exp. Biol.*, 53: 59-73.
- Projekt Säkrare farleder till Göteborg. 2004. Slutrapport. Göteborgs Hamn AB. och Sjöfartsverket. 78p.
- Reid MS, Fox MG, Whillans TH (1999) Influence of turbidity on piscivory in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:1362-1369
- Remberger, M., P.-Å. Hynning and A.H. Neilson, 1990. Gas Chromatographic analysis and gas chromatographic -mass spectrophotometric identification of components in the cyclohexane-extractable fraction from contaminated sediment samples. *J. Chromatogr.* 508: 159-78.
- Rhoads DC (1974) Organism sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 12:263-300
- Rice, D. L., M. D. Barnes & G. J. Phinney. 1998. A Review and Recent Records of the Bigeye Shiner, *Notropis boops* (Cyprinidae), in Ohio. *Ohio J. of Sci.* 3: 42-51.
- Rice, D.L., M.D. Barnes & G.J. Phinney. 1998. A Review and Recent Records of the Bigeye Shiner, *Notropis boops* (Cyprinidae), in Ohio. *Ohio J. of Sci.* 3: 42-51.
- Richards, C. & K.L Bacon. 1994. Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface hyporheic stream substrates. *Great Basin Naturalist.* 54: 106-113.

Rivinoja, P. och S. Larsson. 2000. Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten- En litteratursammanställning. Institutionen för Vattenbruk. SLU.

Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (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
Rosenberg R (1995) Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. *Neth J Sea Res* 34:303-317

Rosenberg R (2001) Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scienta Marina* 65:107-119

Rosenberg R, Nilsson HC, Hellman B, Agrenius S (2000) Depth correlated benthic faunal quantity and infaunal burrow structures on the slopes of a marine depression. *Est Coast Shelf Sci* 50:843-853

Rowe DK, Smith J, Williams E (2001) Effects of turbidity on the feeding ability of adult, riverine smelt (*Retropinna retropinna*) and inanga (*Galaxias maculatus*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36:143-150

Rubin J-F (1998) Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. *Journal of Fish Biology* 53:84-92

Rupp, R.S. 1965. Shore-spawning and survival of eggs of the American smelt. *Trans. Am. Fish. Soc.* 94.

Ryan, P.A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 2: 207-221.

Salomons, W., B.L. Bayne, E.K. Duursma, U. Förstner (Eds.). (1988). *Pollution of the North Sea. An Assessment*. Springer Verlag Berlin, Heidelberg. 687p.
Sandström A, (2003) Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskbestånd. *FinFo* 2003:3 Fiskeriverket

Sandström A, Eriksson BK, Karås P, Isaeus M, Schreiber (2005) Boating and Navigation Activities Influence the Recruitment of Fish in a Baltic Sea Archipelago Area. *Ambio* 34(2)

Shackle, V. J., S. Hughes & V. T. Lewis. 1999. The influence of three methods of gravel cleaning on brown trout, *Salmo trutta*, egg survival. *Hydrological Processes* 3: 477-486.

Shaw EA, Richardson JS (2001) Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:2213-2221

Scheffer, M., van den Berg, M., Breukelaar, A., Breukers, C., Coops, H., Doef, R. & Meijer, M-L. 1994. Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic botany*. 49:193-196

- Schipper, C.A. 2004. Implementation of CCT-test. Report RIKZ, The Hague.
- Smith, S. 1999. Effekter av muddertippning 1996 på mjukbottenfaunan utanför Falkenbergs hamn. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport. 35 s.
- Smith, S. 2001. Effekter av muddertippning 1997 på mjukbottenfaunan utanför Falkenbergs hamn. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Finfo 2002:1. 27 s.
- Snickars M, Sandström A, Lappalainen A, Mattila J, Rosqvist K and Urho L (2008), Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative importance of local and regional environmental gradients, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Volume 81, Issue 2, Pages 247-256
- Sterba, G. 1962. Die Neunaugen (Petromyzonidae). In: *Handbuch Der Binnenfischerei Mitteleuropas*, vol.3. Ed: Demoll, R., Maier H.N: 263-352.
- Stronkhorst, Joost (2003). Ecotoxicological effects of Dutch harbour sediments. Doctoral thesis. Vrije University of Amsterdam. 202p.
- Sturve, J., Berglund, Å., Balk, L., Broeg, K., Böhmert, B., Massey, S., Savva, D., Parkkonen, J., Stephensen, E., Koehler, A. and Förlin, L. 2005 Effects of dredging in Göteborg harbour, Sweden, assessed by biomarkers in eelpout (*Zoarces viviparus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 24, No. 8, pp. 1951-1961, 2005
- Svavarsson, J., Å.Granmo, R.Ekelund and J. Szpunar. 2001. Occurrence and effects of organotins on adult common whelk (*Buccinum undatum*)(Mollusca, Gastropoda) in harbours and in a simulated dredging situation. *Mar.Poll. Bull.* 42, 370-376.
- Swenson WA, Matson ML (1976) Influence of Turbidity on Survival, Growth and Distribution of Larval Lake Herring. *Trans. Am. Fish. Soc.* 4:542-545
- Szymelfenig M, Kotwicki L, Graca B (2006) Benthic re-colonization in post-dredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68:489-498
- Södergren, A. 1993. Bleached pulp mill effluents. Composition, fate and effects in the Baltic Sea. Final report from Environment/Cellulose II. Swedish Environmental Protection Agency, report 4047. 150p.
- Södergren, A. P. Larsson. 1982. Transport of PCBs in Aquatic Laboratory Model Ecosystems from Sediment to the Atmosphere Via the Surface Microlayer. *Ambio*, 11, pp. 41-45.
- Tappel, P. D. & T. C. Bjornn. 1983. A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *N. Am. J. Fish. Manage.* 2: 123-135.
- Thomsen L, Graf G, Juterzenka Kv, Witte U (1995) An in situ experiment to investigate the depletion of seston above an interface feeder field on the continental slope of the western Barents Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 123:295-300
- US-EPA/US-ACE. (1998). Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the U.S. US Environmental Protection Agency and US Army Corps of

Engineers, Washington DC. – testing manual. EPA-823-B98-004, Washington, DC, USA.

US-EPA/US-ACE. (1992). Evaluation of Dredged Material proposed for ocean disposal: Testing manual. Environmental Protection Agency/ US Army Corps of Engineers. EPA-503/8-91/001, Washington DC, USA.

Valeur JR, Jensen A (2001) Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed Link. *The Science of the Total Environment* 266:281-289

Van den Berg, M. S., Sheffer, M. van Nes, E. & Coops, H. 1999. Dynamics and stability of *Chara* sp. & *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia*. 408/409:335-342

Vattenundersökningar - Bestämning av turbiditet (ISO 7027:1999). -Stockholm : SIS, 2000.

(Svensk standard ; SS-EN ISO 7027.

Vaux, W.G. 1962. Interchange of stream and intergravel water in a salmon spawning stream. U.S. Dep. Int., Fish Wild. Serv., Spec. Sci. Rep., Fish. 405.

Vinyard GL, O'Brien WJ (1976) Effects of Light and Turbidity on the Reactive Distance of Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 33:2845-2849

Westerberg H, Rönnbäck P, Frimansson H (1996) Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES E*:26
Wilber DH, Clarke DG, Rees SI (2007) Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Marine Pollution Bulletin* 54:42-52

Westman, K. 1985. Effects of habitat modification on freshwater crayfish. *Habitat Modification And Freshwater Fisheries. Proceedings Of A Symposium Of The European Inland Fisheries Advisory Commission*. Ed: Alabaster, J.S. : 245-55.
Wilber DH, Ray GL, Clarke DG, Diaz (in press) Responses of Benthic Infauna to Large-Scale Sediment Disturbance in Corpus Christi Bay, Texas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (2008)

Wulff, F., L. Rahm, P. Jonsson, L. Brydsten, T. Ahl and Å. Granmo. A mass-balance model of chlorinated organic matter for the Baltic Sea - A challenge for Ecotoxicology. *Ambio*, 22, pp. 27 - 31. 1993

SAMMANFATTANDE POWERPOINT FRÅN WORKSHOP 4 mars 2009

Litteratursammanställning för Naturvårdsverket
Miljöeffekter vid muddring och dumpning
Marine Monitoring AB



Litteratursammanställning för Naturvårdsverket
Miljöeffekter vid muddring och dumpning
Marine Monitoring AB

Muddringsmetoder	Litteraturunderlaget består av - vetenskapliga publikationer - rapporter - tidigare bedömningsunderlag
Orsaker till miljöpåverkan	
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	

↓

Effekter på plankton	Informationskällor - databaser över vetenskaplig litteratur - Fiskeriverket - Sjöfartsverket
Effekter på bottenfauna	
Effekter på vegetation	
Effekter på fisk	

Sammanställningen eftersträvar **ämbessbredd** och **objektivitet**, resultatet relateras till tidigare bedömningar av Blomqvist (1981)

Litteratursammanställning för Naturvårdsverket
Miljöeffekter vid muddring och dumpning
Marine Monitoring AB

Muddringsmetoder	Olika muddringsmetoder medför olika ingrepp - Mekanisk muddring (hög precision, kan hantera sten) - Hydraulisk muddring (effektivt i löst sediment) - Nedspolning / plöjning (anläggning av kablar) - Sprängning (berg och block)
Orsaker till miljöpåverkan	
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	

↓

Effekter på plankton	
Effekter på bottenfauna	
Effekter på vegetation	
Effekter på fisk	

Litteratursammanställning för Naturvårdsverket
Miljöeffekter vid muddring och dumpning
Marine Monitoring AB

Muddringsmetoder	Fysiskt ingrepp – naturlig botten tas bort ↓ Förändrad bottenstruktur
Orsaker till miljöpåverkan	
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	

↓

Effekter på plankton	Spill och spridning av uppslammat sediment (ex.): 5000mg/l vid källa <100mg/l i sedimentplym - Bakgrunds nivåer nås vid 300–2000m från källa ↓ Grumling ↓ Frigörande av föroreningar ↓ Frigörande av näringsämnen
Effekter på bottenfauna	
Effekter på vegetation	
Effekter på fisk	

Litteratursammanställning för Naturvårdsverket
Miljöeffekter vid muddring och dumpning
Marine Monitoring AB

Muddringsmetoder	Olika dumpningsmetoder - Tippning från fartyg (massorna samlas, oftast på djup botten) - Pumpning (löst sediment pumpas hydrauliskt till deponi) - Dumpning på land (framförallt förorenade massor)
Orsaker till miljöpåverkan	
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	

↓

Effekter på plankton	Olika strategier Dumpning på ackumulationsbotten, grunt vatten eller för utfyllnad
Effekter på bottenfauna	
Effekter på vegetation	
Effekter på fisk	

Litteratursammanställning för Naturvårdsverket
Miljöeffekter vid muddring och dumpning
Marine Monitoring AB

Muddringsmetoder	Fysiskt ingrepp – naturlig botten övertäcks ↓ Förändrad bottenstruktur
Orsaker till miljöpåverkan	
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	

↓

Effekter på plankton	Spill och spridning av uppslammat sediment ↓ Grumling ↓ Tillskott av näringsämnen ↓ (Utsläpp av föroreningar)
Effekter på bottenfauna	
Effekter på vegetation	
Effekter på fisk	

Återhämtning
Platsspecifikt, stora variationer
Funktionell resp. taxonomisk återhämtning

Literatursammanställning för Naturvårdsverket
Marine Monitoring AB

Miljöeffekter vid muddring och dumpning

Muddringsmetoder	Mikroplankton kan påverkas av grumling och giftspridning vid muddring
Orsaker till miljöpåverkan	Exempel på muddring i förorenade sediment har visat: - Tillfälliga minskningar av plankton (autotrofer) - Tillfälliga öknings av plankton (zooplankton)
Dumpningsmetoder	Spridning av näringsämnen kan öka planktontillväxt eller påverka artfördelningen
Orsaker till miljöpåverkan	
↓	
Effekter på plankton	Sparsamt litteraturunderlag, endast muddring
Effekter på bottenfauna	
Effekter på vegetation	Miljöeffekter på mikroplankton tycks vara små och övergående
Effekter på fisk	Men eventuella effekter är sannolikt av större betydelse i begränsade vattenvolymer

Literatursammanställning för Naturvårdsverket
Marine Monitoring AB

Miljöeffekter vid muddring och dumpning

Muddringsmetoder	Bottenfauna kan påverkas på flera sätt vid både muddring och dumpning
Orsaker till miljöpåverkan	-störst effekt ger förändrad bottenstruktur (ev. permanent) -effekter i muddrat område är lägre abundans & artrikedom -effekter av sedimentspridning beror av exponeringstid -kortvarig sedimentspridning kan inte antas ge effekter -det finns indikationer på att tippplatser kan verka gödande -återhämtningstider kan ej generaliseras
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	
↓	
Effekter på plankton	Omfattande litteraturunderlag, både muddring & dumpning
Effekter på bottenfauna	Muddring & dumpning påverkar bottenfaunan, störst effekter uppstår om bottenstrukturen förändras
Effekter på vegetation	Sannolikt större risk för betydande påverkan i vattendrag
Effekter på fisk	Exponeringstiden är viktig Återhämtningstider beror av lokala faktorer, valet av tippplats spelar stor roll

Literatursammanställning för Naturvårdsverket
Marine Monitoring AB

Miljöeffekter vid muddring och dumpning

Muddringsmetoder	Bottenvegetation kan påverkas genom förändring av bottenmiljön eller långvarig grumling
Orsaker till miljöpåverkan	-förändringar i sediment eller hydrodynamik har visat sig medföra artskiftet bland vegetation -ålgångs klarar ett par centimeters sedimentation -betydande påverkan genom ljusreducering uppstår endast vid långvarig grumling från muddring eller grund dumpning -återväxt beror av lokala faktorer men vissa riktlinjer finns
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	
↓	
Effekter på plankton	Tillräckligt litteraturunderlag
Effekter på bottenfauna	Muddring & dumpning kan påverka bottenvegetation, om bottenstrukturen förändras kan artskiftet förväntas
Effekter på vegetation	Om mjukbottenrelaterad vegetation tas bort kan återkolonisering motverkas av erosion (även medf. grumling)
Effekter på fisk	Skador på omgivande vegetation kan undvikas genom välplanerad muddring

Literatursammanställning för Naturvårdsverket
Marine Monitoring AB

Miljöeffekter vid muddring och dumpning

Muddringsmetoder	Fisk kan påverkas genom förändrad bottenstruktur och habitatförst, samt genom grumling
Orsaker till miljöpåverkan	-förändringar i bottenstruktur drabbar framförallt fisk med bottenlagda ägg – riskerna tycks vara störst i vattendrag -habitatförst kan innebära minskade uppväxtområden -grumling kan påverka födosöksbeteende hos vuxen fisk samt överlevnad hos ägg/larver (dock inte generellt) -bakgrundsvärden och exponeringstid är avgörande
Dumpningsmetoder	
Orsaker till miljöpåverkan	
↓	
Effekter på plankton	Litteraturunderlaget omfattar mest muddring, ej dumpning
Effekter på bottenfauna	Muddring & dumpning kan framförallt påverka fisk genom substratförändring och habitatförst
Effekter på vegetation	Grumling kan medföra skador på juvenila stadier, litteraturen är dock inte entydig
Effekter på fisk	Risken för skador av grumling bör relateras till naturlig grumling och exponeringstid

Literatursammanställning för Naturvårdsverket
Marine Monitoring AB

Miljöeffekter vid muddring och dumpning

Variationerna är mycket stora och lokala faktorer är avgörande	Dynamiska riktlinjer hellre än allmänslitiga
Risk för påverkan från grumling måste relateras till naturlig grumling	Synkronisering av vilken bakgrundsdata som måste samlas in vid projektering
Tydligast risk utgör förändring av bottenstruktur samt habitatförst	Sammanställning av bakgrundsvariationer för grumling
Påverkan av bottenvegetation kan innebära habitatförst	Sammanställa information som finns hos myndigheter ang. småskaliga muddringar
I vattendrag kan miljön vara särskilt känslig för omstrukturering av botten	Sammanställning av riktlinjer och bedömningsgrunder från andra länder
Varaktighet/exponeringstid har stor betydelse	Synkronisering av uppföljningsprogram vid mudderdeponier
Dumpning bör ske enligt lika massor på lika substrat	
Muddring av förorenade massor utgör en stor risk för miljöskador	

Slutsatser & förslag

Miljöeffekter vid muddring och dumpning

En litteratursammanställning

RAPPORT 5999

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5999-6
ISSN 0282-7298

Denna litteraturstudie avser att sammanställa den aktuella kunskapen kring miljöeffekter vid muddring och dumpning av muddermassor i vatten, omfattande sjöar och vattendrag men med tyngdpunkt på marin miljö. Kunskapsluckor belyses, liksom nytillkomna rön som skiljer sig från tidigare kunskap. Studien inriktas särskilt på resultat från vetenskapligt granskade publikationer och prioriterar ämnesbredd framför djuplodning inom enskilda ämnesområden. Inledningsvis görs en sammanfattande beskrivning av resultatet ur ett ekosystemperspektiv, därefter beskrivs allmän bakgrundsinformation inom naturlig resuspension och föroreningar i sediment. Slutligen behandlas de olika faserna av miljöpåverkan från muddring respektive dumpning. Områden som inte omfattas är sedimentspridningsrelaterad miljöpåverkan orsakad av yrkesfiske, fritidsfiske, friluftsliv eller sjöfart. Sprängning, vilket kan krävas i samband med muddring, behandlas inte specifikt i studien.

