

# Muddring och hantering av muddermassor

Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen  
av 11 och 15 kap. miljöbalken



Havs- och vattenmyndigheten

Datum: 2018-05-25

Ansvarig utgivare: Havs- och vattenmyndigheten

Omslagsfoto: John Sternbeck

Layout: Karin Enberg, Vid Form

ISBN 978-91-88727-09-1

Havs- och vattenmyndigheten

Box 11930, 404 39 Göteborg

[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)

# Muddring och hantering av muddermassor

Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen  
av 11 och 15 kap. miljöbalken

---

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19

## *Förord*

Syftet med denna vägledning är att underlätta myndigheternas arbete med provning och tillsyn enligt miljöbalken för muddring och hantering av muddermassor. När det gäller muddring och hantering av muddermassorna är det en stor variation i storlek mellan olika verksamheter. Det kan röra sig om allt från en liten muddring för en mindre brygga till en omfattande muddring av farleder och hamnar. Volymen muddermassor kan variera från någon enstaka till flera miljoner kubikmeter.

Hur stor påverkan blir på miljön och vilka krav på egenkontroll och skyddsåtgärder som behöver vidtas varierar givetvis med omfattningen och lokaliseringen av respektive verksamhet. Att en bedömning görs i det enskilda fallet är därför central vid tillämpningen av bestämmelserna.

Vägledningen är ett stöd i arbetet för att nå miljökvalitetsnormerna för vatten- och havsförvaltningen samt de fem miljökvalitetsmålen; *Giftfri miljö, Levande sjöar och vattendrag, Hav i balans samt levande kust och skärgård, God bebyggd miljö* samt *Ett rikt växt och djurliv*.

I vägledningen redovisar vi som central tillsynsvägledande myndighet hur vi anser att bestämmelserna om vattenverksamheter i miljöbalken bör tillämpas. Vägledningen är i första hand tänkt att vara ett stöd för myndigheterna i tillämpningen av bestämmelserna men vi bedömer att även konsulter, entreprenörer, markägare och beställare av muddringsarbeten kan ha nytta av vägledningen. En samsyn mellan myndigheterna i hur bestämmelserna tillämpas kommer även att gynna verksamhetsutövarna genom att tillämpningen blir mer enhetlig i landet.

Vägledningen har tagits fram inom Havs- och vattenmyndighetens avdelning för havs- och vattenförvaltning utifrån Naturvårdsverkets tidigare webbvägledning från 2010. Delar av underlaget för vägledningen är framtaget av WSP.

Göteborg 2018-05-25

**Björn Sjöberg**  
*Avdelningschef, Havs- och vattenmyndigheten*



## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD.....	4
LÄSANVISNING.....	9
SAMMANFATTNING OCH REKOMMENDATIONER .....	10
Rekommendationer.....	11
1. MUDDRING OCH HANTERING AV MUDDERMASSOR .....	14
1.1 Muddring är en vattenverksamhet.....	14
1.1.1 Behov av muddring.....	14
1.2 Tekniker för muddring.....	15
1.2.1 Enskopeverk.....	15
1.2.2 Gripskopeverk.....	16
1.2.3 Flerskopeverk.....	17
1.2.4 Sugmuddring.....	17
1.2.5 Frysmuddring.....	18
1.2.6 Andra tekniker.....	19
1.3 Avvattning av muddermassor.....	20
1.4 Transporter av muddermassor.....	20
1.5 Hantering av muddermassor.....	21
1.5.1 Uppläggning och deponering på land.....	23
1.5.2 Fyllning i vattenområde.....	23
1.5.3 Stabilisering och solidifiering av muddermassor inför fyllning .....	24
1.5.4 Dumpning.....	26
2. MILJÖEFFEKTER.....	27
2.1 Grumling.....	27
2.1.1 Grumlingens påverkan på fisk.....	29
2.1.2 Grumlingens påverkan på andra organismer än fisk.....	30
2.2 Sedimentation .....	30
2.3 Spridning av föroreningar och närsalter .....	31
2.4 Förändringar av bottenmiljön.....	32
2.5 Påverkan på särskilda naturvärden.....	32
2.5.1 Grunda vikar.....	33
2.5.2 Strömmande vatten.....	34
2.6 Buller och vibrationer.....	34
2.7 Återhämtning efter avslutat arbete.....	36
2.7.1 Återhämtning av muddrade bottnar.....	36
2.7.2 Återhämtning efter avslutad dumpning.....	37

2.8 Miljöeffekter vid övrig hantering av muddermassor.....	38
2.9 Indirekta miljöeffekter.....	38
3. PLANERING.....	39
3.1 Fysiska bottenförhållanden.....	39
3.1.1 Sjömätning, inmätning - Batymetri.....	40
3.1.2 Bottentyp.....	40
3.2 Geologiska, fysiska och miljökemiska sedimentförhållanden .....	41
3.2.1 Allmänt om sediment.....	41
3.2.2 Föroreningar i sediment.....	45
3.2.3 Utvärdering av sediment.....	46
3.2.4 Bedömning av föroreningsnivå .....	48
3.2.5 Dumpning och föroreningsnivåer .....	52
3.2.6 Specialfallet TBT.....	53
3.3 Val av plats för dumpning .....	54
3.3.1 Hydrografiska och sedimentologiska aspekter.....	54
3.3.2 Ekologiska aspekter och skyddsvärda områden.....	55
3.3.3 Kapacitet.....	55
3.4 Biologiska förhållanden.....	55
3.5 Hydrografiska förhållanden .....	56
3.6 Val av tidpunkt.....	57
4. ÅTGÄRDER FÖR ATT BEGRÄNSA NEGATIVA MILJÖEFFEKTER.....	60
4.1 Åtgärder vid muddring.....	60
4.1.1 Geotextil (gardin).....	61
4.1.2 Bubbeldåer .....	63
4.1.3 Sponter.....	64
4.1.4 Val av mudderverk.....	64
4.1.5 Begränsa bräddning.....	64
4.1.6 Förorenade sediment.....	64
4.1.7 Stabilisera bottnar .....	65
4.2 Åtgärder vid dumpning .....	66
4.2.1 Val av plats .....	66
4.2.2 Tidpunkt och väder .....	66
4.2.3 Övriga skyddsåtgärder.....	66
4.3 Under utförande av fyllnad.....	67
4.4 Buller och vibrationer.....	67
4.5 Kompensationsåtgärder .....	68
4.5.1 Fiskeavgift.....	68

5. PRÖVNING .....	70
5.1 Tillstånd eller anmälan för muddring.....	71
5.2 Tillstånd, anmälan eller dispens vid hantering av muddermassor .....	72
5.2.1 Avfallsdefinitionen och avfallshierarkin .....	72
5.2.2 Bestämmelser i miljöbalken som reglerar hanteringen av muddermassor .....	74
5.2.3 Ytterligare vägledning gällande hantering av avfall.....	78
5.2.4 12:6-samråd.....	78
5.3 Undantag från anmälnings- och tillståndsplikt .....	78
5.4 Anmälan av vattenverksamhet .....	79
5.4.1 Vem ska anmälan ges in till?.....	79
5.4.2 Innehåll i en anmälan.....	80
5.4.3 Tillsynsavgift.....	80
5.4.4 Handläggning av en anmälan .....	80
5.4.5 Innehåll i beslut om anmälan.....	81
5.5 Tillstånd enligt 11 kap. MB.....	81
5.5.1 Specifik miljöbedömning.....	81
5.5.2 Undersökningssamråd.....	82
5.5.3 Samrådsunderlag.....	82
5.5.4 Avgränsningssamråd i den specifika miljöbedömningen.....	83
5.5.5 Miljökonsekvensbeskrivning i den specifika miljöbedömningen.....	83
5.5.6 Liten miljökonsekvensbeskrivning .....	84
5.6 Tillsynsmyndighetens roll i prövningen.....	84
5.7 Motstående intressen.....	84
5.8 Påverkan på miljö kvalitetsnormer.....	87
6. UNDERHÅLL AV VATTENANLÄGGNINGAR .....	92
7. EGENKONTROLL .....	93
7.1 Verksamhetsutövarens ansvar.....	93
7.2 Egenkontrollens omfattning .....	94
7.2.1 Kontroll av grumling och andra parametrar.....	96
7.2.2 Övrig miljökontroll .....	96
7.2.3 Kontroll av muddringsdjup.....	97
7.2.4 Väderförhållanden .....	97
7.2.5 Rapportering .....	98
8. TILLSYN.....	98
8.1 Tillsynsmyndigheter.....	98
8.2 Att planera tillsyn .....	99
8.3 Att genomföra tillsyn .....	99
8.3.1 Prövad muddring och dumpning.....	100

8.3.2 Muddring och dumpning som inte är prövad .....	101
8.3.3 Tillsyn baserad på flygbilder, satellitdata och information från drönare .....	102
8.3.4 Tillsynsingripanden .....	104
8.4 Uppföljning och utvärdering .....	105
9. RELATIONER TILL ANNAN LAGSTIFTNING .....	106
9.1 Miljöbalken.....	106
9.1.1 Skydd av områden. 7 kap. MB.....	106
9.1.2 Förorenade områden. 10 kap. MB.....	109
9.1.3 Vattenverksamhet, 11 kap. MB.....	109
9.1.4 Tillåtlighetsprövning enligt 17 kap. MB .....	110
9.1.5 Förvaltningsplaner och Havsplaner.....	110
9.2 Rådighet över vatten .....	111
9.3 Övriga lagar .....	111
9.3.1 Plan- och bygglagen.....	111
9.3.2 Lag om kulturmiljö m.m. ....	113
9.3.3 Muddring på havsbotten, prövning enligt kontinentalsockellagen m.m. ....	113
10. FÖRKORTNINGAR AV LAGSTIFTNING OCH DOMSTOLAR.....	115
11. DEFINITIONER OCH CENTRALA BEGREPP .....	116
12. REFERENSER.....	122
BILAGA 1. INNEHÅLL I EN ANSÖKAN OM TILLSTÅND ELLER ANMÄLAN FÖR MUDDRING .....	126
BILAGA 2. PROVTAGNING OCH ANALYS.....	130
BILAGA 3. KARTLÄGGNING AV FYSISKA BOTTENFÖRHÅLLANDEN.....	139

# Läsanvisning

Denna vägledning är ett stöd i tillämpningen av bestämmelserna i 11 och 15 kapitlet i miljöbalken vid ärenden gällande muddring och hantering av muddermassor. Vägledningen är en uppdatering av Naturvårdsverkets tidigare webbvägledning från 2010 och syftar till att fördjupa den mer övergripande vägledningen *Vatten-verksamheter - handbok för tillämpningen av 11 kapitlet i miljöbalken* (Naturvårdsverket 2008:5). Vi har försökt undvika upprepningar, när det gäller de mer allmänna bestämmelserna hänvisas därför till handboken om vatten-verksamheter. När det gäller bestämmelser om dumpning hänvisas till Havs- och vattenmyndighetens vägledning, *Handläggning av en dumpningsdispens – Vad ska man tänka på?* (2015:28).

Vägledningen är generell, den omfattar alla typer av vattenområden som kan vara berörda samt såväl små som större muddringar. Vägledningen omfattar inte materialåtervinning på land eller deponering av muddermassor på land. För vägledning i dessa frågor hänvisas till Naturvårdsverket.

Vägledningen inleds med en sammanfattning och rekommendationer. I det första avsnittet beskrivs muddring och hantering av muddermassor praktiskt. I det andra beskrivs förväntade miljöeffekter. Det tredje avsnittet tar upp projektplanering, vilket är en central fråga när det gäller miljökonsekvenser och kostnaden för genomförandet. Viktiga delar i planeringen är provtagning och bedömning av sediment. Åtgärder för att begränsa de negativa miljöeffekterna vid muddring och hantering av muddermassor beskrivs i avsnitt 4. De bestämmelser som reglerar tillståndsprövning och anmälan för muddring respektive hantering av sediment redovisas i avsnitt 5. I avsnitt 6 och 7 beskrivs verksamhetsutövarens ansvar för underhåll respektive egenkontroll. Myndigheternas arbete med tillsyn tas upp i avsnitt 8.

Andra centrala bestämmelser som reglerar muddring och hantering av muddermassor än de i 11 och 15 kap. miljöbalken beskrivs kort i avsnitt 9. Därefter finns en förteckning av de förkortningar av lagstiftning och domstolar, centrala begrepp och definitioner som används i vägledningen (avsnitt 10 och 11). I avsnitt 12 finns Referenser.

Avslutningsvis finns tre bilagor, den första beskriver vilka uppgifter som bör ingå i en ansökan om tillstånd eller i en anmälan för muddring. I den andra bilagan utvecklas frågor om provtagning och analys av sediment och i den tredje kart-laggeningen av fysiska bottenförhållanden.

För kontinuerlig uppdatering av relevanta domar hänvisar vi till Domstolsverkets och Tillsyns- och föreskriftsrådets hemsidor. På Havs- och vattenmyndighetens webbplats<sup>1</sup> finns vissa vägledande domar för tillståndsprövning av vattenverksamheter.

---

<sup>1</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/rattsfall.html>

# Sammanfattning och rekommendationer

När bottenmaterial i ett vattenområde tas bort för att vattnet ska få ett visst djup eller läge genomförs en muddring. Syftet med muddringen kan vara att öka vattendjupet för att kunna bygga, få bättre framkomlighet för båtar eller fördjupa en farled eller hamn. Andra skäl till muddring kan vara att utvinna material som sand och grus, eller att ta bort förorenade sediment.

För muddring krävs normalt tillstånd eller anmälan enligt miljöbalken (MB), beroende på muddringens omfattning. För muddring i strandområden behövs i allmänhet också en dispens från strandskyddsbestämmelserna.

Vid muddring bör mängden massor, och massornas innehåll av vatten, begränsas så långt som möjligt. De massor som muddras bör om de är tillräckligt rena och har lämpliga geotekniska förutsättningar återvinnas, t.ex. i samband med vägbyggen eller andra anläggningsarbeten. Om det inte är möjligt att återvinna massorna kan de deponeras, läggas upp på land (s.k. uppläggning) eller i sista hand dumpas. Deponering och uppläggning av muddermassor kräver i princip alltid tillstånd eller en anmälan enligt MB. Dumpning av muddermassor i vatten kräver alltid en dispens från rådande förbud<sup>2</sup>. I samband med prövningen av en ansökan om dispens från dumpningsförbudet prövas hälso- och miljöfarlighetsaspekterna.

Muddring och hantering av muddermassor påverkar miljön. När det gäller miljöpåverkan finns likheter mellan en muddring och en dumpning. I båda fallen försvinner den bottenyta som varit exponerad mot vattenmassan och ersätts med en ny. I båda fallen uppstår grumling och en risk för att föroreningar och närsalter sprids. Hur stor miljöpåverkan blir beror bland annat på var, hur och när åtgärderna genomförs. Konsekvenserna av muddring och dumpning kan skilja sig markant från ett område till ett annat. Förutsättningarna för återkolonisering av berörda bottenar är en viktig aspekt.

Miljöproblem kan uppstå när man hanterar förorenade sediment. Med förorenade sediment menas i det här sammanhanget sådana sediment som innehåller förhöjda halter av t.ex. tungmetaller, TBT (tributyltenn), PAH, PCB och andra svårned-brytbara eller bioackumulerande ämnen i jämförelse med omgivningen och/eller de nivåer som bedömts kunna ge effekter på t.ex. bottenlevande organismer. Miljöproblem kan också uppstå när högproduktiva bottenar eller bottenar av stor betydelse för fågelliv, fiskreproduktion m.m. berörs. Tidpunkten på året för åtgärden har betydelse för miljöeffekternas omfattning. Vad som är lämplig tidpunkt kan skilja sig mellan olika regioner liksom mellan olika områden.

---

<sup>2</sup> 15 kap. 29 § MB.

Negativ miljöpåverkan kan ge upphov till konflikter med andra intressen. För att minimera problemen är det viktigt att de muddringar, utfyllnader och dumpningar som görs i vattenområden genomförs på ett riktigt sätt. Verksamhetsutövaren är alltid ansvarig för att ta fram underlag för hur egenkontrollen ska bedrivas och att den genomförs och sköts korrekt<sup>3</sup>. I denna vägledning ges exempel på tekniker som kan minimera negativ miljöpåverkan vid muddringsprojekt.

Under och efter att en planerad och prövad muddring eller dumpning genomförts behöver tillsyn bedrivas. Tillsyn behövs bland annat för att säkerställa att projektet genomförs i enlighet med vad som angivits i ansökan/anmälan, att villkor och föreskrifter för verksamheten efterlevs vad som är tillståndsprövat eller anmält samt verksamhetsutövarens egenkontroll fungerar.

Tillsyn kan även behöva bedrivas över otillåten verksamhet t.ex. muddring som genomförts utan tillstånd eller anmälan. Myndigheters tillsyn regleras i 26 kap. MB och verksamhetsutövares egenkontroll regleras främst av förordningen (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll.

## Rekommendationer

Havs- och vattenmyndigheten har följande generella rekommendationer för att minimera miljörelaterade problem i samband med muddring och hantering av muddermassor.

### *Muddring*

- Muddring och hantering av muddermassor ska ske med bästa möjliga teknik (BMT)<sup>4</sup>. Detta innebär i praktiken bland annat att miljöeffekterna ska minimeras under muddringen och vid den efterföljande hanteringen.
- En undersökning av planerade muddringsområden bör som regel ske i yt- och djupled för att fastställa innehållet av föroreningar, för att kunna avgränsa eventuellt förorenade områden samt för att fastställa sedimenttyp. Undersökningens omfattning bör anpassas till muddringens storlek samt lokalaförutsättningar på platsen.
- Vid muddring i förorenade sediment ska särskilda skyddsåtgärder vidtas för att förhindra spridning av föroreningar.
- Vid muddring bör åtgärder vidtas för att begränsa grumling till de nivåer som är miljömässigt motiverade utifrån de platsspecifika förutsättningarna vid aktuell tidpunkt.
- Muddring inom och i närheten av skyddade områden (naturreservat, Natura 2000 etc) bör ske med försiktighet, både vad gäller hur utförande sker, mängd som muddras och tidpunkten. Hotade arter

<sup>3</sup> 26 kap. 19 § MB samt Förordning (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll.

<sup>4</sup> I 2 kap. 3 § miljöbalken ställs krav på att den som bedriver yrkesmässig verksamhet ska tillämpa BMT.

inom eller i närheten av muddringsområdet kan innebära att artskyddsförordningen träder in, vilket kan medföra att muddring inte kan tillåtas eller att extra försiktighet måste vidtas.

- För att begränsa risken för negativa effekter av grumling bör muddring och andra grumlande arbeten i vatten förläggas till den minst känsliga tiden på året utifrån ekologisk synvinkel. När denna tidsperiod infaller varierar men generellt är miljön mindre känslig under vintersäsongen med tanke på växternas livscykel och organismers fortplantning.
- Muddring bör inte ske om och när det är risk för att viktiga lek- och reproduktionsområden kan skadas. Det gäller såväl lek- och reproduktionsområden för fisk som områden där skyddsvärda, sällsynta eller hotade arter har sin hemvist.
- Grumlande arbeten i vattendrag bör utföras vid låga flöden. Det minskar risken för spridning och underlättar användandet av skyddsåtgärder exempelvis i form av geotextilskärmar. För att undvika skador nedströms arbetsplatsen bör arbeten undvikas när det är extremt lågt vatten och i synnerhet i kombination med höga vattentemperaturer.
- Muddring vid kust- eller sjömynnande vattendrag bör utföras så att utflödet och strömningen i mynningsområdet inte påverkas. Detta är särskilt viktigt i vattendrag som har vandrande fisk, t.ex. öring och lax.
- I trösklade havsvikar bör inte muddring som ändrar det reglerande tröskeldjupet genomföras.
- Muddring bör undvikas inom områden där det växer ålgräs.
- Borttagning av vass eller rotfilt på platser med pågående sjöbildning bör ske restriktivt då dessa miljöer ofta är värdefulla för växt- och djurlivet.
- Vid muddring i en ytvattentäkt ska åtgärder vidtas så att råvattenkvaliteten inte försämras.
- Särskild försiktighet bör vidtas vid muddring av sand i stora sandtransportsystem nära kusten, detta för att förhindra stranderosion.

### *Hantering av muddermassor*

- Avfallshierarkin bör alltid vara styrande vid en planering av hur muddermassor ska hanteras<sup>5</sup>.
- Föroreningsgrad är en viktig aspekt som kan och bör påverka valet av hur massorna hanteras. Det innebär att sediment med olika föroreningsgrad bör separeras.
- Möjligheten att återanvända muddermassor bör utredas innan något annat omhändertagandealternativ väljs.

<sup>5</sup> I avfallsdirektivet lyfter man fram avfallshierarkin som prioriteringsordning för lagstiftning och politik på avfallsområdet - europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG.



- Vid återanvändning av massor, tex för en utfyllnad, ska det med lämplig teknik tillses att eventuella föroreningar i massorna, inte återförs till recipienten.
- Att lägga upp massor inom strandskyddat område motverkar strandskyddets syften, vilket innebär att en uppläggning inom strandskyddsområde måste strandskyddsprövas. Strandskyddsdispens kan sällan lämnas för en sådan åtgärd, då särskilda skäl, enligt strandskyddslagstiftningen, saknas. Detsamma gäller om upplägg sker inom naturreservat och andra områdesskydd. Många områdesskydd har ett förbud eller tillståndsplikt för att tippa/uppläggning av massor och muddra.
- Att lägga massor i ett strandområde är ofta olämpligt eftersom finmaterial, näringsämnen och miljöfarliga ämnen kan spridas genom läckage och urspolning.
- Dumpning är i första hand ett alternativ för muddermassor som inte är förorenade. Förorenade sediment ska i första hand om möjligt återvinnas, tas om hand för behandling och/eller deponering på en tillståndsprövad deponi.
- Det måste redan innan en dumpning säkerställas att rådande bottendynamiska förhållanden på platsen behålls även efter en dumpning.
- Vid dumpning bör principen ”lika på lika” tillämpas vilket betyder att massor av en viss sedimenttyp bör dumpas på liknande botten t.ex. lera på lerbotten och sand på sandbotten.
- Dumpning bör generellt undvikas i områden som är av riksintresse för natur- yrkesfiske eller friluftsliv, naturreservat eller inom Natura 2000-områden. Dumpning bör undvikas om och när det är risk för att värdefulla habitat eller viktiga lek- och reproduktionsområden kan skadas.
- Dumpning bör undvikas i maringeologiskt eller marinarkeologiskt intressanta områden, i eller invid farled eller på annat sätt som riskerar att störa sjötrafiken, vid kablarna, rör eller tunnlar
- Dumpning ska inte utföras i ytvattentäkter om det finns risk för att råvattenkvaliteten kan påverkas negativt.

# 1. Muddring och hantering av muddermassor

## 1.1 Muddring är en vattenverksamhet

När bottenmaterial i ett vattenområde tas bort för att vattnet ska få ett visst djup eller läge genomförs en muddring. Enligt 11 kap. 3 § MB omfattar begreppet vattenverksamhet bl.a. grävning, sprängning och rensning i ett vattenområde. Av förarbetena till MB framgår att muddring och sandsugning faller under begreppet grävning<sup>6</sup>. Muddring är normalt en tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap. MB (se avsnitt 5), beroende på muddringens omfattning.

Tillstånd behövs inte för att utföra de olika typer av åtgärder som räknas upp i 11 kap. 15 § MB, häri ingår bl.a. rensning av vattendrag för att bibehålla vattnets djup eller läge. Anmälan till länsstyrelsen behövs dock enligt 11 kap. 15 § tredje stycket om de planerade arbetena kan skada fisket.

I denna vägledning används begreppet muddring för alla typer av grävningsarbeten i vattenområden där syftet är att öka vattnets djup eller förändra dess läge i förhållande till antingen tidigare botten eller till ett djup och läge som är fastställt i ett tillstånd. Detta gäller oavsett vilken teknik som används för att muddra. Sprängning och borring som syftar till att förändra vattnets djup eller läge likställs här med annan muddring. Rensning är en åtgärd för att bibehålla vattnets djup och läge till den nivå som regleras i gällande tillstånd för en vattenanläggning<sup>7</sup>. Muddring som saneringsåtgärd för förorenade områden kan kräva särskilda metoder, beskrivning av teknik för saneringsprojekt ingår inte i denna vägledning.

### 1.1.1 Behov av muddring

Det finns olika anledningar till att muddra. Det kan t.ex. gälla att säkra funktionen för en befintlig eller planerad vattenanläggning, genomföra en ny verksamhet, ta bort näringsrika sediment eller för att återställa naturvärden. Muddring är ofta en förutsättning för att ny verksamhet ska kunna genomföras. Exempel på sådana verksamheter är:

- anlägga en brygga,
- fördjupa en farled eller hamn för att kunna ta emot större fartyg,
- avlägsna lösa sediment för att anläggningsarbete ska kunna genomföras i ett vattenområde, t.ex. gjutning av brofundament eller anlägga vindkraftverk,
- anlägga en vall eller damm,

---

<sup>6</sup> Prop. 1997/98:45, Del 2 s. 126.

<sup>7</sup> 2 kap 5 § Lag (1998:812) om särskilda bestämmelser för vattenverksamhet.

- lägga ner rör eller ledningar i ett vattenområde,

Vid kustområden kan den naturliga sanddriften och landhöjningen som långsamt grundar upp kustområdena leda till önskemål om att få muddra.

Muddringsarbeten kan vara av engångskaraktär men det kan också handla om mer eller mindre kontinuerliga åtgärder. Mer omfattande muddring kan krävas i samband med underhåll och utvidgning av stora hamnar. Mindre muddringsarbeten görs t.ex. vid anläggning eller underhåll av småbåtsmarinor eller vid enskilda båtplatser. Exempel på åtgärder som behövs för att säkra funktionen av en vattenanläggning är underhåll för att behålla det vattendjup som är reglerat i tillståndet. Det kan gälla en farled, hamn eller småbåtsmarina för att pågående verksamheter ska kunna fortsätta.

Om djupet i en farled eller hamn blir för litet kan det innebära en försämrad framkomlighet och medföra en säkerhetsrisk för båttrafiken. Ett otillräckligt djup i en farled eller hamn kan också leda till att sediment rörs upp och sprids när fartyg passerar. Vid småbåtsmarinor och bryggor kan uteblivet underhåll försvåra eller omöjliggöra båtburen friluftaktivitet.

## 1.2 Tekniker för muddring

Det finns idag två huvudtekniker för att muddra; mekanisk (skopmuddring även kallad grävuddring) eller hydraulisk (sugmuddring) muddring. En annan teknik är frysmuddring.

Valet av lämplig muddringsmetod styrs av de för platsen specifika förutsättningarna. Exempel på faktorer som påverkar valet av teknik är volymen som ska muddras, materialets kornstorlek och innehåll av föroreningar, vattendjup, behov av miljöhänsyn och kostnader. Volymen sediment som ska muddras anges vanligen med måttet teoretisk fast volym och förkortas tfm<sup>3</sup>. Nedan beskrivs de olika muddringsteknikerna översiktligt.

### 1.2.1 Enskopeverk

Enskopeverk är en form av mekanisk muddring. De består ofta av en grävmaskin som är monterad på en flytande ponton. Grävmaskinen kan utrustas med olika typer av skopor, den kan t.ex. vara en öppen, slutet eller vara försedd med hål. En stor fördel med enskopeverk är att de tar lite plats i farleder och hamnar. De är lämpliga för att muddra hårda material som hård lera, morän och sprängsten. Fast material stannar huvudsakligen i skopan, vilket begränsar spill och därmed också partikelspridningen. Muddring i lösa sediment fungerar tekniskt, men är ofta mindre lämpligt eftersom metoden ger en ökad grumling såväl vid botten som vid ytan då en del av massorna rinner ur skopan.

Maskinens storlek avgör det största djupet som verket kan arbeta på. Det maximala djupet för medelstora maskiner är ca 6 meter. De största kan muddra ner till ca 25 meters djup. De stora maskinerna kan använda större

skopor (upp till ca 15 m<sup>3</sup>), vilket innebär att stora volymer kan muddras per tidsenhet. De stora maskinerna behöver djupare frigång i vattnet, vattendjupet kan därför vara begränsande för när de kan användas. Enskopeverk passar bra för precisionsmuddring och muddring i trånga utrymmen. Precisionsmuddring kan ske med hjälp av maskinstyrning.



Figur 1. Enskopeverk, bild från Hakan Dredging Company.

### 1.2.2 Gripskopeverk

Gripskopeverken består av två skopor eller flera armar. De kan utrustas med olika sorters skopor beroende på vad som ska muddras. Tätslutande skopor (s.k. miljöskopa) används för lösa massor. Syftet med en miljöskopa är att minska spillet av sediment under hanteringen genom att den är sluten då material är i skopan. Den är därför lämplig att använda då det är förorenade sediment som ska muddras.

Gripskopeverken kan i regel muddra djupare än andra mudderverk. Gränsen går vid ca 40 m muddringsdjup för de större verken. Exempel på behov av

muddring vid större djup är för konstruktioner som brofundament och undervattenstunnlar. Liksom enskopeverken kan gripskopeverken användas för att muddra med relativt god precision i trånga utrymmen. Polygripskopa är en typ av gripskopeverk som består av flera armar. Den används för ta upp större stenblock och dylikt. Medelhårda material (styv lera, packad sand) passar inte så bra för denna typ av mudderverk.

### 1.2.3 Flerskopeverk

Flerskopeverk (s.k. Pater Nosterverk) är betydligt större än enskopeverk. Antalet skopor beror på muddringsdjup och mudderverkets storlek. Verket i sig är en stor pråm med ett drivande kedjeband försett med skopor. Det kräver ett djupgående av ca 3 meter. De kan därför inte muddra på grunt vatten. Även för flerskopeverk varierar skopornas storlek och därmed kapaciteten. De allra största verken har en skopvolym på 0,6-0,9 m<sup>3</sup> per skopa och ett maximalt muddringsdjup på ca 27 meter.

Flerskopeverk används för att muddra löst material som dy, sand, grus och lös lera. Det finns också flerskopeverk som klarar hårdare material som morän och sprängsten. Flerskopeverk är lämpliga när stora ytor ska muddras. De är inte lämpade för muddring med precision eller i trånga utrymmen. För att det ska bli ekonomiskt lönsamt fordrar muddring med flerskopeverk relativt stora volymer. Metoden ger mer buller och en större grumling och sedimentspridning än de andra typerna av mudderverk, speciellt vid muddring av lösa material som ler- och siltsediment.

### 1.2.4 Sugmuddring

Vid sugmuddring sugs sedimenten upp, oftast genom inblandning av vatten för att det ska bli en flytande massa. Tekniken har hög kapacitet och är lämplig för muddring i lösa sediment till exempel gyttja, lös lera, sand och grus. Tekniken orsakar normalt endast en begränsad spridning av uppgrumlat sediment. De sediment som sugmuddras bör vara relativt homogena och får inte innehålla större stenar. Innan en sugmuddring kan påbörjas behöver botten ofta rensas från skräp och större stenar. För att lösgöra hårdare sediment kan muddermaskinen förses med ett skärande munstycke, vanligen en så kallad cutter. Bilden på framsidan av denna rapport visar det sugmudderverk som används vid saneringen av hamnbassängen i Oskarshamn.

Ett medelstort sugmudderverk kan muddra till ett djup av ca 16 meter. Sugmuddring i strandnära områden behöver vanligtvis kompletteras med grävning, dels med hänsyn till vattendjupet, dels med hänsyn till att vissa växters rotfilt är armerande.

De muddrade sedimenten transporteras tillsammans med vatten som en ”slurry” via rörledningar till ett lastutrymme som hör till maskinen eller till en pråm. Mudderverk storlek och det muddrade materialets konsistens är avgörande för hur långt massorna kan transporteras. Ett mellanstort mudderverk kan transportera material upp till tre kilometer från muddringsplatsen, med en mellanpumpstation kan avståndet vara större. Om

överskottsvattnet, vid lastning, tillåts rinna över lastpråmens sidor kan det orsaka stor grumling vid muddringsplatsen. Grumling kan undvikas genom att bräddning av överskottsvatten begränsas. En begränsad bräddning kan å andra sidan medföra mer grumling vid dumpningsplatsen pga. att muddermassorna då innehåller mer vatten. En annan konsekvens av en begränsad bräddning vid muddringsplatsen är att behovet av transporter ökar i och med att massornas volym är större.

Vid sugmuddring kan det muddrade materialet transporteras i slutna rörledningar. Denna metod är därför lämplig för förorenade sediment som ska föras upp på land. En förutsättning är då att det förorenade returvattnet tas om hand.

Varianter av sugmudderverk är TSHD (Trailing Suction Hopper Dredger) mammut sug eller en slamsugbil. TSHD är ett självgående sugmudderverk med lastrum som kan botten tömmas. Vid små muddringar eller i områden där det kan vara svårt att komma åt med traditionell sugmuddring kan en s.k. mammut sug eller en slamsugbil användas. Båda dessa metoder kräver en dykare eller en undervattensrobot (ROV) vid genomförandet.

En variant på sugmuddring är så kallad lågflödesmuddring som har provats i syfte att återställa övergödda vatten. Metoden innebär att muddringsenheten svävar ovanpå botten och suger upp organiskt material, utan att orsaka någon nämnvärd partikelspridning. Metoden har ännu inte testats i fullskala.

### 1.2.5 Frysmuddring

Frysmuddring är en muddringsteknik som innebär att man fryser sediment i sammanhängande flak innan man tar upp dem. Det finns (minst) två olika metoder för själva frysmomentet. Dels kan frysning ske genom att flytande kväve leds ned i rör som tryckts ner i botten substratet. Frysning kan också ske genom elektrisk kylning där man via en värmeväxlare kyler ned ett medium av mycket salt vatten som ledare till frysplattor vilka placerats på de sediment som ska tas upp.

Tekniken innebär betydligt mindre grumling jämfört med andra muddringsmetoder. Nedfrysningen gör också att risken för spill vid transporten minskar och att avvattningen underlättas. Metoden ger torrare muddermassor med lägre vattenhalt och därmed ett mindre behov av avvattning och vattenrening. Metoden fungerar bra vid en varierande densitet av botten. Den fungerar bäst på plan botten eftersom stenar eller kuperad botten kan leda till att man fryser vatten. Metoden lämpar sig bra för kraftigt förorenade sediment<sup>8</sup> då de innesluts i isblocket på botten och tas upp i ett stycke. Frysmuddring sattes som krav för muddring av vissa förorenade sediment vid muddring av Värtahamnen, se MMÖD dom M 1956-10.

---

<sup>8</sup> Rostmark, 2004.

Frysmuddring är tids- och energikrävande, och därmed en relativt kostsam metod.



Figur 2. Frysmuddring används vid bärgning av en DC3. Foto: Marcus Höök, WSP.

### 1.2.6 Andra tekniker

Exempel på andra metoder som omfattas av vattenverksamhet och som kan ha samma syfte som en muddring, det vill säga att avlägsna bottenmaterial från ett vattenområde, är nedspolning, nedplöjning och sprängning. Effekten i vattenområdet av dessa metoder delvis densamma som vid en traditionell muddring.

Utläggning av kablar, ledningar och rör på havs/sjöbotten görs vanligen genom att de spolas ner i bottensedimenten med hjälp av specialkonstruerade dykbaserade spolsystem. Maskinerna kan arbeta på djup ner till 50 meter och spola ner kablar i sedimenten till en meters djup. Bottensedimenten bör vara av typen morän, lera, sand eller finare grusbotten. Metoden innebär ofta en omfattande grumling. Nedspolning utförs vanligen i strandzonen ner till ett vattendjup på tre till fem meter. För att ledningarna ska ligga stilla på botten och inte flyta upp behöver de förses med vikter.

Vid nedplöjning av kablar används en undervattensplog för att plöja ett dike i botten, i vilket kabeln placeras. Därefter återförs massorna. Arbetet sker i ett och samma moment. Denna teknik ger betydligt mindre sedimentspridning än nedspolning.

Sprängning används för att ta bort berg och större block. Ofta behövs en borrhning före sprängningen. Efter sprängningen kan sprängsten tas bort med exempelvis ett enskopeverk.

Styrd borrhning är en alternativ metod för att t.ex. lägga ner kabel eller ledningar i berg eller sediment. Styrd borrhning är att föredra som metod då det förekommer värdefulla habitat som man inte önskar ska påverkas av nedläggningen, exempelvis grundområden eller då ledning ska korsa ett vattendrag.

### 1.3 Avvattning av muddermassor

För att underlätta den efterföljande hanteringen avvattnas ofta muddermassorna. Avvattningen syftar till exempel till att minska tiden för massorna att konsolidera (minska volymen genom lägre vatteninnehåll) vid en utfyllnad eller för att reducera mängden massor och därmed behovet av transporter. Behovet av och metod för att avvattna massorna bör anpassas efter de platsspecifika förutsättningarna t.ex. omfattningen av muddringen, sedimentens innehåll av föroreningar och recipientens känslighet.

Avvattning kan ske genom sedimentation i bassänger, i för ändamålet speciella sedimentationscontainrar, mekanisk utrustning, samt filtrering med t.ex. filterpressar eller geotuber (rör av geotextil). Avvattning kräver således tillgång till landytor, vilket kan vara en begränsad faktor för vissa hamnar. Vid avvattning uppkommer ett lakvatten som kan vara förorenat och därför behöver tas omhand före det släpps ut i en recipient eller leds till spillvattennätet. Rening av lakvattnet kan till exempel ske genom separation och filtrering. Även tillsatser som flockningskemikalier och kalk kan behövas. Exempel på utformning av åtgärder för att avvattna förorenande muddermassor finns i informationen från hamnsaneringen i Oskarshamn<sup>9</sup>.

När muddermassorna lämnar vattenytan blir de ett avfall och vikten för avfallet inkluderar vikten vatten i muddermassan. Observera att avvattning av avfall är anmälningspliktigt eller/tillståndspliktig verksamhet<sup>10</sup>.

### 1.4 Transporter av muddermassor

Muddermassor transporteras vanligen med hjälp av pråmar och/eller lastbilar. Massorna kan även transporteras genom att de pumpas i en ledning, då vanligen från ett mudderverk direkt till en sedimentbassäng eller annan avvattningsanläggning på land.

Transporter till sjöss kan antingen ske med lastfartyg, pråmar som knuffas/ dras av ett fartyg eller av specialbyggda fartyg som kan bottentömma lasten genom att öppna skrovet. Lasten kan då transporteras direkt till en

<sup>9</sup> <http://www.renhamn.se>

<sup>10</sup> 29 kap 39, 68, 69, 71 och 72 §§ i miljöprövningsförordningen (MPF).



dumpningsplats utan att behöva lastas om. Pråmens lastkapacitet kan variera mellan ca 50 ton till 2000 ton.

Om muddermassorna ska omhändertas på land transporteras de till en hamn för omlastning. Den vidare transporten sker vanligtvis med lastbil. En lastbil kan transportera cirka 12-14 ton och ytterligare ca 14-20 ton på en släpvagn. Vägvalet kan dock begränsa vikten som får lastas, då vägarna har olika bärighet och därmed olika krav på axeltryck. Det är ofta lämpligt att avvattna massorna före transport, dels för att begränsa antalet transporter men även för att öka trafiksäkerheten. Lösa massor är svåra att säkra, lasten kan då riskera att förskjutas. När det är frågan om mindre volymer är ett alternativ till avvattning att massorna förvaras och transporteras i en sedimentcontainer eller i en slamsugbil. Valet av transporter och miljökonsekvenserna av dem är en del av åtgärden och beskrivs därför i miljökonsekvensbeskrivningen.

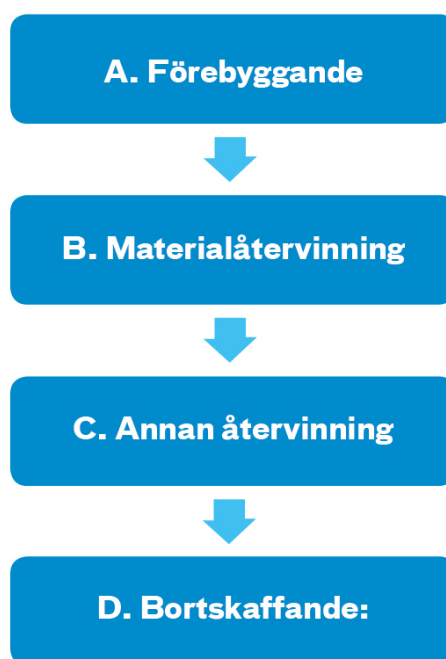
## 1.5 Hantering av muddermassor

Muddermassor kan beroende på föroreningsinnehåll, kvalitet och platspecifika förutsättningarna hanteras på olika sätt. Normalt är muddermassorna avfall, dvs. något som verksamhetsutövaren vill göra sig av med eller är skyldig att göra sig av med. Intresset har ökat för att använda massorna för anläggningsändamål, ofta i direkt anslutning till muddringsplatsen.

I varje enskilt muddringsprojekt upprättas en plan för hanteringen av massorna. Denna bör följa avfallshierarkin<sup>11</sup> (se även avsnitt 0). Avfallshierarkin är inarbetad i miljöbalken i både 2:e och 15:e kapitlet. I avfallshierarkin är steg 2 återanvändning, men åtgärder som avses med detta begrepp är inte relevant för muddermassor. En plan för hantering av muddermassor kan följa nedanstående struktur. Förebyggande av uppkomst kan hanteras genom t.ex. utredning av alternativ lokalisering av den åtgärd som planeras eller genom att begränsa omfattningen av ett projekt.

---

<sup>11</sup> I avfallsdirektivet lyfter man fram avfallshierarkin som prioriteringsordning för lagstiftning och politik på avfallsområdet- europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG.



Figur 3. En anpassad avfallshierarki för hantering av muddermassor.

Massornas innehåll av föroreningar är avgörande för hur de bör hanteras. För att kunna bedöma vilken hantering som är lämplig behöver verksamhetsutövaren göra en riskbedömning. Frågan om hur föroreningshalter och risker ska bedömas för att hantera muddermassor utvecklas i avsnitt 3.2. Andra faktorer som påverkar valet av hantering är typ av sediment och kornstorlek.

Både fin- och grovkorniga muddermassor kan vara aktuella för användning vid utfyllnader och för anläggningsändamål i vatten eller på land. Sten och grus kan utnyttjas för fyllning vid väg- och hamnbyggen. Gyttja och dy från sjöar kan eventuellt avvattnas och användas som jord under förutsättning att halten av föroreningar är låg och inte medför risk för att förorena marken.

Om det efter utredning visar sig att muddermassorna inte kan nyttiggöras måste andra alternativ undersökas. I de fall det eventuellt kan vara aktuellt med dumpning är det viktigt att välja en lämplig plats för dumpningen. Val av plats diskuteras i avsnitt 3.3.

Följande frågor kan vara till hjälp vid en bedömning av hur muddermassor bör tas om hand:

- Är massorna förorenade (se avsnitt 3.2)?
- Kan massorna återvinnas - direkt eller efter behandling?
- Finns lämplig plats för invallning eller uppläggning på land?
- Finns lämplig deponi där massorna kan deponeras?
- Finns lämplig plats för en eventuell dumpning?

- Vilka motstående intressen finns?
- Vilka miljöfördelar/nackdelar finns med respektive metod?
- Vilka kostnader uppstår? (inte ett relevant vid dispensprövning för dumpning).

### 1.5.1 Uppläggning och deponering på land

Om det efter utredning visar sig att muddermassor inte kan nyttiggöras måste andra alternativ övervägas, t.ex. deponering på land. Det kan särskilt gälla förorenade muddermassor. Deponering på land kräver vanligen avvattning och eventuell ytterligare förbehandling.

Uppläggning av muddermassor på land kräver normalt tillstånd från länsstyrelsen eller en anmälan till kommunen<sup>12</sup>. En kort beskrivning över prövningsförfarandet redovisas i avsnitt 5. Ytterligare vägledning och information när det gäller hantering på land kan hämtas i Naturvårdsverkets handböcker *Deponering av avfall* (2004:2), *Mottagningskriterier för avfall till deponi* (2007:1) samt *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* (2010:1). På Naturvårdsverkets hemsida finns ytterligare vägledning om avfallshantering. Dessa verksamheter beskrivs inte närmare i detta dokument.

### 1.5.2 Fyllning i vattenområde

En utfyllnad i vattenområde, som åtminstone delvis syftar till att skapa en vattenanläggning, benämns i miljöbalken som fyllning och är en vattenverksamhet<sup>13</sup>. En fyllnad bör även provas som en miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap MB<sup>14</sup>. De massor som används kan antingen vara rena schakt- eller täktmassor hämtade från land eller massor hämtade från en pågående muddring. Exempel på anläggningar som kan skapas är pirar, vägbankar, terminalytor inom hamnar eller industrimark.

För att en åtgärd ska vara en ”fyllning” enligt miljöbalkens definition krävs att det finns ett behov av vattenanläggningen. Åtgärden ska vara samhällsekonomiskt motiverad (11 kap. 6 § MB, se avsnitt 9.1.3 ). Att bli kvitt avfall är inte ett skäl som kan motivera en utfyllnad. Kvittblivning av avfall i ett vattenområde omfattas av bestämmelserna om dumpning.

Fyllning från land sker normalt som en successiv utfyllnad från t.ex. en lastbil direkt ner i vatten. De miljöstörningar som sker är grumling, dels i form av finmaterial från de tippade massorna, dels från uppgrumlat och undanträngt bottensubstrat. När fyllning sker med muddermassor används normalt pråmar i den mån vattendjupet medger och därefter, efter omlastning, från land.

<sup>12</sup> Deponi är en tillståndspliktig miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. MB och enligt Miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251).

<sup>13</sup> 11 kap. 2 § MB. Prop. 1997/98:45, del 2, sid. 126.

<sup>14</sup> Användning av avfall i anläggningsändamål 29 kap 34 och 35 §§ Miljöprövningsförordningen.

Är muddermassorna pumpbara kan utfyllnadsområdet vallas in och massorna pumpas in i området. Detta förutsätter att det finns tillräcklig uppehållstid så att uppslammat material i det starkt grumlade överskottsvattnet kan sedimentera innan det återleds.

Det lakvatten som uppstår vid fyllning i vattenområde kan behöva renas före det släpps till en recipient eller ett reningsverk. Om förorenade massor läggs i t.ex. en utfyllnad kan det behövas en duk emellan för att förhindra att de förorenade massorna pressas upp. Duken bör vara gasgenomsläpplig och ha lång livslängd. Vid utfyllnad kan även stabilisering/solidifiering användas se avsnitt 1.5.3.

### 1.5.3 Stabilisering och solidifiering av muddermassor inför fyllning

Stabilisering och solidifiering (S/S) är en metod som ofta syftar till att förbättra de geotekniska egenskaperna och ge en ökad bärighet och hållfasthet t.ex. för nya hamnytor<sup>15</sup> <sup>16</sup>. Metoden används även för att minska sedimentens miljöpåverkande egenskaper genom att föroreningar binds och/eller omvandlas. Med stabilisering avses att föroreningarna kemiskt transformeras till en svårslakbar form, vilket gör dem mindre mobila. Med solidifiering avses att muddermassorna omvandlas så föroreningarna innesluts i en solid kropp med minskad hydraulisk konduktivitet (permeabilitet), vilket minskar risken för utlakning. Kostnaden för en S/S åtgärd är platsspecifik men bedöms ofta vara lägre än vid en deponering.

S/S innebär att bindemedel blandas in i muddermassorna. Ett lämpligt bindemedel i kombination med muddermassornas egenskaper ska uppfylla tekniska krav på funktion, lakegenskaper, platsspecifika geotekniska och miljömässiga krav samt ekonomiska krav. Exempel på bindemedel är cement, järnoxid, granulerad masugnsslagg, kalk och flygaska. Det förekommer även att speciella tillsatser används, t.ex. aktivt kol. Bindemedlet kan antingen blandas in i muddermassorna direkt på platsen för en konstruktion eller vid en speciell blandarstation (processtabilisering) för att sedan transporteras till konstruktionen. Vid genomförandet av en stabilisering på plats används en mobil anläggning. Inblandningen sker då med hjälp av ett verktyg som är monterat på en modifierad grävmaskin. Fördelen med en processtabilisering är att det ger en bättre kontroll på inblandningen än vad som är möjligt vid inblandning på plats.

Generellt bedöms S/S vara en lämplig metod då sedimenten är relativt homogena och innehåller föroreningar av metaller och/eller vissa organiska ämnen. Metoden är ofta inte lämplig för sediment som innehåller flyktiga föroreningar. Vid en enskild prövning är det muddermassornas innehåll av föroreningar, organiskt och mineraliskt material i relation till de platsspecifika

---

<sup>15</sup> [www.stabcon.com](http://www.stabcon.com) samt [www.smocs.eu](http://www.smocs.eu)

<sup>16</sup> Länsstyrelsen Västra Götaland. 2013. Den grønne manual. Rapport från projekt Hav möter land.

förutsättningarna som avgör om metoden är lämplig eller inte. Ett omhändertagande av muddermassor genom S/S bör ske på ett sådant sätt att det inte riskerar att orsaka problem i vattenmiljön. För att bedöma miljöegenskaper i samband med S/S-behandling av muddermassor behöver man beakta föroreningsnivåer i muddermassorna och i bindemedlen, samt föroreningarnas lakbarhet i det behandlade materialet.

För att kunna pröva tillåtligheten för en S/S åtgärd behöver miljöpåverkan bedömas<sup>17</sup>. Övervägs en användning av förorenade muddermassor krävs noggranna undersökningar för att utreda om en långsiktig stabilisering och solidifiering kan uppnås. För att kunna göra en sådan bedömning krävs kunskaper om muddermassornas tekniska och miljötekniska egenskaper samt rådande förhållanden på den plats där de ska användas. Det innebär att stabiliserade massornas lakegenskaper initialt behöver undersökas i laboratorium. Dessa undersökningar verifieras sedan med fältundersökningar. En riskbedömning bör även göras på lång sikt där hänsyn tas till framtida utlakning av föroreningar på grund av exempelvis ändrad markanvändning, surt regn, samt climateffekter. För att säkerställa att föroreningarna även långsiktigt kommer vara fastlagda på ett säkert sätt bör egenkontrollen omfatta eventuellt läckage från anläggningen. Prövningsmyndigheten kan även i villkor för tillståndet reglera kontrollen av läckage från vattenanläggningar.

Flera svenska hamnar har idag fått tillstånd för återanvändning av muddermassor genom att använda S/S metoden, bland annat Gävle hamn (M 2543-07), Köpings hamn (M 2576-16,) Västerås hamn (M 2577-16), Göteborgs hamn (deldom M 4523-13), Oxelösunds hamn M 6162-12 och Oskarshamns hamn (M 10715-12). Läs mer om S/S metoden i rapporter från Naturvårdsverket<sup>18</sup> och SGI<sup>19</sup>. Observera att stabilisering av muddermassor är en behandling av avfall och kan behöva anmälas/ prövas enligt 29 kap i Miljöprövningsförordningen.

---

<sup>17</sup> Frågan prövades i Grimskallen, saneringen av Oskarshamn hamnbassäng, MMÖD 10715-12, 2012-11-12.

<sup>18</sup> Naturvårdsverket rapport 5696. 2007. Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor.

<sup>19</sup> SGI. 2011. Vägledning för nyttiggörande av muddermassor i hamn- och anläggningskonstruktioner. Stabilisering och solidifiering av förorenade muddermassor.



Figur 4. Stabiliserade massor i Göteborgs hamn. Foto: onesight.se.

### 1.5.4 Dumpning

Dumpning är en typ av bortskaffningsförfarande, vilket därmed kommer längst ner i avfallshierarkin. Trots att det är förbjudet att dumpa avfall inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon kan dumpningsdispens i vissa fall ändå medges om det kan ske utan olägenhet för människors hälsa och miljön. Se även Havs- och vattenmyndigheten vägledning, *Handläggning av en dumpningsdispens – Vad ska man tänka på?* (2015:28).

Om dumpning aktualiseras behöver muddermassorna transporteras till dumpningsplatsen vilket vanligen sker med bottentömmande pråmar. Pråmarna kan antingen vara självgående eller sådana som bogseras till dumpningsplatsen.

Vissa dumpningsdispenser förenas med villkor om att de övre lagren av de dumpade massorna ska bestå av helt rena massor<sup>20</sup>. Detta kan tekniskt sätt jämföras med den övertäckning som sker vid sanering, dvs en efterbehandlingsåtgärd. Enligt Havs- och vattenmyndigheten ska detta dock inte ses som en skyddsåtgärd som medför att dumpning av massor med förorenade sediment kan tillåtas.

Övertäckning är en metod som har använts internationellt och till viss del nationellt som en åtgärd för att sanera förorenade områden i vatten. Övertäckning utförs då på plats för att innesluta förorenade sediment. Statens geotekniska institut har tagit fram en metodöversikt som beskriver metoder för att täcka över förorenade sediment och vilka möjligheter och begränsningar

<sup>20</sup> Tex. Dom i MÖD 2016-11-03 ang Södertälje hamn. M 1732-16.

som finns med dessa<sup>21</sup>. Övertäckning som en saneringsåtgärd diskuteras inte vidare i denna vägledning.

## 2. Miljöeffekter

I detta avsnitt beskrivs kortfattat de vanligaste miljöeffekterna som kan uppkomma vid muddringsprojekt. Kännedom om denna påverkan och de processer som är inblandade är en förutsättning för att kunna bedöma miljökonsekvenser i ett enskilt fall, samt för att kunna utforma genomförande, skyddsåtgärder och miljökontroll ändamålsenligt.

De viktigaste typerna av miljöeffekter är:

- grumling
- sedimentation
- spridning av föroreningar och näringsämnen
- fysisk förändring av botten
- buller och vibrationer

Miljöeffekterna från ett muddringsprojekt kan dels vara tillfälliga såsom grumling och ge upphov till en tillfällig påverkan på exempelvis vattenkvaliteten. Miljöeffekterna kan också vara långvariga eller permanenta och uttrycka sig i form av exempelvis förändrade bottenförhållanden. Biologiska effekter är ofta övergående, även om graden av och tiden för återhämtning varierar. Detta avsnitt beskriver översiktligt de typer av miljöeffekter som muddringsverksamhet och dumpning kan ge upphov till. Mer information kan bl.a. inhämtas från Naturvårdsverkets rapport 5999<sup>22</sup>.

### 2.1 Grumling

En ökad grumlighet beror på en tillfällig ökad förekomst av partiklar i vattnet. Partiklarna kan bestå av såväl ler och silt som av t.ex. växtplankton och bakterier. Grumligheten varierar naturligt mellan olika sjöar, vattendrag och kustområden. Många områden uppvisar en hög grad av grumling som ett resultat av naturliga processer såsom vågor, erosion från land och smältvatten vid flodmynningar. Den naturliga grumlingen kan variera över året, där kustnära och rinnande vatten ofta är som grumligast under senvinter och vår.

Bakgrundsvärden längs den svenska kusten brukar vid lugnt väder ligga på några få mg/l (halt suspenderat material), men avsevärt högre grumlighet kan förekomma vid t.ex. algbloomning, vid hård vind eller strömpåverkan. Som

<sup>21</sup> <http://www.swedgeo.se/sv/om-sgi/pressrum/aktuellt/ny-metodoversikt-ger-tips-om-atgarder-mot-foro-renade-sediment/>

<sup>22</sup> Naturvårdsverket, 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning. En litteratursammanställning. Naturvårdsverkets rapport 5999. ISBN 978-91-620-5999-6, ISSN 0282-7298.

exempel kan Bråviken nämnas, där omfattande mätningar av bakgrundshalter utfördes under 2001-2009<sup>23</sup>. Bakgrundshalten var i medeltal 4,3 mg/l och som mest 31 mg/l.

Hur miljön påverkas av en förhöjd grumling varierar över året där vissa perioder kan vara betydligt känsligare än andra, se vidare i avsnitt 3.6. Miljöns känslighet styrs också av förekomst av arter eller habitat som är känsliga för grumling. Det är därför mycket svårt att lämna några generella rekommendationer kring nivåer på grumling som kan anses vara acceptabla vid till exempel muddring. Ekosystem är normalt anpassade för den naturliga grumlighet och dess variation som över längre tid råder i ett visst vattenområde. Vid bedömning av risken för negativa effekter till följd av ökad grumling bör de naturliga och lokala variationerna i grumlighet beaktas. Risken för negativa effekter av grumling är även beroende av både grumlighetens nivå och exponeringstid<sup>24</sup>. Exponeringstiden, det vill säga hur långvarig grumlingen är, är en nyckelfaktor som alltid måste beaktas tillsammans med sedimentkoncentrationen.

Vid muddring sker vanligen visst ”spill” av sediment vilket kan orsaka förhöjd grumlighet. Lösa bottenmaterial av silt och lera är mer grumlande än grövre bottenmaterial som snabbt återsedimenterar. Hur mycket grumligheten påverkas varierar också mellan olika muddringstekniker (se avsnitt 0). Grumlingen kan även öka med en ökad muddringstakt.

Merparten av det sediment som suspenderas vid muddring och dumpning sjunker ofta till botten inom ett dygn, medan det finaste materialet sedimenterar under betydligt längre tid. Vid ogynnsamma ström- och vindförhållanden kan grumlingen bestå över en längre tid och även påverka större geografiska områden.

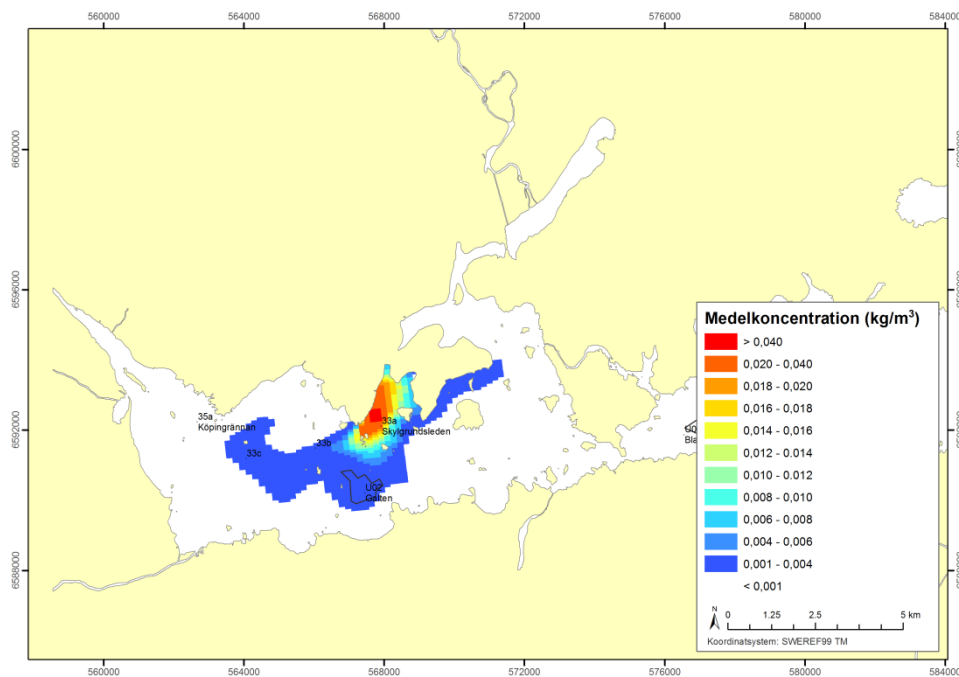
Hur lång tid och hur stora områden som kan påverkas beror på balansen mellan spillets storlek, sedimentationshastigheter och strömhastigheter, och måste således bedömas i varje enskilt fall. Några svenska och utländska exempel på påverkansområdets storlek beskrivs i Naturvårdsverkets rapport 5999. Ett exempel på modellberäknad grumling vid muddring i Mälaren återges i figur 5.

---

<sup>23</sup> Ramböll, 2010. Bakgrundshalt grumling i inre Bråviken. Rapport till Sjöfartsverket, 2010-02-17.

<sup>24</sup> Newcombe och MacDonald, 1991; Wilber och Clarke, 2001.





**Figur 5.** Exempel på modellberäknade resultat av grumling kring ett muddringsområde. Den planerade muddringen är satt som en punktkälla i den röda zonen. Referens: Sjöfartsverkets Målarprojekt.

### 2.1.1 Grumlingens påverkan på fisk

Ökad grumlighet kan påverka fisk genom beteendeförändringar, icke-dödliga effekter och ökad dödlighet. Beteendeförändringar kan t.ex. vara förändringar i födosök eller vandring till lekrområden. Exempel på icke-dödliga effekter är minskat födointag och ökad respiration. Fiskar kan normalt fly från starkt grumlade områden, vilket är en normal och övergående beteendeförändring i samband med grumlande verksamhet.

Beroende av fiskens livsstadium ändras också känsligheten för grumligt vatten. Vuxen fisk överlever i allmänhet förhöjda halter av suspenderat material som kan väntas i närheten av muddringsplatser, även om känsligheten skiljer mellan olika arter. Baserat på en genomgång av olika studier kan man dra slutsatsen att dödliga effekter på fisk sällan uppträder vid grumlighet lägre än 100 mg/l om varaktigheten är maximalt 10 dygn<sup>25</sup>. Sämre sikt är en av de faktorer som kan påverka konsumtion, tillväxt och överlevnad hos fiskarter som liksom abborre är beroende av synen för sitt födosök.

I samband med leken samlas fisk i stim på särskilda områden. Om grumlande verksamhet sker i ett sådant område under lekperiod kan leken störas. Detta gäller fiskarter som har bottenplacerade ägg, men också pelagiska ägg och larver kan påverkas negativt. Effekter på torsklarver och ägg har observerats vid så låga koncentrationer av suspenderat material som 10 mg/l<sup>26</sup>. Larver och

<sup>25</sup> Wilber and Clarke, 2001.

<sup>26</sup> Westerberg, Rönnbäck och Frimansson, 1996.

ägg har dessutom mindre eller inga möjligheter att undvika områden med grumligt vatten. Även vid bedömning av risk för beteendeförändringar eller andra icke-dödliga effekter är varaktigheten en betydande faktor som ska vägas samman med grumlighetens förväntade nivå<sup>27</sup>. Vid lång varaktighet ökar generellt risken för negativa effekter jämfört med en kortvarig påverkan.

### 2.1.2 Grumlingens påverkan på andra organismer än fisk

Tillfälligt ökad grumlighet kan även påverka andra organismer än fisk. Ljuskrävande växter på botten och bottenlevande alger påverkas av grumling både genom sämre ljusklimat och direkt översedimentation. Omfattningen av påverkan på växter beror främst på när grumligheten uppträder, hur omfattande den är och hur länge den varar. Under tillväxtperioder är växter mest känsliga för grumling. Vid stor eller ofta upprepade grumling kan bottenvegetationen försvinna. I Nordsjöområdet har ålgräs kritiska toleransnivån för ljusinsläpp vid botten uppmätts till 19-30 % av SI ("surface irradiance"). Vid ljusinsläpp under detta värde överlever plantorna endast en kortare period<sup>28</sup>. Studier på växt- och djurplankton visar att effekterna kan förväntas vara små och övergående, om inte särskilda förutsättningar föreligger, såsom betydande halter av föroreningar. Grumling kan också påverka bottenlevande djur genom igentäppning av membran eller ökad belastning hos filtrerande bottenfauna. Det har observerats att filtrerande organismer såsom musslor ökar sin omsättning vid hög grumlighet eftersom deras föda späds ut i en större mängd partiklar.

## 2.2 Sedimentation

Det sedimentspill som uppstår vid muddring och dumpning kommer att sedimentera på botten. Normalt sjunker den övervägande delen av massorna till botten i närområdet. Om dumpning utförs vid hög strömhastighet ökar risken för att en del av det dumpade materialet sprids utanför det avsedda dumpningsområdet.

Var återsedimentationen sker och hur omfattande sedimentationen blir beror av mängden sediment, strömhastigheter och botten typer. Finkornigt sediment kommer huvudsakligen ackumulera på s.k. ackumulationsbottnar. Om det är lugna strömförhållanden kan även transportbottnar påverkas temporärt av sedimentation. Grövre material såsom sand eller silt kan också ackumulera på mer strömsatta bottnar. De botten typer som förekommer i anslutning till muddring- eller dumpningsområden bör därför kartläggas (se avsnitt 0-0.).

Ökad sedimentation kan under vissa betingelser medföra negativ miljöpåverkan t.ex. genom att bottenlevande djur kvävs genom överlagring eller att växter övertäcks. Flertalet fiskarter i Östersjön lägger sin rom på botten eller fäster den på bottenvegetation, vilket gör rommen särskilt känslig

<sup>27</sup> Wilber och Clarke, 2001.

<sup>28</sup> Erftemeijer och Lewis, 2006.

för avlagring av sediment<sup>29</sup>. Bottenlevande djur som har förmåga att gräva sig upp mot sedimentytan har visat sig klara tunn övertäckning. Fastsittande djur och vegetation är mer känsliga. För fastsittande vegetation är det visat att ålgräs inte klarar någon större pålagring av sediment, mer än hälften av plantorna dör om de begravs till 25 %<sup>30</sup>.

## 2.3 Spridning av föroreningar och närsalter

Sediment innehåller naturligt metaller och närsalter. Sediment som avsatts under de senaste ca 150 åren innehåller dessutom föroreningar i form av metaller, närsalter och organiska föreningar. Några av de viktigaste föroreningarna i dessa sammanhang beskrivs i avsnitt 3.2.2. Den grumling som uppstår vid muddring och dumpning kan leda till att föroreningar från sedimenten sprids. Finkorniga sediment som lera eller gyttjelera innehåller normalt mer tungmetaller och miljögifter än grovkorniga sediment som t.ex. sand. Fina partiklar kan dessutom spridas över större avstånd än grövre partiklar. De partikelbundna föroreningar som sprids vid muddring och dumpning kommer återsedimentera (se avsnitt 0). Risken för att vattenkvaliteten påverkas vid muddring eller dumpning ökar med massornas föroreningsnivåer, samt med nivån på den grumlighet som uppstår. Dålig vattenomsättning är också en bidragande riskfaktor.

När sedimentpartiklar grumlas upp i vattenmassan finns en risk för ökad löslighet av föroreningar, vilket kan innebära att föroreningar sprids över större avstånd än om de vore partikelbundna. Detta kan öka biotillgängligheten. Inför ansökan om muddring i Mälaren genomfördes tester av hur lösligheten av metaller och närsalter i blivande muddermassor skulle påverkas vid utblandning i Mälärvatten<sup>31</sup>. Testerna visade att en viss andel av metallerna lösliggjordes, motsvarande 0,2-6 % av olika metallers totalhalter. Det suspenderade materialet sedimenterar slutligen. Om det är mer förorenat än bottarna där återsedimentation sker, finns viss risk att dessa bottnar förorenas.

För föroreningar som bioackumuleras i fisk eller andra djur skulle även en mer kortvarig påverkan på vattenkvaliteten kunna medföra ökade halter i biota, under förutsättning att halterna i vattnet ökar kraftigt och att de exponerade arterna är tämligen stationära. I samband med muddring i Göteborgs hamn samt dumpning vid Vinga undersöktes upptag av metaller, TBT och PAH i musslor<sup>32</sup>. För TBT fanns en tydlig ökning i samband med muddring, medan upptag av övriga föroreningar inte påverkades av muddringen. Några effekter på musslornas tillväxt kunde inte påvisas, inte heller några DNA-skador som kunde relateras till muddring eller dumpning. En annan studie av biomarkörer

<sup>29</sup> Hanson, 1995.

<sup>30</sup> Erftemeijer och Lewis 2006.

<sup>31</sup> WSP 2015, Mälärprojektet.

<sup>32</sup> Granmo, 2004.

i tånglake från samma muddring, visade dock påverkan på cellnivå, bl.a. förhöjd aktivitet av vissa avgiftningenszymer<sup>33</sup>.

Under syrefria förhållanden frisätts sedimentbunden fosfor som fosfat till vattenmassan. Att dumpa massor med hög organisk halt i en fjord med längre syrefria perioder innebär därför ett ökat läckage av näringsämnen till djupvattnet och vid djupvattenutbyte även till ytvattnet. Det innebär en potentiell negativ påverkan på statusen för näringsämnen.

## 2.4 Förändringar av bottenmiljön

I samband med muddring eller dumpning sker en påtaglig påverkan på det bottenlevande ekosystemet genom att organismer försvinner eller övertäcks. Nya bottenar som initialt saknar högre livsformer uppstår. Den bottenpåverkan som sker kan därmed medföra att den biologiska produktionen inom det berörda området minskar under en period. Vanligen återkolonialiseras bottenarna av växter och djur (se vidare i avsnitt o).

Det ökade djup som muddringen medför kan också medföra att strömförhållanden, bottenarnas hårdhet, sedimentstruktur samt närings- och föroreningsförhållanden förändras. Dessa strukturella förändringar är mer långsiktiga än påverkan på vattenkvaliteten och kan påverka livsmiljön för bottenlevande organismer och fortplantningsmöjligheten för vissa fiskarter. En viktig faktor för de ekologiska konsekvenserna är också hur stor andel av ett vattenområdes bottenar som muddras och om liknande bottenar återfinns i närheten. Fragmentering är också en aspekt som kan vara relevant vid betydande bottenförändringar.

## 2.5 Påverkan på särskilda naturvärden

Muddring sker ofta nära stränder och det finns ofta ett intresse av att lägga upp muddermassor i strandnära lägen. Upplägg av muddringsmassor inom strandskyddat område är förbjudet då det motverkar strandskyddets syften. Ett upplag av muddringsmassor behöver strandskyddsprövas.

Stränderna är viktiga för såväl människor som för växt- och djurlivet och de har i många fall ett stort värde för natur- och friluftslivet. Strandområdena fungerar som näringsfällor för fosfor och kväve samt är viktiga gränzoner i landskapet. Även sjö-, å- och havsbottenar kan uppvisa stora naturvärden, t.ex. i form av ovanliga eller av andra skäl särskilt skyddsvärda växt- och djurarter.

Genom muddring och dumpning kan områden som är viktiga för fåglars, fiskars och andra djurs överlevnad förstöras eller göras tillfälligt otillgängliga, till exempel bottenområden där djuren söker näring. De negativa effekter som en muddring respektive en dumpning kan orsaka i form av bland annat sedimentation, grumling och skuggningseffekter påverkas av vid vilken

<sup>33</sup> Sturve m.fl., 2005.

tidpunkt på året som åtgärden vidtas. Mer information finns på Marbipp<sup>34</sup>. Effekter som övertäckning och skador på filtreringsstrukturer bör dock vara samma året runt (exempelvis för fastsittande filtrerande evertebrater).

Där naturområden har genomgått större förändringar, till exempel genom att större mängder muddermassor lagts upp och åstadkommit ändrade marknivåer, bildas helt nya växt- och djursamhällen. Strandens karaktär och betydelse blir således ofta en helt annan sedan muddermassor har lagts upp. Detta gäller även när förhållandevis begränsade volymer muddermassa läggs upp.

Buller och närvaro av människor och fartyg i samband med muddring kan också störa djurlivet. Häckningen hos vissa fågelarter kan t.ex. äventyras, även på relativt långt avstånd från muddringsplatsen. En genomförd muddring kan möjliggöra en ökad båttrafik, vilket i sig kan leda till en konflikt med andra intressen.

Områden med särskilda skyddsvärden som kan vara aktuella för muddring är t.ex. grunda områden och strömmande vatten. Dessa beskrivs nedan.

### 2.5.1 Grunda vikar

Grunda vikar har stor betydelse för många djurarters reproduktion, skydd och födosök. Den inre grunda kustzonen är mycket produktiv och har stor betydelse för produktionen av fisk (Kraufvelin et al. 2018).

Karakteristiskt 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 och ofta rymmer höga naturvärden. Den fleråriga vegetationen har betydelse för lek och gömsle för fisk samt utgör en födokälla för rastande fågel. Växtligheten fungerar även som gömsle och föda för smådjur vilka i sin tur tjänar som föda för fisk och fågel. Ålgräsängar har liknande betydelse och är viktiga både på Västkusten och i Östersjön. På västkusten har ålgräsängarnas utbredning minskat<sup>35</sup>. Enligt åtgärdsprogrammet för ålgräsängar är muddring och dumpning utpekade som sådana aktiviteter som behöver minska för att stoppa pågående förluster och möjliggöra en återhämtning av ålgräsängar runt Sveriges kuster<sup>36</sup>.

I grunda områden utförs ofta småskalig muddring för att öka framkomligheten för båtar. Muddring av flador ska helst undvikas då detta kan resultera i att vattenståndet inne i viken ändras och viktiga grundområden försvinner. 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 fast markområde. Även temperaturen i

<sup>34</sup> <http://www.marbipp.tmbi.gu.se> byggande i vatten, redovisas för olika biotoper.

<sup>35</sup> Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Handbok för restaurering av ålgräs. Rapport 2016:9.

<sup>36</sup> Havs- och vattenmyndigheten, 2017. Åtgärdsprogram för ålgräsängar. Rapport 2017:24.

vattnet förändras då uppvärmningen i viken sker långsammare vilket kan påverka överlevnaden hos fiskens årsungar negativt. Det kan hämma varmvattenanpassade sötvattensarter, som abborre och gädda, som kräver högre och stabila vattentemperaturer för att växa och fungera optimalt.

Muddring av rännor för fritidsbåtstrafik genom grundområden kan även leda till att grundområdet fragmenteras vilket kan förhindra in- och utvandring av till exempel ung plattfisk. Ofta ackumulerar höga tätheter av lösliiggande makroalger i mudderrännor. Detta kan medföra att svavelväte bildas som ytterligare förstärker effekten av fragmenteringen.

### 2.5.2 Strömmande vatten

I strömmande vatten är det naturligt med viss sedimenttransport och att bottarna omlagras över tid. Finkornigt material transporteras huvudsakligen löst i vattenmassan medan större partiklar transporteras längs botten. En viss naturlig erosion vid höga flöden, exempelvis islossning, medför en ökad mängd suspenderat material i vattenmassan<sup>37</sup>.

Bottarna i ett visst vattendrag kan variera mellan finkorniga material och grövre material. Olika grupper av evertebrater föredrar olika typer av bottensubstrat. Höga tätheter av fjädermygglarver och maskar återfinns vanligtvis i silt eller lera medan dagsländor, bäcksländor och nattsländor föredrar en blandning av olika substrattyper såsom sand, grus och sten. Där botten till största delen består av antingen silt och sand eller enbart större stenar är tätheterna ofta lägre. Vid markant ökad grumling kan spridning av finmaterial medföra tillfällig övertäckning av hårdbottnar, vilket kan försämra syreförhållandena för befintliga organismer.

Möjligheten till återkolonisering av vattenväxter och djur efter muddring är bl.a. beroende av att dessa arter förekommer i närheten. Muddring av långa sträckor i ett vattendrag under en begränsad period är därför mindre lämpligt. Muddring bör planeras med hänsyn till möjligheten för växter och djur att kunna återkolonisera vattendraget, t.ex. genom att muddringen delas upp i mindre sträckor som inte muddras under samma säsong.

## 2.6 Buller och vibrationer

Muddring är i sig en verksamhet som orsakar undervattensbuller. I samband med muddring kan andra verksamheter så som sprängning, borrning och pålning även vara aktuellt vilket kan orsaka såväl buller som vibrationer. Det saknas idag fastställda ljudnivåer för när undervattensbuller från en verksamhet blir så högt att de kan resultera i allvarliga miljöeffekter, likt de som finns på land<sup>38</sup>.

<sup>37</sup> Naturvårdsverket, 2009. Rapport 5999.

<sup>38</sup> Naturvårdsverket, 2016. Rapport 6723.

I vatten betar sig buller på ett helt annat sätt än i luft. Nära bullerkällan märker fisk av både tryckvågen och de förändringar i vattenpartiklarnas rörelser som ljudvågorna ger upphov till. Bland fisk finns arter som hör mycket bra, som sill, torsk och ål. Dessa arter kan använda ljud och vibrationer för att upptäcka anfallande rovfiskar, för att navigera eller för att kommunicera inom arten. Buller kan därför påverka deras beteende. Även arter som inte har lika utvecklade hörselorgan (t.ex. lax, öring och plattfisk) kan reagera på buller, men gör det på ett kortare avstånd från bullerkällan. Tumlare (*Phocoena phocoena*), som är starkt hotad, är den valarten som är mest relevant i svenska vatten och är väldigt känsliga för ljud. Ljudstress kommer från många olika källor under vatten och har troligtvis även kumulativa effekter. Studier har visat att undervattensbuller kan resultera i ändrat beteende även långt från källan och påverka födosök och vila, något som på längre sikt kan minska reproduktionen och populationens tillväxt.

Sprängning i vatten kan skada fisk, marina däggdjur och andra vattenlevande organismer, liksom människor som är i vattnet. Fisk kan skadas av det undertryck som uppstår efter tryckvågen från sprängningen, t.ex. genom att fiskens simblåsa sprängs. Fisken kan också få inre blödningar. En indirekt dödlighet förekommer genom att fisk som är påverkad av mindre skador lättare faller offer för predation. Fiskar utan simblåsa och ryggradslösa djur är mindre känsliga för effekter av sprängning än fisk med simblåsa, men skador som inre blödningar kan uppträda även hos fiskarter utan simblåsa.

Ljudnivåerna skiljer sig mellan olika muddringstekniker, där hydraulisk muddring bullrar mer än mekanisk muddring. Operatörens skicklighet spelar viss roll för hur mycket ljud som avges, och bottenförhållandena inverkar på ljudets spridning. Hård botten och grunt vatten medför en längre spridning av ljud än mjuk botten och stort djup. Utifrån en generaliserande beskrivning tycks undervattensljudet uppnå omkring 130-140 dB re 1µPa på 200 m avstånd från ett mudderverk<sup>39</sup> vilket är i nivå med som bullret från ett fartyg. Vid borrning eller sprängning av sten blir ljudnivåerna höga. Sprängning kan skada fiskar på betydande avstånd (storleksordningen 100-tals meter). I samband med muddring kan även pålning bli aktuellt, vilket genererar mycket höga ljudnivåer under vattenytan<sup>40</sup>.

När det gäller undervattensbuller saknas nationella riktvärden. För att bedöma konsekvenserna av en eventuell bullerpåverkan ovan vattenytan från den sökta åtgärden kan följande vägledning vara ett stöd: *Naturvårdsverkets allmänna råd om buller från byggplatser* [till 2 kap. och 26 kap. 19 § miljöbalken]. *NFS 2004:15* samt till *Vägledning om industri- och annat verksamhetsbuller* rapport 6538. NFS Naturvårdsverkets vägledning (publicerad i april 2015) ”*Vägledning om industri- och annat verksamhetsbuller*” rapport 6538.

<sup>39</sup> Naturvårdsverket, 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning. Rapport 5999.

<sup>40</sup> Naturvårdsverket, 2016. Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. Rapport 6713.

## 2.7 Återhämtning efter avslutat arbete

Den mest varaktiga miljöeffekten efter muddring och dumpning är förändrade bottenförhållanden, såväl fysiskt, kemiskt som biologiskt. Allmänt sett är tiden det tar för ett område att bli återställt bl.a. relaterat till områdets storlek, hur bottenförhållandena och sedimenttypen förändrats och om störningen upprepas eller sker vid ett tillfälle. Biologiska faktorer har också stor betydelse; möjligheten till återkoloniseringen varierar mellan olika arter och grupper, beroende på t.ex. generationstider, om planktoniska livsstadier finns, och om arterna förekommer i närheten.

Områden som utsätts för en hög grad av naturlig störning återkoloniserar normalt snabbare jämfört med områden med låg grad av naturlig störning, som t.ex. djuphavsområden där successionsprocesserna är mycket långsamma. Återkolonisering av ett område har en naturlig succession som inleds med massförekomst av någon eller några få arter, s.k. opportunistiska arter, exempelvis maskar och kräftdjur på bekostnad av musslor<sup>41</sup>. När området återkoloniserats kan den biologiska produktionen återgå till sin ursprungliga nivå eller tillfälligt öka, men med en lägre biodiversitet. Om bottenförhållanden efter genomförd åtgärd är lika de som var före ingreppet kommer organismsamhället med tiden utvecklas mot det ursprungliga.

### 2.7.1 Återhämtning av muddrade botten

Vid muddring avlägsnas det övre sedimentskiktet där bottenfaunans djur och växter lever. Nyligen muddrade områden har därför vanligen lägre individtäthet och lägre artrikedom än referensområden<sup>42</sup>. Störst effekter kan förväntas vid upprepad muddring eftersom återkoloniseringen avbryts och sedimentstrukturen återkommande förändras. Även i botten nära muddringsytan kan bottenfaunan vara påverkad genom översedimentation.

Variationen i tid för ett muddrat område att återhämta sig är stor, exempelvis anger Håkansson & Rosenberg (1985) återkoloniseringstider om 2-5 år. Erfarenheter visar att bottenfaunan återhämtar sig snabbare i miljöer med hög naturlig störning vilket är typiskt för estuarier<sup>43</sup> (kustområde där sötvatten mynnar i saltvatten) med finkorniga botten. För dessa kan återhämtningstiden vara kortare än ett år. Botten med sandiga och grusiga botten kan innehålla mer långlivade arter varför återhämtningen till mer komplexa ekosystem kan vara mer långsam<sup>44</sup>. Hur fort enskilda arter återetablerar ett område beror också deras livscykel, generationstid och avståndet till källpopulationer.

Om bottenvegetationen försvinner påverkas även materialtransporten längs med botten. Det kan leda till att bottensubstratet förändras helt vilket försvårar en återkolonisering. I områden där ålgräs grävts bort leder ofta de förändrade

<sup>41</sup> Naturvårdsverket, 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning. Rapport 5999.

<sup>42</sup> Naturvårdsverket, 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning. Rapport 5999.

<sup>43</sup> Newell, Seider och Hitchcock, 1998.

<sup>44</sup> Newell, Seider och Hitchcock, 1998.



djup- och sedimentförhållandena till att naturlig återetablering inte är möjlig. På grunda områden med lösa sediment kan en återkolonisering ta mycket lång tid om vegetationen tas bort, särskilt om den grunda högproduktiva sedimentytan avlägsnas och ersätts av en djupare botten med lägre produktionsförutsättningar.

### 2.7.2 Återhämtning efter avslutad dumpning

Vanligen sker dumpning på större vattendjup än muddring, och generellt är därför bottenfaunan en viktigare miljöaspekt än vegetation. Några faktorer som påskyndar bottensamhällets återhämtning vid dumpning är:

- Lika på lika.
- Jämn dumpning.
- Behålla rådande bottendynamiska förhållanden.
- Icke förorenade massor.

I likhet med vad som gäller vid återhämtning för en muddrad botten så spelar strömförhållanden och sedimentologiska faktorer stor roll för återkoloniseringen av flora och fauna. Med lika-på-lika avses att muddermassornas egenskaper inte radikalt avviker från den ursprungliga botten. Rådande ackumulationsförhållanden ska behållas i dumpningsområden vilket innebär att dumpning inte får medföra för stor uppgrundning.

Vid dumpning av muddermassor begravs det naturliga bottensamhället. Återkolonisering måste ske från omgivningen. Är lagret av dumpade massor tunt så kan en viss återkolonisering ske underifrån. Tider för återkolonisering varierar, det finns exempel på allt från små effekter till mycket stor påverkan<sup>45</sup>. Se vidare angående miljöeffekterna vid muddring och dumpning i Naturvårdsverkets rapport 5999.

Svenska erfarenheter av dumpning i marin miljö har nyligen sammanställts<sup>46</sup> och exempel återges kort nedan. Starkt generaliserat påverkas ekosystemen kortsiktigt men återhämtning sker på sikt. Bottenfauna återkoloniserar vanligen inom några år. För vissa arter såsom t.ex. blåmussla kan dock påverkan bli mer långsiktig. Vid dumpning i Bråviken hade återkolonisering påbörjats redan inom ett år och artdiversiteten hade ökat relaterat till referensperioden. I Varberg var nästan allt djurliv utslaget ett halvår efter dumpningen. Uppföljningar efter 18 respektive 30 månader visade att flera arter hade återkommit men en mer fullständig återhämtning tog närmare 10 år.

<sup>45</sup> Naturvårdsverket, 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning. Rapport 5999.

<sup>46</sup> COWI, 2014. Dumpning av land- och muddermassor till havs. Trafikverket och EU Interreg.

## 2.8 Miljöeffekter vid övrig hantering av muddermassor

Muddermassor kan hanteras genom t.ex. nyttjande för anläggningsändamål, annan återvinning, deponering på land eller invallning i vatten. Vissa typer av hantering kan påverka vattenmiljön, till exempel:

- Utfyllnader i vattenområden, med eller utan stabilisering,
- Invallning i kustområde,
- Övertäckning i bottenområden.

Utfyllnader med muddermassor för att skapa t.ex. hamnytor sker på flera håll i Sverige. Så vitt känt finns ingen samlad erfarenhet av i vilken grad vattenmiljön påverkats vid denna typ av anläggningsarbeten. På lång sikt är effekterna dels att vattenområden tas i anspråk och dels att föroreningar från massorna kan lakas ut till vattenområdet. Dessa aspekter måste alltid bedömas i det enskilda fallet. När ett kustnära område byggs ut bedöms påverkan utifrån områdets naturvärden och dess betydelse i ett lokalt perspektiv. Om förorenade sediment används vid en utfyllnad eller invallning finns risk för utlakning, även när massorna stabiliserats. Detta bedöms genom lakteter på materialet samt spridningsberäkningar. I utprovningsskedjan som krävs för att bedöma om stabilisering/solidifiering är en lämplig behandlingsmetod för att förbättra muddermassornas egenskaper ingår olika labbförsök för att bedöma miljöpåverkan. För närvarande saknas en bra svensk vägledning i hur detta ska gå till men det finns äldre publikationer som ger stöd i delar av utförandet (till exempel Stabcon och SMOCS<sup>47</sup>). Se även avsnitt 1.5.3 ovan.

## 2.9 Indirekta miljöeffekter

Muddring utförs ofta för att underlätta för båttrafik genom fördjupning eller breddning av farleder, både för yrkessjöfart och för fritidsbåtar. Därför är det viktigt att överväga de effekter som ökad båttrafik har på miljön, detta är en indirekt aspekt som bör inkluderas i planeringen.

Vegetation i vikar som har muddrats och som används för båttrafik har ofta mindre djuputbredning än normalt. Det kan bero på återkommande grumling som minskar tillgången på ljus. Grumling kan orsakas av båtpropellrar, svall, ökad växtplanktonproduktion och ändrad vattenomsättning. Den ändrade växtligheten påverkar förekomsten av flera fiskarter.

<sup>47</sup> [www.stabcon.com](http://www.stabcon.com) samt [www.smocs.eu](http://www.smocs.eu)

## 3. Planering

Negativa miljöeffekter från muddring eller hantering av muddermassor kan begränsas genom god planering, ett omsorgsfullt val av utrustning och teknik samt ett bra genomförande.

Viktiga aspekter i planeringen är:

- Fysiska bottenförhållanden (vattendjup, muddringsdjup, bottentyp m.m.)
- Sedimentens geologiska, fysiska och miljökemiska egenskaper samt kunskap om de sedimentdynamiska förhållanden
- Teknikval
- Hur muddermassorna ska hanteras
- Biologiska förhållanden
- Hydrografiska förhållanden
- Alternativ när det gäller lokalisering och utförande
- Val av tidpunkt
- Skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder

Även om miljöeffekterna ofta riskerar att bli större vid stora projekt kan flera mindre ingrepp som utförs samtidigt, vid en olämplig tidpunkt eller med en sammantagen effekt över tiden ge konsekvenser, så kallade kumulativa effekter, som motsvarar de stora projekten. Även en olämplig lokalisering och oförutsedda händelser kan medföra stora konsekvenser vid mindre projekt. Nedan beskrivs vad planeringen bör omfatta avseende vatten-, sediment och bottenförhållanden. Andra aspekter beskrivs tidigare i denna vägledning, t.ex. teknikval i avsnitt 1 och skyddsåtgärder i avsnitt 4.

Det är alltid verksamhetsutövarens ansvar att ta fram de underlag som behövs för att myndigheterna ska kunna bedöma verksamheten i samband med tillsyn och prövning<sup>48</sup>. Saknas officiellt underlagsmaterial (t.ex. bottenkarteringar) ökar kraven på att verksamhetsutövaren tar fram ett ändamålsenligt material. Undersökningar görs vanligen som en del av tillståndsprocessen och redovisas i ansökan och MKB:n.

### 3.1 Fysiska bottenförhållanden

För att myndigheten ska kunna bedöma tillåtlighet, lämplig lokalisering och val av skyddsåtgärder behöver verksamhetsutövaren redovisa underlag om bottenförhållandena på de aktuella platserna. Bottenförhållandena för såväl muddrings- som eventuellt dumpningsområde bör beskrivas geologiskt, fysiskt, kemiskt och biologiskt. I vissa områden kan finnas risk för att påträffa oexploderade ammunition i sedimenten. Dessutom finns risk att påträffa andra

<sup>48</sup> Kunskapskravet 2 kap. 2 § MB.

objekt som inte är naturliga, t ex dumpade tunnor, trästockar eller befintliga ledningar som kan utgöra problem. Det förekommer även vrak- kulturmiljölämningar under vatten. Vid den föregående undersökningen av bottenförhållandena behöver även sådana särskilda föremål identifieras och kartläggas och ingå i planeringen av muddringen. Det kan kräva särskilt hänsynstagande eller särskilda skyddsåtgärder.

Detta avsnitt beskriver kortfattat olika metoder för kartläggning av vattendjup och bottentyp. Med bottentyp avses dels om det är ackumulation-, erosion- eller transportbotten men även om bottnarna är homogena eller om det förekommer till exempel större föremål, berg eller andra ojämnheter.

### 3.1.1 Sjömätning, inmätning - Batymetri

För att verksamhetsutövaren ska få kunskap om djupförhållandena kan en sjömätning eller annan insamling av djupdata göras för att ge underlag för en batymetrisk modell (en 3D modell av botten). Modellen jämförs med den projekterade botten, d.v.s. den teoretiskt nya bottenytan. Batymetrin beskriver nuläget och är grunden för att bestämma mängden muddermassor vid en teoretisk modell till önskat nytt djup.

Vid en sjömätning bestäms nivåförhållandena på havs- och sjöbottnar med olika typer av ekolodning från en båt eller fartyg. Sjöfartsverket är kontrollerande myndighet för sjömätningar. Då Sjöfartsverket ska godkänna slutresultatet, till exempel vid muddring av en hamn, farled eller annat trafikerat område, ska de informeras före sjömätningen genomförs och all mätning måste uppfylla kraven i den svenska realiseringen av sjömätningstandarden S44 kallad FSIS-44.

För all sjömätningregistrering av lägesbestämd information om förhållanden på och under sjö- och havsbotten inom Sveriges sjöterritorium krävs ett tillstånd från Försvarsmakten enligt 3 § lagen (2016:319) om skydd för geografisk information. Innan insamlad geografisk information får spridas måste även tillstånd för spridning, enligt samma lag, sökas hos Sjöfartsverket. Undantagna från tillståndskraven är insjöar, vattendrag och kanaler. För "Allmän hamn" finns också undantag från kravet på sjömätningstillstånd, dock inte från kravet på spridningstillstånd. I Bilaga 3 beskrivs sjömätning mer ingående.

### 3.1.2 Bottentyp

Bottensediment har olika sammansättning och är olika mycket förorenade beroende på deras geografiska läge, nivå och vilken belastning de utsätts för. För att kunna bedöma sedimenttyp och volymbestämma de massor som ska muddras bör en inmätning och undersökning av botten genomföras. För att få en god kunskap om bottenbeskaffenhet på ytan och djupet samt sedimentdynamik bör information användas från side scan sonar, flerstråleekolod, sedimentekolod samt seismik (om möjligt) tillsammans med fysiska provtagningar (ytan och djupet) och visuella observationer av botten.

Genom att använda en side scan sonar alternativt flerstråleekolod återges bottenns förmåga att absorbera utsänd energi. Resultatet liknar ett svartvitt negativ som analyseras och botten kan klassificeras. Resultatet särskiljer de olika botten typerna. Berg, sten och metall som har hög densitet återger signalen med mindre förluster än till exempel mjuk lera, växter och lösa sediment. För en säkrare klassificering krävs dock även bottenprovtagning.

Penetrerande ekolod kan användas för att ge underlag för att volymbestämma de olika sedimentlagren och möjliggöra att särskilja olika kategorier av muddermassor. Vanligen bör denna typ av undersökning kombineras med fysisk bottenprovtagning (se bilaga 2). Den fysiska provtagningen kan användas för att verifiera data från penetrerande ekolod.

## 3.2 Geologiska, fysiska och miljökemiska sedimentförhållanden

Sedimentundersökningarna bör ge underlag för att bedöma:

- Miljöpåverkan och behov av skyddsåtgärder vid muddring,
- indelning av muddermassor med olika egenskaper,
- möjlighet till återvinning på land eller i vatten,
- förutsättningarna för deponering på land,
- möjlighet att söka dispens för dumpning.

Vid utformning av en undersökningsplan behövs kunskap om svensk sedimentologi. Sedimentologin har betydelse för var och på vilka djup som undersökningar kan och bör utföras, hur tätt belägna provtagningspunkterna bör vara samt vilka egenskaper muddermassorna har.

Sedimentundersökningar bör inte begränsas till själva muddringsområdet. Det är också viktigt att ha kunskap om lokala bakgrundshalter samt föroreningsnivåer i ett eventuellt föreslaget dumpningsområde, och då inte enbart dumpningsplatsen utan även kringliggande område. I bilaga 2 finns ytterligare information om upprättade av provtagningsplan, provtagning samt sedimentkemiska analyser.

### 3.2.1 Allmänt om sediment

Kunskap om vanligt förekommande sedimenttypers ursprung samt vanliga lagerföljder är till stöd för att lägga upp provtagningsprogram samt för att generalisera de observationer som erhålls vid provtagning i enskilda punkter. Geologiska underlag över bottenförhållandena är grundläggande vid muddring och dumpning. För att få kunskap om och kunna beskriva bottenns material-sammansättning kan SGU:s (Sveriges Geologiska Undersökning) geologiska och maringeologiska kartmaterial användas. Det maringeologiska kartmaterialet samt beskrivningar till de olika kartorna kan hämtas via kartvisare, geolagret samt kundtjänst på [www.sgu.se](http://www.sgu.se). Ett exempel på SGU:s maringeologiska kartor ges i figur 6. Detta kan ge en god översikt även om man ofta också behöver mer högupplösta lokala mätningar. SGU kan även på

begäran lämna uppgift om botten typ, dvs. om det är ackumulations-, transport- eller erosionsbotten. De sedimenttyper som förekommer inom ett område återspeglar väl bottenförhållandena och denna information erhålls från sedimentundersökningen.

Här ges en kort överblick av de vanligast förekommande jordarter som förekommer ytligt i svenska bottnar. Ovan berggrunden ligger normalt morän som är en blandad jordart och därmed kan ha olika egenskaper på olika platser. Moränen överlagras ofta av glacial lera som är hårt packad och håller låga halter organiskt material. Glacial lera är en relativt vanlig botten typ i strömsatta miljöer där ackumulation av lösare leror inte förekommer. Postglaciala leror kan vara bildade långt före människans påverkan men innefattar även finkorniga material som bildats de senaste ca 150 åren och därmed kan vara förorenade av mänsklig aktivitet.

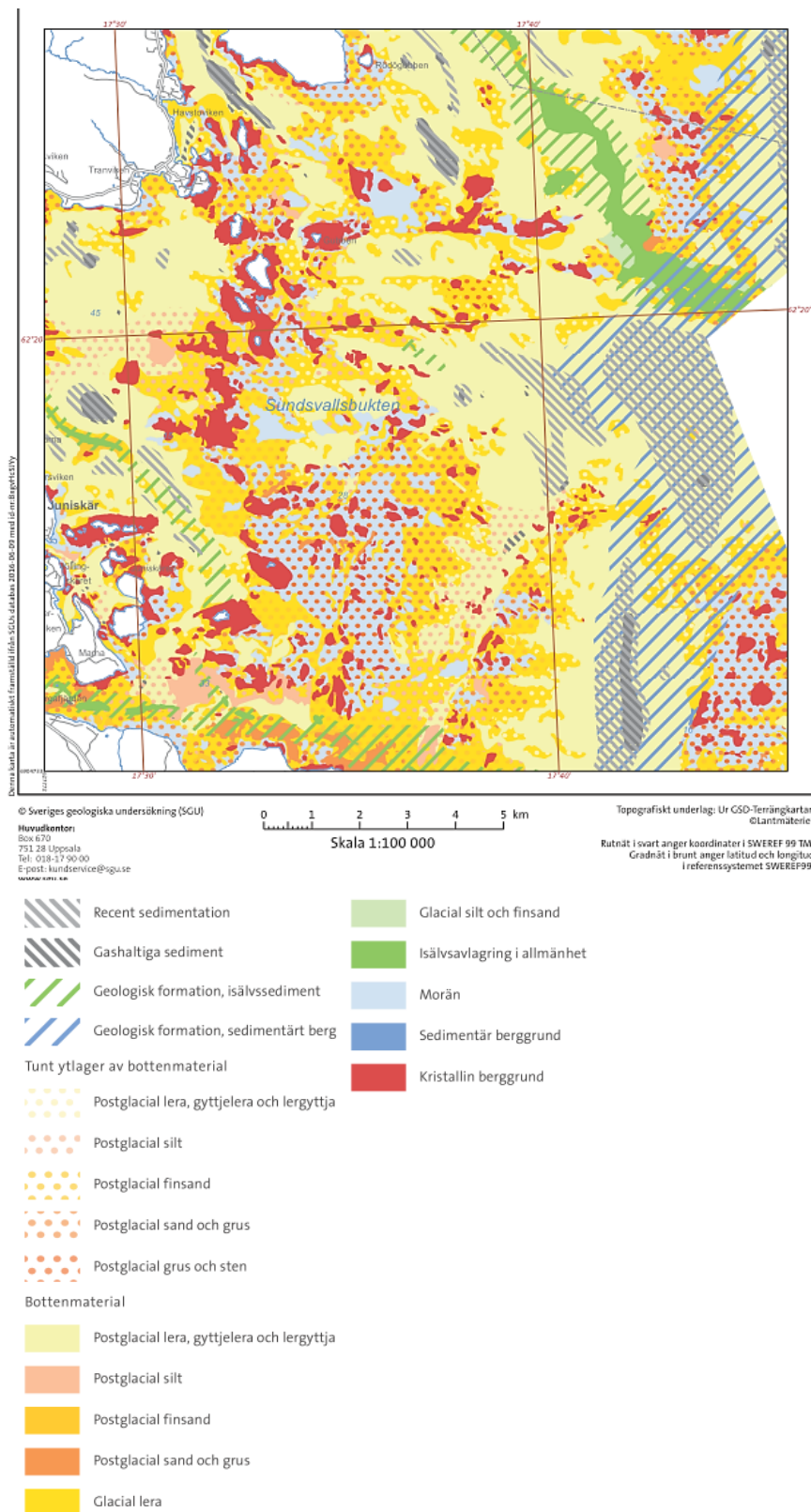
Sediment kan utifrån kornstorleken normalt delas in i två grupper, finkorniga och grovkorniga. Finkorniga material har en partikeldiameter som är mindre än 0.06 mm, grovkornigt är större än 0.06 mm. Till grovkorniga räknas; morän, block, grus, sand och finsand samt sten. Till finkorniga räknas glacial och postglacial lera och silt. Moränlera kan, beroende på innehåll av fraktionen lera, hamna i båda grupperna.

Postglaciala leror är vanligen lösare och innehåller mer organiskt material än de glaciala lerorna. Postglaciala leror kan innehålla sulfider och om de är bildade de senaste ca 150 åren kan de också vara förorenade. Sådana ”recenta” (nutida) leror klassas till följd av sitt organiska innehåll ofta som leryttja eller gyttjelera och kan vara lösa med vattenhalter i intervallet 70-90%. Recent sedimentation innebär att sedimenten bestående av lera och silt samt organiskt material ackumulerats under de senaste ca 150 åren då människan haft industriverksamhet. Recent förorenade massor i t.ex. hamnar eller kanaler kan också vara blandade med olika kornstorlekar, där både ler, silt och sand förekommer.

Det är endast recenta sediment som kan innehålla föroreningar. Äldre sediment och bottenmaterial innehåller alltid bakgrundshalter för grundämnen och saknar av människan tillverkade organiska miljögifter. Ett förbehåll är att marina sediment till följd av naturliga processer kan innehålla järnsulfidmineral (”sulfider”). Vid hantering av sulfidrika muddermassor på land kan svavelsyra bildas, varvid även naturligt förekommande metaller kan lakas ut.

Tabell 1. Typiska egenskaper hos vanligt förekommande bottenmaterial som muddras.

Materialtyp	Konsolideringsgrad	Kornstorlek	Organiskt material	Föroreningsgrad
<b>Morän</b>	Hög	Osorterat	Mycket lågt	Låg
<b>Glacial lera</b>	Hög	Ler (> 15 %) och silt	Lågt	Låg
<b>Postglacial lera</b>	Medel	Ler (< 15 %), silt och finsand	Lågt-högt	Låg, vissa grundämnen kan vara naturligt förhöjda
<b>Recent lera/gyttjeler</b>	Låg	Ler, silt och sand	Ofta högt	Ofta förorenade



**Figur 6.** Exempel på en maringeologisk karta som redovisar det material som dominerar i den översta metern av botten och det material som förekommer som tunna lager direkt i bottenytan. Områden med t.ex. recent sedimentation och där sedimenten innehåller gas redovisas också. Ur kartan kan information fås om bl.a. de sedimentdynamiska förhållandena. Kartläggningen är utförd av SGU och kan med tillhörande beskrivning hämtas via [www.sgu.se](http://www.sgu.se)



### 3.2.2 Föroreningar i sediment

Föroreningar i sediment kan indelas i metaller<sup>49</sup>, organiska föroreningar och närsalter. Även sulfid kan vara en relevant parameter vid hantering av vissa typer av sediment.

Metaller, närsalter och andra grundämnen är naturligt förekommande i geologiskt material. Halterna av många metaller och närsalter är ofta högre i finkornigt material än i grovsilt och sand. Halterna av metaller kan variera beroende på sedimentens geologiska ursprung. Storskalig mänskligt orsakad spridning av föroreningar via bland annat atmosfäriskt nedfall har också gett upphov till en allmän föroreningsbelastning av t.ex. Hg, Cd, dioxiner och PCB. För många metaller medför detta att den rådande bakgrundshalten i ytliga sediment är högre än den naturliga förekomsten. Slutligen kan föroreningsnivåerna vara påverkade av lokala faktorer, t.ex. industriella utsläpp, användning av bekämpningsmedel, utfyllnader, dagvatten, hamnverksamhet, marinor och diffus spridning av båtbottnfärger.

Halterna av koppar, kadmium, bly och zink är ofta förhöjda i sediment. Koppar och zink ingår t.ex. i flera (tillåtna) båtbottnfärger. I närhet av tidigare industrier påträffas ofta även kvicksilver i höga halter. Kadmium, bly och kvicksilver uppträder ofta i förhöjda halter även i bakgrundsområden, till följd av storskalig belastning. Metaller är vanligen starkt bundna i sediment men vid uppgrumling och syresättning finns viss risk för ökat upptag i växter och djur.

Tennorganiska föreningar (och då framför allt tributyltenn, TBT) har karakteriserats som en av de mest giftiga substanser som släppts ut i miljön, fullt jämförbara med dioxiner (Muller et al. 1989, Stewart et al. 1992.). Redan i mycket små doser kan föreningarna ge upphov till allvarliga skador på det marina livet. I första hand är det vissa mollusker som påverkas. TBT har framförallt använts i båtbottnfärger och ämnet uppträder därför med höga halter särskilt i sediment från hamnar, marinor, invid skeppsvarv och utanför fritidsbåtsvarv<sup>50</sup>. En annan aktiv substans i båtbottnfärg (som numera inte heller är tillåten) och som kan utgöra problem i sediment från hamnar är irgarol (kallas även cybutryn).

Både traditionella kemiskt verkande båtbottnfärger och många påstått miljöanpassade färger innehåller farliga ämnen som kan sprida sig till sediment och skada den marina miljön<sup>51</sup>. Läs mer om godkända båtbottnfärger på Transportstyrelsens hemsida<sup>52</sup>.

<sup>49</sup> I denna vägledning avses då även arsenik, som egentligen är en metalloid, men som för enkelhets skull här hänförs till metaller.

<sup>50</sup> <http://www.havet.nu/dokument/Havet2007-tbt.pdf>

<sup>51</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/fritidsbatar/ren-batbotten.html>

<sup>52</sup> <http://transportstyrelsen.se/sv/Publikationer/Sjofartspublikationer/Fritidsbatliv/mala-batbotten/>

Olja och PAH kan följas åt i sediment och är mycket vanliga föroreningar i t.ex. hamnar, marinor och tätorter. PCB är en ämnesgrupp som inte finns naturligt men började spridas under sent 1930-tal. PCB är totalförbjudet sedan 1970-talet men mycket stora mängder har spridits i miljön och PCB förekommer därför allmänt i sediment. Bakgrundshalterna är låga men i många regioner där det tidigare förekommit industriella utsläpp kan halterna vara starkt förhöjda. PCB har särskilt allvarliga miljöegenskaper eftersom ämnena är mycket svårnedbrytbara och dessutom anrikas i näringskedjan (s.k. biomagnifikation).

Föroreningshalter är i allmänhet högst vid kusten nära punktkällor, t.ex. hamnar och industrier. Halterna i utsjösediment, längre bort från kusten, visar däremot på mer generella trender över tid och i olika havsbassänger. Enligt SGU visar resultaten från 2003, 2008 och 2014 års nationella miljöövervakning ingen generell minskning av halter av metaller i ytsedimenten i utsjön längs Sveriges kust<sup>53</sup>. Några statistiska analyser för att undersöka variationen har inte gjorts men halterna av de flesta organiska miljögifter som analyserats<sup>54</sup> har minskat mellan 2008 och 2014. HCB (hexaklorbensen) utgör dock ett undantag, där halterna ökat vid de flesta stationer. Halterna av TBT verkar sjunka i utsjösediment, men är fortfarande på många platser över de nivåer som anses ge risk för effekter i miljön.

I anslutning till gamla trä- och pappersindustrier i Norrland finns förekomster av fiberbankar, det vill säga bottensedimentlager som nästan enbart är uppbyggda av massafibrer. I dessa sediment är det överlag höga halter av organiska miljöföroreningar och metaller<sup>55</sup>. Om muddring ska genomföras i sådana områden måste särskilda skyddsåtgärder vidtas för att förhindra föroreningsspridning, precis som vid muddring av förorenade sediment i övrigt.

### 3.2.3 Utvärdering av sediment

Normalt ingår någon form av utvärdering av sedimentens egenskaper före en muddring. Omfattningen och utformningen av undersökningar i samband med muddring behöver anpassas till projektets storlek. Detta är en avvägning som görs från fall till fall och utifrån lokala förutsättningar.

Strategier och metoder för provtagning och undersökning av blivande muddermassor diskuteras i bilaga 2. Undersökningen av sedimenten bör visa:

- Förekommande sedimenttyper,
- Allmänna aspekter som vattenhalt, TOC och kornstorlek,
- Innehåll av föroreningar.

<sup>53</sup> SGU, 2016. Chemical contamination in offshore sediments 2003-2014. SGU-rapport 2016:04.

<sup>54</sup> Observera att vissa organiska miljögifter inte har analyserats alla år; perfluorerade ämnen har t.ex. än så länge bara analyserats 2014 och det går därför inte att uttala sig om trender för denna grupp av ämnen i sediment.

<sup>55</sup> SGU, 2016. Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. SGU-rapport 2016:21.

Vid muddring och efterföljande hantering bör normalt följande ämnesgrupper ingå i sedimentundersökningen (se även bilaga 2 för mer detaljer):

- Metaller: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn.
- PAH: de 16 föreningar som ingår i ΣPAH-16 men redovisa även ΣPAH-9.
- PCB: de 7 föreningar som ingår i ΣPCB-7.
- Tennorganiska ämnen: i synnerhet TBT men även MBT och DBT.
- Irgarol (cybutryn).

Dessa ämnen bedöms vara de som generellt kan utgöra ett problem i sediment påverkade av bl.a. hamnverksamhet. Om det föreligger goda skäl att anta att massorna inte är förorenade kan analysomfattningen minskas. Vid misstanke eller kännedom om lokala föroreningskällor, såsom industriell verksamhet eller reningsverk, kan det även vara relevant med andra analyser, såsom dioxiner och dioxinlika PCBer, bromerade difenyletrar, alkylfenoler samt perfluorerade ämnen (inkl PFOS)<sup>56</sup>, se även bilaga 2. Som nämnts ovan kan också sulfid vara relevant i vissa sediment och beroende på vilken hantering av muddermassorna som övervägs.

De flesta av ämnena ovan regleras också på EU nivå genom direktivet om prioriterade ämnen (2008/105/EG senast reviderad genom 2013/39/EU) och/eller Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) och beaktas vid klassificering av kemisk ytvattenstatus eller ekologisk status.

Föroreningsinnehållet är avgörande för hur massorna kan tas om hand. Undersökningarna ska också fungera som underlag för att bedöma miljökonsekvenser och behov av skyddsåtgärder vid muddring och hantering av muddermassorna. Vid jämförelse av sediment från olika områden bör jämförelse bara ske av likartade massor. Detta eftersom föroreningsnivåer varierar med sedimenttyp och kornstorlek. Det är inte acceptabelt att partier med höga halter ska spädas ut i större volymer rena massor. Därför bör muddringsområdena indelas i delområden som är mer homogena avseende såväl sedimenttyp som föroreningsnivåer.

Innehållet av sulfider kan nämnas som en särskild omständighet vid hantering av muddermassor på land. Sulfider är en naturlig komponent i många marint avsatta sediment, men förekommer även i sjöar. Vid kontakt med luft oxiderar sulfidmineralen varvid svavelsyra bildas. Detta medför också en risk för ökat utläckage av metaller. Potentialen att oxidera varierar mellan olika sulfidmineral och det finns speciella tester utvecklade för att undersöka denna aspekt<sup>57</sup>.

<sup>56</sup> Havs- och vattenmyndigheten, 2015. Handläggning av en dumpningsdispens – Vad ska man tänka på? Rapport 2015:28.

<sup>57</sup> Pousette, 2010. Miljöteknisk bedömning och hantering av sulfidjordsmassor. Forskningsrapport från Luleå tekniska universitet, Institutionen för Samhällsbyggnad.

### 3.2.4 Bedömning av föroreningsnivå

Det finns olika tillvägagångssätt för att bedöma om och i så fall hur förorenade sedimenten är. I dagsläget finns det i Sverige huvudsakligen två etablerade metoder som kan användas för riskbedömning av sediment vid provningar av vattenverksamheter eller dumpningar; effektbaserad bedömning samt bedömning utifrån avvikelse från naturliga och/eller rådande bakgrundshalter.

Inom miljöprovningen sker det idag en bedömning från fall till fall kring vad för krav det ska ställas på verksamhetutövaren när det gäller skyddsåtgärder och omhändertagandeanternativ för muddermassorna i relation till deras föroreningsnivåer.

Enligt Havs- och vattenmyndighetens mening avses med förorenade sediment i det här sammanhanget sådana sediment med föroreningshalter som innebär en förhöjd risk för negativa miljöeffekter såsom effekter på bottenlevande organismer på den aktuella platsen och/eller som avviker från representativa halter i närområdet (inklusive opåverkade områden i omgivningen runtomkring).

#### *Effektbaserad bedömning*

Ett sätt att bedöma sedimentets föroreningsnivå är att bedöma om det föreligger en förhöjd risk för effekter i miljön. Det finns än så länge bara några enstaka svenska bedömningsgrunder framtagna för att uppskatta vilka halter som innebär risk för negativa effekter. I samtliga fall avses risk för effekter på bottenlevande organismer. Värden för antracen, kadmium, fluoranten, bly och TBT finns publicerade i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19)<sup>58</sup> och togs fram för att användas som utgångspunkt vid kemisk statusklassificering inom vattenförvaltningen. Vid statusklassificeringen utgår man från uppmätta halter i sedimenten vid miljöövervakningsstationer som ska representera vattenförekomsten. Värdena är således inte framtagna för att användas som gränsvärden vid muddring eller dumpning.

I normalfallet representerar inte heller en dumpningsplats förhållandena i vattenförekomsten som helhet (se även Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26). Sedimentvärdena i HVMFS 2013:19 kan emellertid användas för att uppskatta ungefär vid vilka koncentrationer det kan tänkas uppstå effekter på bottenlevande organismer. På så vis kan gränsvärdena i HVMFS 2013:19 användas för att motivera när t.ex. särskilda skyddsåtgärder måste vidtas. För organiska ämnen så avser värdena bottenförhållanden med 5 % TOC<sup>59</sup>. Detta för att även ta hänsyn till ämnenas biotillgänglighet. Värdena är också lämpliga att utgå ifrån vid en bedömning av risken för att en verksamhet (oavsett om det gäller själva muddringen eller en dumpning) innebär att miljö kvalitetsnormer inte kan nås, se vidare under 5.5.2.

<sup>58</sup> HVMFS 2013:19, bilaga 6, tabell 1: gränsvärden för kemisk ytvattenstatus.

<sup>59</sup> För att beakta ämnenas biotillgänglighet vid den aktuella platsen ska man vid statusklassificering räkna om uppmätta halter utifrån aktuell organisk kolhalt innan jämförelsen. Denna omräkning bör även göras om värdena används för syftet att bedöma muddermassor.

Slutligen bör noteras att dessa effektbaserade värden har tagits fram baserat på toxicitetsstudier ämne för ämne dvs. eventuella samverkans- eller blandningseffekter vid exponering för flera ämnen samtidigt beaktas inte. I vissa länder, såsom Norge<sup>60</sup>, tillämpas även några effektbaserade tester för att fånga upp den sammanlagda exponeringen för miljögifter. I Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:28 bilaga 3 nämns även möjligheten att, i likhet med Norge, utvärdera massor med hjälp av cellbaserade tester när det gäller innehåll av dioxiner och dioxinlika ämnen om sådana ämnen misstänks förekomma i sedimenten<sup>61</sup>. Andra typer av toxicitetsbaserade analyser kan också användas och ge värdefull information om riskerna med muddermassor. Observera dock att frånvaro av effekter inte nödvändigtvis innebär att det inte föreligger en risk<sup>62</sup>.

### *Avvikelse från naturlig och rådande bakgrund*

Ett annat sätt att bedöma sedimentens föroreningsnivå är att jämföra med de halter som generellt råder i sediment, företrädesvis sediment i närområdet. Bakåt i tiden, och även nu, har sedimentens föroreningsnivåer bedömts i förhållande till Naturvårdsverkets bedömningsgrunder i rapporten ”Kust och hav” från 1999<sup>63</sup>, där halterna delas in i fem klasser för både organiska föroreningar och metaller. Det vanligaste har varit att begränsningsvärdena följer någon av klassgränserna i bedömningsgrunderna för att ange nivån för icke förorenade respektive förorenade massor. Detta innebär att föroreningsnivåerna relateras till då<sup>64</sup> förekommande halter i Östersjön och Västerhavet.

För metaller innebär en halt lägre än övre gränsen för klass 1 att halterna inte eller bara obetydligt avviker från bakgrundsvärden. Dessa värden baseras på medianvärden för referensprover tagna på 55 cm djup, och klass 1 antas därför motsvara förindustriella nivåer<sup>65</sup>. Klass 2 bedöms motsvara ”liten avvikelse”, klass 3 ”tydlig avvikelse” och klass 4 ”stor avvikelse”. Klass 5 innebär att halterna uppvisar en mycket stor avvikelse i relation till nationella då rådande bakgrundshalter (för metallerna avses generellt 95 percentil men för Cr och Ni avses 99 percentil).

För organiska föroreningar, som inte ska förekomma naturligt i miljön, är den övre gränsen för klass 1 satt till 0. Gränsen mellan klass 1 och klass 2 motsvarar ungefär de lägsta halterna i prover tagna i områden långt från punktkällor, dvs.

<sup>60</sup> Enligt KLIF 2011 undersöks effekter på porvatten genom tester med *Skeletonema*, *Tisbe Crassostrea*. Dessutom undersöks dioxinaktivitet med ett cellbaserat test (DR CALUX).

<sup>61</sup> De cellbaserade testerna är i det här fallet betydligt billigare än kemiska analyser. Dessutom får man med samtliga persistenta ämnen som binder till dioxinreceptorn.

<sup>62</sup> Det är t.ex. viktigt att de effektbaserade metoderna är känsliga och rimligen svarar på de typer av substanser som man vill undersöka. Vissa ämnen ger dessutom inte någon effekt förrän efter en viss tid.

<sup>63</sup> Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och HaV. Rapport 4914.

<sup>64</sup> Vid sammanställningen av analysvärden drogs då en gräns på ca 20 år bakåt i tiden för värden på metallhalter i sediment (NV rapport 4914).

<sup>65</sup> Notera att det lokalt kan förekomma högre naturliga bakgrundshalter. Detta är fallet t.ex. utanför Skelleftefältet i Bottenviken. Men naturliga metallhalter i sediment bedöms annars generellt vara relativt stabila längs Sveriges kust.

i utsjön, medan prover från områden med en hög föroreningsgrad, ofta kustnära, hamnar i klass 5.

Kust och hav-rapporten finns inte längre tillgänglig via Naturvårdsverkets hemsida, men informationen i den används fortsatt i relativt stor utsträckning, i brist på nyare underlag. På Naturvårdsverkets hemsida redovisas fortfarande den statistiska tillståndsklassningen av *organiska miljögifter* i sediment för kustvatten<sup>66</sup>. Tabellen uppdaterades under 2017 och innehåller numera även värden för TBT.

När det gäller bedömning av metallhalter i limniska sediment kan Naturvårdsverkets rapport 4913 vara till hjälp<sup>67</sup>. Klassificeringen för metaller i sediment i sjöar och vattendrag baserar sig på variationen av halter i ytsedimenten i svenska sjöar. Även här finns ett klassificeringssystem likt det som finns i Kust- och hav-rapporten. Bedömningsgrunder saknas dock för organiska miljögifter i limniska sediment, vilket gör att värden för Kust och hav ibland används även för limniska sediment.

Då bedömningsgrunderna för metaller i sediment fortfarande tillämpas redovisas dessa nedan omräknat till halter. Redovisningen sker tillsammans med de effektbaserade värden som anges i HVMFS 2013:19. Notera att för några organiska miljögifter (inte med i tabell 3 och 4) finns effektbaserade värden: TBT (1,6 µg/kg), fluoranten (2000 µg/kg) och antracen (24 µg/kg)<sup>68</sup>.

---

<sup>66</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Sediment/>

<sup>67</sup> Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

<sup>68</sup> HVMFS 2013:19, bilaga 6, tabell 1: gränsvärden för kemisk ytvattenstatus.

**Tabell 3.** Bedömningsgrunder för metaller i marina sediment enligt HVMFS 2013:19 respektive Naturvårdsverkets rapport 4914 Kust och Hav (analyserade enligt svensk standard<sup>69</sup>). Värdena avser mg/kg torrsvikt.

Materialtyp	Gräns för god status enligt HVMFS 2013:19	Klass 1 Ingen/ obetydlig avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mkt stor avvikelse
Arsenik (As)		≤10	10-17	17-28	28-45	>45
Kadmium (Cd)	2,3	≤0,2	0,2-0,5	0,5-1,2	1,2-3	>3
Kobolt (Co)		≤12	12-20	20-35	35-60	>60
Krom (Cr)		≤40	40-48	48-60	60-72	>72
Koppar (Cu)		≤15	15-30	30-50	50-79	>79
Kvicksilver (Hg)		≤0,04	0,04-0,12	0,12-0,4	0,4-1,0	>1,0
Nickel (Ni)		≤30	30-45	45-66	66-99	>99
Bly (Pb)	120	≤25	25-40	40-65	65-110	>110
Zink (Zn)		≤85	85-128	128-204	204-357	>357

**Tabell 4.** Bedömningsgrunder för metaller i limniska sediment enligt HVMFS 2013:19 respektive enligt Naturvårdsverkets rapport 4913 Sjöar och vattendrag. Värdena avser mg/kg torrsvikt.

Materialtyp	Gräns för god status enligt HVMFS 2013:19	Klass 1 Ingen/ obetydlig avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mkt stor avvikelse
Arsenik (As)		≤8	8-16	16-24	24-32	>32
Kadmium (Cd)	2,3	≤0,3	0,3-1,5	1,5-3,9	3,9-6,9	>6,9
Krom (Cr)		≤15	15-30	30-90	90-165	>165
Koppar (Cu)		≤15	15-30	30-60	60-105	>105
Kvicksilver (Hg)		≤0,08	0,08-0,24	0,24-0,64	0,64-1,04	>1,04
Nickel (Ni)		≤10	10-20	20-40	40-80	>80
Bly (Pb)	130	≤5	5-75	75-225	225-400	>400
Zink (Zn)		≤100	100-200	200-500	500-1000	>1000

<sup>69</sup> Rapporten har också med värden för totalhaltsanalys. Dessa värden blir då för vissa ämnen betydligt högre.

Värdena i Kust och hav-rapporten respektive Sjöar och vattendrag-rapporten kan användas som ett grovt mått på om och i så fall hur förorenade sedimenten är i relation till den naturliga eller (då) rådande nationella bakgrunden. Finns det lokalspecifika värden på bakgrundshalterna är det dock bättre att använda dessa.

Som framgår av text och tabeller ovan finns det för vissa ämnen bedömningsgrunder både utifrån avvikelse från bakgrund och sådana som baseras på risk för effekter på bottenlevande organismer. Om dessa bedömningsgrunder används vid utvärderingen av muddermassor är det rimligt av försiktighetsskäl att utgå från att ”sämst styr”. Om en eller fler föroreningar i sedimenten påvisar avvikelser (dvs faller inom avvikelseklass 3, 4 eller 5) och/eller överskrider halter som riskerar att ge effekter får de anses vara förorenade i detta sammanhang. Detta är mycket vanligt i belastade områden så som hamnar och farleder. Det kan då vara motiverat med särskilda skyddsåtgärder vid muddring såsom miljöskopa och/eller siltgardin. Vidare bör sådana massor i normalfallet inte dumpas.

### 3.2.5 Dumpning och föroreningsnivåer

Vid en eventuell dumpning måste föroreningsnivåer i massorna beaktas för att minimera risken för att dumpning medför förorening av bottnar eller utgör en risk för ekosystemen. Dumpning är, enligt Havs- och vattenmyndigheten, i första hand ett alternativ för muddermassor som inte är förorenade. Förorenade sediment ska i första hand om möjligt återvinnas, tas om hand för behandling och/eller deponering på en tillståndsprövad deponi.

Enligt Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:28 ska massornas föroreningsinnehåll undersökas om massorna kommer från farleder, hamnar, småbåtshamnar eller andra områden som kan misstänkas vara förorenade. Även i övriga fall är det motiverat att åtminstone genomföra grundläggande kemisk karakterisering. Frågan om analyser och undersökning beskrivs i avsnitt 3.2.2 och utvecklas i Bilaga 2.

För att bedöma risken för att botten förorenas i samband med dumpning behöver bottenmaterial i föreslagna dumpningsområden och dess omgivningar därför undersökas. Undersökningar även utanför dumpningsplatsen kan ge en god bild av lokala rådande bakgrundshalter. Halter i en djuphåla där dumpning har förekommit tidigare kan vara mycket varierande bl.a. beroende på vilka halter det har förekommit i de tidigare dumpade massorna.

Ett första steg för att få en uppfattning om vilka halter som råder i närområdet är att undersöka om det finns övervakningsdata framtagna inom nationell eller regional övervakning. Sådana data kan man ofta få tag i via datavärddar för miljögifter (främst SGU för sediment<sup>70</sup>) men en kontakt med berörd

<sup>70</sup> I dagsläget (2017) kan man även hitta en del data för föroreningar i sediment via den s.k. screeningdatabasen på IVLs hemsida. Datavärddskapet håller på att ses över och på sikt beräknas de flesta miljögiftsdata som har samlats in av myndigheter gå att söka ut via SGU.



Länsstyrelse, kommun och vattenvårdsförbund kan ge kompletterande information.

Det finns idag inte några nationella kriterier eller begränsningsvärden för vilka föroreningsnivåer som massor som ska dumpas maximalt får innehålla. Utgångspunkten är att dumpning inte ska medföra olägenhet för hälsa eller miljö (29 § 15 kap. MB). En olägenhet kan vara om föroreningsgraden är så hög att den riskerar att medföra negativa effekter på växter och djur i ekosystemet. En annan olägenhet kan vara om dumpningen leder till betydande förorening av bottenarna i och omkring dumpningsområdet.

När det gäller dumpning har Mark- och miljööverdomstolen fastslagit att begränsningsvärden bör fastställas utifrån de omständigheter som föreligger i det enskilda fallet, och att omständigheter som bör beaktas bland annat är bottenförhållanden och föroreningsnivåer på dumpningsplatsen, miljöns känslighet på platsen och om det finns risk för spridning av skadliga halter till omgivningen<sup>71</sup>. Muddermassornas innehåll av föroreningar är således en av flera faktorer som behöver beaktas.

Inom prövningen måste det göras bedömningar från fall till fall eftersom påverkan är beroende av flera variabler (mängden massor, områdets känslighet, bakgrundhalter, möjliga alternativ, tidpunkt på året osv). Det är även viktigt att beakta hur provtagningen gjorts. Det kan vara så att enstaka sedimentprov visar hög avvikelse medan övriga liten (trots tagna på samma djup). I sådana situationer kan det finnas behov av ytterligare provtagning för att närmare kunna lokalisera var de mest förorenade sedimenten finns.

### 3.2.6 Specialfallet TBT

TBT är en förorening som ofta påverkar valet av lämplig hantering av muddermassor. TBT finns numera med i Naturvårdsverkets uppdaterade tabell över organiska miljögifter i sediment<sup>72</sup>. Enligt denna klassificeras sediment med TBT-halter över 55 µg/kg torrsvikt i klass 5, det vill säga mycket hög halt.

Som nämnts ovan finns det även ett effektbaserat gränsvärde för TBT (1,6 µg/kg) som tagits fram i syfte att användas som utgångspunkt vid statusklassificeringar inom vattenförvaltningen. TBT är en av de substanser som också kan anses utgöra ett generellt problem i sediment i stora delar av Sverige. Det är därför lämpligt att i det här fallet främst utgå från vilka halter som råder i närområdet eftersom det effektbaserade gränsvärdet överskrids mer eller mindre överallt i områden med påverkan från hamnar mm men även på många platser i utsjön.

Enligt svensk rättspraxis har gränsen för hur höga TBT-halter i massor som får dumpas i de senaste avgörandena i Mark- och miljööverdomstolen satts till

<sup>71</sup> MMÖD Mål M 1260-14 samt MMÖD Mål M 4684-17 och M 4685-17.

<sup>72</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Sediment/>

50-200 µg/kg TS<sup>73</sup>. Gemensamt för avgörandena i Mark- och miljööverdomsten har varit att det alltid fastslagits en övre gräns för föroreningsnivån. Var gränsen sätts har varierat med omständigheterna i det enskilda fallet.

Förutom att uppmätta TBT-halter frekvent överskrider gränsvärdet i HVMFS 2013:19 observeras fortfarande effekter av TBT på snäckdjur i svensk miljö. Trenden för TBT i sediment är dock generellt nedåtgående och på sikt kan det vara motiverat att försöka eftersträva lägre halter (gränsvärden), så att man slutligen når ner till nivåer som inte längre innebär en risk för bottenlevande organismer. Antalet stationer där effektnivån (1,6 µg/kg) överskrids i utsjön har minskat sedan 2003<sup>74</sup>.

### 3.3 Val av plats för dumpning

Om dumpning är det alternativ för att omhänderta muddermassorna som bedöms vara lämpligast (sista alternativet enligt avfallshierarkin) är valet av plats en viktig fråga. Valet av lämplig plats ska ske med hänsyn till de miljöeffekter som kan uppstå och inverkan på motstående intressen. Även praktiska aspekter som möjlighet till transport av massorna mellan muddringsområde och dumpningsområde samt rådighet till området måste klarläggas.

#### 3.3.1 Hydrografiska och sedimentologiska aspekter

Det är viktigt att känna till de hydrografiska förhållandena vid en dumpningsplats för att bedöma dess lämplighet. Viktiga frågeställningar är:

- kommer muddermassorna att ligga kvar på botten eller finns det risk för resuspension vid stormar?
- kommer muddermassorna att hamna på dumpningsplatsen eller kommer strömmen att förflytta dem vid dumpningstillfället?
- hur stort område påverkas av sedimentplymen vid dumpningstillfället?

För att minimera risken för negativ miljöpåverkan av en dumpning är det viktigt att bottenförhållandena är lämpliga för den sedimenttyp som avses att dumpas. Ett vanligt krav är att följa principen ”lika-på-lika”. Det innebär att de massor som dumpas bör ha ungefär samma sammansättning av kornstorlek som bottensedimenten på dumpningsplatsen. Det medför bättre förutsättningar för att bottenfaunan återetablerar sig efter dumpning (se avsnitt 2.8.2) och för att det dumpade materialet ska ligga kvar på platsen. Finkornigt material såsom leryttja eller glacial lera bör således dumpas på en s.k. ackumulationsbotten. Ackumulationsbottnar finns på olika vattendjup beroende på om de ligger i öppet hav eller i ett skyddat område. Vanligtvis finns ackumulationsbottnar på djupt belägna bottnar i skyddade lägen utan kraftiga strömmar. Djuphålor i havet kan dock vara skapade av

<sup>73</sup> M 1260-14 från 2015-05-05, M 1732-16 från 2016-11-03 samt M 4684-17 från 2018-04-11.

<sup>74</sup> SGU, 2016. Chemical contamination in offshore sediments 2003-2014. SGU-rapport 2016:04.

vattenströmmar och en djuphåla är därmed inte synonymt med ackumulationsbotten. Om finkorniga massor skulle dumpas på s.k. transport- eller erosionsbottnar finns risk för återkommande uppslamning av muddermassorna. Innehåller massorna dessutom föroreningar, kan det göra dumpningsplatsen till en mer eller mindre kontinuerlig spridningskälla för miljögifter. Muddermassor av ren sand kan i vissa fall spridas på grunt vatten inom den dränkta strandzonen så att sanden kan ingå i det stranddynamiska systemet.

### 3.3.2 Ekologiska aspekter och skyddsvärda områden

Dumpning medför en temporär utslagning av bottenfauna. Om dumpning sker i en isolerad djuphåla med ovanliggande syrefritt bottenvatten så är bottenfaunan normalt utarmad eller obefintlig, och miljökonsekvenserna blir således mindre. För att kunna beskriva konsekvenser för bottenfauna behöver en bottenfaunaundersökning utföras i dumpningsområdet och i dess närhet. Dumpning bör normalt undvikas i lekområden för fisk.

Det är inte heller lämpligt att dumpa inom viktiga områden för t.ex. yrkesfisket, inom fornlämningsområden, försvarets intresseområden eller över ledningsdragningar om det inte kan ske utan olägenhet.

Ett antal stationer för långsiktig övervakning eller undersökning av marina organismer eller av vattnets kemiska och fysikaliska egenskaper används kontinuerligt. Det kan exempelvis röra sig om miljöövervakning eller annan undersökning bekostad av Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket, SMHI, universitet, länsstyrelse eller kommun. Muddring eller dumpning nära en sådan station bör undvikas i möjligaste mån.

### 3.3.3 Kapacitet

När en lämplig dumpningsplats har identifierats bör den ekolodas. Det syftar till att ge så heltäckande bild över djupförhållandena (batymetrin) att uppgrundningen till följd av dumpning kan beräknas (se figur 8 och 9 i bilaga 3). Ackumulationsförhållandena på platsen måste behållas även efter en dumpning. Området ska därför ha god kapacitet att rymma muddermassorna så att den resulterande uppgrundningen inte medför att strömförhållanden förändras eller att botten övergår från ackumulation- till erosion- eller transportbotten. Djupförhållandena bör även beskrivas i omgivande områden.

## 3.4 Biologiska förhållanden

Vid planering av muddring och hantering av muddermassor krävs kunskap om lokala biologiska förhållanden. Underlaget är relevant för att bedöma tillåtlighet och miljökonsekvenser men även för att utreda alternativa lokaliseringar samt eventuellt behov av skyddsåtgärder. Det gäller bottenfauna, vegetation och fisk, men även habitatbedömningar. Kraven vad gäller inriktning och omfattning varierar beroende på lokala förhållanden samt den planerade verksamhetens omfattning. I t.ex. ett djupområde är vegetation sällan relevant.

Innan nya inventeringar påbörjas är det lämpligt att kontrollera vilka data som redan finns. Data från nationell miljöövervakning finns tillgänglig hos olika datavärdar, som SLU och SMHI. Därutöver kan både länsstyrelsen och kommunen ha ytterligare inventeringsdata. Lokalkunskap om fisk kan erhållas från yrkesfiskare eller fiskevårdsföreningar. För många vattenförekomster finns information om tillgängliga miljöövervakningsdata på VISS<sup>75</sup>.

Biologiska data ska vara representativa för de områden som berörs både direkt och indirekt av muddring och dumpning. Detta innebär att allmänna data från miljöövervakning inte alltid är tillräckliga, och att riktade undersökningar kan behöva utföras inför ansökan. Sådana undersökningar bör följa de undersökningstyper och miljöövervakningsmetoder som tagits fram av Naturvårdsverket och Havs- och Vattenmyndigheten, och som finns tillgängliga på Havs- och Vattenmyndighetens hemsida<sup>76</sup>. Mer exempel på biologiska undersökningar ges i bilaga 2.

### 3.5 Hydrografiska förhållanden

Ett område som är exponerat för vindar och strömmar ger större påverkansområde i samband med grumlande arbeten. För att kunna bedöma risken för påverkan av grumling i omgivande vattenområden bör hydrografi, vindar och strömmar redovisas för området. Strömförhållanden såsom hastigheter och riktning kan redovisas i en profil i det aktuella vattenområdet. Notera dock att strömriktning längs t.ex. kustområden ofta varierar med vindförhållandena. Naturligt förekommande värden för suspenderad substans (mg/l), turbiditet (FNU) eller siktdjup (m) bör redovisas för det aktuella vattenområdet. Även andra aspekter kring vattenkvaliteten kan vara relevanta, t.ex. närsalter och metaller. Visst underlag kan ofta inhämtas från VISS, miljöövervakningens datavärdar eller lokala recipientkontrollprogram. Om dessa värden är representativa för verksamhetens påverkansområden kan de användas som referensvärden för att bedöma miljöpåverkan från verksamheten. Således kan de minska behovet av egna referensmätningar. I annat fall kan verksamhetsutövaren behöva genomföra vissa mätningar (se avsnitt 7.2).

Vid större arbeten bör grumlings-spridning vid muddring respektive dumpning simuleras med hydrodynamiska modellberäkningar. Detta ger ett bra underlag för konsekvensbedömningar och förbättrar även möjligheten att bedöma behov av skyddsåtgärder. Det är viktigt att parametrar för simuleringen väljs så att det ger en så representativ bild som möjligt av de verkliga förhållandena. Ett exempel på modellberäknad grumlighet ges i figur 5 i avsnitt 2.1.

<sup>75</sup> <http://www.viss.lansstyrelsen.se>

<sup>76</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/miljoovervakningens-metoder-och-undersokningstyper-inom-programomrade-kust-och-hav.html>

### 3.6 Val av tidpunkt

Valet av tidpunkt för genomförandet av såväl en muddring som dumpning har stor betydelse för den miljöpåverkan som kan uppkomma. Vilken tidpunkt som är lämplig beror på de lokala förutsättningarna. Nedan ges ett stöd för hur lämplig tidpunkt kan bedömas för en specifik plats. Är det svårt att hitta en lämplig tidpunkt kan i vissa fall extra skyddsåtgärder vidtas för att begränsa de negativa konsekvenserna.

En grumlande verksamhet bör generellt sett undvikas under sommarhalvåret (mars/april – september/oktober) då reproduktionen och naturens känslighet är som störst. Detta gäller speciellt inom grundområden. Under sommarhalvåret är även friluftslivet som mest intensivt, och därför känsligare för en negativ påverkan i form av t.ex. grumling eller buller.

I grundområden eller andra viktiga områden för fiskelek bör grumlande arbeten inte utföras under de perioder då fisk fortplantar sig, d.v.s. när fisken leker och äggen kläcks. Exempel på hur sådana perioder kan se ut för olika fiskarter redovisas i tabell 5. Arbetet bör alltså förläggas till en tidpunkt då ynglen vuxit till sig, eftersom de då passerat de känsligaste stadierna hos fisk. I vissa fall är det svårt att helt undvika grumlande verksamheter under lekperioder, och då ställs högre krav på grumlingsbegränsande skyddsåtgärder.

I vissa fall gäller inte den generella tidsangivelsen. Det kan vara i områden med höstlekande fiskbestånd, t.ex. mynningsområden i vattendrag där det finns öring, sik och lax. Siken, som leker på hösten, har generellt en känslig period mellan oktober och maj, eftersom sikrommen ligger hela vintern och kläcks nästföljande vår. Grumlande arbeten bör inte heller utföras under den viktigaste perioden för laxens och öringens uppvandring och lek i vattendrag (generellt september – december), och inte heller under perioden för utvandrande smolt av lax och öring (generellt mars – maj).

I vattendrag där det finns både vår- och höstlekande fiskarter kan lämpliga perioder för denna typ av arbeten vara under sommaren, med lågt vattenflöde (juli-september) eller vintern (med lägre biologisk aktivitet).

För arbeten i vattendrag bör man välja en period med varaktigt låg vattenföring. Då kan det undvikas att uppgrumat material sprids över stora områden nedströms. Dock bör tillfällen med extremt lågt vatten och i synnerhet i kombination med höga vattentemperaturer undvikas. Detta för att undvika onödiga skador på åns vattenlevande organismer nedanför arbetsplatserna.

Om det finns kräftor (gäller både signal- och flodkräftor) är det olämpligt att muddra på vintern. Då är kräftorna orörliga, och honorna sitter med rom i sina gömslen. En annan känslig period är när kräftynglen just har kläckts i slutet på juni till i början på juli. Kräftor är mycket känsliga för grumling av vattnet, igenslamning av botten och för stora fluktuationer i vattennivån.

I områden viktiga för fågel bör även hänsyn tas till häckningsperioden. Särskilt gäller detta vid arbeten i strandzonen och i vassbälten. Häckningsperioden är som oftast mellan april till juni för de flesta arter. Både länsstyrelsen, kommunen, Artdatabanken och den lokala ornitologiska föreningen kan ha värdefull information om fågellivet.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att för att kunna bedöma lämpligt tidsintervall för planerade arbeten är det viktigt att det finns bra underlag i form av inventeringar och sammanställningar av förekomsten av olika fisk- och fågelarter m.m. i det aktuella området. Underlag kan hämtas från Havs- och vattenmyndighetens kommande applikation för känsliga perioder för svenska fiskar och kräftdjur (den så kallade lektidsportalen). I tabell 5 visas exempel på kända lektider för olika fiskarter i Blekinge län. Syftet med informationen är att kunna hitta de perioder som är mest lämpliga för tex grumlande vattenarbeten. Som illustreras är de flesta av årets månader på något sätt känsliga. Avvägningar mellan olika arter kan behöva göras för att hitta ett fönster då minst påverkan bedöms uppkomma. Av tabellen framgår att framförallt månaderna april till och med augusti är de mest känsliga månaderna (se raden ”summering” längst ner i tabellen). För att få mer utförlig information om förekomsten av lekområden och lektider samt bedömningar av påverkan kan även kontakt tas med länsfiskekonsulenten i länet.

Information finns även samlad i Försvarsmaktens marinbiologiska kalender<sup>77</sup>. Kalendern redovisar i vilka områden som känslig biologi bedöms förekomma. För respektive månad finns informationslager om fågel, säl och fisk. Dessutom finns information om skydds- och restriktionsområden.

---

<sup>77</sup> <http://www.forsvarsmakten.se/sv/om-myndigheten/vart-arbetsatt/vart-miljoarbete/marinbiologisk-kalender/>

Tabell 5. Förutsättningar för fisklek med mera. Utdrag ur Havs- och vattenmyndighetens kommande lektidsportal. Exempel för Blekinge län.

Blekinge län	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Art	2	1	2	5	10	15	18	19	16	11	7	4
Abborre			■	■	■	■	■					
Björkna					■	■	■					
Braxen					■	■	■	■				
Elritsa					■	■	■					
Fyrtömmad skärlänga	■	■	■	■	■	■	■	■				
Gädda			■	■	■	■	■					
Gärs				■	■	■	■					
Id			■	■	■	■	■					
Kusttobis		■	■	■	■	■	■		■	■	■	
Lake	■	■	■								■	■
Lerstubb					■	■	■	■				
Löja					■	■	■	■				
Mört				■	■	■	■					
Näbbgädda				■	■	■	■					
Oxsimpa	■	■	■	■	■							
Piggvar (larv)					■	■	■	■	■			
Rötsimpa	■	■	■									■
Sandstubb			■	■	■	■	■	■				
Sik (havslekande)	■	■	■	■	■				■	■	■	■
Sill/strömning (höstlekande)	■	■							■	■	■	■
Sill/strömning (vårlekande)	■	■	■	■	■	■	■					
Sjurygg					■	■	■	■				
Sjustrålig smörbult				■	■	■	■	■				
Skarpsill	■	■	■	■	■	■	■	■				
Skrubbskädda (larv)			■	■	■	■	■	■				
Småspigg				■	■	■	■	■	■			
Storspigg				■	■	■	■	■				
Större ringbuk	■	■	■								■	■
Svart smörbult				■	■	■	■	■				
Tejstefisk	■	■	■								■	■
Tobiskung			■	■	■	■	■	■				
Tånglake								■	■			
Tångsnälla				■	■	■	■	■				
Tångspigg				■	■	■	■	■				
Ål	■	■	■									■
Öring (havs-) (lekvandring)							■	■	■	■		
<b>Summering känsliga månader</b>	<b>17</b>	<b>17</b>	<b>26</b>	<b>33</b>	<b>49</b>	<b>41</b>	<b>37</b>	<b>30</b>	<b>11</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>13</b>

Län är lika med **Blekinge län**  
och Vattentyp/område är lika med **Blekinge skärgård** och **Kalmar sund, inre kustvatten**  
och Vattentyp lika med **Kust**

- **Sannolik lekperiod** – Månad som lek sker enligt referenslitteratur samt att medelvattentemperaturen för vattentyp inom länet överensstämmer med artens lektemperatur. Räknas som 2p till totalen.
- **Teoretisk lekperiod** – Månad som lek sker enligt referenslitteratur. Räknas som 1p till totalen.
- **Annand känslig period** – se kolumn "Annand känslig period" och "Mer info" under kolumn "Kommentater". Räknas som 2p till totalen.

**Summering känsliga månader** – Räknas gernom att teoretisk period ger 1p, sannolik lekperiod 2p och annand känslig period 2p. De månader som får flest poäng i summeringen är mest känsliga.

## 4. Åtgärder för att begränsa negativa miljöeffekter

För att begränsa miljöpåverkan vid muddringsprojekt gäller generellt att anpassa tidsperioden för genomförandet (se avsnitt 3.6), begränsa vatteninblandningen i muddermassorna, reducera spillet, avvattna massorna så långt som möjligt, välja det miljömässigt mest lämpliga hanteringsalternativet samt ha en utvecklad egenkontroll. Som beskrivits ovan beror miljöpåverkan till stor del av valet av teknik och logistiken för genomförandet. Det är alltid verksamhetsutövarens ansvar att vidta åtgärder för att minska de negativa miljöeffekterna av en verksamhet.

För muddring, fyllning och dumpning gäller, liksom för andra verksamheter som omfattas av miljöbalken, de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB. Val av bästa möjliga teknik bör styras av projektets omfattning, områdets skyddsvärden och känslighet samt sedimentens specifika egenskaper. Inför varje projekt krävs en prioritering av vilka faktorer som är viktigast och vilka krav och restriktioner som bör ställas på tidpunkt, metoder, utrustning och väder.

För att begränsa den negativa påverkan genom t.ex. risk för grumling bör inte grumlande verksamheter utföras vid olämpliga väderförhållanden som hårda vindar eller stora avvikelser från normala vattennivåer. I egenkontrollen bör det därför finnas restriktioner för arbete vid olämpliga väderförhållanden.

### 4.1 Åtgärder vid muddring

Förutom att anpassa tiden för muddring (se avsnitt 3.6) kan även andra åtgärder vidtas för att begränsa miljöpåverkan. De lokala förhållandena är avgörande för vilka krav som bör ställas och därmed för vilken teknik som kan användas vid genomförandet av en muddring. Olika typer av mudderverk har olika förutsättningar för att begränsa spill och ljudnivå (se avsnitt 1.2). Även mudderverkens eller pråmarnas lastkapacitet har betydelse för antalet transporter av muddermassor.

Valet av muddringsteknik och logistik har stor betydelse för hur en muddring påverkar omgivningen. Även valet av omhändertagande kan innebära att särskilda krav behöver ställas på valet av teknik vid muddringen, t.ex. för avvattning, eller krav på en viss pumpkapacitet vid sugmuddring med direkt överföring till en dumpnings- eller avvattningsplats.

För att begränsa spridningen av uppgrumlat sediment kan muddringsområdet avskärmnas. Behovet av avskärmning varierar med de naturliga förutsättningarna på platsen, tidpunkten för genomförandet, omfattningen av åtgärden, typ och mängd föroreningar som finns i sedimenten, hur stor grumlingsrisken är och hur strömhastigheten är i det område som ska muddras. En avskärmning kan ske med tre olika typer av skyddsskärmar:



geotextil (gardin), bubbelridåer eller sponter. Efter avslutade arbeten bör skyddsanordningarna vara kvar tills dess att grumlingen innanför avskärmningen är i nivå med bakgrundshalten. När skärmarna monteras ner sker en viss uppgrumling. För att begränsa den så långt som möjligt bör borttagandet ske vid bra väder och med stor försiktighet. Vid nedmonteringen är det viktigt att se till att alla delar tas bort så som förankring, geotextilier, läns, rep m.m.

I ett tillstånd för muddring anges ofta villkor som syftar till att begränsa grumlingen från verksamheten. Det är vanligt att det i villkoren anges tekniska krav, t.ex. på en viss skyddsåtgärd. I senare beslut har det blivit vanligare att krav på skyddsåtgärder har ersatts med funktionsvillkor med krav på kontroll av suspenderade ämnen <sup>78</sup>. Verksamhetsutövaren får avgöra vilka skyddsåtgärder som krävs för att nå den reglerade nivån. Används funktionsvillkor bör även förutsättningarna för att uppfylla begränsningsvärdet anges.

Ett exempel på funktionsvillkor är:

Vid grumlande arbeten får suspenderade ämnen i vattenmassan på 200 meters avstånd från muddringsområdet inte överstiga 50 mg/l som begränsningsvärde. Begränsningsvärdet är uppfyllt om 8 av 10 mätningar uppfyller kravet. Mätningarna ska vara utförda under den tid som grumlande arbeten pågår och på 200 meters avstånd från muddringsplatsen. (M 6482-13).

#### 4.1.1 Geotextil (gardin)

Grumling kan begränsas med hjälp av en läns (flytkropp) med en geotextil, en s.k. gardin. Utöver grumling förhindrar länsen att uppflytande växtmaterial och dylikt sprids utanför avskärmningen. Den fungerar även som absorberande för t.ex. oljeföroreningar.

Gardinen kan placeras runt ett muddringsområde, eller för att avskärma ett känsligt område i närheten av ett arbetsområde (t.ex. ett grundområde). För områden med höga skyddsvärden kan det vara lämpligt med dubbla länsar och geotextilier. De placeras då på ett sådant avstånd från varandra att de fungerar som en dubbel barriär för grumling. Dubbla skärmar innebär även en extra säkerhet om en av länsarna går sönder.

Gardinen består av en markfiberduk (textil), den kan ha olika tjocklek. Geotextilen kallas även "siltgardin", vilket refererar till den geologiska fraktion som gardinerna tidigare dimensionerades efter. För att geotextilier ska fungera bra bör den vara väl förankrad i länsen. Om möjligt bör den nå ner till botten, men inte vara längre. Om geotextilier är längre bildas ett veck mot botten vilket

<sup>78</sup> MMÖD M 10715-12, 2013-06-28, MMÖD M 6482-13, 2014-06-05.

försvarar hanteringen vid en flytt eller justering. En för lång geotextil ökar risken för uppgrumling vid såväl korrigerande av läget som när den tas bort. Veck innebär även en risk för att geotextilier fastnar i botten och därmed blir svår att ta bort.

För att geotextilier ska hänga så lodrät som möjligt bör den nedre delen vara viktad med exempelvis en kätting eller kraftigt armeringsjärn. Viktningen motverka att strömmande vatten, vågor och sug från båttrafik påverkar läget.

Geotextilens funktion är begränsad i strömmande vatten då det då är svårt att få den tät. Om geotextilier ändå bedöms vara en lämplig åtgärd i ett område med kraftigt strömmande vatten (3-4 knop och mer) bör dubbel läns användas. Geotextilier är även känsligare för is än vad spont och bubbelridåer är.

I områden med mycket båttrafik, t.ex. i en hamn eller farled, är geotextilier ofta opraktiska. De kan störa trafiken men även utgöra en säkerhetsrisk då de kan fastna i t.ex. propellrar. För att underlätta för sjöfarten förekommer det att geotextilierna utformas så att de är höj- och sänkbara. En annan metod för att underlätta för båttrafik att passera ett arbetsområde kan vara att använda en bubbellridå för hela eller delar av avskärmningen.

Borttagandet av geotextilier måste ske med försiktighet då det finns risk för spridning av sediment och föroreningar som ansamlats på och vid anordningen. Detta moment är särskilt känsligt om sedimenten som muddrats varit förorenade.

Geotextilier måttanpassas efter djup och längd för varje entreprenad. Även om de måttmässigt kan återanvändas vid en ny etablering har materialet en begränsad livslängd. Vid en varsam hantering kan de återanvändas två till tre gånger. De praktiska aspekterna gör att geotextilier ofta bara används en gång vilket gör metoden förhållandevis dyr. Länsarna, kättingen och armeringsjärnen kan dock ofta återanvändas. En alternativ återanvändning av geotextilier är att använda dem för att separera mer förorenade sediment eller massor från renare i t.ex. en utfyllnad eller vid deponering på land.



**Figur 7.** Användande av en geotextil för att förhindra grumling.  
Foto: Sjuntorp Oljelänsor AB.

#### 4.1.2 Bubbleridåer

Bubbleridåer lämpar sig bra i vatten som inte är strömmande och där sträckan för avskärmningen inte är för lång. Metoden bygger på att en slang med flera små hål i viktas ner på botten och med hjälp av en kompressor pumpas luft genom slangen vilket skapar en tunn ridå av bubblor i vattenpelaren. Slangen placeras runt det område som ska skyddas från grumlande ämnen. Dimensioneringen av kompressor och slang beror på djup, längd och dimension av slang. För att nå önskat resultat behöver kombinationen beräknas och testas i fält vid respektive plats.

Fördelar med bubbleridåer är att de har en begränsad påverkan på sjöfarten, de är lätta att lägga ut och återvinna och de kan stängas av då det inte pågår något grumlande arbete. Ytterligare en fördel med bubbleridåer är att de även begränsar spridningen av undervattensbuller som kan förekomma inom arbetsområdet där muddring sker (inklusive sprängning, spontning osv). En bubbleridå motverkar också isbildning vilket medför att arbetsområdet kan hållas isfritt. En nackdel med bubbleridåer är att arbetsområdet kan vara svårt att se, det behöver därför markeras ut med till exempel skyltar och/eller bojar. En bubbleridå är alltid platsbyggd. Materialkostnaden är låg men den har en driftskostnad för el (elkompressor) eller bränsle om den drivs av en dieselmotor.

### 4.1.3 Sponter

Spont är en annan typ av avskärmning som används för att begränsa spridningen av uppgrumlat material. Det finns sponter i stål, trä och plast. En fördel med spont är att de kan återanvändas och ofta är enkla att förankra, under förutsättning att tryckskillnaden på spontens bägge sidor inte är för stor, vilket det kan vara vid t.ex. strömmande vatten och vissa brostöd.

Åtgärden är mycket tät och lämpar sig bra vid reparationer, underhåll och utbyte av bottenmaterial vid till exempel bropelare, stöd i vatten och vissa kajkonstruktioner. Sponten fungerar även bra i strömmande vatten där den kan användas som en sköld mot strömmen och begränsa uppgrumling. Spont är en lämplig metod vid muddring invid en strandlinje som har låg bärighet och är svåråtkomlig från såväl land som sjö.

Även om spont initialt är en relativt kostsam åtgärd kan den över tid vara ekonomiskt fördelaktig om den grumlande verksamheten spänner över lång tid och flera årstider då den är hållbar och tålig för is.

Nackdelar med spont är att etableringen ofta medför buller, både ovan och under vatten. Även borttagandet medför ofta buller då sponten kan behöva vibreras loss. Borttagandet innebär även risk för uppgrumling av sediment, dock ofta i mindre omfattning än då geotextilier tas bort. En nedmontering av spont bör alltid ske försiktigt för att minimera risken för uppgrumling.

### 4.1.4 Val av mudderverk

Val av metod för utförandet av muddringen kommer påverka miljöeffekternas omfattning. De platsspecifika förutsättningarna har dock stor betydelse för valet av mudderverk och det är inte alltid möjligt att använda till exempel så kallad miljökopa. Sugmuddring orsakar generellt mindre grumling än skopmuddring. En annan faktor som påverkar hur omfattande grumlingen blir är själva utförandet, dvs hur försiktig den eller de som utför själva muddringen är. I avsnitt 1.2 beskrivs för- och nackdelar med olika typer av mudderverk närmare.

### 4.1.5 Begränsa bräddning

Genom att begränsa bräddningen av överskottsvatten från transportpråmar kan spillet av muddermassor minska. Nackdelen med en högre andel vatten i muddermassorna är att de medför mer grumling på en ev. dumpningsplats. Massor med ett högre vatteninnehåll har även större volym och därmed ett ökat transportbehov.

### 4.1.6 Förorenade sediment

I de fall det är nödvändigt att muddra i förorenade sediment, t.ex. för att upprätthålla ett visst djup i farleder eller i hamnar, kan mer omfattande skyddsåtgärder behövas för att begränsa grumling och förorenings-spridning. Lämpliga metoder kan då vara sugmuddring, muddring med en tätslutande skopa (s.k. miljökopa) eller frysmuddring (se avsnitt 1.2). Det kan vara lämpligt att muddringen utförs i etapper, med olika krav på försiktighetsmått

under arbeten i olika delar av sedimenten. Högre krav på skyddsåtgärder, så som särskilda muddringmetoder eller högre krav på villkor och kontroll av grumlings-spridning kan ställas vid muddring i förorenade sediment, än vid muddring av renare massor.

Massorna bör avvattnas och eventuellt genomgå ytterligare behandling innan de tas om hand på lämpligt sätt (se avsnitt 1.3). Även lakvattnet kan behöva renas före det släpps ut. Den enklaste formen av rening är avskiljning av suspenderat material. Om halterna av föroreningar är höga kan även traditionell vattenreningsteknik behöva användas t.ex. flockning, flotation, filtrering, och/eller oljeavskiljning.

För att underlätta en anpassad hantering av muddermassorna kan en separering efter föroreningsgraden behöva ske. Belastade ytskikt kan behöva separeras från de underliggande mer rena sedimenten. Praktiskt kan separeringen ske genom att mudderverk med maskinstyrning används. Det innebär att den för platsen inmätta batymetrin används för att reglera mudderverkets styrning via en dator. Datorn registrerar var grävmaskinen ska gräva, har grävt samt när det önskade djupet är nått och området är klart. På detta sätt kan sedimenten separeras genom att lager för lager grävs ut. För att kontrollera arbetet bör mellanmätningar göras. Muddring genom maskinstyrda mudderverk är vanligt förekommande.

#### 4.1.7 Stabilisera botten

Det är ofta olämpligt att muddra massor på botten där det efter det att arbetet har avslutats finns risk för en uppgrumling. En sådan uppgrumling kan ske genom att bottenmaterialet rörs upp av båttrafik eller av vattenströmmar. Om det ändå är nödvändigt att muddra på en sådan plats kan erosionskyddande åtgärder behöva vidtas. Är botten inom muddringsområdet leriga kan de behöva stabiliseras genom att de täcks med sand eller grus. En täckning minskar risken för återkommande grumling genom erosion eller resuspension.

Vid muddring i förorenade sediment men då inte hela volymen förorenade sediment tas bort kan det finnas en risk för att man blottlägger skikt som är ännu mer förorenade än de som sedimenterar idag. Det kan då finnas skäl för att vidta åtgärder för att hindra en spridning av de kvarvarande föroreningarna. Utifrån de platsspecifika förutsättningarna avgörs vilka åtgärder som bör vidtas. Exempel på en åtgärd är att täcka sedimenten med geotextil följt av ett lager med grövre material som fungerar som grävskydd. Om det finns organiskt material under tätskiktet bör risken för gasbildning beaktas. Se även SGI:s rapport om In-situ övertäckning av förorenade sediment<sup>79</sup> där det ges en beskrivning av ett antal möjliga metoder för övertäckning av förorenade sediment.

<sup>79</sup> SGI, 2016. In-situ övertäckning av förorenade sediment. Metodöversikt. SGI Publikation 30-1.

## 4.2 Åtgärder vid dumpning

### 4.2.1 Val av plats

För att minimera den negativa miljöpåverkan vid en dumpning är det viktigt att välja lämplig plats för genomförandet. Natura 2000-områden, naturreservat och vattenskyddsområden utgör som regel områden som är olämpliga för dumpning. Se till exempel Mark- och miljööverdomstolens dom 2011-02-22<sup>80</sup> angående dumpning och påverkan på Natura 2000-område.

Generellt är det även olämpligt att dumpa massor inomskärs då det finns risk för att värdefulla habitat kan påverkas av sedimentspridningen, även om de inte ligger i närheten av själva dumpningsplatsen<sup>81</sup>. Se även avsnitt 3.3.

Bottenförhållandena bör vara lämpliga för de massor som ska dumpas, vilket innebär att botten bör bestå av samma typ av massor som de muddermassor som ska dumpas, detta benämns ofta "Lika på lika". I normala fall bör dumpningsplatsen bestå av en så kallad ackumulationsbotten (ofta en djuphåla, men en djuphåla behöver inte vara en ackumulationsbotten), där massorna stannar kvar. Placeras massorna på en erosions- och/eller transportbotten kommer de att föras bort av havsströmmar eller genom vågrörelser.

SGU har på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götaland tagit fram en rapport som bedömer befintliga dumpningsplatser i länet utifrån en maringeologisk bedömning<sup>82</sup>. I rapporten finns även allmän information om bland annat förutsättningar för ackumulation.

### 4.2.2 Tidpunkt och väder

Valet av tidpunkt för genomförandet av en dumpning har betydelse för bl.a. fiskelek (se avsnitt 3.6). Även väderförhållandena har betydelse för miljökonsekvenserna. Olämpligt väder, t.ex. blåst och/eller vågor innebär både risk för mer omfattande grumling på dumpningsplatsen och försvarar förutsättningarna för att placera massorna på den anvisade platsen.

### 4.2.3 Övriga skyddsåtgärder

För att minimera problem med grumling vid dumpning behöver ofta skyddsåtgärder vidtas. Valet av vilka skyddsåtgärder som vidtas beror på de platsspecifika förutsättningarna. I avsnitt 4.1. beskrivs hur geotextilier, länsar och spontar kan användas för att begränsa grumlingen vid muddring, samma åtgärder kan användas vid dumpning. Vid stora vattendjup, är det dock ofta inte praktiskt att avskärma dumpningsplatsen med geotextil ända ner till botten. Ett alternativ kan då vara att använda en textil som når ner ett stycke i

<sup>80</sup> M 3488-10.

<sup>81</sup> Havs- och vattenmyndigheten 2016. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund.

<sup>82</sup> SGU. 2016. Marina dumpningsplatser i Västra Götaland. SGU-rapport 2016:18.

vattenpelaren. Ytterligare ett alternativ, som kan fungera om det inte är för höga strömhastigheter, är att lägga ut bubbellänsar.

En annan, men idag ovanlig metod i Sverige, är att utnyttja gravitationen och tömma muddermassorna via rör direkt ner på botten. En mer förekommande metod är att de bottentömmande pråmarna/båtarna använder en s.k. kjol för att minska grumlingen vid dumpningen. Kjolen är förankrad direkt i en båt/pråm, den når 5-10 meter ner i vattenpelaren. Används en kjol sker tömning oftast med ett transportband eller skruv vilket är mer tidskrävande än en bottentömning. För att begränsa grumling vid dumpningsplatsen kan massorna avvattnas innan de dumpas, se avsnitt 1.3.

### 4.3 Under utförande av fyllnad

Används muddermassorna i ett vattenområde för att skapa en anläggning av något slag, t.ex. en vägbank eller en pir, är det fråga om fyllning, vilket är en tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet.

För att förhindra grumling vid anläggandet av en utfyllnad eller konstruktion kan överskottsvattnet behöva passera en sedimentationsavskiljare före det avleds till recipienten. Används förorenade massor behöver överskottsvattnet utöver sedimentationsavskiljning ofta genomgå ytterligare rening.

Används förorenade muddermassor kan en avskiljande barriär behövas för att förhindra att de förorenade massorna pressas utåt. Om en textil används till detta bör den vara gasgenomsläpplig och ha lång livslängd. Vidare bör det undersökas om massorna behöver stabiliseras/solidifieras för att utlakning av föroreningar ska minska.

Se även Mark- och miljööverdomstolens dom 2013-06-28<sup>83</sup> angående åtgärder för sanering av hamnbassängen i Oskarshamn. I denna dom finns resonemang om villkor vid utsläpp av returvatten.

### 4.4 Buller och vibrationer

För att minimera problem med buller under ett muddringsprojekt bör man i första hand använda utrustning som har låga bulleremissioner. I andra hand kan man vidta åtgärder för att dämpa bullret vid källan. Det kan vara krav vid val av utrustning exempelvis har elektriska pumpar och kompressorer för bubbelridåer en lägre ljudnivå än de dieseldrivna.

Då sprängning har en negativ påverkan på vattenlevande organismer bör skyddsåtgärder vidtas. Ett säkerhetsavstånd behövs för att skydda såväl människor som dyker som akvatiska organismer.

---

<sup>83</sup> M 10715–12.

Skyddsåtgärder för att förhindra skador på organsimer är viktiga då höga och framförallt plötsliga ljudnivåer uppkommer. Detta eftersom organismer som upplever höga ljudnivåer tenderar att undvika området efter ett tag. För att större fiskar och marina däggdjur ska lämna närområdet kan borring, andra bullrande arbeten eller störsignaler användas för att skrämja iväg dem före en sprängning. Vid pålning är det lämpligt att börja påla med en lägre intensitet för att på så vis varna djur i närheten (så kallad ”ramp-up”). Behovet av skyddsåtgärder och hur de ska utformas måste bedömas från fall till fall.

## 4.5 Kompensationsåtgärder

Intrång i naturmiljöer som medför en förlust av värdefulla habitat ska generellt undvikas. Det finns trots det fall där intrång måste ske och då irreversibla skador uppstår. Skadelindringshierarkin bör tillämpas, vilket innebär att skador i första hand ska undvikas, i andra hand minimeras och avhjälpas på plats och endast i sista hand kompenseras. Om skador trots allt uppkommer kan prövnings- eller tillsynsmyndigheten ställa krav på att verksamhetsutövaren ska vidta kompensationsåtgärder<sup>84</sup>.

Exempel på möjliga kompensationsåtgärder vid muddringsprojekt:

- anlägga mer eller mindre konstgjorda rev<sup>85</sup>
- återetablering av ålgräsvegetation<sup>86</sup>
- återetablera blåstångsamhällen i Östersjön<sup>87</sup>
- anlägga lekbottnar.

### 4.5.1 Fiskeavgift

Även den engångsavgift alternativt årlig avgift som prövningsmyndigheten<sup>88</sup> får ålägga tillståndshavaren att betala för att främja fisket avser att kompensera den bedömda skadan på fisk och fiske (så kallad fiskeavgift). Avgiften kan användas inom det berörda vattnet eller inom ett angränsande vattenområde.

För att uppskatta fiskeavgiftens storlek kan Länsstyrelsens Fiskeutredningsgrupp vara till hjälp. Länsstyrelsens fiskeutredningsgrupp, arbetar nationellt på uppdrag från mark- och miljödomstolar och andra myndigheter med fiskerelaterade frågor kopplade till tillståndsprövningar av vattenkraftverk, muddringar eller andra verksamheter som påverkar fiskbestånd<sup>89</sup>.

<sup>84</sup> Naturvårdsverket, 2016. Ekologisk kompensation. Handbok 2016:1.

<sup>85</sup> Exempel hummerrevsprojektet i Göteborgs kommun.

<sup>86</sup> Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Rapport 2016:8.

<sup>87</sup> <http://balticsea2020.org/alla-projekt/overgodning/14-oevergoedning-pagaende-projekt/566-restaurering-av-blastangssamhaellen-en-manual-foer-tillvaegagangssaett>

<sup>88</sup> 6 kap. 5, 6 §§ lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.

<sup>89</sup> <http://www.fiskeutredningsgruppen.se>



Vid större intrång i samband med vattenverksamheter anser Havs- och vattenmyndigheten att kompensationsåtgärder så långt som möjligt ska eftersträvas framför ekonomisk ersättning. Detta beror på att det i samband med stora intrång är viktigare att utforma kompensationsåtgärder som är anpassade efter skadan i det enskilda fallet.

För mindre intrång, tex vid en anmälningsskyldig muddring som medför en påverkan på grunda botten som har betydelse för fiskproduktionen, kan fiskeavgift i vissa fall innebära större naturvårdsnytta där avgift för flera verksamheter används för att utföra mer omfattande åtgärder. Om genomförda kompensationsåtgärder inte uppväger skadan på fisket kan det vara aktuellt att besluta om kompletterande fiskeavgift.

Om frågan om fiskeavgiftens storlek inte kan bedömas före det att projektet genomförts finns det möjligheter för prövningsmyndigheten att skjuta upp frågan under en prövotid. Under prövotiden kan frågan om skada på fisk och fiske utredas närmare.

Tillsynsmyndigheten har även möjlighet att begära ut en fiskeavgift i efterhand t.ex. vid en otillåten muddring<sup>90</sup>.

---

<sup>90</sup> MMÖD M 11172–14, 2015-06-26.

## 5. Prövning

I detta avsnitt behandlas de provningsprocesser som kan vara aktuella i samband med muddring och hantering av muddermassor. Det är alltid verksamhetsutövaren som är ansvarig för att verksamheten har de tillstånd som krävs.

Följande punkter är viktiga att beakta vid prövning och tillsyn:

- Muddring är en tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap. MB.
- Används muddermassorna för utfyllnad i vattenområde för att skapa en anläggning av något slag är det fråga om fyllning, vilket är en tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap. MB.
- En utfyllnad i vattenområde för anläggningsändamål kan förutom vattenverksamhet också vara miljöfarlig verksamhet. I sådana fall bör frågor enligt såväl 11 som 9 kap. MB prövas i samma ärende, en s.k. samordnad prövning.
- Uppläggning av muddermassor respektive användning av avfall för anläggningsändamål på land kräver i princip alltid tillstånd eller anmälan enligt 9 kap. MB.
- Vid deponering av muddermassor ska deponin vara tillståndsprövad enligt 9 kap. MB.
- Dumpning av muddermassor (avfall) i vatten kräver alltid en dispens från dumpningsförbudet enligt 15 kap. MB.
- Om den planerade muddringen eller hanteringen av muddermassor påverkar områden som omfattas av bestämmelserna om strandskydd eller andra skydd enligt 7 kap. MB ska detta beaktas i prövningen.

En generell förutsättning för att få muddra respektive dumpa är att verksamhetsutövaren har rådighet över det berörda vattenområdet<sup>91</sup>.

Mark- och miljödomstolen kan göra en samordnad prövning av hela verksamheten enligt 21 kap. 3 § MB. Det innebär att verksamheten prövas i samma beslut med hänsyn till bestämmelserna om såväl strandskydd, vattenverksamhet, miljöfarlig verksamhet som dumpning. HaV förespråkar att en verksamhet eller åtgärd som berörs av flera kapitel i balken prövas enligt samtliga kapitel i ett sammanhang. Även när det gäller anmälningsärenden kan prövningen samordnas<sup>92</sup>. Länsstyrelsen kan t.ex. pröva frågan om strandskyddsdispens i samband med att en anmälan behandlas. På motsvarande sätt kan en anmälan om uppläggning av muddermassor tas upp i samma beslut som muddringen. Länsstyrelsen får då förbehålla sig rätten att pröva frågor som annars skulle ha prövats av en kommun. I de fall kommunen tagit över tillsynen över vattenverksamhet, bör frågorna om strandskydd och

<sup>91</sup> 2 kap. 1 § LSV (1998:812).

<sup>92</sup> 19 kap. 3 § MB.

uppläggning samordnas där så är möjligt. Det är viktigt att kommunen får tillfälle att yttra sig i de enskilda ärenden där länsstyrelsen övertar beslutsrätten.

I Naturvårdsverkets handbok *Vattenverksamheter*<sup>93</sup> beskrivs processen för tillståndsprovning och anmälan närmare. På Havs- och vattenmyndighetens webbplats<sup>94</sup> finns vägledande domar avseende tillståndsprovade vattenverksamheter.

## 5.1 Tillstånd eller anmälan för muddring

För att få muddra krävs normalt att verksamhetsutövaren antingen har tillstånd från mark- och miljödomstolen eller har gjort en anmälan till tillsynsmyndigheten, vanligen länsstyrelsen<sup>95</sup>. I vissa fall gäller dock undantag från tillstånds- eller anmälningsplikten (se avsnitt 5.3 och avsnitt 6). I rinnande vattendrag gäller anmälningsplikt<sup>96</sup> för muddring där bottenytan omfattar högst 500 kvadratmeter. I annat vattenområde än vattendrag gäller anmälningsplikt så länge som den bottenyta som verksamheten omfattar uppgår till högst 3 000 kvadratmeter. Om muddringen omfattar ett större område krävs tillstånd.

I fall där verksamhetsutövaren är tveksam till om muddringen omfattas av anmälnings- eller tillståndsplikt, kan det vara rekommenderat att kontakta Länsstyrelsen och diskutera vilket behov av fortsatt provning som eventuellt föreligger i det aktuella fallet.

Handläggningen av en ansökan om tillstånd hos mark- och miljödomstol kan ta tid. Beroende på ärendets komplexitet och domstolens arbetsbörda, kan handläggningstiden variera från ca 6 månader upp till flera år. Omfattas åtgärden av anmälningsplikt ska anmälan göras till länsstyrelsen minst 8 veckor innan åtgärden genomförs<sup>97</sup>.

Det är verksamhetsutövaren som upprättar ansökan/anmälan och ansvarar för att ta fram de handlingar och underlag som behövs för att myndigheterna ska kunna bedöma verksamheten i samband med provningen<sup>98</sup>. I bilaga 1 finns exempel på vilka uppgifter som bör ingå i en ansökan respektive anmälan.

Eftersom muddring ofta är en tidsbegränsad verksamhet är det extra viktigt att verksamhetsutövaren tar ställning till egenkontrollen redan när ansökan upprättas så att den kan diskuteras vid provningen. Tillsynsmyndigheten bör under tillståndsgivningen verka för att den tillståndsgivande myndighetens

<sup>93</sup> Naturvårdsverket, 2008.

<sup>94</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/rattsfall.html>

<sup>95</sup> Länsstyrelsen kan enligt 1 kap. 18 § Miljötillsynsförordningen (2011:13) överlåta den operativa tillsynen åt en kommunal nämnd.

<sup>96</sup> 19 § förordningen (1998:1388) om vattenverksamhet m.m.

<sup>97</sup> 11 kap. 9 b § MB, se även avsnitt 4.3 i NV handbok 2008:5.

<sup>98</sup> kunskapskravet i 2 kap. 2 § MB.

villkor om kontroll preciserar vad som ska kontrolleras och hur det ska gå till. Se även avsnitt 7 i denna vägledning och avsnitt 2.4.6 i Naturvårdsverkets Handbok 2001:4.

En verksamhetsutövare kan hos prövningsmyndigheten yrka på att få påbörja en verksamhet innan ett tillstånd vunnit laga kraft<sup>99</sup>. Möjligheten till ett sådant så kallat verkställighetsförordnande bör nyttjas med stor försiktighet eftersom en muddring alltid riskerar att orsaka en irreversibel miljöpåverkan.

## 5.2 Tillstånd, anmälan eller dispens vid hantering av muddermassor

I samband med att själva muddringen prövas bör också prövning- eller anmälningsmyndigheten ta ställning till hur de uppkomna muddermassorna ska hanteras efter det att de muddrats upp från botten, om inte denna fråga redan är avgjord.

I miljöbalken finns flera kapitel som berör hanteringen av rens- och muddermassor. Hur bestämmelserna relaterar till varandra beskrivs nedan. När avsikten är att göra sig av med massorna klassificeras mudder- och rensmassor som avfall<sup>100</sup> oavsett om de är förorenade eller ej. Att göra sig av med avfall utan att återvinna det eller utan att lämna det till någon som samlar in eller transporterar bort det är att bortskaffa avfall. Detta gäller även för det fall en verksamhetsutövare gör sig av med avfallet inom verksamhetsområdet eller den egna fastigheten. Förarbetena till miljöbalken är inte helt tydliga på att rens- och muddermassor är jämförbara ur avfallssynpunkt. Havs- och vattenmyndigheten bedömer att rens- och muddermassor, från såväl juridisk synpunkt som miljösynpunkt bör bedömas och hanteras på ett enhetligt sätt. Muddermassor bör med den utgångspunkten anses som ett vidare begrepp som inkluderar även rensmassor. Rensmassor bör betraktas som muddermassor som uppkommit i samband med återställande av ett vattendrag eller vid rensning/underhåll av vattenanläggningar<sup>101</sup>, till ett i tillstånd reglerat bestämt djup och läge.

För rensmassor, dvs. muddermassor som uppkommit vid rensning, finns en rätt (tvångsrätt gentemot markägaren) att lägga massorna på närmsta strand inskriven i 2 kap. 6 § LSV. Ett utnyttjande av tvångsrätten förutsätter att uppläggningsen uppfyller kraven om val av plats i 2 kap. 6 § MB.

### 5.2.1 Avfallsdefinitionen och avfallshierarkin

Med avfall menas alla föremål, ämnen eller substanser som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med. I ramdirektivet om

<sup>99</sup> Ett s.k. Verkställighetsförordnande enligt 22 kap. 28 § MB.

<sup>100</sup> Enligt avfallsförordningen (2011:927), avfallstyp 17.05.

<sup>101</sup> 2 kap. 5 § 2 stycket LSV (1998:812), en farled omfattas av begreppet vattenanläggning.

avfall<sup>102</sup> har två artiklar införts för att förtydliga avfallsdefinitionen. Den ena tydliggör när någonting kan anses som en biprodukt och inte som avfall och den andra tydliggör när avfall upphör att vara avfall. Dessa definitioner framgår numer även av 15 kap. 1 § MB. I ramdirektivet om avfall är den s.k. avfallshierarkin grunden för hur hanteringen av avfall ska prioriteras.

Avfallshierarkin är inarbetad i 2 kap. samt 15 kap. miljöbalken. Direktivet ställer krav på medlemsstaterna att se till att avfall hanteras i enlighet med avfallshierarkin och utan fara för människors hälsa och utan att skada miljön. I direktivet föreskrivs att medlemsstaterna vid tillämpningen av avfallshierarkin ska främja de alternativ som ger bäst resultat för miljön som helhet och att avvikelser kan krävas när det är motiverat med hänsyn till påverkan från hela produktens livscykel. Vid bedömningen av vad som är mest lämpligt bör därför en helhetsbedömning av hälso- och miljöaspekterna göras. Verksamhetsutövaren är ansvarig för att göra denna bedömning.

### *Användning av avfallshierarkin vid prövning av hur muddermassor ska hanteras*

Den prioriteringsordning som framgår av avfallshierarkin i 15 kap. 10 § MB innebär att avfall i första hand ska förebyggas, i andra hand återanvändas, i tredje hand materialåtervinnas, i fjärde hand återvinnas på annat sätt och i sista hand bortskaffas. Ordningen gäller under förutsättning att det är miljömässigt motiverat och ekonomiskt rimligt.

När det gäller muddermassor är inte återanvändning aktuellt, för de övriga stegen i hierarkin bör följande gälla;

### *Förebyggande*

Vid en muddring ska mängden massor begränsas så långt som möjligt. Det är därför viktigt med en bra planering för genomförandet. En förutsättning för planeringen är att tidigt klargöra vilket syfte åtgärden avser att uppnå. Den strategiskt förebyggande planeringen av en muddring bör ingå i samrådet – och därefter i prövningen.

### *Materialåtervinning*

Muddermassor bör ses som en resurs och därför helst återvinnas när det är lämpligt ur miljö- och hälsosynpunkt<sup>103</sup>. Syftet med hanteringen är avgörande för om den ska betraktas som bortskaffning eller återvinning. Utifrån syftet kan hanteringen vara en avfallshantering (bortskaffning/dumpning) eller en vattenverksamhet (återvinning) vilket styr prövningen. Indikatorer för att bedöma om en användning av avfall för anläggningsändamål kan betraktas som materialåtervinning är att avfallet ersätter traditionella anläggningsmaterial och att konstruktionen fyller en funktion. Endast den

<sup>102</sup> Direktiv 2008/98/EG.

<sup>103</sup> Se MMÖD beslut M 10715–12, 2013-06-28 ang. nyttiggörande av förorenande sediment i konstruktioner.

mängd avfall som behövs för konstruktionens funktion, t.ex. bärförmåga, hållbarhet och utjämning, bör omfattas av återvinning. Syftet med anläggningen och avfallets funktion som konstruktionsmaterial är alltså avgörande för om verksamheten kan betraktas som användning för anläggningsändamål. Om en anläggning utformas så att onödigt mycket avfall används och avfallet inte fyller någon funktion kan det vara fråga om uppläggning av muddermassor, dvs. en form av bortskaffning av avfall. Naturvårdsverket handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten omfattar muddermassor<sup>104</sup> (se även avsnitt 1.5).

Muddermassor kan användas för byggnadsändamål (inklusive vägbyggnad), som komponenter i byggnadsmaterial (sand och grus i betong) eller som anläggningsjord. De kan även användas som fyllning på land eller i vatten. Massornas innehåll av föroreningar och övriga egenskaper är avgörande för hur de kan och bör hanteras.

### *Annan återvinning*

Exempel på annan återvinning än materialåtervinning är när massorna används som bränsle, gödsel eller jordförbättringsändamål. Denna återvinning är inte lika kvalificerad återvinning som materialåtervinning.

### *Bortskaffande*

Bortskaffande av muddermassor kan antingen ske genom att de deponeras på land eller dumpas i vatten. Uppläggning kräver i princip alltid tillstånd eller en anmälan enligt 9 kap. MB (se även avsnitt 5.2.4). Den deponi som tar emot muddermassor ska ha tillstånd att ta emot sådana massor<sup>105</sup>. Kraftigt förorenade massor kan behöva destrueras.

Att dumpa avfall inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon är förbjudet<sup>106</sup>. Om massorna kan dumpas utan olägenhet för människors hälsa och miljö kan i vissa fall dumpningsdispens medges. Övervägs dumpning är graden av förorening en viktig aspekt vid en bedömning se avsnitt 3.2.3 samt 3.2.5. Dumpning är, enligt Havs- och vattenmyndigheten, i första hand ett alternativ för muddermassor som inte är förorenade. Förorenade sediment ska i första hand om möjligt återvinnas, tas om hand för behandling och/eller deponering på en tillståndsprövad deponi.

## **5.2.2 Bestämmelser i miljöbalken som reglerar hanteringen av muddermassor**

Både regler i 7, 9, 11 och 15 kap. MB samt 29 kap. miljöprövningsförordningen (MPF) kan bli tillämpliga gällande hanteringen av de massor som uppkommer

<sup>104</sup> Naturvårdsverket, 2010.

<sup>105</sup> Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, se Tabell 6.

<sup>106</sup> 15 kap. 27 § MB.

vid muddring. För mer information om hur bestämmelserna i 29 kap. MPF ska tolkas, se Naturvårdsverkets vägledning om just detta kapitel<sup>107</sup>.

### *Anläggning i vattenområde*

Det är syftet med åtgärden som avgör om hanteringen av muddermassor är en vattenverksamhet enligt 11 kap. MB eller enbart en hantering av avfall enligt 9 och/eller 15 kap. MB. Om syftet är att använda muddermassorna i ett vattenområde för att åstadkomma en anläggning, t.ex. att för att skapa ett landområde, är det fråga om fyllning, dvs. vattenverksamhet, som normalt är tillstånds- eller anmälningspliktig. Enligt Havs- och vattenmyndighetens bedömning omfattas en utfyllnad med muddermassor även av 9 kap. MB eftersom massorna är ett avfall som används för anläggningsändamål. Om däremot de massor som används för fyllningen är täktmassor eller andra icke avfallsklassade schaktmassor är det enbart fråga om vattenverksamhet. Sker fyllningen inom ett område som omfattas av strandskydd behöver också frågan om dispens från strandskyddsbestämmelserna i 7 kap. MB prövas. Vid en anmälan om vattenverksamhet ska en dispensprövning ske innan eller i samband med handläggningen av anmälningsärendet om verksamheten berör ett område som omfattas av strandskydd. Är fyllningen tillståndspliktig prövar mark- och miljödomstolen frågan tillsammans med muddringen där också frågan om strandskydd ska beaktas.

### *Dumpning*

Är syftet enbart att bortskaffa muddermassorna i ett vattenområde<sup>108</sup> är det fråga om dumpning, vilket alltid kräver dispens enligt 15 kap. MB. I det här sammanhanget är det viktigt att komma ihåg att dumpning av avfall inte kan prövas som en miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. miljöbalken eller som en vattenverksamhet enligt 11 kap. miljöbalken.

Dumpning är som huvudregel förbjuden och dispens ska utgöra ett undantag från denna regel. Förutsättningen för att kunna medge en dispens från det generella förbudet att dumpa avfall är att massorna kan dumpas utan olägenhet för människors hälsa och miljön. Då det är ett beslut om dispens från en förbudsbestämmelse är det inte möjligt att i beslutet avväga mot andra intressen. Bedömningen görs utifrån de platsspecifika förutsättningarna. För mer information se Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:28.

Regeringen eller den myndighet som regeringen bestämmer kan under vissa förutsättningar medge dispens från dumpningsförbudet i det enskilda fallet<sup>109</sup>. En ansökan om dispens för dumpning prövas enligt gällande bestämmelser av länsstyrelsen, Havs- och vattenmyndigheten eller av Mark- och miljödomstolen

<sup>107</sup> <http://naturvardsverket.se/vagledning-mpf-avfall>

<sup>108</sup> Enligt 11 kap. 2§ MB avses med vattenområde ett område som täcks av vatten vid högsta förutsebara vattenstånd.

<sup>109</sup> 15 kap. 29 § MB.

i samband med tillståndsprövning av en verksamhet som prövas inom ramen för ett ansökningsmål<sup>110</sup>.

### *Deponering av muddermassor på land längs små sund, kanaler eller vattenvägar som massorna muddrats ifrån*

Deponering av muddermassor på land kräver i princip alltid tillstånd eller anmälan enligt 9 kap. MB. Om massorna används eller läggs upp inom ett strandskyddat område krävs vanligtvis även dispens från strandskyddsbestämmelserna i 7 kap. MB.

### *Återvinning för anläggningsändamål på land*

Användning av muddermassor för anläggningsändamål på land är miljöfarlig verksamhet. Användningen av icke-farligt avfall för anläggningsändamål kräver i princip alltid tillstånd eller anmälan enligt 9 kap. MB.

Avfall i form av muddermassor tillhör kategori 17 0505-17 05 06 enligt bilaga 4 till avfallsförordningen. Om massorna ska klassificeras som farligt avfall eller ej beror på innehållet av farliga ämnen, dvs. hur förorenade de är. Klassificeras massorna som farligt avfall gäller särskilda regler för hur det får hanteras och vilka anläggningar som får ta emot det. Sådana massor är i regel inte möjliga att återvinna utan en föregående behandling.

### *Lagring*

Även en lagring av muddermassor som en del av att samla in detta avfall är normalt tillstånds- eller anmälningspliktig verksamhet enligt 9 kap. MB. Det kan även vara värt att notera att en lagring som varar längre tid än ett år innan avfallet bortskaffas, respektive 3 år innan det återvinns betraktas som deponering<sup>111</sup>.

### *Avvattning*

För att kunna hantera muddermassor på land behöver dessa ofta först avvattnas. Avvattning är anmälningspliktigt om det handlar om att avvattna icke-farligt avfall och mängden som behandlas är högst 2 000 ton. Då större mängder än så ska avvattnas gäller tillståndsplikt.

---

<sup>110</sup> 21 kap. 3 § MB.

<sup>111</sup> 4 § Avfallsförordning (2011:927).



**Tabell 6.** Nedanstående matris visar hur gällande bestämmelser för hanteringen av rens- och muddermassor relaterar till varandra. Grundprincipen när bestämmelserna relateras till varandra är att lag går före förordning som går före föreskrift.

Hantering av avfall	Muddermassor
Återvinning för anläggningsändamål	<p>Om syftet är att återvinna massorna för anläggningsändamål är hanteringen att betrakta som miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. MB. Användning av icke-farligt avfall för anläggningsändamål kräver tillstånd från länsstyrelsen (kod 90.131 B) eller en anmälan till kommunen (kod 90.141 C) enligt 29 kap. 34 respektive 35 §§ MPF.</p> <p>Om det är fråga om utfyllnad i vattenområde i syfte att åstadkomma en vattenanläggning är det även fråga om vattenverksamhet. Om bottenytan där vattenverksamheten utförs uppgår max 500 m<sup>2</sup> i ett vattendrag eller till max 3000 m<sup>2</sup> i annat vattenområde, krävs anmälan enligt 19 § förordning (1998:1388) om vattenverksamhet. Utfyllnad som är större än så kräver tillstånd. Tillstånd eller anmälan krävs dock inte om undantaget i 11 kap.12 § MB är tillämpligt.</p>
Deponering av icke-farliga muddermassor på land längs små sund, kanaler eller vattenvägar som massorna har muddrats från	<p>Deponering av muddermassor på land kräver tillstånd från länsstyrelsen, 29 kap. 18 § MPF (kod 90.271 B) eller en anmälan till kommunen, 29 kap. 19 § MPF (90.281 C) om det handlar om att deponera icke-farliga muddermassor längs mindre sund, kanaler eller vattenvägar från vilka det har muddrats.</p> <p>För deponering av icke-farligt muddringsslam längs mindre sund, kanaler eller vattenvägar från vilka det har muddrats, finns ett undantag från deponeringsförordningen (2001:512) i 4 § p 3. Punkt ett i samma paragraf anger att förordningen inte ska användas för slam från muddring om det används för gödsel- eller jordförbättringsändamål.</p> <p>Uppläggning kan kräva dispens från strandskyddsbestämmelserna samt även behöva prövas i förhållande till övriga områdesskydd i 7 kap. MB och försiktighetsmått enligt 2 kap. MB.</p> <p>Enligt 2 kap. 6 § LSV får muddermassor läggas på närmaste strand, om det inte medför avsevärda olägenheter från allmän eller enskild synpunkt.</p>
Deponering på land (ej i anslutning till det vattenområde massorna har muddrats ifrån)	<p>Deponering av muddermassor som sker på annan plats än i anslutning till det vattenområde som massorna har muddrats ifrån kräver alltid tillstånd. För en anläggning för deponering kan koderna 90.290-i, 90.300-i, 90.310, 90.320-i och 90.330-i, 90.340, 29 kap. 20-26 §§ MPF vara aktuella.</p>
Lagring som en del av att samla in avfall	<p>Anmälnings- eller tillståndsplikt för lagring som en del av att samla in avfall föreligger normalt för muddermassor som lagras i syfte att skickas till annan verksamhet för t.ex. återvinning, bortskaftering eller behandling eller för verksamheter som enbart bedriver lagring av avfall – se 29 kap. 48-51 §§ MPF, kod 90.30, 90.40, 90.50 och 90.60. Det kan även vara värt att notera att en lagring som bedrivs längre än ett år innan avfallet bortskafteras, respektive tre år innan det återvinns betraktas som deponering, se 4 § avfallsförordningen.</p> <p>Lagring kan kräva dispens från strandskyddsbestämmelserna i 7 kap. MB samt även behöva prövas i förhållande till övriga områdesskydd och försiktighetsmått enligt 2 kap. MB.</p>
Lagring i avvaktan på återvinning eller bortskaftering	<p>Om en verksamhet t.ex. bedriver återvinning och i anslutning till detta har ett lager av avfall (avfallet ska behandlas vid den aktuella verksamheten), ska detta lager inte klassas som en del av att samla in avfall. Detta lager kan dock omfattas av tillståndsplikt enligt 29 kap. 56 § MPF, kod 90.408-i, om det handlar om lagring inför vissa typer av verksamheter.</p>

Forts. tabell 6.

Hantering av avfall	Muddermassor
<b>Avvattning</b>	Anmälningsskyldighet C och verksamhetskod 90.375 gäller enligt 29 kap. 39 § MPF för att avvattna icke-farligt avfall ex. muddermassor, om mängden avfall som behandlas är högst 2 000 ton. Då större mängder än så ska avvattnas kan tillståndsskyldighet enligt 29 kap. 68, 69, 71 eller 72 §§ MPF gälla beroende på om det är farligt avfall eller icke-farligt avfall.
<b>Dumpning i vatten</b>	Det råder ett generellt förbud mot att dumpa avfall enligt 15 kap. 27 § MB. Enligt 15 kap. 29 § MB får regeringen eller den myndighet regeringen bestämmer besluta om dispens i det enskilda fallet från dumpningsförbudet.

Grönt = Avfall (15 kap. MB)

Rött = Miljöfarlig verksamhet (9 kap. MB)

Blått = Vattenverksamhet (11 kap. MB, LSV<sup>112</sup>)

Lila = Områdesskydd (7 kap. MB)

### 5.2.3 Ytterligare vägledning gällande hantering av avfall

Hanteringen av muddermassor på land beskrivs inte närmare i denna vägledning. För mer information om återvinning av avfall för anläggningsändamål samt deponering, se Naturvårdsverkets hemsida<sup>113</sup> och handböckerna Återvinning av avfall i anläggningsarbeten (2010:1) samt Deponering av avfall (2004:2).

### 5.2.4 12:6-samråd

En åtgärd ex. rensning eller hanteringen av muddermassor på land kan under vissa förutsättningar ses som miljöfarlig verksamhet som omfattas av 9 kap. MB, men inte omfattas av tillstånds- eller anmälningsskyldigheten enligt miljöprövningsförordningen. För sådana åtgärder kan ändå samrådskyldighet enligt 12 kap 6 § MB föreligga i vissa fall. Av miljöbalkens 12 kap. 6 § framgår att skyldighet att göra en samrådsanmälan gäller för den som ska bedriva en verksamhet eller utföra en åtgärd som väsentligt kan komma att ändra naturmiljön på platsen. Även i tveksamma fall bör en anmälan göras. Om en anmälan inte har gjorts har verksamhetsutövaren bevisbördan för att naturmiljön inte skadats.

## 5.3 Undantag från anmälningsskyldighet- och tillståndsskyldighet

Huvudregeln är att alla vattenverksamheter är tillståndsskyldiga alternativt anmälningsskyldiga. Vilka verksamheter som är anmälningsskyldiga

<sup>112</sup> Lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.

<sup>113</sup> <http://naturvardsverket.se/vagledning-mpf-avfall>

vattenverksamheter framgår av 19 § förordningen om vattenverksamheter. För verksamheter som är ”större” än de som finns på anmälningslistan<sup>114</sup> gäller inte ett automatiskt krav på tillståndsprövning. Förutsättningarna för att få tillämpa undantaget från tillståndsplikt gäller även i dessa fall. Eftersom verksamhetens omfattning ändå har en koppling till graden av miljöpåverkan bör ”större” verksamheter ändå vanligtvis betraktas som tillståndspliktiga till dess motsatsen kan visas.

Om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen kan skadas genom muddringens inverkan på vattenförhållandena, är verksamheten undantagen från tillstånds- eller anmälningsplikten<sup>115</sup>.

Det är alltid verksamhetsutövaren som har bevisbördan att visa att varken allmänna eller enskilda intressen kan komma att skadas och därmed inte omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikten. Kravet på att det ska vara uppenbart innebär att tillstånds- eller anmälningsplikten omfattar i princip all slags vattenverksamhet av någon betydelse.

För det fall länsstyrelsen får kännedom om en planerad verksamhet som bedöms kunna skada allmänna intressen, kan länsstyrelsen underrätta verksamhetsutövaren om detta i ett meddelande. Tillsynsmyndigheten kan också förbjuda en icke tillståndsprövad eller anmäld verksamhet som bedöms kunna medföra skada för allmänna eller enskilda intressen. I de fall länsstyrelsen bedömer att en verksamhet inte skadar allmänna eller enskilda intressen, bör verksamhetsutövaren ändå erinras om sitt eget ansvar att avgöra om tillstånd behövs eller inte.

Mer information om undantag från tillstånds- eller anmälningsplikten finns i Naturvårdsverkets Handbok 2008:5 om vattenverksamheter.

## 5.4 Anmälan av vattenverksamhet

Nedan beskrivs kortfattat gången i ett anmälningsärende. Mer information om frågor som rör anmälningar finns att hämta i Naturvårdsverkets Handbok 2008:5 om vattenverksamheter.

### 5.4.1 Vem ska anmälan ges in till?

En anmälan om vattenverksamhet ska göras till antingen försvarsinspektören för hälsa och miljö, länsstyrelsen eller kommunen. Fördelningen mellan dessa tillsynsmyndigheter framgår av miljötillsynsförordningen.

När det gäller vattenverksamheter är det i normalfallet till länsstyrelsen som en anmälan ska lämnas in.

---

<sup>114</sup> 19 § Förordning (1998:1388) om vattenverksamhet m.m.

<sup>115</sup> 11 kap. 12 § MB.

#### **5.4.2 Innehåll i en anmälan**

Bestämmelser om vad som ska ingå i en anmälan om vattenverksamhet finns i 20 § förordningen om vattenverksamheter (FVV). Härav framgår att anmälan ska innehålla ritningar och kartor samt övriga uppgifter som behövs för att tillsynsmyndigheten ska kunna bedöma verksamhetens påverkan på omgivningen.

I bilaga 1 finns en lista på uppgifter som verksamhetsutövaren bör redovisa i en anmälan om muddring.

#### **5.4.3 Tillsynsavgift**

När anmälan kommer in till tillsynsmyndigheten ska tillsynsmyndigheten begära att verksamhetsutövaren betalar avgiften för anmälan.

Tillsynsmyndigheten ska också ta ställning till om andra avgiftsbelagda ärenden, t.ex. om strandskydd, är aktuella i anmälningsärendet. Om inte avgiften betalas ska anmälan avvisas. Verksamhetsutövaren ska upplysas om detta i samband med föreläggandet om betalning.

#### **5.4.4 Handläggning av en anmälan**

När avgiften kommit in kan handläggningen av anmälan börja. Initialt bör bedömmas om några uppgifter saknas i anmälan. För det fall anmälan inte är komplett behöver kompletteringar begäras in. Så snart anmälan bedömts som komplett ska den skickas över till den kommunala nämnden samt till HaV, om det kan antas att de allmänna fiskeintressena berörs av verksamheten, se 21 § FVV. För det fall det finns andra statliga och kommunala myndigheter samt organisationer och enskilda som kan ha ett intresse i saken ska dessa också ges tillfälle att yttra sig i anmälningsärendet, se 22 § FVV. Vilka som anses berörda varierar från fall till fall men det kan t.ex. handla om närliggande fastighetsägare som riskerar att påverkas av verksamheten.

När kommunikering av anmälan är färdig och ärendet anses vara tillräckligt utrett ska tillsynsmyndigheten avsluta ärendet. Detta kan göras aningen genom ett beslut om förbud eller föreläggande om försiktighetsmått eller föreläggande att ansöka om tillstånd, se 23 § FVV. Sådana beslut fattas med stöd av 26 kap. MB som en del av tillsynen.

Ett föreläggande om att ansöka om tillstånd kan som exempel handla om ärenden som är anmälda men där Länsstyrelsen gör bedömningen att verksamheten eller åtgärden är alltför omfattande och att konsekvenserna är för svårbedömda för att kunna hanteras som ett anmälningsärende.

Alternativ behövs inte något förbud eller föreläggande och då behöver tillsynsmyndigheten enbart underrätta den som gjort anmälan om att ärendet inte föranleder någon åtgärd från myndighetens sida.

### 5.4.5 Innehåll i beslut om anmälan

I 22 kap. MB beskrivs vilka frågor som bör regleras i ett tillstånd. Motsvarande bestämmelser saknas för en anmälan respektive för ett beslut om dispens.

Det finns en rad viktiga frågor som bör regleras i ett beslut med anledning av en anmälan för muddring, nedan ges några exempel:

- Arbetstid och tiden på året för genomförandet. Tiden kan behöva begränsas med hänsyn till fiskets, naturvårdens och det rörliga friluftslivets intressen.
- Precisering av det område där muddring får ske, i yt- och djupled.
- Krav på högsta tillåtna grumling vid preciserade punkter.
- Krav för masshantering.
- Krav, åtminstone för större verksamheter, om dialog vid upprättandet av egenkontrollprogrammet.
- Krav om att verksamhetsutövaren ska åläggas att informera tillsynsmyndigheten om när arbetet påbörjas och när det avslutats.
- Dispens från strandskyddsbestämmelserna och motiven för dispensen.

## 5.5 Tillstånd enligt 11 kap. MB

Förändringar har gjorts i 6 kap. MB vilka trädde i kraft 1 januari 2018. Nedan beskrivs kortfattat gången i ett tillståndsärende enligt 11 kap. MB och vad som ingår i en specifik miljöbedömning enligt 6 kap. MB <sup>116</sup>.

### 5.5.1 Specifik miljöbedömning

Av 6 kap. MB framgår att en specifik miljöbedömning ska genomföras för verksamheter som ska tillståndsprövas enligt 11 kap. MB och som kan antas medföra betydande miljöpåverkan. En specifik miljöbedömning innebär att verksamhetsutövaren:

- samråder om hur en miljökonsekvensbeskrivning ska avgränsas
- tar fram en miljökonsekvensbeskrivning, och
- ger in denna till den som prövar tillståndsfrågan

Det är verksamhetsutövaren som initierar samrådet och är ansvarig för att samrådet hålls med alla relevanta parter. Länsstyrelsen deltar i samrådet och beslutar om verksamheten kan antas medföra betydande miljöpåverkan eller ej.

Den specifika miljöbedömningen innebär vidare att den myndighet som prövar tillståndsfrågan:

- ger tillfälle till synpunkter på miljökonsekvensbeskrivningen, och
- slutför miljöbedömningen.

<sup>116</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljobedomningar/>

Miljöbedömning är således hela den process som leder fram till tillståndsprövningen där miljöbedömningen slutförs.

### 5.5.2 Undersökningssamråd

Den som avser att bedriva en tillståndspliktig vattenverksamhet ska undersöka om verksamheten eller åtgärden kan antas medföra en betydande miljöpåverkan (6 kap. 23 § MB).

Undersökningen innebär att den som avser att bedriva verksamheten eller vidta åtgärden ska

1: ta fram ett samrådsunderlag

2: samråda i frågan om betydande miljöpåverkan och i fråga om miljökonsekvensbeskrivningens innehåll och utformning med länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som kan antas bli särskilt berörda av verksamheten eller åtgärden.

Undersökningssamrådet får genomföras så att det också uppfyller kraven på det avgränsningssamråd som ska göras inom ramen för en specifik miljöbedömning.

Undersökningen avslutas genom att länsstyrelsen i ett särskilt beslut avgör om verksamheten eller åtgärden kan antas medföra en betydande miljöpåverkan. Beslutet ska redovisa de omständigheter som talar för eller emot att verksamheten eller åtgärden kan antas medföra en betydande miljöpåverkan (6 kap. 26 § MB).

Om frågan om betydande miljöpåverkan har avgjorts i föreskrifter meddelade av regeringen behövs inte något undersökningssamråd. I 6 § miljöbedömningsförordningen (2017:966) finns en förteckning över de verksamheter som alltid ska antas medföra betydande miljöpåverkan. Häri ingår bl.a. muddring i miljöriskområden samt i farleder.

### 5.5.3 Samrådsunderlag

Inför samrådet ska verksamhetsutövaren sammanställa ett underlag om den planerade verksamheten (6 kap. 24 § MB). Samrådsunderlaget i en prövning gällande muddring och hantering av muddermassor bör innehålla följande uppgifter;

- Lokalisering,
- Kort beskrivning av områdets historik, industrier, kända utsläpp, inventeringar av förorenad mark, resultat från recipientkontroll och miljöövervakning etc.,
- Uppgift om tidigare muddringar i det aktuella området,
- Planeringsunderlag och utredningar för ärendet,
- Uppgifter om syftet med muddringen, muddringsdjup, volymer m.m.,
- Kartor och översiktsritningar för området där själva muddringsområdet och planerad masshantering lagts in. Det kan vara uppgifter om

yllningsområden, deponering, återvinning, uppläggningsområden på land och eventuellt dumpningsalternativ,

- Bedömning av påverkan på naturvärden och kulturmiljö,
- Befintliga kunskaper om materialets egenskaper, föroreningsinnehåll, m.m.,
- Tidplan för åtgärderna,
- Preliminär egenkontroll.

För att såväl verksamhetsutövaren som myndigheten ska kunna bedöma lämplig hantering av massorna och behovet av skyddsåtgärder är kunskap om massornas viktiga. Saknas denna grundläggande kunskap bör verksamhetsutövaren göra en översiktlig provtagning före samrådet genomförs och innan arbetet med MKB:n och ansökan påbörjas (se avsnitt 3.2 och bilaga 2). Vid samrådet är det viktigt att länsstyrelsen och ev. tillsynsmyndighet bevakar behovet av kunskap om muddermassornas egenskaper och föroreningsinnehåll. På så vis kan krav på kompletteringar och invändningar mot ansökan undvikas och handläggningstiden förkortas.

#### **5.5.4 Avgränsningssamråd i den specifika miljöbedömningen**

Avgränsningssamrådet ska genomföras inför arbetet med miljökonsekvensbeskrivningen och innebära att den som avser att bedriva verksamheten eller vidta åtgärden samråder om verksamhetens eller åtgärdens lokalisering, omfattning och utformning, de miljöeffekter som verksamheten eller åtgärden kan antas medföra i sig eller till följd av yttre händelser samt om miljökonsekvensbeskrivningens innehåll och utformning (6 kap. 29 – 31 §§ MB). Syftet med avgränsningen är att miljökonsekvensbeskrivningen ska få lämplig omfattning och detaljeringsgrad.

Avgränsningssamrådet ska ske med länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som kan antas bli särskilt berörda av verksamheten eller åtgärden samt med de övriga statliga myndigheter, de kommuner och den allmänhet som kan antas bli berörda av verksamheten eller åtgärden.

#### **5.5.5 Miljökonsekvensbeskrivning i den specifika miljöbedömningen**

En MKB beskriver konsekvenserna av den sökta verksamheten och ingår i ansökan om tillstånd. Av 6 kap. 35 § MB framgår vad en MKB i en specifik miljöbedömning ska innehålla. I bilaga 1 i denna handbok beskrivs närmare vad som bör beskrivas i MKB:n gällande muddring och hantering av muddermassor. Bedrivs flera verksamheter inom samma område och påverkar samma recipient är det viktigt att underlaget medger en övergripande bedömning av den samlade miljöpåverkan och kumulativa effekter<sup>117</sup>. Att MKB ska innehålla sådana miljöeffekter som kan förväntas uppkomma till följd av verksamheten tillsammans med andra verksamheter som bedrivs, som har fått

<sup>117</sup> MMÖD M 10715–12, 2013-06-28.

tillstånd eller som har anmälts och får påbörjas framgår numer även av 18 § miljöbedömningsförordningen.

Det krävs inte en formell MKB för en ansökan om dispens från dumpningsförbudet i 15 kap. MB, däremot ingår flera av de uppgifter som redovisas i en MKB även i en dispensansökan.

### **5.5.6 Liten miljökonsekvensbeskrivning**

För de verksamheter och åtgärder som inte bedöms medföra en betydande miljöpåverkan ska enbart en liten miljökonsekvensbeskrivning tas fram. Den ska innehålla de upplysningar som behövs för en bedömning av de väsentliga miljöeffekter som verksamheten eller åtgärden kan förväntas ge (6 kap. 47 § MB). Beskrivningen ska även innehålla den samrådsredogörelse som har tagits fram tidigare. Berör verksamheten eller åtgärden ett Natura 2000-område ska beskrivningen alltid innehålla de uppgifter som behövs för prövningen enligt 7 kap. 28 b och 29 §§ MB.

## **5.6 Tillsynsmyndighetens roll i prövningen**

Efter att ansökan om tillstånd har givits in till mark- och miljödomstolen brukar domstolen under den s.k. kompletteringsrundan ge berörda myndigheter en chans att granska ansökan och uppmärksamma prövningsmyndigheten på ev. behov av kompletteringar.

När ansökan bedömts som komplett ska ansökan kungöras och då ska både ansökan och en kopia av kungörelsen skickas till länsstyrelsen samt berörd kommun (22 kap. 4 § MB). Om länsstyrelsen eller kommunen har synpunkter på ansökan så har man här en möjlighet att i egenskap av remissmyndighet lämna in ett skriftligt yttrande i målet (22 kap. 10 § MB).

Länsstyrelsen och den kommun som berörs har också möjlighet att agera som part under prövningen för att tillvarata miljöintressen och andra allmänna intressen (22 kap. 6 § MB), t.ex. bevaka att MKN följs, rätt skyddsåtgärder vidtas, syftet med strandskyddet tillgodoses.

När domstolen anser att ett mål är tillräckligt utrett kallar domstolen till huvudförhandling (22 kap. 16 § MB). Oavsett om en myndighet agerar som remissmyndighet eller part i ett mål har man möjlighet att delta vid huvudförhandlingen och föra fram sina synpunkter muntligen.

## **5.7 Motstående intressen**

I MKB:n bör påverkan på motstående intressen beskrivas. Nedan beskrivs exempel på motstående intressen som kan påverkas vid en muddring, utöver påverkan på de naturvärden, som nämnts i avsnitt 2.5 ovan.



### *Fisk och fiske*

Muddringsprojekt kan påverka såväl fiskbestånd som fisket (yrkesfiske och fritidsfiske). Exempel på hur fisk påverkas är att det fysiska ingreppet i bottentopografin kan skada reproduktionsområden och påverka övriga uppehållsplatser. Även grumling kan påverka bestånden och deras uppehållsplatser och därigenom försämra möjligheterna till fiske. Den sammanlagda miljöpåverkan vid muddring i grunda högproduktiva områden kan bli stor. Framför allt kan det framtida fisket påverkas genom att fiskens lek- och uppväxtmiljöer (s.k. rekryteringsområden) förstörs. Habitat i den grunda kust- och strandzonen är essentiella som rekryteringsområden för de flesta fiskarter och kräftdjur<sup>118</sup>.

Tidpunkten för genomförandet av en muddring respektive dumpning är avgörande för hur stor inverkan på fiskbestånden blir. För att kunna bedöma påverkan av en planerad åtgärd behöver fiskförekomsten vara kartlagd. En kartläggning är viktig för att bestämma vid vilken tidpunkt åtgärden ger minst inverkan på fisk och fiske (se tabell 5).

Grunda skyddade vikar är en av kustens mest betydelsefulla livsmiljöer för ett stort antal arter av fisk, fågel, ryggradslösa djur och vattenväxter. Vid sidan av blåstångsbältet är de våra absolut mest produktiva livsmiljöer och av avgörande betydelse för kustens produktionsförmåga.

Längs kusten finns områden som är utpekade som riksintresse för yrkesfisket. Dessa områden omfattar fångstplatser, lekområden, uppväxtområden, vandringsstråk och fiskehamnar.

### *Kulturmiljö*

Kulturhistoriska lämningar kan påverkas negativt eller skadas vid såväl muddring som vid dumpning och uppläggning av muddermassor. Bosättningar har historiskt sett ofta lokaliserats nära vatten, och fram till 1800-talet var vattenlederna de viktigaste vägarna för transport av människor och varor. Även industriell verksamhet låg och ligger ofta vid vatten, bl.a. för energiförsörjning.

Ingrepp i strand- och vattenområden i form av muddring och dumpning av muddermassor kan påverka kulturvärden som fornlämningar i form av vrak, pålspärrar, båtkåsar och strandnära boplatser, men även andra lämningar av mänsklig aktivitet som fasta fiskeredskap, gistgårdar och hamnanläggningar. Länsstyrelsens kulturmiljöenhet har mer information och bör bli kontaktade i god tid när ett projekt kan komma att påverka kulturmiljövärden.

Riksantikvarieämbetet pekar ut<sup>119</sup> riksintresseområden för kulturmiljön enligt 3 kap. 6 § MB. Via Riksantikvarieämbetets fornminnesregister kan mera

<sup>118</sup> Rönnbäck, Kautsky, Pihl, Troell, Söderqvist och Wennhage, 2007.

<sup>119</sup> Förordning (1998:896) om hushållning med mark- och vattenområden m.m. Utpekade områden redovisas på <http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/gis/Sv/Pages/default.aspx>

detaljerad information hämtas om kända fornminnen. Registret finns numera i digitalform. Med hjälp av söktjänsten Fornsök<sup>120</sup> når man uppgifter om fornlämningar och andra kulturhistoriska lämningar från hela landet.

Det är viktigt att före genomförandet kontrollera att en planerad muddring, dumpning eller uppläggning av muddermassor inte är i konflikt med några utpekade natur- eller kulturmiljöintressen.

### *Friluftsliv*

Möjligheterna till ett rikt friluftsliv har stor betydelse för många människor. Några av de mest populära utflyktsmålen ligger i våra kust- och skärgårdslandskap, där man kan ägna sig åt en mängd vatten- och strandanknutna friluftaktiviteter. Dessa områdens betydelse för friluftslivet speglas också av att de i flera fall omfattas av riksintresse för friluftslivet<sup>121</sup>. Betydelsefulla områden för friluftslivet omfattas av riksintresse enligt 3 och 4 kap. miljöbalken<sup>122</sup>.

Muddring och dumpning kan störa det strandbaserade friluftslivet, främst under den tid arbetena pågår, exempelvis vid badplatser under badsäsong.

Friluftslivet kan också störas om mark tas i anspråk för uppläggning av muddermassor. Det kan gälla försämrade tillgänglighet t.ex. för att invallningen inte kan beträdas.

Intresset för fritidsfiske är stort, och de flesta fritidsfiskedagarna tillbringas i närheten av boendeorten. Det innebär att fisketrycket är särskilt stort kring våra befolkningstäta storstadsområden<sup>123</sup>. Det är också vanligt med konflikter mellan friluftsutnyttjandet och den användning av marken och vattnet som muddringen syftar till.

Precis som sjöfarten (se nedan) skapar behov av muddring och dumpning så skapar friluftslivet detta. Ett stort antal muddringar sker i småbåtshamnar. Dessa ligger ofta närmare känsliga områden än vad t.ex. de större muddringarna i städernas stora hamnar gör.

### *Vattenbruk*

Naturligt förekommande musslor är mer utsatta för risker vid muddring och dumpning än fisk. Det beror på att de ofta är fastsittande och inte kan flytta på sig. Därför utsätts de för muddermassornas grumlande partiklar i högre grad. Dessutom filtrerar de sin föda ur vattnet vilket leder till högre koncentration av föroreningar i musslor. Graden av påverkan är givetvis beroende på

<sup>120</sup> <http://www.raa.se/hitta-information/fornsok-fmis/>

<sup>121</sup> 3 kap. 6 § respektive 4 kap. 2 § MB.

<sup>122</sup> 3 kap. 6 § respektive 4 kap. 2 § MB.

<sup>123</sup> Fiskeriverket, 2007.

muddermassornas föroreningshalt. Musslor kan innehålla föroreningar även lång tid efter det att muddringen eller dumpningen har upphört. Odlade musslor löper samma risker som naturligt förekommande när det gäller upptag av föroreningar. Odlad fisk däremot löper större risker än frisimmande på grund av deras mindre område att röra sig på. Detta bidrar till en kontinuerlig påverkan under den tid muddringen/dumpningen pågår.

### *Sjöfart*

Sjöfart skapar behov av muddring i farleder och hamnar. Områden som är av stor betydelse för sjöfarten kan pekas ut som riksintresse för kommunikation av sjöfartsverket. Trafikverket ansvarar för att peka ut riksintressen för sjöfarten. Sjöfarten kan påverkas av muddringsprojekt pga framkomlighetsproblem. Förutom själva mudderverken så kan skyddsutrustning så som siltgardiner utgöra säkerhetsrisk för sjöfarten, eftersom de riskerar att fastna i propellrar och kan slitas loss t ex vid hårda vindar och ström.

### *Vattentäkt*

Om ett vatten utnyttjas som dricksvattentäkt eller som täkt för processvatten för industrier kan, till följd av risken för tillfällig eller mera permanent kvalitetsförsämring, konflikter uppstå i samband med muddring och dumpning.

## 5.8 Påverkan på miljökvalitetsnormer

Muddringsprojekt kan påverka gällande miljökvalitetsnormer och denna påverkan ska beskrivas i MKB:n. Nedan beskrivs vilka normer för vattenförvaltningen respektive havsmiljöförvaltningen som särskilt kan komma att påverkas. Mer information om miljökvalitetsnormer för ytvatten finns på Havs- och vattenmyndighetens hemsida<sup>124</sup>.

### *Miljökvalitetsnormer för ytvatten enligt vattenförvaltningen*

Bedömning av konsekvenser för ytvattenmiljön bör dels omfatta en allmän beskrivning av verksamhetens påverkan på vattenmiljön samt då även särskilda skyddsvärda arter och miljöer, men också hur verksamhetens utsläpp kan påverka möjligheten att följa miljökvalitetsnormer för ytvatten. Miljökvalitetsnormer (MKN) är ett juridiskt styrmedel som är infört i 5 kap. miljöbalken. Normerna syftar till att uppnå kvalitetskrav på vattenmiljön inom ett visst geografiskt område, en vattenförekomst. Myndigheter och kommuner ansvarar för att normerna följs, bland annat genom beslut enligt miljöbalken (t.ex. vid kravställande genom tillsyn och prövning). Vilken miljökvalitetsnorm som gäller för ett specifikt vatten anges i VISS<sup>125</sup>.

<sup>124</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/miljokvalitetsnormer-for-ytvatten.html>

<sup>125</sup> <http://viss.lansstyrelsen.se/>

MKN för ytvattenförekomster syftar till att ytvattenförekomster ska uppnå hög eller god ekologisk status och god kemisk ytvattenstatus vid en viss tidpunkt. MKN för ytvatten fastställs genom utvärdering av ett antal kvalitetsfaktorer<sup>126</sup>.

En ansökan och i vissa fall även en anmälan avseende muddring bör beskriva hur den planerade åtgärden bedöms påverka MKN. Bedömningen görs för de ytvattenförekomster<sup>127</sup> som är direkt eller indirekt berörda. Verksamhetsutövaren ska visa att verksamheten inte riskerar att medföra en försämring av någon relevant kvalitetsfaktor och att det inte finns risk för att verksamheten motverkar möjligheterna att uppnå miljö kvalitetsnormerna för berörd vattenförekomst. Om verksamhetsutövaren inte kan visa att risk för försämring kan uteslutas, måste tillräckliga skyddsåtgärder vidtas enligt 2 kap. 3 § MB.

För att bedöma hur en planerad åtgärd bedöms påverka kvalitetskraven, MKN, i vattenförekomsten relateras den förväntade påverkan från verksamhetens utsläpp till den fastställda statusen i vattenförekomsten. Detta sker utgående från de för verksamhetens utsläpp relevanta kvalitetsfaktorer med underliggande parametrar. Detta förutsätter att verksamheten har god kontroll, egenkontroll, på vilka kvalitetsfaktorer som verksamheten påverkar (vilka kvalitetsfaktorer som en muddringsverksamhet påverkar redovisas nedan). Dessa kvalitetsfaktorer ska sedan ställas i relation till motsvarande kvalitetsfaktorers statusklassificering i den mottagande recipienten/vattenförekomsten.

För en del vattenförekomster saknas ibland klassificering av en eller flera kvalitetsfaktorer. Bedömd påverkan kan då inte relateras till gällande statusklassificering. Det är ändå viktigt att göra en bedömning av potentiell påverkan på kvalitetsfaktorn. Påverkansbedömningen kan då istället relateras till statusklassernas generella intervall som framgår av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten<sup>128</sup>. I Vattenförvaltningsförordningen<sup>129</sup> finns ett s.k. ”icke försämringskrav” vilket innebär att åtgärderna inte får innebära en försämring av statusen på kvalitetsfaktornivå<sup>130</sup>.

<sup>126</sup> Se HVMFS 2013:19.

<sup>127</sup> Fastställs av Vattenmyndigheten med stöd av 5 kap. MB, enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. MKN för berörda vattenförekomster redovisas i VISS.

<sup>128</sup> Se Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

<sup>129</sup> Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

<sup>130</sup> EU-domstolen C-461/13, Weserdomen.

## MKN ekologisk ytvattenstatus

Vid muddringsprojekt är följande kvalitetsfaktorer för ekologisk status relevanta:

- Näringsämnen
- Miljögifter ("Särskilda förorenande ämnen")
- Siktdjup
- Syrgas
- Makroalger och gömfröiga växter
- Konnektivitet
- Morfologiskt tillstånd
- Växtplankton
- Bottenfauna
- Bottensubstrat och sedimentdynamik

### Näringsämnen och miljögifter

Vid muddringsprojekt kan vattenkvaliteten påverkas av såväl näringsämnen som av miljögifter. Sådana parametrar ingår i bedömningen av ekologisk status inom vattenförvaltningen. Påverkan kan bedömas utifrån kunskap om muddermassornas egenskaper samt förväntad nivå på grumlingen. I bedömning av påverkan kan man även väga in när påverkan sker, hur varaktig den är samt vilken geografisk utbredning den har.

Vilka miljögifter som vanligen är relevanta vid muddringsprojekt framgår av avsnitt 3.2. Vid klassificeringen av ekologisk status avseende miljögifter beaktar man de ämnen som har bedömningsgrunder i bilaga 2 och 5 till HVMFS 2013:19 och som släpps ut eller tillförs på annat sätt i en sådan mängd att det finns risk för att värdena i bedömningsgrunderna överskrids. Sådana ämnen kallas då "särskilda förorenande ämnen" och bedömningsgrunder har tagits fram på nationell nivå. Bedömningsgrunderna i bilaga 2 och 5 till HVMFS 2013:19 omfattar för närvarande bl.a. koppar och zink, två metaller som ofta är av relevans i detta sammanhang. För ytterligare information om hur statusklassificeringen görs med avseende på miljögifter, se vägledning i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.

### Siktdjup

Siktdjupet indikerar påverkan från näringsämnen via ökad primärproduktion. Siktdjupet kan påverkas negativt dels direkt av grumling, men också indirekt om utsläpp av näringsämnen sker i sådan omfattning av primärproduktionen påverkas.

### Syrgas

Syrebrist kan vara en direkt följd av utsläpp av syretärande ämnen eller en indirekt följd av utsläpp av näringsämnen. I det senare fallet uppstår syrebrist

vid nedbrytning av det organiska material som en ökad primärproduktion ger upphov till.

#### Makroalger och gömfröiga växter

Makroalger och gömfröiga växters djuputbredning påverkas negativt av försämrade ljusförhållanden. Ljusförhållandena påverkas av primärproduktionen som i sin tur styrs av näringsförhållandena, samt av grumling.

#### Konnektivitet

Kvalitetsfaktorn konnektivitet beskriver möjligheten till spridning och fria passager för djur, växter, sediment och organiskt material i uppströms och nedströms riktning, samt från vattenförekomsten till omgivande landområden.

Det finns olika parameterar för klassificeringen för sjöar, vattendrag samt kustvatten.

#### Morfologiskt tillstånd

Kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd är en beskrivning av de fysiska förhållanden som råder i en vattenförekomst och hur de avviker i förhållande till ett referenstillstånd med ingen eller mycket lite mänsklig påverkan. Det finns olika parametrar som styr klassificeringen för vattendrag, sjöar och kustvatten.

Kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd i vattendrag klassificeras utifrån parametrarna vattendragsfårans form, bottensubstrat, strukturer i vattendraget och i svämplanet med mera.

Kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd i kustvatten och vatten i övergångszon ska klassificeras utifrån parametrarna grunda vattenområdets morfologi, bottensubstrat och sedimentdynamik och bottenstrukturer.

Kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd i sjöar ska klassificeras utifrån parametrarna förändring av sjöars planform, bottensubstrat i sjöar, strukturer på det grunda vattenområdet i sjöar, närområdet runt sjöar samt svämplanets strukturer och funktion runt sjöar.

Ovan nämnda parametrar kan påverkas av muddringar, dumpningar och verksamheter så som utfyllnader som ofta sker i samband med muddringar. Avgörande för hur stor påverkan blir är hur stor andel av ytvattenförekomstens yta som påverkas av åtgärden.

#### Växtplankton

Kvalitetsfaktorn växtplankton har två ingående parametrar som båda styrs av näringstillgången.

## Bottenfauna

Kvalitetsfaktorn bottenfauna bestäms utifrån indexet BQI eller BQI<sub>m</sub>, vilket är uppbyggt för att uppvisa en kraftig respons både vid syrebrist och vid ökande eller minskande organisk belastning. Syrebrist kan vara en direkt följd av utsläpp av syretärande ämnen eller en indirekt följd av utsläpp av näringsämnen. I det senare fallet uppstår syrebrist vid nedbrytning av det organiska material som en ökad primärproduktion ger upphov till. Dessa index är inte utformade för att visa toxisk påverkan.

## MKN Kemisk ytvattenstatus

Miljö kvalitetsnormen för kemisk ytvattenstatus bygger på gränsvärden för de 45 ämnen och ämnesgrupper som har EG-gemensamma gränsvärden och ingår i direktivet om prioriterade ämnen. Dessa värden är införda i bilaga 6 till HVMFS 2013:19. Dessutom har Havs- och vattenmyndigheten lagt till ytterligare gränsvärden för biota och sediment för några av dessa ämnen på nationell nivå. Det är därför viktigt att i första hand konsultera dessa föreskrifter snarare än direktivet. Gränsvärdena i bilaga 6 till HVMFS 2013:19 omfattar för närvarande bl.a. TBT, kadmium, bly, kvicksilver, vissa PAH (såsom antracen, fluoranten, benso(a)pyren) och som ofta är av relevans i detta sammanhang. För ytterligare information om hur statusklassificeringen görs med avseende på miljögifter, se vägledning i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26. Se även avsnitt 3.2 samt bilaga 2 till denna vägledning.

## *Miljö kvalitetsnormer för havsmiljön*

Havsmiljöförordningens övergripande mål är god miljöstatus i Östersjön och i Nordsjön. I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) preciseras vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.

För att beskriva vad som kännetecknar god miljöstatus har 11 så kallade deskriptorer med totalt 29 kriterier tagits fram. Dessa beskriver kvalitativt innebörden av god miljöstatus (anges i del A, bilaga 2 i HVMFS 2012:18). För att praktiskt bedöma miljöstatusen finns nationella indikatorer för de olika kriterierna (anges i del B, bilaga 2 i HVMFS 2012:18). För några kriterier saknas fortfarande indikatorer.

MKN för ytvattenförekomster och MKN för havsmiljön har en geografisk överlappning i kustvattenområden. Det innebär att kustvattenområden omfattas av både MKN för vattenförekomster och MKN för havsmiljön. Omfattas ett område av flera normer gäller det strängaste kravet.

I Bilaga 3, HVMFS:18 preciseras 11 MKN med tillhörande indikatorer för havsmiljön. Indikatorerna för MKN är kopplade till de som används för statusklassificeringen (Del A). Via indikatorerna finns således en koppling mellan MKN och statusklassificeringen.

Följande parametrar bör kunna vara av betydelse och behöver bedömas med avseende på förutsättningarna att nå MKN vid en muddring/dumpning;

- tillförsel av kväve och fosfor,
- tillförsel och koncentration av farliga ämnen<sup>131</sup> (samma bedömning som för kemisk ytvattenstatus samt de föroreningar som ingår i klassificeringen av ekologisk status),
- grumling,
- påverkan på fiskbestånden,
- fysiska skador som borttagande av sediment, sedimentation och överlagring av bottenar,
- undervattensbuller,
- ekologiska strukturer och funktioner,
- bottenfauna (Bottenfaunaindex (BQI) för kustvatten, vilket är samma som används för ekologisk status),
- bestående förändringar av hydrografiska förhållanden (vattendjup, salthalt, temperatur, vågpåverkan och strömmar).

## 6. Underhåll av vattenanläggningar

Den som äger eller har rätt att använda en vattenanläggning är skyldig att underhålla den så att det inte uppkommer skada för allmänna eller enskilda intressen genom att vattenförhållandena ändras<sup>132</sup>. Hamnar, muddrade farleder och diken är att betrakta som vattenanläggningar eftersom de tillkommit genom vattenverksamhet. Muddring för att bibehålla ett tillståndsgivet djup är rensning, en form av underhåll, som därmed inte kräver tillstånd enligt 11 kap. MB<sup>133</sup>.

Underhållsskyldigheten gäller oavsett om det finns tillstånd för anläggningen eller inte. Ansvar för underhållet gäller så länge anläggningen finns kvar. Om skador uppkommer genom att underhållsskyldigheten inte fullföljs kan tillsynsmyndigheten meddela föreläggande om rättelse med stöd av 26 kap. 9 § MB. För underhåll av vattenanläggningar är Länsstyrelsen tillsynsmyndighet.

Rätten och skyldigheten att underhålla en anläggning skiljer sig åt mellan anläggningar med tillstånd och sådana utan tillstånd. För en tillståndsgiven vattenanläggning följer rätten till att underhålla av själva tillståndet. En vattenanläggning som saknar tillstånd enligt MB eller äldre motsvarande lagstiftning är inte på samma sätt skyddad mot senare tillkomna lagar och förordningar. Det är då alltid verksamhetsutövaren som måste kunna visa att han eller hon följer gällande regelverk för de underhållsåtgärder som

<sup>131</sup> Värden som anges i direktiv 2008/105 EG.

<sup>132</sup> 11 kap. 17 § MB.

<sup>133</sup> Naturvårdsverkets Handbok 2008:5 om vattenverksamheter.



planeras<sup>134</sup>. Då tillstånd saknas och därmed uppgifter om reglerat djup- och läge krävs normalt tillstånd eller dispens före det underhåll genom rensning får genomföras.

Tillstånd eller en anmälan för underhåll genom rensning kan även krävas för en tillståndsgiven verksamhet med reglerat djup- och läge. Exempel på när det kan behövas är då åtgärden berör frågor om hantering av muddermassor, strandskydd påverkas eller om hotade växt- och djurarter<sup>135</sup> berörs. Rensningen kan även behöva beakta miljö kvalitetsnormerna<sup>136</sup>.

Om underhållet av en vattenanläggning berör andra fastigheter än den egna är verksamhetsutövaren skyldig att underrätta fastighetsägarna innan arbetena påbörjas. Om det finns risk för att fisket kan skadas, ska en anmälan om de planerade arbetena ske till länsstyrelsen innan arbetena påbörjas<sup>137</sup>.

Skyldigheten att underhålla innebär inget krav på åtgärder om de inte är nödvändiga för att förhindra skada på allmänna eller enskilda intressen. Underhållsskyldigheten innebär inte heller någon skyldighet att vidta mer åtgärder än vad som krävs för att undvika skada på sådana intressen. En rensning får inte vara djupare än vad som regleras i tillståndet, om tillstånd saknas får den inte omfatta en opåverkad botten.

## 7. Egenkontroll

Egenkontrollen omfattar hela verksamheten såväl före, under och efter en muddring och efterföljande masshantering. En viktig del i egenkontrollen är att säkerställa att meddelade villkor följs.

En beskrivning av egenkontrollen för verksamheten ingår i en ansökan om tillstånd<sup>138</sup>, en anmälan samt i en ansökan om dispens för dumpning. Då muddringsprojekt ofta bedrivs under en begränsad tid bör en stor del av kontrollen förberedas och påbörjas tidigt i processen. Arbetet med egenkontrollen påbörjas därför ofta före samrådet inför en tillståndsprovning eller före det att en dispensansökan eller anmälan görs.

### 7.1 Verksamhetsutövarens ansvar

Verksamhetsutövaren är ansvarig för att styra och kontrollera verksamhetens miljöpåverkan<sup>139</sup>. Kravet på egenkontroll gäller oavsett om verksamheten har

<sup>134</sup> MMÖD M 857-08.

<sup>135</sup> 14 § Artskyddsförordningen (2007:845).

<sup>136</sup> 4 kap. Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

<sup>137</sup> 11 kap. 15 § MB.

<sup>138</sup> 22 kap. 1 § 1 st. 5 MB.

<sup>139</sup> 26 kap. 19 § MB.

tillstånd enligt MB eller inte. För de tillstånds- och anmälningspliktiga verksamheter som bedrivs yrkesmässigt<sup>140</sup> gäller även reglerna i Förordning (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll (FVE), som formaliserar delar av egenkontrollansvaret för dessa verksamheter.

För de verksamheter som omfattas av FVE ska bl.a. följande finnas:

- en dokumenterad fördelning av det organisatoriska ansvaret för verksamheten gentemot miljöbalken, föreskrifter, samt domar och beslut som rör verksamheten,
- dokumenterade rutiner för att fortlöpande kontrollera utrustning m.m.,
- dokumenterade undersökningar om riskerna med verksamheten från hälso- och miljösynpunkt,
- en förteckning över de kemikalier som används (som bränsle m.m.).

Egenkontrollansvaret innebär att verksamhetsutövaren ska skaffa sig kunskap om och följa upp verksamhetens påverkan på människors hälsa och miljön. Det underlättar för verksamhetsutövaren om de undersökningar som är nödvändiga för prövningen utformas så att de kan återanvändas i egenkontrollen. Som nämnts tidigare bör det redan inför samrådet finnas kunskap om sedimenten.

Om tillsynsmyndigheten begär det ska verksamhetsutövaren lämna ett förslag till kontrollprogram eller förbättrande åtgärder. Verksamhetsutövarens egenkontroll är en viktig utgångspunkt för tillsynsmyndighetens arbete.

Mer information om egenkontroll finns i Naturvårdsverkets Allmänna råd<sup>141</sup>, handbok (2001:3) Egenkontroll, en fortlöpande process och i handbok (2008:5) Vattenverksamheter. Se även Naturvårdsverkets rapport Miljökontroll av omgivningspåverkan<sup>142</sup>.

## 7.2 Egenkontrollens omfattning

Egenkontrollens omfattning bör vara relaterat till storlek och miljöpåverkan vid en muddring. Egenkontrollen innefattar ett ansvar att följa miljöbalkens regler och de domar och beslut som myndigheter eller domstolar fattat.

Ansvaret innebär också att verksamhetsutövaren ska:

- översätta dessa regler och beslut till tillämpliga konkreta åtgärder,
- genomföra skyddsåtgärder och försiktighetsmått,
- fortlöpande undersöka/hålla sig kunnig om verksamhetens miljöpåverkan.

Vid de flesta tillståndspliktiga muddringsprojekt regleras delar av egenkontrollen i ett kontrollprogram. Det kan till exempel handla om hur

<sup>140</sup> Begreppet Yrkesmässig verksamhet beskrivs i NV:s handbok (2001:3) om egenkontroll.

<sup>141</sup> Allmänna råd om egenkontroll (NFS 2001:2).

<sup>142</sup> Naturvårdsverket, 2008. Rapport 5803.

uppföljningen av villkor ska genomföras och vilka mätningar och provtagningar som ska genomföras. Så långt som möjligt bör innehållet i kontrollprogrammet bestämmas i samband med tillståndsgivningen. Tillsynsmyndigheten kan också begära in ett förslag till kontrollprogram när verksamhetsutövaren brister i sin egenkontroll. Tillsynsmyndigheten har dock ingen skyldighet att godkänna eller fastställa förslaget. Däremot bör tillsynsmyndigheten reagera på ett förslag.

Även då det finns ett kontrollprogram så har verksamhetsutövaren ansvar för hela egenkontrollen, d.v.s. även för de delar som inte omfattas av kontrollprogrammet.

Egenkontrollen omfattar allt från tillståndet i miljön innan verksamheten påbörjas, anläggningsskedet, driftskedet till uppföljning efter avslutat arbete. Vanligen upprättas ett kontrollprogram som bl.a. syftar till att visa om villkoren följs/efterlevs. Egenkontrollen ska även omfatta vilka åtgärder som vidtas vid oönskade händelser eller när det finns risk för att villkoren inte följs/efterlevs. I kontrollprogrammet preciseras lämpligen följande aspekter:

- Vad ska mätas?
- Var ska det mätas?
- När och hur ofta ska det mätas?
- Hur ska data utvärderas och rapporteras?
- Vid vilka nivåer vidtas åtgärder och vilka är åtgärderna?

Mätning och kontroll av sediment och bottenförhållanden bör göras före genomförandet. Bottenförhållandena behöver även kontrolleras under och efter avslutade arbeten. Kontrollen vid en dumpning bör omfatta grumling, sedimentspridning och mjukbottenfauna.

Mätningar av vattenkvalitet bör normalt utföras före, under och efter genomförandet. Mätningar före genomförandet ger referensdata så att påverkan från verksamheten kan särskiljas. I vissa fall erhålls även referensdata genom mätningar under genomförandet i valda referenspunkter, utanför påverkansområdet. Hur och med vilken frekvens proverna ska tas bör diskuteras med tillsynsmyndigheten i god tid innan arbetena påbörjas. Man behöver ta hänsyn till faktorer i omgivningen som kan ha betydelse för omfattningen av miljöpåverkan, t.ex. vind- och strömningsförhållanden och skiktning. Därför kan det vara att föredra om kontrollmätningar görs längs en linje snarare än i en viss punkt. Se även bilaga 2, där frågor om provtagning och analys utvecklas.

Som en del av egenkontrollen bör verksamhetsutövaren ta fram en muddringsplan och en redovisning av de skyddsåtgärder som vidtas i de olika arbetsskedena för att bl.a. motverka negativa miljöeffekter. Rutiner behövs t.ex. för att kontrollera utrustningen och fyllnadsgraden i pråmar. Om det är aktuellt att dumpa massorna behöver det även finnas en dumpningsplan som visar kontrollen för att säkerställa att massorna hamnar på rätt plats och även stannar där.

Under genomförandet behöver verksamhetsutövaren kontinuerligt följa upp och kontrollera att muddringen går enligt plan. Kontrollen genomförs och dokumenteras under projektets gång. Det kan t.ex. vara inmätningar (s.k. mellanmätningar) av bottenförhållandena (se Bilaga 3), vattenprovtagning, grumlighetsmätning, sedimentprover m.m. Genomförandet dokumenteras lämpligen i en loggbok. I den anges bl.a. mudderverk, metod för muddring, position, tidpunkt, väderförhållanden, volym och typ av muddrade massor samt avvikelser.

Verksamhetsutövaren har även ansvar för att kontrollera eventuella kringverksamheter, exempelvis hanteringen av oljor och kemikalier i mudderverk.

### 7.2.1 Kontroll av grumling och andra parametrar

Om verksamheten omfattas av villkor för grumling ska denna kontrolleras. Grumling kan mätas som suspenderat material (mg/l) eller turbiditet (FNU, TNU). Verksamhetsutövaren kan också upprätta åtgärdsnivåer eller larmnivåer som sätts något lägre än halterna i villkoren, för att minimera risken för att villkoren överskrids. Uppnås åtgärdsnivån kan verksamhetsutövaren behöva vidta särskilda åtgärder för att förhindra att gällande villkor uppnås eller överskrids. Det kan t.ex. vara att avbryta muddringen tillfälligt, muddra långsammare, anpassa åtgärderna till vädret eller byta eller komplettera eventuella länsar.

Grumling mäts före, under och efter muddringsarbetena. Mätning sker ibland på två-tre nivåer, i ytan, mitten och ovan botten. Referensvärden behövs för att beskriva nollalternativet och som utgångspunkt för att bedöma påverkan. Referensmätningar kan göras innan grumlande verksamhet inleds, eller samtidigt med grumlande verksamhet men på en plats som inte påverkas av verksamheten. Lämpliga referenspunkter för kontrollmätning av naturliga bakgrundshalter utanför påverkansområdet väljs. Under genomförandet sker vanligen mätningar regelbundet, t.ex. dagligen. I bilaga 2 beskrivs mer om kontroll av grumling.

Efter avslutade arbeten behöver grumling, bottenförändringar och eventuella sedimentförflyttningar följas upp. Hur länge uppföljningen bör fortsätta avgörs i det enskilda fallet. När det gäller kontroll av grumling rör det sig oftast om ett par veckor, men i vissa fall kvarstår grumlingen längre än så. Kontrollen avslutas när grumlingen åter är i nivå med bakgrundshalten.

### 7.2.2 Övrig miljökontroll

Förutom grumling kan andra miljökemiska och biologiska undersökningar vara motiverade. Omfattningen av kontroll bör liksom för annan kontroll anpassas efter verksamhetens storlek och varaktighet.

Undersökningar av föroreningsnivåer i nya bottenytor kan vara relevant om starkt förorenade muddermassor förekommer eller om de nya bottenytorna som uppstår efter muddring kan misstänkas vara förorenade.

Flera biologiska undersökningar kan utföras men det viktigaste är vanligen bottenfauna, som kan utföras innan åtgärden genomförs samt som en uppföljning. Det senare är särskilt relevant vid dumpning. I förekommande fall behöver vattenvegetation följas upp. Mer om detta står i bilaga 2.

### 7.2.3 Kontroll av muddringsdjup

I ett tillstånd för muddring regleras vanligen till vilket djup den får ske. Efter det att en muddring har avslutats bör verksamhetsutövaren kunna visa att det muddrade djupet överensstämmer med den nivå som anges i tillståndet.

Ett begrepp som ofta diskuteras vid genomförandet är övermuddring. Med det avses att entreprenören muddrar djupare än vad som överenskommit med verksamhetsutövaren för att säkerställa det avtalade djupet. Omfattningen av övermuddringen beror på valet av mudderverk och dess förmåga att säkerställa mudderdjupet. För att undvika ett villkorsöverskridande är det viktigt att verksamhetsutövaren är tydlig med vilken nivå muddringen får ske till. Den s.k. övermuddringen får aldrig överstiga den muddringsnivå som är reglerad i tillståndet. Vid ansökan eller anmälan om muddring ska övermuddring därför vara inräknad i muddringens omfattning.

Det finns alltid en risk för återsedimentering under genomförandet och efter det att en muddring har avslutats. För att den redovisade slutnivån ska vara korrekt bör botten mätas in direkt efter det att arbetet avslutats.

### 7.2.4 Väderförhållanden

I tillstånd anges ibland att en muddring respektive dumpning inte får ske vid olämpliga väderförhållanden. I egenkontrollen bör det preciseras vilka väderförhållanden som bedöms vara olämpliga för den specifika platsen. Väderrestriktioner för arbetets bedrivande bör ingå i verksamhetsutövarens avtal med entreprenören. Det bör även finnas ett stilleståndskrav vid olämpliga väderförhållanden. Ett vedertaget system för att bedöma väderförhållandena, som följs av sjöfarten och som även kan vara lämpligt att använda i egenkontrollen är World Meteorological Organization sea state code (WMO sea state code). Enligt detta system beskrivs våghöjden och dess karaktär med en siffra från 0-9. Sea state 4 är till exempel en våghöjd på 1.25–2.5 meter.

Även vindstyrkan har betydelse för genomförandet, kraftig vind kan göra det svårt att hålla positionen och därmed påverka förutsättningarna för att muddra samt dumpa på rätt plats. Vindstyrkan mäts i m/s och beskrivs bra med Beaufordskalan. Skalan går från 0-17. Hård vind på land och styv kuling motsvaras av 13,9-17,1 m/s och beskrivs enligt Beaufort skalan som 7. I samråd med områdets lotsar, SMHI och Sjöfartsverket kan en för platsen lämplig begränsning i våghöjd och vindstyrka preciseras för det specifika projektet.

### 7.2.5 Rapportering

Verksamhetsutövaren ska rapportera resultaten av egenkontrollen om och när tillsynsmyndigheten begär det<sup>143</sup>. Vid muddring och dumpning sker vanligen en löpande rapportering under arbetets gång, vid avvikelser<sup>144</sup> samt en sammanfattande rapportering när arbetena har avslutats. Om tillsynsmyndigheten begär en slutrapport är det lämpligt att det finns en sammanfattning av verksamheten där uppgifter om muddringens omfattning i volym och i tid anges. Rapporten bör dessutom redovisa andra skyldigheter som föreskrivs i tillståndet.

Rapportering av avvikelser bör ske kontinuerligt för att möjliggöra en uppföljning av de åtgärder som vidtagits.

Det är lämpligt att slutrapporten anpassas till den redovisningsskyldighet som följer av de olika konventioner Sverige har undertecknat<sup>145</sup>.

## 8. Tillsyn

Muddring och hantering av muddermassor berörs framförallt av tre kapitel i miljöbalken, nämligen de som handlar om miljöfarlig verksamhet (9 kap.), vattenverksamhet (11 kap.) och avfall (15 kap.). Tillsynen regleras i 26 kap. MB. Samma bestämmelser gäller för all tillsyn enligt MB. Det är verksamhetsutövarens ansvar att ta fram det underlag som behövs för att myndigheterna ska kunna bedöma verksamhetens miljöpåverkan i samband med tillsyn.

Arbetet med tillsyn är en cyklisk och fortlöpande process. De centrala momenten i tillsynsarbetet är att planera, genomföra, följa upp samt utvärdera och förbättra tillsynsarbetet.

Mer information om tillsyn finns i Naturvårdsverkets handböcker om Operativ tillsyn 2001:4 och Vattenverksamheter 2008:5, Naturvårdsverkets rapport 5126 "Tillsyn över vattenverksamhet". Detta avsnitt är huvudsakligen inriktat på muddring och dumpning, inte landbaserad hantering av muddermassor.

### 8.1 Tillsynsmyndigheter

Länsstyrelsen är operativ tillsynsmyndighet för vattenverksamhet och tillståndspliktig miljöfarlig verksamhet. Kommunen har tillsynen över anmälningspliktiga miljöfarliga verksamheter och "övrig" miljöfarlig

<sup>143</sup> 26 kap. 21 § MB.

<sup>144</sup> 6 § Förordning (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll.

<sup>145</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/provning-och-tillsyn/dumpning/rapportering-av-ufforda-dumpningar-av-muddermassor.html>

verksamhet, s.k. U-verksamheter<sup>146</sup>. Länsstyrelsen kan överlåta tillsynen till en kommun, varför rollfördelningen kan variera i det enskilda fallet.

När det gäller dumpning som sker från land, fartyg eller luftfartyg, samt dumpning i form av sänkning av en båt eller ett fartyg, har kommunen och länsstyrelsen (i samråd med Polismyndigheten, Tullverket och Kustbevakningen) ett gemensamt operativt tillsynsansvar. Myndigheterna får komma överens om ansvarsfördelningen. Om dumpningen är en del av en muddring är det lämpligt att den myndighet som har tillsynen över muddringen också har huvudansvaret för tillsynen över dumpningen.

På samma sätt är både kommunen och länsstyrelsen tillsynsmyndighet för tippning från land, t.ex. snö i vatten (avfallshantering). Även här får myndigheterna komma överens om ansvarsfördelningen.

Kommunen har tillsynen över den miljöfarliga verksamhet som kan uppkomma kring en vattenverksamhet, dvs. utanför verksamhetsområdet och som inte kräver tillstånd enligt 9 kap. MB. Det kan t.ex. vara fråga om transporter.

Tillsynsmyndigheterna ska samarbeta med varandra<sup>147</sup>, något som är extra angeläget när det gäller verksamheter som hänger så nära samman med varandra som muddring och bortskaffande av muddermassor.

Kustbevakningen är tillsynsmyndighet när det gäller insamling av geografisk information (Sjömätning) enligt 1 § lagen (1982:395) om Kustbevakningens medverkan vid polisiär övervakning.

## 8.2 Att planera tillsyn

En viktig del i tillsynsmyndighetens planering av tillsynen är att hålla ett register över tillsynsobjekten. Eftersom objektregistret är en grund för att planera och genomföra tillsynen är det viktigt att hitta ett sätt att redovisa även tidsbegränsade verksamheter. Det kan därför vara lämpligt att i tillsynsplanen schablonberäkna den beräknade arbetsinsatsen utifrån tidigare erfarenheter. Ett praktiskt sätt är att lagra uppgifterna i en databas som är kopplad till myndighetens geografiska informationssystem (GIS). Läs mer om planering av tillsyn i Naturvårdsverkets handbok om operativ tillsyn 2001:4.

## 8.3 Att genomföra tillsyn

Praktiskt kan tillsynen för muddring och dumpning delas in i två olika grupper. Den ena gruppen är verksamheter som har prövats av myndigheten innan de påbörjades, dvs. muddring som har tillstånd eller är anmäld samt dumpning som har dispens. Den andra gruppen är tillsyn över otillåten verksamhet, dvs. de verksamheter som genomförs utan tillstånd, anmälan eller dispens. I avsnitt 8.3.1 och 8.3.2 beskrivs hur de båda typerna av tillsyn kan genomföras.

<sup>146</sup> 26 kap 3 § MB.

<sup>147</sup> 26 kap. 6 § MB, Miljötillsynsförordningen 2011:13, 1 kap. 17§ samordna tillsynen.

### 8.3.1 Prövad muddring och dumpning

För de verksamheter som har tillståndsprövats, anmälts eller fått dispens inriktas tillsynen främst på att kontrollera efterlevnaden av villkor och föreskrifter för verksamheten samt att egenkontrollen fungerar.

I samband med tillståndsprövningen får verksamhetsutövaren nästan alltid krav på att upprätta ett kontrollprogram. Tillsynsmyndigheten bör verka för en fungerande egenkontroll och för att det redan under tillståndsprövningen bestäms vad som ska kontrolleras och när det ska ske.

Även då det inte ställs formella krav på att upprätta ett kontrollprogram är verksamhetsutövaren skyldig att kontrollera verksamheten<sup>148</sup>. För yrkesmässig verksamhet gäller även förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll (se avsnitt 7.1).

Den löpande tillsynens omfattning varierar med förhållandena på och kring platsen och med verksamhetens storlek. I samband med att arbetena vid en större verksamhet inleds, bör tillsynsmyndigheten på plats skapa sig en uppfattning om dess totala störningsbild, exempelvis beträffande buller och grumling.

I de fall det finns villkor om begränsning av miljöstörningar är det viktigt att verksamhetsutövaren och tillsynsmyndigheten förvissas sig om att det finns kontaktpersoner för avvikelserapportering.

Verksamhetsutövaren ska enligt egenkontrollansvaret själv konstatera om villkor överskrids eller riskerar att överskridas. Det är en viktig tillsynsuppgift att kontrollera om det ansvaret tas. Villkorsbrott ska åtalas, och om villkor överskrids måste också diskussioner snabbt kunna inledas om hur arbetena efter nödvändiga modifieringar eller begränsningar ska kunna fortgå. Det är också viktigt att de miljöstörningar som verksamheten medför blir så koncentrerade som möjligt i tiden. För verksamheter med tillstånd ska tillsynsmyndigheten fortlöpande bedöma om villkoren är tillräckliga<sup>149</sup> och om de följs. Om myndigheten anser att de inte är det och förutsättningarna i övrigt medger det, ska myndigheten ansöka om prövning eller ta upp frågan om att ändra eller upphäva villkor<sup>150</sup>.

Både verksamhetsutövarens egenkontroll och myndighetens tillsyn behöver ofta fortsätta ett tag efter det att muddringen och/eller dumpningen är slutförd. Hur länge kontrollen ska pågå beror på omständigheter i det enskilda fallet. När kontrollen avslutats kan tillsynsmyndigheten begära att verksamhetsutövaren ska visa att verksamheten har utförts i enlighet med ansökan och beslut.

<sup>148</sup> 26 kap. 19 § i miljöbalken.

<sup>149</sup> 26 kap. 1 § MB st. 2.

<sup>150</sup> 26 kap. 2 § st 2 och 24 kap. 7 § MB.



### 8.3.2 Muddring och dumpning som inte är prövad

Enligt 11 kap. 12 § MB behövs inte tillstånd till vattenverksamhet om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen kan skadas. Det är alltså möjligt för en verksamhetsutövare att själv göra en sådan bedömning, men bevisbördan ligger helt och hållet på verksamhetutövaren.

Tillsynsmyndigheten har en skyldighet att agera för det fall en verksamhetsutövare inte följer miljöbalkens krav så att verksamheten genomgår erforderlig prövning samt att erforderliga försiktighetsmått fastställas.

Tillsyn av en otillåten muddring eller dumpning kan initieras via övervakning, klagomål eller frågor från en granne, kommunen eller någon annan.

Verksamheten kan naturligtvis också upptäckas vid tillsyn. Ett sådant ärende ska utredas och brukar oftast resultera i ett föreläggande till verksamhetsutövaren om rättelse eller förbud. Före ett sådant beslut begärs ofta uppgifter om verksamheten, men ibland är det nödvändigt att stoppa verksamheten omedelbart. Ibland kan ett tillsynsärende övergå till ett prövningsärende. Otillåten muddring och dumpning är straffsanktionerad<sup>151</sup>.

Vid en tillståndsprövning i efterhand eller vid ett tillsynsärende gällande anmälningspliktig vattenverksamhet finns möjlighet att förpliktiga respektive förelägga en verksamhetsutövare att vidta kompensande åtgärder eller betala en särskild fiskeavgift<sup>152</sup>.

#### *Föreläggande om upplysningar*

Tillsynsmyndigheten kan begära att verksamhetsutövaren lämnar de uppgifter och handlingar som behövs för tillsynen<sup>153</sup>. Upplysningsskyldigheten är begränsad till uppgifter som inte förutsätter någon närmare utredning<sup>154</sup>. Dessa upplysningar ska utgöra underlag för en bedömning av om den utförda verksamheten är att betrakta som tillstånds- eller anmälningspliktig.

Exempel på omständigheter som bör belysas vid en otillåten muddring är:

- Vilka arbeten som har utförts i vattenområdet och tidpunkten för utförandet.
- Syftet med de utförda arbetena samt om ytterligare åtgärder planeras.
- Arbetenas omfattning, en redovisning på fastighetskarta eller motsvarande.
- Volymen massor (sediment, schakt- och utfyllnadsmassor eller dylikt) som har hanterats och vad massorna består av. Användning och slutlig lokalisering av muddermassorna.
- Erhållna tillstånd och genomförda samråd innan arbetena i vattenområdet utförts.

<sup>151</sup> 29 kap. MB.

<sup>152</sup> MMÖD M 11172–14, 2015-06-26.

<sup>153</sup> 26 kap. 21 § MB.

<sup>154</sup> Prop. 1997/98:45 del 2, sid. 282.

Om verksamheten kan befaras medföra olägenhet för människors hälsa eller miljön kan tillsynsmyndigheten förelägga verksamhetsutövaren att utföra de undersökningar av verksamheten som behövs för miljöbalken och dess följdföreskrifter ska efterlevas<sup>155</sup>. Undersökningarna kan utgöra underlag för ett eventuellt föreläggande om rättelse eller förbud.

### 8.3.3 Tillsyn baserad på flygbilder, satellitdata och information från drönare

Ett sätt att bedriva tillsyn är att analysera satellitbilder, ortofoton, skalriktiga flygbilder och stereoflygbilder. I den mån de finns att tillgå används med fördel jordartskartor och maringeologiska kartor i ett GIS. Utifrån detta underlag kan man ofta bedöma effekten av en verksamhet i vattnet på en specifik plats. Satellitdata kan användas för att upptäcka pågående och även i vissa avslutade muddringar. Genom att jämföra bildmaterial från olika år kan man på ett enkelt sätt upptäcka utförda muddringar och dumpningar. Dessutom kan effekter över tiden och omfattningen av genomförda muddringar och dumpningar kontrolleras.

Kustbevakningen kan i vissa fall göra överflygningar och flygfotografera en pågående eller redan avslutad verksamhet om tillsynsmyndigheten anser att det behövs. Resultatet blir högupplösta låghöjdsbilder som är mycket användbara vid tillsyn och kontroll.

Under 2008 genomförde länsstyrelsen i Uppsala och rikspolisstyrelsen ett projekt med fokus på kartering av muddringar<sup>156</sup>. Huvudmålet var att dels hitta nya muddringar med hjälp av satellitbilder och dels att utforma ett bra arbetsflöde för hur bilderna kommer in i tillsynsverksamheten hos länsstyrelsen och i utredningsarbete av misstänkta brott hos polisen.

I juni 2008 lanserades satellitdataarkivet "Saccess" på Lantmäteriets hemsida. Från Saccess kan nordiska användare gratis ladda hem satellitdata. Detta innebär att möjligheterna ökar för tillsyns- och polismyndigheter att använda satellitdata i sin verksamhet.

En teknik som på senare tid kommit starkt är drönare. De flyger på relativt låg höjd och tar högupplösta bilder eller filmer. Kostnaden för en överflygning med en drönare är betydligt lägre än vad den är för en överflygning med flygplan. Drönare lämpar sig för punktinsatser då kontroller vill genomföras på en entreprenad. Kontrollen behöver planeras då det ofta krävs tillstånd från luftfartsverket för att flyga med drönare. I tillståndet regleras när flygning får ske. I stora städer och tätbebyggt område kan det vara svårt att få flygtider.

<sup>155</sup> 26 kap. 9 § MB, 26 kap. 22 § MB.

<sup>156</sup> Lantmäteriet, 2008.

### *Metodik och resultat*

Med förändringsanalys i satellitbilder från olika år kan för myndigheten tidigare okända muddringar hittas. Flera metoder har testats i ovan nämnda projekt. En av dem, som visar lovande resultat, baseras på att ur satellitdata skapa tolkningsunderlag som förstärker skillnaden mellan suspenderat material (lera, dy osv.) och växtlighet (vass, algbälten). Detta kan göras genom beräkning av ett modifierat vegetationsindex - en kvot- och differensbild mellan synligt reflekterat ljus (rött och grönt) och infrarött (nära infrarött, mellaninfrarött). Extremvärdena kommer då att peka ut antingen byggnationer och kraftiga muddringsplymer (höga värden) respektive vasstillväxt (låga värden).

Denna metod gör det möjligt att spåra flera orsaker och verkningar i satellitbilderna. Genom att göra beräkningen under vattenmask, i detta fall endast de områden som ingår i fastighetskartans vatten, får man ett representativt resultat som bara tar hänsyn till i vattnet förekommande objekt och reflektans.

De extremvärden som identifierats har verifierats i flygbilder från 2000 respektive 2006 och förändringarnas karaktär och tidpunkt har fastställts genom att studera kvotbilder från flera år i följd. Faktorer som ger utslag i bilderna är följande:

Höga värden:

- Båtar, bryggor, byggnader,
- lågvatten vid långgrunda sandbottnar,
- grumligt vatten,
- vassröjning,
- gul vass.

Låga värden:

- Vasstillväxt,
- grön vass,
- alblomningar.

I en satellitbild kan vissa företeelser upptäckas direkt (t.ex. en större muddringsplym, se exempel nedan) medan differensbilder mellan de olika åren mer korrekt visar att något har inträffat under en viss period. Hänsyn måste tas till bildernas olika toning och karaktär, som beror av väder, vind, alblomningar, tid på året osv.

### 8.3.4 Tillsynsringripanden

#### *Föreläggande om åtgärder*

Tillsynsmyndigheten får förelägga en verksamhetsutövare att vidta de åtgärder som behövs i det aktuella fallet<sup>157</sup>.

Frågan om åtgärder i form av återställning efter en muddring eller dumpning är ofta problematisk ur ett miljöperspektiv. Muddring och dumpning är ofta irreparabla ingrepp när man ser dem på kort och medellång sikt. Återställning kan ibland, åtminstone i ett kortare tidsperspektiv leda till en ytterligare miljöstörning i området. Krav på återställning bör trots detta ändå vara utgångspunkten vid föreläggande om åtgärder, bl.a. med hänsyn till den preventiva effekten. I värdefulla miljöer kan en återställning vara nödvändig av bevarandeskäl.

Havs- och vattenmyndigheten anser att en återställning till ursprungliga förhållanden normalt inte är att betrakta som tillståndspliktig vattenverksamhet. Det är rimligt att ett föreläggande om återställning förenas med krav på de skyddsåtgärder som behövs för att minimera påverkan på miljön. Undantagsvis kan ett föreläggande om återställning bli av den karaktären att det måste föregås av en tillståndsprövning. Föreläggandet måste då utformas så att tidsramen räcker för en sådan prövning.

Ett föreläggande om åtgärder kan alltid överklagas. Har myndigheten angett en för snäv utförandetid i föreläggandet kan den hinna gå ut innan beslutet vunnit laga kraft. Då kan föreläggandet undanröjas av mark- och miljödomstolen<sup>158</sup>. En sådan utveckling kan undvikas genom att man inte anger ett slutdatum för de begärda åtgärderna utan i stället bestämmer en utförandetid i förhållande till den dag då beslutet vunnit laga kraft. Ett beslut om åtgärder kan också, om det anses nödvändigt gå ut på att ”detta beslut gäller omedelbart även om det överklagas”<sup>159</sup>.

Tillsynen av en återställning i vattenområden som görs med anledning av ett föreläggande skiljer sig inte från tillsynen av andra tillståndsgivna och anmälningspliktiga verksamheter eller åtgärder. Det är samma miljökrav och försiktighetsmått som gäller.

Tillsynsmyndigheten har även möjlighet att begära ut en fiskeavgift i efterhand t.ex. vid en otillåten muddring<sup>160</sup>.

Den myndighet som har gett en dispens för dumpning kan förelägga den som har fått dispensen att avhjälpa en olägenhet som uppkommer genom dumpningen, om olägenheten inte förutsågs när dispensen gavs. Dispensen

<sup>157</sup> 26 kap. 9 § MB.

<sup>158</sup> se Miljödomstolen vid Stockholms tingsrätt, mål nr M 219-03 beslut 2005-04-12.

<sup>159</sup> 26 kap. 26 § MB.

<sup>160</sup> MMÖD M 11172–14, 2015-06-26.

kan även återkallas om ett villkor eller en föreskrift som gäller för dumpningen inte följs eller om en olägenhet som avses med ett föreläggande inte avhjälps<sup>161</sup>.

## 8.4 Uppföljning och utvärdering

För att effektivisera och förbättra den framtida tillsynen av muddring och hantering av muddermassor bör erfarenheterna från tillsynen och de metoder man använt sig av årligen följas upp och utvärderas. Det är lämpligt att utgå från tillsynsplanen för att utvärdera om det som är planerat är genomfört, om syftet med planeringen uppnåtts samt vad som har fungerat bra och mindre bra m.m. Resultatet av uppföljningen och utvärderingen kan användas som underlag inför kommande prioriteringar, val av tillsynsmetoder och fördelning av resurser. Resultaten kan även användas för att utveckla genomförandet av den kommande tillsynen<sup>162</sup>.

---

<sup>161</sup> 29 §, 15 kap. MB.

<sup>162</sup> Se Naturvårdsverkets handbok 2001:4 sid 24.

## 9. Relationer till annan lagstiftning

### 9.1 Miljöbalken

Samtliga miljöbalkens kapitel har i varierande grad bäring på muddring och hantering av muddermassor. Kapitlen i balkens första avdelning om Övergripande bestämmelser (1-6 kap.), sjätte avdelningen om Påföljder (29-30 kap.) samt sjunde avdelningen Ersättning och skadestånd m.m. (31-33 kap.) har belysts i Naturvårdsverkets handbok 2008:5 Vattenverksamheter och redovisas därför inte i denna vägledning. Några andra kapitel i balken behandlas i denna vägledning under avsnitten om Prövning, Egenkontroll och Tillsyn. Nedan följer en redovisning av ytterligare bestämmelser i miljöbalken samt viss annan lagstiftning som har inverkan på muddring och hantering av muddermassor.

#### 9.1.1 Skydd av områden. 7 kap. MB

##### *Nationalpark, naturreservat m.m.*

Ett mark- eller vattenområde som tillhör staten förklaras som nationalpark i syfte att bevara ett större sammanhängande område av viss landskapstyp i dess naturliga tillstånd eller i väsentligt oförändrat skick. Ett mark- eller vattenområde kan också avsättas som naturreservat i syfte att bevara biologisk mångfald, vårda och bevara värdefulla naturmiljöer eller tillgodose behov av områden för friluftsliv. För att bevara värdefulla kulturpräglade landskap kan mark- eller vattenområden avsättas som kulturreseptat. Gemensamt för naturreservat, kulturreseptat och nationalpark är att det i föreskrifterna till beslutet finns inskrivet olika inskränkningar i rätten att använda områdena. Avsteg från skydds föreskrifterna förutsätter dispensprövning.

Mindre mark- eller vattenområden som utgör livsmiljö för hotade djur- eller växtarter eller som på annat sätt är särskilt skyddsvärda får avsättas som biotopskyddsområde. Inom ett biotopskyddsområde får man enligt 7 kap. 11 § miljöbalken inte bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd som kan skada naturmiljön. Exempel på vattenanknutna områden som kan förklaras som biotopskydd är: Mynningsområden vid havskust, helt eller delvis avsnörda havsvikar, grunda havsvikar, ålgräsängar och biogena rev.

##### *Strandskydd*

Strandskydd råder vid havet, insjöar och vattendrag. Strandskyddet omfattar både landområdet och vattenområdet med dess undervattensmiljö. Det generella strandskyddet är 100 meter, på några platser, till exempel i en del tätorter, är strandskyddet borttaget. På vissa platser är strandskyddet utvidgat till upp till 300 meter från strandlinjen.

Strandskyddet syftar till att trygga tillgången för allmänheten till platser för bad och friluftsliv och att bevara goda livsvillkor för växt- och djurlivet genom att upprätthålla förutsättningarna för värdefulla naturmiljöer både på land och i vatten. Bestämmelserna om strandskydd finns i 7 kap. 13 – 18 §§ MB. Strandskyddet innebär ett generellt byggnads- och anläggningsförbud. Inom ett strandskyddsområde är det därför förbjudet bl.a. att utföra anläggningar eller anordningar, t.ex. bryggor och pirar, som hindrar eller avhåller allmänheten från att beträda ett område där man annars skulle ha ”färdats fritt”, som lagen uttrycker det. Anläggningar som väsentligt förändrar livsvillkoren för djur- eller växtarter får inte uppföras. Också andra åtgärder som väsentligt försämrar livsvillkoren för djur- och växtarter, t.ex. muddring, är förbjudna. Men prövningsmyndigheten, d.v.s. länsstyrelsen i vissa skyddade områden och kommunerna i övriga fall kan medge dispens från strandskyddsbestämmelserna om det finns särskilda skäl. Vad som får anses vara särskilda skäl anges i bestämmelserna. I ett beslut om dispens ska anges i vilken utsträckning marken får tas i anspråk som tomt eller annars användas för det avsedda ändamålet. I samband med tillståndsprövning enligt MB sker ingen separat dispensprövning, men syftet med strandskyddet ska ingå som ett moment i prövningen<sup>163</sup>.

### *Vattenskyddsområden*

Vattenskyddsområden kan inrättas för att skydda en vattentäkt avsedd för exempelvis dricksvattenförsörjning. Länsstyrelsen eller kommunen får meddela föreskrifter om inskränkningar i rätten att förfoga över fastigheter inom området om det behövs för att tillgodose syftet med vattenskyddsområdet. En begränsning kan vara grävning/muddring eller dumpning inom skyddsområdet. Föreskrifterna kan omfatta både land- och vattenområden. Bestämmelserna om vattenskyddsområden finns i 7 kap. 21–22 §§ MB.

### *Natura 2000-område*

Natura 2000-områden är sådana naturområden som, enligt 7 kap. 27 § MB, bör skyddas eller har skyddats enligt rådets direktiv om bevarande av vilda fåglar, som särskilt bevarandeområde enligt rådets direktiv om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, eller enligt internationella åtaganden eller nationella mål om skydd för naturområden.

För att bedriva verksamheter eller vidta åtgärder inom eller i anslutning till Natura 2000-områden krävs tillstånd om verksamheten eller åtgärden kan påverka utpekade arter eller naturtyper på ett betydande sätt. Verksamheter och åtgärder som direkt hänger samman med eller är nödvändiga för skötseln och förvaltningen av det berörda området är undantagna från tillståndsplikten.

Generellt prövas tillstånd till verksamheter eller åtgärder inom Natura 2000-områden av länsstyrelsen. Om verksamheten eller åtgärden dessutom omfattas

<sup>163</sup> HD NJA 2008 sid 551, notera att tidigare 17 § 7 kap. nu är ändrad till 16 § 7 kap. MB.

av tillståndsplikt eller dispenskrav enligt 9, 11 eller 15 kap. MB ska frågan om tillstånd prövas av den myndighet som prövar tillstånd eller dispens enligt något av dessa kapitel. Det innebär att frågan om tillstånd till muddring eller dumpning av muddermassor inom eller i anslutning till ett Natura 2000-område kan behöva prövas enligt både 7 kap. MB och respektive tillståndskapitel 9, 11 eller 15 kap. MB.

Tillstånd till en åtgärd som kan påverka Natura 2000-område får lämnas på vissa villkor. Verksamheten eller åtgärden ensam eller tillsammans med andra pågående eller planerade verksamheter eller åtgärder får inte kunna skada den livsmiljö eller de livsmiljöer i det område som avses att skyddas. De får heller inte medföra att den art eller de arter som ska skyddas utsätts för en störning som på ett betydande sätt kan försvåra bevarandet i området av arten eller arterna.

Enligt 7 kap. 29 § får regeringen även om verksamheten inte bedöms uppfylla kraven om tillstånd enligt 7 kap. 28 b lämna tillstånd om det:

- saknas alternativa lösningar,
- åtgärden måste genomföras av tvingande orsaker som har ett väsentligt allmänintresse, de åtgärder vidtas som behövs för att kompensera för förlorade miljövärden så att syftet med att skydda det berörda området ändå kan tillgodoses.

### *Skyddsområden för flodkräfta*

Skyddsområden för flodkräfta kan inrättas av länsstyrelserna för att skydda kvarvarande bestånd av arten. Bestämmelserna om skyddsområden för flodkräfta finns i SFS 1994:1716, Förordning om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen. Flodkräfta är vidare känslig för grumling. I samband med muddring i sötvatten är det därför särskilt viktigt att minimera grumling och igenslamning av livsmiljön. Detta är särskilt viktigt under perioder med rombärande honor och nykläckta yngel.

### *Särskilda bestämmelser om skydd för djur- och växtarter*

Föreskrifter till skydd för vilt levande djur och växter får meddelas om en art av någon orsak kan komma att försvinna eller utsättas för plundring. Bestämmelsen finns i 8 kap. 1 och 2 §§ MB. Ytterligare skydd för växt- och djurarter finns i artskyddsförordningen (2007:845). Enligt den är det förbjudet att döda, skada, fånga eller störa vilt levande djur eller att ta bort eller skada sådana djurs ägg, rom eller bon samt förbud mot att skada eller förstöra sådana djurs fortplantningsområden och viloplatsler.

Det är inte heller tillåtet att avsiktligt plocka, samla in, skära av, dra upp med rötterna eller förstöra växter i deras naturliga utbredningsområde i naturen.

När man prövar och genomför muddring eller dumpning av muddermassor är det särskilt viktigt att se till att skyddade djur inom rimligt avstånd från



arbetsområdet inte störs. Särskilt viktigt är det under djurens parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttperioder. Djurens fortplantningsområden eller viloplatsar får inte heller skadas eller förstöras. Det är lika viktigt att skyddade växter inte förstörs eller tas bort i samband med åtgärderna.

I samband med muddring i sötvatten är det också särskilt viktigt att inte skada populationer av rödlistade och hotade arter såsom flodpärlmussla, tjockskalig målarmussla eller arter som är hotade och känsliga för grumling. Generellt sett är arter som lever av att filtrera vattnet mest känsliga mot grumling medan de flesta arter är känsliga för den direkta påverkan på livsmiljön som muddring och dumpning kan innebära.

### **9.1.2 Förorenade områden. 10 kap. MB**

Uppläggning av muddermassor på land kan innebära att marken förorenas av den upplagda muddermassan. I 10 kap. MB finns bestämmelser om ansvar för utredning och efterbehandling av områden som är så förorenade att de kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Enligt huvudregeln är det i första hand verksamhetsutövaren som är skyldig att göra undersökningar och bekosta efterbehandlingsåtgärder. I andra hand kan ansvaret ligga på fastighetsägaren. När det saknas någon som är ansvarig enligt lagen, finns i vissa fall möjlighet för staten att gå in och betala för efterbehandlingen av det förorenade området.

Den som har ansvaret måste också beakta att det är förbjudet att utan anmälan till tillsynsmyndigheten vidta efterbehandlingsåtgärder i sådana förorenade områden om åtgärden kan medföra ökad risk för spridning eller exponering av föroreningarna och om risken inte bedöms som ringa. Det framgår av 28 § Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Finns kunskap om att sedimenten är eller kan vara förorenade bör verksamhetsutövaren redan i planeringen beakta att en muddring kan påverka eller öka till exempel föroreningsspridning eller exponering för förorening. Föroreningen kan behöva åtgärdas innan eller i samband med att muddringen utförs. Om det i samband med en muddring konstateras att muddermassorna är förorenade är verksamhetsutövaren eller fastighetsägaren skyldig att underrätta tillsynsmyndigheten om detta.

### **9.1.3 Vattenverksamhet, 11 kap. MB**

#### *Samhällsnyttokravet i 6 §*

För att medge tillstånd för en vattenverksamhet måste den vara samhällsekonomiskt motiverad. Det innebär att verksamheten bara får bedrivas om fördelarna från allmän och enskild synpunkt överväger kostnaderna, skadorna och olägenheterna av den. Innebörden av bestämmelsen, som är tillämplig på all vattenverksamhet, är närmare beskriven i Naturvårdsverkets handbok 2008:5 Vattenverksamheter. Se även MMÖD 2012-03-20, M 6405-10. I detta beslut medgav inte MMÖD

tillstånd för att anlägga en kanal m.m., utföra muddring samt dispens för dumpning. Motiveringen var att risken för en negativ påverkan på de grunda vikarnas växt- och djurliv och därmed på det småskaliga yrkesfisket ansågs väga tyngre än de fördelar som kan uppnås genom det ansökta företaget.

### *Framtida verksamheter får inte försvåras. 7 §*

En planerad vattenverksamhet får inte medföra att framtida verksamheter som berör samma vattentillgång försvåras. Detta krav gäller om den aktuella vattenverksamheten kan utföras utan oskäligen kostnad. Med verksamheter avses inte bara vattenverksamheter utan också annan verksamhet som kan beröra den aktuella vattentillgången. Särskild hänsyn ska tas till verksamheter som ska ske till förmån för fiske- och miljövården<sup>164</sup>.

### *Fiskets förutsättningar ska behållas. 11 kap. 8 § MB*

I samband med vattenverksamhet är fiskeintresset betydelsefullt och ska beaktas särskilt. Verksamhetsutövaren måste anlägga och underhålla anordningar som kan behövas för att ta hänsyn till fisket. I detta fall räknas även bl.a. musslor och kräftor som fisk.

Exempel på anordningar för fisket är fisktrappor, omlöp eller ålyngelledare. I fråga om muddring och dumpning är det främst åtgärder till skydd för fisket som kan bli aktuella. Exempel på åtgärder är grumlingsdämpande avskärmningar och anpassning av arbetstiden.

Om inte lämpliga åtgärder kan vidtas på platsen kan kompensationsåtgärder övervägas. I vissa fall kan ett alternativ eller komplement vara en fiskeavgift. Vid muddring och dumpning är det även vanligt med en kombination av åtgärder och avgifter, då de områden som påverkas direkta inte kan skyddas genom åtgärder<sup>165</sup>.

## **9.1.4 Tillåtlighetsprövning enligt 17 kap. MB**

Regeringen ska pröva tillåtligheten för bland annat inrättande av (nya) allmänna farleder. I de fall regeringen tillåtit anläggningen och denna förutsätter muddring, ska mark- och miljödomstolen alltid ge tillstånd till muddringen<sup>166</sup>.

## **9.1.5 Förvaltningsplaner och Havsplaner**

Vattenmyndigheten beslutar<sup>167</sup> om förvaltningsplaner för vattendistriken. Förvaltningsplanen ger en sammanfattande bild av tillståndet i distriktets vatten, vilka miljö kvalitetsnormer som gäller, behovet av åtgärder samt hur

<sup>164</sup> Prop. 1997/98:45, del 2 sid. 130.

<sup>165</sup> MMD M 1956-12, reglerar såväl fiskeavgift som provotid för en ev. kompensation.

<sup>166</sup> 11 kap. 23 § MB.

<sup>167</sup> Enligt 5 kap 1 § förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (vattenförvaltningsförordningen).

miljötillståndet övervakas. Mer information om förvaltningsplanen finns på Vattenmyndighetens hemsida.

Havsplanering sker med stöd av 4 kap. 10 § i miljöbalken. Havs- och vattenmyndigheten ska enligt havsplaneringsförordningen ta fram förslag till havsplaner för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet. Planerna omfattar Sveriges havsområden, territorialhavet och den ekonomiska zonen, men inte området närmast kusten<sup>168</sup>. Havsplanerna ska beaktas vid beslut om tillstånd och vid en anmälan för olika verksamheter i havet.

Havsplanering innebär att olika intressen analyseras och vägs mot varandra så att det framgår vilket av dem som ska prioriteras. Planerna ska leda till att havsområdena används till det som de är mest lämpade för.

## 9.2 Rådighet över vatten

En grundläggande förutsättning för att få bedriva vattenverksamhet är att verksamhetsutövaren har rådighet över det vattenområde där verksamheten ska bedrivas<sup>169</sup>. Det innebär att verksamhetsutövaren måste förfoga över vattenområdet genom äganderätt, till följd av upplåtelse av fastighetsägaren eller genom tvångsvis förvärvad rättighet. Rådighet kan tillkomma annan än fastighetsägare eller rättighetsinnehavare när det handlar om vissa typer av vattenverksamhet. Vattenverksamhet som behövs för allmän farled eller allmän hamn är exempel på sådana vattenverksamheter.

Vem som äger vattnet går att få reda på genom Lantmäteriet. Vill man muddra eller dumpa muddermassor på allmänt vatten ska Kammarkollegiet ge sitt medgivande<sup>170</sup>. Vad som är allmänt respektive enskilt vatten regleras i lagen (1950:595) om gräns mot allmänt vattenområde.

I vissa fall har andra än fastighetsägaren den grundläggande rådigheten att bedriva vattenverksamhet. Staten, liksom kommuner och vattenförbund, får på så sätt bedriva sådana vattenverksamheter som är önskvärda från allmän miljö- eller hälsosynpunkt eller som främjar fisket. Rensningar för att bibehålla vattnets djup eller läge får vidtas och omedelbara återställningsåtgärder utföras av den som är beroende av att vattenförhållandena består<sup>171</sup>.

## 9.3 Övriga lagar

### 9.3.1 Plan- och bygglagen

Plan- och bygglagen (PBL) innehåller bestämmelser om planläggning av mark och vatten och om byggande. Av 1 kap. 3 § MB framgår att för verksamheter som kan orsaka skada eller olägenhet för människors hälsa, miljön eller andra

<sup>168</sup> Planeringen av kusten sker genom kommunernas översiktsplanering.

<sup>169</sup> Lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet (LSV).

<sup>170</sup> 2 § andra stycket förordningen (2007:824) med instruktion för Kammarkollegiet.

<sup>171</sup> 2 kap. 5 § LSV.

intressen som skyddas enligt miljöbalken tillämpas utöver balken även bestämmelser i annan lag. Detta innebär att PBL och MB gäller parallellt med varandra, dvs de gäller vid sidan om varandra om inte bestämmelserna är oförenliga.

Det är kommunen som svarar för den fysiska planeringen. Kommunens översiktsplan, områdesbestämmelser och detaljplaner är viktiga instrument med hänsyn till bevarandet av bl.a. biologisk mångfald samt skyddet mot åtgärder som kan utgöra hot mot dessa värden. Enligt 2 kap. 6 § MB får tillstånd eller dispens enligt miljöbalken inte meddelas i strid mot en detaljplan eller områdesbestämmelser som vunnit laga kraft. Det innebär att tillstånd till muddring eller massuppläggning inte kan medges om det medför avsteg från detaljplanen eller områdesbestämmelserna.

*Översiktsplanen* (ÖP) är vägledande för beslut som rör användningen av mark- och vattenområden. I ÖP anges de allmänna intressen och de miljö- och riskfaktorer, som bör beaktas i enskilda beslut. Det ska även framgå hur kommunen avser att tillgodose riksintressena enligt 3 och 4 kap. MB.

*Områdesbestämmelser* för begränsade områden, säkerställer att syftet med ÖP uppnås. De är bindande i förhållande till myndigheter och enskilda.

*Detaljplanen* (DP) reglerar markens användning och bebyggelse. Den är bindande mot myndigheter och enskilda.

*Bygglov* En verksamhet kan kräva tillstånd enligt både PBL och MB. Det är kommunens byggnadsnämnd (eller motsvarande) som prövar bygglov. I vissa fall krävs bygglov exempelvis för att mellanlagra muddermassor om de ska ligga tillfälligt på en plats och därmed kan betraktas som upplag.

Planeringen av kusten sker genom kommunernas översiktsplanering. En förutseende kommunal planering kan bidra till att minska behovet av muddring och till att viktiga grundområden förblir orörda. Det är lämpligt att kommunens översiktsplan anger i vilka områden muddring inte bör förekomma med hänsyn till värden för friluftslivet samt för natur- och kulturmiljön. För att begränsa antalet verksamheter är det även bra om det i planen framgår vilka platser som är lämpliga för gemensamhetsanläggningar som marinor etc.

Inför en muddring, deponering eller dumpning av muddermassor är det viktigt att kontrollera de planmässiga förutsättningarna. I kommunernas översikts- och detaljplaner finns ofta användbara uppgifter. Det kan t.ex. gälla uppgifter om befintliga och planerade byggnader, infrastruktur och fritidsanläggningar, markanvändning, planerade utbyggnadsområden, intressen för natur, kultur och friluftsliv, avfallsanläggningar och uppgifter om speciella restriktioner för aktuella områden.

### 9.3.2 Lag om kulturmiljö m.m.

Kulturmiljölagen<sup>172</sup> (KML) omfattar såväl kända som okända fasta fornlämningar. En fast fornlämning består dels av själva anläggningen, t.ex. en boplats, dels av ett så stort område på marken eller sjöbotten som behövs för att bevara fornlämningen. Detta område benämns fornlämningsområde. När en verksamhet planeras måste verksamhetsutövaren förvissa sig om att kulturhistoriska lämningar inte kommer till skada. Verksamhetsutövaren är enligt 2 kap. 10 § KML skyldig att ta reda på om en fast fornlämning kan beröras. Vid planering av en muddring eller dumpning är det därför viktigt att i ett tidigt skede ta kontakt med länsstyrelsens kulturmiljöfunktion angående fornlämningar. Länsstyrelsen är tillståndsmyndighet för åtgärder när det gäller fornlämningar och andra marin arkeologiska lämningar som omfattas av kulturminneslagen.

Om det finns fornlämningar i det aktuella området kan det bli aktuellt med en arkeologisk utredning. Då svarar verksamhetsutövaren för de kostnader som uppkommer. I Riksantikvarieämbetets söktjänst Fornsök går det att söka information om merparten av Sveriges hittills kända fasta fornlämningar och andra kulturhistoriska lämningar, såväl på land som under vatten<sup>173</sup>. Sökanden rekommenderas även att kontakta Sjöhistoriska museet, som förestår vrakregistret, för att få veta om det finns några fornlämningar i det område som kommer att beröras av verksamheten.

### 9.3.3 Muddring på havsbotten, prövning enligt kontinentalsockellagen m.m.

Muddring på havsbotten kan förekomma i samband med utforskning av kontinentalsockeln eller utvinning av naturtillgångar från den. Muddring vid utforskning kan t.ex. behövas i samband med provborrning. En sandtäkt på kontinentalsockeln utgör utvinning av naturtillgångar.

Det är regeringen som kan meddela tillstånd för utforskning och utvinning av kontinentalsockeln. Avser tillståndet en täkt av sand, grus eller sten på allmänt vattenområde, sker tillståndsprövningen normalt av SGU enligt 5 § kontinentalsockelförordningen<sup>174</sup>.

Oavsett om muddring görs för att utforska kontinentalsockeln eller utvinna naturtillgångar från den ska bl.a. 2 kap. och 5 kap. 3 § MB tillämpas. I båda fallen ska en miljökonsekvensbeskrivning ingå i ansökan. I fråga om förfarandet, kraven på miljökonsekvensbeskrivningar och planer och planeringsunderlag gäller 6 kap. miljöbalken.

Vid muddring för att utvinna naturtillgångar (t.ex. sandtäkt) ska dessutom 3 och 4 kap. miljöbalken tillämpas.

<sup>172</sup> 1988:950.

<sup>173</sup> <http://www.raa.se/hitta-information/fornsok-fmis>

<sup>174</sup> 1966:315.

När frågan om täktillstånd prövas ska en särskild behovsprövning göras enligt 3 b §, lag (1966:314) om kontinentalsockeln. Bl.a. ska behovet av det material som kan utvinnas vägas mot de skador på djur- och växtlivet och på miljön i övrigt som täkten kan befaras ställa till med.

Enligt kontinentalsockellagen kan ett tillstånd för täkt förenas med bl.a. krav på att en avgift ska betalas till staten. Det finns även ett krav på att verksamhetsutövaren ska ställa säkerhet för återställningskostnader.

Om en vattenverksamhet eller miljöfarlig verksamhet utförs inom det geografiska område som omfattas av svensk-finska gränsälvöverenskommelsen<sup>175</sup> gäller bestämmelserna i den.

---

<sup>175</sup> Lag (2010:897) om gränsälvöverenskommelse mellan Sverige och Finland.

# 10. Förkortningar av lagstiftning och domstolar

## Domstolar

MMD	Mark- och miljödomstolen
MMÖD	Mark- och miljööverdomstolen
HD	Högsta domstolen

## Lagar och förordningar

AF	Artskyddsförordningen (2007:845) Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
FVE	Förordning (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll
FVV	Förordning (1998:1388) om vattenverksamhet m.m.
VFF	Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön
KML	Lag (1988:950) om kulturminnen m.m.
LSV	Lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet
LSVP	Lag (1998:813) om införande av lagen med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet
MB	Miljöbalken (1998:808)
PBL	Plan- och bygglagen (1987:10)
VFF	Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön
VL	Vattenlagen (1983:291)
ÄVL	Vattenlag (1918:523), (äldre vattenlagen)

# 11. Definitioner och centrala begrepp

**Akkumulationsbotten** – Områden där finmaterial med en falldiameter mindre än 0,006 mm kontinuerligt sedimenterar, och inte sprids 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 längder 100 m), kan inte finmaterial ligga stabilt.

**Allmän farled och allmän hamn** – Farled eller hamn som är av väsentlig betydelse för den allmänna samfärdseln. En allmän farled kan också inrättas om den är av väsentlig betydelse för fiskerinäringen eller om den är av väsentlig betydelse för trafiken med fritidsbåtar och det behövs med hänsyn till säkerheten i farleden<sup>176</sup>. Sjöfartsverket för register över allmänna farleder och hamnar<sup>177</sup>.

**Anläggningsändamål** - Användning av material för att skapa t.ex. vägar, järnvägar, parkeringsplatser och bullervallar. Användning av avfall för anläggningsändamål är en miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. MB.

**Avfall** – Definieras i 15 kap. 1 § MB som varje föremål eller ämne som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.

**Backscatter** – Tidssamplad signalstyrka från ett multistrålande ekolod som påminner om bilderna som en sidotittande sonar (sidescan sonar) presenterar. Största skillnaden är att skuggor från uppstickande bottenobjekt normalt inte syns då insamlingen sker från en ytfarkost och inte med en släpad mätutrustning.

**Batymetri** – beskriver terrängens fysiska form under vatten och är motsvarigheten till topografi på land. Batymetri tas fram genom lodning, vanligen ekolod.

**Batymetriska undersökningar** – Undersökning av bottenpografien, djupmätning.

**Biota** – Den levande floran och faunan inom ett område eller region.

**Båtnadskrav/samhällsnyttokrav** – En förutsättning för att få bedriva vattenverksamhet är att dess fördelar från allmän och enskild synpunkt överväger kostnaderna, skadorna och olägenheterna av den.

---

<sup>176</sup> Lag (1983:293) om inrättande, utvidgning och avlysning av allmän farled.

<sup>177</sup> Sjöfartsverkets författningssamling. SJÖFS 2013:4.



**Deponering** – Begreppet deponering definieras i 5 § Avfallsförordningen (2011:927) som ett bortskaffningsförfarande vilket innebär att avfall läggs på en deponi.

**Deponi** – Begreppet deponi avser enligt 5 § Avfallsförordningen (2011:927) en upplagsplats för avfall. Deponering är en tillståndspliktig miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. 6 § MB och 5 § förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:899).

**Dumpning** – Avsiktlig kvittblivning av avfall i vatten. Att i syfte att göra sig av med eller placera ett avfall, t.ex. muddermassor, snö eller kasserade båtar, inom ett vattenområde. Även att lägga upp avfall på is ses som en dumpning. Dumpning är inte en vattenverksamhet utan avfallshantering. Enligt 15 kap 27 § MB råder dumpningsförbud för avfall inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon<sup>178</sup>. Förutsättningarna för dispens från förbudet anges i efterföljande 29 §. Att lägga föremål eller material i vattnet, exempelvis uttjänta fordon, för att skapa bra dykningsmiljöer eller för andra ändamål kan beroende på det huvudsakliga syftet med att lägga ner föremålen eller materialet i vattnet vara antingen dumpning eller vattenverksamhet.

**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.

**FNU/NTU** – ISO-standard för grumlighet är FNU (Formazine Nephelometric Unit) eller NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

**Fyllning** – Även utfyllnad. Om syftet är att använda muddermassorna i ett vattenområde för att skapa en vattenanläggning t.ex. en vägbank eller en pir, är det fråga om fyllning. En utfyllnad kan vara tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap. 2 § p1 MB och 19 § Förordningen (1998:1388) om vattenverksamhet m.m. Bestämmelserna i 11 kap. gäller även om det samtidigt finns en önskan att bli av med de massor som används för fyllningen. Läggs muddermassorna inom ett invallat vattenområde är det också fråga om fyllning/utfyllnad. Användning av avfall för anläggningsändamål i vattenområde är dessutom, enligt Naturvårdsverkets bedömning, en miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. MB.

**GIS** – Geografiskt informations system.

**Grävning** – Enligt MB:s synsätt ska grävning ges en vid tolkning<sup>179</sup>. Sandsugning (täkt) ska innefattas i uttrycket. Grävning i vattenområde är vattenverksamhet även i de fall syftet inte är att förändra vattnets djup eller

---

<sup>178</sup> Lag (1966:374) om Sveriges sjöterritorium, Lag (1992:1140 om Sveriges ekonomiska zon).

<sup>179</sup> Prop. 1997/98:45 del 2 sid. 126.

läge. Muddring ingår i definitionen för grävning. Sprängning och borrarning av sediment är ofta led i en grävning/muddring.

**Kongener** – Begreppet används när väteatomer i en bestämd organisk grundmolekyl i olika omfattning har ersatts av halogenatomer, vilka kan vara placerade i olika lägen. (Exempelvis finns det för bifenyl, som är grundmolekyl för PCB, teoretiskt 209 sätt att infoga en eller flera kloratomer).

**Konsolidering** – När en jord belastas och samtidigt är vattenmättad blir effekten att vatten pressas ut ur jorden. Den volymminskning som då uppkommer kallas konsolidering.

**Miljöfarlig verksamhet** – Med miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. 1 §<sup>180</sup> MB avses bl.a. all användning av mark, byggnader eller anläggningar, dvs. fast egendom eller fasta anläggningar, som innebär utsläpp till mark, luft eller vatten eller annan olägenhet för människors hälsa eller miljön. Exempel på miljöfarlig verksamhet är uppläggning och deponering av muddermassor på land.

**Miljöriskområde** – Allvarligt förorenat område med begränsningar i markanvändningen för att undvika hälso- och miljörisker. Bestämmelsen om miljöriskområden finns i 10 kap. MB.

**Muddermassor** – Det material som muddras, t.ex. lera, sand och sten. Även skrot som kan finnas på botten är muddermassor vid muddring. Muddermassor bör med den utgångspunkten anses som ett vidare begrepp som inkluderar även rensmassor. Rensmassor bör betraktas som muddermassor som uppkommit i samband med återställande av ett vattendrag eller vid rensning/underhåll av en vattenanläggning till ett tillståndsgivet djup och läge. Muddermassor klassificeras vanligen som avfall.

**Muddring** – Borttagande av sediment eller annat bottenmaterial i vattenområde. Muddring är normalt tillstånds- eller anmälningspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap. MB eller förordning (1998:1388) om vattenverksamhet m.m.

**Multistrålande ekolod**– benämns även flerstrålande ekolod eller multibeamekolod. Ekolod som detekterar flera ekolodspulser i en linje tvärskepps likt en solfjäder. Normalt används frekvenser mellan 200 och 400 kHz i svenska vatten.

**Operativ tillsyn** – Tillsyn som utövas direkt gentemot den som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd. I tillsynsförordningen regleras<sup>181</sup> vilken myndighet som har det operativa tillsynsansvaret.

---

<sup>180</sup> Regeringens prop. 1997/98:45 del 2 sid. 107.

<sup>181</sup> Förordningen om tillsyn enligt miljöbalken (1998:900).

**Penetrerande ekolod** – Benämns även Sub bottom profiler, sedimentsekolod samt bottenprofilsekolod. Använder en låg frekvens som penetrerar botten vid mätning.

**Rensmassor** – Se muddermassor.

**Rensning** – En åtgärd i ett dike eller annat vattenområde som vidtas för att bibehålla vattnets djup eller läge (11 kap. 15 § MB).

**Resuspension** – När sedimenterat material genom yttre påverkan återgår i suspenderad form.

**Rådighet** – Rätten att utnyttja ett vattenområde. En förutsättning för att få bedriva vattenverksamhet är att verksamhetsutövaren har rätt att utnyttja ett vattenområde. Rådighet kan man ha antingen genom ägande, nyttjanderättsavtal/servitut eller genom att den överförs tvångsvis. Den som vill bedriva vissa vattenverksamheter, exempelvis allmän farled och allmän hamn, har också rådighet<sup>182</sup>. För att få rådighet på allmänt vatten krävs en ansökan till Kammarkollegiet.

**Sakägare** – Den som är särskilt berörd av en vattenverksamhet betecknas som sakägare och har som sådan talerätt vid tillståndsprövningen av verksamheten, rätt att överklaga beslut/domar och rätt till ersättning för rättegångskostnader.

**Sektionerad muddring** – Separering av massor ofta efter sedimentens egenskaper t.ex. fraktion eller graden av förorening.

**Sidotittande sonar** – Benämns även Side scan sonar, sidoavsökande sonar samt sidoavsökande ekolod. Ekolod som mäter åt sidorna, och främst för andra ändamål än djupmätning.

**Sjömätning** - Registrering på ett beständigt sätt av lägesbestämd information om förhållanden på och under sjö- och havsbotten i ett visst vattenområde eller en viss sträcka av ett vattenområde.

**Stabilisering/ solidifiering av muddermassor** – Med stabilisering avses en kemisk transformering (ofta med kalk/cement) med syfte att minska miljöpåverkande egenskaper genom att binda föroreningar. Med solidifiering avses en omvandling från t.ex. en flytande till en fast (solid) form med minskad hydraulisk konduktivitet (permeabilitet) och/eller en geoteknisk stabilisering genom att öka bärigheten för områden.

**Suspension** – Ett finfördelat fast ämne uppslammat i en vätska, t.ex. fin sand eller lerpartiklar uppslammade i vatten.

---

<sup>182</sup> 2 kap. 4 § LSV.

**Tillsynsvägledning** – Utvärdering, uppföljning och samordning av den operativa tillsynen samt stöd och råd till de operativa tillsynsmyndigheterna. För vattenverksamhet är Havs- och vattenmyndigheten central tillsynsvägledande myndighet, förutom för dammsäkerhet där Svenska kraftnät är tillsynsvägledande myndighet.

**Tippning** – Begrepp som ibland tidigare har används synonymt för dumpning. Begreppet bör inte användas då det saknas stöd för det i lagstiftningen.

**Transportbotten** – Material kan under en kortare tid sedimentera på en transportbotten för att sedan resuspenderas, förflyttas och slutligen sedimentera på en ackumulationsbotten. Transportbottnar har ofta stora vattenrörelser, vilket innebär att finmaterial inte sedimenterar utan sprids vidare. Transportbottnar 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.

**Underhåll** – Upprepad muddring för att bibehålla det djup och läge som är reglerat i tillståndet för en vattenverksamhet. Tillståndet ger både en rätt och i viss mån skyldighet att vidmakthålla vattnets djup.

**Uppläggning av muddermassor** – Placering av avfall på land. Uppläggning förutsätter inte någon anläggning, det är åtgärden som prövas enligt 9 kap. MB. Notera att bestämmelser om undantag för uppläggning av muddermassor finns i 4 § p 3 förordningen om deponering av avfall (2001:512).

**Utfyllnad** – Se fyllning.

**Vasslätter** – En typ av vegetationsrensning som normalt inte betraktas som muddring. Om däremot vassrötter eller annan rotfilt avlägsnas eller skadas, kan verksamheten betraktas som en muddring eller i vissa fall rensning. Det gäller även rotfilten i strandzonen – se definitionen av vattenområde.

**Vattenanläggning** – En anläggning som har kommit till genom vattenverksamhet, exempelvis en farled, brygga, kaj, pir m.m.

**Vattenområde** – Område som täcks av vatten vid högsta förutsebara vattenstånd<sup>183</sup>.

---

<sup>183</sup> 11 kap. 2 § MB, se sid 22 NV handbok 2008:5.

**Vattenverksamhet** – Verksamheter som regleras i 11 kap. MB, Förordningen (1998:1388) om vattenverksamheter m.m. och i lag med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet (LSV)<sup>184</sup>. Begreppet ”vattenverksamhet” är i huvudsak synonymt med det som utgjorde ”byggande i vatten” i äldre vattenlagen (ÄVL)<sup>185</sup> och ”vattenföretag” i vattenlagen. Definitionen av vattenverksamhet återfinns i 11 kap. 3 § MB.

**Övermuddring** – Vid genomförandet vill entreprenören ofta ta bort lite mer sediment, utföra en s.k. övermuddring, för att säkerställa att den beställda nivån erhålls. Denna nivå ska ingå i tillståndet.

---

<sup>184</sup> Lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.

<sup>185</sup> Äldre vattenlagen (1918:523).

## 12. Referenser

- Boyd, Limpenny, Rees, Cooper och Campbell (2003)* Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). Est., Coast. Shelf Sci. 57:209–223.
- 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. J. Sea Res. 57:288–302.
- COWI (2014)*: Dumpning av land- och muddermassor till havs. Trafikverket.
- ELK AB (2013)*: Bottenfaunaundersökning norr om Esterön och i inseglingsleden till Norrköpings hamn 2013.
- Erftemeijer PLA, Lewis RRR (2006)*: Environmental impacts of dredging on sea-grasses: A review. Marine Pollution Bulletin 52:1553–1572.
- FOI (2004)*: Miljöeffekter av undervattenssprängningar. Rapport FOI-R–1193–SE.
- Fiskeriverket (2007)*: Fakta om fisk, fiske och fiskevård. Kustfiskevård – något om fiskevård längs ostkusten. Fiskeriverket. f-Fakta, nr 26.
- 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.
- Havs- och vattenmyndighetens (2016)*: Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige– Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Rapport 2016:8, ISBN 978-91-87967–16-0.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015)*: Handläggning av en dumpningsdispens – Vad ska man tänka på? Rapport 2015:28. ISBN 978-91-87967–02-3.
- Havs- och vattenmyndigheten (2013)*. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten HVMFS (2013:19).
- HELCOM (2015)*. Guidelines for management of dredged material at sea and reporting format for management of dredged material at sea. 4 March 2015.
- Håkansson L., Rosenberg R. (1985)*: Praktisk kustekologi. Naturvårdsverket rapport, SNV PM 1987.
- KLIF (2011)* Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering. Rapport 2803. Värdena i denna rapport har reviderats: Miljødirektoratet (2014) Kvalitetssikring av miljø kvalitetsstandarder. Rapport M-241.
- Kraufvelin et al. (2018)*. Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 2018.02.014.

- Lantmäteriet (2008):* Detektion och kartering av muddringar. Lantmäteriet Mo7/02438.4, Rymdstyrelsen 177/07.
- Meritt m.fl. (2010):* Review of thin-layer placement applications to enhance natural recovery of contaminated sediment. Int. Env. Ass. Man. 6, 749-760.
- Müller, M.D., Renberg, L. & Rippen, G., 1989.* Tributyltin in the environment – sources, fate and determination: an assessment of present status and research needs. Chemosphere 18, 2015–2042.
- NAS (2007)* Sediment dredging of superfund megasites: assessing the effectiveness. National Academy of Sciences.
- Naturvårdsverket (2016).* Naturvårdsverkets handbok Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Naturvårdsverkets handbok 2016:1.
- Naturvårdsverket (2010):* Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Naturvårdsverkets handbok 2010:1. ISBN 978-91-620-0164-3.
- Naturvårdsverket (2009):* Miljöeffekter vid muddring och dumpning. En litteratursammanställning. Naturvårdsverkets rapport 5999. ISBN 978-91-620-5999-6, ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket (2008):* Vattenverksamheter. Handbok för tillämpningen av 11 kapitlet i miljöbalken. Naturvårdsverkets handbok 2008:5. ISBN 978-91-620-0157-5, ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket (2008):* Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment. Naturvårdsverkets rapport 5886. ISBN 978-91-620-5886-9. ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket (2008):* Miljökontroll av omgivningspåverkan. Naturvårdsverkets rapport 5803. ISBN 978-91-620-5803-6.
- Naturvårdsverket (2007):* Mottagningskriterier för avfall till deponi. Naturvårdsverkets handbok 2007:1. ISBN 91-620-0144-2, ISSN 1650-2361.
- Naturvårdsverket (2004):* Deponering av avfall. Naturvårdsverkets handbok 2004:2. ISBN 91-620-0134-5, ISSN 1650-2361.
- Naturvårdsverket (2003):* Prövning av täkter. Handbok 2003:1 med allmänna råd. ISBN: 91-620-0121-3.
- Naturvårdsverket (2001):* Operativ tillsyn. Handbok 2001:4, ISBN 91-620-0114-0.
- Naturvårdsverket (2001):* Allmänna råd om egenkontroll [till 26 kap. 19 § miljöbalken och förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll]. AR 2001:2.
- Naturvårdsverket (2001):* Egenkontroll: En fortlöpande process. Handbok 2001:3. ISBN 91-620-01132.

*Newcombe och MacDonald (1991):* Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. North American Journal of Fisheries Management 11:72-82.

*Newell, Seider och Hitchcock (1998):* The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. Oceanographic Marine Review 36:127-178.

*Pousette (2010):* Miljöteknisk bedömning och hantering av sulfidjordsmassor. Forskningsrapport från Luleå tekniska universitet, Institutionen för Samhällsbyggnad.

*Ramböll (2010):* Bakgrundshalt grumling i inre Bråviken. Rapport till Sjöfartsverket, 2010-02-17.

*Robertson, Scruton, Gregory och Clarke (2006):* Effects of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat. Can. Tech. Report Fish. Aquat. Sci. 2644.

*Rostmark (2004):* Frysmuddringsteknik för sanering av förorenade områden, Licentiate thesis, Luleå, Luleå Tekniska Universitet, ISSN 1402-1757.

*Rönnbäck, Kautsky, Pihl, Troell, Söderqvist och Wennhage (2007):* Ecosystem goods and services from Swedish coastal habitats: Identification, valuation, and implications of ecosystem shifts.

*Sjöfartsverket (2004):* Projekt Säkrare Farleder till Göteborg Slutrapport.

*SGI (2011):* Vägledning för nyttiggörande av muddermassor i hamn- och anläggningskonstruktioner. Stabilisering och solidifiering av förorenade muddermassor. Statens Geotekniska Institut, Information 20 / STABCON.

*SGU (2010):* Ytsubstratklassning av maringeologisk information Rapport 2010:6.

*SMOCS (2103):* Sustainable management of contaminated sediments, SMOCS. Guideline European Union European Regional Development Fund and European Neighbourhood and Partnership Instrument. Baltic Sea Region Programme 2007-2013.

Stewart, C., de Mora, S.J., Jones, M.R.L. & Miller, M.C., 1992. Imposex in New Zealand neogastropods. Mar. Pollut. Bull. 4, 204–209.

*Sturve J. m.fl. (2005):* Effects of dredging in Goteborg harbor, Sweden, assessed by biomarkers in eelpout (*zoarces viviparus*). Environ Tox. Chem. 24, s.1951-1961.

*Trafikverket och Emove (2014):* Dumpning av land- och muddermassor till havs. Sammanställning av tidigare studier och erfarenheter baserat på vetenskaplig litteratur, rapporter och intervjuer.

*Westerberg, Rönnbäck och Frimansson (1996):* Effects of suspended sediments on cod egg and larvæ and on the behaviour of adult herring and cod. ICES E: 26.



*Wilber och Clarke (2001):* Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American J. Fish. Man.* 2, 855-875.

*WSP (2015):* Mälarpjektet: Sedimentundersökningar i Mälaren och runt Södertälje kanal. 2015-02-10.

# Bilaga 1. Innehåll i en ansökan om tillstånd eller anmälan för muddring

Bestämmelser om vad som ska ingå i en ansökan om tillstånd finns i 22 kap. 1 § MB. Motsvarande bestämmelse för anmälan om vattenverksamhet finns i 20 § FVV. Båda bestämmelserna är kraftigt kondenserade och behöver utvecklas för att lättare bli tillämpbara. Nedan följer mera utvecklade förslag på vilka uppgifter som bör ingå i en ansökan om tillstånd för en muddring respektive i en anmälan. Ansökans omfattning kan variera beroende på projektets omfattning och förväntade miljöpåverkan. Notera att om anmälan berör vatten krävs dessutom ofta en prövning av strandskyddet.

När det gäller en ansökan om dispens för dumpning redovisas det i HaVs vägledning 2015:28, Handläggning av en dumpningsdispens vilka uppgifter som bör ingå.

## Ansökan om tillstånd för muddring

Uppgifterna i denna lista är ett förslag på vad man bör redovisa i en ansökan om tillstånd för muddring.

- **Sökande:** Uppgifter om vem som är sökande till verksamheten; namn, organisationsnummer/personnummer, adress och telefonnummer. För en ideell förening ska även redovisa stadgar och protokoll över styrelseval, för övriga juridiska personer registreringsbevis eller bestyrkt uppgift om firmatecknare. Ansökningen ska vara egenhändigt undertecknad av sökanden eller dennes ombud.
- **Ombud:** Om sökanden företräds av ombud ska ombudets namn, adress och telefon anges samt fullmakt i original lämnas in.
- **Saken:** Kort beskrivning av vad det sökta tillståndet och dispensen avser.
- **Yrkanden:** Tillståndets omfattning och förslag till villkor.
- **Fastighet:** Uppgift (registreringsbeteckning och kommun) på den eller de fastigheter där verksamheten ska bedrivas samt förteckning på såväl ägare och som innehavare av särskild rätt (främst servitut och nyttjanderätt). Även anläggningens/verksamhetens belägenhet i rikets geografiska nät bör anges (x- och y-koordinater).
- **Rådighet:** För att få bedriva vattenverksamhet samt kunna utnyttja en dispens från dumpningsförbudet ska verksamhetsutövaren ha rådighet över vattnet inom det område som verksamheten ska bedrivas. Ansökan ska innehålla uppgift om vad sökandens rådighet grundas på (äganderätt, servitut, nyttjanderätt eller annan rätt). Om ett servituts- eller nyttjanderättsavtal åberopas ska kopia av avtalet redovisas.

- Orientering om företaget: En kort redogörelse för motiven till ansökan samt en orienterande översiktskarta, t.ex. en del av topografiska kartan (alt sjökort) med platsen för företaget markerad.
- Nuvarande förhållanden, tillstånd m.m.: Beskrivning av eventuella befintliga anläggningar, om möjlig tidpunkt för dess tillkomst och utförda förändringar. Eventuella tidigare meddelade tillstånd ska redovisas.
- Fysiska planer: Uppgifter om översikts- och detaljplaner samt eventuella områdesbestämmelser eller särskilda bestämmelser rörande mark- och vattenområde som berörs av verksamheten (2 kap. 6 § MB).
- Teknisk beskrivning av ansökt verksamhet m.m.: En teknisk beskrivning med erforderliga plan-, profil- och sektionsritningar och tekniska beskrivningar som behövs för att bedöma verksamhetens eller åtgärdens art och omfattning.
  - Tillämpat höjdsystem och beskrivning av en närbelägen fixpunkt i höjdsystemet (anges med beteckning, läge och nivå).
  - Hydrologiska uppgifter såsom karaktäristiska vattenstånd och vattenföringar.
  - Redovisning av hydrologiska och geologiska utredningar.
  - Beskrivning av anläggningarna med detaljritningar i lämplig skala. Ritningarna ska vara måttsatta. På planritning ska aktuella fastighetsgränser med fastighetsbeteckning vara inlagda. Lämplig karta kan fås från lantmäteriet.
  - Uppgifter om muddringens omfattning, djup, metod och tidpunkt samt volymen av muddermassor, analyser om eventuellt innehåll av miljögifter samt hur och var massorna kan omhändertas på ett säkert sätt. Platsen för en eventuell uppläggning av massorna bör anges på en karta med fastighetsgränser och fastighetsbeteckningar inlagda.
- Skyddsåtgärder och villkor: Förslag till de skyddsåtgärder eller andra försiktighetsåtgärder som behövs för att förebygga eller avhjälpa olägenheter från verksamheten. Sökanden bör presentera en lista med villkorsförslag.
- De allmänna hänsynsreglerna: De uppgifter som behövs för att bedöma hur de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB beaktas.
- Verksamhetens förhållande till relevanta miljö kvalitetsnormer i 5 kap. MB samt de nationella, regionala och lokala miljö kvalitetsmålen.
- Områdets natur-, friluft- och kulturvärden t.ex. för fisk och annan vatten/bottenlevande flora och fauna, badplatser, förekomst av arkeologiska lämningar till exempel vrak samt den påverkan den planerade dumpningen bedöms ha på dessa värden.
- Uppgifter om området omfattas av områdesskydd enligt 7 kap. MB t.ex. naturreservat, Natura 2000-områden, strandskydd eller om området är av riksintresse enligt 3 eller 4 kap. MB.

- Miljökonsekvensbeskrivning<sup>186</sup>: Beskrivningen ska utgöra ett särskilt avsnitt som kan läsas separat från ansökan i övrigt och ska möjliggöra en samlad bedömning av den planerade anläggningens, verksamhetens eller åtgärdens effekter på människans hälsa, miljön och hushållningen med naturresurser. Beskrivningen ska innehålla bland annat följande;
  - verksamhetens lokalisering, utformning och omfattning
  - uppgifter om alternativa lösningar
  - uppgifter om rådande miljöförhållanden innan verksamheten påbörjats och hur dessa förväntas utvecklas om verksamheten inte vidtas
  - uppgifter om tidigare verksamheter, t.ex. sågverk och industrier, i och nära berört område
  - uppgift om planerad avfallshantering
  - uppgifter om de åtgärder som planeras för att förebygga, hindra, motverka eller avhjälpa de negativa miljöeffekterna
  - uppgifter om de åtgärder som planeras för att undvika att verksamheten eller åtgärden bidrar till att en miljö kvalitetsnorm enligt inte följs, om sådana uppgifter är relevanta med hänsyn till verksamhetens art och omfattning,
  - de uppgifter som krävs för att påvisa och bedöma den huvudsakliga inverkan på människors hälsa, miljön och hushållningen med mark och vatten samt andra resurser som verksamheten eller åtgärden kan antas medföra
  - en icke-teknisk sammanfattning av de uppgifter som anges i punkterna ovan
- Samråd: Uppgift om de samråd som skett och resultaten av dessa olika samråd. Dessutom ska en kopia ges in av länsstyrelsens beslut om graden av miljöpåverkan.
- Förslag till utformning av egenkontrollen: Gäller såväl vid genomförandet som efter avslutad verksamhet.
- Sakägarförteckning: Uppgift om ägare och berörda innehavare av särskild rätt till fastigheterna, namn och adress, fastighetsbeteckning dvs. sådana som kan beröras av verksamheten.
- Ersättning: Vid ansökan om vattenverksamhet ska anges vilka ersättningsbelopp som sökanden erbjuder varje sakägare, om det inte på grund av verksamhetens omfattning bör anstå med sådana uppgifter.
- Arbetstid: Uppgift om den tid som begärs, inom vilken arbeten ska vara utförda.
- Nyttan av verksamheten: En vattenverksamhet får bedrivas endast om dess fördelar från allmän och enskild synpunkt överväger kostnaderna samt skadorna och olägenheterna av den. Ansökan måste således innehålla uppgifter om nyttan av vattenverksamheten samt kostnaderna, skadorna och olägenheterna av den (11 kap. 6 § MB).

---

<sup>186</sup> Enligt 6 kap. 35 § MB.

## Anmälan av muddring

I en anmälan ska verksamhetsutövaren i princip redovisa samma typ av underlag som i en tillståndsansökan, medan omfattningen kan variera beroende på verksamhetens art och karaktär. De formella kraven är, främst beroende på skillnader i beslutens rättsverkan, normalt lägre i en anmälan. I en anmälan om muddring bör verksamhetsutövaren alltid redovisa<sup>187</sup>:

### 1. Uppgifter;

- Uppgifter om vem som är den sökande, med adress, telefonnummer samt vem som är kontaktperson.
- Kort beskrivning av vad anmälan avser och vad syftet är med muddringen (se samhällsnyttokravet i 11 kap. 6 § MB).
- Beskrivning av nuvarande förhållanden. Befintliga anläggningar, eventuellt tidigare tillstånd samt eventuella tidigare muddringar.

### 2. Ritningar, kartor och teknisk beskrivning;

- Kartunderlag som visar vilket område som är berört.
- De plan-, profil- och sektionsritningar som behövs för att förstå åtgärdens omfattning.
- Teknisk beskrivning av genomförandet.
- Muddringens omfattning, muddermassornas volym och egenskaper, till exempel kornstorlek (lera, silt, sand etc.), föroreningsinnehåll (om det finns anledning att misstänka att massorna är förorenade eller av andra skäl) och vattenhalt. Muddringens djup och metod för genomförandet.
- Beskrivning av hur massorna ska hanteras. Kartunderlag för mellanlagring, uppläggning, eventuell dumpning eller annat omhändertagande.
- Tidpunkt för åtgärderna.
- Förslag till utformning av egenkontrollen.

### 3. Beskrivning av miljökonsekvenserna;

- En beskrivning av de direkta och indirekta miljöeffekter som kan uppstå på grund av muddringen samt på grund av hanteringen av muddermassorna med förslag till skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått. Beskrivningen bör även omfatta påverkan på strandskyddet, såväl det rörliga friluftslivet som växt- och djurlivet.

### 4. Närliggande fastigheter

- Uppgift om den eller de fastigheter där verksamheten ska bedrivas.
- Uppgift om fastigheter som kan beröras av verksamheten.

<sup>187</sup> 20 § Förordning (1998:1388) om vattenverksamhet m.m.

## Bilaga 2. Provtagning och analys

I tabell 7 ges exempel på vad som kan behöva kontrolleras och när i processen det är lämpligt att göra kontrollen. Undersökningar ska anpassas till eventuella villkor för verksamheten. Omfattningen och utformningen av undersökningar i samband med muddring behöver anpassas till projektets storlek. Detta är en avvägning som görs från fall till fall och utifrån lokala förutsättningar.

Tabell 7. Exempel på lämpliga undersökningar i samband med muddring och dumpning. Muddring anges med M och dumpning med D.

	Före muddring	Under muddring	Efter muddring
<b>Bottenförhållanden, sedimenttjocklek etc.</b>	MD		MD
<b>Sedimentets innehåll och egenskaper t.ex. partikelfördelning, lakbarhet, föroreningsinnehåll</b>	MD		D
<b>Bottenlevande djur och växter</b>	MD		MD
<b>Grumlighet</b>	MD	MD	(MD)
<b>Spridningen av föroreningar, t.ex. genom mätningar i vatten eller i fisk</b>	MD	MD	MD
<b>Eventuella skyddsanordningars status och funktion. Daglig besiktning okulärt.</b>		MD	
<b>Vind och vattenståndsvariationer (strömningar).</b>		MD	
<b>Dokumentera det muddrade områdets djup och utbredning samt muddrad mängd i förhållande till villkoren.</b>	M		M
<b>De dumpade massornas mäktighet och utbredning i förhållanden till villkor.</b>	D		D

Egenkontroll av muddring och dumpning består till stor del av provtagning av såväl sediment som vatten. Provtagning bör göras både före, under och efter avslutat arbete. Generellt gäller att strategin för undersökning, framtagandet av provtagningsplan och provtagningen av muddermassor ska följa vedertagen metodik. Provtagning bör utföras av personal med dokumenterad erfarenhet av motsvarande undersökningar. Likaså bör analyser utföras enligt standardiserade metoder och genomföras av ett ackrediterat laboratorium.

## Sediment

Innan en åtgärd genomförs ska verksamhetsutövaren ha skaffat sig kunskap<sup>188</sup> om sedimenten. Exempel på det är typ av sediment, kornstorlek, torrsvikt samt innehåll av organiskt material och föroreningar. Vid en dumpning behövs även kunskap om botten på den tilltänkta dumpningsplatsen.

Provtagningen utformas utifrån områdenas känslighet, kunskap från tidigare provtagningar på platserna och den planerade verksamhetens omfattning. Förutom undersökningar på platsen för åtgärden kan prover även behöva tas i påverkansområdet och utanför detta i ett referensområde, så att omfattningen av påverkan kan bedömas. Provtagningen ska anpassas till att visa innehållet av de föroreningar som man misstänker kan finnas på platsen, utifrån de påverkanskällor som kan identifieras (pågående och tidigare verksamheter). Om massorna bedöms vara fria från föroreningar kan stickprov tas, för att konstatera att de inte är förorenade. Utgångspunkter för provtagningens omfattning ges i avsnitt 0.2.

Om muddring planeras i områden med lokalt förorenade sediment behöver man också kunskap om föroreningshalter i de nya bottnar som kommer uppstå efter muddring. Undersökningen bör då innefatta sediment på djup precis under muddringsdjupet.

## Provtagningsplan

En sedimentundersökning av blivande muddringsmassor bör ge underlag för att kunna planera vilka muddringstekniker som är lämpliga, hur massorna ska hanteras och tas omhand samt för att bedöma miljökonsekvenser på kort och lång sikt. Som en del i ett muddringsprojekt upprättas en plan för hantering av muddermassor. Den kan innebära att den totala mängden sediment delas upp i olika fraktioner utifrån massornas olika egenskaper. Denna uppdelning kan ske över olika sedimentdjup och mellan olika områden. Provtagningsplanen bör därför utformas så att den tillåter sådana avgränsningar. Analysresultaten för olika djup ska redovisas separat. Antalet provpunkter bör dimensioneras utifrån volym och area som ska muddras samt förväntad heterogenitet så att undersökningen är representativ för muddringsvolymerna. Motivering till antalet prov i djupled ska göras i provtagningsplanen.

HELCOM<sup>189</sup> har föreslagit hur antalet provpunkter kan dimensioneras efter planerad muddrad volym eller muddrad area (tabell 8). Det är viktigt att notera att detta är en generell utgångspunkt. Om det förekommer varierande sedimenttyper eller misstanke om höga föroreningsnivåer motiverar det en tätare provtagning, medan lägre täthet i vissa fall kan vara rimligt i homogena områden. Vid muddringsområden mindre än 10 000 m<sup>2</sup> föreslår HELCOM

<sup>188</sup> Kunskapskravet, 2 kap. 2 § MB.

<sup>189</sup> HELCOM Guidelines for management of dredged material at sea and reporting format for management of dredged material at sea. 4 March 2015.

t.ex. endast 1-3 provpunkter, men det bedöms väl lågt. En undersökning bör alltid omfatta minst 3 provpunkter; annars saknas kunskap om variabiliteten. Om planeringen medger är det lämpligt att genomföra undersökningar i flera etapper. Det är då möjligt att successivt förtäta provtagningen om vissa områden visar sig vara förorenade.

Det är vanligt att föroreningsgraden ökar från ytan och nedåt för att därunder underlagras av naturliga material. Att föroreningsgraden ökar under ytan beror på att stora utsläpp ofta skedde för ett eller flera årtionden sedan, och att detta material därefter överlagrats med renare sediment. Därför är det viktigt att i varje provpunkt provta på olika djup för att möjliggöra en optimal hantering av muddermassorna. Provtagningen ska vara representativ för de volymer som hanteras, men inte nödvändigtvis ge högre upplösning än vad som krävs för masshanteringen. Det innebär t.ex. att de sedimentskikt som analyseras minst bör omfatta 10 cm. Om det är stora sedimentdjup som ska muddras så är det ur miljö- och föroreningsperspektiv vanligen tillräckligt att undersöka de övre nivåerna av naturliga och förindustriella material. Av genomförandeskäl kan verksamhetsutövaren dock även behöva kunskap om djupare lagers geotekniska egenskaper, vilket kan erhållas genom geotekniska undersökningar eller andra metoder (se avsnitt o).

**Tabell 8.** Förslag på antalet provpunkter för sediment, relaterat till storleken på muddringsområdet, enligt HELCOM (2015). Obs att antalet provpunkter relateras till volym eller area, beroende på muddringsdjup. Med anledning av hur muddermassorna ska omhändertas kan det krävas fler analyser än förslagen i tabellen.

Omfattning muddring	Antal provpunkter
<b>Om muddringsdjup överstiger 1 m</b>	
Upp till 25 000 m <sup>3</sup>	3
25 000 – 100 000 m <sup>3</sup>	4-6
100 000 – 500 000 m <sup>3</sup>	7-15
500 000 – 2 000 000 m <sup>3</sup>	16-30
> 2 000 000 m <sup>3</sup>	10 extra per 1 000 000 m <sup>3</sup>
<b>Om muddringsdjup understiger 1 m</b>	
Upp till 10 000 m <sup>2</sup>	1-3*
10 000- 50 000 m <sup>2</sup>	4-8
50 000- 100 000 m <sup>2</sup>	9-10
> 100 000 m <sup>2</sup>	5 extra per 100 000 m <sup>2</sup>

\* Vi bedömer dock att tre provpunkter är ett minimiantal.



## Sedimentprovtagning

Provtagningar för att bestämma botten sammansättning inför muddringen bör som regel genomföras för att kontrollera föroreningar samt massornas övriga egenskaper (se nedan). Provtagningen bör för detta syfte följa branschpraxis, vilket t.ex. beskrivs i SGFs handbok<sup>190</sup> och utföras av personal med kunskap och erfarenhet om sediment och sedimentprovtagning. För att närmare undersöka lagerföljden på botten kan följande metoder användas: rörprovtagare, skop-provtagare, vibrohammarlod, geofysiska metoder (seismisk, sedimentekolod,) och sonderingar (CPT<sup>191</sup> samt hejarsondering).

Provtagningen bör ge svar på vilka egenskaper sedimenten har och om de är lokalt förorenade (inklusive på djupet). Denna kunskap behövs för att kunna bedöma om det krävs speciella åtgärder vid muddringen och vid hanteringen av muddermassorna. Genom uttag av sedimentprov på olika djup under botten ska undersökningen belysa föroreningsnivåer på olika djup/och eller i olika lager.

Provtagningen ska ske till det önskade muddringsdjupet för att även fastställa föroreningsgraden i det sediment som kommer att exponeras efter muddring. Det är också viktigt att provtagningen och resultaten utgör grund för den planerade hanteringen av muddermassorna. I vissa fall kan t.ex. ett förorenat ytskikt behöva hanteras på ett annat sätt än underliggande rena massor. Undersökningen ska då visa vid vilket sedimentdjup som denna gräns går så att muddringen kan anpassas till dessa förhållanden och att olika typer av muddermassor kan särskiljas. Prover från olika sedimentdjup bör därför ej blandas. Provens tjocklek anpassas efter planerad muddringsteknik och sedimentens förväntade lagerföljd. Vanligen provtas skikt om 10 till 20 cm. Om muddringsdjupet t.ex. är 1 meter kan tre 20 cm-skikt tas ut för analys. Tillsammans med en god sedimentologisk beskrivning av sedimentprofilen kan därefter massorna klassificeras. Den sedimentologiska beskrivningen bör innefatta sedimenttyp, färg, vattenhalt, doft och fasthet.

För att man ska kunna bedöma mängden förorenade sediment och utbredningen av föroreningar behöver antalet provpunkter vara tillräckligt många och vara rätt placerade. Föroreningar finns oftast i det postindustriella sedimentet, dvs. i det översta sedimentlagret. Detta lager kan dock vara tjockare än en halvmeter på vissa platser. När man ska undersöka sedimenten bör proverna vara representativa för hela det område som ska muddras. Likaså bör ett antal representativa provtagningar göras i och omkring en eventuell dumpningsplats för de fall dumpning är aktuellt. Föroreningshalten i muddermassor i hamnområden och småbåtshamnar kan variera kraftigt varför det finns fog för att ha fler provpunkter i dessa typer av områden.

<sup>190</sup> SGF (2013) Fälthandbok - Undersökningar av förorenade områden. Rapport 2:2013.

<sup>191</sup> En metod för att på plats bestämma jordlagerföljd och egenskaper i jord.

Vid redovisning av provernas analysresultat bör det finnas en beskrivning av provtagningsmetod, provdjup, hur tjocka de analyserade proven är samt antalet prov. Om prover tas med rörhämtnare, kan provets porositet och därmed vattenhalt bedömas. I vissa sediment kan skikten vara nästan orörda och i andra helt omblandade. Denna kunskap om sedimenten kan användas för att optimera muddringen. Beskrivning av olika provtagningsmetoder och rutiner finns i Svenska Geotekniska Föreningens rapport om Miljötekniska undersökningar<sup>192</sup>.

## Undersökning av sediment

I tabell 9 listas de ämnen som är lämpliga att analysera för muddermassor.

**Tabell 9.** Föroreningar som bör ingå vid karakterisering av muddermassor samt ansökan om dispens för dumpning.

Organiska tennföreningar: tributyltenn (TBT) ska som regel alltid analyseras, men i normalfallet även nedbrytningsprodukterna dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT).

PAH 16<sup>193</sup>, enskilda kongener redovisas som regel. I synnerhet kongenerna antracen, fluoranten, naftalen, bens(a)pyren, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(ghi)perylene och indeno(1,2,3-cd)pyren behöver ingå.

Tungmetaller, i synnerhet koppar (Cu) och zink (Zn), men som regel även arsenik (As), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb), och tenn (Sn).

PCB, (Dutch seven PCB mixture), kongenerna 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180

Irgarol (=cybutryne)

Vid muddring i områden som tänkbart påverkas av pågående eller nedlagda industriella verksamheter (tex fiberhaltiga sediment) eller urbana områden kan det vara motiverat att även mäta t.ex. dioxiner och dioxinlika PCBer<sup>194</sup>, DDT, HCH, HCB, bromerade difenyletrar<sup>195</sup>, alkylfenoler (i synnerhet nonylfenol och oktylfenol, men även deras etoxilater) samt PFOS.

För att den s.k. rapporteringsgränsen ska bli korrekt är det för sediment väsentligt att använda analysmetoder med tillräcklig känslighet. Då bakgrundshalterna är låga för många ämnen kan en för hög rapporteringsgräns missa många föroreningar. Situationen kan då uppstå att resultatet av provtagningen inte kan visa om massorna är förorenade.

<sup>192</sup> Svenska Geotekniska Föreningen Rapport 2:2013 Fälthandbok Undersökningar av förorenade områden.

<sup>193</sup> PAH 16 omfattar: Benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3,c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen, naftalen, acenaftylene, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(g,h,i)perylene.

<sup>194</sup> Följande dibenso-p-dioxiner: 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-P5CDD, 1,2,3,4,7,8-H6CDD, 1,2,3,6,7,8-H6CDD, 1,2,3,7,8,9-H6CDD, 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD, 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD. Följande dibensofuraner: 2,3,7,8-T4CDF, 1,2,3,7,8-P5CDF, 2,3,4,7,8-P5CDF, 1,2,3,4,7,8-H6CDF, 1,2,3,6,7,8-H6CDF, 1,2,3,7,8,9-H6CDF, 2,3,4,6,7,8-H6CDF, 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF, 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF, 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF. Följande PCBer: no 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189.

<sup>195</sup> I synnerhet kongenerna 28, 47, 99, 100, 153, 154

- Basparametrar som alltid bör ingå är vattenhalt (eller torrsubstanshalt), bulkdensitet, TOC (% TS) och glödförlust<sup>196</sup> (% TS). Glödförlust är ett mått på organiskt material medan TOC är specifikt för det organiska kolet. TOC används också normalt för att utvärdera halter av organiska miljögifter (se kapitel 3.2.3.). Bulkdensitet kan också skattas genom beräkningar, om vattenhalten är känd.
- Kornstorleksanalyser är ett mer kvantitativt komplement till bestämning av jordart/sedimenttyp. Med lämpliga metoder erhålls bl.a. andelen finsilt och ler vilket är partikelfraktioner med särskilt grumlande egenskaper.
- Grundläggande kemisk karakterisering av muddermassor innefattar metaller, PAH, PCB, tennorganiska ämnen och irgarol. Föroreningar såsom PCB och PAH kan, om ingen särskild misstanke om deras förorening föreligger, analyseras i färre prov än metaller. Skulle förhöjda halter av PCB och PAH ändå förekomma kan förtätning genomföras genom att komplettera analyserna med korrekt sparade prov alternativt en kompletterande provtagning.
- För polycykliska aromatiska kolväten finns olika summaparametrar men det är viktigt att redovisa halter av varje enskilt ämne eftersom deras toxicitet varierar i hög grad mellan olika enskilda PAH-er. I Sverige har PAH-11 vanligen använts eftersom det funnits bedömningsgrunder för denna parameter<sup>197</sup> som omfattar fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, benso(ghi)perylen och indeno(cd)pyren. Traditionellt och internationellt är PAH-16 ett vanligare begrepp. PAH-9 ingår i HaVs internationella rapportering och är samma ämnen som PAH-11 förutom benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten. De två senare ämnena bör dock också analyseras. Inom vattenförvaltningen används benso(a)pyren som en indikator för flera andra PAH men halterna av benso(a)pyren korrelerar inte alltid med övriga eftersom sammansättningen beror på källan.
- PCB anges ofta som PCB-7 vilket utgör summan av följande PCB-kongener: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 och PCB 180. Detta utgör ungefär 20 % av total-PCB.

Om sedimenten bedöms vara förorenade bör analysen anpassas till den verksamhet (industriell eller annan) som har bedrivits eller bedrivs i närområdet. Exempel på ämnen ges i tabell 9 samt nedan. Uppgifter om tidigare punktkällor och vilka föroreningar man kan vänta sig kan man vanligen få från länsstyrelsen eller kommunen. Här följer några exempel:

- Utanför pappersbruk och sågverk kan dioxiner, klorfenoler och kvicksilver (Hg), bekämpningsmedel och andra klororganiska föreningar och metaller förekomma. Föroreningarna är ofta kopplade

<sup>196</sup> Glödförlust förkortas ofta LOI, loss on ignition.

<sup>197</sup> Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – kust och hav. Rapport 4914.

till förekomsten av träfibrer (s.k. fiberbankar eller fiberhaltiga sediment)<sup>198</sup>. Utanför impregneringsanläggningar kan arsenik (As) och klorfenoler förekomma och utanför garverier kan man vänta sig krom (Cr) och kvicksilver (Hg). Klorfenoler har dock relativt hög vattenlöslighet och det finns många exempel där dessa ämnen inte kan påvisas i sediment utanför impregnering- eller doppningsanläggningar.

- I småbåtshamnar och vid marinor kan förutom tennorganiska föreningar koppar (Cu), zink (Zn), irgarol, krom (Cr) och arsenik (As) finnas i förhöjda halter, som kommer från använda båtbottnfärger (idag tillåtna eller tidigare godkända).
- Utanför reningsverk kan man räkna med ett stort antal miljöstörande ämnen, liksom i större hamnar med varvsindustri och andra verksamheter. Allmänt gäller dock att föroreningarna främst återfinns i ackumulationsbottnar, vilket kan innebära att föroreningarna inte alltid uppträder i direkt närhet till källan.
- Utanför impregneringsanläggningar har ofta sedimenten förhöjda halter av PAHer (främst naftalen) om kreosotbehandling har förekommit vid anläggningen.
- I gruvrecipienter kan det finnas kraftig förhöjda tungmetallhalter i sedimenten.

## Grumling

För att kontrollera verksamheten och att de vidtagna skyddsåtgärderna fungerar ställs ofta krav på att verksamhetsutövaren mäter grumligheten. Mätningen bör ske i den förhärskande strömningsriktningen och på ett visst avstånd som beror på lokala förutsättningar och som bör vara preciserat i villkoret. Om avgränsning med t.ex. skärm används kan mätning ske utanför men i direkt anslutning (5 meter utanför är en tumregel) till den yttre skärmen. Om spridningsbegränsande åtgärder inte vidtas är kraven på miljökontroll än viktigare.

Grumlingsnivån jämförs med nivån i närliggande opåverkad referenspunkt med likartade förutsättningar i två-tre nivåer – en vid ytan, en mitt i vattenpelaren och en strax ovan botten. Villkor för grumling bör sättas så att miljön skyddas d.v.s. så att det är låg risk för skada på flora och fauna. Men det är också viktigt att väga grumlingsnivån mot dess varaktighet (se kapitel 2.1). För att kontrollera att skyddsanordningarna fungerar, speciellt vid stor belastning av föroreningar, kan verksamhetsutövaren behöva utföra en kemisk analys av föroreningar i vattnet både innanför och utanför länsarna.

Grumling mäts som halt suspenderat material i mg/liter eller som turbiditet med optisk ljusmätare. Turbiditeten är ett mått på en vätskas suspension av partiklar och mäts i NTU (Nephelometric Turbidity Unit) eller FNU (Formazin

<sup>198</sup> Se t.ex. Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. SGU rapport 2014:16.

Nephelometric Unit). Suspenderat material och turbiditet är båda mått på grumling men det är olika tekniker och värden är inte direkt jämförbara.

I Sverige har villkor för grumling vanligen angivits som halt suspenderat material i mg/liter. Detta är en analys som utförs på laboratorium och det tar åtminstone något dygn innan resultat erhålls. Turbiditet kan mätas direkt i fält vilket är en stor praktisk fördel. Även om turbiditet och suspenderat material ofta uppvisar inbördes samband så är det inte samma sak, och det inbördes sambandet skiljer mellan olika områden och mellan olika typer av grumlande material. Sambandet mellan halten suspenderat material och turbiditet går att beräkna för varje enskilt fall så att en korrelationsfaktor erhålls. Då analyseras till en början suspenderat material parallellt med att turbiditeten mäts för att få en korrelation mellan de båda måtten.

En enklare men inte lika noggrann kontroll kan utföras med siktskiva i de fall siktdjupet är mindre än bottendjupet. Grumlingens utbredning kan också studeras kvalitativt med flygfotografier eller satellitbilder.

## Biologiska parametrar

Vilka biologiska parametrar som behöver undersökas och i vilken omfattning kan anpassas efter projektets omfattning och lokalisering. En utgångspunkt är att utföra undersökningar före och efter verksamheten. Uppföljande undersökningar kan behöva utföras vid flera tillfällen och några år efter avslutad verksamhet, eftersom återhämtningen ofta tar några år (se avsnitt 2.8).

Exempel på undersökningar som kan behöva göras är bottenfauna, vegetation och reproduktionsområden för fisk. Riktade provfisken (eventuellt även tidigare utförda) visar vilka fiskarter som kan finnas på platsen. Vegetationens eller habitatets utbredning och kvalitet ger information om miljöns potential för lek och uppväxt av fisk. Bottenfaunaundersökningar är normalt en lämplig metod för att följa påverkan och återhämtning från muddring och dumpning. Undersökningar kan utformas med stöd av de metoder som används inom den nationella miljöövervakningen<sup>199</sup>. Undersökningar av bottenfaunan och vegetation bör ske på samma sätt och vid samma årstid, före och efter åtgärden, så att jämförelser kan göras. Utvärdering av både bottenfauna och vegetation kan bl.a. göras med hjälp av de statusindikatorer som används inom vattenförvaltningen<sup>200</sup>. Notera dock att biologiska bedömningsgrunder än så länge saknas för att bedöma toxikologiska effekter.

Förekommer flodkräftor i de vatten där en muddring eller dumpning ska utföras är det viktigt att vidta åtgärder för att hindra spridning av kräftpest och

<sup>199</sup> <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledning/ovriga-vagledningar/miljoovervakningens-metoder-och-undersokningstyper-inom-programomrade-kust-och-hav.html>

<sup>200</sup> HVMFS (2013:19) Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

andra sjukdomar. Verksamhetsutövaren behöver därför ha kunskap om det finns akut kräftpest i vattnet och om det förekommer flod- eller signalkräfter. Det är viktigt att planera arbetet så att det aldrig går från ett vatten med akut kräftpest, eller med signalkräfter, till ett vatten med flodkräfter. Verksamhetsutövaren måste också se till att vatten inte följer med redskapen samt desinficera dem före de flyttas till ett nytt vatten<sup>201</sup>.

---

<sup>201</sup><https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800022637/1348912825617/flodkraftan-folder.pdf>

## Bilaga 3. Kartläggning av fysiska bottenförhållanden

För att myndigheten ska kunna bedöma tillåtlighet, lämplig lokalisering och val av skyddsåtgärder behöver verksamhetsutövaren redovisa underlag om bottenförhållandena på de aktuella platserna. Bottenförhållandena för såväl muddrings- som dumpningsområdet bör beskrivas geologiskt, fysiskt, kemiskt och biologiskt i både ytled och beträffande muddringsområdet även i djupled i profil minst ned till aktuellt muddringsdjup.

Här beskrivs mer utförligt metoder för kartläggning av vattendjup och bottentyp. Med bottentyp avses dels om det är ackumulation-, erosion- eller transportbotten men även om bottnarna är homogena eller om det förekommer t.ex. större föremål, berg eller andra ojämnheter. Utformning och omfattning av undersökningarna bör alltid anpassas efter projektets omfattning och lokalisering.

Vid större muddringar eller muddringar som berör sjöfarten bör bottenkartering utföras innan muddring, under muddring och en slutinmätning efter avslutat arbete. En redovisning av mätningarna bör ske till Sjöfartsverket enligt av Sjöfartsverket beslutad stan

Bottensedimenten har olika sammansättning och är olika mycket förorenade bl.a. beroende på deras geografiska läge, vilken belastning de utsatts för, kornstorlek och innehåll av organiskt material. För att kunna klassificera och volymbestämma de massor som ska muddras bör en inmätning och undersökning av botten genomföras. Bottens uppbyggnad och sedimentlagerföljd kartläggs och beskrivs genom inmätningen och fysiska provtagningar. Provtagning beskrivs i bilaga 2.

Bottenytan beskrivs genom en batymetri (motsvarande topografi) som visar bottens yta och struktur. Vad botten består av kan kategoriseras genom att återge bottens densitet, det vill säga bottens förmåga att absorbera den energi som ett elektroniskt ekolod sänder ut. Resultatet kan klassificeras och de olika botten typerna kan särskiljas. Berg, sten och metall som har hög densitet återger signalen med mindre förluster än till exempel mjuk lera, växter och lösa sediment. Genom att använda en sidotittande sonar alternativt backscatter från multistrålande ekolod återges bottens förmåga att absorbera energin. Resultatet liknar ett svartvitt negativ som analyseras och botten kan klassificeras.

Efter inmätningen görs efterföljande provtagningar för att verifiera botten typerna och sedimentlagerföljderna. Provtagningarna kan tas med flera instrument beroende på önskat undersökningsdjup och bottnarnas hårdhet. Det kan vara allt från handhållen utrustning till en borrhög.

Vid mindre projekt eller där det inte är möjligt att använda båt under inmätningarna bör de utföras med RTK GPS eller totalstation för att bygga en teoretisk modell och beräkna muddermassorna. Det finns stationära 3D-sonarer som kan sänkas ner på botten likt en totalstation för inmätning i trånga och svåråtkomliga platser som bassånger m.m.

Vid större områden  $\geq 250\ 000\ \text{m}^2$  (hamnstränder, vikar m.m.) då den teoretiska volymen är svår att uppskatta och felmarginalen vid beräkning riskerar att öka bör även ett penetrerande ekolod användas för att ge underlag för att volymbestämma de olika sedimentlagren för att särskilja olika kategorier av muddermassor. Det finns olika typer av penetrerande ekolod (använder en låg frekvens som penetrerar botten vid mätning). De kompakta systemen lämpar sig bra i områden där det krävs många kursändringar vid mätningen och svåråtkomliga vikar då de oftast är monterade i fartyget. De större systemen, till exempel Boomer, släpas oftast efter fartyget vilket begränsar fartygets manöverförmåga.

Muddervolymerna och de olika sedimentlagren kan även uppskattas med hjälp av flera bottenprovtagningar. Bottenproverna ska då visa lagerföljderna genom att proverna tas vertikalt i rör. Hur djupt proverna tas beror på hur mycket man vill muddra. En fördel med bottenproverna är att de kan skickas på analys för att bestämma vad sedimenten består av och vilka föroreningar som kan förekomma.

En kombination av såväl bottenmätning som en sedimentprovtagning är att föredra vid stora projekt: penetrerande ekolod för att få en större yta och bottenprover för att kalibrera inmätt data och få reda på vad botten innehåller för material.

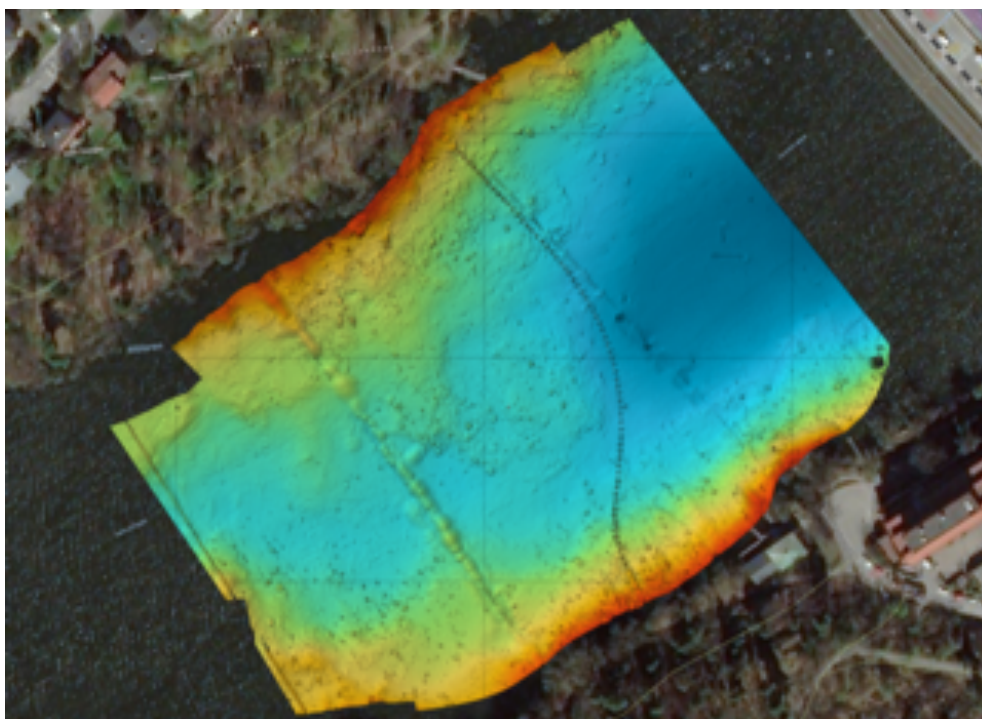
## Kartering av bottenförhållandena

### Sjömätning, inmätning - Batymetri

För att verksamhetsutövaren ska få kunskap om djupförhållandena kan en sjömätning eller annan insamling av djupdata göras för att ge underlag för en batymetrisk modell (en 3D modell av botten). Modellen jämförs med den projekterade botten, d.v.s. den teoretiskt nya bottenytan. Batymetrin beskriver nuläget och är grunden för att bestämma mängden muddermassor mot en teoretisk modell till önskat nytt djup. Man bör vid beräkningen beakta att de uppskattade volymerna kommer att skilja beroende på vilken frekvens som använts vid ekolodningen. Om en lägre frekvens, exempelvis 30kHz, har använts kommer djupet att registreras först när ekolodspulsen trängt längre ner i de lösare sedimentlagren eller reflekterats från en hårdare botten. För en lite större muddring är kostnaden för en inmätning innan, under och efter projektet oftast liten i förhållande till produktionskostnaden för muddringen. En inmätning är ett bra underlag för att kunna följa upp genomförandet av en muddring och/eller dumpning. Innan en djupmätning påbörjas är det lämpligt att kontrollera om det redan finns tillräckliga djupdata för det berörda området i Sjöfartsverkets digitala djupdatabas.



För all mätning och spridning av geografisk information om förhållanden på och under havsbotten behövs sjömättnings- och spridningstillstånd. Tillstånd för mätning söks hos Försvarsmakten, och tillstånd för spridning söks hos Sjöfartsverket. Undantag för detta är insjöar, vattendrag och kanaler. Innan en sjömätning genomförs ska Sjöfartsverket informeras. Sjöfartsverket vill i regel ha en mätplan som bedöms och kontrolleras utifall insamlingen av djupdata är av intresse för sjöfarten till exempel vid en muddring av en hamn, farled eller annat trafikerat område. Om så är fallet kommer Sjöfartsverket att ställa krav på att insamlingen följer en standard, till exempel FSIS-44.



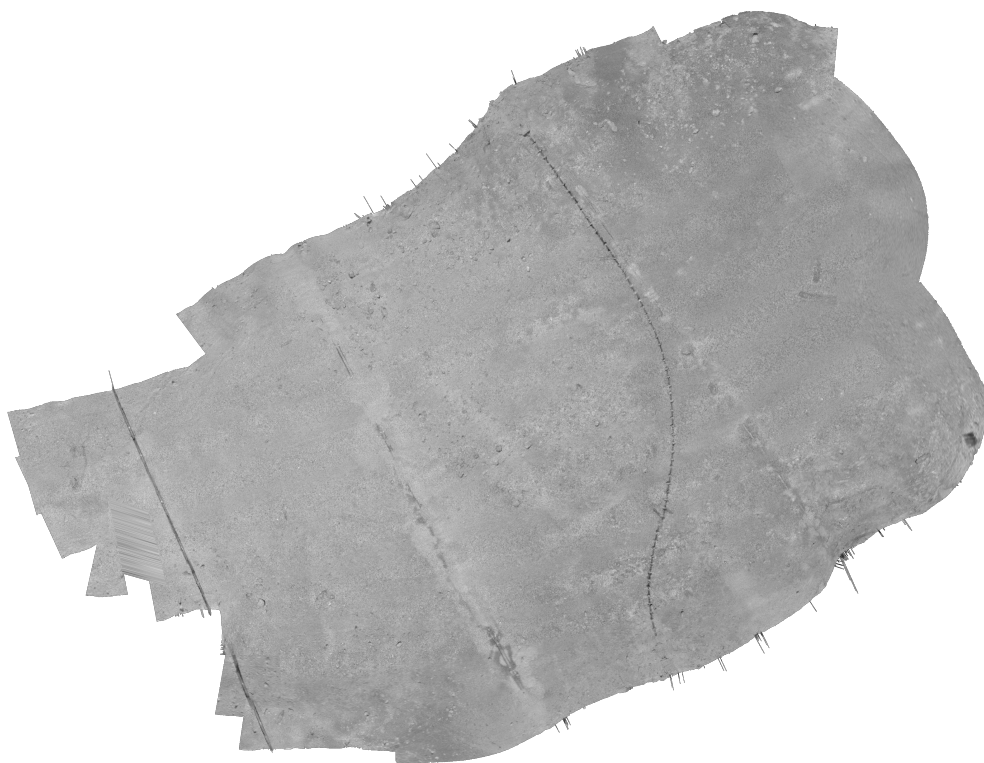
**Figur 8.** Batymetrisk karta av inmätning i Stockholm. Bild från Stockholms vatten och avfall (SVOA), bilden är infogad av WSP, Marcus Höök.

## Bottentyp

En kartläggning av bottentyp i yta och identifiering av bottenfauna och objekt som kan påverka muddringen bör identifieras. Bottenförhållandena på platsen styr vilken typ av mudderverk som är lämpligt att använda.

Bottentyp och identifiering av bottenfauna och objekt kan göras m.h.a sidotittande sonar (side scan sonar, SSS) eller backscatterdata (energiåtergivning likt SSS) beräknat från multistrålande ekolod. För en bra detaljrikedom av botten bör sensorerna använda frekvenser på 300 kHz eller högre. Ju högre frekvens desto högre upplösning. Om inmätning sker med ett multistrålande ekolod får man både batymetrin och en kartläggning av bottentypen genom backscatterdata vid samma inmätning. Det finns sideotittande sonarer idag som kan skapa en batymetri från mätdatat och då ofta med en högre upplösning än data från multistrålande ekolod.

Slutsatsen är att om muddring ska ske i farleder, hamnar eller på något sätt trafikerade farvatten bör en sjömätning ske med multistrålande ekolod som möter Sjöfartsverkets krav på inmätning FSIS-44. Backscatter extraheras ut från inmätningen. Eventuellt behövs en separat inmätning med sidotittande sonar beroende på hur batymetrin ser ut. Om muddring ska ske i mindre vattendrag eller då bottenfauna är av stor vikt bör alltid en inmätning göras med en sidotittande sonar med högre upplösning för en detaljrikare inmätning.



**Figur 9.** Backscatterdata från en bottenkartering i Stockholm. Bild från Stockholms vatten och avfall (SVOA), men bilden är infogad av WSP, Marcus Höök.

All elektronisk inmätning kan kompletteras med provtagning av botten för att säkerställa botten typ och eventuell fauna. Beroende på resultatet av den elektroniska inmätningen kan lämplig metod för bottenprovtagningar väljas.

Om inmätning skett med RTK GPS, totalstation, enkelstrålande ekolod (singelbeamlod), laserscanning med grön laser från luften eller satellitbilder gjorts och en beräknad batymetri gjorts bör den kompletteras med fler bottenprover.

### Mätning av bottennivå

En sjömätning genomförs normalt sett med ett multistrålande ekolod från en båt eller ett fartyg. Det finns flera mätaktörer på marknaden som har varierade storlekar på båtarna. Storleken på sjömätningsskåparna varierar från cirka 4 meters roddbåtar för insjöar och mindre kanaler till stora fartyg som mäter utmed kustbandet och farleder. Sjöfartsverket är kontrollerande myndighet för sjömätningar, de genomför även själva sjömätningar i projekt.

Nivåförhållanden på havs- och sjöbotten kan bestämmas med olika typer av ekolodning. Singelbeamekolod (enkelstrålande) är det traditionella ekolodet som återfinns på de flesta båtar. Detta ekolod mäter djupet på en begränsad yta, ett s.k. footprint. Multistrålande ekolod (Multibeamekolod) är att föredra då flera djup registreras vid varje ping (registrerad mätning). Idag kan 1600 punkter registreras vid varje ping. Även laserscanning (lasermätning) med grön laser kan användas från både båt och flygplan (Lidar). För att sjömäta med Lidar krävs klart vatten och god sikt. Metoden är lämplig vid grunda områden. Lasermätningen tar inte hänsyn till faunan på botten. Metoden ger heltäckande mätpunkter och mäter på kort tid in stora områden.

I grunda vattenområden kan även landbaserad mätning (laserscanning, mobil mapping, avvägning eller en s.k. totalstation) användas. Vid val av metod bör de olika metodernas mät noggrannhet beaktas.

Om muddringen ska ske i en insjö, vattendrag, kanal eller motsvarande där ett fartyg eller båt har svårt att ta sig fram bör inmätning av batymetrien ske med annan icke båtrenteknik. Exempel på lämpliga inmätningssätt kan då vara en GPS som är realtidskompenserad en s.k. RTK GPS, totalstation för längdmätning, singelbeamlod, laserscanning med grön laser från luften, satellitbilder m.m.

### Redovisning av position

När bottenförhållandena undersöks är det viktigt att samtliga inmätningar och provtagningspunkter positionsbestäms geografiskt i rikets nät, med fördel Sweref 99 TM eller latitud, longitud. Vattendjup bör registreras i RH 2000. Vattendjup och aktuellt vattenstånd registreras vid varje inmätning och provtagning. Loggning sker mer RTK GPS eller motsvarande kvalitet på positioneringen.