

Anvisning om muddring och deponering av muddermassor

MILJÖVÅRD



Anvisning om muddring och deponering av muddermassor

Helsinki 2016

MILJÖMINISTERIET



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

MILJÖFÖRVALTNINGENS ANVISNINGAR I sv | 2015
Miljöministeriet
Miljövårdsavdelningen

Layout: Kari Mäkinen / Lönnberg Print
Pärbild: Vastavalo / Markku Pajulahti

Publikationen finns tillgänglig på internet:
www.ym.fi/julkaisut

Helsingfors 2016

ISBN 978-952-11-4485-1 (PDF)
ISSN 1796-1653 (online)

FÖRORD

Miljöministeriet har ansett att anvisningen för muddring och deponering av muddermassor (Miljöhandbok 117) från 2004 bör revideras. Revideringen av anvisningen blev aktuell eftersom det skett förändringar i havsskydds-, vattenvårds- och avfallslagstiftningen samt miljöskyddslagen. Även erfarenheterna av tillämpningen av anvisningen förutsatte att den justeras och uppdateras.

Denna reviderade anvisning beskriver muddring och deponering, lagstiftningen som styr denna verksamhet, verksamhetens miljökonsekvenser och hanteringen av dem (inkl. halterna av skadliga ämnen som används vid bedömningen av muddermassans lämplighet till deponering och vid planeringen av provtagning) samt nödvändiga utredningar och fallstudier.

Den reviderade anvisningen ersätter den tidigare anvisningen. Den riktar sig till tillsyns- och tillståndsmyndigheter, till dem som utarbetar eller beställer planer och bedömningar samt till övriga sakkunniga inom branschen. Anvisningen gäller muddring och deponering på finskt territorialvatten och inlandsvatten. Anvisningen fokuserar framför allt på stora, tillståndspliktiga muddrings- och deponeringsprojekt. Anvisningen är inte bindande.

Anvisningen har beretts i en arbetsgrupp tillsatt av miljöministeriet (1.12.2012–15.1.2014). Arbetsgruppens medlemmar var miljørådet Anna-Maija Pajukallio (ordförande), miljørådet Saara Bäck och miljørådet Eeva-Liisa Poutanen från miljöministeriet, specialsakkunnig inom miljöskydd Jorma Lappalainen från närings-, trafik- och miljöcentralen (NTM-centralen) i Norra Savolax, specialsakkunnig Harri Helminen från NTM-centralen i Egentliga Finland (fram till 31.12.2013), överinspektör Anneli Vainonen från NTM-centralen i Birkaland, äldre ingenjör Matti Seppälä från NTM-centralen i Södra Österbotten, miljørådet Tapio Kovanen (fram till 31.9.2013) samt miljööverinspektör Päivi Jaara (från och med 1.10.2013) från regionförvaltningsverket i Södra Finland, specialforskare Panu Rantakokko från Institutet för hälsa och välfärd, forskare Mikaela Sundqvist från Åbo Akademi och specialplanerare Outi Pyy från Finlands miljöcentral. Sekretariatet, dvs. specialforskare Jani Salminen och överinspektör Kenneth Holm från Finlands miljöcentral, ansvarade för utarbetandet, medan arbetsgruppen hade en styrande och assisterande roll. Dessutom deltog planerare Milla Mäenpää och specialforskare Jouko Tuomainen från Finlands miljöcentral i utarbetandet av kapitel 2.

Efter att arbetsgruppens arbetsperiod avslutats finslipades anvisningen som tjänstearbete på basis av kommentarerna från remissbehandlingen. Dessutom har hänsyn tagits till den nya anvisningen om deponering av muddermassor på havsbotten som utfärdats i mars 2015 med stöd av konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö (HELCOM).

överdirektör
Tuula Varis

miljøråd
Anna-Maija Pajukallio

INNEHÅLL

Förord	3
1 Inledning	7
2 Reglering av muddring och deponering	8
2.1 Allmänt	8
2.2 Vattenlagstiftning.....	8
2.2.1 Allmänt.....	8
2.2.2 Muddring där mängden muddermassa överstiger 500 m ³	10
2.2.3 Små muddringar där mängden muddermassa är högst 500 m ³	10
2.2.4 Deponering i vattenområden.....	11
2.2.5 Fiskevårdsskyldighet och fiskerihushållningsavgift	11
2.2.6 Slutförande av ett projekt.....	12
2.3 Miljöskyddslagstiftning.....	12
2.4 Avfallslagstiftning.....	13
2.5 Naturskydd och skydd av fornminnen	13
2.6 Reglering av miljöansvar	14
2.7 Övrig lagstiftning	15
2.8 Internationella överenskommelser	16
3 Muddring och deponering	17
3.1 Lösgöring och lyftning av bottenmassa.....	18
3.2 Förflyttning och mellanlagring av muddermassa.....	19
3.3 Deponering och hantering av muddermassor	20
3.4 Deponering i vattenområden bakom skyddsvall.....	20
3.5 Riskbedömning och –hantering i anslutning till muddring och deponering	21
4 Skadliga ämnen i sediment	22
4.1 Allmänt om förekomsten av skadliga ämnen i sediment samt deras biologiska tillgänglighet och toxicitet.....	22
4.2 Sediment av sulfidlera.....	24
5 Miljökonsekvenser av muddring och hur de hanteras	25
5.1 Miljökonsekvenser av muddring.....	25
5.2 Hantering och uppföljning av miljölägenheter orsakade av muddring	26
5.3 Beaktande av det marinarkeologiska kulturarvet.....	27
6 Utredningar och fallstudier i områden som skall muddras och bedömning av muddermassans lämplighet för deponering	28
6.1 Bakgrundsutredning	28

6.2	Huvudprinciper för samt planering och genomförande av fallstudier.....	29
6.2.1	Huvudprinciper för fallstudier	29
6.2.2	Identifiering av riskobjekt på basis av uppgifter om tidigare verksamhet	31
6.2.3	Definition av behovet och omfattningen av provtagning	31
6.2.4	Allmänna principer för provtagning.....	32
6.2.5	Provtagning i krävande objekt.....	34
6.2.6	Provtagning i mindre krävande objekt	38
6.3	Bedömning av muddringsmassans fysikaliska och kemiska kvaliteter.....	39
6.4	Beaktande av skadliga ämnen vid bedömning av muddermassans lämplighet för deponering	40
6.5	Beaktande av bakgrundshalter	43
6.6	Analys av resultaten	44
6.7	Användning av biotest vid bedömningen av muddermassans lämplighet för deponering.....	45
6.8	Riskbedömning av orörliga sediment	46
7	Miljökonsekvenser av deponering och hur de kan hanteras.....	47
7.1	Miljökonsekvenser av deponering.....	47
7.2	Bedömningen av deponeringsplatsens lämplighet.....	48
7.2.1	Allmänt.....	48
7.2.2	Utredning av deponeringsplatsens egenskaper	49
7.2.3	Övriga faktorer som bör beaktas vid bedömningen av deponeringsplatsens lämplighet	49
7.2.4	Egenskaper hos goda och nöjaktiga deponeringsplatser	50
7.2.5	Deponering av muddermassor på goda och nöjaktiga deponeringsplatser	51
7.3	Hantering och uppföljning av miljörisiker i anslutning till deponering	52
7.3.1	Åtgärder medan deponering pågår	53
7.3.2	Riskhanteringslösningar på deponeringsplatsen.....	53
7.3.3	Uppföljning på deponeringsplatsen.....	54
7.4	Internationella rapporteringsskyldigheter.....	54
	Hänvisningar.....	55
	Bilagor	56
	Bilaga 1. Hur ett projekt framskrider	56
	Bilaga 2. Motiveringar till halterna av skadliga ämnen 1, 1A, 1B, 1C ja 2.	57
	Bilaga 3. Normalisering av skadliga ämnen samt tillhörande formler och tabeller.....	64
	Bilaga 4. HELCOMs rekommendationer för antalet provtagningsställen samt konverteringsformler för skrymdensitet och torrsbstans	69
	Bilaga 5. Bedömning av anvisningens verkningar.....	70
	Presentationsblad	71
	Kuvailulehti	72

1 Inledning

När farleder och hamnar anläggs och underhålls samt vid annan vattenbyggnad utförs muddringar och deponering av muddermassor. Denna verksamhet har direkta och indirekta effekter på vattenkvaliteten, växtligheten, bottenorganismerna och fiskarna. Muddermassorna kommer ofta från belastade områden och kan innehålla skadliga ämnen.

I den reviderade anvisningen om muddring och deponering av sediment presenteras kortfattat sådana bestämmelser och tillståndsförfaranden som gäller vid muddring och deponering. Anvisningen ger också vägledning för hur verksamhetens miljökonsekvenser skall bedömas och begränsas. I anvisningen beskrivs muddrings- och deponeringsverksamheten samt verksamhetens miljökonsekvenser och hur de begränsas. Dessutom redogörs för nödvändiga utredningar och fallstudier. Vid uppdateringen av anvisningen och granskningen av innehållet har särskild uppmärksamhet fäst vid att utveckla bedömningen av muddermassans lämplighet till deponering samt vid innehållet av utredningar som krävs för tillstånd.

I den reviderade anvisningen anges fem olika nivåer för halterna av 31 skadliga ämnen eller ämnesgrupper, som används vid bedömningen av huruvida muddermassor kan deponeras samt vid bedömningen av antalet sedimentprover och hur de inriktas. Grunderna för nivå 1 och 2 motsvarar kvalitetskriterierna för muddermassor i den tidigare anvisningen, men nivåerna har delvis uppdaterats. De nivåer för halterna som presenteras är inte avsedda att tillämpas som normer, utan lokala förhållanden måste beaktas i varje enskilt fall.

I revideringsarbetet beaktades ändringar i lagstiftningen, användarresponsen för anvisningen från 2004 samt den vetenskapliga och tekniska utvecklingen inom branschen. Dessutom har man beaktat rekommendationen (HELCOM 2015B) som utfärdats med stöd av konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö (HELCOM) och anvisningen om deponering av muddermassor på havsbotten (HELCOM 2015A). Denna anvisning uppfyller HELCOMs rekommendationer och innehåller delvis högre krav bl.a. på grund av de speciella förhållandena i Finlands kustområden.

2 Reglering av muddring och deponering

2.1

Allmänt

Vid muddring och deponering tillämpas ett stort antal bestämmelser. Den viktigaste regleringen med tanke på den praktiska verksamheten ingår i vatten-, avfalls- och miljöskyddslagstiftningen. Enligt dessa ska vanligen en anmälan göras eller tillstånd sökas för projekt. Utöver ovan nämnda lagar bör man beakta regler om naturskydd och skydd av fornminnen, bestämmelser i markanvändnings- och bygglagen, vatten- och havsförvaltningsplaner, miljökonsekvensbedömningspraxis samt olika internationella avtal som är bindande för Finland.

Den som ansvarar för muddring och deponering av muddermassor har en skyldighet att söka nödvändiga tillstånd för projektet. Myndigheterna ger vid behov råd om vilka tillstånd som behövs. Vid stora muddrings- och deponeringsprojekt rekommenderas att den som ansvarar för projektet och NTM-centralen för en dialog redan då projektet planeras, dvs. före den egentliga tillståndsprocessen.

2.2

Vattenlagstiftning

2.2.1

Allmänt

Enligt vattenlagstiftningen bör muddring och deponering av muddermassor vanligtvis godkännas av en myndighet. Dessutom kan den som genomför ett projekt behöva nyttjanderätt till området som muddras och dit muddermassorna deponeras. Enligt vattenlagen (587/2011, i kraft 1.1.2012) är muddring av ett vattenområde alltid tillståndspliktigt när mängden muddermassa överstiger 500 m³, om det inte är fråga om underhåll av en offentlig farled. Beroende på konsekvenserna kan också muddring i anslutning till underhåll av en offentlig farled eller mindre muddringar förutsätta tillstånd. Tillståndsplikten för muddringar gäller både insjö- och havsområden. Dessutom är placering av muddermassa på Finlands territorialvatten i bortskaffningssyfte tillståndspliktigt, om mängden inte är så liten att den saknar betydelse (VL 3:3).

I samband till tillstånds- eller anmälningsärenden som rör muddring reder man ut var massan placeras. Om uppslamning, ett grund eller en annan jämförbar olägenhet är till förfång för nyttjandet av ett vattendrag, får den som lider av olägenheten utan samtycke av den som äger vattenområdet vidta åtgärder som behövs för att undanröja olägenheten och även placera muddermassa på någon annans vattenområde (VL 2:6). Förutsättningen är härvid att åtgärderna inte kräver tillstånd enligt det som angetts ovan och att de inte medför sådan förorening av miljön som avses i miljöskyddslagen eller avsevärd olägenhet för områdets ägare. Även i en sådan situation ska en anmälan om muddring göras till NTM-centralen och till vattenområdets ägare. Deponering av muddermassa på någon annans markområde förutsätter alltid samtycke av områdets ägare eller nyttjanderätt som beviljats av regionförvaltningsverket (RFV). Man kan avtala om användningen av ett område för muddring eller placering av muddermassa.

Regionförvaltningsverket kan bevilja nyttjanderätt, om förutsättningarna i vattenlagen uppfylls (VL 2:13).

I kapitel 2.2.2 och 2.2.3 behandlas huvudinnehållet i vattenlagens föreskrifter om muddringar som alltid är tillståndspliktiga (över 500 m³) och i bestämmelser som rör små muddringar (högst 500 m³). Bakgrundsutredningar av objekt och i vilken mån dessa även gäller små muddringar beskrivs i kapitel 6.1. Mer precisa anvisningar om genomförandet av små muddringar samt nödvändiga tillstånd eller anmälningar som skall göras finns på miljöförvaltningens webbplats i avsnittet om restaurering av vattendrag på adressen http://www.ymparisto.fi/sv-FI/Vatten/Restaurering_av_vattendrag/Restaurering_av_strander/Strandmuddring

LAGSTIFTNING SOM FÖR MUDDRING OCH DEPONERING

Vattenlagen (587/2011), dvs. VL
Statsrådets förordning om vattenhushållningsärenden (1560/2011)
Miljöskyddslagen (527/2014), dvs. MSL
Statsrådets förordning om miljöskydd (713/2014)
Havsskyddslagen (1415/1994)
Avfallslagen (646/2011), dvs. AvfallsL
Statsrådets förordning om avfall (179/2012)
Statsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet (214/2007)
Naturvårdslagen (1096/1996), dvs. NVL
Lagen om fornminnen (295/1963)
Markanvändnings- och bygglagen (132/1999), dvs. MBL
Lag om vattenvårds- och havsvårdsförvaltningen (1299/2004)
Statsrådets förordning om havsvårdsförvaltningen (980/2011)
Statsrådets förordning om vattenvårdsförvaltningen (1040/2006)
Statsrådets förordning om vattenförvaltningsområden (1303/2004)
Statsrådets förordning om ämnen som är farliga och skadliga för vattenmiljön (1022/2006) jämte ändringar (1818/2009) och (868/2010) samt promemoria
Lagen om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning (468/1994)
Statsrådets förordning om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning (713/2006)

2.2.2

Muddring där mängden muddermassa överstiger 500 m³

Enligt vattenlagen förutsätter all muddring där mängden muddermassa överstiger 500 m³ tillstånd från regionförvaltningsverket (VL 3:3.1,7). Det ovillkorliga tillståndsbehovet gäller emellertid inte muddringar för underhåll av offentliga farleder, vars tillståndsplikt avgörs från fall till fall utifrån deras konsekvenser. Beslutet om etablering av en farled innehåller bestämmelser om muddring, placering av muddermassa i vattenområdet samt övriga åtgärder som kan vara nödvändiga vid byggandet av farleden.

Tillstånd enligt vattenlagen bör sökas av RFV enligt konsekvenserna, om muddringen kan ändra vattendragets läge, djup, vattenstånd eller vattenföring, strand eller vattenmiljö eller grundvattnets kvalitet eller mängd och om förändringen har i lag specificerade skadliga konsekvenser för allmänt eller enskilt intresse. Dessutom bör tillstånd enligt miljöskyddslagen sökas av RFV om muddringen kan orsaka förorening av vattendrag och inte förutsätter tillstånd enligt vattenlagen (MSL 27 §). I praktiken krävs nästan alltid tillstånd för exempelvis underhållsmuddring av farleder.

2.2.3

Små muddringar där mängden muddermassa är högst 500 m³

Små muddringar görs både längs kusten och i inlandsvatten. Vid små muddringar är det vanligen fråga om privatpersoners projekt, såsom att öka djupet vid stränder för båtplats. Med små muddringar avses här muddringar där mängden muddermassa är högst 500 m³ och arbetet görs mekaniskt, t.ex. med grävmaskin eller mudderverk. Om små muddringar ska anmälan göras till tillsynsmyndigheten, dvs. den lokala NTM-centralen.

Anmälan ska göras minst 30 dygn innan muddringen påbörjas (VL 2:6). Anmälan behöver emellertid inte göras om s.k. ringa åtgärder, såsom icke-maskinell röjning av stenar eller andra hinder. Syftet med den allmänna anmälningskyldigheten är att NTM-centralen på basis av anmälan har möjlighet att bedöma om en småskalig muddring av ett strandområde förutsätter tillstånd enligt vattenlagen, med beaktande av förhållanden och konsekvenser. Innehållet i muddringsanmälan till NTM-centralen fastställs i VL 2:15 och i 30 § i statsrådets förordning om vattenhushållningsärenden (1560/2011).

Tillståndsplikten för muddringar med en volym på högst 500 m³ avgörs med konsekvensbedömning (VL 3:2). Tillstånd av RFV bör sökas om muddringen medför skadliga konsekvenser enligt vattenlagen för exempelvis omgivningens trivsel eller vattendragets status (kapitel 2.2.2). Små muddringar kan också förutsätta tillstånd med stöd av miljöskyddslagen exempelvis när halterna och/eller mängderna skadliga ämnen i sediment som skall muddras är på en nivå som kan orsaka förorening av vattendrag (kapitel 6).

Muddring får inte medföra sådana olägenheter för det allmänna intresset eller privata parter som kan undvikas. Detta gäller även när NMT-centralens utlåtande inte förutsätter ansökan om tillstånd. Det lönar sig därmed att i mån av möjlighet på förhand komma överens om

muddringsarbeten med grannarna och vattenområdets ägare. I vilket fall som helst ska ägaren till vattenområdet underrättas om arbetet (VL 2:6).

Arbetet får inledas tidigast 30 dygn från att anmälan som innehåller de uppgifter som behövs har gjorts eller när myndigheten har meddelat att projektet kan utföras på basis av anmälan.

Vid små muddringar deponeras muddermassorna på land så att finmaterialet och vattnet i massan inte rinner tillbaka i vattnet. Strandområdena är ofta värdefulla för naturen. På grund av ovan nämnda orsaker rekommenderas att muddermassorna deponeras på minst 10 m avstånd från strandlinjen och att muddring inte utförs längs strandlinjen eller i dess omedelbara närhet. Deponering på land bör planeras och genomföras så att den orsakar minsta möjliga skada på naturen och den biologiska mångfalden, den övriga miljön, landskapets värde och rekreationsbruket.

2.2.4

Deponering i vattenområden

Placering av muddermassa i ett vattenområde kan under vissa förutsättningar ske utan tillstånd eller utan medgivande av vattenområdets ägare på basis av anmälan till NTM-centralen (kapitel 2.2.1). Tillstånd för deponering av muddermassor på en deponeringsplats som specificerats i ansökan kan sökas för varje enskilt projekt. Då bedömer tillståndsmyndigheten deponeringsplatsens lämplighet som en del av tillståndsprövningen på basis av uppgifter som angetts i ansökan beträffande deponeringsplatsen och de planerade massorna som skall deponeras inom ramen för projektet.

Det andra alternativet är att ansöka om ett separat tillstånd enligt vattenlagen för deponeringsplatsen, varvid massor som uppfyller tillståndsvillkoren för flera projekt kan deponeras på samma ställe under tillståndets giltighetstid. I sådana fall kan tillstånd sökas för deponering av olika typer av muddermassa utgående från deponeringsplatsens lämplighet.

När tillstånd enligt vattenlagen söks för ett projekt och man i ansökan anger att muddermassorna skall placeras på en sådan deponeringsplats, bedöms inte deponeringsplatsens lämplighet för deponering i tillståndsansökan. Däremot bedömer man huruvida muddermassorna som uppstår i projektet kan deponeras och gör en jämförelse med tillståndsvillkoren i tillståndet för deponeringsplatsen.

2.2.5

Fiskevårdsskyldighet och fiskerihushållningsavgift

Om muddring och deponering orsakar skada på fiskbeståndet eller fisket, ålägger tillståndsbeslutet enligt vattenlagen tillståndshavaren att vidta åtgärder för att förebygga eller minska skadan genom fiskevårdsskyldighet eller med en fiskerihushållningsavgift (VL 3:14). Fiskevårdsskyldighet innebär vanligen en skyldighet att plantera ut en föreskriven mängd fiskyngel i det område där åtgärden exempelvis på grund av grumling orsakar skada för fiskarnas fortplantningsmöjligheter.

Fiskevårdsskyldigheten kan också innebära en skyldighet att kontrollera fiskbeståndet och fisket medan arbetet pågår och efter att det avslutats. En restaureringsåtgärd kan också bli aktuell, om den kan bidra till att minska skadan. Även en fiskerihushållningsavgift är möjlig. Än så länge innehåller vattenlagen inte en möjlighet till kompensation för skadliga effekter på annat håll än inom olägenheternas verkningsområde.

2.2.6

Slutförande av ett projekt

När ett tillståndspliktigt muddrings- och deponeringsprojekt har slutförts lämnar verksamhetsutövaren in en anmälan om slutförande till områdets RFV och NTM-central (VL 3:18). NTM-centralen kan med anledning av anmälan utföra en inspektion eller vidta andra åtgärder för att utreda om projektet har genomförts enligt tillståndsvillkoren.

2.3

Miljöskyddslagstiftning

Miljöskyddslagen påverkar genomförandet av projekt på flera sätt. Vanligtvis behövs inget separat miljötillstånd enligt MSL, utan det räcker med ett tillstånd enligt vattenlagen för muddrings- och deponeringsprojekt, eftersom man vid tillståndsförfarandet enligt vattenlagen också beaktar de krav som ställs i MSL (VL 3:10.3) om projektet orsakar förorening av miljön eller risk för sådan förorening. Begreppet förorening av miljön är omfattande och innefattar också bland annat sanitär olägenhet enligt hälsoskyddslagen. Muddring kan orsaka eventuell sanitär olägenhet exempelvis på grund av försämrad kvalitet på råvatten som upptas som hushållsvatten eller badvatten. Miljötillstånd för muddring och placering av muddermassor behövs när tillstånd inte krävs enligt vattenlagen och projektet kan orsaka förorening av vattendrag (VL 1:2, MSL 27 §). I situationer där mängden material som skall muddras är mindre än 500 m³, bedömer NTM-centralen behovet av tillstånd och eventuella ytterligare utredningar på basis av anmälan.

I 140 § i miljöskyddslagen föreskrivs om miljö kvalitetskrav som ställts för att trygga ytvattens kvalitet. Närmare bestämmelser om kvalitetskraven finns i statsrådets förordning om ämnen som är farliga och skadliga för vattenmiljön (1022/2006). Enligt 6 § i förordningen får halten i ytvatten eller fisk av de ämnen som anges i förordningens bilagor inte överskrida de miljö kvalitetsnormer som anges. Vid bedömning av risken för förorening av vattendrag som verksamheten ger upphov till samt nödvändiga tillståndsvillkor för att förhindra förorening bör dessa kvalitetsnormer i förordningen beaktas.

Vid miljö tillståndsprövning som rör muddring bör man bland annat beakta förbudet enligt 9 § i MSL att inom Finlands territorium, insjöområden, territorialvatten eller ekonomiska zon vidta åtgärder som kan orsaka i havsskyddslagen (1415/1994) avsedd havsförorening utanför Finlands ekonomiska zon. Motsvarande förbud mot förorening av havet ingår i 1 § i HSL. HSL tillämpas på skydd av havet utanför Finlands ekonomiska zon, medan MSL tillämpas på skydd av såväl havet, insjöar och landområden inom Finlands territorium och ekonomiska zon.

2.4

Avfallslagstiftning

Muddermassor definieras som avfall om de uppfyller kriterierna för avfall enligt 5.1 § i avfallslagen (646/2011). I bestämmelsen avses med avfall ett ämne eller föremål som innehavaren har kasserat eller avser eller är skyldig att kassera. Avfallsinnehavaren som avses i 6.1 § 5 punkten i avfallslagen ansvarar i första hand för att arrangera korrekt avfallshantering för muddermassor som betraktas som avfall. Om det är fråga om placering av icke-förorenade muddermassor (halterna av skadliga ämnen understiger nivå 2, se kapitel 6.4) med stöd av 2 kap. 6 § i vattenlagen eller med stöd av tillstånd enligt 3 kap. 2 eller 3 § i vattenlagen, tillämpas inte avfallslagen (3 § 1 mom. 5 punkten i vattenlagen).

I muddringsverksamhet ska prioritetsordningen i 8 § i vattenlagen iakttas. I första hand ska man sträva efter att minska mängden av och skadligheten hos marksubstansen som muddras och eventuellt ger upphov till avfall. Man ska också sträva efter att återvinna muddermassorna. Vid ordnandet av verksamheten beaktas bland annat verksamhetsutövarens tekniska och ekonomiska förutsättningar att iaktta prioritetsordningen.

2.5

Naturskydd och skydd av fornminnen

Enligt vattenlagen (VL 1:2) ska även naturvårdslagen (1096/1996) beaktas när beslut om muddring och placering av muddermassor fattas. I allmänhet förutsätter detta man bör utreda hur muddringen och deponeringen eventuellt påverkar den biologiska mångfalden. Enligt naturvårdslagen bör man i synnerhet beakta hur projektet påverkar skyddade arter och olika skyddsområden eller -program.

Artvärdena inom projektets influensområde bör i tillämpliga delar utredas på förhand (naturvårdsförordningen, bilagorna 1–3). Dessutom bör man även beakta arter som stadgats som hotade arter och arter som kräver särskilt skydd (NVL 46 och 47 §, NVF bilaga 4). Förbudet att förstöra eller försämra förekomstplatser för arter som kräver särskilt skydd träder i kraft först när NTM-centralen har fattat beslut om gränserna. Detta skiljer sig från förbudet att förstöra och försämra platser där individer av de djurarter som nämns i bilaga IV (a) till habitatdirektivet förökar sig och rastar, som är i kraft omedelbart enligt NVL 49 § 1 mom. I fråga om fridlysta arter innebär bestämmelserna i NVL exempelvis förbud att döda individer, fånga eller störa eller förstöra (växter) osv. Utrotningshotade arter kan påverka bedömningen av förutsättningarna för beviljande av tillstånd enligt vattenlagen med tanke på förluster för den allmänna nyttan.

Man bör reda ut om området som skall muddras är naturskyddsområde eller om det ingår i ett naturskyddsprogram (i synnerhet skyddsprogrammet för fågelvatten). Muddring är i huvudsak förbjudet i naturskyddsområden. Restaureringsmuddringar av existerande båtleder och -varv i naturskyddsområden är vanligtvis tillåtna utan tillstånd, om de är förutsättningar för en ändamålsenlig skötsel och användning av naturskyddsområdet och inte äventyrar de syften för vilka området inrättades (NVL 14 §).

Om muddring sker på eller nära ett område som ingår i Natura 2000, måste effekterna på området och deras betydelse för arterna och naturtyperna som ingår i motiveringen till valet av området bedömas. Dessutom skall projektets inverkan på områdets ekologi som helhet utredas. En bedömning enligt 65 § i naturvårdslagen måste utföras om projektet sannolikt och i betydande grad försämrar de naturvärden för vars skydd området införlivats i nätverket Natura 2000. Ifall området påverkas av flera projekt måste även kombinerade verkningar beaktas. Miljökonsekvensbedömningen skall innehålla inventeringar av bl.a. de fågelarter som häckar i området och de naturtyperna som förekommer (t.ex. ängar vid havsstränder, naturstrandstränder). Tillstånd för ett projekt beviljas inte om det inte genom bedömningsförfarande har gått att säkerställa att projektet inte på väsentligt sätt försämrar skydds målen för området.

Anmälningsspliktiga små muddringar anses förutsätta tillstånd enligt vattenlagen om de på basis av en utvärdering har en betydligt försämrande effekt på skyddsgrunderna för ett Natura 2000-område (VL 3:2 1 mom. 2). På anmälningsspliktiga muddringar tillämpas således inte förfarandet enligt 65 c § i naturvårdslagen.

Vid muddring och deponering skall man med stöd av 1:2 i vattenlagen även beakta lagen om fornminnen (295/1993), som innefattar bl.a. skyddet av minst 100 år gamla vrak samt av fasta fornminnen, vars närmare definition ingår i lagen.

2.6

Reglering av miljöansvar

Vid muddring och deponering tillämpas den allmänna regleringen om miljöansvar eftersom det inte finns specialbestämmelser. Exempelvis finns det inga bestämmelser om skyldigheten att sanera sediment som innehåller skadliga ämnen, utan de allmänna bestämmelserna i vattenlagen och skadeståndslagarna tillämpas vid sanering. Enligt dessa bestämmelser baseras sanerings- eller ersättningsskyldigheten för den som vållat skadan vanligtvis på att verksamheten har stridit mot tillståndet eller varit lagstridigt. Exempelvis är olovlig deponering av muddravfall sådan verksamhet. Det finns inget sekundärt ansvarssystem för sanering av sediment. Exempelvis kan vattenområdets innehavare inte direkt förpliktas att restaurera vattenområdet. I praktiken ansvarar muddraren ofta för tilläggskostnader som orsakas av sediment som innehåller skadliga ämnen.

Den som genomför muddringen ansvarar för miljöolägenheter orsakade av muddrings- och deponeringsprojektet. Den projektansvariges skyldighet att ersätta skada och förlust av förmån till följd av muddring som gjorts med stöd av vattenlagen eller ett tillstånd enligt vattenlagen föreskrivs i 13 kap. i vattenlagen. Om muddringen förorsakar betydande negativa förändringar i vattendrag eller en naturskada som avses i naturvårdslagen kan tillståndsmyndigheten ålägga den projektansvarige att vidta behövliga åtgärder för att förhindra negativa konsekvenser eller begränsa dem så att de blir så små som möjligt eller att vidta hjälpåtgärder som avses i lagen om avhjälpande av vissa miljöskador (383/2009) (VL 14:6).

- Jaakkonen S, Korhonen T, Lyytikäinen S, Mäenpää M, Tuomainen J. (2007) Orgaanista tinaa sisältävien sedimenttien puhdistamis- ja korvausvastuu. Finlands miljöcentrals rapporter 3/2007

- Tuomainen J. (2006) Vastuu pilaantuneen ympäristön puhdistamisesta. Finska Juristföreningens publikationer. E-serien nr 15 ISBN 951-855-262-2

2.7

Övrig lagstiftning

Vid muddring och deponering skall bland annat bestämmelserna i markanvändnings- och bygglagen (132/1999) beaktas. Muddring och deponering av muddermassor på land kan exempelvis förutsätta tillstånd för miljöåtgärder om verksamheten äger rum på ett generalplane- eller detaljplaneområde (MBL 128 §). Förutsättningen är att åtgärden förändrar landskapet. Åtgärdstillstånd krävs då det är fråga om en s.k. strandlinjeanordning (större kaj, kanal, vågbrytare etc.) som ändrar strandlinjen eller väsentligt påverkar den (MBL 126 §).

I lagen om vattenvårds- och havsvårdsförvaltningen (1299/2004 och revidering 272/2011) föreskrivs om vattenvårds- och havsvårdsplaner. I planerna fastställs bl.a. målen för god vattenstatus och åtgärder för att uppnå dessa mål. Inom havsvården har deponering av muddermassor nämnts som en eventuell belastning som försämrar havets tillstånd och dess konsekvenser skall beaktas vid bedömningen av havets tillstånd. Vid tillståndsförfarandet ska myndigheterna ta hänsyn till planerna, som således spelar en roll vid bedömningen av förutsättningarna för beviljande av tillstånd enligt vattenlagen (VL 3:6).

Miljökonsekvensbedömningen (MKB) avser att garantera att följderna av projekt med betydande miljöpåverkan utreds på ett enhetligt sätt redan i planeringsskedet samt att öka medborgarnas möjligheter att delta och ta del av information. Lagen om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning (468/1994, MKB-lagen) tillämpas enligt 4 § i lagen på projekt där verkställigheten av ett för Finland förpliktande internationellt fördrag förutsätter bedömning, eller vilka kan ha betydande skadliga miljökonsekvenser på grund av särdragen i Finlands natur och miljö i övrigt. Exempel på sådana projekt är stora hamnprojekt (SRF om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning 6.1, 9 § underpunkterna f och g) i samband med vilka man är tvungen att utföra omfattande muddrings- och deponeringsåtgärder. Förfarandet vid miljökonsekvensbedömning tillämpas vidare i enskilda fall på projekt som har betydande skadliga miljökonsekvenser (MKB-lagen 4.3, SRF om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning 7 §). MKB har ansetts nödvändig bl.a. vid inrättandet av stora deponeringsområden i långvarig användning. Dessutom bör man även inom projekt där MKB-förfarandet inte tillämpas vara tillräckligt medveten om projektets miljökonsekvenser (MKB-lagen 25 §). NTM-centralen fattar beslut om behovet av MKB.

- Miljöministeriet (2012) Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen. Miljöministeriets rapporter 15/2012.

Internationella överenskommelser

Inom havsskyddet har Finland förbundit sig till att följa olika globala och regionala överenskommelser, varav en del har införts i den nationella lagstiftningen. På det globala planet regleras deponeringen av avfall i havet bl.a. av Londonkonventionen från år 1972 (FördrS 33–34/1979). Av de regionala överenskommelserna är konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten från år 1992 (den s.k. OSPAR-konventionen, FördrS 51/1998) och konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö från år 1974 (den s.k. Helsingforskonventionen, FördrS 11–12/1980, reviderad 1992, FördrS 2/2000) viktigast för Finland. I Finland har konventionen verkställts huvudsakligen genom ändringar i havsskyddslagen (1415/1994) och vattenlagen (264/1961).

Med stöd av konventionen kan Kommissionen för skydd av Östersjöområdets marina miljö (HELCOM) ge rekommendationer om åtgärder för att främja konventionens mål. HELCOM och OSPAR har utfärdat följande anvisningar för deponering av muddermassor:

- HELCOM (2015A) Revised HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea
- OSPAR Commission (2014) OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material at Sea

3 Muddring och deponering

Muddring och deponering innebär att bottenmaterial i ett vattenområde lösgörs, lyfts upp, flyttas och deponeras antingen i ett vattenområde eller på land. Med muddring jämförbar verksamhet är även flyttning och undanträngning av sediment.

Exempel på muddringsprojekt är

- muddring vid anläggning av nya farleder eller hamnbassänger
- muddring vid underhåll av farleder och hamnar
- muddring för att förbättra vattenområdets kondition och användbarhet
- genom att avlägsna övergödda eller förorenade sedimentskikt eller sedimentskikt som innehåller rikligt med organiskt material
- upptagning av bottenmassor i vattenområden t.ex. som byggmaterial
- muddring eller flyttning av bottensediment i anslutning till undervattensbyggande (bl.a. tunnlar, broar, vatten- och avloppslinjer, kraftlinjer)
- små muddringar, dvs. småskalig muddring och förflyttning av muddermassor för att förbättra
- privata stränder.

Muddringsprocessen består av fyra arbetsfaser:

- lösgöring och lyftning av bottenmassa
- förflyttning av muddermassa
- mellanlagring av muddermassa samt
- deponering och/eller hantering av muddermassa.

Hur ett projekt framskrider och projektets olika skeden räknas upp i bilaga 1.

Miljöaspekterna bör beaktas i alla typer av projekt, oberoende av projektets omfattning. Miljökonsekvenserna för muddrings- och deponeringsprojekt beror på projektets storlek och objektets egenskaper och bör således bedömas från fall till fall på ett tillräckligt och ändamålsenligt sätt.

Muddrings- och deponeringsprojekt skall genomföras enligt bästa miljöpraxis (BEP) och med bästa tillgängliga teknik (BAT). Detta innebär att sådana (rena) teknologier och förfaranden där skadorna på miljön kan minimeras ska användas vid genomförandet av muddrings- och deponeringsprojekt. Bästa tillgängliga praxis och teknik förändras ständigt i och med den teknologiska, vetenskapliga och ekonomiska utvecklingen samt sociala faktorer. Iakttagandet av BAT- och BEP-principerna förutsätter att man följer och tillämpar denna utveckling i projekten.

I praktiken kan detta innebära:

- effektivt utnyttjande av muddermassor och förbättrande av muddermassornas kvalitet
- minimering av effekterna av muddring och deponering av muddermassor (inkl. muddrings- och deponeringsteknologier)
- minimering av muddringsbehovet och
- optimering av muddringsmetoderna.

I denna anvisning ges exempel på bästa tillgängliga tekniker och bästa miljöpraxis både i avsnitten om muddring (kapitel 3 och 5) och i avsnittet om deponering (kapitel 7).

Anvisningarna om muddring som ingår i denna anvisning tillämpas både i havsområden och i inlandsvatten. I fråga om deponering skiljer sig praxis från varandra på så sätt att muddermassorna från inlandsvatten vanligen lyfts och deponeras på land. Det är också möjligt att deponera muddermassor i vattnet om det inte medför skadliga konsekvenser enligt vattenlagen för vattendragets status. Muddermassans halter av skadliga ämnen och övriga väsentliga egenskaper med tanke på bedömningen av muddringens miljörisker bör utredas likvärdigt enligt vad som anges i kapitel 6.

3.1

Lösgöring och lyftning av bottenmassa

Bottensediment kan lösgöras antingen med hydrauliska eller mekaniska metoder, och många typer av anordningar finns att tillgå på marknaden. Massan lösgörs antingen genom grävning med grävskopa eller genom att skära den med en fräs. Om massans skjuvhållfasthet är liten kan den sugas upp direkt utan att först lösgöras.

Skopmudderverk är mekaniska mudderverk som särskilt lämpar sig för muddring av s.k. täta sediment (friktionsjordarter). Muddermassorna kan lösgöras med djupskopa, lastskopa eller gripskopa. Vid skopmuddring är muddermassan som skall transporteras i allmänhet torrare än när pumpningsteknik används. Andelen fast material i massan inverkar på den fortsatta behandlingen av sedimentet och på projektkostnaderna. Skopmudderverk är i allmänhet funktionssäkra. Muddermassan avlägsnas alltså inte i form av en kontinuerlig ström såsom med de hydrauliska metoder som presenteras nedan. När förorenade bottensediment lyfts upp med skopmudderverk, måste man sträva efter att förhindra att skadliga ämnen och finkornigt material sprids i vattnet. Vid behov skall muddringsområdet isoleras. Fast material sprids när skopan sänks, när den gräver på botten och när den lyfts, särskilt om skopan är

öppen. En sluten skopa (djupskopa eller gripskopa) lämpar sig särskilt väl för muddring av sediment som innehåller skadliga ämnen, eftersom en sådan konstruktion minskar mängden sedimentmassor som sprids i vattnet när skopan lyfts. Det har konstaterats att yrkesskickliga muddrare sprider mycket mindre fast material med skopan än oerfarna muddrare.

Sugmuddring sker med olika hydrauliska tekniker. Sugmuddring lämpar sig bäst för muddring av s.k. lösa sediment (kohesionsjordarter). Vid sugmuddring förflyttas muddermassorna i form av slam med pumpar till ett transportmedel, för behandling och vidare till en deponi. Hydrauliska metoder är känsliga för skräp och föremål på botten (trädrötter, stenar etc.) och utrustningen kan lätt blockeras. I grävande sugmudderverk försöker man kombinera den traditionella skopmuddringens och sugmuddringens fördelar såsom en hög halt av fast material resp. ett system som är isolerat från omgivningen.

Muddring kan också utföras med s.k. hopperutrustning som suger upp muddermassan i fartygets lastrum och tömmer ut den på en deponeringsplats antingen genom pumpning eller genom att fälla ner massan genom bottenluckor. Sedimentet som skall muddras kan också frysas ned. Det frusna stycket lyfts upp för behandling. Metoden har använts vid muddring av sediment med höga halter av skadliga ämnen exempelvis i Sverige.

3.2

Förflyttning och mellanlagring av muddermassa

Muddrade massor kan förflyttas med skopa eller transporteras med pråm, skjutas framåt med schaktblad eller pumpas i ett rör. Muddermassor som skall deponeras i havet kan lastas på en pråm, bogseras till deponeringsplatsen och tömmas ut på botten. Även massor som skall deponeras på land kan transporteras med pråm. De måste i så fall lossas från pråmen och eventuellt forslas vidare till tippningsplatsen med landtransport. Transport av muddermassorna genom rör är det vanliga transportsättet vid sugmuddring. Pumpen i ett sugmudderverk suger in transportvatten och sediment som skurits loss från botten med en fräs och för massan vidare genom rör.

Ibland måste muddermassor lagras medan projektet pågår innan de återvinns eller förs till den slutliga deponeringsplatsen. Mellanlagringen kan ske på land (huvudsakligen) eller i vatten. Om det finns skäl att misstänka att mellanlagringen medför skadliga konsekvenser enligt vattenlagen för exempelvis omgivningens trivsel eller vattendragets status bör tillstånd från RFV sökas på basis av NMT-centralens prövning av tillståndsbehovet (kapitel 2.2). Mellanlagringen får inte heller medföra sådan förorening av miljön som avses i miljöskyddslagen (kapitel 2.3). Muddermassor som klassas som avfall kan tillfälligt lagras på återvinningsplatsen eller på någon annan för ändamålet lämpad plats. Lagring under en längre tid utan klarhet om återvinning eller behandling på annat håll är miljötillståndspliktig. Lagring i anslutning till återvinning i samband med stora och långvariga projekt kan vid behov pågå i över ett år. Då bör återvinningssäkerheten påvisas t.ex. i byggnadsplanen för objektet. Vid mellanlagring bör samma försiktighetsprinciper tillämpas som vid muddring och deponering av muddermassor samt vid behandling av marksubstanser som tagits upp på land.

Deponering och hantering av muddermassor

Muddermassor kan deponeras antingen i vatten eller på land. Återvinning av muddermassor rekommenderas och möjligheten att återvinna bör alltid utredas. Också i dessa fall bör man beakta skadliga ämnen i muddermassan och hur de hanteras. I Finland har muddermassor från kust- och havsområden ofta deponerats på havsbotten i projektspecifika deponeringsplatser eller deponeringsplatser i långvarigt bruk som underhålls ändamålsenligt. Muddermassor från inlandsvatten deponeras i huvudsak på land.

Till exempel i samband med hamnbyggen deponeras massor bland annat i deponeringsområden under vatten som finns i hamnområden. Alternativt har muddermassorna använts i hamnkonstruktioner eller för terrassering av stränder. Även sediment som innehåller skadliga ämnen har stabiliserats i exempelvis hamnkonstruktioner. Ibland har muddermassor använts för att fylla ut vattenområden vid utbyggnad av hamnar. Vid underhållsmuddring av farleder och hamnar har sugmuddrade massor deponerats i bassänger som byggts i strandområdet. Vatten som avskilts från massorna har letts tillbaka till vattenområdet. Vid behov har kemikalier tillsatts för att fälla ut det fasta materialet. Muddermassor kan också deponeras på en jordtipp (rena massor) eller på en avstjälningsplats för vanligt avfall eller problemavfall. Dessförinnan måste det utredas om de lämpar sig för avstjälningsplatsen i fråga.

I vissa fall behandlas massan exempelvis för att den innehåller höga halter av vatten och/eller skadliga ämnen eller för att förbättra dess egenskaper innan deponering på land. När förorenade sediment muddras strävar man efter att minimera vattenhalten i muddermassan. Avvattning av sediment som deponeras på land kan ske i sedimenterings- eller fällningsbassänger eller genom filtrering. Särskilt sugmuddrade massor kan ha mycket höga vattenhalter och därför vara svåra att deponera på land. Vatten som innehåller skadliga ämnen måste behandlas på ett vederbörligt sätt så att skadliga ämnen som lösts upp i vattnet inte avsevärt belastar jordmånen eller transporteras tillbaka till vattnet och vattenområdets bottensediment. Muddermassor kan också sållas, alternativt kan grovkorniga beståndsdelar skiljas åt från det finkorniga materialet på något annat sätt. Skadliga ämnen binds i allmänhet till finkornigt material, varför grövre och renare beståndsdelar ofta kan återvinnas eller deponeras som sådana. Synpunkter beträffande skadliga ämnen som eventuellt finns i sediment beskrivs mer detaljerat i kapitlet 4.1 och 6.

Deponering i vattenområden bakom skyddsvall

Muddermassor deponeras ofta i vattenområden bakom en skyddsvall eller -damm. För åtgärden behövs tillstånd för utfyllnad av vattenområde enligt vattenlagen. Om muddermassor med halter av skadliga ämnen som överstiger nivå 1A deponeras bakom skyddsvall och muddringen kan medföra sådan olägenhet som avses i miljöskyddslagen, ska man vid behandlingen av tillståndsärendet enligt vattenlagen också tillämpa miljöskyddslagens bestämmelser om meddelande av tillståndsvillkor (VL 3:10).

Planeringen och genomförandet av en skyddsvall eller -damm och deponeringen bakom den beror på områdets framtida användningsområde (t.ex. bärkraftsvillkor) samt mängden massor som deponeras och deras kvalitet samt kvaliteten på och mängden skadliga ämnen som massorna eventuellt innehåller. Om massan och halten av skadliga ämnen i sedimentet är höga, ska man även på lång sikt se till att de skadliga ämnena inte transporteras tillbaka till vattendraget. Dessutom bör vall- eller dammkonstruktionen planeras och byggas så att finkornigt material och eventuella skadliga ämnen som är bundna till materialet samt näringsämnen inte transporteras tillbaka till vattendraget. Övriga beaktansvärda faktorer är bl.a. dammens geotekniska stabilitet, skyddet av dammen/konstruktionerna och övriga säkerhetsaspekter, deponeringsområdets ytkonstruktioner efter att deponeringen slutförts samt hanteringen av läckvatten.

Halterna av skadliga ämnen som anges i denna anvisning är avsedda för situationer där muddermassorna deponeras i fritt vatten. När massorna deponeras på land, i en deponeringsbassäng eller i ett vattenområde bakom skyddsvall, kan man vid bedömningen av om muddermassorna kan deponeras använda exempelvis de riktvärden som anges i statsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet (214/2007) samt i synnerhet olika löslighetstest.

3.5

Riskbedömning och –hantering i anslutning till muddring och deponering

Beslut i anslutning till muddringsprojekt och deponering av muddermassor görs utgående från en bedömning från fall till fall. I denna anvisning anges ramvillkoren samt verktyg och verksamhetsmodeller för bedömningen av muddermassans lämplighet för deponering och identifieringen, bedömningen och verkställandet av muddermassans riskhanteringsbehov på deponeringsområdet. Närmare beskrivningar finns i kapitel 5–7.

Det är motiverat att göra en bakgrundsutredning för att bedöma och hantera miljöriskerna i anslutning till muddrings- och deponeringsprojekt. I bakgrundsutredningen samlas väsentliga uppgifter med tanke på objektet och projektet. Bakgrundsutredningen utnyttjas vid fallstudier på området som skall muddras för att utreda kvaliteten och egenskaperna samt halterna av skadliga ämnen hos sedimenten som skall muddras. Utgående från undersökningarna och utredningarna som genomförts samt nivåerna av halter som anges i denna anvisning och kriteriet för erosionskänslighet bedöms riskpotentialen hos och möjligheten att deponera massorna som skall muddras samt åtgärderna för att vid behov minska och reglera de risker som uppstår medan muddringen pågår. Omfattningen av den bedömda risken jämförs med bedömningen som gjorts på det mottagande området, dvs. deponeringsområdets lämplighet för deponering av olika typer av muddermassor. Vid denna granskning beaktas de riskhanteringsåtgärder som utförs på deponeringsområdet.

Om en lösning som avviker från rekommendationerna för bedömningen av muddermassans lämplighet för deponering och/eller deponeringsområdets lämplighet som angetts i denna anvisning, bör granskningen innehålla en jämförelse över placeringsalternativ och deras miljökonsekvenser och kostnader samt påvisa den totala nyttan med tanke på miljön.

4 Skadliga ämnen i sediment

4.1

Allmänt om förekomsten av skadliga ämnen i sediment samt deras biologiska tillgänglighet och toxicitet

Skadliga ämnens effekter på organismer beror på hur ämnets naturliga egenskaper påverkar samt på att organismerna blir utsatta för ämnet. Behovet av bestämmelser i anslutning till skadliga ämnen grundar sig antingen på ämnens ekotoxicitet, dvs. miljögiftigheten för olika organismgrupper, eller skydd för människors hälsa (ansamling av skadliga ämnen i exempelvis fisk som används som föda). Till sin natur är ekotoxiciteten både direkt (akuta konsekvenser) och sådan som framgår efter en lång tidsperiod (kroniska konsekvenser). Den kroniska ekotoxiciteten kan också medföra rubbningar i organismens hormonaktivitet.

Förekomsten av skadliga ämnen i sediment påverkas å ena sidan av ämnets historiska användningsmängd, -sätt och -ändamål samt å andra sidan av ämnets persistens och hur det transporteras i miljön. Ju mer betydande och/eller omfattande användningen av det skadliga ämnet är/har varit, desto mer sannolikt innehåller sedimenten sådana mängder av ämnet som är betydande för miljön. De mest skadliga ämnena för miljön är ämnen med ekotoxikologiska effekter redan i låga halter och/eller ämnen som är bestående och/eller ackumuleras i organismer och anrikas i näringskedjorna.

Typiska utsläppskällor är olika typer av industriell verksamhet, gruvområden, hamnar, varv, avloppsreningsverk och fartygstrafik samt gamla deponeringsområden. Ytterligare information om kartläggningar som gjorts i Finland finns bl.a. i följande publikationer:

- Jaakkonen S. (2013) Sisävesien pilaantuneet sedimentit. Finlands miljöcentrals rapporter 11/2011

I denna anvisning är halterna av de skadliga ämnen som definieras närmare i kapitel 6.4 uppdelade i fem nivåer (1, 1A, 1B, 1C och 2). Dessa nivåer används vid bedömningen av huruvida muddermassa kan deponeras (kapitel 6.6) samt vid bedömningen av behovet av sedimentprover (kapitel 6.2) (Bild 1).

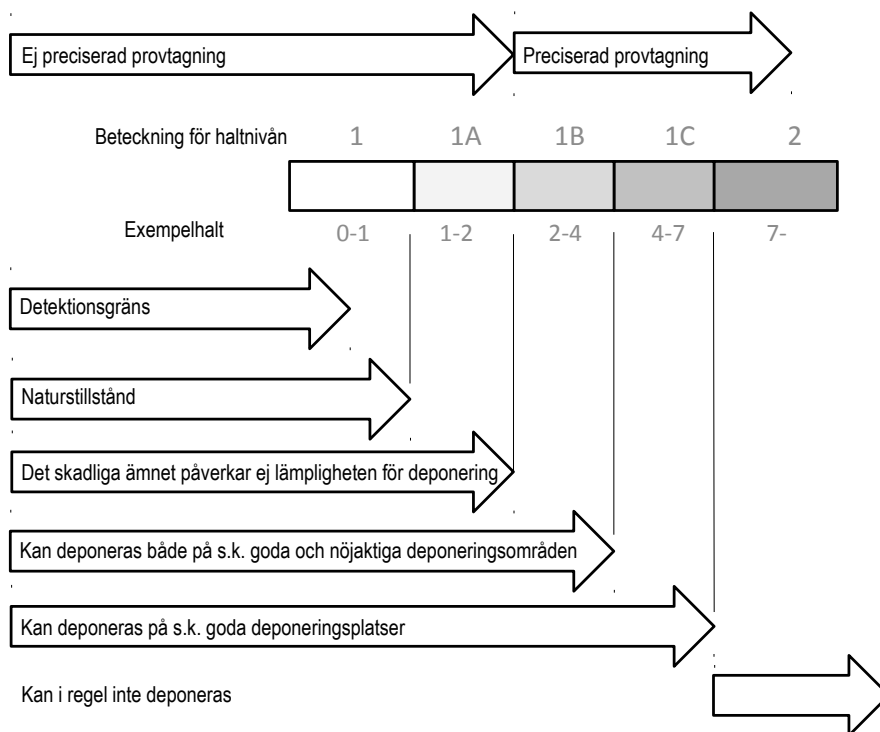


Bild 1. Hur halterna av skadliga ämnen (nivå 1, 1A, 1B, 1C och 2) påverkar inriktandet av provtagning och bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras

När ett ämne blir kvar i sedimentet minskar den biologiska tillgängligheten. Förutsättningen för en ekotoxikologisk effekt är i huvudsak att ämnet överförs från sedimentet till ämnesom-sättningen hos en organism. Dessutom kan den toxikologiska effekten påverka exempelvis organismens ytstruktur. Endast en del av det skadliga ämnet i sedimentet är i biologiskt till-gänglig form och endast denna del kan förorsaka ovan nämnda effekter. Den totala halten av ett skadligt ämne motsvarar alltså inte den halt som medför miljökonsekvenser. Storleken på den biologiskt tillgängliga fraktionen och fraktionen som inte är biologiskt tillgänglig beror på sedimentets och det skadliga ämnets förmåga att hållas kvar.

Det skadliga ämnets biologiska tillgänglighet försvagas med tiden. Utvecklingen av den biologiska tillgängligheten hos oorganiska och organiska föreningar avviker från varandra och beror på olika faktorer. Hos metaller ändras den biologiska tillgängligheten inom några timmar eller dagar och beror i hög grad på oxidations-reduktionsförhållandena och hur de förändras. Den biologiska tillgängligheten för organiska ämnen försvagas under en längre tid och är mer permanent till sin natur.

Den biologiska tillgängligheten har beaktats vid fastställandet av de vägledande nivåerna för halterna av skadliga ämnen (kapitel 6.4). Dessa bör beaktas vid riskbedömningen av orörliga sediment (kapitel 6.8). Fastställandet av den biologiska tillgängligheten av olika skadliga ämnen ur ett sedimentprov är en komplicerad process som förutsätter flera olika typer av analyser. Vanligtvis är det inte motiverat att förutsätta analyser av den biologiska tillgängligheten vid undersökning av massor som skall muddras.

4.2

Sediment av sulfidlera

Efter istiden har det bildats skikt av sulfidlera på havsbotten. Dessa skikt kännetecknas av höga halter av svavel och metallföreningar. Eftersom skikten av sulfidlera är belägna under vattenytan är de kemiskt stabila och neutrala. När sediment av sulfidlera muddras och deponeras på land, kommer sulfidleran i kontakt med syret i atmosfären och sur sulfatjord börjar bildas. Sulfatjordarna utvecklas till sura lakvatten med höga halter av metaller, framför allt aluminium. Sulfatjord börjar bildas omedelbart då sulfidlera har tagits upp på land. Av ovan nämnda orsaker är sediment av sulfidlera problematiska när de deponeras på land.

Identifieringen av sulfidlera som ger upphov till sura lakvatten när den deponeras på land är inte entydig. Exempelvis är inte pH-värden och svavelinnehåll tillräckligt tillförlitliga parametrar för att säkerställa uppkomsten av sulfatjord. Uppkomsten av sulfatjord undersöks med inkubator.

De skadliga effekterna av deponering på land kan minskas genom att kalka muddermassorna. Kalkningen genomförs i flera skikt för en effektivare neutralisering. Vanligtvis behövs cirka 10–30 kg kalk per m³ muddermassa. Muddrad sulfidlera kan också deponeras tillbaka i havet genast efter muddringen eller i en grop under grundvattenytan, varvid sulfidleran inte omvandlas till sur sulfatjord.

Exaktare information om sura sulfatjordars risker och hanteringen av dem, hur de uppkommer och hur de kan undvikas finns bland annat i Finlands miljöcentralers, Geologiska forskningscentralens samt jord- och skogsbruksministeriets projektrapporter och webbplatser nedan:

- Hadzic ym. (2014) Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät – SuHE-projektets slutrapport <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/135520>
- CATERMASS-projektet på SYKEs webbplats [http://www.syke.fi/sv-FI/Forskning utveckling/Forsknings och utvecklingsprojekt/Projekt/Minskning av sura sulfatjordars miljorisker metoder for anpassning till klimatforandringen CATERMASS](http://www.syke.fi/sv-FI/Forskning_utveckling/Forsknings_och_utvecklingsprojekt/Projekt/Minskning_av_sura_sulfatjordars_miljorisker_metoder_for_anpassning_till_klimatforandringen_CATERMASS) och GTK:s webbplats [http://www.gtk.fi/export/sites/fi/tutkimus/tutkimusohjelmat/yhdyskuntarakentaminen/HaSu suo.pdf](http://www.gtk.fi/export/sites/fi/tutkimus/tutkimusohjelmat/yhdyskuntarakentaminen/HaSu_suo.pdf)
- Nuotio ym. (toim.) (2009) Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa. Ehdotus happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivoiksi. [http://www.mmm.fi/attachments/vesivarat/5HZmlDmc6/MMM-61505-v2-Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa -raportti.pdf](http://www.mmm.fi/attachments/vesivarat/5HZmlDmc6/MMM-61505-v2-Kohti_happamien_sulfaattimaiden_hallintaa_-_raportti.pdf)

5 Miljökonsekvenser av muddring och hur de hanteras

5.1

Miljökonsekvenser av muddring

Muddring påverkar eller förstör bottenorganismerna och vegetationen i området som muddras. Återställandet av organismerna och vegetationen varierar från fall till fall. Om åtgärden medför betydande förändringar i bottendjupet eller bottenens beskaffenhet, återställs sannolikt inte den ursprungliga vegetationen. Observationer ger vid handen att bottenfaunan återhämtar sig inom 2–4 år.

Medan muddring pågår i ett vattenområde grumlas vattnet och halten av fast material i vattnet ökar. Grumligt vatten transporteras med vattenströmmar i olika riktningar från muddringsplatsen. Muddringen medför att fint jordmaterial som är uppblandat med vattnet sjunker till botten i närheten av muddringsplatsen. Det har visat sig att grumlingen är lokal och att vattenkvaliteten blir klarare strax efter att muddringen avslutats. De eventuella effekterna av grumling för vattenhushållningen på muddringsplatsen och i närheten av den bör dock beaktas. Om fallstudier på området som skall muddras visar att sedimentet och i synnerhet sedimentets ytskikt innehåller betydande halter (nivå 1B eller högre) av ämnen som är skadliga för miljön, bör särskild uppmärksamhet fästas vid att begränsa spridningen av fast material under arbetets gång.

Under sommaren medför muddring större olägenhet för vegetationen och bottenfaunan eftersom sommaren är den mest känsliga tiden med tanke på växternas livscykel och organismernas fortplantning. Grumlingen av vattnet smutsar dessutom ned fångstredskap och driver bort fiskstim. Muddring kan påverka fiskbeståndet på flera olika sätt. Finkornigt material som vid muddring sätts i rörelse och sjunker till botten och skadliga ämnen som är bundna till sådant material kan störa fiskarnas lek. Vissa arters fortplantning och näringstillgång som är beroende av bottenfaunan störs. Å andra sidan drar vissa fiskarter nytta av de positiva närings-effekter som muddringen medför. För att effekterna på fiskstammen skall kunna bedömas, krävs vid behov en kartläggning av artbeståndet på muddringsplatsen och de olika arternas förökningsplatser. Fast material kan lägga sig över rommen och reducera yngelproduktionen. Verkningsarna kan också vara indirekta i form av förstörelse av bottenvegetationen och förändringar i fiskynglens naturliga uppväxtmiljö.

Vid muddring frigörs näringsämnen i bottensedimenten, vilket kan medföra övergödning av vattendraget. Om botten i det hav eller insjövattnet som skall muddras innehåller betydande mängder näringsrikt bottenlam och organiskt material, kan syretillgången på botten och i bottenvattnet minska, vilket kan medföra ökad övergödning. Muddringsprojektet kan påverka den biologiska mångfalden. Beaktandet av den biologiska mångfalden och bestämmelser i anslutning till detta beskrivs i kapitel 2.5.

Man bör sträva efter att planera muddringsprojekt och förlägga dem en sådan tid på året då de skadliga effekterna på miljön blir små, med beaktande av de specifika ekonomiska och sociala faktorerna.

5.2

Hantering och uppföljning av miljölagheter orsakade av muddring

Spridningen av fast material vid muddring påverkas av kohesionen hos sedimentet som skall muddras. Ostört sediment med hög densitet håller vanligtvis väl ihop. Däremot är färskt, löst sediment som innehåller mycket vatten och organiskt material benäget att spridas vid muddring. Miljöriskerna medan muddring pågår samt egenskaperna och halterna av skadliga ämnen i de översta 10 cm av sedimentskiktet, som används för att uppskatta vilka åtgärder som skall vidtas för att hantera riskerna, definieras separat (kapitel 6.3, 6.4 och 6.6).

Vid muddring sprids alltid en del fasta partiklar (sediment) i det omgivande vattnet. Spridningen kan minskas eller begränsas bl.a. genom följande åtgärder:

- Användning av s.k. silt- eller bubbelgardin eller annan motsvarande teknik
- Beaktande av väderförhållandena, dvs. genom att begränsa muddring vid kraftig vattenströmning
- Justering av muddringshastigheten
- Minimering av sedimentvolymen som skall muddras (navigationsutrustning)
- Förberedning av skyddsåtgärder innan arbetet inleds

Spridningen av fast material kan mätas med bl.a. grumlighets-, närings- och syremätningar medan arbetet pågår och när det har avslutats.

Beaktande av det marinarkeologiska kulturarvet

Muddring och deponering av muddermassor kan påverka det marinarkeologiska kulturarvet. Enligt lagen om fornminnen (295/1963) är fredade undervattenska fornlämningar vrak som har sjunkit för minst 100 år sedan samt övriga av människan tillverkade undervattenska konstruktioner och fynd som berättar om Finlands tidigare bebyggelse och historia. Sådana objekt kan finnas på oförutsägbara platser såväl i havsområden som i inlandsvatten. Det finns nödvändigtvis inga uppgifter om objekten i skriftliga källor eller täckande information om deras lägen.

Redan i ett tidigt skede av planeringen av och förberedelserna för ett muddrings- och deponeringsprojekt finns det skäl att beakta det marinarkeologiska kulturarvet och vid behov kontakta Museiverket. Museiverket är den nationella myndigheten för skydd av det marinarkeologiska kulturarvet, som bedömer om projektet utförs på ett sådant potentiellt område, där en utredning om det marinarkeologiska kulturarvet bör fogas till projektplaneringen. Museiverket ger information om förfarandet enligt lagen om fornminnen då det finns fornlämningar på projektområdet.

NTM-centralerna samt RFV skall för sin del försöka säkerställa att skyddet av det marinarkeologiska kulturarvet inte åsidosätts vid planering, miljökonsekvensbedömning och beviljande av tillstånd i anslutning till muddrings- och deponeringsprojekt. Om undervattenska fornlämningar trots tillbörliga utredningar upptäcks vid muddring, bör Museiverket enligt lagen om fornminnen omedelbart underrättas om fyndet.

6 Utredningar och fallstudier i områden som skall muddras och bedömning av muddermassans lämplighet för deponering

Detta kapitel innehåller anvisningar om utredningar och fallstudier som utförs på områden som skall muddras. Målet med anvisningarna är att erbjuda verktyg för att genomföra utredningar så att miljökonsekvenserna kan minskas medan muddringsarbetet pågår och att egenskaperna och deponeringsmöjligheterna för massan som skall muddras kan bedömas på ett tillförlitligt sätt. Det finns fem nivåer av halter för skadliga ämnen (1, 1A, 1B, 1C och 2). På basis av dessa samt massans erosionskänslighet görs en bedömning av huruvida muddermassan kan deponeras. Avsikten med denna mer exakta uppdelning är att göra riskbedömningen i anslutning till skadliga ämnen smidigare och enhetligare. Nivåerna för halter används också för att inrikta provtagningen till områden där halterna av skadliga ämnen är på en betydande nivå. Med anvisningarna för provtagning strävar man efter att förbättra planeringskvaliteten, en ändamålsenlig inriktning av åtgärderna såväl med tanke på miljön som på ekonomin samt förbättra provernas representativitet och tillförlitligheten av bedömningarna som gjorts på basis av dem. Deponeringen av massor på en specifik deponeringsplats beror både på muddermassans typ och på deponeringsplatsens lämplighetsklass (kapitel 7).

6.1

Bakgrundsutredning

Innan en ansökning utarbetas är det motiverat att göra en bakgrundsutredning av muddringsprojektets objekt. Avsikten med utredningen är att skapa en preliminär uppfattning om objektet och sammanställa bakgrundsinformation som stöd för bedömningen av muddringens miljökonsekvenser och huruvida sedimentet kan deponeras. Bakgrundsutredningen utnyttjas vid styrningen av muddrings- och deponeringsverksamheten och planeringen av den så att projektets miljörisker uppfattas i ett tidigt skede och att projektet kan genomföras effektivt och ändamålsenligt och överflödiga samt överlappande utredningar undviks. I bakgrundsutredningen samlas bl.a. följande information:

1. objektets läge på en karta
2. en beskrivning av de lokala naturförhållandena (se även kapitel 2.5), inkl. växtlighet, fiskbestånd och övriga organismer, bottenförhållanden (inkl. topografi, uppskattning av sedimentationsförhållandena), avstånd till värdefulla naturobjekt, områdets rekreativevärden och planer för området (planläggning)
3. objektets vattenförhållanden (läge i förhållande till övriga vattendrag, strömningsförhållanden etc.)
4. eventuella utsläppskällor och tidigare funktioner i anslutning till objektet och dess närområden

5. uppgifter om lodningar som gjorts på området samt utredningar i anslutning till sediment och/eller sedimentens halter av skadliga ämnen och en uppskattning över utredningarnas användbarhet med beaktande av objektets förhållanden
6. skadliga ämnen som objektet eventuellt innehåller enligt ovan nämnda historiska uppgifter
7. en preliminär uppskattning över den totala mängden massa som skall muddras
8. en preliminär uppskattning över deponeringsalternativen (kapitel 2.2.4)
9. en uppskattning över behovet att utreda det marinarkeologiska kulturarvet

Det lönar sig att be kommunens och NMT-centralens miljömyndigheter om befintliga uppgifter om objektet. Utredningsskyldigheten för små muddringar omfattar inte punkterna 3–6, om inte den mottagande myndigheten (NMT-centralen) av grundad anledning kräver det. Ytterligare information om små muddringar finns i miljöförvaltningens anvisning om muddring och slätter (http://www.ymparisto.fi/sv-FI/Vatten/Restaurering_av_vattendrag/Restaurering_av_strander/Strandmuddring)

I bakgrundsutredningsskedet är det väsentligt att på ett föregripande sätt utreda eventuella tillstånd som behövs för projektet, behovet av MKB samt vad som krävs enligt övriga bestämmelser (kapitel 2).

6.2

Huvudprinciper för samt planering och genomförande av fallstudier

6.2.1

Huvudprinciper för fallstudier

Det främsta målet med fallstudier är att bedöma huruvida sedimentet som skall muddras kan deponeras och utreda övriga faktorer som är väsentliga för placeringen. Detta innebär att sedimentets kvalitet och egenskaper samt halterna av eventuella skadliga ämnen i sedimentet fastställs i området som skall muddras och i olika delar av området. Verktygen vid fallstudier är i huvudsak sedimentprovtagning och olika typer av lodningar.

Planeringen och genomförandet av fallstudier baseras på uppgifter om tidigare verksamhet som samlats in vid bakgrundsutredningen samt den befintliga kunskapsbasen. I första skedet av planeringen av objektundersökningar uppskattas objektets risker på basis av historisk verksamhet. Därefter fastställs behovet och omfattningen av undersökningar. Utöver objektets riskpotential påverkas detta av den befintliga kunskapsbasen och muddringsprojektets karaktär (ny muddring, underhållsmuddring, muddring av farled etc.). Utifrån dessa omständigheter definieras objektet som krävande eller mindre krävande. Behovet av fallstudier är större för krävande objekt. Vid omfattande muddringsprojekt är det möjligt att endast en del av området uppfyller kriterierna för krävande objekt. Planeringen och genomförandet av undersökningar av objekt kan således förutsätta att rekommendationer och typbeskrivningar tillämpas från fall till fall.

Huvudprinciperna som styr planeringen och genomförandet av fallstudier jämte genomförandets olika faser åskådliggörs i bild 2.

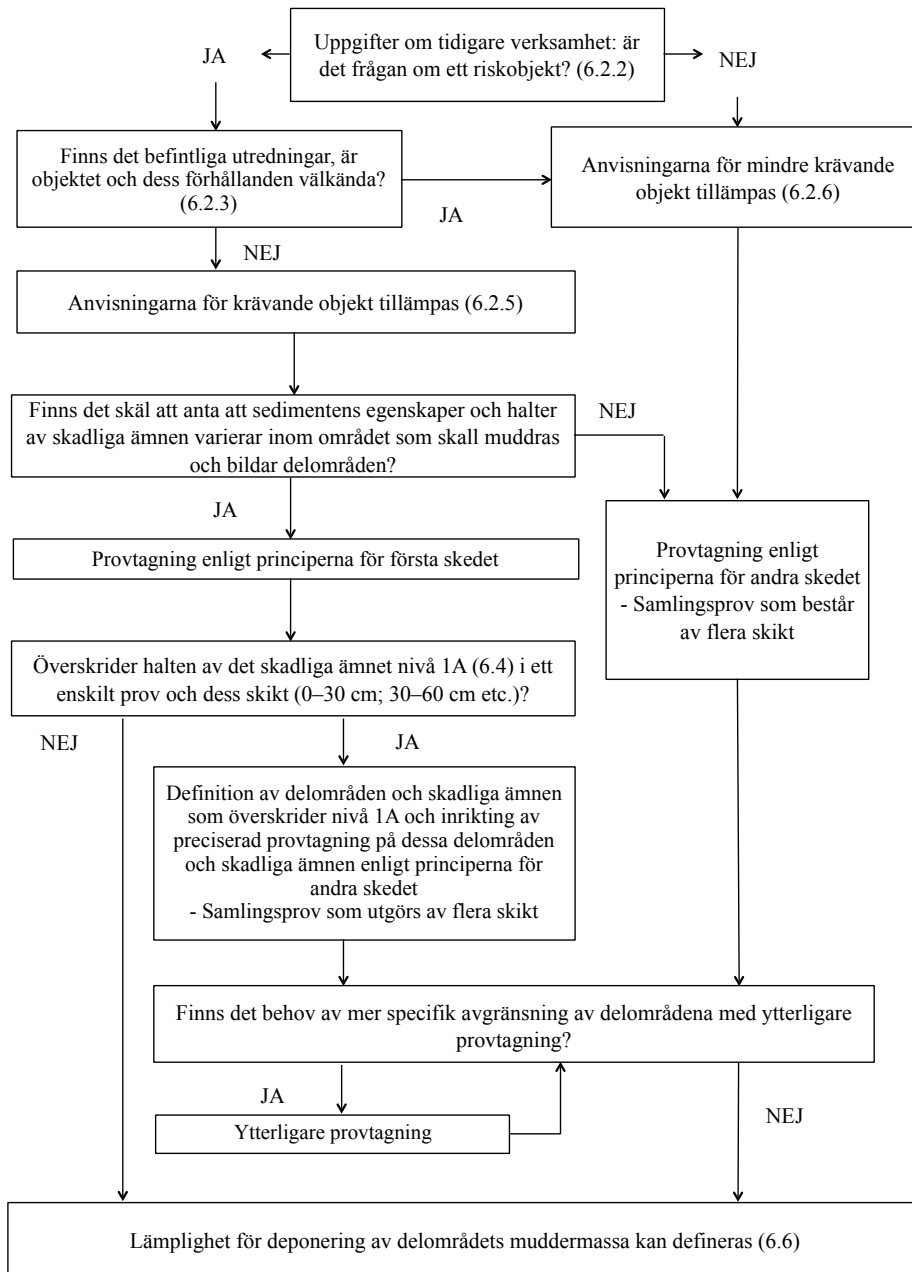


Bild 2. Huvudprinciper för planering och genomförande av fallstudier vid bedömning av huruvida muddermassan kan deponeras i olika typer av objekt. Diagrammet innehåller hänvisningar (inom parentes) till kapiteln där temat behandlas närmare.

6.2.2

Identifiering av riskobjekt på basis av uppgifter om tidigare verksamhet

För att bedöma behovet och omfattningen av fallstudier fastställer man utgående från uppgifter om tidigare verksamhet huruvida det är fråga om ett riskobjekt. Med uppgifter om tidigare verksamhet avses aktiviteter eller verksamheter som direkt eller indirekt påverkar eller har påverkat muddringsplatsen och där det finns skäl att misstänka att betydande mängder skadliga ämnen har släppts ut i vattendraget och dess sediment (=riskobjekt). Förorenande verksamheter beskrivs i kapitel 4.1.

Kvaliteten och mängden skadliga ämnen i sedimentet utreds på området som skall muddras utgående från uppgifter om tidigare verksamhet. Undersökningarna av skadliga ämnen riktar i synnerhet till ämnen som det eventuellt kan finnas betydande halter av i området som undersöks. Om det i objektet eventuellt har idkats förorenande verksamhet med betydande mängder kemikalier som inte noterats i tabell 2, bör myndigheten underrättas om att sådana skadliga ämnen eventuellt förekommer. Myndigheten bedömer behovet av sedimentundersökningar beträffande sådana ämnen från fall till fall. Undersökningarna av sedimentet görs innan tillståndsansökan lämnas in.

Utredningarnas omfattning bör vara i proportion till muddringsprojektets storlek och den antagna mängden skadliga ämnen och deras kvalitet. Om det har funnits flera eventuella förorenande verksamheter eller det inte finns tillgång till uppgifter om tidigare verksamhet beträffande mängden skadliga ämnen, deras kvalitet eller spridning, bör mer omfattande undersökningarna av objekt utföras (s.k. dåligt känt riskobjekt, kapitel 6.2.3).

Undersökningar av skadliga ämnen förutsätts inte om det på basis av uppgifter om tidigare verksamhet är uppenbart att området inte påverkas av betydande belastningskällor och ett av följande villkor uppfylls: 1) materialet som skall muddras består nästan uteslutande av sand, grus eller sten, eller 2) massorna som skall muddras på platsen underskrider 10 000 ton per år. Dessa ovan nämnda villkor baseras på HELCOM-anvisningen (2015A). Omvandlingskoefficienterna (från ton till kubikmeter) enligt anvisningen för olika typer av sediment beskrivs i bilaga 4.

6.2.3

Definition av behovet och omfattningen av provtagning

Behovet och omfattningen av provtagning fastställs idet följande skede av planeringen av fallstudier Dessa påverkas av uppgifterna om tidigare verksamhet enligt beskrivningen ovan, muddringsprojektets karaktär (ny muddring, underhållsmuddring, muddring av farled etc.) och den befintliga kunskapsbasen om objektet. Ju mer heltäckande och pålitlig den befintliga kunskapsbasen (bl.a. tidigare lodningar och utredningar om sedimentationsförhållandena) samt uppfattningen om sedimentens egenskaper (inkl. halterna av skadliga ämnen) och beteende är i olika delar av området som undersöks, desto färre nya prover behöver tas. I sådana fall är utgångspunkten för planeringen av provtagning verifiering av uppskattningarna som baseras på tidigare undersökningar.

På basis av informationsbehovet indelas objekten i krävande och mindre krävande objekt.

Informationsbehovet är störst för **krävande objekt**, som uppfyller bl.a. följande kriterier:

- det är fråga om ett dåligt känt riskobjekt: på basis av uppgifterna om tidigare verksamhet finns det skäl att misstänka att sedimenten i området innehåller betydande mängder skadliga ämnen, men det saknas uppgifter om förekomsten av dem i områdets olika delar
- det finns inga tidigare uppgifter om objektets sediment, eller mycket bristfälliga uppgifter om exempelvis skadliga ämnen

Om det inte finns en uppfattning om sedimentens kvalitet och förekomsten av skadliga ämnen i området som skall muddras samt variationen i anslutning till dessa i olika delar av området som skall muddras, är avsikten med provtagningen att ta fram denna information. Rekommendationer för provtagning i sådana objekt finns i kapitel 6.2.5.

Informationsbehovet för **mindre krävande objekt** är mindre eller kompletterande. Kännetecknande för dessa objekt är bl.a. följande faktorer:

- på basis av uppgifterna om tidigare verksamhet finns det inga skäl att misstänka att sedimenten skulle innehålla betydande mängder skadliga ämnen eller att delområdenas duglighet för deponering skulle variera på ett betydande sätt eller
- det finns tidigare utredningar och uppgifter om objektet samt dess omständigheter och sediment, utifrån vilka preliminära bedömningar om huruvida sedimenten som muddras kan deponeras i områdets olika delar

Som mindre krävande objekt kan man också betrakta områden som skall muddras i vars närhet det inte förekommer punktbelastning. Rekommendationer för provtagning i dessa icke krävande objekt finns i kapitel 6.2.6.

6.2.4

Allmänna principer för provtagning

Provtagningen planeras och genomförs så att möjligheten att deponera sediment som skall muddras kan bedömas på ett tillförlitligt sätt. Detta förutsätter att

- proven är representativa
- man vid provtagningen beaktar hur tidigare och nuvarande belastningskällor och objektets naturförhållanden (topografi, strömmar etc.) påverkar sedimentationsprocessen och spridningen av skadliga ämnen på området
- provtagarna måste ha behörighet för sedimentprovtagning

Varje provtagning planeras med tanke på det aktuella behovet och den aktuella situationen. Avsikten med provtagningen och planeringen av den är att få svar på specifika frågor. För olika ändamål behövs olika typer av provtagning och prov som tagits på olika sätt. Planeringen av provtagning görs på basis av rekommendationerna i denna anvisning samt enligt bedömning från fall till fall.

Lodningsuppgifter om områdets sedimentationsförhållanden och sedimentens kvalitet i olika delar av området utnyttjas i planeringen av provtagning. Då kan provtagning från exempelvis hårda botten undvikas. Om lodningsundersökningar har gjorts på området, kan deras resultat beaktas vid inriktningen av provtagningen. På basis av lodningsundersökningarnas resultat är det möjligt att föreslå att antalet provtagningsställen minskas. Med lodningsundersökningar avses vanligtvis sidotittande ekolodning, ekolodning med multistråle eller lågfrekvensekolodning, som kan användas exempelvis för att påvisa erosionsbotten inom området.

Bedömningar av tidigare lodningar på området och utredningar i anslutning till sediment och/eller deras användbarhet görs från fall till fall med beaktande av objektets förhållanden. De skadliga ämnenas egenskaper samt objektets förhållanden och deras betydelse bör beaktas vid bedömningen av resultatens användbarhet och behovet av bekräftande provtagning.

Valet av provtagningskärl samt kraven för provernas hållbarhet, transport, förbehandling och bevaring ska överenskommas med laboratoriet som analyserar proverna. Särskild uppmärksamhet bör fästas vid kvalitetssäkringen som görs i samarbete med laboratoriet som analyserar proverna, så att det vid behov kan påvisas att halterna av skadliga ämnen inte har förändrats under förvaringen av proverna t.ex. till följd av biologisk eller fotokemisk nedbrytning eller torka. Provtagningen måste dokumenteras med omsorg. Dokumenteringen ska innehålla väsentliga observationer om botten och sedimentens kvalitet samt övriga omständigheter som väsentligt påverkar bedömningen av området som skall muddras samt sedimenten och planeringen av fortsatta undersökningar. Det exakta läget för varje provtagningsställe bör antecknas.

I kapitel 6.2.5–6.2.6 rekommenderas att samlingsprov används i vissa skeden av undersökningarna av objekt. Representativiteten för samlingsprov är statistiskt bättre än för enskilda prov. Ett enskilt prov representerar endast ett provtagningsställe och sporadiska halter som förekommer där. Informationen som fås av samlingsprov lämpar sig i synnerhet för bedömning av massor som skall muddras av följande orsaker:

- bedömningen av muddermassan lämplighet för deponering måste baseras på tillförlitlig och representativ information om massan som skall deponeras i sin helhet eller i en definierad del av den
- klassificeringen av muddermassan enligt dess lämplighet för deponering är viktigt med tanke på bedömningen och hanteringen av miljörisker samt kostnaderna
- antalet laboratorieanalyser kan minskas och definitionerna kan inriktas på ämnen som är betydelsefulla med tanke på riskerna

6.2.5

Provtagning i krävande objekt

Anvisningarna för provtagning i krävande objekt i denna anvisning baseras på strävan efter att identifiera och skilja åt massor med olika lämplighet för deponering (dvs. delområden) i objekt som skall muddras och som definierats som dåligt kända riskobjekt. Detta innebär exempelvis att med representativ provtagning fastställa och avgränsa delområden som innehåller sediment som inte kan deponeras i fritt vatten. Det rekommenderas att fallstudien i regel görs

i två etapper och att undersökningarna av objekt och deras slutsatser i det första skedet styr och begränsar undersökningar och behovet av dem i det andra skedet.

Första och andra skedets prover kan tas under en provtagning. Proverna som eventuellt undersöks i andra skedet lagras samtidigt som prover tas för undersökningar som görs i första skedet. Då bör proverna förvaras och hållbarheten vid behov säkerställas på ett lämpligt sätt. Prover för andra skedet (eller tilläggsprover) kan också tas under en separat provtagning. Proverna kan i regel tas och analyseras antingen under ett eller flera tillfällen på basis av prövning från fall till fall enligt vad som på bästa sätt medför att undersökningarna utförs på ett ändamålsenligt sätt.

Målen med **första skedet** av fallstudier är följande:

- Få en preliminär uppfattning om sedimentens egenskaper och muddringsmassans eventuella lämplighet för deponering i olika delar av området
- Identifiera sedimentationsförhållandena i olika delar av området
- Dela in området som skall muddras i delområden så att områden med olika egenskaper (inkl. sedimentationsförhållanden) och lämplighet för deponering separeras från varandra (exempel 1)
- Rikta mer exakta undersökningar som utförs i andra skedet till delområden som är betydande med tanke på bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras
- Lokalisera eventuella vrak och undervattenskonstruktioner el. dyl. som klassificeras som fornlämningar inom området

Inför indelningen i delområden samlas information om sedimenten i området som skall muddras med hjälp av lodning och/eller provtagning (inkl. fältobservationer). **I det första skedet baseras provtagningarna för fallstudien på separata provtagningar och analyser av dem. På basis av provtagningarna (inkl. fältobservationer) i det första skedet samt provernas kvalitet och egenskaper görs en preliminär bedömning av huruvida sedimenten kan deponeras. Dessutom delas undersökningsområdet in i delområden så att delområdena där halterna av skadliga ämnen är höga respektive låga identifieras** (exempel 1). Särskild uppmärksamhet bör fästas vid avgränsning och definition av delområdena från och med att planeringen av provtagning inleds, så att muddermassor och delområden med olika lämplighet för deponering kan skiljas åt.

Om det inte finns skäl att dela in området som skall muddras i delområden med olika lämplighet för deponering, dvs. det inte finns grunder som kan härledas från uppgifterna om objektet, förhållanden och tidigare verksamhet i anslutning till ojämn fördelning av skadliga ämnen, kan muddringsområdet undersökas som en helhet. Då genomförs provtagningen, kombinerings av prover från olika skikt och undersökningen direkt enligt rekommendationerna för provtagning i andra skedet (se tabell 1 och exempel 1). Exempelvis bildar en areal på 20 000 m² som skall muddras i sådant fall ett enhetligt område, där minst 15 prov tas. Dessa prov sammanställs till samlingsprov för respektive skikt (0–10 cm, 10–30 cm, 30–60 cm).

Undersökningar i andra skedet, dvs. preciserade undersökningar, innebär analys av lagrade prov och/eller ytterligare provtagning och analys av prov i huvudsak i anslutning till skadliga ämnen och inom de delområden där halterna överskrider nivå 1A (bild 3). Bedömning-

en av huruvida muddermassan kan deponeras görs alltså mer exakt endast för de delområden där möjligheten att deponera sedimentet kan vara begränsad på grund av skadliga ämnen. Även i dessa preciserade undersökningar bildas samlingsprov för respektive skikt (0–10 cm, 10–30 cm, 30–60 cm osv.) som analyseras kemiskt.

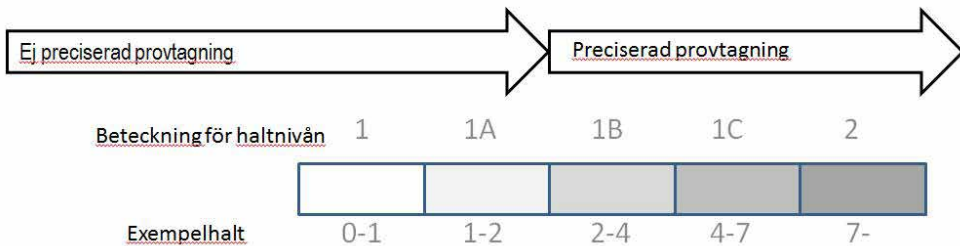


Bild 3. Betydelsen av nivåerna av halter som fastställts ur proverna i det första skedet för andra skedets provtagning, dvs. inriktningen av preciserade undersökningar

Provtagningsställens placering och antal i krävande objekt

Antalet provtagningsställen i första skedet skall helst väljas enligt arealen som skall muddras (tabell 1). Dessutom rekommenderas 2–5 tilläggsprover från området kring varje provtagningsställe för preciserade undersökningar i andra skedet (tabell 1). Alternativt kan tilläggsproverna från omgivningen kring provtagningsställena tas vid en separat provtagning. Provtagningsställena ska helst väljas så att provtagningsnätet blir jämnt fördelat över hela området som undersöks. Detta åskådliggörs i bild 4. Placeringen kan också göras exempelvis med triangulering (Vahanne och Vestola 2007). Man har strävat efter att åskådliggöra placeringen av provtagningsställen vid provtagning i första och andra skedet i exempel 1.

Det rekommenderas att 3–5 provtagningsställen väljs ut när arealen på området eller delområdet som undersöks är under 5 000 m² (tabell 1). Då arealen ökar rekommenderas att provtagningsställen läggs till enligt tabell 1. Om området eller delområdet som undersöks har en areal på över 25 000 m², bildas exempelvis fyra delområden på 25 000 m² (totalt 100 000 m²). Kring varje provtagningsställe kan man göra 2–5 ytterligare upptagningar, dvs. ta tilläggsprover, för preciserade undersökningar (bild 4).

Tabell 1. Rekommendationer enligt arealen vid undersökningar av s.k. krävande objekt för a) antalet provtagningsställen (enskilda prover) i första skedet på hela området som undersöks och b) antalet delprov som ingår i andra skedets samlingsprov (preciserad provtagning) på enskilda delområden.

Områdets (1. skedet) eller delområdets (2. skedet) areal (1000 m ²)	minimiantal provtagningsställen (1. skedet)	antal delprov i samlingsprovet (2. skedet)
<5	3-5	8-10
5-10	6-8	10
10-15	8-12	12
15-25	12-20	15

Exempel 1. Provtagning i två skeden i s.k. krävande objekt. I exemplet beaktas inte lodningsuppgifter på basis av vilka en del av området som undersöks eventuellt skulle kunna lämnas utanför provtagningen (t.ex. hårda botten)

- Provtagningsställena i första skedet (1–10) är jämt placerade på området som skall muddras (bild 3), vars totala areal är cirka 12000 m².
- I första skedet tas enskilda prover för varje skikt (0–10 cm, 10–30 cm, 30–60 cm osv. ner till muddringsdjupet)
- På basis av analysresultaten delas området som skall muddras in i delområden (A–C) enligt en preliminär klassificering av muddermassan.
 - Delområde A: halterna av skadliga ämnen i proverna 1, 3, 5, 6 och 7 varierar enligt ämne mellan I och IC, vilket förutsätter preciserade undersökningar, dvs. analys i andra skedet (med undantag av halter av skadliga ämnen på nivå I eller IA)
 - Delområde B: halterna av vissa skadliga ämnen i proverna 2 och 4 överskrider kvalitetskriterium 2, vilket förutsätter ytterligare analys i andra skedet (med undantag av halter av skadliga ämnen på nivå I och IA).
 - Delområde C: halterna av skadliga ämnen i proverna 8, 9 och 10 (delområde C) uppgår till högst nivå IA, varvid analyser i andra skedet inte behöver göras.
- I omgivningen kring varje provtagningsställe har i samband med provtagningen dessutom tagits 3–5 tilläggsprover i lager för eventuella senare undersökningar i det andra (preciserande) skedet. Dessa prover från plats 2 och 4 har märkts ut med mindre cirklar i bild 2. Alternativt skulle de tilläggsprov som behövs för andra skedets samlingsprov kunna tas endast från delområdena A och B efter att resultaten från provtagningen i första skedet är klara.
- I det andra, dvs. preciserande skedet sammanställs samlingsprov för de olika skikten (0–10 cm, 10–30 cm, 30–60 cm osv. ner till muddringsdjupet) för delområdena A och B, där preciserade undersökningar förutsattes. Här kan både prover som analyserats i första skedet och lagrade tilläggsprover utnyttjas. Om tilläggsprover inte har lagrats, tas de i detta skede i delområdena A och B.
 - För delområde A förenas proverna 1, 3, 5, 6 och 7 samt tilläggsproverna som tagits i närheten av dem för respektive skikt (0–10 cm, 10–30 cm, 30–60 cm etc.). Delområdets areal är cirka 6 000 m², varvid det behövs minst 10 delprover för samlingsproven (A_{0-10} , A_{10-30} ja A_{30-60}) (tabell 1). Detta uppnås genom att kombinera 5 egentliga prov och minst 5 tilläggsprov.
 - För delområde B (areal cirka 2 400 m²) förenas proverna 2, 4 och minst 6 tilläggsprov för respektive skikt, varvid tre samlingsprov bildas enligt ovan..
 - För att garantera ett samlingsprovs representabilitet bör det bestå av minst 8–15 delprov (enligt arealen för delområdet som undersöks, se tabell 1). Exempelvis är arealen för delområde B cirka 2 400 m², varvid samlingsprovet bör innehålla minst 8–10 delprov.
- Utöver analysen av samlingsprov A och B kan det också vara motiverat att ta tilläggsprov i områden mellan provtagningsställena 1 och 2, 3 och 4 samt 4 och 6 och/eller göra separata analyser av de tilläggsprov som tagits mellan provtagningsställena 1 och 2 för att mer specifikt begränsa delområde B, som innehåller höga halter av skadliga ämnen.

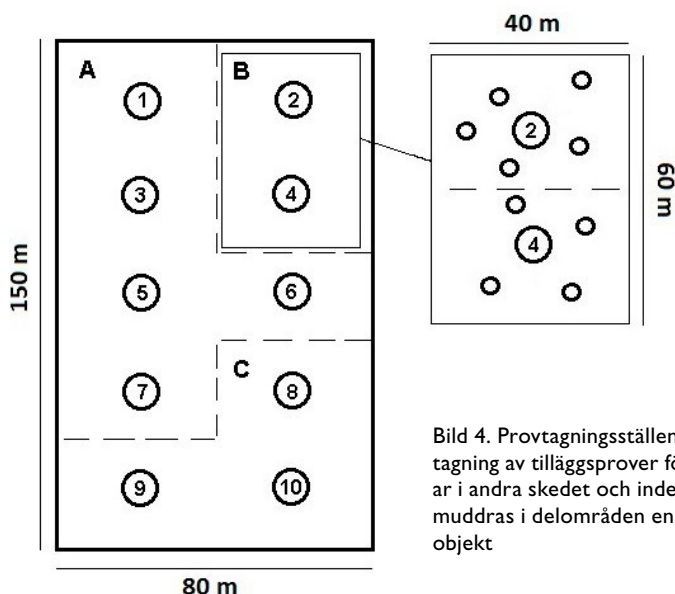


Bild 4. Provtagningsställens placering (första skedet), tagning av tilläggsprover för preciserade undersökningar i andra skedet och indelning av området som skall muddras i delområden enligt exempel I i krävande objekt

6.2.6

Provtagning i mindre krävande objekt

Provtagning i mindre krävande objekt planeras från fall till fall utgående från uppgifter om tidigare verksamhet, förhållanden och informationsbehov. Nedan används två typfallsexempel som anvisningar för mindre krävande objekt.

Typfallsexempel 1: Objektet är beläget inom influensområdet för betydande punktbelastning av skadliga ämnen och/eller utsläppskällor. Med detta avses exempelvis belastade områden, där vattenkvaliteten och halterna av skadliga ämnen i sedimentet påverkas av utsläpp från industrin, avloppsvatten, trafiken etc. Tidigare omfattande utredningar har gjorts i objektet (t.ex. underhållsmuddrade objekt). Objektet definieras som välkänt riskobjekt. I detta fall presenteras följande uppgifter med motiveringar som grund för provtagningsplanen:

- uppgifter om tidigare verksamhet och läge, där betydande källor för punktbelastning av skadliga ämnen eller andra betydande källor som påverkar objektet ingår
- situationen före och efter föregående muddring
- en uppfattning som baseras på tidigare undersökningar och utredningar om sedimentens och de skadliga ämnernas kvalitet samt variationen av dem i olika delar av området
- sedimentationsförhållandena el. motsv. faktorer i områdets olika delar
- uppdelning av området i betydelsefulla delområden med tanke på lämpligheten för deponering som motiveras med tidigare undersökningar; utseende av belastade och mindre belastade områden.

Målet med provtagningsplanen som utarbetas på basis av dessa uppgifter är att komplettera den befintliga kunskapsbasen om sedimentens kvalitet och egenskaper (inkl. halter av skadliga ämnen) på området som skall muddras och i olika delar av det. Målet med fallstudierna (lodningar, provtagning) är att få en uppfattning om den rådande situationen på området som skall muddras och/eller i dess delområden.

På basis av den befintliga informationen riktas undersökningarna av sediment på områden där betydande mängder ämnen sedimenteras. Däremot kan områden där tidigare undersökningar och eventuella ytterligare lodningar inte påvisat betydande sedimentation vanligtvis lämnas bort vid utarbetandet av en provtagningsplan. Prov från de delområden som undersöks tas enligt rekommendationerna i tabell 2.

Typfallsexempel 2: Det finns inga kända punktbelastningskällor i närheten av området eller delområdet som skall muddras. Objektet eller delområdet är beläget exempelvis så att diffus belastning och nedfall från luften påverkar vattnets och sedimentens kvalitet med tanke på skadliga ämnen. Fallet är således inte ett riskobjekt. I detta fall presenteras följande uppgifter med motiveringar som grund för provtagningsplanen:

- en uppfattning som baseras på tidigare undersökningar och utredningar om sedimentens och de skadliga ämnens kvalitet och deras variation i området och i olika delar av det
- kvaliteten och karaktären av eventuell belastning som inte härstammar från punktmässiga utsläppskällor och placeringen av de närmaste betydande källorna för punktbelastning i förhållande till området som skall muddras samt en bedömning av hur dessa punktmässiga objekt påverkar området som skall muddras
- sedimentationsförhållandena i olika delar av området

Provtagningen riktas till delområden med betydande sedimentation. Områden där betydande sedimentation inte förekommer kan vanligtvis lämnas bort vid utarbetandet av en provtagningsplan. Ett enskilt delområde, som eventuellt har en vidsträckt areal, består av ett område med liknande belastnings- och sedimentationsförhållanden. Exempelvis bildar den del av en farled som skall muddras och som inte är belägen i influensområdet för betydande källor för punktbelastning ett enhetligt, eventuellt vidsträckt område med tanke på belastningsförhållandena.

Samlingsprover som består av minst 10 delprov tas enligt tabell 2 i delområden som har bildats på basis av uppgifter om belastnings- och sedimentationsförhållanden. Delprov skall tas från separata punkter i olika delar av området som undersöks (jmf. bild 4). Om ett sådant delområde har en areal på över 100 000 m², bildas exempelvis två delområden på 75 000 m² (totalt 150 000 m²) eller tre delområden på 100 000 m² (totalt 300 000 m²), varvid antalet delprov i samlingsprovet förblir måttligt (20 st.).

Tabell 2. Rekommendationer för antalet provtagningsställen för undersökningar av mindre krävande objekt

Områdets eller delområdets areal (1000 m ²)	Antal provtagningsställen	Antal delprov i samlingsprovet
<10	10	10
10-50	15	15
50-100	20	20

6.3

Bedömning av muddringsmassans fysikaliska och kemiska kvaliteter

Bedömningen av muddermassornas kvalitet och duglighet för deponering förutsätter en utredning av de fysikalisk-kemiska egenskaperna. När detta har gjorts, blir det möjligt att förutse hur massan kommer att uppföra sig vid muddring och deponering. Utöver halterna av skadliga ämnen påverkar erosionskänsligheten sedimentets duglighet för deponering. Ju mer erosionskänsligt sedimentet som skall deponeras är, desto mer benäget är det att transporteras från deponeringsplatsen och desto mer betydande fördelar kan uppnås med riskhanteringsåtgärder i olika skeden av muddringsprojektet.

Muddermassans erosionskänslighet beror på flera faktorer – partikelstorleksfördelning, förhållandet mellan finkornigt material och grova fraktioner, skrymdensitet, det organiska materialets mängd och kvalitet, lermineralogi, salthalt och pH – och deras komplicerade förhållanden till varandra. Dessa faktorer har också en väsentlig inverkan på hur skadliga ämnen beter sig. Muddermassans erosionskänslighet och skadliga ämnens beteende kan grovt uppskattas med följande grundparametrar. Avsikten med uppskattningen är att identifiera särskilt erosionskänsliga massor.

Parikelstorleksfördelning, dvs. viktprocenten för grus/sand/silt/lera. Det finkorniga materialet håller kvar skadliga ämnen och förbättrar väsentligt sedimentets kohesion, dvs. förmåga att hålla ihop upp till en lerhalt på 30–50 % (Grabowski m.fl. 2011). Å andra sidan är finkornigt material mer benäget att spridas ut med vattenströmningar. Parikelstorleksfördelningen bestäms på följande sätt: de grova beståndsdelarna genom siktning och finmaterialet med sedigraf eller genom sedimentering (automatpipett eller areometer).

Andel organiskt material (glödförlust). Organiskt material binder skadliga ämnen och förbättrar sedimentets kohesion. Å andra sidan minskar mängden organiskt material sedimentets densitet, varvid sediment med höga halter av organiskt material kan bli mer erosionskänsligt (över 12–14 %; Grabowski m.fl. 2011). Andelen organiskt material anges som den totala mängden organiskt kol eller som glödförlust. Med glödförlust avses det organiska material som avgår vid förbränning (550°C, 2–2 ½ timmar). Den beräknas genom att subtrahera glödresten, dvs. mängden aska, från den ursprungliga torrs substansen.

För att massans egenskaper vid deponering skall kunna bedömas bör också vattenhalten (%) och skrymdensiteten (våtdensiteten) bestämmas. När vattenhalten ökar och skrymdensitet minskar ökar sedimentets erosionskänslighet. För att bedöma erosionskänsligheten för

massan som skall deponeras kan även skjuvhållfastheten fastställas ur störda prover. Enligt denna anvisning definieras material som skall muddras som erosionskänsligt när skrymdensitet är under 1 300 kg/m³. Massans erosionskänslighet kan anses motsvara en haltnivå vid bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras (se exempel 3, kapitel 6.6).

Halterna av skadliga ämnen bör fastställas enligt vad som anges i kapitel 6.4. Resultaten anges i normaliserad form. Anvisningar för normalisering finns i bilaga 3. Bestämningen ska helst göras i ett laboratorium med tillgång till ackrediterade metoder med tillräcklig precision för analys av ämnena i fråga. Uppmärksamhet bör också fästas vid laboratoriets framgång i interkalibreringar. Till resultaten måste fogas en redogörelse för hur proverna preparerats, hur de analyserats och andra omständigheter som kan ha påverkat laboratoriearbetet. Metallhalterna bestäms genom extrahering med salpetersyra. Analyserna görs för material som underskrider ett 2 mm:s säll och resultaten anges enligt torrsubstans. För bestämning av totala halter av metaller kan extrahering med fluorvätesyra eller t.ex. röntgendiffraktometer användas. Rekommendationerna om syror som ska användas (salpetersyra, fluorvätesyra för totala halter) baseras på HELCOMs anvisning (HELCOM 2015A).

6.4

Beaktande av skadliga ämnen vid bedömning av muddermassans lämplighet för deponering

Skadliga ämnen bör beaktas vid bedömningen av huruvida muddermassor kan deponeras. Som stöd för bedömningen har nivåerna 1, 1A, 1B, 1C och 2 för halterna av skadliga ämnen i sediment fastställts (tabell 3 och bild 5). Bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras jämförs med deponeringsplatsens lämplighet. Nivåerna av halter har fastställts så att de är oberoende av mängden muddermassa. Ställning till frågan om hur mycket muddermassa med en viss duglighet för deponering kan placeras på en viss deponeringsplats tas i samband med tillståndsprövning i anslutning till deponeringsplatsen (7.2). Halterna av och mängden skadliga ämnen i massor som deponerats bör dock användas som utgångspunkt för planeringen av uppföljning. Om en stor mängd muddermassa med halter av vissa skadliga ämnen (nivå 1B eller 1C) placeras på en deponeringsplats är det motiverat att beakta detta vid fastställandet av uppföljningsskyldigheter (7.3.3).

Motiveringarna till halterna av skadliga ämnen per ämne och ämnesgrupp finns i bilaga 2. I bilaga 2 förklaras också varför nivåerna 1B och 1C saknas för en del ämnen. Normaliserings-tabeller för metaller och halvmetaller finns i bilaga 3.

Tabell 3. Vägledande haltnivåer 1, IA, IB, IC och 2 som används vid riktandet av provtagning och bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras. Alla halter är normaliserade.

Ämne	Haltnivå ¹				
	I	IA	IB	IC	2
Metallit ja puolimetallit	mg/kg torrsubstans				
*kvicksilver (Hg)	<0,1	0,1-0,6	0,6-0,8	0,8-1	>1
*kadmium (Cd)	<0,5	0,5-2,5			>2,5
*krom (Cr)	<65	65-270			>270
*koppars (Cu)	<35	35-50	50-70	70-90	>90
*bly (Pb)	<40	40-80	80-100	100-200	>200
*nickel (Ni)	<45	45-50	50-60		>60
*zink (Zn)	<170	170-360	360-500		>500
*arsen (As)	<15	15-50	50-70		>70
PAH-föreningar	µg/kg torrsubstans				
naftalen	<20	20-250	250-2500		>2500
*antracen	<20	20-500			>500
*fenantren	<20	20-500	500-5000		>5000
*fluoranten	<20	20-200	200-2000		>2000
*benso(a)antracen	<20	20-100	100-1000		>1000
*chrysen	<20	20-300	300-3000		>3000
*pyren	<20	20-280	280-2800		>2800
benso(k)fluoranten	<20	20-250	250-2500		>2500
*benso(a)pyren	<20	20-450	450-4500		>4500
*benso(ghi)perylene	<20	20-100	100-1000		>1000
*indeno(123-cd)pyren	<20	20-100	100-1000		>1000
oljekolväten C10-C40	mg/kg torrsubstans				
	<100	100-300	300-1500		>1500
PCB-föreningar (IUPAC-numren)	µg/kg torrsubstans				
*28	<2	2-4	4-10	10-30	>30
*52	<2	2-4	4-10	10-30	>30
*101	<2	2-4	4-10	10-30	>30
*118	<2	2-4	4-10	10-30	>30
*138	<2	2-4	4-10	10-30	>30
*153	<2	2-4	4-10	10-30	>30
*180	<2	2-4	4-10	10-30	>30
Organiska tennföreningar	µg/kg torrsubstans				
Tributyltenn	<5	5-30	30-100	100-150	>150
Trifenyltenn	<2	2-10	10-20	20-30	>30
Dioxiner och furaner (PCDD ja PCDF)	ng WHO-TEQ/kg torrsubstans				
	<5	5-10	10-30	30-60	>60

* ämnen enligt HELCOM-anvisningen (2015A)

¹ en halt på gränsen mellan två nivåer anses höra till den klass som motsvarar den lägre nivån, dvs. en zinkhalt på 360 mg/kg tillhör klass IA

Då nivåerna för halter fastställts har man strävat efter att beakta de tillförlitliga detektionsgränserna för olika ämnen som allmänt kan uppnås så att nivå 1 är minst det dubbla jämfört med detektionsgränsen (bild 5). Exempelvis har detektionsgränsen som kan uppnås för oljekolväten C10–C40 bedömts som 50 mg/kg och nivå 1 motsvarar därmed en halt på 100 mg/kg.

Om halten av det skadliga ämnet underskrider detektionsgränsen normaliseras inte resultatet och tas heller inte i beaktande vid riskbedömningen. Däremot kan man ange att resultatet är under detektionsgränsen och samtidigt kan även detektionsgränsen för den analytiska metod som använts anges.

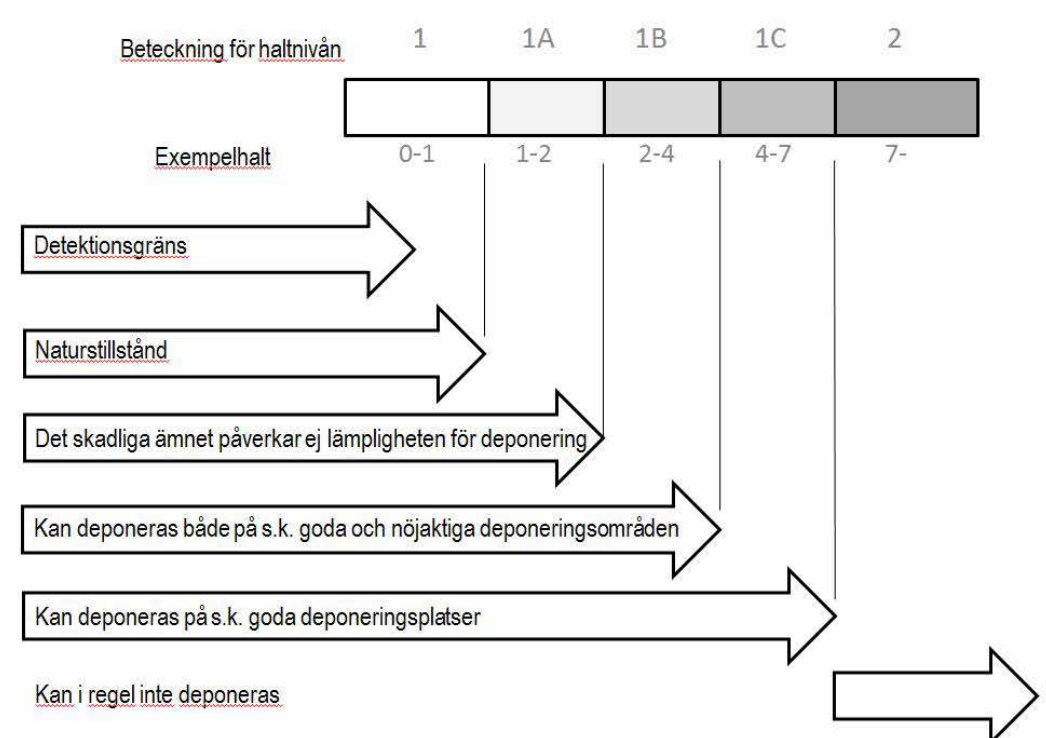


Bild 5. Betydelsen av de vägledande nivåerna av halterna av skadliga ämnen vid bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras

Beaktande av bakgrundshalter

Syftet med regleringen av muddring och deponering samt denna anvisning är att minska miljökonsekvenserna och förhindra försämringen av miljöns tillstånd till följd av muddring och deponering. På vissa områden har halterna av skadliga ämnen stigit inom ett stort område till följd av mänsklig verksamhet. De lokala halterna av exempelvis kadmium och kvicksilver (HELCOM 2010) eller dioxiner och furaner (Verta m.fl. 2007) kan variera betydligt mellan olika områden. Därför kan inte samma bakgrundsnivå anges för alla områden.

S.k. regionala bakgrundshalter som förekommer i stora områden kan beaktas i tillståndsbeslutet som rör deponering av muddermassor enligt prövning av myndigheten från fall till fall. Då får avståndet mellan området som muddras och deponeringsplatsen vara högst 25 km. Prövning förutsätter att tillförlitliga uppgifter om halterna av skadliga ämnen på deponeringsplatsen och inom dess influensområde lämnas in hos myndigheten. Om det klart kan påvisas att den regionala bakgrundshalten är betydligt högre än nivå 1 i tabell 3, kan högst 50 % av denna regionala bakgrundsnivå föreslås läggas till det numeriska värdet i tabell 3 då lämpligheten att deponera muddermassan på deponeringsplatsen i fråga bedöms. Dessutom förutsätter avvikelser från nivåerna av halter i tabell 3 att riskerna och riskhanteringsbehovet bedöms från fall till fall. Avvikelser från värdena i tabell 3 får inte leda till en betydlig ökning av halterna inom deponeringsplatsens influensområde.

Exempel 2. 15 prover har tagits från deponeringsplatsen och dess influensområde och dessa har sammanställts till tre samlingsprover (0–10 cm, 10–30 cm och 30–60 cm). Kadmiumhalten är på samma nivå ($1,4 \pm 0,3$ mg/kg) i alla skikt. Sedimentets regionala bakgrundshalt uppskattas till 1,4 mg/kg, varav 0,7 mg kadmium per kilogram kan läggas till de halter som anges i tabell 3 (1, IA, IB, IC och 2). Ur samma samlingsprover har även halterna för dioxiner och furaner fastställts till 22 ng/kg, 37 ng/kg och 2 ng/kg från det högsta skiktet neråt. Den regionala bakgrundshalten definieras utgående från ytskiktet, varvid 11 ng/kg kan läggas till de halter som anges i tabell 3.

Analys av resultaten

Uppgifter som samlats in om kvaliteten, egenskaperna och halterna av skadliga ämnen hos sediment som skall muddras används i avsikt att 1) bedöma och hantera risker under muddringsarbetets gång, 2) bedöma muddermassans riskpotential och duglighet för deponering och 3) bedöma behovet och planeringen av riskhanteringsåtgärder på deponeringsområdet samt 4) planera uppföljningen på deponeringsområdet.

Det skadliga ämnen som på basis av undersökningarna placerats i den högsta skadlighetsklassen anger den totala klassen för deponering av sedimentmassan (se exempel 3). Erosionskänsligheten ökar muddermassans riskpotential i synnerhet då massan innehåller betydande halter av skadliga ämnen. Vid bedömningen av huruvida erosionskänslig (skrymdensitet $\leq 1\ 300\ \text{kg}/\text{m}^3$) muddermassa kan deponeras bedöms typen, antalet och haltnivåerna av skadliga ämnen som muddermassan innehåller betydande halter av (halter som överskrider nivå 1A) från fall till fall (se exempel 3).

Esimerkki 3: Halterna av koppar och bly, tre PAH-föreningar samt en PCB-förening i ett samlingsprov från ett delområde är på nivå IB. Halterna av övriga skadliga ämnen är högst på nivå IA. Om massan inte är särskilt erosionskänslig (skrymdensitet över $1\ 300\ \text{kg}/\text{m}^3$), motsvarar lämpligheten att deponera massan haltnivå IB. Om massans skrymdensitet är exempelvis cirka $1\ 250\ \text{kg}/\text{m}^3$ anses den vara erosionskänslig och förutsätter därför bedömning från fall till fall. Eftersom massan innehåller flera skadliga ämnen vars halter motsvarar nivå IB anses lämpligheten för muddring motsvara nivå IC. Muddermassan i fråga får utan att riskhanteringsåtgärder vidtas deponeras endast på goda deponeringsplatser.

Bedömningen av huruvida sedimentet kan deponeras görs i 30 cm tjocka skikt (dvs. 0–30 cm, 30–60 cm osv.). Skiktets tjocklek har valts för att motsvara det tunnaste möjliga skiktet som kan muddras. Vid bedömningen framhävs granskningen av den totala massan skadliga ämnen. Halterna av skadliga ämnen i det ytligaste skiktet på 30 cm beräknas på basis av resultaten från mätningar från varje skikt (formel 1) och dessa halter jämförs med halterna av skadliga ämnen (tabell 3).

$$C_{0-30} = 1/3 \times C_{0-10} + 2/3 \times C_{10-30} \quad (1)$$

Värdena av skadliga ämnen som mätts från ytskiktet (0–10 cm) tillsammans med sedimentets uppskattade erosionskänslighet används i synnerhet för bedömning av miljökonsekvenserna och behovet av begränsande åtgärder medan muddring pågår (kapitel 5.2).

Analyserna av resultaten försvåras ibland av den s.k. partikeleffekten i synnerhet gällande tributyltenn (TBT). Om en målfärgspartikel som innehåller rikligt med TBT hamnar i ett prov som analyseras i laboratorium blir TBT-halten mycket hög. Då är det typiskt att provets kopparhalt också är hög. Den angivna halten representerar dock inte TBT-halten i hela sedimentmaterialet, utan halten i målfärgspartikeln som hamnat i sedimentet. Partikeleffektens

sannolikhet och betydelse kan också bedömas genom att jämföra halten med TBT-halterna i omgivande prover eller den allmänna nivån i området som undersöks. Bedömningen av hurvida muddermassan kan deponeras bör baseras i första hand på en granskning av halterna av skadliga ämnen som är bundna till sedimentmaterialet. Eventuella uppföranden i miljön och miljöeffekter av skadliga ämnen i sediment som muddras vars bedömning av riskpotential försvåras av partikeleffekten kan bedömas också med exempelvis löslighetstest.

Exempel 4: 10 prover har tagits från området som undersöks, varav två har en TBT-halt som motsvarar nivå I, fem ligger på nivå IA, två på nivå IC och ett över nivå 2. De tre proverna med högre TBT-nivåer bildar inte ett enhetligt område, utan finns sporadiskt på området. Det antas att de högre nivåerna härstammar från målfärgspartiklar. Klassen för deponering av sedimentet med målfärgspartiklar fastställs som IA vad gäller TBT, vilket också motsvarar medianhalten för alla 10 prover.

6.7

Användning av biotest vid bedömningen av muddermassans lämplighet för deponering

Med biotest (ekotoxikologiska test) avses prov som görs i laboratorium som används för att mäta sedimentets akuta, sub-akuta eller kroniska skadliga effekter på testorganismer. Sådana tester möjliggör undersökning av sammanlagda konsekvenser, dvs. hur flera skadliga ämnen påverkar samtidigt.

De största problemen med rutinanvändning av biotest hänför sig till tolkning av resultaten och mångfalden av test som behövs. Organismerna reagerar olika på olika skadliga ämnen, det finns flera kända påverkansmekanismer och därför skulle man bli tvungen att använda ett testbatteri som består av flera olika test vid exempelvis bedömningen av hurvida muddermassan kan deponeras. Tolkningen av resultaten i situationer där testresultaten för samma prov varierar och delvis står i konflikt med varandra skulle förutsätta detaljerade anvisningar och betydande kompetens hos olika parter. För tillfället kan toxicitetstest göras och tolkas från fall till fall och resultaten kan utnyttjas som stöd för informationen från de kemiska analyserna. I så fall bör både de kemiska och biologiska analyserna göras ur samma prov. Prover som används vid biotester får inte frysas och de kan förvaras högst 2 veckor i kylskåp.

Utveckling och testning av ett testbatteri som lämpar sig för bedömningen av hurvida muddermassor kan deponeras och deras sammanlagda konsekvenser är förutsättningar för att utarbeta anvisningar för biotest i Finland.

Riskbedömning av orörliga sediment

Nivåerna av halter för bedömning av huruvida sediment kan deponeras lämpar sig inte som sådana för bedömning av underhållsbehovet av orörliga sediment. I samband med muddring och deponering störs sedimentmaterialet, varvid dess egenskaper kan ändras betydligt, den biologiska tillgängligheten hos skadliga ämnen som är bundna till sedimentet ökar och skadliga ämnen övergår i vattenfas. Störning av sediment på muddringsplatsen och deponering av den muddrade massan medför att fast material och skadliga ämnen sprids i miljön.

Riskpotentialen som orsakas av orörliga skadliga ämnen och särskilt sådana som finns under det aktiva ytskiktet är alltså i regel betydligt lägre än för muddermassa. Således är utgångspunkterna för bedömningen av miljöriskerna som orsakas av orörliga sediment väsentligt annorlunda och målen med riskbedömningen är följande:

- jämföra miljökonsekvenserna för att lämna sedimenten där de är med miljökonsekvenserna för muddring, transport och behandling.
- bedöma hur de skadliga ämnena faktiskt uppför sig i miljön och deras miljökonsekvenser i sediment som innehåller skadliga ämnen utgående från så realistiska och objekt-specifika uppgifter som möjligt. Detta innebär bl.a. bedömning av i vilken mån objektets skadliga ämnen fortfarande orsakar ständig exponering i objektet.
- utreda vilka de eventuella riskhanteringsbehoven och -åtgärderna är på området eller i delar av det och den uppskattade genomförbarheten av dessa åtgärder.

7 Miljökonsekvenser av deponering och hur de kan hanteras

I detta kapitel presenteras verktyg för bedömning av deponeringsplatsens egenskaper, influensområde och lämplighet. Målet är att deponeringsverksamheten på basis av utredningar som gjorts med hjälp av dessa verktyg och med beaktande av alternativen inom området placeras på en plats där miljökonsekvenserna av deponering blir så små som möjligt. Det andra målet är att samtidigt fastställa hur mycket massor med vilka egenskaper för deponering kan deponeras i området och vilka riskhanteringsåtgärder deponeringen eventuellt förutsätter.

7.1

Miljökonsekvenser av deponering

Deponering av muddermassor i vatten påverkar deponeringsområdets växtlighet, bottenorganismer, fiskar och ovan nämnda organismgruppers fortplantning och förekomst samt vattenkvaliteten och -strömmar. Konsekvenserna motsvarar konsekvenserna för muddringsområden, men är eventuellt mer omfattande och permanenta till sin natur. Således är det skäl att fästa särskild uppmärksamhet vid valet av deponeringsplats samt vid miljökonsekvenser och behovet att begränsa dem under den tid verksamheten på deponin pågår.

Grumlighet som orsakas av deponering riktas enligt flera inhemska undersökningar och utredningar i huvudsak till vattenområdets bottenskikt. Spridningen av fast material i samband med större deponeringar är kortvarig. Verkningsområdet beror på deponeringens storlek, egenskaperna hos deponeringsplatsen och massan som skall deponeras samt rådande vind- och strömningsförhållanden. Skalan för fast material som eventuell sprids med vattnet från deponeringsområdet under en lång tidsperiod nära botten omfattar hundratals meter, till och med kilometer beroende på ovan nämnda faktorer. Sedimentet resuspenderas och sprids även naturligt. Detta bör beaktas vid riskbedömningen i anslutning till deponering och val av deponeringsplats.

Bedömningen av deponeringsplatsens lämplighet

Allmänt

Deponeringsplatsens lämplighet baseras på områdets geologiska och biologiska egenskaper. Deponering skall i första hand ske på s.k. goda deponeringsplatser, där det deponerade materialet hålls på plats (dvs. låg erosionsrisk) och där det inte finns särskilt värdefulla objekt (s.k. känsliga objekt, förteckning nedan). Om ovan nämnda deponeringsplatser saknas kan deponering utföras på s.k. nöjaktiga områden där en mindre spridning är möjlig, men där det inte finns känsliga områden (kapitel 7.2.3). Riskhanteringsåtgärderna, dvs. möjligheterna att göra skadorna mindre, bör avvägas i synnerhet när det primära målet (god deponeringsplats) inte kan uppfyllas och när det förutsätts på grund av muddermassans kvalitet (kapitel 6.6).

Muddermassor får inte deponeras på s.k. erosionsområden, dvs. platser där en betydande spridning är sannolik. Begränsningen gäller inte sprängsten eller andra grova friktionsjordarter som inte sprids. Förekomsten av s.k. känsliga objekt bör även utredas när deponering av ovan nämnda substanser planeras.

När deponeringsplatser väljs är målet att finna en eller flera goda deponeringsplatser. Om sådana trots allt inte hittas eller deponeringen föreslås utföras på en nöjaktig deponeringsplats, bör åtgärderna som gjorts för att finna goda deponeringsplatser samt motiveringar och material på basis av vilka sådana inte har hittats för vidare utredning beskrivas och lämnas in hos tillståndsmyndigheten. Om det har förutsatts att ett MBK-förfarande genomförs på deponeringsplatsen är det naturligt att beskriva granskningen av ovan nämnda alternativ som en del av MBK-processen.

Om det förekommer känsliga objekt inom influensområdet för den planerade deponeringsplatsen, bör deras betydelse samt deponeringens inverkningsområden bedömas. I denna granskning beaktas karaktären och egenskaperna för känsliga objekt, den eventuella skadliga effektens karaktär och sannolikhet samt objektets läge i förhållande till deponeringsområdet (inom närliggande verkningsområde eller i en mer avlägsen del av verkningsområdet). Effekterna är i huvudsak mer kontinuerliga och betydelsefulla inom verkningsområdet närmast deponeringsplatsen.

Känsliga objekt som identifieras inom en planerad deponeringsplats och dess uppskattade influensområde

- Natura 2000- och naturskyddsområden och områden som är betydelsefulla för undervattennaturens mångfald
- områden där det finns utrotningshotade naturtyper/arter
- kända och betydelsefulla lek- och uppväxtområden för fiskar
- kända vandringsleder för fiskar och vattendäggdjur
- fågelbeståndets viktigaste häcknings-, rast- och födosöksområden

- natursköna eller kulturhistoriskt värdefulla områden
- områden med särskild vetenskaplig eller biologisk betydelse
- områden för yrkesfiske
- allmänna badstränder
- områden som används för tagande av hushållsvatten

7.2.2

Utredning av deponeringsplatsens egenskaper

Klassificeringen av en deponeringsplats baserar sig på en utredning av platsens egenskaper (bottnens typ, sedimentens kvalitet, topografi och bärkraft, strömningsriktningar och strömningarnas styrka samt vattendjupet). På basis av dessa uppgifter bör man bedöma och vid behov modellera deponeringens realistiska (inte över- eller underskatta riskerna) verkningsområde medan arbetet pågår och det permanenta verkningsområdet. Om det i det förvärvade materialet om exempelvis rådande strömningshastigheter ingår betydande osäkerhet (dvs. mätningar har gjorts endast under en kort period och/eller vid en tidpunkt då hårda vindar från olika håll inte förekommer) bör denna osäkerhet beskrivas och beaktas vid definitionen av verkningsområdets omfattning.

Riktgivande vattendjupmaterial finns på sjökort och mer detaljerade uppgifter om djup fås hos Trafikverket. Kartmaterial över havsbotten fås hos Geologiska forskningscentralen. Bottentypen på området som undersöks ska helst utredas med sedimentprover.

Utredningen av havsbottnens topografi och djupförhållanden förutsätter olika typer av lodningar. Utöver lodningar fås ytterligare information om bottentyp och sedimentationsförhållanden genom mätning av strömningshastigheter. Strömningshastigheterna och deras variation kan utredas kontinuerligt. Mätningens resultatens osäkerhet beror på granskningsperiodens längd och väderförhållanden samt deras variationer under granskningsperioden. Anskaffningskostnaderna för uppgifter om ytterligare kartläggning kan påverkas betydligt genom att det nödvändiga planerings- och samarbetet inleds i ett tillräckligt tidigt skede.

Fastställandet av halterna av skadliga ämnen i sedimenten på deponeringsplatsen och inom dess influensområde är nödvändigt för att följa upp deponeringsverksamhetens eventuella effekter (kapitel 7.3.3). Tillförlitliga och representativa uppgifter om halterna av skadliga ämnen behövs också om man vill fastställa en regional bakgrundshalt för ett visst skadligt ämne (kapitel 6.5).

7.2.3

Övriga faktorer som bör beaktas vid bedömningen av deponeringsplatsens lämplighet

Bedömningen av deponeringsplatsens lämplighet och valet av deponeringsplats påverkas betydligt även av följande faktorer:

- Bottnens bärförmåga

- Slutna militära områden. Försvarsmakten meddelar om den inte godkänner den förslagna deponeringsplatsen.
- Teknisk användning av havsbotten, såsom olika rör- och kabellinjer
- Befintliga och eventuella planerade farleder och deras verkningsområde
- Deponeringsplatsens storlek och bruksålder

Botten längs den finska kusten är oftast småskaliga och omfattande sedimentationsområden finns i huvudsak långt från kusten. Det kan vara svårt att hitta stora områden som uppfyller kriterierna för en god deponeringsplats. Å andra sidan riktas effekterna från nygrundade små, kortvariga eller projektspecifika deponeringsplatser också på flera ställen inklusive verkningsområden. Före valet av deponeringsplats görs ofta en jämförelse av deponialternativen och kombinationer av dem. Det rekommenderas att alternativen för ett stort samt för två eller flera deponeringsområden jämförs vid denna granskning. Valet av deponialternativ som utreds skall göras grundligt, så att en så optimal deponeringslösning som möjligt med tanke på miljön och ekonomiska effekter kan finnas. När valet görs måste olika typer av miljökonsekvenser jämföras med varandra eftersom eventuella utsatta objekt är olika i olika platser och exempelvis verkningsområdenas omfattningen och transportavstånden varierar.

Med deponeringsplatsens storlek avses förutom arealen även mängden muddermassa (volymer i kubik) som kan deponeras under användningstiden. Utöver definitionen av deponeringsplatsens lämplighet (god eller nöjaktig deponeringsplats) bör man vid tillståndsprövningen fastställa hur mycket muddermassa som kan deponeras på en viss deponeringsplats under dess livscykel och vilka riskhanteringsåtgärder som eventuellt förutsätts (i synnerhet nöjaktiga deponeringsplatser).

7.2.4

Egenskaper hos goda och nöjaktiga deponeringsplatser

På en GOD DEPONERINGSPLATS är risken för spridning av den deponerade massan låg. Goda deponeringsplatser kan beskrivas i ljuset av följande kriterier:

Bottens typ: sedimentationsbotten. De egentliga sedimentationsområdena inom Finlands territorialvatten är belägna långt från kusten. I närheten av kusten kan det förekomma mindre områden med sedimentationsbotten.

Topografi och bottenens lutningsriktning: området är beläget på en djupare nivå än omgivningen så att åsarna som omsluter den eller motsvarande bottenformer skyddar området i mitten och begränsar resuspensionen (dvs. blandningen av det sedimenterade fasta materialet på nytt med vattenpelaren ovanför) av massan som deponeras och resuspensionens spridning. Bottens lutningsriktning i förhållande till området omkring ska vara sådan att inte betydande mängder deponerad massa sprids på grund av sluttningsprocesser i fördjupad lutningsriktning ut från deponeringsområdet.

Vattendjup: På skyddade områden med långsamma bottenströmmar är minimidjupet för en god deponeringsplats cirka 10 m (den naturliga kondenseringen och hopsjunkningen av sedimentet kan beaktas). Sänkor kan också vara belägna på (tidvisa) strömningsrutter, så endast vattendjupet är inte ett tillräckligt kriterium för en god deponeringsplats.

Strömningsriktningar och -hastigheter: Resuspenderat sedimentmaterial och deponerat sediment som utsätts för vågkraft sprids närmast enligt huvudströmningsriktningarna nära botten och i fördjupad lutningsriktning. Strömningshastigheterna i närheten av botten är i regel mycket låga (<3 cm/s). Strömningshastigheterna och fördelningen av dem kan beskrivas med följande riktgivande, icke-bindande siffervärden: den genomsnittliga strömningshastigheten är under 5 cm/s och strömningshastigheten överskrider sällan 10 cm/s. Vid exceptionella väderleksförhållanden (storm) kan strömningshastigheterna vara betydligt starkare än 10 cm/s även i närheten av botten.

På en NÖJAKTIG DEPONERINGSPLATS är risken för spridning måttlig. Områdets botten typ är sedimentationsbotten eller sedimentations-transportbotten. Topografin, det skyddade läge, vattendjupet (minimi efter deponering 10 m, jmf. goda deponeringsplatser) och strömningsförhållandena och -hastigheterna är sådana att tidvis spridning i någon mån av deponerad massa är möjlig. Strömningshastigheterna nära botten är vanligtvis låga, men andelen mycket låga (<3 cm/s) strömningshastigheter framhävs inte tydligt. Strömningshastigheterna och fördelningen av dem kan beskrivas med följande riktgivande, icke-bindande värden: den genomsnittliga strömningshastigheten är under 8 cm/s och strömningshastigheten överskrider sällan 15 cm/s. Vid exceptionella väderleksförhållanden (storm) kan strömningshastigheterna vara betydligt starkare än 15 cm/s även i närheten av botten.

7.2.5

Deponering av muddermassor på goda och nöjaktiga deponeringsplatser

Muddermassor med halter av skadliga ämnen som uppgår högst till nivå 1C kan deponeras på s.k. goda deponeringsplatser (se även exempel 3).

Om halten av ett skadligt ämne uppgår till nivå 2 är det i huvudsak förbjudet att deponera muddermassan i fritt vatten. Muddermassan kan emellertid deponeras på en god deponeringsplats om det med skild granskning och riskbedömning kan påvisas att det ur miljösynpunkt är ett sämre alternativ att deponera massan på land i stället för i vatten. Granskningen bör innehålla en jämförelse av placeringsalternativen och deras miljökonsekvenser och kostnader samt påvisa den totala nyttan med tanke på miljön.

Muddermassor med halter av skadliga ämnen som uppgår högst till nivå 1B kan deponeras på s.k. nöjaktiga deponeringsplatser (se även exempel 3). Placering av muddermassa som innehåller halter av skadliga ämnen som uppgår till nivå 1C eller motsvarande nivå förutsätter en plan över riskhanteringsåtgärder som används för att minimera spridningen av massorna inom deponeringsplatsens influensområde.

Nivåerna av halter av skadliga ämnen som fastställts i tabell 3 beror inte på mängden massa som deponeras, dvs. hur stor mängd (kg) av ett visst skadligt ämne som placeras på deponeringsplatsen i samband med enskilda, även stora, muddrings- och deponeringsprojekt eller under deponeringsplatsens hela livscykel. **Miljörisker i anslutning till skadliga ämnen hanteras genom på basen av miljöskyddet definierade nivåer av halter och deponeringsbegränsningar till följd av dem samt å andra sidan genom ett omsorgsfullt val av deponeringsplats och eventuella separata riskhanteringsåtgärder**, vars centrala mål är att **säkerställa att massorna hålls på plats efter deponeringen**. På nöjaktiga deponeringsplatser följs striktare kriterier för halter av skadliga ämnen på grund av större risk för spridning.

Det ovan nämnda innebär att betydelsen av mängden massa och mängden skadliga ämnen som den innehåller inte behöver uppskattas i samband med varje enskilt muddrings- och deponeringsprojekt, om deponeringen sker på en permanent deponeringsplats i permanent bruk enligt de tillståndsvillkor som fastställts (halterna av skadliga ämnen och eventuella riskhanteringsåtgärder), vilket beskrivs mer detaljerat i detta kapitel och i kapitel 7.2.3. Enligt BEP-principen rekommenderas det trots allt att som en riskhanteringsåtgärd i mån av möjlighet deponera massor i sådan ordning att massor med högre halter av skadliga ämnen täcks med muddermassor med lägre halter även på goda deponeringsplatser.

7.2.6

Undantagsfall och bedömning av dem

Om goda och nöjaktiga deponeringsplatser saknas kan deponering av rena muddermassor och massor med halter av skadliga ämnen som uppgår till högst nivå 1A i undantagsfall på platser som inte uppfyller kriterierna för goda eller nöjaktiga deponeringsplatser ses som ett alternativ i anslutning till ett enskilt projekt. **Detta undantag gäller inte upprättandet av permanenta deponeringsplatser som används regelbundet.**

En eventuell undantagslösning är möjlig endast då det inom vattenområdet (exempelvis inom högst 25 km från muddringsplatsen) enligt kartläggningssuppgifter, expertbedömningar och tilläggsutredningar inte finns goda eller nöjaktiga deponeringsplatser. I stället för dessa kan projektspecifika deponeringsalternativ i sådana fall granskas. Resultaten av granskningen lämnas in hos den myndighet man förhandlar med.

Med granskning av de ovan nämnda deponeringsalternativen avses en preliminär prövning som görs före tillståndsansökan och som innehåller analyser och jämförelser mellan olika investerings- och lösningsalternativ enligt följande:

- en presentation av de närmast belägna vattenområdena där det på basis av kartläggningssuppgifterna och expertbedömningar eventuellt kan finnas deponeringsplatser som uppfyller kriterierna för en god eller nöjaktig deponeringsplats samt tekniska och ekonomiska förutsättningar att transportera och deponera muddermassor på ett sådant område.
- möjligheterna att transportera och deponera muddermassor på land, i strandvallar eller i någon annan motsvarande konstruktion bedöms.

- en presentation av grundläggande uppgifter om befintliga kartläggningsuppgifter och uppgifter om skyddsområden (s.k. VELMU-kartläggningar, geologiskt material, naturskydds- och naturområden) och befintliga övriga känsliga objekt i området där deponering övervägs.

Vid den preliminära prövningen skall miljökonsekvenserna samt ekonomiska och sociala konsekvenser för olika alternativ jämföras och avsikten är att producera information som grund för prövningen av det specifika fallet.

Om deponering av muddermassor på en deponeringsplats som inte uppfyller kriterierna för nöjaktig deponeringsplats på basis av den preliminära prövningen fortfarande anses som ett möjligt alternativ, kan utredningar i anslutning till att finna och undersöka deponeringsplatser påbörjas för tillståndsansökan. Då bör utredningar och riskhanteringsåtgärder som är inriktade på valet av deponeringsplats göras och bedömas i minst samma omfattning som för goda och nöjaktiga deponeringsplatser. Målet med utredningarna är koncentrera deponeringen till en plats med så lite konsekvenser på miljön som möjligt. Dessutom bör bottenområdet som täckts av fast material från muddermassa och konsekvenserna för undervattensmiljön i området och möjligheterna att minska dessa utvärderas. Detta förutsätter också en utredning av egenskaperna hos massan som skall deponeras ur denna synvinkel.

Muddermassor får inte heller i ovan nämnda undantagsfall deponeras på platser där en betydande spridning är sannolik (erosionsbotten).

7.3

Hantering och uppföljning av miljörisker i anslutning till deponering

7.3.1

Åtgärder medan deponering pågår

Muddermassor deponeras oftast direkt från en pråm. När muddermassan sjunker till botten sprids fasta partiklar med vattenströmningar till hela vattenpelaren. Finkornig massa utan kohesion har den största benägenheten att spridas.

Spridningen av finkornigt material kan minskas genom att leda massan från pråmen direkt till botten via en ledning, genom att begränsa deponeringens hastighet samt genom att undvika deponering när vattnets strömningshastighet på grund av rådande väderleksförhållanden är betydligt större än vanligt. Vid deponering kan också skyddsnet användas på samma sätt som vid muddring.

7.3.2

Riskhanteringslösningar på deponeringsplatsen

Avsikten med riskhanteringsåtgärder på deponeringsområdet är att minska det deponerade materialets erosion och/eller kontakten mellan sediment som innehåller skadliga ämnen och vattenfasen. Sedimentens deponeringsordning kan väljas så att materialet som blir på ytan är renare och mindre känsligt för erosion. Övertäckning av deponeringsområdet med rena massor övervägs vanligtvis när en deponeringsplats stängs permanent. Före övertäckningen bör det

säkerställas att den deponerade massan och dess botten är tillräckligt bärande för den täckande konstruktionen. Täckmassorna bör vara grövre än de deponerade massorna som blir under. Den lämpliga tjockleken för täckmassan är 25–30 cm. Deponeringsområdets erosionskänslighet kan minskas genom att bygga en vall runt området eller en del av det. Då bör man säkerställa att området har en tillräcklig bärkraft.

7.3.3

Uppföljning på deponeringsplatsen

Med uppföljning på deponeringsplatsen bedöms deponeringsverksamhetens miljökonsekvenser på deponeringsplatsen och dess influensområde samt hur den deponerade massan hålls på plats. Uppföljning är ett sätt att bedöma riskbedömningarnas korrekthet och behovet av eventuella korrigerande åtgärder i situationer där konsekvenserna är mer betydande eller omfattande än den ursprungliga bedömningen.

Uppföljningsskyldigheterna och -frekvensen bör alltid tillämpas från fall till fall och vara ändamålsenliga. De bör riktas till känsliga objekt inom deponeringsplatsens verkningsområde eller i dess omedelbara närhet samt den deponerade massans erosion och spridningen av fasta partiklar. Vid uppföljningen bör man alltid beakta de naturliga processerna och variationerna i dem. I uppföljningen bör ingå en jämförelseplats eller ett jämförelseobjekt utanför verkningsområdet. Uppföljningen av skadliga ämnen bör riktas i synnerhet till de skadliga ämnen som deponerats på deponeringsplatsen i betydande mängder och halter.

Uppföljningen kan genomföras bl.a. enligt följande:

- Växtlighetslinjer, i synnerhet uppföljning av nyckelarter som förekommer på verkningsområde Beräkning av bottenfaunan, antal och artsammansättning
- Ytsedimentets fysikalisk-kemiska kvalitet, naturliga skikt av färskt (resent) sediment på deponeringsområdet
- Havsbottnens topografi på deponeringsområdet t.ex. med lodning med multistråle eller linjelodning
- Merenpohjan topografia läjitysalueella esim. monikeila- tai linjaluotauksilla
- Uppföljning av skadliga ämnen med passiva provtagare
- Kontinuerlig mätning av grumligheten
- Vattenkvaliteten inkl. klorofyll
- Halterna av skadliga ämnen i sedimenten inom verkningsområde Övervakning av fiskbeståndet (provfiske med nät, antalet strömmingar som leker osv.)

7.4

Internationella rapporteringsskyldigheter

Finland rapporterar årligen i enlighet med skyldigheterna i HELCOM och Londonkonventionen till båda instanserna om mängderna muddermassor och skadliga ämnen som de innehåller samt var deponeringsplatserna för massor är belägna. Verksamhetsutövarna samlar in uppgifterna som behövs för föregående år och fyller i blanketterna i anslutning till rapporteringen.

Blanketterna lämnas in hos de regionala NTM-centralerna senast 30.4. NTM-centralerna matar in uppgifterna i den riksomfattande HERTTA-databasen.

Finlands miljöcentral sammanställer uppgifterna som förts in av NTM-centralerna i databasen till rapporter och skickar dem till HELCOM och Londonkonventionens sekretariat senast 30.9.

HÄNVISNINGAR

- Grabowski RC, Droppo IG, Wharton G. (2011) Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews*, vol. 105, s. 101-120.
- Hadzic M, Postila H, Österholm P, Nystrand M, Pahkakangas S, Karppinen A, Arola M, Nilivaara-Koskela R, Häkkinen K, Saukkoriipi J, Kunnas S, Ihme R. (2014) Identifiering och användning av sulfidhaltiga torvmarker – SuHE-projektets slutrapport. Finlands miljöcentrals rapporter 17/2014. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/135520>
- HELCOM (2010) Hazardous substances in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 120B. Helsinki Commission, Helsingfors. 117 s.
- HELCOM (2015A) Uudistettu HELCOM-ohje ruoppausmassojen hallinnasta merialueella. HELCOM Guidelines for the Management of Dredged Material at Sea.
- HELCOM (2015B) HELCOM-suositus 36/2 ruoppausmassojen hallinnasta. HELCOM Recommendation 36/2 on Management of Dredged Material.
- Jaakkonen S. (2013) Förorenade sediment i sjöar och vattendrag. Finlands miljöcentrals rapporter 11/2011.
- Jaakkonen S, Korhonen T, Lyytikäinen S, Mäenpää M, Tuomainen J. (2007) Renings- och ersättningsansvar av sediment innehållande organiskt tenn. Finlands miljöcentrals rapporter 3/2007.
- Miljöministeriet (2007) Organiska tennföreningar på Finlands vattenområden. Betänkande från miljöministeriets arbetsgrupp. Miljöministeriets rapporter 11/2007.
- Miljöministeriet (2012) Tillämpning av bestämmelserna om ämnen som är farliga och skadliga för vattenmiljön. En beskrivning av goda tillvägagångssätt. Miljöministeriets rapporter 15 / 2012.
- Nuotio E., Rautio LM, Zitra-Bärsund S. (toim.) (2009) Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa. Ehdotus happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivoiksi. http://www.mmm.fi/attachments/vesivarat/5HZmIDmc6/MMM-61505-v2-Kohti_happamien_sulfaattimaiden_hallintaa_-raportti.pdf
- OSPAR Commission (2014) OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material at Sea.
- Tuomainen J. (2006) Vastuu pilaantuneen ympäristön puhdistamisesta. Suomalaisen lakimiesyhdistyksen julkaisuja E-sarja N:o 15 ISBN 951-855-262-2.
- Vahanne ja Vestola (toim.) (2007) TBT-BAT MANUAL. Organotinapitoisten sedimenttien ruoppaus ja käsittely. Menettelytapaohje. VTT Tiedotteita 2371.
- Verta M, Salo S, Korhonen M, Assmuth T, Kiviranta H, Koistinen J, Ruokojärvi P, Isosaari P, Bergqvist P-A, Tysklind M, Cato I, Vikelse J, Larsen MM (2007) Dioxins in sediments of the Baltic Sea – A survey of existing data. *Chemosphere*, vol. 67, ss. 1762-775.

BILAGOR

Bilaga I. Hur ett projekt framskrider

Inledning av projektet

Planering

Bakgrundsutredning

Riskbedömning

Vid behov kontakt med kommunen, NTM eller RFV

Behovsprövning av tillstånd (den övervakande myndigheten, dvs. RFV, gör på begäran, vanligtvis innan den egentliga ansökan om tillstånd)

Tillståndsfasen

Tillståndsansökan

Komplettering av tillståndsansökan

Hörande av parter och utlåtanden som ska skaffas

Förklaring (VL) / Bemötande (MSL)

Inspektionsbesök / syn vid behov

Tillståndsprövning

Tillståndsbeslut

Information om beslutet

Eventuellt sökande av ändring

Genomförande

Beslutet vunnit laga kraft

Nödvändiga tilläggsutredningar

Egentlig planering av projektet

Anmälan om att arbetena inleds: NTM, kommunen och vid behov andra parter

Genomförande av projektet

Uppföljning och rapportering medan arbetet pågår: NTM och kommunen

Slutförande av ett projekt

Anmälan om slutförande: RFV, NTM och kommunen

Eventuella tilläggsåtgärder

Uppföljning och rapportering i anslutning till kontroll av vattendragen: NTM och kommunen

Bilaga 2. Motiveringar till halterna av skadliga ämnen I, IA, IB, IC ja 2.

Som bakgrundsmaterial har använts riskbedömningar som gjorts i Holland (Lijzen m.fl. 2001) och Norge (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011) samt bl.a. EU:s riskbedömningsrapporter (EU RAR 2008) som grundats på en genomgång av aktuell vetenskapligt, i synnerhet ekotoxikologiskt material och detaljerade beräkningar på basis av dem. Fastställningen av nivåerna av halter grundas i huvudsak på bedömning av de skadliga ämnenas ekologiska risker. Vid fastställningen av haltnivåer för PCB-föreningar, trifenylytten samt dioxiner och furaner har man beaktat dessa föreningsars persistens (långsam nedbrytning i naturen), ackumulering och toxicitet samt deras allmänna förekomst (nivåer av halter i riksomfattande kartläggningar) och utsläppsgränser. Nivå 1A har för alla skadliga ämnen fastställts så att halten av det skadliga ämnet i fråga i sedimentet inte anses medföra skada för vattenmiljön.

De flesta ekotoxikologiska test har utförts med vattenorganismer i vattenfas. Vid sådana provarrangemang har haltnivåerna av det skadliga ämnet skapats genom att lägga till kända halter av ämnet som skall testas i vattnet och hålla nivåerna av halter konstanta under experimentet.

Nivåerna av halter (exempelvis ofarlig, kroniskt skadlig eller akut) som konstaterats vara skadliga för olika organismer i vattenmiljö kan jämföras med halterna i sedimentets porvatten (dvs. vattnet mellan sedimentpartiklarna). Detta förutsätter att mängden skadliga ämnen som frigörs från sedimentets fasta partiklar till sedimentets porvatten räknas ut med fördelningskoefficienten sediment-vatten (K_d). Då antas organismerna utsättas för det skadliga ämnet i muddermassan, dvs. riskbedömningens beräknade exponeringsmiljö utgörs av sedimentet och porvattnet. Organismernas känslighet för olika skadliga ämnen och tillgången till uppgifter om toxicitet för olika skadliga ämnen och vattenorganismer varierar i betydande grad. Bilderna 6 och 7 visar fördelningen av den akuta toxiciteten av koppar för 199 vattenorganismer (bild 6) och i relation till den beräknade kopparhalten i sedimentets porvatten enligt nivå 2 (90 mg/kg) för bedömning av de känsligaste arternas akuta toxicitet.

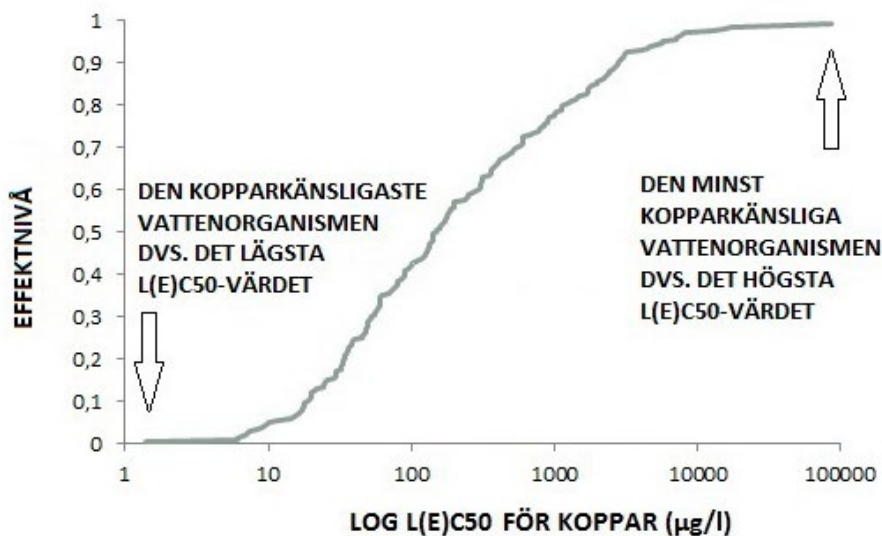


Bild 6. Känslighetsfördelningen av akuta toxiska kopparhalter på vattenorganismer (n=199) (EU RAR 2008). Den lägsta akut toxiska halten (L(E)C50-värde) för koppar är 1,4 µg/l och det högsta 86 400 µg/l. Med fördelningen kan man fastställa ett kalkylmässigt $HC5_{akut}$ -värde -dvs. en haltnivå som med tanke på den akuta toxiciteten anses vara säker för 95 procent av vattenorganismerna. Denna kalkylmässiga $HC5_{akut}$ -halt är 7,65 µg/l.

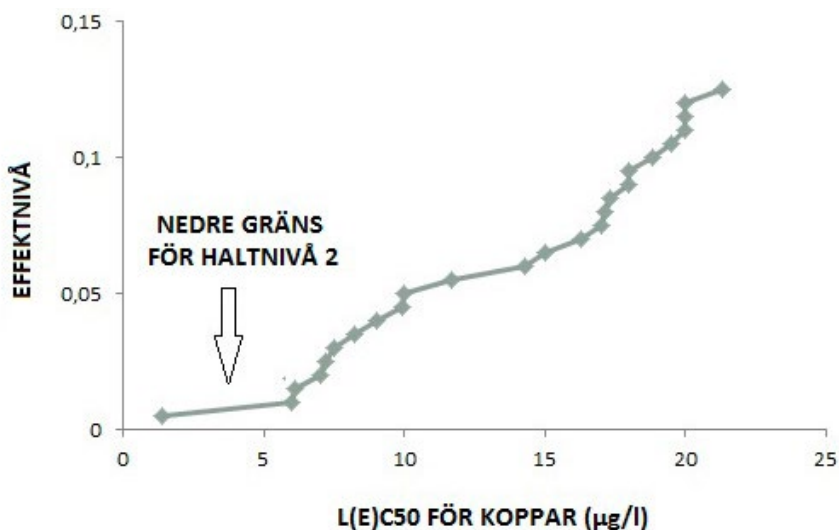


Bild 7. Den kalkylmässiga kopparhalten i porvattnet i sediment med en kopparhalt vid nedre gränsen av nivå 2 (90 mg/kg) (utmärkt i bilden med en pil) i förhållande till de akut toxiska halterna för de koppar-känsligaste vattenorganismerna (den känsligaste åttondelen, dvs. 25/199 vattenorganismer). Kopparhalten i sedimentets porvatten (3,7 µg/l) har beräknats med det genomsnittliga K_d -värdet för koppar 24 409 l/kg (EU RAR 2008).

Ase De uppställda nivåerna av halter saknar således den effekt som uppstår vid blandning med vattnet ovanför sedimentet (s.k. beräknat blandningsskikt). Föremålet för bedömningen är den beräknade halten porvatten i muddermassan och dess skadlighet/säkerhet för vattenorganismer. Riskbedömningen som ingår i haltnivåerna (1A...2) är således konservativ till sin natur. På basis av de fastställda haltnivåernas konservativa natur anses en bedömning av de sammanlagda konsekvenserna i huvudsak inte ändamålsenlig vid halter under nivå 2. Mer exakta motiveringar för nivåerna av halter per ämnesgrupp anges nedan.

Metaller och halvmetaller

Nivå 1 representerar den normala naturliga bakgrundshalten. Den naturliga bakgrundshalten kan variera efter område och denna nivå av bakgrundshalt kan tillämpas från fall till fall.

Nivå 1A har fastställts så att halten av det skadliga ämnet inte ens under långvarig exponering anses orsaka skada för vattenorganismer. Halten underskriden PNEC-nivån.

Nivå 1B har fastställts så att kortvarig exponering för halten i fråga inte anses orsaka skada för vattenorganismer.

Nivå 1C anses orsaka akut toxicitet för högst 5 % av vattenorganismerna.

För övriga metaller och halvmetaller än kvicksilver, koppar och bly kan motsvarande akut toxicitet förekomma hos högst 5 % av arterna ($HC5_{\text{akut}}$) då nivå 2 överskrids.

Avsaknaden av nivå 1B och/eller 1C innebär att de skadliga verkningarna i anslutning till haltnivån uppskattas förekomma först på nivå 2. Exempelvis skulle nedre gränsen för nivå 1B för kadmium vara något högre än nedre gränsen för nivå 2. För kadmium och övriga ämnen som saknar nivå 1B och/eller 1C har nivå 2 fastställts på administrativa grunder.

PAH-föreningar

Nivå 1 representerar den normala naturliga bakgrundshalten. Den naturliga bakgrundshalten varierar efter område och denna nivå av bakgrundshalt kan tillämpas från fall till fall. PAH-föreningar har en stark benägenhet att bli kvar i sedimentets organiska och finkorniga material.

Nivå 1A har fastställts så att halten av det skadliga ämnet inte anses medföra skada för vattenorganismer ens under långvarig exponering i sediment vars absorbtionsegenskaper motsvarar 1 % av absorbtionsegenskaperna hos sediment som innehåller organiskt kol.

Nivå 2 har fastställts så att halten av ett skadligt ämne som inte uppfyller kvalitetskriterierna inte anses medföra skada för vattenorganismer ens under långvarig exponering i sediment vars absorbtionsegenskaper motsvarar 10 % av absorbtionsegenskaperna hos sediment som innehåller organiskt kol.

Oljekolväten C_{10} - C_{40}

Anvisningarna för oljekolväten C_{10} - C_{40} varierar stort mellan olika länder och det finns knappt med information om oljekolvätefraktioner som förekommer i sediment. Exempelvis i Norge har inga kvalitetskriterier angetts för oljekolväten. I Holland är gränsen för restaurering 5 000 mg/kg. Halterna för oljekolväten som anges i denna anvisning har fastställts på administrativa grunder.

Organiska tennföreningar

Nivåerna 1B, 1C och 2 för halter av tributyltenn har fastställts på administrativa grunder med beaktande av förekomsten av ämnet och utsläppsgränserna. Nedan presenteras bakgrundsinformation och -kalkyler i anslutning till organiska tennföreningar.

Redan mycket låga halter av tributyltenn orsakar hormonella verkningar (*imposex*) hos vissa vattenorganismer. EQS-värdet 0,2 ng/l enligt EU:s ramdirektiv för vatten baseras på den känsligaste kända arten (*Nucella lapillus*), för vilken ett ofarligt värde (NOEC) är 1 ng/l (Davies 1997). Med osäkerhetskoefficienten 10 och med beaktande av detektionsgränsen 0,1 ng/l har EQS-värdet fastställts till nämnda 0,2 ng/l. EQS-värdet tillämpas vid definition av hela vattenområdets status och jämförs med den årliga genomsnittshalten i området. Den högsta tillåtna kortvariga MAC-EQS-halten har fastställts av Europeiska kommissionen (2005) utgående från den känsligaste artens (*Acartia tonsa*) LC50-värde (15–20 ng/l; Kusk och Petersen 1997). Med osäkerhetskoefficienten 10 har halten 1,5 ng/l räknats ut, som liksom EQS-värdet tillämpas som kortvarig halt inom hela vattenområdet.

Nucella lapillus är en vanlig art längs Västeuropas, Brittiska öarnas och Islands kuster och har använts som indikatorart vid bedömning och uppföljning av konsekvenserna av TBT sedan 1980-talet. *Nucella lapillus* förekommer inte i brackvattnen längs Finlands kust. Den känsligaste arten på Finlands vattenområden är blåmusslan (*Mytilus edulis*), för vilken den ofarliga halten (NOEC) är 6 ng/l (Lapota m.fl. 1993, Stenalt m.fl. 1998). Vid högre halter förekommer konsekvenser som hämmar tillväxttakten hos blåmusslans förstadiet (larver) (Lapota m.fl. 1993, Stenalt m.fl. 1998). För blåmusslan, liksom för flera andra arter (*Nucella lapillus*) för vilka TBT orsakar hormonella effekter, är nivåerna av halter (LC50) som leder till organismernas död betydligt högre (>50...200 ng/l) (Lapota m.fl. 1993, Davies m.fl. 1997, Fent 1996, Stenalt 1998).

Vid fastställandet av kriterierna för deponering av muddermassor i finländska förhållanden har den ofarliga halten för blåmussla (6 ng/l) använts vid granskning av deponeringsplatser och deras influensområden. EQS-normen 0,2 ng/l används vid klassificeringen av vattnet i hela vattenområdet.

Vid beräkningen av TBT-halter som eventuellt frigörs från sedimentet som deponeras till porvattnet och vidare till vattnet ovanför sedimentet beaktas benägenheten hos TBT att kraftigt bindas till sedimentets organiska fraktion och finfraktion.

Nivå 1 fastställs i första hand på basis av föreningens detektionsgräns. TBT är en syntetisk kemikalie, dvs. den naturliga bakgrundshalten är 0.

Nivå 1A antas inte ha betydande konsekvenser ens för de känsligaste arterna inom deponeringsområdet. Med en TBT-halt hos sedimentet på 30 µg/kg och ett konservativt K_d -värde på 5 000 l/kg (Stronkhorst 2003, Burton 2006) blir TBT-halten i sedimentets porvatten 6 ng/l. (Stronkhorst 2003, Burton 2006) blir TBT-halten i sedimentets porvatten 6 ng/l. (Ofarlig nivå (NOEC) för den känsligaste arten blåmussla. Vid granskningen används blåmussla och granskningen riktas till deponeringsområdet, trots att blåmusslan inte trivs i mjukbottenar.) På nivå 1B (30–100 µg/kg) och 1C (100–150 µg/kg) är den beräknade TBT-halten i sedimentets porvatten 7–20 ng/l och 10–30 ng/l beroende på vilket K_d -värde som valts (Tabell 1).

Tabell 1. Beräknad TBT-halt i porvattnet hos deponerad massa och inom deponeringsplatsens influensområde (halten som anges inom parentes) som en funktion av K_d -värdet. Influensområdets vattenhalter som anges inom parentes har räknats ut med blandningsförhållandet 6,7.

Haltnivåer	Genomsnittlig halt i sediment	K_d -värde ¹		
	µg/kg	5000	10000	15000
IA	30	6	3	2
IB	100	20 (3)	10 (1,5)	7 (1)
IC	150	30 (4,5)	15 (2,2)	10 (1,5)

¹Stronkhorst (2003), Burton (2006)

Med ett beräknat blandningsförhållande mellan porvattnet och vattenskiktet ovanför på 0,15:1, dvs. 6,7, är den beräknade TBT-halten på influensområdet 1–3 ng/l (1B) och 1,5–4,5 ng/l (1C). De beräknade halterna underskrider den ofarliga nivån 6 ng/l även med ett konservativt K_d -värde.

TBT bryts ned både mikrobiologiskt och fotokemiskt och toxiciteten för mellanprodukterna vid sönderfallet (dibutyl- och monobutyltenn) minskar gradvis på ett så betydande sätt att det inte är ändamålsenligt att införa kvalitetskriterier för de sist nämnda föreningarna. Nedbrytningen är snabbast i det mikrobiologiskt aktivaste ytskiktet och i syrerika förhållanden, varvid halveringstiderna varierar mellan några veckor och flera månader även i kalla förhållanden (Hoch 2001, Salminen 2010). Den starka bindningen av föreningen till sedimentets fina och organiska material bromsar upp nedbrytningen av TBT som tidigare hamnat i sedimentet. Den biologiska nedbrytningen sker i organotinfractionen som frigörs från sedimentet och buffrar miljöeffekterna av TBT i sedimentet.

Förbudet för användning av tributyltenn har trätt i kraft gradvis åren 1991–2008 så att användningen av kemikalien som antifouling-ämne har förbjudits helt från och med utgången av 2008. Både inhemsk och utländsk litteratur påvisar att TBT-halterna i vattnet minskar relativt snabbt i områden där det har funnits TBT-belastning (Choi m.fl. 2008). Före användningsförbudet (1980-talet) och partiella användningsförbud var vattenhalterna i allmänhet på nivå 10–500 ng/l (Fent 1996, Salazar och Salazar 1995) och i vissa undersökningar till och med några mikrogram per liter (Fent 1996). Sedimenthalterna var ännu i början av 1990-talet exempelvis i hamnområden 10 mg/kg ur ett internationellt perspektiv (Fent 1996). Minskningen av vat-

tenhalterna är en konsekvens av framför allt den radikalt minskade belastningen till följd av användningsförbuden. Uppföljningsundersökningar för mätning av imposex-fenomenet visar att de utsatta populationerna håller på att återhämta sig (Gudmundsdottir m.fl. 2011, Huet m.fl. 2004, Bray m.fl. 2012). Trots detta förekommer höga TBT-halter (>100 ng/l) fortfarande i vattnet i synnerhet i platser med mycket höga TBT-halter i sediment (>5 000 µg/kg) (Radke m.fl. 2012, Berto m.fl. 2007).

Användningen av trifenylyltenn har varit betydligt småskaligare än användningen av tribu-nyltenn. TPhT är dock betydligt mer ansamlade än TBT och den biologiska nedbrytningen i naturen är långsammare än för TBT. Enligt undersökningar som gjorts i Finlands kustvatten är största delen av organitinföreningarna som ansamlas i fiskar TPhT. Det finns rätt knappt med information om toxiciteten hos trifenylyltenn.

Nivå 1A antas inte medföra betydande konsekvenser. Som uträkningsgrund för halten 10 µg/kg har använts HC5-halten (2,3 ng/l; van Herwijnen m.fl. 2012) och K_d -värdet 5 000 l/kg (Stronkhorst 2003).

Nivåerna 1B, 1C och 2 baseras i första hand på en strävan att förebygga att svårnedbrytbara kemikalier som ansamlas i fiskar eventuellt hamnar i kretsloppet.

Dioxiner, furaner och PCB-föreningar

Dioxiner, furaner och PCB-föreningar klassas som långlivade organiska kemikalier (s.k. POP-ämnena) och på grund av att de är långlivade, ansamlade, långsamt nedbrytbara och anrikas i näringskedjan är miljöskyddets primära mål att avlägsna sådana föreningar ut kretsloppet. Nivåerna 1A–2 har fastställts för att uppnå detta mål med beaktande av ämnens förekomst och utsläpps begränsningar.

- Berto D, Giani M, Boscolo R, Covelli S, Giovanardi O, Massironi M, Grassia L. (2007) Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 55, ss. 425-435.
- Bray S, McVean EC, Nelson A, Herbert RJH, Hawkins SJ, Hudson MD. (2012) The regional recovery of *Nucella lapillus* population from marine pollution, facilitated by man-made structures. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 92, ss. 1585-1594.
- Burton ED, Phillips IR, Hawker DW. (2006) Tributyltin partitioning in sediments: Effect of aging. *Chemosphere*, vol. 63, ss. 73-81.
- Choi M, Choi H-G, Moon H-B, Kim G-Y. (2009) Spatial and temporal distribution of tributyltin (TBT) in seawater, sediments and bivalves from coastal areas of Korea during 2001-2005. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 151, ss. 301-310.
- Davies IM, Harding MJC, Bailey SK, Shanks AM, Långe R. (1997) Sublethal effects of tributyltin oxide on the dogwhelk *Nucella lapillus*. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 158, ss. 191-204.
- European Union Risk Assessment Report (2008) Voluntary risk assessment of copper, copper II sulphate pentahydrate, copper(I)oxide, copper(II)oxide, dicopper chloride trihydroxide. Osat 1-4.
- Fent K. Ecotoxicology of organotin compounds. (1996) *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 26, ss. 1-117.
- Gudmundsdóttir LO, Ho KKY, Lam JCW, Svavarsson J, Leung KMY. (2011) Long-term temporal trends (1992-2008) of imposex status associated with organotin contamination in the dogwhelk *Nucella lapillus* along the Icelandic coast. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 63, ss. 500-507.
- Hoch M. (2001) Organotin compounds in the environment. *Applied Geochemistry*, vol. 16, ss. 719-743.
- Huet M, Paulet YM, Clavier J. (2004) Imposex in *Nucella lapillus*: a ten year survey in NW Brittany. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 270, ss. 153-161.
- Klima- og forurensningsdirektoratet. (2011) Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering av forurenset sediment og for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. TA2803. Klima- og forurensningsdirektoratet. Oslo, Norge.
- Kusk KO, Petersen S. (1997) Acute and chronic toxicity of tributyltin and linear alkylbenzene sulfonate to the marine copepod *Acartia tonsa*. *Environmental Toxicology*, vol. 16, ss. 1629-1633.
- Lapota D, Rosenberger DE, Platter-Rieger MF, Seligman PF. (1993) Growth and survival of *Mytilus edulis* larvae exposed to low levels of dibutyltin and tributyltin. *Marine Biology*, vol 115, ss. 413-419.
- Radke B, Wasik A, Jewell LL, Piketh S, Paczek U, Galuszka A, Namiesnik J. (2012) Seasonal changes in organotin compounds in water and sediment samples from the semi-closed Port of Gdynia. *Science of the Total Environment*, vol. 441, ss. 57-66.
- Lijzen JPA, Baars AJ, Otte PF, Rikken MGJ, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, van Wezel AP. (2001) Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023. Bilthoven, Nederländerna.
- Salazar MH, Salazar SM. (1996) Mussels as bioindicators: Effects of TBT on survival, bioaccumulation, and growth under natural conditions. Teoksessa: Organotin. Champ MA ja Seligman PF (redigerare). Chapman & Hall, Lontoo.
- Salminen J. (2010) Nedbrytningen av organiska tennföreningar brakvattenssediment – ORBIS projektets slutrapport. Finlands miljöcentrals rapporter 3/2010. ISBN: 978-952-11-3714-3. ISSN: 1796-1726.
- Stenalt E, Johansen B, v. Lillienkjøld S, Hansen BW. (1998) Mesocosm study of *Mytilus edulis* larvae and postlarvae including the settlement phase, exposed to a gradient of tributyltin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 40, ss. 212-225.
- Stronkhorst J. Ecotoxicological effects of Dutch harbor sediments. (2003). Dissertation, Fritt Universitet I Amsterdam, Amsterdam, Nederländerna. 202 s.
- van Herwijnen R, Moermond CTA, van Vlaardingen PLA, de Jong FMW, Verbruggen EMJ (2012) Environmental risk limits for triphenyltin in water. RIVM report 601714018/2012.

Bilaga 3. Normalisering av skadliga ämnen samt tillhörande formler och tabeller

Både naturliga och syntetiska ämnen, dvs. ämnen som framställts av människan genomgår i vattenmiljö biokemiska förändringsprocesser och kommer i kontakt med finkornigt fast material och kolloida organiska och oorganiska partiklar. Skadliga ämnen binds i allmänhet till partiklar som mäter under 20 μm och samlas i områden där den hydrodynamiska energin är låg och finmaterialet ofta sjunker till botten. Partikelstorlekens inverkan på de uppmätta halterna kan korrigeras med ett förfarande som kallas normalisering. Normaliseringen gör det möjligt att jämföra halterna av skadliga ämnen i samma bottenområde eller i olika områden med sediment där olika partikelstorleksfördelningar och strukturer förekommer.

Det finns två sätt att närma sig normaliseringen: det fysikaliska och det kemiska. Vid det fysikaliska tillvägagångssättet karakteriseras muddermassan genom mätning av andelen finmaterial, t.ex. fraktionen $<20 \mu\text{m}$ eller $<2 \mu\text{m}$, dvs. andelen lera (eller andelen organiskt material). Det kemiska tillvägagångssättet grundar sig på att finmaterialet bl.a. innehåller rikligt med lermineraller och organiskt material, som drar till sig farliga organiska och oorganiska ämnen, vilka därför anrikas i finmaterialet. Kemiska parametrar (t.ex. lerminerallerna Al, Sc, Li) kan sålunda användas för att beskriva finfraktionen. Vid normalisering bör det noteras att resultatet är beroende av normaliseringsparametern som används och ämnet som normaliseras.

I denna anvisning görs normalisering enligt HELCOMs rekommendationer. Normaliseringen görs enligt samma metoder som i Holland. Halterna av skadliga ämnen som mätts ur sedimentet omvandlas till halter i standardsediment, där det organiska materialets andel av torrvikten är 10 % och lerans (dvs. $<2 \mu\text{m}$ fraktionens) andel av torrvikten är 25 %. Konstanterna a, b, och c i omvandlingsformlerna för metaller är av holländskt ursprung. Utgångspunkten är att de skadliga ämnena binds till de finaste fraktionerna i ett sediment, metallerna till leran och det organiska materialet och de farliga organiska ämnena enbart till det organiska materialet i sedimentet.

Normaliseringsformler

Metaller och halvmetaller

Halterna av metaller och halvmetaller omvandlas till halter i standardsedimentet med hjälp av följande formel:

$$C_{\text{kor}} = C \times \frac{a + b \times 25 + c \times 10}{a + b \times l_{\text{era}} + c \times \text{org. material}}$$

, där

C_{kor} = halt (torrsubstans) i standardsediment

C = uppmätt halt (torrsubstans)

l_{era} = lerans uppmätta andel (<2 µm) i procent av torrvikten

org. material = den uppmätta andelen organiskt material i procent av torrvikten. I formeln kan andelen organiskt material vara högst 30 %. I omvandlingsformeln för metaller sätts andelen organiskt material till 30 när andelen är större än 30 %. I formeln avser organiskt material glödförlusten (550°C, 2–2½ timmar). Om det organiska materialet mäts som TOC, skall resultatet multipliceras med två innan det sätts in i formeln.

värden på konstanterna a, b och c för olika grundämnen

Grundämne	a	b	c
As	15	0,4	0,4
Cd	0,4	0,007	0,021
Cr	50	2	0
Cu	15	0,6	0,6
Hg	0,2	0,0034	0,0017
Ni	10	1	0
Pb	50	1	1
Zn	50	3	1,5

Bindningen av krom och nickel till sedimentet beror inte på andelen organiskt material. För arsen, koppar och bly har lerans och det organiska materialets andelar lika stor vikt.

Skadliga organiska ämnen

Halterna av skadliga organiska ämnen omvandlas till motsvarande halter i ett standardsediment med följande formel:

$$C_{\text{korrr}} = C \times \frac{10}{\text{org. material}}$$

, där

C_{korrr} = halt (torrsubstans) i ett standardsediment

C = uppmätt halt (torrsubstans)

org. material = den uppmätta andelen organiskt material i procent av torrvikten

I formeln kan andelen organiskt material vara mellan 2 % och 30 %. I formeln för skadliga organiska ämnen sätts andelen organiskt material till 2 när denna andel är under 2 %, utom för PAH-föreningar, för vilka värdet 10 används när andelen organiskt material är under 10 %. I omvandlingsformeln för metaller sätts andelen organiskt material till 30 när andelen är större än 30 %. I formeln avser organiskt material glödförlusten (550°C, 2–2½ timmar). Om det organiska materialet mäts som TOC, skall resultatet multipliceras med två innan det sätts in i formeln.

Bakgrundshalter

Bakgrundshalter som erhållits genom litteratursökning kan inte normaliseras, liksom inte heller annan gammal information om halter i sediment, eftersom andelarna lera och organiskt material i sedimenten inte är kända. Bakgrundshalter som uppmätts för sedimentationsområden (fint material) skulle antagligen minska om de omvandlades till halter i standardsediment.

Halter av grundämnen i ett sediment kan också korrigeras till halter i ett standardsediment genom att de halter som uppmätts multipliceras med en lämplig koefficient ur nedanstående tabell. Koefficienten väljs utgående från halterna av organiskt material och lera. Tabellerna kan användas som stöd vid planering.

		Halt av organiskt material							
KVICKSILVER		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	1,51	1,48	1,47	1,46	1,45	1,39	1,29	1,2
	2 %	1,46	1,44	1,43	1,41	1,4	1,35	1,25	1,17
	3 %	1,44	1,41	1,4	1,39	1,38	1,33	1,24	1,16
	4 %	1,41	1,39	1,38	1,37	1,36	1,31	1,22	1,14
Lerhalt	5 %	1,39	1,37	1,36	1,35	1,34	1,29	1,2	1,13
	10 %	1,29	1,27	1,26	1,25	1,25	1,2	1,13	1,06
	20 %	1,13	1,11	1,11	1,1	1,1	1,06	1	0,95
	30 %	1	0,99	0,98	0,98	0,97	0,95	0,9	0,85
		Halt av organiskt material							
ARSEN		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	1,93	1,84	1,79	1,75	1,71	1,53	1,26	1,07
	2 %	1,84	1,75	1,71	1,67	1,63	1,47	1,22	1,04
	3 %	1,79	1,71	1,67	1,63	1,59	1,44	1,2	1,03
	4 %	1,75	1,67	1,63	1,59	1,56	1,41	1,18	1,01
Lerhalt	5 %	1,71	1,63	1,59	1,56	1,53	1,38	1,16	1
	10 %	1,53	1,46	1,44	1,41	1,38	1,26	1,07	0,94
	20 %	1,26	1,22	1,2	1,18	1,16	1,07	0,94	0,83
	30 %	1,07	1,04	1,03	1,01	1	0,94	0,83	0,74
		Halt av organiskt material							
KADMIUM		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	1,96	1,78	1,7	1,62	1,55	1,29	0,96	0,76
	2 %	1,90	1,72	1,65	1,56	1,51	1,26	0,94	0,75
	3 %	1,86	1,70	1,62	1,55	1,49	1,24	0,93	0,75
	4 %	1,83	1,67	1,60	1,53	1,47	1,23	0,92	0,74
Lerhalt	5 %	1,80	1,65	1,58	1,51	1,45	1,21	0,92	0,74
	10 %	1,67	1,53	1,47	1,42	1,37	1,15	0,88	0,71
	20 %	1,45	1,35	1,30	1,26	1,22	1,05	0,82	0,67
	30 %	1,29	1,20	1,17	1,13	1,10	0,96	0,76	0,63
		Halt av organiskt material							
KROM		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	2	2	2	2	2	2	2	2
	2 %	1,85	1,85	1,85	1,85	1,85	1,85	1,85	1,85
	3 %	1,79	1,79	1,79	1,79	1,79	1,79	1,79	1,79
	4 %	1,72	1,72	1,72	1,72	1,72	1,72	1,72	1,72
Lerhalt	5 %	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67
	10 %	1,43	1,43	1,43	1,43	1,43	1,43	1,43	1,43
	20 %	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11
	30 %	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9

		Halt av organiskt material							
KOPPAR		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	2,4	2,22	2,14	2,07	2	1,71	1,33	1,09
	2 %	2,22	2,07	2	1,94	1,88	1,62	1,28	1,05
	3 %	2,14	2	1,94	1,88	1,82	1,58	1,25	1,03
	4 %	2,07	1,94	1,88	1,82	1,76	1,54	1,22	1,02
Lerhalt	5 %	2	1,88	1,82	1,76	1,71	1,5	1,2	1
	10 %	1,71	1,62	1,58	1,54	1,5	1,33	1,09	0,92
	20 %	1,33	1,28	1,25	1,22	1,2	1,09	0,92	0,8
	30 %	1,09	1,05	1,03	1,02	1	0,92	0,8	0,71
		Halt av organiskt material							
NICKEL		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5
	2 %	2,92	2,92	2,92	2,92	2,92	2,92	2,92	2,92
	3 %	2,69	2,69	2,69	2,69	2,69	2,69	2,69	2,69
	4 %	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Lerhalt	5 %	2,33	2,33	2,33	2,33	2,33	2,33	2,33	2,33
	10 %	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75
	20 %	1,17	1,17	1,17	1,17	1,17	1,17	1,17	1,17
	30 %	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88	0,88
		Halt av organiskt material							
BLY		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	1,7	1,63	1,6	1,57	1,55	1,42	1,21	1,06
	2 %	1,63	1,57	1,55	1,52	1,49	1,37	1,18	1,04
	3 %	1,6	1,55	1,52	1,49	1,47	1,35	1,16	1,02
	4 %	1,57	1,52	1,49	1,47	1,44	1,33	1,15	1,01
Lerhalt	5 %	1,55	1,49	1,47	1,44	1,42	1,31	1,13	1
	10 %	1,42	1,37	1,35	1,33	1,31	1,21	1,06	0,94
	20 %	1,21	1,18	1,16	1,15	1,13	1,06	0,94	0,85
	30 %	1,06	1,04	1,02	1,01	1	0,94	0,85	0,77
		Halt av organiskt materia							
ZINK		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
	0 %	2,8	2,64	2,57	2,5	2,43	2,15	1,75	1,47
	2 %	2,5	2,37	2,31	2,26	2,2	1,97	1,63	1,39
	3 %	2,37	2,26	2,2	2,15	2,11	1,89	1,57	1,35
	4 %	2,26	2,15	2,11	2,06	2,01	1,82	1,52	1,31
Lerhalt	5 %	2,15	2,06	2,01	1,97	1,93	1,75	1,47	1,27
	10 %	1,75	1,69	1,66	1,63	1,6	1,47	1,27	1,12
	20 %	1,27	1,24	1,22	1,21	1,19	1,12	1	0,9
	30 %	1	0,98	0,97	0,96	0,95	0,9	0,82	0,76

Bilaga 4. HELCOMs rekommendationer för antalet provtagningsställen samt konverteringsformler för skrymdensitet och torrsubstans

HELCOMs rekommendationer för antalet provtagningsställen på basis av volymen (övre tabellen) eller arealen (nedre tabellen) som skall muddras. Enligt HELCOM rekommenderas ett arealbaserat tillvägagångssätt när muddringsdjupet är lågt, t.ex. 1 m, och ett volymbaserat tillvägagångssätt när muddringsdjupet är stort (i genomsnitt över 1 m).

Volym som muddras (m ³)	Antal provtagningsställen
<25 000	3
25 000 - 100 000	4-6
100 000 - 500 000	7-15
500 000 - 2 000 000	16-30
>2 000 000	+10 för varje 1 000 000 m ³

Provtagning utgående från arealen

Areal som muddras (m ²)	Antal provtagningsställen
<10 000	3
10 000 - 50 000	4-8
50 000 - 100 000	9-10
>100 000	+5 för varje 100 000 m ²

Material som muddras	Skrymdensitet kg/m ³	Torrsubstans 1000 kg/m ³
Gyttja	1,2	0,3
Tät lera	1,5	0,6
Gyttjig silt	1,3	0,5
Silt	1,6	1,1
Sand	1,9	1,5
Grus	2	1,8
Morän	2,2	2
Odefinierbar	1,6	0,75

Bilaga 5. Bedömning av anvisningens verkningar

I den reviderade anvisningen om muddring och deponering har man jämfört med miljöministeriets anvisning från 2004 (117/2004) satsat i synnerhet på anvisningar för provtagning, precisering av bedömningen av huruvida sediment kan deponeras i den s.k. "gråzonen" samt bedömning av vad som är en god deponeringsplats. Mer specifika anvisningar har getts för hantering av verksamhetens skadliga effekter.

Provtagningsrekommendationerna i anvisningen ökar antalet provtagningsställen. De totala kostnaderna för provtagning kommer sannolikt att öka i synnerhet för s.k. krävande objekt. Analyskostnaderna ökar dock inte i samma förhållande på grund av användningen av samlingsprov. I och med preciserad provtagning förbättras informationen om hur skadligt materialet som skall muddras och deponeras är, vilket ökar utredningarnas tillförlitlighet och möjliggör ändamålsenlig inriktning av åtgärderna och uppmuntrar till bättre separering av massor med olika lämplighet för deponering. Dessutom baseras bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras på en mer representativ tjocklek av de olika skikten (30 cm). Tidigare kunde lämpligheten för deponering avgöras på basis av halter av skadliga ämnen i ett 5 cm tjockt skikt.

Förnyade nivåer av halter av skadliga ämnen i flera steg som styr provtagning och lämplighet för deponering gör det möjligt att på ett bättre sätt beakta deponeringsplatsens egenskaper och klargöra den aktuella situationen. Anvisningen uppmuntrar till att finna goda deponeringsplatser och ställer upp strängare kriterier för deponering när deponeringsområdet inte uppfyller kriterierna för en god deponeringsplats. Ändringarna som gjorts i bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras är rätt så små med tanke på skadliga ämnen. Halterna av skadliga ämnen på nivå 1C i den nya anvisningen kan begränsa deponering i vatten när det inte finns goda deponeringsområden. I vissa fall kan också kvalitetskriteriet för tributyltenn som är lägre för nivå 2 begränsa möjligheten att deponera massa i ett vattenområde. Förbudet att använda ämnet i bottenfärg för båtar har lett till en betydande minskning av en belastning och kemikaliets naturliga nedbrytning i sedimentmiljön har minskat halterna i naturen. Därmed antas den lägre nivån för deponering i vatten (nivå 2) inte leda till betydande förändringar i placeringen av muddermassor.

Ibruktagandet av mellannivå 1A, där halter som i anslutning till muddring och deponering har bedömts som obetydliga för miljön inte förutsätter särskilda åtgärder, bedömningen av huruvida muddermassan kan deponeras i första hand på basis av den totala massan samt möjligheten till riskhanteringsåtgärder styr praxis mot att fokusera på risker som är betydande för miljön i stället för på enskilda prov och skikt som är av ringa betydelse för helheten.

Den nya anvisningen hjälper till vid planeringen och hanteringen av muddrings- och deponeringsprojekt samt främjar åtgärdernas ändamålsenlighet. Om de görs rätt minskar åtgärderna skador till följd av projektet eftersom kraven för deponeringsplatser och åtgärder preciseras. Den preciserade anvisningen stöder myndighetsverksamheten och förbättrar verksamhetens förutsägbarhet.

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Miljöministeriet Miljövårdsavdelningen	Datum	Februari 2016
Författare	Miljöministeriet		
Publikationens titel	Anvisning om muddring och deponering av sediment		
Publikationsserie och nummer	Miljöförvaltningens anvisningar 1sv 2015		
Publikationens tema	Miljövård		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt			
Sammandrag	<p>Denna anvisning behandlar miljökonsekvenserna av och miljöriskerna vid muddring och deponering och hanteringen av dessa konsekvenser och risker. Den är framför allt inriktad på tillståndspliktig muddring, dvs. muddring som omfattar mer än 500 kubikmeter, och den tillämpas både i inlandsvatten och i havsområden. Anvisningen kan tillämpas vid utredning av muddringsobjektets och muddermassans egenskaper, vid identifiering av risker och vid bedömning av huruvida muddermassan kan deponeras. I anvisningen finns rekommendationer om de undersökningar som bör göras i det område där muddringen ska genomföras. De halter av skadliga ämnen som anges i anvisningen kan användas i bedömningen av om muddermassan kan deponeras samt vid riktandet av undersökningarna. Anvisningen kan också användas när det avgörs om deponeringsplatsen är lämplig för ändamålet.</p> <p>Denna anvisning riktar sig till myndigheter som beviljar tillstånd för och övervakar muddrings- och deponeringsprojekt samt för dem som utarbetar eller beställer planer, utredningar och ansökningar i anslutning till verksamheten. Anvisningen är inte bindande.</p>		
Nyckelord	muddring, deponering, sediment, vattendrag, vattenområden, havsområden, farleder, skadliga ämnen, riskhantering, hållbarhet		
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet		
	978-952-11-4485-1 ISBN (PDF)	1796-1653 ISSN (online)	
	Sidantal 72	Språk Svenska	Offentlighet Offentlig
Beställningar/ distribution	Publikationen finns tillgänglig endast på internet: www.ym.fi/julkaisut		
Förläggare	Miljöministeriet		
Tryckeri/tryckningsort och -år	Helsingfors 2016		

KUVAILEHTI

Julkaisija	Ympäristöministeriö Ympäristönsuojeluosasto	Julkaisu-aika	Helmikuu 2016	
Tekijä(t)	Ympäristöministeriö			
Julkaisun nimi	Anvisning om muddring och deponering av sediment (Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje)			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöhallinnon ohjeita 1sv 2015			
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Ohjeessa käsitellään ruoppaus- ja läjitystoiminnan ympäristövaikutuksia ja -riskejä sekä niiden hallintaa. Ohje keskittyy erityisesti luvanvaraisiin eli tilavuudeltaan yli 500 kuutiometrin ruoppauksiin ja sitä sovelletaan sekä sisävesillä että merialueilla. Ohjetta sovelletaan ruoppauskohteen ja ruopattavien massojen ominaisuuksien selvittämisessä ja riskien tunnistamisessa ja arvioitaessa ruoppausmassan läjityskelpoisuutta. Ohjeessa annetaan suosituksia ruopattavalla alueella tehtäviin kohdetutkimuksiin. Ohjeessa annettuja haitallisten aineiden pitoisuustasoja käytetään ruoppausmassan läjityskelpoisuuden arvioinnissa ja kohdetutkimusten suuntaamisessa. Ohjetta käytetään myös läjityspaikkojen soveltuvuuden arviointiin.</p> <p>Ohje on tarkoitettu ruoppaus- ja läjityshankkeita luvittaville ja valvoville viranomaisille sekä niihin liittyvien suunnitelmien, selvitysten ja hakemusten tekijöille ja tilaajille. Ohje ei ole sitova.</p>			
Asiasanat	ruoppaus, läjitys, sedimentit, vesistöt, vesialueet, merialueet, väylät, haitalliset aineet, riskinhallinta, kestävyys			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö			
	978-952-11-4485-1 ISBN (PDF)	1796-1653 ISSN (verkkoj.)		
	Sivuja 72	Kieli ruotsi	Luottamuksellisuus julkinen	
Julkaisun myynti/ jakaja	Julkaisu on saatavana vain internetistä: www.ym.fi/julkaisut			
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö			
Painopaikka ja -aika	Helsinki 2016			

Denna anvisning behandlar miljökonsekvenserna av och miljöriskerna vid muddring och deponering och hanteringen av dessa konsekvenser och risker. Den är framför allt inriktad på tillståndspliktig muddring, dvs. muddring som omfattar mer än 500 kubikmeter, och den tillämpas både i inlandsvatten och i havsområden. Anvisningen kan tillämpas vid utredning av muddringsobjektets och muddermassans egenskaper, vid identifiering av risker och vid bedömning av huruvida muddermassan kan deponeras. I anvisningen finns rekommendationer om de undersökningar som bör göras i det område där muddringen ska genomföras. De halter av skadliga ämnen som anges i anvisningen kan användas i bedömningen av om muddermassan kan deponeras samt vid riktandet av undersökningarna. Anvisningen kan också användas när det avgörs om deponeringsplatsen är lämplig för ändamålet.

Denna anvisning riktar sig till myndigheter som beviljar tillstånd för och övervakar muddrings- och deponeringsprojekt samt för dem som utarbetar eller beställer planer, utredningar och ansökningar i anslutning till verksamheten. Anvisningen är inte bindande.



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

ISBN 978-952-11-4485-1 (PDF)
ISSN 1796-1653 (online)