

Sedimenttien
ruoppaus- ja läjitysohje
Anvisning för muddring
och deponering av
muddermassor

HELSINKI 2004

Julkaisu on saatavana myös Internetistä:
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>

Ympäristöopas 117
Ympäristöministeriö
Ympäristönsuojeluosasto

Taitto: Seija Malin
Kansikuva: Turun satama

ISSN 1238-7312
ISBN 952-11-1849-0
ISBN 952-11-1850-4 (PDF)

Edita Prima Oy

Helsinki 2004



19.5.2004

YM1/401/2004

Alueelliset ympäristökeskukset

Viite
Hänvisning

Asia
Ärende

SEDIMENTTIEN RUOPPAUS- JA LÄJITYSOHJE

Ympäristöministeriö on tänään antanut oheisen ruoppausta ja läjittämistä koskevan ohjeen (Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje 19.5.2004). Ohje annetaan vesilain 21 luvun 1 §:n ja ympäristönsuojelulain 95 §:n nojalla.

Ohjeen tarkoituksena on esitellä lyhyesti ruoppaukseen ja läjittämiseen liittyvät säädökset ja lupamenettelyt sekä opastaa toiminnan aiheuttamien ympäristövaikutusten arvioimisessa ja hallitsemisessa. Ohjetta laadittaessa on otettu huomioon sekä Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen nojalla annettu suositus ja ohje ruoppausmassan läjityksestä mereen että Koillis-Atlantin sopimukseen (OSPAR) liittyvä ohje läjityksestä. Ohjeessa esitetään myös ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arvioinnin avuksi laaditut haitallisten aineiden ohjeelliset laatukriteerit mereen tapahtuvalle ruoppausmassojen läjittämiseksi.

Ohje on tarkoitettu valvontaviranomaisille käytettäväksi apuna ruoppausta ja läjitystä koskevilla tehtävillä. Ohje soveltuu käytettäväksi myös hankkeiden suunnittelussa.

Helsingissä 19.5.2004

Ylijohtaja

Pekka Jalkanen

Ylitarkastaja

Anna-Maija Pajukallio

Tiedoksi: Ympäristölupavirastot
Suomen Kuntaliitto

JAKELULISTA Maa- ja metsätalousministeriö
Liikenne- ja viestintäministeriö
Sosiaali- ja terveysministeriö
Oikeusministeriö
Vaasan hallinto-oikeus

Geologian tutkimuskeskus
Kansanterveyslaitos
Merentutkimuslaitos
Saaristomeren tutkimuslaitos
Valtion teknillinen tutkimuskeskus

Merenkulkulaitos
Työvoima- ja elinkeinokeskukset
Teollisuus ja Työnantajat

Suomen Kuntaliitto
Suomen Satamaliitto
Suomen luonnonsuojeluliitto
Natur och Miljö
Greenpeace

Turun yliopisto
Helsingin yliopisto
Åbo Akademi

Fortum
Haminan satama
Hangon satama
Helsingin satama
Inkoo Shipping
Joensuun kaupungin satamatoimisto
Kaskisten kaupungin satamatoimisto
Kemin Satama
Kokkolan Satama
Kotkan Satama
Kristiinankaupungin tekninen virasto
Lappeenrannan kaupungin satamatoimisto
Loviisan kaupungin satamalaitos
Naantalin Satama
Oulun Satama
Pietarsaaren satamalaitos
Porin Satama
Raahen kaupungin satamatoimisto
Rauman Satama
Savonlinnan kaupungin tekninen virasto

Sisältö

Kirje	3
1 Johdanto	7
2 Ruoppausta ja läjitystä ohjaava lainsäädäntö	8
2.1 Ruoppaukset, jotka eivät vaadi lupaa	8
2.2 Luvanvaraiset ruoppaukset	8
2.3 Ruoppausmassan läjitys	8
2.3.1 Läjitys vesialueilla	8
2.3.2 Läjitys maa-alueilla	9
3 Ruoppaus- ja läjitystoiminta	10
3.1 Ruoppaus- ja läjitystoiminnan kuvaus	10
3.1.1 Ruoppausmassan irrottaminen ja nostaminen	10
3.1.2 Ruoppausmassan siirtäminen	11
3.1.3 Ruoppausmassan sijoittaminen	11
3.2 Ruoppaus- ja läjitystoiminnan laajuus Suomessa	12
3.3 Sedimenttien pilaantuneisuus Suomessa	13
4 Ruoppaus- ja läjitystoiminnan ympäristövaikutukset	14
4.1 Haitallisten aineiden ympäristövaikutukset	14
4.2 Vaikutukset veden laatuun, pohjaeliöstöön ja kalastoon	15
4.2.1 Veden samentuminen ja ravintotasapainon häiriintyminen	15
4.2.2 Vesikasvillisuus	16
4.2.3 Pohjaeliöstö	16
4.2.4 Kalat	16
4.2.5 Virtaukset	17
4.3 Vaikutukset ihmisten elinoloihin ja virkistykseen	17
4.3.1 Vedenotto	17
4.3.2 Ammatti- ja virkistyskalastus	17
4.3.3 Muu virkistyskäyttö	17
4.4 Vaikutukset maisemaan, maankäyttöön ja merenalaisiin rakenteisiin	18
4.4.1 Maisema	18
4.4.2 Maankäyttö	18
4.4.3 Merenalaiset tekniset rakenteet	18
4.4.4 Meriarkeologia	18
4.5 Kuljetusten ja välivarastoinnin vaikutukset	19
4.6 Vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen	19
5 Ympäristönsuojelutoimet	20
5.1 Ympäristön kannalta hyvät ruoppaus- ja läjitysmenetelmät	20
5.2 Ruoppaus- ja läjitystöiden ajankohta	21
5.3 Läjitysalueen paikan valinta	21

6	Ruoppausmassan läjityskelpoisuuden arvioiminen	22
6.1	Ruoppausmassan laatukriteerit	22
6.2	Pilaantuneen ruoppausmassan tapauskohtainen arviointi ns. harmaalla alueella	24
6.3	Pilaantuneeksi luokitellun ruoppausmassan rajaaminen, erottaminen ja sijoittaminen	24
6.4	Ruoppausohjeen soveltaminen sisävesillä.....	25
7	Lupahakemusta varten tehtäviä selvityksiä	26
7.1	Ruoppaus- ja läjityshankkeen perustelut	26
7.2	Ruoppaus- ja läjitysmenetelmien arviointi	26
7.3	Ruopattavan sedimentin laadun arvioiminen.....	26
7.3.1	Haitta-aineiden analysoinnista vapautetut massat	26
7.3.2	Ruoppausmassan fysikaaliset ominaisuudet	27
7.3.3	Ruoppausmassan kemialliset ominaisuudet	27
7.3.4	Ruoppausmassan biologiset ominaisuudet ja vaikutukset.....	28
7.4	Sedimenttinäytteiden ottaminen.....	29
7.5	Läjitysalueita koskevat tiedot	30
7.6	Läjitysvaihtoehtojen arvioiminen	31
7.7	Vaikutusarvio.....	31
8	Ympäristövaikutusten tarkkailu	32
9	Epävarmuustekijät ja tulevaisuuden haasteet	34
Lähteet	35
Liitteet		
1.	Ruoppausmassojen laatukriteerit, tulosten normalisointi.....	37
2.	Ruoppausmassojen läjityskriteerien perusteet.....	42
3.	Muistio ruoppausta ja läjitystä ohjaavasta lainsäädännöstä	44
Kuvailulehdet	119
	Anvisningar för muddring och deponering av muddermassor.....	61

Johdanto



Laivaväylien ja satamien rakentamisessa ja kunnossapidossa sekä muussa vesirakentamisessa tehtävät ruoppaus- ja läjitystoimet aiheuttavat ympäristövaikutuksia kuten veden samenumista, pohjaeliöstön, vesikasvillisuuden ja kalaston vähenemistä sekä virtausmuutoksia. Kuormitettujen vesialueiden sedimentit sisältävät haitallisia aineita. Ruoppaukseen ja ruoppausmassojen läjittämiseen sovelletaan vesi- ja jätelainsäädäntöä ja usein myös ympäristönsuojelulakia. Suurimpiin hankkeisiin voidaan soveltaa myös lakia ympäristövaikutusten arviointimenettelystä.

Tämän ympäristönsuojeluohjeen tarkoituksena on esitellä lyhyesti ruoppaukseen ja läjittämiseen liittyvät säädökset ja lupamenettelyt sekä opastaa toiminnan aiheuttamien ympäristövaikutusten arvioimisessa ja hallitsemisessa. Ohje ei sisällä ruoppaukseen ja läjitykseen liittyviä (ympäristö)teknisiä menetelmäkuvauksia, joita on tarkoitus käsitellä myöhemmin julkaistavassa käsikirjassa. Ohjeessa käsitellään myös lyhyesti ruoppausmassojen sijoittaminen maalle, kun massa ei ole läjityskelpoista mereen.

Ohjetta laadittaessa on otettu huomioon sekä Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen nojalla annettu suositus ja ohje ruoppausmassan läjityksestä mereen että Koillis-Atlantin sopimukseen (OSPAR) liittyvä ohje läjityksestä. Ohjeessa esitetään myös ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arvioinnin avuksi laaditut haitallisten aineiden ohjeelliset laatukriteerit mereen tapahtuvalle ruoppausmassojen läjittämiseksi. Kriteereitä ei ole tarkoitettu käytettäväksi normiluonteisesti, vaan paikalliset olosuhteet joudutaan aina huomioimaan ratkaisuja mietittäessä. Kriteereihin liittyy vielä epävarmuustekijöitä. Esimerkiksi orgaanisten tinayhdisteiden osalta tiedot rannikkoalueiden pitoisuuksista ja aineen vaikutuksista Itämeren eliöihin ovat vielä puutteellisia ja ongelman suuruus on vasta hahmottumassa. Lisäselvitysten ja –kokemusten jälkeen ruoppausmassan sisältämiä haitallisia aineita koskevista arviointiperusteista ja raja-arvoista on tarkoitus säätää erikseen annettavalla ympäristöministeriön asetuksella.

Ohje on annettu vesilain 21 luvun 1 §:n ja ympäristönsuojelulain 95 §:n nojalla ja se on tarkoitettu ensisijaisesti valvontaviranomaisille käytettäväksi apuna ruoppauksista ja läjityksestä koskevissa tehtävissä. Ohje soveltuu käytettäväksi myös hankkeiden suunnittelussa. Ohjetta sovelletaan Suomen aluevesillä ja soveltuvin osin sisävesillä tapahtuvaan ruoppaukseen ja läjittämiseen.

Ohje on laadittu Suomen ympäristökeskuksessa ympäristöministeriön ohjauksessa. Ohjeen ovat kirjoittaneet ylitarkastaja Kenneth Holm, kehitysinsinööri Virpi Nikulainen ja lakimies Suvi Ruuska Suomen ympäristökeskuksesta. Ohjausryhmässä ovat olleet mukana ympäristöneuvos Olli Pahkala, ylitarkastaja Eeva-Liisa Poutanen ja ylitarkastaja Anna-Maija Pajukallio ympäristöministeriöstä. Ruoppausmassan laatukriteerien osalta työtä on jatkettu 1990-luvun lopulla toimineen työryhmän (Tarja Pyykkö, Kauko Häkkinen, Olavi Sandman, Jouni Lehtoranta ja Joukko Kemppainen) esityksen pohjalta.

2

Ruoppausta ja läjitystä ohjaava lainsäädäntö

Seuraavassa esitellään lyhyesti ruoppausta ja läjitystä ohjaava lainsäädäntö. Liitteenä 3 on Suomen ympäristökeskuksen laatima lainsäädäntöä koskeva yksityiskohtainen muistio.

2.1 Ruoppaukset, jotka eivät vaadi lupaa

Ruoppaamiseen vesialueella ei aina tarvita lupaa. Vesilain (264/1961) 1 luvun 30 §:ssä säädettyin edellytyksin jokaisella, joka kärsii lietteestä, matalikosta tai muusta niihin verrattavasta vesistön käyttöä koskevasta haitasta, on oikeus ryhtyä tarpeellisiin toimenpiteisiin vesistön tilan ja käyttömahdollisuuksien parantamiseksi. Ruoppaustyön aloittamisesta ja suorittamistavasta on kuitenkin, jos toimenpide ei ole merkitykseltään vähäinen, ennakolta ilmoitettava vesialueen omistajalle tai, vesialueen kuuluessa yhteisalueen osakkaille, yhteisalueen osakaskunnalle. Ilmoitus on tehtävä myös vähintään kuukautta ennen työn aloittamista asianomaiselle alueelliselle ympäristökeskukselle (vesiasetuksen 85 a §).

Alueelliset ympäristökeskukset arvioivat tarvittaessa, pidetäänkö ruoppausta merkitykseltään vähäisenä. Käytännössä meriympäristössä tapahtuvaa ruoppausta ei yleensä ole pidetty vähäisenä, jos massamäärät ovat olleet yli 1000 m³ tai jos ruopattavaan alueeseen on liittynyt erityisiä luontoarvoja ja massamäärä on ollut yli 500 m³. Sisävesialueilla ruoppausta ei yleensä ole pidetty vähäisenä, jos poistettavan massan määrä on ollut yli 100 m³. Sekä meri- että sisävesialueilla vähäisyyden arvioinnissa on otettava huomioon massamäärien lisäksi ruoppaustyön toteuttamispaikan olosuhteet, ajankohta ja työn vaikutukset.

2.2 Luvanvaraiset ruoppaukset

Vesilaissa on säädetty siitä, milloin ruoppaaminen vaatii luvan. Ruoppaaminen edellyttää ympäristölupaviraston lupaa, jos siitä aiheutuu vesistön sulkemis- tai muuttamiskieltojen (VL 1 luvun 12-15 §) vastainen seuraus tai jos siitä voi aiheutua ympäristönsuojelulaissa (86/2000) tarkoitettua pilaantumista vesialueella. Mainituista seurauksista riippumatta lupa vaaditaan, jos ruoppaamisesta aiheutuu vesialueen omistajalle huomattavaa haittaa.

Jos ruoppaamisesta voi aiheutua ympäristönsuojelulaissa tarkoitettua pilaantumista, lupa-asian käsittelyssä on vesilain lisäksi soveltuvin osin noudatettava ympäristönsuojelulain säännöksiä (YSL 41-44, 46, 55, 57 ja 58 §). Lupaharkinnassa on tarvittavilta osin otettava huomioon myös luonnonsuojelulain (1096/1996) sekä maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999) säännökset.

2.3 Ruoppausmassan läjitys

2.3.1 Läjitys vesialueilla

Ruoppausmassan sijoittaminen eli läjitys vaatii seurauksista riippumatta ympäristölupaviraston luvan aina, jos sijoittaminen tapahtuu hylkäämistarkoitukses-

sa merialueella. Lupa on tarpeen myös, jos läjityksestä voi aiheutua vesistön sulkemis- tai muuttamiskieltojen vastainen seuraus tai ympäristönsuojelulaisissa tarkoitettua pilaantumista vesialueella. Luvanvaraiseen toimenpiteeseen sovelletaan vesilain 2 lukua. Jos läjityksestä voi aiheutua pilaantumista vesialueella, sovelletaan myös ympäristönsuojelulakia (YSL 41-44, 46, 55, 57 ja 58 §).

Jos veteen läjitettäessä muodostuu maa-aluetta, on kyseessä vesialueen täyttö, johon sovelletaan vesilakia. Mikäli täytössä käytetään ruoppausmassoja, joista voi aiheutua pilaantumista vesialueella, lupaharkinnassa sovelletaan myöskin edellä mainittuja ympäristönsuojelulain säännöksiä.

Läjittämiseen ei tarvita lupaa, jos kyse on merkityksettömän pienestä määrästä ruoppausmassaa. Se, mitä tarkoitetaan merkityksettömän pienellä määrällä, tulee arvioida tapauskohtaisesti ottaen huomioon mm. ruoppausmassojen mahdollinen pilaantuneisuus.

Suomen aluevesirajan ulkopuolella tapahtuvaan ruoppausmassan läjitykseen sovelletaan merensuojelulakia. Vesilaki ja ympäristönsuojelulaki eivät tällöin sovellettavaksi. Eduskunnalle on annettu Suomen talousvyöhykkeen perustamista koskeva lakiehdotus. Laki ulottaa voimaan tultuaan vesilain ja ympäristönsuojelulain soveltamisen talousvyöhykkeelle ja vastaavasti merensuojelulain soveltaminen rajataan talousvyöhykkeen ulkopuolelle.

2.3.2 Läjitys maa-alueilla

Ruoppausmassan maalle läjittämisen luvantarve määräytyy ympäristönsuojelulain ja -asetuksen perusteella. Ympäristölupa tarvitaan kaatopaikoille ja muuhun jätteen laitos- ja ammattimaiseen hyödyntämiseen tai käsittelyyn. Ympäristönsuojeluasetuksen (169/2000) 4 §:ssä on mm. pilaantumattoman maa-ainesjätteen hyödyntämisen ja käsittelyn luvanvaraisuutta koskeva poikkeus. Lisäksi kaatopaikkoja koskevassa valtioneuvoston päätöksessä (861/1997) on merkittäviä ruoppausmassan sijoittamista koskevia päätöksen soveltamisalan rajauksia.

Myös vesilaissa on säännös ruoppausmassan maalle sijoittamisesta (4 luvun 6 §:n 3 momentti). Sen mukaan ruoppausmassan maalle sijoittaminen saattaa vaatia maanomistajan suostumuksen. Jollei suostumusta saada, ympäristölupavirasto voi myöntää luvan läjitykseen, mutta tällainen lupa koskee vain alueen käyttöoikeutta eikä siinä arvioida läjityksen ympäristönsuojelullisia edellytyksiä (VL 2:7).

Eräissä tapauksissa ruoppausmassojen läjittäminen maalle saattaa vaatia myös maankäyttö- ja rakennuslain mukaisen maisematyöluvan, josta säädetään maankäyttö- ja rakennuslain 128 §:ssä.

3

Ruoppaus- ja läjitystoiminta

3.1 Ruoppaus- ja läjitystoiminnan kuvaus

Ruoppaus- ja läjitystoiminnalla tarkoitetaan massojen irrottamista vesistön pohjasta ja niiden nostamista, kuljettamista ja läjittämistä joko vesialueella sijaitsevaan läjityspaikkaan tai maa-alueelle. Ruoppaushankkeet voivat olla mm.

- väylän tai satama-altaan rakentamiseksi tehtäviä uudisruoppauksia
- väylien ja satamien ylläpitoon liittyviä kunnossapito- tai ylläpitoruoppauksia
- uusien täyttöalueiden pohjarakentamiseen liittyviä ruoppauksia
- kunnostusruoppauksia, joissa on tavoitteena vesistön laadun ja käyttökelpoisuuden parantaminen poistamalla ravinnepitoinen tai pilaantunut sedimenttikerros
- maa-ainesten ottoa vesialueelta esim. rakennustarkoituksiin
- pienen mittakaavan ruoppauksia ja ruoppausmassojen siirtelyä yksityishenkilöiden rantojen parannustöiden yhteydessä.

Ruoppausprosessissa on kolme työvaihetta:

- ruoppausmassan irrottaminen ja nostaminen (ks. 3.1.1)
- ruoppausmassan siirtäminen sekä (ks. 3.1.2)
- ruoppausmassan sijoittaminen (ks. 3.1.3).

Ruoppausmenetelmä muodostuu näiden työvaiheiden yhdistelmästä ja ne voidaan hankkeissa ratkaista eri tavoin. Seuraavassa on lyhyesti kuvattu näitä ruoppaushankkeen osavaiheita.

3.1.1 Ruoppausmassan irrottaminen ja nostaminen

Ruoppausmassan irrottaminen voidaan tehdä hydraulisin tai mekaanisin menetelmin ja kaupallisia laitteistovaihtoehtoja on runsaasti. Massa irrotetaan joko kauhalla tai jyrsimellä leikkaamalla. Mikäli massan leikkauslujuus on vähäinen voidaan massat imuroida suoraan ilman erillistä irrotusta.

Kauharuoppaajat ovat mekaanisia ruoppauslaitteistoja, jotka soveltuvat erityisesti ns. tiiviiden sedimenttien (kitkamaalajit) poistamiseen. Kauhalla irrottaminen voidaan tehdä kuokka-, pisto- tai kahmarikauhalla.

Kauharuoppauksessa ruoppausmassa saadaan yleensä kuivempuna siirtokuntoon kuin pumppaustekniikoita käytettäessä. Massan kiintoainepitoisuudella on vaikutuksia sedimentin jatkokäsittelyyn sekä hankkeen taloudellisuuteen. Kauharuoppaajat ovat yleisesti toimintavarmoja, mutta työnopeus ei ole paras mahdollinen, sillä kauhan asema on määritettävä yhä uudestaan työn kuluessa. Ruoppausmassaa ei siis poisteta jatkuvana virtana kuten myöhemmin esiteltävissä hydraulisissa menetelmissä.

Poistettaessa pilaantunutta ruoppausmassaa kauharuoppaajalla, on estettävä haitallisten aineiden ja hienoaineksen leviäminen veteen ja tarvittaessa eristettävä ruoppausalue. Kiintoainetta vapautuu kauhan laskemisen, pohjalla työs-

kentelyn, noston sekä erityisesti avoimesta kauhasta tapahtuvan karkaamisen yhteydessä. Suljettu kauharakenne (kuokkakauha/ kahmarikauha) soveltuu erityisesti pilaantuneiden sedimenttien ruoppaukseen, koska siitä ei pääse huuhtoutumaan massaa, kun kauha nostetaan vesimassan läpi. Ruoppaajan ammattitaidolla on todettu olevan erittäin suuri merkitys karkaavan kiintoaineen määrään.

Imuruoppaustekniikat ovat hydraulisia menetelmiä, jotka soveltuvat ns. löyhien sedimenttien (koheesiomaalajit) poistamiseen. Imuruoppauksessa ruopattu sedimentti siirretään lietteenä pumppujen avulla jatkokäsittelyyn tai loppusijoituspaikkaan. Lietteiden siirtämiseen tarvitaan suuri vesimäärä ja ruoppausmassan kiintoainepitoisuus muodostuu siten luonnontilaista massaa huomattavasti pienemmäksi. Hydrauliset menetelmät ovat myös yleisesti herkkiä roskille, pohjalla oleville kappaleille (puun juuret, kivet tms.) ja laitteistojen tukkeutumiselle.

Ns. erikoisruoppauksissa pyritään yhdistämään perinteisen kauharuoppauksen ja imuruoppauksen etuja kuten suuren kiintoainepitoisuuden saavuttamista sekä ympäristöstä suljettua järjestelmää.

Ruoppaus- ja läjitystekniikoita käsitellään laajemmin mm. seuraavissa julkaisuissa:

Laasonen, J. Ympäristöystävällisiä menetelmiä erityisesti saastuneiden massojen ruoppaukseen. Uusi ympäristölainsäädäntö- Satama ja väylät, Satamaseminaari, 15.-16.6.2000, Naantali.

Laasonen, J. Saastuneiden sedimenttien käsittelymahdollisuudet Kymijoen ja kenttäkokeiden suunnittelu. Espoo 2000. VTT julkaisu 843.

Riipi, T. 1997. Ruoppaus- ja läjitystekniikoiden valinta maalajien ominaisuuksien ja ympäristövaikutusten perusteella. VTT Tiedotteita 1853. 66 s. + liitt. 40 s.

Riipi, T. 1998. Saastuneiden tai rehevien vedenalaisten sedimenttien poistotekniikat, Kirjallisuusselvitys. VTT Valmistustekniikka, Tutkimusselostus VAL34-980488.

3.1.2 Ruoppausmassan siirtäminen

Ruopattu massa voidaan siirtää kuljettamalla proomulla, työntämällä puskulevyllä tai pumppaamalla putkea pitkin.

Jos ruopattu massa voidaan läjittää mereen, voidaan massat kuormata proomuun, hinata läjityspaikkaan ja tyhjentää proomu pudottamalla massat pohjaan. Myös sijoitettaessa massoja maalle voidaan kuljettaminen tehdä proomuilla. Massat joudutaan tällöin lisäksi kuormaamaan proomusta pois ja kuljettamaan siirtopaikkaan maakuljetuksena.

Ruopattujen massojen siirtäminen putkea pitkin on perinteinen imuruoppauksen yhteydessä käytettävä siirtotapa. Imuruoppaajan pumppu imee vettä ja jyrsimen irrottamaa massaa putkeen ja työntää sitä putkilinjaan. Saattovettä tarvitaan pienentämään kitkaa putkistossa. Saattovettä ei kuitenkaan tarvita määntäpumpulla pumpattaessa.

3.1.3 Ruoppausmassan sijoittaminen

Ruopattu massa voidaan läjittää joko veteen tai maalle. Massat tulisi aina pyrkiä hyödyntämään, millä voi myös olla suotuisa vaikutus hankkeen kustannuksiin.

Suomessa on ruopattuja massoja sijoitettu yleisesti vedenalaisille vesiläjitysalueille. Vesiläjitukseen valitut alueet voivat olla esim. meren pohjassa olevia luonnollisia syvänteitä. Sedimentin haitallisuus ja mereen läjityskelpoisuus on selvitettävä aina, mikäli toimintatietojen perusteella on syytä epäillä pilaantumista tapahtuneen. (ks. luku 6).

Satamarakentamisen yhteydessä on massoja läjitetty mm. satama-alueilla sijaitseville vesiläjitysalueille, käytetty satamarakenteisiin tai rantojen pengerrykseen. Satama-alueen laajentaminen on saatettu tehdä täyttämällä vesialue ruoppausmassoilla.

Maalle sijoitettavien sedimenttimassojen pilaantuneisuuden arvioinnissa on käytetty pääsääntöisesti maaperän ns. Samase-ohjearvoja. Ennen kuin ruoppausmassat voidaan sijoittaa maankaatopaikalle (puhtaat) tai tavanomaisen jätteen tai ongelmajätteen kaatopaikalle, on niiden kaatopaikkakelpoisuus arvioitava. Veden poistaminen on yleensä välttämätöntä, koska nestemäistä jätettä ei voida vastaanottaa käsittelyalueilla. Pilaantuneita massoja voidaan myös toisinaan käyttää hyödyksi esim. stabiloituina rakenteissa.

Väylien ja satamien kunnossapitoruoppausten yhteydessä on imuruopattu massoja läjitetty ranta-alueille rakennettaviin läjitysaltaisiin, joista ruoppauslietteestä selkeytynyt vesi on päästetty takaisin vesistöön. Tarvittaessa kiintoaineen saostuksessa on käytetty kemikaaleja.

Pilaantuneen sedimentin ruoppauksessa ja läjityksessä tulee yleisesti pyrkiä mahdollisimman pieneen vesipitoisuuteen. Ruopatusta sedimentistä voidaan poistaa vettä laskeutus- ja saostusaltaissa tai suodattamalla. Erityisesti imuruoppauksella ruopatut massat saattavat olla erittäin vesipitoisia ja niiden läjittäminen maalle on siten vaikeaa. Vedenpoiston yhteydessä on varmistettava, ettei haitallisia aineita kulkeudu poistetun veden mukana vesistöön tai maaperään. Haitallisia aineita sisältävän veden käsittelystä on huolehdittava.

Sedimentin partikkelikoko vaikuttaa sedimentin kulkeutumiseen ja haitta-aineiden sitoutumiseen. Haitalliset aineet sitoutuvat yleensä hienojakoiseen ainekseen, jolloin karkeampi ja puhtaampi aines voidaan mahdollisesti ohjata suoraan läjitettäväksi. Massojen seulonnessa voidaan poistaa käsittelyyn tai sijoitukseen soveltumattomat ainekset. Esim. karkeampaa ainesta (sora ja moreeni) saatetaan käyttää hyväksi esim. satama- ja rantarakenteissa täyttömaana.

Läjityksessä on tärkeää varmistaa sedimentin leviämisoimaisuuksiin vaikuttavat tekijät:

- sedimentin laatu ja rakenne
- veden syvyys (maksimi, minimi, keskiarvo)
- veden kerrostuneisuus eri vuodenaikoina ja erilaisissa sääolosuhteissa
- pinta- ja pohjavirtaukset (suunta ja nopeus)
- tuulen ja aaltojen ominaisuudet ja aiheuttamat virtaukset
- liettyneen kiintoaineen pitoisuus ja koostumus.

Läjityspaikan valintaa on kuvattu tarkemmin ohjeen luvussa 5.3.

3.2 Ruoppaus- ja läjitystoiminnan laajuus Suomessa

Vuodesta 1989 lähtien on Helsingin komissiolle raportoitu ruoppaus- ja läjitystoiminnan laajuudesta. Veteen läjitettävien ruoppausmassojen määrä on Suomessa vakiintunut vuosittain tasolle noin miljoona kuutiometriä. Suuressa kohteessa voi kuitenkin syntyä ruoppausmassoja paljon keskimääräistä vuotuista määrää enemmän. Esim. Vuosaaren sataman ruoppausmassojen määrän on arvioitu olevan viisi miljoonaa kuutiometriä, joka kuitenkin jakautuu usealle vuodelle.

Ruopattujen ja läjitettävien massojen määrä ei ole suoraan verrannollinen aiheutuvien ympäristövaikutusten kanssa. Ruopatun massan kemiallinen ja fyysikaalinen laatu voivat olla ympäristövaikutusten kannalta määrää oleellisempia tekijöitä. Myös läjityspaikan oikealla valinnalla voidaan vaikuttaa hankkeen ympäristövaikutuksiin.

3.3 Sedimenttien pilaantuneisuus Suomessa

Suomessa on haitallisten aineiden esiintymistä vesistöissä tarkkailtu 1960-luvulta lähtien mm. teollisuuden jätevesien velvoitetarkkailun yhteydessä. Tarkkailu on kuitenkin kohdistunut lähinnä ravinteiden ja vesiliöihin kertyvien haitallisten aineiden seurantaan. Monet haitalliset aineet sitoutuvat kuitenkin erityisesti vedessä olevaan kiintoainekseen ja sedimentoituvat vesistöjen pohjalle. Ruoppaus- ja läjitystoiminnan vaikutuksesta nämä haitalliset aineet voivat vapautua jälleen luonnon kiertokulkuun.

Ympäristöhallinnossa laaditussa Saastuneiden sedimenttien kartoitus -hankkeessa selvitettiin mahdollisten saastuneiden järvi- ja rannikkosedimenttien sijaintia ja määrää pilaantuneita maa-alueita koskevan ns. Samase-tietokannan pohjalta. Selvityksen mukaan sedimenttien pilaantumista aiheuttavista toiminnoista merkittävimpiä olivat kaatopaikat sekä mekaanisen puunjalostuksen laitokset kuten sahat ja kyllästämöt. Myös kemiallisen puunjalostuksen, kemian- ja muoviteollisuuden, metalliteollisuuden, korjaamo-, konepaja- ja romuttamotoiminnan sekä jätevedenpuhdistamoiden todettiin aiheuttaneen sedimenttien saastumista. Sedimentteihin kertyneitä haitallisia aineita olivat erityisesti organoklooriyhdisteet, öljyt ja metallit. Sedimenttien saastumistilanteen laajuudesta ei kuitenkaan saatu varmuutta. Nykyisin pilaaviksi toiminnoiksi tunnistetaan myös monia muita toimialoja, jotka eivät sisällyneet, Samase -kartoitukseen.

Ympäristöministeriössä vuonna 1995 tehdyssä selvityksessä tarkasteltiin mereen upotettujen ruoppausmassojen haitallisten aineiden lupakriteerijä ja pitoisuuksia Suomen rannikkoalueilla. Selvityksessä todettiin läjitettyjen ruoppausmassojen sisältämien haitallisten aineiden pitoisuuksien olevan melko huonosti tunnettuja.

Kymijoki on Suomen tunnetuin ja laajin alue, jossa on dioksiiniyhdisteillä ja elohopealla saastuneita sedimenttejä yhteensä lähes 5 milj. m³. Paikoitellen sedimenttien pitoisuudet ylittävät saastuneille maille ehdotetut raja-arvot 100-1000-kertaisesti. Jokisedimenttien jatkuvan kulkeutumisen vuoksi Kymijoki on myös edelleen Suomenlahden suurin dioksiinikuormittaja.

Viime aikoina Suomessa esille nousseen TBT -kysymyksen merkittävyys ympäristöongelmana on vasta hahmottumassa. Orgaanisia tinayhdisteitä (etenkin TBT) on käytetty alusten pohjamaaleissa. Kohonneita pitoisuuksia ja haitallisia vaikutuksia on todettu lähinnä suurissa satamissa ja vilkkaiden, vedenvaihdoltaan huonojen vesiliikennereittien läheisyydessä. Lisäksi telakoilla vanhan maalin poistamisen yhteydessä osa maaleista on kulkeutunut vesistöön. Orgaanisten tinayhdisteiden käyttö alusten pohjamaaleissa on kielletty vuoden 2003 alusta alkaen eikä niitä saa olla alusten pohjissa enää lainkaan vuodesta 2008 lähtien. Orgaaniset tinayhdisteet ovat biohajoavia, joten päästöjen lakattua sedimentteihin kertyneet varastot vähitellen poistuvat.

4

Ruoppaus- ja läjitystoiminnan ympäristövaikutukset

Ympäristövaikutuksilla tarkoitetaan ruoppaus- ja läjitystoiminnasta aiheutuvia suoria ja välillisiä vaikutuksia:

- ihmisten terveyteen, elinoloihin ja viihtyvyyteen
- maaperään, vesiin ja vesistöihin, ilmaan ja ilmastoon
- eläimiin ja kasvillisuuteen
- yhdyskuntarakenteeseen, rakennuksiin, maisemaan, kaupunkikuvaan ja kulttuuriperintöön sekä näiden tekijöiden vuorovaikutuksiin.

Hankkeen ympäristövaikutukset riippuvat ruopattujen massojen määrästä sekä laadusta. Hankkeen fysikaalisten ja kemiallisten vaikutusten kannalta merkittävää on sedimenttimassan sisältämän hienoaineksen leviäminen ympäristöön. Vaikutusalueen laajuutta voidaankin karkeasti arvioida siitä, kuinka laajalle alueelle hienoaineskulkeutuma ja merenpohjan peittyminen ulottuu.

Osa hankkeesta aiheutuvista vaikutuksista on ohimeneviä, työnaikaisia ja osa pysyviä. Hankkeen vaikutukset muodostavat myös ns. vaikutusketjuja. Esimerkiksi veden samentuminen ja pilaantuminen saattaa heikentää kalakantaa, mikä puolestaan voi vaikuttaa ammattikalastajien elinkeinon kannattavuuteen.

Ympäristövaikutukset kohdistuvat alueellisesti myös eri tavoin. Osa vaikutuksista kohdistuu vain paikallisiin kysymyksiin, osa koskettaa valtakunnallisesti tai jopa kansainvälisesti merkittäviä kokonaisuuksia. Kyseessä olevan hankkeen todennäköisen vaikutusalueen raja- ja vaikutusten leviämisen alustavat rajaukset tulisikin selvittää etukäteen.

Ympäristövaikutusten arviointi koskettaa usein arvoja ja arvostuksia, joista on erilaisia näkemyksiä. Kaikki vaikutukset eivät ole selkeästi esim. numeerisilla arvoilla mitattavissa ja osoitettavissa, mikä vaikeuttaa osaltaan arviointia. Hankkeella saattaa olla myös yleisesti merkittäviä vaikutuksia, jotka tulee ottaa suunnittelussa ja päätöksenteossa huomioon, kuten esim. satama- ja väylähankkeiden osalta hankkeiden taloudelliset vaikutukset.

Seuraavassa on kuvattu lyhyesti ympäristövaikutuksia, jotka tulisi ottaa arvioinnissa huomioon. Arvioinnin laajuus riippuu aina hankkeesta. On muistettava, että myös pienimuotoisten ruoppausten (yhteis)vaikutukset kuormittamattomilla alueilla voivat olla hyvin merkittäviä ekosysteemin kannalta.

Lupahakemukseen liitettävää hankkeen vaikutusarviointia käsitellään ohjeen luvussa 7.7.

4.1 Haitallisten aineiden ympäristövaikutukset

Haitallisten aineiden ympäristövaikutukset aiheutuvat aineen luontaisiin ominaisuuksiin perustuvasta vaikutustavasta sekä ympäristön altistumisesta aineille. Aineen myrkyllisyys eri eliöryhmille voi olla ympäristövaikutusten kannalta yksi keskeisimmistä tekijöistä ja niitä selvitetään laajemmin ohjeen luvussa 7.3.4 kuvatuilla myrkyllisyystesteillä. Haitalliset aineet vaikuttavat ympäristöön sekä välittömästi (akuutit vaikutukset) että pitkäaikaisvaikutuksina (krooniset vaikutukset). Suorien myrkyvaikutusten lisäksi kemikaalit voivat aiheuttaa ympäristövaikutuksia myös epäsuorasti esim. muuttamalla ravintoketjua.

Aineen käyttömäärä ja -tapa vaikuttavat ympäristön altistumiseen ja käyttömäärän on todettu korreloivan hyvin ympäristössä tavattavien pitoisuuksien kanssa. Käyttömäärän lisäksi aineen ominaisuudet vaikuttavat ympäristössä esiintyviin pitoisuuksiin; erityisesti pysyvyys, kulkeutuminen ja kertyminen ovat tärkeitä muuttujia. Aineen pysyvyys vaikuttaa kemikaalin ympäristövaarallisuuteen. Pysyvät aineet kertyvät ympäristöön ja ajan myötä pienikin myrkyllisyys aiheuttaa haittoja. Aineen biologiseen saataavuuteen vaikuttavat kemikaalin kiinnittyminen sedimenttiin, sen vesiliukoisuus, rasvahakuisuus ja haihtuvuus. Yleisesti ympäristölle haitallisimpia ovat sellaiset kemikaalit, jotka ovat myrkyllisiä, eivät hajoa tai hajoavat vain erittäin hitaasti luonnossa ja kertyvät eliöihin.

Ruoppaus- ja läjitystoiminta aiheuttaa muutoksia veden laatuun ja pohjan kemialliseen koostumukseen. Ruoppausmassan sisältämät haitalliset aineet ovat yleensä tiukasti sitoutuneina sedimentin hienoainepartikkeleihin ja orgaaniseen ainekseen. Ruoppauksen vaikutuksesta haitta-aineet ja ravinteet vapautuvat veteen ja leviävät kiintoainepartikkeleihin sitoutuneina. Joidenkin arvioiden mukaan noin 5-10 % haitta-aineista leviää ympäristöön ruoppausalueelta ruoppauksen yhteydessä. Ruoppattavan massan laatu, ruoppaus- ja läjitystekniikat, olosuhteet ym. vaikuttavat kuitenkin ruoppausmassan kulkeutumiseen ja leviäminen on suurissa hankkeissa aina arvioitava tapauskohtaisesti.

Ruoppausmassan sisältämät aineet voivat muuttua fysikaalisesti, kemiallisesti tai biologisesti joutuessaan uudelleen meriympäristöön. Nämä muutokset tulisi ottaa huomioon ruoppausmassan sijoituspaikkaa valittaessa ja seurantaohjelmaa laadittaessa.

Ruoppauksella voi olla myös myönteisiä vaikutuksia. Kunnostusruoppauksen yhteydessä vesistön laatu paranee, kun vesistöä poistetaan pilaantuneita tai ravinnepitoisia sedimenttejä. Satama-altaissa ja väylillä potkurivirrat saattavat aiheuttaa haitta-aineiden leviämistä, jolloin ruoppaus ja hallittu läjittäminen vähentävät ympäristökuormitusta.

4.2 Vaikutukset veden laatuun, pohjaeliöstöön ja kalastoon

Sedimenttien ruoppaus ja läjitystoiminnan aiheuttamat veden laadun ja virtausolosuhteiden muutokset vaikuttavat suoraan vesi- ja pohjaeliöihin sekä kalastoon. Veden laadun muutokset ilmenevät veden samentumisena sekä ravinteiden ja mahdollisten haitallisten aineiden kulkeutumisena ja kertymisena uusille alueille.

Ruoppaustöiden vaikutuksesta pohjan syvyys (topografia) ja sen laatu muuttuvat merkittävästi. Vesipatsaassa tapahtuvat muutokset voivat vaikuttaa meriekosysteemin tasapainoon.

4.2.1 Veden samentuminen ja ravintotasapainon häiriintyminen

Ruoppaus- ja läjitystoiminta aiheuttaa työnaikaista veden samentumista ja kiintoainepitoisuuden nousua. Vaikutusalueita ovat varsinaiset ruoppaus- ja läjitysalueet merellä ja sisävesillä sekä mahdollisesti rannan läjitysalueet. Samentunut vesi kulkeutuu virtausten mukana eri suuntiin ruoppauspaikalta sekä pintavedessä, pohjanläheisessä alusvesikerroksessa että välivesikerroksissa. Yleisesti on todettu samentumien vaikutusalueen olevan varsin paikallinen ja veden laadun alkavan kirkastua ruoppaustöiden päätyttyä.

Huonosti valittu läjitysalue voi kuitenkin aiheuttaa jatkuvaa kiintoaineen leviämistä ympäristöön. Paikalliset olosuhteet tuleekin tutkia riittävän perusteellisesti. Jotta läjitettävä aines ei kulkeutuisi pois läjitysalueelta, tulee ruoppausmassojen läjitysalueiksi valita alueita, jotka ovat todellisia sedimentaatiopohjia.

Ruoppaustoimenpiteiden vaikutuksesta sedimentin sisältämät ravinteet vapautuvat vesistöön ja vesistössä saattaa aiheutua rehevöitymistä. Mikäli ruopat-

tavassa vesistöissä on runsaasti ravinteikasta pohjaliejua ja orgaanista ainesta, saattavat pohjan ja alusveden happiolosuhteet heiketä ja rehevöitymisvaikutukset lisääntyä.

4.2.2 Vesikasvillisuus

Samentuminen ja sedimentoituminen vaikuttavat haitallisesti vesikasvillisuuteen. Pohjakasvillisuudella on ravinnon lisäksi merkitystä myös kalojen kutualustana sekä kalanpoikasten suojapaikkana. Kasvillisuuden häiriintymisellä on siten heijastusvaikutuksia myös pohjaeläimistöön ja kalastoon sekä ravinnon vähenemien kautta linnustoon.

Vesikasvillisuuteen kohdistuvat vaikutukset kohdistuvat erityisesti ruoppaus- ja läjitysalueita ympäröiviin matalampiin alueisiin. Kasvillisuuden häiriintyminen vähentää usein vedenalaisen luonnon monimuotoisuutta.

Ruoppauksen ja läjityksen ajankohdalla on suuri merkitys ympäristövaikutuksiin. Kasvuston ja pohjaeläimistön kannalta ovat kesällä tehtävät toimenpiteet haitallisimpia, sillä kasvien elinkierron kannalta juuri se on herkintä aikaa. Tuulten ruoppausmassoja pois huuhtova vaikutus (veden sekoittuminen) on tällöin myös heikoimmillaan.

Ruoppaustoimenpiteiden tehokkuudella voidaan vähentää kasvillisuudelle koituvia häiriöitä. Mikäli ruoppaus- ja/ tai läjitystöiden vuoksi pohjan syvyys tai sen laatu muuttuvat merkittävästi, alkuperäinen kasvillisuus ei todennäköisesti palaudu.

4.2.3 Pohjaeliöstö

Ruoppaus- ja läjitystoiminta voi vaikuttaa pohjaeliöstöön lajiston tuhoutumisena ja köyhtymisenä, yksilömäärien vähenemisenä tai pohjaeliöiden biomassan vähenemisenä. Myös eliöiden lisääntyminen saattaa häiriintyä.

Ruoppauksen vaikutuksesta veteen sekoittunut hienojakoinen maa-aines laskeutuu pohjaan ruoppausalueen läheisyyteen. Vesialueella tapahtuva läjittäminen saattaa peittää ja tukahduttaa pohjaeläimistön. Myös sedimentin haitalliset aineet vähentävät pohjaeläinten elinmahdollisuuksia ja heijastuvat myös kalojen ja lintujen esiintymiseen.

Pohjaeliöstölle koituvia vaikutuksia tarkasteltaessa voidaan arvioida aika, jonka kuluessa eliöstö palautuu. Pohjaeläimistön on yleensä havaittu palautuvan noin 2-4 vuoden kuluessa ruoppaus- ja läjitystöiden lopettamisesta.

4.2.4 Kalat

Ruoppaus- ja läjitystoiminta voi vaikuttaa kalastoon sekä lisääntymisen häiriintymisen että ravinnon eli pohjaeliöstön vähenemisen kautta. Kalastolle koituvia vaikutuksia arvioitaessa on selvitettävä alueella esiintyvät lajit sekä niiden lisääntymisalueet. On myös otettava huomioon, että useat kalalajit kutevat muina vuodenaikoina kuin kesällä. Ruoppausta ja läjitystä suunniteltaessa on siten otettava huomioon myös paikalliset syys-, talvi- ja kevätkutuisten lajien populaatiot ja niiden lisääntymisalueet.

Ruoppauksen vaikutuksesta kulkeutuva ja laskeutuva hienoaaines sekä niihin sitoutuneet haitta-aineet saattavat häiritä kalojen kutua. Kiintoaines voi suoraan peittää mätiä ja vähentää poikastuotantoa. Se voi myös välillisesti vaikuttaa tuhoamalla pohjakasvillisuutta ja häiritsemällä kalanpoikasten luonnollista kasvuympäristöä. Sameus karkottaa kalaparvia ja likaa pyydyksiä.

Kalojen istutuksilla voidaan joissain tapauksissa korjata hankkeesta aiheutuvia vaikutuksia.

4.2.5 Virtaukset

Ruoppaus- ja läjitystoiminta saattaa muuttaa vaikutusalueen virtauksia ja vaikuttaa täten veden vaihtuvuuteen sekä ruoppausmassan kulkeutumiseen. Sedimentin ruoppaus ja löyhtyneiden massojen läjittäminen saattavat aiheuttaa ruoppausmassan karkaamista ja kasaantumista toisalle vesialueella. Läjityspaikaksi tulisi valita luonnollinen sedimentaatioalue, jotta virtausten vaikutukset jäävät mahdollisimman vähäisiksi.

Merivirtojen voimakkuudet sekä pääsuunnat veden eri kerrostumissa vaikuttavat erityisesti hienojakoisen aineksen kulkeutumiseen. Hienojakoista ruoppausmassaa kulkeutuu samentumana virtausten mukana eri suuntiin ruoppauspaikalta.

Virtausmittaukset ovat erityisesti laajoissa hankkeissa tärkeä osa ruoppaus- ja läjityshankkeen suunnittelua. Virtausmittausten ja näytteenoton avulla voidaan varmistaa virtausten vaihtelu ja suuntaus eri kerroksissa. Ympäristövaikutusten arviointia voidaan tarkentaa virtausmallien avulla.

4.3 Vaikutukset ihmisten elinoloihin ja virkistykseen

Ruoppausmassojen sijoittaminen mereen saattaa aiheuttaa terveydellisiä vaikutuksia ihmisessä joko suoraan tai välillisesti haitallisten aineiden kertyessä ravintona käytettyihin lajeihin. Yleisesti ihmiset voivat altistua ravinnon, ihoaltistuksen tai hengityksen kautta. Ravinnon kautta tapahtuvan altistumisen ehkäisemiseksi voidaan joutua rajoittamaan kalojen syöntiä.

4.3.1 Vedenotto

Ruoppaustyöstä aiheutuva vesistön samentuminen saattaa häiritä veden talouskäyttöä tai muuta käyttöä raaka- tai jäähdytysvetenä. Ruoppaus- ja läjitystyötä suunniteltaessa tuleekin ottaa huomioon hankkeen vaikutukset vedenottoon.

4.3.2 Ammatti- ja virkistyskalastus

Ruoppausmassojen sijoittamisen ei tulisi häiritä tai vähentää meriympäristön kaupallista tai taloudellista käyttöä. Läjityspaikan valintaa tehtäessä tulee ottaa huomioon sekä ammattimaisen kalastuksen että virkistyskalastuksen luonne ja laajuus sekä ne lisääntymisalueet, jotka ylläpitävät kalastusta. On tärkeää valita ruoppausmassojen sijoitusalue siten, että vaikutukset ammattimaiseen kalastukseen tai virkistyskalastukseen saadaan minimoitua. Läjityspaikan valintaa tehtäessä on otettava huomioon sen sijoittuminen kalojen lisääntymisalueisiin sekä kalojen ja merinisäkkäiden vaellusreitteihin nähden.

Ruoppauksesta ja läjityksestä aiheutuva kiintoaineen määrän kasvu ja sameuden lisääntyminen saattaa vähentää poikastuotantoa ja saalismääriä toiminnan aikana. Veden samentuminen likaa myös pyydyksiä ja karkottaa kalaparvia.

Erityistä huomiota tulee kiinnittää sellaisten ruoppausmassojen sijoittamiseen, jotka sisältävät aineita, joilla on taipumus kellua (kuten öljy) sekoittuessaan uudelleen veteen.

4.3.3 Muu virkistyskäyttö

Veneily ja purjehdus ovat suosittuja harrastusmuotoja rannikoilla. Ruoppaus- ja läjitysalueiden sijainti tulee selvittää meriväylien ja veneilyreittien suhteen. Ruoppaustoiminnan työnaikaiset vaikutukset veneilylle ovat vähäiset. Ruoppauska-

luston liikkuminen on hidasta ja vakaata, eivätkä ne yleensä vaaranna muuta vesiliikennettä.

Vaikutuksia arvioitaessa tulee myös selvittää, sijaitseeko ruoppaus- ja läjitysalue lähellä virkistysalueita tai vapaa-ajan asutusta ja ulottuvatko esimerkiksi veden samentumisen vaikutukset uimarannoille. Ruoppaustoiminnasta aiheutuva melu on työnaikana paikallista ja poikkeaa täten laivojen normaalista liikennöintimelusta. Melu saattaa työnaikana häiritä virkistyskäyttöä.

4.4 Vaikutukset maisemaan, maankäyttöön ja merenalaisiin rakenteisiin

4.4.1 Maisema

Uutta läjityspaikkaa suunniteltaessa on tarkasteltava myös sen sijaintia suhteessa luonnonkauniisiin ja kulttuurihistoriallisesti merkittäviin alueisiin.

Maalle läjittäminen saattaa vaikuttaa maisemakuvaan erityisesti mereltä mantereelle katsottaessa, mikäli läjityksen yhteydessä tehdään esim. rantarakenteita. Muutokset saattavat edellyttää maisema- tai kaupunkikuvatarkasteluja, joissa otetaan huomioon eri maisematekijät ja tarkastellaan maiseman ja massojen varastoinnin välistä suhdetta. Suuriin hankkeisiin liittyvässä YVA-menettelyssä voidaan tarkastella maisemakuvaan kohdistuvien haittojen merkittävyyttä ja pysyvyyttä.

4.4.2 Maankäyttö

Läjitettäessä pilaantuneita ruoppausmassoja maalle, tulee voimassaoleva kaavutilanne ja läjitysalueiden vaikutukset maankäyttöön selvittää yhteistyössä kuntien kaavoittajien kanssa. Maankäyttöön ja kaavoitukseen kohdistuvien vaikutusten arvioinnissa voidaan käyttää lähtötietoina kuntien voimassa olevia yleiskaavoja ja muita kuntien maankäytön suunnitelmia sekä maakuntakaavoja.

Mikäli veteen läjitettäessä muodostetaan maa-alueita, tulee selvittää mm. hankkeen vaikutukset maisemaan, maankäyttöön sekä aiheutuvat vesistövaikutukset. Toimenpiteeseen tarvitaan ympäristölupaviraston lupa, jos siitä voi aiheutua vesilaissa kuvattu muutos tai seuraus.

Mikäli läjitys katsotaan kaatopaikkatoiminnaksi, voidaan siihen joutua soveltamaan myös YVA-menettelyä.

4.4.3 Merenalaiset tekniset rakenteet

Merenalaisilla rakenteilla tarkoitetaan teknisiä laitteita (esim. kaapelit, putket), joita on asennettu ruoppaus- tai läjitystoiminnan vaikutusalueelle. Rakenteet tulee selvittää ympäristölupaa haettaessa tarvittaessa mm. puolustusvoimien, energialaitosten tai puhelinyhtiöiden tiedoista. Kun vedenalaiset rakenteet ovat tiedossa ja paikannettu, voidaan arvioida tarvittavat siirto- ja muutostyöt ennen töiden aloittamista.

4.4.4 Meriarkeologia

Sedimenttien ruoppaus ja läjitys saattaa muuttaa tai tuhota meriarkeologisesti arvokkaita kohteita, mikäli toiminta sijoittuu niiden välittömään läheisyyteen. Tietoa on saatavissa mm. museoviraston ja merimuseon tekemistä tutkimuksista. Alueen arvoista laaditaan tarvittaessa selvitys yhteistyössä museoviranomaisten kanssa. Merimuseon vastuulla ovat puolestaan muinaismuistolailta suojellut

vedenalaiset kohteet. Eräissä tapauksissa ruoppaus- ja läjitystoiminta saattaa jopa edellyttää myös hylkytutkimuksia ennen toiminnan käynnistymistä.

4.5 Kuljetusten ja välivarastoinnin vaikutukset

Ruoppaus- ja läjitystoiminta aiheuttaa liikennöinnin lisääntymistä työn aikana. Ruoppaustoiminnan aikana proomuilla saatetaan tehdä lukuisia päivittäisiä kuljetuksia aluskoosta ja työn laajuudesta riippuen.

Erityisesti maalle tapahtuva läjitys aiheuttaa massojen kuljetustarvetta, jonka vaikutukset voivat olla paikallisesti merkittäviä. Maakuljetukset voivat lisätä varastointipaikan läheisyydessä raskaan liikenteen määrää, melua ja pölyämistä.

Kuljetuksiin käytettävän kaluston kunto tulee tarkastaa ja varmistaa, että mm. proomujen luukut ovat suljettuina liikennöinnin ajan.

Ruoppausmassojen varastointi maalla tai patoaltaissa voi aiheuttaa ympäristön pilaantumista ja vaikutuksia maisemaan tai maankäyttöön.

4.6 Vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen

Ruoppaus ja läjitys muuttavat paikallisesti biodiversiteettiä. Ruoppauksen ja läjityksen ympäristövaikutuksia arvioitaessa on selvitettävä myös hankkeen vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen. On siis etukäteen selvitettävä, esiintyykö ruoppaus- ja läjityshankkeen vaikutusalueella lajeja, jotka sisältyvät rauhoitettujen lajien luetteloihin (kalat, eläimet ja kasvit) (luonnonsuojeluasetuksen liitteet 1-3).

Läjitysalueita valittaessa on otettava huomioon myös uhanalaiseksi (LSL 47 §, LSA liite 4) ja erityisesti suojeltavaksi lajiksi säädetyt lajit (LSL 47 §). Erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeän esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen on kielletty (LSL 47.2 §). Lisäksi on otettava huomioon, että luontodirektiivin liitteessä IV (a) tarkoitettuihin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty (LSL 49.1 §).

Läjityksellä saattaa olla vaikutuksia kohteen luonnonarvoihin. Mikäli ruoppaus- ja läjitystoiminta sijoittuu Natura 2000 -alueelle tai sen läheisyyteen, on arvioitava kohteelle aiheutuvat vaikutukset ja niiden merkittävyys lajiston ja luontotyyppien kannalta. Vaikutusten merkittävyyttä arvioitaessa on otettava erityisesti huomioon alueen suojelutavoitteet. Lisäksi on arvioitava hankkeen vaikutukset alueeseen ekologisena kokonaisuutena. Luonnonsuojelulain 65 §:n mukainen arviointi on tehtävä jos hanke todennäköisesti merkittävästi heikentää niitä luonnonarvoja, joiden perusteella alue on sisällytetty Natura 2000 -verkostoon. Arvioinnissa on otettava huomioon myös muiden hankkeiden yhteisvaikutukset. Luvan myöntävän viranomaisen on katsottava, että arviointi on tehty.

Ympäristövaikutuksia arvioitaessa on inventoitava mm. alueella esiintyvät pesivät lintulajit sekä alueen luontotyypit (esim. merenrantaniityt, luonnontilaiset hiekkarannat). Luontoselvityksiä ja luontovaikutusten arviointia käsitellään laajemmin:

Söderman, T. 2003. Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi: kaavoituksessa, YVA-menettelyssä ja Natura -arvioinnissa. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 196 s. Ympäristöopas 109. ISBN 952-11-1524-6, ISSN 1238-8602.

5

Ympäristönsuojelutoimet

Ruoppaus ja läjityshanke aiheuttaa väistämättä muutoksia ympäristön fysikaaliseen, kemialliseen ja biologiseen tilaan. Tässä luvussa esitellään menettelyjä, joilla voidaan vähentää ruoppaus- ja läjityshankkeesta aiheutuvia ympäristövaikutuksia.

5.1 Ympäristön kannalta hyvät ruoppaus- ja läjitysmenettelyt

Ruoppaus- ja läjityshanke tulee aina toteuttaa ympäristön kannalta parhaan käytännön (BEP) mukaisesti ja parasta käyttökelpoista tekniikkaa (BAT) hyödyntäen. Parhaan käytännön mukaisesti toimimalla voidaan ympäristöä suojata minimoimalla ruoppauksesta ja läjittämisestä aiheutuvia vaikutuksia (ns. hallitun läjittämisen keinot) ja optimoimalla sekä parantamalla läjitettävien massojen määrää ja laatua.

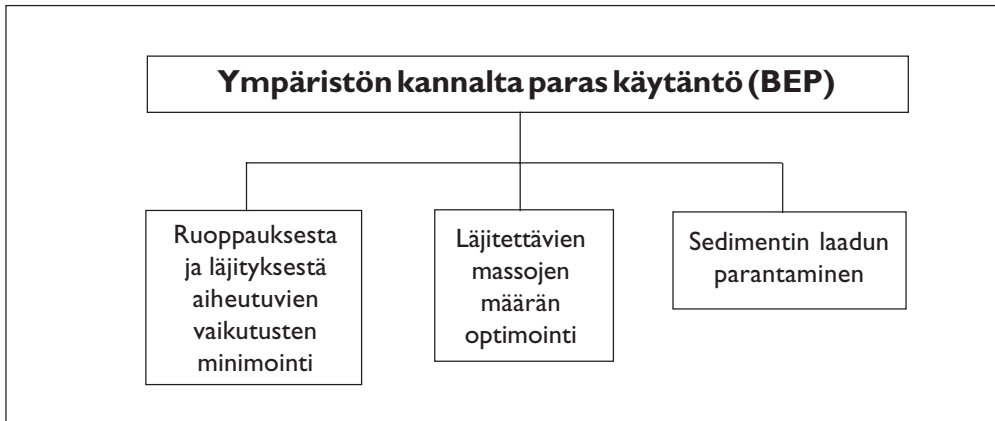
Ruopattaessa ja läjitettäessä pilaantuneita sedimenttejä tulee menetelmien valinnassa ottaa huomioon haitta-aineet ja niiden kulkeutuminen meriympäristössä. Tarkasteluun tulee sisältyä terveysriskien arvioiminen, käsittely- ja sijoituspaikkavaihtoehtojen vertailu sekä hankkeen taloudellisten vaikutusten arviointi.

Parasta käyttökelpoista tekniikkaa käyttämällä voidaan työvaiheessa vähentää ympäristön kuormittumista sekä haitallisia vaikutuksia. Suljetusta kahmarikauhasta aiheutuvan kiintoaineen karkaamisen on todettu olevan selvästi pienempi kuin suljetusta tai avoimesta kuokkakauhasta. Erikoiskalustolla voidaan siis vähentää haitta-aineiden karkaamista ja leviämistä ympäristöön.

Uusinta paikannus- ja ohjaustekniikkaa käyttämällä voidaan myös parantaa ruoppauksen tarkkuutta, jolloin esim. saastuneet kerrokset voidaan ruopata kuorimalla. Suodatinkankaiden avulla voidaan rajoittaa kiintoaineksen ja haitta-aineiden leviämistä.

Parasta käyttökelpoista tekniikkaa arvioitaessa otetaan huomioon taloudelliset seikat ja kohtuullisuusperiaate. Puhtaan sedimentin ruoppaukseen voidaan vapaammin valita yksikkökustannuksiltaan edullisempia menetelmiä. Pilaantuneen sedimentin ruoppauksessa tulisi valita menetelmä, jolla voidaan kuoria haluttu kerros mahdollisimman tarkasti ja vähäisillä haittavaikutuksilla. Tarkalla työtekniikalla voidaan saavuttaa tarvittaessa noin 20-30 cm työtarkkuus. Syväväylien osalta tarkkuus jää noin 30-50 cm:iin. Työtehokkuus kuitenkin laskee, jos sedimenttiä kuoritaan ohuina kerroksina.

HELCOM:in ja OSPAR:in antamien ohjeiden liitteissä on tarkemmin selostettu ympäristön kannalta parhaan käytännön (BEP) sisältöä sedimenttien ruoppaus- ja läjityshankkeissa haitallisten vaikutusten minimoimiseksi.



Kuva 1. Ympäristön kannalta paras käytäntö (BEP) ruopatus aineksen mereen läjittämisessä.

5.2 Ruoppaus- ja läjitystöiden ajankohta

Ruoppaus- ja läjitystyöt on pyrittävä ajoittamaan siten, että ympäristölle aiheutuu toimenpiteistä mahdollisimman vähän haittaa ja häiriötä. Töiden ajankohtaa suunniteltaessa tulee ottaa huomioon alueella pesivien lintujen pesintäkausi sekä kalojen kutukauden ajoittuminen. Myös virkistyskäytölle kohdistuvaa haittaa voidaan ehkäistä ajoittamalla työt lomakausien ulkopuolelle. Ruoppaus- ja läjitystyö tulee toisaalta tehdä tehokkaasti ja toteuttaa mahdollisuuksien mukaan yhtäjaksoisesti, jotta työjaksot ja häiriöt saadaan mahdollisimman lyhyiksi.

5.3 Läjitysalueen paikan valinta

Ruoppaus- ja läjityshankkeesta aiheutuviin ympäristöhaittoihin voidaan vaikuttaa erityisesti huolellisella läjityspaikan valinnalla. Ruoppausmassat tulee läjittää sellaiseen paikkaan, että kalastukselle, merenkululle, muulle ympäristön hyödylliselle käytölle tai viihtyvyydelle ei aiheudu haittaa. Läjityspaikkaa valittaessa tulee myös välttää harvinaisten, herkkien tai uhanalaisten lajien elinpaikkoja.

Haitta-aineita sisältävät ruoppausmassat tulee läjittää luonnollisille sedimentaatioalueille haitta-aineiden leviämisen estämiseksi. Läjitystyötä suunniteltaessa pyritään siihen, että läjitysalueen sedimentti vastaa rakenteeltaan läjitettävää sedimenttiä.

Ruoppausmassan sijoitusvaihtoehdot (vesiläjitys/maaläjitys) tulee selvittää. Pilaantunutta sedimenttiä ei saa läjittää veteen ennen kuin maalle sijoittamisen vaihtoehdot on selvitetty.

Ruopatus sedimentin laatu vaikuttaa sijoituspaikan valintaan (ks. luku 6). Lisäksi tulee tarkastella meren elämään vaikuttavia muita mahdollisia vaikutuksia kuten hapen vähenemistä, veden samentumista, ruoppausmassan koostumuksen muuttumista sekä merenpohjan peittymistä.

6

Ruoppausmassan läjityskelpoisuuden arvioiminen

6.1 Ruoppausmassan laatuksiteerit

Ruoppausmassojen läjityskelpoisuutta voidaan arvioida laatuksiteerien avulla. Laatuksiteerit voidaan ilmaista haitta-aineiden pitoisuuksina sedimentissä, biologisina vaikutuksina tai muina ympäristön laatuksiteereineina.

Tässä ohjeessa esitetään läjityskelpoisuuden arvioinnin avuksi laaditut haitallisten aineiden ohjeelliset laatuksiteerit mereen tapahtuvalle ruoppausmassojen läjittämiselle. Paikalliset olosuhteet joudutaan aina huomioimaan ratkaisuja mietittäessä.

Arviointia varten esitetään kaksi haitta-ainetasoa: alempi taso (taso 1) ja ylempi taso (taso 2). Laatuksiteerien perusteella ruoppausmassan läjityskelpoisuus luokitellaan seuraavasti:

- Haitaton ruoppausmassa eli haitta-ainepitoisuuksiltaan alemman tason (taso 1) alittava ruoppausmassa, josta aiheutuvia haittoja voidaan yleisesti pitää kemiallisen laadun puolesta meriympäristölle merkityksettäminä. Ruoppausmassa on mereen läjityskelpoista.
- Mahdollisesti pilaantunut ruoppausmassa, jonka haitta-ainepitoisuudet asetuvat tasojen 1 ja 2 väliin (ns. "harmaalle alueelle"). Mahdollisesti pilaantuneen sedimentin läjityskelpoisuus on arvioitava tapauskohtaisesti.
- Pilaantunut ruoppausmassa eli haitta-ainepitoisuuksiltaan ylempään tason (taso 2) ylittävä ruoppausmassa, jota pidetään haitallisuuden takia pääsääntöisesti mereen läjityskelvottomana (voidaan sijoittaa mereen, jos maalle sijoittamisen vaihtoehto on ympäristön kannalta huonompi ratkaisu).

Euroopassa käytössä olevat laatuksiteerit ovat yleensä vielä pitoisuusraja-arvoja, jotka perustuvat korrelaatioihin havaittujen ekotoksikologisten vaikutusten ja ruoppausmassasta mitattujen pitoisuuksien välillä. Kun biologiset testausmenetelmät kehittyvät, on todennäköistä että kemialliset pitoisuusraja-arvot tullaan osittain korvaamaan suoriin biologisiin vaikutuksiin perustuvilla kriteereillä. Laatuksiteerit voivat myös olla puhtaasti hallinnollisia kriteereitä, jotka perustuvat taustapitoisuuksiin ja niiden kerrannaisiin.

OSPAR- ja HELCOM-maiden laatuksiteereitä on käsitelty ympäristöministeriön laatuksiteerit erillisessä muistiossa.

Suomeen laaditut ruoppausmassojen ohjeelliset meriläjitystä koskevat laatuksiteerit perustuvat mm. taustapitoisuuksiin ja kansainvälisiin toksisuusraja-arvoihin. Laatuksiteerit on esitetty normalisoiduille pitoisuuksille ja tulosten normalisointi on kuvattu liitteessä 1. Liitteessä on myös taulukoita, joissa esitettyjen kertomien avulla voidaan analyysitulokset muuntaa suoraan normalisoiduiksi pitoisuuksiksi. Laatuksiteerien perustelut on esitetty liitteessä 2.

Laatuksiteerit on esitetty taulukossa 1. Mikäli toimintahistorian perusteella on oletettavissa, että ruoppausmassa voi olla pilaantunut haitta-aineella, jolle ei ole määritetty laatuksiteeriä, tulee sen läjityskelpoisuus selvittää ja arvioida tapauskohtaisesti.

Taulukko I. Ruoppausmassojen laatuksiteerit normalisoiduille (korjatuille) pitoisuuksille. *

Aine	Taso 1	Taso 2
	mg/kg kuiva-ainetta	mg/kg kuiva-ainetta
elohopea (Hg)	0.1	1
kadmium (Cd)	0.5	2.5
kromi (Cr)	65	270
kupari (Cu)	50	90
lyijy (Pb)	40	200
nikkeli (Ni)	45	60
sinkki (Zn)	170	500
arseeni (As)	15	60
Polyaromaattiset hiilivedyt eli PAH:t		
naftaleeni	0.01	0.1
antraseeni	0.01	0.1
fenantreeni	0.05	0.5
fluoranteeni	0.3	3
bentso(a)antraseeni	0.03	0.4
kryseeni	1.1	11
bentso(k)fluoranteeni	0.2	2
bentso(a)pyreeni	0.3	3
bentso(ghi)peryleeni	0.8	8
indeno(123-cd)pyreeni	0.6	6
mineraaliöljy	50	1500
DDT + DDE +DDD	0.01	0.03
	µg/kg kuiva-ainetta	µg/kg kuiva-ainetta
PCB:t (IUPAC-numerot)		
28	1	30
52	1	30
101	4	30
118	4	30
138	4	30
153	4	30
180	4	30
tributyyliitina (TBT)	3	200
	ngWHO-TEQ/kg	ngWHO-TEQ/kg
dioksiinit ja furaanit (PCDD ja PCDF)	20	500

* Metallien alueellisten taustapitoisuuksien vaikutukset laatuksiteerien soveltamiseen on kuvattu luvussa 6.2

6.2 Pilaantuneen ruoppausmassan tapauskohtainen arviointi ns. harmaalla alueella

Kun haitta-aineen standardisedimentiksi muunnettu (normalisoitu) pitoisuus näytteessä ylittää tason 1, ruopattava sedimentti luokitellaan mahdollisesti pilaantuneeksi. Ns. harmaalla alueella (tason 1 ja tason 2 välillä) sedimentin haitallisuus ja läjityskelpoisuus on selvitettävä tapauskohtaisesti. Sedimenttinäytteiden määrää on lisättävä tarvittavassa määrin, jotta pilaantuneet massat saadaan rajatuiksi ja ongelman laajuus riittävällä tarkkuudella selvitettyä. Eräissä tapauksissa tämä saattaa edellyttää esim. näytemäärän moninkertaistamista.

Koska metallien osalta taso 1 edustaa koko Suomen rannikon keskimääräisiä pitoisuuksia, voi olla tarpeellista tarkistaa taso 1 selvittämällä alueelliset luonnolliset taustapitoisuudet. Alueellisen taustapitoisuuden huomioon ottaminen ja tason 1 paikallinen tarkistus ei kuitenkaan vaikuta tasoon 2, jonka perusteella ruoppausmassa luokitellaan pääsääntöisesti mereen läjityskelvottomaksi. Jos alueen metallien luonnolliset taustapitoisuudet ylittävät tason 2, läjityskelpoisuus arvioidaan tapauskohtaisesti. Taustapitoisuuksien määrittämiseksi näytteet on otettava riittävän syvältä sedimentaatiokerroksen alta.

Mahdollisesti pilaantuneen ruoppausmassan haitallisuutta voidaan arvioida myrkyllisyydestien avulla. Testien tavoitteena on mitata suoraan kaikkien ruoppausmassassa olevien haitta-aineiden yhteisvaikutus merieliöihin ottaen huomioon haitta-aineiden biologinen saatavuus. Haitta-aineiden biologista saatavuutta voidaan selvittää myös liukoisuustestien avulla. Liukoisuustestien tuloksia tulkittaessa tulisi ottaa huomioon, että saatavuuteen vaikuttavat organismin ominaisuudet sekä ympäristöolosuhteet.

Läjityskelpoisuutta arvioitaessa on myös otettava huomioon läjitysalueen ominaisuudet (kuten sedimentin rakenne ja likaantuneisuustaso).

6.3 Pilaantuneeksi luokitellun ruoppausmassan rajaaminen, erottaminen ja sijoittaminen

Kun haitta-aineen standardisedimentiksi muunnettu (normalisoitu) pitoisuus näytteessä ylittää tason 2, ruoppausmassa luokitellaan suoraan pilaantuneeksi ja pääsääntöisesti mereen läjityskelvottomaksi. Tason 2 ylittävää ruoppausmassaa voidaan sijoittaa mereen, jos maalle sijoittamisen vaihtoehto on ympäristön kannalta huonompi ratkaisu.

Ruopattavasta sedimentistä joudutaan rajaamaan ne massat, joissa tason 2 ylittäviä pitoisuuksia todennäköisesti esiintyy. Rajaaminen tapahtuu kaikkien näytteiden (sekä alkuperäisten että lisänäytteiden) tulosten perusteella. Kun pilaantunut alue on saatu luotettavasti rajattua, voidaan sen ulkopuolelle jäävät mahdollisesti pilaantuneet massat käsitellä kappaleen 6.2 (harmaa alue) mukaisesti. Haitattomaksi luotettavasti luokiteltujen massojen osalta ei edellytetä erikoistoimia.

Pilaantunut massa on pyrittävä erottamaan valikoivalla ruoppauksella muusta ruoppausmassasta. Kaikkein pilaantuneimmat hienoainekset voidaan poistaa esimerkiksi hydrosyklonilla. Pilaantunut massa voidaan myös eristää muusta meriympäristöstä sijoittamalla se sopivaan syvänteeseen ja peittämällä puhtailla aineksilla. Eristettäessä pilaantuneita sedimenttimassoja on varmistettava, ettei vesi huuhtelee pois eristäviä kerroksia tai karkea aines työnnä tieltään hienoa pilaantunutta ainesta.

Pilaantunutta ruoppausmassaa ei siis saa sijoittaa mereen, ennen kuin on selvitetty myös maalle sijoittamisen ja käsittelyn vaihtoehdot. Vaihtoehtojen osalta on vertailtava terveys- ja ympäristöriskejä (riskinarvio) ja taloudellisia

vaikutuksia sekä käsittelyn, kuljetuksen että sijoittamisen osalta. Arvioinnin pohjaksi tarvitaan tietoa mm. haitta-aineiden pitoisuuksista ja kokonaismääristä, biosaatavuudesta ja kulkeutuvuudesta.

Katso myös luku 7.6 läjitysvaihtoehtojen arvioimisesta.

6.4 Ruoppausohjeen soveltaminen sisävesillä

Tilanne sisävesillä on ruoppausten ja -läjitysten osalta jonkin verran yksinkertaisempi kuin merialueilla, sillä sedimentit ovat harvoin pilaantuneita ja ruoppausmassojen läjitys tapahtuu useimmiten maalle. Massojen määrät ovat myös pienempiä. Sisävedet ovat usein kuitenkin merivesiä alttiimpia muutoksille. Sisävesisedimenttejä pilaavat mm. teollisuuden ja yhdyskuntien jätevedet, maatalouden päästöt ja suuret metsähakkuut.

Ruoppausmassan meriläjitystä koskevia laatukriteerejä ei voida sellaisinaan soveltaa sisävesiin. Läjityskelpoisuus tulisi määrittää aina tapauskohtaisesti, mikäli metallien pitoisuudet ylittävät luonnolliset taustapitoisuudet tai orgaanisten aineiden pitoisuudet ylittävät meriläjityksen tason 1.

Pohjasta ruopattavaa massaa ei aina tarvitse analysoida, jos vesistö ei sijaitse kuormituslähteiden vaikutuspiirissä, eikä ole aihetta olettaa sedimentin pilaantuneen.

7

Lupahakemusta varten tehtäviä selvityksiä

Lupahakemuksen tai ilmoituksen yhteydessä on viranomaiselle toimitettava kattavasti hakemuksen liitteinä toimenpiteeseen liittyvät lähtötiedot. Ympäristöselvitysten laajuus riippuu massojen määrästä sekä sedimenttien pilaantumisas- teesta. Pienten ruoppausten yhteydessä selvitystarve on yleensä vähäisempi kuin suurten laajamittaisten ruoppausten ja läjitysten yhteydessä.

7.1 Ruoppaus- ja läjityshankkeen perustelut

Vesistöhanke lupahakemuksessa on arvioitava ruoppauksen ja läjittämisen tarve ja esitettävä ja perusteltava toimenpiteet. Hakemukseen on liitettävä myös selvitys hankkeen vaikutuksista (ks. ohjeen luku 7.7).

Massojen läjittämistä koskeva suunnitelma tehdään ohjeen luvussa 6 esitetyn arvion pohjalta kohdassa 7.3 esitettyjä menettelytapoja noudattaen.

7.2 Ruoppaus- ja läjitysmenetelmien arviointi

Lupahakemuksessa esitetyt toimenpiteet tulee suunnitella toteutettavaksi ympäristön kannalta parhaan käytännön mukaisesti (BEP) ja parasta käyttökelpoista tekniikkaa (BAT) hyödyntäen. Nämä periaatteet on esitetty tarkemmin tämän ohjeen luvussa 5.1.

7.3 Ruopattavan sedimentin laadun arvioiminen

Lupahakemuksessa on aina esitettävä arvio ruopattavan sedimentin koostumuksesta (savi/siltti/hiekka/sora/lohkareet), läjitettävän massan märkätilavuus sekä ruoppausmenetelmä. Ruoppausmassan laadun arviointi tehdään portaittain aloittaen fysikaalisista ominaisuuksista. Mikäli fysikaalisten ominaisuuksien määrittäminen ei vielä anna riittävästi tietoa aiheutuvien vaikutusten arvioimiseksi, tulee määrittää myös ruoppausmassan kemialliset ja biologiset ominaisuudet.

7.3.1 Haitta-aineiden analysoinnista vapautetut massat

Kaikkea meren tai muun vesistön pohjasta ruopattavaa, mereen läjitettävää ainesta ei tarvitse analysoida kemiallisesti. Analysointia ei tarvita, jos ruopattavat massat eivät sijaitse merkityksellisten kuormituslähteiden vaikutuspiirissä ja mikäli lisäksi toinen ehdoista täytyy: ruopattava aines koostuu lähes yksinomaan hiekasta, sorasta tai kalliosta, tai kohteesta vuosittain ruopattava määrä ei ylitä 10 000 tonnia.

Ruoppausmassoja, jotka sijaitsevat sedimentaatiokerroksen alla, ei tarvitse analysoida, ellei ole erityistä syytä olettaa niiden olevan pilaantuneita.

Mikäli ruoppausmassa ei täytä edellä esitettyjä ehtoja, sen laatu tulisi määrittää tarkemmin.

7.3.2 Ruoppausmassan fysikaaliset ominaisuudet

Sedimentin fysikaalisten määritysten avulla voidaan arvioida ja ennakoida ruoppausmassan käyttäytymistä ruoppaus- ja läjitystyön yhteydessä. Ruoppausmassasta tulisi määrittää raekokojakauma (hiekan/siltin/saven paino- %) sekä orgaanisen aineksen määrä (TOC tai hehkutushäviö). Ruoppausmassan läjitysominaisuuksien arvioimista varten tulisi myös määrittää sedimentin kuiva-ainepitoisuus (%) ja ominaispaino.

Haitalliset aineet sitoutuvat sedimentissä erityisesti hienoainekseen. Sedimenttien hienoainekoostumuksen vaikutus haitta-ainepitoisuuksiin korjataan **normalisoimalla**. Mitatut pitoisuusarvot normalisoidaan näytteen raekokojakauman ja orgaanisen aineksen suhteen. Normalisointi voidaan tehdä muuntamalla mitattu pitoisuus pitoisuudeksi sovitussa standardisedimentissä (katso liite 1).

Raekoko määritetään seuraavasti: karkea aines seulomalla ja hienoaines sedimentillä tai laskeuttamalla (automaattipipetti tai aerometri).

Orgaaninen aines saadaan orgaanisen hiilen kokonaismääränä tai hehkutushäviönä. Hehkutushäviöllä tarkoitetaan poltossa häviävää orgaanista ainesta (550 °C, 2-2½ tuntia). Se lasketaan vähentämällä alkuperäisestä kuiva-aineksestä hehkusjäänös eli tuhkan määrä.

Hienoaineksen sekä orgaanisen aineksen osuuksia tarvitaan normalisoinnissa.

Fysikaalisten määritysten yhteydessä tulisi myös aina esittää läjitettävän sedimentin märkätilavuus ja arvioitu läjitysnopeus.

Fysikaaliset selvitykset riittävät, jos edellä luvussa 7.3.1 esitetyt kemiallisesta analysoinnista vapauttavat ehdot täyttyvät.

7.3.3 Ruoppausmassan kemialliset ominaisuudet

Sedimenttinäytteen haitallisten aineiden pitoisuudet ja muut ominaisuudet määritetään laboratorioissa, joilla on käytössä kyseisten haitta-aineiden analyysien ja tarvittavien määritystarkkuuksien osalta akkreditoidut menetelmät. Hakemukseen on liitettävä selostus näytteen esikäsittelystä, analyysimenetelmistä ja muista vastaavista seikoista, jotka ovat laboratoriossa voineet vaikuttaa tuloksiin.

Metallipitoisuudet määritetään käyttäen typpihappouutta. Mikäli halutaan selvittää metallien kokonaispitoisuudet, voidaan käyttää fluorivetyhappouutta tai esim. röntgendiffraktiometriä.

Metallit voivat olla luonnontilaisessa sedimentissä suhteellisen pysyvästi sitoutuneina kiderakenteisiin ja erilaisiin saostumiin, jolloin kokonaispitoisuus ei välttämättä anna oikeaa kuvaa biosaatavuudesta. Näytteiden normalisointi korjaa tätä vääristymää. Hienoaineksen ja/ tai orgaanisen aineksen suhteen normalisoitu pitoisuus korreloi suoraan biosaatavuuden kanssa. Jatkotutkimusvaiheessa saattaa myös olla tarpeen tehdä liukoisuustutkimuksia, joiden tulkinnaissa organismien ominaisuudet sekä ympäristöolosuhteet otetaan huomioon.

Haitalliset aineet analysoidaan raekooltaan alle 2 mm aineksestä (ns. kokonaisnäytteestä). Kaikki tulokset ilmoitetaan kuiva-aineena. Suuremmat kappaleet vaativat tapauskohtaista harkintaa, eikä mereen hylättyjä esineitä tule pitää ruoppausmassana (ruoppausjätteenä), vaan muuna jätteenä.

Seuraavat aineet suositellaan määritettäväksi aina, mikäli ruoppausmassaa ei ole 7.3.1 esitetyn perusteiden vapautettu kemiallisista analyysistä.

- kadmium (Cd)
- kupari (Cu)
- elohopea (Hg)
- kromi (Cr)
- lyijy (Pb)
- nikkeli (Ni)
- sinkki (Zn)
- PCB kongeneerit, IUPAC-numerot 28, 52, 101, 118, 138, 153 ja 180. Hakemuksessa esitetään tiedot kustakin PCB-kongeneerista erikseen.

Vaikka PCB-yhdisteiden analysointi on aina suositeltavaa, voidaan ne kuitenkin jättää tekemättä, jos ehto a) tai kaikki ehdon b) kolme vaatimusta täyttyvät:

- a) aikaisemmat selvitykset ovat osoittaneet, ettei alueella ole todettu pilaantumista,
tai
- b) alueelle ei kohdistu eikä ole aikaisemmin kohdistunut minkäänlaista kuormitusta (pistemäistä tai hajakuormitusta), ja ruoppausmassassa on pääasiassa karkeaa ainesta, ja orgaanisen aineksen pitoisuudet ruoppausmassassa ovat alhaiset;

Kuormituslähteitä koskevan tiedon perusteella määritetään myös muita aineita, kuten:

- tributyyliitina (TBT) ja sen hajoamistuotteet
- muut orgaaniset tinayhdisteet kuten trifenyylitina (TPhT)
- polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet)
- öljyhiilivedyt
- arseeni (As)
- polyklooratut dibentsodioksiinit (PCDD)
- polyklooratut dibentsofuraanit (PCDF)
- muita PCB-kongeneerjia (IUPAC-numerot 18, 31, 44, 66/95, 110, 149, 170 ja 187)
- torjunta-aineet
- muut antifouling-aineet

Eri toimintoihin liittyviä haitallisia aineita on lueteltu esim. pilaantuneiden maiden riskinarviointiin liittyvässä oppaassa (Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas 50). TBT:n ja TPhT:n esiintyminen satamien ja telakoiden vaikutuspiirissä on aina todennäköistä. Suunniteltaessa yksittäisten orgaanisten aineiden määrittämistä tulisi lisäksi ottaa huomioon olemassa olevat vaarallisten aineiden prioriteettilistat.

7.3.4 Ruoppausmassan biologiset ominaisuudet ja vaikutukset

Fysikaaliset ja kemialliset määritykset eivät yleensä anna suoraa vastausta haitta-aineiden biologisista vaikutuksista. Ne eivät myöskään anna tietoa kaikista fysikaalisista haittavaikutuksista ja sedimentteihin liittyvistä haitta-aineista. Mikäli läjitettävän aineksen vaikutuksia ei riittävän hyvin voida selvittää fysikaalisilla ja kemiallisilla määrityksillä, tulisi käyttää biologisia menetelmiä.

Tähän soveltuvia testejä ovat eri tyyppiset myrkyllisyystestit ja ympäristön biologisen tilan arviointimenetelmät. Sopivan testimenetelmän valitseminen riippuu läjitettävän aineksen pilaantumisasteesta, käytettävissä olevista menetelmistä ja niiden standardisoinnista ja validoinnista.

Myrkyllisyystestien (biotestien) suurena etuna on, että ne antavat suoran arvion kaikkien sedimenteissä olevien haitallisten aineiden yhteisvaikutuksesta ja myös sellaisista haitta-aineista, jotka eivät mahdollisesti tule esille kemiallis-

sa analyyseissa. Myrkyllisyystestit voidaan tehdä joko sedimentin huokosvedestä tai koko sedimentistä. Edellisessä menetelmässä painopiste on biosaataavuudella ja jälkimmäisessä lähinnä sedimentin mahdollisessa myrkyllisyydessä.

Koska myrkyllisyystestit antavat suoran arvion ruoppausmassassa olevien haitta-aineiden kokonaisvaikutuksista, niitä käytetään mahdollisesti pilaantuneiden (harmaalla alueella eli tasojen 1 ja 2 välillä olevien) ruoppausmassojen myrkyllisyyden arvioimiseen. Myrkyllisyystestit auttavat ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arvioinnissa niidenkin haitta-aineiden osalta, joille ei ohjeessa ole määritelty raja-arvoja.

Myrkyllisyystesteiksi valitaan mieluummin 2 – 4 erilaista testiä, taksonomisesti eri organismiryhmälle. Akuuttien myrkyllisyystestien lisäksi joudutaan usein käyttämään ns. kroonisia myrkyllisyystestejä, jotka selvittävät haitallisten aineiden pitkäaikaisvaikutuksia. Sedimentteihin kertyneiden haitallisten aineiden vaikutukset ovat yleensä kroonisia. Kroonisten myrkyllisyystestien käyttö onkin perusteltua, kun kyse on veteen läjittämisestä. Biologisten testien käyttömahdollisuudet riippuvat siitä, missä määrin niitä on standardisoitu ja validoitu.

Myrkyllisyystestien heikkoutena on, että niihin vaikuttavat usein seikat, jotka eivät johdu itse sedimentistä vaan koeolosuhteista, kuten ammoniakki-, happi- ja pH-pitoisuudesta. Sedimenttien määrittäminen soveltuvia standardisoituja myrkyllisyystestejä on kuitenkin useita. Suomessa kyseiset testit eivät vielä ole olleet yleisesti käytössä.

Biologiset arviointimenetelmät antavat hyödyllistä tietoa läjitysalueen ja sen ympäristön tilasta. Sedimenttikartoituksiin soveltuvia menetelmiä ja standardeja on kehitetty. Menetelmät soveltuvat myös hyvin läjityksien tarkkailuun. Biologisten vaikutusten ja muutosten yleiskartoitukseen on myös kehitetty eri tyyppisiä biomarkkereihin perustuvia menetelmiä, jotka soveltuvat erityisen hyvin jatkok seurantaan.

7.4 Sedimenttinäytteiden ottaminen

Ruopattavista ja läjitettävistä sedimenteistä tulee esittää lupahakemuksessa riittävästi tietoa. Perehtyneisyys paikallisiin olosuhteisiin on erittäin tärkeää. Näytteenottoa paikkojen valinnassa tulee ottaa huomioon mahdolliset kuormituskohdet ja alueella olleet ja edelleen olevat likaavat toiminnot. Suunniteltu ruoppaus- ja läjitysalue on tutkittava näytteenoton avulla ja näytteiden ottajien tulee olla päteviä näytteiden otamiseen.

Sedimenttinäytteitä on otettava riittävästi ja niiden tulee olla edustavia. Näytteenottoa paikkojen sijainnin ja syvyyden tulee vastata ruopattavan massan syvyyttä ja pinta-alaa sekä haitta-aineiden oletettua jakaumaa vaaka- ja pystysuunnassa. Näytteet otetaan yleensä kairanäytteinä ja aina suoraan pohjasedimentistä. Määritykset voidaan tehdä esimerkiksi kerroksista 0 – 5 cm, 5 - 20 cm, 20 - 50 cm sekä 50 cm – ruoppausvyvyys. Kun halutaan selvittää luonnollinen taustapitoisuus, on näyte otettava tarpeeksi syvältä sedimentaatiokerroksen alta.

Kunkin näytteenottoa paikan näytteet analysoidaan yleensä erikseen. Alkuperäiset näytteet tulisi säilyttää, kunnes hanke on saatettu loppuun. Taulukossa 2 on esitetty suositus näytteenottoa paikkojen lukumäärästä. Taulukossa esitetyt näytteenottoa paikkojen määrät tarkoittavat ensimmäistä näytteenottovaihetta. Jos ruopattava massa osoittautuu mahdollisesti pilaantuneeksi, joudutaan näytteiden määrää lisäämään.

Suljetuilla tai osittain suljetuilla alueilla tulisi näytteenottoa paikkoja olla veden huonomman vaihtuvuuden vuoksi enemmän kuin avoimilla saarettomilla alueilla. Näytteenottoa paikkojen määrä voidaan määrittellä myös ruopattavan alueen pinta-alan perusteella.

Taulukko 2. Suositus näytteenottoaikkojen lukumääräksi.

Ruopattava määrä (m ³)	Näytteenottoaikkojen lukumäärä
alle 25 000	3
25 000 - 100 000	4 – 6
100 000 - 500 000	7 – 15
500 000 - 2 000 000	16 – 30
yli 2 000 000	10 ylimääräistä / miljoona m ³

Ruoppausmassojen luokittelussa ei tule käyttää keskiarvoja, sillä ne kätkevät näkyvistä haitallisten aineiden korkeimmat pitoisuudet. Sedimentissä hienoihin hiukkasiin kiinnittyneet haitta-aineet eivät laimene samalla tavalla kuin liuenneet aineet laimenevat vesimassaan vaan ne voivat löyhtyneenä lähteä liikkeelle. Laskautuminen tapahtuu sedimentaatioalueille, jolloin siihen sitoutuneet haitta-aineetkin konsentroituvat ja voivat entistä helpommin joutua ravintoketjuihin.

Näytteenottoon liittyvät tiedot on säilytettävä vähintään hankkeen keston ajan. Näytteenottoraporttiin tulisi kirjata mm. näytteenottajan nimi ja pätevyys, näytteenoton ajankohta, näytteenottoaikkojen koordinaatit, selvitys näytteenottoaikkojen sedimentaatio-olosuhteista sekä näytteiden varastointi ja muut näytteisiin kohdistuneet toimenpiteet ennen kuin ne on otettu vastaan laboratoriossa.

7.5 Läjitysalueita koskevat tiedot

Läjitysalueita arvioitaessa on huomioitava mm. ympäristölliset ja taloudelliset näkökohdat sekä suunnitelman toteuttamismahdollisuudet. Aluetta valittaessa on varmistettava, ettei massojen läjittäminen häiritse tai vaikeuta meren oikeutettua käyttöä ja aiheuta ei-toivottuja seuraamuksia haavoittuvalle meriympäristölle.

Lupa- ja valvontaviranomaisen tulee toimitettavien tietojen avulla pystyä arvioimaan läjitettävän sedimentin mahdollisesti sisältämien haitallisten aineiden vaikutukset sekä sellaisenaan että vuorovaikutuksessa muiden aluetta kuormittavien tekijöiden kanssa.

Luvanhakijan on lisäksi esitettävä tarvittaessa seuraavat tiedot läjitysalueen arviointia varten:

1. Merenpohjan ja yläpuolisen vesipatsaan fysikaaliset, kemialliset ja biologiset ominaisuudet.
2. Läjitysalueen koordinaatit ja sijainti suhteessa:
 - Natura 2000 – ja luonnonsuojelualueisiin
 - luonnonkauniisiin alueisiin tai kulttuurihistoriallisesti merkittäviin alueisiin
 - alueisiin, joilla on erityistä tieteellistä tai biologista merkitystä
 - virkistysalueisiin
 - urheilu- ja ammattikalastusalueisiin
 - kalojen kutu- ja kasvialueisiin
 - kalojen ja merinisäkkäiden tunnettuihin vaellusreitteihin
 - laivaväyliin
 - suljettuihin sotilaallisiin alueisiin
 - merenpohjan teknisluonteiseen käyttöön

Tarvittava tieto voidaan usein hankkia jo olemassa olevista lähteistä. Tietoa voidaan täydentää kentällä tehtävillä havainnoilla.

7.6 Läjitysvaltoehtojoen arvioiminen

Mereen sijoittaminen on yleensä hyväksyttävä vaihtoehto, mikäli ruoppausmassat eivät ole pilaantuneita. Silloinkin kun läjitetty aines on mereen läjityskelpoista, on tärkeää tunnistaa aineksen mahdollinen arvo ja selvittää sen hyötykäyttömahdollisuudet ennen, kuin massoja ryhdytään siirtämään.

Kun kysymys on pilaantuneesta ruoppausmassasta, tulisi selvittää mahdollisuus haitallisten aineiden vähentämiseen. Jos ruoppausmassan on todettu olevan pilaantunutta, mereen sijoittaminen edellyttää massan puhdistamista tai eristämistä. Lisäksi on selvitettävä maalle sijoittamisen vaihtoehdot.

Kunkin vaihtoehdon osalta tulisi tehdä tarkka vertaileva arvio:

- terveystorkeistä
- ympäristövaikutuksista
- vaaroista (mm. onnettomuuksista), jotka liittyvät käsittelyyn, kuljetukseen ja ruoppausmassan sijoittamiseen
- taloudellisista vaikutuksista ja ekotehokkuudesta
- sijoittamisalueen muiden käyttömuotojen estymisestä tulevaisuudessa.

Vaihtoehdot voidaan arvioida riskiarvioinnin avulla. Mikäli edellä kuvattu tarkastelu osoittaa, että ruoppausmassan sijoittaminen maalle on parempi vaihtoehto, ei lupaa mereen sijoittamiseen tule myöntää.

7.7 Vaikutusarvio

Ruoppaus- ja läjityshankkeen lupahakemukseen liitetään hakijan tekemä tai teettämä selvitys, jossa esitetään tiivistetysti edellä kuvatut hankkeen ympäristövaikutukset (vaikutusarvio).

Vaikutusarviossa tehdään vaikutusten tunnistaminen ja siinä on tarkoitus tuottaa pohja-aineistoa ratkaisujen tekemistä varten. Lupaviranomainen tekee lupapäätöksen hakijan esittämän vaikutusarvion perusteella. Vaikutusarvion tulisikin toimia päätöksenteon apuvälineenä ratkaistaessa, hyväksytäänkö vai hylätäänkö esitetty läjitysvaltoehto. Vaikutusarvio kiteytyy johtopäätöksiin odotettavissa olevista seuraamuksista ruoppaus- ja läjitysalueella. Vaikutusarvio muodostaa myös perustan ruoppaustyön aikaiselle ja jälkeiselle tarkkailulle.

8

Ympäristövaikutusten tarkkailu

Ruoppaus- ja läjityshankkeiden lupapäätöksiin sisältyy yleensä lupamääräyksiä, jotka velvoittavat luvansaajan tarkkailemaan säännöllisesti toimintaansa ja sen vaikutuksia sekä raporttoimaan tarkkailun tuloksista valvontaviranomaisille. Tarkkailuvelvoitteella pyritään varmistamaan luvan noudattaminen (YSL 46.1 §). Tarkkailuvelvoite asetetaan pääsääntöisesti luvan myöntämisen yhteydessä. Lupaa myönnettäessä ei kuitenkaan aina ole mahdollista laatia riittävän yksityiskohtaista suunnitelmaa ympäristön laadun tarkkailusta. Tästä syystä lupanhakija voidaan velvoittaa laatimaan erillinen tarkkailusuunnitelma (YSL 46.3 §). Tarkkailusuunnitelma on toimitettava erikseen määrättyyn ajankohtaan mennessä lupaviranomaiselle tai lupamääräyksessä määritellylle muulle viranomaiselle hyväksyttäväksi (esim. alueellinen ympäristökeskus). Viranomainen hyväksyy tarkkailusuunnitelman erillisellä päätöksellä.

Tarkkailusuunnitelma laaditaan hankkeen suunnitteluvaiheessa tehdyn vaikutusarvioinnin pohjalta ja sen sisältö ja laajuus riippuu pitkälti hankkeen ja sen ympäristövaikutusten merkittävytydestä. Tarkkailusuunnitelmassa tulee esittää ne suorat ja epäsuorat kriteerit, joita määrittämällä pystytään seuraamaan, ettei luvassa tarkoitettussa toiminnassa synny kiellettyjä haitallisia ympäristövaikutuksia ja että mitattavat arvot pysyvät suunnitteluvaiheessa ennustettujen arvojen rajoissa.

Tarkkailusuunnitelmaan saattaa sisältyä esim. vedenlaadun ja kalatalousvaikutusten seuranta sekä pohjaeläin- ja vesikasvustotutkimuksia. Vedenlaadun seuranta sisältää vesinäytteistä tehtäviä määrittäyksiä (esim. näkösyvyys, lämpötila, sähkönjohtavuus, pH, kokonaisfosfori ja kokonaistyyppi) sekä mahdollisten haitallisten aineiden tarkkailua (esim. biomarkkereilla). Haitallisten aineiden seuranta saatetaan tarkkailuohjelmassa esittää tehtäväksi vesinäytteiden lisäksi ruoppaus- ja läjitysalueen sedimentistä ja pohjaeläimistä.

Tärkeä osa hankkeen ympäristövaikutusten seuranta on samentumisen ja kiintoaineen kulkeutumisen seuranta työkohteissa. Kun hankkeen vaikutusalue saadaan paikannettua, voidaan tarkemmin määrittää lisääntyneen kiintoainekulkeuman aiheuttamia vaikutuksia vesiluonnolle. Mikäli tarkkailutulosten perusteella havaitaan, että hankkeen vaikutusalue on odotettua laajempi, tulee tarkkailualueita välittömästi laajentaa kattamaan koko vaikutusalue.

Tarkkailutoimet ovat usein kalliita, sillä ne edellyttävät melkoisia resursseja sekä merellä että myöhemmin näytteiden työstämisessä. Siksi on tärkeää, että suunnitelmalla on selkeästi määritellyt tavoitteet, mittaukset toteuttavat kyseiset tavoitteet ja tuloksia verrataan tavoitteisiin säännöllisin väliajoin. Ruoppausmassan sijoittamisen toksisuusvaikutukset ovat todennäköisesti samantapaisia monilla eri alueilla. Siksi ei ole perusteltua suorittaa tarkkailua jokaisella sijoittamisalueella, ei ainakaan siellä, missä sijoitetaan vain pieniä määriä ruoppausmassoja. On tehokkaampaa suorittaa yksityiskohtaisempia toksisuustutkimuksia muutamissa huolellisesti valituissa paikoissa (esim. alueilla, joihin sijoitetaan suuria määriä ruoppausmassoja) ja siten oppia paremmin ymmärtämään vaikutuksia ja prosesseja.

Kenttäseurannasta saatua informaatiota tulisi käyttää hyväksi sekä toimenpiteen aikana että sen jälkeen. Valvontaviranomaisia tulee pitää tapahtumista ajan tasalla. Saatua informaatiota voidaan perustelluista syistä tarpeen tullen käyttää tarkkailuohjelman tai luvan muuttamiseen tai toiminnan keskeyttämiseen. Tarkkailusta tehdään raportti, joka toimitetaan valvontaviranomaisille. Raportissa tulisi kuvailla mm. tehtyjä mittauksia, mittaustuloksia ja sitä, miten ne suhtautuvat asetettuihin tavoitteisiin.

9

Epävarmuustekijät ja tulevaisuuden haasteet

Ruoppaukseen ja läjitykseen liittyvät ympäristöselvitykset ovat olleet jo pitkään osa normaalia suunnittelu- ja lupakulttuuria. Myös sedimenttien pilaantuneisuusselvityksiä on tehty. Selvitykset ovat kuitenkin yleensä olleet ohjeessa kuvattuja suppeampia. Ohjeen myötä erityisesti isojen hankkeiden suunnittelukustannukset ja osin myös toteutuskustannukset tulevat selkeästi kasvamaan. Myös hankkeen toteuttamista edeltävään suunnittelu- ja lupavaiheeseen tarvittava aika saattaa kasvaa. Kohdekohtaiset ratkaisut edellyttävät kohdekohtaisia selvityksiä. Sedimenttien haitta-ainetutkimuksien osalta erityisesti analyysikustannukset ovat merkittäviä. Yhden näytteen analyysikustannuksiksi voidaan arvioida 500 – 2000 euroa haitta-ainevalikoimasta riippuen.

Ruoppausmassojen läjittäminen vesistöön on huomattavasti muita sijoitustai käsittelytapoja halvempi ratkaisu. Ruoppausmassojen stabilointi esim. hyötykäyttörakenteisiin voi olla käyttökelpoinen ratkaisu, mutta se soveltuu lähinnä vain satama-alueiden laajennuskohteisiin. Niin ikään merestä penkerein erotetun läjitysalueen käyttö voi olla teknistaloudellisesti ja ympäristönsuojelullisesti järkevä ratkaisu, mutta sopivia alueita voi olla vaikea löytää. Pilaantuneiden sedimenttien käsittelyä ja sijoittamista rajoittaa niiden vetisyys.

Ruoppausmassan laatukriteereihin liittyy vielä epävarmuustekijöitä. Esimerkiksi orgaanisten tinayhdisteiden osalta tiedot rannikkoalueiden pitoisuuksista ja aineen vaikutuksista Itämeren eliöihin ovat vielä puutteellisia ja ongelman merkittävyys on vasta hahmottumassa Suomessa.

Lisäselvitysten ja -kokemusten jälkeen ruoppausmassan sisältämiä haitallisia aineita koskevista arviointiperusteista ja raja-arvoista on tarkoitus säätää erikseen annettavalla ympäristöministeriön asetuksella.

Ruoppaus- ja läjitystoimintaa koskeva ympäristönsuojelututkimus ja siten myös tietämys edistyvät koko ajan. Seuraavassa on lueteltu keskeisiä tulevaisuuden haasteita:

- rannikon (ja sisävesien) taustapitoisuuksien selvittäminen vesipuitedirektiivin täytäntöönpanon yhteydessä
- läjitettävien ruoppausmassojen laatukriteerien antaminen asetuksella
- analyysimenetelmien standardisointi
- biotestien kehittäminen
- kriteerit ympäristövaikutuksille
- käsittelymenetelmien kehittäminen (esim. paikalle jätettävien löyhien pilaantuneiden massojen peittäminen).

Lähteet

- Eranti, E. 2001. Satama- ja väylähankkeiden vaikutukset ja lupaprosessit. Helsinki, Liikenne- ja viestintäministeriö. Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisu 14/2001. 66 s. ISBN 951-723-384-1.
- HELCOM Guidelines for the Disposal of dredged Spoils. http://www.helcom.fi/guidelines/guide_rec13_1.pdf
- HELCOM recommendation 13/1: Disposal of dredged spoils.
- Hollo, E. J. 2001. Ympäristönsuojeluoikeus. Helsinki, WSOY. 592 s. ISBN 951-670-049-7.
- Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus (ns. Helsingin sopimus), (SopS 11-12/1980, uusittu vuonna 1992, SopS 2/2000).
- Kemppainen, J. 2000. Selvityksiä rannikkosedimentin laadusta. Osa I: Raskasmetalleista, PCB-yhdisteistä ja DDT:stä Suomen rannikolla. Osa II: Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksista Itämeren pohjoisosissa. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 205. 107 s. ISBN 952-11-0816-9.
- Kohonen, T. 1994. Itämeren suojelusopimukset. Julk.: Hollo, E. J. & Parkkari, J. (toim.). Kansainvälinen ympäristöoikeus. Helsinki, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seura ry. Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 23. S.180-188. ISBN 952-9580-01-0.
- Kuusiniemi, K., Ekroos, A., Kumpula, A. & Vihervuori, P. 2001. Ympäristöoikeus. Oikeuden perusteokset. WSOY Lakitieto 2001.
- Laasonen, J. 2000. Saastuneiden sedimenttien käsittelymahdollisuudet Kymijoen ja kenttäkokeiden suunnittelu. Espoo, VTT Julkaisuja 843. 1115 s. + liit. 4 s. ISBN 951-38-5022-6.
- Laasonen, J. 2000. Ympäristöystävällisiä menetelmiä erityisesti saastuneiden massojen ruoppaamiseen. Uusi ympäristölainsäädäntö - Satama ja väylät, Satamaseminaari, Naantali, 15.-16.6.2000, 13 s.
- Lontoon sopimukseen liittyvä ruoppausmassoja koskeva resoluutio (Dredged Material Assessment Framework, DMAF).
- Majuri, H. 2003. Ruoppaushankkeiden ympäristöohjeita. <http://personal.inet.fi/koti/hannu2.majuri/ruoppauslopullinen.pdf>. [Päivitetty 29.3.2004.]
- Malm, J. (toim.). 1993. Kemikaalien ympäristövaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 471. 70 s. ISBN 951-47-6737-3.
- Mykkänen, E. 2002. Ruoppaus. Järvien kunnostuksen käsikirja. [Julkaisematon luonnos.]
- Niemivuo, J. 1995. Selvitys mereen upotettavien ruoppausjätteiden haitallisten aineiden lupakriteereistä ja pitoisuuksista Suomen rannikkoalueella. Helsinki, Ympäristöministeriö.
- OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material (Reference Number: 1998-20). OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.
- Poutanen, E-L. Ruoppausmassojen laatuksikriteerit sekä HELCOM-että OSPAR-maissa. [Muistio 18.5.2004.]
- Puolanne, J., Pyy, O. & Jeltsch, U. (toim.) 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Helsinki, Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto, muistio 5 1994. 218 s. ISBN 951-47-4823-9.
- Pyykkö, T. 2001. Likaantuneen ruoppausmassan läjityskelpoisuus meriympäristössä, Hallinnollinen ohje. Suomen ympäristökeskus. [Luonnos 29.06.2001/28.2.2003.]
- Riipi, T. 1997. Ruoppaus- ja läjitystekniikoiden valinta maalajien ominaisuuksien ja ympäristövaikutuksien perusteella. VTT Tiedotteita 1853. 66 s. + liit. 40 s.
- Riipi, T. 1998. Saastuneiden tai rehevien vedenalaisten sedimenttien poistotekniikat, Kirjallisuusselvitys. VTT Valmistustekniikka, Tutkimusselostus VAL34-980488.
- Salo, S. & al. 1999. Suomen saastuneiden sedimenttien kartoitus. Suomen ympäristökeskus. [Julkaisematon luonnos.]

- Siiron, P. & Kohonen, T. 2003. Selvitys sedimentin haitta-ainepitoisuuksien normalisointimenetelmistä. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 274. 29 s. ISBN 952-11-1365-0.
- Siitonen, H. (toim.). 2002. Vesitaloushankkeiden hakemussuunnitelmien laatiminen. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 92. 141 s. ISBN 952-11-1080-5.
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 50. 150 s. ISBN 952-11-0408-2.
- Söderman, T. 2003. Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi: kaavoituksessa, YVA-menettelyssä ja Natura –arvioinnissa. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 196 s. Ympäristöopas 109. ISBN 952-11-1524-6.
- Tuomainen, J. 1997. Saastuneisiin pohjasedimentteihin kohdistuvien ruoppaus- ja muiden vesistöiden edellyttämät luvat. Ympäristöjuridiikka 1/1997. S. 25-40.
- Tuomainen, J. 2001. Vastuu saastuneesta ympäristöstä. WSOY Lakitieto. Helsinki 2001.
- Verta, M. 2004. Kolme lausetta Kymijosta. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. [Sähköposti 11.5.2004.]
- Yleissopimus jätteen ja muun mereen laskemisen aiheuttaman meren pilaantumisen ehkäisemisestä (ns. Lontoon sopimus), (SopS 33-34/1979).
- Yleissopimus Koillis-Atlantin merellisen ympäristön suojelusta (ns. OSPAR-sopimus), SopS51/1998).
- Ympäristölainsäädännön soveltaminen satamiin. 2001. Suomen ympäristö 513. Helsinki, Ympäristöministeriö. 60 s. ISBN 952-11-0991-2.

Ruoppausmassojen laatuksiteerit, tulosten normalisointi

Mitatut pitoisuudet normalisoidaan (korjataan) pitoisuuksien vertailua varten standardisedimentiksi, jossa savea on 25 % ja orgaanista ainesta 10 %. Korjaaminen tehdään käyttäen muunnoskaavoja. Suomen rannikon sedimenttien orgaanisen aineksen määrät vaihtelevat välillä 2 – 20 %.

Haitta-aineiden (kokonais)määriä laskettaessa käytetään mitattuja, ei-normalisoituja pitoisuuksia.

Taustapitoisuudet:

Kirjallisuushaun avulla saatuja taustapitoisuuksia ei pystytä normalisoimaan, kuten ei muitakaan vanhoja pitoisuustietoja, sillä niitä vastaavat saven ja orgaanisen aineksen osuudet eivät ole tiedossa. Voidaan päätellä, että sedimentaatioalueilta (hienosta aineksesta) mitatut taustapitoisuudet pienenisivät, jos ne muunnettisiin standardisedimentin pitoisuuksiksi.

Analyysitulosten normalisointi hienoainesosuuden suhteen:

Sekä luonnolliset että ihmisen valmistamat aineet altistuvat vesistöissä biokemiallisille muutosprosesseille ja tulevat kosketuksiin hienojakoisen kiintoaineen sekä kolloidimaisten orgaanisten ja epäorgaanisten partikkeleiden kanssa. Haitta-aineet kiinnittyvät enimmäkseen < 20 µm partikkeleihin ja rikastuvat rannikkosedimentteihin. Ne kerääntyvät alhaisen hydrodynaamisen energian alueille, jonne hienoaines yleensä laskeutuu.

Koska raekoko säätelee haitta-aineiden hajontaa sedimentissä ja vaikuttaa siten mitattuihin pitoisuuksiin, on mitattu vaihtelu korjattava raekoon vaikutuksen suhteen. Menettelyä kutsutaan normalisoinniksi. Normalisointi luo pohjan haitta-ainepitoisuuksien vertailulle tietyllä alueella tai eri alueiden välillä erilaisia raekokojakaumia ja rakenteita edustavissa sedimenteissä.

HELCOM:n ohjeessa osoitetaan, kuinka saadaan kerättyä riittävä aineisto raekoon suhteen tapahtuvan normalisoinnin suorittamiseksi. Normalisointiin on kaksi lähestymistapaa, fysikaalinen ja kemiallinen. Fysikaalisessa lähestymistavassa ruoppausmassa luonnehditaan mittaamalla sen hienoainespitoisuus, esimerkiksi < 20 µm fraktion tai < 2 µm eli saveksen osuus (tai orgaanisen aineksen pitoisuus). Lineaarinen riippuvuus haitta-aineen konsentraation ja hienon aineksen painoprosentin välillä on usein helppo löytää. Haitta-aineen mitattuja pitoisuuksia voidaan vertailla keskenään, kun ne ensin normalisoidaan samaan hienoainespitoisuuteen.

Kemiallinen lähestymistapa perustuu siihen, että hienoaines sisältää runsaasti mm. savimineraaleja ja orgaanista ainesta, jotka vetävät puoleensa orgaanisia ja epäorgaanisia haitta-aineita ja aiheuttavat sen, että ne rikastuvat hienoon ainekseen. Kemiallisia parametreja (esimerkiksi savimineraaleja Al, Sc, Li) voidaan näin ollen käyttää kuvaamaan hienoaines-fraktiota.

Tilastolliset menetelmät antavat mahdollisuuden ottaa samanaikaisesti huomioon useita riippuvuuksia. Faktoriansalyysin avulla saadaan kaikille muuttujille korrelaatiomatriisi ja pystytään erottelemaan ne keskenään voimakkaasti korreloiviin ryhmiin (faktoreihin).

Kemialliset laatuksiteerit (pitoisuusraja-arvoina esitetyt normit) synnyttävät tarpeen korjata pitoisuudet hienoainesosuuden suhteen. Ruoppausmassan

hienoainesosuuden vaikutus mitattuun tulokseen on otettava pitoisuuksien vertailussa huomioon. Tuloksen korjaamiseen eli normalisointiin käytetään toistaiseksi samaa menetelmää kuin Hollannissa. Rakenteeltaan erilaiset sedimentit saadaan vertailukelpoiksi muuntamalla niistä mitatut pitoisuudet tietyn standardisedimentin pitoisuuksiksi. Standardisedimentiksi valitaan sedimentti, jossa orgaanisen aineksen kuivapaino-osuus on 10 % ja saven (eli < 2 µm aineksen) kuivapaino-osuus on 25 %. Muunnoskaavoissa vakiot a, b ja c eri metalleille on määritetty Hollannissa. Lähtökohtana on, että haitta-aineet kiinnittyvät sedimentin hienoimpiin fraktioihin, metallit saveen ja orgaaniseen ainekseen, orgaaniset haitta-aineet pelkästään orgaaniseen ainekseen.

Muunnoskaavat:

Metallit

Metallien pitoisuudet korjataan standardisedimentin pitoisuuksiksi käyttämällä seuraavaa kaavaa:

$$C_{\text{korj.}} = C \times \frac{(a + b \times 25 + c \times 10)}{(a + b \times \text{savi} + c \times \text{orgaaninen aines})}$$

, missä

- C_{korj.}** = pitoisuus (k.a.) standardisedimentissä
C = mitattu pitoisuus (k.a.)
k.a. = kuiva-ainetta
savi = mitattu saven (< 2 µm) osuus prosentteina kuivapainosta
orgaaninen aines = mitattu orgaanisen aineksen osuus prosentteina kuiva painosta. Kaavassa orgaanisen aineksen osuus voi olla korkeintaan 30 %. Metallien muunnoskaavaan sijoitetaan orgaanisen aineksen osuudeksi 30, kun osuus on suurempi kuin 30 %.

Kaavassa orgaaninen aines tarkoittaa hehkutushäviönä (550 °C, 2-2½ tuntia) saatua arvoa. Jos orgaaninen aines mitataan TOC:nä, kerrotaan tulos kahdella ennen kaavaan sijoittamista.

vakiot a, b ja c eri metalleille

	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

Kromin ja nikkelin sitoutuminen sedimenttiin ei riipu orgaanisen aineksen osuudesta.

Arseenin, kuparin ja lyijyn kohdalla saven ja orgaanisen aineksen osuuksilla on yhtä suuret painoarvot.

Orgaaniset haitta-aineet

Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet korjataan standardisedimentin pitoisuuksiksi käyttäen seuraavaa kaavaa:

$$C_{\text{korj.}} = C \times \frac{10}{\text{orgaaninen aines}}$$

, missä

C_{korj.} = pitoisuus (k.a.) standardisedimentissä
C = mitattu pitoisuus (k.a.)
orgaaninen aines = mitattu orgaanisen aineksen osuus prosentteina kuivapainosta. Kaavassa orgaanisen aineksen osuudet voivat olla välillä 2 % - 30 %. Orgaanisten haitta-aineiden kaavaan sijoitetaan orgaanisen aineksen osuudeksi 2, kun osuus on alle 2 % paitsi PAH-yhdisteille, joille kaavaan sijoitetaan 10, kun orgaanisen aineksen osuus on alle 10 %. Kaavaan sijoitetaan 30, kun orgaanisen aineksen osuus on suurempi kuin 30 %.

Kaavassa orgaaninen aines tarkoittaa hehkutushäviönä (550 °C, 2-2½ tuntia) saatua arvoa. Jos orgaaninen aines mitataan TOC:nä, kerrotaan tulos kahdella ennen kaavaan sijoittamista.

k.a. = kuiva-ainetta

Metallien pitoisuudet voidaan myös korjata standardisedimentin pitoisuuksiksi kertomalla mitattu pitoisuus taulukon kertoimella. Kerroin valitaan orgaanisen aineen ja saviaineksen pitoisuuksien mukaan. Taulukoita voidaan käyttää suunnittelun apuvälineinä.

Orgaanisen aineen pitoisuus

		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
ELOPHOPEA	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
	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
	Saviaineksen pitoisuus								

Orgaanisen aineen pitoisuus

		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
ARSEENI	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
	5 %	1,71	1,63	1,59	1,56	1,53	1,38	1,16	
	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
	Saviaineksen pitoisuus								

Orgaanisen aineen pitoisuus

		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
KADMIUM	0 %	1,96	1,78	1,7	1,62	1,55	1,29	0,96	0,76
	2 %	1,9	1,72	1,65	1,56	1,51	1,26	0,94	0,75
	3 %	1,86	1,7	1,62	1,55	1,49	1,24	0,93	0,75
	4 %	1,83	1,67	1,6	1,53	1,47	1,23	0,92	0,74
	5 %	1,8	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	1,3	1,26	1,22	1,05	0,82	0,67
	30 %	1,29	1,2	1,17	1,13	1,1	0,96	0,76	0,63
	Saviaineksen pitoisuus								

Orgaanisen aineen pitoisuus

		0 %	2 %	3 %	4 %	5 %	10 %	20 %	30 %
KROMI	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
	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
	Saviaineksen pitoisuus								

Orgaanisen aineen pitoisuus

KUPARI		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
Saviaineksen pitoisuus	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

Orgaanisen aineen pitoisuus

NIKKELI		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
Saviaineksen pitoisuus	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

Orgaanisen aineen pitoisuus

LYIJY		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
Saviaineksen pitoisuus	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

Orgaanisen aineen pitoisuus

SINKKI		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
Saviaineksen pitoisuus	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

Liite 2

Suomen ympäristökeskus/AO
PM 18.5.2004

Ruoppausmassojen läjityskriteerien perusteet

Yleistä

Tässä muistiossa kuvataan yleisellä tasolla ruoppausmassojen läjityskriteeriehtotusten perusteita. Kriteeriehtotusten laadinnassa on otettu huomioon muissa maissa annetut vastaavat kriteerit, aineiden haitallisuudesta käytettävissä olevat tiedot, aineita koskevat EU- tai muut kansainväliset riskinarviot sekä tiedot aineiden luontaisista taustapitoisuuksista ja yleisesti esiintyvistä pitoisuustasoista merialueen sedimenteissä.

Suurin osa ehdotetuista arvoista perustuu Hollannissa tehtyyn systemaattiseen työhön, jossa haitallisille aineille on asetettu tavoite- ja raja-arvoja (ympäristölaatu-normit). Tributyyliinille (TBT) ei kuitenkaan työn alkaessa ollut Hollannissa raja-arvoja.

Tason 1 arvo edustaa yleensä suuruusluokaltaan joko luonnon taustapitoisuutta tai synteettisten aineiden kohdalla merkityksettömän alhaista pitoisuutta. Tason 2 arvo on yleisimmin asetettu ekotoksikologisten tutkimustietojen perusteella meriympäristön kannalta turvalliselle tasolle. Eräiden aineiden kohdalla näistä yleisperusteista on kuitenkin alla kuvatun mukaisesti poikettu esimerkiksi joko käytettävissä olevien tietojen rajallisuuden, kemiallisen määrittämissä tai käytännön näkökohtien perusteella.

Metallit

Metallien tason 1 arvo on asetettu keskimääräisten luontaisten taustapitoisuuksien perusteella kertomalla taustapitoisuus luvulla 1,5. Elohopean kohdalla on kuitenkin sovellettu suurempaa kerrointa 2,5, jotta Selkämeren alueen korkeampi taustapitoisuus jäisi tason 1 alapuolelle.

Tason 2 arvon lähtökohtana on ollut ekotoksikologisesti määritelty meriympäristölle haitaton pitoisuus. Ainekohtaisesti on kuitenkin otettu huomioon eräiden aineiden korkeat luontaiset taustapitoisuudet sekä sedimenteissä yleisesti esiintyvät pitoisuudet.

PAH-yhdisteet ja mineraaliöljy

PAH-yhdisteiden tason 1 arvo on kymmenesosa tason 2 arvosta.

Taso 2 on puolestaan ekotoksikologisin perustein arvioitu haitaton pitoisuus meriympäristössä.

Mineraaliöljylle sekä tason 1 että 2 arvot on johdettu laskennallisesti PAH-yhdisteiden vastaavista arvoista.

DDT, PCB, dioksiinit ja furaanit

DDT:n ja PCB:n tason arvot sekä tasoille 1 ja 2 on alun perin otettu Hollannin vastaavien arvojen perusteella. DDT:n 1-tason arvo on kuitenkin asetettu kemi-

allisen määritysrajan mukaisesti. PCB-yhdisteille tason 1 arvot vastaavat Hollannissa arvioitua haitatonta pitoisuutta.

Dioksiinien ja furaanien molempien tasojen arvot perustuvat Kansanterveyslaitoksen vuonna 2000 laatimaan ehdotukseen. Taso 1 vastaa kuormittamattomien alueiden taustapitoisuutta ja taso 2 on pitoisuus joka on arvioitu väestön altistumisen kannalta turvalliseksi.

TBT

TBT:n arvoille ei työn alkaessa ollut muissa maissa asetettuja esikuvia, minkä vuoksi arvot määriteltiin itse. Taso 1 vastaa luotettavaa määritysrajaa. Ehdotettua arvoa voidaan pitää myös nykyisen ekotoksikologisen tiedon valossa turvallisena ja perusteltuna.

Tason 2 arvo perustuu useisiin eri tekijöihin. Taso on määritetty saksalaista esimerkkiä noudattaen kertomalla tietyltä tausta-alueelta (Airisto) mitattujen pitoisuuksien keskimääräinen arvo viidellä. Tason määrittäminen ei siis ole perustunut puhtaasti aineiden ekotoksikologisiin ominaisuuksiin. Tason 2 ohjearvon mukaiset pitoisuudet eivät aiheuta välittömiä haittoja eliöstölle, mutta herkimmillä lajeilla voi esiintyä pitkäaikaisessa altistumisessa haitallisia vaikutuksia. Tason määrittämisessä on myös otettu huomioon TBT:llä pilaantuneiden sedimenttien käsittelyn ja puhdistamisen kapasiteetti ja kustannukset.

Ohjearvojen asettelussa ei kuitenkaan ole, riittävän taustatiedon puutteessa, voitu arvioida TBT:llä pilaantuneen sedimentin aiheuttamia mahdollisia terveysvaikutuksia. Merkittävin altistusreitti ihmiselle on kalan käyttö ravintona. Esimerkiksi Vuosaaren satama-alueelta pyydetyn kalan päivittäinen käyttö ravintona ei kuitenkaan johda siihen, että WHO:n suosittelema raja-arvo tinayhdisteiden saannille ylittyisi. Uudessa saatava altistus on merkityksettömän pieni ja huomattavasti pienempi kuin kalaa syödessä.

Liite 3

Muistio

Suomen ympäristökeskus 17.5.2004
Suvi Ruuska

I Ruoppausta ja läjitystä ohjaava lainsäädäntö

I.1 Ruoppaukset, jotka eivät vaadi lupaa

Ruoppaamiseen vesialueilla ei aina tarvita lupaa. Vesilain (264/1961) mukaan jokaisella, joka kärsii lietteestä, matalikosta tai muusta niihin verrattavasta vesistön käyttöä koskevasta haitasta, on oikeus ryhtyä tarpeellisiin toimenpiteisiin vesistön tilan ja käyttömahdollisuuksien parantamiseksi (VL 1:30). Oikeus koskee myös toisen vesialuetta, jolla ruoppaamisen voi suorittaa ilman lupaa, jos ruoppaamisesta ei aiheudu vesistön muuttamis- tai sulkemiskiellon (VL 1:12-15, 15 a §) vastaisia seurauksia tai ympäristönsuojelulaissa (86/2000) määriteltyä pilaantumista (VL 1:19). Lisäedellytyksenä on, ettei työn suorittamisesta aiheudu vesialueen omistajalle huomattavaa haittaa.

VL 1:30

Jokaisella, joka kärsii lietteestä, matalikosta tai muusta niihin verrattavasta vesistön käyttöä koskevasta haitasta, on oikeus ilman lupaa toisenkin vesialueella suorittaa haitan poistamiseksi tarpeellinen vesistön tilan ja käyttömahdollisuuksien parantamista koskeva toimenpide, jos siitä ei aiheudu tämän luvun 12-15 tai 19 §:ssä tarkoitettua muutosta tai seurausta eikä työn suorittamisesta johdu vesialueen omistajalle huomattavaa haittaa. Työn aloittamisesta ja suorittamisesta on, jos toimenpide ei ole merkitykseltään vähäinen, ennakolta ilmoitettava vesialueen omistajalle tai, vesialueen kuuluessa yhteisalueen osakkaille, yhteisalueen osakaskunnalle yhteisaluelain 26 §:n mukaisesti sekä, sen mukaan kuin asetuksella säädetään, alueelliselle ympäristökeskukselle tai kunnan ympäristönsuojeluviranomaiselle. Siitä, mitä vesistön pohjasta poistetaan, on soveltuvin osin voimassa, mitä ruoppaamassa 4 luvun 6 §:ssä on säädetty. Edellä tässä pykälässä tarkoitettua toimenpiteestä aiheutunut haitta on korvattava.

Ruoppaustyön aloittamisesta ja suorittamisesta on, jos toimenpide ei ole merkitykseltään vähäinen, ennakolta ilmoitettava vesialueen omistajalle tai, vesialueen kuuluessa yhteisalueen osakkaille, yhteisalueen osakaskunnalle yhteisaluelain 26 §:n mukaisesti sekä alueelliselle ympäristökeskukselle tai kunnan ympäristönsuojeluviranomaiselle (VL 1:30). Vesiasetuksen mukaan ilmoitus tulee tehdä alueelliselle ympäristökeskukselle (VA 85a §). Käytännössä on katsottu, ettei toimenpide yleensä enää olisi merkitykseltään vähäinen, jos ruoppaus suoritetaan koneellisesti.

Kirjallinen ilmoitus tulee toimittaa alueelliselle ympäristökeskukselle (VA 85 a §). Ilmoitus on tehtävä vähintään 30 päivää ennen työn aloittamista. Ilmoituksen käsittelystä ei peritä maksua. Ilmoituksen tekijän tulisi toimittaa ilmoituksesta jäljennös tiedoksi myös kunnan ympäristönsuojeluviranomaiselle.

Alueelliset ympäristökeskukset arvioivat tapauskohtaisesti, voidaanko ruoppausta pitää merkitykseltään vähäisenä. Käytännössä meriympäristössä tapah-

tuva ruoppausta ei yleensä ole pidetty vähäisenä, jos massamäärät ovat olleet yli 1000 m³ tai jos ruopattavaan alueeseen on liittynyt erityisiä luontoarvoja ja massamäärä on ollut yli 500 m³. Sisävesialueilla ruoppausta ei yleensä ole pidetty vähäisenä, jos poistettavan massan määrä on ollut yli 100 m³. Sekä meri- että sisävesialueilla vähäisyyden arvioinnissa on otettava huomioon massamäärien lisäksi ruoppaustyön toteuttamispaikan olosuhteet ja työn vaikutukset.

1.2 Luvanvaraiset ruoppaukset

Vesilaisissa on säädetty siitä, milloin ruoppaaminen vaatii luvan. Ruoppaaminen edellyttää ympäristölupaviraston lupaa, jos ruoppaamisen vesistövaikutukset ovat vesilain yleiskielloissa (sulkemis- ja muuttamiskielto VL 1:12-15, 15 a §) tarkoitettuja tai jos alueen omistajalle aiheutuu ruoppaamisesta huomattavaa haittaa (VL 1:30).

VL 1:19

Sen lisäksi, mitä tämän luvun 12-15 §:ssä säädetään, tarvitaan lupa tämän luvun 30 §:ssä tarkoitettuun vesistön ruoppaamiseen, 4 luvun 6 §:ssä tarkoitettuun ruoppausmassan sijoittamiseen vesialueelle, ... lupa myös silloin, kun siitä voi aiheutua ympäristönsuojelulain 3 §:n 1 momentin 1 kohdassa tarkoitettua pilaantumista vesialueella. Ympäristölupaa ei tällöin tarvita. Vesien pilaantumisen ehkäisemisestä on muutoin voimassa, mitä ympäristön-suojelulaissa säädetään.

Lisäksi lupa tarvitaan VL 1:30 tarkoitettuun ruoppaukseen ja ruoppausmassan sijoittamiseen vesialueella, jos siitä voi aiheutua ympäristönsuojelulain 3 luvun 1 §:ssä määriteltyä ympäristön pilaantumista (VL 1:19). Ympäristön pilaantumisella tarkoitetaan ympäristönsuojelulaissa:

sellaista ihmisen toiminnasta johtuvaa aineen, energian, melun, värinän, säteilyn, valon, lämmön tai hajun päästämistä tai jättämistä ympäristöön, jonka seurauksena aiheutuu joko yksin tai yhdessä muiden päästöjen kanssa:

- a) terveyshaittaa;*
- b) haittaa luonnolle ja sen toiminnoille;*
- c) luonnonvarojen käyttämisen estymistä tai melkoista vaikeutumista;*
- d) ympäristön yleisen viihtyisyyden tai erityisten kulttuuriarvojen vähentymistä;*
- e) ympäristön yleiseen virkistyskäyttöön soveltuvuuden vähentymistä;*
- f) vahinkoa tai haittaa omaisuudelle taikka sen käytölle; tai*
- g) muu näihin rinnastettava yleisen tai yksityisen edun loukkaus.*

Ruoppaamiselle ei tarvita vesilain mukaisen luvan lisäksi erillistä ympäristönsuojelulain mukaista ympäristölupaa. Ruoppaamis- ja läjityshankkeiden lupaharkinnassa sovelletaan vesilain vesirakentamishankkeita koskevia 2 ja 4 lukuja sekä tarvittaessa ympäristönsuojelulakia. Vesilain mukaisen rakentamisen yleisistä edellytyksistä säädetään vesilain 2 luvun 3, 5 ja 6 §:ssä.

Vesilain 2 luvun 5 §:ssä säädetään luvan myöntämisen ehdottomista esteistä. Rakentamiseen ei saa myöntää lupaa, jos rakentaminen vaarantaa yleistä terveydentilaa tai aiheuttaa huomattavia vahingollisia muutoksia ympäristön luonnonsuhteissa tai vesiluonnossa ja sen toiminnassa taikka jos se suuresti huonontaa paikkakunnan asutus- tai elinkeino-oloja. Vesilain 2 luvun 6 §:ssä säädetään lupaharkinnassa tehtävästä intressivertailusta, jossa hankkeesta saatavaa hyötyä verrataan siitä aiheutuvaan vahinkoon, haittaan tai muuhun edunmenetykseen. Intressivertailua ei tehdä, jos rakentamishanke ei sanottavasti loukkaa

yleistä tai yksityistä etua. Lupa rakentamiselle voidaan myöntää, jos rakentamisesta saatava hyöty on siitä johtuvaan vahinkoon, haittaan tai muuhun edunmenetykseen verrattuna huomattava. Rakentamisesta johtuvat hyödyt ja haitat on määriteltävä vesilain 2 luvun 11 §:ssä.

Lupaharkinnassa on otettava huomioon myös maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999) säännökset. Vesirakentamishankkeissa (VL 2 luku) on rakentamisen edellytyksiä harkittaessa otettava asemakaava huomioon (VL 2:4). Lisäksi on otettava huomioon, mitä maankäyttö- ja rakennuslaissa säädetään maakunta-kaavan ja yleiskaavan oikeusvaikutuksista (MRL 32 §, 42 §). Lupaa harkittaessa on vielä katsottava, ettei lupa merkittävästi vaikeuta maankäyttö- ja rakennuslaissa tarkoitettua kaavan laatimista. Lisäksi valtion viranomaisten tulee toiminnassaan ottaa huomioon valtakunnalliset alueiden käyttötavoitteet (MRL 24.1 §).

Vesilain mukaisessa lupaharkinnassa otetaan huomioon ympäristönsuojelulain säännökset, jos ruoppaamisesta tai läjityksestä voi aiheutua ympäristön pilaantumista aiheuttavia päästöjä. Jos ruoppaamisesta voi aiheutua pilaantumista, vesilain mukaiseen lupa-asiaan sovelletaan lisäksi soveltuvien osien ympäristönsuojelulain säännöksiä (YSL 41-44, 46, 55 ja 57 ja 58 §:t). Ympäristönsuojelulakia sovellettaessa on edelleen otettava huomioon, mitä Suomea sitovissa kansainvälisissä mertensuojelusopimuksissa määrätään (YSL 2 §).

Lupaharkinnassa on otettava huomioon myös ympäristönsuojelulaissa ja merensuojelulaissa (1415/1994) säädetty meren pilaamiskiello. Ympäristönsuojelulain (9 §) ja merensuojelulain (1 §) pilaamiskiellot vastaavat sisällöltään toisiaan, mutta merensuojelulakia sovelletaan vain Suomen aluevesirajan ulkopuolella tapahtuvaan toimintaan, jota harjoitetaan suomalaisella aluksella, avomeriyksiköllä tai ilma-aluksella. Ympäristönsuojelulain 9 §:ää puolestaan sovelletaan Suomen maa-alueella, sisävesialueella tai aluevesillä tapahtuvaan toimintaan.

Ympäristönsuojelulain 9 §:n mukaan Suomen maa-alueella, sisävesialueella tai aluevesillä ei saa ryhtyä toimeen, josta voi aiheutua merensuojelulaissa tarkoitettua meren pilaantumista Suomen aluevesien ulkopuolella (YSL 9 §). Tällaisiksi meren pilaantumista aiheuttaviksi toimiksi katsotaan toiminta, josta mereen joutuu joko suoraan tai välillisesti ainetta tai energiaa, joka voi vaarantaa ihmisen terveyden, vahingoittaa elollisia luonnonvaroja tai meren elämää, estää kalastusta tai muuta oikeutettua meren käyttöä, huonontaa meren käyttömahdollisuuksia, vähentää viihtyisyyttä tai aiheuttaa muuta näihin rinnastettavaa haittaa (merensuojelul 1 §).

Ruoppausta koskevaa lupa-asiaa ratkaistaessa on otettava huomioon myös luonnonsuojelulain (1096/1996) säännökset (VL 1:23c, YSL 41.3 §). Luonnonsuojelulaissa säädetään tarkemmin suojelluista luontotyypeistä (LSL 29 §, LSA 10 §), joita ei saa muuttaa siten, että luontotyyppin ominaispiirteiden säilyminen kyseisellä alueella vaarantuu. Luontotyyppin ominaispiirteitä ovat tietynlainen kallio ja maaperä sekä niiden vesi- ja ravinnetalous ja näihin olosuhteisiin luontaisesti sopeutuneet eliölajit ja eliöyhdyskunnat. Lupaharkinnassa tulee kiinnittää suojelluista luontotyypeistä erityisesti huomiota luonnontilaisiin hiekkarantoihin, merenrantaniittyihin ja puuttomiin tai luontaisesti vähäpuustoisiin hiekkadyneihin.

Käytännössä vesilain ja ympäristönsuojelulain mukainen harkinta on tarpeen, jos ruopataan suojelualueella, merkittäväällä linnustoalueella, kalojen kutualueella, suojeltavaksi tarkoitettulla alueella tai Natura 2000-alueella. Lupaharkinnassa on otettava huomioon myös eläin- ja kasvilajien yleiset lajikohtaiset rauhoitussäännökset. Ruoppaushankkeet tulee toteuttaa siten, että vältetään vahingoittamista tai häiritsemistä rauhoitettuja eläimiä ja kasveja, jos se ilman merkittäviä lisäkustannuksia on mahdollista (LSL 48.1 §). Lupaharkinnassa on otettava huomioon myös uhanalaiseksi (LSL 46 §, LSA liite 4) ja erityisesti suojeltavaksi lajiksi säädetty lajit (LSL 47 §). Erityisesti suojeltavan lajin säilymiselle

tärkeän esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen on kielletty (LSL 47.2 §). Lisäksi on otettava huomioon, että luontodirektiivin liitteessä IV (a) tarkoitettuihin eläinlajeihin kuuluvien yksilöiden selvästi luonnossa havaittavien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kielletty (LSL 49.1 §).

Ruoppauksessa on otettava huomioon luonnonsuojelun lisäksi myös muut suojelunäkökohdat (VL 1:23c). Lupaa ratkaistaessa on huomioitava ruopattavalla alueella olevat mahdolliset aluksen hylkyt ja muut vastaavat muinaismuistot. Merestä tai vesistöstä tavattu sellaisen laivan tai muun aluksen hylky, jonka uppoamisesta voidaan olettaa olevan vähintään sata vuotta, tai tällaisen hyllyn osa on rauhoitettu muinaismuistolain (295/1963) nojalla (muinaismuistoL 20 §). Jos tällaisia muinaismuistoja löytyy ruopatessa, työt on keskeytettävä ja löydöstä on ilmoitettava museovirastolle (muinaismuistoL 20.3 §).

1.3 Ruoppausmassan läjitys

1.3.1 Ruoppausmassan määrittely jätteeksi

Jätelaissa (1072/1993) jätteellä tarkoitetaan ainetta tai esinettä, jonka sen haltija on poistanut tai aikoo poistaa käytöstä tai on velvollinen poistamaan käytöstä (JL 3 § 1 mom. 1)-kohta). Ruoppausmassat on määritelty jätteeksi ympäristöministeriön asetuksessa yleisimpien jätteiden sekä ongelmajätteiden luettelosta (1129/2001) (luokka 17 05). Ruoppausmassat on asetuksessa jaettu vaarallisia aineita sisältäviin massoihin ja muihin massoihin. Vaarallisia aineita sisältävät massat ovat luonteeltaan ongelmajätettä, jos massoissa on vaarallisia aineita sellaisina pitoisuuksina, että yksi tai useampia jäteasetuksen (1390/1993) liitteessä 4 luetelluista ominaisuuksista täyttyy (esim. räjähtävä, helposti syttyvä, myrkyllinen, syöpää aiheuttava jne.). Ongelmajäteluokituksessa noudatetaan kemikaalien yleisiä vaarallisuusluokituksia.

Maalle läjitettävien ruoppausmassojen pilaantuneisuutta arvioitaessa voidaan käyttää ohjeellisia SAMASE-ohje- ja raja-arvoja (YM:n muistio 5/1994, liite 1 ja 2). Ympäristöministeriössä valmistellaan parhaillaan valtioneuvoston asetusta maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arvioinnista. Asetuksessa määriteltävät ohje- ja raja-arvot tulevat korvaamaan ohjeelliset SAMASE-arvot.

1.3.2 Läjitys vesialueilla

1.3.2.1 Läjitys, joka ei vaadi lupaa

Vesistön pohjasta nostettavaan ruoppausmassaan sovelletaan vesilain 4 luvun 6 §:ää. Pykälä koskee sekä kulkuväylästä poistetun maan että muun vesistön tai merialueen pohjasta otetun kiinteän aineen sijoittamista eli läjittämistä. Merkitystä ei ole sillä, perustuuko ruoppaus yleisoikeuteen (VL 1:30), omistajan suostumukseen vai viranomaisen lupaan.

Lupaa ei läjittämiseen tarvita, jos kyse on merkityksettömän pienestä määrästä ruoppausmassaa. Se, mitä tarkoitetaan merkityksettömän pienellä määrällä tulisi arvioida tapauskohtaisesti ottaen huomioon mm. ruoppausmassojen mahdollinen pilaantuneisuus, läjityspaikan sijainti ja olosuhteet.

Ruoppausmassa voidaan sijoittaa toisen vesialueelle ilman alueen omistajan suostumusta, jos ruoppausmassan läjitykseen ei tarvita lupaa (VL 4:6.2).

1.3.2.2 Luvanvarainen läjitys

Ruoppausmassan läjitys merialueilla vaatii yleensä ympäristölupaviraston luvan (VL 4:6). Ympäristölupaviraston lupa tarvitaan aina, jos sijoittaminen tapahtuu hylkäämistarkoituksessa. Luvanvaraiseen toimenpiteeseen sovelletaan vesilain

2 lukua ja lisäksi ympäristönsuojelulakia, jos lupa on tarpeen vesilain 1:19:n nojalla eli toimenpiteestä voi aiheutua pilaantumista. Samaan hankkeeseen ei tarvita erillistä ympäristölupaa vesilain mukaisen luvan lisäksi.

VL 4:6

Kulkuväylästä poistetun maan ja muun vesistön pohjasta otetun kiinteän aineen (ruoppausmassa) sijoittamiseen vesialueelle on haettava ympäristölupaviraston lupa, jos toimenpiteestä voi aiheutua 1 luvun 12-15 tai 19 §:ssä tarkoitettu seuraus, taikka seurauksista riippumatta, jos sijoittaminen tapahtuu hylkäämistarkoituksessa Suomen aluevesillä eikä kyse ole merkityksettömän pienestä määrästä ruoppausmassaa. Valtioneuvoston asetuksella annetaan tarkempia yleisiä määräyksiä ruoppausmassan sijoittamisesta ja sijoittamisen edellytyksistä Suomen aluevesillä. Luvanvaraisesta toimenpiteestä ja luvan myöntämisestä on muutoin soveltuvin osin voimassa, mitä 2 luvussa säädetään. Kuitenkaan 2 luvun 7 §:ssä tarkoitettua oikeutta alueeseen ei erikseen vaadita, jos toimenpiteestä ei seuraa vesialueen muuttuminen maa-alueeksi. Ympäristöministeriön asetuksella voidaan antaa tarkempia määräyksiä ruoppausmassan sisältämiä haitallisia aineita koskevista arviointiperusteista ja raja-arvoista.

Jos ympäristölupaviraston lupaa ei 1 momentin mukaan tarvita, saadaan ruoppausmassa sijoittaa toisen vesialueelle ilman alueen omistajan suostumusta.

Maanomistajan suostumuksetta ruoppausmassaa ei saa panna viljelyksessä olevalle maalle eikä tämän luvun 5 §:n 2 momentissa tarkoitettulle erityiseen käyttöön otetulle alueelle. Sitä ei omistajan suostumuksetta saa panna muullekaan maa-alueelle, ellei kysymys ole vähäisestä määrästä tai ympäristölupavirasto ole antanut siihen lupaa.

Sisävesialueilla kulkuväylästä poistetun maan ja muun vesistön pohjasta otetun kiinteän aineen sijoittamiseen vesialueelle on haettava ympäristölupaviraston lupa, jos toimenpiteestä voi aiheutua vesistön sulkemis- tai muuttamiskiellon vastaisia seurauksia tai ympäristönsuojelulaissa määriteltyä pilaantumista (VL 4:6). Ruoppausmassan läjittäjällä ei tarvitse olla ympäristölupaviraston myöntämää käyttöoikeutta (VL 2:7) alueeseen, jolle massa läjitetään, jos toimenpiteestä ei seuraa vesialueen muuttuminen maa-alueeksi (VL 4:6.1).

Suomen aluevesirajan ulkopuolelle tapahtuvaan ruoppausmassan läjitykseen sovelletaan merensuojelulakia. Ympäristönsuojelulaki ei tule tällöin sovellettavaksi. Merensuojelulakia sovellettaessa on otettava huomioon myös Suomea velvoittavat kansainväliset mertensuojelusopimukset (merensuojeluL 5 §).

Merensuojelulain 9 §:n mukaan aluevesirajan ulkopuolella ruoppausmassan sijoittamiseen tarvitaan Suomen ympäristökeskuksen lupa. Samoin lupa tarvitaan rakennelman tekemiseen aavalle merelle Suomen aluevesirajan ulkopuolelle (10 §). Lupaa ei saa myöntää, jos ruoppausmassan sijoittamisesta on seurauksena meren pilaamiskiellon (1 §) vastaisia seurauksia. Suomalaisen viranomaisen lupaa ei vaadita, jos suomalainen alus on saanut toisen valtion viranomaiselta asianmukaisen luvan ruoppausmassan sijoittamiseen alueelle, jolla kyseinen valtio käyttää lainkäyttövaltaa kansainvälisen oikeuden perusteella. Tällainen toimi ei kuitenkaan saa olla Suomea velvoittavan kansainvälisen sopimuksen vastainen (merensuojeluL 9.4 §).

Jos Suomen aluevesien ulkopuolella tapahtuva ruoppausmassan sijoittaminen tai rakennelman tekeminen tai niiden vaikutukset ulottuvat myös Suomen aluevesille, lupaviranomaisena on koko hankkeen osalta ympäristölupavirasto (merensuojeluL 9.5 §). Tällöin lupamenettelyyn ja -edellytyksiin sovelletaan vesilain säännöksiä.

Läjitystä koskevassa lupaharkinnassa on otettava huomioon myös luonnon-suojelulain, jätelain ja muinaismuistolain säännökset.

1.3.3 Läjitys maa-alueilla

1.3.3.1 Sijoittaminen, joka ei vaadi lupaa

Ruoppausmassan läjittäminen maalle ei aina vaadi lupaa. Ympäristönsuojeluasetuksen (169/2000) mukaan mm. vesirakentamistoiminnassa syntyvän pilaantumattoman maa- ja kiviainesjätteen hyödyntäminen ja käsittely ottamis- tai rakennuspaikalla ei vaadi lupaa (4 §). Kysymykseen voi tulla esim. pilaantumattoman ruoppausmassan sijoittaminen satamarakenteisiin. Sijoittamisen tulee tällöin kuitenkin tapahtua jätelain vastaavat vaatimukset täyttävän hyväksytyt suunnitelman tai luvan mukaisesti. Sijoittamisessa on otettava huomioon myös valtioneuvoston päätös rakennusjätteistä (295/1997), jos rakennuskohteessa syntyy ruoppausjätettä yli 800 tonnia.

*YSA 4 § 1 mom. 2)-kohta
maa- ja kiviainesten ottamisessa taikka rakennus- tai maa- ja vesirakentamistoiminnassa syntyvän pilaantumattoman maa- ja kiviainesjätteen hyödyntäminen tai käsittely ottamis- tai rakennuspaikalla taikka muulla rakentamispaikalla, jossa jäte hyödynnetään tai käsitellään jätelain (1072/1993) vastaavat vaatimukset täyttävän hyväksytyt suunnitelman tai luvan mukaisesti;*

Ruoppausmassan sijoittaminen vaatii yleensä maanomistajan suostumuksen. Maa-alueella ruoppausmassaa ei saa sijoittaa ilman maanomistajan suostumusta viljelyksessä olevalle maalle tai tontille, rakennuspaikalle, puutarhaan, varastopaikalle, uimarannalle tai muulle erityiseen käyttöön otetulle alueelle (VL 4:6.3). Ruoppausmassaa ei saa ilman omistajan lupaa panna muullekaan maa-alueelle, ellei kysymys ole vähäisestä määrästä tai ympäristölupavirasto ole antanut siihen lupaa. Ympäristölupaviraston myöntämä läjitysoikeus koskee vain alueen käyttöoikeutta, joten siinä ei arvioida hanketta ympäristönäkökulmasta (VL 2:7).

1.3.3.2 Luvanvarainen sijoittaminen

Ruoppausmassan maalle läjittämisen luvantarve määräytyy ympäristönsuojelulain perusteella. Ympäristölupa tarvitaan kaatopaikoille ja muuhun jätteen laitoja ammattimaiseen hyödyntämiseen tai käsittelyyn (YSL 28 § 2 mom. 4)-kohta, YSA 1.3 §). Lupaa haetaan alueelliselta ympäristökeskukselta. Jos sijoitettavan ruoppausmassan määrä on alle 5000 tonnia vuodessa, lupaa haetaan kunnan ympäristönsuojeluviranomaiselta (YSA 7 § 1 mom. 13)-kohta). Ruoppausmassan läjittämisessä on otettava huomioon myös ympäristönsuojelulaissa säädetty maaperän pilaamiskielto (7 §). Jos läjittämisestä voi aiheutua ympäristön pilaantumisen vaaraa, on ympäristölupa tarpeen (YSL 28 § 2 mom. 1)-kohta ja 2)-kohta). Laajoissa ruoppaushankkeissa ympäristölupaa olisi syytä edellyttää sekä ruoppausmassojen käsittelyltä kaatopaikalla että esim. massojen läjittämiseltä ruoppauspaikan läheisyydessä.

Valtioneuvoston päätös kaatopaikoista (861/1997) tulee sovellettavaksi, jos kyse on massojen sijoittamisesta muualle kuin ruopatun vesiväylän läheisyyteen tai pilaantuneiden massojen sijoittamisesta. Valtioneuvoston päätöstä kaatopaikoista ei sovelleta tavanomaiseksi jätteeksi luokitellun ruoppausmassan sijoittamiseen vesistöön tai mereen taikka sen pohjaan tai sen alla olevaan maaperään eikä saastumattoman ruoppausjätteen sijoittamiseen maan päälle tai maahan sen vesiväylän läheisyydessä, josta se on poistettu (VNp kaatopaikoista 2.2 §). Tavanomaisella jätteellä tarkoitetaan päätöksessä jätettä, joka ei ole ongelmajätettä (VNp 2 § 3 mom. 2) -kohta).

VNp 2 § 2 mom.

Tätä päätöstä ei sovelleta sellaiseen paikkaan, jonne sijoitetaan vain saastumatonta maa-ainesjätettä tai mineraalivarojen etsimisessä, louhinnassa, rikastuksessa ja varastoinnissa sekä louhostoiminnassa syntynyttä pysyvää tavanomaista jätettä. Päätöstä ei myöskään sovelleta tavanomaiseksi jätteeksi luokitellun ruoppausmassan sijoittamiseen vesistöön tai mereen taikka sen pohjaan tai sen alla olevaan maaperään eikä saastumattoman ruoppausjätteen sijoittamiseen maan päälle tai maahan sen vesiväylän läheisyydessä, josta se on poistettu.

Pilaantuneet ruoppausmassat on vietävä tarkoitukseen soveltuvalla kaatopaikalle tai käsiteltävä muuten asianmukaisesti. Valtioneuvoston päätöksessä kaatopaikoista kaatopaikat jaetaan kolmeen ryhmään: ongelmajätteen kaatopaikka, tavanomaisen jätteen kaatopaikka ja pysyvän jätteen kaatopaikka. Kaatopaikan ympäristöluvassa määrätään, mitä jätettä kullekin kaatopaikalle saa sijoittaa ja käsitellä. Ruoppausmassan sijoittaminen olemassa olevalle kaatopaikalle ei vaadi erillistä ympäristölupaa. Mikäli pilaantunutta ruoppausmassaa ei viedä kaatopaikalle, tulee läjittämiselle hakea ympäristösuojelulain mukainen ympäristölupa. Luvan myöntäminen edellyttää, että läjityspaikka täyttää valtioneuvoston päätöksessä kaatopaikoista kaatopaikoille asetetut vaatimukset. Läjityspaikan rakennevaatimukset arvioidaan tapauskohtaisesti.

Ruoppausmassojen läjittäminen maalle saattaa vaatia myös maankäyttö- ja rakennuslain mukaista maisematyölupaa (MRL 128 §). Maisematyölupa on tarpeen asemakaava-alueilla, yleiskaava-alueilla, jos yleiskaavassa on tätä koskeva määräys sekä alueilla, joilla on voimassa rakennuskielto asemakaavan laatimiseksi (MRL 53 §) tai jolle yleiskaavan laatimista tai muuttamista varten on niin määrätty (MRL 128.1 §). Maisematyölupa ei ole tarpeen yleis- tai asemakaavan toteuttamiseksi tarpeellisten taikka myönnetyn rakennus- tai toimenpideluvan mukaisten töiden suorittamiseen. Maisematyölupaa ei vaadita esimerkiksi kunnallisteknisiin töihin tai liikenneväylien kunnostustöihin. Maisematyölupaa ei vaadita myöskään vaikutuksiltaan vähäisiin toimenpiteisiin (MRL 128.2 §). Esimerkiksi pienet maanrakennustyöt – vähäiset tasoittamiset, täyttämiset tai maaston muotoilut – eivät vaadi maisematyölupaa, mikäli toimenpide ei vaikuta kaupunkikuvaan tai maisemaan.

Maisematyölupa on kaavoitetulla alueella myönnettävä, jollei toimenpide vaikeuta alueen käyttämistä kaavassa varattuun tarkoitukseen taikka turmele kaupunki- tai maisemakuvaa (MRL 140.1 §). Alueella, jolle kunta on määrännyt rakennuskiellon asemakaavan laatimista tai muuttamista varten tai jolle yleiskaavan laatimista varten on määrätty toimenpiderajoitus, lupa voidaan myöntää, jollei toimenpide tuota huomattavaa haittaa kaavan laatimiselle taikka turmele kaupunki- tai maisemakuvaa (MRL 140.2 §).

Maankäyttö- ja rakennuslain mukainen toimenpidelupa on tarpeen, jos on kyse suurehkon laiturin tai muun vesirajaa muuttavan tai siihen olennaisesti vaikuttavaan rakennelman, kanavan, aallonnurtajan tai vastaavan rakentamisesta (vesirajalaite) (MRL 62.1 § 5)-kohta). Tällaiset vesirajalaitteet vaativat yleensä myös vesilain mukaisen luvan (VL 1:15).

1.4 Lupamenettely

1.4.1 Lupaa varten laadittavat selvitykset

Lähtökohtana on, että jos on aihetta epäillä sedimentin pilaantuneen, ruoppaamiseen tarvitaan aina viranomaisen lupa. Käytännössä alueen käyttöhistorian perusteella voidaan ennen tarkempaa tutkimusta olettaa, että kyse voi olla pilaantuneista sedimenteistä. Laajoissa hankkeissa pilaantuneisuuden yksityiskoh-

taisempi selvittäminen on tarpeen. Pienimuotoisissa hankkeissa selvitykset eivät välttämättä ole tarpeen. Hakija vastaa selvitysten laatimisesta ja niistä aiheutuvista kustannuksista. Ks. tarkemmin ohjeen luku 7.

Lupaa vaativissa hankkeissa tulisi arvioida hankkeesta aiheutuvia riskejä (riskianalyysi). Myös pienimuotoisissa hankkeissa tulisi tehdä suppeampi riskien arviointi, jos sedimentin voidaan epäillä pilaantuneen.

1.4.2 Luonnonsuojelulain mukainen arviointi

Luonnonsuojelulain 65 §:n mukaan hankkeen toteuttajan on arvioitava suunnitellun hankkeen vaikutukset Natura 2000-alueen luonnonarvoihin ennen luvan hakemista ja liitettävä arvio lupahakemukseen. Luonnonsuojelulain 65 §:n mukainen arviointi on tehtävä, jos hanke tai suunnitelma todennäköisesti merkittävästi heikentää Natura 2000 -alueen tai Natura 2000 -verkostoon ehdotetun alueen luonnonarvoja. Arviointi on tehtävä laji- ja luontotyyppikohtaisesti. Arviointi tehdään erillisenä, mutta se voi myös liittyä YVA-lain mukaiseen arviointiin. Vaikutusarviointi on hanke-, ei lupakohtainen.

Luvan myöntävän tai suunnitelman hyväksyvän viranomaisen tehtävänä on katsoa, että asianmukainen arviointi on tehty silloin, kun se luonnonsuojelulain 65 §:n nojalla edellytetään. Sen jälkeen viranomaisen on pyydettävä lausunto alueelliselta ympäristökeskukselta ja siltä, jonka hallinnassa Natura 2000 -alue on (LSL 65.2 §). Jos alueellinen ympäristökeskus on hankkeen toteuttaja, lausunnon antaa ympäristöministeriö. Lausunto on annettava viivytyksettä ja viimeistään kuuden kuukauden kuluessa.

Viranomainen saa pääsääntöisesti myöntää luvan vain, jos hanke tai suunnitelma ei merkittävästi heikennä Natura 2000 -alueen tai valtioneuvoston Natura 2000 -verkostoon ehdottaman alueen luonnonarvoja (LSL 66.1 §). Heikentävien vaikutusten merkittävyyttä arvioitaessa on otettava huomioon heikennyksen laaja-alaisuus. Laaja-alaisuus on kuitenkin suhteutettava kohteen pinta-alaan, luonteeseen ja suojeluarvojen sijoittumiseen. Pienelläkin hankkeella voi olla merkittäviä vaikutuksia ympäristöön, jos se sijoittuu alueelle, jonka ympäristötekijät, kuten eläimistö ja kasvisto, ovat herkkiä vähäisellekin muutokselle. Merkittävyyttä on arvioitava niiden luontotyyppien ja niiden lajien elinympäristön kannalta, joiden vuoksi alue on otettu tai tarkoitus ottaa Natura 2000 -verkostoon (HE 79/1996). Heikennys ei ole merkittävä, jos kohteen suojelun olennaiset arvot ja ekologinen toimintakyky säilyvät.

Valtioneuvoston Natura 2000-alueita koskevan päätöksen 20.8.1998 mukaan Natura 2000-alueille sijoittuvien liikenneväylien tavanomaiseen käyttöön ja kunnossapitoon sekä liikenteeseen liittyvien vastaavien toimintojen ei voida katsoa merkittävästi heikentävän verkostoon kuuluvien alueiden suojeltavia luonnonarvoja. Tällaisia toimintoja ovat mm. meri- ja sisävesiväylien kunnossapito- ja ylläpito mukaan lukien mainittujen liikenneväylien tarpeelliset ja tavanomaiset parantamishankkeet.

Jos hanke merkittävästi heikentää Natura 2000-alueen luonnonarvoja lupa on mahdollista myöntää vain, jos valtioneuvosto yleisistunnossaan päättää, että hanke on toteutettava erittäin tärkeän yleisen edun kannalta pakottavasta syystä eikä vaihtoehtoista ratkaisua ole (LSL 66.2 §). Jos alueella on ensisijaisesti suojeltava luontotyyppi tai laji, on lisäksi edellytyksenä, että ihmisten terveyteen, yleiseen turvallisuuteen tai ympäristölle muualla koituviin erittäin merkittäviin suotuisiin vaikutuksiin liittyvä syy taikka muu erittäin tärkeän yleisen edun kannalta pakottava syy vaatii luvan myöntämistä taikka suunnitelman hyväksymistä tai vahvistamista. Viimeksi mainitussa tapauksessa asiasta on hankittava komission lausunto (LSL 66.3 §).

1.4.3 Vesilain mukainen menettely

Lupaa ruoppaamiseen ja ruoppausmassan läjitykseen vesialueilla haetaan ympäristölupavirastolta. Lupa-asia pannaan vireille ympäristölupavirastolle osoitetulla kirjallisella hakemuksella. Hakemus tulee toimittaa ympäristölupavirastolle kolmena kappaleena (VL 16:1.3). Hakemukseen on liitettävä mukaan hankkeen suunnitelma ja selvitys sen vaikutuksista (VL 16:1). Suunnitelma on tehtävä vesiasetuksen 3 luvun mukaisesti.

Hakemusasioita voidaan käsitellä katselmustoimituksessa (VL 16:5) tai kuulutusmenettelyssä (VL 16:6). Ympäristölupavirasto voi eräissä tapauksissa määrätä pidettäväksi myös selvitysmenettelyn (VL 16:11 a-c) lisätutkimuksen suorittamista varten, kun asianosaisia on kuultu kuulutusmenettelyssä, katselmustoimituksessa tai muulla tavoin. Katselmustoimitus on valmistava käsittely ympäristölupaviraston päätöstä varten. Sen suorittavat ympäristölupaviraston määräämä toimitusinsinööri sekä kaksi uskottua miestä, jotka kutsutaan niistä kunnista, joihin hankkeen pääasialliset vaikutukset ulottuvat sekä tarvittaessa erityisen alan asiantuntija. Ruoppaus- ja läjityslupa-asioissa katselmustoimitus ei yleensä tule kysymykseen.

Kuulutusmenettelyssä lupaviranomainen antaa hakemuksen tiedoksi kuulutuksella. Kuulutus saatetaan yleisesti nähtäväksi ympäristölupavirastossa sekä vaikutusalueen kunnissa vähintään 30 päivän ajaksi. Kuulutus voidaan tarvittaessa julkaista myös sanomalehdessä (VL 16:7). Kappale kuulutuksesta on toimitettava niille, joiden oikeuteen tai etuun hanke saattaa erityisesti vaikuttaa. Kaikilla asianosaisilla on oikeus tehdä hakemuksen johdosta määräajassa muistutuksia ja vaatimuksia ympäristölupavirastolle (VL 16:11). Merkitykseltään vähäisissä asioissa kuulutusta ei välttämättä tarvita vaan tiedoksiantaminen voidaan kokonaisuudessaan järjestää muulla tavoin tai jos vaikutuksia muiden oikeuteen tai etuun ei ole, kokonaan ilman tiedoksiantamista (VL 16:9).

Ympäristölupavirasto käsittelee asian virallisperiaatteen mukaisesti. Lupa-asiaassa sen on VL 16:21:n mukaan viran puolesta tutkittava, ovatko luvan edellytykset olemassa ja otettava muutenkin huomioon, mitä vesilaissa on yleisen edun ja yksityisten oikeuksien turvaamiseksi säädetty. Ennen asian ratkaisemista lupaviranomainen voi hankkia lausuntoja, kuulla asianosaisia tai tehdä paikalla tarkastuksen.

Lupaviranomaisen päätös sisältää luparatkaisun lisäksi lupamääräykset ja tarvittaessa yksilöidyt korvausmääräykset. Vesilain mukaisessa menettelyssä voidaan määrätä maksettavaksi korvausta vahingoista. Päätös annetaan julkilapauksen jälkeen ja lisäksi erikseen tiedoksi hakijalle. Päätöksestä voi valittaa Vaasan hallinto-oikeudelle, jonka päätökseen muutosta haetaan korkeimmalta hallinto-oikeudelta.

1.4.4 Ympäristönsuojelulain mukainen menettely

Lupahakemus käsitellään ympäristönsuojelulaissa säädettyssä järjestyksessä. Lupa-asia pannaan vireille toimivaltaiselle lupaviranomaiselle osoitetulla hakemuksella. Hakemus tulee toimittaa kolmena kappaleena (YSA 8 §). Ympäristölupahakemukseen tulee liittää lupaharkinnan kannalta tarpeellinen selvitys toiminnasta, sen vaikutuksista, asianosaisista ja muista merkityksellisistä seikoista (YSL 35 §, YSA 3 luku).

Lupaviranomainen pyytää lausunnon erikseen kaikilta yleistä etua valvovilta viranomaisilta, joita lupahakemuksen mukainen toiminta voi koskea (YSL 36 §). Tarvittaessa lupaviranomainen pyytää lausunnon myös vaikutusalueen kunnilta. Mahdollisuus tehdä muistutuksia on asianosaisilla sekä myös esim. kansalaisjärjestöillä (YSL 37 §). Hakijalla on mahdollisuus antaa vastine muistutuksiin, vaatimuksiin ja mielipiteisiin.

Lupahakemuksesta tiedotetaan yleensä sanomalehdessä ja aina vaikutusalueen kunnan ilmoitustaululla (YSL 38 §). Kuulutus lähetetään erikseen tiedoksi niille asianosaisille, joita asia erityisesti koskee (YSL 38.2 §). Tiedoksianto-aika, jolloin hankkeesta voi antaa lausuntoja sekä esittää muistutuksia ja mielipiteitä, on vähintään 30 päivää. Päätöksestä tiedotetaan yleensä samoin kuin lupahakemuksesta (YSL 54 §). Muutoksenhakuaika on 30 päivää päätöksen julkipäivästä lukien. Päätöksestä voi valittaa Vaasan hallinto-oikeuteen, jonka päätökseen voi edelleen hakea muutosta korkeimmalta hallinto-oikeudelta.

Ympäristölupa myönnetään, jos toiminta täyttää jätelaissa, ympäristönsuojelulaissa ja niiden nojalla säädetyt ja määrätyt vaatimukset. Ruoppausmassan käsittelyä koskevassa ympäristöluvan ehdoissa voidaan antaa tarvittavat määräykset jätteistä ja jätehuollosta samoin kuin jätteiden aiheuttamista terveys- ja ympäristöhaittojen ehkäisemiseksi tarvittavista toimituksista sekä tarkkailusta ja valvonnasta. Ympäristölupa myönnetään asian laadun mukaan toistaiseksi tai määräajaksi.

Ruoppausmassan käsittelyä koskevan luvan myöntäminen edellyttää, että jätteen hyödyntämis- ja käsittelytoiminnan harjoittajan on asetettava toiminnan laajuus, luonne ja toimintaa varten annettavat määräykset huomioon ottaen riittävä vakuus tai esitettävä muu vastaava järjestely asianmukaisen jätehuollon varmistamiseksi (YSL 42.3 §). Muulta kuin kaatopaikkatoimintaa tai ongelmajätteen hyödyntämis- tai käsittelytoimintaa harjoittavalta voidaan jättää vakuus tai muu vastaava järjestely vaatimatta, jos tämä on riittävän vakavarainen ja kykenee muuten huolehtimaan asianmukaisesta jätehuollosta taikka jätteen hyödyntämis- tai käsittelytoimintaa on pienimuotoista (YSL 42.3 §).

Jos hanke sisältää sekä vesilain että ympäristönsuojelulain nojalla luvanvaraisia toimenpiteitä, käsitellään lupa-asiat yhdessä (VL 1:21). Asia käsitellään vesilain mukaisessa järjestyksessä (VL 16:2, YSL 39 §). Toimivaltainen viranomaisena on ympäristölupavirasto. Jos ympäristölupahakemus on vireillä alueellisessa ympäristökeskuksessa ja vesitaloushanketta koskeva lupahakemus ympäristölupavirastossa, ympäristölupahakemus siirretään ympäristölupavirastoon (HE 84/1999).

Lupahakemukseen sovelletaan vesilain menettelysäännöksiä, kuten kuulemissäännöksiä. Lupahakemuksesta ja lupaharkintaa koskevat säännökset perustuvat kuitenkin ympäristönsuojelulakiin siltä osin kuin hankkeessa on kyse ympäristönsuojelulain mukaisesta toiminnasta (YSL 39.3 §). Vesitaloushankkeen lupa ja ympäristölupa käsitellään samanaikaisesti ja ratkaisu annetaan yhdellä päätöksellä. Jos lupaa ei voida myöntää jomman kumman lain nojalla, lupahakemus hylätään kokonaisuudessaan.

1.4.5 Maankäyttö- ja rakennuslain mukainen menettely

Ruoppausmassojen läjittäminen maalle saattaa vaatia maankäyttö- ja rakennuslain mukaista maisematyölupaa (MRL 128 §). Toimivaltainen lupaviranomaisena on tällöin kunnan rakennusvalvontaviranomaisena. Maisematyölupa voidaan siirtää myös muun kunnan määräämän viranomaisen ratkaistavaksi (MRL 130 §). Lupaa on haettava kirjallisesti.

Lupahakemuksen vireille tulosta on ilmoitettava naapurille. Ilmoittaminen ei kuitenkaan ole tarpeen, jos se hankkeen vähäisyys taikka sijainti taikka kaavan sisältö huomioon ottaen on naapurin edun kannalta tarpeetonta (MRL 133.1 §). Kiinteistöllä on tarvittaessa toimitettava katselmus. Katselmus on suoritettava ainakin silloin, kun kysymyksessä on laaja hanke tai ominaisuuksiltaan poikkeuksellinen hanke tai kun hankkeesta aiheutuu erityisiä vaikutuksia ympäristöön. Katselmuksen ajasta on annettava tieto hakijalle sekä naapurikiinteistön haltijoille (MRL 133.2 §).

Lupahakemuksesta on tietyissä tapauksissa pyydettyvä alueellisen ympäristökeskuksen lausunto. Jos lupaa haetaan luonnonsuojelulain mukaisella asetuksella tarkemmin säädettyä luonnonsuojelun kannalta merkittävälle alueelle (luonnonsuojeluohjelman alue, suojellun luontotyyppin alue, erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikka, maisema-alue) tai alueelle, joka maakuntakaavassa on varattu virkistys- tai suojelualueeksi, hakemuksesta on aina pyydettyvä alueellisen ympäristökeskuksen lausunto (MRL 133.3 §). Lausunto on annettava kolmen kuukauden kuluessa.

Lupapäätös annetaan julkisanon jälkeen ja toimitetaan hakijalle (MRL 142 §). Lupa-asioissa valitusmuotona on hallintovalitus ja ensimmäisenä valitusasteena hallinto-oikeus (MRL 190 §), jonka päätökseen voi hakea muutosta korkeimmalta hallinto-oikeudelta.

1.5 YVA-menettely ruoppaus- ja läjityshankkeissa

Ympäristövaikutusten arviointimenettelyn (YVA) tarkoituksena on taata, että ympäristövaikutukset selvitetään riittävällä tarkkuudella merkittäviä ympäristövaikutuksia aiheuttavien hankkeiden suunnittelussa. YVA-menettelyn tavoitteena on myös lisätä kansalaisten mahdollisuuksia osallistua ja vaikuttaa suunnitteluun. Ympäristövaikutusten arvioinnin periaatteita voidaan soveltaa kaikessa suunnittelussa ja päätöksenteossa.

YVA-menettely jakautuu kahteen vaiheeseen, arviointiohjelma- ja arviointiselostus-vaiheeseen. Arviointimenettely alkaa, kun hankkeesta vastaava toimittaa arviointiohjelman yhteysviranomaiselle. Ympäristövaikutusten arviointiohjelmassa kerrotaan mm., mitä vaihtoehtoja ja vaikutuksia suunnittelun aikana selvitetään. Ohjelman jälkeen laadittava ympäristövaikutusten arviointiselostus sisältää mm. vaihtoehtojen vaikutukset sekä haittojen ehkäisy- ja rajoittamistoimet. Hankkeen vastaavan on tehtävä ympäristövaikutusten arviointiselostus, yhteysviranomaisen lausunto ja liitettävä se hankkeen lupahakemukseen (YSA 10 §, VA 3 luku).

Yhteysviranomaisen kuuluttaa arviointiohjelman ja arviointiselostuksen viereilläolosta, kerää mielipiteet ja lausunnot ja laatii niiden pohjalta oman lausuntonsa asiakirjojen riittävydestä. Kansalaisilla, viranomaisilla ja muilla tahoilla on YVA-menettelyssä mahdollisuus vaikuttaa päätöksentekoaikoina sisältöön selvitettyjen vaihtoehtojen ja ympäristövaikutusten osalta.

YVA-lakia (468/1994) sovelletaan lain 4 §:n mukaan hankkeisiin, joista Suomea velvoittavan kansainvälisen sopimuksen täytäntöön paneminen edellyttää arviointia, taikka joista saattaa aiheutua merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia Suomen luonnon ja muun ympäristön erityispiirteiden vuoksi. Tällaisista hankkeista säädetään tarkemmin YVA-asetuksessa (268/1999) (6 §). Niihin sovelletaan aina ympäristövaikutusten arviointimenettelyä. Tällaisia ovat esimerkiksi suurehkot satamahankkeet. Suurehkoihin satamahankkeisiin katsotaan YVA-asetuksen mukaan kuuluvan pääosin kauppamerenkulun käyttöön rakennettavat meriväylät, satamat, lastaus- tai purkulaiturit yli 1350 tonnin aluksille (YVA-asetus 6 § 9)-kohta f)). Tällaisten satamien ja väylien rakentaminen edellyttää siten YVA-laissa tarkoitettua ympäristövaikutusten arviointia. Jo olemassa olevien väylien ruoppaamiseen sovelletaan YVA-menettelyä harkinnanvaraisesti YM:n päätöksellä (YVAL 4.2 §, YVA-asetus 8 §).

Ympäristövaikutusten arviointimenettelyä sovelletaan lisäksi yksittäistapauksessa hankkeeseen tai jo toteutetun hankkeen olennaiseen muutokseen, joka todennäköisesti aiheuttaa laadultaan ja laajuudeltaan, myös eri hankkeiden yhteisvaikutukset huomioon ottaen, merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia. Harkittaessa vaikutusten merkittävyyttä yksittäistapauksessa on otettava huomioon hankkeen ominaisuudet ja sijainti sekä vaikutusten luonne (YVA-laki 4.3

§). Myös sellaisessa hankkeessa, johon ei sovelleta YVA-menettelyä, on oltava riittävästi selvillä hankkeen ympäristövaikutuksista siinä laajuudessa kuin koh- tuudella voidaan edellyttää (YVAL 25 §).

1.6 Vastuu ruoppauksesta ja läjityksestä aiheutuvista vahingoista

1.6.1 Vesilaki

Ruoppaamisesta tai läjittämisestä aiheutuneet vahingot voidaan korvata ns. laillisina vahinkoina (VL 11 luku) lupamenettelyn yhteydessä. Korvattavan vahinkona kyseeseen voi tulla mm. vesialueen omistajalle aiheutunut omaisuuden vahingoittuminen tai huonontuminen (VL 11:3, 2)-kohta). Erityisen oikeuden haltija voi puolestaan saada korvausta, jos hän menettää erityisen oikeutensa tai sen käyttäminen estyy tai vaikeutuu (VL 11:3, 4)-kohta). Myös yleiskäyttäjällä on mahdollisuus korvaukseen, jos veden saanti estyy tai vaikeutuu huomattavasti (VL 11:3, 6)-kohta). Laillisista vahingoista määrätään korvaukset lupamenettelyn yhteydessä. Lupamenettelyssä hankkeen toteuttajalle voidaan asettaa myös toimenpide- tai laitevelvoitteita, joiden avulla voidaan estää haitta-aineiden joutuminen vesistöön. Kaikkea vahinkoa ei kuitenkaan voida estää ennalta ja näistä vahingoista maksetaan rahakorvaus vahingonkärsijöille. Sellainen vahinko, joka aiheutuu toimenpiteestä, jolle ei ole haettu lupaa siksi, ettei siitä ole voitu otaksua aiheutuvan luvanvaraisia seurauksia, on myös korvattava vahingonkärsijälle (VL 11:1.3).

Vahinkoa ei välttämättä ole kuitenkaan huomioitu tai voitu huomioida lupamenettelyn yhteydessä arvioitaessa syntyviä vahinkoja. Tällöin voidaan korvauksista vaatia VL 11:8.3:n mukaan edellyttämättömänä vahinkona. Korvauksen saaminen edellyttää, että kyseessä on todella uusi vahinko tai vahinko, jota lupamenettelyssä ei ole osattu ottaa ennalta huomioon.

Jos kyseessä on ns. laitton vahinko eli vahinko, joka on aiheutunut vesilain tai sen nojalla annettujen säännösten tai määräysten vastaisesta toiminnasta, sovelletaan vahinkojen korvaamiseen ympäristövahinkolakia (737/1994). Ympäristövahinkolain soveltaminen edellyttää lisäksi, että syntynyt vahinko on ympäristövahinko. Se, mitä ympäristövahingolla tarkoitetaan saa sisältönsä YVL 1 §:n kautta. Jollei kyseessä ole ympäristövahinko mutta kuitenkin laitton vahinko, sovelletaan aiheutuneiden vahinkojen korvaamiseen vahingonkorvauslakia (VL 11:1.4).

1.6.2 Ympäristövahinkolaki

Pilaantuneen ruoppausmassan haitta-aineiden aiheuttamiin vahinkoihin sovelletaan ympäristövahinkolakia (737/1994). Edellytyksenä on kuitenkin, että vahinko on syntynyt ympäristövahinkolain voimaantulon (1.6.1995) jälkeen ja että syntynyt vahinko on luonteeltaan laissa tarkoitettu ympäristövahinko. Ympäristövahingolla tarkoitetaan ympäristövahinkolain mukaan tietyllä alueella harjoitetusta toiminnasta johtuvaa vahinkoa, joka on ympäristössä aiheutunut veden, ilman tai maaperän pilaantumisesta, melusta, tärinästä, säteilystä, valosta, lämmöstä tai hajusta taikka muusta vastaavasta häiriöstä (YVL 1 §). Ympäristövahinkolain mukaan korvattaviin vahinkoihin kuuluvat henkilö-, esine- ja varallisuusvahingot (YVL 5 §). Henkilö- tai esinevahinkoon liittymättömät eli ns. puhtaasti varallisuusvahingot (esim. vesien pilaantumisesta aiheutunut elinkeinotulon menetykset) korvataan kuitenkin vain, jos vahinko on vähäistä suurempi.

Toiminnanharjoittaja vastaa toiminnasta aiheutuvien ympäristövahinkojen korvaamisesta. Toiminnanharjoittamista on mm. sataman pitäminen ja siihen

liittyvä väylien ruoppaaminen. Ympäristövahinkolain mukaan vastuussa vahingon korvaamisesta on vahingon aiheuttanut ruoppauksen tai läjityksen toteuttaja.

Varsinaisten vahingonkorvausten lisäksi aiheuttajan korvattavaksi voivat tulla myös ympäristövahinkoihin ja niiden uhkaan liittyvät vahingontorjunta- ja ennallistamiskustannukset sekä niihin liittyvien selvitysten kustannukset (YVL 6 §). Korvattavuus edellyttää, että viranomaisen suorittamat torjunta- ja ennallistamistoimenpiteiden kustannukset ovat olleet kohtuullisia ympäristövahinkoon tai sen uhkaan ja toimenpiteestä saatuun hyötyyn nähden. Vahingonaiheuttajan on korvattava viranomaiselle myös sellaiset välttämättömät selvitykset, joita tarvitaan sen ratkaisemiseksi, millaisia torjunta- ja ennallistamistoimia vaaditaan. Vahingonaiheuttajan korvattaviksi voivat tulla myös kustannukset niistä tarpeellisista toimenpiteistä, joihin joku on ryhtynyt itseään koskevan ympäristövahingon uhan torjumiseksi tai vahingoittuneen ympäristön palauttamiseksi ennalleen (YVL 6.1 § 1)-kohta).

1.6.3 Pilaantumisen aiheuttajan vastuusta

Ruoppaushankkeen toteuttaja voi eräissä tilanteissa mahdollisesti vaatia vahingonkorvausta pilaantumisen aiheuttajalta pilaantumisen vuoksi kärsimistään lisäkustannuksista. Korvausvelvollisuus voi perustua esimerkiksi siihen, että pilaantuminen on aiheutettu vesioikeudellisen luvan ehdoista poikkeavilla tai lainvastaisilla päästöillä.

Sedimenttien pilaantumisen aiheuttajan määrittäminen on kuitenkin käytännössä usein hankalaa. Yleensä pilaantuminen on aiheutunut pitkän ajan kuluessa ja pilaavaa toimintaa harjoittaneita on ollut useita. Kun pilaantuminen on myöhemmin havaittu, pilaantumisen aiheuttaja on voinut jo lopettaa toimintansa tai olla maksukyvytön. Pilaantuminen voi myös olla seurausta toiminnasta, joka on ollut pilaantumisen tapahtuma-aikaan lain- ja luvantumukaista.

Ympäristönsuojelulain säännöksiä pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistamisvastuusta (YSL 12 luku) ei sovelleta pilaantuneisiin sedimentteihin. Vanhojen vuosikymmeniä sitten pilaantuneiden sedimenttien puhdistamista on mahdollista kuitenkin rahoittaa valtion jätehuoltotöinä (JL 35 §). Edellytyksenä on, että puhdistamisesta aiheutuvat kustannukset ovat kohtuuttomia puhdistamisvelvolliselle.

Jos ruoppausmassaa läjitetään maalle ja tästä aiheutuu maaperän pilaantumista, sovelletaan ympäristönsuojelulain puhdistamisvastuuta koskevia säännöksiä (12 luku). Pilaantumisen aiheuttaja vastaa pilaantuneen maaperän puhdistamisesta YSL 75 §:n mukaan.

1.7 Kansainväliset sopimukset

Merensuojelussa Suomea velvoittavat sekä globaalit että alueelliset sopimukset. Globaalitasolla jätteen sijoittamista mereen koskee mm. Lontoon sopimus vuodelta 1972 (SopS 33-34/1979). Sopimuksen tavoitteena on edistää merellisen ympäristön pilaantumislähteiden tehokasta valvontaa ja ehkäistä meren pilaantumista, joka aiheutuu jätteen ja sellaisen muun aineen mereen laskemisesta, joka on omiaan vaarantamaan ihmisen terveyttä, vahingoittamaan elollisia luonnonvaroja, merenelämää, meren kauneus- ja virkistysarvoja tai haittaamaan muuta meren oikeutettua käyttöä.

Vuoden 1972 Lontoon sopimus (LC) säätelee globaalitasolla jätteen sijoittamista mereen. Lontoon sopimukseen liittyvässä ruoppausmassoja koskevassa päätöslauselmassa (Dredged Material Assessment Framework, DMAF) edellytetään kemiallisten tai biologisten vaikutusten arviointia, kun arvioidaan masso-

jen läjityskelpoisuutta. Ruoppausmassoja, jossa tiettyjen haitta-aineiden pitoisuudet tai biologiset vaikutukset ylittävät ylemmän tason, ei periaatteessa saa läjittää mereen. Ruoppausmassoja, jossa haitta-aineiden pitoisuudet tai biologiset vaikutukset pysyvät alemman tason alapuolella, pidetään periaatteessa mereen läjittämisen kannalta vaarattomana. Jos ruoppausmassat ovat laadultaan tältä väliltä, sen läjityskelpoisuus on selvitettävä yksityiskohtaisemmin.

Alueellisista sopimuksista Suomen kannalta keskeisiä ovat Koillis-Atlantin suojelusopimus (ns. OSPAR-sopimus vuodelta 1992, SopS 51/1998) sekä Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus (ns. Helsingin sopimus) vuodelta 1974 (SopS 11-12/1980, uusittu vuonna 1992, SopS 2/2000).

OSPAR-sopimuksen tavoitteena on pilaantumisen ehkäiseminen ja estäminen sekä merialueen suojeleminen ihmistoiminnan haittavaikutuksilta, jotta saataisiin turvatuksi ihmisten terveys ja suojelluksi merelliset ekosysteemit ja aina, kun se on tarkoituksenmukaista, palautetuksi vahingoittuneiden merellisten alueiden kunto. OSPAR-sopimuksessa ruoppausmassan läjitystä koskevan ohjeen (Guidelines for the Management of Dredged Material ref. nr. 1998-20) periaatteena on, että ruopattuja massoja ei voi läjittää mereen ennen kuin läjityksen vaikutukset ympäristöön on arvioitu ja läjitykseen on saatu erillinen lupa. Sopimus edellyttää, että allekirjoittaja-maat noudattavat ruoppausmassan läjitystä koskevaa ohjetta ja laativat ruoppausmassoille kriteerit kansallisella tasolla.

Alueellisista suojelusopimuksista, jotka sääntelevät ruoppausmassan läjitystä, Suomen kannalta keskeisin suojelusopimus on Itämeren suojelusopimus. Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus (ns. Helsingin sopimus) solmittiin vuonna 1974 (SopS 11-12/1980). Uusi vuoden 1992 Itämeren suojelusopimus tuli voimaan vuoden 2000 tammikuussa (SopS 2/2000).

Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskevaa yleissopimusta sovelletaan Itämeren alueen merelliseen ympäristöön kuuluvan veden ja merenpohjan suojeluun. Sopimus koskee koko Itämeren valuma-aluetta ja sen vaikutus ulottuu maa-alueillakin tapahtuvaan toimintaan kuten maalla sijaitsevien piste- ja hajakuormituslähteiden päästöihin mereen. Kukin sopimuksen osapuoli panee sopimuksen määräykset täytäntöön omalla aluemerellänsä ja sisäisillä aluevesillänsä kansallisten lainsäädäntöjensä ja viranomaistensa kautta. Sopimus ei estä osapuolia säättämästä sopimusta tiukempia kansallisia normeja. Suomessa sopimus on pantu täytäntöön ensisijaisesti merensuojelulaille (1415/1994) ja vesilakiin (264/1961) tehdyillä muutoksilla.

Suojelusopimuksen nojalla Itämeren merellisen ympäristön suojelukomissio (HEL-COM) voi antaa suosituksia yleissopimuksen tavoitteisiin liittyvistä toimenpiteistä (art. 19). Ruoppausmassan läjityksen kannalta keskeinen on komission suositukseen (HELCOM recommendation 1/13: Disposal of dredged spoils) perustuva ohje läjityksestä (Guidelines for the Disposal of dredged Spoils). http://www.helcom.fi/guidelines/guide_rec13_1.pdf

Vuoden 1992 Helsingin sopimuksen 11 artiklan 2 kohdan mukaan ruoppausmassan mereen laskeminen edellyttää asianomaisen kansallisen viranomaisen yleissopimuksen V liitteen määräysten mukaisesti etukäteen myöntämää erityislupaa. Vuoden 1992 Helsingin sopimuksen liite V velvoittaa sopimusosapuolet noudattamaan Helsingin komission (HELCOM:n) antamaa ohjetta, kun ne myöntävät erityislupia haitallisia aineita sisältävän ruoppausmassan läjittämiseen mereen. Ohjeella tarkoitetaan liitteessä HELCOM:n vuonna 1992 antamaa, ja vuonna 1996 tarkistettua, ohjetta ruoppausjätteen mereen sijoittamisesta (HELCOM recommendation 13/1: Disposal of dredged spoils). Se, mitä tarkoitetaan haitallisilla aineilla on määriteltä sopimuksen liitteessä I.

Kansallisen viranomaisen on erityislupaa myöntäessään otettava huomioon mereen läjitetävän ruoppausmassan määrä, haitallisten aineiden pitoisuus ruoppausmassassa, paikan sijainti ja sen yhteys alueisiin, joilla on erityistä merkitystä

(mm. virkistysalueet, kutualueet, kalastusalueet yms.) sekä läjitysalueella tapahtunut muu mereen laskeminen ja sen vaikutukset. Lisäksi on otettava huomioon veden ominaisuudet kuten hydrograafiset, kemialliset ja biologiset ominaisuudet ja niiden vuosikeskiarvot ja kausivaihtelut (liite V).

HELCOM:n ohje edellyttää, että sopimusosapuolet kehittävät mereen läjittettäville ruoppausmassoille kansalliset kriteerit. Massoja, jotka eivät täytä kriteereitä, ei saa läjittää mereen. Niiden mereen sijoittaminen edellyttää puhdistamista tai eristämistä (HELCOM:n ohjeen kohta 2.4) ja lisäksi on osoitettava, että maalle sijoittaminen on haitallisempaa. Mereen sijoittamiseen ei saa myöntää lupaa, jos maalle sijoittaminen on haitallisten vaikutusten vähentämisen kannalta parempi vaihtoehto (HELCOM:n ohjeen kohta 6.16).

1.8 Vesipuidedirektiivi

Vesipolitiikan puidedirektiiviä sovelletaan sekä sisävesiin että rannikkovesiin, joihin katsotaan kemiallisen tilan osalta kuuluvaksi myös aluevedet (2 art. 1 kohta). Vesipuidedirektiivissä ympäristölaatonormilla tarkoitetaan sellaisia tiettyjen pilaavien aineiden pitoisuuksia vedessä, sedimentissä tai eliöstössä, joita ei saa ylittää ihmisten terveyden tai ympäristön suojelemiseksi. Prioriteettiaineella tarkoitetaan aineita, jotka on valittu niiden aineiden joukosta, joista aiheutuu merkittävä riski vesiympäristölle tai vesiympäristön välityksellä (2 art. 30. kohta). Prioriteettiaineet on määritelty erikseen vesipuidedirektiivin liitteessä X (2455/2001/EY). Vaarallisten prioriteettiaineiden osalta tavoitteena on päästöjen ja häviöiden lopettaminen kerralla tai vaiheittain (16 art. 1 kohta).

Ympäristölaatonormeja pilaavien aineiden pitoisuuksille sedimentissä ei vielä toistaiseksi ole annettu EU:ssa. Vesipolitiikan puidedirektiivi (2000/60/EY) antaa EU:n komissiolle valtuutuksen tehdä ehdotuksia laatonormeiksi, joita sovelletaan prioriteettiaineiden pitoisuuksiin pintavedessä, sedimentissä tai eliöstössä (16 art 7. kohta).

2 Viranomaisvalvonta

2.1 Valvontaviranomaiset

Ruoppaamisen ja ruoppausmassan läjityksen valvonnan kannalta keskeisiä lakeja ovat vesilaki, ympäristönsuojelulaki ja merensuojelulaki. Vesilain ja ympäristönsuojelulain mukaisia valvontaviranomaisia, jotka valvovat lakien nojalla annettujen säännösten ja määräysten noudattamista, ovat alueelliset ympäristökeskukset ja kuntien ympäristönsuojeluviranomaiset (VL 21:1, VL 20:3, YSL 22 §).

Merensuojelulain mukainen yleinen valvonta kuuluu ympäristöministeriölle (merensuojeluL 12 §). Suomen ympäristökeskus pitää kirjaa luvan nojalla mereen Suomen aluevesirajan ulkopuolelle sijoitettujen ruoppausmassojen laadusta ja määrästä sekä sijoittamis- ja laskemiskaikasta, -ajankohdasta ja -tavasta (merensuojeluL 13.2 §). Alueelliset ympäristökeskukset raportoivat Suomen ympäristökeskukselle edellisen vuoden aikana mereen läjitetyistä ruoppausmassoista. Raportoinnissa käytetään HELCOM:n lomaketta ja siinä noudatetaan HELCOM:ssa sovittua aikataulua. Suomen ympäristökeskus toimittaa kansallisen raportin Helsingin komission osoittamille tahoille.

Kunnan ympäristönsuojeluviranomainen ja alueellinen ympäristökeskus valvovat, että ruoppaus ja läjittäminen suoritetaan lain ja lupaehtojen mukaisesti. Kunnan ympäristönsuojeluviranomainen valvoo, ettei kunnan alueella suoriteta laittomia ruoppauksia. Mikäli on kyse merellä aluevesirajan ulkopuolella tapahtuvasta ruoppausmassan sijoittamisesta valvontaviranomaisia ovat valtion eri viranomaiset kukin omalla toimialallaan (merensuojeluL 12 §).

2.2 Vesilain mukainen valvonta

Valvontaviranomaisella on oikeus tarkastaa laitteita sekä rakennuksia ja muita rakennelmia sekä tehdä tarpeellisia tutkimuksia toimialueellaan. Rikkomustilanteissa valvontaviranomainen voi kehottaa lopettamaan säännösten tai määräysten vastaisen menettelyn tai ilmoittaa asiasta poliisille esitutkintaa varten. Lisäksi valvontaviranomainen voi panna vireille ympäristölupavirastossa hallintopakkoasian (VL 21:3).

Vesilain mukaiset hallintopakkoasiat käsittelee ympäristölupavirasto. Ympäristölupavirasto voi viranomaisen ilmoituksesta tai sen hakemuksesta, jonka oikeutta tai etua asia koskee, kieltää jatkamasta lainvastaista menettelyä tai muutoin määrätä oikaistavaksi, mitä oikeudettomasti on tehty tai laiminlyöty (VL 21:3). Määräykseen liittyy uhkasakko tai uhka, että tekemättä jätetty toimenpide suoritetaan laiminlyöjän kustannuksella tai että toiminta keskeytetään. Valvontaviranomainen tai muu, jota asia koskee, voidaan oikeuttaa suorittamaan tarvittava toimenpide.

2.3 Ympäristönsuojelulain mukainen valvonta

Ruoppausmassan läjittämistä maalle valvovat alueelliset ympäristökeskukset ja kuntien ympäristönsuojeluviranomaiset. Tavoitteena on säännösten ja määräysten vapaaehtoinen noudattaminen. Ellei toiminnanharjoittaja kehotuksesta huolimatta noudata lakien säännöksiä ja niiden nojalla annettuja määräyksiä, valvontaviranomainen voi turvautua hallintopakon käyttämiseen (YSL 88 §). Viranomaisen on tehostettava, jollei se ole ilmeisen tarpeetonta, ympäristönsuojelulain nojalla antamaansa kieltoa tai määräystä uhkasakolla, keskeyttämishallinnalla tai uhalla, että tekemättä jätetty toimenpide teetetään laiminlyöjän kustannuksella. Ympäristöluvanvaraisen toiminnan osalta toimivaltainen hallintopakkoviranomainen on se YSL 31 §:n mukainen lupaviranomainen, joka käsittelee toimintaa koskevan luvan.

Valvontaviranomaisella on oikeus saada valvonnan toteuttamiseksi tarpeellisia tietoja toiminnanharjoittajalta. Valvontaviranomaisella on oikeus myös tarkastusten tekemiseen ja tutkimuksiin sekä oikeus tehdä mittauksia ja ottaa näytteitä (YSL 83 §, HallintoL 39 §). Valvontatarkastuksen suorittaa se valvontaviranomainen, joka on kyseisen toiminnan toimivaltainen lupaviranomainen (YSA 29 §).

Toimivaltainen viranomainen voi kieltää sitä, joka rikkoo ympäristönsuojelulakia, sen nojalla annettua asetusta tai määräystä, jatkamasta tai toistamasta säännöksen tai määräyksen vastaista menettelyä (YSL 84.1 §:n 1 kohta). Jos on kyse laiminlyönnistä, viranomainen voi kiellon sijasta velvoittaa laiminlyöjän toimimaan lain, asetuksen tai määräyksen edellyttämällä tavalla. Jos rikkomuksesta tai laiminlyönnistä on aiheutunut ympäristön pilaantumista, viranomainen voi kieltäessään säännöstä tai määräystä rikkonutta jatkamasta tai toistamasta menettelyään velvoittaa rikkojan samassa yhteydessä palauttamaan pilaantuneen ympäristön ennalleen tai poistamaan rikkomuksesta ympäristölle aiheutuneen haitan (YSL 84.1 §:n 3 kohta). Ennen kuin valvontaviranomainen antaa määräyksen on sille, jota määräys koskee, varattava tilaisuus tulla kuulluksi. Valvontaviranomainen voi myös keskeyttää ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavan toiminnan, jos toiminnasta aiheutuu välitöntä terveyshaittaa tai merkittävää välitöntä ympäristön pilaantumista, eikä haittaa voida muutoin poistaa tai vähentää (YSL 86 §). Tällöin toiminnanharjoittajan kuuleminen ei ole välttämätöntä.



Anvisningar för muddring och deponering av muddermassor

Innehåll

1	Inledning	64
2	Lagstiftning som reglerar muddring och deponering av muddermassor	65
2.1	Muddring som inte kräver tillstånd	65
2.2	Muddringsarbeten som kräver tillstånd	65
2.3	Deponering av muddermassor	66
2.3.1	Deponering i vattenområden	66
2.3.2	Deponering på landområden	66
3	Muddring och deponering av muddermassor	67
3.1	Beskrivning av muddrings- och deponeringsverksamhet	67
3.1.1	Lösgöring och lyftning av bottenmassa	67
3.1.2	Förflyttning av muddermassor	68
3.1.3	Deponering av muddermassor	68
3.2	Omfattningen av muddrings- och deponeringsverksamheten i Finland	69
3.3	Föroreningar i finska sediment	70
4	Miljökonsekvenser av muddring och deponering av muddermassor	71
4.1	Miljöeffekter av farliga ämnen	71
4.2	Effekter på vattenkvaliteten, bottenorganismerna och fiskstammen	72
4.2.1	Grumling och störningar i näringsbalansen	72
4.2.2	Vattenfloran	73
4.2.3	Bottenorganismerna	73
4.2.4	Fiskarna	73
4.2.5	Vattenströmmar	74
4.3	Effekter på befolkningens livsmiljö och rekreativsmöjligheter	74
4.3.1	Vattenhushållningen	74
4.3.2	Yrkesfisket och fritidsfisket	74
4.3.3	Övrigt rekreativsbbruk	75
4.4	Effekter på landskap, markanvändning och undervattenskonstruktioner	75
4.4.1	Landskapet	75
4.4.2	Markanvändningen	75
4.4.3	Tekniska undervattenskonstruktioner	75
4.4.4	Marinarkeologi	76
4.5	Effekter av transporter och mellanlagring	76
4.6	Effekter på biodiversiteten	76

5	Miljöskyddsåtgärder	78
5.1	Muddrings- och tippningsmetoder som skonar miljön	78
5.2	Valet av tidpunkt för muddring och tippning av muddermassor	79
5.3	Valet av tippningsplats	79
6	Bedömning av muddermassor som skall deponeras	80
6.1	Kvalitetskriterier för muddermassor	80
6.2	Individuell bedömning av en muddermassa som ligger inom den s.k. gråzonen	82
6.3	Avgränsning, separering och placering av muddermassor som klassificerats som förorenade	82
6.4	Tillämpning av anvisningen på sjöar och vattendrag	83
7	Utredningar som krävs för tillstånd	84
7.1	Motivering av muddrings- och deponeringsprojekt	84
7.2	Bedömning av metoder för muddring och deponering av muddermassor	84
7.3	Klassificering av sediment som skall muddras	84
7.3.1	Muddermassor som inte behöver analyseras med avseende på farliga ämnen	84
7.3.2	Muddermassans fysikaliska egenskaper	85
7.3.3	Muddermassans kemiska egenskaper	85
7.3.4	Muddermassans biologiska egenskaper och verkningar	86
7.4	Tagning av sedimentprover	87
7.5	Information om deponin	88
7.6	Bedömning av olika deponeringsalternativ	89
7.7	Effektbedömning	89
8	Uppföljning av miljöeffekter	90
9	Osäkerhetsfaktorer och framtidens utmaningar	92
Källor	93
Bilagor		
1.	Kvalitetskriterier för muddermassor: Normalisering av mätvärden	95
2.	Grunderna för klassificering av muddermassor	100
3.	Promemoria lagstiftning som reglerar muddring och deponering av muddermassor	102
Presentationsblad	120

Inledning

När farleder och hamnar anläggs och vid annan vattenbyggnad utförs muddringar, vilket resulterar i mudderafall som skall deponeras. Denna verksamhet påverkar miljön: vattnet grumlas, vattenfloran och fiskbeståndet minskar och vattnets strömning förändras. I förorenade vattenområden innehåller sedimenten dessutom skadliga ämnen. På muddring och deponering av muddermassor tillämpas därför vatten- och avfallslagstiftningen och ofta även miljöskyddslagen. Stora projekt kan också omfattas av lagen om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning.

Denna miljöskyddsanvisning presenterar kortfattat sådana bestämmelser och tillståndsförfaranden som gäller vid muddring och tippning av muddermassor. Den ger också vägledning om hur effekterna av muddringen på miljön skall bedömas och begränsas. Anvisningen innehåller inga beskrivningar av (miljö)tekniska metoder, utan sådana skall behandlas i en särskild handbok som publiceras senare. Däremot behandlar anvisningen i någon mån även deponering av muddermassor på land, som förekommer t.ex. när de inte kan deponeras på havsbotten.

Vid sammanställningen av denna anvisning har hänsyn tagits såväl till rekommendationen och anvisningen om deponering av muddermassor på havsbotten i konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö som till motsvarande anvisning i konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten (OSPAR). Anvisningen innehåller även vägledande kvalitetskriterier som kan användas för att avgöra om en muddermassa som innehåller skadliga ämnen får dumpas i havet. Kriterierna är inte avsedda att tillämpas som normer, utan lokala förhållanden måste beaktas i varje enskilt fall. I kriterierna ingår fortfarande en del osäkerhetsfaktorer. Kunskapen om halterna av organiska tennföreningar i kustvattnen och om deras inverkan på organismerna i Östersjön är t.ex. fortfarande bristfällig, och problemets omfattning har först nu börjat klarna. När ytterligare utredningsmaterial och erfarenheter blir tillgängliga skall miljöministeriet utfärda en särskild förordning om bedömningsprinciper och gränsvärden för farliga ämnen i muddermassor.

Denna anvisning baserar sig på 21 kapitlet 1 § i vattenlagen och den är främst avsedd för myndigheter som övervakar muddring och deponering av muddermassor. Anvisningen kan också användas vid projektplanering. Anvisningen gäller muddring och deponering av muddermassor på finskt territorialvatten och i tillämpliga delar även inlandsvatten.

Anvisningen har utarbetats av Finlands miljöcentral under ledning av miljöministeriet. För texten svarar överinspektör Kenneth Holm, utvecklingsingenjör Virpi Nikulainen och juristen Suvi Ruuska vid Finlands miljöcentral. I styrgruppen har miljörådet Olli Pakkala, överinspektör Eeva-Liisa Poutanen och överinspektör Anna-Maija Pajukallio från miljöministeriet deltagit. Kvalitetskriterierna för muddermassor har utarbetats utgående från ett förslag framlagt av en arbetsgrupp (Tarja Pyykkö, Kauko Häkkinen, Olavi Sandman, Jouni Lehtoranta ja Jouko Kemppainen) i slutet av 1990-talet.

Lagstiftning som reglerar muddring och deponering av muddermassor

2

Nedan följer en kortfattad redogörelse över den lagstiftning som reglerar muddring och deponering av muddermassor. Bilaga 3 innehåller av ett detaljerat PM om relevant lagstiftning sammanställt av Finlands miljöcentral.

2.1 Muddring som inte kräver tillstånd

För muddring av vattenområden krävs inte alltid tillstånd. Under förutsättningar som anges i 1 kapitlet 30 § i vattenlagen (264/1961) har var och en som lider men av uppslamning, grund eller jämförbar olägenhet som försvårar nyttjandet av ett vattenområde rätt att vidta nödvändiga åtgärder med syfte att förbättra vattenområdets tillstånd och användningsmöjligheter. Är åtgärden inte av ringa betydelse, skall vattenområdets ägare eller, om vattenområdet tillhör delägarna i en samfällighet, delägarlaget för samfälligheten på förhand underrättas om att arbetet inleds och på vilket sätt det utförs. En anmälan skall också göras hos den regionala miljöcentralen minst en månad innan muddringen inleds (85 a § i vattenförordningen).

Den regionala miljöcentralen avgör vid behov om omfattningen av muddringen skall anses vara ringa. I allmänhet har muddring i havsmiljö inte ansetts vara av ringa omfattning, om den avlägsnade massan uppgått till över 1000 m³ eller om det muddrade området varit förknippat med särskilda naturvärden och den avlägsnade massan uppgått till över 500 m³. Muddring i inlandsvatten har i allmänhet inte ansetts vara av ringa omfattning om den avlägsnade massan uppgått till över 100 m³. Både vid muddring i havsmiljö och vid muddring i inlandsvatten måste bedömningen av arbetets omfattning, utöver muddringsmassornas volym, basera sig på förhållandena på muddringsplatsen, tidpunkten och följderna av arbetet.

2.2 Muddringsarbeten som kräver tillstånd

Vattenlagen innehåller bestämmelser om när tillstånd fordras för muddring. Ett muddringsprojekt kräver tillstånd av miljötillståndsverket ifall det har följder som strider mot förbudet att stänga eller ändra vattenområden (VL 1:12–15 §) eller om det kan leda till sådan förorening som avses i miljöskyddslagen (86/2000). Tillstånd krävs oavsett sådana miljökonsekvenser ifall muddringen kommer att medföra betydande olägenhet för vattenområdets ägare.

Om muddringen kan medföra sådan miljöförstöring som avses i miljöskyddslagen, skall behandlingen av ansökan om tillstånd för muddring utöver vattenlagen i tillämpliga delar ske i överensstämmelse med miljöskyddslagen (MSL 41–44, 46, 55, 57 och 58 §). Vid tillståndsprövningen skall även relevanta bestämmelser i naturvårdslagen (1096/1996) och i markanvändnings- och bygglagen (132/1999) beaktas.

2.3 Deponering av muddermassor

2.3.1 Deponering i vattenområden

Deponering av muddermassor förutsätter alltid tillstånd, oberoende av miljökonsekvenserna, ifall deponeringen innebär att massorna dumpas i ett havsområde. Tillstånd fordras också om deponeringen har följder som strider mot förbudet att stänga eller ändra vattenområden eller om den kan leda till sådan förorening av ett vattenområde som avses i miljöskyddslagen. På tillståndspliktiga åtgärder tillämpas 2 kapitlet i vattenlagen. Om deponeringen kan leda till förorening av ett vattenområde, tillämpas även miljöskyddslagen (MSL 41–44, 46, 55, 57 och 58 §).

När deponering i vatten leder till att ett nytt landområde bildas är det fråga om utfyllnad av vattenområde, på vilken vattenlagen tillämpas. Om utfyllnaden sker med muddermassor som kan förorena vattenområdet, skall även ovan nämnda bestämmelser i miljöskyddslagen beaktas vid tillståndsprövningen.

För deponeringen fordras inget tillstånd ifall volymen av muddermassorna är obetydlig. Vad som avses med obetydlig volym skall avgöras från fall till fall med hänsyn bl.a. till hur förorenade muddermassorna eventuellt är.

Deponeras muddermassor utanför finskt territorialvatten, gäller inte vattenlagen och miljöskyddslagen, utan i sådana fall skall havsskyddslagen tillämpas. Riksdagen har mottagit ett lagförslag om att grunda en ekonomisk zon för Finland. Efter att den nya lagen trätt i kraft kommer tillämpningen av vattenlagen och miljöskyddslagen att utsträckas till att gälla hela den ekonomiska zonen, medan havsskyddslagen bara kommer att tillämpas på området utanför zonen.

2.3.2 Deponering på landområden

Vid deponering av muddermassor på land avgörs tillståndsplikten utifrån miljöskyddslagen och miljöskyddsförordningen. Miljötillstånd krävs för soptippar eller för annan återvinning eller behandling av avfall som sker i en anläggning eller yrkesmässigt. I 4 § i miljöskyddsförordningen (169/2000) ingår bl.a. ett undantag från kravet på tillstånd för användning och behandling av icke-förorenade jordmassor. Statsrådets beslut om avstjälningsplatser (861/1997) innehåller också viktiga föreskrifter om deponering av muddermassor.

Även vattenlagen innehåller en betydelsefull bestämmelse om deponering av muddermassor på land (4 kap. 6 § 3 mom.). Enligt denna kan deponering av muddermassor på land kräva samtycke av markägaren. Om markägaren inte samtycker kan miljötillståndsverket visserligen bevilja tillstånd för deponering, men ett sådant tillstånd gäller bara rätten att använda området och det innebär ingen bedömning av deponeringens miljökonsekvenser (VL 2:7 §).

I en del fall kan deponering av muddermassor på land även förutsätta tillstånd för miljöåtgärder enligt markanvändnings- och bygglagen. Om detta stadgas i lagens 128 paragraf.

Muddring och deponering av muddermassor

3

3.1 Beskrivning av muddrings- och deponeringsverksamhet

Muddring och deponering innebär att bottenmaterial i ett vattenområde lösgörs, lyfts upp, flyttas och deponeras antingen i ett vattenområde eller på land. Exempel på muddringsprojekt är

- muddring vid anläggning av nya farleder eller hamnbassänger
- muddring vid service och underhåll av farleder och hamnar
- muddring vid beredning av botten i vattenområden som skall fyllas ut
- muddring för att förbättra vattenområdets kondition och användbarhet genom att avlägsna övergödda eller förorenade sedimentskikt
- upptagning av bottenmassor i vattenområden t.ex. som byggmaterial
- småskalig muddring och förflyttning av muddermassor för att förbättra privata stränder.

Muddringsprocessen består av tre arbetsfaser:

- lösgöring och lyftning av bottenmassa (se avsnitt 3.1.1)
- förflyttning av muddermassan (se avsnitt 3.1.2)
- deponering av muddermassan (se avsnitt 3.1.3).

Lämpliga muddringsmetoder för olika typer av projekt fås när olika sätt att genomföra dessa tre faser kombineras. Nedan ges kortfattade beskrivningar av arbetsfaserna i ett muddringsprojekt.

3.1.1 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 kostnaderna för projektet. Skopmudderverk är i allmänhet funktionssäkra, men snabbheten är inte den bästa eftersom skopans läge måste ändras gång på gång allteftersom arbetet fortskrider. 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 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 förorenade sediment, eftersom en sådan konstruktion förhindrar att betydande sedimentmassor 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 för behandling och vidare till en deponi. För att slammet skall kunna pumpas behövs stora mängder vatten, och halten fast material i muddermassan är därför betydligt lägre än i det orörda bottensedimentet. Hydrauliska metoder är också 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.

Olika tekniker för muddring och deponering behandlas utförligare bl.a. i följande publikationer:

Laasonen, J. Ympäristöystävällisiä menetelmiä erityisesti saastuneiden massojen ruoppaamiseen. Uusi ympäristölainsäädäntö- Satama ja väylät, Hamnseminariet, 15.-16.6.2000, Nädendal.

Laasonen, J. Saastuneiden sedimenttien käsittelymahdollisuudet Kymijoen ja kenttäkokeiden suunnittelu. Esbo 2000. VTT publikation 843.

Riipi, T. 1997. Ruoppaus- ja läjitystekniikoiden valinta maalajien ominaisuuksien ja ympäristövaikutuksien perusteella. VTT meddelande 1853. 66 s. + bil.

Riipi, T. 1998. Saastuneiden tai rehevien vedenalaisten sedimenttien poistotekniikat, Litteraturstudie. VTT Produktionsteknik, Forskningsrapport VAL34-980488.

3.1.2 Förflyttning av muddermassor

Muddrade massor kan transporteras med pråm, skjutas framåt med schaktblad eller pumpas i ett rör.

Muddermassor som skall tippas i havet den lastas på en pråm, bogseras till tippningsplatsen och tömmas ut på botten. Även när massor som skall deponeras på land kan transporteras med pråm. De måste i så fall lastas om och 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. Transportvattnet behövs för att minska friktionen i rören. Transportvatten behövs emellertid inte om en kolv pump används.

3.1.3 Deponering av muddermassor

Muddermassor kan deponeras antingen i vatten eller på land. Målet bör alltid vara att massorna skall återvinnas, vilket kan sänka kostnaderna för projektet.

I Finland har muddermassor ofta deponerats på havsbotten. För tippning av muddermassor i vatten lämpar sig t.ex. naturliga sänkor i havsbotten. I vilken mån sedimentet är farligt och om det kan deponeras på havsbotten måste alltid utredas ifall det utifrån uppgifter om tidigare verksamhet i området finns skäl att misstänka att förorening kan ha skett (se kapitel 6).

I samband med hamnbyggen har muddringssmassor deponerats på botten inom hamnområdet och använts i hamnkonstruktioner eller för terrassering av

stränder. Ibland har muddermassor använts för att fylla ut vattenområden vid utbyggnader av hamnar.

Graden av förorening hos sedimentmassor som deponerats på land har i regel bedömts med hjälp av de s.k. SAMASE-riktvärdena för jordmaterial. Innan muddermassor kan deponeras på en jordtipp (rena massor) eller en deponi för vanligt avfall eller problemavfall måste det utredas om de lämpar sig för deponering. Avvattning är vanligen nödvändig, eftersom flytande avfall inte kan tas emot på behandlingsområden. Även förorenade massor kan ibland efter stabilisering användas i konstruktioner.

Vid underhållsmuddring av farleder och hamnar har sugmuddrade massor ofta deponerats i bassänger som byggts i strandområdet enkom för detta ändamål. Vatten som avskilts från massorna har letts tillbaka till vattenområdet. Vid behov har kemikalier tillsatts för att fälla ut det fasta materialet.

När förorenade sediment muddras och deponeras av bör vattenhalten i muddermassan minimeras. Avvattning av sediment kan ske i sedimenterings- eller fällningsbassänger eller genom filtrering. Särskilt sugmuddrade massor kan vara mycket vattenhaltiga och därför svåra att deponera på land. Vid avvattningen måste det säkerställas att skadliga ämnen inte transporteras till vattenområden eller grundvattnet med det avlägsnade vattnet. Vatten som innehåller skadliga ämnen måste behandlas.

Partikelstorleken i sedimentet inverkar på hur materialet sprids och hur föroreningar binds. Skadliga ämnen binds i allmänhet till finkorniga materialet, varför grövre och renare beståndsdelar ofta kan deponeras som sådana. De beståndsdelar som inte lämpar sig för behandling eller deponering kan separeras genom siktning. Grovkorniga beståndsdelar (grus och morän) kan t.ex. utnyttjas som fyllnadsjord i hamn- och strandkonstruktioner.

När muddermassor tippas i vattenområden är det viktigt att beakta sådana faktorer som inverkar på hur sedimentet sprids:

- sedimentets typ och struktur
- vattendjupet (det högsta, det lägsta, och det genomsnittliga djupet)
- vattnets stratifiering (skiktning) under olika årstider och väderförhållanden
- yt- och bottenströmmar (riktning och hastighet)
- egenskaper hos vind och vågor och de strömmar som de ger upphov till
- halten och sammansättningen av det fasta materialet i slammet

Valet av tippningsplats behandlas utförligare i avsnitt 5.3.

3.2 Omfattningen av muddrings- och deponeringsverksamheten i Finland

Sedan 1989 har omfattningen av muddrings- och deponeringsverksamheten rapporterats till Helsingforskommissionen. Volymen av de muddermassor som årligen tippas i vattenområden har i Finland stabiliserat sig kring en miljon kubikmeter. I samband med stora projekt kan det likväl uppkomma större mängder muddermassor än årsmedeltalet. Volymen av de muddermassor som kommer att uppstå vid bygget av hamnen i Nordsjö har t.ex. uppskattats till fem miljoner kubikmeter, som emellertid fördelar sig på flera år.

Miljöeffekterna vid tippning av muddermassor är inte direkt proportionella mot kvantiteten av massorna. Muddermassornas fysikaliska och kemiska egenskaper kan ha större inverkan på miljökonsekvenserna än deras kvantitet. Valet av tippningsplats har också stor betydelse för projektets miljökonsekvenser.

3.3 Föroreningar i finska sediment

I Finland har förekomsten av skadliga ämnen i vattenområden följts upp sedan 1960-talet bl.a. i samband med den egenkontroll av avloppsvatten som industrin är ålagd att utföra. Denna kontroll har dock närmast inneburit en uppföljning av närsalter och skadliga ämnen som ackumuleras i vattenorganismer. Många skadliga ämnen binds emellertid särskilt till de fasta partiklar som finns i vattnet och sedimenteras därmed på botten. Vid muddring och tippning kan dessa substanser igen frigöras och komma in i naturens kretslopp.

Inom projektet Kartläggning av förorenade sediment (Saastuneiden sedimenttien kartoitus) har miljöförvaltningen undersökt var eventuella förorenade sjö- och kustsediment finns bestämt deras omfång utifrån den s.k. SAMASE-databasen över förorenade landområden. Enligt denna utredning hör soptipparna och den mekaniska trävaruindustrins anläggningar, såsom sågarna och impregneringsanläggningarna, till de största förorenarna av bottensedimenten i våra havsområden och inlandsvatten. Även den kemiska träförädlingen, plastindustrin och den kemiska industrin, metallindustrin, serviceverkstäderna, maskinverkstäderna, skrotningssanläggningarna och vattenreningsverken hade orsakat förorening av bottensediment. Bland de farliga ämnen som observerades i sedimenten fanns särskilt organoklorföreningar, oljor och metaller. Omfattningen av sedimentföroreningen är emellertid inte helt klarlagd. Numera är det känt att även många branscher som inte ingick i SAMASE-kartläggningen förorenar våra bottensediment.

Miljöministeriet har i en utredning 1995 studerat halter och tillståndskriterier för skadliga ämnen i muddermassor som dumpats vid Finlands kuster. En av slutsatserna av utredningen är informationen om halterna av skadliga ämnen i muddermassor som dumpats är rätt bristfällig.

Kymmene älv är det bäst kända och största området som förorenats av dioxin- och kvicksilverföreningar. Nästan 5 milj. m³ sediment har blivit förorenade. På sina ställen ligger halterna 100–1000 gånger över de gränsvärden som föreslagits för förorenat markmaterial. Eftersom Kymmene älv kontinuerligt transporterar sediment är den fortfarande en av de största källorna till dioxinbelastning vid Finska viken.

På senaste tid har TBT aktualiserats som miljöproblem i Finland. Problemet omfattning är ännu inte klarlagd. Organiska tennföreningar (särskilt TBT) har använts i bottenfärg för båtar. Förhöjda halter och skadliga verkningar har konstaterats främst vid stora hamnar och nära vattenleder med livlig trafik och långsamt vattenutbyte. Dessutom har gammal färg som tagits bort vid båt- och skeppsvarv hamnat i hav, sjöar och vattendrag. Användningen av organiska tennföreningar i bottenfärger har varit förbjuden sedan början av 2003, och från och med 2008 får de inte alls finnas på båtbottnar. Eftersom organiska tennföreningar är biologiskt nedbrytbara, varför de småningom försvinner ur sedimenten efter att utsläppen upphört.

Miljökonsekvenser av muddring och deponering av muddermassor

4

Med miljökonsekvenser avses direkta och indirekta effekter av muddring och deponering av muddermassor på:

- människors hälsa, levnadsförhållanden och trivsel
- marken, vattnet, luften och klimatet
- djuren och växtligheten
- samhällsstrukturen, byggnaderna, landskapet, stadsbilden och kulturarvet samt samspelet mellan dessa faktorer.

Miljökonsekvenserna av ett projekt beror på muddermassornas kvantitet och beskaffenhet. Väsentligt för de fysikaliska och kemiska följderna av ett muddringsprojekt är hur de finkorniga beståndsdelarna i sedimenten sprids i omgivningen. Storleken av det område som påverkas kan grovt uppskattas på grundval av hur vitt det finkorniga materialet sprider sig och hur stort bottenområde som täcks.

En del av följderna är övergående och syns närmast medan arbetet pågår, medan andra är bestående. Miljöeffekterna bildar också s.k. effektkedjor. Om vattnet grumlas och förorenas kan t.ex. fiskstammen minska, vilket i sin tur kan försämra lönsamheten av yrkesfisket.

Miljöeffekterna drabbar dessutom olika områden på olika sätt. En del av effekterna är rent lokala medan andra har nationella eller rent av internationella verkningar. Gränserna för det område som troligen påverkas direkt och för det område som antas påverkas indirekt av ett muddringsprojekt borde därför utredas på förhand.

En bedömning av miljöeffekterna av ett muddringsprojekt involverar ofta värden och värderingar om vilka meningarna går isär. Alla verkningar kan t.ex. inte klart mätas och anges med siffror, vilket försvårar bedömningen. Dessutom kan projektet ha betydande allmänna verkningar som måste beaktas vid planering och beslutsfattning, såsom ekonomiska följder av hamn- och farledsprojekt.

Nedan följer en kort beskrivning av sådan miljöpåverkan som bör beaktas i vid en bedömning. Bedömningens omfattning beror alltid på projektets art och storlek. Det bör också noteras att (de sammantagna) följderna även av småskalig muddring i icke-förorenade områden kan vara mycket betydande för ekosystemet.

Den miljöeffektsbedömning som skall fogas till tillståndsansökan behandlas i avsnitt 7.7.

4.1 Miljöeffekter av farliga ämnen

Effekterna på miljön av ett skadligt ämne beror på ämnets verkningsätt, som har sin grund i dess fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper, och på att miljön blir utsatt för ämnet. Av avgörande betydelse för miljökonsekvenserna kan ämnets giftighet för olika grupper av organismer vara. Denna utreds närmare med hjälp av toxicitetstest som beskrivs i avsnitt 7.3.4. Skadliga ämnen kan påverka miljön både omedelbart (akuta effekter) och på lång sikt (kroniska

effekter). Utöver direkt giftverkan kan ämnena dessutom påverka miljön indirekt, t.ex. genom att de för med sig förändringar näringskedjan.

I vilken mån miljön påverkas av ett ämne beror på hur stora mängder av ämnet som används och på vilket sätt det används; en stark korrelation har konstaterats mellan de mängder av ett ämne som använts och de halter av ämnet som påträffas i naturen. Utöver de mängder som används inverkar ämnets egenskaper på hur stora halterna i naturen blir. Viktiga variabler är särskilt ämnets stabilitets-, transport- och ackumuleringssegenskaper. Ett ämnets stabilitet inverkar i hög grad på dess miljöfarlighet. Beständiga ämnen ackumuleras i naturen och med tiden kan ett relativt svagt gift medföra betydande skador. Ett ämnets biologiska tillgänglighet beror på hur ämnet fäster sig på sedimentpartiklar, på dess vattenlöslighet och lipofilitet och på dess flyktighet. Generellt sett är sådana substanser skadligast som är giftiga, som inte är biologiskt nedbrytbara eller nedbryts mycket långsamt i naturen och som ackumuleras i organismer.

Muddring och deponering av muddermassor orsakar förändringar i vattenkvaliteten och i bottenkemin. De farliga ämnena i muddermassan är i allmänhet fast bundna till de fina partiklarna och det organiska materialet i sedimentet. Till följd av muddringen frigörs de skadliga ämnena och närsalterna i vattnet och sprids med de partiklar som de är bundna till. Det har uppskattats att ca 5–10 % av de skadliga ämnena sprids i miljön vid själva muddringen. Hur muddermassorna sprids beror emellertid bl.a. på muddermassornas sammansättning, muddrings- och deponeringstekniken och andra omständigheter och vid stora projekt måste spridningen bedömas från fall till fall.

Ämnena i muddermassorna kan förändras fysikaliskt, kemiskt eller biologiskt när de på nytt hamnar i en vattenmiljö. Sådana förändringar bör beaktas när man väljer plats för deponier och när man planerar uppföljningsprogram.

Muddring kan också ha positiva följder. I samband med en sanerande muddring förbättras vattenområdets kondition genom att förorenade eller övergödda sediment avlägsnas. I hamnbassänger och farleder kan propellerströmmar sprida skadliga ämnen, varför muddring i kombination med välplanerad deponering kan minska belastningen av miljön.

4.2 Effekter på vattenkvaliteten, bottenorganismerna och fiskstammen

Förändringar i vattenkvaliteten och vattenströmmar orsakade av muddring och tippning av muddermassor inverkar direkt på vatten- och bottenorganismerna och på fiskarna. När vattenkvaliteten försämras kan vattnet bli grumligt och näringsämnen och eventuella farliga ämnen kan transporteras till nya områden där de ackumuleras.

Vid muddring ändras bottendjupet (topografin) och bottenens beskaffenhet ofta i betydande grad. Förändringar i vattenpelaren kan inverka på jämvikten i det marina ekosystemet.

4.2.1 Grumling och störningar i näringsbalansen

Medan muddring och tippning pågår i ett vattenområde grumlas vattnet och halten av fast material i vattnet ökar. Såväl muddrings- och tippningsområden till havs eller i inlandsvatten som deponeringsområden på stränder påverkas av verksamheten. Grumligt vatten från muddringsplatsen transporteras i olika riktningar av vattenströmmar såväl i ytskiktet, som i bottenskiktet och i mellanskiktet. Det har visat sig att grumlingen är lokal och att vattnet blir klarare när muddringen avslutats.

Emellertid kan en illa vald tippningsplats leda till att fast material kontinuerligt sprids i miljön. Därför måste de lokala förhållandena undersökas grundligt. För att muddermassor inte skall spridas från deponin, måste en riktig sedimentationsbotten väljas som tippningsplats.

Vid muddring frigörs näringsämnen i bottensedimenten, vilket kan medföra övergödning. Om botten i det hav eller insjövattnet som skall muddras innehåller betydande mängder näringsrikt bottenslam och organiskt material, kan syretillgången på botten och i bottenvattnet minska, vilket kan medföra ökad övergödning.

4.2.2 Vattenfloran

Grumlingen och sedimenteringen påverkar vattenfloran negativt. Bottenväxtligheten erbjuder näring men också lekplats för fiskar och skydd för deras yngel. Störs bottenvegetationen har det därför återverkningar på bottenfaunan, fiskstammen och, genom minskad näringstillgång, även på fågellivet.

Bottenvegetationen påverkas särskilt i sådana närliggande områden som är djupare än muddrings- eller tippningsområdet. Om växtligheten störs minskar ofta biodiversiteten i vattennaturen.

Tidpunkten då muddringen och tippningen utförs har stor betydelse för miljöeffekterna. För bottenfloran och bottenfaunan är åtgärder som utförs om sommaren skadligast, eftersom växtlivet då befinner sig i sin känsligaste fas. Om sommaren blandar vinden vattnet mindre effektivt än under andra årstider och sköljer därför inte heller bort muddermassor lika effektivt.

Genom effektiva muddringsmetoder kan den störande inverkan på vegetationen minskas. Om muddringen eller deponeringen av muddermassorna innebär betydande förändringar i vattendjupet och bottenens beskaffenhet, återställs knappast den ursprungliga vegetationen.

4.2.3 Bottenorganismerna

Muddring och tippning av muddermassor kan påverka bottenorganismerna genom artdöd och artminskning, populationsminskning och minskad biomassa. Även organismernas fortplantning kan störas.

Muddringen medför att fint jordmaterial som är uppblandat med vattnet sjunker till botten i närheten av muddringsplatsen. Vid tippning av muddermassor i vattenområden kan bottenorganismer täckas över och kvävas. Bottendjurens livsbetingelser försämras även av farliga ämnen i de sediment som deponeras vilket återspeglar sig i fågel- och fiskbestånden.

När följderna för bottenorganismerna studeras kan man uppskatta den tid det tar för bottenlivet att återställas. Observationer ger vid handen att bottenlivet återhämtar sig inom 2–4 år efter att muddringen och tippningen avslutats.

4.2.4 Fiskarna

Muddring och tippning av muddermassor kan inverka på fiskbeståndet både genom att störa fiskarnas fortplantning och genom att minska tillgången på föda d.v.s. bottenorganismer. För att effekterna på fiskstammen skall kunna bedömas, krävs en kartläggning av artbeståndet och de olika arternas förökningsplatser. Det måste beaktas att många fiskarter leker under andra årstider än sommaren. När muddring och tippning planeras skall alltså hänsyn tas också till sådana lokala fiskarter som leker under våren eller hösten samt till olika fiskarters förökningsområden.

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. Fast material kan lägga sig över rommen och reducera yngelproduktionen. Verkningarna kan också vara indirekta i form av förstörelse av bottenvegetationen och förändringar i fiskynglens naturliga uppväxtmiljö. Grumligt vatten driver dessutom bort fisken och smutsar ned fiskeredskap.

Skadorna av ett muddringsprojekt på fiskstammen kan ibland repareras genom utplantering.

4.2.5 Vattenströmmar

Muddring och deponering av muddermassor kan ändra vattenströmmar och därigenom inverka på vattenutbytet och spridningen av muddermassorna. Vid muddring av sediment och tippning av lösa muddermassor kan massorna föras till en annan del av vattenområdet. Tippningsplatsen bör således vara ett naturligt sedimentationsområde, så att vattenströmmarnas inverkan blir så liten som möjligt.

Havsströmmarnas styrka och huvudriktningar i olika vattenskikt inverkar särskilt på hur finkornigt material transporteras. Finkornig muddermassa transporteras med vattenströmmar som en sedimentplym i olika riktningar från muddringsplatsen.

Särskilt vid stora muddrings- och tippningsprojekt är mätningar av vattenströmmar en viktig del av planeringen. Genom att mäta vattenströmmar och ta prover kan man kartlägga strömmarnas riktning i olika skikt och variationer i strömmarna kartläggas. Bedömningen av miljöeffekterna kan preciseras med hjälp av strömningsmodeller.

4.3 Effekter på befolkningens livsmiljö och rekreativsmöjligheter

Deponering av muddermassor i havet kan påverka människors hälsa både direkt och indirekt genom ackumulering av skadliga ämnen i arter som används som livsmedel. Påverkan kan ske genom näringsintag, hudkontakt och andning. För att begränsa effekterna av förorenad mat kan det bli nödvändigt att begränsa konsumtionen av fisk.

4.3.1 Vattenhushållningen

När ett vattenområde blir grumligt på grund av muddring kan det störa användningen av vattnet som hushålls-, rå- eller kylvatten. Vid planeringen muddring och deponering av muddermassor måste hänsyn därför tas till projektets följder för vattenhushållningen.

4.3.2 Yrkesfisket och fritidsfisket

Muddermassor bör inte deponeras på ett sådant sätt att det minskar den kommersiella nyttan och försvårar en ekonomisk användning av havsmiljön. Tippningsplatser bör väljas så att yrkesfiskets och fritidsfiskets karaktär och omfattning beaktas. Hänsyn måste tas till fiskarnas förökningsplatser, vilka utgör en förutsättning för att fiske skall vara möjligt även i framtiden. Det är viktigt att muddermassorna deponeras på en sådan plats att följderna för yrkesfisket och fritidsfisket minimeras. När tippningsplatsen väljs skall läget bedömas i relation till fiskarnas förökningsplatser och fiskarnas och vattendäggdjurens vandringsleder.

Halten av fast material i vattnet ökar vid muddring och tippning, varför vattnet grumlas, vilket kan leda till att yngelproduktionen och fångsterna minskar medan arbetet pågår. Grumlingen av vattnet smutsar dessutom ned fångstredskap och driver bort fiskstim.

Särskild uppmärksamhet bör fästas på hur sådana muddermassor placeras som innehåller ämnen med en benägenhet att lägga sig på vattenytan när de på nytt blandas med vatten (t.ex. olja).

4.3.3 Övrigt rekreatjonsbruk

Segling och annat båtliv är en populär fritidssysselsättning vid våra kuster. Muddrings- och tippningsområdenas läge i förhållande till fartygs- och båtleder måste därför utredas. Ett muddringsprojekt har liten inverkan på sjöfarten medan arbetet pågår. Muddringsutrustningen rör sig långsamt och stadigt, och den äventyrar sällan övrig sjötrafik.

När effekterna på friluftslivet bedöms bör det utredas om muddrings- och tippningsplatsen ligger nära rekreatjonsområden eller fritidsbosättning och t.ex. om grumlingen påverkar badstränder. Buller från pågående muddring är lokalt och avviker därigenom från normalt buller från fartygstrafik. Bullret kan inverka störande på användningen av närliggande områden för rekreation.

4.4 Effekter på landskap, markanvändning och undervattenskonstruktioner

4.4.1 Landskapet

När en ny deponi för muddermassor planeras måste dess läge studeras med hänsyn till natursköna och kulturhistoriskt betydelsefulla platser.

Deponering på land kan inverka på landskapet, särskilt när det betraktas från havet, t.ex. om strandkonstruktioner utförs i samband med deponeringen. Förändringarna kanske förutsätter studier av landskaps- eller stadsbilden, där olika landskapsaspekter beaktas och förhållandet mellan landskapet och deponin granskas. Det MKB-förfarande som tillämpas på stora projekt kan innehålla en bedömning av hur betydelsefulla och bestående de negativa effekterna på landskapet kommer att bli.

4.4.2 Markanvändningen

När förorenade muddermassor skall deponeras på land bör gällande markplaner och följderna av deponierna för markanvändningen utredas tillsammans med kommuner och planläggare. När effekterna på markanvändningen och planläggningen bedöms kan kommunernas generalplaner och andra kommunala planer för markanvändning samt landskapsplaner användas som underlag.

Ifall tippning i vatten leder till att nytt land bildas, bör följderna av projektet för landskap, markanvändning och vattenområden klarläggas. Åtgärden förutsätter miljötillståndsverkets tillstånd, om den kan medföra en sådan ändring eller påföljd som beskrivs i vattenlagen,

Om tippningen är att betrakta som deponiverksamhet, kan även MKB-förfarande bli nödvändigt.

4.4.3 Tekniska undervattenskonstruktioner

Med undervattenskonstruktioner avses tekniska anordningar (t.ex. kablar och rör) som finns inom det område som påverkas av muddringen eller tippningen.

Konstruktionerna måste vid behov kartläggas t.ex. med hjälp av information från försvarsmakten, energiverken och telefonbolagen. När undervattenskonstruktionerna identifierats och lokaliserats blir det möjligt att bedöma vilka flyttningar och ändringar som måste utföras innan muddringen kan inledas.

4.4.4 Marinarkeologi

Muddring och tippning av bottenmaterial kan påverka eller förstöra marinarkeologiskt värdefulla objekt, ifall arbetet sker i deras närhet. Detta framgår bland annat av undersökningar som utförts av museiverket och Finlands sjöhistoriska museum. Områdets sjöhistoriska värde kan vid behov bedömas i samarbete med museimyndigheterna. Sjöhistoriska museet ansvarar för sådana undervattensobjekt som skyddas av lagen om fornminnen. I somliga fall måste vrakundersökningar utföras innan muddringen och tippningen kan inledas.

4.5 Effekter av transporter och mellanlagring

Muddring och tippning av muddermassor medför ökad trafik medan arbetet pågår. Beroende på arbetets omfattning och använd utrustning kan antalet transporter som dagligen utförs med pråm bli stort.

Särskilt om massorna tippas på land kräver de transporter vars lokala verkningar kan vara betydande. Landtransporter kan öka den tunga trafiken, bullret och dammet i närheten av lagringsplatsen.

Konditionen på den utrustning som används måste kontrolleras, och det måste t.ex. säkerställas att pråmarnas luckor är stängda under hela transporten.

Lagring av muddermassor på land och i bassänger kan medföra skadliga följder för miljön, landskapet och markanvändningen.

4.6 Effekter på biodiversiteten

Muddring och deponering av muddermassor medför effekter på artrikedomen i det berörda området. När miljökonsekvenserna av ett muddringsprojekt med efterföljande deponering bedöms skall projektets verkningar på biodiversiteten därför klarläggas. Det måste alltså undersökas på förhand om det inom projektets influensområde förekommer arter som upptas i förteckningar över fredade arter (fiskar och övriga djur, växter) (naturvårdslagen, bilagorna 1–3).

När tippningsplatsen väljs måste hänsyn också tas till arter som i lagen definierats som utrotningshotade (NVL 47 §, NVF bilaga 4) och arter som kräver särskilt skydd (NVL 47 §). En förekomstplats som är viktig för att en art som kräver särskilt skydd skall kunna fortleva får inte förstöras eller försämrats (NVL 47.2 §). Dessutom är det förbjudet att förstöra och försämrats platser där individer av sådana djurarter som nämns i bilaga 4 a till habitatdirektivet förökar sig och rastar (NVL 49 .1 §).

Deponering av muddermassor kan påverka naturvärden vid deponin. Om muddring och tippning sker på eller nära ett område som ingår i Natura 2000, måste effekterna på skyddsområdet och deras betydelse för arterna och naturtyperna bedömas. När betydelsen av effekterna bedöms skall målen för naturskyddet i området särskilt beaktas. 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 försämrars de naturvärden för vars skydd området införlivats i nätverket Natura 2000. Ifall

området påverkas av flera projekt måste även kombinerade verkningar beaktas. Myndigheten som beviljar tillstånd måste se till att bedömningen utförs.

Miljökonsekvensbedömningen skall innehålla inventeringar av bl.a. de fågelarter som häckar i området och de naturtyperna som förekommer (t.ex. ängar vid havsstränder, natursandstränder). Naturinventeringar och bedömningar av naturpåverkan behandlas utförligt i:

Söderman, T. 2003. Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi: kaavoituksessa, YVA-menettelyssä ja Natura-arvioinnissa. Helsingfors, Finlands miljöcentral. 196 s. Miljöhandbok 109. ISBN 952-11-1524-6, ISSN 1238-8602.

5

Miljöskyddsåtgärder

Muddring och deponering av muddermassor medför ofrånkomliga förändringar i omgivningens fysikaliska, kemiska och biologiska tillstånd. I detta kapitel presenteras tillvägagångssätt som kan minska miljöpåverkan vid ett muddrings- och tippningsprojekt.

5.1 Muddrings- och tippningsmetoder som skonar miljön

Muddring och tippning skall alltid genomföras enligt bästa miljöpraxis (BEP) och med bästa tillgängliga teknik (BAT). Detta skyddar miljön genom att minimera de negativa verkningarna av muddringen och tippningen (s.k. metoder för kontrollerad deponering) och genom att optimera mängden och kvaliteten på de muddermassor som skall deponeras.

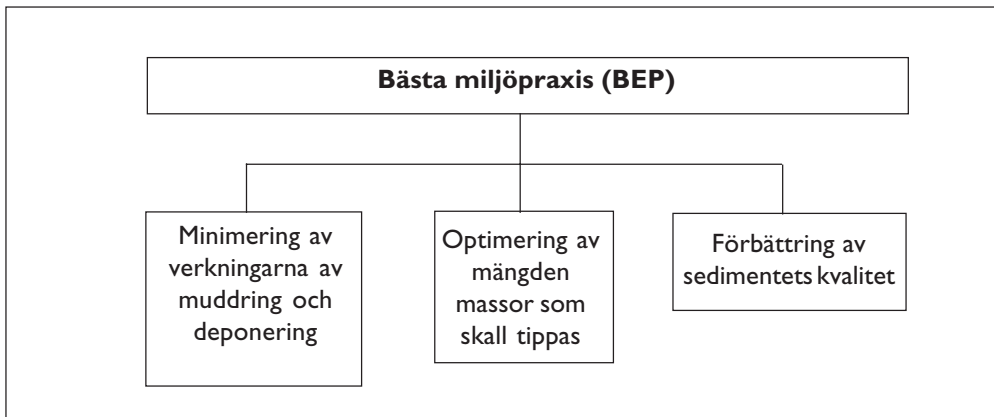
När metoder för muddring och deponering av förorenade sediment väljs skall hänsyn tas till skadliga ämnen och hur de sprids i vattenmiljön. Studien måste inkludera en bedömning av hälsoriskerna, en jämförelse av olika behandlings- och placeringsalternativ och en bedömning av projektets ekonomiska verkningar.

Genom att använda bästa tillgängliga teknik kan man minska belastningen och skadorna på miljön medan arbetet pågår. Spridningen av fast material från en sluten gripskopa har visat sig vara betydligt mindre än från en sluten eller öppen grävsropa. Genom att använda specialutrustning är det alltså möjligt att minska spridningen av farliga ämnen i miljön.

Med hjälp av den nyaste positionerings- och styrtekniken kan precisionen i muddringen förbättras, vilket exempelvis gör det möjligt att skala bort förorenade skikt. Spridningen av fast material och skadliga ämnen kan begränsas med filterdukar.

När den bästa tillgängliga tekniken bedöms skall ekonomiska faktorer och rimlighetsprincipen beaktas. För muddring av rena sediment är friheten större att välja sådana metoder som ger de lägsta kostnaderna per enheten. För muddring av förorenade sediment bör däremot en sådan metod väljas att önskade skikt kan skalas bort med så stor precision och så få skadeverkningar som möjligt. Med exakt teknik kan man uppnå en arbetsnoggrannhet om ca 20–30 cm. För djupa farleder är noggrannheten i bästa fall 30–50 cm. Arbetseffektiviteten sjunker emellertid om sediment avlägsnas som tunna skikt.

I bilagorna till HELCOMs och OSPARs anvisningar finns utförligare beskrivningar av vad bästa miljöpraxis (BEP) innebär när skadeverkningarna vid muddring och tippning av muddermassor skall minimeras.



Figur 1. Bästa miljöpraxis (BEP) vid tippning av muddermassor i havet.

5.2 Valet av tidpunkt för muddring och tippning av muddermassor

Muddring och tippning skall helst förläggas till en tid på året när åtgärderna orsakar så litet problem och störningar som möjligt. Vid tidplaneringen skall hänsyn tas till när fåglar häckar och fiskar leker i området. Olägenheter som drabbar användningen av området för rekreation kan förebyggas genom att arbetet förläggs utanför semesterperioder. Muddring och tippning bör likväl genomföras effektivt och om möjligt utan avbrott, för att arbetsfaserna och störningarna skall bli så kortvariga som möjligt.

5.3 Valet av tippningsplats

De skadliga miljöeffekterna av ett muddrings- och tippningsprojekt kan minskas i synnerhet genom ett omsorgsfullt val av tippningsplats. Muddermassorna bör deponeras på en sådan plats att fisket, sjöfarten och övrig nyttoanvändning av det område som berörs inte försvåras och trivseln inte sjunker. När tippningsområden väljs skall också förekomstplatser för ovanliga, känsliga och utrotningshotade arter undvikas.

Muddermassor som innehåller farliga ämnen bör deponeras i naturliga sedimentationsområden för att ämnena inte sprids. Tippningen skall planeras så att sedimenten på tippningsområdet till sin uppbyggnad helst överensstämmer med de sediment som skall deponeras.

Olika placeringsalternativ (deponering i vatten eller på land) skall klarläggas. Förorenade sediment får inte tippas i vatten innan möjligheterna att deponera dem på land blivit utredda.

Sedimentens beskaffenhet skall beaktas vid valet av deponi (se kapitel 6). Dessutom skall eventuella effekter på den marina biologin studeras, t.ex. syreminskning, grumling, förändringar i muddermassornas sammansättning och övertäckning av havsbotten.

6

Bedömning av muddermassor som skall deponeras

6.1 Kvalitetskriterier för muddermassor

Bedömningen om en muddermassa får tippas i havet kan göras med hjälp av kvalitetskriterier. Kriterierna kan uttryckas som halter av skadliga ämnen i sedimentet, i form av biologiska effekter eller med hjälp av andra miljökvalitetsstandarder.

Denna anvisning innehåller vägledande kvalitetskriterier för förorenade muddermassor som skall deponeras på havsbotten. Lokala förhållanden måste alltid beaktas när olika lösningar studeras.

Klassificeringen av muddermassorna sker med hjälp av två olika gränsvärden för halterna av skadliga ämnen: en nedre nivå (nivå 1) och en övre nivå (nivå 2). En muddermassa klassificeras följande sätt:

- En ofarlig muddermassa är en muddermassa där halterna av skadliga ämnen ligger under de lägre gränsvärdena (nivå 1). De skadliga verkningarna av en sådan massa får anses sakna betydelse för havsmiljön i kemiskt hänseende, och massan får deponeras på havsbotten.
- En potentiellt förorenad muddermassa är en muddermassa i vilken halterna av skadliga ämnen ligger mellan nivåerna 1 och 2 (den s.k. "gråzonen"). Om sediment som är potentiellt förorenade kan deponeras måste avgöras från fall till fall.
- En förorenad muddermassa är en muddermassa i vilken halten av något skadligt ämne överskrider det övre gränsvärdet (nivå 2). Sådana muddermassor anses i regel inte kunna deponeras på havsbotten (de kan deponeras på havsbotten ifall deponering på land är ett ännu sämre alternativ i miljöhänseende).

De kvalitetskriterier som för närvarande används i Europa är i allmänhet gränsvärden för halter. Dessa gränsvärden grundar sig på korrelationer mellan ekotoxikologiska effekter och uppmätta halter i muddermassor. När de biologiska testmetoderna utvecklas kommer de kemiska gränsvärdena troligen delvis att ersättas med kriterier som grundar sig på direkta biologiska effekter. Kvalitetskriterierna kan också vara rent administrativa kriterier som grundar sig på bakgrundshalter och multipler av dessa.

De kriterier som används i OSPAR- och HELCOM-länderna behandlas i ett särskilt PM som utarbetats av miljöministeriet.

De vägledande kvalitetskriterier som gäller i Finland för muddermassor som tippas i havet baserar sig bl.a. på bakgrundshalter och internationella gränsvärden för toxicitet. Kvalitetskriterierna avser halter som normaliserats i enlighet med bilaga 1. Bilagan innehåller även tabeller med koefficienter som kan användas för att direkt konvertera analysresultat till normaliserade halter. Kvalitetskriterierna motiveras i bilaga 2.

Kvalitetskriterierna presenteras i tabell 1. Om det på grund av historisk verksamhet i området som skall muddras är sannolikt att muddermassorna kommer att innehålla någon förorening för vilken kvalitetskriterier saknas, krävs en särskild utredning för att avgöra om massan kan tippas i havet.

Tabell 1. Kvalitetskriterier för muddermassor i form av normaliserade (korrigerade) halter. *

Ämne	Nivå 1	Nivå 2
	mg/kg torrsubstans	mg/kg torrsubstans
kvicksilver (Hg)	0.1	1
kadmium (Cd)	0.5	2.5
krom (Cr)	65	270
koppar (Cu)	50	90
bly (Pb)	40	200
nickel (Ni)	45	60
zink (Zn)	170	500
arsen (As)	15	60
PAH, d.v.s. polyaromatiska kolväten		
naftalen	0.01	0.1
antracen	0.01	0.1
fenantren	0.05	0.5
fluoranten	0.3	3
benzo(a)antracen	0.03	0.4
krysen	1.1	11
benzo(k)fluoranten	0.2	2
benzo(a)pyren	0.3	3
benzo(ghi)perylene	0.8	8
indeno(123-cd)pyren	0.6	6
mineralolja	50	1500
DDT + DDE +DDD	0.01	0.03
	µg/kg torrsubstans	µg/kg torrsubstans
PCBer (IUPAC nummer)		
28	1	30
52	1	30
101	4	30
118	4	30
138	4	30
153	4	30
180	4	30
tributyltenn (TBT)	3	200
	ngWHO-TEQ/kg	ngWHO-TEQ/kg
dioxiner och furaner (PCDD ja PCDF)	20	500

* Hur lokala bakgrundshalter för metaller skall beaktas vid tillämpningen miljökriterierna beskrivs i avsnitt 6.2

6.2 Individuell bedömning av en muddermassa som ligger inom den s.k. gråzonen

När halten av ett skadligt ämne i ett sedimentprov, omräknad (normaliserad) så att den motsvarar halten i ett standardsediment, överstiger nivå 1, klassificeras sedimentet som potentiellt förorenat. För sediment i den s.k. gråzonen (mellan nivåerna 1 och 2) måste skadligheten och möjligheten att tippa sedimentet i havet utredas separat. Antalet sedimentprover måste ökas i tillräcklig mån, så att det blir möjligt att lokalisera förorenade massor och bestämma problemets omfattning med tillräcklig noggrannhet. I vissa fall kan detta t.ex. förutsätta att antalet prover mångdubblas

Eftersom nivå 1 för vissa metaller sammanfaller med de genomsnittliga halterna i finska kustsediment, kan det vara nödvändigt att justera nivå 1 genom att bestämma de naturliga lokala bakgrundshalterna. Att lokala bakgrundshalter beaktas och nivå 1 eventuellt justeras lokalt inverkar emellertid inte på nivå 2. När denna nivå överskrids kan muddermassan i allmänhet inte deponeras på havsbotten. Om de naturliga lokala bakgrundshalterna av en metall överskrider nivå 2 avgörs deponerbarheten från fall till fall. När bakgrundshalterna skall bestämmas måste proverna tas tillräckligt djupt under sedimentationsskiktet.

Skadligheten hos en muddermassa som möjligen är förorenad kan avgöras med hjälp av toxicitetstest. Avsikten med sådana test är att direkt mäta den kombinerade effekten på havsorganismer av alla skadliga ämnen i muddermassan med beaktande av ämnens biologiska tillgänglighet. Den biologiska tillgängligheten för skadliga ämnen kan också bestämmas med löslighetstest. När resultaten av ett löslighetstest tolkas bör hänsyn tas till att den biologiska tillgängligheten beror på organismens egenskaper och på miljöfaktorer.

För att kunna bestämma om muddermassor kan tippas i havet måste även egenskaper hos den planerade tippningsplatsen (såsom sedimentets beskaffenhet och föroreningsgrad) beaktas.

6.3 Avgränsning, separering och placering av muddermassor som klassificerats som förorenade

När halten av ett skadligt ämne i ett sedimentprov, omräknad så att den motsvarar halten i ett standardsediment, överstiger nivå 2, klassificeras sedimentet automatiskt som förorenat, och det kan i regel inte deponeras på havsbotten. En muddermassa som överskrider nivå 2 kan tippas i havet om deponering på land är ofördelaktigare för miljön.

I de sediment som muddras måste sådana massor lokaliseras i vilka halten av något skadligt ämne överskrider nivå 2. Denna lokalisering utförs med hjälp av resultaten av alla prover (både de ursprungliga och tilläggsproverna). När det förorenade området avgränsats på ett tillförlitligt sätt, kan massor utanför detta område, vilka är potentiellt förorenade, behandlas enligt avsnitt 6.2 (gråzonen). Massor som på ett tillförlitligt sätt klassificerats som ofarliga förutsätter inga vidare åtgärder.

Förorenade muddermassor skall helst separeras från övriga muddermassor genom selektiv muddring. Det mest förorenade finkorniga materialet kan exempelvis separeras med en hydrocyklon. Förorenade massor kan också isoleras från den övriga havsmiljön genom deponering i en sänka som täcks med rent material. När förorenade sedimentmassor isoleras måste man tillse att vattnet inte spolar bort de isolerande lagren eller att grovt material tränger undan de finkorniga förorenade beståndsdelarna.

En muddermassa som är förorenad får således inte tippas i havet innan alternativ behandling och deponering på land blivit klarlagd. När det finns alternativ skall de jämföras med avseende på hälso- och miljörisker (riskbedömning) och ekonomiska verkningar såväl i fråga om behandling som i fråga om transport och deponering. Som underlag för dessa jämförelser behövs uppgifter om halterna av skadliga ämnen och deras biologiska tillgänglighet och spridningsegenskaper.

Hur alternativa deponeringssätt skall bedömas behandlas också i avsnitt 7.6.

6.4 Tillämpning av anvisningen på sjöar och vattendrag

För sjöar och vattendrag är situationen i fråga om muddring och deponering i någon mån enklare än i havsområden, eftersom sedimenten sällan är förorenade och muddermassorna oftast deponeras på land. Massornas volym är också mindre. Emellertid är sjöar och vattendrag ofta känsligare för förändringar än hav. Bottensedimenten i sjöar och vattendrag förorenas bl.a. av avloppsvatten från industri och bebyggelse, av utsläpp från jordbruket och av storskalig skogsavverkning.

Kvalitetskriterierna för deponering i havet kan inte som sådana tillämpas på inlandsvatten. Om muddermassor kan deponeras på botten av inlandsvatten bör alltid avgöras från fall till fall när metallhalterna överstiger de naturliga bakgrundshalterna och när halterna av organiska ämnen överskrider nivå 1 för deponering i havet.

De massor som skall avlägsnas från botten behöver inte alltid analyseras om sjön eller vattendraget inte påverkas av belastningskällor och det inte finns anledning att tro att bottensediment blivit förorenade.

7

Utredningar som krävs för tillstånd

Till en tillståndsansökan eller anmälan som gäller muddring eller deponering av muddermassor fogas relevant bakgrundsmaterial som bilagor. Miljöutredningarnas omfattning beror på hur stora mängder bottenmaterial som skall avlägsnas och hur förorenade sedimenten är. Vid små muddringsprojekt är behovet av utredningar i allmänhet mindre än vid muddring och deponering i stor skala.

7.1 Motivering av muddrings- och deponeringsprojekt

I tillståndsansökningar för vattenbyggnadsprojekt skall behovet av muddring och deponering av muddermassor bedömas och planerade åtgärder skall presenteras och motiveras. Till ansökan skall också fogas en utredning av verkningarna av projektet (se avsnitt 7.7).

En plan för deponeringen skall utarbetas på grundval av den bedömning som beskrivs i kapitel 6 och enligt tillvägagångssätt som presenteras i avsnitt 7.3 i denna anvisning.

7.2 Bedömning av metoder för muddring och deponering av muddermassor

De åtgärder som presenteras i ansökan om tillstånd skall planeras så att de genomförs enligt bästa miljöpraxis (BEP) och med användning av bästa tillgängliga teknik (BAT). Dessa principer behandlas utförligare i avsnitt 5.1 i denna anvisning.

7.3 Klassificering av sediment som skall muddras

Ansökan om tillstånd skall alltid innehålla en bedömning av sedimentets beskaffenhet (lera/silt/sand/grus/stenblock), muddermassans våtvolymer och muddringsmetoden. Muddermassans beskaffenhet fastställs stegvis med början i de fysikaliska egenskaperna. Om de fysikaliska egenskaperna inte ger tillräcklig information för en bedömning av verkningarna av projektet, skall muddermassans kemiska och biologiska egenskaper också bestämmas.

7.3.1 Muddermassor som inte behöver analyseras med avseende på farliga ämnen

Allt material som skall avlägsnas från botten av hav eller andra vattenområden och som skall tippas i havet behöver inte analyseras kemiskt. Kemisk analys är inte nödvändig om massorna som skall muddras inte har påverkats av någon betydande belastningskälla, och om ett av följande villkor dessutom är uppfyllt: materialet som skall muddras består nästan uteslutande av sand, grus eller berg, eller så underskrider massorna som skall muddras på platsen 10 000 ton per år.

En muddermassa som finns under ett sedimentationsskikt behöver inte analyseras om det inte finns några särskilda skäl att misstänka att den är förorenad.

Om en muddermassa inte uppfyller ovan nämnda villkor, bör den analyseras grundligare.

7.3.2 Muddermassans fysikaliska egenskaper

När de fysikaliska egenskaperna hos ett sediment blivit bestämda, blir det möjligt att förutse hur massan kommer att uppföra sig vid muddring och deponering. Muddermassans kornstorleksfördelning (vikt-% för sand/silt/lera) och andelen organiskt material (TOC eller glödförlust) bör bestämmas. För att massans egenskaper vid deponering skall kunna bedömas bör också andelen torrsubstans (%) och den specifika vikten bestämmas.

Skadliga ämnen i sediment finns framför allt bundna till finmaterialet. Inverkan av finmaterialets sammansättning i sedimentet på halterna av skadliga ämnen korrigeras genom **normalisering**. De uppmätta halterna normaliseras enligt kornstorleksfördelningen och andelen organiskt material i provet. Normaliseringen kan genomföras så att uppmätta halter omvandlas till motsvarande halter i ett överenskommet standardsediment (se bilaga 1).

Kornstorleken bestäms på följande sätt: de grova beståndsdelarna genom siktning och finmaterialet med sedigraf eller genom sedimentering (automatpipett eller aerometer).

Det organiska innehållet bestäms som den totala mängden organiskt kol eller som en glödförlust. Med glödförlust avses det organiska material som avgår vid förbränning (550°C, 2-2½ timmar). Den beräknas genom att subtrahera glödresten, d.v.s. mängden aska, från den ursprungliga torrsubstansen .

Andelen finmaterial och organiskt material måste vara känd vid normaliseringen.

I samband med den fysikaliska analysen bör även våtvolymen och den uppskattade tippshastigheten för muddermassan anges.

Den fysikaliska analysen behöver inte kompletteras med kemisk eller annan analys ifall villkoren i avsnitt 7.3.1 är uppfyllda.

7.3.3 Muddermassans kemiska egenskaper

Halterna av skadliga ämnen och övriga kemiska egenskaper bestäms i ett laboratorium, som har tillgång till ackrediterade metoder med tillräcklig precision för analys av ämnena i fråga. Till ansökan 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. För bestämning av totala halter av metaller kan extrahering med fluorvätesyra eller t.ex. röntgendiffraktiometer användas.

I ett sediment i naturtillstånd kan metaller förekomma relativt permanent bundna i kristallstrukturer eller olika fällningar, varför de totala halterna inte alltid ger en korrekt bild av den biologiska tillgängligheten. Normalisering av proverna korrigerar denna skevhet. Halter som normaliserats med avseende på andelen finmaterial och/eller biologiskt material korrelerar direkt med den biologiska tillgängligheten. I samband med fortsatta undersökningar kan det bli nödvändigt med löslighetsundersökningar. Vid tolkningen av dessa beaktas organismernas egenskaper samt miljöförhållandena.

Förekomsten av farliga ämnen undersöks i den fraktion som har en kornstorlek under 2 mm (av det s.k. totalprovet). Alla resultat anges som andelar av torrsubstansen. Större stycken kräver separat övervägande, och föremål som

lämnats i vattnet skall inte anses som muddermassa (mudderafall), utan som annat avfall.

Om kemisk analys inte är obehövlig enligt avsnitt 7.3.1, rekommenderas att halterna av följande ämnen alltid bestäms:

- kadmium (Cd)
- koppar (Cu)
- kvicksilver (Hg)
- krom (Cr)
- bly (Pb)
- nickel (Ni)
- zink (Zn)
- kongenerer av PCB, IUPAC nummer 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180. Ansökan bör innehålla information om varje PCB-kongener skilt.

Fastän analys av PCB-föreningar alltid rekommenderas, kan den likväl utelämnas ifall villkor a eller alla tre krav i villkor b är uppfyllda:

a) tidigare utredningar har visat att området inte är förorenat,

eller

b) området är inte och har inte tidigare varit utsatt för någon som helst belastning (punktbelastning eller diffus belastning), **och** muddermassan består i huvudsak av grovt material, **och** halterna av organiskt material i muddermassan är låga.

På grundval av information om utsläppskällor bestäms också halterna av andra ämnen, såsom:

- tributyltenn (TBT) och dess sönderfallsprodukter
- andra organiska tennföreningar, såsom trifenylytten (TPhT)
- polycykliska aromatiska kolväten (PAH-föreningar)
- oljekolväten
- arsen (As)
- polyklorerade dibenzodioxiner (PCDD)
- polyklorerade dibenzofuraner (PCDF)
- andra kongenerer av PCB (IUPAC nummer 18, 31, 44, 66/95, 110, 149, 170 och 187)
- bekämpningsmedel
- andra antifoulingmedel.

Skadliga ämnen som sammanhänger med olika verksamheter finns t.ex. uppräknade i handboken för riskbedömning av förorenad jord (Finlands miljöcentral, Miljöhandbok 50). Förekomsten av TBT och TPhT i områden kring hamnar och varv är alltid sannolik. Vid planering av analys med avseende på enskilda farliga ämnen bör dessutom existerande prioritetlistor för farliga ämnen beaktas.

7.3.4 Muddermassans biologiska egenskaper och verkningar

Den fysikaliska och kemiska analysen ger i allmänhet inga direkta svar på frågan om de skadliga ämnenas biologiska verkningar. De ger inte heller någon information om alla fysikaliska skadeverkningar och om skadliga ämnen som

finns bundna i sedimenten. Om verkningarna av de massor som skall deponeras inte kan klarläggas tillräckligt bra med fysikalisk och kemisk analys, bör biologiska metoder användas.

För detta lämpar sig exempelvis olika slags toxicitetstest och olika metoder att utvärdera miljöns biologiska tillstånd. Vilken metod som är lämpligast beror på hur förorenat materialet som skall deponeras är, på vilka metoder som står till förfogande och om dessa metoder standardiserats och validerats.

Den stora fördelen med toxicitetstest (biotest) är att de ger en direkt uppskattning av den kombinerade verkan av alla skadliga ämnen i sedimentet, även av sådana skadliga ämnen som kanske inte kommer fram i den kemiska analysen. Toxicitetstesten kan antingen göras på porvattnet eller på hela sedimentet. I den förra metoden ligger tyngdpunkten på biotillgängligheten och i den senare närmast på sedimentets eventuella giftighet.

Eftersom toxicitetstesten ger en direkt uppskattning av den kombinerade verkan av de skadliga ämnena i muddermassan, används de för att analysera giftigheten hos massor som klassats som potentiellt förorenade (d.v.s. som ligger i gråzonen mellan nivåerna 1 och 2). Toxicitetstesten gör det lättare att avgöra om en muddermassa kan tippas i havet även när den innehåller sådana skadliga ämnen, för vilka gränsvärden inte definierats i denna anvisning.

Helst skall 2 – 4 olika test väljas för taxonomiskt olika organismgrupper. Utöver akuta toxicitetstest används även s.k. kroniska toxicitetstest för att klarlägga långtidsverkningarna av skadliga ämnen. Verkningarna av skadliga ämnen som ackumulerats i sediment är i allmänhet kroniska. Det är därför motiverat att använda kroniska toxicitetstest, när massorna skall tippas i ett vattenområde. Om biologiska test kan användas beror på i vilken mån de är standardiserade och validerade.

En av toxicitetstestens svagheter är att de påverkas av flera faktorer som inte beror på sedimentet utan på testförhållandena, såsom halterna av ammoniak och syre samt pH-värdet. Det finns flera standardiserade toxicitetstest som lämpar sig för sedimentanalys. I Finland är användningen av dessa test ännu inte allmän.

De biologiska uppskattningsmetoderna ger nyttig information om tippningsområdet och närliggande områdets kondition. Lämpliga metoder och standarder för kartläggning av sediment har utvecklats. Metoderna passar också för kontroll av mudderdeponier. För generell kartläggning av biologiska verkningar och förändringar har även olika typer av metoder som grundar sig på biomarkörer utvecklats. Dessa metoder lämpar sig särskilt väl för uppföljning efter tippning.

7.4 Tagning av sedimentprover

Tillståndsansökningen skall innehålla tillräcklig information om de sediment som skall muddras och deponeras. Det är synnerligen viktigt att provtagarna är insatta i de lokala förhållandena. Provtagningsställena skall väljas med beaktande av eventuella belastningskällor och eventuell förorenande verksamhet som sker eller har skett i området. De planerade muddrings- och tippningsområdena måste undersökas med hjälp av prover, och provtagarna måste ha behörighet för sedimentprovtagning.

Sedimentproverna måste vara tillräckligt många och representativa. Provtagningsställenas läge och djup måste väljas med beaktande av djupet och arean av de sediment som skall muddras och den antagna horisontella och vertikala fördelningen av farliga ämnen i sedimenten. Proverna tas i allmänhet i form av borrhövar direkt från bottensedimentet. Analysen kan t.ex. utföras för skikten 0 – 5 cm, 5 – 20 cm, 20 – 50 cm och från 50 cm ned till muddringsdjupet.

När naturliga bakgrundshalter skall bestämmas, måste proverna tas på tillräckligt djup under sedimentationsskiktet.

Proverna från de olika provtagningsställena analyseras i allmänhet vart för sig. Originalproverna bör sparas tills projektet avslutats. I tabell 2 ges rekommendationer om antalet provtagningsställena. De givna antalen avser den första omgången prover. Om det visar sig att massan är potentiellt förorenad, måste antalet prover ökas.

I slutna eller delvis slutna områden måste antalet provtagningsställena på grund av långsammare vattenutbyte vara större än i öppna områden utan öar. Antalet provtagningsplatser kan också bestämmas utifrån arean av det område som skall muddras.

Tabell 2. Rekommendation om antalet provtagningsställena.

Sedimentolykm som skall muddras (m ³)	Antalet provtagningsställena
under 25 000	3
25 000 - 100 000	4 – 6
100 000 - 500 000	7 – 15
500 000 - 2 000 000	16 – 30
över 2 000 000	10 till / miljon m ³

Vid klassificeringen av muddermassor skall medelvärden inte användas, eftersom de döljer de högsta halterna av skadliga ämnen. De skadliga ämnen som finns bundna till partiklar späds inte ut på samma sätt som lösta ämnen späds ut i vattenmassan, utan partiklarna kan frigöras och komma i rörelse. Partiklarna sjunker till botten på sedimentationsområden, där skadliga ämnen som finns bundna till partiklarna koncentreras och därför lättare hamnar i näringskedjan.

All information om provtagningen måste sparas åtminstone så länge projektet pågår. Provtagningsrapporten skall bland annat innehålla namnet på den som tagit proverna och dennas kompetens, tidpunkten, provtagningsställets koordinater och en redogörelse för sedimentationsförhållandena på provtagningsstället. Dessutom skall rapporten innehålla information om hur proverna förvarats och behandlats innan de tagits emot av laboratoriet.

7.5 Information om deponin

När tippningsplatsen undersöks skall bl.a. miljöaspekter, ekonomiska aspekter och möjligheterna att genomföra projektet beaktas. Området måste väljas så att deponeringen av muddermassor inte stör eller försvårar legitim användning av havet och så att den inte medför oönskad påverkan av sårbara havsmiljöer.

Utifrån den information som levererats skall tillstånds- och tillsynsmyndigheterna kunna bedöma verkningarna av de skadliga ämnen som sedimentet eventuellt innehåller, både separat och i kombination med andra faktorer som belastar området.

Ansökaren skall dessutom vid behov ge följande uppgifter som kan behövas vid bedömningen av deponin:

1. Havsbottnens och den ovanförliggande vattenpelarens fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper.
2. Mudderdeponins koordinater och läge i förhållande till:
 - nätverket Natura 2000 och övriga naturskyddsområden
 - natursköna eller kulturhistoriskt betydelsefulla områden
 - områden med särskild vetenskaplig eller biologisk betydelse

- rekreationsområden
- områden för fritids- och yrkesfiske
- lek- och uppväxtområden för fiskar
- kända vandringsleder för fiskar och vattendäggdjur
- fartygsleder
- avspärrade militärområden
- användning av havsbotten för tekniska ändamål.

Behövlig information hittas ofta i existerande källor. Informationen kan kompletteras med observationer på platsen.

7.6 Bedömning av olika deponeringsalternativ

Deponering i havet är i allmänhet en acceptabel lösning ifall muddermassorna inte är förorenade. Men även när massorna kan tippas i havet är det viktigt att ta reda på deras eventuella värde och möjligheterna att ta dem till vara innan beslut om att forsla bort dem fattas.

Om muddermassan är förorenad bör möjligheterna att reducera halterna av skadliga ämnen undersökas. Om massan konstaterats vara förorenad, förutsätter deponering i havet att den renas eller isoleras. Dessutom måste möjligheterna till deponering på land undersökas.

En noggrann jämförande utvärdering av de olika alternativen bör genomföras med avseende på:

- hälsorisker
- miljöpåverkan
- risker (bl.a. för olyckor) vid behandling, transport och deponering av muddermassan
- ekonomiska följder och ekoeffektivitet
- sådant som kan hindra annan användning av området i framtiden.

De olika alternativen kan bedömas med hjälp av riskanalys. Om den ovan beskrivna utredningen visar att deponering av muddermassan på land är det bästa alternativet, bör tillstånd inte beviljas för tippning i havet.

7.7 Effektbedömning

Till tillståndsansökan för muddring och deponering av muddermassor skall fogas en utredning, som sammanfattar ovan beskrivna miljökonsekvenser av projektet (effektbedömning). Denna skall utföras av sökanden eller på uppdrag av sökanden.

I effektbedömningen identifieras verkningarna av projektet, och den skall utgöra beslutsunderlag. Tillståndsmyndigheten beslutar om tillstånd skall beviljas utifrån ansökarens effektbedömning. Effektbedömningen bör vara ett hjälpmedel när beslut fattas om en föreslagen deponi skall godkännas eller förkastas. Effektbedömningen utmynnar i slutsatser om vilka verkningar som är att vänta på muddrings och deponeringsområdet. Effektbedömningen utgör också underlag för kontroll under och efter muddringsarbetet.

8

Uppföljning av miljöeffekter

Tillstånd för muddring och deponering av muddermassor innehåller ofta villkor genom vilka tillståndsinnehavaren åläggs att följa med sin verksamhet och regelbundet kontrollera dess miljöpåverkan och att rapportera resultatet av denna kontroll till tillsynsmyndigheterna. Kravet på kontroll skall säkerställa att tillståndsvillkoren efterlevs (MSL 46.1 §). Kontrollvillkoren ställs i regel i samband med att tillståndet beviljas. När tillståndet beviljas är det likväl inte alltid möjligt att göra upp en tillräckligt noggrann plan för miljökontrollerna. Därför kan tillståndsinnehavaren åläggas att utarbeta en separat kontrollplan (MSL 46.3 §). Kontrollplanen skall inom angiven tid lämnas för godkännande hos tillståndsmyndigheten eller en annan myndighet som förordnats av tillståndsmyndigheten (t.ex. den regionala miljöcentralen). Myndigheten godkänner kontrollplanen genom ett separat beslut.

Kontrollplanen utarbetas utgående från den effektbedömning som genomförts i samband med planeringen av projektet, och dess innehåll och omfattning beror i hög grad på hur betydande projektet och dess miljöpåverkan är. Kontrollplanen skall innehålla direkta och indirekta kriterier, med vilka det kan säkerställas att den verksamhet som tillståndet avser inte medför otillåten skadlig miljöpåverkan och att uppmätta värden håller sig inom de gränser som framlagts i planeringsskedet.

Kontrollplanen kan t.ex. innehålla en uppföljning av hur vattenkvaliteten och fiskerinäringarna påverkas och en undersökning av bottendjuret och vattenvegetationen. Uppföljningen av vattenkvaliteten inkluderar analys av prover (t.ex. siktdjup, temperatur, elektrisk ledningsförmåga, pH, totalfosfor och totalkväve) och kontroll av eventuella farliga ämnen (t.ex. med hjälp av biomarkörer). Den uppföljning av farliga ämnen som framläggs i kontrollplanen kan utöver vattenprover även omfatta analys av sediment och bottendjur i muddrings- och tippningsområdena.

En viktig del av miljöuppföljningen utgörs av kontroll av grumlingen och spridningen av fast material vid muddrings- och tippningsområdet. När det område som kommer att påverkas av projektet identifierats, kan effekterna på vattenmiljön av den ökade spridningen av fast material bestämmas exaktare. Ifall resultaten av kontrollerna ger vid handen att influensområdet är större än väntat, skall kontrollerna omedelbart utsträckas till ett område som inkluderar hela influensområdet.

Kontrollerna är ofta dyra att genomföra, eftersom de förutsätter betydande resurser både vid provtagningen till havs och senare vid behandlingen av proverna. Därför är det viktigt att planen definierar klara mål, att mätningarna utförs i överensstämmelse med dessa mål och att resultaten regelbundet jämförs med målen. De toxikologiska effekterna av muddermassa som deponeras är sannolikt likartade i många olika vattenområden. Det är därför inte motiverat att utföra kontroller vid varje tippningsområde, i synnerhet inte där bara små mängder sediment deponeras. En effektivare strategi är att utföra noggranna toxicitetsundersökningar på några omsorgsfullt valda platser (t.ex. områden där stora mängder muddermassa deponeras), vilket kan ge information som underlättar förståelsen av verkningar och mekanismer.

Den information som erhålls vid fältundersökningarna bör utnyttjas både medan arbetet pågår och efter att det avslutats. Tillsynsmyndigheterna skall ges aktuell information om hur projektet fortskrider. Denna information kan, om det är motiverat, vid behov användas som grund för att ändra kontrollplanen eller tillståndet eller stoppa arbetet. Kontrollerna sammanställs till en rapport som föreläggs tillsynsmyndigheterna. Rapporten bör innehålla beskrivningar av mätningar och mätresultat och hur de förhåller sig till uppställda mål.

9

Osäkerhetsfaktorer och framtidens utmaningar

Miljöutredningarna vid muddring och deponering av muddermassor har redan länge varit en del av normal planerings- och tillståndspraxis. Även utredningar av föroreningsgraden i sediment har utförts. Emellertid har utredningarna i allmänhet varit mindre utförliga än de som beskrivs i denna anvisning. När anvisningen tas i bruk kommer kostnaderna för planering och delvis även för genomförande att stiga klart. Detta gäller i synnerhet stora projekt. Dessutom kommer planering och tillståndsförfarandet kanske att ta längre tid. Används individuella lösningar för olika objekt krävs skilda utredningar för dessa. I fråga om undersökningar av skadliga ämnen i sediment blir framför allt kostnaderna för analysen betydande. Kostnaderna för att analysera ett prov är uppskattningsvis 500 – 2000 euro beroende på vilka ämnen som ingår i analysen.

Tippning i vattenområden är betydligt billigare än andra sätt att behandla och deponera muddermassor. Stabilisering av muddermassorna t.ex. för nyttoanvändning i konstruktioner kan vara en fungerande lösning, men den lämpar sig nästan bara för tillbyggnader av hamnområden. Att använda en mudderdeponi som avskiljts från havet genom terrassering är ibland en tekniskt, ekonomiskt och miljömässigt förnuftig lösning, men det kan vara svårt att hitta lämpliga områden. Att behandla och placera förorenade sediment försvåras om vattenhalten är hög.

I fråga om kvalitetskriterierna för muddermassor finns ännu en del osäkerhetsfaktorer. Kunskapen om halterna av organiska tennföreningar i kustvattnen och om deras inverkan på organismerna i Östersjön är t.ex. fortfarande bristfällig, och problemets omfattning i Finland börjar först nu klarna.

När ytterligare utredningsmaterial och erfarenheter blir tillgängliga skall miljöministeriet utfärda en särskild förordning om bedömningsprinciper och gränsvärden för skadliga ämnen i muddermassor.

Kunskapen om miljöeffekterna av muddring och deponering av muddermassor ökar hela tiden i takt med att forskningen på området går framåt. Nedan följer en lista över utmaningar för framtiden:

- att bestämma bakgrundshalterna vid kuster och inlandsvatten i samband med att ramdirektivet för vatten genomförs.
- att utfärda en förordning som anger miljökritierier för muddermassor som skall deponeras
- att standardisera analysmetoderna
- att utveckla biologiska testmetoder
- att ställa upp kriterier för miljöpåverkan
- att utveckla behandlingsmetoder för förorenade sediment (t.ex. övertäckning av förorenade sediment som lämnas kvar på botten).

Källor

- Eranti, E. 2001. Satama- ja väylähankkeiden vaikutukset ja lupaprosessit. Helsingfors, Kommunikationsministeriet. Kommunikationsministeriets publikation 14/2001. 66 s. ISBN 951-723-384-1.
- HELCOM Guidelines for the Disposal of dredged Spoils. http://www.helcom.fi/guidelines/guide_rec13_1.pdf HELCOM recommendation 13/1: Disposal of dredged spoils.
- Hollo, E. J. 2001. Ympäristönsuojeluoikeus. Helsingfors, WSOY. 592 s. ISBN 951-670-049-7.
- Konventionen om skydd för Östersjöområdet marina miljö (den s.k. Helsingforskonventionen), (FördrS 11-12/1980, reviderad 1992, FördrS 2/2000).
- Kemppainen, J. 2000. Selvityksiä rannikkosedimentin laadusta. Del I: Raskasmetalleista, PCB-yhdisteistä ja DDT:stä Suomen rannikolla. Del II: Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksista Itämeren pohjoisosissa. Helsingfors, Finlands miljöcentral. Finlands miljöcentrals duplikat 205. 107 s. ISBN 952-11-0816-9.
- Kohonen, T. 1994. Itämeren suojelusopimukset. Utg.: Hollo, E. J. & Parkkari, J. (red.). Kansainvälinen ympäristöoikeus. Helsingfors, Miljörättsliga Sällskapet i Finland rf. Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 23. S.180-188. ISBN 952-9580-01-0.
- Kuusiniemi, K., Ekroos, A., Kumpula, A. & Vihervuori, P. 2001. Ympäristöoikeus. Oikeuden perusteokset. WSOY Lakitieto 2001.
- Laasonen, J. 2000. Saastuneiden sedimenttien käsittelymahdollisuudet Kymijossa ja kenttäkokeiden suunnittelu. Esbo, VTT publikationer 843 I115 s. + bil. 4 s. ISBN 951-38-5022-6.
- Laasonen, J. 2000. Ympäristöystävällisiä menetelmiä erityisesti saastuneiden massojen ruoppaamiseen. Uusi ympäristölainsäädäntö – Satamaja väylät, Satamaseminaari, Naantali, 15-16.6.2000, 13 s.
- Resolutionen i London-konventionen om muddermassor (Dredged Material Assessment Framework, DMAF).
- Majuri, H. 2003. Ruoppaushankkeiden ympäristöohjeita. <http://personal.inet.fi/koti/hannu2.majuri/ruoppauslopullinen.pdf>. [Uppdaterad 29.3.2004.]
- Malm, J. (red.). 1993. Kemikaalien ympäristövaikutusten arviointi. Vatten- och miljöstyrelsens duplikatserie nr 471. 70 s. ISBN 951-47-6737-3.
- Mykkänen, E. 2002. Ruoppaus. Järvien kunnostuksen käsikirja. [Opublicerat utkast.]
- Niemivuo, J. 1995. Selvitys mereen upotettavien ruoppausjätteiden haitallisten aineiden lupakriteereistä ja pitoisuuksista Suomen rannikkoalueella. Helsingfors, Miljöministeriet
- OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material (Reference Number: 1998-20). OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.
- Poutanen, E.-L. Ruoppausmassojen laatuksiteerejä sekä HELCOM- että OSPAR-maissa. [PM 18.5.2004.]
- Puolanne, J., Pyy, O. & Jeltsch, U. (red.). 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Helsinki, Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto, muistio 5 1994. 218 s. ISBN 951-47-4823-9.
- Pyykkö, T. 2001. Likaantuneen ruoppausmassan läjityskelpoisuus meriympäristössä, Hallinnollinen ohje. Finlands miljöcentral. [Utkast 29.06.2001/28.2.2003.]
- Riipi, T. 1997. Ruoppaus- ja läjitystekniikoiden valinta maalajien ominaisuuksien ja ympäristövaikutuksien perusteella. VTT Meddelanden 1853. 66 s. + bil. 40 s.
- Riipi, T. 1998. Saastuneiden tai rehevien vedenalaisten sedimenttien poistotekniikat, Litteraturstudie. VTT Produktionsteknik, Forskningsrapport VAL34-980488.
- Salo, S. & al. 1999. Suomen saastuneiden sedimenttien kartoitus. Finlands miljöcentral. [Opublicerat utkast.]
- Siiron, P. & Kohonen, T. 2003. Selvitys sedimentin haitta-ainepitoisuuksien normalisointimenetelmistä. Helsingfors, Finlands miljöcentral. Finlands miljöcentrals duplikat 274. 29 s. ISBN 952-11-1365-0.

- Siitonen, H. (red.). 2002. Vesitaloushankkeiden hakemussuunnitelmien laatiminen. Helsingfors, Finlands miljöcentral. Miljöhandbok 92. 141 s. ISBN 952-11-1080-5.
- Sorvari, J. & Assmuth, T. 1998. Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Helsingfors, Finlands miljöcentral. Miljöhandbok 50. 150 s. ISBN 952-11-0408-2.
- Söderman, T. 2003. Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi: kaavoituksessa, YVA-menettelyssä ja Natura –arvioinnissa. Helsingfors, Finlands miljöcentral. 196 s. Miljöhandbok 109. ISBN 952-11-1524-6.
- Tuomainen, J. 1997. Saastuneisiin pohjasedimentteihin kohdistuvien ruoppaus- ja muiden vesistöiden edellyttämät luvat. Miljöjuridik 1/1997. S. 25-40.
- Tuomainen, J. 2001. Vastuu saastuneesta ympäristöstä. WSOY Lakitieto. Helsingfors 2001.
- Verta, M. 2004. Kolme lausetta Kymijoesta. Helsingfors, Finlands miljöcentral. [E-post 11.5.2004.]
- Konvention om förhindrande av havsföroreningar till följd av dumpning av avfall (den s.k. London-konventionen), (FördrS 33-34/1979).
- Konventionen om skydd för den marina miljön i Nordostatlanten (den s.k. OSPAR-konventionen), FördrS 51/1998).
- Ympäristölainsäädännön soveltaminen satamiin. 2001. Miljön i Finland 513. Helsingfors, Miljöministeriet. 60 s. ISBN 952-11-0991-2.

Bilaga I

Kvalitetskriterier för muddermassor: Normalisering av mätvärden

För att halterna av farliga ämnen i olika sediment skall bli jämförbara normaliseras (korrigeras) de uppmätta halterna, vilket betyder att de räknas om till motsvarande halter i ett standardsediment som innehåller 25 % lera och 10 % organiskt material. Normaliseringen utförs med hjälp av konverteringsformler. Mängden organiskt material i sediment finska kustsediment varierar mellan 2 och 20 %.

När de totala halterna av farliga ämnen beräknas används uppmätta, icke-normaliserade halter.

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.

Normalisering av analysresultat med avseende på andelen finmaterial:

Både naturliga ämnen och 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 anrikas i kustsediment. De samlas i områden där den hydrodynamiska energin är låg och finmaterialet ofta sjunker till botten.

Eftersom kornstorleken styr fördelningen av de skadliga ämnena i ett sediment och därigenom inverkar på de uppmätta halterna, måste den uppmätta variationen korrigeras för att motverka kornstorlekens inverkan. Detta förfarande kallas normalisering. Normaliseringen skapar förutsättningar för jämförelse av halterna av farliga ämnen i samma bottenområde eller i olika områden med sediment där olika kornstorleksfördelningar och strukturer förekommer.

I HELCOMs anvisning beskrivs hur ett tillräckligt provmaterial samlas in för normalisering med avseende på kornstorleken. 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 µm eller < 2 µm, d.v.s. andelen lera (eller andelen organiskt material). Det är ofta enkelt att bestämma ett lineärt samband mellan koncentrationen av ett skadligt ämne och finmaterialets viktprocent. De uppmätta halterna av skadliga ämnen kan jämföras med varandra efter att de först normaliserats så att de motsvarar samma halt av finmaterial.

Det kemiska tillvägagångssättet grundar sig på att finmaterialet bl.a. innehåller rikligt med lermineraler och organiskt material, som drar till sig farliga organiska och oorganiska ämnen, vilka därför anrikas i finmaterialet. Kemiska parametrar (t.ex. lermineralerna Al, Sc, Li) kan sålunda användas för att beskriva finfraktionen.

Statistiska metoder gör det möjligt att samtidigt beakta flera samband. Med hjälp av faktoranalys fås en korrelationsmatris för alla variabler, som därigenom kan delas in i grupper med stark intern korrelation (faktorer).

Kemiska kvalitetskriterier (normer uttryckta som gränsvärden för halter) skapar ett behov att korrigera halterna med avseende på andelen finmaterial. Inverkan av andelen finmaterial i muddermassan på de uppmätta värdena måste beaktas när halterna jämförs. De uppmätta halterna korrigeras (normaliseras) tillsvidare enligt samma metoder som i Holland. Sediment som har olika struktur görs jämförbara genom att de halter som uppmätts omvandlas till motsvarande halter i ett givet standardsediment. Till standardsediment väljs ett sediment där det organiska materialets andel av torrvikten är 10 % och lerans (d.v.s. < 2 µm fraktionens) andel av torrvikten är 25 %. Konstanterna a, b, och c i omvandlingsformlerna har bestämts i Holland. 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.

Omvandlingsformler:

Metaller

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

$$\text{C}_{\text{korrr.}} = C \times \frac{(a + b \times 25 + c \times 10)}{(a + b \times \text{lera} + c \times \text{organiskt material})}$$

, där

C_{korrr.} = halt (t.s.) i ett standardsediment

C = uppmätt halt (t.s.)

t.s. = torrsubstans

lera = lerans uppmätta andel (< 2 µm) i procent av torrvikten

organiskt 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 metaller

	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

$$\text{C}_{\text{kor}} = C \times \frac{10}{\text{organiskt material}}$$

, där

C_{kor} = halt (t.s.) i ett standardsediment

C = uppmätt halt (t.s.)

organiskt material = den uppmätta andelen organiskt material i procent av torrvikten. I formeln kan andelen organiskt material vara högst 2–30 %. 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.

t.s. = torrsubstans

Metallhalter 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	Halt av organiskt material								
	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	
Halt av lera	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	Halt av organiskt material								
	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	
Halt av lera	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	Halt av organiskt material								
	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 %	1,9	1,72	1,65	1,56	1,51	1,26	0,94	0,75	
3 %	1,86	1,7	1,62	1,55	1,49	1,24	0,93	0,75	
4 %	1,83	1,67	1,6	1,53	1,47	1,23	0,92	0,74	
Halt av lera	5 %	1,8	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	1,3	1,26	1,22	1,05	0,82	0,67
	30 %	1,29	1,2	1,17	1,13	1,1	0,96	0,76	0,63

Halt av organiskt material

KROM	Halt av organiskt material								
	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	
Halt av lera	5 %	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	
	20 %	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	

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
Halt av lera	5 %	2	1,88	1,82	1,76	1,71	1,5	1,2
	10 %	1,71	1,62	1,58	1,54	1,5	1,33	1,09
	20 %	1,33	1,28	1,25	1,22	1,2	1,09	0,92
	30 %	1,09	1,05	1,03	1,02	1	0,92	0,8
							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
Halt av lera	5 %	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
	20 %	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

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
Halt av lera	5 %	1,55	1,49	1,47	1,44	1,42	1,31	1,13
	10 %	1,42	1,37	1,35	1,33	1,31	1,21	1,06
	20 %	1,21	1,18	1,16	1,15	1,13	1,06	0,94
	30 %	1,06	1,04	1,02	1,01	1	0,94	0,85
							0,85	0,77

Halt av organiskt material

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
Halt av lera	5 %	2,15	2,06	2,01	1,97	1,93	1,75	1,47
	10 %	1,75	1,69	1,66	1,63	1,6	1,47	1,27
	20 %	1,27	1,24	1,22	1,21	1,19	1,12	1
	30 %	1	0,98	0,97	0,96	0,95	0,9	0,82
							0,82	0,76

Bilaga 2

Finlands miljöcentral/Avdelningen för experttjänster
PM 18.5.2004

Grunderna för klassificering av muddermassor

Allmänt

I denna promemoria beskrivs grunderna för föreslagna kriterier för deponering av muddermassor på ett allmänt plan. Kriterierna har utarbetats med beaktande av motsvarande kriterier givna i andra länder; tillgänglig information om ämnens skadlighet; EU:s eller andra internationella riskbedömningar för ämnena; information om de naturliga bakgrundshalterna av ämnena och om allmänt förekommande nivåer på halterna i marina sediment.

Största delen av de föreslagna värdena baserar sig på målnivåer och gränsvärden för skadliga ämnen (miljökvalitetsnormer) som tagits fram i Holland genom systematiskt arbete. För tributyltenn (TBT) var likväl inga holländska gränsvärden tillgängliga när arbetet med denna anvisning inleddes.

Nivå 1 är ofta en halt som är av samma storleksordning som den naturliga bakgrundshalten eller, i fråga om ett syntetiskt ämne, en halt som är försumbar. Nivå 2 är en nivå som oftast, utifrån ekotoxikologisk forskning, anses trygg för havsmiljön. I fråga om en del ämnen har likväl undantag från dessa allmänna principer gjorts så som nedan beskrivits, antingen på grund av att den tillgängliga informationen är begränsad, på grund av detektionsgränsen eller av andra praktiska skäl.

Metaller

För metaller har nivå 1 bestämts genom att multiplicera den genomsnittliga bakgrundshalten med 1,5. För kvicksilver har dock en större faktor 2,5 valts för att den höga bakgrundshalten i Bottenhavsområdet skall ligga under nivå 1.

Utgångspunkten för nivå 2 har varit en ekotoxikologiskt bestämd halt som är ofarlig för havsmiljön. För en del ämnen har likväl höga naturliga bakgrundshalter och halter som allmänt förekommer i sediment beaktats.

PAH-föreningar och mineraloljor

För PAH-föreningar är nivå 1 en tiondel av nivå 2.

Nivå 2 är i sin tur en halt som på ekotoxikologiska grunder bedömts som ofarlig för havsmiljön.

För mineraloljor har både nivå 1 och nivå 2 kalkylerats utgående från motsvarande värden för PAH-föreningar.

DDT, PCB, dioxiner och furaner

För DDT och PCB har både nivå 1 och nivå 2 ursprungligen bestämts utifrån motsvarande holländska värden. Nivå 1 för DDT har likväl bestämts enligt detektionsgränsen. För PCB-föreningar svarar nivå 1 mot halter som i Holland bedömts som ofarliga.

För dioxiner och furaner grundar sig bägge nivåerna på Folkhälsoinstitutets förslag från år 2000. Nivå 1 motsvarar bakgrundsnivån i obelastade områden och nivå 2 är en halt som ansetts säker för befolkningen.

TBT

För TBT fanns det när arbetet inleddes inga gränsvärden i andra länder att gå efter, varför egna värden bestämdes. Nivå 1 överensstämmer med gränsen för tillförlitlig detektion. Det föreslagna värdet kan i ljuset av nuvarande ekotoxikologisk kunskap även anses tryggt och välgrundat.

Nivå 2 baserar sig på flera olika faktorer. Nivån har enligt tysk förebild bestämts så att de genomsnittliga bakgrundshalter som uppmätts i ett utvalt område (Airisto) multiplicerats med fem. Nivån har alltså inte fastställts uteslutande på grundval av ämnens ekotoxikologiska egenskaper. Halter kring riktvärdet för nivå 2 orsakar inte omedelbara skador på havsorganismerna, men skadliga verkningar kan uppträda hos de känsligaste arterna vid långvarig exponering. Vid bestämningen av nivån har även den existerande kapaciteten för behandling och rengöring av TBT-förorenade sediment beaktats.

Vid bestämningen av riktvärden har det, på grund av bristen på underlag, inte varit möjligt att bedöma på vilket sätt sediment som förorenats av TBT eventuellt påverkar hälsan. Den mest betydande exponeringsvägen för människor är användning av fisk som livsmedel. Likväl leder t.ex. en daglig förtäring av fisk fångad i hamnområdet i Nordsjö i Helsingfors inte till att den WHO-rekommenderade gränsen för intag av tennföreningar överskrids. Den exponering som sker vid bad är försumbar och betydligt mindre än vid förtäring av fisk.

Bilaga 3

Promemoria

Finlands miljöcentral 17.5.2004
Suvi Ruuska

I Lagstiftning som reglerar muddring och deponering av muddermassor

I.1 Muddring som inte kräver tillstånd

För muddring av vattenområden krävs inte alltid tillstånd. Enligt vattenlagen (264/1961) har var och en som lider men av uppslamning, grund eller jämförbar olägenhet som försvårar nyttjandet av ett vattenområde rätt att vidta nödvändiga åtgärder med syfte att förbättra vattenområdets tillstånd och användningsmöjligheter (VL 1:30 §). Denna rätt gäller även vattenområden som tillhör någon annan; sådana vattenområden kan muddras utan tillstånd om muddringen inte leder till följder som strider mot förbudet mot ändring eller stängning av vattenområden (VL 1:12–15, 15 a §) eller orsakar sådan förorening som avses i miljöskyddslagen (86/2000) (VL 1:19 §). Dessutom skall arbetet utföras så att det inte medför avsevärt men för vattenområdets ägare.

VL 1:30 §

Var och en som lider men av uppslamning, grund eller annan därmed jämförlig olägenhet vid nyttjande av vattendrag har rätt att utan tillstånd även på vattenområde som tillhör någon annan vidta åtgärder som behövs för att undanröja olägenheten och som är avsedda att förbättra vattendragets tillstånd och möjligheterna att nyttja det, förutsatt att åtgärderna inte orsakar en sådan förändring eller påföljd som nämns i 12-15 eller 19 § i detta kapitel och arbetets utförande inte medför avsevärt men för vattenområdets ägare. Är åtgärden inte av ringa betydelse, skall vattenområdets ägare eller, om vattenområdet tillhör delägarna i en samfällighet, delägarlaget för samfälligheten i enlighet med 26 § lagen om samfälligheter samt, enligt vad som bestäms genom förordning, den regionala miljöcentralen eller den kommunala miljöförvaltningsmyndigheten på förhand underrättas om att arbetet inleds och på vilket sätt det utförs. Om det som avlägsnas från vattendragets botten gäller i tillämpliga delar vad som stadgas om muddermassa i 4 kap. 6 §. Men av åtgärd, vilken avses i denna paragraf, skall ersättas.

Är åtgärden inte av ringa betydelse, skall vattenområdets ägare eller, om vattenområdet tillhör delägarna i en samfällighet, delägarlaget för samfälligheten i enlighet med 26 § i lagen om samfälligheter och den regionala miljöcentralen eller den kommunala miljöförvaltningsmyndigheten på förhand underrättas om att arbetet inleds och på vilket sätt det utförs (VL 1:30 §). Enligt vattenförordningen skall anmälan göras hos den regionala miljöcentralen (VF 85a §). I praktiken brukar det anses att åtgärden inte är av ringa betydelse om muddringen utförs maskinellt.

En skriftlig anmälan skall sändas den regionala miljöcentralen minst 30 dagar innan arbetena inleds (VF 85 a §). Anmälan behandlas kostnadsfritt. Anmälaren skall sända en kopia av anmälan till den kommunala miljöskyddsmyndigheten för kännedom.

De regionala miljöcentralerna avgör från fall till fall om omfattningen av muddringen skall betraktas som ringa. I allmänhet har muddring i havsmiljö inte

ansetts vara av ringa omfattning, om den avlägsnade massan uppgått till över 1000 m³ eller om det muddrade området varit förknippat med särskilda naturvärden och den avlägsnade massan uppgått till över 500 m³. Muddring i inlandsvatten har i allmänhet inte ansetts vara av ringa omfattning om den avlägsnade massan uppgått till över 100 m³. Både vid muddring i havsmiljö och vid muddring i inlandsvatten måste en bedömning av arbetets omfattning, utöver muddringsmassornas volym, beakta förhållandena på muddringsplatsen och verknin-garna av arbetet.

1.2 Tillståndspliktiga muddringsarbeten

Vattenlagen innehåller bestämmelser om när tillstånd fordras för muddring. Ett muddringsprojekt förutsätter tillstånd av miljötillståndsverket ifall det har sådana konsekvenser för vattenområdet som avses i de generella förbuden vattenlagen (förbuden mot stängning eller ändring VL 1:12–15, 15 a §) eller om muddringen orsakar områdets ägare avsevärt men (VL 1:30 §).

VL 1:19 §

Utöver vad som föreskrivs i 12–15 § i detta kapitel behövs tillstånd för muddring av vattendrag enligt 30 § i detta kapitel, placering av muddermassa i ett vattenområde enligt 4 kap. 6 §, ... också när åtgärden kan medföra sådan förorening av vattenområde som avses i 3 § 1 mom. 1 punkten miljöskyddslagen. Miljötillstånd behövs härvid inte. Om förhindrande av att vatten förorenas gäller i övrigt miljöskyddslagen.

Dessutom behövs tillstånd för sådan muddring och deponering av muddermassa som avses i VL 1:30 § om arbetet kan leda till förorening av miljön enligt definitionen i miljöskyddslagen 3 kap. 1 § (VL 1:19 §). Med förorening av miljön avses i miljöskyddslagen:

genom mänsklig verksamhet orsakat utsläpp eller deponering i miljön av ämnen, energi, buller, skakning, strålning, ljus, värme eller lukt, som antingen i sig eller tillsammans med andra utsläpp

- a) medför olägenhet för hälsan,
- b) medför olägenhet för naturen och dess funktioner,
- c) hindrar eller i hög grad försvårar utnyttjandet av naturresurser,
- d) minskar den allmänna trivseln i miljön eller särskilda kulturvärden,
- e) minskar miljöns lämplighet för allmän rekreation,
- f) skadar eller medför olägenhet för egendom eller dess användning, eller
- g) orsakar annan därmed jämförbar kränkning av allmänt eller enskilt intresse.

För muddring räcker det tillstånd som fordras enligt vattenlagen. Något separat miljötillstånd enligt miljöskyddslagen krävs alltså inte. Vid prövningen av tillstånd för muddring och mudderdeponi tillämpas 2 och 4 kapitlet i vattenlagen, vilka gäller byggprojekt i vattenområden, och vid behov miljöskyddslagen. De allmänna förutsättningarna för byggande enligt vattenlagen regleras i 2 kap. 3, 5 och 6 § i vattenlagen.

I 2 kap. 5 § i vattenlagen finns bestämmelser om absoluta hinder för beviljande av tillstånd. Tillstånd för byggande får inte beviljas ifall byggandet äventyrar allmänhetens hälsa eller medför avsevärda skadliga förändringar i naturförhållandena i omgivningen eller i vattennaturen och dess funktion, eller om det i betydande grad försämrar boendemiljön eller utkomstmöjligheterna på orten. I 2 kap. 6 § i vattenlagen finns bestämmelser om hur olika intressen skall vägas mot varandra vid tillståndsprövningen. Denna intresseavvägning innebär att nyttan av ett projekt vägs mot de eventuella skador, men eller andra förluster

av förmåner som projektet orsakar. Någon intresseavvägning görs inte ifall byggprojektet inte nämnvärt kränker allmänna eller enskilda intressen. Tillstånd för byggande kan beviljas om den nytta som projektet medför är betydande i jämförelse med de skador, men eller andra förluster som det orsakar. Vad som avses med nytta och men vid byggande definieras i 2 kap. 11 § i vattenlagen.

Vid tillståndsprövningen skall även bestämmelserna i markanvändnings- och bygglagen (132/1999) beaktas. När förutsättningarna för byggprojekt i vattenområden (VL 2 kap.) bedöms måste detaljplanen beaktas (VL 2:4 §). Dessutom skall bestämmelserna i markanvändnings- och bygglagen om landskaps- och generalplanens rättsverkningar (MBL 32 och 42 §) beaktas. Tillståndsprövningen skall säkerställa att ett tillstånd som beviljas inte i betydande mån försvårar utarbetandet av en sådan plan som avses i markanvändnings- och bygglagen. Dessutom skall statliga myndigheter i sin verksamhet beakta de riksomfattande målen för områdesanvändningen (MBL 24.1 §).

Vid tillståndsprövning enligt vattenlagen beaktas bestämmelserna i miljöskyddslagen ifall muddringen eller tippningen kan medföra utsläpp som förorenar miljön. Om muddringen kan leda till förorening av ett vattenområde, tillämpas på ett tillståndsärende enligt vattenlagen även relevanta bestämmelser i miljöskyddslagen (MSL 41–44, 46, 55, 57 och 58 §). När miljöskyddslagen tillämpas måste dessutom hänsyn tas till internationella överenskommelser om havsskydd som Finland förbundit sig att följa (MSL 2 §).

Vid tillståndsprövningen skall dessutom förbudet mot förorening av hav i miljöskyddslagen och i havsskyddslagen (1415/1994) beaktas. Dessa förbud i miljöskyddslagen (9 §) och i havsskyddslagen (1 §) överensstämmer med varandra till sitt innehåll, men havsskyddslagen tillämpas bara på sådan verksamhet som sker utanför Finlands territorialvattengräns på finländska fartyg, havstekniska enheter eller luftfartyg. Miljöskyddslagens 9 § gäller däremot verksamhet som sker på finskt territorium, inlandsvatten eller territorialvatten.

I 9 § i miljöskyddslagen finns ett förbud mot åtgärder inom finskt territorium, inlandsvatten eller territorialvatten som kan medföra sådan förstöring av havsmiljön utanför Finlands territorialvatten som avses i havsskyddslagen (MSL 9 §). Som åtgärder som kan orsaka förorening av havet anses verksamhet som leder till att i havet antingen direkt eller indirekt kommer ut ämnen eller energi som kan medföra risk för människans hälsa, skada levande naturtillgångar eller livet i havet, utgöra hinder för fiske eller annat berättigat nyttjande av havet, försämra möjligheterna att använda havet, minska trivsamteten eller orsaka därmed jämförbar menlig följd (HavsskyddsL 1 §).

När tillstånd för muddring prövas skall hänsyn också tas till relevanta bestämmelser i naturvårdslagen (1096/1996) (VL 1:23c §, MSL 41.3 §) Naturvårdslagen innehåller mera ingående bestämmelser om skyddade naturtyper (NVL 29 §, NVF 10 §) som inte får ändras så att naturtypens karakteristiska drag äventyras. Kännetecknande drag för en naturtyp är berggrunden och jordmånen, vatten- och näringshushållningen samt de organismer och organismsamhällen som på ett naturligt sätt anpassat sig till denna miljö. Skyddade naturtyper som skall ges särskild uppmärksamhet vid tillståndsprövningen är sandstränder i naturtillstånd, ängar vid havsstränder och trädlösa eller av naturen trädfattiga sanddyner.

I praktiken måste prövningen ske enligt vattenlagen och miljöskyddslagen om muddringen skall utföras i ett skyddsområde, ett område med betydande fågelpopulation, ett lekområde för fisk, ett område som avses bli skyddsområde eller ett område som ingår i Natura 2000. Vid tillståndsprövningen skall även allmänna bestämmelser om fredning av enskilda djur- och växtarter beaktas. Muddringsprojekt skall utföras så att fridlysta djur och växter inte skadas eller störs, om detta är möjligt utan betydande merkostnader (NVL 48.1 §). Vid

tillståndsprövningen skall arter som i lagen definierats som utrotningshotade (NVL 46 §, NVF bilaga 4) och arter som kräver särskilt skydd (NVL 47 §) beaktas. En förekomstplats som är viktig för att en art som kräver särskilt skydd skall kunna fortleva får inte förstöras eller försämrats (NVL 47.2 §). Dessutom är det förbjudet att förstöra eller försämrats platser där individer av de djurarter som nämns i bilaga IV (a) till habitatdirektivet förökar sig och rastar (NVL 49.1 §).

Vid muddring måste utöver naturvärden även andra miljöskyddsaspekter beaktas (VL 1:23c §). Vid tillståndsprövningen skall hänsyn tas till eventuella fartygsvrak och liknande fornminnen. Vrak av fartyg eller andra farkoster som påträffas i hav eller inlandsvatten och som kan antas ha sjunkit för minst hundra år sedan eller delar av sådana vrak är fredade enligt lagen om fornminnen (FornminnesL 20 §, 295/1963). Om sådana fornminnen påträffas vid muddring, skall arbetet avbrytas och fyndet anmälas till museiverket (FornminnesL 20.3 §).

1.3 Deponering av muddermassor

1.3.1 Definiering av muddermassor som avfall

I avfallslagen (1072/1993) avses med avfall ett ämne eller ett föremål som innehavaren har kasserat, avser att kassera eller är skyldig att kassera (AvfallsL 3.1 §, 1 punkten). Muddermassor definieras som avfall i miljöministeriets förordning om en förteckning över de vanligaste typerna av avfall och över problemavfall (1129/2001) (klass 17 05). Muddermassorna har i förordningen delats in i muddermassor som innehåller farliga ämnen och övriga muddermassor. Muddermassor som innehåller farliga ämnen är till sin natur problemavfall, om de innehåller sådana halter av farliga ämnen att de har en eller flera av egenskaperna (t.ex. explosiv, mycket brandfarlig, giftig, cancerframkallande o.s.v.) som räknas upp i bilaga 4 till avfallsförordningen (1390/1993). Klassificeringen av problemavfall följer den allmänna klassificeringen av farliga kemikalier.

Graden av förorening i muddermassor som avses bli deponerade på land kan bestämmas med hjälp av riktvärdena och gränsvärdena i databasen SAMASE (Miljöministeriets PM nr 5/1994, bilaga 1 och 2). Vid miljöministeriet pågår beredningen av statsrådets nya förordning om utredning av markförorening och bedömning av saneringsbehovet. Rikt- och gränsvärdena i förordningen kommer att ersätta de vägledande SAMASE-värdena.

1.3.2 Deponering av muddermassor i vattenområden

1.3.2.1 Deponering som inte kräver tillstånd

På sådana muddermassor som lyfts från botten av ett vattenområde tillämpas 4 kap. 6 § i vattenlagen. Paragrafen gäller deponering av fast material som avlägsnats antingen från en farled eller från botten av ett annat vattenområde. Det har ingen betydelse om muddringen sker med stöd av allmän rätt (VL 1:30 §), ägarens samtycke eller tillstånd från myndighet.

För deponeringen fordras inget tillstånd ifall volymen av muddermassan är obetydlig. Vad som avses med obetydlig volym skall avgöras från fall till fall med hänsyn bl.a. till om muddermassan eventuellt är förorenad, var mudderdeponin befinner sig och hurdana förhållandena är.

I fall där tillstånd för deponeringen inte krävs, får muddermassa deponeras inom ett vattenområde som ägs av någon annan utan dennas medgivande (VL 4:6.2 §).

1.3.2.2 Deponering som kräver tillstånd

Deponering av muddermassa i havsområden kräver oftast tillstånd av miljötillståndsverket (VL 4:6 §). Tillstånd av miljötillståndsverket krävs alltid om placeringen sker i syfte att bli kvitt muddermassan. På tillståndspliktiga åtgärder tillämpas 2 kapitlet i vattenlagen och dessutom miljöskyddslagen, ifall tillstånd fordras enligt 1 kap. 19 § i vattenlagen d.v.s. om åtgärden kan medföra förorening. För muddring räcker det tillstånd som fordras enligt vattenlagen. Något separat miljötillstånd behövs alltså inte.

VL 4:6 §

För placering av jord som har avlägsnats från farled och annat från botten av en farled upphämtat fast ämne (muddermassa) i ett vattenområde skall utöverkas tillstånd av miljötillståndsverket, om åtgärden kan orsaka i 1 kap. 12-15 eller 19 § avsedda följder och oavsett följderna, om placeringen sker inom Finlands territorialvatten i syfte att bli kvitt dessa ämnen och om det inte är fråga om obetydliga mängder muddermassa. Genom statsrådsförordning meddelas närmare allmänna föreskrifter om deponering av muddermassa och om förutsättningarna för detta inom Finlands territorialvatten. I fråga om en åtgärd som kräver tillstånd och om beviljande av tillstånd gäller i övrigt i tillämpliga delar 2 kap. I 2 kap. 7 § avsedd rätt till området krävs dock inte, om inte åtgärden leder till att ett vattenområde blir markområde. Genom miljöministeriets förordning kan närmare bestämmelser meddelas om bedömningsgrunder och gränsvärden för skadliga ämnen i muddermassa.

Om tillstånd av miljötillståndsverket enligt 1 mom. inte krävs, får muddermassa deponeras inom en annan ägares vattenområde utan hans medgivande.

Utän markägarens samtycke får muddermassa inte läggas upp på en odling eller på ett område som avses i 5 § 2 mom. i detta kapitel och som tagits i särskilt bruk. Inte heller får muddermassa utan markägarens samtycke läggas upp på något annat markområde, om det inte är fråga om en obetydlig mängd eller miljötillståndsverket har meddelat tillstånd därtill.

För deponering i inlandsvatten av jord från farleder eller annat fast bottenmaterial måste tillstånd sökas hos miljötillståndsverket, ifall åtgärden kan ha följder som strider mot förbudet att stänga eller ändra vattenområden eller om den kan leda till sådan miljöförstöring som avses i miljöskyddslagen (VL 4:6 §). Den som deponerar muddermassan behöver inte ha nyttjanderätt beviljad av miljötillståndsverket (VL 2:7 §) till området där massan deponeras, om åtgärden inte medför att ett vattenområde omvandlas till ett landområde. (VL 4:6.1 §)

Deponeras muddermassor utanför finskt territorialvatten, gäller inte miljöskyddslagen, utan i sådana fall skall havsskyddslagen tillämpas. När havsskyddslagen tillämpas måste hänsyn även tas till de internationella överenskommelser om havsskydd som Finland förbundit sig att följa (HavsskyddsL 5 §).

Enligt 9 § i havsskyddslagen förutsätter placering av muddermassa utanför den finska territorialvattengränsen tillstånd av Finlands miljöcentral. Likaså krävs tillstånd för konstruktioner på öppet vatten utanför Finlands territorialvattengräns (10 §). Tillstånd får inte beviljas om deponeringen har följder som strider mot förbudet mot förorening (1 §). Tillstånd av finska myndigheter krävs inte när en annan stats myndighet beviljat ett finskt fartyg vederbörligt tillstånd att deponera muddermassa i ett område som enligt internationell rätt står under denna stats jurisdiktion. En sådan åtgärd får emellertid inte strida mot en internationell överenskommelse som Finland förbundit sig att följa (HavsskyddsL 9.4 §).

Om deponering av muddermassa eller byggande av en konstruktion utanför Finlands territorialvattengräns eller verkningarna av sådana åtgärder också

sträcker sig till Finlands territorialvatten, är miljötillståndsverket tillståndsmyndighet för hela projektet (HavsskyddsL 9.5§). För tillståndsförfarandet och förutsättningarna för tillstånd gäller i sådana fall vattenlagen.

När tillstånd för deponering av muddermassor prövas skall även naturvårdslagen, avfallslagen och lagen om fornminnen beaktas.

1.3.3 Deponering på landområden

1.3.3.1 Deponering som inte kräver tillstånd

Deponering av muddermassor på land är inte alltid tillståndspliktig. Enligt miljöskyddsförordningen (169/2000) krävs inte tillstånd för återvinning eller behandling på täkt- eller byggnadsplatsen eller på någon annan byggnadsplats av icke-förorenat jord- och stenavfall som uppkommer vid bl.a. vattenbyggnadsverksamhet (MSF 4 §). Det kan till exempel vara fråga om placering av icke-förorenade muddermassor i hamnkonstruktioner. Placeringen måste likväl även då ske enligt en godkänd plan eller ett tillstånd som uppfyller kraven i avfallslagen. Vid placeringen måste även statsrådets beslut om byggavfall (295/1997) beaktas, ifall de muddermassor som uppkommer på byggplatsen uppgår till över 800 ton. Miljötillstånd krävs inte för:

MSF 4.1 §, 2 punkten

återvinning eller behandling av icke-förorenat jord- och stenavfall som uppkommer vid marktäkt eller byggnads- eller jordbyggnads- och vattenbyggnadsverksamhet på sin täkt- eller byggnadsplats eller på någon annan byggnadsplats där avfallet återvinns eller behandlas enligt en godkänd plan eller enligt ett tillstånd som uppfyller motsvarande krav i avfallslagen (1072/1993).

Deponering av muddermassa kräver i allmänhet samtycke av markägaren. Utan markägarens samtycke får muddermassa inte läggas upp på en odling eller en tomt, på en byggnadsplats, i en trädgård, på en upplagsplats, på en badstrand eller på något annat område som tagits i särskilt bruk (VL 4:6.3 §). Inte heller får en muddermassa utan markägarens samtycke läggas upp på något annat markområde, om det inte är fråga om en obetydlig mängd och tillstånd av miljötillståndsverket saknas. Ett tillstånd av miljötillståndsverket för deponering av muddermassor gäller bara rätten att nyttja området, och det innebär ingen prövning av miljöaspekter (VL 2:7 §).

1.3.3.2 Deponering som kräver tillstånd

Om en planerad deponering av muddermassa på land är tillståndspliktig avgörs enligt miljöskyddslagen. Miljötillstånd krävs för soptippar eller för annan återvinning eller behandling av avfall som sker i en anläggning eller yrkesmässigt (MSL 28.2 §, 4 punkten, MSF 1.3 §) Tillståndet skall sökas hos den regionala miljöcentralen. Om den muddermassa som skall deponeras uppgår till mindre än 5000 ton per år, skall tillståndet sökas hos den kommunala miljöförvaltningsmyndigheten (MSF 7.1 §, 13 punkten). Vid deponering av muddermassor måste hänsyn även tas till förbudet i miljöskyddslagen mot förorening av mark (MSL 7 §). Om deponeringen medför risk för förorening av miljön, krävs miljötillstånd (MSL 28.2 §, 1 och 2 punkten). Vid omfattande muddringsprojekt finns det orsak att kräva tillstånd både för behandling av muddermassorna på en soptipp och t.ex. för placering av muddermassorna i närheten av muddringsplatsen.

Statsrådets beslut om avstjälpningsplatser (861/1997) skall tillämpas, om avsikten är att deponera massorna på annat ställe än nära den muddrade vattenleden eller om massorna är förorenade. Beslutet tillämpas inte när en muddermassa som klassas som vanligt avfall tippas i inlandsvatten eller i havet

eller placeras på eller under botten av ett vattenområde. Det tillämpas inte heller på deponering av icke-förorenat mudderafall på eller i marken i närheten av de vattenvägar från vilka det har avlägsnats (SRb om avstjälningsplatser 2.2 §). Med vanligt avfall avses i statsrådets beslut sådant avfall som inte är problemavfall (SRb 2.3 §, 2punkten).

SRb 2.2 §

Detta beslut tillämpas inte på sådana platser där bara icke-förorenat jordavfall eller inert vanligt avfall som uppkommer vid prospektering och utvinning, anrikning och lagring av mineraltillgångar samt vid drift av stenbrott deponeras. Beslutet tillämpas inte heller på deponering av som vanligt avfall klassificerad muddermassa i vattendrag eller i havet eller på eller under botten, eller på deponering av icke-förorenat mudderafall på eller i jorden i närheten av de vattenvägar från vilka det har avlägsnats.

Förorenade muddermassor skall antingen föras till en för ändamålet lämplig deponi eller på annat sätt behandlas på vederbörligt sätt. I statsrådets beslut om avstjälningsplatser indelas deponierna i tre kategorier: deponier för problemavfall, deponier för vanligt avfall och deponier för inert avfall. Vilka slag av avfall som får deponeras och behandlas på en deponi slås fast i miljötillståndet för deponin. Deponering av muddermassor på en befintlig deponi förutsätter inget separat miljötillstånd. Om en muddermassa som är förorenad inte förs till en deponi, skall miljötillstånd för deponeringen sökas enligt miljöskyddslagen. Tillstånd kan bara beviljas om deponin uppfyller relevanta krav i statsrådets beslut om avstjälningsplatser. De strukturella kraven på deponin bestäms från fall till fall.

I en del fall kan deponering av muddermassor på land förutsätta tillstånd för miljöåtgärder enligt markanvändnings- och bygglagen (MBL 128 §). Tillstånd för miljöåtgärder är nödvändigt på ett detaljplaneområde, på ett generalplaneområde, om så bestäms i generalplanen, och på ett område där byggförbud för utarbetande av detaljplan (MBL 53 §) eller för utarbetande av generalplan eller ändring av befintlig generalplan (MBL 128.1 §) gäller. Tillstånd behövs inte för arbeten som är nödvändiga för att genomföra en general- eller detaljplan eller som överensstämmer med ett bygglov eller åtgärdstillstånd som redan beviljats. Tillstånd för miljöåtgärder behövs t.ex. inte för kommunaltekniska arbeten eller för underhåll av trafikleder. Tillstånd behövs inte heller för åtgärder vars verkningar är ringa (MBL 128.2 §). Tillstånd krävs således inte för små markbyggnadsarbeten – små markutjämningar, fyllningar eller terrängutformningsarbeten – förutsatt att åtgärderna inte påverkar stads- eller landskapsbilden.

På ett område med en gällande detaljplan eller generalplan skall tillstånd för miljöåtgärder beviljas, om åtgärden inte försvårar användningen av området för det ändamål som reserverats i planen eller förstör stads- eller landskapsbilden (MBL 140.1 §). På ett område där kommunen har utfärdat byggförbud för att utarbeta en detaljplan eller ändra planen eller där åtgärdsbegränsning har utfärdats för utarbetande av en generalplan kan tillstånd beviljas, om åtgärden inte medför betydande olägenheter med tanke på utarbetandet av planen eller förstör stads- eller landskapsbilden (MBL 140.2 §).

Åtgärdstillstånd enligt markanvändnings- och bygglagen behövs för byggande av större kajer eller andra konstruktioner, t.ex. kanaler, vågbrytare eller motsvarande, som ändrar strandlinjen eller väsentligt påverkar stranden (strandlinjeanordning) (MBF 62.1 §, 5 punkten). Sådana strandlinjeanordningar förutsätter i allmänhet också tillstånd enligt vattenlagen (VL 1:15 §).

1.4 Tillståndsförfarande

1.4.1 Utredningar som krävs för tillstånd

Om det finns orsak att misstänka att ett sediment är förorenat, är grundprincipen att muddring kräver tillstånd av behörig myndighet. I praktiken är det oftast möjligt att utifrån uppgifter om den verksamhet som tidigare bedrivits i området avgöra om ett sediment kan vara förorenat. Vid stora projekt behövs en mera ingående utredning av eventuella föroreningar. Vid småskaliga projekt är sådana utredningar däremot kanske inte nödvändiga. Den som ansöker om tillstånd svarar för alla utredningar och kostnaderna för dem. Närmare information om detta ges i kapitel 7.

Vid tillståndspliktiga projekt bör riskerna med projektet bedömas (riskanalys). Även vid småskaliga projekt bör en liten riskbedömning göras, ifall det finns orsak att misstänka att förorenade sediment förekommer i området.

1.4.2 Bedömning enligt naturvårdslagen

Enligt 65 § i naturvårdslagen skall den som ämnar genomföra ett projekt bedöma projektets eventuella följder för naturvärdena i områden som ingår i Natura 2000 och foga denna bedömning till ansökan om tillstånd för projektet. En bedömning enligt 65 § i naturvårdslagen måste utföras om projektet sannolikt och i betydande grad försämrar naturvärden i ett område som ingår i nätverket Natura 2000 eller som föreslagits bli införlivat i nätverket. Vid bedömningen skall olika arter och naturtyper behandlas var för sig. Bedömningen är separat men den kan utföras i anslutning till den konsekvensbedömning som avses i MKB-lagen. Konsekvensbedömningen gäller hela projektet och separata bedömningar utarbetas inte för olika tillstånd som gäller samma projekt.

Den myndighet som beviljar tillståndet eller godkänner planen skall se till att vederbörlig bedömning blivit utförd när en sådan krävs enligt 65 § i naturvårdslagen. Därefter skall myndigheten begära utlåtande om bedömningen av den regionala miljöcentralen och av den som förvaltar Natura 2000-området (NVL 65.2 §). Om miljöcentralen själv genomför projektet, ges utlåtandet av miljöministeriet. Utlåtande skall ges utan dröjsmål och senast inom sex månader.

En myndighet får i regel bevilja tillstånd bara för projekt eller planer som inte betydligt försämrar naturvärden i ett område som ingår i nätverket Natura 2000 eller som statsrådet föreslagit för nätverket (NVL 66.1 §). När betydelsen av försämringen bedöms, skall dess omfattning beaktas. Omfattningen måste likväl ställas i relation till områdets area, karaktär och de särskilda skyddsobjektens placering. Också ett litet projekt kan medföra betydande miljöpåverkan, om det genomförs i ett område vars miljö, t.ex. flora och fauna, är känsliga även för små förändringar. Betydelsen måste bedömas med hänsyn till de arters livsmiljö för vilka området har införlivats i eller avses bli införlivat i Natura 2000 (RP 79/1996). Försämringen är inte betydande om den ekologiska funktionsdugligheten och de värden som är väsentliga för skyddet av området bevaras.

Enligt statsrådets beslut om nätverket Natura 2000 av den 20.8.1998 kan normalt bruk och underhåll av trafikleder i områden som ingår i Natura 2000 samt liknande åtgärder som ansluter sig till kommunikation inte i betydande grad anses försvaga skyddade naturvärden i områden som ingår i nätverket. Till den här typen av verksamhet hör bl.a. service och underhåll av farleder i hav och inlandsvatten, inklusive nödvändiga och normala förbättringar av ovan nämnda trafikleder.

Om ett projekt i betydande grad försvagar naturvärden i ett område som ingår i Natura 2000 får tillstånd bara beviljas under förutsättning att statsrådets

allmänna sammanträde beslutar att projektet eller planen skall genomföras. Ett sådant beslut kan fattas bara av skäl som är tvingande på grund av ett ytterst viktigt allmänt intresse och bara om det inte finns någon alternativ lösning (NVL 66.2 §). Om det i området finns en prioriterad naturtyp en prioriterad art, är en ytterligare förutsättning att det finns skäl till beslutet på grund av mycket viktiga gynnsamma verkningar på människors hälsa, på den allmänna säkerheten eller på miljön någon annanstans, eller att det finns något annat tvingande skäl som är betingat av ett ytterst viktigt allmänt intresse, och som kräver att tillståndet beviljas eller planen godkänns eller fastställs. I det sistnämnda fallet skall kommissionens utlåtande begäras (NVL 66.3 §).

1.4.3 Förfarande enligt vattenlagen

Tillstånd för muddring och deponering av muddermassor i vattenområden söks hos miljötillståndsverket. Ansökningsärenden väcks genom skriftlig ansökan. Ansökan skall lämnas till miljötillståndsverket i tre exemplar (16 kap. 1 § 3 mom. i VL). Till ansökningshandlingarna skall fogas en projektplan och en konsekvensbedömning (VL 16:1 §). Planen skall uppgöras i enlighet med 3 kapitlet i vattenförordningen.

Ansökningsärenden kan handläggas vid en syneförrättning (VL 16:5 §) eller genom kungörelseförfarande (VL 16:6 §). Miljötillståndsverket kan i vissa fall besluta om ett utredningsförfarande (VL 16:11 a – 11 c §) för ytterligare utredningar efter att intresserade hörts genom kungörelseförfarande, vid en syneförrättning eller på något annat sätt. Syneförrättningen ingår i den handläggning som förbereder miljötillståndsverkets beslut. Den utförs av en förrättningsingenjör, som är utsedd av miljötillståndsverket, tillsammans med två gode män från de kommuner till vilka företagens verkningar huvudsakligen sträcker sig, och, vid behov, en sakkunnig på något särskilt område. Syneförrättningar ordnas sällan i ärenden som gäller tillstånd för muddring och deponering av muddermassor.

Vid kungörelseförfarande meddelar tillståndsmyndigheten genom att kungöra att ett tillståndsärende väckts. Kungörelsen skall framläggas till allmänt påseende under minst 30 dagar på miljötillståndsverket och i de kommuner som berörs av verkningarna av projektet. Kungörelsen kan vid behov också delges i en tidning (VL 16:7 §). Ett exemplar av kungörelsen skall sändas till sådana personer vars rätt eller fördel projektet särskilt kan påverka. Alla parter har rätt att inom utsatt tid framföra sin åsikt till miljötillståndsverket (VL 16:7 §). I ansökningsärenden av mindre betydelse behövs inte nödvändigtvis någon kungörelse, utan ansökan kan delges på något annat sätt. Om ärendet inte inverkar på någon annans rätt eller fördel, kan miljötillståndsverket besluta att ingen delgivning behövs (VL 16:9 §).

Miljötillståndsverket skall handlägga ärendet i enlighet med offentlighetsprincipen. I ett ansökningsärende skall miljötillståndsverket enligt 16 kap. 21 § i VL på tjänstens vägnar pröva om det finns förutsättningar för tillståndet och även i övrigt beakta sådana bestämmelser i vattenlagen vilka avser att skydda allmänna intressen eller enskild rätt. Innan ärendet avgörs kan tillståndsmyndigheten begära utlåtanden, höra parter i ärendet eller göra inspektioner på platsen.

Tillståndsmyndighetens utslag innehåller förutom ett beslut i tillståndsärendet också tillståndsbestämmelserna och vid behov specificerade bestämmelser om ersättningar för skador. Sådana ersättningar kan slås bestämmas om tillståndet prövas enligt vattenlagen. Beslut om tillstånd ges offentligt efter en kungörelse. Det meddelas också direkt till sökanden. Ändring av ett beslut kan sökas hos Vasa förvaltningsdomstol. Ändring av Vasa förvaltningsdomstols beslut kan i sin tur sökas hos högsta förvaltningsdomstolen.

1.4.4 Förfarande enligt miljöskyddslagen

Tillståndsansökan handläggs i enlighet med miljöskyddslagen. Ansökningsärenden väcks med en skriftlig ansökan som lämnas in hos den behöriga tillståndsmyndigheten. Ansökan skall lämnas i tre exemplar (MSF 8 §). Till ansökan skall fogas en för tillståndsprövningen behövlig utredning om verksamheten och dess konsekvenser, om parterna samt om andra relevanta omständigheter (MSL 35 §, MSF 3 kap.).

Tillståndsmyndigheten skall begära ett separat utlåtande av alla myndigheter som bevakar allmänna intressen och den verksamhet som ansökan gäller kan angå (MSL 36 §). Vid behov begär tillståndsmyndigheten även utlåtande av kommunerna inom det område som påverkas av verksamheten. Anmärkningar kan framföras av parterna men också av andra, t.ex. folkrörelser (MSL 37 §). Sökanden har i sin tur möjlighet att bemöta de anmärkningar, krav och åsikter som framförts.

Ansökan kungörs alltid på de berörda kommunernas anslagstavlor och dessutom i allmänhet i en tidning (MSL 38 §). Kungörelsen skall särskilt för sig sändas till de parter som ärendet speciellt berör (MSL 38.2 §) Kungörelsetiden, under vilken utlåtanden om projektet kan avges och anmärkningar och åsikter kan framföras, är minst 30 dagar. Ett beslut i ett ansökningsärende delges i allmänhet på samma sätt som ansökan (MSL 54 §). Besvärstiden är 30 dagar efter att beslutet kungjorts. Ändring av ett beslut kan sökas hos Vasa förvaltningsdomstol. Ändring av Vasa förvaltningsdomstols beslut kan i sin tur sökas hos högsta förvaltningsdomstolen.

Miljötillstånd skall beviljas om verksamheten uppfyller kraven i avfallslagen, miljöskyddslagen och de bestämmelser och föreskrifter som utfärdats med stöd av dem. I de villkor i miljötillståndet som gäller behandling av muddermassor kan nödvändiga föreskrifter om avfall och avfallshantering ges. Dessutom kan de innehålla föreskrifter om åtgärder, kontroll och övervakning som behövs för att förhindra att avfallet skadar hälsa och miljö. Miljötillstånd beviljas antingen tills vidare eller för viss tid, beroende på projektets natur.

För att tillstånd för behandling av muddermassa skall kunna beviljas måste den som återvinner eller behandlar avfallet dessutom ställa en med beaktande av verksamhetens omfattning och natur samt de villkor som meddelas i fråga om verksamhetens tillräcklig säkerhet eller föreslå andra motsvarande arrangemang för att säkerställa en behörig avfallshantering (MSL 42.3 §). Den som utövar annan verksamhet än deponiverksamhet eller återvinning eller behandling av problemavfall behöver inte avkrävas säkerhet eller motsvarande arrangemang om utövaren är tillräckligt solvent och annars kan ordna behörig avfallshantering eller om återvinnings- eller behandlingsverksamheten bedrivs i liten skala (MSL 42.3 §).

Om ett projekt inkluderar åtgärder för vilka tillstånd krävs såväl enligt vattenlagen som enligt miljöskyddslagen, behandlas tillståndsärendena tillsammans (VL 1:21 §). Behandlingen sker i så fall enligt det förfarande som beskrivs i vattenlagen (VL 16:2 §, MSL 39 §). Den behöriga myndigheten är miljötillståndsverket. Om en ansökan om tillstånd för ett vattenhushållningsprojekt anhängiggjorts vid miljötillståndsverket och en ansökan om miljötillstånd för projektet samtidigt handläggs vid en regional miljöcentral, skall miljötillståndsärendet överförs till miljötillståndsverket (RP 84/1999).

Tillståndsansökan handläggs enligt vattenlagen. Exempelvis tillämpas vattenlagens bestämmelser om hur parterna skall höras. De bestämmelser som gäller ansökan och prövning av tillstånd baserar sig likväl på miljöskyddslagen till de delar projektet innehåller verksamhet som faller under denna lag (MSL 39.3 §) Tillstånd och miljötillstånd för vattenhushållningsprojekt behandlas samtidigt

och utslag ges som ett enda beslut. Om endera lagen inte medger att tillstånd beviljas, måste ansökan avslås i sin helhet.

1.4.5 Förfarande enligt markanvändnings- och bygglagen

I en del fall kan deponering av muddermassor på land förutsätta tillstånd för miljöåtgärder enligt markanvändnings- och bygglagen (MBL 128 §). Behörig tillståndsmyndighet är i sådana fall den kommunala byggnadstillsynsmyndigheten. Ärenden som gäller tillstånd för miljöåtgärder kan också överföras till en annan av kommunen förordnad myndighet för avgörande (MBL 130 §). Tillståndet skall sökas skriftligt.

Grannarna skall underrättas om att en ansökan om bygglov anhängiggjorts, om detta inte med beaktande av projektets ringa betydelse eller läge eller planens innehåll är uppenbart onödigt med hänsyn till grannarnas intresse (MBL 133.1 §). På fastigheten skall vid behov förrättas syn. En syn skall förrättas åtminstone om projektet är omfattande, om det till sin karaktär avviker från det vanliga eller om det har särskilda konsekvenser för miljön. Sökanden och innehavarna av grannfastigheterna skall underrättas om tidpunkten för synen (MBL 133.2 §).

I vissa fall skall utlåtande om en ansökan begäras av den regionala miljöcentralen. Om tillstånd söks för ett sådant område av betydelse för naturvården som avses i naturvårdslagen och anges närmare genom en förordning (områden som ingår i naturskyddsprogram, områden som hör till skyddade naturtyper, förekomstplatser för arter som kräver särskilt skydd, landskapsvårdsområden) eller för ett område som i landskapsplanen har reserverats som rekreations- eller skyddsområde, skall ett utlåtande om ansökan alltid begäras av den regionala miljöcentralen (MBL 133.3 §). Utlåtandet skall ges inom sex månader.

Tillståndsbeslut tillkännages efter kungörelse på anslagstavla och meddelas sökanden (MBL 142 §). Ändring i ett beslut kan sökas genom förvaltningsbesvär och den lägsta besvärinstansen är förvaltningsdomstolen (MBL 190 §). Ändring i förvaltningsdomstolens beslut kan i sin tur sökas hos högsta förvaltningsdomstolen.

1.5 MKB-förfarande vid muddring och deponering av muddermassor

Miljökonsekvensbedömningen (MKB) avser att garantera att följderna av projekt med betydande miljöpåverkan utreds med tillräcklig noggrannhet redan i planeringsskedet. MKB-förfarandet syftar också till att öka medborgarnas möjligheter att delta i planeringen och påverka den. Miljökonsekvensbedömningens principer kan tillämpas vid all planering och allt beslutsfattande.

MKB-förfarandet består av två faser. Under den första utarbetas ett bedömningsprogram, under den andra en bedömningsbeskrivning. Bedömningsförfarandet inleds när den projektansvariga lämnar in bedömningsprogrammet hos kontaktmyndigheten. I bedömningsprogrammet redogörs bl.a. för vilka alternativ och vilka konsekvenser som skall klarläggas under projektplaneringen. Bedömningsbeskrivningen, som utarbetas efter bedömningsprogrammet, skall bl.a. behandla följderna av olika alternativ och olika åtgärder för att förebygga och begränsa skadliga verkningar. Den projektansvariga sammanställer miljökonsekvensbeskrivningen, mottar kontaktmyndighetens utlåtande och fogar detta till ansökan om tillstånd för projektet (MSF 10 §, VF 3 kap.)

Kontaktmyndigheten kungör bedömningsprogrammet och miljökonsekvensbeskrivningen, begär åsikter och utlåtanden och sammanställer utifrån dessa sitt utlåtande om handlingarnas tillräcklighet. Vid MKB-förfarandet

har medborgarna, myndigheterna och övriga instanser möjlighet att påverka innehållet i beslutsunderlaget i fråga om miljökonsekvenserna och de alternativ som utreds.

MKB-lagen (468/1994) tillämpas enligt 4 § i lagen på projekt beträffande vilka 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. Om sådana projekt finns utförligare bestämmelser i MKB-förordningen (268/1999) (MKB-förordningen 6 §). På dem tillämpas alltid MKB-förfarandet. Exempel på sådana projekt är stora hamnprojekt. Som stora hamnprojekt betraktas enligt MKB-förordningen havsfarleder, hamnar, och lastnings- och lossningskajer som i huvudsak byggs för handelssjöfart och som är avsedda för fartyg på mer än 1350 ton (MKB-förordningen 6 §, 9 f-punkten). Byggande av sådana hamnar och farleder förutsätter således en miljökonsekvensbedömning enligt MKB-lagen. I fråga om muddring av existerande farleder beslutar miljöministeriet efter prövning om MKB-förfarandet skall tillämpas (MKB-lagen 4.2 §, MKB-förordningen 8 §).

Bedömningsförfarandet tillämpas dessutom i enskilda fall när ett projekt eller en väsentlig ändring av ett redan genomfört projekt sannolikt föranleder miljökonsekvenser som till sin natur och omfattning, när även de sammantagna konsekvenserna av olika projekt beaktas, är betydande. Vid bedömningen av konsekvensernas betydelse i enskilda fall skall projektets egenskaper och lokalisering samt konsekvensernas karaktär beaktas (MKB-lagen 4.3 §). Även den som ansvarar för ett projekt, på vilket MKB-förfarande inte tillämpas skall vara medveten om projektets miljökonsekvenser i sådan utsträckning som rimligen kan förutsättas (MKB-lagen 25 §).

1.6 Ansvar för skador som orsakas av muddring och deponering av muddermassor

1.6.1 Vattenlagen

Skador som orsakas av muddring eller deponering av muddermassor kan ersättas som legitima skador (11 kap. i VL) i samband med tillståndsförfarandet. Exempel på skador som eventuellt skall ersättas är skador på eller försämring av egendom som tillhör vattenområdets ägare (VL 11:3 §, 2 punkten). Den som innehar särskild rätt kan få ersättning om rätten går förlorad eller om nyttjandet av rätten förhindras eller försvåras (VL 11:3 §, 4 punkten). Även vanliga användare kan få ersättning, om tillgången till vatten hindras eller avsevärt försvåras (VL 11:3 §, 6 punkten). Ersättningar för legitima skador bestäms i samband med tillståndsprövningen. Tillståndet kan också innehålla villkor med krav om åtgärder eller utrustning som skall förhindra att skadliga ämnen kommer ut i hav, sjöar eller vattendrag. Alla skador kan likväl inte förebyggas, och för sådana skador betalas penningersättningar till de drabbade. Ersättning skall också ges för skador som orsakas av åtgärder för vilka tillstånd inte sökts därför att inga sådana följder som medför tillståndsplikt kunnat förutses (VL 11:1.3 §).

Det kan således inträffa att en skada inte beaktats eller ens kunnat beaktas när skadorna bedömts i samband med tillståndsförfarandet. I sådana fall kan ersättning enligt 11 kap. 8 § 3 mom. i vattenlagen yrkas för oförutsedd skada. Ersättning kan ges bara om skadan verkligen är ny eller om den inte kunnat beaktas i samband med tillståndsförfarandet.

Om en skada är en illegitim skada, d.v.s. en skada som uppstått genom åtgärder som strider mot vattenlagen eller mot bestämmelser eller föreskrifter som grundar sig på vattenlagen, skall frågor om ersättning avgöras enligt lagen

om ersättning för miljöskador (737/1994). För att lagen om ersättning för miljöskador skall kunna tillämpas krävs dessutom att skadan är en miljöskada. Vad som avses med miljöskada definieras i 1 § i lagen om ersättning för miljöskador. Är skadan inte en miljöskada men dock en illegitim skada, skall skadan ersättas enligt skadeståndslagen (VL 11:1.4 §).

1.6.2 Lagen om ersättning för miljöskador

För skador som orsakas av farliga ämnen i muddermassor gäller lagen om ersättning för miljöskador (737/1994). För att lagen skall kunna tillämpas måste skadan dock ha uppstått efter att lagen trädde i kraft (1.6.1995) och att skadan till sin karaktär är sådan som lagen avser med miljöskada. Med miljöskada avser lagen om ersättning för miljöskador en skada som verksamhet på ett bestämt område har orsakat i omgivningen genom förorening av vatten, luft eller mark, buller, skakning, strålning, ljus, värme eller lukt, eller någon annan liknande störning (MiljöskadeL 1 §). Till de skador som skall ersättas enligt lagen om ersättning för miljöskador hör personskador, saksador och ekonomiska skador (MiljöskadeL 5 §). En ekonomisk skada som inte står i samband med en person- eller sakskada (t.ex. förlust av förvärvsinkomst på grund av förorenat vatten) skall ersättas om skadan inte är ringa.

En verksamhetsutövare ansvarar för skador som orsakas av verksamheten. Som verksamhet betraktas bl.a. att hålla hamn och att muddra farleder i anslutning till en hamn. Enligt lagen är den ersättningskyldig vars verksamhet, t.ex. muddring eller deponering av muddermassor, orsakat skadan.

Utöver egentliga skadeersättningar kan den som orsakat skadan bli tvungen stå för kostnaderna för att avvärja miljöskador eller risken för miljöskador och kostnaderna för att återställa miljön vid miljöskador. Denna ersättningskyldighet kan även omfatta kostnader för utredningar i samband med sådana åtgärder (MiljöskadeL 6 §). Kostnader för avvärjande eller återställande åtgärder som myndigheter vidtagit skall ersättas om de är skäligen i förhållande till miljöskadan eller risken för miljöskada och i förhållande till nyttan av åtgärden. Den som orsakat skadan skall även ersätta nödvändiga utredningar som myndigheter utför för att kunna avgöra vilka avvärjande och återställande åtgärder som behövs. Dessutom kan den som orsakat skadan bli skyldig att bekosta åtgärder som någon har vidtagit för att avvärja en risk för miljöskador som kunde drabba honom själv eller för att återställa skadad miljö i dess tidigare skick (MiljöskadeL 6.1 §, 1 punkten).

1.6.3 Om förorenarens ansvar

Den som genomför ett muddringsprojekt kan i vissa fall kräva skadestånd av den som orsakat föroreningen på grund av sådana merkostnader som föroreningen orsakat. Ersättningskyldigheten kan t.ex. grunda sig på att föroreningen är en följd av utsläpp som är olagliga eller som avviker från villkoren i det vattenrättsliga tillståndet.

I praktiken är det ändå ofta svårt att bestämma vem som orsakat föroreningen av sediment. I allmänhet har föroreningen skett under en lång tid och som ett resultat av verksamheter som utövats av olika personer. När det senare upptäckts att sediment är förorenade, har den som bär skulden kanske redan upphört med verksamheten eller konstaterats vara betalningsoförmögen. Föroreningen kan också ha uppkommit genom en verksamhet som när föroreningen inträffat utövats i enlighet med lagar och tillstånd.

Bestämmelserna i miljöskyddslagen om ansvar för sanering av mark och grundvatten (12 kap. i MSL) gäller inte förorenade sediment. Saneringen av sediment som förorenats för tiotals år sedan kan däremot finansieras som statligt

avfallshanteringsarbete (AvfallsL 35 §). En förutsättning för detta är att kostnaderna för saneringen är oskäligen för den som är saneringsskyldig.

Om en muddermassa deponeras på land och detta leder till att marken förorenas, skall bestämmelserna om saneringsskyldighet i miljöskyddslagen tillämpas (12 kap. i MSL). Förorenaren ansvarar enligt 75 § i MSL för saneringen av den förorenade marken.

1.7 Internationella överenskommelser

Inom havsskyddet har Finland förbundit sig att följa olika globala och regionala överenskommelser. På det globala planet regleras deponeringen av avfall i havet bl.a. av Londonkonventionen från år 1972 (FördrS 33-34/1979). Konventionen har som mål att främja en effektiv övervakning av de källor som förorenar havsmiljön och att förebygga sådan förorening av havet som orsakas av marina utsläpp av avfall eller andra ämnen, vilka äventyrar människors hälsa, skadar levande naturtillgångar eller livet i havet, minskar havets skönhets- eller rekreationsvärde, eller inverkar menligt på annan legitim användning av havet.

I en deklaration om muddermassor som ingår i Londonkonventionen (Dredged Material Assessment Framework, DMAF) förutsätts att de kemiska och biologiska konsekvenserna bedöms, när muddermassor miljöklassificeras för deponering. Muddermassor där halterna eller de biologiska verkningarna av vissa skadliga ämnen överskrider den övre nivån får i princip inte tippas i havet. Muddermassor, där halterna eller de biologiska verkningarna av de skadliga ämnena håller sig under den lägre nivån, anses i princip vara ofarliga vid deponering i havet. Om en muddermassa till sin miljö kvalitet ligger mellan dessa två nivåer krävs en utförligare utredning om den kan deponeras i havet.

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 Östersjöområdet marina miljö från år 1974 (den s.k. Helsingforskonventionen, FördrS 11-12/1980, reviderad 1992, FördrS 2/2000) viktigast för Finland.

OSPAR-konventionen har som mål att förebygga och förhindra förorening och att skydda havsområdena för skadliga följder av mänsklig verksamhet och därmed trygga människornas hälsa och skydda de marina ekosystemen. Skadade havsområden skall saneras närhelst det är ändamålsenligt. I OSPAR-konventionen ingår en anvisning om deponering av muddermassor (Guidelines for the Management of Dredged Material ref. nr 1998-20). En av principerna i anvisningen är att muddermassor inte får dumpas i havet innan konsekvenserna av dumpningen har klarlagts och ett separat tillstånd för dumpningen har erhållits. Konventionen förutsätter att undertecknarländerna följer anvisningen om deponering av muddermassor och utarbetar nationella miljö kriterier för muddermassor.

Av de regionala överenskommelser om havsskydd som reglerar deponering av muddermassor är Östersjökonventionen viktigast för Finland. Konventionen om skydd för Östersjöområdet marina miljö (den s.k. Helsingforskonventionen) undertecknades 1974 (FördrS 11-12/1980). Den nya konventionen om skydd av Östersjön från år 1992 trädde i kraft i januari 2000 (FördrS 2/2000).

Konventionen om skydd för Östersjöområdet marina miljö omfattar skyddet av vattnet och havsbotten i den marina miljön i Östersjöområdet. Konventionen gäller Östersjöns hela tillrinningsområde, och den har även konsekvenser för landbaserad verksamhet, såsom punktformiga och diffusa föroreningskällor på land vilka belastar havet. De fördragsslutande parterna verkställer själva bestämmelserna i konventionen inom sina egna territorialvatten och inlandsvatten med stöd av nationell lagstiftning och nationella myndigheter. Konventionen hindrar inte parterna att anta egna strängare normer. I Finland har konventionen

genomförts huvudsakligen genom ändringar i havsskyddslagen (1415/1994) och i vattenlagen (264/1961).

Med stöd av konventionen kan Kommissionen för skydd av Östersjöområdets marina miljö (HELCOM) ge rekommendationer om åtgärder för att främja målen i konventionen (art. 19). Utifrån en av kommissionens rekommendationer (HELCOM recommendation 1/13: Disposal of dredged spoils) har en viktig anvisning om deponering av muddermassa utarbetats (Guidelines for the Disposal of dredged Spoils, http://www.helcom.fi/guidelines/guide_rec13_1.pdf).

Enligt artikel 11.2 punkten i 1992 års Helsingforskonvention krävs för dumpning av muddermassor i havet ett specialtillstånd som beviljats på förhand av en behörig nationell myndighet i enlighet med bestämmelserna i bilaga V till konventionen. I denna bilaga åläggs de fördragsslutande staterna att iaktta Helsingforskommissionens (HELCOMs) anvisning när de beviljar specialtillstånd för deponering i havet av muddermassor som innehåller farliga ämnen. Här avses den anvisning om deponering av mudderaffall i havet som HELCOM gett 1992 och som reviderats 1996 (HELCOM recommendation 13/1: Disposal of dredged spoils). Vad som avses med farliga ämnen definieras i bilaga I till konventionen.

När en nationell myndighet beviljar specialtillståndet i fråga skall den beakta volymen av massan som skall dumpas, halterna av farliga ämnen och tippningsplatsens geografiska läge samt hur det förhåller sig till områden som har särskild betydelse (rekreationsområden, lekområden för fisk, fiskeområden m.m.). Även tidigare dumpningar i området och följderna av dem måste beaktas. Dessutom måste hänsyn tas till olika vattenegenskaper, såsom hydrografiska, kemiska och biologiska egenskaper, och deras årsmedelvärden och periodiska variationer (bilaga V).

HELCOMs anvisning ålägger parterna att utveckla nationella miljökriterier för muddermassor som får deponeras i havet. Massor som inte fyller dessa kriterier får inte tippas i havet obehandlade. Sådana muddermassor får tippas i havet bara om de renas eller isoleras (artikel 2.4 i HELCOMs anvisning). Dessutom måste det påvisas att deponering på land medför större olägenhet. Tillstånd för deponering i havet får inte beviljas om deponering på land ger mindre skadeverkningar (artikel 6.16 i HELCOMs anvisning).

1.8 Ramdirektivet för vatten

Ramdirektivet om vattenpolitiken (2000/60/EG) tillämpas både på inlandsvatten och på kustvatten, till vilka hela territorialvattnet räknas i fråga om det kemiska tillståndet (artikel 2.1). Med miljökvalitetsnorm avses i ramdirektivet koncentrationen av ett visst förorenande ämne eller en viss grupp av förorenande ämnen i vatten, sediment eller biota, som, för att skydda människors hälsa och miljön, inte bör överskridas. Med prioriterade ämnen avses ämnen som valts ut bland dem som innebär en betydande risk för vattenmiljön eller via vattenmiljön utgör en sådan risk (artikel 2.30). De prioriterade ämnena har fastställts separat i bilaga X till ramdirektivet för vatten (2455/2001/EG). I fråga om farliga prioriterade ämnen är målet att utsläpp och spill skall upphöra eller stegvis elimineras (artikel 16.1).

EU har ännu inte antagit några miljökvalitetsnormer för koncentrationerna av föroreningar i sediment. Ramdirektivet om vattenpolitiken ger EU-kommissionen fullmakt att lägga fram förslag om kvalitetsnormer för koncentrationen av de prioriterade ämnena i ytvatten, sediment eller biota (16 art. 7 punkten).

2 Myndighetstillsyn

2.1 Tillsynsmyndigheter

Viktiga lagar som gäller övervakning av mudderdeponering är vattenlagen, miljöskyddslagen och havsskyddslagen. I fråga om vattenlagen och miljöskyddslagen är de regionala miljöcentralerna och de kommunala miljöskyddsmyndigheterna de tillsynsmyndigheter som ser till att de bestämmelser och föreskrifter som utfärdats med stöd av lagarna efterföljs (VL 21:1 §, VL 20:3 §, MSL 22 §).

Den allmänna tillsynen över efterlevnaden av havsskyddslagen skall skötas av miljöministeriet (HavsskyddsL 12 §) Finlands miljöcentral för bok över mängden och arten av de muddermassor som med vederbörligt tillstånd deponerats i havet utanför Finlands territorialvattengräns samt om var, när och hur deponeringen eller tippningen skett (HavsskyddsL 13.2 §). De regionala miljöcentralerna rapporterar till Finlands miljöcentral om vilka muddermassor som under föregående år deponerats i havet. Vid rapporteringen används HELCOMs blankett och tidplanen är den som överenskommit i HELCOM. Finlands miljöcentral sänder en nationell rapport till de instanser som anges av Helsingforskommissionen.

Den kommunala miljöskyddsmyndigheten och den regionala miljöcentralen övervakar att muddring och deponering sker i enlighet med lagen och tillståndsvillkoren. Den kommunala miljöskyddsmyndigheten övervakar att det på kommunens område inte utförs olaglig muddring. Om det är fråga om deponering av muddermassa utanför den finska territorialvattengränsen sköts tillsynen av olika statliga myndigheter, var och en på sitt eget område (HavsskyddsL 12 §).

2.2 Tillsyn enligt vattenlagen

Tillsynsmyndigheten har rätt att inspektera anordningar, byggnader och andra anläggningar samt att utföra behövliga undersökningar inom sitt behörighetsområde. Bryter någon mot bestämmelser eller föreskrifter kan tillsynsmyndigheten uppmana den som bryter mot bestämmelserna eller föreskrifterna att upphöra med detta förfarande eller anmäla saken till polisen för förundersökning. Dessutom kan tillsynsmyndigheten väcka ett förvaltningstvångsärende vid miljötillståndsverket (VL 21:2 §).

Förvaltningstvångsärenden enligt vattenlagen sköts av miljötillståndsverket. Miljötillståndsverket kan, efter anmälan av en myndighet eller ansökan av den vars rätt eller fördel saken gäller, förbjuda vederbörande att fortsätta det lagstridiga förfarandet eller annars bestämma att det som rättsstridigt har gjorts eller försumrats skall rättas till. Detta påbud skall vid behov förstärkas med vite eller hot om att den åtgärd som har försumrats skall utföras på den försumligas bekostnad eller att verksamheten avbryts. Tillsynsmyndigheten eller någon annan som ärendet gäller kan ges rätt att utföra åtgärden i fråga (VL 21:3 §).

2.3 Tillsyn enligt miljöskyddslagen

Deponeringen av muddermassor på land övervakas av de regionala miljöcentralerna och de kommunala miljöskyddsmyndigheterna. Målet är att bestämmelserna och föreskrifterna skall iakttas frivilligt. Om en verksamhetsutövare trots uppmaningar inte iakttagit bestämmelserna i lagen eller de föreskrifter som utfärdats med stöd av dem, kan tillsynsmyndigheten använda förvaltningstvång (MSL 88 §). Myndigheten skall, om det inte är

uppenbart onödigt, förena ett förbud, en föreskrift, ett villkor eller ett åläggande som har meddelats med stöd av miljöskyddslagen med vite eller med hot om att den försummade åtgärden vidtas på den försumligas bekostnad eller att verksamheten avbryts. I fråga om verksamhet som förutsätter miljötillstånd är förvaltningstvångsmyndigheten den tillståndsmyndighet enligt 31 § i MSL som prövar tillstånd för verksamheten.

Tillsynsmyndigheter har rätt att av verksamhetsutövare få den information som behövs för uppdraget. Tillsynsmyndigheter har också rätt att göra inspektioner och undersökningar, utföra mätningar och ta prover (MSL 83 §, FörvaltningsL 39 §). Inspektioner görs av den tillsynsmyndighet som är behörig tillståndsmyndighet för verksamheten i fråga (MSF 29 §).

En behörig myndighet kan förbjuda den som bryter mot miljöskyddslagen eller en förordning eller föreskrift som är utfärdad med stöd av miljöskyddslagen att fortsätta eller upprepa överträdelsen (MSL 84.1 §, 1 punkten). Om överträdelsen skett genom försumlighet kan myndigheten i stället ålägga den försumliga att handla i enlighet med lagar, förordningar och föreskrifter. Om överträdelsen eller försummelsen har lett till förorening av miljön, kan myndigheten, samtidigt som den förbjuder den ansvariga att fortsätta eller upprepa överträdelsen, ålägga denna att återställa miljön i ursprungligt skick eller undanröja olägenheter som miljön har åsamkats genom överträdelsen (MSL 84.1 §, 3 punkten). Innan en myndighet meddelar ett åläggande eller en föreskrift skall den som åläggandet eller föreskriften avser ges tillfälle att bli hörd. När en verksamhet som är förenad med risk för förorening av miljön medför omedelbar olägenhet för hälsan eller i betydande utsträckning annan direkt förorening av miljön, kan tillsynsmyndigheten avbryta verksamheten om olägenheten inte annars kan undanröjas eller minskas i tillräcklig utsträckning (MSL 86 §). I sådana fall är det inte nödvändigt att höra verksamhetsutövaren.

Kuvailulehti

Julkaisija	Ympäristöministeriö	Julkaisu-aika	Marraskuu 2004
Tekijä(t)			
Julkaisun nimi	Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Laivaväylien ja satamien rakentamisessa ja kunnossapidossa sekä muussa vesirakentamisessa tehtävät ruoppaus- ja läjitystoimet aiheuttavat ympäristövaikutuksia kuten veden samenessen, pohjaeliöstön, vesikasvillisuuden ja kalaston vähenemistä sekä virtausmuutoksia. Kuormitettujen vesialueiden sedimentit sisältävät haitallisia aineita, jotka voivat ruoppaus- ja läjitystyön vaikutuksesta vapautua ympäristöön. Ohjeessa esitellään lyhyesti ruoppaukseen ja läjittämiseen liittyvät säädökset ja lupamenettelyt sekä opastetaan toiminnan aiheuttamien ympäristövaikutusten arvioimisessa ja hallitsemisessa.</p> <p>Ohjetta laadittaessa on otettu huomioon sekä Itämeren merellisen ympäristön suojelemissuun nojalla annettu suositus ja ohje ruoppausmassan läjityksestä mereen että Koillis-Atlantin sopimukseen (OSPAR) liittyvä ohje läjityksestä. Ohjeessa esitetään myös ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arvioinnin avuksi laaditut haitallisten aineiden ohjeelliset laatuksiteerit mereen tapahtuvalle ruoppausmassojen läjittämiselle.</p> <p>Ohje on tarkoitettu ensisijaisesti valvontaviranomaisille käytettäväksi apuna ruoppausta ja läjitystä koskevissa tehtävissä. Ohje soveltuu käytettäväksi myös hankkeiden suunnittelussa. Ohjetta sovelletaan Suomen aluevesillä ja soveltuvin osin sisävesillä tapahtuvaan ruoppaukseen ja läjittämiseen</p>		
Asiasanat	sedimentti, ruoppausmassa, ruoppaus, läjitys, läjittäminen, laatuksiteerit, lupamenettely, vaikutusarvio		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöopas 117		
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero			
Rahoittaja/toimeksiantaja			
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot			
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1849-0 952-11-1850-4 (PDF)	
	Sivuja 121	Kieli suomi ja ruotsi	
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta	
Julkaisun myynti/jakaja	Edita Publishing Oy, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 Edita puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380 sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi, www-palvelin: http://www.edita.fi/netmarket		
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö		
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2004		
Muut tiedot	Yhteyshenkilö ympäristöministerisössä, Anna-Maija Pajukallio, p. (09) 1603 9740		

Presentationsblad

Utgivare	Miljöministeriet	Datum November 2004
Författare		
Publikationens titel	Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje (Anvisningar för muddring och deponering av muddermassor)	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt		
Sammandrag	<p>Muddring och deponering som anknyter till anläggning och underhåll av farleder och hamnar samt vattenbyggnad förorsakar olika slags miljöverkningar såsom uppgrumling av vattnet, minskning av bottenorganismerna, vattenvegetationen och fiskbeståndet samt förändringar i vattenströmningen. Sediment i belastade vatten innehåller skadliga ämnen, som på grund av muddrings- och deponeringsarbeten kan komma ut i omgivningen. Anvisningarna presenterar i korthet de bestämmelser och tillståndsförfaranden som tillämpas på muddring och deponering och ger vägledning i bedömningen och behärskningen av miljökonsekvenserna.</p> <p>Anvisningarna har lagts upp med beaktande av innehållet i rekommendationen och anvisningarna om deponering av muddermassor i havet i konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö och anvisningarna om deponering i konventionen för Nordostatlanten (OSPAR). Anvisningarna presenterar också de riktgivande kvalitetskriterier som skall tillämpas för att utvärdera om deponeringen är möjlig då muddermassor skall deponeras i havet.</p> <p>Anvisningarna är primärt avsedda att hjälpa övervakningsmyndigheterna i deras arbete som gäller muddring och deponering. De lämpar sig också för användning i projektplanering. Anvisningarna tillämpas också på muddring och deponering i Finlands territorialvatten och i tillämpliga delar i insjövattnen.</p>	
Nyckelord	sediment, muddermassa, muddring, deponering, kvalitetskriterier, tillståndsförfarande, konsekvensbedömning	
Publikationsserie och nummer	Miljöhandledning 117	
Publikationens tema	Miljövård	
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppdragsgivare		
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1849-0 952-11-1850-4 (PDF)
	Sidantal 121	Språk finish och svenska
	Offentlighet offentlig	Pris
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, Kundservice, PB 800, FIN-00043 Edita, Finland tel. +358 20 451 05, telefax +358 20 450 2380 e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi, www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Förläggare	Miljöministeriet	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2004	
Övriga uppgifter	Kontaktperson vid miljöministeriet Anna-Maija Pajukallio, tfn. (09) 1603 9740	

Documentation page

Publisher	Ministry of the Environment	Date	November 2004
Author(s)			
Title of publication	Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje (Instructions for dredging and depositing dredged materials)		
Parts of publication/ other project publications			
Abstract	<p>Dredging and depositing of materials occurs in connection with the building and maintenance of fairways and harbours and other construction in water. The environmental impact of such activities comes out as turbidity, partial loss of bottom fauna, water vegetation and fish stocks, and changed water currents. Sediments from polluted areas contain harmful substances, which may spread into the environment in connection with dredging and depositing dredged materials. These instructions present the legislation, regulations and permit procedures pertaining to dredging and deposition and offer guidance in the assessment and curbing of the environmental impacts.</p> <p>The instructions take into account both the recommendations and the instructions issued under the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea, and the instruction on deposition in the Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR). The instructions also present indicative quality criteria to be used in assessing the possibilities of depositing dredged material in the sea.</p> <p>The instructions are primarily intended for the supervisory authorities in matters related to dredging and deposition. They may also benefit project planning. The instructions are followed for dredging and deposition in Finnish territorial waters and in suitable parts in inland waters.</p>		
Keywords	sediment, dredged material, dredging, quality criteria, permit, impact hypothesis		
Publication series and number	Environmental Guide 117		
Theme of publication	Environmental Protection		
Project name and number, if any			
Financier/ commissioner			
Project organization			
	ISSN	ISBN	
	1238-7312	952-11-1849-0 952-11-1850-4 (PDF)	
	No. of pages	Language	
	121	Finnish and Swedish	
	Restrictions	Price	
	Public		
For sale at/ distributor	Edita Publishing Ltd, Box 800, FIN-00043 Edita, Finland tel. +358 20 451 05, telefax +358 20 450 2380 e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi, www-server: http://www.edita.fi/netmarket		
Financier of publication	Ministry of the Environment		
Printing place and year	Edita Prima Ltd, Helsinki 2004		
Other information	Contact person at the Ministry of the Environment Anna-Maija Pajukallio, phone +358-9-1603 9740.		