

Säkrare prövning krävs av dispenser för dumpning till havs

Dumpning av sedimentmassor till havs är förbjudet i Sverige, men dispens från förbudet ges frekvent, även för massor med höga koncentrationer av föroreningar. Sedan 2015 har över 30 miljoner kubikmeter muddermassor dumpats till havs. För att skydda livet i havet behöver de instanser som avgör dispensärenden – främst länsstyrelser och miljödomstolar – ta större hänsyn till risken för toxiska effekter i miljön.

Varje år muddras sediment från stora arealer havsbottnar i Sverige, till exempel vid underhåll av hamnar eller nybyggnation. De bottenar som muddras är i många fall kraftigt förorenade, som ett resultat av många års intensiv sjöfart eller närhet till industriverksamhet.

I de flesta fall, omkring 80 procent, placeras de muddrade massorna på deponi på land eller används som byggmaterial. Att dumpa massorna i havet är förbjudet enligt svensk lag, men vid omkring en femtedel av alla muddringar får utövaren ändå dispens att göra detta. Dispenserna ges särskilt i fall då stora mängder sediment har muddrats, och under perioden 2015–2019 har hela 90 procent av alla muddrade massor dumpats till havs.¹ Det motsvarar 50 byggnader som Globen i Stockholm, fyllda med sediment.

Ny forskning visar att de bedömningar som ligger till grund för beviljande av dispenser ofta baseras på snäva underlag, vilket innebär risker för negativa effekter på miljön, både på kort och lång sikt.¹

Negativa miljöeffekter av dumpningar

En dumpning av muddrat material innebär ett stort ingrepp på dumpningsplatsen, och miljön där förändras ofta drastiskt. Dumpningen utförs vanligen genom att massorna släpps direkt från botten av en pråm. Dumpningsmassorna kan jämna ut tidigare ojämna bottenar eller bilda nya kullar eller åsar och leda till att bottenlevande organismer slås ut.^{2–10} Den nya sammansättningen av material i massorna som dumpas kan också över lång tid förändra förutsättningarna för organismer som lever på botten eller söker föda där.^{11,12} När muddermassorna släpps från pråmen grumlas vattnet, ibland långt från själva dumpningsplatsen, vilket kan störa fiskars reproduktion och deras förmåga att hitta föda, och hindra växter från att få tillräckligt med ljus.^{4,5,12–17}

Om de massor som dumpas dessutom är förorenade kan föroreningarna skada organismer i miljön på dumpningsplatsen, och om massorna sprids kan ett större område påverkas. Bly, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och tributyltenn (TBT) är exempel på ämnen som förekommer relativt ofta i muddrade sediment och som är giftiga för många djur och alger. Spridning av de förorenade massorna kan ske direkt vid själva dumpningen, men också i ett senare skede, om platsen störs av till exempel stormar eller trålningsfiske. Bottenlevande organismer, så som havsborstmaskar, kan också bidra till att ämnena sprids i miljön genom omblandning av sedimenten.^{7,18–24}

Förbud med möjlighet att söka dispens

På grund av de negativa miljöeffekterna är all form av dumpning till havs förbjudet enligt svensk lag (15 kap. 27 § MB). Förbudet har sin utgångspunkt i flera internationella regleringar och överenskommelser, däribland den globalt täckande Londonkonventionen,²⁵ Oslo-Pariskonventionen, Oskar²⁶ för Nordostatlanten och Helsingforskonventionen²⁷ för Östersjön. Inom EU-rätten finns inte något explicit förbud mot dumpning, men flera olika miljödirektiv begränsar muddring och dumpning, till exempel ramdirektivet för vatten, art- och habitatdirektivet, avfallsdirektivet, havsmiljödirektivet och direktivet om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område.

Den svenska lagstiftningen medger att dispens får ges från förbudet att dumpa massor i havet, om dumpningen kan genomföras "utan olägenhet för människors hälsa eller miljön" (15 kap. 29 § MB). Havs- och vattenmyndigheten (HaV), som är den centrala tillsynsvägledande myndigheten på området, definierar *olägenhet för miljön* så här:

"En olägenhet kan vara om föroreningsgraden är så hög att den riskerar att medföra negativa effekter på växter och djur i ekosystemet. En annan olägenhet kan vara om dumpningen leder till betydande förorening av bottenarna i och omkring dumpningsområdet". ^{28, sid 53}

Dumpningar i territorialhavet prövas normalt av respektive länsstyrelse som första instans. Dispenser inom den exklusiva ekonomiska zonen (EEZ) prövas av HaV som första instans. Mark- och miljödomstolen är första instans om verksamheten även behöver tillstånd enligt till exempel kapitel 9 och/eller 11 i miljöbalken. Beslut från lägre instans kan överklagas till mark- och miljödomstolarna.

Otillräckliga bedömningar bakom dispenser

Trots att kraven är skarpa när det gäller dumpning visar ny forskning att det i praktiken finns tydliga brister när ärendena prövas. När en myndighet prövar om en dumpning kan godkännas eller om den utgör en olägenhet för miljön bedöms främst två aspekter: koncentrationen av föroreningar i muddermassorna och sannolikheten att massorna blir kvar på dumpningsplatsen. Forskningen visar att detta är otillräckligt för att säkerställa att miljön inte påverkas negativt.

För att faktiskt avgöra om föroreningarna i massorna utgör en fara för miljön är det nödvändigt att analysera vilken effekt de kan ha på de organismer som massorna kan komma i kontakt med. Detta görs dock inte i Sverige. I stället bedöms koncentrationerna i muddermassorna ofta utifrån vilka koncentrationer som tidigare har förekommit längs Sveriges kuster. Uppgifterna om bakgrundskoncentrationer hämtas oftast från en rapport från Naturvårdsverket, publicerad 1999 och byggd på underlag från tidigare decennier.²⁹ Naturvårdsverket anger dock att rapporten i fråga inte gör anspråk på att bedöma riskerna med olika koncentrationer av ämnen, utan bara beskriver hur vanligt förekommande de har varit i olika områden.³⁰ För vissa föroreningar finns uppdaterade alternativ till svenska gränsvärden som tar hänsyn till ekologiska effekter, till exempel Havs- och

vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten från 2019. Sådana gränsvärden har dock ännu inte använts för något beviljat dumpningsärende i domstol.

Den myndighet som prövar ett dispensärende kan förena dispensen med villkor. Villkoren kan till exempel ange gränser för hur höga koncentrationer av föroreningar som får dumpas i det aktuella fallet. Detta leder i vissa fall till att muddermassorna måste delas upp och att vissa delar hanteras på land. Praxis idag är att tillåta dumpning av massor med koncentrationer som motsvarar en *medelhög nivå* av förorening (även kallad klass 3) i Naturvårdsverkets rapport.^{32,29} Detta motsvarar koncentrationer som före 1999 uppmättes vara vanligt förekommande nära bebyggelse och industrier. Dumpning av sedimentmassor med den medelhöga nivån av föroreningar godkändes av Mark- och miljööverdomstolen i ett ärende 2015 (M 1260-14)¹ och mark- och miljödomstolarna refererar återkommande till det i sina beslut.^{1,32} Under åren 2015–2020 har det även förekommit att domstolar beviljat dispens för muddermassor med koncentrationer som motsvarar *hög* eller *mycket hög nivå* av förorening (klass 4 respektive 5).¹

Tillåtna koncentrationer utgör miljörisiker

I Sveriges grannländer utgår bedömningarna av farliga ämnen i sedimentmassor från gränsvärden för när ämnena utgör en risk för miljön, och inte från hur stora mängder som tidigare funnits längs kusterna.³³ I USA och inom Oskar, liksom i flera andra sammanhang där risker från förorenat sediment bedöms, rekommenderas att koncentrationerna av farliga ämnen i muddermassor jämförs med koncentrationer som i studier har visat sig ha negativ effekt på miljön.^{33–36} Om koncentrationerna i muddermassorna är högre än koncentrationer som i studier visat sig öka risken för skadliga effekter, mer än vad som anses acceptabelt, bedöms dumpning till havs inte vara lämpligt.

Även om koncentrationen av föroreningar i muddermassorna är lägre än nivån där negativa effekter kan förväntas, kan det finnas behov av att komplettera med andra typer av undersökningar. Det beror på att det inte är möjligt att testa muddermassorna för alla individuella föroreningar samtidigt, samt att förutsättningarna på dumpningsplatsen, så som temperatur och pH, kan påverka föroreningarnas effekter.^{34,36–39} Kumulativa effekter av olika föroreningar och naturliga eller mänskliga stressfaktorer är också viktiga att beakta. Ett sätt att uppskatta muddermassornas faktiska toxicitet är att i laboratorietester undersöka hur de föroreningar som förekommer i massorna påverkar olika organismer, till exempel hur organismernas överlevnad eller förmåga att föröka sig påverkas.^{34,40–42} Denna typ av undersökningar av toxiska effekter på miljön görs inte i svenska dispensärenden,¹ men lyfts som nödvändiga av flera forskare, samt är ett krav i amerikanska vägledning.^{34,43–45} De rekommenderas också i vägledning från organisationerna Oskar¹¹ och Helcom⁴⁶, där Sverige är aktivt part.

För kustvatten gäller också ett förbud mot att äventyra eller försämra vattnets ekologiska och kemiska status, vilket definieras av miljökvalitetsnormer. Miljökvalitetsnormerna har dock inte haft någon avgörande inverkan på de granskade dispensärendena. En förklaring till detta är att mark- och miljööverdomstolens tolkning i mål M-9616-14 från 2015 slog fast att påverkan från dumpning

ska ses i relation till *hela* vattenförekomsten och inte bara den direkt berörda delen av vattenförekomsten. Utifrån det resonemanget skulle det krävas storskalig och omfattande negativ miljöpåverkan för att en dumpning kan bedömas äventyra eller försämra möjligheterna att nå en god vattenstatus.

Att rutinmässigt tillåta dumpning av massor med föroreningar som motsvarar *medelhög förorening*, eller högre, utgör en risk för miljön. En svensk studie visar att PAH, en grupp vanligt förekommande föroreningar, redan vid den medelhöga nivån orsakar skador på organismer i Östersjön.⁴⁷ Även norska gränsvärden för flera ämnen, så som arsenik och antracen, anger att de koncentrationer som tillåts vid dumpning i Sverige utgör en risk.^{1,35} Sammantaget kan alltså den svenska rättstillämpningen underskatta riskerna med vissa föroreningar, med negativa effekter på miljön som resultat. Detta är oroande eftersom Östersjön redan uppvisar höga nivåer av föroreningar och har ett känsligt ekosystem.⁴⁸

Dumpningsplatsen avgörande för bedömningarna

Utöver bedömningen av koncentrationer av föroreningar i muddermassorna är den viktigaste faktorn när dispens för dumpning beviljas i Sverige att dumpningen sker på en så kallad *ackumulationsbotten*.¹ Sediment som hamnar på ackumulationsbotten stannar i större utsträckning kvar än det förflyttas därifrån, i motsats till *transportbotten*, där sediment förflyttas bort i större utsträckning än det ansamlas.

Akkumulationsbotten finns ofta i områden utan starka strömmar och där det är avsevärt djupare än i omgivningen. Sådana förhållanden ses av svenska miljödomstolar som en garant för att muddermassorna och föroreningarna däri inte kommer att orsaka en olägenhet för miljön, då de till stor del antas bli kvar på dumpningsplatsen.¹ Det resonemanget tar dock inte hänsyn till att miljön på själva dumpningsplatsen påverkas av dumpningen. Det är också viktigt att beakta att föroreningar kan spridas vidare även från en dumpningsplats med ackumulationsförhållanden, till exempel genom att organismer hämtar föda från, eller rör om, botten. Ackumulationsförhållandena på dumpningsplatsen kan också förändras i framtiden, till exempel på grund av klimatförändringar, med starkare strömmar som följd, eller genom förändrad användning, så som utökad båttrafik eller bottenrålning.^{1,7,18–24,49}

I vissa ärenden beaktar prövningsinstanserna om den föreslagna dumpningsplatsen redan är förorenad. Om förorenade muddermassor dumpas på en plats där det redan tidigare dumpats förorenade massor, anses de nya massorna i mindre utsträckning utgöra en olägenhet för miljön. Detta är ett problematiskt resonemang, eftersom sedimentet på en ackumulationsbotten med tiden kommer att täckas med sediment som tillförs från omgivningen, vilket ger organismerna på platsen ett visst skydd från de tidigare tillförda föroreningarna. Om dumpning tillåts kontinuerligt så avbryts denna naturliga övertäckning. Genom att anta FN:s mål *Hav och marina resurser* och det svenska miljö kvalitetsmålet *Hav i balans samt levande kust och skärgård* har Sverige förbundit sig att arbeta för att skadade havsmiljöer ska förbättras. Det är därför viktigt att dumpning inte leder till att dumpningsområden med redan förhöjda koncentrationer av föroreningar konstant får tillskott av nya massor med lika höga, eller högre, koncentrationer av föroreningar.

Mer restriktiv rättstillämpning bör beakta fler aspekter

Att dumpa muddermassor till havs utan att det förekommer någon som helst form av olägenhet för miljön är sällan, eller aldrig, möjligt. Då kravet för dispens i dagens lagstiftning är att dumpningen kan ske "utan olägenhet" bör således dispens i princip aldrig ges. Alternativt behöver begreppet "olägenhet" specificeras på så sätt att det blir tydligt vilken påverkan på miljön som är acceptabel.

Bedömningen av risken för olägenhet bör baseras på kriterier som är relevanta för både akuta, långsiktiga och framtida risker för miljön, på och bortom dumpningsplatsen, vilket inte görs på rutin idag. Bedömningar baserade på jämförelser med bakgrundsvärden, som inte relaterar till faktisk olägenhet för miljön, måste ersättas av bedömningar där föroreningar bedöms utifrån deras toxiska effekter. I en svensk kontext så saknas det dock sådana standardiserade gränsvärden eller tester. Därtill behöver det säkerställas att de förorenade muddermassorna kommer att stanna och begravas på dumpningsplatsen också under möjliga framtida förhållanden, så som ändrade vädermönster eller ändrad användning av platsen, inte minst i ljuset av ökad utbyggnad av vindkraft och båttrafik. Dessa typer av kriterier är inte kontroversiella, varken inom forskning eller i praktisk tillämpning i andra länder, de har länge varit en del av vägledningarna i till exempel USA och inom Ospar.^{11,34,50}

Rekommendationer:

Förtydliga vad "olägenhet för miljön" innebär så att föroreningars potentiella ekologiska effekter på miljön inkluderas, även sådana som kan uppstå under framtida förändrade förhållanden.

Förbättra bedömningarna av dispenser från förbudet att dumpa till havs genom att:

- utgå från gränsvärden för farliga ämnen som är baserade på risken för påverkan på organismer, livsmiljöer och andra ekologiska effekter, i stället för historisk förekomst,
- kräva att den samlade toxiciteten hos de muddrade massorna testas,
- beakta risken för spridning av föroreningar från massorna,
- beakta effekter på den lokala miljön och inte enbart effekter på hela vattenförekomsten,
- det inte ska ses som en självständig grund för bifall att en föreslagen dumpningsplats redan är förorenad eller uppvisar låga naturvärden.

Faktaruta:

Muddring av havsbotten i siffror

- Över 2,4 miljoner kvadratmeter havsbotten har muddrats i Sverige under perioden 2015–2019, vilket lett till muddermassor på över 33 miljoner kubikmeter.
- Trots ett generellt förbud mot dumpning av massorna i havet ges dispens vid var femte muddring.
- De dumpade massorna utgör 90 procent av den totala volymen muddermassor.
- 85 dumpningsärenden med havssediment beviljades dispens år 2015–2019 varav 13 i domstol. Under tidsperioden avslogs tre ärenden i domstol och 2020 avslogs ytterligare ett. Länsstyrelserna för ingen samlad statistik över avslagna ärenden.

Faktaruta:

Exemplet TBT – höga halter av miljöstörande ämne

Tributyltenn, TBT, är ett mycket miljöstörande ämne som tidigare bland annat använts som tillsats i båtbottnfärger.

Länsstyrelser och miljödomstolar begränsar oftast TBT till 50 µg/kg dw (torrvikt) för massor som ska dumpas. Koncentrationer upp till 200 µg/kg dw har dock tillåtits så sent som 2018.¹

Gränsen på 50 µg/kg dw följer av den tidigare nämnda domen från Mark- och miljööverdomstolen 2015 (M1260-14). Där sattes det gränsvärdet efter ett resonemang om att dumpning inte får leda till förhöjda koncentrationer av TBT på dumpningsplatsen, som i det aktuella fallet redan var förorenad med koncentrationer nära 50 µg/kg dw. I efterföljande dispensärenden har prövningsinstanserna dock på rutin godkänt föroreningar på denna nivå, även på mindre förorenade platser där dumpningen leder till en förhöjning av TBT-koncentrationen.¹

I HaVs föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer anges att högre TBT-halter än 1,6 µg/kg dw riskerar att ge negativa effekter på sedimentlevande organismer.⁵¹

Flera av Sveriges grannländer har betydligt lägre gränser för TBT än 50 µg/kg dw. Danmark, Finland, Tyskland och Lettland har gränser på mellan 3 och 20 µg/kg dw TBT för att bedöma muddermassorna som förorenade. Till skillnad från Sverige tillåter dessa länder, förutom Tyskland, en särskiljning mellan dumpningsplatser där olägenheter för miljön accepteras och där de inte accepteras. På mindre skyddsvärda platser (till exempel bottnar som är syrefattiga eller redan förorenade) tillåts muddermassor med TBT-koncentrationer på 60-200 µg/kg dw, beroende på land.^{33,35}

Referenser

1. Bruce P, Bradshaw C, Ohlsson Y, Sobek A, Christiernsson A. Inconsistencies in How Environmental Risk Is Evaluated in Sweden for Dumping Dredged Sediment at Sea. *Front Mar Sci*. 2021;8:1556. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2021.755443>.
2. Blomqvist S. *Ekologiska Bedömningsgrunder För Muddring Och Muddertippning*. Stockholm, Sweden: Naturvårdsverket; 1982.
3. Stockmann K, Riethmüller R, Heineke M, Gayer G. On the morphological long-term development of dumped material in a low-energetic environment close to the German Baltic coast. *J Mar Syst*. 2009;75(3/4):409-420. <http://10.0.3.248/j.jmarsys.2007.04.010>.
4. Virtasalo JJ, Korpinen S, Kotilainen AT. Assessment of the Influence of Dredge Spoil Dumping on the Seafloor Geological Integrity. *Front Mar Sci*. 2018;5(APR):131. doi:10.3389/fmars.2018.00131
5. Mossa J, Chen Y-H. Geomorphic insights from eroding dredge spoil mounds impacting channel morphology. *Geomorphology*. 2021;376. doi:<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107571>
6. Bolam SG, Rees HL, Somerfield P, et al. Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: A holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Mar Pollut Bull*. 2006;52(4):415-426. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.028>
7. Donázar-Aramendía I, Sánchez-Moyano JE, García-Asencio I, Miró JM, Megina C, García-Gómez JC. Environmental consequences of dredged-material disposal in a recurrent marine dumping area near to Guadalquivir estuary, Spain. *Mar Pollut Bull*. 2020;161:111736. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111736>
8. Lee D-I, Eom K-H, Kim G-Y, Baeck G-W. Scoping the effective marine environmental assessment of dredging and ocean disposal of coastal sediments in Korea. *Mar Policy*. 2010;34(5):1082-1092. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.03.008>
9. Stronkhorst J, Ariese F, van Hattum B, et al. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environ Pollut*. 2003;124(1):17-31. doi:[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00430-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00430-X)
10. van der Wal D, Forster RM, Rossi F, et al. Ecological evaluation of an experimental beneficial use scheme for dredged sediment disposal in shallow tidal waters. *Mar Pollut Bull*. 2011;62(1):99-108. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.005>
11. OSPAR Commission. *Guidelines for the Management of Dredged Material*.; 2009. file:///C:/Users/pebr4836/Desktop/247958.pdf. Accessed December 22, 2020.
12. Kraufvelin P, Pekcan-Hekim Z, Bergström U, et al. Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuar Coast Shelf Sci*. 2018;204:14-30. <http://10.0.3.248/j.ecss.2018.02.014>.
13. Shackle VJ, Hughes S, Lewis VT. The Influence of Three Methods of Gravel Cleaning on

- Brown Trout, *Salmo trutta*, Egg Survival. *Hydrol Process VO* - 13. 1999;(3):477.
<https://ezp.sub.su.se/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsbl&AN=RN057654764&site=eds-live&scope=site>.
14. Stelzenmüller V, Ellis JR, Rogers SI. Towards a spatially explicit risk assessment for marine management: Assessing the vulnerability of fish to aggregate extraction. *Biol Conserv.* 2010;143(1):230-238. <http://10.0.3.248/j.biocon.2009.10.007>.
 15. Kemp P(1), Sear D(2), Collins A(3), Naden P(4), Jones I(5). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrol Process.* 2011;25(11):1800-1821. doi:10.1002/hyp.7940
 16. Dias GT de M, Fontana LHP, Silva CG, et al. Geomorphic and Sedimentary Impacts on the Continental Shelf after Accumulated Dredge Disposal from Rio de Janeiro Harbor, Brazil. *Brazilian J Geophys.* 2019;37(4).
<https://sbgf.org.br/revista/index.php/rbgf/article/view/2024>.
 17. Izagirre O, Serra A, Guasch H, Elosegi A. Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Sci Total Environ.* 2009;407(21):5694-5700. <http://10.0.3.248/j.scitotenv.2009.06.049>.
 18. Malins DC, Krahn MM, Myers MS, et al. Toxic chemicals in sediments and biota from a creosote-polluted harbor: relationships with hepatic neoplasms and other hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*) . *Carcinogenesis.* 1985;6(10):1463-1469.
doi:10.1093/carcin/6.10.1463
 19. Varanasi U, Reichert WL, Stein JE, Brown DW, Sanborn HR. Bioavailability and biotransformation of aromatic hydrocarbons in benthic organisms exposed to sediment from an urban estuary. *Environ Sci Technol.* 1985;19(9):836-841.
doi:10.1021/es00139a012
 20. Davis WR. The role of bioturbation in sediment resuspension and its interaction with physical shearing. *J Exp Mar Bio Ecol.* 1993;171(2):187-200.
doi:[https://doi.org/10.1016/0022-0981\(93\)90003-7](https://doi.org/10.1016/0022-0981(93)90003-7)
 21. Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ Int.* 2004;30(7):973-980.
doi:10.1016/j.envint.2004.03.001
 22. Knott NA, Aulbury JP, Brown TH, Johnston EL. Contemporary ecological threats from historical pollution sources: impacts of large-scale resuspension of contaminated sediments on sessile invertebrate recruitment. *J Appl Ecol.* 2009;46(4):770-781.
doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01679.x>
 23. Roberts DA. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environ Int.* 2012;40:230-243.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.11.013>
 24. Mustajärvi L, Nybom I, Eriksson-Wiklund A-K, Eek E, Cornelissen G, Sobek A. How Important is Bioturbation for Sediment-to-Water Flux of Polycyclic Aromatic

- Hydrocarbons in the Baltic Sea? *Environ Toxicol Chem VO* - 38. 2019;38(8):1803-1810. doi:10.1002/etc.4459
25. London Convention. 1996 PROTOCOL TO THE CONVENTION ON THE PREVENTION OF MARINE POLLUTION BY DUMPING OF WASTES AND OTHER MATTER, 1972. 2006:25. <https://www.wcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/Environment/Documents/PROTOCOLAmended2006.pdf>.
 26. OSPAR Convention. The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. 1992. <https://www.ospar.org/convention>.
 27. HELCOM Helsinki Commission. CONVENTION ON THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT OF THE BALTIC SEA AREA, 1992. 1992:44. https://helcom.fi/media/publishingimages/Helsinki-Convention_July-2014.pdf.
 28. Hav (Havs- och vattenmyndigheten) *Muddring Och Hantering Av Muddermassor. Havs- Och Vattenmyndighetens Rapport 2018:19*. Gothenburg, Sweden; 2018. <https://www.havochvatten.se/download/18.4c271c50163bf560e38ec76c/1545057890966/rapport-2018-19-muddring-och-hantering-av-muddermassor.pdf>.
 29. Naturvårdsverket. *Bedömningsgrunder För Miljökvalitet – Kust Och Hav Rapport 4914.*; 1999.
 30. Naturvårdsverket. Organiska miljögifter i sediment. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Sediment/Organiska-miljogifter/>. Published 2020. Accessed July 1, 2020.
 32. Hav (Havs- och vattenmyndigheten). *Handläggning Av En Dumpningsdispens*. Gothenburg; 2017. <https://www.havochvatten.se/download/18.2f3582f615d7849bc1fba4d7/1501512021927/rapport-2015-28-handlaggning-av-en-dumpningsdispens-vad-ska-man-tank-pa.pdf>. Accessed May 22, 2020.
 33. Staniszewska M, Boniecka H. Managing dredged material in the coastal zone of the Baltic Sea. *Environ Monit Assess*. 2017;189(2):1-17. doi:10.1007/s10661-016-5734-0
 34. Munns W, Berry W, Dewit T. Toxicity testing, risk assessment, and options for dredged material management. *Mar Pollut Bull*. 2002;44:294-302. internal-pdf://113.183.104.135/US ERA Berry & Dewitt 2002.pdf.
 35. Breedveld G, Ruus A, Bakke T, Kibsgaard A, Arp HP. *Guidelines for Risk Assessment of Contaminated Sediments*. Oslo, NO: Miljødirektoratet; 2015. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m409/m409.pdf>. Accessed April 26, 2019.
 36. Wenning RJ, Batley GE, Ingersoll CG, Moore DW. Use of sediment quality guidelines and related tools for assessment of contaminated sediments. In: Wenning RJ, Batley GE, Ingersoll CG, Moore DW, eds. *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for*

- Assessment of Contaminated Sediments*. Pellston, Fairmont, Montana, Usa: The society of environmental toxicology and chemistry (SETAC); 2002:731.
<https://books.google.se/books?id=T8Gg886CqHoC&pg=PA383&lpg=PA383&dq=isbn+1-880611-71-6&source=bl&ots=RiPLZ0XBcH&sig=-mmWGfknk9Gjp5MztO606WOLtrFM&hl=sv&sa=X&ved=0ahUKEwjCnfyAq7fRAhUWNIAKHfFmC8UQ6AEIGjAA#v=onepage&q=isbn+1-880611-71-6&f=false>.
37. Keiter S, Grund S, Van Bavel B, et al. Activities and identification of aryl hydrocarbon receptor agonists in sediments from the Danube river. *Anal Bioanal Chem*. 2008;390(8):2009-2019. doi:10.1007/s00216-007-1652-x
 38. Linkov I, Welle P, Loney D, et al. Use of multicriteria decision analysis to support weight of evidence evaluation. *Risk Anal*. 2011;31(8):1211-1225. doi:10.1111/j.1539-6924.2011.01585.x
 39. Scrimshaw MD, Delvalls TA, Chapman PM. *Sediment Quality Guidelines and Weight of Evidence Assessments*. Vol 1. Amsterdam (NL): Elsevier Masson SAS; 2007. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1872-1990\(07\)80080-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1872-1990(07)80080-8)
 40. Algar CK, Barry M, Bell KS, et al. *Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments*. Vol 1. (Reible DD, ed.). New York (NY): Springer-Verlag New York; 2014. doi:10.1007/978-1-4614-6726-7
 41. Simpson S, Batley G. *SEDIMENT QUALITY ASSESSMENT A PRACTICAL GUIDE SECOND EDITION*. 2nd ed. (Simpson S, Batley G, eds.). Clayton South (AU): Csiro publishing; 2016. www.publish.csiro.au. Accessed October 19, 2020.
 42. Brack W, Aissa SA, Backhaus T, et al. Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. *Environ Sci Eur*. 2019;31(1):10. doi:10.1186/s12302-019-0192-2
 43. Chapman PM, Maher B. The need for truly integrated environmental assessments. *Integr Environ Assess Manag*. 2014;10(2):151. doi:10.1002/ieam.1532
 44. Rohr JR, Salice CJ, Nisbet RM. The pros and cons of ecological risk assessment based on data from different levels of biological organization. *Crit Rev Toxicol*. 2016;46(9):756-784. doi:10.1080/10408444.2016.1190685
 45. Dale VH, Biddinger GR, Newman MC, et al. Enhancing the Ecological Risk Assessment Process. *Integr Environ Assess Manag*. 2008;4(3):306. doi:10.1897/IEAM_2007-066.1
 46. HELCOM Helsinki Commission. *HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea and HELCOM Reporting Format for Management of Dredged Material at Sea*. Helsinki, Finland; 2020. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2016/11/HELCOM-Guidelines-for-Management-of-Dredged-Material-at-Sea.pdf>. Accessed December 22, 2020.
 47. Raymond C, Gorokhova E, Karlson AML. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Have Adverse

- Effects on Benthic Communities in the Baltic Sea: Implications for Environmental Status Assessment. *Front Environ Sci*. 2021;9:96. doi:10.3389/fenvs.2021.624658
48. HELCOM Helsinki Commission. *Thematic Assessment of Hazardous Substances 2011-2016*. Helsinki, Finland; 2018. http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2018/07/HELCOM_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016_pre-publication.pdf.
 49. Bradshaw C, Jakobsson M, Brüchert V, et al. Physical Disturbance by Bottom Trawling Suspends Particulate Matter and Alters Biogeochemical Processes on and Near the Seafloor . *Front Mar Sci* . 2021;8. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2021.683331>.
 50. Bruce P, Sobek A, Ohlsson Y, Bradshaw C. Risk assessments of contaminated sediments from the perspective of weight of evidence strategies – a Swedish case study. *Hum Ecol Risk Assess An Int J*. November 2020:1-23. doi:10.1080/10807039.2020.1848414
 51. Hav (Havs- och vattenmyndigheten). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten; HVMFS 2019:25. 2019:88. [https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS 2019-25-ev.pdf](https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS+2019-25-ev.pdf).