

Muddring och deponering av muddermassor i havet

För bedömning av en planerad muddringsverksamhet ur geologisk, sedimentdynamisk aspekt behövs kunskap om:

- Hydrografiska förhållanden på platsen; vattendjup, exponering för vågverkan, strömmar samt stratifiering av vattenmassan.
- Havsbottnens uppbyggnad på platsen; Hur ser sedimentlagerföljden ut? Förekommer naturligt erosionskydd i form av grovt residualmaterial? Förekommer unga gyttjiga sediment, även så kallat hamnslam? Förekommer svavelhaltiga sediment, även så kallad sulfidjord? Kort sagt, vad ska muddras, hur djupt i sedimenten och hur mycket?
- Sedimentdynamiska förhållanden på platsen; Pågår sedimentation av gyttjiga leriga sediment? Ingår platsen i ett sandtransportsystem? Förekommer stranderosion i anslutning till platsen? Kan erosion påräknas om naturliga erosionskydd avlägsnas från en botten som före muddringen kunde klassas som transportbotten?

Miljökemiska förhållanden (avser i första hand unga gyttjiga ler- och silt sediment); Innehåller de sediment som ska muddras höga halter av antropogena miljöföroreningar? Med höga halter avses här halter av miljögifter i klass 5 och högre enligt Naturvårdsverkets och SGUs bedömningsgrunder (Josefsson, 2017; Naturvårdsverket, 1999). Det finns också ekotoxikologiska gränsvärden framtagna av Havs- och vattenmyndigheten (HaV)(HVMFS 2013:19)(Havs- och vattenmyndigheten, 2013) för metallerna kadmium (Cd), bly (Pb) samt för de organiska ämnena tribetyltenn (TBT), antracen och fluoranten. Dessa kan användas för att bedöma respektive ämnes potentiella påverkan på levande organismer på botten. Delar av den nödvändiga informationen enligt ovan finns inom myndigheten, är allmänt tillgänglig eller kan bedömas på basis av tillgänglig information. Annat måste den presumtiva verksamhetsutövaren tillhandahålla. För större muddringsföretag och muddring i känsliga områden ökar kraven på precisa uppgifter och därmed också kraven på underlag från verksamhetsutövaren.

Muddring

I de fall en planerad muddringsverksamhet endast berör grövre sediment (sand → lerfri morän) bör i första hand risken för störningar i sandtransportsystem och risken för erosion av påverkade ytor beaktas. Krav på återställda erosionskydd bör övervägas vid muddring inom eller i anslutning till känsliga områden. Verksamheten bör inte ge upphov till någon större vattengrumling. Eventuellt spill bör sedimentera snabbt i direkt anslutning till verksamhetsområdet. Risken för remobilisering av sedimentbundna miljöföroreningar är mycket liten.

Moränlera och glacial lera är, vid sådana vattendjup där muddring kan vara aktuellt, normalt skyddade från erosion av ett ytligt skikt av grovt residualmaterial, sand, grus och sten. Vid muddring i sedimenten avlägsnas det naturliga erosionskyddet och de primära sedimenten blir åtkomliga för påverkan från havsvågor och strömmar. Trots att sedimenten är förhållandevis motståndskraftiga mot erosion kan återkommande erosion och vattengrumling uppstå vid stormtillfällen. Krav på återställt erosionskydd bör övervägas, speciellt i känsliga områden.

2019–12–18

Muddringsarbetet i sig bör förväntas orsaka vattengrumling som dock torde vara förhållandevis måttlig. Kohesionskrafter i leran tenderar att hålla ihop den i klumpar. Det finmaterial, ler och silt, som ändå frisätts kommer att finnas i suspension över tid och kan där det sedimenterar påverka mer avlägsna bottenar. Risken för remobilisering av sedimentbundna miljöföroreningar är mycket liten.

Unga gyttjiga ler- och siltsediment är ofta förorenade av antropogena miljöföroreningar, speciellt i anslutning till hamnar, marinor och strandnära industrianläggningar. SGU anser därför att områden som avses muddras bör undersökas i detalj med avseende på bottenmaterial. Utbredningen av unga gyttjiga sediment och de gyttjiga sedimentens innehåll av miljöföroreningar bör fastställas. Det senare genom provtagning för analys. Provet bör tas i ytan (0-2 eller 3 cm) samt djupare ned i sedimentet (20 cm) beroende på hur djupt man ska muddra. Proverna bör analyseras med avseende på metallerna arsenik (As), Cd, kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), Pb och zink (Zn). Analyserna ska göras av ackrediterat labb. Metallerna är generellt lättare att analysera i låga koncentrationer. Analys av sedimentets innehåll av TBT bör också göras. I det fall halten av TBT överstiger 100 µg/kg TS får sedimentet anses som mycket kontaminerat enligt SGU:s bedömningsgrunder. Vidare bör man analysera halterna av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och polyklorerade bifenyler (PCB). I vanliga fall kan analysresultat av flera ämnen erhållas i en och samma analysmetod. När det gäller analyser av organiska miljöföroreningar är det viktigt att anlita ett laboratorium som kan erbjuda detektionsgränser som är tillräckligt låga för att det ska vara möjligt att klassificera sedimenthalterna i enlighet med bedömningsgrunderna (Josefsson, 2017; Naturvårdsverket 1999) och jämföra mot de ekotoxikologiska värdena i HaVs föreskrifter (HVMFS 2013:19). Gyttjiga sediment innehåller också ofta höga halter svavel, så kallade sulfidjord (en jord med en svavelhalt >600 mg/kg TS). Sulfidjord återfinns på flera ställen i Sverige men är vanligast i Mälardalen och utmed Norrlandskusten och är en jordart som kan ställa till problem i många avseenden. Framförallt kan miljömässiga problem uppstå om sulfidjord grävs upp och läggs på land. Svavelsyran som då bildas kan bidra till en kraftig försurning av markmiljön med surt lakvattnen (pH-värden kring 3 är inte ovanliga) och urlakning av miljöfarliga metaller som följd. Prover från områden med sulfidjord bör därför analyseras med avseende på svavel samt aciditet, ett mått på hur sur en jordart har potential att bli vid oxidering.Handledning för hantering sulfidjordar finns att läsa på SGUs hemsida (SGU, 2019).

I det fall höga halter, dvs klass 5 enligt Naturvårdsverkets och/eller SGUs bedömningsgrunder eller vid överstigande av de ekotoxikologiska gränsvärdena från HaV, uppmäts i sedimenten bör dessa skikt avlägsnas och behandlas enligt reglerna för miljöfarligt avfall/förorenad mark, på land innan det egentliga muddringsarbetet påbörjas. För att minimera spridning av uppmuddrat sediment till vattenmiljön bör s.k. miljöskopa användas för muddringsarbetet. Det kan också vara värt att överväga att använda andra spridningsskydd såsom siltgardiner eller geotextilduk.

De gyttjiga, finkorniga sedimenten har vanligen en lös konsistens och hög vattenhalt. En avsevärd vattengrumling och sedimentspridning bör därför påräknas. Det finmaterial, ler och silt, som frisätts kommer att finnas i suspension över tid och kan där det sedimenterar påverka avlägsna bottenar.

2019–12–18

Deponering av muddermassor

Deponering av muddermassor i havet kan till del anpassas så att effekterna reduceras. Detta kräver dock kännedom dels om sammansättningen av det material som ska deponeras dels om havsbottens uppbyggnad dels om pågående sedimentdynamiska processer, se ovan.

Grundläggande är att de tillkommande massorna bör ge en så liten förändring av den naturliga havsbottens sammansättning som möjligt.

Föroreningsfria leror, inklusive sulfidleror bör t.ex. deponeras på en botten som är väl skyddad från vattenrörelser och där en naturlig deposition av finsediment pågår. Om möjligt bör ett bäcken där permanent syrebrist i bottenvattnet/havsbotten råder väljas. Dessa botten typer bör förbehållas leriga sediment och inte användas för deponering av grovkorniga sediment. Observera dock att en bassäng/håla i havsbotten kan ha uppstått till följd av erosion och därmed vara olämplig som deponiplats. Vid deponering av unga lösa ler- och siltsediment kan åtgärder för att motverka vattengrumling och sedimentspridning behöva vidtas.

Transportsand som underhållsmuddras i en farledsränna inom ett sandtransportsystem bör för att sandbrist inte ska uppstå på någon punkt i systemet återföras till detsamma ”nedströms” om muddringen.

Sprängsten och muddrad morän bör deponeras på en moränbotten och på ett sådant vattendjup eller i ett sådant läge att massorna är skyddade från erosion och därmed inte utgör en källa till vattengrumling. De deponerade massorna kommer på detta sätt inte att utgöra någon större förändring av havsbottens naturliga sammansättning.

En mer detaljerad beskrivning av hantering, planering och tillståndsprovning vid muddring och muddertippning finns att läsa i HaVs rapport ”Muddring och hantering av muddermassor - Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken” (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).

Hänvisningar

Josefsson, S., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12, 14 sid.

Havs- och vattenmyndigheten, 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19), 185 sid.

Havs- och vattenmyndigheten, 2018. Muddring och hantering av muddermassor - Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19, 143 sid.

Naturvårdsverket, 1999. Kust och Hav, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. NV rapport 4914, 134 sid.

SGU, 2019. Hur man känner igen och undersöker sur sulfatjord [WWW Document]. URL <https://www.sgu.se/handledning/hur-man-kanner-igen-och-undersoker-sur-sulfatjord/> (accessed 12.16.19).