

FRONT ADVOKATER

Till
Vänersborgs tingsrätt
Mark- och miljödomstolen

Inges per e-post till mmd.vanersborg@dom.se

Göteborg den 4 juni 2021

KOMPLETTERING

Mål nr M 5520-20 ang. ansökan om tillstånd till vattenverksamhet enligt 11 kap. miljöbalken för fördjupning och breddning av farled till Göteborgs hamn m.m., och dispens enligt 15 kap. miljöbalken för dumpning av muddermassor m.m.

Sjöfartsverket har mottagit önskemål om kompletteringar av ansökan i rubricerat mål från Transportstyrelsen (aktbilaga 10), Miljöförvaltningen Göteborgs stad ("Miljöförvaltningen", aktbilaga 12), Länsstyrelsen Västra Götalands län ("Länsstyrelsen", aktbilaga 13), Havs- och vattenmyndigheten ("HaV", aktbilaga 14) och mark- och miljödomstolen (aktbilaga 15).

Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (aktbilaga 7) och Naturvårdsverket (aktbilaga 9) har avstått från att yttra sig. Sveriges geologiska undersökning ("SGU", aktbilaga 11) anser inte att ansökningshandlingarna behöver kompletteras.

Dispositionsmässigt följer framställningen inkomna synpunkter från Länsstyrelsen, Havs- och vattenmyndigheten, Miljöförvaltningen, Transportstyrelsen och mark- och miljödomstolen. Rubriksnumreringen i detta dokument följer också nämnda instansers numrering eller ordningsföljd i punkterna. Av utrymmesskäl återges inte synpunkterna, utan hänvisning görs i dessa delar till respektive aktbilaga.

Som ombud för Sjöfartsverket anføres följande.

FRONT ADVOKATER

1 LÄNSSTYRELSEN

Muddring

1.1 Grumlingshalter

Sjöfartsverkets förslag till villkor 9 innebär att halten suspenderade ämnen i vattnet vid muddring som riktvärde inte får överstiga 100 mg/l exkl. bakgrundsnivån 500 meter från arbetsområdet samt som riktvärde inte överstiga 50 mg/l exkl. bakgrundsnivån, uppmätt vid gränsen till närmaste lokaler av ålgräsäng i riktning mot muddringsområdet. Föreslagna halter grundar sig på en bedömning av identifierade känsliga habitat i närområdet och vilka halter Sjöfartsverket bedömer kan förekomma utan risk för negativa konsekvenser på sikt.

Genomförda spridningsberäkningar visar att den grumling som kan uppkomma vid identifierade ålgräsförekomster är vid genomförande av farledsåtgärderna i paritet med naturliga förhållanden. I Göta älvs mynningsområde förekommer vågor och strömmar som genererar tidvis höga bakgrundshalter av suspenderat material. Därutöver finns en återkommande grumling till följd av fartygstrafik. Habitaterna i området lever således med en återkommande grumling idag. Den närmast belägna ålgräsförekomsten är förekomsten vid Älvsborgs fästning. Grumlingen till följd av farledsåtgärderna bedöms vid ålgräsförekomsten vara lägre än de naturliga bakgrundshalterna. Ålgräsförekomsten ligger i ett område där vågor och strömmar naturligt rensar bladen från sediment, varför muddring inte bedöms bidra till någon övertäckning av ålgräsängen vid Älvsborgs fästning. Några negativa effekter till följd av projekt Skandiaporten bedöms inte uppkomma. Se vidare avsnitt 5.2.3.2 MKB och avsnitt 5.2.1 i Bilaga E4 till MKB.

De halter som föreslås i Sjöfartsverkets förslag till villkor har funnits vara acceptabla vid muddring i samband med andra arbeten i Göteborgs hamn. I Mark- och miljööverdomstolens dom från 2019 angående prövningen av breddningen av inseglingrännan i Älvsborgshamnen, ansåg domstolen att halten kunde anges som ett riktvärde som inte får överstiga 50 mg/l över bakgrundsnivån uppmätt vid ålgräsängens gräns i riktning mot muddringsområdet. HaV hade i målet föreslagit halten 50 mg/l vid ålgräsängens gräns som begränsningsvärde. Mark- och miljööverdomstolen ansåg att det var rimligt att meddela ett riktvärde då ett begränsningsvärde skulle behöva sättas högre för att inte riskera en överträdelse på grund av faktorer som verksamhetsutövaren inte fullt ut kan styra över. Sjöfartsverket bedömer av samma skäl att det är rimligt att även för genomförande av detta projekt ange ett riktvärde. I Mark- och

FRONT ADVOKATER

miljööverdomstolens avgörande angående Älvsborgshamnen reglerades att kontroll och uppföljningar av grumling ska ske i de mätpunkter och intervaller som fastställs i kontrollprogram. Även HaV ansåg i prövningen att det var lämpligt att mätpunkternas läge och mätfrekvens fastställdes inom ramen för kontrollprogrammet. Sjöfartsverket föreslår motsvarande reglering i villkor 9. Sjöfartsverket har således i nu aktuell ansökan och förslag till villkor beaktat Mark- och miljööverdomstolens ställningstaganden.

1.2 Totala halter suspenderat material

Det är inte möjligt att på ett enkelt sätt ange en bakgrundshalt, och addera tillskottet från pågående åtgärder över tid till bakgrundshalten. Bakgrundshalten varierar över tid beroende på väderförhållanden, varför det inte är möjligt att ansätta en bestämd siffra på bakgrundskoncentrationen.

Som anges i punkt 1.1 ovan bedöms det inte uppstå någon negativ effekt på ålgräsängar till följd av tillfälligt tillkommande halter till följd av muddring. Av avsnitt 5.2.3.2 MKB framgår att bakgrundshalten kan variera mellan 10-20 mg/l i det vatten som kommer från Göta älv och att halter uppemot 40-50 mg/l kan förekomma i ytvattnet i samband med storm. Grumlingen från muddringen understiger i medeltal 3 mg/l och varaktigheten av en suspenderad halt överstigande 10 mg/l bedöms uppgå till cirka ett dygn under en period om åtta månader. Se även avsnitt 5.2.1 i Bilaga E4 till MKB.

1.3 Avbrott i muddring och dumpning vid hårt väder

Uppgiften i teknisk beskrivning om att muddring och dumpning inte kommer att ske vid hårt väder tar sikte på sjösäkerheten. Det är befälhavaren som vid var tidpunkt avgör om dumpning kan ske på ett säkert sätt eller inte. Några sjösäkerhetsmässiga förutsättningar går inte att fastställa på förhand, varken av tillsyns- eller prövningsmyndighet. Det finns inte heller något behov att fastställa maximala värden för när avbrott i muddring och dumpning kan behöva ske. Vindstyrka, våghöjder eller strömmar påverkar inte mängden mudderspill, hur det dumpade sedimentet faller genom vattenmassan eller dumpningsprecisionen på dumpningsplatsen. Analyser av Tyréns mätningar, och flera andra mätningar längs kusten, visar att det finns ett samband mellan vind och ström i havsytan och cirka fem meter ner, men att sambandet under detta djup försvinner. Det är andra storskaliga faktorer som driver bottenströmmarna i exempelvis Västerhavet. Pråmarnas djupgående är dessutom 4-10 meter när bottenluckorna

FRONT ADVOKATER

öppnas, varför väder och vind inte har någon påverkan i detta sammanhang. För närmare information om vilka parametrar som påverkar dumpningsprocessen hänvisas till PM Förtydligande Dumpning, [Bilaga 1](#).

1.4 Karta ålgräsområden

På karta i [Bilaga 2](#) anges identifierade ålgräsängar i närområdet. En närmare redogörelse för vilken påverkan på ålgräsängarna som riskerar att uppkomma vid planerade farledsåtgärder återfinns i avsnitt 5.2.3.2 MKB. Se även punkt 1.1 och 1.2 ovan. Sammantaget bedöms grumling vid ålgräsförekomster till följd av muddring överlag bli låg och med kort varaktighet. Inga bestående negativa effekter bedöms uppkomma.

1.5 Påverkan på vandrande fisk

En utredning har gjorts för att bedöma miljökonsekvenserna av planerade muddringsarbeten i farled och hamn på vandrande fisk och huruvida vandrande fisk (både uppströms- och nedströmsvandrande) störs av grumling respektive buller vid sprängning, se PM Vandrande fisk i [Bilaga 3](#).

Vandrande fisk bedöms kunna passera utan att exponeras för skadliga bullernivåer med de skyddsåtgärder som föreslås.

Det bedöms inte heller finnas någon risk för att vandrande fisk får svårigheter att orientera sig eller undvika att vandra i Göta älv på grund av grumling, då denna är begränsad i utbredning och inte påverkar hela vandringsområdet samtidigt.

Den samlade bedömningen är att effekterna på vandrande fisk blir små till följd av undervattensbuller och grumling. Därför behövs inga ytterligare skyddsåtgärder, utöver de förslag till villkor som redan föreslås avseende grumling (villkor 9) och buller (villkor 11). Det kan noteras att det förslag till villkor som rör uppehåll i tiden för grumlande arbeten (villkor 8) inte i första hand tillkommit för att skydda vandrande fisk utan med hänsyn till friluftslivet. Hänvisning görs även till punkt 2.11 nedan.

FRONT ADVOKATER

Dumpning - muddermassor

1.6 Föroreningshalter i dumpade massor

Ansökan innehåller förslag till villkor på hur genererade muddermassor ska klassificeras. Klassificeringen styr vilka muddermassor som ska vara föremål för (i) särskild hantering i samband med muddring och (ii) särskild omhändertagning i samband med dumpning. Generellt gäller att definitionen av vad som utgör förorenade sediment, och därmed kräver särskild hantering och omhändertagning, görs i varje enskilt projekt utifrån de förutsättningar och omständigheter som föreligger i det enskilda fallet. Av praxis följer att massor med högre halter än gränsen mot klass 5 har tillåtits dumpas till havs när de förorenade massorna (i) har dumpats och därefter övertäckts med renare muddermassor eller (ii) har innehållit sulfider vilket därför har bedömts medföra risker och problem vid landdeponering.

I avsnitt 3 Bilaga 4 utvecklas resonemangen kring föroreningshalter och avgränsningen av förorenade massor i projekt Skandiaporten. Utgångspunkten i Skandiaporten, givet de omständigheter som föreligger i detta enskilda fall, är att muddermassor som är avsatta under industriell tid och som kan vara antropogent påverkade ska övertäckas efter dumpning.

Muddringsområdena 1A, 1B och 41B har en samlad volym om cirka 206 000 m³. I flertalet prov från dessa områden uppträder minst en förorening i föroreningshalt motsvarande klass 5 på olika provtagningsnivåer. Det finns ingen möjlighet till ytterligare avgränsning mellan klass 5 och massor som inte har föroreningar i klass 5. I övriga områden (2, 3A och 3B) med en samlad volym om ca 80 000 m³ har några enstaka prov med klass 5 påträffats, men i många prov är halterna i klass 4 och lägre. Av praktiska och genomförandemässiga skäl har projektet valt att inte avgränsa dessa områden med mer sparsam förekomst av klass 5 ytterligare, utan behandlar hela den volymen på samma sätt som övriga antropogent påverkade sediment (s.k. SA-massor), dvs. genom muddring med tätslutande skopa och dumpning med följande övertäckning. Det innebär att i en betydande del av de avgränsade volymerna är föroreningshalterna som mest klass 3 eller 4. Avgränsningen i SA-massor är således konservativ och att bedöma hela volymen om ca 285 000 m³ som klass 5 blir missvisande. Dessa massor, som kommer att övertäckas, innehåller alltså även föroreningar i halter motsvarande klass 3 och 4.

Det är emellertid inte möjligt att enbart utifrån halter i muddermassor bedöma miljörisker vid dumpning, utan risker för miljöeffekter vid dumpning och täckning av förorenade sediment beror

FRONT ADVOKATER

på de lokala förhållanden och omständigheter som råder i området. Fördjupade utredningar har utförts i projektet avseende strömmar, maringeologi och batymetri, föroreningshalter samt modellberäkningar av spridning och påverkan. Utredningar har även genomförts och legat till grund för inlämnade ansökningshandlingar, men vissa utredningar har inte presenterats fullt ut förrän genom förevarande komplettering. I Bilaga 4 redogörs för konsekvenser att dumpa SA-massorna och därefter täcka över dem. Av Bilaga 4 framgår orsakerna till varför det i detta specifika fall inte föreligger miljömässiga skäl att med haltvillkor avgränsa vilka massor som får dumpas för att sedan övertäckas. Av Bilaga 4 framgår också att det saknas miljömässiga skäl att indela SA-massorna i fler grupper för en eventuell annan omhändertagning än dumpning och övertäckning.

1.7 Gränser för förorenade sediment (SA-massor)

I denna del hänvisas till vad som anförts i punkt 1.6 ovan, och till Bilaga 4.

1.8 Enheter lösa massor

Det noteras inledningsvis att Länsstyrelsen har missuppfattat yrkad volym muddermassor, eller om det rör sig om en felskrivning av enhet. Totalt sett genereras i projekt Skandiaporten ca 14 miljoner t m^3 muddermassor, varav cirka 460 000 t m^3 utgör berg.

Genom sugmuddring sker sönderslagning av sediment och det sker en vatteninblandning. Den volym som uppstår efter inblandning av vatten blir större, men mängden sediment som muddras och dumpas påverkas däremot inte av volymen vatten som blandas i. Mängden massor är densamma före och efter sugmuddring.

Sjöfartsverkets yrkade volym muddermassor för dumpning är cirka 13 miljoner t m^3 muddermassor, varav cirka 400 000 t m^3 utgör berg. De volymer och enheter som genomgående anges i ansökan avser fasta volymer, t m^3 , dvs. beräknade volymer före muddring. Enheten för lösa, eller anbringade, massor, dvs. efter muddring, är t m^3 och den innefattar också en svällfaktor. I talspråk omnämns enheterna t m^3 som 13 miljoner fast mått eller fasta kubik respektive t m^3 som 13 miljoner anbringat mått eller lösa kubik. Utfallet av muddrade volymer erhålls genom sjömätning före och efter muddring, och skillnaden blir den verkliga muddrade volymen.

FRONT ADVOKATER

Densiteten på lera är cirka 1,6 ton/m³, vilket har erhållits i analyser i samband med provtagningar. Den beräknade vikten på den dumpade volymen blir således ca 20 miljoner ton. Svällfaktorn varierar för olika material och den är för lera cirka 1,3. Den beräknade volymen efter muddring blir ca 16,5 miljoner m³. Efter genomförd dumpning kommer denna volym minska med tiden då dumpat material genererar överlast som medför kompaktering och sättningar i det underliggande materialet, dvs. när vattnet trängs undan blir materialet kompakt/konsoliderat igen.

1.9 Beskrivning av sedimentets egenskaper och förtydligande uppgift om vatteninblandning

Det sugmuddrade sedimentet är en blandning av lerklumpar och en högdensitetsslurry medan grävuddrad lera är mer kompakt och håller ihop i block eller lerklumpar. I Bilaga 1 förtydligas de sugmuddrade sedimentens egenskaper, inklusive betydelsen av vatteninblandningen.

I framtagandet av muddringsschema för modelleringen har angetts en kvot om 40 % vatten i pråmen, vilket rätteligen skulle ha angetts till 60 %. Slutsatserna förändras emellertid inte. Följden blir istället en något lägre grumlingsnivå vid dumpning. Spilld mängd baseras på mängden material i pråmen och spilld mängd uppgår till 4 % baserat på sugmuddring. Ett större vatteninnehåll innebär att det är en mindre mängd sediment i pråmen, vilket därmed medför att även spilld mängd per dumpningstillfälle blir mindre. Andelen spill är alltså densamma, dvs. 4 %. Till följd av att en mindre mängd sediment dumpas med mindre spilld mängd som följd, blir också grumlingen något lägre än vad som modellerats. Uppgiften 60 % baseras, för övrigt, på entreprenörens uppföljning i projekt Säkrare farleder och motsvarande fördelning förväntas i projekt Skandiaporten då lerans egenskaper är desamma.

1.10 Spridning vid dumpning gräv- respektive sugmuddring

Länsstyrelsen önskar ett förtydligande av om förutsättningarna för spridning vid dumpning skiljer sig åt mellan gräv- respektive sugmuddring på grund av sugmuddringens stora vatteninnehåll.

Det är inte vatteninnehållet i pråmen/mudderverket som avgör hur stor spridningen av spill blir, mängden spill vid dumpning styrs bland annat av lerans egenskaper och hur muddringsmetoden påverkar muddermassorna mekaniskt. Dumpningsförfarandet och vilka faktorer som påverkar dumpningen beskrivs närmare i PM Förtydligande Dumpning, Bilaga 1.

FRONT ADVOKATER

1.11 Avbrott i dumpning

Uppgiften i MKB att dumpning endast genomförs vid väder som inte riskerar att påverka precisionen i dumpning tar sikte på de koordinatsatta platsangivelser som kommer finnas angivna i dumpningsplanen och som också är avhängigt sjösäkerhetsfrågor. Det är befälhavaren som avgör om dumpning kan ske på ett säkert sätt eller inte. Några sjösäkerhetsmässiga förutsättningar går inte att fastställa på förhand, varken av tillsyns- eller prövningsmyndighet. För övrigt gäller att vindstyrka, våghöjder eller strömmar inte påverkar mängden mudderspill, hur det dumpade sedimentet faller genom vattenmassan eller dumpningsprecisionen på dumpningsplatsen. Detta gäller generellt för sediment, dvs. oavsett föroreningsgrad. Det kan också noteras att det i den vetenskapliga litteraturen konstaterats att strömmens påverkan på förskjutning av nedslagsplatsen har mycket liten effekt på dumpningsprecisionen, se Bilaga 1.

I denna del hänvisas även till vad som i övriga delar anförs i punkt 1.3 ovan.

1.12 Dumpning SA-massor och dess toxiska påverkan

SA-massornas toxiska påverkan och effekter i vattenmiljön vid dumpning är noga utrett genom spridningsmodellering och beräkningar, och har utgjort underlag till framtagandet av MKB:n. Beräkningarna redovisas mer detaljerat i detta sammanhang, se Bilaga 4 och [Bilaga 4.1](#). Dumpning av SA-massor bedöms pågå under 40 dygn men varje dumpningstillfälle pågår några minuter vid cirka fem tillfällen per dygn. Utanför dumpningsområdet blir den samlade varaktigheten av grumlingsnivåer upp till 5 mg/l som mest cirka 40 minuter under hela dumpningsperioden i ett område söder om dumpningsområdet. Nivåer upp till 10 mg/l kan uppträda betydligt mer kortvarigt och ligger till grund för en bedömning av maximalt haltpåslag. Spridning av spill från SA-massor vid dumpning har modellberäknats och bedömts. Såväl max- som medelhalten i de partiklar som sprids har kort varaktighet och lokal utbredning och kan därför inte ge upphov till sådana toxiska effekter som kan uppstå efter kronisk exponering under lång tid. Bedömning har därför istället skett utifrån de effektbaserade gränsvärden som används inom vattenförvaltningen och som är baserade på risk för akuttoxiska effekter vid kortvarig exponering. Resultatet av genomgången visar att den spridning av föroreningar som kan ske i samband med dumpning av SA-massor är liten och det bedöms inte föreligga risk för att akuttoxiska nivåer ska uppträda ens kortvarigt. Den genomsnittliga graden av påverkan bedöms inte heller medföra att gränsvärden för kronisk toxicitet överskrids.

FRONT ADVOKATER

1.13 Spill vid dumpning

En beskrivning av spill vid dumpning och grunden till bedömningen att spillet av sediment kan uppgå till 4 %, vilket redovisas i bilaga E4 till MKB. I Bilaga 1, redogörs närmare för dumpningsprocessen och spill vid dumpning. Av redovisningen framgår att det är väl belagt i den vetenskapliga litteraturen hur massor beter sig vid dumpning, att merparten av massorna faller rakt ner. Bedömningen av mängden spill baseras på vetenskaplig litteratur då dynamiska plymprocesser inte kan modelleras på ett tillförlitligt sätt med de modellsystem som finns idag.

I bedömningen av mängden spill i projekt Skandiaporten har hänsyn tagits till bottendjup, sedimenttyp, muddringsmetod och hydrodynamiska förhållanden såsom språngskikt etc. Djupet påverkar hur stor medrivningen och inblandningen av vatten till plymen blir, men påverkar inte fallhastigheten genom vatten av partiklar, flockar eller klumpar. Spillet ökar dock med ökat vattendjup. Den i projekt Skandiaporten bedömda spillprocenten på 4 % är rimlig och baseras på ett vedertaget och tillförlitligt underlag. Mekaniskt muddrad lera kan förväntas generera mindre spill, men eftersom merparten av lerorna i projekt Skandiaporten är sugmuddrade har den bedömda spillprocenten för sugmuddrat sediment använts i gjorda beräkningar för hela projektet. Den grumlingsmätning som utfördes i samband med Marieholmsprojektet är inte relevant att jämföra med för aktuellt projekt. De slutsatser som dragits i rapporten och som Länsstyrelsen hänvisar till avseende Marieholmsprojektet är enligt Sjöfartsverket inte korrekta till följd av brister i mätning och förståelsen för/bedömningen av strömmars och språngskikts inverkan på spillet.

1.14 Dumpningsplan och dumpningsutförande

Samtliga SA-massor kommer att muddras med s.k. miljökopa eller motsvarande tätslutande skopa, vilket minimerar vatteninblandningen samt grumlingen vid muddring. Föreslagen villkorskonstruktion med uppdelning i SA- respektive SO-massor medför även att vatteninblandningen vid muddringen begränsas av att mudderdjupet för SA-massorna är relativt stort, vilket innebär att hela skopan kan fyllas med muddermassor. Genom en minimerad vatteninblandning minimeras grumlingshalten. I och med att muddermassorna är mekaniskt muddrade kommer massorna också vid dumpning hålla ihop i klumpar, vilket genererar mindre spill än vid dumpning av sugmuddrade massor. De beräkningar som redovisas i Bilaga 4.1 är gjorda utifrån antagandet att 4 % av sugmuddrade massor beräknas gå i spill, vilket med andra

FRONT ADVOKATER

ord innebär att de slutsatser som presenteras avseende grävuddrade SA-massor baseras på konservativa antaganden.

Genom nyttjandet av en tätslutande skopa vid muddring av SA-massor kan mängden spill vid muddring minimeras. Den spillprocent som uppmättes vid provmuddring i samband med projekt Säkrare farleder (mindre än 2,5 %) baserades på att grävning utfördes med öppen grävsropa, en s.k. miljöskopa användes alltså inte i det projektet. Förväntad spillprocent vid muddring med miljöskopa är en bråkdel av angiven procentsats. Givet de förutsättningar som finns med lokala förhållanden i dumpningsområdet såsom stora djup och öppet hav är föreslagen metodik för muddring och dumpning gängse metod kopplade till bästa möjliga teknik. Resultatet av de bedömningar och beräkningar som har gjorts för att bedöma konsekvenserna av dumpning av SA-massorna visar att dumpning kommer att kunna ske med endast små, lokala och kortvariga konsekvenser både i sediment och vattenmassa. Det föreligger därmed inget miljömässigt behov att vidta särskilda skyddsåtgärder, se Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1.

Dumpning av muddermassorna sker enligt en uppgjord dumpningsplan där dumpningsytan delas upp i boxar och där varje box motsvarar en pråmlast. Boxarna är koordinatsatta och när pråmen kommer till dumpningsplatsen positioneras pråmen inom boxen och ligger still när bottenluckorna öppnas. Positioneringen av pråmarna sker med GPS som ger stor precision och noggrannhet. Med denna dumpningsplan som grund dumpas muddermassorna i ett koordinatsatt rutmönster, lager för lager. Med regelbunden sjömätning sker uppföljning och verifikation att muddermassorna hamnar på rätt plats och att bottenens karaktär av mjukbotten bibehålls. Eventuella avvikelser kommer uppmärksammas och justeras. Detta innebär att en jämn överyta utan betydande ojämnheter kan erhållas genom att dumpningen löpande anpassas till förekomsten av redan dumpade massor. Dumpning sker med andra ord på ett noggrant, kontrollerat och verifierbart sätt. Sjöfartsverket har i tidigare projekt genomfört dumpning enligt denna beskrivning med mycket goda resultat, se Bilaga 4.

I tillägg till detta kan konstateras att den vetenskapliga litteraturen är entydig vad gäller dumpning av muddermassor, såsom hur massorna når botten och hamnar på avsedd dumpningsplats. Den omgivande strömmen har ingen avgörande betydelse för hur mycket som övergår i passiv plym (mängd spill) eller var sedimentet hamnar på botten. Fallhastigheten hos det dumpade materialet ligger runt 1 m/s oavsett om det består av en högviskösa plym (dynamisk plym) eller lerblock/-klumpar. Vid 90 meters vattendjup når det dumpade materialet botten inom

FRONT ADVOKATER

ett område med en radie av cirka 20 meter från utsläppspositionen. Se vidare Bilaga E4 till MKB och PM Förtydligande Dumpning, Bilaga 1.

Med anledning av Länsstyrelsens kommentar om hur ett säkerställande sker att botten karaktär av ackumulationsbotten bibehålls konstateras att i detta projekt sker dumpning på sådana djup att det inte föreligger någon risk att ackumulationsförhållandena inte skulle kunna bibehållas. Av ansökningshandlingarna framgår att djupet inom dumpningsplats Skandiaporten varierar mellan cirka 65 och 92 meter. Gränsen för förändrad erosionsrisk bedöms ligga vid cirka 50 meters djup. Under detta djup är varken våggenererad ström eller havsströmmar tillräckligt starka för att åstadkomma längre perioder med erosion. För att ackumulationsförhållandena i området skulle kunna förändras krävs att djupet förändras med åtminstone 15 meter, räknat från 65 meterskurvan. Som illustration kan omnämnas att dumpning av ytterligare 1 miljon t^m³ muddermassor jämnt fördelat i området innebär en höjning av botten med cirka 30 centimeter.

1.15 Säkerställande av övertäckningen

Hänvisning görs till punkt 1.14 ovan rörande dumpningsplan vad gäller säkerställande och uppföljning att övertäckningen av SA-massor blir jämn och komplett.

Under en kort period då dumpningen pågår kommer SA-massorna ligga exponerade på botten i djuphålorna. Det finns emellertid inga naturliga processer (strömmar) som kan sätta materialet i rörelse när det väl nått djuphålan, och därmed föreligger ingen risk för att materialet förflyttas och föroreningar sprids från dumpningsplatsen innan det övertäcks, se underbilaga 2 till Bilaga E11 och Bilaga 4.1. Det sker en uppgrumling av sediment som ligger på botten när nya massor dumpas på dessa. Uppgrumlingen innebär att sediment trycks iväg radiellt från nedslagsplatsen. Eftersom dumpningen sker i en djuphåla begränsas dock den uppgrumlande effekten av de batymetriska förhållanden, och grumlingen stannar i djuphålan. Det finns alltså igen risk för att sedimentet grumlar upp ur djuphålan.

Spridning av föroreningar från SA-massorna efter täckning kan inte ske, varken på kort eller lång sikt, se Bilaga 4. Täckning av SA-massorna kommer ske med minst 10 meter SO-massor, dvs. preindustriellt avsatta sediment bestående av lera och silt. För att de övertäckta SA-massorna ska kunna medföra någon miljöpåverkan eller miljöeffekt krävs att föroreningarna sprids till ekosystemet eller ytvattnet genom någon fysisk process, vilket inte är sannolikt. Genomförda utredningar visar att det råder goda ackumulationsförhållanden i området, se även förtydliganden

FRONT ADVOKATER

gjorda i Bilaga 5. Det finns alltså ingen möjlighet att den mycket omfattande övertäckningen skulle kunna erodera och blottlägga SA-massorna. Föroreningstransport via molekylär diffusion genom täckningen bedöms ta många tusen år och är därför inte heller relevant.

1.16 Försiktighetsåtgärder vid dumpning

Sett till valt muddringsutförande och till resultatet av de bedömningar och beräkningar som har gjorts för att bedöma konsekvenserna av dumpning av SA-massorna framkommer att dumpning kommer att kunna ske med endast små, lokala och kortvariga konsekvenser, även ur ett toxiskt perspektiv såväl i sediment som i vattenmassa. Sett ur det perspektivet föreligger inget miljömässigt behov att vidta särskilda skyddsåtgärder. Bedömningen är gjord utifrån uppmätta halter i de sediment som ska muddras och rådande omständigheter vid dumpningsområdet sett till bottenförhållanden, batymetri, strömmar, föroreningsstatus, marinbiologi osv. Hänvisning i dessa delar görs till Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1 för fördjupade resonemang och redovisade beräkningar. Inom dumpningsområdet råder ackumulationsliknande förhållanden, se Bilaga 5 och dess underbilaga, Bilaga 5.1.

Vad gäller skyddsåtgärder såsom att pumpa SA-massorna genom rör till djuphålorna konstateras att det föreligger i projekt Skandiaporten inga miljömässiga skäl för att vidta sådana åtgärder. För att sätta projektet i sin kontext så beräknas i projekt Malmporten cirka 25 000 t_{fm}³ muddermassor ha högre halter än 1300 µg/kg TS TBT (som högst 5 300 µg/kg TS TBT) och cirka 130 000 t_{fm}³ muddermassor ha högre halter än 240 µg/kg TS. Halterna i SA-massorna för projekt Skandiaporten är långt från dessa nivåer, exempelvis är den högsta uppmätta halten TBT 276 µg/kg TS. I projekt Malmporten ska således behovet av skyddsåtgärd sättas i relation till uppmätta halter. Det noteras också att utpekad dumpningsplats i projekt Malmporten för s.k. M2-massor är en djuphåla belägen inne i skyddat vatten. Omkringliggande djup runt djuphålan är cirka 16 meter, vilket möjliggör nyttjandet av en jackup-rigg med ben som fälls ut till botten för stabilitet. Detta gör att man kan förankra plattformen på ett sjösäkerhetsmässigt sätt. Detta till skillnad från dumpningsplats Skandiaporten som är belägen på stora djup och öppet hav, vilket omöjliggör motsvarande teknisk lösning. Vid kontakter med entreprenörer, verksamma världen över, framkommer att dumpning av muddermassor genom rör på 90 meters djup är en okänd teknik som aldrig tillämpats.

Utpekad dumpningsplats Skandiaporten är lokaliserad i närheten av tidigare dumpningsplatser SSV Vinga (använd vid projekt Säkrare Farleder) och Nya Vinga (nuvarande dumpningsområde

FRONT ADVOKATER

för bl.a. GHAB, men även andra aktörer såsom t.ex. Trafikverket). Gällande begränsningsvärden i dispensen för Nya Vinga kan inte tillämpas rakt av vid bestämmande av nivåer för masshantering i Skandiaporten. Vid prövningen av Nya Vinga, som avsåg en generell dispens över en längre tidsperiod, kunde t.ex. prövningsmyndigheten inte ta hänsyn till muddringsvolymen som medgav möjlighet till övertäckning av kraftigare förorenade sediment, eftersom den prövningen främst kom att avse muddringsprojekt motsvarande underhållsmuddringar för att upprätthålla erforderliga djup i hamn och farled, dvs. muddring av sediment med antropogena föroreningar, och inte preindustriella sediment som det är fråga om i förevarande projekt. Det är i sådana fall mer relevant att jämföra förevarande projekt med dumpningen i projekt Säkrare farleder, där dumpning skedde av massor utan övre haltgränser, med efterföljande täckning av konsoliderade sediment (lermassor) och utan några särskilda skyddsåtgärder förutom att en vall i lera byggdes upp i syfte att säkerställa att massorna låg kvar då botten lutade, se avsnitt 8.1 Bilaga 4. Uppföljningar av projekt Säkrare farleder visar att dumpning har skett utan bestående negativa miljökonsekvenser.

Dumpningsområdet – lokalisering och alternativ

1.17 Karta naturreservat och utredningsområden

På kartan i Bilaga E3 redovisas endast riksintressen varför det har kommit att bli en felskrivning av kartans innehåll i innehållsförteckningen. På karta i figur 4.5 i MKB redovisas naturreservat samt Natura 2000-områden. Själva figurtexten har dock kommit att bli fel då planerade reservat inte är utpekade på kartan i figur 4.5. Det planerade utredningsområdet som Länsstyrelsen omnämner finns noterat i MKB, se vidare avsnitt 4.4.3 MKB. Det som efterfrågas av Länsstyrelsen finns således redan presenterat i MKB och är beaktat i MKB:s bedömningar.

1.18 Alternativ plats för sprängsten

Genom att dumpa stenen på eller i anslutning till befintlig hårdbotten inom område G-K görs bedömningen att förutsättningarna för den hårdbottenlevande faunan i detta område kan öka, dels genom att mer hårdbotten tillförs miljön, dels på grund av att den befintliga blockstrukturen höjs, vilket sannolikt medför en minskad sedimentpålagring och därmed förbättrade möjligheter för hårdbottenfaunan, se [Bilaga 6](#).

Utifrån videoinventeringar finns det andra områden där artrikedomen är högre än i område G-K, vilket innebär att förutsättningen för kolonisation av hårdbottenfauna sannolikt är bättre. Men att

FRONT ADVOKATER

dumpa sten i dessa områden innebär även en risk att de befintliga, redan goda förhållandena försämras med en negativ påverkan på artrikedomen som följd. Bedömningen har därför varit att dumpning vid G-K är det bästa alternativet för att utöka och förstärka områdets karaktär av hårbotten.

Sjöfartsverket har som alternativ till att dumpa sprängstenen i område G-K eller i område F ansökt om nyttiggörande av stenen genom utläggning av ett område SSV Måvholmskröken. Av yrkandet framgår att åtminstone cirka 25 000 – 75 000 tfm³ kan läggas ut på ytor, vilket motsvarar de hårbottenytor som sprängs bort i närområdet. Hänvisning görs även till avsnitt 5.2.3 MKB. Den nya hårbotten förväntas med tiden generera en ökad biodiversitet lokalt och således ett högre naturvärde i förhållande till befintlig sedimentbotten.

Ur ett helhetsperspektiv och en närhetsprincip kan det, precis som Länsstyrelsen har fört fram i samrådsprocessen, finnas fördelar med att avyttra stenen i närområdet där den uppkommer. Större volymer sten bedöms kunna läggas ut i områden öster och sydsydväst Måvholmskröken, se figur 1 i Bilaga 9. I det senare nämnda området finns djup som överstiger 15 meter, vilket förväntas gynna hårbottenassocierade arter och även attrahera större kräftdjur såsom hummer och större rovfisk, se Bilaga 9.

Sjöfartsverket yrkar mot denna bakgrund tillstånd till att lägga ut sten motsvarande cirka 400 000 tfm³ berg för det fall utläggning av sten ses som ett bättre alternativ än dumpning av sten. Målsättningen med verksamheten (utläggning av sten) är att det utvecklas ett hårbottensamhälle på sprängstenen som fyller funktioner som liknar en naturlig hårbotten. Den närmare utformningen av och lokalerna för utläggningen kommer bestämmas i konsultation med sakkunnig, men det konstateras att stenen kan läggas ut som en sammanhängande yta eller som små öar med större variationer i djup. På så sätt skapas en mosaik av olika livsmiljöer som kan gynna den biologiska mångfalden. Stora delar av sedimentbotten vid Måvholmskröken ligger förhållandevis grunt (främst i den östra delen av Måvholmskröken) och med tiden förväntas sprängstenen kolonieras av grundlevande hårbottenassocierade arter. Även enstaka stenar eller block utgör i sig substrat åt hårbottenlevande arter, medan utplacering av sten i högar innebär fler hålor och skrymslen. Se vidare Bilaga 9.

Angående framförd kommentar om utredning att deponera stenen på land konstateras att stenen gör mer nytta i den marina miljön där den antingen kan användas för att utöka och förstärka områdets karaktär av hårbotten i område G-K eller för att tillskapa nya hårbottenmiljöer vid

FRONT ADVOKATER

Måvholmskröken. Dialog förs också, som omnämnts tidigare i ansökningshandlingarna, löpande med olika intressenter för nyttjande av stenen i olika anläggningsändamål för marin verksamhet. Det är förenat med stora svårigheter att finna avsättning för ”marin sten”, som måste tvättas ren, på land, sett till rådande konkurrens med det massöverskott som finns inom regionen. Det som återstår blir tillskapandet av en stor deponi, vilken kommer kräva stora ytor både avseende deponiytor men också för själva hanteringen inom deponiområdet. Vid sprängning av berg på land går det att spränga, sortera och krossa i olika storlekar för att på så sätt tillskapa olika fraktioner som underlättar avsättningsmöjligheterna. Storleken på block som kan hanteras med mudderverk är mycket större än vad grävmaskiner på land klarar, varför sprängning eller spräckning för fortsatt hantering på land måste ske. Detta är en riskfylld hantering. Se vidare i Bilaga 7.

1.19 Avgränsning av lokaliseringsutredningen

Sökradien för lämplig dumpningsplats har omfattat ett betydligt större område än Göteborgs västra skärgård. Avgränsning har skett i flera steg och lett fram till ett utredningsområde inom vilket lämpliga platser har identifierats, se avsnitt 7.1.2 MKB och Bilaga E11 till MKB.

Lokaliseringsutredningen i Bilaga E11 redovisar ett antal faktorer som kännetecknar en lämplig plats för dumpning av muddermassor till havs såsom ackumulationsförhållanden, bottenkaraktär, djupförhållanden, batymetri samt andra intressen som exempelvis riksintressen och andra skyddade områden. Noggranna avvägningar mellan platsens förutsättningar och lämplighetsfaktorerna har varit avgörande för den successiva och slutliga avgränsningen av valt utredningsområde för dumpning.

Kustområdet, inre och yttre skärgården, har valts bort med hänsyn till vattendjup, bottenförhållanden, förekomst av känsliga och skyddsvärda naturmiljöer samt närhet till människor. Områden längre ut till havs har valts bort med hänsyn till bottendjupet. En lämplig plats bör vara lokaliserad så att inledande och uppföljande undersökningar kan utföras med goda resultat.

I Bilaga 5 förtydligas ytterligare hur avgränsningarna har gjorts.

FRONT ADVOKATER

1.20 Val av dumpningsplats

Vad gäller frågan om varför vissa områden valts bort hänvisas till bemötande av Länsstyrelsen fråga i punkt 1.19 ovan. I Bilaga E11 till MKB med underbilagor redovisas utförligt för valet av utredningsområde för dumpningsplats och vilka resonemang och bedömningar som ligger till grund för valet av dumpningsplats. I avsnitt 7.1.2 MKB hänvisas till Bilaga E11. Som framgår i Bilaga E11 har huvudfaktorerna sedimenttyp, batymetri och strömförhållanden beaktats som grundförutsättningar för platsen, vilka i kombination med övriga intressen och påverkansfaktorer har legat till grund för fastställande av lämpliga platser. Det har identifierats flera platser som bedöms lämpliga för dumpning av muddermassor och dessa platser medger, enskilt eller i kombination med varandra, dumpning av stora mängder muddermassor.

Dumpningsplats F omfattar de identifierade dumpningsplatserna A, D och E samt ytterligare områden norr- och söderut. Dumpningsplatserna B och C har inte bedömts utgöra lämpliga platser eftersom dumpning inte bör ske inom områden där det inte råder kontinuerligt ackumulerande förhållanden eller där vattendjupet efter dumpning riskerar att understiga 50 meter. Område G-K har bedömts som lämpligt för dumpning av sprängsten. Det ger samtidigt en möjlighet att utöka hårbottenområdet genom att lägga ut sprängsten och skapa bättre förutsättningar för hårbottenlevande fauna, se vidare avsnitt 7.1.2.2 MKB samt Bilaga 9.

De avvägningar och bedömningar som gjorts utifrån lämplighetsfaktorerna förtydligas ytterligare i Bilaga 5. Den samlade bedömningen utifrån lämplighetsfaktorerna är att dumpningsplats Skandiaporten är en lämplig plats där dumpning kan ske utan olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Eftersom det har identifierats lämpliga platser längs med hela västkusten, har avgränsning skett på de grunder som redovisats i kapitel 2 Bilaga E11 till MKB samt förtydliganden i Bilaga 5 till förevarande komplettering.

Bottentrålning i området riskerar inte att exponera de förorenade massorna som avses dumpas i djuphålur och övertäckas med ett minst 10 meter tjockt lager preindustriella massor. Det finns inte heller någon risk för att sedimentet grumlar upp ur djuphålan då de batymetriska förhållandena medför att uppgrumlande effekter i samband med dumpning stannar i djuphålan. Det finns inga naturliga processer (strömmar) som kan sätta materialet i rörelse när det väl nått djuphålan, se punkt 1.15. Av förevarande komplettering framkommer att de föroreningshalter

FRONT ADVOKATER

som förekommer i spill från dumpning av SA-massor varken leder till kronisk toxicitet eller är akuttoxiska, och de bidrar inte till en höjning av föroreningsstatusen i området, ett haltpåslag kan inte ens påvisas, se Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1. Det finns därmed inte av miljöskäl någon anledning att, utifrån miljökvaliteten i sedimenten, utlysa exempelvis trålningsförbud.

Sjöfartsverket noterar vidare att ytan för dumpningsplats Skandiaporten utgör cirka 2 % av den totala ytan av södra Skagerraks utsjöområde/fångstområde, vars yta utgörs av 227 km². I figur 7.27 i MKB visas en beskuren bild över trålspar. Yrkesfiskarna kommer att informeras om pågående dumpningsarbeten via UFS (Sjöfartsverkets Underrättelser för sjöfaranden).

1.21 Alternativa platser och metoder för omhändertagande av SA-massor

Att dumpa avfall till havs är förbjudet, men det finns förutsättningar att medge dispens om dumpning kan ske utan olägenheter för människors hälsa och miljön. Till skillnad från exempelvis dispensreglerna från artskyddsförbudet innehåller förevarande aktuellt lagrum för dumpningsdispens inget kriterium som anger att alla andra omhändertagandemetoder ska vara uteslutna för att dispens ska medges, eller som det anges i 14 § artskyddsförordningen "En dispens får ges endast om 1. det inte finns någon annan lämplig lösning, [osv]".

I ingivna ansökningshandlingar framgår vilka överväganden som har gjorts avseende omhändertagande av genererade massor, bl.a. avsnitt 7 MKB. Där framgår också att nyttiggörande av massorna som utfyllnad inte är möjlig pga. rådande massöverskott i regionen (landmassor torde ur olika infrastrukturägares perspektiv vara mer prioriterade att använda än marina massor), tillika avsaknad av projekt där SA-massor efter solidifiering och stabilisering kan nyttjas till utfyllnader. Utifrån ett avfallshierarkiperspektiv återstår alltså kvittblivning. Hänvisning görs till punkt 2.3 nedan och Bilaga 7. Sammanfattningsvis är bedömningen att det inte finns några miljömässiga skäl att föreslå ett alternativt omhändertagande.

Det föreligger i detta specifika fall inga miljömässiga skäl att med haltvillkor avgränsa vilka massor som får dumpas för att sedan övertäckas. Det föreligger inte heller miljömässiga skäl att indela SA-massorna i fler grupper för en eventuell annan omhändertagning än att dumpa och övertäcka dem. Hänvisning görs till punkt 1.6 ovan och 2.1 nedan.

Såväl rådande halter i områdets bottenar som det beräknade haltpåslaget är betydligt lägre än de kriterier, som norska Miljödirektoratet har tagit fram, för sedimenthalter som skulle kunna vara akuttoxiska. Jämförelser har även skett mot de gränsvärden för sediment, som gäller inom

FRONT ADVOKATER

vattenförvaltningen, och som är baserade på kronisk exponering, vilket det alltså inte blir fråga om i detta fall. Bakgrundshalt plus haltpåslag är lägre än gränsvärdena för bly, antracen och fluoranten, men något högre för TBT. Gällande TBT så är dock även rådande bakgrundshalt något högre än gränsvärdet. Med beaktande av det måttliga påslaget, den begränsade utbredningen och den korta tiden bedöms detta inte innebära någon risk för negativa miljöeffekter. Sett i det större perspektivet kommer spill från SO-massor att förekomma ytligt i området utanför dumpningsområdet, vilket kommer leda till avsevärt lägre föroreningshalter än de halter som förekommer idag. Se punkt 2.5.

Det finns inget samband mellan vind och strömmar på större djup, se punkt 1.11. Analyser av Tyréns mätningar, och flera andra mätningar längs kusten, visar att det finns ett samband mellan vind och ström i havsytan och cirka fem meter ner, men att sambandet under detta djup försvinner. Varierande väderförhållanden, temperatur och strömmar, och vad som kan uppfattas som speciella väderförhållanden vissa år, påverkar alltså inte detta och kommer inte förhindra att spill från SO-massor kommer att överlagras spill från SA-massor. Härutöver kommer också den naturliga sedimentation som SGU bedömer är 0,5-1 centimeter per år och denna sedimentering sker relativt uniformt. De naturliga processerna på havsbotten är ur ett sådant perspektiv oberoende yttre och mänskliga aktiviteter. Av förevarande komplettering framkommer att de föroreningshalter som förekommer i spill från dumpning av SA-massor är så små att de inte ger upphov till toxiska effekter och de bidrar inte till föroreningssituationen i befintliga sediment, haltpåslaget kommer inte ens kunna påvisas.

Vad gäller skyddsåtgärder såsom att pumpa SA-massorna genom rör till djuphålorna konstateras att det föreligger i projekt Skandiaporten inga miljömässiga skäl för att vidta någon sådan skyddsåtgärd, se även punkt 1.16 ovan och punkt 2.5 nedan. Dumpningen i Lundbyhamnen medgavs till sist i en prövning avseende dumpningsdispens där förorenade muddermassor, bl.a. innehåll av TBT i halter upp mot 1 990 µg/kg TS, från en underhållsmuddring överlagrades med 1 meter sjösand. Hamnsaneringen i Oskarshamn var just en sanering då sedimenten i hamnbassängen gav upphov till bl.a. en betydande spridning av dioxiner till Östersjön. De massor som är aktuella för dumpning i projekt Skandiaporten har såvitt Sjöfartsverket känner till aldrig varit aktuella för sanering.

FRONT ADVOKATER

1.22 Anläggande av egen deponi

Det ligger inte inom ramen för Sjöfartsverkets verksamhet eller regleringsbrev att anlägga och långsiktigt driva en egen avfallsdeponi. Något sådant mandat har inte heller Göteborgs Hamn AB (GHAB). Anläggande av en egen deponi kräver förutom tillstånd för att driva deponi, stora ytor för hantering och mellanlagring, för deponering och därutöver erforderlig infrastruktur. Sådana omfattande markytor som skulle krävas för anläggandet finns inte inom Göteborgs hamn, se även Bilaga 7. Vad avser omhändertagande av förorenade massor på land, och i övrigt avseende deponering av massor på land hänvisar bolaget till vad som anförts i punkt 1.21 ovan.

Det är inte relevant att jämföra aktuellt projekt med saneringsprojekten i Oskarshamns hamn eller Karlshäll i Luleå. Syftet med dessa projekt var att sanera sediment i halter som motsvarar farligt avfall. Halterna i SA-massorna är inte i sådana nivåer att de utgör farligt avfall, se Bilaga 8. Projekten har också haft respektive kommun som huvudman och varit statligt finansierade utifrån ansvarsreglerna i 10 kap. miljöbalken.

Dumpningsområdet - maringeologi

1.23 Sammanfattande karta/illustration

Maringeologisk kartinformation har sekretessbelagts med hänvisning till rikets säkerhet, enligt lag (2016:319) om skydd för geografisk information, varför viss typ av information inte kommer kunna tillhandahållas. Provtagning har emellertid utförts som bekräftar att de maringeologiska förhållandena uppfyller kraven för en lämplig dumpningsplats. Förhållandena inom dumpningsplatsen är ackumulerande och inte att betrakta som erosions- eller transportbotten. Detta har redovisats i ansökningshandlingarna och med anledning av inkomna synpunkter görs också vissa förtydliganden i Bilaga 5 och dess underbilaga 5.1.

Sjöfartsverket konstaterar att SGU har, i egenskap av expertmyndighet och med tillgång till efterfrågat material, bedömt att inlämnade handlingar inte behöver kompletteras.

1.24 Provtagna sediments sammansättning för fastställande av ackumulation

Maringeologiska förhållanden redovisas i avsnitt 7.2.2 MKB och Bilaga E11 MKB.

Kornstorleksanalys, syrgashalt och organiskt innehåll stämmer väl med SGU:s undersökningar.¹

¹ Miljöföroreningar i utsjosediment – geografiska mönster och tidstrender. SGU-rapport 2019:06.

FRONT ADVOKATER

Resultatet från de sedimentprovtagningar som utförts i området presenteras i underbilaga 3-5 till Bilaga E11 MKB. I Bilaga 5 förtydligas sedimentens egenskaper ytterligare.

Sedimentundersökningarna som genomförts i utredningsområdet visar att det ytliga botten sedimentet (översta 10 cm) består av okonsoliderad, siltig lerig gyttja med högt vatteninnehåll, se avsnitt 4.1 Bilaga 5, vilket också överensstämmer med Naturvårdsverkets definition av ackumulationsbotten.

Slutsatsen är således att det råder ackumulerande förhållanden idag och att samma förhållanden kommer att råda under tiden dumpning pågår, och tiden därefter.

1.25 Fastställande av maringeologin i området, ackumulerande förhållanden

Med stöd av modellberäknade strömmar, strömmätningen och sedimentundersökningarna som visar att bottenmaterialet består av fina sediment med ett lerinnehåll på cirka 5-10 % och med högt vatteninnehåll och förekomst av organiskt material är slutsatsen att det inte pågår någon erosion i området utan att det råder ackumulerande förhållanden, se Bilaga 5 och dess underbilaga 5.1 tillsammans med där gjorda hänvisningar till MKB. Såväl strömmätningar som genomförd sedimentprovtagning i området är representativ och tillräcklig för gjorda bedömningar, vilka också får stöd av SGU:s material och vägledning.

1.26 Provtagningar och mätningar i djuphålorna

Sedimentprov har tagits i respektive djuphåla. Resultatet av kornstorleks- och densitetsanalys visar att sedimenten i djuphålorna inte skiljer sig från omgivande mjukbotten i området. Bedömningen är att det finns tillräckligt med underlag för att visa på homogenitet. I underbilaga 2 till Bilaga E11 i MKB sammanfattas uppmätta strömmar i utredningsområdet samt modellerad ström. Hänvisning görs även till Bilaga 5 för resultat av densitetsanalyser.

På motsvarande sätt är kunskapsläget gott avseende strömmar baserat på det faktum att det finns både flertalet strömmätningar utförda på en representativ plats och en hydrodynamisk modell för området, se vidare i Bilaga 5 och dess underbilaga 5.1.

Det konstateras att de beräknade strömhastigheterna vid botten är mycket lägre i djuphålorna än vid omgivande botten och långt under vad som krävs för att sediment ska kunna erodera, se underbilaga 2 till Bilaga E11 i MKB. Någon risk för erosion av förorenade sediment som dumpats i djuphålan föreligger inte.

FRONT ADVOKATER

Den hydrodynamiska modellen som finns uppsatt för området visar tydligt hur strömmarna avtar med djupet i öppet hav och att strömhastigheterna i djuphålorna inom dumpningsområde F är låga. Den SGU-rapport som Länsstyrelsen hänvisar till har tittat på djuphålorna i skärgårdsmiljö med smala sund där höga strömhastigheter kan uppstå. Förhållanden i öppet hav kan inte jämföras med detta. I stora havsområden har naturliga djuphålorna generellt sett formats på en geologisk tidsskala. Inför projekt Säkrare farleder fördes en liknande diskussion avseende djuphålan som nu använts för dumpning vid SSV Vinga och där man vid uppföljning efter genomförd dumpning inte kunnat konstatera någon pågående erosion men väl en kompaktion av sedimentet.

1.27 Utläggning av sten på mjukbotten och dess konsekvenser

Dumpning av det första lagret sten kommer orsaka en lokal och kortvarig grumling, som bedöms omfatta ett cirka 150-300 meter stort område kring nedslagsplatsen. Mängden grumling blir så pass liten och kortvarig att det inte går att beräkna pålagring eller spridning. Fortsatt dumpning av sten orsakar ingen grumling, se Bilaga 6.

Dumpning sker i anslutning till de höjdryggar som finns i form av uppstickande berg och upp till dessa höjdryggars nivå och i dess strömriktning, i syfte att förstärka områdets karaktär av hårbotten och inte förändra strömklimatet. I samband med utläggning av sten försvinner mjukbotten med dess mjukbottenlevande fauna och denna kommer inte ha möjlighet att återetableras på denna plats. Mer mjukbotten tillkommer dock i område F än vad som försvinner inom område G-K. Genom att dumpa massorna på eller i anslutning till befintlig hårbotten görs bedömningen att förutsättningarna för den hårbottenlevande faunan i detta område kan öka genom att mer hårbotten tillförs miljön, men också på grund av att den befintliga blockstrukturen höjs, vilket sannolikt medför en minskad sedimentpålagring och därmed förbättrade möjligheter för hårbottenfaunan.

Eventuella sättningar och rörelser i stenmassorna efter dumpning är troliga men bedöms inte påverka förutsättningarna för nyetablering av hårbottenfauna. Ett enstaka block kan utgöra ett habitat samtidigt som högar av block ger förutsättningar för skrymslen och håligheter. En ökad areal av hårbotten inom G-K kan påverka djuplevande (ca 60-70 meters djup) hårbottenassocierade arter positivt till följd av mer hårbottenyta samt leda till att dessa arter aggregeras till området.

1.28 Hänvisning till fördjupade utredningar

Flertalet fördjupade utredningar har genomförts, och legat till grund för bedömningarna i MKB, för att säkerställa att dumpning i djuphåla är en lämplig hantering, exempelvis rörande toxicitet och jämförelse med effektbaserade gränsvärden, karakterisering av sediment enligt föreskriften (NFS 2004:10) om deponering och beräkningar avseende miljökonsekvenserna i samband med dumpning av SA-massor, vilket också framgår i denna komplettering.

Dumpningsområdet – marinbiologi

1.29 Övertäckning av hårbottenytor och dess konsekvens

I Bilaga 6 redovisas lokaliseringen av de hårbottenytor som minskar eller försvinner i område F. Detta redovisas även i figurerna 7.11 och 7.12 i MKB:n. Av tabell 7.3 i MKB:n framgår att det rör sig om sammanlagda arealer om 130 000 m². Den största övertäckningen med avseende på areal sker i kanterna på större, sammanhängande hårbottenytor, vilket medför att dessa ytor blir delvis helt övertäckta. De ytor som övertäcks i sin helhet utgörs av mindre fristående hårbottenytor. Hårbottenmiljöer som är belägna som uppstickande öar i en annars huvudsakligen mjukbottenmiljö kan även vid låg artdiversitet vara viktiga spridningslänkar, så kallade ”stepping stones”, mellan artrikare miljöer då de är belägna på en strategiskt viktig plats i landskapet. Filmning inom området visar emellertid att befintliga hårbottenytor är överlagrade med finmaterial i varierande grad, vilket troligtvis beror på ackumulationsförhållandena i området men kan även vara en konsekvens av trålning.

1.30 Osparhabitat och konsekvenser på dessa

I Bilaga 6 belyses konsekvenserna för Ospar-habitat. Dropvideoundersökningar visar att det är främst lerbottenarna söder om undersökningsområdet inom djupintervallet 30-50 meter som uppfyller länsstyrelsernas tolkning av Ospar-habitatet *Sjöpennebottnar med större grävande organismer*, dvs. >1 individ/m². Även dumpningsplatsen för projekt Säkrare farleder SSV Vinga, där djupet varierar mellan cirka 25-45 meter, uppvisar numera en hög täthet (>1/m²) av sjöpennor (resultat från videoundersökningar 2020). Djupen på dumpningsplats Skandiaporten varierar mellan 65-92 meter inkl. område G-K, vilket indikerar sämre förutsättningar för att mjukbottenarna ska utvecklas till Ospar-habitat.

Dumpningsområdet - strömmar

1.31 Strömmar

Tyréns har satt upp en hydrodynamisk modell för mer än en hel dumpningssäsong, och för ett stort havsområde som är mycket större än det förväntade påverkansområdet och som visar hur strömmarna varierar i tid och rum. Strömmätningen är i första hand genomförd som ett komplement till modellstudien och för att stärka upp modellresultaten.

Strömmätningen genomfördes i december 2019 och resultatet inom utredningsområdet redovisas i avsnitt 2.4.2 underbilaga 2 till Bilaga E11 till MKB:n. Strömmätningen har gjorts på ett stort djup, drygt 70 meter, och på en plats som bedöms vara representativ för hela utredningsområdet. Den dataåterbäring på 15 dygn som strömmätningen resulterade i var visserligen kortare än förväntat, men tillräckligt lång för att bekräfta strömningsmönster.

I Bilaga 5.1 förtydligas sambandet mellan strömdata och modell samt rums- och tidsvariationer. Den strömdata som finns tillgänglig, i kombination med modellberäknad ström, är tillräcklig för att bedöma strömhastigheter och därmed erosionsrisk i hela dumpningsområdet inklusive djuphålan. Observerad ström från mätning och modellerad ström uppvisar samma mönster. De beräknade strömhastigheterna vid botten är mycket lägre i djuphålorna och långt under vad som krävs för att sediment ska kunna erodera. Någon risk för erosion av förorenade sediment som dumpats i djuphålan föreligger inte.

Dumpningsutförandet och spill vid dumpning – föroreningar

1.32 Totalmängd/halt av respektive förorening

En redogörelse för totalmängder/halter finns i Bilaga 5.1 för de föroreningar med halter i klass 5 och där effektbaserade gränsvärden finns fastställda och/eller där uppmätta bakgrundshalter i området finns. I övrigt hänvisas till punkterna 1.6, 1.12 och 1.14 ovan.

Kulturmiljö

1.33 Arkeologisk utredning inom dumpningsplats Skandiaporten

Som Sjöfartsverket angav i yttrande över kompletteringsbehov den 9 april 2021 har inga fynd med vrak eller misstänkt fornlämning identifierats av underlaget från multibeamekolodning.

FRONT ADVOKATER

Trots detta kommer Sjöfartsverket låta genomföra en arkeologisk utredning i enlighet med kulturmiljölagen för områdena som avser dumpningsplats Skandiaporten (områdena F och G-K).

Sjöfartsverket bedömer att detta arbete kan pågå parallellt med tillståndsprocessen och att resultatet kan redovisas i ett senare skede.

1.34 Kompletterande utredning Vipeskär samt vid sonarindikation

I likhet med ovanstående punkt 1.33 kommer en marinarkeologisk utredning genomföras vid Vipeskär tillsammans med en kompletterande utredning för sonarindikationen BM01. Arbetet kommer pågå parallellt med tillståndsprocessen.

Övrigt

1.35 Översyn enheter

Länsstyrelsen noterar att enheterna i tabell 7.4 i MKB bör ses över. Tabellen har korrigerats och samtliga värden anges numera i mg/kg TS. De medelhalter i sediment som anges representerar enbart prov i klass 5. Det kan noteras att värdena i tabellen är något högre, än de värden som redovisas i förevarande komplettering, se Bilaga 4, och som avser hela volymen SA-massor.

Se korrigerad tabell och övriga rättelser i Bilaga A.

1.36 Rivö fjord statusklassning

I avsnitt 4.6 MKB redovisas vilka gällande miljö kvalitetsnormer och beslutade vattenförekomster som berörs. Sjöfartsverket är medvetet om att vattenförekomsten Rivö fjord är under förändring. Det anges i Länsstyrelsens databas VISS att "Rivö fjord nord" är en preliminär vattenförekomst, vilket också finns beskrivet i ovan angivet avsnitt i MKB. Vid de genomförda bedömningarna avseende påverkan på status och miljö kvalitetsnormer som presenteras i MKB avsnitt 8.2.1, har nämnda kommande administrativa förändring bedömts vara relevant att beakta när det gäller hydromorfologiska kvalitetsfaktorer, vilket också har skett, se avsnitt 8.2.1.3 MKB.

Tabell kompletterad med statusklassningar för den preliminära vattenförekomsten "Rivö fjord nord" biläggs, se Bilaga 8. När det gäller de statusklassningar för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som har tillkommit jämfört med redovisningen av de beslutade statusklassningarna för "Rivö fjord" i MKB tabell 4.3 framgår av VISS att dessa är daterade juni

FRONT ADVOKATER

2019 och bygger på tidigare föreskrifter samt en nationell metod under utveckling, slutredovisad av HaV först år 2020 (efter det att klassningarna lagts in i VISS).

Förslag till ny miljökvalitetsnorm för vattenförekomsten ”Rivö fjord nord” är för tillfället ”Otillfredsställande ekologisk status 2039”.

Ingen av de genomförda bedömningarna i MKB (samlat eller på kvalitetsfaktornivå) bedöms i nuläget påverkas av kommande administrativa förändring i vattenförekomsten Rivö fjord. Om någon bedömning behöver uppdateras på grund av att nya vattenförekomster och miljökvalitetsnormer beslutas under prövningens gång kommer detta att genomföras.

1.37 Förtydligande formuleringar MKN

Miljökvalitetsnormen med kvalitetskrav för ekologisk status för Rivö fjord är ”Måttlig ekologisk status 2027”. Som framgår av motiveringen till detta kvalitetskrav i Länsstyrelsens databas VISS är vattenförekomsten påverkad av hamnverksamhet och har därför en sänkt status med avseende på den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn Morfologiskt tillstånd. För de kvalitetsfaktorer som inte är direkt kopplade till hamnverksamhetens fysiska påverkan på vattenförekomsten, bedöms det vara möjligt att uppnå god status senast 2027. Det mindre stränga kravet, Måttlig ekologisk status, gäller därför enbart för de kvalitetsfaktorer som kan kopplas direkt till hamnverksamheten och farlederna till hamnen. I den nämnda motiveringen till kvalitetskravet, i Länsstyrelsens databas VISS, anges följande.

”Vattenförekomsten är påverkad av hamnverksamhet och har därför en sänkt status med avseende på den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn Morfologiskt tillstånd. För de kvalitetsfaktorer som inte är direkt kopplade till hamnverksamhetens fysiska påverkan på vattenförekomsten, bedöms det vara möjligt att uppnå god status senast 2027. För att uppnå en övergripande god ekologisk status i vattenförekomsten som helhet krävs det dock att det genomförs omfattande förbättringsåtgärder med avseende på de hydromorfologiska förhållandena i vattenförekomsten. Ett genomförande av sådana åtgärder skulle medföra att hamnverksamheten inte längre kan bedrivas i sin nuvarande omfattning. Göteborgs hamn är utsedd som riksintresse för sjöfart, vilket innebär att den har ett värde ur ett nationellt och internationellt perspektiv. Verksamheten utgör ett sådant väsentligt samhällsintresse som motiverar att ett mindre strängt krav fastställs, då det bedöms vara ekonomiskt orimligt att vidta alla de åtgärder som krävs för att nå god ekologisk status i vattenförekomsten som helhet. Det

FRONT ADVOKATER

mindre stränga kravet, Måttlig ekologisk status, gäller därför enbart för de kvalitetsfaktorer som kan kopplas direkt till hamnverksamheten och farlederna till hamnen. Kvalitetskravet för vattenförekomsten fastställs därför till Måttlig status.”

För att undvika missförstånd kan för tydlighets skull nämnas att det som anges ovan har beaktats vid genomförda bedömningar avseende påverkan på miljökvalitetsnormer som presenteras i MKB.

2 HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN

2.1 Klassificering i villkor, differentiering av förorenade massor

I projekt Skandiaporten föreslås en villkorskonstruktion där grundprincipen vilar på skiljelinjen mellan vad som är preindustriella sediment och antropogent påverkade sediment. I Bilaga 4 redogörs för gjord avgränsning av förorenade massor, som bekräftar att avgränsningen är konservativ på så sätt att den också innefattar volymer med föroreningshalter i som mest klass 3 eller 4. Dessa volymer kommer övertäckas av ett minst 10 meter tjockt lager av SO-massor (konsoliderad lera) och därmed tas bort från framtida påverkan på det ekologiska systemet. Det finns en mycket god bild av genomförandet och vilken miljöpåverkan som kan uppstå vid dumpning av SA-massor. Miljörisker vid dumpning beror inte enbart på föroreningshalt, utan har satts i relation till de lokala förhållandena och omständigheter som råder i dumpningsområdet och dess omgivning. Av Bilaga 4 följer att miljöpåverkan samt risk för negativa effekter är små, lokala och kortvariga. Några föroreningsrelaterade risker på lång sikt kan inte förutses. Det föreligger i detta specifika fall inga miljömässiga skäl att med haltvillkor avgränsa vilka massor som får dumpas för att sedan övertäckas. Det föreligger inte heller miljömässiga skäl att indela SA-massorna i fler grupper för en eventuell annan omhändertagning än att dumpa och övertäcka dem.

2.2 Utvärdering utifrån effektbaserade riktvärden

SA-massornas toxiska påverkan och effekter i vattenmiljön vid dumpning är noga utrett genom spridningsmodeller och beräkningar, och har utgjort underlag till framtagandet av MKB:n. Beräkningarna redovisas mer detaljerat i detta sammanhang, se Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1. Se vidare punkt 1.12 ovan.

FRONT ADVOKATER

2.3 Alternativredovisning för omhändertagande av förorenade massor

Att dumpa avfall till havs är förbjudet, men förutsättningar att medge dispens finns om dumpning kan ske utan olägenheter för människors hälsa och miljön. Till skillnad från exempelvis dispensreglerna från artskyddsförbudet innehåller förevarande aktuellt lagrum för dumpningsdispens inget kriterium som anger att alla andra omhändertagandemetoder ska vara uteslutna för att dispens ska medges, eller som det anges i 14 § artskyddsförordningen ”En dispens får ges endast om 1. det inte finns någon annan lämplig lösning, [osv]”.

I MKB:n redovisas vilka överväganden som har skett rörande masshanteringen i projektet. Ett eventuellt omhändertagande av massorna på land måste sättas i ett helhetsperspektiv och belysas tillsammans med frågor såsom landtytor, transporter, möjligheter för omkringliggande omlastningsanläggningar och/eller deponier med beaktande av tillståndstatus, kapacitet och miljörisker. I Bilaga 7 presenteras och vidareutvecklas resonemangen. Slutsatsen är att det föreligger i praktiken inget miljömässigt lämpligt alternativ till dumpning av SA-massorna. En hantering på land, även om det hade funnits kapacitet hos mottagaren, innebär i sig miljökonsekvenser och risker under alla de hanteringssteg som en landdeponering för med sig, se redovisningen i avsnitt 4.4 Bilaga 8. Dumpning innebär att SA-massorna tas bort från framtida påverkan på det ekologiska systemet på ett sätt som inte kommer kunna ske vid landdeponering.

Genomförda utredningar visar att det inte föreligger några miljömässiga skäl att hantera massorna på annat sätt än genom dumpning. Av Bilaga 4 följer att miljöpåverkan från dumpning av SA-massor samt risk för negativa miljöeffekter är små, lokala och kortvariga och ger varken upphov till lång- och kortsiktiga konsekvenser på omkringliggande botten eller i vattenmassan. Av bilagan framgår också att en uppdelning av SA-massorna i flera grupper där vissa hanteras på land inte har någon väsentlig betydelse för den marina miljön. Det föreligger därför inte skäl till ytterligare avgränsning eller uppdelning av SA-massorna.

2.4 Övre gräns för föroreningsinnehåll

I projekt Skandiarporten föreslås en villkorskonstruktion där grundprincipen vilar på skiljelinjen mellan vad som är preindustriella sediment och antropogent påverkade sediment. Miljörisker vid dumpning beror inte enbart på föroreningshalt utan måste sättas i relation till de lokala förhållanden och omständigheter som råder i området och dess omgivning. I Bilaga 4 utvecklas de resonemang som legat till grund för detta villkorsförslag tillsammans med de beräkningar som

FRONT ADVOKATER

utförts för att bedöma lång- och kortsiktiga konsekvenser av dumpning på omkringliggande botten och i vattenmassan. Det finns en mycket god bild av genomförandet och vilken miljöpåverkan som kan uppstå. Miljöpåverkan samt risk för negativa effekter är små, lokala och kortvariga. Några föroreningsrelaterade risker på lång sikt kan inte förutses. Det föreligger i detta specifika fall inga miljömässiga skäl att med haltvillkor avgränsa vilka massor som får dumpas för att sedan övertäckas.

2.5 Dumpning av SA-massor, spill, skyddsåtgärder

Genomförda och tidigare redovisade ström- och spridningsberäkningar visar att sedimentpålagringen vid spill huvudsakligen sker söder om dumpningsområdet och den är mycket begränsad. Detta framgår av Bilaga E4 till MKB.

SA-massornas toxiska påverkan och effekter i sediment vid dumpning är noga utrett genom spridningsmodeller och beräkningar, och har utgjort underlag till framtagandet av MKB:n. Beräkningarna av rådande halter i området och haltpåslag redovisas mer detaljerat i detta sammanhang, se Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1. Beräkningarna visar att haltpåslaget är litet och kommer endast förekomma under en begränsad tid eftersom spillet från SA-massorna snart kommer att övertäckas av spillet från SO-massorna. Att det råder goda långsiktiga ackumulationsförhållanden i området framgår både i ansökningshandlingarna och i denna komplettering. Djur kommer således inte utsättas för någon kronisk exponering. Såväl rådande halter som det beräknade haltpåslaget är betydligt lägre än de kriterier som norska Miljödirektoratet har tagit fram för sedimenthalter som skulle kunna vara akuttoxiska. Jämförelser har även skett mot de gränsvärden för sediment, som gäller inom vattenförvaltningen, och som är baserade på kronisk exponering, vilket det alltså inte blir fråga om i detta fall. Bakgrundshalt plus haltpåslag är lägre än gränsvärden för bly, antracen och fluoranten, men något högre för TBT. Gällande TBT så är dock även rådande bakgrundshalt något högre än gränsvärdet. Med beaktande av det måttliga påslaget, den begränsade utbredningen och den korta tiden bedöms detta inte innebära någon risk för negativa miljöeffekter. Sett i det större perspektivet kommer spill från SO-massor att förekomma ytligt i området utanför dumpningsområdet, vilket kommer leda till avsevärt lägre föroreningshalter än de halter som förekommer idag.

Mot bakgrund av valt muddringsutförande och resultatet av de bedömningar och beräkningar som har gjorts för att bedöma konsekvenserna av dumpning av SA-massorna framkommer att

FRONT ADVOKATER

dumpning kommer att kunna ske med endast små, lokala och kortvariga konsekvenser, även ur ett toxiskt perspektiv i både sediment och vattenmassa. Det föreligger därför inget miljömässigt behov att vidta särskilda skyddsåtgärder. Bedömningen är gjord utifrån uppmätta halter i de sediment som ska muddras och rådande omständigheter vid dumpningsområdet såsom bottenförhållanden, batymetri, strömmar, föroreningsstatus, marinbiologi osv. Hänvisning i dessa delar görs till Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1 för fördjupade resonemang och redovisade beräkningar. Förtydliganden i Bilaga 5 och dess underbilaga 5.1 bekräftar också tidigare slutsatser att vid dumpningsplatsen råder ackumulationsliknande förhållanden.

Vad gäller möjligheten att i aktuellt projekt använda skyddsåtgärder såsom att pumpa SA-massor genom rör till djuphålorna konstateras att det i projekt Skandiaporten föreligger inga miljömässiga skäl för att vidta någon sådan skyddsåtgärd. I projekt Malmporten, som för övrigt ännu inte har genomförts, har cirka 25 000 tfm³ muddermassor högre halter än 1300 µg/kg TS TBT (som högst 5 300 µg/kg TS TBT) och cirka 130 000 tfm³ har högre halter än 240 µg/kg TS. Halterna i SA-massorna för projekt Skandiaporten är långt från dessa nivåer, exempelvis är den högsta uppmätta halten TBT 276 µg/kg TS. I projekt Malmporten ska således behovet av skyddsåtgärd sättas i relation till uppmätta halter. Det noteras också att utpekad dumpningsplats i projekt Malmporten för s.k. M2-massor är en djuphåla belägen inne i skyddat vatten. Omkringliggande djup runt djuphålan är cirka 16 meter, vilket möjliggör nyttjandet av en jackup-rigg med ben som fälls ut till botten för stabilitet. Detta gör att man kan förankra plattformen på ett sjösäkerhetsmässigt sätt. Detta till skillnad från dumpningsplats Skandiaporten som är belägen på stora djup och öppet hav, vilket omöjliggör motsvarande teknisk lösning.

I syfte att ändå tillmötesgå inkommen synpunkt från HaV har kontakter med entreprenörer, verksamma världen över, tagits rörande eventuella andra skyddsåtgärder. Utredningen visar att den dumpningsmetodik som presenteras i projekt Skandiaporten också är den gängse, dvs. dumpning genom bottentömmande pråmar i enlighet med en på förhand fastställd dumpningsplan med koordinatsatt platsangivelse som verifieras genom regelbundna sjömätningar som utförs både före och efter dumpning, se avsnitt 8.1 i Bilaga 4. Nyttjandet av särskilda skyddsåtgärder i samband med dumpning är okänt. Dumpning av muddermassor genom rör på 90 meters djup är en okänd och inte tillämpad teknik.

Vid jämförelse med dumpningen i projekt Säkrare farleder skedde dumpning av massor utan övre haltgränser med efterföljande täckning av konsoliderade lermassor och utan några särskilda

FRONT ADVOKATER

skyddsåtgärder förutom av uppbyggandet av en vall i lera i syfte att säkerställa att massorna låg kvar då botten lutade. Någon sådan lutning finns inte inom förevarande dumpningsplats, tvärtom är djuphålan naturligt avgränsad i alla riktningar. Uppföljningar av projekt Säkrare farleder visar att dumpning har skett utan bestående negativa miljökonsekvenser och att dumpning kan ske på ett noggrant och precist sätt, se punkt 1.14 ovan.

2.6 Kontroll av sedimentspridning under dumpning

I projekt Malmporten har ett grumlingsvillkor föreslagits i syfte att verifiera funktionen på skyddsåtgärden, dvs. dumpning genom rör. Genomförda utredningar presenterade i denna komplettering visar att det saknas i sig miljömässiga skäl att vidta skyddsåtgärder för att begränsa sedimentspridningen under dumpningen. Djurlivet inom dumpningsområdet kommer att slås ut vid den efterföljande och omfattande dumpningen av SO-massor. I påverkansområdet utanför själva dumpningsområdet blir haltpåslagen så små att de inte kommer bli spårbara i befintliga sediment, och ger inte heller upphov till toxiska effekter. Erfarenhet från projekt Säkrare farleder visar att återkolonisation i området kommer ske inom 6-12 månader, se Bilaga 4. Hänvisning görs även till Bilaga 6 som visar att området för dumpningen SSV Vinga numera efter knappt 20 år sedan projekt Säkrare farleder genomfördes uppvisar en kvalitet motsvarande Ospar-habitat. Vad gäller den sedimentpålagring som kommer ske söder om dumpningsområdet konstateras att det rör sig om en pålagring om som mest cirka 10-20 centimeter och som sker kontinuerligt över två muddringssäsonger, vilket innebär att bottenlevande djur kommer ha möjlighet att gräva sig upp.

2.7 Yrkesfiske och trålfiske

Yrkesfiskarna har, liksom övriga identifierade intressenter, bjudits in till samråd. Sjöfartsverket ser inte att planerad verksamhet kommer ge upphov till intrång. Dumpning av SA-massor sker under cirka 40 dygn och kommer ligga exponerade under en förhållandevis kort period innan de täcks över av SO-massor. Planerat dumpningsområde kommer utgöra en mindre del av ett betydligt större område för trålning, cirka 2 % av den totala ytan av södra Skagerraks utsjöområde/fångstområde, vars yta utgörs av 227 km². Den totala ytan på dumpningsplatsen är cirka 4.5 km². I figur 7.27 i MKB visas en beskuren bild över trålspår. Det finns stora möjligheter för yrkesfiskarna att fortsätta bedriva sin verksamhet i området. Vad Sjöfartsverket erfar är det ovanligt att i ett tillstånd för muddring/dumpning regleras förbud avseende trålning, utan såväl dumpning som trålning kan ske parallellt. Av förevarande komplettering framkommer att de

FRONT ADVOKATER

föroreningshalter som förekommer i spill från dumpning av SA-massor varken leder till kronisk toxicitet eller är akuttoxiska, och de bidrar inte till en höjning av föroreningsstatusen i området, ett haltpåslag kan inte ens påvisas. Det finns således inga miljömässiga skäl utifrån miljökvaliteten i sedimenten att utlysa trålningsförbud. Yrkesfiskarna kommer att informeras om pågående dumpningsarbeten via UFS (Sjöfartsverkets Underrättelser för sjöfaranden). På motsvarande sätt får Sjöfartsverket information om fartygsaktiviteter på dumpningsplatsen.

2.8 Kumulativa effekter (dumpning)

Några kumulativa effekter av att dumpning vid Nya Vinga som sammanfaller med dumpning på dumpningsplats Skandiaporten bedöms inte kunna uppstå till följd av avståndet mellan dumpningsplatserna och dominerande nord-sydliga strömriktningar.

Muddring och övriga verksamheter

2.9 Bestämmande av halter i grumlingsvillkor

Föreslaget grumlingsvillkor är framtaget utifrån beaktande av känsliga habitat, och baserat på tidigare liknande provningar för andra muddringsarbeten i Göteborgs hamn, se punkt 1.1.

Genomförd modellering och beräkning av grumling har baserats på sugmuddring och 3 % spill. Den spillprocent som uppmättes vid provmuddring i samband med projekt Säkrare farleder baserades på grävning med öppen grävskopa, mindre än 2,5 %. En s.k. miljöskopa användes inte i det projektet. Genom nyttjandet av en tätslutande skopa vid muddring av SA-massor kommer mängden spill begränsas ytterligare och sannolikt utgöra en bråkdel av spillet vid muddring med öppen skopa.

Beräkningar har utförts för att bedöma vilken påverkan muddring av SA-massor har på vattenmiljön givet den grumling som uppstår samt förekommande föroreningshalter i spillet, se avsnitt 4 i Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1. Maximal grumling från miljöskopa (runt 10 mg/l) och varaktighet för maximal halt är begränsad till några timmar under hela muddringsperioden. Medelhalten är ca 1 mg/l. Den spridning av föroreningar som kan ske i samband med muddring av SA-massor är alltså liten och det bedöms inte föreligga risk för att akuttoxiska nivåer ska uppträda ens kortvarigt. Den genomsnittliga graden av påverkan under muddringen bedöms inte heller medföra att gränsvärden för kronisk toxicitet överskrids. Mot denna bakgrund finns inte

FRONT ADVOKATER

miljömässiga skäl för att föreskriva särskilda villkor för grumlingshalter vid muddring av SA-massor.

2.10 Spridning av frisatta föroreningar genom muddring och påverkan på tånglake

Det föreligger inte någon risk för akuttoxiska effekter. Inte heller motsvarande effektkriterier för kronisk exponering kommer att överskridas, se avsnitt 4 i Bilaga 4 och dess underbilaga 4.1.

Erfarenheter från projekt Säkrare farleder visar bland annat att påverkan och effekterna av muddringsprojektet var mycket små. Till skillnad från vad som antas av Sturve et al i refererad artikel uppmättes påverkansområdet från sedimentspridningen till mindre än 1,5 km från dumpningsplatsen och suspenderat material spädde ut till bakgrundsnivåer innan de nådde omkringliggande grundområden. Det är således osannolikt att vattenmiljön mer än 10 mil bort skulle ha påverkats.

2.11 Effekter på uppströmsvandrande fisk och möjliga skyddsåtgärder

En utredning har gjorts för att bedöma miljökonsekvenserna av planerade muddringsarbeten i farled och hamn på vandrande fisk och huruvida vandrande fisk (både uppströms- och nedströmsvandrande) störs av grumling respektive buller vid sprängning, se Bilaga 3.

Uppströmsvandrande laxfiskar återvänder till det vattendrag där de föddes för att leka, och orienterar sig efter sötvattenströmmen från älven. Enligt genomförda studier påverkas emellertid lax- och öringvandringar inte nämnvärt trots partikelkoncentrationer på flera gram per liter (g/l). Vissa studier indikerar att höga grumlingsvärden försenar migrationen upp i rinnande vatten, men att det inte verkar påverka laxens beteende att återvända till sin födelseplats inför lek.

Som framgår av avsnitt 5.2.1 MKB påverkas sötvattenströmmen ovan haloklinen i mycket liten utsträckning av de planerade arbetena, då huvuddelen av det grumlande materialet stannar kvar i bottenvattnet. Medelhalten av suspenderat material avviker knappt från bakgrundsvärdena, medan maxvärdena rör sig i magnituden mg/l snarare än g/l. Någon risk för att uppströmsvandrande laxfiskar som återvänder för att leka skulle få svårt att orientera sig eller undvika att stiga upp i älven till följd av muddringsarbeten bedöms inte finnas.

Passagen vid Skandiahammen och vändytan är ca 800 meter bred och vidtagna skyddsåtgärder i samband med sprängning i form av bortskrämning kommer att vidtas. Det finns därmed gott om utrymme för vandrande fisk att kunna passera. Vandrande fisk som ska passera under tiden

FRONT ADVOKATER

mindre kraftiga ljudnivåer från borring pågår kan troligen störas och tillfälligt stanna upp eller avvakta med att passera tills störningen upphört/minskat i den mån fisken upplever buller som ett hinder. Tidigare studier visar att lekvandrande lax och öring avvaktar passering av en tillfällig störning tills den upphör och därefter passerar snabbt oavsett tid på dygnet. Eftersom studier visar att lax, öring och ål även migrerar under dygnets mörka timmar, eller i vissa fall rent av föredrar det, torde risken för störning på dessa arter vara av begränsad omfattning om planerade sprängningar endast utförs dagtid (vardagar).

Den samlade bedömningen är mot denna bakgrund att effekterna på vandrande fisk blir små till följd av den grumling och det undervattensbuller som uppstår inom ramen för projekt Skandiaporten. Inga ytterligare skyddsåtgärder föreslås förutom de villkorsförslag som redan föreslagits. Av utredningen framgår att det inte krävs någon ytterligare tidsanpassning än vad som redan föreslås ske i projektet. Det noteras att för havsnejonöga sammanfaller för övrigt perioden för vandring med föreslaget villkor.

2.12 Sakkunnigförordnande för förslag till fiskeavgift

Sjöfartsverket har under handläggningen av ärendet vitsordat ett sakkunnigförordnande, och mark- och miljödomstolen har i beslut daterat den 15 april 2021 förordnat

Fiskeutredningsgruppen (FUG) vid Länsstyrelsen att som sakkunnig, efter utredning, lämna förslag på fiskeavgift. Förslaget ska redovisas senast den 31 oktober 2021. Sjöfartsverket förbehåller sig rätten att inkomma med synpunkter på lämnat förslag.

2.13 Villkor rörande återskapande av hårdbottenmiljöer

Av ansökningshandlingarna följer att sprängstenen som genereras av planerade åtgärder kommer i möjligaste mån att nyttiggöras inom exempelvis närliggande infrastruktur- eller anläggningsprojekt och/eller för att anlägga nya hårdbottenmiljöer invid farleden vid Måvholmskröken. Genom förevarande komplettering har Sjöfartsverket utvidgat sitt yrkande rörande utläggning av sten till att motsvara cirka 400 000 t_{fm}³ sten, se punkt 1.18 ovan. En kompletterande utredning har gjorts avseende möjligheten att lägga ut större volymer sten, se Bilaga 7. Av denna framgår att den nya hårdbotten förväntas med tiden generera en ökad biodiversitet lokalt och således ett högre naturvärde i förhållande till den befintliga sedimentbotten. Påverkan på strömförhållanden förväntas endast bli lokala.

FRONT ADVOKATER

Arean på den hårbottenmiljö som försvinner är beräknad till ca 1,5 hektar och bedöms utgöra cirka 25 000 – 75 000 tfm³ sprängsten. En kompletterande utredning har genomförts avseende utläggning av sten i syfte att återskapa de hårbottenmiljöer som tas bort, se Bilaga 7. Stenen kommer läggas ut med motsvarande ytor inom de tre djupintervall där olika biotoper påträffats. Målsättningen är att ett hårbottensamhälle på sprängstenen utvecklas, som fyller funktioner som liknar den naturliga hårbotten där biotoper påträffats. Följande villkor föreslås.

”17. Den närmare preciseringen av platser för utläggning av sten och utformning av densamma kommer ske i samarbete med sakkunnig och i samråd med tillsynsmyndighet. Uppföljning ska ske inom ramen för det kontrollprogram som ska upprättas enligt villkorsförslag 15.”

3 MILJÖFÖRVALTNINGEN

3.1 Skydd kelp och mossdjur

Kelp

Kelpalger (skräppetare) har återfunnits på grunda hårbottenar (ca 3-7 m) längs farleden. Förekomsterna ligger i en ström- och vågexponerad miljö, vilket hjälper till att förhindra sedimentation. Efter utförd muddring kan nettosedimentationen av spill i områdena för kelpalger uppgå till som mest omkring 5 cm (beräknat på en torrdensitet på 180 kg/m³). Då är inte effekter från vindvågor och fartygsvågor medtagna. Det är troligt att i takt med att sedimentation av spill fortgår sker samtidigt en uppvirvling av sediment av vågrörelser som minskar sedimentationen. På lång sikt kommer förhållanden sannolikt inte att vara annorlunda efter genomförd muddring jämfört med före. Av denna anledning har det inom ramen för MKB inte bedömts finnas behov av riktade skyddsåtgärder.

Upprättstående mossdjur

Utanför muddringsområdet finns två kända förekomster av upprättstående mossdjur inom påverkansområdet för sedimentation. Beräknad överlagring i dessa områden uppgår bara till någon enstaka cm, beräknat på en torrdensitet på 180 kg/m³. Dessa ligger på större djup än kelpalgerna där påverkan från strömmar och vågor kan förväntas vara mindre. Det är dock hårbotten på dessa platser idag, vilket indikerar att lösa sediment tidigare inte har blivit liggande på platsen. Risken för negativ påverkan på dessa förekomster av mossdjur bedöms mot denna

FRONT ADVOKATER

bakgrund vara liten till försumbar och det har därför inom ramen för MKB inte bedömts finnas behov av riktade skyddsåtgärder.

Siltgardiner

Det är svårt att placera siltgardiner över vegetationsklädda hårbottenar i en kraftigt ström- och vågutsatt miljö och risken är överhängande att siltgardinen i samband med vågrörelser kan skada bottenvegetationen, särskilt på grundbottenar nära farleden. Sammanfattningsvis bedömer sökanden att siltgardiner riskerar göra mer skada än nytta och att det därför inte hade varit en lämplig skyddsåtgärd avseende kelpalger och mossdjur utanför farleden.

3.2 Förlust av hummerrev och nyanläggande av desamma

Det har inte utförts några studier på förekomst av hummer inom det område som skall muddras bort. Som anges i avsnitt 5.2.3.3 MKB kommer ca 1,5 ha hårbotten tas i anspråk för farleden. Dessa ytor återskapas med samma djupintervall så att ingen nettoförlust av bottenar lämpliga för hummer uppkommer, se Bilaga 9. De nya habitaterna kan skapa nya livsmiljöer för både vegetation samt fastsittande och rörlig fauna och således för den hummer som eventuellt lever på de befintliga reven idag.

3.3 Klassificerings- och avgränsningsfrågor av förorenade sediment

Miljöförvaltningen lyfter frågor kring Sjöfartsverkets val att definiera och klassificera genererade muddermassor och möjlighet att ytterligare avgränsa/differentiera de förorenade sedimenten, särskilt omnämns klass 5 och klass 5+, men även möjligheten att utöka definitionen av SA-massor till att även avse muddermassor i klass 4, samt redogörelse av konsekvensen av utökade definitioner till att innefatta muddermassor i klass 4 (punkterna 3, 4 och 5, egen numrering).

Sediment som innehåller antropogent tillförda föroreningar avsatta under industriell tid faller under definitionen SA-massor. Föroreningsgraden i SA-massorna varierar och innehåller halter i klass 3 och 4, I hela det omfattande underlag/provtagningsprogram för projekt Skandiaporten är det endast några få enskilda sedimentprov som uppvisar halter motsvarande klass 5+.

Indelningen i klass 5 och 5+ bygger på en rapport från Naturvårdsverket 1999 (rapport 4918 Metodik för inventering) och utgör till skillnad från bedömningsgrunderna i rapport 4914 inte ett mått på miljörisk, utan avser endast att belysa graden av påverkan, dvs. hur mycket förhöjda halterna är jämfört med sediment i resten av Sverige. För att undvika missförstånd bör det

FRONT ADVOKATER

noteras att vad som i föreliggande ansökningshandlingar beskrivs som klass 5 innefattar det som tidigare benämnts 5+. Se vidare i punkt 1.6 ovan med där gjorda hänvisningar.

I Bilaga 4 redovisas närmare överväganden avseende vald villkorskonstruktion och möjligheten att avgränsa/definiera förorenade sediment. I nämnd bilaga redogörs för miljökonsekvenserna vid dumpning av förorenade sediment utifrån den avgränsning som valts. I underbilaga 4.1 redovisas beräkningar avseende föroreningshalter i sediment och vatten i samband med spridning av spill i samband med dumpning. Beräkningarna har utgjort underlag till framtagandet av MKB:n, men redovisas mer detaljerat i detta sammanhang. Beräkningar av föroreningsinnehållet i SA-massorna har jämförts med uppmätta halter i sediment på dumpnings-/utredningsområdet samt de effektbaserade gränsvärden som redovisas i HVMFS 2019:25.

Resultatet från beräkningarna visar att tillskottet av föroreningar till bottensedimentet i området är i paritet med uppmätta halter på platsen. Dumpning av SA-massor beräknas pågå under cirka 40 dygn. Den samlade varaktigheten av grumlingsnivåer upp till 5 mg/l blir som mest cirka 40 minuter för hela dumpningsperioden i ett område söder om dumpningsområdet. Nivåer upp till 10 mg/l kan uppträda betydligt mer kortvarigt och ligger till grund för en bedömning av maximalt haltpåslag. Både medel- och maxhalt har kort varaktighet och lokal utbredning och kan inte ge upphov till sådana ekotoxiska effekter som kan uppstå efter kronisk exponering under lång tid. Ett relevant jämförelsemått är därför de gränsvärden för maxhalt som används inom vattenförvaltningen och som är baserade på risk för akuttoxiska effekter vid kortvarig exponering. Beräkningar visar att gränsvärden för maxhalt innehålls för samtliga ämnen, både vid beräknad max- och medelhalt. Påverkan på vattenmiljön bedöms därför inte medföra någon risk för negativa effekter på växt- eller djurliv vad avser dessa ämnen.

Med beaktande av den samlade föroreningssituationen i de massor som ska dumpas och lokala förutsättningar vid dumpningsplatsen såsom strömförhållanden, batymetri, maringeologi, föroreningshalter, marinbiologi m.m. tillsammans med genomförda modellberäkningar av spridning och påverkan förväntas miljöeffekterna bli små, lokala och kortvariga. Av redovisningen framkommer att det inte av miljöskäl finns behov av att göra någon ytterligare avgränsning eller differentiering av de förorenade massorna.

FRONT ADVOKATER

3.4 Andra sätt att omhänderta muddermassor än dumpning till havs

I avsnitt 7.1 MKB följer en översiktlig redovisning av masshantering ur ett större perspektiv än dumpning. I Bilaga 8 redogörs för möjligheten för annat omhändertagande av SA-massorna än dumpning till havs. Några pågående eller planerade projekt där massorna kan nyttiggöras genom utfyllnad efter stabilisering/solidifiering har inte identifierats. Det som återstår är kvittblivning. Olika deponeringsmöjligheter har eftersökts, både utomlands och i Sverige. I ett holistiskt perspektiv innebär emellertid dessa hanteringar större miljöpåverkan från transporter, ingrepp i landskapsbilden genom krav på hanterings- och uppläggningsytor, reningsanläggningar för hantering av avvattning av massor och miljörisker i samband med deponering osv. Av redogörelsen framgår att det finns logistiska problem vad gäller omlastning/avvattning, och också begränsningar i kapacitet hos de anläggningar som i teorin skulle kunna ta emot massorna. Dumpning till havs är därmed den mest lämpliga hanteringen. Av redogörelsen i Bilaga 4 följer att miljöeffekterna från dumpning av SA-massorna kommer bli små, lokala, kortvariga och kan därför ske utan olägenhet. Det framgår också att en uppdelning av SA-massor i flera grupper där vissa massor hanteras på land inte heller skulle ha någon väsentlig betydelse för den begränsade miljöpåverkan som kan uppstå i dumpningsområdet.

3.5 Möjliga skyddsåtgärder

Som framgår av Bilaga 4 med dess appendix 4.1 är bedömda miljökonsekvenser vid dumpning av SA-massor små, lokala och kortvariga. Det föreligger därför inget miljömässigt behov att vidta särskilda skyddsåtgärder. Samtliga SA-massor kommer att muddras med s.k. miljöskopa eller motsvarande tätslutande skopa, vilket minimerar vatteninblandningen och grumlingen vid muddring. I och med att muddermassorna är mekaniskt muddrade kommer de också vid dumpning hålla ihop i stora klumpar, vilket genererar mindre spill än vid dumpning av sugmuddrade massor. De beräkningar som redovisas i Bilaga 4.1 är gjorda utifrån antagandet att 4 % av sugmuddrade massor beräknas gå i spill, vilket innebär att de slutsatser som presenteras avseende grävuddrade SA-massor baseras på konservativa antaganden. Av bilagan framgår hur entreprenören med en dumpningsplan kommer dumpa muddermassorna i ett koordinatsatt ruttmönster. Med regelbunden sjömätning sker uppföljning och verifikation att dumpade massor hamnar på avsedd plats. Dumpning sker med andra ord på ett noggrant, kontrollerat och verifierbart sätt. Sjöfartsverket har i tidigare projekt genomfört dumpning enligt denna beskrivning med mycket goda resultat, se avsnitt 8.1 i Bilaga 4.

FRONT ADVOKATER

4 TRANSPORTSTYRELSEN

4.1 Sjöfartsrelaterat villkor

Transportstyrelsen föreslår ett sjöfartsrelaterat villkor i likhet med GHAB:s villkorsförslag. Sjöfartsverket föreslår att Sjöfartsverkets villkorsförslag justeras enligt följande (tillägg i kursiv text), vilket också är ett sedvanligt villkor i Sjöfartsverkets projekt.

”14. Sjöfartsverket ska ombesörja nödvändig utmärkning för *och information till* sjötrafiken i anslutning till arbetsområdet under arbetets genomförande.”

För information till fartygstrafik i farled inkl. vändytan ansvarar Sjöfartsverkets VTS, Vessel Traffic Services, vilket är sjöfartens motsvarighet till flygledning. Det faktum att VTS löpande informerar sjöfarten om var arbeten pågår sker i enlighet med gällande regelverk och är en självklarhet som inte kräver någon särskild villkorsreglering. En villkorsreglering om att Sjöfartsverkets Underrättelser för sjöfarande (UFS) ska underrättas kan vidare vara befogat när externa aktörer ansöker om tillstånd för vattenverksamhet, men villkoret blir felriktat i en ansökan ingiven av Sjöfartsverket.

Planer för genomförandet av projektet kommer att arbetas fram av beställare och entreprenör i kontrollprogram tillsammans med GHAB där även frågor såsom framkomlighet och säkerhet i hamnen och farleden kommer att beaktas. Samordning av trafik för anläggnings- och kommersiella ändamål kommer ske så att verksamheten i hamnen kan fortgå utan påtagliga störningar.

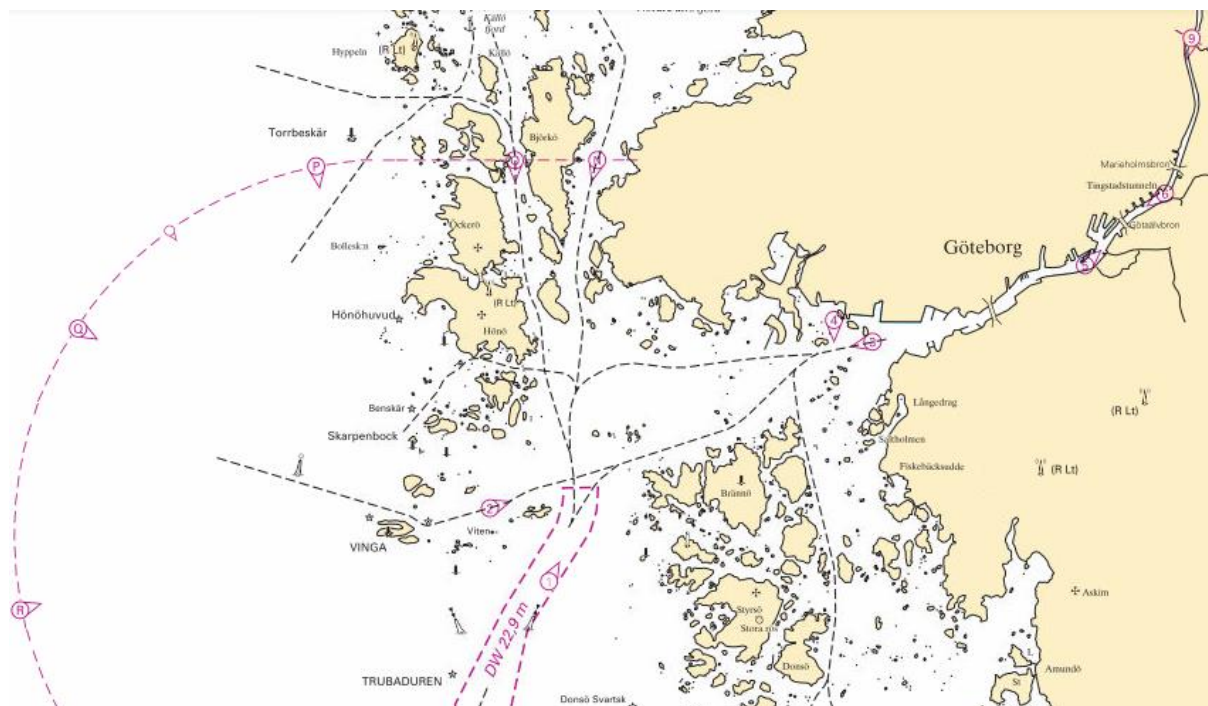
4.2 Påpekande nautisk riskanalys

Transportstyrelsen påpekar i sitt yttrande att IMO:s tre nuvarande servicenivåer kommer att tas bort i samband med beslut om nya riktlinjer i december 2021. Sjöfartsverket kommer att implementera kommande internationella regler från IMO när dessa fastställs och inarbetas i Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd TSTS 2009:56. Som framgår av riskanalysen kommer ytterligare resurser att tillsättas VTS för att kunna tillmötesgå de nya riktlinjerna och den ökade trafikmängden.

FRONT ADVOKATER

4.3 VTS-området

Transportstyrelsen efterfrågar ett förtydligande av VTS-områdets gränser och rapporteringspunkter i figur 24 i Bilaga D5 Nautisk riskanalys. Redovisning sker nedan i *Figur 1*.



Figur 1 Karta över VTS område tillsammans med rapporteringspunkter

5 MARK- OCH MILJÖDOMSTOLEN

Med anledning av mark- och miljödomstolens uppgift att utföra sedimentundersökningar tyder på att bottenarna inom området för planerad dumpning till del utgörs av s.k. transportbottnar kan följande noteras. Sjöfartsverket menar att det är visat att bottenförhållandena inom dumpningsplats Skandiaporten inte är att betrakta som erosions- eller transportbotten. Strömmätning, modellering och sedimentundersökningar visar, i överensstämmelse med både SGU och Naturvårdsverkets definitioner, att det råder långsiktigt goda ackumulationsförhållanden i området. Se vidare i punkterna 1.23-26 ovan.

FRONT ADVOKATER

5.1 Differentiering av massor

I projekt Skandiaporten föreslås en villkorskonstruktion där grundprincipen vilar på skiljelinjen mellan vad som är preindustriella sediment och antropogent påverkade sediment. I Bilaga 4 redogörs för gjord avgränsning av förorenade massor, som bekräftar att avgränsningen är konservativ på så sätt att den också innefattar volymer med föroreningshalter i som mest klass 3 eller 4, se även punkt 1.6 ovan. Dessa volymer kommer att muddras med en tätslutande skopa inledningsvis i projektet, dumpas i en djuphåla och därefter övertäckas av ett minst 10 meter tjockt lager av SO-massor (konsoliderad lera) och därmed tas bort från framtida påverkan på det ekologiska systemet. Det finns en mycket god bild av genomförandet och vilken miljöpåverkan som kan uppstå vid dumpning av SA-massor.

Miljörisker vid dumpning beror inte enbart på föroreningshalt, utan har satts i relation till de lokala förhållanden och omständigheter som råder i dumpningsområdet och dess omgivning. Av Bilaga 4 följer att miljöpåverkan samt risk för negativa effekter är små, lokala och kortvariga. Några föroreningsrelaterade risker på lång sikt kan inte förutses. Det föreligger i detta specifika fall inga miljömässiga skäl att med haltvillkor avgränsa vilka massor som får dumpas för att sedan övertäckas. Det föreligger inte heller miljömässiga skäl att indela SA-massorna i fler grupper för ett eventuellt annat omhändertagande än dumpning och övertäckning.

5.2 Tvär- och längdsektioner genom dumpningsområdet

I Bilaga 5 redovisas tvär- och längdsektioner genom dumpningsområdet med den östra och västra djuphålan där bottentyp, nuvarande och slutlig bottennivå samt bottenlutning efter dumpning framgår.

5.3 Sedimentspridning och strömhastigheter

Både strömmätningen från området och den hydrodynamiska modellen visar på generellt sett svaga strömmar vid bottenarna på 70 meters djup och i djuphålorna. Sedimentundersökningarna som genomförts i utredningsområdet visar att det ytliga bottensedimentet (översta 10 centimeter) består av okonsoliderad, siltig lerig gyttja med högt vatteninnehåll. Slutsatsen är således att det råder ackumulerande förhållanden idag och att samma förhållanden kommer att råda under tiden dumpning pågår.

FRONT ADVOKATER

När dumpningen är avslutad, kommer samma bottenförhållande råda som för omgivande botten, dvs. förhållandena är fortsatt ackumulerande med bibehållen bottenkaraktär och ett bottendjup om cirka 70 meter. Kortvariga episoder med höga strömhastigheter ger inte upphov till någon erosion men kan lokalt omfördela de översta millimetrarna sediment i djupområdet. I takt med att sedimentet konsolideras, krävs högre strömhastigheter för att kunna erodera sediment. Det är alltså sedimentets globala egenskaper som generellt sett påverkar eroderbarheten, inte kornstorlek.

Vilka maximala strömhastigheter som kan förekomma i området och vid vilka situationer går inte att säga utan en mycket lång mätperiod på kanske 10 år i kombination med högupplösta mätningar av vattenstånd och salthalt för samma period. Mätningar och modelleringar visar att medelströmmarna är mycket små och det är dessa som är styrande för om det råder ackumulerande förhållanden eller ej. Enstaka episoder med höga strömhastigheter förändrar inte detta. Strömmätningen och modelleringen i kombination med sedimentundersökningarna samt analyser av sedimentationshastighet i Kattegatt/Skagerack som SGU genomfört visar att någon sedimentspridning från området inte sker.

Se Bilaga 5 och 5.1 tillsammans med där gjorda hänvisningar till MKB.

5.4 Utrymme inom dumpningsområde F

I Bilaga 5 förtydligas att lösa massor inte berörs av någon svällfaktor som kan påverka dumpningsplatsens volymkapacitet. Vidare har kompaktion av massorna vid dumpning inte beaktats vid beräkning av volymkapacitet, vilket innebär att det finns en betydligt större kapacitet än den som presenterats.

Viktigt att notera är att efter genomförd entreprenad, dvs. efter att projekt Skandiaporten har slutförts, kommer samma bottenförhållanden råda som för omgivande botten, dvs. förhållandena kommer fortsatt vara ackumulerande.

Göteborg dag som ovan


Maria Paijkull

FRONT ADVOKATER

Bilagor

1. PM Förtydligande Dumpning, Tyréns
2. Karta Ålgräsängar
3. PM Vandrande fisk, WSP
4. PM Miljökonsekvenser vid muddring och dumpning av förorenade sediment, Niras
 - 4.1. PM Föroreningsspridning vid dumpning av SA-massor, Tyréns
5. PM Förtydligande Lokaliseringsutredningen och vald dumpningsplats, Tyréns
 - 5.1. PM Förtydligande Strömmar, Tyréns
6. PM Förtydliganden Konsekvenser för bottenmiljöer vid dumpning, Tyréns och Marine Monitoring
7. PM Alternativ hantering av förorenade sediment, Niras
8. Komplettering av MKB tabell 4.3 Statusklassningar preliminär vattenförekomst Rivö fjord nord
9. PM Komplettering Marinbiologi, Marine Monitoring
- A. Rättelseblad