

Åtgärder förorenade sediment

Sanering av Viskan
Viskan tillstånd 1.2.3



Ändringsförteckning

Ver	Datum	Ändringsbeskrivning	Granskad	Godkänd av
0.1	2024-06-14	Utkast 1	Claes Thureson	Karl Fimmerstad
0.2	2024-06-28	Utkast 2	Claes Thureson	Karl Fimmerstad
0.3	2024-09-16	Utkast 3, kompletterat med bilagor, bearbetade texter, nytt kapitel om modellering.	Claes Thureson	Karl Fimmerstad
1.0	2024-10-08	Revidering efter projektets granskning	Claes Thureson	Karl Fimmerstad

Sweco Sverige AB	RegNo 556767-9849
Uppdrag	Viskan_Utredningsarbete_Teknik
Uppdragsnummer	30043131, 30077814
Kund	Borås stad
Upprättad av	Lisa Carlsson, Katarina Engblom, Cecilia Frostne, Ingrid Håstad, Pierre-Louis Ligier
Granskad av	Claes Thureson
Godkänd av	Karl Fimmerstad
Datum	2024-10-08
Ver	1.0
Dokument nummer	T 1.2.3
Dokumentreferens	T 1.2.3 Viskan Åtgärder förorenade sediment_1.0

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	6
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund.....	8
1.2 Syfte.....	9
1.3 Tidigare utredningar	10
2 Allmänna förutsättningar	10
2.1 Platsbesök.....	11
3 Åtgärdsmetoder, generell beskrivning.....	12
3.1 Täckning.....	12
3.1.1 Isolationsövertäckning	13
3.1.2 Tunnskiktsövertäckning	14
3.2 Muddring	17
3.2.1 Grävuddring	17
3.2.2 Suguddring	18
3.2.3 Avvattning	19
3.2.4 Grumlning och skyddsåtgärder.....	21
4 Förutsättningar för olika åtgärdsmetoder i Viskan.....	23
4.1 Täckning.....	23
4.1.1 Övergripande beskrivning.....	23
4.1.2 Övertäckning efter muddring	25
4.1.3 Praktiska överväganden	25
4.2 Muddring	26
4.2.1 Övergripande beskrivning.....	26
4.2.2 Miljöpåverkan vid muddring	27
4.2.3 Arbetsmiljörisker vid muddringsarbeten	27
4.2.4 Grumlingsbegränsande åtgärder	28
5 Försök med avvattning och stabilisering	30
5.1 Bakgrund	30
5.2 Syfte och avgränsningar	30
5.3 Försöksöversikt	31
5.4 Provhantering.....	31
5.4.1 Sediment och askor.....	31
5.4.2 Analysomfattning	32
5.5 Genomförande av försök.....	33
5.5.1 Flockning	33
5.5.2 Avvattning.....	34

5.5.3	Stabilisering	36
5.5.4	Laktester	36
5.6	Resultat	36
5.6.1	Torrsubstans	36
5.6.2	Totalhalter	36
5.6.3	Rejektvatten	37
5.6.4	Laktester	38
5.7	Bedömning	40
5.7.1	Föroreningar och lakbarhet	40
5.7.2	Övriga egenskaper	40
6	Avfallshantering	41
6.1	Allmänt	41
6.2	Projekt Viskan	41
6.3	Deponering	42
6.3.1	Jämförelse mot gränsvärden	42
6.3.2	Dispens enligt NFS 2004:10	42
6.3.3	POPs-förordningen	42
6.4	Mottagningsanläggningar för avfall	43
6.5	Bedömning	45
7	Hydraulisk modellering	46
7.1	Syfte med modelleringen	46
7.2	Metodik	47
7.2.1	Terrängmodell	47
7.2.2	Hydraulisk modell	48
7.2.3	Flödesscenarier	49
7.2.4	Erosion	50
7.3	Kalibrering	52
7.3.1	Kalibreringsscenario	52
7.3.2	Kalibreringsresultat	53
7.4	Beräkningsscenarier	54
7.4.1	Nuvarande förhållanden	54
7.4.2	Åtgärdsförslag	54
7.5	Resultat	56
7.5.1	Nuvarande förhållanden	56
7.5.2	Modellering av åtgärdsförslag	60
8	Referenser	66

Bilaga 1	Sammanställning totalhalter sediment och askor
Bilaga 2	Sammanställning rejektvatten från avvattningsförsök
Bilaga 3	Sammanställning resultat laktester L/S 10 (tvåsteg skaktest och perkolation)
Bilaga 4	Beräkning andel lakning av metaller
Bilaga 5	Jämförelse totalhalter sediment med kravnivåer enligt POPs bilaga IV
Bilaga 6	Analysprotokoll
Bilaga 7	Mottagningsanläggningar för RFI
Bilaga 8	Modellering nuvarande förhållanden
Bilaga 9	Modellering åtgärdsförslag

Sammanfattning

Viskan är, bland annat på grund av den omfattande textilindustri som funnits i Borås, ett förorenat vattendrag. Sedan början av 2000-talet har utredningar pågått i Viskan för att bedöma risker med de förorenade sedimenten och identifiera lämpliga åtgärder.

Föreliggande rapport utgör avrapportering av Swecos uppdrag "Projekt Viskan Utredningsarbete Teknik". Rapporten beskriver tekniska lösningar för täckning, muddring, hantering av muddermassor, deponering, etc., samt påverkan av olika åtgärdsalternativ på hydrauliken i vattendraget.

Knappt 600 000 ton sediment har bedömts som förorenade. För att reducera riskerna med de förorenade sedimenten kan de muddras eller övertäckas, eller en kombination av metoderna.

Sanering av Viskan innebär flera utmaningar, då vattendraget är grunt och sedimenten mestadels mycket lösa. Ett militärt övningsområde i delar av projektområdet innebär att det kan finnas OXA, oexploderad ammunition, inom delar av projektområdet, vilket kommer att kräva särskilda åtgärder vid en sanering.

Avseende muddring bedöms sugmuddring vara metoden som är praktiskt genomförbar. Massorna får sedan pumpas till en yta för avvattning. Avvattningsförsök har gjorts på sedimenten och flockningsmedel har tillsatts sedimentprover för att hitta ett lämpligt medel och dosering av detta inför avvattning.

Försök med att blanda förorenade askor från avfallsförbränning med förorenade sediment har gjorts. De visar att särskilt lakningen av metaller blir mindre om de blandas, jämfört med lakning från respektive avfall. Stabilisering av avvattnat sediment med inblandning av två olika askor har alltså uppvisat positiva effekter på avfallens lakegenskaper, men också gett en praktisk bedömning av att sedimentet blir lättare att hantera efter inblandning av askor.

I jämförelse med gällande gränsvärden (mottagningskriterierna) för deponier så visar erhållna resultat att det i flertalet fall inte är tillåtligt att deponera uppkomna avfall på en deponi för farligt avfall. Dock utesluter inte regelverket möjligheten att söka dispens i frågan under givna betingelser, förutsatt att det kan visas att det kan ske utan risk för människa och miljö. En mycket preliminär bedömning i detta fall är därför att det torde vara möjligt att deponera dessa typer av avfall och resultaten indikerar att avfallen i huvudsak då kommer att behöva deponeras på en deponi för farligt avfall. Avvattning och stabilisering är en förutsättning för detta.

Täckningsalternativet (också tunnskiktstäckning) bedöms svårt att genomföra avseende sanering av Viskans sediment, då sedimenten i projektområdet till stor del är mycket lösa med dålig bärighet och för att bottenytorna sluttar. Detta innebär exempelvis att täckmaterialet kan flyta ut vid utläggning och följa med strömmen istället för att ligga kvar, samt ökad risk för ras och skred på de sluttande ytorna. Det finns därför en risk att förorenade sediment sprids, med mobilisering av föroreningar och tillförsel av material i det redan grunda vattendraget som följd.

Generellt är det svårt att hitta användningsområden för muddermassor (också rena) eller anläggningar som vill ta emot massor för behandling och deponering. I princip är det inte möjligt att transportera bort sugmuddrade sediment längre sträckor utan föregående avvattning. Det mest fördelaktiga för projektet vore att massorna både avvattnas och tas om hand i närområdet. Detta dels för att transportererna blir kortare, dels för att logistiken blir enklare, till exempel genom att omlastning kan undvikas. Det är också en fördel om tillgång till askor för stabilisering finns i närområdet, om detta alternativ bedöms önskvärt framöver. Efter avvattning och stabilisering deponeras massorna på plats, alternativt körs med lastbil till omhändertagande anläggning.

De hydrauliska simuleringarna av de studerade åtgärdsalternativen visar generellt att muddringen orsakar en påverkan på vattenhastigheten, vilken i huvudsak minskar till följd av det ökade vattendjupet. Muddringen påverkar även hastighetsfördelningen som ändras till följd av de avsänkta bottennivåerna. I de områden där hastighetsfördelningen förändras som mest både minskar och ökar vattenhastigheterna. Liknande trend observeras avseende förändring av bottenkjuvspänningen. Förändringen av vattenhastigheterna och bottenkjuvspänning anses dock ha relativt begränsad betydelse ur strömningssynpunkt, särskilt vid höga flöden.

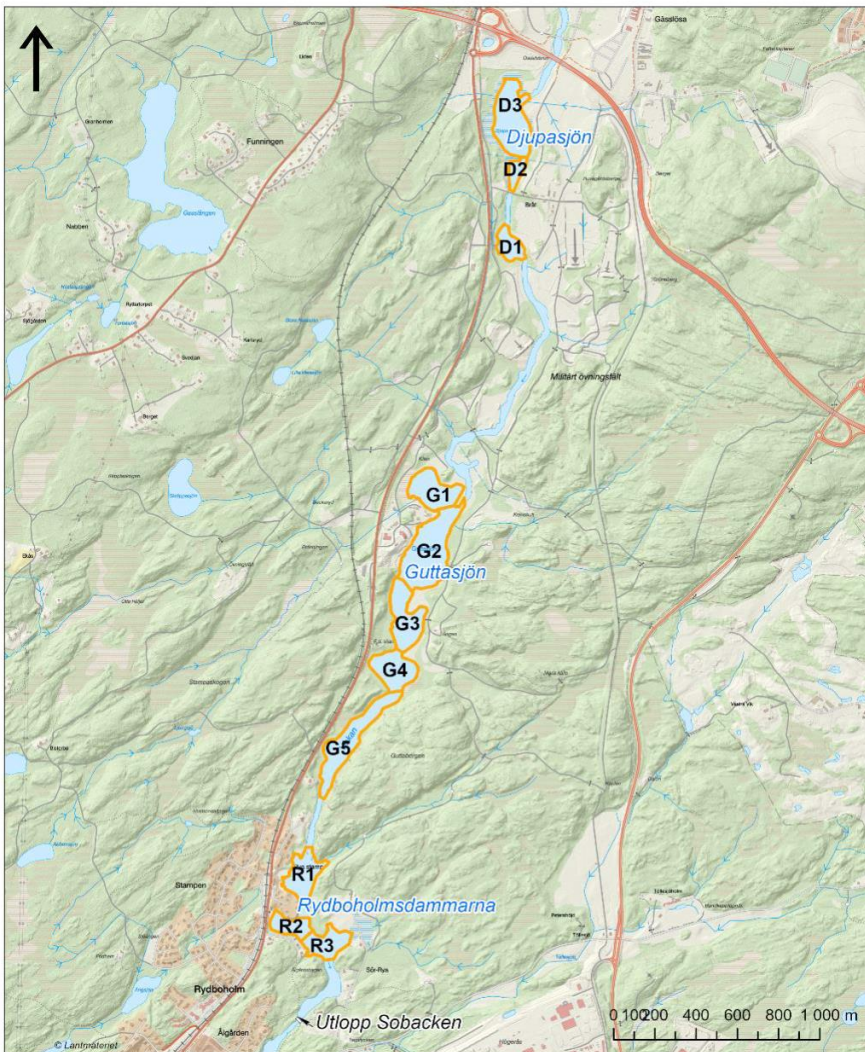
1 Inledning

1.1 Bakgrund

Viskan är 142 kilometer lång och rinner från sjön Tolken (228 meter över havet) väster om Ulricehamn, ut i Öresjö och fortsätter genom Borås på sin väg genom Marks kommun och mynnar slutligen i Klosterfjorden i Halland, strax norr om Varberg. Bland annat på grund av den omfattande textilindustri som funnits i Borås är Viskan ett förorenat vattendrag. De föroreningar som finns i sedimenten utgörs av metaller (främst koppar, krom och zink), PAH, olja, klorerade pesticider, dioxiner och PFAS.

I några mindre sjöar i Viskan; Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna strax nedströms Borås, se Figur 1, har ett flertal olika föroreningar upplagrats i bottensedimenten. Föreningssituationen i Viskan nedströms Borås har utretts i flera omgångar. En huvudstudie genomfördes år 2000–2003. Inom ramen för den genomfördes undersökningar av sediment, biologiska studier, riskbedömning och åtgärdsutredning (Golder Associates, 2004). År 2009–2011 genomfördes en kompletterande huvudstudie som fokuserade på spridning av föroreningar samt revidering av riskbedömning och åtgärdsutredning (Hifab, 2011). Under 2018 genomfördes en utredning med avseende på transport av föroreningar till och inom Viskan (Golder Associates, 2018).

I denna studie har jämförelser gjorts med den åtgärdsutredning som var färdig år 2004, avseende förutsättningar för lämpliga åtgärdsmetoder och genomförande (Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2004), samt med uppdaterad huvudstudie inför åtgärd (Sweco, 2024c).



Figur 1. Kartan redovisar projektområdet som i norr börjar med Djupasjön och i söder når ner till och med Rydboholmsdammarna. I tidigare utredningar har sjöarna delats in i olika delområden D1, G4 o.s.v. vilket också redovisas på kartan.

Swecos uppdrag "Projekt Viskan Utredningsarbete Teknik" är en del av de åtgärdsförberedande utredningsarbetena inom Projekt Viskan, vars syfte är att ta fram underlag för kommande sanering av förorenade sediment. Uppdraget är indelat i flera arbetsmoment som tillsammans syftar till att utreda tekniska lösningar för täckning, muddring, hantering av muddermassor, deponering, etc.

Uppdraget har pågått sedan maj månad 2022.

Föreliggande rapport utgör rapportering av uppdraget och kommer att utgöra underlag för framtagande av teknisk beskrivning vid tillståndsansökan enligt miljöbalken.

1.2 Syfte

Inom detta uppdrag har förutsättningarna för sanering utretts på olika sätt. Avvattningsförsök har genomförts för att utreda förutsättningarna inför omhändertagande av sedimenten på land. Dessutom har försök gjorts för att

bedöma möjligheter att stabilisera avvattnade sediment genom att blanda med askor från avfallsförbränning, framför allt med avseende på deponering.

Syftet med denna rapport är att redovisa:

- En bedömning av möjliga åtgärdstekniker (metoder) för sanering av förorenade sediment med avseende på teknik och miljö.
- Resultaten från genomförda laboratorieförsök 2023 – 2024:
 - Avvattning av sedimentprover
 - Stabilisering av avvattnade sediment med inblandning av två olika askor med bedömning av utlakningsegenskaper.
 - Bedömning av avfallsmängder och kvalitet som kommer att behöva omhändertags baserat på genomförda laboratorieförsök.
 - Kartläggning av möjliga mottagningsanläggningar för avvattnade sediment
- Genomförda hydrauliska modelleringar av nuläget och för åtgärdsalternativ

Tester har inte gjorts för att utröna geotekniska/hållfasthetsegenskaper för avvattnade och askinblandade sediment.

1.3 Tidigare utredningar

Det har gjorts en mängd utredningar under årens lopp som bedömt föroreningsmängder, påverkan, åtgärdsbehov och risker. Bland annat har i detta uppdrag gjorts vissa jämförelser med den åtgärdsutredning som var färdig 2004 (Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2004). Dock har nu en ny bedömning gjorts avseende förutsättningar för åtgärder mot bakgrund av Swecos utredningsarbete som pågått sedan maj 2022.

Tidigare utredningar som legat till grund för den tidigare åtgärdsutredningen är följande:

- Viskan 2003-11 Beräkning av föroreningsmängder i Viskans bottensediment nedströms Borås
- Viskan 2003-12 Beräkning av föroreningstransporter i Viskan nedströms Borås under juli 2003-januari 2004
- Viskan 2003-7 Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i Viskan nedströms Borås
- Viskan 2003-13 Projektrapport 1 – Riskbedömning med åtgärdsalternativ inklusive kostnadsuppskattningar
- Viskan 2003-3 Efterbehandlingsmetoder för förorenade sediment
- Viskan 2003-5 Beräkning av förorenade sedimentvolym

2 Allmänna förutsättningar

Viskan är ett mycket grunt vattendrag med lösa sediment med sluttande bottnar, lokalt med stor lutning, vilket kommer att innebära att sanering kommer att vara utmanande oavsett vilken saneringsmetod som väljs. Vid förflyttning på vattnet kommer mycket grundgående flytetyg¹ att krävas.

¹ Med flytetyg avses båtar, pråmar, pontoner etc. som antingen går för egen maskin eller bogseras.

Inom områdena som planeras för sanering utgörs generellt sedimenten av gyttja och där de översta 1–2 m är vattenmättade och mycket lösa, förutom i Rydboholmsdammarna. I delar av dem utgörs sedimenten av ett övre tunnare lager med lös dy eller gyttja som underlagras av fast lagrad friktionsjord.

Det finns ett militärt övningsområde kring delar av projektområdet. Övningsområdet hade tidigare en större geografisk utbredning vilket innebär att stora delar av projektområdet varit målområden vid militära övningar. Inom projektområdet har det konstaterats rester av olika typer av övningsammunition. Det kan finnas OXA (oexploderad ammunition) inom delar av projektområdet. Dessa omständigheter kommer att innebära ökade risker vid genomförandet av saneringsåtgärder.

Den bedömning som nu gjorts kring hur stora mängder sediment som är förorenade (Sweco, 2024c), innebär en fördubbling av mängd massor jämfört med tidigare bedömningar. Hela mängden sediment som nu bedöms som förorenade, är nästan 600 000 ton. Detta beror främst på att arean som bedömts innehålla förorenade sediment är större, bland annat har delområde G5 tillkommit samt att föroreningsdjupet har bedömts mäktigare i Guttasjön och Rydboholmsdammarna.

2.1 Platsbesök

Ett platsbesök gjordes i september 2023 för att få en uppfattning om praktiska förutsättningar för en saneringsinsats. Se Figur 2 för bilder från platsbesöket.





Figur 2. Bilder från platsbesök. 1. Privathus vid Rydboholms-dammarna. 2. Iläggingsplats Rydboholm. 3. Räddningstjänstens område. 4. En av broarna över Viskan. 5. Markerat militärt övningsområde. 6. Ett av mycket grunda partier i vattendraget.

3 Åtgärdsmetoder, generell beskrivning

De åtgärder som kan komma i fråga för att begränsa de negativa effekterna av föroreningar i sediment kan indelas i två huvudmetoder:

- avskärmning av de förorenade sedimenten genom in-situ täckning för att begränsa spridningen av förorenade partiklar genom erosion och av föroreningar i löst fas genom diffusion eller
- upptagning av de förorenade sedimenten genom muddring med efterföljande behandling/deponering av förorenade sediment.

Generellt sett bör alla arbeten i vatten ske under så kort tid som möjligt för att naturen ska kunna återhämta sig så snabbt som möjligt efter avslutade arbeten.

3.1 Täckning

Övertäckning skulle kunna vara ett alternativ om förorenade sediment som anses utgöra en miljö- och spridningsrisk ska lämnas kvar. Täckning innebär att man täcker sedimentet på platsen med rent material. Det finns i princip två olika typer av täcknings-metoder, isolationsövertäckning och tunnskiottsövertäckning. Syftet är att reducera diffusionen av föroreningar och att bottenlevande organismer förhindras att gräva fram de förorenade sedimenten till bottenytan. Föroreningen finns därmed kvar men den blir avsevärt mindre tillgänglig. Täckning rekommenderas generellt på ackumulationsbottnar och är inte lämplig på erosions- eller transportbottnar eftersom täckmaterialet då riskerar att erodera bort.

För att skapa förutsättningar för att lösa de problem som förorenade sediment innebär fick flera myndigheter (Naturvårdsverket, SGI, SGU, Havs- och vattenmyndigheten samt länsstyrelserna) ett regeringsuppdrag, regeringsuppdrag förorenade sediment – RUFSS, som genomfördes under perioden 2019 till 2022, Samarbetet mellan myndigheterna fortsätter idag inom SESAM (sediment-samverkan). På SESAM:s hemsida (<https://www.renasediment.se/>) redovisas 42 åtgärdsprojekt som har, håller på eller planeras att åtgärdas i Sverige, varav Viskan är ett av dem. Av dessa är det bara ett avslutat projekt som enbart har

använt metoden övertäckning (Tollare i Stockholm). I sju andra projekt som antingen har avslutats eller som pågår, har övertäckning använts i kombination med muddring.

SGI har det nationella ansvaret för forskning, teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad gällande förorenade områden. SGI ska medverka till att höja kunskapsnivån och öka saneringstakten så att miljökvalitetsmålen nås. Som ett led i detta har SGI tagit fram en publikation om övertäckning av sediment, SGI Publikation 30–1 (SGI, 2016). Målet med publikationen är att skapa bättre förutsättningar för övertäckning som ett hanteringsalternativ av förorenade sediment. Förhoppningen är att publikationen ska leda till att övertäckning blir ett möjligt och bärkraftigt alternativ för in-situ efterbehandling av förorenade sediment.

I SGI (2016) sid 24 skriver SGI att svårigheterna med att övertäcka mjuka sediment är väl kända. Men det är också välkänt att sediment med en odränerad skjuvhållfasthet på 2 kPa eller lägre ofta, men inte alltid, kan övertäckas utan att använda en underliggande geotextil för ökat stöd.

Nedan information kring täckning är i huvudsak hämtade från SGI (2016).

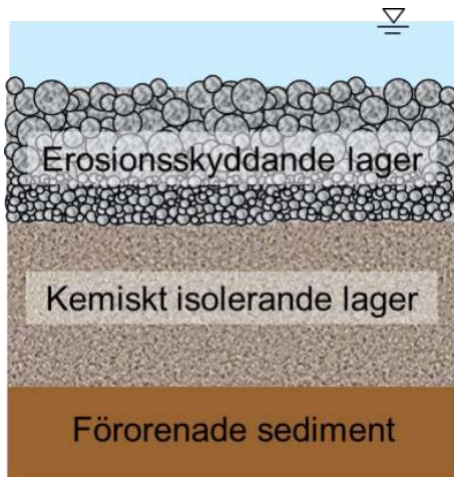
3.1.1 Isolationsövertäckning

Isolationsövertäckning innebär att ett eller flera lager rent material läggs ovanpå det förorenade sedimentet. Lagren kan ha samma eller olika uppbyggnad. Isolationsövertäckning syftar till att eliminera organismers exponering för sedimentföroreningarna genom att fysiskt hindra bottenlevande organismer från att nå det underliggande förorenade sedimentet och genom att transporten av sedimentets föroreningar till den biologiskt aktiva zonen minskas.

Isolationsövertäckning kan bestå av ett monolager, d.v.s. där alla funktionella lager består av samma material (exempelvis sand), eller ett sammansatt lager där de funktionella lagren är en kombination av olika material (exempelvis sand, sten och geotextil).

Konventionella övertäckningsmaterial är relativt inerta eller passiva vilket betyder att de varken är kemiskt reaktiva (d.v.s. har minimal förmåga att binda föroreningar) eller biologiskt reaktiva (d.v.s. ökar inte, eller medverkar inte till, mikrobiell nedbrytning av organiskt material). De flesta konventionella material (förutom geomembraner) som används vid isolationsövertäckning är relativt permeabla med en hydraulisk konduktivitet om 10^{-6} m/s eller högre.

I Figur 3 nedan visas principen för isolationsövertäckning.



Ej skalenlig

Figur 3. Principskiss för uppbyggnad av isolationsövertäckning. Källa: SGI (2016). Det kemiskt isolerande lagret hindrar kemiska reaktioner och processer mellan det förorenade sedimentet och erosionsskyddet.

Det kemiska isolationslagret är vanligtvis relativt finkornigt medan det erosionsskyddande lagret brukar vara relativt grovkornigt. Dess huvudfunktion är att hindra exponering och erosion av det underliggande kemiska isolationslagret.

En förutsättning för att kunna göra en isolationsövertäckning är att det är en ackumulationsbotten, att det är tillräckligt stor vattenpelare ovanför sedimenten för att hindra påverkan från strömningar orsakad av vind eller vågor och att de sediment som ska täckas över är tillräckligt stabila. När en konventionell eller reaktiv isolationsövertäckning ska utformas och konstrueras bör två huvudaspekter beaktas med avseende på geoteknisk stabilitet, dels sedimentens bärförmåga, dels släntstabiliteten. Sedimentet måste kunna fysiskt bära övertäckningens vikt. Relativt mjuka sediment är vanligtvis mer känsliga för stabilitetsförsämringar (undervattensskred och -slamströmmar) när de belastas med täckmaterial, särskilt under och direkt efter utläggning.

Ett isolationslagret ska i princip hålla tills någon fysisk åverkan sker, exempelvis att man gräver i skiktet eller vid påverkan från strömningar orsakad av vind eller vågor eller annan påverkan.

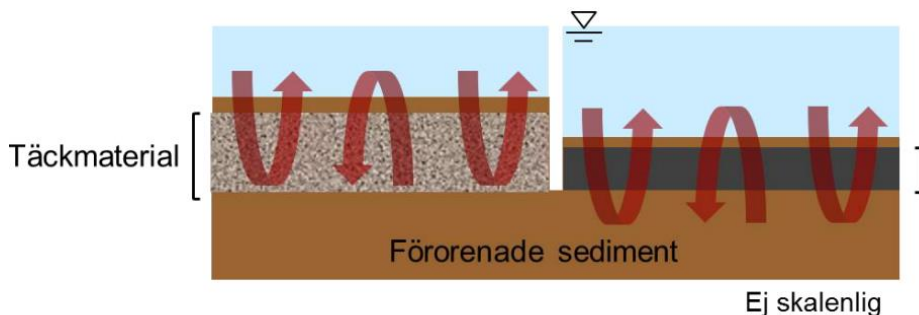
3.1.2 Tunnskiktsövertäckning

Tunnskiktsövertäckning innebär liksom isolationstäckning att ett täckmaterial placeras ovanpå det förorenade sedimentet, se Figur 4. Tjockleken hos detta material beror på vilken riskreduktion som önskas och vilket övertäckningsmaterial som används, men övertäckningens tjocklek motsvarar vanligtvis djupet för den bioturbande² zonen (oftast 5–15 cm). Det huvudsakliga syftet med tunnskiktsövertäckning är att minska, men inte nödvändigtvis eliminera, den biologiska exponeringen och bioackumuleringen från förorenade sediment. Detta innebär att övertäckningslagret är tjockare än bioturbationsdjupet för de flesta

² Bioturbation är den process där bottenlevande djur i hav och sjöar med syresatt botten äter, gräver och rör runt bottensedimenten, så att den samtidigt syresätter bottensedimenten och därmed hjälper till i nedbrytningsprocessen.

bottenlevande organismer, men att några organismer kan tränga genom över-täckningslagret ner till de underliggande förorenade sedimenten.

Lager-på-lager används inte i tunnskiktsovertäckning. De faktorer som påverkar tunnskiktsovertäckningens utformning (speciellt tjocklek) är typ av över-täckningsmaterial, materialets förmåga att adsorbera föroreningar, förväntat bioturbationsdjup, önskad minskning av föroreningskoncentrationen i porvattnet samt önskad minskning av exponering och ackumulering.

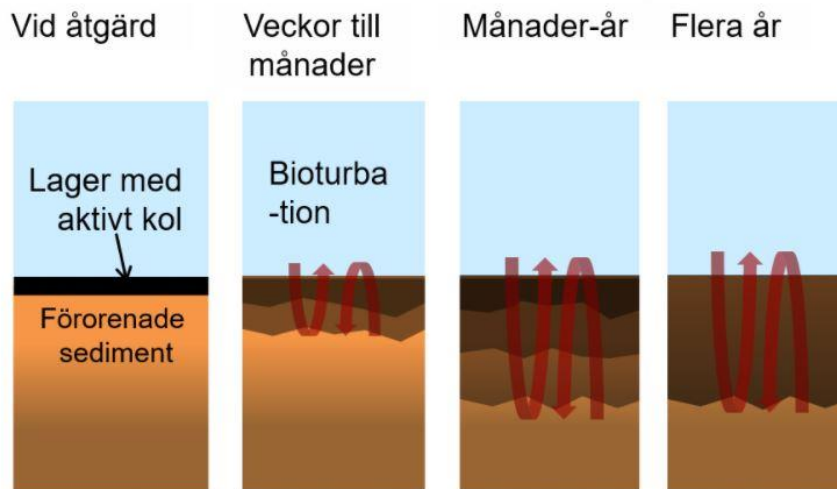


Figur 4 Exempel på konventionell (vänster) och reaktiv (höger) tunnskiktsovertäckning. Källa: SGI (2016).

När konventionella (icke-adsorberande) material som till exempel sand eller grus används för övertäckning, bör lagertjockleken vara minst lika stor som den välblandade bioturbationszonen för att ge ett tillräckligt skydd. Men när adsorberande material används kan lagertjockleken vara mindre än bioturbationszonen och ändå vara skyddande.

AC-baserad tunnskiktstäckning (Figur 5) innebär att täckning sker med ett tunt lager av aktivt kol. Det finns även andra typer av aktiva material som kan användas vid tunnskiktsovertäckning, men aktivt kol är den mest vanligt förekommande. Skiktet med aktivt kol binder föroreningar vilket minskar spridning och begränsar föroreningarnas biotillgänglighet. När lagret med reaktivt material placerats ut blandas det sedan in i de ytliga sedimenten på naturlig väg, genom bioturbation. Lagret med reaktivt material ska vara tunnare än djupet på den biologiskt aktiva zonen, normalt i storleksordningen någon millimeter till högst några få centimeter.

I de fall vattenområdet tillförs nya föroreningarna som sedimenterar på botten blandas även dessa med det aktiva kolet. Åtgärden ger således även ett skydd om omgivningarna fortsätter att tillföra sedimenten förorening.



Figur 5 AC-baserad tunnskiktsövertäckning. Gradvis nedblandning av aktivt kol över tid i den biologiskt aktiva zonen genom bioturbation (skissen är ej skalenlig). Källa: SGF (2024)

Sedimentens bärförmåga och botten lutning har mindre betydelse vid tunnskiktsövertäckning. Men även mindre sluttningar kan vara instabila, vilket måste beaktas när tunnskiktsg lager med låg vikt placeras på sedimenten.

Om man vid utförandet av en övertäckning använder en strategi där man bygger upp övertäckningens totala lagerstjocklek långsamt och gradvis snarare än snabbt (d.v.s. att lägga ut allt material på en gång), så gör det att man får en låg omblandning av täckmaterial och sediment.

I reaktiv tunnskiktsövertäckning (t.ex. med aktivt kol) är det mer fördelaktigt med en större omblandning mellan täckmaterialet och sedimentet. Anledningen är att omblandningen i samband med installationen skulle främja att det sker en snabb kontakt mellan det organiska kolet och sedimentföroreningarna, i alla fall till ett visst djup. På så sätt skulle det minska föroreningskoncentrationen i porvattnet snabbare och därmed minska organismernas exponering för föroreningarna. I grund och botten innebär det att den omblandning som sker i samband med installation hjälper den naturliga bioturbationen på vägen.

Hittills har många fler isolationsövertäckningsprojekt genomförts globalt jämfört med tunnskiktsövertäckningsprojekt (konventionella eller reaktiva). Det internationella intresset för tunnskiktsövertäckning ökar dock och det gäller särskilt användning av reaktiv tunnskiktsövertäckning med aktivt kol.

När reaktiva övertäckningsmaterial används, som aktivt kol, kan lagertjockleken vara mindre än bioturbationszonen. En tunnskiktsövertäckning med reaktivt lager har dock inte obegränsad livslängd. När jämvikt är uppnådd är ett reaktivt lager inte mer effektivt än ett konventionellt lager med motsvarande tjocklek, precis som för isolationsövertäckning.

Det är svårt att bedöma hur länge ett reaktivt skikt varar. I en forskningsrapport i programmet BalticSea2020 (Renman, Renman och Gustafsson, 2013) har studier gjorts gällande påförande av sorbent i sediment för att binda fosfor. Det finns stora osäkerheter om utmattningen av sorbent över tiden, vilket kan betyda att havsbottnar måste behandlas upprepade gånger för att ett beständigt resultat ska uppnås. Eventuellt kan dessa resultat vara tillämpliga för reaktiva tunnskiktstäckningar.

3.2 Muddring

Det finns ett flertal olika muddringstekniker och grovt kan dessa delas in i mekanisk eller hydraulisk muddring. Mekanisk muddring innebär att sedimenten grävs bort och hydraulisk att sedimenten sugts upp. En stor skillnad mellan dessa är att vid hydraulisk muddring transporteras materialet i en slurryform vilket innebär att volymen muddermassor blir mycket större och det krävs någon form av avvattning före fortsatt behandling och borttransport. Även vid mekanisk muddring kommer massorna behöva avvattnas.

Frysmuddring är en mycket kostsam och utrymmeskrävande metod som vanligtvis används för mycket förorenade sediment där det är svårt att begränsa grumlingen som exempelvis i hamnar med god tillgång till utrymmen på land. Frysmuddring bedöms inte vara praktiskt genomförbart i Viskan.

Vanligen brukar sugmuddring väljas för lösa sediment och grävuddring för mer fasta material. Vid all muddring lösgörs mindre partiklar som grumlar och därför brukar muddring normalt endast vara tillåten vintertid (september – mars). Detta beror främst på att den biologiska aktiviteten då är låg och känsligheten för spridning av grumling mindre.

3.2.1 Grävuddring

Grävuddring sker ofta med en grävmaskin som är monterad på en flytande ponton, se Figur 6. Grävmaskinen kan utrustas med olika typer av skopor, den kan till exempel vara öppen, sluten eller försedd med hål. De är lämpliga för att muddra hårda material som hård lera, morän och sprängsten. Fast material stannar huvudsakligen i skopan, vilket begränsar spill och därmed också partikelspridningen.

Det finns olika sorters skopor beroende på vad som ska muddras. Tätslutande skopor (s.k. miljöskopa) kan användas för muddring av förorenade sediment, men också mer lösa sediment. Syftet med en miljöskopa är att minska spillet av sediment under hanteringen genom att den är sluten då material är i skopan.



Figur 6 Grävudderverk

3.2.2 Sugmuddring

Vid sugmuddring (Figur 7) sugs sedimenten upp, oftast genom inblandning av vatten för att det ska bli en flytande massa och ibland med en s.k. cutter (skärare). Tekniken har hög kapacitet och är lämplig för muddring i lösa sediment till exempel gyttja, lös lera, sand och grus. Tekniken orsakar normalt endast en begränsad spridning av uppgrumlat sediment. De sediment som sugmuddras bör vara relativt homogena och får inte innehålla större stenar. Om så är fallet kan botten först rensas, alternativt kan ett galler sättas på munstycket.

De muddrade sedimenten transporteras tillsammans med vatten som en "slurry" via rörledningar till en pråm eller till ett område på land som kan ta emot massorna. Mudderverkets storlek och det muddrade materialets konsistens är avgörande för hur långt massorna kan transporteras. Ett mellanstort mudderverk kan transportera material upp till tre kilometer från muddringsplatsen, med en booster (mellanpumpstation) kan avståndet vara större.

Eftersom det muddrade materialet transporteras i slutna rörledningar är denna metod lämplig för förorenade sediment som ska föras upp på land. En förutsättning är då att det förorenade returvattnet tas om hand.



Figur 7. Sugmudderverk och sugmuddermunstycke

Det som styr hanteringen av muddermassorna är bland annat innehållet av föroreningar, typ av sediment och kornstorlek. De alternativ som generellt finns för kvittblivning av muddermassor är framför allt utfyllnader och för anläggningsändamål, väg- och hamnbyggen, jordtillverkning, dumpning i vattenområden och deponering på land. Dumpning av muddermassor i ett vattenområde på en ackumulationsbotten kan vara ett alternativ vid muddring i havsområden, men bedöms inte möjligt eller önskvärt inom detta projekt.

3.2.3 Avvattning

Oavsett vilken metod som används, måste muddermassorna kunna tas upp på land under själva muddringsprocessen. Det styrande för valet av muddringsmetod är ofta hur förutsättningarna är för omhändertagande av de muddrade sedimenten på land.

Innan muddermassorna kan transporteras till lämplig mottagare och tas om hand behöver massorna först behandlas i exempelvis en avvattnings- och reningsanläggning. Detta för att undvika att mycket stora mängder vatten måste transporteras bort, vilket annars både blir ett problem i transportledet och vid omhändertagandet. Det mest fördelaktiga är om avvattning kan ske så nära muddringsplatsen som möjligt.

Det finns olika sätt att avvattna muddermassor. Avvattning kan ske genom sedimentation i bassänger eller i sedimentationscontainrar, filtrering med t.ex. filterpressar eller i geotuber. Oftast tillsätts någon form av flockningskemikalie såsom en polymer för att öka avvattningsgraden. Avvattning är utrymmes- och tidskrävande. Vid avvattning uppkommer ett lakvatten som kan vara förorenat och därför behöver tas omhand innan det släpps ut i en recipient eller leds till spillvattennätet.

Rening av lakvatten kan till exempel ske genom separation och filtrering i containrar eller dammar beroende på utrymme. Det är vanligt att lakvatten från avvattningen först genomgår en sedimentation för att avskilja partiklar och för att

inte orsaka igensättning av efterföljande filter. Många föroreningar är partikelbundna och återfinns därför i det slam som bildas vid sedimentationen. Vilken typ av filter som krävs beror på vilka föroreningar som finns lösta i lakvattnet.

I Figur 8 visas ett exempel från muddringar av sjöarna Flaten och Drevviken i Stockholm. Muddermassorna pumpas från sjön via en ledning med 200 mm diameter (200-ledning) till geotuber i ett område som vallats in och där lakvattnet kan samlas upp vid behov.



Sugmudderverk på pråm, massorna pumpas i 200-ledning



200-ledningen ligger i ett dike från sjön upp till avvattningen



200-ledningen kan enkelt läggas i grus för att fordon ska kunna köra över utan att skada ledningen



Blandningscontainer där flockningmedel tillsätts muddermassorna



Geotuber, massorna avvattnas genom att vattnet tränger ut genom textilmaterial



Vattnet som tränger ut kan samlas upp i en invallning och renas vid behov. I detta fall krävdes ingen rening för utsläpp tillbaka till det muddrade området.

Figur 8. Översiktlig beskrivning av hur ett muddringsprojekt kan gå till.

I kapitel 5 redogörs för avvattningsförsök genomförda i projektet, inklusive test av lämplig flockningskemikale, samt analyser av avvattnat slam.

3.2.4 Grumling och skyddsåtgärder

En ökad grumlighet beror på en tillfälligt ökad förekomst av partiklar i vattnet. Partiklarna kan bestå av såväl ler och silt som av t.ex. växtplankton och bakterier. Grumligheten varierar naturligt mellan olika sjöar, vattendrag och kustområden. Turbiditet är ett mått på vattnets grumlighet och kan utgöras av partiklar eller opalescens, d.v.s. mycket små partiklar, som ger vattnet en viss "mjölkighet". Turbiditet över 3 FNU³ (ungefär 3 mg/l) kan synas med blotta ögat.

En sammanställning av data från svenska bakgrundsnivåer i rinnande vatten visar att koncentrationen av suspenderat material varierar årstidsmässigt men i huvudsak inom intervallet 2–53 mg/l samt att värdena normalt är lägre i stora vattendrag än i små (Brandt, 1996). I mindre vattendrag påverkar främst markanvändning och dominerande jordart hur mycket material som transporteras ut till vattendragen. I större vattendrag är det främst klimatet, bottenförhållanden, sjöareal och geologin som har betydelse för den naturliga bakgrundsnivån av grumling (Brandt, 1996).

Den naturliga grumlingen kan variera över året, där kustnära och rinnande vatten ofta är som grumligast under servinter och vår (Viskans vattenråd, SGS, 2022). Detta beror framför allt på att det då är snösmältning med större flöden.

I Viskan har turbiditetsmätningar gjorts (Viskans vattenråd, SGS, 2022) bland annat i provpunkt Viskan, nedströms Sobackens avloppsreningsverk. Under år 2022 visade mätningarna att bakgrundshalten gällande grumling var som lägst i september (0,9 FNU) och som högst i november (5,1 FNU). Generellt bedöms turbiditeten i Viskan i denna provpunkt vara relativt låg.

Grumling kan påverka framför allt fisk negativt, dels om partiklarna lägger sig över föryngringsytor, dels på grund av att födosök kan försvåras.

Vid muddring i förorenade sediment ska särskilda skyddsåtgärder vidtas för att förhindra spridning av föroreningar. För att begränsa risken för negativa effekter

³ Turbiditet kan anges i enheten FNU (Formazine Nephelometric Unit), ungefär detsamma som mg/l.

av grumling bör muddring förläggas till den minst känsliga tiden på året utifrån ekologisk synvinkel. Detta innebär generellt att vintersäsongen är lämplig då den biologiska aktiviteten är som lägst med tanke på växternas livscykel och organismers fortplantning.

I strömmande vattendrag kan siltgardiner⁴ läggas ut (Figur 9 och Figur 10), men om strömningshastigheten är hög kan det vara svårt att få gardinen att sitta fast och risk för att den går sönder. Även bubbelridåer kan användas för att begränsa spridning av partiklar under förutsättning att inte strömningshastigheten är för hög. En bubbelridå bildas genom att komprimerad luft pressas ut ur en perforerad ledning längs botten kring platsen för muddringen. Bubblorna hindrar partiklarna från att spridas och gör att de motas tillbaka innanför ridån.



Figur 9 Dubbla siltgardiner som anbringats vid arbete med utfyllnad i Väsjön, Sollentuna kommun.

⁴ Syftet med en siltgardin är att avskärma och förhindra spridning av grumligt vatten vid bottenarbeten i hav, hamnar och sjöar som kan innehålla miljöfarliga ämnen. Gardinen består av ett material av typ geotextil, såsom polyesterväv, som filtrerar vattenmassorna. Partiklar, oljor och andra föroreningar fastnar då i gardinen och hindras därmed från att spridas vidare med strömmar och vågor.



Figur 10 Siltgardiner som används vid muddring av sjön Flaten, Stockholms kommun.

Muddring innanför en spont kan också vara en metod för att minska spridning av framför allt förorenade sediment. En sådan lösning är resurs- och utrymmeskrävande och kan orsaka grumling vid själva anbringandet.

Enligt Havs- och Vattenmyndigheten (2018) bör grumlande arbeten i vattendrag utföras vid låga flöden. Det minskar risken för spridning och underlättar användandet av skyddsåtgärder exempelvis i form av geotextilskärmar. Men samtidigt rekommenderas att undvika arbeten när det är extremt lågt vatten i synnerhet i kombination med höga vattentemperaturer för att minimera skador nedströms arbetsplatsen. En bedömning får göras i det enskilda fallet vilken parameter som är viktigast.

4 Förutsättningar för olika åtgärdsmetoder i Viskan

4.1 Täckning

4.1.1 Övergripande beskrivning

I den genomgång av åtgärdsalternativen som presenterades efter workshopen 2024-05-28 om åtgärdsalternativ för Viskan, föreslogs ett antal områden som eventuellt skulle kunna vara föremål för tunnskiktstäckning; D3, G1 och R3.

Den enda typ av täckning som teoretiskt skulle vara möjlig i Viskan är tunnskiktsovertäckning, främst för att det är ett grunt vattendrag. Det blir svårt att "få plats" med en isolationstäckning under vattenytan och det förändrade vattendjupet kommer att orsaka andra flödesregimer i vattendraget vilket kan ge negativa konsekvenser så väl inom projektområdet som nedströms. Det är dock oklart om det alls är möjligt att få ut täckmassor på grund av de grunda förhållanden som råder, vilket innebär svårigheter att manövrera både flytetyg och utrustning för utmatning av täckmaterial. Utläggningsmetoder som kan appliceras från land kan eventuellt vara ett alternativ för vissa av delområdena (SGI, 2016). Det är endast ackumulationsbottnar inom vissa delområden som skulle kunna vara aktuella för täckning, eftersom det inom andra grundare

områden finns risk att materialet eroderas bort. Där det finns ackumulationsbottnar är vattendjupen minst två – tre meter, förutom i Rydboholmsdammarna där vattendjupet är en meter eller mindre.

Det finns också flera andra omständigheter som gör att täckningsalternativet innebär risker (Sweco, 2024b), detta gäller också tunnskiktstäckning:

- Täckmaterialet sjunker för långsamt och flyter i väg och täcker inte sedimenten utan täckmaterialet riskerar att flyta ut och ner i strömfåran. Detta medför att täckmaterial används på ett ineffektivt sätt.
- Risk för upptryckning av bottensediment på sidorna vid utläggning och därmed risk för mobilisering av föroreningar. Detta beror på att om man lägger ut material ovanpå ett löst material så trycker det påförda materialet undan det som ska täckas.
- Risk för stora och ojämna sättningar, täckmaterialet hålls inte på plats. Detta beror också på att det påförda materialet trycker undan det som ska täckas. Då finns det risk för att materialet lägger sig på olika ställen och orsakar sättningar som sedan ger upphov till ras.
- Vid sluttande ytor är det ökade risker för ras och skred, d.v.s. både ändrade strömningsförhållanden och risk för spridning av förorenade sediment.
- Vattendraget är mycket grunt, vilket gör att det kan finnas risk att täckmaterialet kommer att erodera vid höga flöden.

Ovanstående risker kan dock troligen undvikas genom ett kontrollerat utförande. Övertäckningen behöver genomföras på ett geotekniskt stabilt sätt där hänsyn tas till dels sedimentens bärförmåga och dels släntstabiliteten. Sedimentet måste kunna fysiskt bära övertäckningens vikt. Relativt mjuka sediment är vanligtvis mer känsliga för stabilitetsförsämringar (undervattensskred och -slamströmmar) när de belastas med täckmaterial, särskilt under och direkt efter utläggning. Ett vanligt tillvägagångssätt är att bygga upp övertäckningen gradvis genom att lägga ut material i flera tunna lager och börja övertäckningen i den lägsta punkten. På det sättet kan även mycket lösa sediment med en odränerad skjuvhållfasthet på 2 kPa eller lägre ofta, men inte alltid, övertäckas.

Lagret med aktivt kol behöver fördelas jämnt över hela bottenytan. Aktivt kol är lättare än vatten och därför är det en utmaning att få tillräcklig sedimentering av kolpartiklarna. Det har utvecklats produkter där det aktiva kolet har blandats med exempelvis lera för att skapa granulat (GAC) som snabbare sjunker till botten. På marknaden finns flera aktörer som tillhandahåller sådana granulat, exempelvis AquaBlock och SediMite™, se Figur 11.



Figur 11. Bild på produkten SediMite™ från Sediment Solutions webbplats.

Osäkerhet kring övertäckningens applicerbarhet på projektområdet på grund av de dåliga geotekniska förhållandena kräver mer utredningar. Övertäckning i form av tunnskiktsovertäckning är inte en beprövad metod i Sverige. Ännu har inga fullskaliga projekt med AC-baserad tunnskiktsovertäckning genomförts i Sverige. Däremot har det i Sverige genomförts forskningsprojekt i laboratorieskala och i fält (Maurice, Adli, Eek, & Cornelissen, 2022).

Pilottester, både i labbskala och på plats inom projektområdet, behöver genomföras med uppföljning under längre tid innan en fullskalig övertäckning planeras och genomförs. Pilottesterna kan omfatta både traditionell tunnskiktstäckning med sand och AC-baserad tunnskiktstäckning.

4.1.2 Övertäckning efter muddring

Övertäckning *efter muddring* bedöms inte vara en effektiv metod, framför allt på grund av de grunda miljöer som råder i Viskan. Om muddring skulle ske av en del sediment inom ett visst område skulle det inte finnas kvar tillräckligt med förorenat sediment för att motivera övertäckning om muddring ändå görs. Från ett praktiskt perspektiv bedöms det mer resurseffektivt att muddra hela mängden förorenade sediment än att ta bort delar för att sedan påföra täckmaterial. Det något ökade djupet har heller ingen betydelse för möjligheterna att komma fram med sådana flytetyg och utrustning som skulle behövas för utläggning av täckmaterialet. Det ökade djupet bedöms inte heller minska risken för erosion, sättningar och skred mer än marginellt, detta framför allt avhängigt de grunda förhållanden.

4.1.3 Praktiska överväganden

För täckningen behöver annan utrustning etableras inom delområdena än den som används för muddringen. Det innebär ytterligare transporter av utrustning men även transporter för att frakta det material som ska användas vid täckningen.

Fördelarna med täckning skulle vara att den orsakar mindre grumling (om den utförs på ett geotekniskt stabilt sätt) samt att problematiken med övningsammunition (och eventuellt OXA) inte behöver hanteras.

Dock bedöms täckningsalternativet (också tunnskiktstäckning) svår att genomföra avseende sanering av Viskans sediment, då sedimenten i projektområdet till

stor del är mycket lösa med dålig bärighet och bottenytorna sluttar. Detta innebär exempelvis att täckmaterialet kan flyta ut vid utläggning och följa med strömmen, att täckmaterialet inte kommer att ligga kvar och ökad risk för ras och skred på de sluttande ytorna. Det finns därför en uppenbar fara att förorenade sediment sprids och därmed mobilisering av föroreningar samt att mer material tillförs i det redan grunda vattendraget.

Det bör vidare noteras att de erfarenheter från täckning av förorenade sediment avser projekt med andra förutsättningar än de som råder i Viskan, d.v.s. grunt strömmande vattendrag.

4.2 Muddring

4.2.1 Övergripande beskrivning

För att minska föroreningsbelastningen kan området muddras, det är också den enda metod som bedöms som genomförbar i praktiken, se föregående kapitel.

Vidare görs bedömningen att det endast kommer vara sugmuddring som blir aktuell, både mot bakgrund av att sedimenten är lösa och att grävuddring skulle vara svårt ur ett logistiskt perspektiv, framför allt med avseende på borttransport av muddermassor. Vid sugmuddring kan massorna pumpas till lämplig plats på land för avvattnings och omhändertagande. Grävuddring skulle sannolikt inte vara praktiskt möjligt på grund av svårigheten att ta omhand och transportera bort massorna både på vattnet (grunda förhållanden) och på land (saknas vägar och upplagsplatser).

Eftersom det är stora mängder förorenade massor som ska muddras, kommer projektet sannolikt att behöva genomföras under flera års tid. Under tiden kan viss utrustning, som exempelvis rör, ligga kvar i vattnet. Ofta förenas tillstånd till muddring med tidsrestriktioner kopplat till tider på året då den biologiska aktiviteten är låg (generellt mitten av september fram till och med slutet av mars).

Enligt PM Geoteknik (Sweco, 2024b) kommer sanering av lösa ytliga sediment generellt ej ha någon större inverkan på stabiliteten även om det i samband med muddringen kan komma att uppstå ytliga skred och ras i anslutning till sluttande ytor. Om detta skulle hända kommer en ackumulation av sedimenten ske i de lägre partierna och där kan dessa massor sedan tas om hand genom sugmuddringen.

Etablering kan ske från hårdgjorda ytor i direkt anslutning till vattendraget. Från dessa kan flytetyg sjösättas för transport av utrustning och material till arbetsområden.

Själva muddringen skulle helst genomföras med två sugmudderverk som står på grundgående prämar, detta utifrån att det är stora mängder som ska muddras och att en så kort muddringsperiod som möjligt eftersträvas. Från sugmudderverken pumpas massorna via en ledning i vattnet till mottagande anläggning, eller till yta för avvattnings innan vidare behandling och deponering.

Eftersom det finns en risk för att det kan finnas framför allt övningsammunition (och eventuellt OXA) inom delar av projektområdet måste särskilda åtgärder vidtas som exempelvis:

- Muddermunstycken förses med någon form av galler för att begränsa storleken på de objekt som kan sugas upp och transporteras vidare.
- Ett yttre splitterskyddat skal anbringas på mudderverket/n.

- Ytterligare säkerhetsåtgärder måste vidtas gällande arbetsmiljö. Exempelvis får ingen personal befinna sig på mudderverkets plattform då själva mudderverket är i gång.
- Om något föremål skulle påträffas får arbetet avstanna och lämplig personal kallas in.

Om det är risk för att det finns OXA i hela eller i alla fall delar av projektområdet (alltså inte bara övningsammunition), måste en sanering av OXA övervägas och utredas för att säkerställa att en muddringsprocess kan genomföras på ett säkert sätt.

Vid utförande av en muddringsåtgärd är det viktigt att beakta anslutningar mot befintlig botten, samt övergångar mellan muddrade och icke muddrade delområden. Exempelvis riskerar för brant utförda övergångar att orsaka lokala skred i bottensedimenten. Dessa aspekter behöver beaktas inom ramen för detaljprojektering och planering av de faktiska åtgärderna.

4.2.2 Miljöpåverkan vid muddring

De viktigaste miljöeffekterna vid muddring är:

- Grumling
- Sedimentation
- Buller och vibrationer
- Spridning av föroreningar och näringsämnen
- Fysisk förändring av botten

Miljöeffekterna från ett muddringsprojekt kan dels vara tillfälliga såsom grumling och ge upphov till en tillfällig påverkan på exempelvis vattenkvaliteten. Miljöeffekterna kan också vara långvariga eller permanenta och uttrycka sig i form av exempelvis förändrade bottenförhållanden och spridning av sediment. Biologiska effekter är ofta övergående, graden av och tiden för återhämtning varierar. Variationen i tid för ett muddrat område att återhämta sig är stor, exempelvis anger Håkansson och Rosenberg (1985) återkoloniseringsstider om två – fem år. Erfarenheter visar att bottensamhällen återhämtar sig snabbare i miljöer med hög naturlig störning.

4.2.3 Arbetsmiljörisker vid muddringsarbeten

Det finns ett antal arbetsmiljörisker förknippade med muddringsarbeten såsom exempelvis:

- Risk för drunkning
- Halkolyckor, särskilt vid kall väderlek
- Förfrysningsskador
- Buller
- Kemikaliehantering

I detta fall kan också förekomsten av övningsammunition och eventuellt OXA i projektområdet innebära tillkommande risker, se ovan.

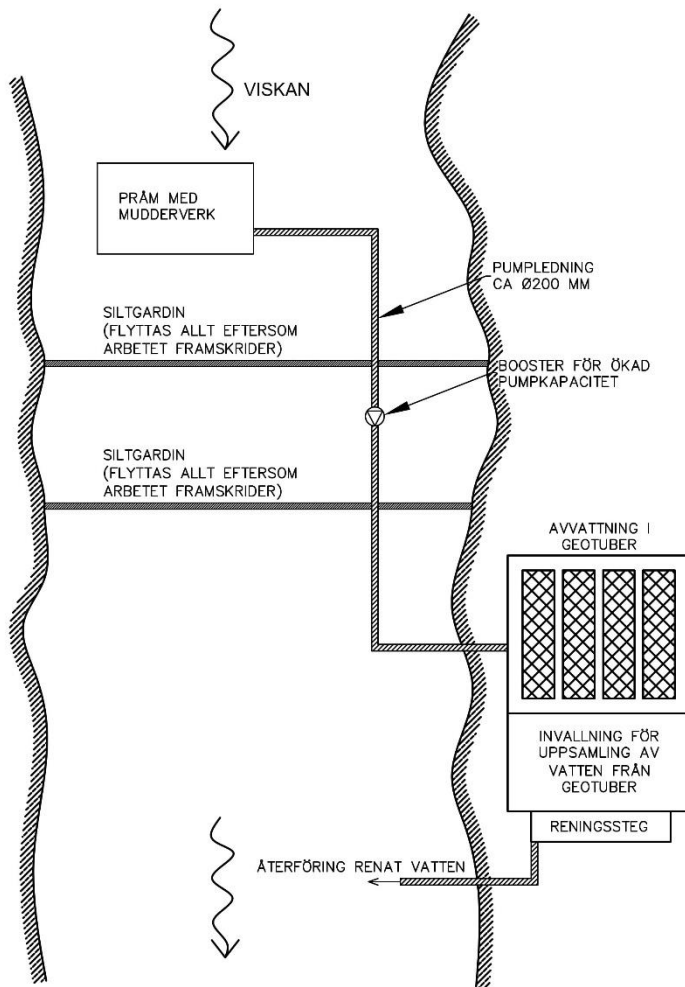
4.2.4 Grumlingsbegränsande åtgärder

Siltgardiner bedöms vara lämpliga i Viskan då flödena är förhållandevis låga och det är grunt. Dessa gardiner kan också återanvändas och flyttas vartefter. Bubbelridåer kräver tillgång till tryckluft, vilket oftast innebär att man använder ett dieselaggregat om det inte går att få tillgång till ett elnät. Bubbelridåer är bra då man behöver kunna köra med flytetyg över, men bedöms inte behövas i Viskan. Spontning bedöms inte vara varken praktiskt genomförbart eller nödvändigt. Detta beror främst på att det råder grunda förhållanden och att spontning skulle kunna orsaka mer skada än nytta vid spontningen med stor risk för grumling och sedimentflykt.

Siltgardiner anbringas för att hindra grumling och därmed föroreningar att spridas. Det är lämpligt att siltgardinerna görs fast i botten för att tvinga ner partiklarna så långt ner mot botten som möjligt för att partiklarna snabbt ska sedimentera och förhindra spridning nedströms. Siltgardinerna kan sedan flyttas med vartefter muddringen fortskrider. Om olja, som finns på vissa ställen i sedimenten, flyter upp under muddringsprocessen kan vid behov absoptionslänsar läggas ut invid siltgardinen.

I

Figur 12 nedan redovisas en enkel skiss över hur arbetet i Viskan bedöms kunna genomföras.



Figur 12. Schematisk skiss över hur muddring och avvattning är tänkt, samt användning av siltgardiner.

Det kommer alltid att vara möjligt för en del vatten att strömma på sidorna och under siltgardinen. Det viktiga är att merparten av partiklarna tvingas ned mot botten så att grumlingen blir så begränsad som möjligt och att partiklarna sedimenterar ner på botten så fort som möjligt.

5 Försök med avvattning och stabilisering

5.1 Bakgrund

Hantering av muddermassor är ofta besvärligt och för hantering på land krävs i regel att massorna avvattnas. Det är även svårt att hitta användningsområden för muddermassor (även icke-förorenade) eller avfallsanläggningar som kan eller vill ta emot massorna för fortsatt behandling och deponering.

Deponering på land är en vanlig metod för kvittblivning av muddermassor. Av praktiska skäl, gällande lagstiftning och högt ställda miljökrav på deponier så medför detta i regel att, utöver avvattning, även andra stabiliserande åtgärder behöver genomföras. Stabiliserande åtgärder kan genomföras dels p.g.a. föroreningsinnehållet, dels för den tekniska hanteringen av massorna och deponins stabilitet. Till exempel måste massorna kunna tippas och vid behov täckas på ett smidigt sätt i deponin samt klara efterföljande kompaktering⁵. Stabilisering av massorna kan t.ex. ske med kalk, aska eller andra lämplig massor.

I de fall när deponering av ett avfall inte är tillåtligt behöver annan avfallshantering övervägas.

I projekt Viskan har bedömts att upp till ca 600 000 ton förorenade sediment kan behöva tas omhand. I princip är det inte möjligt att transportera blöta muddermassor längre sträckor utan avvattning eftersom de har ett mycket lågt innehåll av torrsbstans (TS). Det mest fördelaktiga är om avvattning kan ske så nära muddringsplatsen som möjligt. Som tidigare nämnts finns olika metoder för avvattning och i regel tillsätts polymer för att effektivisera processen.

I syfte att undersöka förutsättningarna för hantering av de muddermassor som kan uppkomma vid en sanering av Viskan, har laboratorieförsök med avvattning och stabilisering genomförts under vintern 2023 och våren 2024.

Omfattningen av dessa försök diskuterades under hösten 2023 med intressenter i projektet. Det beslutades att stabiliseringsförsöken skulle genomföras med två olika askor från avfallsförbränningsanläggning samt lämpliga inblandningar. På grund av gällande avfallslagstiftning får askorna inte deponeras på anläggning i närområdet, utan transporteras idag till en deponi i Norge.

5.2 Syfte och avgränsningar

Syftet med försöken är att undersöka förutsättningarna för hantering av de blöta muddermassorna på land avseende avvattning med inblandning med polymer, stabilisering med askor och hur massornas egenskaper förändras i dessa processer.

Lakteter har genomförts för att ge underlag till val av vilken typ av deponi som kan ta emot de olika avfall som kan uppkomma ur de sanerade muddermassorna (se avsnitt 6.3). Testerna har utförts enligt standard och anpassats enligt Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2004:10 om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

⁵ Syftet med kompaktering av deponerat avfall är att säkerställa packning av avfallet och därmed deponins framtida stabilitet. En annan fördel är att deponins dyrbara volym används effektivt.

Det bör noteras att dessa försök är initiala och ger en indikation om vad som är möjligt. Om muddring blir aktuellt måste nya försök göras löpande enligt ett kontrollprogram. Dosering av polymer kan också komma att variera under hela muddringsprocessen.

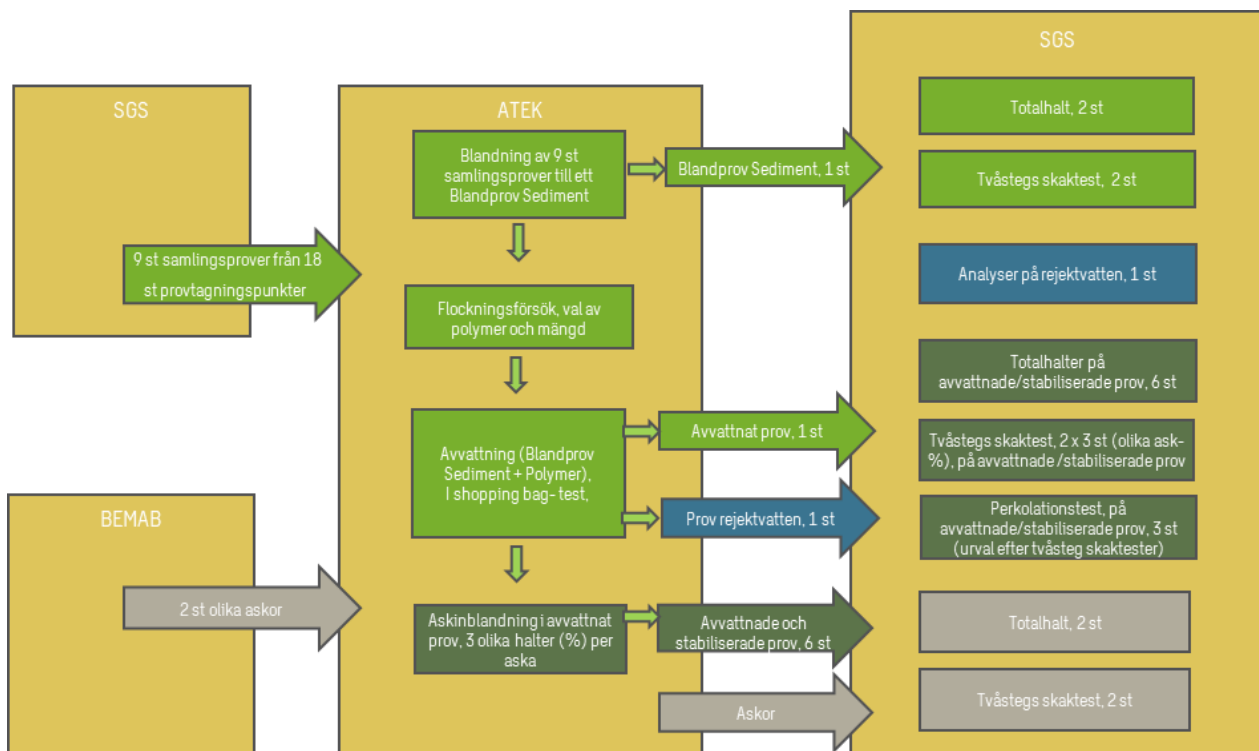
Några särskilda tester för att utvärdera geotekniska/hållfasthetsegenskaper för askinblandade sediment, har inte gjorts inom ramen för dessa försök.

5.3 Försöksöversikt

Vilka försök som har genomförts på sedimentprov från Viskan och askor från BEMAB (Borås Energi och Miljö AB), samt vilken aktör som gjort vilket moment illustreras i blockschemat nedan, se Figur 13.

All blandning av prover och försöken med avvattning och stabilisering har utförts av ATEK Avvattningsteknik AB (ATEK).

Samtliga laboratorieanalyser och lakttester har utförts av analyslaboratoriet SGS.



Figur 13 Schematisk illustration över de olika laboratorieförsök som utfördes på sedimentprov från Viskan och askor från BEMAB.

5.4 Provhantering

5.4.1 Sediment och askor

I syfte att minska behovet av provtagning av sediment inför försöken gjorde projekt Viskan ett urval av representativa provpunkter. Urvalet blev totalt 18 punkter fördelat i de olika delområden i Viskan, se Figur 1, samt *Resultatrapport avfallsklassificering och sedimentens tekniska egenskaper* (Sweco, 2024a).

Provtagningen blev klar i december 2023 och resulterade i 9 samlingsprov med sediment. Sammantaget uttogs ca 20 liter från varje delområde och totalt ca 180 liter sediment.

Av de 9 samlingsproven blandade (ATEK) ett blandprov (Blandprov Sediment, se Figur 13) inför sina försök.

Från BEMAB skickades två samlingsprover till SGS och ATEK med filteraska från avfallsförbränning respektive VC-aska (vändschakts- och cyklonaska).

Samtliga prover har kylförvarats.

5.4.2 Analysomfattning

Analyser har utförts på sediment före och efter avvattnings samt på avvattnat sediment stabiliserat med olika inblandning av askor.

Laboratorieanalyserna har omfattat TS-halt⁶, pH, TOC, buffertförmåga, organiska ämnen och metaller i samband med skaktester⁷, genom följande analyspaket:

- LAK003: Laktest. Tvåstegs skaktest och uttag av två lakvätskefraktioner, L/S 2 (förhållandet mellan vätskan och det fasta materialet är vätska:fast material 2:1) och L/S 10 (förhållandet mellan vätskan och det fasta materialet är vätska:fast material 10:1).
- LAKT01: Analyspaket för pH och totalhalter av TOC och buffertförmåga i samband med laktest.
- LAKT02: Analyspaket för totalhalter av organiska föreningar i samband med laktest.
- LAKT05: Analyspaket för totalhalt av metaller i samband med laktest.

Perkolationsstest (kolonntest) har utförts med följande analyspaket:

- LAK002: Perkolationsstest och uttag av två lakvätskefraktioner, L/S 2 (förhållandet mellan vätskan och det fasta materialet är vätska:fast material 2:1) och L/S 10 (förhållandet mellan vätskan och det fasta materialet är vätska:fast material 10:1).
- LAKT01: Analyspaket för pH och totalhalter av TOC och buffertförmåga i samband med laktest.
- LAKT02: Analyspaket för totalhalter av organiska föreningar i samband med laktest.
- LAKT05: Analyspaket för totalhalt av metaller i samband med laktest.

I vissa avseenden har inte analysomfattningen blivit som planerad hos anlitat laboratorium. Bland annat saknas den omfattning av TS-halter (torrsubstans) som önskats.

Vidare har sedimentens låga TS-halt medfört att laboratoriet behövt anpassa utförandet av kolonntesterna för detta. Vanligtvis och lämpligen genomförs skaktester för sediment.

⁶ TS betyder torrsubstans och är den mängd torrt material som återstår efter fullständig torkning av materialet.

5.5 Genomförande av försök

5.5.1 Flockning

Inledningsvis genomförde ATEK flockningsförsök med Blandprov Sediment och olika polymerer för att avgöra vilken polymer som flockar slammet bäst. Det gav information om vilken polymer och hur mycket av denna, som var mest lämplig för att gå vidare med till avvattningsförsöket.

Tre polymerer testades: Flopam EM 640, Flopam HIB 640 och TBD 540, se Tabell 1.

Tabell 1 De olika polymererna som testades för flockning, samt bedömningen av hur väl de flockade de oavvattnade sedimenten.

Polymer	Polymerens egenskaper	Resultat flockningsförsök av
Flopam EM 640	Anjonisk polymer	Effektiv flockning
Flopam HIB 640	Katjonisk polymer	Mindre effektiv flockning
TBD 540	Katjonisk polymer	Mindre effektiv flockning

Försöken visade att Flopam EM 640 var den som bedömdes fungera bäst. Det är en anjonisk polymer som generellt lämpar sig för slam/massor med mycket mineral i, vilket är fallet för Viskans sediment.

De oavvattnade sedimenten (d.v.s. de 9 samlingsproverna) bestod enligt ATEK mestadels av lera och sand.

Genomförande enligt ATEK

Först blandades det tjocka sedimentet ut med lite vatten för att möjliggöra flockningsförsöket. Sedan doserades polymer ur en bägare ner i hinken med slam under omrörning för att kontakt mellan polymer och slam ska uppstå. När optimal flockning uppstått, vilket bedöms utifrån en visuell bedömning, slutar man dosera polymer, det är alltså inte fråga om att en exakt mängd mäts upp som vid titrering. Optimal flockstorlek brukar vara från några millimeter upp till någon centimeter. Flockningsförsöket utförs med olika typer av polymer för att avgöra vilken polymer som flockar slammet bäst. I de försök som gjorts har cirka en (1) liter utspädd polymer använts för 10 liter slam. Polymeren kommer i ganulatform och blandas med först vatten, koncentration emulsionspolymer var 0,2 %.

5.5.2 Avvattning

När den effektivaste polymeren och dess mängd hade valts ut, utfördes avvattningsförsök med endast denna polymer i ett labbskaleförsök. Blandningen av slam och polymer hälldes ned i en avvattningspåse (s k shoppingbag, se Figur 14).

Vid försöket sker separation av vatten och slam, se Figur 15.

Avvattningspåsen är gjord av samma material som de geotuber som används i fullskala i fält, se Figur 8.

Till analys skickades följande prover:

- Blandprov sediment, 1 prov
- Avvattnat Blandprov sediment inkl polymer, 1 prov
- Rejektvatten, 1 prov



Figur 14. Container med flockningsmedel, avvattningspåsen (s k shoppingbag) används här för att kontrollera avvattningsgraden under själva muddringsprocessen.



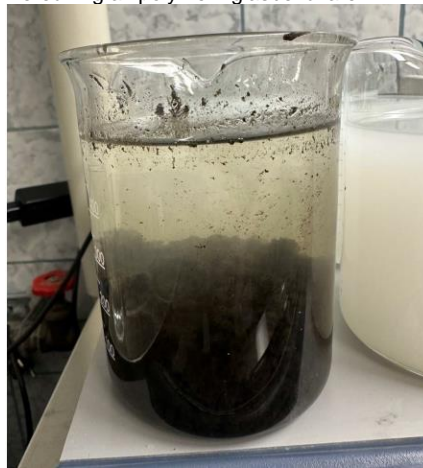
Blandprov sediment



Beredning av polymer i glasbehållare



Flockning i 10-liter hink. Klarfasen syns tydligt i kanten mot hinken



Flockning i bägare



Avvattning i avvattningspåse. Separation med helt klart rejektvatten som rinner igenom.



Avvattnat slam i avvattningspåsen.

Figur 15. Avvattningspåse (s k shoppingbag) där vatten och sediment separeras. Vattnet rinner genom påsen och sedimentet blir kvar i påsen.

5.5.3 Stabilisering

Stabiliseringsförsök har utförts med två olika askor från BEMAB; filteraska och VC-aska.

Hos ATEK blandades det avvattnade sedimentet med olika andelar viktprocent aska; 10, 25 respektive 35 % för respektive typ av aska.

Till analys skickades totalt 6 prover.

5.5.4 Lakteter

Tvåstegs-skaktester och perkolationstester har utförts enligt upplägget i Figur 13. Totalt har 10 skaktester (blandprov, avvattnat blandprov, 2 askor samt 6 blandningar av aska och blandprov enligt avsnitt ovan) och 3 perkolationstester utförts av anlitat laboratorium. Observera att perkolationstester är mer tidskrävande och dyrare så därför gjordes detta bara på ett urval prover.

Vad gäller perkolationstesterna baserades urvalet på lakningsresultaten från skaktesterna. De som valdes ut var avvattnade sediment med inblandning av:

- 10 viktsprocent filteraska
- 35 viktsprocent filteraska
- 10 viktsprocent VC-aska.

5.6 Resultat

Ett urval av relevanta analysresultat har sammanställts i Bilagorna 1-4, se nedan. Med relevanta resultat menas de som har bäring för använda jämförelsevärden.

Samtliga analysprotokoll bifogas i Bilaga 6.

5.6.1 Torrsubstans

Det är oklart vilken torrsubstans inkomna prover faktiskt har haft. Enligt Bilaga 1 framgår att samtliga TS-halter överstiger 85%. Detta beror på att laboratoriet enbart utfört TS-analysen på torkade prover inför lakteter. Dvs laboratoriet missade att analysera TS på samtliga inkommande prover så som de kom till laboratoriet.

Enligt mejl från SGS 2024-03-12 var det avvattnade provets TS ca 30% vid ankomst till laboratoriet. Andra uppgifter saknas.

5.6.2 Totalhalter

Sammanställning totalhalter sediment och askor, se Bilaga 1.

Följande noteras:

- Högst metallhalter uppvisar askorna undantaget krom som är marginellt högre i det avvattnade sedimentet
- Generellt ökar föroreningshalten i det avvattnade sedimentet jämfört med det icke-avvattnade blandprovet
- Bensen (del av BTEX) förekommer endast i askorna
- PCB förekommer endast i sediment
- Även oljeindex och PAH har till stor del ursprung i sedimenten
- PFAS-ämnen har inte analyserats inom ramen för dessa försök. Dock har PFAS-halter i sediment utretts inom projektet (Sweco, 2024d).

- pH i sediment är ca 6 och i askorna ca 12
- TOC i sedimenten är ca 12 % av TS medan TOC i askorna varierar mellan ca 0,4-2,7 % av TS
- Högst halter förekommer generellt i filteraskan

Jämförelse av resultaten har gjorts mot:

- De generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) i jord.
- Tabell 5 i Uppdaterad huvudstudie inför åtgärd (Sweco, 2024c)

I jämförelse med KM och MKM konstateras att innan inblandning med askor så överskreds MKM i blandproven endast för barium, krom, zink samt del av förekomst olja och PAH. Efter inblandning med askor ökar totalhalterna avsevärt.

Noteras bör att jämförelsen med KM och MKM egentligen inte är helt relevant i detta fall eftersom riktvärdena anger gränser för riskbedömning i samband med sanering eller annan åtgärd för en angiven plats. Jämförelsen här ska endast ses som en fingervisning om föroreningsnivåerna som kan nyttjas vid kontakt med mottagningsanläggningar eftersom dessa ofta diskuterar massor utifrån dessa riktvärden.

I jämförelse med Tabell 5 (som enbart avser metaller) konstateras att samtliga metallhalter i försökets blandprov (innan blandning med aska) understiger medelhalt i tidigare provtagna sediment 0-2 m.

5.6.3 Rejektvatten

Vad gäller rejecktvalet från avvattningsförsöket med sediment och polymer, har ett prov analyserats, se Bilaga 2.

Jämförelse av resultaten har endast gjorts mot HVMFS 2019:25. Noteras bör att analys av metaller inte har utförts på filtrerat prov såsom avses i HVMFS 2019:25.

Följande noteras:

- MKN överskreds för ammoniumkväve, arsenik, koppar, zink och PFOS-total.
- Konduktiviteten är knappt 50 mS/m och TOC ca 13 mg/l
- Halten totalkväve är ca 18 mg/l och totalfosfor ca 0,025 mg/l
- Samtliga PAH och BTEX understiger rapporteringsgräns
- Summa PFAS 11 är ca 21 ng/l vilket kan jämföras med MKN (90 ng/l)

Frågan om tillåtlighet för utsläpp enligt gällande MKN och behovet av rening samt omfattning av kontroller (enligt kontrollprogram) kommer att behöva bedömas i en tillståndsprövning.

5.6.4 Lakteter

En sammanställning med samtliga lakteter (10 skakteter och 3 kolonntester) redovisas i Bilaga 3. Till RFI (se avsnitt 6.4) bifogades en förhandskopia av Bilaga 3. Felaktigheter i förhandskopian är justerade.

I Bilaga 3A har jämförelse gjorts mot gällande lakgränsvärden för L/S10 (mg/kg TS) och totalhalter (mg/kg TS) enligt NFS 2004:10. I Bilaga 3B har resultaten för L/S 0,1 (mg/l) för kolonntesterna jämförts med lakgränsvärdena. Gränsvärdena anger vilken typ av deponi som kan ta emot det aktuella avfallet. Se avsnitt 6.3.

För urlakade mängder (L/S 10) noteras:

- Gränsvärdena för FA-deponi överskrider för TOC (totalt organiskt kol) för ostabiliserade sedimentprover och för klorider för askstabiliserade prover. Totalt överskrider gränsvärdena i 11 fall av 13.
- Högst bidrag till klorid är filteraskan som även har högre TOC än VC-askan.
- Endast följande 2 blandningar klarar gränsvärdena för FA-deponi:
 - Avvattnat prov VC-aska 25%
 - Avvattnat prov, VC-aska 35% (klarar även IFA)
- Halterna DOC (löst organiskt kol) understiger i 11 fall av 13 gränsvärdet för IFA-deponi.

För de 3 kolonntesternas lakvätskor (L/S 0,1) noteras att:

- Inblandning med 10% VC-aska uppfyller gränsvärdena för IFA-deponi.
- Inblandning med 10% filteraska klarar marginellt FA-deponin medan inblandning med 35% filteraska överskrider för klorider.
- Halterna DOC klarar gränsvärdena i samtliga 3 fall.

Lakteter har tidigare redovisats i rapporten *"Avfallsklassificering och sedimentens tekniska egenskaper"* (Sweco, 2024a). Av denna framgår att TOC i 5 av de 9 proverna översteg gränsvärdet för FA-deponi. I två av proverna var DOC förhöjt men klarade gränsvärdena för FA-deponi. Fyra av de 9 proverna klarade gränsvärdena för IFA-deponi.

I syfte att verifiera att blandprovet i detta försök kan anses vara representativt har en jämförelse gjorts i Tabell 2. Dvs medelvärdet från rapporten ovan jämförs med utdrag från Bilaga 3A. Av Tabell 2 framgår att blandprovet får anses vara representativt i förhållande till tidigare provtagningar, undantaget PAH-övriga. Skillnaden har kontrollerats men orsak till varför PAH är högre i blandprovet är okänd.

Tabell 2 Jämförelse mellan medelvärden av 9 tidigare provtagna sediment (Sweco, 2024a) samt det blandprov av sediment som använts i föreliggande försök

Provpunkt	Medel 9 prover 2023	Blandprov slam	Avvattnat slam	Inert avfall*	Icke farligt avfall*	Farligt avfall*
				L/S 10 (mg/kg)	L/S 10 (mg/kg)	L/S 10 (mg/kg)
Parametrar						
Analys på lakvatten						
Arsenik	0,07	0,06	0,05	0,5	2	25
Barium	2,1	1,5	0,72	20	100	300
Kadmium	0,003	< 0,0008	0,009	0,04	1	5
Krom	0,29	0,30	0,063	0,5	10	70
Koppar	0,17	0,12	0,055	2	50	100
Kviksilver	<0,001	< 0,001	< 0,001	0,01	0,2	2
Molybden	0,17	0,16	0,028	0,5	10	30
Nickel	0,089	0,064	0,23	0,4	10	40
Bly	0,130	0,076	0,021	0,5	10	50
Antimon	0,20	0,14	0,10	0,06	0,7	5
Selen	0,026	< 0,02	< 0,02	0,1	0,5	7
Zink	8,0	6,0	59	4	50	200
Klorid	54	41	140	800	15000	25000
Fluorid	2,2	1	0,6	10	150	500
Sulfat	656	630	2900	1000	20000	50000
DOC	521	510	410	500	800	1000
Fenolindex	0,080			1		
TS för lösta ämnen				4000	60000	100000
Analys på fast material						
pH	6,0	6,5	5,6		>6*	
TOC	7,1	12	11	0,03	5%	6%
BTEX	<1	0,10	< 1,00	6		
PCB	0,13	0,14	0,16	1		
Mineralolja c10-c40	3646	3800	4800	500		
Cancerogena PAH	2,55	1,8	1,2	10		
Övriga PAH	2,67	37	41	40		

En beräkning av andelen lakade metaller redovisas i Bilaga 4. Den baseras på resultaten från lakttesterna för metaller (L/S 10 i Bilaga 3A) och totalhalterna i Bilaga 1. Sammanställningen bekräftar att filteraskan lakar mest men främst att lakningen av metaller avtar med en ökad inblandning av aska.

5.7 Bedömning

5.7.1 Föroreningar och lakbarhet

Sedimenten i Viskan är generellt lösa och har ett högt organiskt innehåll. Försöken bekräftar att sedimenten är förorenade och har ett organiskt innehåll med TOC på ca 12 %.

Jämfört med testade askor är metallhalterna låga i sedimentet. Högst halter metaller uppvisar filteraskan jämfört med VC-askan. Askorna kännetecknas även av höga kloridhalter.

Bidraget av PFAS som totalhalt härrör från sedimenten och inte från askan. De flesta individuella PFAS-ämnena ligger under rapporteringsgränserna, men summa-PFAS (summan av 4, 11, 21 respektive 22 PFAS-ämnen) är över rapporteringsgränserna och trender går att urskilja.

Försöken har visat att när aska och sediment blandas minskar utlakningen av särskilt metaller jämfört med när de lakar var för sig. Med en ökad inblandning av aska tenderar lakningen att minska. Särskilt tydligt är detta för filteraskan som har högre totalhalter av metaller jämfört med VC-askan. En minskad lakning av PFAS kan också skönjas i samband med en ökad inblandning av aska, jämfört med utan blandning.

Sammantaget är bedömningen att blandningarna av sediment och askor uppvisar en positiv effekt för de olika avfallens (d.v.s. blandningarnas) laknings-egenskaper. Dock kvarstår halter av klorider och TOC i blandningarna (men dock i något lägre halter än i det oblandade avfallet) som överskrider gränsvärdena för farligt avfall deponi i NFS 2004:10. Huruvida uppkommet rejektivatten från avvattningsprocessen kommer att kunna ledas till recipient utan (eller med) rening kommer att prövas i tillståndprocessen.

5.7.2 Övriga egenskaper

Avvattningen av sedimentet med inblandning av polymer har fungerat väl. Det påpekas återigen att dessa försök är initiala och ger en indikation om vad som är möjligt. Sannolikt kommer doseringen att behöva variera under muddringen.

Även om muddermassorna avvattnas, kan det vara ett problem att få massorna tillräckligt stabila. Det kan innebära svårigheter vid hanteringen och förmodad deponering. En inblandning av andra material kan därför vara positivt för att öka stabiliteten och därmed de geotekniska egenskaperna.

De effekterna av askinblandningen har inte undersökts, d.v.s. några särskilda tester för att utröna geotekniska/hållfasthetsegenskaper för askinblandade sediment, har inte gjorts. Bedömningen är att detta är något som bör verifieras rent praktiskt.

6 Avfallshantering

6.1 Allmänt

Generellt för avfallshantering är att det är avfallets egenskaper som styr hur avfallet ska behandlas. Ansvarig för att avfallet hanteras på ett korrekt sätt är avfallsproducenten, d.v.s. den som har gett upphov till avfallet. Om ansvaret för till exempel förbehandling eller annan hantering som ändrar avfallets egenskaper (och därmed skapar ett nytt avfall) överläts till ny part är det denna som blir ny avfallsproducent. Ett sådant exempel är ett avfall som genomgår avvattning efter tillsats av polymer, eller om avfallet blandas och stabiliseras, exempelvis med askor. Hantering av avfall regleras i flera lagstiftningar som t.ex. kapitel 15 Miljöbalken (1998:808) och Deponeringsförordningen (2001:512).

För att kunna skilja på olika avfall finns det i Avfallsförordningen (2020:614) en bilaga med olika avfallstyper med sexsiffriga koder. Om koden är markerad med en asterisk (*) betyder det att det är ett farligt avfall. Motsatsen till farligt avfall (FA), är icke-farligt avfall (IFA). I det fall att det är oklart om ett avfall är FA eller IFA så kan en särskild avfallsklassificering genomföras baserat på avfallets egenskaper.

Utöver FA och IFA finns också inert avfall vilket är avfall som inte bryts ner på grund av stabila fysikaliska, kemiska eller biologiska egenskaper.

Exempel på hantering av avfall kan vara återvinning, energiutvinning, eller deponering. Olika typer av hantering eller behandling av avfall kräver miljö-tillstånd.

6.2 Projekt Viskan

Eftersom muddermassorna är förorenade, bedöms möjligheterna att nyttiggöra detta avfall som begränsade. För att fortsatt kunna hantera avfallet krävs minst avvattning med polymer vilket är en avfallsbehandling.

Det mest fördelaktiga för projektet bör vara om massorna både kan avvattnas och tas omhand i närområdet. Detta innebär i så fall korta transporter, relativt enkel logistik och små behov av omlastning. Detta är gynnsamt framförallt med avseende på kostnader och omgivningspåverkan från transporter. Massorna kan avvattnas på lämplig yta i närområdet.

Efter avvattning i geotuber kan dessa tömmas (grävas ur) inför fortsatt behandling eller alternativt kan tuberna deponeras direkt förutsatt att tuberna är tillräckligt stabila för att kunna hanteras på en deponi. Med stabila egenskaper avses såväl tekniska egenskaper som lakningsbenägenhet.

Om de avvattnade muddermassorna inte är tillräckligt stabila kommer fortsatt förbehandling av massorna att behövas för att säkerställa att avfallet fortsatt kan omhändertas på ett lämpligt sätt.

Försök har genomförts med stabilisering med askor. Som tidigare framgått så är möjligheten att blanda sedimenten med förorenade askor intressant, då bedömningen är att båda avfallsslagen får bättre egenskaper då de blandas, både genom att lakningsförmågan reduceras samt att de blir mer stabila och lättare att arbeta med.

En möjlig framtida lösning kan således var att stabilisera massorna lokalt med askor vilket ger upphov till ett nytt avfall. Detta avfall, d.v.s. en mix av muddermassor och askor kan sedan tas till mottagningsanläggning för kvittblivning, exempelvis genom deponering.

6.3 Deponering

Gällande deponilagstiftning omfattar tre olika typer av deponier:

- Deponi för farligt avfall
- Deponi för icke-farligt avfall
- Deponi för inert avfall

Vad som får deponeras på dessa deponityper regleras av de så kallade mottagningskriterierna i Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10). Kraven baseras på avfallets lakande egenskaper (L/S 10) och totalhalter. Till exempel kan ett avfall ha höga halter av en viss förorening men om lakningsbenägenheten är låg så medför det att kravet på typ av deponi minskar. Eftersom det är förbjudet att deponera organiskt avfall finns gränser för TOC införda i föreskrifterna.

Gränsvärden för lakbarhet och andra egenskaper finns för deponi för inert och farligt avfall men inte för deponi för enbart icke-farligt avfall. Gränsvärden finns istället för samdeponering av IFA och FA under givna betingelser.

6.3.1 Jämförelse mot gränsvärden

Resultaten från laktesterna enligt avsnitt 5.6.4 har jämförts med gällande gränsvärden enligt NFS 2004:10, se Bilaga 3A och 3B.

Jämförelsen indikerar att i flertalet fall (11 av 13) överskrids gränsvärdena för FA-deponi p.g.a. TOC (totalt organiskt kol) och klorider. Dvs eftersom gränsvärdena överskrids så är det inte tillåtet att deponera dessa 11 avfall på en deponi för farligt avfall. I övriga två fall är det i ena fallet ok att deponera uppkommet avfall på deponi för farligt avfall och i det andra på en deponi för icke-farligt avfall.

Klorid är ett vanligt problem vad gäller askor från avfallsförbränning och organiskt innehåll förekommer normalt i muddermassor. Dock visar genomförda stabiliseringsförsök på positiva effekter.

6.3.2 Dispens enligt NFS 2004:10

Noteras bör dock att det finns viss möjlighet att söka dispens från gällande gränsvärden. Enligt 35 § i NFS 2004:10 kan dispens från gränsvärden medges i enskilda fall. Dispens söks av deponins verksamhetsutövare. För dispens får generellt maximalt 3 gånger gränsvärdet tillämpas undantaget TOC som maximalt får vara 2 gånger gränsvärdet.

Dessa försök är initiala men deponering av stabiliserade sediment är en vanlig metod varför frågan bör utredas vidare.

6.3.3 POPs-förordningen

Vad som får deponeras begränsas även av innehållet av POPs (persistenta långlivade organiska föroreningar) enligt den så kallade POPs-förordningen (Förordning EU nr 2019/1021). I Bilaga IV till denna redovisas gällande koncentrationsnivåer för olika ämnen som t.ex. pesticider, PFAS-ämnen och dioxiner. I de fall att nivåerna överskrids är deponering inte tillåtet och avfallet

måste i stället destrueras genom avfallsförbränning eller annan irreversibel omvandling vilket medför avsevärt högre kvittblivningskostnader för avfallet.

Baserat på genomförda sediment analyser i projektet har en genomgång gjorts av Bilaga IV, se Bilaga 5.

Som framgår har flertalet ämnen/ämnesgrupper bedömts och omräkning har gjorts av försökens analysresultat (mg/kg TS) för att kunna jämföras med förordningens koncentrationnivåer (mg/kg). Beräkningar har gjorts för olika TS-halter (10-50 %) i syfte att åskådliggöra TS-haltens generella inverkan och trots detta understiger genomförda beräkningar (i 7 fall) med god marginal gällande kravnivåer. Förhöjda nivåer förekommer endast för DDT och PFAS vid högre TS-halter vilket också bör beaktas vid en framtida hantering. Analysdata saknas för 10 ämnen varför jämförelse inte kan ske mot kravnivåerna i POPs-förordningen. Detektionsgräns underskreds för 9 ämnen, vilket innebär att det är mycket låga halter.

6.4 Mottagningsanläggningar för avfall

Muddermassor är i regel ett komplicerat avfall och det är därför viktigt att det tidigt säkerställs att en mottagningsanläggning verkligen kan ta emot de massor som förväntas uppstå efter muddring och avvattning.

Det finns exempel på projekt där kontrakt brutits med anledning av att de avvattnade massorna (enligt avtalad TS-halt) av praktiska skäl inte gick att hantera eller deponera som planerat.

Eftersom det för projekt Viskan rör sig om stora avfallsmängder som ska tas omhand har Borås Stad redan påbörjat processen att inhämta information för att kunna försäkra sig om att det kommer att finnas anläggningar som har tillstånd och kapacitet för mottagning, stabilisering och deponering av detta avfall.

I juni 2024 skickade Borås stad ut en s.k. *Request for information* (RFI) i syfte att delge ett antal mottagningsanläggningar förhandsinformation om en eventuell kommande upphandling avseende sanering av Viskan, Borås kommun. Med RFI bifogades ett antal frågor:

1. *Är projektet intressant för er?*
2. *Har ni tillstånd och kapacitet för att ta emot hela eller delar av avfallet?*
3. *Vilken avfallsmängd kan ni ta emot per år?*
4. *Uppskattad preliminär mottagningskostnad för avvattnat men ännu ej stabiliserat slam? Dvs, eventuell stabilisering utförs av er. (obs ej bindande uppgift)*
5. *Projektet ser deponering som möjlig hantering av avfallet. Kan ni se något annat alternativ?*
6. *Om ovan lämnad information inte är tillräcklig, vad önskar ni för ytterligare information för att kunna besvara frågorna 1-5 ovan?*

Till RFI bifogades även en förhandskopia av Bilaga 3. Felaktigheter i förhandskopian har justerats.

Sista svarsdag var den 28 augusti och tre svar inkom varav två tydligt anger att projektet är intressant men att man har pågående tillståndprocesser i syfte att öka framtida mottagning. En uppgiftslämnare är tveksam till om de har kapacitet.

Stabilisering uppges kunna ske med aska eller stenmjöl.

Mottagningskapaciteten beror av gällande tillstånd men endast en anläggning anger att de bör kunna ta emot 100 000 ton per år. Uppgifter om tillståndsgivna årsmängder varierar för IFA från 80 000 till 250 000 ton samt för FA 6 000 till, som mest, 250 000 ton.

Samtliga uppger att det är svårt att ange en mottagningskostnad och i de fall uppgifter lämnats har sekretess åberopats.

I övrigt lämnades följande kommentarer (något omskrivna för läsbarhet):

- Alternativ hantering:
 - Deponering rekommenderas
 - Kan massorna användas som jordförbättringsmedel i skog- och jordbruk?
 - Har man undersökt jordtvätt på plats eller in-situ sanering?
- Efterfrågad ytterligare information:
 - Möte för frågor och resonemang om massorna
 - Materialets fysikaliska egenskaper måste bedömas

Adresserade mottagningsanläggningar, se Bilaga 7.

6.5 Bedömning

Deponering på land är en vanlig metod för kvittblivning av muddermassor men av praktiska skäl och gällande krav för deponier så krävs i regel inte bara avvattning utan även andra stabiliserande åtgärder. Syftet med stabiliserande åtgärder kan vara dels med hänsyn till föroreningsinnehåll, dels för den tekniska hanteringen av massorna och deponins stabilitet.

Innan försöken genomfördes var det känt att sedimenten är kraftigt förorenade och det har därför inte varit aktuellt att genomföra en s k avfallsklassning. Fokus för försöken har varit att undersöka olika avfall innehållande muddermassor och vilken typ av deponi som kan ta emot dessa.

Genomförda försök har visat att avvattning med polymer fungerar även om kontrollen av uppnådda TS-halter inte har fungerat som förväntat. Enligt laboratoriet har avvattnat slam haft ca 30% TS.

Stabilisering av avvattnat sediment med inblandning med två olika askor har uppvisat positiva effekter på avfallens lakegenskaper men också gett en praktisk bedömning av att sedimentet blir lättare att hantera efter inblandning av askor.

I jämförelse med gällande gränsvärden (mottagningskriterierna) för deponier så visar erhållna resultat att innehållet av klorider (från askorna) och det organiska innehållet (från muddermassorna) att det i flertalet fall inte är tillåtligt att deponera uppkomna avfall på en deponi för farligt avfall. Dock utesluter inte regelverket möjligheterna till att söka dispens i frågan under givna betingelser förutsatt att det kan visas att det kan ske utan risk för människa och miljö.

En mycket preliminär bedömning i detta fall är därför att det borde vara möjligt att hitta lösningar som medför att aktuella avfall kan deponeras med avseende på föroreningsinnehåll och deponiteknik. Resultaten indikerar att avfallen i huvudsak då kommer att behöva deponeras på en deponi för farligt avfall. Avvattning och stabilisering är en förutsättning för detta.

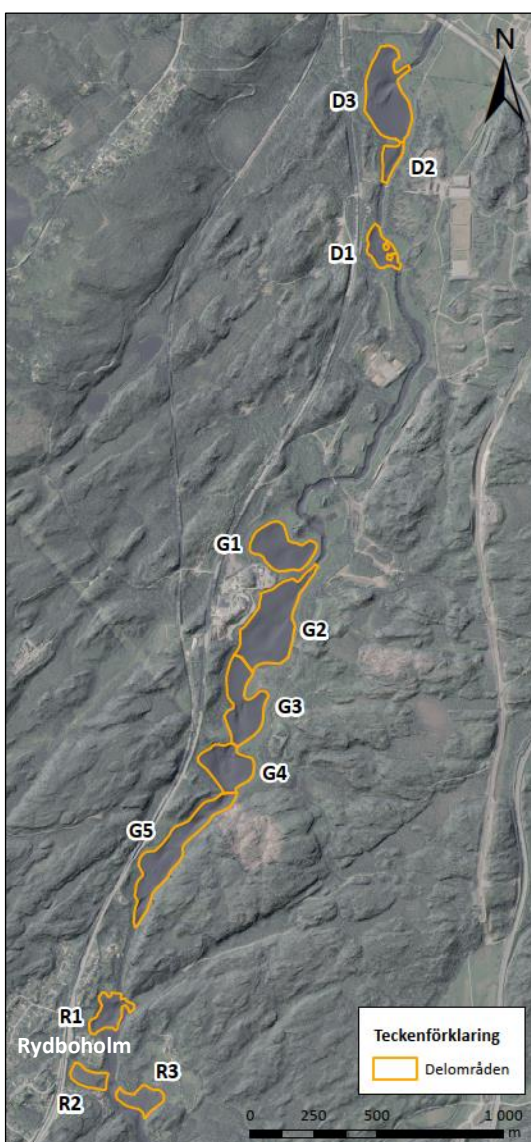
Konstaterade förhöjda nivåer av DDT och PFAS (POPs men inte över gällande kravnivåer) vid högre TS-halter (dvs efter avvattning) bör också beaktas vid en framtida hantering.

7 Hydraulisk modellering

7.1 Syfte med modelleringen

Behov och möjlighet till efterbehandlingsåtgärder har studerats inom 11 olika delområden, se Figur 16 nedan.

Syftet med att utföra hydrauliska beräkningar i Viskan är dels att beskriva de befintliga hydrauliska förhållandena inom det studerade området, dels att erhålla en bättre uppfattning om vilka förändringar avseende strömningsförhållanden som eventuellt sker till följd av efterbehandlingsåtgärderna.

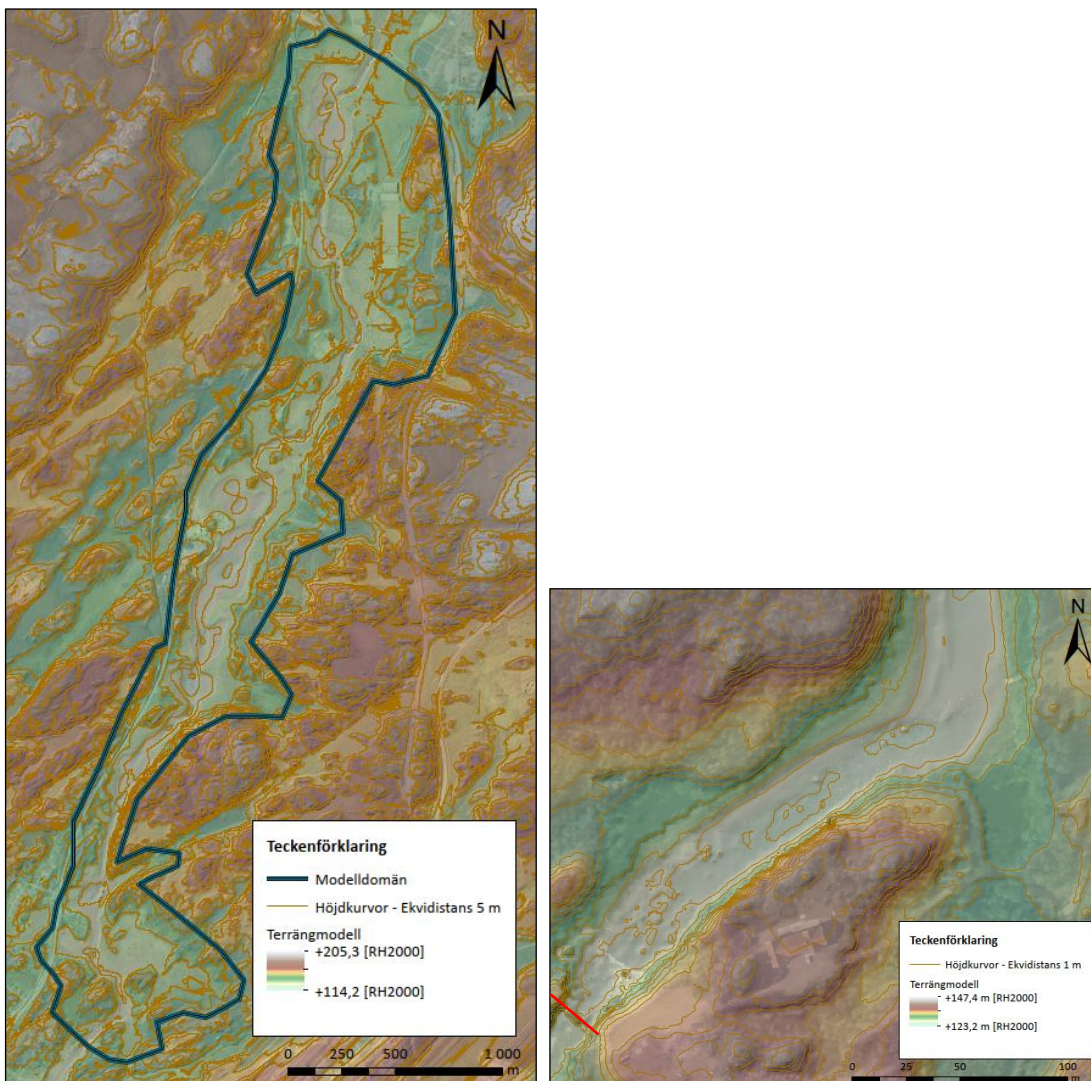


Figur 16. De olika delområden inom vilka efterbehandlingsåtgärder planeras att utföras.

7.2 Metodik

7.2.1 Terrängmodell

Som underlag till den hydrauliska modellen upprättades en terrängmodell över det studerade området baserad på ekolodad bottendata, samt högupplöst laser-skannad höjddata från Lantmäteriet, så kallad *Laserdata skog*, vilken laddades ner från Lantmäteriets hemsida. Terrängmodellen är upprättad i koordinatsystem SWEREF 99 TM och höjdsystem RH2000 och har en upplösning om 1x1 m (Figur 17). I övrigt anges alla nivåer i höjdsystem RH2000 om inget annat anges. Ekolodningen utfördes av Marin Miljöanalys i november och december 2022 samt i januari 2023 (Marin Miljöanalys, 2023). Ekolodningen täcker in Viskan från Osdalsbron (väg 27) norr om Djupasjön ner till Rydboholms övre regleringsdamm. Vattendragssträckan har karterats med multibeamekolod och side scan sonar medan s.k. sub bottom-profiler har använts i sjöarna.



Figur 17. Till vänster visas den fullständiga terrängmodellen inklusive höjdkurvor med ekvidistans 5 m över hela det studerade området och till höger visas ett utsnitt av terrängmodellen inklusive höjdkurvor med ekvidistans 1 m. Den röda linjen i figuren till höger visar Rydboholms övre regleringsdamm.

7.2.2 Hydraulisk modell

7.2.2.1 Beräkningsprogram

Den hydrauliska modellen upprättades i beräkningsprogrammet TELEMAT-2D version 8.3.0. Programmet är utvecklat av "Open Telemac Consortium" (Frankrike: EDF:s Laboratoire National d'Hydraulique, CEREMA, ARTELIA – Storbritannien: Daresbury Laboratory, HR Wallingford – Tyskland: Bundesanstalt für Wasserbau) och är tillgängligt som öppen källkod.

TELEMAT-2D beräknar strömningsmönster i två dimensioner genom att lösa Saint-Venants ekvationer. I 2D-modeller ingår horisontella hastighetsgradienter till skillnad från i 1D-modeller där vattenföring, vattenstånd och vattenhastighet inte varierar över tvärsnitten.

7.2.2.2 Beräkningsnät

Det studerade området, d.v.s. den så kallade modelldomänen, omfattar sträckan från Osdalsbron vid väg 27 ner till Rydboholms övre regleringsdamm (Figur 18). Beräkningsnätet består av ca 98 000 beräkningsnoder och ca 195 000 beräkningselement i ett så kallat "ostrukturerat beräkningsnät". Beräkningscellerna är triangulära och deras sidolängd är 3 m inom vattendraget, 10 m inom de områden som potentiellt översvämmas vid händelse av höga flöden samt 30 m i övriga delar av modelldomänen.



Figur 18. Den hydrauliska modellens omfattning, den så kallade modelldomänen, markerad med gul linje. I bakgrunden syns ett ortofoto samt en terrängskuggning av terrängmodellen.

7.2.2.3 Beräkningsinställningar

Uppströms randvillkor i den hydrauliska modellen utgörs av ett konstant inflöde i modellens uppströmsände, d.v.s. vid Olsdalsbron. Nedströms randvillkor utgörs av en konstant vattennivå vid Rydboholms övre regleringsdamm.

Bottenfriktionen, d.v.s. Mannings tal, ansattes till $31 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ i vattendraget och $15 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ på stränderna/land (se avsnitt 7.3).

Turbulens simulerades med den så kallade k- ϵ -turbulensmodellen.

7.2.3 Flödesscenarier

Inom ramen för föreliggande utredning studerades sex olika flödesscenarier:

- Medelvattenföring (MQ) – $9,2 \text{ m}^3/\text{s}$
- Medelhögvattenföring (MHQ) – $32,5 \text{ m}^3/\text{s}$
- 50-årsflöde (HQ50) – $65 \text{ m}^3/\text{s}$
- Klimatanpassat 100-årsflöde (HQ100_{klimat}) – $98 \text{ m}^3/\text{s}$
- Klimatanpassat 200-årsflöde (HQ200_{klimat}) – $105 \text{ m}^3/\text{s}$

- Beräknat högsta flöde (BHF) – 170 m³/s

MQ och MHQ hämtades från SMHI:s webbaserade tjänst Vattenwebb (SMHI, 2024), från delavrinningsområde nr. 40482 med namnet *Vid Q i Lån punkt*. Övriga flöden kommer från MSB:s översvämningsskartering utmed Viskan (MSB, 2002). Inom ramen för MSB:s utredning beräknades HQ50, HQ100_{klimat} och HQ200_{klimat} för platsen *Utlopp Djupasjön* (d.v.s. ca 500 m nedströms den hydrauliska modellens uppströms rand) och det är dessa flöden som har använts inom ramen för föreliggande utredning. I MSB:s utredning beräknades emellertid BHF ej för platsen *Utlopp Djupasjön*. BHF vid Djupasjön uppskattades därför genom linjär skalering (baserad på delavrinningsområdenas storlek) av beräknat BHF vid platsen *Utlopp Öresjö*, vilken är lokaliserad ca 11 km uppströms Djupasjön.

7.2.4 Erosion

Erosionsrisken kan utredas genom att undersöka bottenskjuvspänningen (τ) som genereras av vattenströmningens friktionskrafter mot botten. För att bottenmaterialet ska eroderas krävs det att bottenskjuvspänningen τ överskrider bottenmaterialets s.k. kritiska skjuvspänning τ_c .

Underlag om botten-sedimenten visar att bottenmaterialet i de delområden där åtgärder planeras att utföras huvudsakligen består av dy och gytta. Botten är mycket lös ytligt. I djupet (1–2 m under botten) visar prover att något grövre fraktioner kan förekomma. Bottenmaterialets mediandiameter, s.k. D_{50} , är dock generellt <0,063 mm (d.v.s. silt eller finare fraktioner) utom i R-områdena ("Rydboholm"). Se även "Resultatrapport avfallsklassificering och sedimentens tekniska egenskaper" (Sweco, 2024a).

I Tabell 3 redovisas en sammanfattning av kritiska bottenskjuvspänningar för erosion av olika typer av material, vilken är framtagen av SMHI inom ramen för projekt Slussen (SMHI, 2008).

Tabell 3. Sammanfattning av kritiska bottenskjuvspänningar för erosion av olika typer av material (SMHI, 2008).

Typ av material	Diameter (mm)	Kritisk bottenskjuvspänning τ_c (Pa)
Friktionsmaterial		
Fin sand	0,06–0,25	0,1–0,2
Medium sand	0,25–0,5	0,2–0,3
Grov sand	0,5–1,0	0,3–0,6
Mycket grov sand	1,0–2,0	0,6–1,2
Kohesionsmaterial		
Icke-konsoliderat material		0,01–0,04
Icke-konsoliderat material (recenta sediment)		0,1
Icke-konsoliderad lera och silt		0,1
Konsoliderat material		0,15
Konsoliderad silt		0,5

För finmaterial ($D_{50} < 0,063$ mm), som kan betraktas som kohesivt, är den kritiska bottenskjuvspänningen τ_c starkt beroende av bottenmaterialets konsolideringsgrad. Tabellen indikerar att den kritiska bottenskjuvspänningen kan variera från 0,01 till 0,5 Pa. Ett klassiskt riktvärde för fina och lösa botten sediment är $\tau_c = \text{ca } 0,1 \text{ Pa}$, vilket har använts i denna utredning.

Bottenskjuvspänningen τ inom beräkningsmodellen har beräknats med hjälp av följande ekvation:

$$\tau = \rho \left[\frac{\kappa}{\ln\left(\frac{11h}{k_s}\right)} \right]^2 U^2$$

Där:

- ρ : vattendensitet (ca 1 000 kg/m³) [kg/m³].
- κ : von Karmans konstant (0,4) [-].
- h : vattendjup [m].
- k_s : ekvivalentsandråhet [m].
- U : djupmedelvärdet av vattenhastighet mellan ytan och botten vid varje beräkningsnod [m/s].

Den hydrodynamiska modellen beräknar vattendjupet h samt djupmedelvärdet av vattenhastighet U vid samtliga beräkningsnoder. Den ekvivalenta sandråheten k_s är ett råhetsmått som beskriver bottenmaterialets ytliga råhet utifrån dess karaktäristiska storlek och är referensmättet för att beräkna bottenskjuvspänning för bottenpartiklar. Den ekvivalenta sandråheten k_s relateras till bottenmaterialets mediandiameter enligt sambandet $k_s = 2,5 D_{50}$.

Eftersom viss variation samt osäkerhet finns kring bottenmaterialets storlek beräknades bottenskjuvspänningen för två olika ekvivalenta sandråheter:

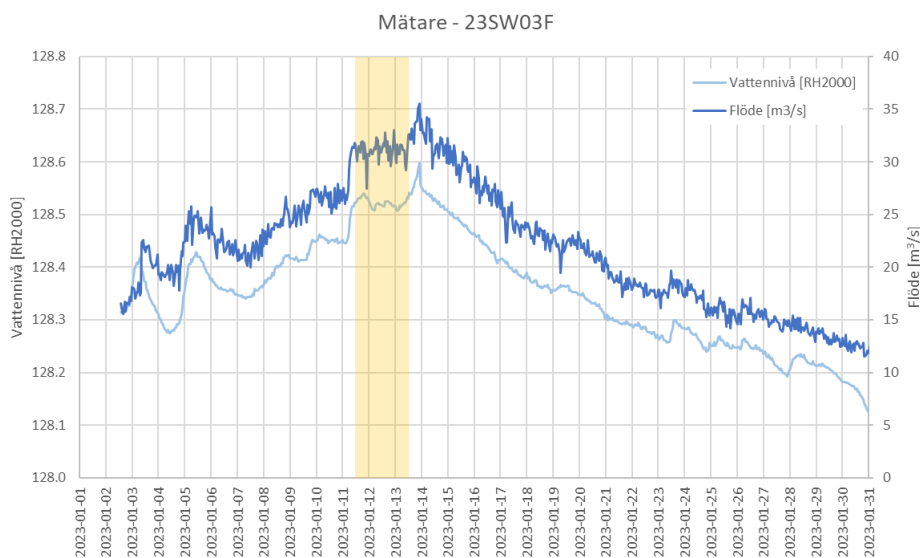
- $k_s = 0,1$ mm.
- $k_s = 1,0$ mm.

$k_s = 0,1$ mm bedöms motsvara ett relevant värde m.h.t. bottenmaterialets karaktär (silt eller finare fraktioner) medan $k_s = 1$ mm anses vara ett något konservativt värde för att beakta exempelvis lokala större ytliga råheter på botten som också kan bidra till erosionspotential.

7.3 Kalibrering

7.3.1 Kalibreringsscenario

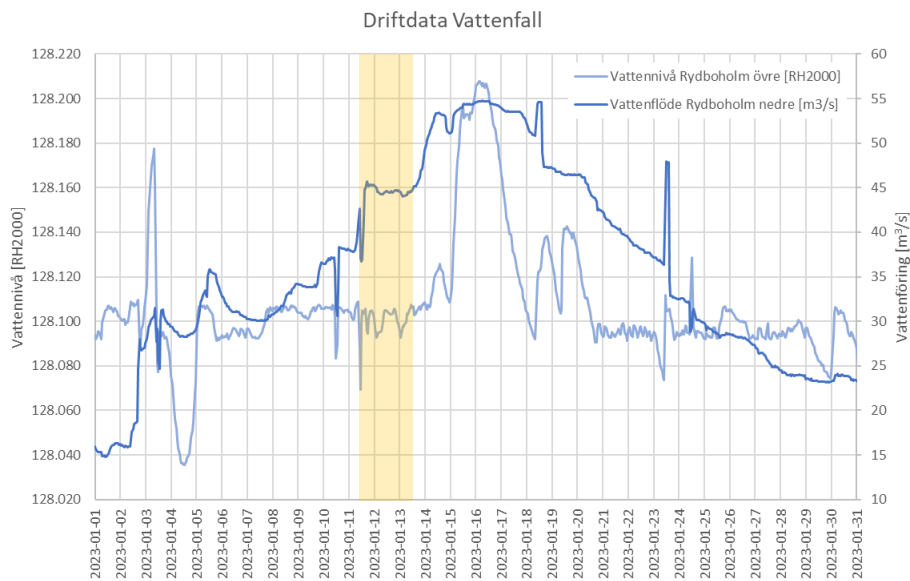
Under 2023 mättes vattennivåer och vattenhastigheter in som timvärden på två ställen, varvid vattenföringen i tillägg kunde beräknas. En av mätarna (23SW06F) var lokaliserad nedströms Rydboholms övre regleringsdamm, vilket är utanför modelldomänen. Den andra mätaren (23SW03F) var lokaliserad vid en bro ca 500 m uppströms Guttasjön och inmätta vattennivåer och beräknade vattenflöden från denna mätare kunde således användas för att kalibrera den hydrauliska modellen (Figur 19).



Figur 19. Inmätta vattennivåer och beräknade vattenflöden från mätare 23SW03F lokaliserad ca 500 m uppströms Guttasjön. Utvald kalibreringsperiod är markerad med gult.

I syfte att erhålla information om vattennivån vid den hydrauliska modellens nedströms rand, d.v.s. Rydboholms övre regleringsdamm, inhämtades driftdata från Vattenfall.

Perioden 2023-01-11 kl. 12.00 till 2023-01-13 kl. 12.00 identifierades som en lämplig kalibreringsperiod eftersom vattenföringen då var hög samtidigt som vattennivån vid Rydboholms övre regleringsdamm låg på en relativt konstant nivå (se Figur 19 och Figur 20). Under den tidsperioden var vattenflödet i den studerade delsträckan av Viskan ca 32 m³/s och vattennivån ca +128,52 m vid mätpunkten samt ca +128,10 m vid Rydboholms övre regleringsdamm, d.v.s. vid den hydrauliska modellens nedströms rand.



Figur 20. Driftdata från Vattenfall i form av vattennivåer vid Rydboholms övre regleringsdamm och vattenflöden vid Rydboholms nedre regleringsdamm. Utvald kalibreringsperiod är markerad med gult.

7.3.2 Kalibreringsresultat

Den hydrauliska modellen kalibrerades genom att 32 m³/s simulerades i modellen och nivån +128,10 m ansattes som nedströms randvillkor samtidigt som bottenfriktionen (d.v.s. Mannings tal) i vattendraget justerades till dess att god överensstämmelse mellan uppmätt (mätare 23SW03F) och beräknad vattennivå erhöles. I Tabell 4 nedan redovisas resultatet av kalibreringen. Mannings tal utanför vattendraget, d.v.s. på land, ansattes till 15 m^{1/3}/s vid samtliga simuleringar.

Tabell 4. Resultat av kalibreringen av den hydrauliska modellen.

Mannings tal [m ^{1/3} /s]	Uppmätt vattennivå	Beräknad vattennivå
30		128,535
31		128,523
32	128,52	128,512
33		128,502
35		128,484

Bäst överensstämmelse mellan uppmätt och beräknad vattennivå erhöles då Mannings tal i vattendraget ansattes till 31 m^{1/3}/s (se grönmarkerade celler i Tabell 4).

7.4 Beräkningsscenarier

7.4.1 Nuvarande förhållanden

För nuvarande förhållanden simulerades totalt nio olika beräkningsscenarier, vilka sammanfattas i Tabell 5 nedan. Anledningen till att högflödesscenarierna HQ100_{klimat}, HQ200_{klimat} och BHF simulerades med två olika vattennivåer vid Rydboholms övre regleringsdamm, d.v.s. nedströms randvillkor i den hydrauliska modellen, beror på att det råder osäkerheter kring aktuell vattennivå uppströms regleringsdammen vid händelse av höga flöden i Viskan.

Tabell 5. Studerade beräkningsscenarier vid nuvarande förhållanden. I tabellen står DG står för dämningssgräns och DK för dammkrön.

Benämning	Flöde [m ³ /s]	Nedströms randvillkor	
		Alternativ 1	Alternativ 2
MQ	9,2	+128,25 (DG)	
MHQ	32,5	+128,25 (DG)	
HQ50	65	+128,25 (DG)	
HQ100 _{klimat}	98	+128,25 (DG)	+128,75 (DG + 0,5)
HQ200 _{klimat}	105	+128,25 (DG)	+128,75 (DG + 0,5)
BHF	170	+129,0 (DK)	+129,5 (DK + 0,5 m)

7.4.2 Åtgärdsförslag

I syfte att ta hand om de förorenade sedimenten i Viskan har tre olika typer av åtgärdsförslag tagits fram:

1. Administrativ åtgärd
2. Muddring
3. Muddring i kombination med övertäckning

För att studera påverkan av åtgärdsförslag nr. 1 (administrativ åtgärd) krävs inga hydrauliska simuleringar. Vid övertäckning täcks botten med ett mycket tunt lager av t.ex. sand eller biokol och bottennivåerna i Viskan antas ej förändras, vilket medför att några hydrauliska simuleringar ej heller krävs för åtgärdsförslag nr. 3 (muddring i kombination med övertäckning), detta eftersom åtgärdsförslag nr. 3 då är detsamma som åtgärdsförslag nr. 2 avseende bottennivåer. För att utreda påverkan av de olika åtgärdsförslagen simulerades således endast åtgärdsförslag nr. 2, d.v.s. muddring.

För åtgärdsförslag nr. 2 finns i sin tur sex olika alternativ till hur mycket de olika delområdena som berörs av de förorenade sedimenten ska muddras, se sammanfattning i Tabell 6 nedan. För lokalisering av delområdena se Figur 16.

Tabell 6. Sammanfattning av hur mycket de olika delområdena ska muddras enligt åtgärdsförslag 2.

Delområde	Muddringsdjup [m]					
	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 5	Alt. 6
D1	0,0	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
D2	0,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
D3	0,0	0,0	0,0	3,0	3,0	3,0
G1	0,0	0,0	2,0	0,0	2,0	2,0

G2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
G3	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
G4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0
G5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
R1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
R2	0,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
R3	0,0	0,0	0,5	0,0	0,5	0,5

Inom ramen för föreliggande utredning simulerades de sex olika muddringsalternativen (Tabell 6) för fyra olika flöden: MQ, MHQ, HQ50 och HQ200_{klimat}. Totalt simulerades således 24 olika beräkningsscenarier för framtida förhållanden, d.v.s. efter åtgärder. Vid simuleringen av framtida förhållanden anpassades bottenivåerna i den hydrauliska modellen enligt de definierade muddringsdjupen inom de olika delområdena (Tabell 6).

Samtliga scenarier som beskriver framtida förhållanden simulerades med DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, som nedströms randvillkor.

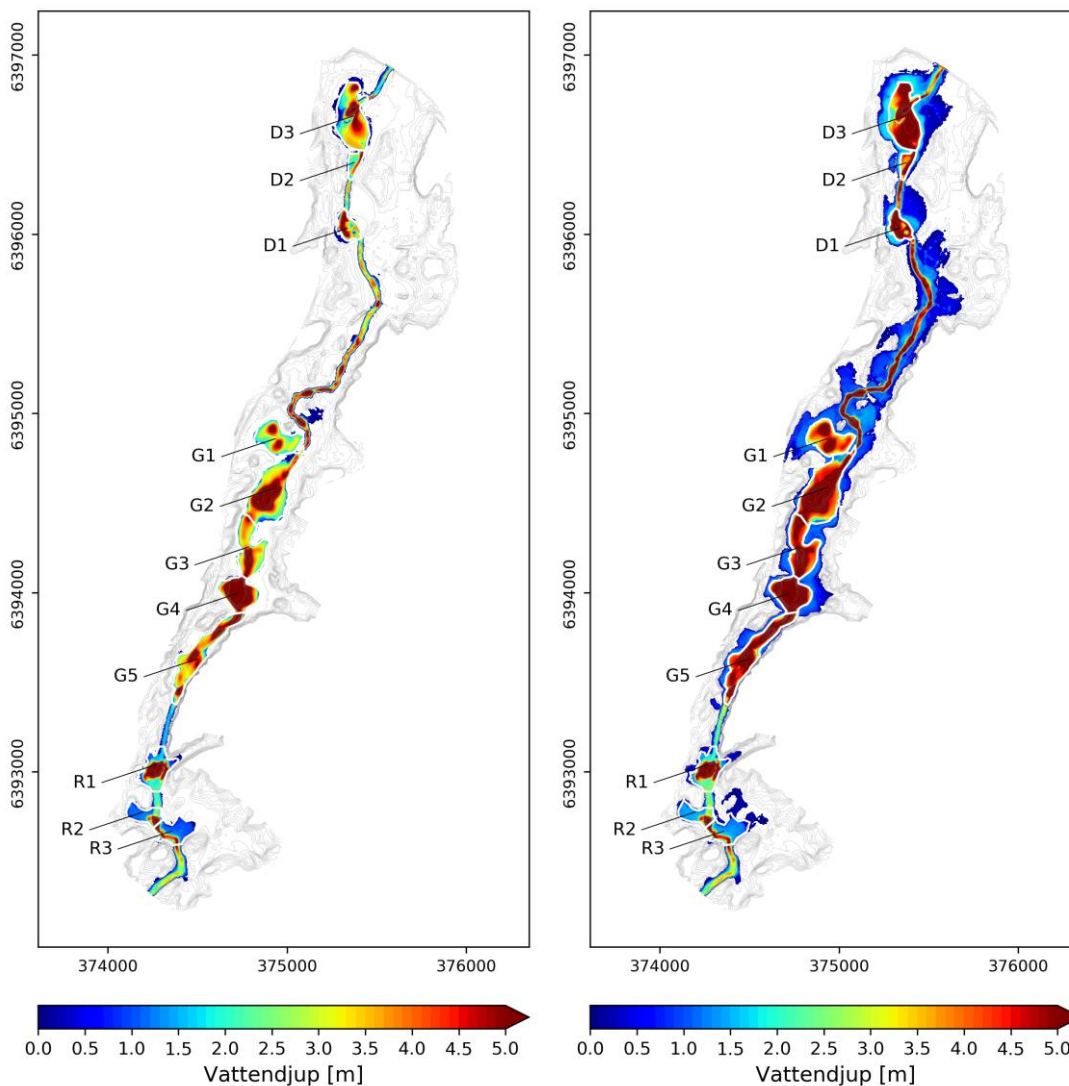
7.5 Resultat

7.5.1 Nuvarande förhållanden

I föreliggande avsnitt redovisas figurer som visar vattendjup, vattenhastighet och bottenskjuvspänning vid flödesscenarierna MQ och HQ200_{klimat} vid nuvarande förhållanden i Viskan. Resultatet från övriga simulerade flödesscenarier, d.v.s. MHQ, HQ50, HQ100_{klimat} samt BHF, återfinns i Bilaga 8.

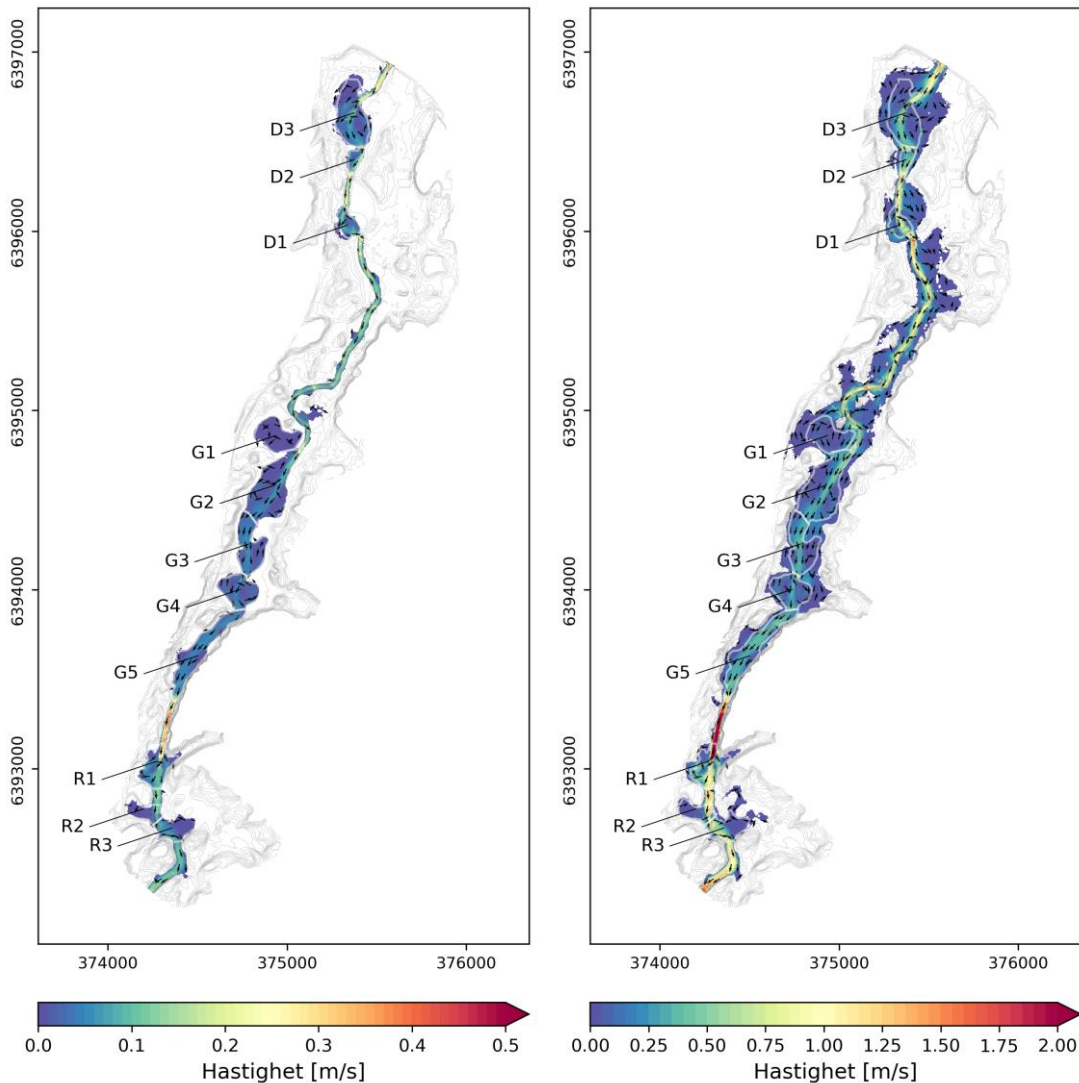
Såsom tidigare nämnts (se avsnitt 7.4.1) simulerades högflödesscenarierna med två olika nedströms randvillkor. Simuleringarna visade att valet av nedströms randvillkor ej påverkar resultatet inom det studerade området nämnvärt. I föreliggande avsnitt redovisas således endast resultat från simuleringarna där DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, ansattes som nedströms randvillkor.

I Figur 21 redovisas beräknat vattendjup vid nuvarande förhållanden i Viskan vid medelvattenföringen (MQ) respektive ett klimatanpassat 200-årsflöde (HQ200_{klimat}). Vattendjupet varierar mycket inom det studerade området. I sjöarna och längs de sträckor där Viskan är bredare överstiger djupet generellt 5 m och det maximala djupet inom studieområdet uppgår till ca 14 m (Guttasjön, delområde G4). I de områden där Viskan är smalare (raka strömsträckor) uppgår vattendjupet till ca 2–5 m. Angivna djup relateras till vattennivån +128,25 m (DG) vid Rydboholms övre regleringsdamm.



Figur 21. Beräknat vattendjup [m] vid nuvarande förhållanden. Bilden till vänster visar vattendjupet vid flödesscenariot MQ och bilden till höger visar vattendjupet vid flödesscenariot HQ200klimat. I båda simuleringarna som redovisas i figuren har DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, ansatts som nedströms randvillkor i den hydrauliska modellen.

Vattenhastigheterna inom det studerade området är relativt låga både vid MQ och vid HQ200_{klimat}. Högst vattenhastigheter uppstår ungefär i mitten av vattendraget, i den s.k. huvudströmfåran. Vid MQ respektive HQ200_{klimat} uppgår vattenhastigheten i huvudströmfåran till som mest ca 0,2 m/s respektive 1,0 m/s, förutom i kanalsträckan uppströms delområdet R1 där den som mest uppgår till ca 0,5 m/s respektive ca 2,0 m/s. Vid HQ200_{klimat} uppgår vattenhastigheten lokalt till upp emot 2,0 m/s på ytterligare några fler platser, t.ex. utmed några av strömsträckorna mellan Djupasjön och Guttasjön (Figur 22).



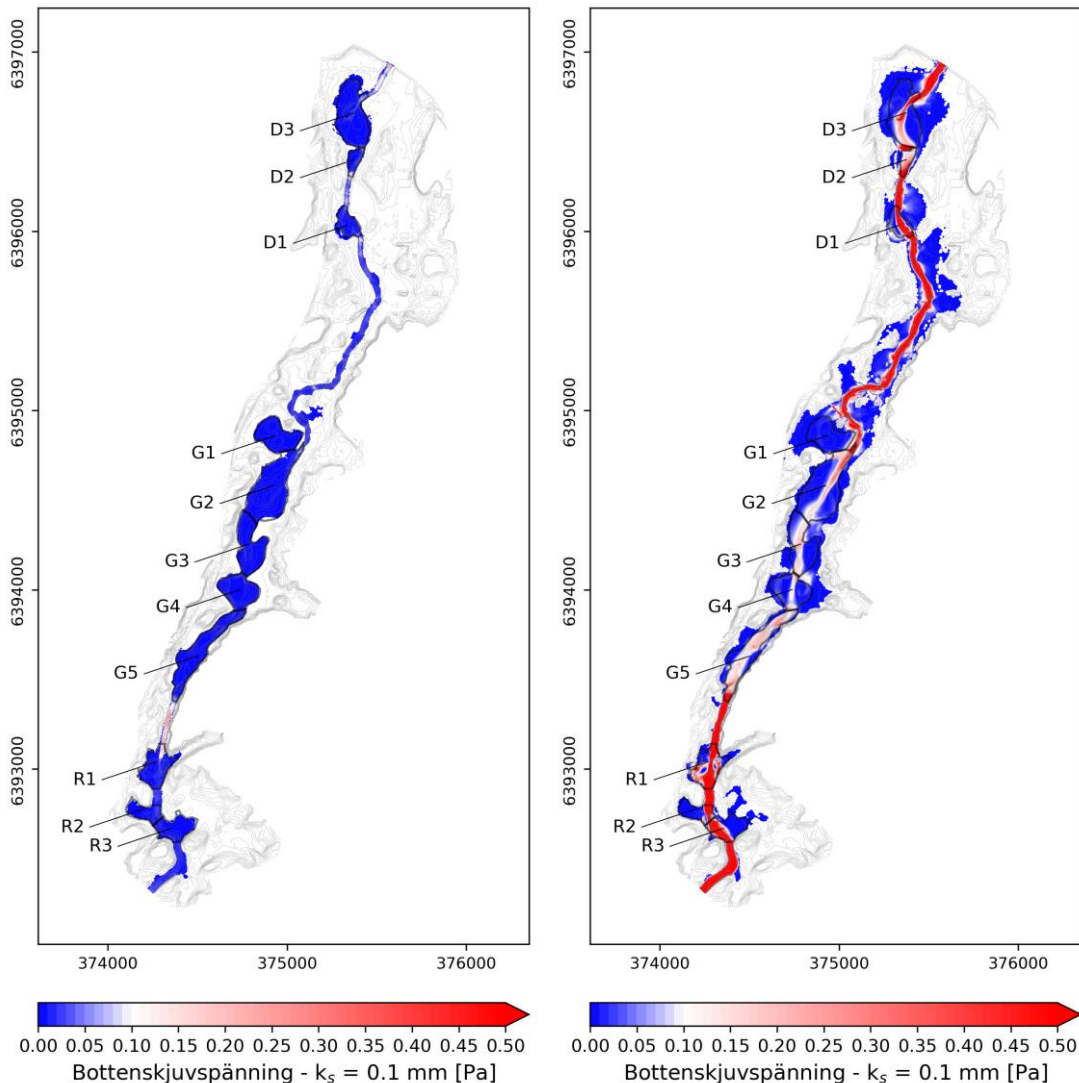
Figur 22. Beräknad vattenhastighet [m/s] vid nuvarande förhållanden. Bilden till vänster visar vattenhastigheten vid flödesscenariot MQ och bilden till höger visar vattenhastigheten vid flödesscenariot HQ200_{klimat}. I båda simuleringarna som redovisas i figuren har DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, ansatts som nedströms randvillkor i den hydrauliska modellen.

Bottenskvjvspänningen inom modellområdet redovisas vid flödesscenerierna MQ och HQ200_{klimat} i Figur 23. Redovisad bottenskvjvspänning har beräknats med en ekvivalent sandrâhet $k_s = 0,1$ mm (se avsnitt 7.2.4). Analys av resultatet visar att vid flödesscenariot MQ är bottenskvjvspänningen lägre än den kritiska bottenskvjvspänningen $\tau_c = ca 0,1$ Pa i hela modellområdet utom i de trängsta partierna (framförallt kanalsträckan nedströms Guttajsön) där bottenskvjvspänningen uppgår till ca 0,1–0,2 Pa. Bottenskvjvspänningen är mycket låg i sjöarna där vattenhastigheterna är låga. Resultatet innebär att ingen erosion av bottenmaterial förväntas ske i Viskan vid sådana hydrologiska förutsättningar och att sjöarna troligen fungerar som ackumulationsområden med sedimentering.

Analys av resultatet från simuleringen av flödesscenariot HQ200_{klimat} visar att bottenskvjvspänningen i sjöarna fortfarande är mycket låga medan bottenskvjvspänningen i den centrala vattendragsfåran i princip alltid överskrider den kritiska bottenskvjvspänningen $\tau_c = ca 0,1$ Pa.

Analys av resultat vid de andra flödesscenarierna (se Bilaga 8) visar att bottenskjuvspänningen utmed vattendragsfåran blir högre än ca 0,1 Pa redan vid MHQ. Detta innebär att det troligen finns en skillnad i bottenmaterialets storlek mellan den centrala vattendragsfåran, där bottenmaterialet bedöms bestå av grövre fraktioner än i sjöarna. Det grövre materialet i den centrala vattendragsfåran har större förmåga att motstå erosion. Dessa resultat stämmer med observationer från provtagningarna som visar att delområdena som ligger i sjöar till största del karakteriseras av fint och löst bottenmaterial.

Beräknad bottenskjuvspänning med en ekvivalent sandråhet $k_s = 1$ mm redovisas i Bilaga 8. Resultaten visar något högre värden jämfört med $k_s = 0,1$ mm, vilket är förväntat. Skillnaderna mellan de båda antagandena är dock begränsade och leder till samma slutsatser avseende förutsättningar till erosion och sedimentering inom modellområdet. Detta innebär att slutsatserna ej nämnvärt påverkas av osäkerheterna kring karakterisering av bottenmaterialet och dess erosionskänslighet.



Figur 23. Beräknad bottenskjuvspänning [Pa] vid nuvarande förhållanden. Bilden till vänster visar bottenskjuvspänningen vid flödesscenariot MQ och bilden till höger visar bottenskjuvspänningen vid flödesscenariot HQ200_{klimat}. I båda simuleringarna som redovisas i figuren har DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, ansatts som nedströms randvillkor i den hydrauliska modellen.

7.5.2 Modellering av åtgärdsförslag

I föreliggande avsnitt redovisas endast de figurer som visar resultat från simuleringarna av muddringsalternativ 6 (d.v.s. "maxalternativ" avseende muddring, se Tabell 6) för flödesscenarierna MQ och HQ200_{klimat}. Resultat från simuleringarna av muddringsalternativ 6 för flödesscenarierna MHQ och HQ50 redovisas i Bilaga 9. I Bilaga 9 återfinns därtill figurer som visar resultatet från simuleringarna av muddringsalternativ 1–5, d.v.s. de mindre omfattande muddringsalternativen, för samtliga studerade flödesscenarier.

Simuleringarna av de studerade muddringsalternativen visar generellt att muddringen orsakar en påverkan på vattenhastigheten, vilken i huvudsak minskar till följd av det ökade vattendjupet. Muddringen påverkar även hastighetsfördelningen som ändras till följd av de avsänkta bottennivåerna. I de

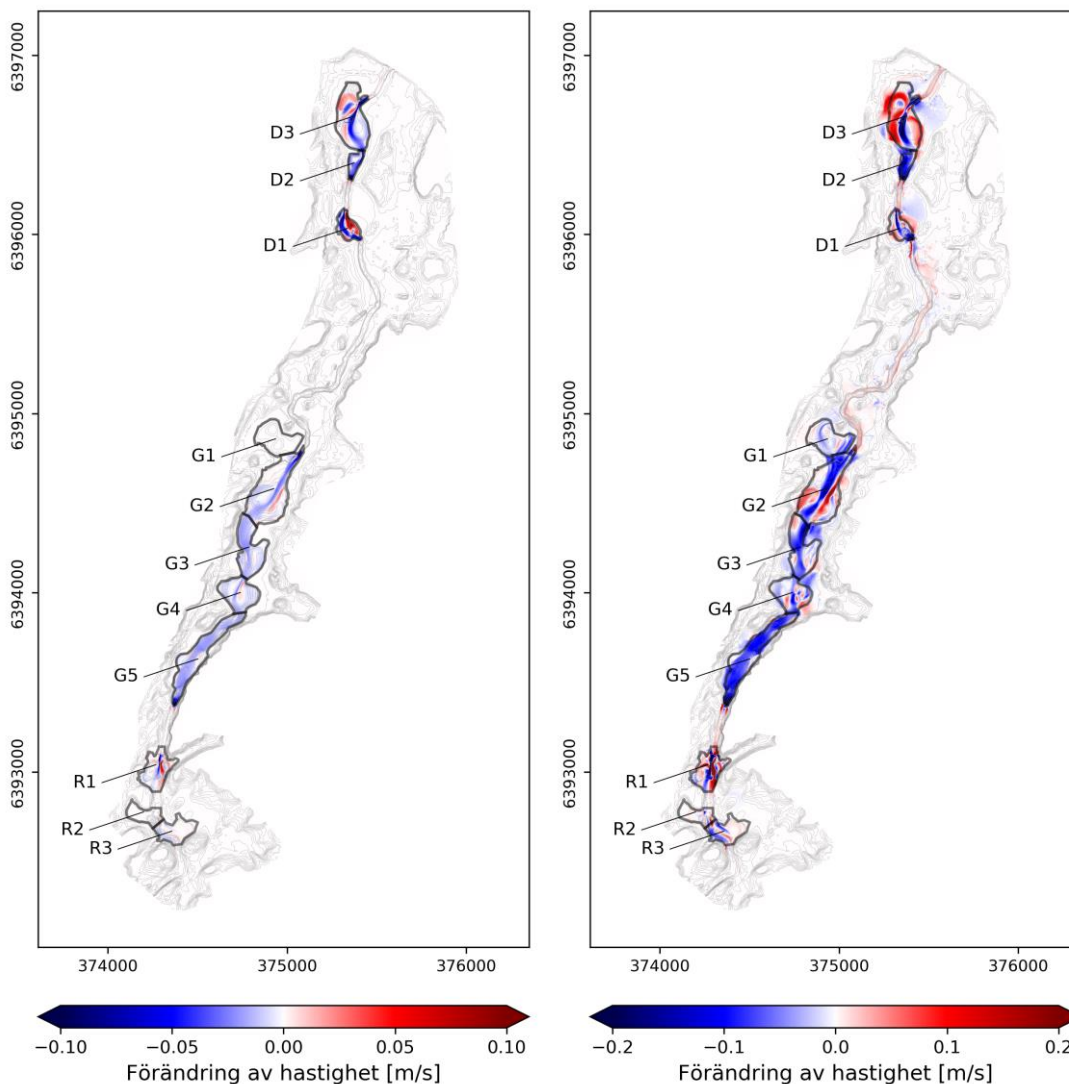
områden där hastighetsfördelningen förändras som mest både minskar och ökar vattenhastigheterna.

De delområden där hastighetsfördelningen förändras som mest är, sett i strömningsriktningen, D3, D1, G2 och R1. Störst förändring sker i delområde D3 och D1. I dessa områden blir förändringen lokalt $> \pm 0,1$ m/s vid MHQ (se Bilaga 9) samt $> \pm 0,2$ m/s vid HQ50-HQ200_{klimat} (se Figur 24). Notera att förändringen avser såväl ökning som sänkning av hastigheten med de angivna värdena.

Generellt ökar vattenhastigheterna i utkanten av delområdena medan vattenhastigheterna minskar i de centrala delarna av delområdena, vilket tyder på att muddringen leder till en mer homogen hastighetsfördelning i dessa delområden jämfört med vid nuvarande förhållanden, där strömmen är mer koncentrerad till vattendragsfåran. Förändringen av vattenhastigheterna anses dock ha relativt begränsad betydelse ur strömningssynpunkt, särskilt vid höga flöden.

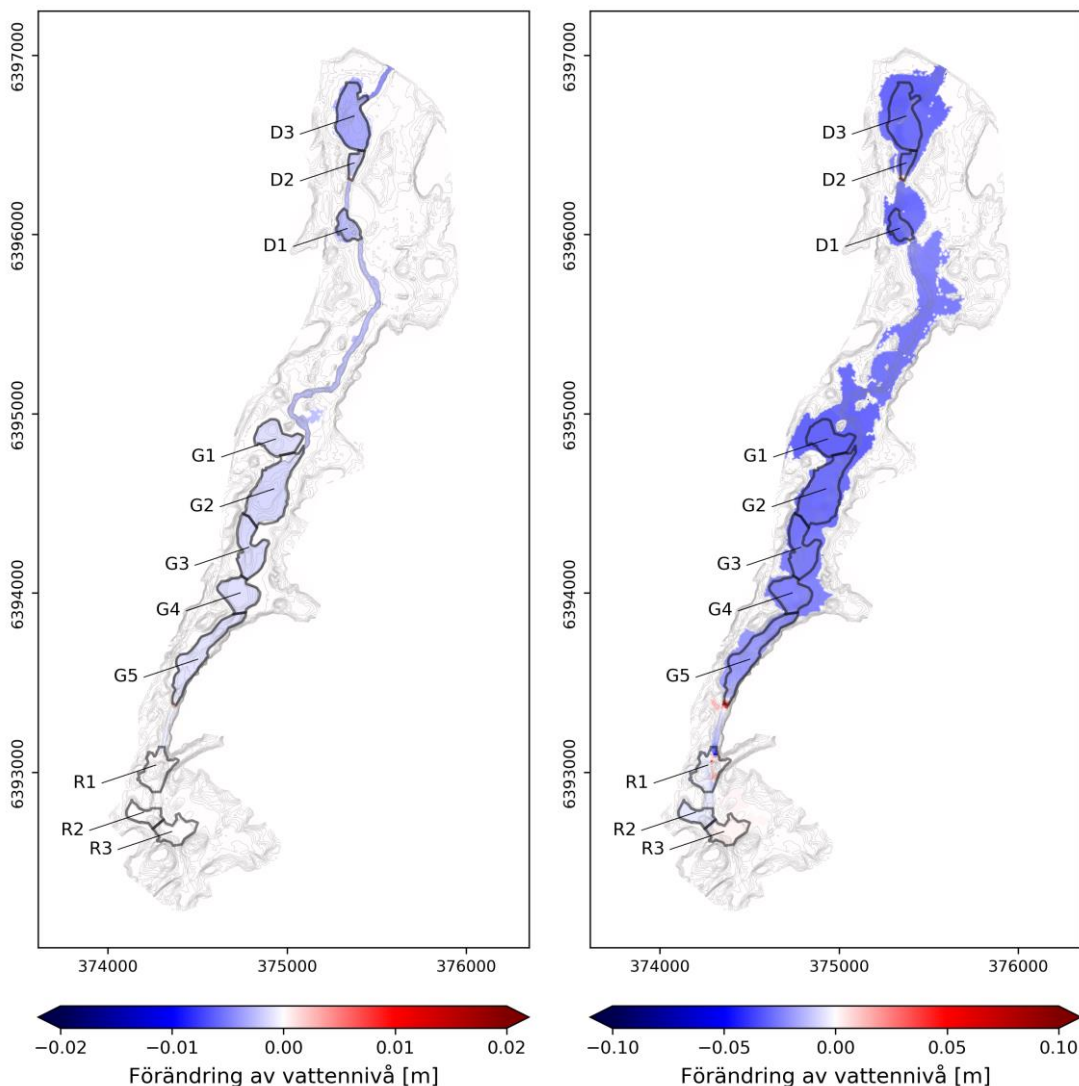
I övriga delområden sker i huvudsak en minskning av vattenhastigheterna till följd av muddringen, även om viss ökning kan ske lokalt. Minskningen är i storleksordning $< 0,05$ m/s vid MQ (Figur 24), $0,05-0,1$ m/s vid MHQ-HQ50 (se Bilaga 9) och ca $0,1$ m/s vid HQ200_{klimat} (Figur 24).

Utmed sträckorna mellan de olika delområdena, t.ex. mellan D1 och G1 respektive mellan G5 och R1, ökar vattenhastigheten marginellt till följd av vattennivåminskningen. Ökningen är som mest ca $0,01$ m/s (se Figur 24 samt Bilaga 9).



Figur 24. Förändring i beräknad vattenhastighet [m/s] mellan muddringsalternativ nr. 6 (framtida förhållanden) och nuvarande förhållanden i Viskan. Bilden till vänster visar förändring i vattenhastighet vid flödesscenario MQ och bilden till höger visar förändring i vattenhastighet vid flödesscenario HQ200_{klimat}. I båda simuleringarna som redovisas i figuren har DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, ansatts som nedströms randvillkor i den hydrauliska modellen.

Den ökade flödesarean som skapas genom muddringen medför att vattennivån minskar i uppströms riktning p.g.a. en generell minskning av vattenhastigheterna och därmed även av friktionskrafterna (d.v.s. att vattendraget får en något högre hydraulisk kapacitet). Vattennivåminskningen är dock relativt begränsad. För muddringsalternativ 6 (d.v.s. "maxalternativ" avseende muddring, se Tabell 6) är den största vattennivåminskningen vid modellens uppströms rand <0,01 m vid MQ och <0,05 m vid HQ200_{klimat} (se Figur 25). Det bör noteras att muddringen i delområde R1-R3 inte ger någon signifikant effekt på vattennivåerna, påverkan sker först uppströms delområde G5 (se Figur 25 samt övriga resultat i Bilaga 9).



Figur 25. Förändring i beräknad vattennivå [m] mellan muddringsalternativ nr. 6 (framtidiga förhållanden) och nuvarande förhållanden i Viskan. Bilden till vänster visar förändring i vattennivå vid flödesscenariot MQ och bilden till höger visar förändring i vattennivå vid flödesscenariot HQ200_{klimat}. I båda simuleringarna som redovisas i figuren har DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, ansatts som nedströms randvillkor i den hydrauliska modellen.

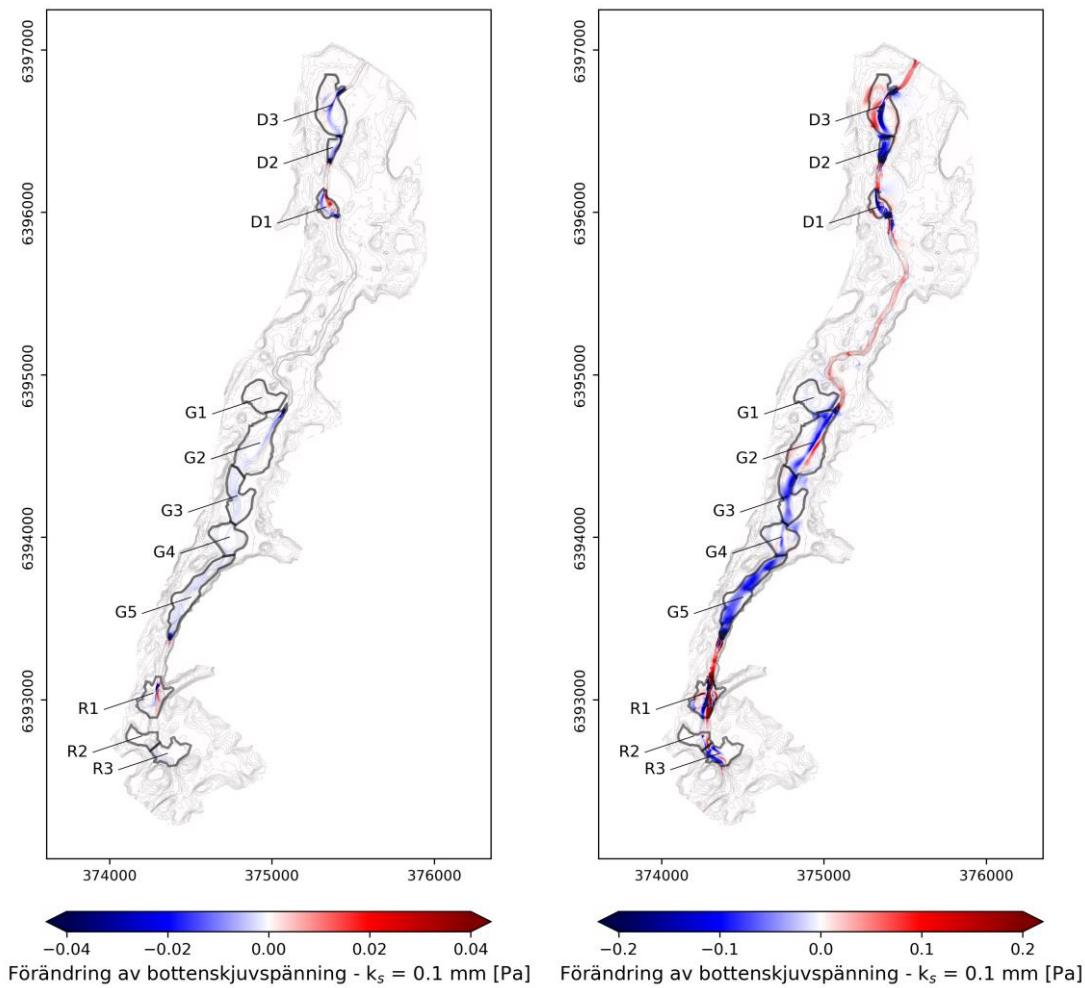
Bottenskjuvspänningen förändras i huvudsak på liknande sätt som vattenhastigheten, d.v.s. att den generellt minskar inom de muddrade områdena.

I de delområden som uppvisar viss förändring vad gäller hastighetsfördelningen, d.v.s. främst i delområde D3, D1, G2 samt R1, kan bottenskjuvspänningen lokalt både minska och öka. Inom dessa delområden förändras bottenskjuvspänningen med som mest ca $\pm 0,2$ Pa vid HQ200_{klimat} (se Figur 26), vid jämförelse mellan nuvarande förhållanden och framtidiga förhållanden efter muddring. Påverkan på lokal sedimenttransport är beroende av framtidiga bottenmaterial inom de muddrade områdena och dess kritiska bottenskjuvspänning. Bedömningen är att variationen i bottenskjuvspänning mellan nuvarande och framtidiga förhållanden efter åtgärder i huvudsak är begränsade och inte har någon betydelse ur morfologisk synpunkt. Det beror främst på att flödes- och sedimentdynamiken

naturligt kommer att uppnå ett nytt jämviktsläge i de områden där fint bottenmaterial kan komma att eroderas och transporteras.

Utmed de raka sträckorna mellan de olika delområdena, t.ex. mellan D1 och G1 respektive mellan G5 och R1, ökar bottenskjuvspänningen till följd av den ökning av vattenhastigheter samt minskning av vattennivån som muddringen orsakar. Störst påverkan sker i kanalsträckan mellan G5 och R1 (ca +0,2 Pa vid HQ200_{klimat} efter muddring jämfört med vid nuvarande förhållanden), där strömningshastigheterna är som högst. Mellan D1 och G1 är ökningen marginell, som mest ca +0,02 Pa vid HQ200_{klimat} (se Figur 26). Ökningen av bottenskjuvspänningen utmed dessa raka sträckor är för liten för att vara av någon betydelse ur morfologisk synpunkt, detta eftersom bottenmaterialet inom dessa områden med största sannolikhet är grövre med ett högre motstånd för transport och erosion jämfört med det fina bottenmaterialet som ligger i övriga delområden och som ligger till grund för bedömningarna avseende erosionspotential.

Det bör noteras att analys av förändringarna på bottenskjuvspänningen baseras på beräknade värden utifrån en ekvivalent sandråhet $k_s = 0,1$ mm. Analys av förändringarna på bottenskjuvspänningen beräknad utifrån en ekvivalent sandråhet $k_s = 1$ mm visar endast mindre skillnader jämfört med ovanstående resultat. Enbart resultat avseende förändring av bottenskjuvspänning baserad på $k_s = 0,1$ mm redovisas i Bilaga 9.



Figur 26. Förändring i beräknad bottenkjuvspänning [Pa] mellan muddringsalternativ nr. 6 (framtida förhållanden) och nuvarande förhållanden i Viskan. Bilden till vänster visar förändring i vattenhastighet vid flödesscenariot MQ och bilden till höger visar förändring i vattenhastighet vid flödesscenariot HQ200_{klimat}. I båda simuleringarna som redovisas i figuren har DG, d.v.s. vattennivån +128,25 m, ansatts som nedströms randvillkor i den hydrauliska modellen.

8 Referenser

- Brandt, 1996. *Sedimenttransport i svenska vattendrag, exempel från 1967-1994*. SMHI Hydrologi Nr 69. Februari 1996
- Havs- och Vattenmyndigheten, 2018. *Muddring och hantering av muddermassor, Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken*. Rapport 2018:19.
- Håkansson, L. & Rosenberg, R. 1985. *Praktisk kustekologi*. Naturvårdsverket. SNV PM 1987.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2004. *Föroreningar i Viskan nedströms Borås, Åtgärdsutredning, Rapport nr VISKAN 2003:9*. 2004-06-04.
- Marin Miljöanalys, 2023. *Bottenkartering Viskan*. Göteborg 10 mars 2023.
- MSB, 2002. *Översvämningskartering utmed Viskan*. Rapport nr: 27, 2002-03-20. Reviderad 2019-07-01.
- Maurice, C., Adli, G., Eek, E., & Cornelissen, G. (2022). Pilot project. Biochar based capping of polluted sediment. Luleå: Luleå University of Technology.
- Renman, Renman och Gustafsson, 2013. *Reaktiva sorbent för fastläggning av fosfor i Östersjöns bottnar*. December 2013.
- SGF, 2024. *Åtgärdsportalen - AC-baserad tunnskiktsovertäckning*. <https://atgardsportalen.se/insitu-sediment/ac-baserad-tunnskiktsovertackning-oversikt/ac-baserad-tunnskiktsovertackning-fordjupning>. (Hämtad 2024-09-13)
- SGI, 2016. *Publikation 30-1, In-situ övertäckning av förorenade sediment, Metodöversikt, 2016*.
- SLU, Karlsson, Kraufvelin och Östman, 2020. *Aqua reports 2020:1. Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet*.
- SMHI, 2008. *Hydrodynamiska utredningar i Slussenprojektet – underlag för bedömning av erosionsrisk samt effekten på avloppsvattensspridningen i Saltsjön vid ökad avtappning av Mälaren genom Söderström*. Rapport nr 2008-61.
- SMHI, 2024. *Modelldata per område*. Tillgängligt på: [Vattenwebb | SMHI](#).
- Sweco, 2024a. *Avfallsklassificering och sedimentens tekniska egenskaper*. 2024-04-19.
- Sweco, 2024b. *Geoteknisk undersökning för sanering av Viskan*. 2024-06-25.
- Sweco, 2024c. *Uppdaterad huvudstudie inför åtgärd*. Arbetsmaterial.
- Sweco, 2024d. *Perfluorerade ämnen i Viskan*. 2024-05-07.
- Söderlund, Patrik, 2024. *Gävleborgs Sjösanering AB, muntlig kommunikation*.
- Viskans vattenråd, SGS, 2022. *Viskan 2022 – Viskans Vattenråd*. 2023-05-22.