

Hudiksvalls kommun

Håstaholmen, delområde 8

Miljöteknisk undersökning av bottensediment

Åtgärdsutredning



2017-04-25

Version: 1.0

Uppdrag: 9122-001

Titel på rapport: Åtgärdsutredning och riskvärdering

Datum: 2017-03-28

Medverkande: Frida E Nordbäck och Johan Nordbäck

Beställare: Hudiksvalls kommun

Kontaktperson: Jonas Rasmusson

Uppdragsansvarig: Johan Nordbäck

Handläggare: Frida E Nordbäck

Kvalitetsgranskare: Johan Nordbäck

Revideringar:

Revideringsdatum: 2017-03-28

Version: 0.1 Utkast

JN

Revideringsdatum: 2017-04-25

Version 1.0

JN

Innehåll

1	Inledning	5
1.1	Syfte	5
1.2	Områdesbeskrivning	5
2	Förutsättningar för åtgärd	6
2.1	Riskbedömningens resultat.....	6
2.2	Grundläggande krav, principer och normer för efterbehandling	6
2.3	Volymer förorenade sediment.....	7
3	Åtgärdsmetoder	8
3.1	Muddring av förorenade sediment.....	8
3.1.1	Sugmuddring	9
3.1.2	Grävuddring	9
3.1.3	Frysmuddring	9
3.2	Övertäckning av sediment	10
3.2.1	In-situ	10
3.2.2	Ex situ övertäckning	10
3.3	Stabilisering/solidifiering av sediment.....	11
3.4	Övervakad naturlig självrening	11
3.5	Behandling av muddrade sediment.....	12
3.5.1	Avvattning	12
3.5.2	Termisk behandling.....	13
3.5.3	Kemisk behandling.....	14
3.6	Transport och slutligt omhändertagande.....	14
3.6.1	Klassificering för omhändertagande.....	14
3.6.2	Användning som fyllning.....	14
3.6.3	Transport.....	15
3.6.4	Deponering.....	15
3.6.5	Dumpning.....	15
3.7	Miljöpåverkan vid åtgärder av förorenade sediment.....	15
3.8	Skyddsåtgärder	16
4	ÅTGÄRDSUTREDNING	16
4.1	Platsspecifika förutsättningar för åtgärdsalternativ	17
4.1.1	Avvattningsyta	17

4.1.2	Avvattningsteknik.....	19
4.1.3	Sedimentområde A	19
4.1.4	Sedimentområde B	20
4.1.5	Sedimentområde C	21
4.2	Alternativ 0 – Ingen åtgärd	21
4.3	Alternativ 1-Muddring	21
4.3.1	Måluppfyllelse och källtermsreduktion	21
4.3.2	Alternativ 1A – maxhaltsanering.....	22
4.3.3	Alternativ 1AB – Utökad maxhaltsanering.....	24
4.3.4	Alternativ 1ABC – Maxalternativ totalsanering	25
4.4	Alternativ 2 – Täckning	27
4.4.1	Alternativ 2A – Skyddstäckning del av område A1	28
4.5	Osäkerheter och vidare utredningsbehov	28
4.6	Måluppfyllelse.....	29
4.7	Tillstånd/anmälan	29
4.8	Kostnader	30
4.8.1	Produktionskostnader.....	30
4.8.2	Övriga projektkostnader	30
5	Riskvärdering.....	32
5.1	Förslag till ambitionsnivå	32
5.2	Förordat åtgärdsalternativ och motivering	32
5.2.1	Direktiv för fortsatt projektering	33
5.2.2	Resursförbrukning över tid	33
6	Referenser.....	34

Bilagor:

Bilaga 1- Sammanställning av åtgärdsalternativ för riskvärdering

1 Inledning

Sedimenten kring det f.d. sågverksområdet Håstaholmen har vid tidigare undersökningar utförda av NCC Teknik AB (2001–2002) och SGI (2008–2009) konstaterats förorenade med dioxiner/furaner, metaller, alifater och i viss mån PAH:er. Structor har som en del i projektet Miljösanering Håstaholmen genomfört en kompletterande undersökning med syfte att ytterligare avgränsa det förorenade området på uppdrag av Hudiksvalls kommun. I uppdraget ingick även att utföra en riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering för undersökningsområdet.

1.1 Syfte

Åtgärdsutredningens syfte är att identifiera och analysera olika åtgärdsalternativ för efterbehandling av förorenade sediment kring Håstaholmen. Detta har skett genom en utvärdering och jämförelse av potentiella åtgärdsmetoder och åtgärdstekniker.

1.2 Områdesbeskrivning

Håstaholmen är beläget sydöst om Hudiksvalls stads kärna. Det före detta sågverksområdet omfattar själva holmen samt en del utav fastlandet och binds samman genom två broar. Landytan uppgår till ca 29 ha. Industriell verksamhet bedrevs på Håstaholmen med närområde under perioden 1873–2003, främst i form av sågverksamhet men även vidareförädling av sågade varor genom hyvleri, trähusfabrik, snickeri, parkettgolv tillverkning, plywoodtillverkning och lamellträtillverkning har pågått inom området. Under perioder har det sågade virket tryckimpregnerats med CCA-medel (1952–1965) och behandlats med pentaklorfenol (PCP) för skydd mot blånadsangrepp (ca 1940–1969). Dessa två behandlingsprocesser har efterlämnat föroreningar i mark, sediment, grundvatten och byggnadsmaterial. Den primära föroreningen är dioxiner/furaner, men även förhöjda halter av arsenik, tungmetaller, PAH:er samt alifater har påträffats.

Det före detta sågverksområdet omfattar två fastigheter Åvik 26:14 och Åvik 26:16, där den senare endast består av en sporthall. Avhjälpandeåtgärder har under 2015–2016 utförts på fastigheten Åvik 26:14 med avseende på föroreningar i mark genom projektet Miljösanering Håstaholmen. Inom området finns i dagsläget kontor, sporthall, restaurang, vårdcentral samt mindre verkstäder.

Omgivande vatten kring Håstaholmen utgörs av Hudiksvallsfjärden som ansluter till Bottenhavet. Enligt VISS (Vatteninformationsystem Sverige) har Hudiksvallsfjärdens vattenkvalitet anmärkningar med avseende på övergödning (närsalter), syrefattiga förhållanden samt miljögifter.

2 Förutsättningar för åtgärd

2.1 Riskbedömningens resultat

Utförda undersökningar av sediment kring Håstaholmen visar att den dominerande föroreningen är dioxiner/furaner. Prover över 20 ng/kg TS (i tidigare undersökningar föreslaget PRV) har påträffats inom ett område på ca 34 ha. Föroreningshalterna varierar inom undersökningsområdet men ett källområde har påvisats intill broarna som sammanbinder holmen och fastlandet, där halterna är mycket höga. Inom den avtagande zonen (område B1 och B2) norr och söder om källområdet (område A) påträffades höga halter i ytsediment och till viss mån i underliggande skikt (0,1–0,2 m). Området som innehåller majoriteten av provpunkterna som är starkt till mycket starkt förorenade av dioxiner/furaner uppgår till ca 10 ha. Mängden dioxiner/furaner bedöms inom detta område till ca 16,5 gram. Den totala mängden dioxiner/furaner inom området, inkluderat det yttre påverkansområdet med halter över 20 ng/kg TS, bedöms uppgå till ca 19–20 gram.

Vid utförd sedimentprovtagning har bark/träresten påträffats som djupast ned till 0,5–0,6 m under sedimentytan (Structor Norr AB, 2016). I vissa provpunkter kunde provtagning ej genomföras på grund av alltför grovt material i ytsedimentet. I övrigt bedömdes det övre skiktet främst bestå utav dy/gyttja följt av lera. Botten inom området bedömdes i huvudsak vara transportbotten. Dessa bottenar utgör en transportlänk mellan erosionsbottenar och ackumulationsbottenar genom upprepad resuspension och sedimentation av material.

Den utförda riskbedömningen visade att för uppfyllnad av åtgärds målet "*att eventuell förorenings-spridning till närliggande ytvatten (Hudiksvallsfjärden) ska vara så låg att inga skador uppstår på det akvatiska livet*" krävs åtgärder för att reducera framtida effekter från den föreliggande dioxinförorening av bottensediment som konstaterats.

2.2 Grundläggande krav, principer och normer för efterbehandling

En åtgärdsutredning syftar till att identifiera och analysera potentiella åtgärds metoder med målet att skapa underlag inför en riskvärdering, där ett slutligt åtgärdsalternativ arbetas fram. Naturvårdsverket har tagit fram rapport 5978 – *Att välja efterbehandlingsåtgärd vilken ger vägledning i processen att välja efterbehandlingsåtgärd*. Följande aspekter bedöms aktuella för Håstaholmen och bör vara vägledande vid val av efterbehandlingsåtgärd (Naturvårdsverket, 2009a):

- Efterbehandlingsåtgärderna bör reducera miljö- och hälsoriskerna så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.
- Åtgärderna bör vara av engångskaraktär.
- Skador som uppstår under genomförande bör vara mindre än de skador som totalt kan komma att orsakas av det förorenade området.
- Åtgärderna bör inte annat än under en övergångsperiod kräva underhåll och skötsel efter avslutad åtgärd. Viss långsiktig övervakning av skyddsåtgärder vid deponier, inneslutningar, barriärer och åtgärder med obeprövad teknik kan dock behövas.
- Bästa tillgängliga teknik bör användas, om det inte medför orimliga kostnader.

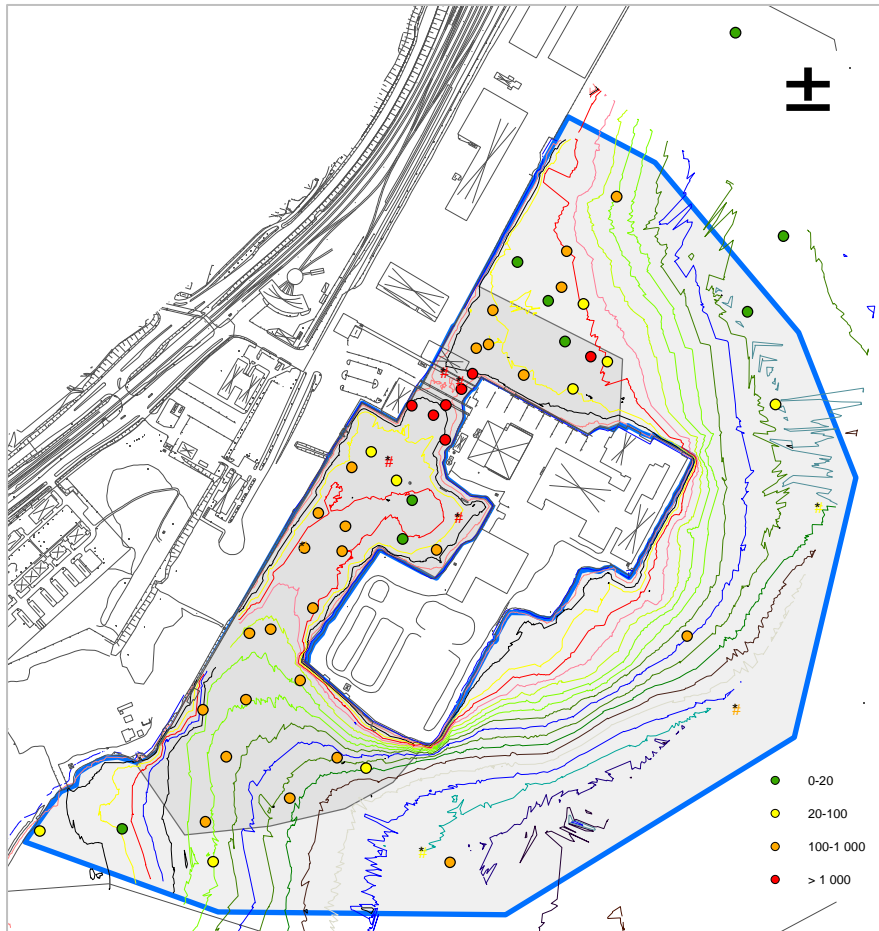
- Energisnål teknik bör väljas så långt det är möjligt.
- Efterbehandlingsåtgärder bör utföras så att den planerade framtida markanvändningen begränsas så lite som möjligt.
- Åtgärderna bör genomföras så att området inte återförorenas på grund av spridning från delar där åtgärder ännu inte genomförts.
- Åtgärder bör väljas och genomföras så att intrånget i andra intressen blir så litet som möjligt, till exempel vad gäller kulturminnesvården.
- Om föroreningar lämnas kvar bör inte ytterligare efterbehandling omöjliggöras eller utförande av skyddsåtgärder omöjliggöras, exempelvis genom att ny bebyggelse uppförs på det förorenade området, utan att konsekvenserna har utretts ordentligt.
- Kvarlämnas föroreningar i fast fas bör skyddsåtgärder eftersträvas som reducerar riskerna i motsvarande mån eller som har motsvarande skyddseffekt som om massorna hade omhändertagits på deponi.

2.3 Volymer förorenade sediment

I riskbedömningen utförd av Structor Norr (2017) avgränsades en del av undersökningsområdet med avseende på provpunkter med föroreningshalter > 1 000 ng/kg TS (motsvarande starkt till mycket starkt förorenat) ned till 0,2 m under sedimentytan. Följande antaganden har gjorts vid beräkningar av förorenad volym sediment:

- Sedimentens densitet i torrhet har antagits vara 1,3 ton/m³.
- Medelhalten för delområden (A1, A2 och B1, B2) har beräknats utifrån uppmätta halter i provpunkter inom områdena för respektive djup. Medelhalt för område C har beräknats exkluderat områdena A och B.
- Volymen har korrigerats med avseende på uppmätt vattenkvot *in situ*.
- Området med förekommande dioxinhalter överstigande 1 000 ng/kg TS ned till 0,2 m djup har beräknats omfatta en yta om ca 9,7 ha (Figur 1).
- Området med dioxinhalter överstigande 20 ng/kg TS i ytsedimentet omfattar ca 34 ha (blå markering i Figur 1)

Inom det avgränsade området med mycket starkt förorenade provpunkter rör det sig om en total mängd om ca 14 600 m³ förorenat sediment varav ca 7 000 m³ är starkt förorenat och 7 600 m³ mycket starkt förorenat. Mängden dioxiner/furaner bedöms inom detta område uppgå till ca 16,5 g. Sett till området med prover över 20 ng/kg TS rör det sig om ca 39 000 m³ sediment och ytterligare ca 2,9 gram dioxin, vilket ger en total mängd på ca 19–20 gram. Det bör påpekas att det yttre området inte har avgränsats med faktiska analyser under 20 ng/kg TS i tillräcklig omfattning för att säkerställa den inräknade arealen helt. Den yttre gränsen sydost om holmen är antagen utifrån den avklingande utbredning som påvisats i befintliga prover men inte bekräftad genom utökad provtagning i sediment.



Figur 1. Grå markering visar det avgränsade området där halter över 1 000 ng/kg TS påträffats ned till 0,2 m under sedimentytan. Blå markering representerar ett område där samtliga prover över 20 ng/kg TS ingår. Cirklar representerar prov tagna med rörprovtagare och trianglar representerar prov tagna Van Veen huggare. Det skiljer 1 m mellan djupkurvorna och gul linje representerar 3 meters djup, röd linje representerar ett djup på 4 m

3 Åtgärdsmetoder

Åtgärder som vidtas vid efterbehandling av förorenade områden kan delas in i två typer: skyddsåtgärder respektive reduktion av föroreningskällan. Skyddsåtgärder innebär att spridnings- och exponeringsrisken begränsas till en acceptabel nivå till skillnad från reduktion av föroreningskällan vilket innebär åtgärder som minskar mängden föroreningar på den aktuella platsen. Naturvårdsverket förespråkar i första hand reducerande åtgärder. (Naturvårdsverket, 2009a). I detta kapitel beskrivs ett urval av metoder vilka bedöms relevanta för åtgärder av de dioxinförorenade sedimenten vid Håstaholmen.

3.1 Muddring av förorenade sediment

Muddring av sediment innebär ett fysiskt ingrepp i botten då föroreningskällan reduceras genom att det övre bottenskiktet tas bort. Muddring kan delas in i mekanisk och hydraulisk muddring. Mekanisk muddring innebär att sedimenten grävs upp och förflyttas med hjälp av grävare/gripskopa. Hydraulisk muddring innebär att sedimenten sugs/pumpas upp. Den främsta skillnaden mellan de

två typerna är sedimentens konsistens efter avlägsnandet. Vid mekanisk muddring bibehåller sedimenten i huvudsak sin ursprungliga konsistens medan det vid sugmuddring sker en betydande utspädning med vatten vilket ökar volymen och avvattningskrävs i allmänhet före fortsatt behandling. (Naturvårdsverket, 2009b; Naturvårdsverket, 2003)

3.1.1 Sugmuddring

Vid sugmuddring sugs sediment upp genom ett muddringshuvud som placeras vid sedimentytan. Vatten används för att förflytta sedimenten i form av en slurry i ett slutet system. Detta ger en låg spridning av partiklar i jämförelse med grävuddring. Om botten består av styv lera eller morän kan ett grävande/skärande huvud användas. Transport från mudderverket sker genom pumpning via pipeline till landanläggning. Genom att vatten utnyttjas som transportmedel medför detta en ökad volym av sediment med högre vattenkvot vilket kräver avvattnings- och separat behandling av rejektvatten. (Naturvårdsverket, 2003; Naturvårdsverket, 2009a). Utrustningen har dock ingen möjlighet att hantera fasta föremål (t.ex. trä, sten/block, skrot) utan dessa hindrar framdrift och kräver separat hantering. De hydrauliska system som krävs i form av pumpar och ledningar innebär en begränsning för utförande under perioder med kallt klimat då frysrisker uppstår. Utförande vid konstanta minusgrader kräver särskilda åtgärder och blir i de flesta fall orimligt att genomföra av dessa skäl.

3.1.2 Grävuddring

Grävuddring innebär att en grävmaskin eller ett grävaggregat, placerad antingen på land eller på en ponton, gräver upp sediment inför vidare hantering. Särskilda skopor finns framtagna för att minska spill och grumling samt för att öka precisionen (exempelvis gripskopa). Till skillnad från sugmuddring bibehålls sedimentens ursprungliga vattenhalt i högre utsträckning. (Naturvårdsverket, 2003; Naturvårdsverket, 2009a). Tekniken innebär också att fasta föremål och hinder kan hanteras under grävning och det finns ett urval av gripverktyg och skopor för detta ändamål. Utförande under kalla förhållanden (minusgrader) är möjligt men innebär ökade arbetsmiljörisiker.

3.1.3 Frysmuddring

Frysmuddring innebär att sediment som önskas förflyttas fryses ned med hjälp av frysceller. Fryscellerna kan bestå utav en platta som placeras ovan sedimentytan alternativt vertikala rör som förs ned i sedimentet. Fryscellerna transporterar sedan ett köldmedium och fryser omgivande sediment. När hela volymen intill fryscellerna frusit samman kan det frusna sedimentet lyftas upp ur vattnet (Naturvårdsverket, 2003; Naturvårdsverket, 2009a). Metoden har en mycket begränsad kapacitet med avseende på framdrift, en rimligt anpassad utrustning kan muddra en yta i storleksordningen ca 100 m²/dygn och detta med en hög energiförbrukning. Eventuella större hinder på botten behöver också avlägsnas innan frysmuddring kan ske på ett effektivt sätt. Kostnaden för frysmuddring är i jämförelse med t.ex. grävuddring väsentligt högre och denna metod utvärderas

inte vidare för Håstaholmen med anledning av att den tydligt inte överensstämmer med flera av de uppställda kraven enligt avsnitt 2.2 ovan.

3.2 Övertäckning av sediment

3.2.1 In-situ

In situ övertäckning av förorenat sediment innebär att rent material används för att kapsla in det förorenade sedimentet och skapa en ny bottenyta. Genom detta reduceras resuspension, diffusion och bottenlevande organismer exponeras mindre. Metoden är internationellt erkänd och accepterad metod för efterbehandling av förorenade sediment (SGI, 2016). Som täckmaterial används främst rena naturmaterial, men också betong och bentonit (Naturvårdsverket, 2003).

Det finns två huvudsakliga metoder av *in situ* övertäckning av sediment: tunnskiptsövertäckning och isolationsövertäckning. Skillnaden mellan dessa är huvudsakligen täckningens tjocklek och täckningens syfte. Vid isolationsövertäckning är syftet att uppnå fysisk och kemisk isolering och stabilisering av sediment. För att uppnå detta används "lager-på-lager" principen, med syfte att varje lager ska bidra med egenskaper för att uppnå ovan nämnda mål. Som täckmaterial kan både naturliga och antropogena material användas med både reaktiva och icke-reaktiva egenskaper (SGI, 2016).

Syftet med tunnskiptsövertäckning är att reducera bioackumulering och exponering av det förorenade sedimentet, men inte till samma grad som isolationsövertäckning. Detta sker genom att sedimenten täcks med ett lager som är mäktigare än det förväntade bioturbationsdjupet för majoriteten av de bottenlevande organismerna inom området. Dock finns risken att vissa organismer gräver djupare och kan då tränga genom övertäckningen och fortfarande exponeras av föroreningarna. Både konventionella och reaktiva material kan användas. (SGI, 2016)

Vid både metoderna bör hänsyn tas till följande parametrar: risk för eventuell inträngning av grundvatten, gasutveckling, stabilitet/erosion samt potentiell användning av geotextil som avskärmning mellan sediment och täcklager (SGI, 2016). Därtill uppstår risken för uppsträngning av förorenade sediment i utförandeskedet samt geotekniska risker såsom sättningar och skred. Vid belastning med tryck från övertäckning pressas också porvatten ur sedimenten vilket kan innebära en ökad spridning av lösta föroreningar. Ytterligare en faktor som avgör möjligheten för täckning av sediment är vattendjupet. Om området är grunt från start grundas det upp ytterligare av täckmassorna vilket kan försvåra eventuell båttrafik och öka risken för erosion.

3.2.2 *Ex situ* övertäckning

Ex situ övertäckning av massorna kan ske på extern mottagningsanläggning eller att massorna placeras på lämplig plats i närområdet och övertäcks på plats. Det senare alternativet minskar mängd transporter men innebär i praktiken att en sluttäckt deponi anläggs inom området med tillhörande krav på tillstånd, efterkontroll och tekniska funktioner.

3.3 Stabilisering/solidifiering av sediment

Stabilisering och solidifiering (S/S) är en immobiliseringsmetod som syftar till att reducera föroreningars rörlighet och förbättra materialets geotekniska egenskaper. Som en del av avfallsförordningen 2011:927 bilaga 4 återfinns definitioner för stabilisering, solidifiering och delvis stabiliserat avfall vilket anses gälla även för förorenade jordar och muddermassor som ska efterbehandlas. (SFS 2011:927, 2011)

Stabilisering: process som ändrar avfallsbeståndsdelarnas farlighet, varvid farligt avfall kan omvandlas till icke-farligt avfall.

Solidifiering: process där endast avfallets aggregationstillstånd ändras genom tillsatser utan att avfallets kemiska egenskaper påverkas.

Delvis stabiliserat avfall: avfall som efter stabiliseringsprocessen fortfarande innehåller farliga beståndsdelar som inte fullständigt omvandlats till icke-farliga beståndsdelar och som kan avges till miljön på kort, medellång eller lång sikt.

Behandlingen kan ske direkt på plats, utan muddring (*in situ*) eller på land efter att massorna har muddrats (*ex situ*). Om massorna muddrats kan de behandlas on-site (på plats) eller off-site (på annan plats) beroende på utrymme för hantering av massor.

Stabilisering/solidifiering bygger på olika processer/mekanismer, både kemiska och fysiska men även geotekniska. Exempelvis kan solidifiering ske genom att blanda det förorenade materialet med cement och låta det stelna, vilket reducerar regnvattnets urlakning av lösta föroreningar (SMOCS, 2012).

3.4 Övervakad naturlig självrening

Övervakad naturlig självrening (ÖNS) innebär att naturliga processer i jord och sediment som reducerar föroreningarnas toxicitet, volym och mobilitet utnyttjas för att uppnå fastställda åtgärds mål. Metoden är passiv och kan användas då ingen akut exponeringsrisker förekommer. Fördelar med metoden är att ingreppen ofta är mindre kostsamma och att lokala miljöstörningar uteblir. En tydlig begränsning finns dock för persistenta föroreningar som inte bryts ned av naturliga processer vilket är fallet med dioxin vid Håstaholmen.

En vidare tolkning av dessa processer finns i begreppet "monitored natural attenuation" (MNA) som kan översättas till naturlig avklingning. I detta begrepp införlivas även olika utspädningsprocesser vilka vid Håstaholmen sker kontinuerligt genom resuspension och spridning av föroreningar bundna till partiklar samt diffusion av ämnen som sprids vidare i vattenfasen med strömmar. Dessa processer har pågått och pågår kontinuerligt vid Håstaholmen och resultatet syns i de avklingande föroreningshalter som påträffas i ytsedimenten idag. Spridningen av dioxin genom diffusion från sedimenten vid Håstaholmen kan bara antas utgöra en liten del av den effekt i form av betydande bakgrundshalter av dioxin i biota som konstateras i Bottenhavet och Östersjön under de senaste 20-30 åren (Havet 2015/2016, 2016). I riskbedömningen har denna process bekräftats vid Håstaholmen genom upprepade mätningar genom passiv provtagning (Structor, 2016).

Även om det inte aktivt väljs som en "åtgärds metod", att låta naturen ha sin gång, innebär det i praktiken att dessa processer kommer att fortsätta vid Håstaholmen och på längre sikt innebära att

dioxinhalter i sedimenten inom Håstaholmens käll- och närområde minskar i olika utsträckning beroende på fortsatt spridning och därmed utspädning.

Ett exempel på när ett aktivt val av denna passiva åtgärd kan vara lämplig med avseende på föroreningar i sediment är vid konstaterandet av en naturligt pågående översedimentation. Om en sådan process pågått och antas fortlöpa kan ett tidigare påverkat ytsediment naturligt övertäckas av rent sedimenterande material med en minskande resuspension och diffusion som långsiktig effekt. Detta sker dock endast under förutsättning att botten är av ackumulationskaraktär vilket inte är fallet vid Håstaholmen.

3.5 Behandling av muddrade sediment

3.5.1 Avvattning

Då sedimentets vattenkvot oftast är hög efter utförd muddring (speciellt vid sugmuddring) krävs det vanligen någon form av avvattning av materialet innan hanteringen för transport till mottagningsanläggning eller annan behandling. Genom avvattning minskar även sedimentens vikt vilket verkar reducerande på kostnaden för hantering och transport för omhändertagande såväl som på den totala kvittblivningskostnaden.

Metoder för att avvattna sediment kan delas in i mekanisk, passiv eller aktiv avvattning. Mekanisk avvattning kan ske med hjälp av t.ex. filterpressar, centrifuger eller att vattnet sugas ut ur materialet. Gemensamt är att det kräver tillförsel av energi. Tekniken är densamma som används konventionellt för avloppsslam och kan generellt öka halten TS upp till 70 vikt %. Passiv avvattning sker genom användning av bassänger där vatten kan avdunsta och partiklar tillåts sedimentera, s.k. lagunering. Ytterligare exempel på passiv avvattning är upplagsytor där massorna kan avvattnas och vattnet samlas upp för vidare behandling. Gemensamt för dessa metoder är ett stort utrymmesbehov. En effektiv avvattning av finsediment (silt, lera, gyttja) uppnås endast om lagertjockleken är under 1 m, helst under 0,5 m tjockt. Detta innebär att stora ytor måste tas i anspråk alternativt att avvattningen sker i kampanjer över längre tid.

Aktiv avvattning sker genom att värme tillförs materialet med syfte att avdunsta vattnet. (Naturvårdsverket, 2003). En effektiv åtgärd är också att låta sedimenten frysa in naturligt vid vinterklimat och därefter tina långsamt. Vanligen erhålls då en sprickbildning och en betydande del av vatteninnehållet kan därefter rinna ut via nybildade porkanaler under upptiningen.

Geotuber är en teknik som används för att avvattna slam från exempelvis reningsdammar och kan benämnas som en kombination av aktiv och passiv avvattning. Detta lämpar sig väl att kombinera med sugmuddring då sedimentet transporteras som en slurry och kan pumpas direkt in i geotuberna men det kan också nyttjas för grävuddring om de uppgrävda sedimenten slammas upp i vatten och pumpas från muddringsområdet. Geotuberna består av geotextil där vattnet kan passera igenom och sedimentet behålls i själva tuben. Polymer kan tillsättas för att skapa flockar av finpartiklar med bundna föroreningar vilket kan betecknas som den aktiva delen i metoden. Polymertillsatsen ger vanligen en väsentligt förbättrad momentan separation av fastfas från vatten men det förutsätter att

valet av polymer i kombination med geotextil optimeras väl för varje enskilt sediment. En betydande fördel med denna teknik är att ytan för avvattnings på land kan begränsas avsevärt i förhållande till lagunering. Tuberna kan tillåtas släppa vatten och därefter återfyllas till dess att den fasta massan fyller tuben till önskad grad. De kan också staplas på varandra i lager och därmed möjliggöra en packning på höjden med bibehållen eller till och med ökad avvattningsseffekt genom ökat tryck.

Genom att massorna avvattnas uppkommer behovet av hantering av vatten som ska återföras till recipienten, med eventuella krav på rening. Dioxiner är hydrofoba och binder hårt till organiskt material, vilket gör rening möjlig genom avskiljning av partiklar och filtrering genom aktivt kol.

3.5.2 Termisk behandling

Termisk behandling innebär att energi tillförs materialet i form av värme och kan fungera både som koncentrations- och destruktionsmetod. Termisk desorption/avdrivning är en koncentrationsmetod där de förorenade massorna behandlas med värme i syfte att förånga föroreningarna. Metoden kan i vissa fall även benämnas som destruktionsmetod då skillnaden mot vanlig förbränning är liten, speciellt i de fall då termisk desorption kombineras med ytterligare behandling av det insamlade föroreningskoncentratet (exempelvis med en efterbrännkammare). Det finns både mobila och stationära anläggningar. I Sverige är det vanligast att transportera massorna till en stationär anläggning. Faktorer som spelar in på resultatet av både termisk desorption och förbränning är materialets egenskaper (kornstorleksfördelning, mängd brännbart organiskt material, vattenkvot och föroreningsinnehåll). Vid termisk behandling är det viktigt att föroreningar som avgår i gasform tas om hand genom exempel reningsfilter eller efterbrännkammare för att hindra dem från att nå atmosfären. (Naturvårdsverket, 2003)

Vilka föroreningar som åtgärdas beror på vilken temperatur materialet värms upp till. Flertal kolväten destrueras vid 900 °C till skillnad från högklorerade dioxiner där en förbränningstemperatur över 1 000 °C krävs. (Naturvårdsverket, 2006)

En termisk destruktionsmetod som används både för icke-farligt avfall och farligt avfall är förbränning. Vid förbränning används högre temperaturer än vid termisk desorption då syftet är att direkt destruera/omvandla föroreningarna. Dioxiner omfattas av POPs-förordningen 79/117/EEG (Persistent Organic Pollutants) vilket gör att de vid höga halter (s.k. "high POP"> 5 000 µg/kg PCDD/PCDF) ska behandlas så att föroreningarna förstörs eller omvandlas på ett irreversibelt sätt. Vidare är avfall med dioxinhalter över 15 µg/kg klassat som farligt och i haltintervallet mellan 15–5000 µg/kg finns möjlighet till undantag från irreversibel destruktions genom lagring i djupa bergsformationer, saltgruvor eller FA-deponi efter solidifiering/stabilisering om detta är tekniskt möjligt. Hittills har det i Sverige inte redovisats eller godkänts något sådant undantag vilket gör destruktions genom förbränning till det enda reella valet för dioxinförorenade massor med halter över 15 µg/kg. Se vidare avsnitt 3.6.

Då den dominerande föroreningen i Håstaholmen är dioxiner/furaner i haltnivåer under gränsvärdet (15 µg/kg) för farligt avfall, bedöms bortskaffning genom deponering som ett möjligt alternativ till förbränning, i synnerhet med anledning av att det förra innebär en väsentligt lägre kostnad. Förbränning är istället att rekommendera vid påträffandet av halter över 15 µg/kg.

3.5.3 Kemisk behandling

Med kemisk behandling menas här metoder som utnyttjar kemiska ämnen för att destruera eller utvinna föroreningar ur de schaktade massorna. Metoderna som tas upp i detta dokument är jordtvätt med kemiska tillsatser och kemisk oxidation.

Jordtvätt är en koncentrationsmetod där den finare fraktionen (som ofta binder föroreningarna) avskiljs och resterande material återfylls/ används. Beroende på föroreningar kan tensider, syror eller komplexbildare tillsättas till tvättvätskan som annars vanligtvis består vatten. Då sediment ofta består av finare partiklar kan det försvåra användandet av jordtvätt som behandling av förorenade sediment. (Naturvårdsverket, 2003). Metoden bedöms inte användbar för sedimenten vid Håstaholmen.

För att utnyttja oxidationsreaktioner vid behandling av förorenade sediment tillförs ett oxidationsmedel (exempelvis ozon, väteperoxid). Syftet med metoden är att omvandla föroreningarna till mindre toxiska föreningar samt öka dess rörlighet och möjlighet att brytas ned biologiskt. Risken finns för oönskade biprodukter om oxidationen inte är fullständig, faktorer som påverkar detta är pH, temperatur och reaktionstid. Metoden bedöms inte tillämpbar för dioxiner på grund av deras persistenta egenskaper och de oförutsedda effekterna vid partiell eller ofullständig oxidation.

3.6 Transport och slutligt omhändertagande

3.6.1 Klassificering för omhändertagande

Vid eventuell muddring kring Håstaholmen måste sedimenten tas om hand som avfall. Den högst uppmätta halten av dioxiner/furaner i sedimenten uppgår till 10 000 TEQ ng/kg TS *in situ*. Detta är under den rekommenderade haltgränsen för klassificering av förorenade massor som farligt avfall (15 µg/kg) vilket möjliggör att en deponi för icke-farligt avfall (IFA) kan ta emot massorna, dock kräver det ytterligare karakterisering av sedimenten med avseende på organiskt innehåll och lakegenskaper innan en slutlig bedömning av mottagare kan göras. Detta görs på den slutliga sammansättningen av massorna efter muddring och avvattning. En preliminär bedömning utifrån analyser av enskilda sedimentprover är dock att deponering på IFA -deponi är möjlig.

3.6.2 Användning som fyllning

Beroende på föroreningsgrad kan avyttrandet av massor se olika ut, om de är tillräckligt rena kan de efter utförd utredning återanvändas vid exempelvis anläggningsarbeten eller vid täckning av en deponi. Genom detta sker hushållning av material. För sedimenten vid Håstaholmen bedöms detta inte vara ett realistiskt alternativ på grund av dioxinföroreningar och geotekniska egenskaper.

3.6.3 Transport

Transport av förorenade sediment inför behandling kan ske land- eller vattenburet, alternativt kombinerat. Först krävs transport på vatten från muddringsplatsen för att sedan lastas om för vidare transport på land. Landbaserade transporter kan ske via pipeline, järnväg eller lastbil medan det på vatten är pipeline eller pråmar som används.

3.6.4 Deponering

Muddring och transport till godkänd extern deponi är ett vanligt förfarande vid schakt av förorenade massor. Då den påträffade koncentrationen av dioxiner/furaner i sedimenten kring Håstaholmen är under gränsvärdet för farligt avfall (15 µg/kg) kan det innebära kortare transporter då mottagningsanläggningar som tar emot icke-farligt avfall finns nära åtgärdsområdet. Under projektet Miljösanering Håstaholmen transporterades schaktade massor klassificerade som icke-farligt avfall till Ulvbergets mottagningsanläggning (4,6 km). Detta förutsätter vanligen att massorna är "höglägningsbara", vilket innebär att de ska ha tillräcklig torrhet och geotekniska egenskaper som möjliggör maskinell hantering på upplag. Det kan givetvis förekomma undantag från dessa krav om särskild överenskommelse med mottagaren kan träffas där det finns en lösning för att hantera och fortsatt avvattna avfallet inom mottagningsanläggningen.

Mängden TOC (total mängd organiskt kol) i sedimentmassorna har betydelse för omhändertagandet efter muddring. Tillåten mängd regleras i NFS 2004:10 och där fastställs 5 % TOC för icke-farligt avfall och 6 % TOC för farligt avfall. Vissa mottagningsanläggningar kan dock inneha dispens och på så sätt ta emot avfall upp till dubbla och tredubbla gränsvärdet (NFS 2004:10).

3.6.5 Dumpning

Ett alternativ för avyttrande av muddermassor som inte kan återvinnas kan i vissa fall, efter prövning enligt kapitel 15 MB, dumpas på godkänd plats. För att få dumpa krävs dispens från dumpningsförbudet (15 kap. 33§ MB). En godkänd plats kan utgöras av en ackumulationsbotten vilket innebär att massorna överlagras av nytt sediment, och att risken för spridning via havsströmmar på så sätt minskar. På grund av föroreningsinnehållet är detta inte ett realistiskt alternativ för sedimenten från Håstaholmen.

3.7 Miljöpåverkan vid åtgärder av förorenade sediment

Miljöpåverkan vid mudderverksamhet i förorenade sediment kan ske på flera sätt, främsta risken är dock genom den omrörning som ingreppet resulterar i. Omrörning innebär förändrade fysiska/kemiska förhållanden vilket kan leda till en resuspension av förorenade sedimentpartiklar till vattenpelaren ovanför. Utöver omrörning kan spill av muddrat sediment ge upphov till spridning av föroreningar och en påverkan på omgivningen. Enligt en litteratursammanställning över miljöeffekter vid muddring och dumpning utförd av Naturvårdsverket kan spridning av sediment vid muddring innebära följande påverkan på miljön (Naturvårdsverket, 2009b):

- Effekter genom spridning av föroreningar som varit bundna till sedimentet eller lösta i porvattnet.
- Effekter genom spridning av organiskt material och näringsämnen från sedimentet.
- Effekter av grumling (förhöjd partikelkoncentration och reducering av ljusinsläpp).
- Effekter av förändrad bottenstruktur som följd av sedimentförflyttningar.

Ytterligare faktorer som har betydelse för miljöpåverkan från muddringen är vid vilken tidpunkt som åtgärden sker och om det är ett samlat ingrepp eller vid flera separata tillfällen. Detta då de akvatiska organismerna, främst bottenfauna och i vissa fall fisk, har lättare att återhämta sig från en begränsad period med ökad grumlighet istället för vid flera upprepade tillfällen. Muddring bör inte heller ske vid tidpunkter då fisk vandrar eller leker i området. Vid muddring avlägsnas den bottenyta som tidigare varit exponerad för vattenmassan och ersätts med en ny. Detta innebär att bottenfaunan slås ut och en nästintill steril botten blir kvar tills en naturlig återmigrering av organismer har skett.

Även övriga åtgärdsmetoder såsom övertäckning och stabilisering/solidifiering av sedimenten riskerar att orsaka miljöpåverkan genom omrörning då metoderna innebär vattenarbete. Miljöpåverkan sker även genom utsläpp i samband med åtgärdsmetoden, transport och behandling av sediment.

3.8 Skyddsåtgärder

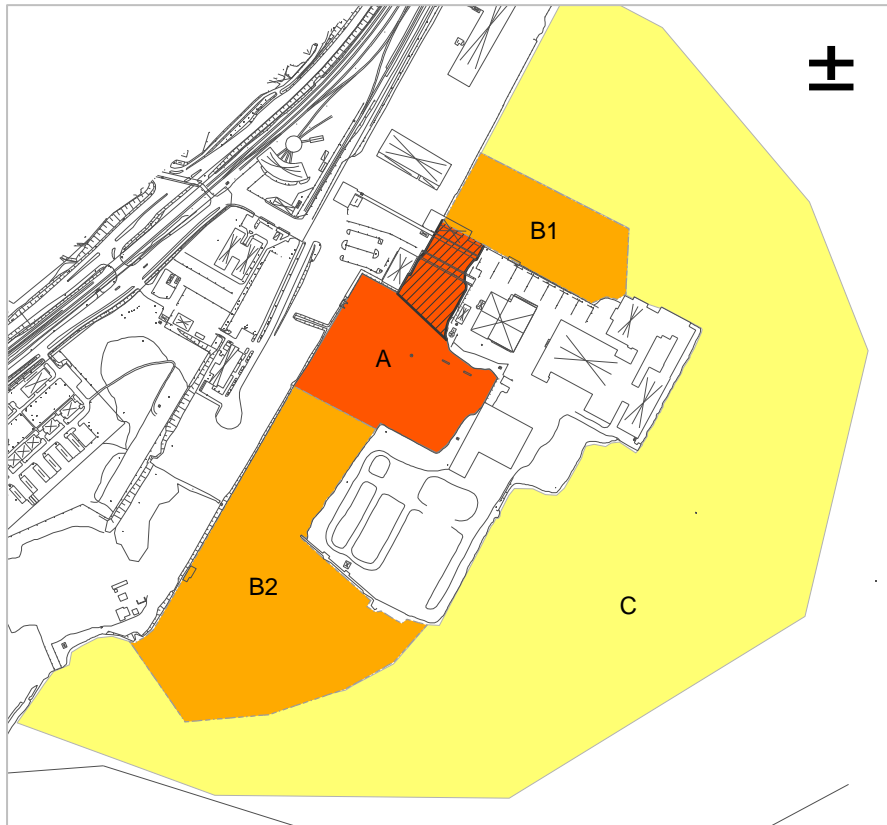
För att minska risken för negativa effekter på den akvatiska miljön bör skyddsåtgärder vidtas. Exempel på sådana kan vara användandet av grumlingskydd, t.ex. geotextilskärmar vilka fungerar som flexibla barriärer mellan arbetsområdet och övrigt vattenområde för att hindra partikelspridning. Vid behov kan även ett skydd i form av fast installation av skyddsskärm göras tillfälligt, vanligen spont av stål eller plast.

4 ÅTGÄRDSUTREDNING

I detta kapitel sammanfattas utredningen av åtgärdsalternativ för de dioxinförorenade sedimenten vid Håstaholmen utifrån följande kriterier:

- Övergripande åtgärds mål
- Intressenternas förutsättningar och framtida nyttjande
- Teknisk genomförbarhet
- Miljörisker under åtgärdsfas
- Uppnådda resultat

I avsnitt 4.1 redovisas en platsspecifik sammanvägd bedömning av teknisk genomförbarhet med beaktande av föroreningsituation, vattendjup och övriga kriterier för de 3 huvudsakliga delområden som definierats och benämns A, B och C i riskbedömningen. Dessa delområden visas i Figur 2. De metoder som bedömts är gräv- och sugmuddring, täckning samt kombinationer av dessa. I följande avsnitt 4.2 och framåt definieras åtgärdsalternativen mer i detalj och kopplas till uppnådda mål och kostnadsbedömningar.



Figur 2. Delområden i åtgärdsutredningen

4.1 Platsspecifika förutsättningar för åtgärdsalternativ

4.1.1 Avvattningsyta

Alla åtgärder som innebär muddring kräver en anpassad yta för hantering av uppgrävda och/eller uppsugna sediment. Ytan ska ha en area tillräcklig för den sedimentvolym som ska hanteras och därtill ha en jämn överyta. Möjlighet att uppsamla och kontrollera vatten som avrinner bör finnas då det är fråga om en miljöfarlig verksamhet vars utsläpp inte ska ge onödig påverkan på omgivningen. En tät botten på ett lutande plan är båda nödvändiga förutsättningar för detta. Möjlighet att avleda vatten till recipient behövs också. Avskildhet från pågående verksamheter inom området är därtill en fördel.

Tillträdesvägar till ytan behövs dels för avlämning av muddermassor vilket kan ske med pråm, dumper eller via pipeline och dels för lastning och bortforsling av massorna. Avvattningsytans läge

bör således inte vara alltför långt ifrån själva muddringsområdet och heller inte från väganslutningar till allmän väg.

Inom fastigheten Åvik 26:14 finns tre huvudsakliga alternativ som helt eller delvis uppfyller dessa krav:

- Delområde 4A, barkplanen
- Delområde 10, parkeringsyta
- Södra delen av Håstholmen, "prärien"



Figur 3. Tre potentiella arbetsområden för avvattning av muddrade sediment. Grön cirkel visar barkplanen (delområde 4A), blå cirkel visar "prärien" (delområde 5) och orange cirkel visar parkeringsytan på delområde 10

Av dessa tre har delområde 4A de bästa förutsättningarna följt av delområde 10 och sist holmen (Figur 3). Holmens södra del kräver att verksamheten nyttjar transportvägar som passerar genom pågående verksamheter och bron för transporter vilket ökar påverkan på flertalet intressenter.

Delområde 4A uppfyller alla kriterier väl och kräver inte några omfattande förarbeten för att tas i bruk för ändamålet.

4.1.2 Avvattningsteknik

De sediment som omfattas av åtgärdsbehov är lösa dyiga/siltiga i sin karaktär och har en hög naturlig vattenkvot. Valet av teknik för avvattning styrs främst av två faktorer, sedimentens karaktär och transportmöjligheterna mellan muddringsplats och avvattningsplats. I fallet vid Håstaholmen skulle sedimentens karaktär innebära en flytande konsistens och detta talar för en mekanisk eller passiv avvattning. Transporterna av dessa sediment sker också lättare hydrauliskt i pipeline än med konventionell lastning och tömning med dumper. En kombinerad passiv/aktiv avvattning med geotuber och polymertillsats är numera en väl beprövad teknik för denna typ av sediment eller slam och fördelarna med denna är flera. En mindre avvattningsyta tas i anspråk och den medger en väl kontrollerad hantering av rejektvatten. I jämförelse med mekanisk avvattning är också kapaciteten väsentligt större då en uppskalning sker enkelt med multipla tuber och successiv fyllning. Muddring kan ske utan stopp till skillnad mot mekanisk avvattning där utrustningen blir begränsande för muddringskapaciteten.

De sammanvägda förutsättningarna vid Håstaholmen talar för ett val av hydraulisk transport (pumpning) av sediment från muddringsplatsen till en avvattningsyta där avvattning sker med geotuber. En optimering av avvattningskapaciteten i geotuber bör ingå i projekteringen där sedimenten provas med olika polymerer och geotextiler.

4.1.3 Sedimentområde A

Detta område omfattar en sammanhängande yta om ca 3 ha med ett åtgärdsbehov i sedimentskikt 0–0,2 m över hela ytan och ned till ca 0,6 m inom ett mindre ännu ej avgränsat delområde. Norra delen av område A är beläget under och mellan två befintliga broar där det förekommer en betydande mängd sten och andra hinder. Vattendjupet är endast 1–2 m inom denna del med en yta av 0,5 ha som markerats separat i Figur 4 (streckad yta benämnd A1). Resterande del av område A (ostreckat område, benämns A2) har ett vattendjup om ca 3–4 m. För område A är både muddring och täckning fullt genomförbara metoder, liksom kombinationer av dessa. Vid fältundersökningar har det påvisats hinder och inblandning av bark/flis i flera punkter.

Vid muddring kan både gräv- och sugmuddring vara aktuellt. Det grunda området mellan broarna begränsar valet av utrustning, stödbensponton med maskin kan inte passera fritt under broarna och vattendjupet begränsar framkomligheten därtill. Stenar och andra hinder kan endera grävas upp vid grävuddring och kräver då en hantering på land. Ett alternativ är att sugmuddra med lättare utrustning runt hinder, dock med risk att viss restförorening kvarlämnas. Södra delen kan muddras med båda teknikerna, vid grävuddring lastas massorna direkt i pumpanordning för hydraulisk transport via pipeline till avvattningsytan. En omfattande grumling kan dock förväntas och risken för spridning av en betydande andel (>1 %) förorenat sediment är stor, även vid användning av siltskärmar då dessa avlägsnas efter åtgärd. Resuspension av uppslammat sediment sker successivt efter att åtgärden avslutats inom detta smala område där strömhastigheten är som högst mellan holmen och fastlandet. Av detta skäl är sugmuddring mer fördelaktigt val av metod.

Täckning av botten inom hela eller delar av område A är fullt genomförbart. Ett lager av geotextil och ovan denna en relativt finkornig tät morän eller bergkross (0,3–0,5 m) kan utläggas. I det grunda

området skulle detta förmodligen enklast utföras från land med successiv utläggning på tillfälliga körvägar av fyllnadsmaterial. Befintliga hinder kvarlämnas orörda i möjligaste mån. Bärigheten i befintlig botten är dock begränsad och lokala upptryckningar kommer mycket troligt att uppträda vid utförandet. Dessa sker då under geotextilen med begränsad risk för spridning av resuspenderat material. Erosionsskydd behöver troligen anläggas mot norr och eventuellt söder och ovan moränen för att säkerställa täckningens långsiktiga beständighet mot vågor och strömmar. En täckning begränsar djupet ytterligare under broarna och omöjliggör båttrafik. Frihöjden under broarna är dock begränsande redan idag och endast mindre öppna båtar kan passera i nuläget. En småbåtshamn är belägen inom område A och den trafikeras söderifrån genom område B2.

En kombination av muddring och täckning inom område A är också relevant att överväga. En åtgärd med sugmuddring av 0,2 m sedimentskikt i det södra djupare området (ca 2,5 ha) och en fortsatt sugmuddring under broarna runt hinder med lättare utrustning så långt det är möjligt att avlägsna lösa sediment ned till 0,6 m sedimentdjup (yta 0,5 ha). Denna åtgärd kan därefter följas av täckning över kvarlämnade restföroreningar inom det grunda området enligt ovan.

4.1.4 Sedimentområde B

Området är tudelat, norr och söder om område A. Den totala ytan är ca 7 ha och förorenat i det översta sedimentskiktet om 0,1 m. Den norra delen, benämnes B1, har ett vattendjup om 3–4 m och inom den södra delen, B2, är vattendjupet större, ca 4–12 m. Sedimenten är i ytan mestadels dygiga/siltiga och det finns hinder i form av stockar och sten i en ännu okänd omfattning. Rent teoretiskt och tekniskt är både muddring och täckning möjliga att utföra. Täckning är dock mindre realistiskt av flera skäl, dels på grund av den stora ytan och därmed stora materialbehovet och dels av tekniska och miljömässiga svårigheter och risker.

Föreslagen täckning består av en materialavskiljande geotextil på sedimentytan och ovan denna påförs ett fyllnadslager av finkornig morän i skikt om ca 0,3–0,5 m. Med anledning av strömningsförhållanden på platsen krävs det förmodligen ett erosionsskydd av grövre fraktioner ovan detta inom de grundaste och strandnära delarna för att kvarhålla täcksiktet. Även om utläggning sker med försiktighet skulle ett sådant arbete innebära betydande risker för uppgrumling och spridning av förorening. Dessutom finns det behov av en föregående röjning av hinder på botten innan en geotextil kan påföras med god täckning. Förutsättningarna för en täckning är bättre i område B1 som är mindre till ytan och grundare. Inom det området finns också tillgång till kaj för utlastning av material. I område B2 krävs en väsentligt större utrustning för att nå de större vattendjupen och förekomsten av hinder antas vara större där.

Förutsättningarna för muddring varierar inom området, främst på grund av skillnader i vattendjup. Grävuddring med konventionell öppen skopa är olämplig då det skulle innebära en betydande uppgrumling under utförandet. Att avlägsna det översta skiktet om 0,1 m dygiga sediment innebär i praktiken en skrapning av ytan ned till ca 0,2 m. Detta skulle skapa en slurry av dessa finkorniga sediment i vattenpelaren och föranleda stor risk för spridning av förorening till närmaste omgivningen, även om siltskärmar till största del kan minska detta. En gripskopa skulle orsaka något mindre grumling men istället kräva en föregående röjning av hinder för att bli effektiv.

Sugmuddring är en lämpligare metod för detta område av flera skäl. En något högre precision går att uppnå för det ytligaste sedimentskiktet vilket i detta fall innebär en väsentligt lägre total muddringsvolym jämfört med grävuddring om målet är att avlägsna hela skiktet om 0,1 m inom området. Grumlingseffekterna blir med denna teknik minimala då ett undertryck skapas i sugmunstycket vilket gör att riskerna för spridning och negativa miljöeffekter under utförandet blir acceptabla. Framdriften i sugmuddring försämras väsentligt om det finns hinder på botten vilket innebär att en föregående undersökning och röjning av bottenytan krävs.

4.1.5 Sedimentområde C

Delområde C innefattar det yttre påverkansområdet runt Håstaholmen där halter av dioxin över effektnivån 20 ng/kg TS upp till 100 ng/kg TS konstaterats. Området har en yta om ca 24 ha men den är inte avgränsad i alla riktningar. Vattendjupet är ca 12–20 m med kraftigt sluttande botten i stora delar. Det översta skiktet om ca 0,1 m i bottensedimenten är påverkat. Vattendjup, bottenlutning och den ringa mäktigheten på det skikt som är förorenat är alla faktorer som i praktiken utesluter täckning och grävuddring som åtgärdsmetoder. Sugmuddring över denna förhållandevis stora yta och stora vattendjup innebär att det krävs utrustning i väsentligt större skala än i område A och B. Sådan utrustning kräver också ett större djup för frigående vilket innebär att de strandnära delarna behöver åtgärdas med annan mindre utrustning, alltså krävs en kombination för att åtgärda hela området. Ett storskaligt sugmudderverk med sugarm som når ned till 20 m djup har en väsentligt högre kapacitet vilket kräver en motsvarande uppskalad kapacitet att avvattna på land. Storleksordningen på hanterade volymer av sediment/vatten är troligen > 200 000 m³, varav > 30 000 m³ fast sediment. Avvattning med geotuber blir en begränsande faktor för framdriften med den utrustning och kapacitet som krävs för åtgärder i sedimentområde C.

4.2 Alternativ 0 – Ingen åtgärd

Nollalternativet innebär att inga åtgärder vidtas avseende förorenade sediment, utan dagens situation kvarstår oförändrad. Detta innebär att sedimenten kan fortsätta agera källterm för dioxiner/furaner till övriga området och konstaterade risker kvarstår. Administrativa åtgärder såsom begränsning av båttrafik kan vara relevant om inga avhjälpandeåtgärder vidtas i övrigt.

4.3 Alternativ 1-Muddring

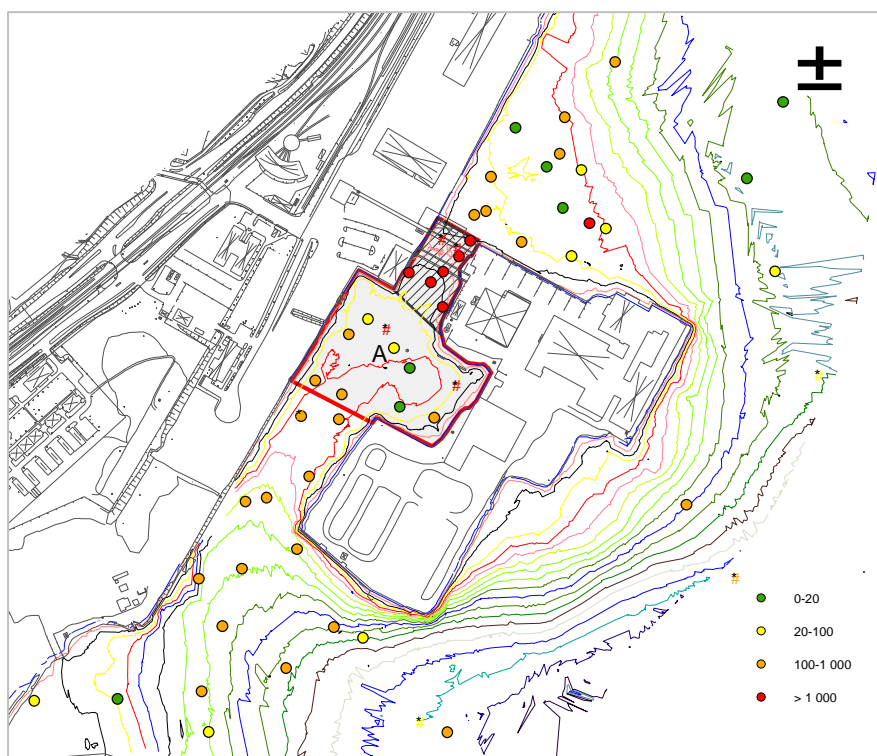
4.3.1 Måluppfyllelse och källtermsreduktion

Alternativet innebär att kända förorenade områden åtgärdas genom avlägsnande av förorening vilket reducerar källtermen och därmed exponeringen för vattenlevande organismer. Enligt beräkningar i rapport Riskbedömning (Structor, 2017) utgör den totala källtermen av dioxiner/furaner i ytsedimenten runt Håstaholmen mellan 19–20 gram /kg TS. En tydlig källa är definierad med halter upp till 10 000 ng/kg TS inom område A och utifrån denna avtar halterna åt söder och norr genom område B och ytterst C. Källtermen är fördelad så att drygt 70% återfinns inom område A och resterande mängd fördelad mellan B och C. Beroende av ambitionsnivå kan

målet om reducerad påverkan från området på vattenlevande organismer uppfyllas i varierande grad.

4.3.2 Alternativ 1A – maxhaltsanering

Alternativ 1A innebär att det mycket starkt förorenade källområdet (A) med halter > 1000 ng/kg TS muddras genom sugmuddring. Delområdet A omfattar en yta på ca 2,7 ha. Muddring utförs till ett djup av min 0,2 m under sedimentytan och ned till 0,6 m i område A1 (området mellan broarna, streckad yta i Figur 4). Detta resulterar i en teoretisk volym om minst ca 7 600 m³ muddrat sediment och beräknas medföra att ca 14 g TEQ dioxiner/furaner, motsvarande ca 70–75% av den totalt kända mängden inom området avlägsnas (se Tabell 1).



Figur 4. Översiktbild över område A (röd markering). Streckad yta visar område där halter över 1 000 ng/kg påträffats ned till ett djup av 0,6 m (A1). Det skiljer 1 m mellan djupkurvorna och gul linje representerar 3 meters djup, röd linje representerar ett djup på 4 m.

Tabell 1. Beräkning av ungefärlig mängd dioxiner/furaner i de olika djupskikten. Volymen är korrigerad med avseende på TS-halt och antagen densitet är satt till 1,3 ton/m³

Område/sedimentskikt(m)	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Torrsvikt (ton)	Medelhalt (ng/kg TS)	Mängd (g TEQ)
A/ 0-0,1	27 014	2 701	2 373	2 258	5,4
A/ 0,1-0,2	27 014	2 701	2 193	2 182	4,8
A1/ 0,2-0,6	5 558	2 223	1 769	2 269	4,0
Summa	27 014	7 625	6 335		14,2

4.3.2.1 Översiktlig åtgärdsbeskrivning- 1A

Åtgärden bör utföras med start i det inre grunda området under broarna där de högsta halterna påträffats. Alla arbeten utförs innanför siltskärmar som kan flyttas successivt för att minimera påverkad vattenvolym. Arbetet inleds med röjning av lösa hinder varefter sugmuddring inleds runt fasta hinder och i lösa sediment ned till ca 0,6 m sedimentdjup. Successiv muddring från liten ponton där muddringshuvud hanteras med lyftarm från pontonen. Här är det fråga om att avlägsna så mycket löst sediment som möjligt och detaljkännedomen om hinder är i nuläget inte tillräcklig för att kunna bedöma hur stor andel sediment som på grund av hinder kvarlämnas. Ett alternativ är att efter muddring täcka enligt alt. 2 för att kvarhålla och minska exponering mot kvarlämnad restmängd.

Nästa etapp innebär sugmuddring av den södra delen där vattendjupet är ca 3–4 m. För detta krävs en större stödbensponton där muddringshuvudet hanteras med grävmaskin eller fast installerad snabelarm, flera alternativ finns. Muddringen föregås av en röjning av lösa hinder vilket kan ske parallellt med separat ekipage. Siltskärmar används för inhägnad av arbetsområdet i etapper. Muddringsdjupet är 0,2 m och precisionen i praktiken ca +/- 0,1 m med denna utrustning. Detta innebär att det krävs en betydande övermuddring (max ca 50 %) jämfört med teoretisk volym för att säkerställa ett avlägsnat minsta skikt om 0,2 m.

Muddermassorna pumpas till avvattningsytan på område 4A. Ytan kan nyttjas med befintlig asfalt som tätskikt, alternativt anläggs en botten av HDPE. Runt den ianspråktaga ytan anläggs vallar och pumpgrop i lågpunkt. Invallad volym bör projekteras så att den är tillräcklig som skydd vid ett eventuellt haveri i geotub (att en sådan brister). Kontrolltank för rejektvatten och vattenrening (partikelfilter, kolfilter) installeras vid avvattningsytan. En tillsatsstation för polymer installeras i anslutning till avvattningsytan, i flödeslinjen från mudderverket och vidare genom ventiler till geotuberna.

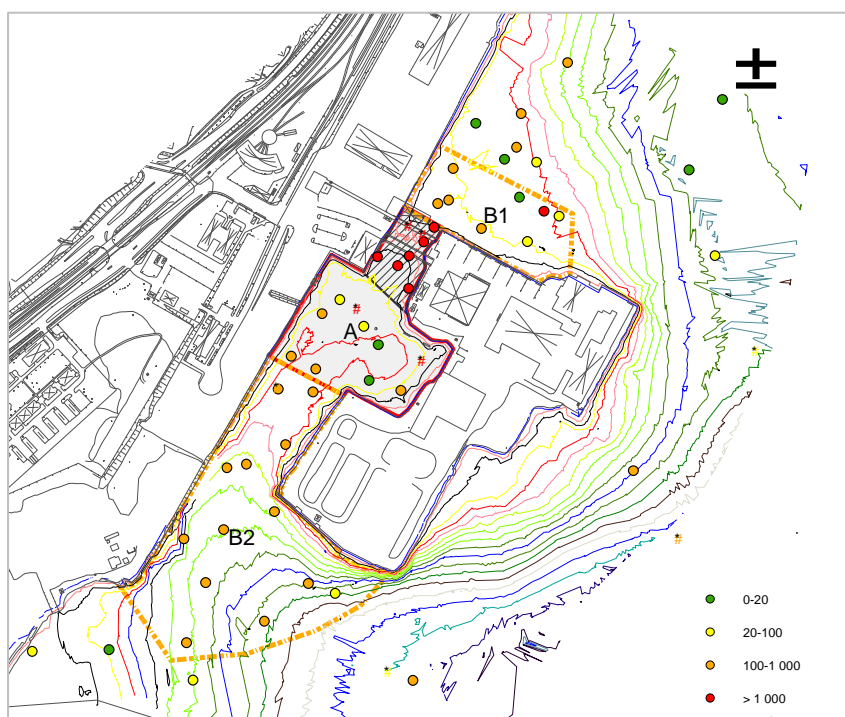
Efter avslutad muddring lämnas geotuberna innehållande muddermassorna att successivt avvattnas och torka. Detta sker under regelbunden kontroll av vattenkvot och prover kan uttas för avfallsklassificering. En infrysningsperiod över vintermånader bör förlöpa för att nå maximal torrhet.

När tillräcklig torrhet uppnåtts kan geotuberna öppnas och muddermassorna bortskaffas som avfall.

4.3.3 Alternativ 1AB – Utökad maxhaltsanering

Alternativ 1AB består av åtgärder som omfattar både starkt och mycket starkt förorenat sediment. Detta innebär att det i avsnitt 4.3.2 beskrivna området A utökas med område B (B1 och B2) till ett område med total yta på ca 9,7 ha, se Figur 5 och Tabell 2.

Effekten i total källtermsreduktion blir att ytterligare ca 2,3 g dioxin (TEQ) avlägsnas men därtill åtgärdas en väsentligt större sedimentöveryta (+ 7 ha) med halter mellan 100–1000 ng/kg TS (TEQ) jämfört med alternativ 1A. Detta haltintervall motsvarar 5–20 ggr det riktvärde för PEL (probable effect level) som beskrivits i rapport Riskbedömning (Structor, 2017).



Figur 5. Delområde A avser ytor med dioxinhalter över 1 000 ng/kg TEQ TS i skiktet 0–0,2 m. Streckad yta representerar område A1 där dioxin påträffats ned till 0,6 m. Delområde B1 och B2 avser ytor i skikt 0–0,1 m med dioxinhalter i huvudsak mellan 100–1 000 ng TEQ/kg TS. Provpunkter där rörprovtagare använts redovisas genom en cirkel och Van Veen huggare med en triangel. Det skiljer 1 m mellan djupkurvorna och gul linje representerar 3 meters djup, röd linje representerar ett djup på 4 m.

Tabell 2. Beräkning av ungefärlig mängd dioxiner/furaner i de olika djupskikten. Volymen är korrigerad med avseende på TS-halt och antagen densitet 1,3 ton/m³

Område/sedimentskikt(m)	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Torrsvikt (ton)	Medelhalt (ng/kg TEQ TS)	Mängd (g TEQ)
A/ 0–0,1	27 014	2 701	2 373	2 258	5,4
A/ 0,1–0,2	27 014	2 701	2 193	2 182	4,8
A1/ 0,2 – 0,6	5 558	2 223	1 769	2 269	4,0
B1/0–0,1	16 414	1 641	1 295	444	0,6
B2/0–0,1	53 620	5 362	4 810	360	1,7
Summa	97 048	14 628	12 440		16,5

4.3.3.1 Översiktlig åtgärdsbeskrivning- 1AB

Detta alternativ är en utökning av 1A där beskrivningen i avsnitt 4.3.2.1 gäller. Tillkommande arbeten för 1AB är en utökad sugmuddring med samma utrustning för område A2 och område B. Denna muddring kräver en föregående röjning av lösa hinder i likhet med område A. I de södra djupare delarna av B2 krävs en längre arm för hantering av muddringshuvudet. Det innebär också en något långsammare framdrift i dessa djupare delar då ekipagets räckvidd minskar med fler flyttningar som följd. Det tunnare skiktet, endast 0,1 m sediment, som ska avlägsnas inom B1 och B2 innebär också att en ännu större övermuddring krävs för att säkerställa att minst 0,1 m avlägsnas. Med en precision om ca +/- 0,1 m kan man anta en övermuddring inom intervallet (ca) + 30–70 % tillkommande den teoretiska volymen.

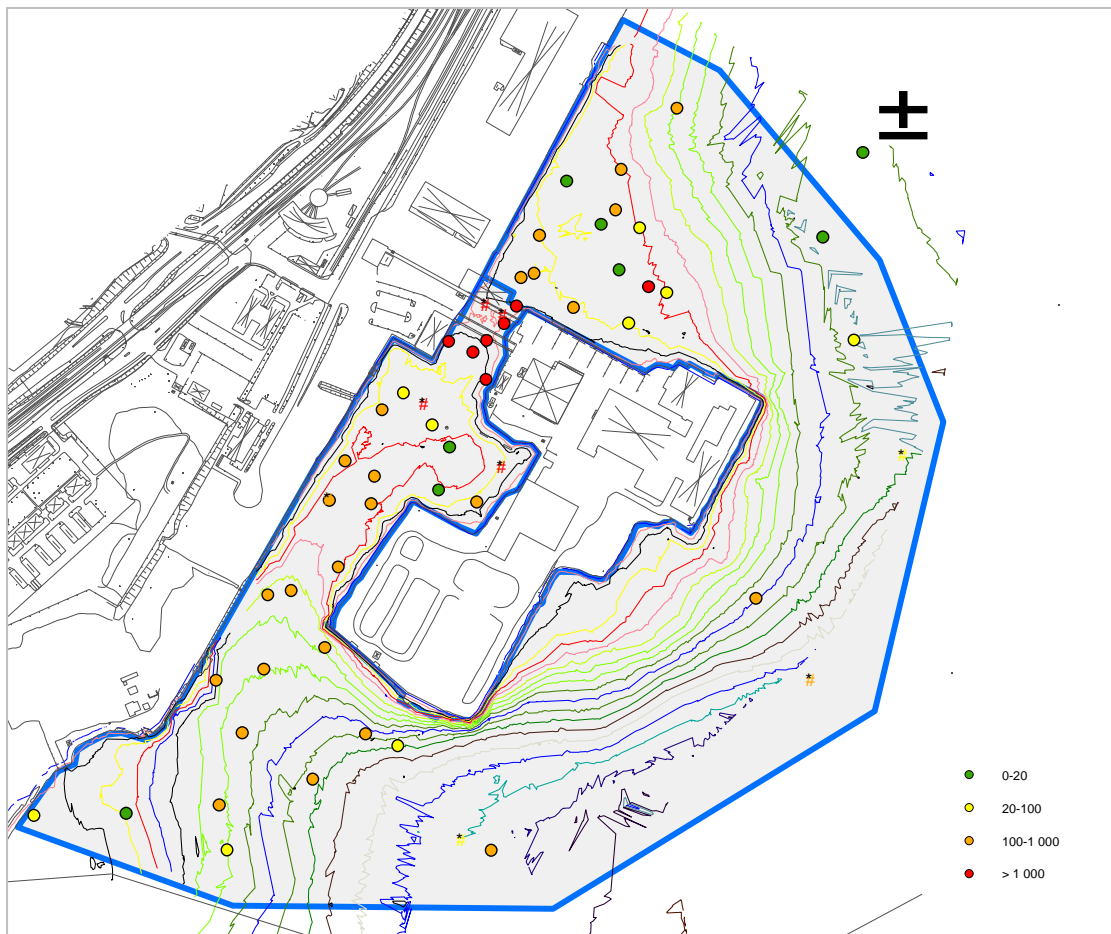
I en vidare detaljprojektering kan man överväga om den södra avgränsningen, på grund av det ökade vattendjupet och därmed förknippade merkostnader (högre kostnad per muddrad volymenhet), ska flyttas in till 6–7 m djupkurva. Detta då med en konsekvens av något mer kvarlämnad förorening men ett väsentligt minskat åtgärdsområde och därmed minskad kostnad.

Alternativ 1AB i den presenterade omfattningen innebär en fördubbling av muddrad teoretisk volym och torrvtikt i jämförelse med 1A. Med beaktande av en något större övermuddringskvot i område B blir den faktiska utökningen mer än fördubblad. Detta innebär att motsvarande ökning även gäller avvattningsytan. I praktiken kan detta lösas med ett flertal geotuber i utförandeskedet. Dessa kan vid behov staplas på varandra och därmed begränsas den ianspråktaga ytan om det behövs av utrymmesskäl.

4.3.4 Alternativ 1ABC – Maxalternativ totalsanering

Alternativ 1ABC innebär att samtliga provpunkter med dioxin/furanhalter över 20 ng/kg TS i ytsedimentet (0–0,1 m) åtgärdas genom sugmuddring. Detta omfattar en yta om ca 34 ha motsvarande ca 39 000 m³ sediment (teoretisk volym). Dessa sedimentmassor bedöms innehålla totalt ca 19–20 g dioxin (TEQ). Alternativet är en vidare utökning av 1AB med ytterligare yta om ca 25 ha och tillkommande teoretisk sedimentvolym om ca 25 000 m³ motsvarande ca 19 000 ton torrvtikt, se Figur 1 och Tabell 3.

Effekten i total källtermsreduktion blir att ytterligare ca 2,9 g dioxin (TEQ) avlägsnas men därtill åtgärdas en väsentligt större sedimentöveryta (+ 25 ha) med halter mellan 20–100 ng/kg TS (TEQ) jämfört med alternativ 1AB. Detta haltintervall motsvarar 1–5 ggr det riktvärde för PEL (probable effect level) som beskrivits i rapport Riskbedömning (Structor, 2017).



Figur 6. Blå markering avgränsar ett område innehållandes samtliga provpunkter med förorenings halter över 20 ng/kg TEQ dioxin

Tabell 3. Beräkning av ungefärlig mängd dioxiner/furaner i de olika djupskikten. Volymen är korrigerad med avseende på TS-halt och densiteten är satt till 1,3 ton/m³

Område/sedimentskikt(m)	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Torrsvikt (ton)	Medelhalt (ng/kg TS)	Mängd (g)
A/ 0-0,1	27 014	2 701	2 373	2 258	5,4
A/ 0,1-0,2	27 014	2 701	2 193	2 182	4,8
A1/ 0,2-0,6	5 558	2 223	1 769	2 269	4,0
B1/0-0,1	16 414	1 641	1 295	444	0,58
B2/0-0,1	53 620	5 362	4 810	360	1,7
C exkl. A+B/ 0-0,1	246 788	24 680	19 294	150	2,9
Summa (delområde C)	343 836	39 308	31 734		19,4

4.3.4.1 Översiktlig åtgärdsbeskrivning- 1ABC

Endast ca 20–30% av yta, motsvarande delar innanför 6–7 m djupkurva, kan antas kunna åtgärdas med motsvarande utrustning avseende muddring och avvattning som beskrivits för alternativ 1AB ovan. Den övriga delen av område C utgörs av djupare botten som lutar kraftigt ut mot 20 meters djup. För ett sedimentskikt om 0,1 m över en yta på ca 20 ha i djupare vatten krävs en helt annan muddringkapacitet. Ett mindre muddringsfartyg med egen framdrift, fast sugarm om ca 30 m och pumpkapacitet som vida överskrider det geotuberna kan ta emot innebär att en annan lösning troligen krävs. Det finns varianter för slamhantering där filterpressar används fast installerade på pråmar som eventuellt skulle kunna göra detta med en långsammare framdrift men egen avvattningskapacitet.

Med beaktande av de låga haltnivåer som förekommer inom område C blir miljönyttan av en åtgärd för detta område väsentligt mindre eller nära obetydlig i jämförelse med område AB. Kostnaden per muddrad volymenhet blir dock avsevärt större, minst den dubbla jämfört med område AB och kostnaden per avlägsnat gram dioxin i storleksordningen 10–20 ggr större. Mot bakgrund av detta utreds inte alternativ 1ABC vidare som realistiskt i detta skede.

4.4 Alternativ 2 – Täckning

Med beaktande av de platsspecifika förutsättningar som beskrivits under avsnitt 4.1 för respektive sedimentområde utreds endast täckningsalternativ för område A vidare i detta avsnitt. Täckning av område A eller en del av detta utan föregående muddring skulle kunna ses som ett minimalalternativ till åtgärder där den övervägande källtermen (upp till 70 % av mängd) skyddas mot erosion och risken för resuspension. Därtill skulle även förutsättningarna för diffusion begränsas från detta område liksom bottenfaunans bioturbation i förorenade sedimentskikt.

Om man väger in Naturvårdsverkets riktlinjer så bör dock en kvarlämnad förorening i fast fas inneslutas på ett sätt som motsvarar en deponi för likvärdigt avfall. Detta skulle innebära en mer avancerad täckning än den som beskrivits översiktligt i avsnitt 4.1. Område A har geotekniska förutsättning med minst 3–5 m mäktiga lösa sediment som innebär att en täckning motsvarande 1 meters tjocklek av t.ex. morän skulle äventyra stabiliteten i botten och framkalla väsentliga sättningar. Med beaktande av detta och det faktum att de ytligaste sedimenten i område A som innehåller en betydande mängd dioxin kan avlägsnas relativt lätt med konventionell muddring bör täckning inte ses som ett förstahandsalternativ. Däremot skulle en skyddstäckning av område A efter en muddring som utförs så fullständigt som möjligt med beaktande av hinder på botten och begränsningar i övrigt (broarna, vattendjup) vara motiverad av flera skäl.

Område A utgör ett smalt sund mellan fastland och Håstaholmen och botten bildar en tröskel för passerande vatten då djupet är endast ca 1 m med ökande till 3–4 m åt både södra och norra mynningen. Detta innebär att område A är en transportbottentyp och vid kraftiga strömmar (pålandsvind, vattensprång) även en erosionstyp. En kvarlämnad restmängd av delvis uppluckrade finsediment efter muddring kommer därför med stor sannolikhet att utsättas för resuspension och

spridning till omgivande områden med tiden. Ett sätt att motverka denna effekt är att påföra en skyddstäckning av ett slag som anpassats till befintliga geotekniska förutsättningar. En avvikelse från riktlinjer avseende deponiklass kan då ses som motiverade eftersom den största mängden dioxin trots allt avlägsnats.

4.4.1 Alternativ 2A – Skyddstäckning del av område A1

Åtgärdsalternativ 2A omfattar en isolationstäckning område A1, under broarna i källområdet. Delytan är illustrerad i Figur 4 som streckad yta (område A1, 0,2–0,6, ca 0,5 ha). Täckningen består förslagsvis av ett lager geotextil som utläggs över botten efter muddring. Ovan geotextilen påförs en finkornig morän alternativt blandfraktionerad bergkross (0–80) i ett lager om ca 0,5 m. I avsluten mot norr och söder påläggs ett erosionsskydd av grövre berg (0–150 el 0–250).

4.4.1.1 Översiktlig åtgärdsbeskrivning- 2A

Botten förutsätts innehålla fasta hinder, stenar, block mm som övertäcks med överlappande geotextil. Geotextil av typ N4 eller N5 med densitet över 1 (sjunkande, t.ex. polyester) läggs ut och fästes med armeringsbyglar i botten av dykare. Utläggning av fyllning utförs från land med utbyggd bank om möjligt och vid behov från vatten (ponton).

4.5 Osäkerheter och vidare utredningsbehov

Behov finns för ytterligare undersökningar i projekteringskedje. Två viktiga faktorer är förekomsten av lösa hinder samt sedimentens avvattningsförmåga. Därtill finns behov att komplettera riskbedömningen med vidare undersökning av diffusionen från sedimenten och dess avtagande från källområdet. Detta ger vidare underlag till en eventuell avgränsning av delområde A2 söderut. Detta är en väsentlig faktor för riskvärderingens utfall avseende alternativen 1A och 1AB. Ytterligare utredning av resuspensionsförhållanden på de djupare bottarna i område A är också relevant att utföra i det fall man vill söka underlag för en avgränsning av område A. Detta kan ske genom strömningsberäkningar utifrån meteorologiska data för området.

Det slutliga avfallets karaktär och möjliga mottagningsanläggningar är andra faktorer som kan komma att påverka kostnaden för kvittblivning i betydande grad. Att avfallet inte ska kunna omhändertas externt är däremot inte troligt, det är mer en osäkerhet i kostnad tills dess att karaktären är helt känd och en upphandling genomförs.

En tillståndsansökan för arbeten i vattenområdet förutsätter att en miljökonsekvensbeskrivning framställs och i samband med detta kan ytterligare frågor behöva klarläggas i utredning.

Följande utredningar bedöms vara nödvändiga innan slutligt åtgärdsalternativ kan avgränsas i detalj samt för en mer detaljerad projektering och kostnadskalkyl:

- Undersökning av diffusionsgradient i nord-sydlig riktning genom område A och B genom utökad passiv provtagning
- Kartering av muddringshinder på botten i område A och B genom side-scan sonarundersökning
- Strömningsberäkningar och modellering av resuspensionsförutsättningar i område A och B
- Avvattningsförsök med sediment från ett flertal punkter för optimering av polymer- och geotextiltyp

4.6 Måluppfyllelse

4.6.1.1 Uppfyllande av grundläggande krav på åtgärder

En jämförelse med Naturvårdsverkets grundläggande krav, principer och normer för åtgärdsutredningar visar att alternativ 1A, 1AB, 1ABC samt 2A (om den utförs i kombination med 1A) uppfyller kraven. Åtgärderna innebär en tillfällig störning på verksamhetsutövare i området men är av engångskaraktär och reducerar miljö- och hälsoriskerna. Området kräver inget underhåll efter det att åtgärden är genomförd och framtida användning av vattenområdet blir inte begränsat.

4.7 Tillstånd/anmälan

Samtliga åtgärdsförslag i denna utredning omfattar en yta i vattenområde som överstiger 3 000 m². Detta innebär att oavsett åtgärdsval utöver nollalternativet krävs att det prövas genom en tillståndsansökan vid mark- och miljödomstolen. Samtliga moment i åtgärden bör då prövas i sin helhet, dvs även den verksamhet avseende avvattning och utsläpp av vatten till recipient som är landbaserad.

4.8 Kostnader

4.8.1 Produktionskostnader

Produktionskostnader för utförande av respektive alternativ i avsnitt 4.3 – 4.4 ovan har beräknats enligt en princip med grundkostnaden för minimalalternativet 1A som bas och till detta presenteras merkostnader för utökning i olika steg. Det finns två osäkerheter i nuvarande skede som väsentligt påverkar slutkostnaden, förekomsten av hinder på botten samt avvattningskostnader för polymerförbrukning och effektivitet. Den senare påverkar avvattningsytans storlek och kapacitetsbehov samt polymerförbrukning. För kvittblivningen har en mottagningskostnad motsvarande icke-farligt avfall använts.

Alternativ 1ABC har inte utretts i samma detaljnivå som 1A och 1AB då område C har förutsättningar som skiljer sig väsentligt från de senare och dess omfattning bedöms orealistisk. En sammanfattning av produktionskostnaderna redovisas i tabell 4.

Tabell 4. Sammanfattning av produktionskostnader för respektive åtgärdsalternativ. Kostnader i Sek.

Produktionsmoment	Åtgärd 1A	Åtgärd 1AB	Åtgärd 1ABC	Åtgärd 2A
Röjning av botten	950.000	+ 1.100.000	+ 500.000	
Muddring	1.450.000	+ 1.850.000	+ 12.000.000	
Avvattning	2.600.000	+ 1.300.000	+ 10.000.000	
Kvittblivning	2.900.000	+ 2.800.000	+ 12.500.000	
Skyddsåtgärder	250.000	+ 300.000	+ 400.000	
Material, täckning	0	0	0	600.000
Arbeten/utrustning, täckning	0	0	0	700.000
Entreprenadarvode (arbetsledning, hjälpmedel mm), ca 20%	1.650.000	+ 1.450.000	+ 5.000.000	300.000
Totalt uppskattad produktionskostnad:	9.800.000	18.600.000	59.000.000	1.600.000
Osäkerhetsintervall:	8- 12 Msek	17-23 Msek	50-80 Msek	1.5-2 Msek

4.8.2 Övriga projektkostnader

En beräkning av den totala projektkostnaden med omfattning av alla aktiviteter som krävs för utförande av åtgärd, inkluderat produktionskostnader, redovisas i tabell 5.

Tabell 5. Sammanfattning av projektkostnader för respektive åtgärdsalternativ. Kostnader i Sek.

Projektmoment	Åtgärd 1A	Åtgärd 1AB	Åtgärd 1ABC	Åtgärd 2A
<u>Förberedelseskede:</u>				
Undersökningar enligt 4.5	500.000	500.000	600.000	-- Ingår i alt.
Tillståndsansökan, MKB	500.000	500.000	500.000	1A-ABC
Teknisk beskrivning, detaljprojektering	300.000	300.000	400.000	50.000 Ingår i alt.
Upphandling	100.000	100.000	200.000	1A-ABC Ingår i alt.
Projektledning	100.000	100.000	100.000	1A-ABC
<u>Utförandeskede:</u>				
Projekt- och byggledning	600.000	1.200.000	1.600.000	Ingår i alt. 1A-ABC
Miljökontroll, åtgärds mål	300.000	500.000	1.000.000	Ingår i alt. 1A-ABC
<u>Uppföljningsskede:</u>				
Slutrapportering	200.000	200.000	200.000	Ingår i alt. 1A-ABC
Miljökontroll/efterkontroll	300.000	300.000	300.000	50.000
Summa övriga projektkostnader (exkl. produktionskostnader):				
	2.900.000	3.700.000	4.900.000	100.000
Produktionskostnad	9.800.000	18.600.000	59.000.000	1.600.000
Total bedömd projektkostnad:	12.700.000	22.300.000	63.900.000	1.700.000
Bedömt osäkerhetsintervall:	<u>11- 15 Msek</u>	<u>20-26 Msek</u>	<u>55-85 Msek</u>	<u>1.5-2 Msek</u>

5 Riskvärdering

5.1 Förslag till ambitionsnivå

Med utgångspunkt i de av Naturvårdsverket föreskrivna grundläggande kraven och principerna för efterbehandling av förorenade områden som redovisats i avsnitt 2.2 föreslås följande ambitionsnivå för åtgärder vid Håstaholmen:

- Avlägsnande av källtermen till en grad som motsvarar 75% eller mer av den totalt kända mängden dioxiner/furaner beräknat som TEQ
- Kvarlämnande av dioxiner/furaner endast i halter som understiger ca 5ggr PEL (probable effect level, TEQ) på botten typer där diffusion och bedömd resuspension kan anses som betydande och mätbart överskridande referenslokaler i närområdet
- Användande av konventionell och beprövad bästa teknik för att minimera risken för spridning och omgivningspåverkan vid utförande av åtgärder
- Som andraval vidta täcknings- och skyddsåtgärder av engångskaraktär där förorening endast kan avlägsnas på ett tekniskt och ekonomiskt orimligt sätt eller med stor risk för betydande omgivningspåverkan

5.2 Förordat åtgärdsalternativ och motivering

I bilaga 1 har samtliga utredda åtgärdsalternativ sammanställts för en systematisk jämförelse av olika faktorer enligt Naturvårdsverkets principer. I åtgärdsutredningen har åtgärdsalternativ och metoder valts bort i tidigare skede då de inte bedömts förenliga med ett eller flera av grundläggande krav enligt avsnitt 2.2.

Kvarstående åtgärdsalternativ utgörs av 1A och 1 AB, båda i kombination med 2A. Alternativ 1A i kombination med 2A innebär att de föreslagna ambitionsnivåerna i avsnitt 5.1 förmodligen inte uppfylls helt. Alternativ 1AB i kombination med 2A kan med utgångspunkt i det som hittills blivit känt i utredningar antas uppfylla alla kraven i avsnitt 5.1. Kostnaden för att åtgärda hela område B (B1 och B2), utöver det som görs i alternativ 1A, beräknas dock bli väsentligt större, nära dubbelt. Denna kostnadsökning får en relativt liten effekt i form av källtermsreduktion. Däremot erhålls en väsentligt större reduktion av bottenyta innehållande halter över 5 ggr PEL. I riskbedömningen finns dock en osäkerhet i fråga om de miljöeffekter som bedöms härröra från dioxinförekomsten i den ca 7 ha stora ytan som utgörs av område B1 och B2. Riktvärdet PEL har sin vetenskapliga grund å ena sidan men de platsspecifika förutsättningarna kan å andra sidan antas ha en betydande roll för de faktiska miljöeffekterna.

Den totala kostnaden för åtgärden 1AB ska dock inte ses som orimligt stor i jämförelse med andra motsvarande åtgärdsobjekt som planerats och genomförts i Sverige. Trots detta ska det för Håstaholmen inte prioriteras åtgärder som i sitt sammanhang innebär en betydande kostnadsskillnad mellan alternativ utan att det kan motiveras med miljönyttan. Det bör dock vägas in att en utökning av 1A ändå görs med en god kostnadseffektivitet i projektet när alla resurser är på plats. Ur detta perspektiv kan det därför vara ekonomiskt motiverat att åtgärda område B endast

med ett motiv att reducera källtermen, alltså avlägsna 2-3 g dioxin (TEQ) ur det akvatiska systemet, sett i jämförelse mot andra objekt i landet.

Med beaktande av ovan angivna motiv och osäkerheter förordas att alternativ 1AB i kombination med 2A väljs för fortsatt projektering i förberedelseskede. Den uppskattade totala projektkostnadsramen i nuläget för dessa åtgärder är då **24 Msek med ett osäkerhetsintervall inom 21,5- 28 Msek**. Av detta utgörs **1,5 Msek** av kostnader i förberedelseskedet.

5.2.1 Direktiv för fortsatt projektering

I förberedelseskedet ska utredningar enligt avsnitt 4.5 utföras i syfte att vidare undersöka en miljömässigt motiverad eventuell reduktion av åtgärdens omfattning i delar av område B där resuspensionsförutsättningar och mätbar diffusion av dioxin kan antas acceptabla utifrån föreslagen ambitionsnivå. Detta innebär att en förnyad kostnadsram efter undersökningar i förberedelseskedet kan komma att revideras nedåt i förhållande till angivna belopp i nuläget.

Nyttan av åtgärd 2A uppstår också endast i det fall muddringen efter rimlig insats kvarlämnar en betydande restförorening. Utfallet av detta kan inte bedömas i förväg utan täckningsåtgärden bör istället finnas med i projektet under utförandefasen som option till dess att miljökontroll av botten klarlagt behovet.

5.2.2 Resursförbrukning över tid

Ett projekt enligt ovan förordad omfattning innebär att medlen kommer att förbrukas över tre kalenderår. En preliminär tid- och resursplan redovisas i tabell 6. Planen förutsätter start i första kvartal år 1 och tillståndsprovning med godkänd dom senast april år 2.

Tabell 6. Preliminär tid- och resursplan över åtgärdsprojekt alternativ 1AB + 2A(option).

Tid	Kostnad
År 1: Förberedelseskede: Undersökningar enligt 4.5, Tillståndsansökan, MKB, Teknisk beskrivning, detaljprojektering, Upphandling.	1.500.000
År 2: Utförande av röjning, muddring och avvattning. Skyddsåtgärder, miljökontroll, täckning 2A. Projekt- och bygglidning.	15.500.000
År 3: Kvittblivning av avfall, miljökontroll, uppföljning och slutrapportering	7.000.000
Totalt:	24.000.000
Bedömt osäkerhetsintervall:	21.5-28 Msek

6 Referenser

Avfall Sverige, 2007. *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2007:01*, Malmö: Avfall Sverige Utveckling.

Havsmiljöinstitutet, 2016. *HAVET 2015/2016- om miljötilståndet i svenska havsområden*.

ISBN 978-91-982291-3-4

Naturvårdsverket, 2003. *Efterbehandling av förorenade sediment - en vägledning. Rapport 5254*, Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2006. *Åtgärdslösningar - erfarenheter och tillgängliga metoder. Rapport 5637*, Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2007. *Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor. Lämplighet och potential för svenska förhållanden. Rapport 5696*, Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2009a. *Att välja efterbehandlingsåtgärd - Rapport 5978*, Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2009b. *Miljöeffekter vid muddring och dumpning - En litteratursammanställning. Rapport 5999*, Stockholm: Naturvårdsverket.

SFS 2011:927, 2011. *Avfallsförordningen 2011:927*, Stockholm: Miljö- och energidepartementet.

SGI, 2016. *In-situ övertäckning av förorenade sediment. Metodöversikt. SGI publ 30-1*, Linköping: Statens geotekniska institut.

SMOCS, 2012. *Technologies and Solutions for Handling of Contaminated Sediments - State-of-the-art review*, Luleå: SMOCS- Sustainable Management of Contaminated Sediments.

SMOCS, 2013. *Sustainable Management of Contaminated Sediments - Guideline*, Luleå: SMOCS- Sustainable Management of Contaminated Sediments.

Structor Norr AB, 2016. *Miljöteknisk undersökning av bottensediment inom delområde 8 - Håstaholmen*, Sundsvall: Structor Norr AB.

Structor Norr AB, 2017. *Håstaholmen, delområde 8 - Miljöteknisk undersökning av bottensediment. Riskbedömning*, Sundsvall: Structor Norr AB.