Kompletterande huvudstudie av förorenade sediment i Viskan

Rapport VISKAN 2009:07

Sammanfattande resultatredovisning, riskbedömning och åtgärdsutredning

Beställare:
Borås Stad, kommunledningskontoret

2011-06-30

Författad av:
Henrik Eriksson, Golder Associates AB, Pär Elander, Elander Miljöteknik AB
Anders Bank, Structor Miljöteknik AB, Annika Åberg och Johan Fogelström, Hifab AB

Sammanfattning

Bakgrund

Viskan har under mer än 100 år belastats av föroreningar från mänskliga aktiviteter. Belastningen av föroreningar till ån var mycket stor under den tid textilindustrin (1900-talet fram till 1980) och andra industrier blomstrade som intensivast i Borås. Under denna tid släpptes stora mängder föroreningar ut direkt eller via det kommunala reningsverket till Viskan. Delar av de utsläppta föroreningarna sedimenterade på botten i de sjöar eller utvidgningar (Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna) som finns i Viskan nedströms Borås. Inom dessa utvidgningar av Viskan har tidigare undersökningar visat på höga halter av tungmetaller, olja, näringsämnen och för textilindustrin branschspecifika organiska miljögifter (dioxiner, DDT, dieldrin) i bottensedimenten.

För att klarlägga föroreningssituationen och utreda behovet av åtgärder genomfördes en huvudstudie för den aktuella delen Viskan under 2003-2004. Denna har under 2009-2010 kompletterats med undersökningar av spridningen av föroreningar från de förorenade sedimentområdena inom systemet och den vidare transporten till områden nerströms i Viskan. I detta arbete har också ingått en utredning av sannolikheten för ökad spridning vid höga vattenföringar.

Föroreningssituationen

Den första sedimentationsbassängen i Viskan nerströms Borås är Djupasjön. Stora volymer förorenade sediment har samlats i den norra delen av sjön. Sedimentationshastigheten är stor och de föroreningar som härstammar från äldre utsläpp som kan kopplas till textilindustrin återfinns idag på större djup i sedimenten, överlagrade av ca 0,5 m sediment från senare tid. Mäktigheten av de förorenade sedimenten är stor, upp till ca 4 m. Föroreningshalterna i de djupare historiska sedimenten klassificeras för flera metaller (krom, koppar, kvicksilver, zink) som ”mycket höga” enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassificering för sediment. Även de överlagrande sentida sedimenten är förorenade, men med betydligt lägre halter och av delvis andra föroreningar. Föroreningshalterna i dessa är enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning ”måttligt höga” (krom, kvicksilver, zink) till ”höga” (koppar). Metallhalterna i de historiskt förorenade sedimenten är ca 10 ggr högre än i nutida sediment med undantag för koppar där skillnaden är en faktor ca 5. Liknande resultat har konstaterats för de organiska föroreningarna.

I Guttasjön är föroreningsbilden, med överlagring av nutida föroreningar över äldre textilhistoriska föroreningar inte lika tydlig. Föroreningsinnehållet är fortsatt högt av både ämnen som härstammar från historiska textilindustrin och nutida föroreningar, typiska för en stor stad. I de södra delarna av Guttasjön är halterna i de ytliga sedimenten höga av främst krom och zink men även av dieldrin, DDT och dioxiner. Halterna ligger i nivå med djupare lager i Djupasjön. För de norra delarna av sjön kan en övertäckning med nyare och renare sediment påvisas i de flesta undersökta punkterna men undantag finns för främst krom och olja. Oljan kan ha en koppling till nutida verksamhet som bedrivs i anslutning till Guttasjön (Räddningsverkets övningsplats).

Föroreningssituationen i Rydboholmsdammarna karaktäriseras av generellt något lägre halter av föroreningar jämfört med Djupasjön och Guttasjön. Skillnaden är att i Rydboholmsdammarna ligger föroreningarna ytligt i de flesta undersökta punkterna, både i tidigare utredningar och vid nu genomförd provtagning. Tydligast är detta för krom, zink och olja samt i mindre

grad för DDT och dioxiner. Resultaten stämmer väl med beräknade sedimentationshastighet som inte överstiger 1 cm/år enligt genomförd åldersdatering.

För att identifiera eventuella områden i sjöarna Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna där behovet av riskreduktion med avseende på ytligt sediment är litet har uppmätta föroreningshalter jämförts med kanadensiska riktvärden, med utgångspunkt i Naturvårdsverkets (NV) rapport 5886. Merparten av analysresultaten visar på halter av såväl krom och zink som dioxiner och PAH som överskrider PEL (propable effect levels). I samtliga områden är föroreningshalterna för höga för att risk skall kunna avfärdas.

Totalt beräknas den förorenade sedimentvolymen till ca 240 000 m^3, varav närmare 100 000 m^3 i Djupasjön är överlagrade med sentida sediment. Bland annat beräknas ca 130 ton zink, 30 ton krom, 250 kg kvicksilver, 10 kg dieldrin och 28 g dioxiner finnas upplagrade i sediment inom området..

Föroreningsspridning

I dagsläget fungerar Djupasjön som en sedimentationsfälla för de nutida föroreningar som transporteras i Viskan. Transporten av dessa avtar således när Viskan passerar genom Djupasjön.

Guttasjön tycks fungera som en sänka för PAH medan transporten av zink och krom i stället tycks öka något medan transporten av dioxiner skenbart inte tycks påverkas. En närmare studie av vilka dioxiner som transporteras i systemet visar dock att andelen ”äldre” dioxiner ökar längre nerströms vilket visar att det finns en interncirkulation som medför att dioxiner som tillförs systemet sedimenterar men att i stället de dioxiner som kan kopplas till de äldre industriella utsläppen frigörs och transporteras vidare.

Vid Viskans passage genom Rydboholmsdammarna sker en mer entydig ökning av transporten av föroreningar. Av de undersökta föroreningarna är detta tydligast för dioxiner, för vilka transporten fördubblas. Det har inte funnits underlag för att göra motsvarande beräkningar för dieldrin och DDT-föroreningar, men det bedöms som troligt att de följer samma mönster.

Förändringarna i föroreningstransporten i Viskan vid passage genom området sammanfattas för de studerade föroreningarna i nedanstående figur.

	Dioxiner mg/år	PAH16 g/år		Krom kg/år	Zink kg/år
IN:	30	1500	↓	65	1800
			Djupasjön		
Transport:	20	1400	↓	50	700
			Guttasjön		
Transport:	20	700	↓	60	900
			Rydboholms-dammarna		
UT:	40	900	↓	80	900

Undersökningarna har också omfattat en beräkning av hur skjuvspänningar mellan vattenmassan och botten varierar inom området vid olika vattenföringar. Dessa har sedan utnyttjats för en bedömning av risker förknippade med erosion av förorenade sediment vid högre vattenföringar. Där de högsta skjuvspänningarna prognosticerats saknas helt lösa sediment med föroreningar. Den spridning som konstaterats sker sannolikt från områden där skjuvspänningarna redan vid normala flöden är relativt höga. Modelleringen visade en stor skillnad när vattenföringen ökades från 50 m^3/s (tioårsflödet) till 73 m^3/s (hundraårsflödet). Detta bedöms innebära att erosion vid ett hundraårsflöde kan medföra att stora mängder förorenade sediment eroderas och sprids nerströms i systemet. Det är inte möjligt att beräkna hur stor föroreningstransporten kan bli eller hur den varierar med vattenföringen, men i de områden där kritiska skjuvspänningar bedöms uppkomma finns ca 40 000 m^3 förorenade sediment upplagrade.

Miljö- och hälsorisker samt behovet av riskreduktion

Kvantifieringarna av föroreningsspridningen har visat på mätbara påslag av dioxiner, PAH16, krom och zink över de tre sjöarna. De områden som bedöms bidra i störst utsträckning är Rydboholmsdammarna och Guttasjön, och särskilt där de ytliga sedimenten är förorenade. Idag tillförs Viskan större mängder av PAH16, zink och krom från Borås och Gässlösa avloppsreningsverk än vad påslagen från sediment i sjöarna uppskattats bidra med. En analys av sammansättningen av dioxiner visar att modernare dioxiner förekommer, men också att betydelsen av de äldre föroreningarna ökar längre nedströms (främst över Rydboholmsdammarna), vilket är naturligt då övertäckningen är mindre där. Sammantaget kan det konstateras att dagens moderna samhälle bidrar till belastningen av Viskan av zink, krom, PAH16 och dioxiner och att även om spridningen från sedimenten i sjöarna elimineras skulle belastningen vara fortsatt stor. Riskreduktion bedöms ändå som naturvetenskapligt motiverad för att reducera spridningen av dioxiner från Rydboholmsdammarna. Detta på grund av att ett mätbart påslag sker, att dioxiner är mycket toxiska utfasningsämnen och att det kan visas att de äldre sedimentföroreningarna står för en ökad andel jämfört med uppströms områden.

I framtiden bedöms extrema vattenflöden som kan orsaka erosion av förorenade sediment kunna bidra till ökad föroreningsspridning till nedströms områden samt ökat upptag i djur i delar av området. Det är inte möjligt att beräkna hur stora mängder som kommer att erodera vid olika flöden. Det kan dock konstateras att inom utpekade områden finns upplagrat tiotals ton krom och zink, flera hundratals gram dieldrin samt några gram dioxiner vilka potentiellt kan komma att frigöras vid ett hundraårsflöde i Viskan. Då konsekvenserna av erosionen kan få effekt på områden nerströms, på så sätt att andra delar blir förorenade i högre grad, är en riskreduktion motiverad.

Slutligen har tidigare riskbedömningar konstaterat att påverkan kan ses på bottenlevande djur och att risker beräkningsmässigt föreligger för människor och sjöfågel som intar fisk. Av de historiska föroreningarna gäller detta främst DDT, dieldrin, zink och krom. De områden som bedöms vara mest bidragande till riskerna är de där övertäckningen av de äldre sedimenten går långsamt och höga halter finns ytligt, dvs. Rydboholmsdammarna och de södra delarna av Guttasjön. En riskreduktion bedöms som motiverad, ur ett naturvetenskapligt perspektiv, för dessa områden. För Djupasjön och norra Guttasjön (undantaget en mindre del som är utpekad som erosionskänslig) är en riskreduktion inte motiverad då de äldre sedimentföroreningarna täcks över med nya som innehåller moderna föroreningar.

Åtgärder

För ett beslut om att genomföra åtgärder och hur omfattande dessa ska vara behöver den miljönytta eller riskreduktion som uppnås med åtgärderna värderas i förhållande till kostnaderna

för att genomföra en åtgärd samt andra konsekvenser (positiva såväl som negativa) som kan uppkomma som en följd av genomförandet. För att möjliggöra en sådan *riskvärdering* har följande åtgärdsalternativ utretts, som i stegvis ökande utsträckning tillgodoser behoven av riskreduktion enligt ovan.

1. Begränsning av den nuvarande spridningen av dioxiner och andra föroreningar från textilindustrin, från de förorenade områdena. En sådan åtgärd omfattar främst Rydboholmsdammarna och ett område med sediment mellan Guttasjön och Rydboholmsdammarna, med en sammanlagd yta av 65 000 m^2 och en total sedimentvolym om ca 23 000 m^3.

2. Begränsning av den nuvarande spridningen enligt punkt 1 kompletteras med de ytterligare delområden som kan utgöra risk för ökad spridning och påverkan i samband med extrema vattenflöden i Viskan. De tillkommande sedimentområden som omfattas av denna åtgärd är den södra delen av Djupasjön och inloppet i Guttasjön. Åtgärderna omfattar en yta av 85 000 m^2 och en sedimentvolym om ca 50 000 m^3.

.

3. Begränsning av nuvarande spridning av dioxiner samt begränsning av riskerna för erosion av förorenade sediment kompletteras med åtgärder av de övriga områden där det finns risker för lokal påverkan. I förhållande till punkt 1 och 2 tillkommer de södra delarna av Guttasjön i detta alternativ. Dessa åtgärder tillgodoser samtliga naturvetenskapligt grundade behov av riskreduktion enligt ovan. Åtgärderna omfattar en yta av ca 160 000 m^2 och en sedimentvolym om ca 100 000 m^3.

4. Totalsanering som förutom riskreduktionen också innebär att inga restriktioner för framtida exploatering m.m. behöver bibehållas i framtiden. Detta innebär att samtliga förorenade områden omfattas med en sammanlagd yta av ca 300 000 m^2 och en förorenad sedimentvolym om ca 240 000 m^3.

För dessa åtgärdsalternativ har efterbehandling med användning av metoder för täckning respektive muddring översiktligt utretts. För muddring har två alternativa metoder för omhändertagande av förorenade sediment ingått; stabilisering/solidifiering med efterföljande deponering i en specialdeponi på Sobackens avfallsanläggning i Borås respektive omhändertagande omfattande termisk behandling med destruktion av organiska föroreningar samt deponering av behandlingsrester. Termisk behandling kan antingen ske i en mobil anläggning på plats eller vid en extern behandlingsanläggning. Behandling i en mobil anläggning kan främst bli aktuell vid behandling av stora volymer för vilka etableringskostnaden blir mindre betydelsefull, samtidigt som kapaciteten i befintliga anläggningar då kan bli begränsande för extern behandling. Deponering efter termisk behandling kan ske på Sobacken eller på en extern anläggning med stationär behandlingsanläggning. Deponering utan föregående behandling bedöms inte som möjlig med hänsyn till sedimentens karaktär. Muddermassor bestående av sediment från området klassificeras som farligt avfall. Högt innehåll av organiskt material medför svårigheter för deponering med hänsyn till gällande mottagningskriterier för deponier, även om dispens kan erhållas upp till en viss nivå. Vidare har lakförsök visat att utlakningen från delar av sedimenten är för hög för deponering utan behandling. Slutligen medför den låga skjuvhållfastheten hos lösa sediment att stabilitetsproblem kommer att uppkomma om inte sedimenten stabiliseras/solidifieras. Effekten av stabilisering/solidifiering på utlakningen av föroreningar har dock inte undersökts.

Preliminärt bedöms muddring med efterföljande stabilisering/solidifiering och deponering av sedimenten som den mest kostnadseffektiva åtgärden oberoende av vilken riskreduktion som eftersträvas. Det ska dock understrykas att åtgärdsutredningen är av översiktlig karaktär och

att de åtgärdsförberedande undersökningar som måste genomföras som ett första steg efter ett beslut om åtgärd även bör ta upp denna fråga för eventuell omprövning efter det att ett bättre underlag tagits fram.

Ett översiktligt underlag för riskvärdering redovisas i nedanstående tabell. Underlaget omfattar ett begränsat antal faktorer; vilken långsiktig riskreduktion som kan erhållas, behovet av framtida övervakning och restriktioner i området, risk för återkontaminering samt kostnader. I en fullständig riskvärdering behöver även andra förhållanden belysas, såsom förenlighet med nationella, regionala och kommunala miljömål, betydelsen för att uppnå miljökvalitetsnormer för vatten och vattendirektivets målsättningar om god ekologisk status och god ytvattenkemisk kvalitet, betydelse för friluftsliv och rekreation (exempelvis fiske), påverkan på kulturmiljö, naturvärden, landskapsbild m.m.

Alternativ	Långsiktig riskreduktion	Behov av övervakning och restriktioner, risker för återkontaminering m m	Kostnader
1	Pågående spridning av dioxiner från området elimineras/begränsas. Risken för ökad spridning vid extrema flöden begränsas i viss utsträckning.	Behov av restriktioner och viss övervakning kvarstår för stora delar av området som lämnas utan åtgärd. Viss risk för återkontaminering från historiska föroreningar*.	70 Mkr
2	Pågående spridning av dioxiner från området elimineras/begränsas. Risken för ökad spridning vid extrema flöden elimineras/begränsas.	Behov av restriktioner och viss övervakning kvarstår för stora delar av området som lämnas utan åtgärd. Liten risk för återkontaminering från historiska föroreningar*.	130 Mkr
3	Pågående spridning av dioxiner från området elimineras/begränsas. Risken för ökad spridning vid extrema flöden begränsas i viss utsträckning. Lokala biologiska effekter begränsas	Behov av restriktioner för vissa delar av området pga. kvarlämnade föroreningar. Behovet av övervakning mindre då områdena i dagsläget inte bedöms medföra några risker. Försumbar risk för återkontaminering från historiska föroreningar*.	235 Mkr
4	Som alternativ 3.	Inget behov av övervakning eller restriktioner. Försumbar risk för återkontaminering från historiska föroreningar*.	440 Mkr
4a	Som alternativ 3.	Behov av övervakning och restriktioner för deponi i vattenområdet (D3). Försumbar risk för återkontaminering från historiska föroreningar*. Sannolikt ökar belastningen av nutida föroreningar på områden nerström Djupasjön då en betydelsefull sedimentationsbassäng tas bort från systemet.	165 Mkr

* En viss återkontaminering med nutida föroreningar kan förväntas om inte nutida utsläpp samtidigt begränsas.

Det ska understrykas att beräknade kostnader i detta skede endast ska ses som indikativa eftersom underlag för kostnadsberäkningar till stor del saknas.

Innehållsförteckning

1 INLEDNING 10
2 SYFTE 10
3 AVGRÄNSNINGAR 10
4 OMRÅDESBESKRIVNING 11
4.1 ALLMÄNT 11
4.2 TOPOGRAFISKA OCH GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN 12
4.3 PLANFÖRHÅLLANDEN 13
4.4 SÄRSKILDA SKYDDSINTRESSEN 14
4.5 HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN 15
5 HISTORIK OCH TIDIGARE VERKSAMHET 15
6 GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR 1999-2009 16
6.1 UNDERSÖKNINGAR GENOMFÖRDA 2003-2004 16
6.2 UNDERSÖKNINGAR GENOMFÖRDA 2008-2009 16
7 PROBLEMBESKRIVNING 17
7.1 KÄLLTERMENS EGENSKAPER OCH FÖREKOMMANDE FÖRORENINGAR 17
7.2 FÖRORENINGSMÄNGDER 23
7.3 FÖRORENINGARNAS FARLIGHET 24
7.3.1 Dieldrin 24
7.3.2 DDT/DDD/DDE 26
7.3.3 Dioxiner 29
7.3.4 Bly 30
7.3.5 Kvicksilver 31
7.3.6 Koppar 32
7.3.7 Krom 33
7.3.8 Zink 34
7.4 DIMENSIONERANDE ÄMNEN 35
7.5 KONCEPTUELL MODELL 36
8 FÖRORENINGSSPRIDNING – IDAG OCH I FRAMTIDEN 36
8.1 ALLMÄNT – METOD OCH MODELL FÖR SPRIDNINGSBERÄKNING 37
8.2 SPRIDNINGSVÄGAR 38
8.2.1 Resuspension och sedimentation 38
8.2.2 Diffusion 39
8.2.3 Erosion 39
8.2.4 Den moderna staden Borås 39
8.3 SPRIDNING UPPSTRÖMS BORÅS STAD, UTLOPPET FRÅN ÖRESJÖ 39
8.4 SPRIDNING FRÅN BORÅS STAD TILL NEDSTRÖMS VATTENSYSTEM 40
8.5 SPRIDNING INOM DE TRE SJÖARNA 42
8.5.1 Djupasjön 42
8.5.2 Guttasjön 43
8.5.3 Rydboholmsdammarna 44
8.6 RESULTAT FRÅN SPRIDNING NEDSTRÖMS? 44
8.7 SAMLAD MASSBALANS 45

8.8 SPRIDNINGENS STORLEK I FÖRHÅLLANDE TILL ANDRA KÄLLOR OCH VATTENSYSTEM 49
8.9 FRAMTIDA SPRIDNING 53

9 SKYDDSOBJEKT – MILJÖ- OCH HÄLSORISKANALYSER 58

9.1 SKYDDSOBJEKT OCH EXPONERINGSVÄGAR 58
9.1.1 Miljö 58
9.1.2 Hälsa 58
9.2 MILJÖRISKER INOM OMRÅDET 58
9.3 MILJÖRISKER NEDSTRÖMS OMRÅDET 59
9.4 HÄLSORISKER INOM OMRÅDET 60

10 SAMLAD RISKBEDÖMNING 61

11 BEHOV AV RISKREDUKTION 63

12 BEHOV AV ÅTGÄRDER OCH DERAS OMFATTNING 64

13 ÖVRIGA FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR EFTERBEHANDLING 66

13.1 SEDIMENTENS GEOTEKNISKA EGENSKAPER 66
13.2 AVFALLS- OCH DEPONIKLASSIFICERING AV MUDDERMASSOR 67

14 UNDERLAG FÖR VAL AV EFTERBEHANDLINGSMETODER 68

14.1 ALLMÄNT 68
14.2 TÄCKNING 68
14.2.1 Jordtäckning 68
14.2.2 Täckning med gel 70
14.2.3 Täckning med geosynteter 70
14.3 FÖRBILEDNING 71
14.4 MUDDRING MED OMHÄNDERTAGANDE AV MUDDRADE SEDIMENT 72
14.4.1 Muddring 72
14.4.2 Skyddsåtgärder vid muddring 74
14.4.3 Behandling av muddrade sediment 75
14.4.4 Deponering av muddrade sediment på land 77
14.4.5 Deponering i vattenområdet 78

15 UNDERLAG FÖR VÄRDERING AV ÅTGÄRDSALTERNATIV 79

15.1 ALLMÄNT 79
15.2 ALTERNATIV 1 – EFTERBEHANDLING AV SEDIMENTOMRÅDEN MED PÅGÅENDE SPRIDNING AV DIOXINER OCH ANDRA FÖRORENINGAR FRÅN TEXTILINDUSTRIN 80
15.3 ALTERNATIV 2 – EFTERBEHANDLING AV OMRÅDEN MED RISK FÖR EROSION OCH ÖKAD SPRIDNING VID HÖG VATTENFÖRING 82
15.4 ALTERNATIV 3 – EFTERBEHANDLING AV SAMTLIGA OMRÅDEN DÄR FÖRORENADE SEDIMENT MEDFÖR RISKER FÖR MILJÖN 83
15.5 ALTERNATIV 4 – EFTERBEHANDLING AV SAMTLIGA OMRÅDEN MED FÖRORENINGAR KOPPLADE TILL TEXTILINDUSTRINS VERKSAMHET 84
15.6 SAMMANFATTANDE JÄMFÖRELSE AV ÅTGÄRDSALTERNATIV 87
15.7 OSÄKERHETER OCH BEHOV AV ÅTGÄRDSFÖRBEREDANDE UNDERSÖKNINGAR 89

16 REFERENSER 91

Bilaga 1: Sammanställningar av analyser, databas.
Bilaga 2-4: Kartöversikt över förorenade sediment i sjöarna.

1 Inledning

Viskan har under mer än 100 år belastats av föroreningar från mänskliga aktiviteter. Belastningen av föroreningar till ån var mycket stor under den tid textilindustrin (1900-talet fram till 1980) och andra industrier blomstrade som intensivast i Borås. Under denna tid släpptes stora mängder föroreningar ut direkt eller via det kommunala reningsverket till Viskan. En viss del av utsläppta föroreningar ansamlades på botten i de sjöar eller utvidgningar (Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna) som finns i Viskan nedströms Borås. Inom dessa utvidgningar av Viskan har tidigare undersökningar visat på höga halter av tungmetaller, olja, näringsämnen och för textilindustrin branschspecifika organiska miljögifter i bottensedimenten.

För att klarlägga föroreningssituationen och utreda behovet av åtgärder genomfördes en huvudstudie för den aktuella delen Viskan under 2003-2004. Denna omfattade utredningar om förekommande föroreningar, föroreningsmängder, spridning och transport av föroreningar och påverkan på biota. Utgående från resultaten av dessa utredningar upprättades en riskbedömning och en åtgärdsutredning.

Borås Stad har efter samråd med Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Västra Götalands län kommit fram till slutsatsen att tidigare genomförd huvudstudie behöver kompletteras i vissa avseenden för att utgöra ett tillräckligt bra beslutsunderlag inför val av åtgärd. Osäkerheter föreligger främst vad gäller spridningen av föroreningar från och mellan olika delområden (Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna), föroreningarnas biotillgänglighet och även riskerna för spridning vid olika dimensionerande flöden.

Med anledning av detta har Borås kommunledningskontor givit Hifab AB i uppdrag att utföra kompletterande undersökningar i Viskan och med underlag av dessa revidera både den miljö- och hälsoriskbedömning och den åtgärdsutredning som genomfördes 2004.

2 Syfte

Syftet med föreliggande rapport är att:

- Upprätta en förnyad riskbedömning baserat på de förnyade undersökningarna som utförts under 2008 och 2009.
- Baserat på riskbedömningen definiera riskreduktion och åtgärdsbehov för Viskan nedströms Borås.
- Med ledning av den förnyade riskbedömningen ta fram en reviderad åtgärdsutredning med kostnadskalkyl.
- Vara ett underlag för riskvärderingsprocessen och slutligt val av åtgärd.

3 Avgränsningar

Föreliggande uppdrag omfattar att ta fram en förnyad miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning för Viskan, nedströms Borås. Då arbetet endast delvis baseras på förnyad provtagning lämnas nedan de avgränsningar som gäller för riskbedömning respektive åtgärdsutredning:

- Denna miljö- och hälsoriskbedömning avser främst föroreningar som ackumulerats i vattenområdet inom Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna i Viskan strax

nedströms Borås. Riskerna för nedströms liggande vattenområden i Viskans avrinningsområde belyses översiktligt och endast för föroreningar som sprids från de förorenade sedimenten i de tre delområdena.

- Denna reviderade riskbedömning baseras på uppmätta föroreningshalter i sediment och vatten och inte på nya undersökningar rörande upptag av föroreningar i organismer eller på studier av effekter på organismer i Viskan.
- Bedömningarna i denna rapport är i huvudsak framtagna med hänsyn till faktiska risker för negativa effekter på människor och miljö. De baseras på underlag av nu kända egenskaper och giftighet av de föroreningar som analyserats och påvisats. Med hänsyn till att det förorenade området ligger strax nedströms en relativt stor stad kan det finnas andra ”sentida” föroreningar som i dagsläget inte är kända.
- Denna utredning avser efterbehandling av förorenade sediment som ackumulerats i vattenområdet inom Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna i Viskan strax nedströms Borås. Åtgärdsbehov och åtgärdsmål liksom lämplig omfattning/avgränsning av de olika efterbehandlingsalternativ som diskuteras baseras på den reviderade miljö- och hälsoriskbedömning. De undersökningar som genomförts under 2008-2009 har huvudsakligen syftat till att förbättra riskbedömningen. För bedömningar av faktorer som påverkar valet av åtgärdsmetoder, teknisk genomförbarhet, klassificering av muddermassor som avfall m.m. har i huvudsak de undersökningar av sedimentens tekniska egenskaper som genomfördes 2003-2004 utnyttjats.

4 Områdesbeskrivning

4.1 Allmänt

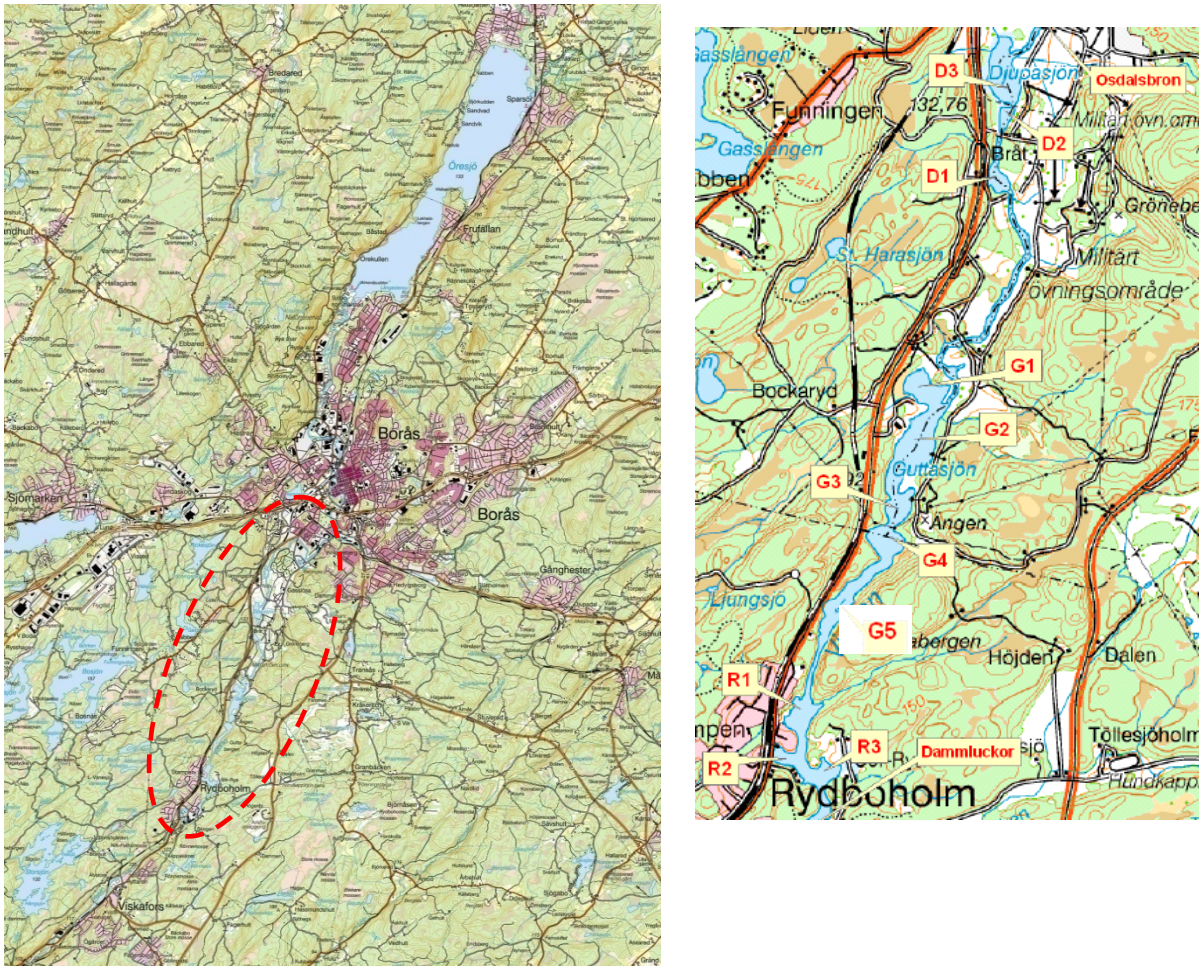
Det aktuella vattenområdet är beläget strax söder om Borås tätort (se Figur 2 på nästa sida). Djupasjön med en sammanlagd yta på ca 75 000 m^2 omges av grönområden, en ridskola och ett militärt övningsområde. Guttasjön (200 000 m^2) omges av skog och en brandövningsskola. Rydboholmsdammarna (ca 65 000 m^2) längst i söder ligger omedelbart norr om Rydboholms kraftverk och omges dels av skog, dels av bostadsområden (friliggande villor). Vattenområdenas karaktär framgår av foton i Figur 1.

Djupasjön.

Norra Guttasjön

Vik av Rydboholmsdammarna.

Figur 1 Karaktären hos det aktuella vattenområdet.



Figur 2 **Översiktskarta över det förorenade området samt sjön Öresjö uppströms Borås, som ingått i vissa undersökningar som referens (till vänster), samt detalj av de förorenade sjöarna med indelning i delområden.**

4.2 Topografiska och geologiska förhållanden

Viskan rinner genom en av de stora nord-sydliga sprickdalarna i västra Götaland. Dalgången som ställvis är trång och ställvis vidgar sig till större slättliknande områden omges av skog-klädda höjder.

Berggrunden utgörs till dominerande del av röda eller gråröda gnejser bildade ur magmatiska djupbergarter. Den har genomgått flera faser av plastisk och spröd deformation. Den plastiska deformationen har bland annat gett upphov till en regional veckning och förskiffring i riktning OSO. Spröd deformation har dels gett upphov till sprickor parallellt med den äldre plastiska deformationen i OSO och dels till större förkastningar i riktning NNÖ-SSV. En av dessa större tektoniska zoner återfinns parallellt med Viskan och kan iakttas ca 300 m öster om Djupasjön. En del av samma zon framträder även som en brant väster om Öresjö. I sin södra del söder och väster om Borås tycks den dock delas upp på ett antal mindre strukturer. Mindre sprickzoner som följer berggrundens skiffrighet i riktning VNV-OSO korsar troligen Viskan mellan Borås och Djupasjön. Området kring Djupasjön sammanfaller alltså med en svaghets-zon i berggrunden som löper i riktning NNO. Den är manifesterad dels genom det nuvarande sjösystemet med Öresjö och Viskan och dels genom det isälvssystem som gett upphov till de glaciofluviala avlagringarna i dalgången.

Kvartära geologiska avlagringar i området utgörs utanför dalgångarna av kuperad moränmark med inslag av våtmarker med torv. Moräntäcket är i allmänhet tunt och moränens sammansättning är huvudsakligen sandig. Ytan är i regel normalblockig och blockhalten i moränen är måttlig eller låg. De flesta torvmarkerna är utdikade och torvtäkt har bedrivits på många håll. Mäktigheten varierar mellan 3-6 m. I dalgångarna återfinns i allmänhet sedimentära jordarter. Området ligger ovanför högsta kustlinjen och inga av havet utsvallade sediment förekommer. Små områden av svallsediment förekommer dock vid stranden av nutida sjöar.

Sedimenten i Viskans dalgång utgörs huvudsakligen av isälvsavlagringar, Boråsåsen, som endast delvis uppträder som en rullstensås. Denna är troligen mestadels avsatt i tunnlar eller sprickor vid isfronten och innehåller ofta grova sediment, grovgrusig sand. Materialet är dock finkornigare där det är avsatt i issjömiljö. Boråsåsen, utgörs till dominerande del av vida fält, deltan, terrasser och kullar. Stråket kan följas längs Viskan genom Borås upp till Öresjö och norr därom. Söder om Borås uppträder isälvsavlagringarna som breda terrasser och flacka kullar av sand. Ca 500 m NO om Viskans utflöde i Djupasjön är mäktigheten 33 m men lagerföljden är inte känd. Utanför själva huvudåsen, som upptar mycket liten del av stråket, är sedimenten generellt grövre i ytan medan de djupare delarna består av finkorningare jordarter. Antydan till åsbildning kan ses vid Guttasjön. Åsen förekommer även som en ca 200 m lång och några meter hög rygg vid Ålgården (Rydboholm). Yngre svämsediment med växlande kornstorlekssammansättning och organiskt innehåll förekommer längs Viskan men är areellt begränsade och vanligen endast 1-2 m mäktiga. De domineras av silt och lera.

Kring Djupasjön med omgivningar domineras jordlagren av isälvsavlagringar men även morän förekommer. Området norr om Djupasjön utgörs av sankmark (översvämningsområde). I Rydboholmsdammarna påträffas något grövre sediment än i de norra delarna i det aktuella området.

4.3 Planförhållanden

Det aktuella området återfinns söder om Borås och utgörs huvudsakligen av skogsmark och grönområden. Väg 1610 (Varbergsvägen) löper utmed hela det aktuella området som en avgränsning västerut. I den södra delen av området, från Guttasjön och söderut förbi Rydboholm går även järnvägen parallellt med Viskan.

Mellan Borås och Djupasjön är kommunens avloppsreningsverk, Gässlösa, beläget. Inom kommunen pågår ett arbete för att, inom ett antal år, hitta en ny lokalisering för verket.

Vid Djupasjön som ligger närmast Borås, återfinns en ridskola norr om sjön medan ett militärt övningsområde med bl.a. skjutbanor återfinns öster och sydöst om sjön. Det militära övningsområdet är av riksintresse för försvaret. Angränsande mark norr om Djupasjön arrenderas av Borås fältrittklubb som har anlagt en bana för fälttävlan som är godkänd för tävlingar på internationell nivå.

Vid den norra delen av Guttasjön (söder om område G1) påträffas ett par fastigheter med bostadshus Söder om dessa (väster om område G2) ligger Räddningstjänstens övningsplats.

Mer omfattande bostadsbebyggelse återfinns i samhället Rydboholm vid Rydboholmsdammarna i Viskan. Bebyggelsen i Rydboholm återfinns huvudsakligen på Viskans västra sida.

Vägverket planerar en ny sträckning av väg 27 mellan Viared och Kråkered söder om Borås. Den föreslagna vägkorridoren, alternativ Nord enligt Vägverkets samrådshandling daterad 2003-12-19 (objektnummer 540037-27) går strax norr om Djupasjön men berör inte de förorenade sedimenten i Viskan.

Planer finns även på en ny gång- och cykelväg mellan Viskafors och Borås ridhus (Vägverket, 2009). Enligt förstudien för denna är det aktuellt att bredda befintlig vägbank ut i Viskan på tre platser där förorenade sediment sannolikt förekommer, dels i Rydboholm (R2), dels i Guttasjön (G5 och G4).

4.4 Särskilda skyddsintressen

Borås kommun har utarbetat ett naturvårdsprogram som skall vara till vägledning vid beslut i planfrågor, avsättning av områden till naturreservat m.m. I naturvårdsprogrammet anges området Osdals Mader med stora sandiga hedar, buskmarker, sumpskogar och fuktängar utmed Viskan söder om Borås som ett område med högsta naturvärde. Detta område omfattar bl.a. Djupasjön och Guttasjön. Området har stor betydelse eftersom det är ett av få områden av hedmarkskaraktär som finns bevarade och har också mycket högt bevarandevärde som viktigt grönområde i Borås utkant. Området är samtidigt aktuellt bl.a. för ridverksamhet, rekreation, militära övningar, skjutövningar, hundträning, golfbana mm. Därutöver har det stor betydelse för fågellivet främst som rastlokal vår och höst samt som häckningsplats.

Söder om Osdals Mader men norr om Rydboholm rinner Viskan genom en trång sprickdal kantad av branta bergväggar nedanför Guttabergen. Därefter vidgar sig vattendraget och utefter östra stranden finns en igenvuxen vegetationsrik vik. Här har utvecklats ett blött sumpkärr med bl.a. kaveldun, jättegröe och sjöfräken. Biotopen bedöms vara värdefull för grod- och kräldjur. Detta område har åsatts klass 2 – mycket högt skyddsintresse i det kommunala naturvårdsprogrammet.

Nedströms de förorenade sjöarna finns ett antal områden av riksintresse längs Viskan. Viskans dalgång nedströms Berghem, ca 40 km söder om Rydboholm, ingår i ett område som är av riksintresse för naturvården, främst p g a zoologiska, ornitologiska och botaniska värden. Viskan med tillflöden är här viktiga reproduktionsområden för laxartade fiskar (lax och havsöring). Vidare finns inom området (Veselången) vattenmiljöer av stor betydelse för häckande och rastande våtmarksfåglar, bl a brushane, fiskgjuse, fisktärna och sångsvan. Området är av nationell betydelse för övervintringslokal för sångsvan. Enligt uppgift från Hallands länsstyrelse kan som mest ett tusental sångsvanar uppehålla sig i området. En förutsättning för att områdets värde skall bestå är att vattenkvaliteten bibehålls eller förbättras.

Vattendraget Viskan är i Halland sedan 1995 enligt Fiskeriverket av riksintresse för friluftslivet p g a de goda möjligheterna till sportfiske av bl a lax, havsöring och ål. Såväl lax- som öringpopulationerna har sedan 80-talet ökat kraftigt i Viskan. Reproduktion av lax sker bl a i huvudfåran vid Veddige i Viskans nedre del.

Även högre upp i Viskan, vid Lekvad strax söder om Kinna ca 25 km nedströms Rydboholm, finns lek- och uppväxtområden för lax. Under år 2000 har detta område restaurerats genom att en gammal kraftverksdamm rivits och andra biotopförbättrande åtgärder vidtagits. Området är idag ett kommunalt naturreservat. Åtgärderna förefaller enligt preliminära uppgifter ha gett positiva resultat avseende förekomst av laxyngel (smolt).

4.5 Hydrologiska förhållanden

Viskans medelvattenföring i Borås uppgår till ca 6,8 m^3/s. Flödet ökar något längs sjöarna och vid utloppet vid Rydboholm är vattenföringen oftast ca 20 % högre. Medelvattenföringen i Rydboholm är ca 9 m^3/s. Q_{100}, d v s ett flöde som statistiskt sett inträffar en gång på 100 år är ca 60 m^3/s i Borås (Viskan 2002:2) och ca 73 m^3/s i Rydboholm (Viskan 2009:6).

I Tabell 1 redovisas några uppgifter avseende vattendjup, vattenvolym m m om de tre sjöarna.

Tabell 1 Hydrologiska data avseende Djupasjön, Guttasjön och Rydbolmsdammarna.

	Djupasjön	Guttasjön[1)]	Rydboholms-dammarna
Area (m^2)	75 000	200 000	66 000
Vattendjup (medel, m)	2,3	3,1	1,5
Vattendjup (max, m)	9	13	8
Vattenvolym (m^3)	170 000	550 000	105 000
Teoretisk medelomsättningstid (h)	8	28	5

1) Data har förändrats 2009 beroende på att ett delområde tillkommit (G5).

I Viskans fåra mellan de tre sjöarna är vattendjupen ganska ringa (någon till några meter) och vattenhastigheten därmed tämligen hög. I Djupasjön och framförallt Guttasjön finns dock betydande vattendjup där vattenomsättningen är begränsad.

5 Historik och tidigare verksamhet

Viskadalen med Borås som centrum har sedan länge varit ett textilcentrum och i Borås låg några av Sveriges största textil- och konfektionsföretag. Företagen har släppt ut stora mängder processavloppsvatten direkt till Viskan. Kommunens reningsverk Gässlösa började byggas 1933-34 och biologisk rening tillkom 1938-39. Flera industrier började därefter successivt anslutas till Gässlösa fram till 70-talets början. 1977 kompletterades verket med kemisk fällning, vilket dels kraftigt reducerade fosforutsläppen, dels sannolikt minskade utsläppen av tungmetaller högst västentligt. Utsläppen från textilindustrin har sedan dess successivt minskat genom företagsnedläggningar, utbyte av kemikalier m m.

Under 1900-talet har Viskan främst belastats av tungmetaller (främst krom och zink), syretärande ämnen och näringsämnen. Vidare använde textilindustrin en stor mängd organiska kemikalier av vilka dieldrin, DDT, nonylfenoler och dioxiner (förorening i blekmedel) märks. Bl a var Viskan svartlistad p g a för höga dieldrinhalter i fisk under 1970-talet. I Borås har också stora mängder olja används under mer än 50 år och läckage och spill som nått Viskan har sannolikt i medeltal skett flera gånger per år.

Halterna av näringsämnen och i synnerhet tungmetaller var betydligt högre under 70-talet än i dagsläget. Belastningen av tungmetaller och fosfor var 10 – 100 gånger större än idag. Kvävebelastningen var ungefär 5 ggr större än i nuläget. Halterna av de flesta ämnena i ytvattnet sjönk avsevärt mellan Borås och Rydboholm, vilket indikerar att stora mängder föroreningar

ackumulerades på bottnarna i Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna. Sedimentationshastigheterna i sjöarna var mycket höga i förhållande till dagsläget, kanske 10 ggr högre.

Viskans utvidgningar nedströms Borås fungerade således som fällor för de föroreningar som tillfördes från verksamheter i Borås. Den historiskt höga belastningen på Viskan avspeglas således i bottensedimenten i Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna.

6 Genomförda undersökningar 1999-2009

6.1 Undersökningar genomförda 2003-2004

För åtgärdsutredningens bedömningar har underlag om föroreningssituationen, sedimenten och dess egenskaper m.m. hämtats från andra undersökningar som bedrivits parallellt inom ramen för projekt Viskan. De undersökningsresultat som legat till grund för bedömningarna i åtgärdsutredningen redovisas ingående i följande rapporter från den huvudstudie som genomfördes 2003-2004:

- *Sedimenttransport i Viskan. Sträckan Borås-Rydboholm.* Bengt Nilsson, AB Hydroconsult. Rapport nr Viskan 2002:1.
- *Vattenföring i Viskan. Sträckan Öresjö-Rydboholm.* Bengt Nilsson, AB Hydroconsult. Rapport nr VISKAN 2002:2
- *Undersökning av förorenade sediment i Viskan. Del 1. Undersökningsdelen*. Hampus von Post, Miljömanagement Svenska AB 2003-11-30. Rapport nr VISKAN 2002:3.
- Efterbehandlingsmetoder för förorenade sediment. Pär Elander, Envipro Miljöteknik AB, 2004-06-04. Rapport nr VISKAN 2003:3.
- *Beräkning av förorenade sedimentvolymer, PM*. Anders Bank, Golder Associates AB, 2004-04-25. Rapport nr VISKAN 2003:5
- *Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i Viskan nedströms Borås*. Anders Bank, Golder Associates AB 2004-05-07. Rapport nr VISKAN 2003:11.
- *Föroreningar i Viskan nedströms Borås. Åtgärdsutredning.* Pär Elander, Envipro Miljöteknik AB, 2004-06-04. Rapport nr VISKAN 2003:9

6.2 Undersökningar genomförda 2008-2009

Inom ramen för den kompletterande huvudstudien har ett antal kompletterande undersökningar utförts för att minska de osäkerheter som fanns efter huvudstudien från 2003-2004. Syftet med de kompletterande undersökningarna var främst att förbättra kunskapen om och förståelsen av vilka processer som styr spridning av och exponering för föroreningar från sedimenten och hur dessa förhållanden kan förändras i framtiden. En väsentlig del i detta har varit att upprätta en massbalans för de ingående delområdena.

Resultaten av de kompletterande undersökningarna inklusive genomförandebeskrivningar finns i följande separata resultatrapporter:

- *Viskan 2009:02 Resultatrapport Detaljerad undersökning av sediment och vatten*

- *Viskan 2009:03 Resultatrapport Stickprovtagning av ytvatten med sorbentfilter*
- *Viskan 2009:04 Resultatrapport Sedimentfällor*
- *Viskan 2009:05 Resultatrapport Passiva provtagningar av ytvatten*
- *Viskan 2009:06 Resultatrapport Risk för erosion av bottensediment i Viskan.*
- *Viskan 2009:08 Erosionsrisk av bottensediment i Viskan.*

De kompletterande undersökningar har främst syftat till att klarlägga osäkerheter i riskbedömningen och har inte omfattat ytterligare undersökningar av åtgärdsteknik m.m. Resultaten har dock stor betydelse för avgränsning av olika åtgärder och formulering av åtgärdsmål, som reviderats i förhållande till de förslag som lämnades i den ursprungliga huvudstudien 2003-2004.

7 Problembeskrivning

I följande kapitel lämnas en grundläggande orientering om de sedimenten, innehåll av föroreningar, förekomstform samt ämnenas toxiska egenskaper. Kapitlet avslutas med att dimensionerande ämnen och konceptuell modell för fortsatt riskbedömning presenteras.

7.1 Källtermens egenskaper och förekommande föroreningar

Källtermen i Viskan utgörs av förorenade sediment, vars föroreningsinnehåll undersökts vid flera tillfällen. Sjöarna och sedimentens karaktär varierar och baserat på nu genomförd provtagning kan följande samlade bild ges (provplatsnummer hänförs till den provtagning som redovisas i delrapport *Viskan 2009:02*):

- **Djupasjön:** Sedimenten har ett tämligen ensartat utseende med ett övre lager detritus (5-20 cm) underlagrat av grå gyttja. Vid en provplats (provplats 7) fanns grus inlagrat i gyttjan på 65-80 cm djup. Gas förekommer på samtliga provplatser i liten till påtaglig omfattning. Viss synlig oljeförekomst uppmärksammades på provplats 5, nivå 0-20 cm. Oljelukt uppmärksammades i nivå 60-115 cm på provplats 24.
- **Guttasjön:** Sedimenten har även här ett ensartat utseende med ett övre lager detritus (9-27 cm) underlagrat av grå gyttja. Gas har noterats på 6 av de 10 provplatserna i liten till påtaglig omfattning. På en plats (provplats 16) har stor gasförekomst noterats. Viss oljelukt uppmärksammades på sex platser (provplatserna 27, 28, 29, 15, 11 och 12). Påtaglig oljelukt fanns vid provplats 16.
- **Rydboholmsdammarna:** Även vid Rydboholmsdammarna har sedimenten ett övre lager detritus (5-16 cm) underlagrat av grå gyttja. Där området är grunt underlagras gyttjelagret av grus (provplats 13) medan övriga platser underlagras av torvliknade vegetation. Gas noterades på 2 av de 4 provplatserna i liten omfattning. Viss oljelukt uppmärksammades vid provplats 13, 14, och 11.

Föroreningssituationen i de tre sjöarna har undersökts inom ramen för tidigare undersökningar samt vissa kompletteringar under nu aktuell huvudstudie. Sammanfattningsvis kan följande nämnas (för detaljer hänvisas till Viskan 2009:02 och tidigare genomförd riskbedömning):

- **Djupasjön:** Den generella bilden av Djupasjön enligt tidigare undersökningar är att de riktigt höga halterna av föroreningar som härstammar från textilindustrin återfinns en

bit ned i sedimenten, upp mot 40 cm. Detta stämmer väl med nu genomförda undersökningar. Indikationer finns inom vissa områden på att överlagringen ställvis kan vara ännu större idag, upp mot 60 cm. Detta förefaller rimligt med hänsyn till att sedimentationshastigheten uppmätts till som mest drygt 2 cm/år genom åldersdatering. De övre nivåerna är för den skull inte helt opåverkade av föroreningar, exempelvis förekommer ämnen som PAH16 och även metaller, som fortsatt tillförs från Borås (främst krom och koppar) men också äldre föroreningar så som dieldrin och DDT. Det ska dock konstateras att halterna i ytligare sedimentnivåer är klart lägre än från de år då textilindustrin var aktiv samt innan Gässlösa avloppsreningsverk införde kemisk rening. Förutom nämnda föroreningar gäller generellt att belastningen av näringsämnen (kväve och fosfor) är hög i sedimenten. De högsta halterna återfinns på djupare nivåer i sedimenten.

De största mäktigheterna förorenade sediment inom det undersökta området återfinns i Djupasjöns norra del, med upp till som mest 4,4 m. Medelmäktigheten hos de förorenade sedimenten är i Djupasjön som helhet ca 1,3 m enligt sedimentkarteringen som genomfördes 2003, varefter en ytterligare påbyggnad av nutida sediment med ca 0,1 m kan påräknas. Utbredningen i plan av de förorenade sedimenten omfattar hela sjöns yta.

- **Guttasjön:** För Guttasjön kan ingen generell bild av föroreningssituation dras som för Djupasjön. Föroreningsinnehållet är fortsatt högt av både ämnen som härstammar från historiska textilindustrin samt nutida föroreningar, typiska för en stor stad. Tidigare riskbedömning visade att de norra delarna av Guttasjön liknar Djupasjön (de högsta halterna överlagrade med upp till 15 cm renare sediment) medan de södra är mer lika Rydboholmsdammarna (ytliga föroreningar). Den bild som erhålls vid kompletterande undersökningar stämmer delvis in på detta. I de södra delarna av Guttasjön, främst område G3 är halterna i de ytliga sedimenten höga av främst krom och zink men även av dieldrin, DDT och dioxiner. Halterna ligger i nivå med djupare lager i Djupasjön. För de norra delarna av sjön kan en övertäckning med nyare och renare sediment påvisas i de flesta undersökta punkter, undantag finns område G1 för främst krom och olja samt för olja i flera punkter i G2. Vid provtagning kan synlig olja noteras i detta område. Oljan kan ha en koppling till den verksamhet som bedrivs i anslutning till Guttasjön idag, nämligen Räddningsverkets övningsplats.

  Mäktigheten hos de förorenade sedimenten är betydligt mindre i Guttasjön än i Djupasjön, med som mest 1,4 m och medelmäktigheten är 0,7 m enligt sedimentkarteringen från 2003. Påbyggnaden efter 2003 bör vara liten, utgående från bedömda sedimentationshastigheter. Utbredningen av de förorenade sedimenten omfattar hela sjöns yta.

- **Rydboholmsdammarna.** Föroreningssituationen i Rydboholmsdammarna karaktäriseras av generellt något lägre halter av föroreningar jämfört med Djupasjön och Guttasjön. Skillnaden är att i Rydboholmsdammarna ligger föroreningarna ytligt i de flesta undersökta punkterna, både i tidigare utredningar och vid nu genomförd provtagning. Tydligast är detta för krom, zink och olja samt i mindre grad för DDT och dioxiner. Resultaten stämmer väl med beräknade sedimentationshastighet som inte överstiger 1 cm/år enligt genomförd åldersdatering.

  I Rydboholmsdammarna bedömdes utbredningen av de förorenade sedimenten omfatta halva ytan enligt den heltäckande sedimentkartering som genomfördes i huvud-

studien 2003. Övriga delar saknade lösa sediment (erosionsbotten) och omfattade främst strömfåran och den södra delen av delområdet R1. Där lösa sediment förekommer är föroreningsmäktigheten generellt ca 0,4 m.

För att identifiera eventuella områden i sjöarna Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna där behovet av riskreduktion med avseende på ytligt sediment är litet har uppmätta föroreningshalter jämförts med kanadensiska riktvärden, med utgångspunkt i naturvårdsverkets (NV) rapport 5886. I denna rapport framhålls att sedimentriktvärden fungerar bättre för att avfärda än för att påvisa risker och bör därför användas huvudsakligen i riskbedömningens första steg, där jämförelsen mellan uppmätta halter och riktvärden kan användas vid identifiering av potentiella riskområden. För ämnen som är mer toxiska för högre organismer, exempelvis dioxiner, är sedimentriktvärdenas betydelse vid riskbedömning mindre. Sedimentriktvärden tar inte hänsyn till spridningsvägar, spridningshastighet och utspädning i vattenmassan, och inte heller biotillgänglighet eller hur den varierar mellan olika sedimenttyper beaktas. Vidare är de framför allt ett mått på skydd av det bentiska ekosystemet.

De kanadensiska jämförvärden som används i denna jämförelse är empiriska värden, framtagna med hjälp av statistiska samband mellan föroreningsnivåer och påvisade effekter från olika förorenade områden. CCME (Canadian Counsil of Ministers for the Environment) har tagit fram riktvärdena för två nivåer; ISQC (Interim Sediment Quality Guidelines) under vilken effekter inte är troliga samt PEL (probable effect level) över vilken effekter är troliga. Enligt NV bör den lägre av dessa två nivåer användas vid jämförelse med uppmätta halter. I föreliggande rapport jämförs de uppmätta halterna med såväl ICQG som PEL.

För PAH 16 saknas jämförvärden; ISQG och PEL har endast tagits fram för 12 av de 16 ingående ämnena. För att möjliggöra en grov uppskattning av om huruvida de uppmätta halterna PAH utgör en risk har de 12 enskilda värdena summerats till ett ungefärligt jämförvärde. Summavärdet är konservativt i den bemärkelsen att det är baserat på färre ämnen än de uppmätta halterna; skulle jämförvärden för samtliga 16 PAH:er inkluderas skulle det innebära ett högre värde. Att inga analyser med avseende på enskilda PAH:er utförts måste dock beaktas. I teorin skulle en stor andel av den uppmätta halten PAH 16 kunna utgöras av de PAH:er med lägst jämförvärden (som är mest skadliga), vilket skulle innebära att summavärdet är högre än det verkliga värdet. Dessa osäkerheter till trots bedöms jämförelsen vara relevant och en tydlig indikation på att risken med avseende på PAH i sediment inte kan avfärdas.

Vidare kan det vara värt att notera att PAH halter över 2,5 mg/kg skall enligt naturvårdsverket betraktas som mycket höga. Detta värde är inte effektbaserat utan bygger enbart på föroreningsfördelningen i svenska sediment.

I tabellerna nedan jämförs prover tagna i det ytligaste sedimentlagret (0 – 15 cm i provtagningarna 2001 och 2008 och 0 – 40 cm i provtagningen 2003) med både ISQC och PEL. Prover där det inte klart framgår att det är ytligt sediment som analyserats har inte beaktats i denna jämförelse. Merparten av analysresultaten visar på halter av såväl krom och zink som dioxin och PAH som överskrider PEL. I samtliga områden är föroreningshalterna för höga för att risk skall kunna avfärdas.

Tabell 2 Djupasjön.

	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dioxin (ng TEQ/kg TS)	PAH (mg/kg TS)
CCME ISQG/PEL	**37,3 / 90**	**123 / 315**	**0,85 / 21,5**	**0,4/6,9**
D1 (D7: 0-10)[1]	110	534	56	
D1/S:1 (0-40 cm)[3]	399	2969		1,6
D1/S:2 (>40 cm)[3]	1350	3810	427	13
D2 (D4 0-15)[2]	372	1860		
D2 (D5: 0-10)[1]	63	610		

	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dioxin (ng TEQ/kg TS)	PAH (mg/kg TS)
D2/S:1 (0-40 cm)[3]	351	1680		7,3
D2/S:2 (>40 cm)[3]	1000	5520	273	24
D3 (3.1 nivå 0-0,1)[2]	260	1120	294	
D3 (D D0-2)[2]	58	532	261	
D3 (D1 0-15)[2]	589	1840		
D3 (D24: 0-10)[1]	144	919	3	
D3 (D26: 0-10)[1]	31	340		
D3 (D3 0-15)[2]	63	564		
D3/S:1a[3]	256	975		
D3/S:1b[3]	280	1380		9,4
D3/S:2a[3]	970	4390		17
D3/S:2b[3]	883	4600	408	17

[1] 2001, [2] 2008, [3]2003

Tabell 3 Guttasjön

	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dioxin (ng TEQ/kg TS)	PAH (mg/kg TS)
CCME ISQG/PEL	**37,3 / 90**	**123 / 315**	**0,85 / 21,5**	**0,4/6,9**
G1 (4.1 0-0,1)[2]	1370	8850	967	
G1 (G1 S0-15)[2]	962	4960	654	
G1 (G10: 0-10)[1]	508	2260		
G1 (G9: 0-10)[1]	714	3670	5	
G1/S:1[3]	546	2660		7,6
G1/S:2 (>40 cm)[3]	46	153	9	1,8
G2 (G29: 0-10)[1]	154	848	0	
G2 (G30: 0-10)[1]	144	859		
G2/S:2b	1260	7130	524	14
G2/S:1a (0-40 cm)[3]	578	2470		
G2/S:1b[3]	408	2330		7,4
G2/S:2a (>40 cm)[3]	1130	7310		
G3 (G D8-10)[2]	464	2100	211	
G3 (G15: 0-10)[1]	516	2070	68	
G3 (G16: 0-10)[1]	1960	12900	23	
G3/S:1 (0-40 cm)[3]	711	2680		
G3/S:2 (<40 cm)[3]	876	5410	341	14
G4 (G11: 0-10)[1]	482	2270	4	
G4 (G12: 0-10)[1]	245	1260		
G4 (G4 S0-15)[2]	465	1550	240	
G4/S:1 (0-40 cm)[3]	933	3810		
G4/S:2 (<40 cm)[3]	732	4170	141	13

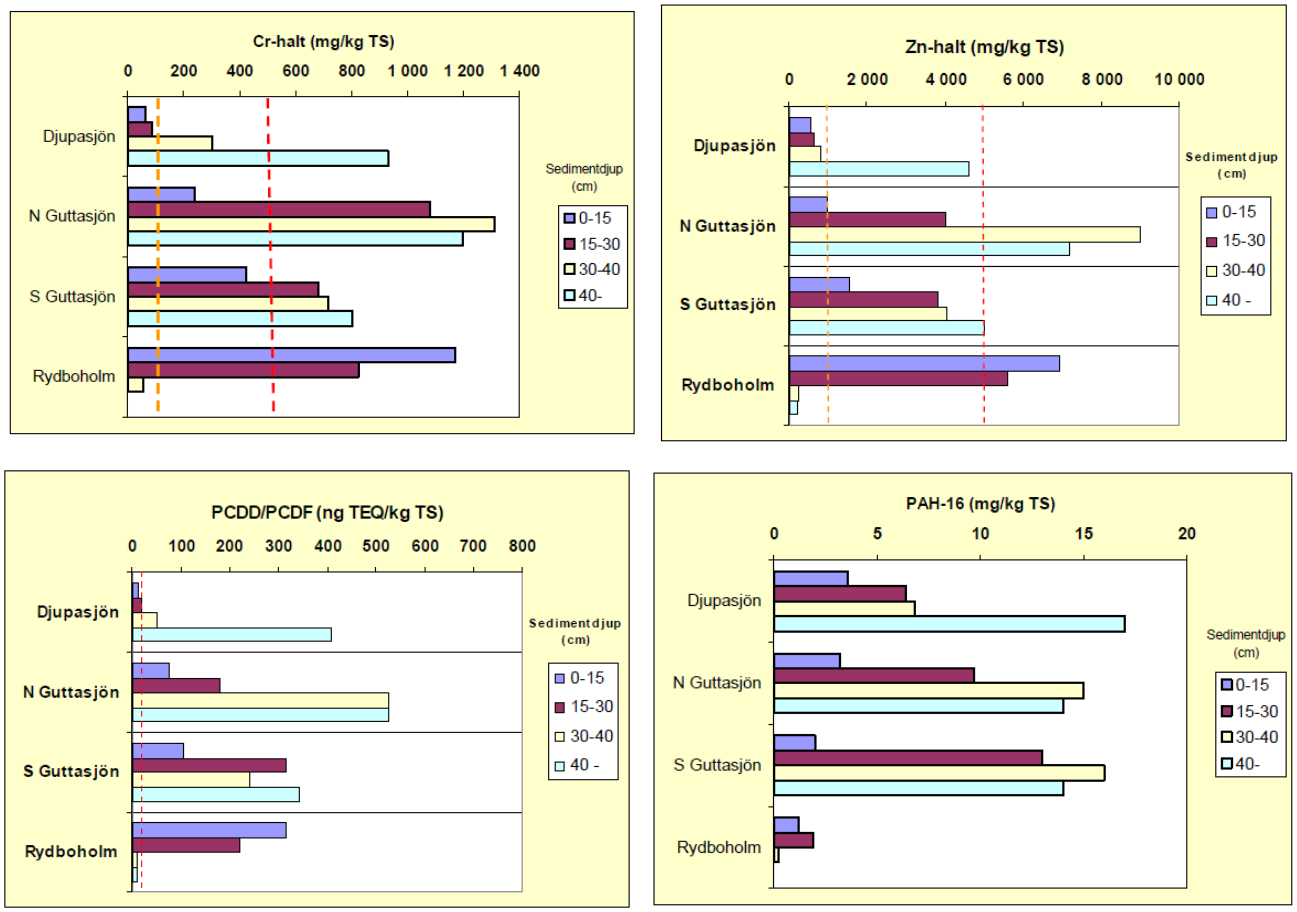
[1] 2001, [2] 2008, [3]2003

Tabell 4 Rydboholmsdammarna.

	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dioxin (ng TEQ/kg TS)	PAH (mg/kg TS)
CCME ISQG/PEL	**37,3 / 90**	**123 / 315**	**0,85 / 21,5**	**0,4/6,9**
R1 (R1 S0-15)[2]	1170	6930	1219	
R1 (R13: 0-10)[1]	1110	8760	41	
R1 (R14: 0-10)[1]	1010	5970		
R2 (R2 D0-2)[2]	1060	7500	1094	
R2 (R9: 0-10)[1]	628	3080	15	
R3 (R10: 0-10)[1]	818	4470		
R3 (R11: 0-10)[1]	591	2950		
R1/R2/R3/S:1[3]	609	4320		6,2

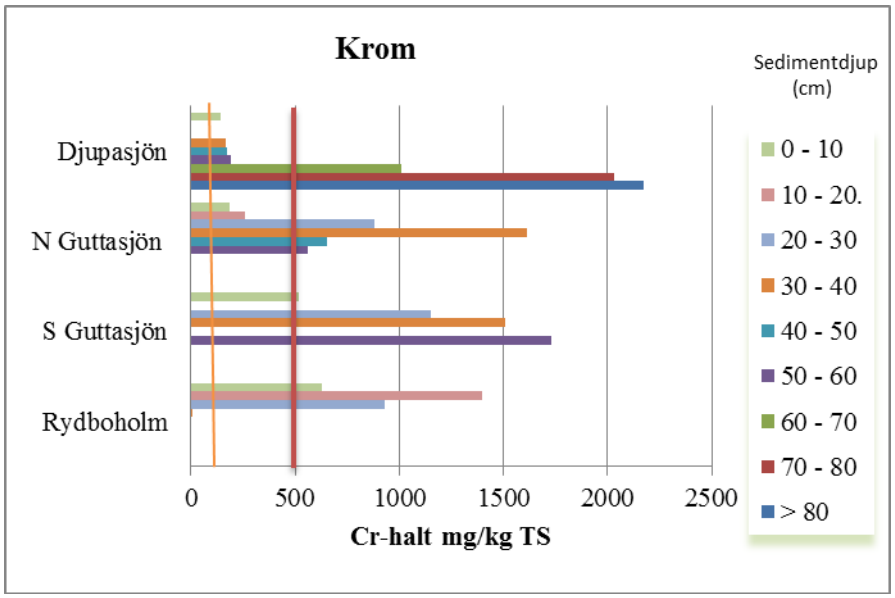
[1] 2001, [2] 2008, [3]2003

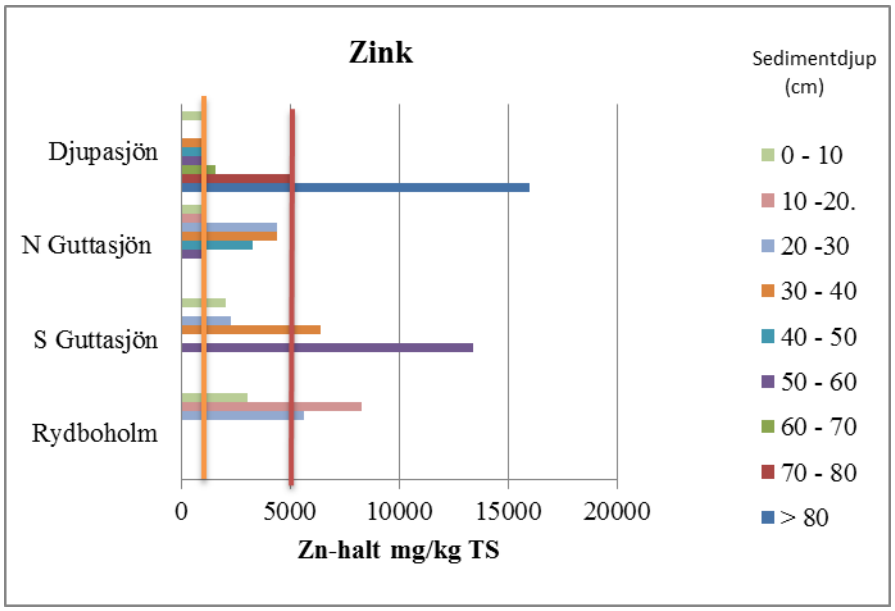
Bilderna i Figur 3 är hämtade från huvudstudien som genomfördes 2003 och redovisar föroreningsutbredningen med djupet i de olika sedimentationsbassängerna för några av föroreningarna. Halterna avser uppmätta halter i samlingsprover representerande respektive sedimentdjup. De streckade linjerna i orange och rött avser för metaller gränsen för höga respektive mycket höga halter i sediment enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. För dioxiner representerar linjen det kanadensiska kriteriet för sötvattensediment (trolig effektnivå).



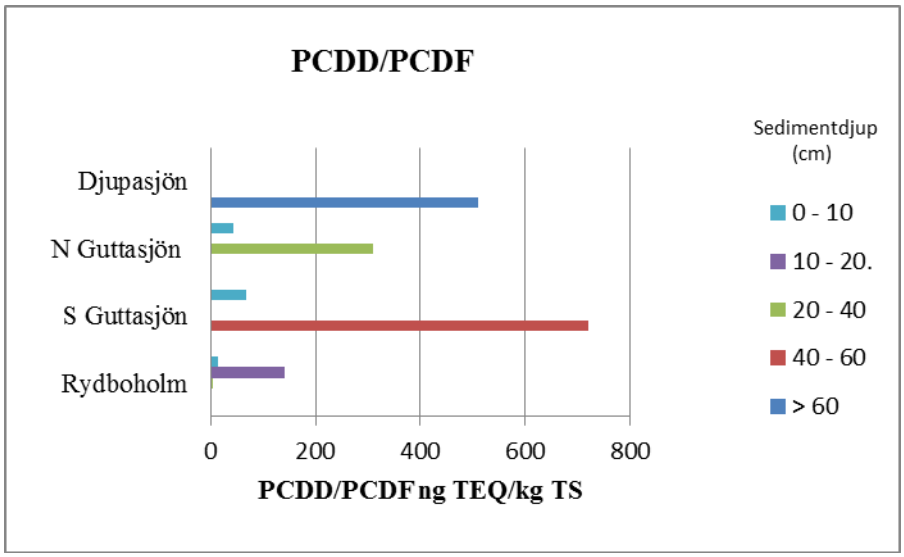
Figur 3 Uppmätta halter av några föroreningar som funktion av sedimentmäktigheten i de olika sedimentationsbassängerna.

Motsvarande diagram för föroreningsutbredningen i sediment enligt 2008 års provtagning redovisas nedan. De heldragna linjerna i orange och rött avser för metaller gränsen för höga respektive mycket höga halter i sediment enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Diagrammen utgörs av de uppmätta halterna i en utvald provpunkt i respektive område. Valet av provpunkter baserades på hur representativa de bedömdes vara samt antalet analyser.





Figur 4 Uppmätta halter av några föroreningar som funktion av sedimentmäktigheten i de olika sedimentationsbassängerna (2008 års provtagning).



Figur 4 (forts): Uppmätta halter av dioxiner som funktion av sedimentmäktigheten i de olika sedimentationsbassängerna (2008 års provtagning).

Som en del i kompletteringen av huvudstudien har resultat från analyser av sediment i tidigare och nya undersökningar sammanställts i en gemensam GIS-databas. Vissa äldre provtagningar har inte medtagits i databasen då det inte varit möjligt att koppla dessa till en geografiskt bestämd plats. Databasen omfattar de textiltypiska föroreningarna krom, zink, dieldrin och dioxiner (summa WHO-TEQ). Analysresultat med avseende på övriga föroreningar analyserade i provtagningar 2009-2010 (övriga metaller, DDT, m.m.) redovisas i en den separata resultatrapporten Viskan 2009:02.

Databasen bifogas i digitalt format för MS Excel samt som utskrivna tabeller i Bilaga 1. Sammanställningar av förororeningsutbredningar redovisas på karta i Bilaga 2 (Djupasjön), Bilaga 3 (Guttasjön) och Bilaga 4 (Rydboholmsdammarna), där även mäktigheten hos de sediment vilka klassificerats som förorenade framgår.

Mäktigheten hos de förorenade sedimenten är störst i Djupasjöns norra del (delområde D3) med upp till mer än 4 m. Sediment med textiltypiska föroreningar i Djupasjön är idag överlagrade med nyare sediment. Även dessa är i viss utsträckning förorenade, men uppvisar en annan föroreningsbild (”stadstypisk”) och har betydligt lägre föroreningshalter. Även i Guttasjön förekommer förorenade sediment med relativt stor mäktighet, upp till 3 m. I de nedre delarna av området, Rydboholmsdammarna är mäktigheten hos de förorenade sedimenten mindre. Utbredningen av de förorenade sedimenten bedöms omfatta i stort sett hela botten i samtliga sedimentationsbassänger.

7.2 Föroreningsmängder

Mängderna av olika föroreningar beräknades i huvudstudien 2003, se Tabell 5. För de föroreningar som ingår i databasen har en förnyad mängdberäkning utförts. Även denna redovisas i tabellen. Det framgår att den förnyade mängdberäkningen andra resultat än beräkningen från 2003, med mindre mängder av krom och zink, men högre för dieldrin och dioxiner. Skillnaden kan främst hänföras till att den ökade datamängd som erhållits i och med provtagningen 2009 ändrat skattningen av medelhalter i de olika delvolymerna. En mindre förändring av vo-

lymerna förorenade sediment har också antagits, genom att område G5 tillkommit. Från detta område finns dock inga analyser.

Tabell 5 Beräkning av föroreningsmängder. Data från huvudstudien 2003 samt reviderad beräkning med kompletterande data från 2009 för zink, krom, dieldrin och dioxiner.

Parameter		DJupasjön	Guttasjön	Rydboholms-dammarna	Summa
Volym	**(m^3)**	95 000	134 000	11000	**240 000 m^3**
Zink	**(ton)**	52[1]/100	68[1]/130	9[1]/10	**129[1]/240 ton**
Krom	**(ton)**	13[1]/20	14[1]/25	2[1]/1	**29[1]/45 ton**
Olja	**(ton)**	70	75	2	**145 ton**
Kväve	**(ton)**	200	240	15	**455 ton**
Fosfor	**(ton)**	120	120	3	**240 ton**
PAH-16	**(kg)**	400	300	10	**710 kg**
Kvicksilver	**(kg)**	140	140	10	**290 kg**
Antimon	**(kg)**	130	100	20	**250 kg**
Klorbensener & klorfenoler	**(kg)**	20	15	1	**35 kg**
Dieldrin	**(kg)**	9[1]/5	1[1]/1	0,05[1]/0,1	**10[1]/5 kg**
Dioxiner (PCDD/PCDF, WHO-TEQ)	**(g)**	9[1]/9	18[1]/12	1[1]/1	**28[1]/20 g**

[1)] Mängdberäkning inklusive data från 2009.

Det ska understrykas att mängdberäkningarna baseras på ett relativt litet antal prover i förhållande till den stora volymen sediment och därför är tämligen osäkra. Detta framgår inte minst av att revideringen av vissa mängder blev relativt omfattande efter komplettering med fler analyser 2009.

7.3 Föroreningarnas farlighet

I den riskbedömning som genomfördes inom huvudstudien 2003 konstaterades störningar i den akvatiska miljön orsakade av föroreningarna i samtliga sjöar. I de över delarna av systemet (Djupasjön och de norra delarna av Guttasjön) bedömdes dessa orsakade främst av nutida föroreningar medan i den södra delen (södra delarna av Guttasjön samt Rydboholmsdammarna) påverkan kunde kopplas till de historiska föroreningarna. Bland annat uppmättes förhöjda halter av flera metaller, PAH, dieldrin och DDT med nedbrytningsprodukter i fisk och växter. Halterna i sediment och upptaget i växter och fisk bedömdes sammantaget tillräckligt för att utgöra en viss risk för påverkan på fisk- och växtätande fåglar i Rydboholmsdammarna och södra Guttasjön.

Som en del av den förnyade riskbedömningen har en litteraturstudie gjorts avseende några av de förekommande föroreningarnas toxiska egenskaper för vattenlevande organismer (ekotoxikologi). Resultaten från studien sammanfattas nedan per ämne/ämnesgrupp.

7.3.1 Dieldrin

Dieldrin är en klorerad pesticid som antingen kan tillverkas syntetiskt eller bildas vid nedbrytning av den närbesläktade pesticiden Aldrin. Ämnet är både akut och kroniskt giftigt för

akvatiska organismer. Dieldrin bioackumuleras i födokedjor vilket innebär att negativa effekter kan uppstå i högre trofinivåer, t.ex. i predatorer.

Halterna av dieldrin i sedimenten i det undersökta området har uppmätts till som mest 1600 µg/kg TS. Detta är dock ett enstaka extremvärde och uppmätt i översedimenterade äldre sediment. I flera prover har dieldrin inte kunnat detekteras (med rapporteringsgränser varierande mellan 0,01 µg/kg TS och 20 µg/kg TS). Halter mellan 20 µg/kg TS och 100 µg/kg TS är dock inte ovanliga i området och återfinns även i ytliga (0-10 cm) sediment i den södra delen av området.

Ekotoxikologiska haltkriterier

Kanadensiska haltkriterier för dieldrin i sediment som med hög sannolikhet inte medför negativa effekter på akvatiska organismer ligger på 2,85 µg/kg TS i sötvattenmiljöer (Interim Sediment Quality Guideline, ISQG; CCME, 2002). Vid halter som överskrider 6,67 µg/kg TS (Probable Effect Level, PEL) anses risken för negativa effekter öka betydligt. I regionen mellan ISQG och PEL bedöms risken för negativa effekter som måttlig. Studier har visat att sedimentens innehåll av organiskt kol påverkar toxiciteten hos dieldrin (CCME, 2002). Vid höga TOC-halter uppstår toxiska effekterna vid högre halter i sediment jämfört med om TOC-halterna är låga. Sannolikt beror detta på att dieldrin binds till organiskt material, vilket innebär att den lösta, biotillgängliga fraktionen i vattnet minskar om sedimenten innehåller höga halter organiskt kol.
Amerikanska riktvärden för dieldrin i sediment ligger på 12 µg/g organisk kol, med ett konfidensintervall på 5,4 till 27 µg/g organiskt kol (EPA, 2003). Om halterna underskrider riktvärdet är risken liten för att negativa effekter ska uppstå men riskerna ökar ju högre halterna i sedimenten är och ju mer riktvärdet överskrids. Det poängteras att dessa haltkriterier endast är tillämpbara för att bedöma effekter på bentiska organismer och de saknar därmed relevans vid bedömning av bioackumulationseffekter i födokedjor. Det amerikanska riktvärdet för sediment är i sin tur baserade på en FCV- koncentration i vattenfasen (Final Chronic Value) på 0,066 µg/l. Detta haltkriterium har i sin tur beräknats från empiriska tester av akut toxicitet för dieldrin i vattenlösning.

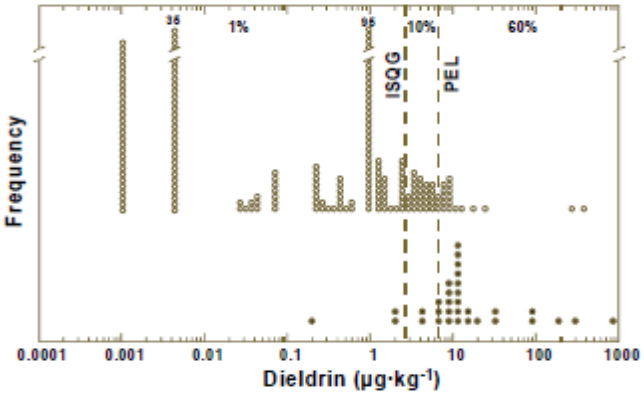
Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

Ett omfattande empiriskt dataunderlag som visar på akuta toxiska effekter efter exponering av akvatiska organismer för dieldrin finns i databasen HSDB (Hazardous substances Data Base, the National Library of Medicine, US). Även databasen PAN Pesticide Database (Pesticide Action Networks) innehåller mycket ekotoxikologisk information om dieldrin som sorterats in under olika organismgrupper (sammanlagt 1605 studier). Ämnet är förknippat med ett flertal ekotoxikologiska effekter, t.ex. störningar på enzym- och hormonsystem, tillväxtinhibering, dödlighet, morfologiska störningar, reproduktionsinhibering, etc. Olika effekter uppstår inom olika organismgrupper och arter vilket innebär att det är svårt att generalisera vilka effekter som kan uppstå i specifika fall. Tabell 6 redovisar resultat från ett urval studier som tagit fram EC50s (Effect Concentration där 50% av individerna påverkats negativt), LOECs (Lowest Observed Effect Concentration), NOECs (No Observed Effect Concentration) och LC50s (dödlighet hos 50% av individerna) för ett mindre urval akvatiska organismgrupper. För den händelse som mer detaljerad information önskas om specifika arter, andra organismgrupper eller ekotoxikologiska parametrar hänvisas läsaren till databasen.

Tabell 6. Ett urval av resultat från ekotoxikologiska studier av akvatiska organismer som exponerats för dieldrin (källa: PAN Pesticide Database).

Organismgrupp	Effekt	Ekotoxikologisk parameter	Effektnivå (µg/l)	Antal data
Zooplankton	Beteendestörning	EC50	595-1120	5
Grodor	Tillväxt	NOEC	6,0-10,2	3
Skaldjur	Hämmad rörlighet	EC50	0,24-560	11
Fisk	Dödlighet	LC50	0,9-3300	>50
Snäckdjur	Utvecklingsstörning	EC50	18-640	4

Uppgifter från PAN redovisar endast effekter av exponering av dieldrin löst i vatten men bentiska organismer exponeras även för gifter som är bundna i sediment. CCME (1999) tillhandahåller en lättöverskådlig sammanställning av förväntade biologiska effekter som en följd av förhöjda halter dieldrin i sediment (Figur 5).



Figur 5. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av dieldrin i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

Ofyllda cirklar motsvarar studier där inga allvarliga effekter uppstått. Fyllda cirklar representerar studier där allvarliga effekter i form av minskad diversitet, minskad förekomst, ökad dödlighet och beteendestörningar har förekommit. Eftersom underlaget omfattar studier på olika organismer under en rad olika förhållanden kan det konstateras att sannolikheten för att negativa effekter ska uppstå är mycket liten om halterna underskrider ISQGs (Interim Sediment Quality Guidelines).

7.3.2 DDT/DDD/DDE

Halter av DDT i sedimenten varierade i provtagningen från 2009 från 0,2 µg/kg TS upp till 314 µg/kg TS med medelvärdet 71 µg/kg TS (20 analyser). I ytliga sediment (0-10 cm) i den södra delen av området har halter upp till 163 µg/kg TS uppmätts. I den norra delen där överlagringen med nutida sediment är större är halterna i ytliga sediment lägre, upp till som mest ca 20 µg/kg TS.

Ekotoxikologiska haltkriterier

Haltkriterier baserade på ekotoxikologiska effekter för DDT, DDD och DDE i sötvattensediment har tagits fram av kanadensiska miljömyndigheten (CCME, 2002). På grund av bristande dataunderlag är kriterierna för DDT baserade på data från marina miljöer. ISQGs (Inte-

rim Sediment Quality Guidelines) för DDT, DDE och DDD är 1,19; 1,42 och 3,54 µg/kg TS. Vid denna nivå är sannolikheten för negativa effekter ringa. Om halterna överskrider PEL (Probable Effect Level, 4,77; 6,75 och 8,51 µg/kg TS för DDT, DDE och DDD) finns en uppenbar risk för negativ påverkan. I likhet med andra hydrofoba ämnen är toxiciteten hos DDT/DDD/DDE lägre i sediment med högt innehåll av organiskt kol (jämför t.ex. med dieldrin). För att bedöma effekter av bioackumulation i födokedjor har kanadensiska miljömyndigheten tagit fram ett riktvärde på 14 µg/kg våtvikt för biota som ingår i predatorers födoval, detta eftersom kvalitetskriterier för sediment inte omfattar skydd av arter som exponeras genom bioackumulation genom födokedjor.

Amerikanska Naturvårdsverket (EPA) har tagit fram två olika haltkriterier för sötvatten, ett som visar på den maximalt tolerabla halten under en kort period (1,10 µg/l för DDT) och ett som visar på tolerabla halter under längre tidsrymd (0,0010 µg/l). Motsvarande kriterier saknas för DDE och DDD.

Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

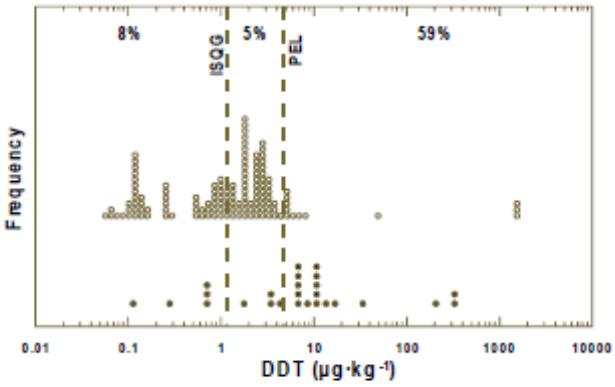
I flera undersökningar har man konstaterat en reducerad artförekomst av bottenlevande, ryggradslösa djur som en följd av förhöjda halter DDT/DDD/DDE i sediment (CCME, 2002). Ämnena medför även andra kroniska effekter, t.ex. reducerad tillväxt, minskad reproduktion och beteendestörningar. Till de akuta effekterna hör ökad dödlighet.

PAN Pesticide Database innehåller resultat från sammanlagt 2 763 ekotoxstudier för DDT, 209 studier för DDE och 171 för DDD. En översiktlig redovisning visar att olika organismgrupper och arter är olika känsliga vid exponering, vilket innebär att det är svårt att generalisera riskerna. Tabell 7 redovisar ett urval av resultat från PAN Pesticide Database. Databasen innehåller endast uppgifter från studier där organismer exponerats för gifter i vattenlösning. För mer detaljerad information hänvisas till databasen.

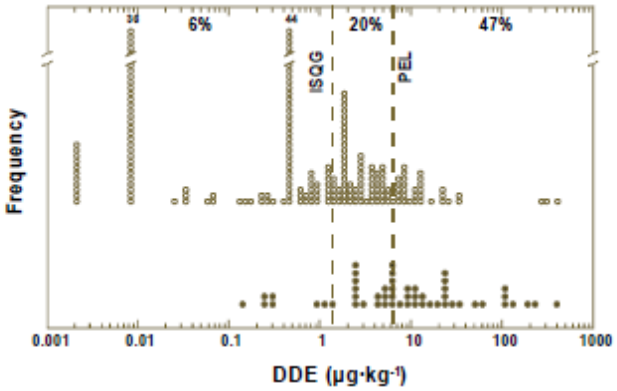
Underlaget som ligger till grund för de kanadensiska ISQG och PEL-värdena för DDT/DDE/DDD i sediment omfattar ett flertal studier som utförts vid en rad olika sedimentkoncentrationer (Figur 6- Figur 8). Även om typen av effekter inte kan utläsas visar sammanställningen att halter som ligger under ISQGs kommer sannolikt inte att medföra en negativ påverkan på organismerna. För DDT krävs till och med ett överskridande av PEL för att riskerna ska öka betydligt. För DDE och DDD är det mer osäkert vilka risker som halter mellan ISQGs och PELs kan medföra.

Tabell 7. Ett urval av resultat från ekotoxikologiska studier av akvatiska organismer som exponerats för DDT, DDE och DDD (källa: PAN Pesticide Database).

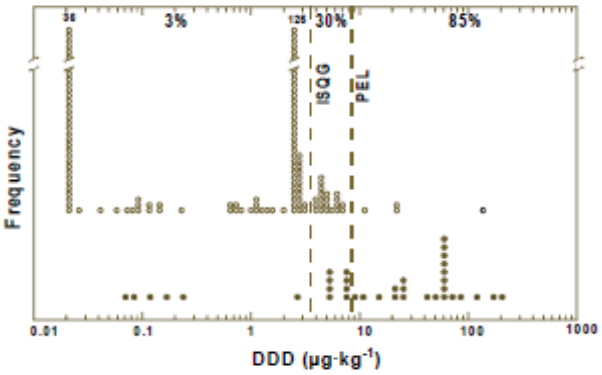
Ämne	Organismgrupp	Effekt	Ekotoxikologisk parameter	Effektnivå (µg/l)	Antal data
DDT	Grodor	Dödlighet	LC50	30-40000	19
DDT	Skaldjur	Multipla effekter	EC50	0,6-10	12
DDT	Fisk	Rörlighet	EC50	43-162	8
DDT	Snäckdjur	Utvecklingsstörning	EC50	4,6-17,2	2
DDE	Skaldjur	Diverse	EC50	28-52	4
DDE	Fisk	Dödlighet	LC50	32-1600	6
DDE	Snäckdjur	Diverse	Diverse	14-44,5	5
DDE	Zooplankton	Dödlighet	LC50	0,6-166 000	9
DDD	Skaldjur	Diverse	EC50	2,4-45	3
DDD	Fisk	Dödlighet	LC50	2,5-149 000	32
DDD	Zooplankton	Dödlighet	LC50	0,6-11,7	7



Figur 6. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av DDT i marina sediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).



Figur 7. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av DDE i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).



Figur 8. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av DDD i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

7.3.3 Dioxiner

Uppmätta halter av dioxiner (WHO-TEQ) i Viskans sediment varierar längs den aktuella sträckan mellan 2,6 ng/kg TS och närmare 5000 ng/kg TS, med medelhalt kring 600 ng/kg TS. I tidigare provtagningar (2001) har halter i intervallet 200 - 1000 ng/kg TS uppmätts i ytliga (0-2 cm) sediment i den södra delen av området. Vid provtagningen 2009 uppmättes halter i sediment 0-10 cm i intervallet 3-50 ng/kg TS. Det ska understrykas att båda provtagningarna endast omfattar ett fåtal prover vilket innebär att det är svårt att dra några slutsatser om haltutvecklingen även om skillnaderna förefaller stora.

Ekotoxikologiska haltkriterier

De kanadensiska riktvärdena för dioxiner i sediment är 0,85 (ISQG) och 21,5 (PEL) ng TEQ_{fisk}/kg torrvikt. Det bör observeras att riktvärdena är baserade på toxiska ekvivalenter (TEQ) för fisk, vilka skiljer sig något från TEQ för däggdjur. Detta innebär att rapporterade sedimentkoncentrationer som baserats på omräkningsfaktorer för däggdjur inte är helt jämförbara mot de kanadensiska riktvärdena. Hur stor avvikelsen blir är helt och hållet beroende av kongensammansättningen i provet, då omräkningsfaktorerna för vissa kongener är samma oavsett om de avser fisk eller däggdjur, medan andra kongener har något lägre omräkningsfaktorer för fisk jämfört med däggdjur.

De kanadensiska riktvärdena innehåller en säkerhetsfaktor på 10. Detta för att kompensera för att även låga sedimentkoncentrationer tycks vara förknippade med en relativt hög sannolikhet för negativa effekter och det är svårt att utläsa en tröskelkoncentration där risken ökar betydligt (se även Figur 9).). Man har även velat ta hänsyn till att sediment utgör en huvudsaklig källa för dioxiner i högre trofinivåer på grund av dioxinernas starka bioackumulerande egenskaper, vilket kan medföra att negativa effekter uppstår högre upp i akvatiska födokedjor även om sedimentkoncentrationerna i praktiken är låga. Som ett komplement till riktvärdena för sediment har även riktvärden för dioxiner i föda tagits fram (0,71 ng $TEQ_{däggdjur}$/kg föda för däggdjur och 4,75 ng $TEQ_{fågel}$/kg föda för fåglar).

Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

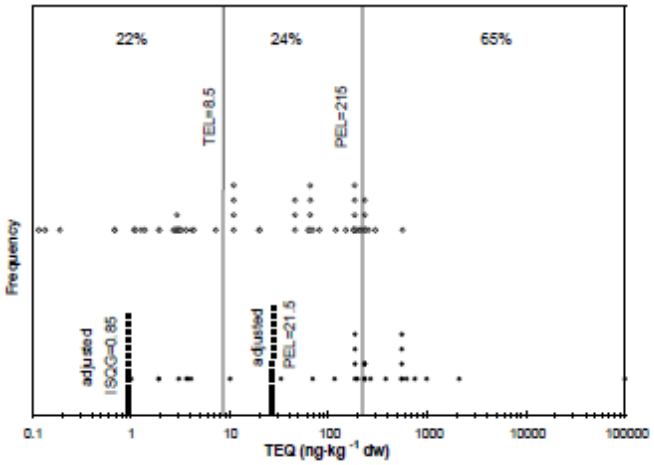
De vanligen mest förekommande negativa effekterna som noterats är minskad förekomst av ryggradslösa djur och negativ påverkan på längd och vikt (CCME, 2004). Mindre vanligt, men ändå förekommande, är deformationer och minskad andel sexuellt mogna individer i en population. I PAN Pesticide Database sammanställs ekotoxikologisk information från 525 studier av exponering för 2,3,7,8-TCDD, den mest giftiga dioxinkongenen. Flertalet studier är utförda på fisk och avser bioackumulation. Tabell 8 redovisar resultat från ett urval av studierna som sammanställts.

Tabell 8. Ett urval av resultat från ekotoxikologiska studier av akvatiska organismer som exponerats för dioxiner (källa: PAN Pesticide Database).

Organismgrupp	Effekt	Ekotoxikologisk parameter	Effektnivå (µg/l)	Antal data
Fisk	Enzym	LOEC	0,03-0,05 (µg/kg)	8
Fisk	Arvsmassa	LOEC	0,1-10 (µg/kg)	9
Fisk	Deformation	EC50	0,06-0,02	5

Underlaget som den kanadensiska miljömyndigheten använt för att fastställa ISQG och PEL för dioxin består av 34 studier som påvisat negativa effekter och 62 studier som inte påvisat negativa effekter (Figur 9). Eftersom underlaget omfattar flera olika studier som utförts vid

olika sedimentkoncentrationer ges en generell bild av risknivåerna. Som tidigare nämnts visar underlaget att negativa effekter även kan uppstå vid relativt låga halter.



Figur 9. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av dioxin i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

7.3.4 Bly

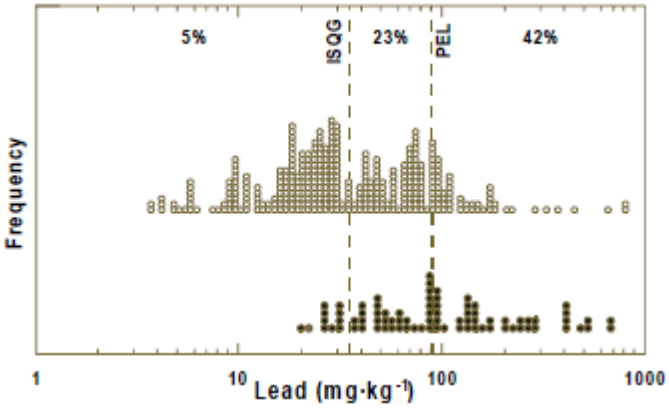
Halterna av bly i Viskans sediment varierar längs den aktuella sträckan från 4 mg/kg TS upp till som mest ca 900 mg/kg TS, med medelvärde ca 300 mg/kg TS enligt undersökningarna utförda 2009. I ytsediment är halterna höga i den nedre delan av systemet, men betydligt lägre i den övre delen av systemet där överlagringen med sentida sediment är stor.

Ekotoxikologiska haltkriterier

Kanadensiska riktvärden för bly i sediment är fastställda till 35 och 91,3 mg/kg TS (CCME, 2002). Vid halter som ligger under 35 mg/kg TS är risken för negativa effekter liten medan risken är överhängande om halterna överskrider 91,3 mg/kg. Amerikanska vattenkvalitetskriterier är framtagna för två olika nivåer: akuta (82 µg/l) och kroniska effekter (3,2 µg/l; U.S. Department of Energy, 1996). Nivån för kroniska effekter är mest tillämpbar för situationer där exponering sker under lång tid. Det kanadensiska haltkriteriet är 1-7 µg/l beroende på vattnets hårdhet (CCME, 1999).

Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

Förhöjd exponering för bly kan leda till minskad artförekomst hos ryggradslösa djur, ökad dödlighet och utvecklingsstörningar (CCME, 2002). Effekterna drabbar flera olika organismgrupper. Dataunderlaget för fastställande av de kanadensiska haltkriterierna omfattar 357 studier utan negativa effekter och 83 studier där negativ påverkan påvisats (Figur 10). Eftersom kriterierna endast gäller totalhalter tas ingen hänsyn till effekter på grund av redox- eller pH-förhållanden. Eftersom bly binder starkt till oxider kan detta leda till att toxiciteten reduceras. Metallen kan även komplexbinda till sulfider, vilket också leder till en lägre biotillgänglighet (CCME, 1999). Det faktum att studierna som redovisas i Figur 10 spänner över en rad olika områdesförhållanden medför att haltkriterierna kan anses som generellt tillämpbara.



Figur 10. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av bly i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

Fisk och djurplankton (Daphnia) hör sannolikt till de mest känsliga organismerna vid förhöjda halter bly i vattenfasen (U.S. Department of Energy, 1996). I Hazardous Substances Data Bank rapporteras ett EC50-värde på 8000 µg/l för växter, två LC50 på 4400 och 5100 µg/l för djurplankton, 7 LC50-värden mellan 200 och 542 000 µg/L för fisk och 2 LC50-värden på 740 och 160 000 µg/l för mask.

7.3.5 Kvicksilver

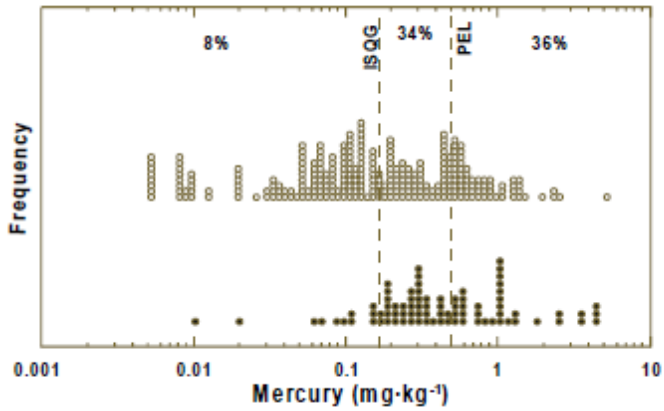
Halterna av kvicksilver i Viskans sediment varierar längs den aktuella sträckan från 0,3 mg/kg TS upp till som mest ca 30 mg/kg TS, med medelvärde ca 4 mg/kg TS enligt undersökningarna utförda 2009. halterna i ytsediment visar samma tendens som för bly, med höga halter i den nedre delen av systemet, men lägre halter i den övre delen, som en följd av sentida överlagring av historiska föroreningar.

Ekotoxikologiska haltkriterier

De kanadensiska haltkriterierna för kvicksilver i sediment är 0,17 och 0,486 mg/kg (CCME, 2002). Dessa gränsvärden tar inte hänsyn till att kvicksilver kan förekomma i olika former utan avser totalhalten oorganiskt kvicksilver. Kvicksilver deltar i en rad kemiska och biologiska processer som påverkar metallens biotillgänglighet. Särskilt tillgänglig är den organiska formen metyl-kvicksilver som bildas genom metylering i mikrobiologiska processer. Denna variant ackumuleras också i den akvatiska födokedjan.
För kvicksilver finns ett amerikanskt haltkriterium för akuta effekter (2,4 µg/l; U.S. Department of Energy, 1996). Kriteriet överskrider lägsta rapporterade halter för kroniska effekter, som varierar från <0,23 till 5 µg/l (U.S. Department of Energy, 1996). För oorganiskt kvicksilver ligger finns ett kanadensiskt vattenkriterium på 0,026 µg/l (CCME, 2002).

Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

Förhöjd kvicksilverexponering kan leda till minskad reproduktionsförmåga, ökad dödlighet, minskad förekomst och störningar under tidiga utvecklingsfaser hos bottenlevande organismer (CCME, 1999). Dataunderlaget inför fastställandet av de kanadensiska sedimentkriterierna omfattar 280 studier där negativa effekter påvisats och 85 studier där sedimentkoncentrationerna medfört en negativ påverkan (Figur 11). Sannolikheten att negativa effekter förekommer under det lägre riktvärdet (0,17 mg/kg) är liten men ökar drastiskt om halten överskrider 0,486 mg/kg.



Figur 11. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av kvicksilver i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

Baserat på information i U.S. Department of Energy (1996) är sannolikt fisk och djurplankton de mest känsliga organismerna då oorganiskt kvicksilver förekommer i vattenfasen.

7.3.6 Koppar

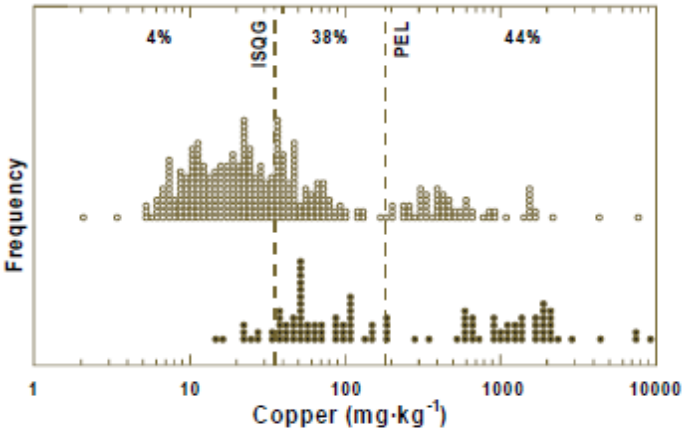
Halterna av koppar i Viskans sediment varierar längs den aktuella sträckan från 4 mg/kg TS upp till som mest ca 700 mg/kg TS, med medelvärde ca 300 mg/kg TS enligt undersökningarna utförda 2009. Även för koppar finns en tendens att halterna i ytliga sediment är högre i den nedre delen av systemet, än i den övre, som en följd av pågående översedimentering med sentida sediment i Djupasjön och Guttasjön. Tendensen är dock inte lika tydlig som för kvicksilver och bly, vilket kan tolkas som att även den nuvarande belastningen från uppströms källor bidrar i större utsträckning än för övriga metaller.

Ekotoxikologiska haltkriterier

De kanadensiska riktvärdena för koppar i sediment ligger på 35,7 och 197 mg/kg TS (CCME, 2002). Vid halter under den lägre gränsen (ISQG) är risken för negativa effekter ringa. Vid halter som överskrider den över gränsen (PEL) ökar risken betydligt. Riktvärdena är endast tillämpbara för totalhalten koppar i ytliga sediment och tar ingen hänsyn till förekomstformen. Studier har visat att höga halter organiskt kol bidrar till en lägre toxicitet för bottenlevande organismer. Amerikanska vattenkvalitetskriterier är framtagna för två olika nivåer: akuta (18 µg/l) och kroniska effekter (12 µg/l; U.S. Department of Energy, 1996). Nivån för kroniska effekter är mest tillämpbar för situationer där exponering sker under lång tid. Det kanadensiska vattenkriteriet ligger på 2-4 µg/l beroende på vattnets hårdhet (CCME, 2002).

Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

Bland de biologiska effekter som har noterats hör minskad artförekomst hos bottenlevande djur, populations minskningar, ökad dödlighet och beteendestörningar (CCME, 1999). Dataunderlaget för fastställandet av de kanadensiska riktvärdena för sediment omfattar 370 studier utan negativa effekter och 116 studier där negativ påverkan har noterats (Figur 12).



Figur 12. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av koppar i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

Baserat på information i U.S. Department of Energy (1996) är Daphnia (djurplankton) sannolikt de mest känsliga organismerna då oorganiskt kvicksilver förekommer i vattenfasen. I Hazardous Substances Data Bank rapporteras ett EC50-värde på 85 µg/l för alg, ett EC10-värde på 16,5 mg/l för fisklarver, ett LC50-värde på 2 600 µg/l för musslor och ett LC50-värde på 286 µg/l för fisk.

7.3.7 Krom

Halterna av krom i Viskans sediment varierar längs den aktuella sträckan från ca 5 mg/kg TS upp till som mest ca 2 200 mg/kg TS, med medelvärde ca 600 mg/kg TS enligt undersökningarna utförda 2009. Även för krom är det tydligt att halterna i ytliga (0-10 cm) sediment är mycket höga i den södra delen av systemet (upp till ca 1 000 mg/kg TS), men att sentida överlagring har medfört att halterna i ytliga sediment i den norra delen av systemet är betydligt lägre.

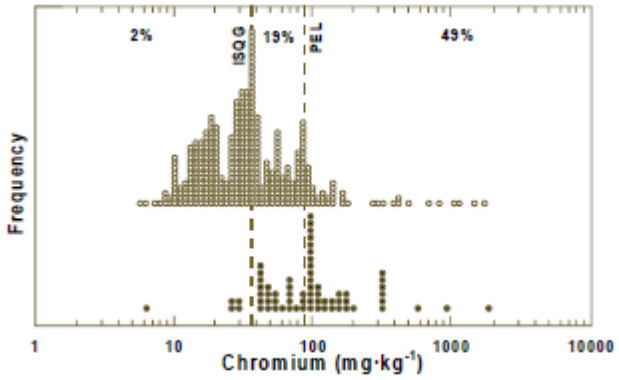
Ekotoxikologiska haltkriterier

För krom ligger det lägre kanadensiska riktvärdet (som inte medför risk för negativa effekter) på 37,3 mg/kg för sediment (CCME, 2002). Om halterna överskrider 90 mg/kg ökar risken för påverkan betydligt. Eftersom riktvärdena endast gäller totalhalter tas ingen hänsyn till vilken form som metallen förekommer i. Enligt CCME förekommer krom i sediment i huvudsak som Cr^{3+} medan Cr^{6+} förekommer i den lösta vattenfasen.
Amerikanska vattenkvalitetskriterier är framtagna för två olika nivåer beroende på kroms förekomstform (Cr^{3+} eller Cr^{6+}). För Cr 3+, som är den minst giftiga formen, ligger haltkriterierna på 1 700 och 210 µg/l beroende på om akuta eller kroniska effekter avses (U.S. Department of Energy, 1996). För Cr^{6+} ligger motsvarande kriterier på 16 respektive 11 µg/l. De kanadensiska vattenkriterierna ligger på 8,9 och 1,0 µg7l för Cr^{3+} och Cr^{6+} (CCME, 2002).

Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

I likhet med zink leder förhöjd exponering för krom till minskad artförekomst, ökad dödlighet och beteendestörningar (CCME, 1999). Effekterna drabbar flera olika organismgrupper. Dataunderlaget från CCME omfattar 384 studier där effekter inte påvisats och 68 studier där negativa effekter noterats (Figur 13). Under det lägsta riktvärdet på 37,3 mg/kg har få nega-

tiva effekter påvisats. Eftersom dataunderlaget är baserat på fältstudier täcker det in en rad olika omgivningsförhållanden.



Figur 13. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av krom i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

Akut toxiska effekter på 23 olika saltvattenlevande arter har uppgetts ligga kring 2000- 105 000 µg/l för Cr^{6+}, medan den kroniska toxiciteten låg mellan >13 och 132 µg/l (Hazardous Substances Data Bank). För makroalger inträffade negativa effekter vid 1 000- 5 000 µg/l (Cr^{6+}). LC50-värden för fisk har uppgetts kring 3-133 ppm (ca 3-133 µg/l) och för plankton kring 3,1- 15 ppm. Inhibering av algtillväxt inträffade vid 62 µg/l (Hazardous Substances Data Bank).

7.3.8 Zink

Halterna av zink i Viskans sediment varierar längs den aktuella sträckan från ca 40 mg/kg TS upp till som mest ca 16 000 mg/kg TS, med medelvärde närmare 3 000 mg/kg TS, enligt undersökningarna utförda 2009. pågående överlagring i den norra delen av systemet har medfört att halterna i ytliga sediment (0-10 cm) här är betydligt lägre (oftast men inte alltid under 500 mg/kg TS). I den södra delen av systemet uppmättes halter i ytsediment i intervallet 1200-12000 mg/kg TS.

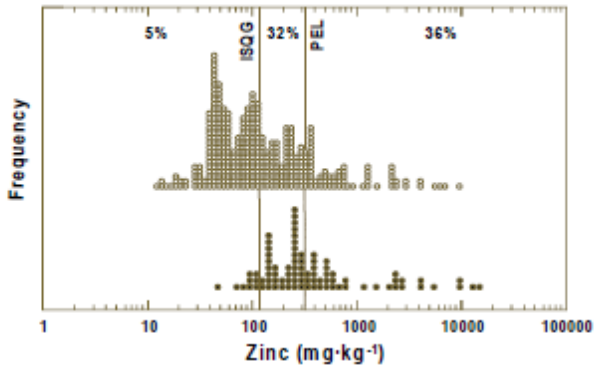
Ekotoxikologiska haltkriterier

Enligt kanadensiska riktvärden för zink i sediment föreligger ringa risk för negativa effekter om halterna ligger under 123 mg/kg (CCME, 2002). Vid halter över 315 mg/kg finns dock en betydande risk för skadlig påverkan. Riktvärdena är endast giltiga för totalhalter zink som bestäms genom uppslutning av stark syra. I ytvatten kan halter upp till 30 µg/l tillåtas om man avser att skydda de mest känsliga organismerna. Höga halter organiskt material och sulfider bidrar till att sänka toxiciteten hos sedimentbunden zink. Andra omgivningsfaktorer som inverkar är pH, redoxförhållanden och metallens förekomstform. Zink i löst fas eller svagt bundna zinkfraktioner som påverkas av katjonutbyte bidrar i allmänhet mest till de toxiska effekterna. Det amerikanska vattenkvalitetskriteriet för zink är 120 och 110 µg/l beroende på om akuta och kroniska effekter avses (U.S. Department of Energy, 1996). Det kanadensiska riktvärdet ligger på 30 µg/l (CCME, 2002).

Dataunderlag för ekotoxikologiska effekter

Minskad artförekomst, ökad dödlighet och beteendestörningar hör till de allvarliga effekter som uppstår vid höga halter av zink i sediment (CCME, 1999). Effekterna drabbar flera olika

organismgrupper. Underlaget som ligger till grund för de kanadensiska haltkriterierna för sediment omfattar 369 studier där inga effekter har påvisats och 88 studier med negativa effekter (Figur 14). Vid halter under 123 mg/kg kan man med hög säkerhet säga att risken för negativa effekter är liten. Vid halter över 123 mg/kg är det betydligt mer osäkert huruvida risknivån är låg eller hög.



Figur 14. Fördelning av allvarliga biologiska effekter (fylld cirkel) och inga allvarliga biologiska effekter (ofylld cirkel) vid olika koncentrationer av zink i sötvattensediment (CCME, 1999). Underlaget ligger till grund för fastställandet av kanadensiska sedimentkvalitetskriterier där inga effekter förväntas (ISQC) och där negativa effekter sannolikt uppstår (PEL).

För zink i vattenfasen redovisas endast ett LC50-värde på 68 µg/l för Daphnia Magna (djurplankton) i databasen Hazardous Substances Database.

7.4 Dimensionerande ämnen

Följande ämnen och ämnesgrupper bedöms vara dimensionerande för riskbedömningen utgående från de samlade resultaten från tidigare utredningar (främst huvudstudien från 2003) och nu genomförda undersökningar:

- Metaller, främst antimon, koppar, krom, kvicksilver, bly och zink
- Dioxiner
- Dieldrin
- DDT/DDD/DDE
- Klorbensener
- Nonylfenol
- PAH16
- Olja

Riskbedömningen som helhet kommer därför ta hänsyn till samtliga dessa ämnen (enligt tidigare utredningar), även om inte alla dessa omfattats av de kompletterande undersökningar som genomförts 2009-2010. De kompletterande utredningarna har fokuserat på att kvantifiera spridningen av föroreningar i systemet. Efter beslut i projektgruppen beslutades att undersökningarna skulle prioritera vissa ämnen där tillförlitliga och kostnadseffektiva mätningar kunde utföras. Vad gäller kvantifieringen av spridningen inom och nedströms systemet kommer därför fokus att ligga på ett urval av färre ämnen:

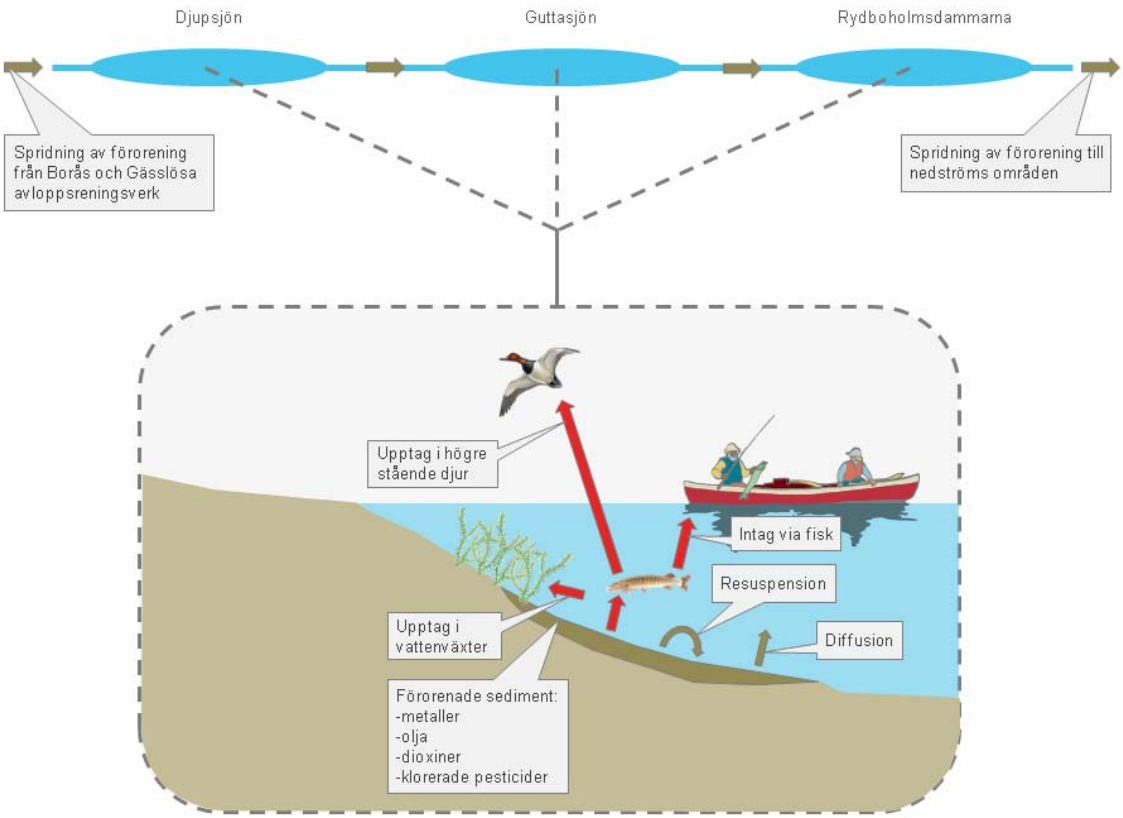
- Krom
- Zink

- Dioxiner
- PAH16 (delvis)

Urvalet baseras på att det är dessa ämnen som förekommer i störst utsträckning i ytvatten, sedimentfällematerial och suspendat och att det är för dessa ämnen som tillförlitliga mätningar finns. Vidare har dessa ämnen bedömts vara av stor vikt att utreda inom ramen för en massbalans. För PAH16 görs inte en komplett massbalans (data saknas exempelvis från sedimentfällor, vilket var en prioritering som gjordes i projektgruppen i ett tidigt skede) utan enbart en kvantifiering av transporterade mängder som sedan jämförs med belastningen från andra källor (exempelvis dagvatten från Borås).

7.5 Konceptuell modell

En konceptuell modell, som sammanfattar problembeskrivningen i Viskan, nedströms Borås, redovisas i Figur 15.



Figur 15 Konceptuell modell för Viskan, nedströms Borås.

8 Föroreningsspridning – idag och i framtiden

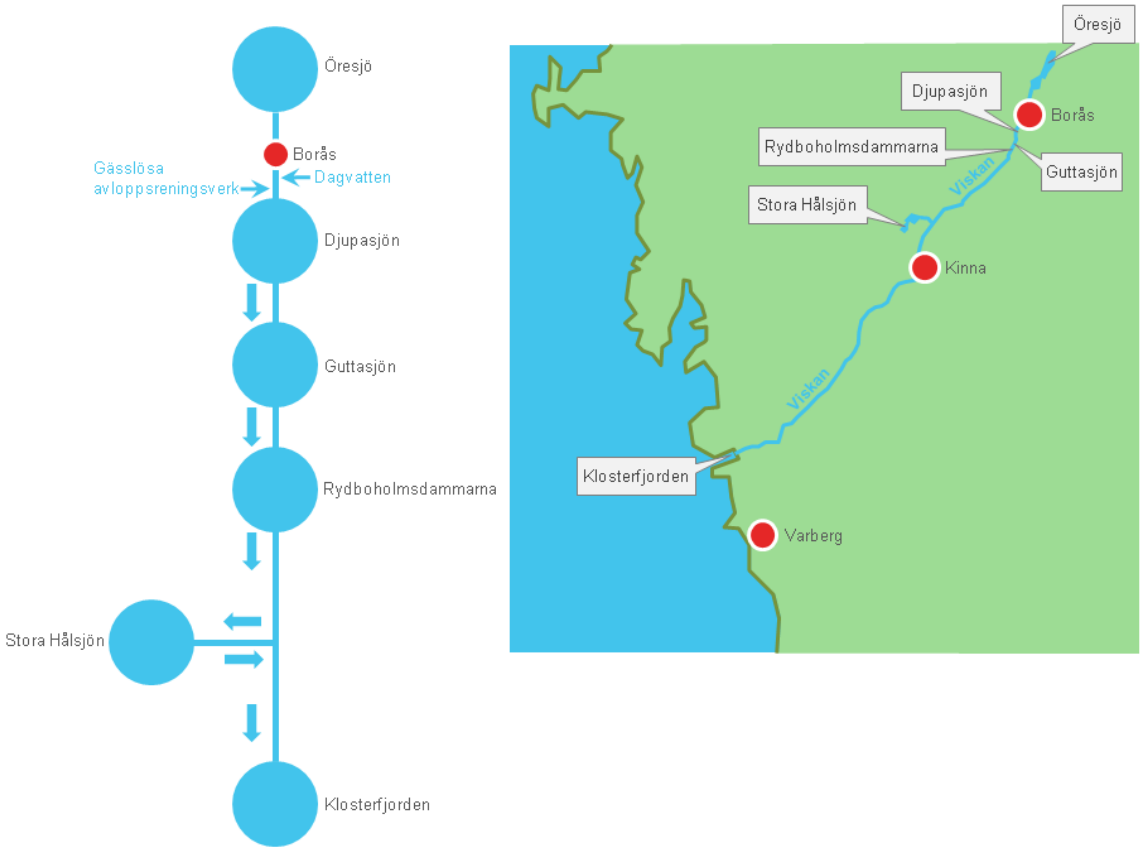
I följande kapitel redogörs för spridningsvägar och spridningens storlek, den så kallade massbalansen. Inledningsvis presenteras den konceptuella modell som använts vid beräkningar och därefter presenteras beräkningar och resultat för respektive delområde. Kapitlet avslutas med

en samlad massbalans, jämförelser med andra källor och ett avsnitt om risker för framtida spridning.

8.1 Allmänt – metod och modell för spridningsberäkning

Utgångspunkten för kvantifieringar av spridning av föroreningar är den konceptuella modell som togs fram i tidigare huvudstudie och som schematiskt redovisas i Figur 16. Modellen är baserad på hypotesen att det finns fyra huvudsakliga källtermer i systemet, de tre sjöarna (Djupasjön, Guttasjön, Rydboholmsdammarna) samt Borås stad (dagvatten, utsläpp från Gässlösa reningsverk mm).

Borås stad är den första källtermen (i flödesriktningen) och av detta följer att de tre sjöarna nedströms även kan vara recipienter (mottagare av föroreningar). Nedströms Rydboholms-dammarna finns en recipientsjö, Stora Hålsjön, innan Viskan slutligen rinner ut i Klosterfjor-den, norr om Varberg. Stora Hålsjön mottar endast vatten från Viskan under vissa tider. Detta då sjön fungerar som utjämningsmagasin för kraftverket i Rydal.



Figur 16 Konceptuell modell för kvantifiering av föroreningsspridning.

Vid fortsatta beräkningar är ovanstående konceptuella modell utgångspunkt för arbetet. Data till beräkningar har erhållits dels från nu genomförda undersökningar, tidigare undersökning-ar, kontinuerligt pågående mätningar och kontroller (exempelvis flödesmätningar från Ålgår-den) samt särskilda mätningar och utredningar som gjorts bland annat av Borås Stad.

Beräkningarna utgår från nu genomförda provtagningar samt flödesmätningar. Primärt används data från suspendat- och sorbentfiltrering, sedimentfällor samt por- och bottenvatten. Det har valts att inte nyttja passiva provtagare för att ta fram spridningsberäkningar. Detta då dessa typer av provtagare endast visar den lösta fasen av ett ämne. Vidare är provtagarna diffusionsstyrda, vilket av erfarenhet kan innebära att de ofta visar för låga halter. För detaljerade metodikbeskrivningar och resultatsammanställningar hänvisas till respektive moments enskilda rapporter (Viskan 2009:02, Viskan 2009:03, Viskan 2009:04, Viskan 2009:05).

8.2 Spridningsvägar

Källtermen i Viskan utgörs av sediment som är förorenade med metaller och organiska ämnen. Från källtermen kan föroreningar spridas till nedströms belägna sjöar, vattendrag och slutligen havet samt till djur och människor. De processer som bedöms orsaka läckage (spridning) av föroreningar idag är:

- Resuspension
- Diffusion

Dessa processer bedöms även vara aktuella i framtiden. I framtiden kan läckage möjligen även ske på grund av erosion av förorenade sediment som en följd av extrema flöden i Viskan. Processerna behandlas i detalj i följande avsnitt.

Vidare betraktas Borås stad som en källterm vad gäller belastningen av oönskade ämnen. Från en modern stad kan spridning av föroreningar ske exempelvis:

- Via dagvatten
- Utsläpp från industrier verksamma i området
- Från reningsverket vid Gässlösa

Spridningen från en modern stad kan inte utredas i detalj, därtill är dataunderlaget alldeles för osäkert. Dock kan en uppfattning erhållas via enkla modeller och mätningar för dagvatten och Gässlösa reningsverk. Slutligen har mätpunkter i projektet placerats med detta i åtanke.

8.2.1 Resuspension och sedimentation

Resuspension eller uppvirvling av sediment är en fysisk process som kan bidra till att föroreningar kan spridas i partikelbunden form. Resuspensionen kan ske som en effekt av bottenströmmar, vind, vågor, vattenlevande djur eller exempelvis båttrafik. Orsaken till eventuell resuspension har inte undersökts i detalj. Inga strömmätningar eller motsvarande med fokus på resuspensionen har genomförts inom föreliggande utredningar.

Resuspensionen motverkas av den nedåtriktade sedimentationen. Sedimentationen fungerar således som en **barriär** för läckaget från sedimenten och motverkar spridningen av föroreningar vidare i systemet nedströms samt slutligen till Stora Hålsjön och Klosterfjorden.

Båttrafiken är inte särskilt omfattande idag på Viskan (mest fritidsbåtar) och bedöms idag ha en förhållandevis liten påverkan på resuspensionen. I framtiden bedöms det som mindre sannolikt att ökad båttrafik med större och regelbunden trafik skulle bli aktuellt.

En framtida ökning av resuspensionen skulle kunna ske om vattendjupet (över områden med kontaminerade sediment) skulle minska. Detta skulle innebära att framförallt inverkan av vind skulle öka. Ett förändrat vattendjup skulle också kunna påverka bottenströmmarna, något som eventuellt kan påverka resuspensionen.

8.2.2 Diffusion

Diffusion är namnet på den process där molekyler ”vandrar” på grund av koncentrationsgradienter för att jämna ut de skillnader i koncentration som finns. Diffusion sker således från hög till låg halt. Till skillnad mot resuspensionen är diffusionen en kemisk process som kan bidra till ett läckage från källan. Spridningen via diffusion skiljer sig också mot resuspensionen i fråga om vilken form föroreningarna sprids i. Vid diffusion handlar det om en spridning av lösta föroreningar medan det i fallet resuspension, som tidigare nämnts, rör sig om partikelbunden spridning.

Även diffusionen kan motverkas av sedimentationen. Detta genom att lösta föroreningar adsorberas till partiklar (till exempel uppvirvlat sediment) och sedan sedimenterar.

8.2.3 Erosion

Tidigare utredningar (exempelvis Viskan Rapport 2002:1) har pekat ut vissa områden i Viskan som erosionskänsliga, vilket i framtiden skulle kunna innebära ökad transport av partikelbundna föroreningar. Exempelvis vid extremt höga vattenföringar i Viskan. Inom ramen för huvudstudien har en fördjupad utredning gjorts (Viskan 2009:08).

8.2.4 Den moderna staden Borås

En modern stad av Borås storlek (cirka 80 000 invånare) belastar en recipient med oönskade ämnen via dagvatten, avloppsvatten, industriutsläpp mm. Viskan rinner genom Borås och mottar dagvatten och andra utsläpp längs en förhållandevis lång sträcka. Söder om Borås är stadens avloppsreningsverk, Gässlösa, beläget. Avloppsreningsverket har sedan det anlades på platsen haft sitt utsläpp till Viskan. Utsläppspunkten är lokaliserad uppströms Djupasjön, men nedströms Borås.

Inom ramen för en massbalansberäkning är det inte möjligt att ta hänsyn till och kvantifiera samtliga utsläpp, därtill är dataunderlaget för sparsamt och osäkert. En uppfattning om stadens belastning erhålls genom att jämföra mätvärden från utloppet vid Öresjö med nedströms staden (provpunkten vid Göta). Som extra information har Borås Stad låtit genomföra en särskild utredning kring olika avloppsanläggningarnas belastning på Viskan (Borås Stad, 2009).

För att utreda belastningen på Viskan från Gässlösa avloppsreningsverk kan jämförelser göras av mätvärden mellan mätpunkten nedströms Borås (vid Göta) och uppströms Djupasjön. Som tillägg finns information om utsläppen från Borås Stad (2009).

8.3 Spridning uppströms Borås stad, utloppet från Öresjö

Spridning uppströms Borås, dvs. ut från Öresjö har beräknats genom att multiplicera analyser från sorbent- och suspendatfiltrering (både löst och partikelbunden del) med medelflöden vid aktuell period. Transporterad mängd (viktsenhet/5 dygn) har beräknats för varje mätomgång (fyra stycken mätomgångar har utförts), se rapport Viskan 2009:03. Vid första provtagnings-

tillfället var flödet extremt högt (närmare 20 m^3/s att jämföra med 2-3 m^3/s vid övriga tillfällen) i Viskan på grund av kraftig nederbörd. Det höga flödet på mellan 10 och 20 m^3/s höll i sig under ungefär 1,5 månads tid i slutet av 2008. För sammanvägning av årlig transporterad mängd antas därför att höga flöden förekommer under 2 av årets månader. Medan övriga mättillfällen antas som representativa för övriga 10 månader, med lika stor andel per tillfälle.

Vad gäller PAH16 är dataunderlaget sparsamt då halterna vid samtliga tillfälle utom omgång 2 låg under rapporteringsgräns. För att göra en konservativ bedömning antas att den halten är representativ för hela året.

Resultaten från beräkningarna (avrundade siffror till en värdesiffra) redovisas i Tabell 9.

Tabell 9 Beräknad transport av föroreningar uppströms Borås, dvs. utloppet från Öresjö.

Dioxiner TEQ [mg/år]	PAH16 [g/år]	Krom [kg/år]	Zink [kg/år]
20	200	40	500

För dioxiner och PAH16 kan ingen bedömning av förekomstform (löst eller fast fas) göras för aktuell punkt (separat provtagning och analys har inte gjorts). För krom varierar vilken förekomstform som dominerar, under omgång 2 (feb 2009) och 4 (juni 2009) dominerar den partikelbundna förekomsten, medan under omgång 3 (maj 2009) den lösta. Vid första tillfället (nov 2008) är andelen löst och partikelbundet lika stor. För zink dominerar den lösta fasen vid samtliga provtagningsomgångar.

8.4 Spridning från Borås stad till nedströms vattensystem

Nedströms Borås, men uppströms Djupasjön har två mätpunkter varit lokaliserade. Den ena vid Göta, direkt nedströms Borås och den andra nedströms utsläppspunkten för Gässlösa avloppsreningsverk. I dessa punkter har transporten av dioxiner, PAH16, krom och zink beräknats på samma sätt som uppströms Borås (utloppet från Öresjö). En sammanställning av detta redovisas i

Tabell 10 tillsammans med beräknad belastning på Viskan av dagvatten från Borås samt renat spillvatten från Gässlösa avloppsreningsverk (uppgifter hämtade från Borås Stad, 2009). För Gässlösa har siffror från 2008 använts.

Vad gäller PAH16 är dataunderlaget sparsamt då halterna vid ett tillfälle låg under rapporteringsgräns. Beräkningen utgår därmed från tre mättillfällen.

I mätpunkten nedströms Gässlösa finns dataunderlag för att bedöma förekomstform för dioxiner och PAH16. Resultaten visar att den partikelbundna formen dominerar vid alla mättillfällen utom omgång 3, då den lösta är något högre. Vad gäller PAH16 dominerar den partikelbundna formen vid samtliga tillfällen. För krom dominerar den partikelbundna formen vid samtliga mättillfällen både nedströms Borås och nedströms Gässlösa. Nedströms Gässlösa är övervikten större för den partikelbundna formen. För zink dominerar den lösta fasen vid samtliga provtagningsomgångar, både nedströms Borås och nedströms Gässlösa.

Tabell 10 Beräknad transport i Viskan nedströms Borås och nedströms Gässlösa. Som jämförelse anges också beräknade utsläpp från dagvatten och renat spillvatten från Gässlösa avloppsreningsverk.

Mätpunkt	Dioxiner TEQ [mg/år]	PAH16 [g/år]	Krom [kg/år]	Zink [kg/år]
Dagvatten från Borås	Data saknas	3600	33	596
Transport i Viskan nedströms Borås	20	9000	60	1100
Spillvatten från Gäss-lösa	Data saknas	Data saknas	42	239
Transport i Viskan nedströms Gässlösa	30	1500	65	1800

Enligt tabellen ovan förefaller det finnas en stor sänka vad gäller PAH mellan punkterna nedströms Borås och nedströms Gässlösa. Då det saknas naturliga sänkor inom området är den enda rimliga förklaringen mätfel. Sannolikt är det mätningen nedströms Borås som överkattar transporten då den avviker markant från övriga mätpunkter i systemet.

8.5 Spridning inom de tre sjöarna

8.5.1 Djupasjön

Djupasjön är den första sjön i Viskan, nedströms Borås. Inom ramen för huvudstudiearbetet har sjön delats in i tre delområden, D1-D3 (se Figur 2). Av dessa är D3 det största delområdet. Spridningen in till Djupasjön, inom sjön och ut från sjön har beräknats med hjälp av genomförda mätningar. Spridningen in till sjön erhålls från mätpunkten nedströms Gässlösa (se föregående kapitel) och spridningen ut från genom mätpunkten nedströms Djupasjön. Beräkning av utgående transport har gjorts på samma sätt som för tidigare mätpunkter (resultat från sorbent- och suspendatundersökningarna tillsammans med flödesbestämningar).

Sedimenterande mängder har beräknats med data från Viskan Rapport 2009:04. Två mätomgångar med sedimentfällor har genomförts. Baserat på dessa har sedimentationen av föroreningar i, viktsenhet/mån, beräknats. Genom att anta att de två perioderna är representativa för halva året var erhålls en uppgift på den årliga sedimentationen.

Data för porvatten och bottenvatten har hämtats från Viskan Rapport 2009:02. Baserat på undersökningen av porvatten och bottenvatten kan diffusionen beräknas med Ficks första lag enligt Ekvation 1:

Ekvation 1: $$J = - D \frac{\delta C}{\delta x}$$

Där J anger flödet (massa per tvärsnittsarea och tidsenhet), D är diffusionskoefficienten och $\delta C/\delta x$ är koncentrationsgradienten. För metaller har halter analyserats i både porvatten och bottenvatten. Vad gäller dioxiner har ingen analys gjorts i porvatten utan halterna i porvatten har uppskattats från analyser av fast fas. Uppskattningen har gjorts med hjälp av ämnesspecifika K_{OC} och TOC-analyser. Porositeten antas till 0,9. Diffusionskoefficienter har hämtats från litteraturen:

- **Krom:** $5x10^{-6}$ cm^2 s^{-1} (Envipro Miljöteknik, 2006)

- **Zink:** Inget värde påträffas i litteraturen. Antaget samma som för krom.
- **Dioxiner (dibensofuran):** $7{,}38 \times 10^{-6}$ cm^2 s^{-1} (RAIS, 2010)

Resuspensionens storlek har inte uppmätts men kan beräknas indirekt från intransport, sedimentation, diffusion och uttransport. Detta är möjligt då inga andra tillflöden eller mekanismer finns som kan ge upphov till transport av föroreningar i Djupasjön.

För zink kan resuspensionen inte beräknas då den inkommande transporten är större än sedimentationen och uttransporten tillsammans. Sannolikt är den inkommande transporten överskattad, på grund av en avvikande och hög analys.

Tabell 11 Spridning till, inom och ut från Djupasjön. Ett negativt värde på diffusionen anger att den är nedåtriktad (från vattnet till sedimenten).

Parameter	Dioxiner TEQ [mg/år]	PAH16 [g/år]	Krom [kg/år]	Zink [kg/år]
Transport till Djupasjön	30	1500	65	1800
Diffusion	-0,02	Data saknas	Kan ej beräknas pga halt under rapporteringsgräns	-0,2
Sedimentation	30	Data saknas	30	300
Resuspension	20	Data saknas	15	Kan ej beräknas
Transport från Djupasjön	20	1400	50	700

Det saknas data för att göra en bedömning av om transporten av dioxiner och PAH16 sker i löst eller partikelbunden form. Vad gäller metallerna dominerar den partikelbundna formen för krom och den lösta för zink, vid samtliga provtagningstillfällen.

8.5.2 Guttasjön

Efter Djupasjön är Guttasjön nästa sjö nedströms Borås. Motsvarande kvantifieringar som för Djupasjön har gjorts för Guttasjön och resultaten sammanfattas i Tabell 12.

Tabell 12 Spridning till, inom och ut från Guttasjön. Ett negativt värde på diffusionen anger att den är nedåtriktad (från vattnet till sedimenten).

Parameter	Dioxiner TEQ [mg/år]	PAH16 [g/år]	Krom [kg/år]	Zink [kg/år]
Transport till Guttasjön	20	1400	50	700
Diffusion	-0,1	Data saknas	0,05	1,5
Sedimentation	70	Data saknas	130	850
Resuspension	70	Data saknas	140	1050
Transport från Guttasjön	20	700	60	900

Det saknas data för att göra en bedömning av om transporten av dioxiner och PAH16 sker i löst eller partikelbunden form. Vad gäller metallerna dominerar den partikelbundna formen för krom och den lösta för zink, vid samtliga provtagningstillfällen.

8.5.3 Rydboholmsdammarna

Den sista sjön i ordningen är Rydboholmsdammarna. Motsvarande kvantifieringar som för Djupasjön och Guttasjön har gjorts för Rydboholmsdammarna och resultaten sammanfattas i Tabell 13.

Tabell 13 Spridning till, inom och ut från Rydboholmsdammarna. Ett negativt värde på diffusionen anger att den är nedåtriktad (från vattnet till sedimenten).

Parameter	Dioxiner TEQ [mg/år]	PAH16 [g/år]	Krom [kg/år]	Zink [kg/år]
Transport till Rydboholmsdammarna	20	700	60	900
Diffusion	-0,05	Data saknas	0,1	0,05
Sedimentation	70	Data saknas	100	550
Resuspension	90	Data saknas	120	550
Transport från Rydboholmsdammarna	40	900	80	900

I mätpunkten nedströms Rydboholmsdammarna finns dataunderlag för att bedöma förekomstform för dioxiner och PAH16. Resultaten visar att den partikelbundna dominerar för både PAH och dioxiner vid samtliga tillfällen.

För metallerna gäller samma bild som tidigare, krom dominerar den partikelbundna delen och zink den lösta.

8.6 Resultat från spridning nedströms?

Beräkning av spridning har visat att transport av föroreningar, typiska för Viskans sediment och vatten sker till nedströms vattenområden (se uttransporten från Rydboholmsdammarna i Tabell 13). Efter Rydboholmsdammarna är nästa ackumulationsområde nedströms Stora Hålsjön. Sjön mottar tidvis vatten från Viskan beroende på regleringen av kraftverket i Rydal. Tidigare undersökningar inom ramen för Viskanprojektet har visat att spår av de ämnen som påvisas i Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna även kan påvisas i Stora Hålsjöns sediment. Inom ramen för föreliggande utredning har ytterligare prover tagits samt även mätningar med sedimentfällor genomförts (för detaljer hänvisas till Viskan 2009:02 och Viskan 2009:04):

- Spår av ämnen som är typiska för den historiska textilindustrin påvisas i enstaka punkter. Främst gäller det krom och zink samt i mindre grad olja, dieldrin, DDT och dioxiner. Höga halter förekommer både i ytliga och djupare sedimentnivåer.
- I sedimenterande material påvisas främst höga zinkhalter, upp till tre gånger högre jämfört med referensen Marsjön och halter av samma storleksordning som Rydboholmsdammarna. Detta indikerar pågående spridning och/eller att omrörning (resuspension) sker i sjön. Både företeelserna kan förklara de ställvis höga halterna av zink i ytsedimenten.
- En orsak som möjligen kan bidra är ökad förekomst partikelbundet järn och mangan (exempelvis som en följd av en fasförändring), vilket skulle kunna binda in förhållandevis mer zink. Då det saknas mätningar av metallinnehåll och syrehalter på en lång sträcka mellan Rydboholmsdammarna och Stora Hålsjön är det osäkert att uttala sig i frågan. Det kan dock konstateras att järninnehållet i sedimenterande material är förhål-

landevis likartat vid en jämförelse mellan Stora Hålsjön och övriga sedimentfällor i Viskan.

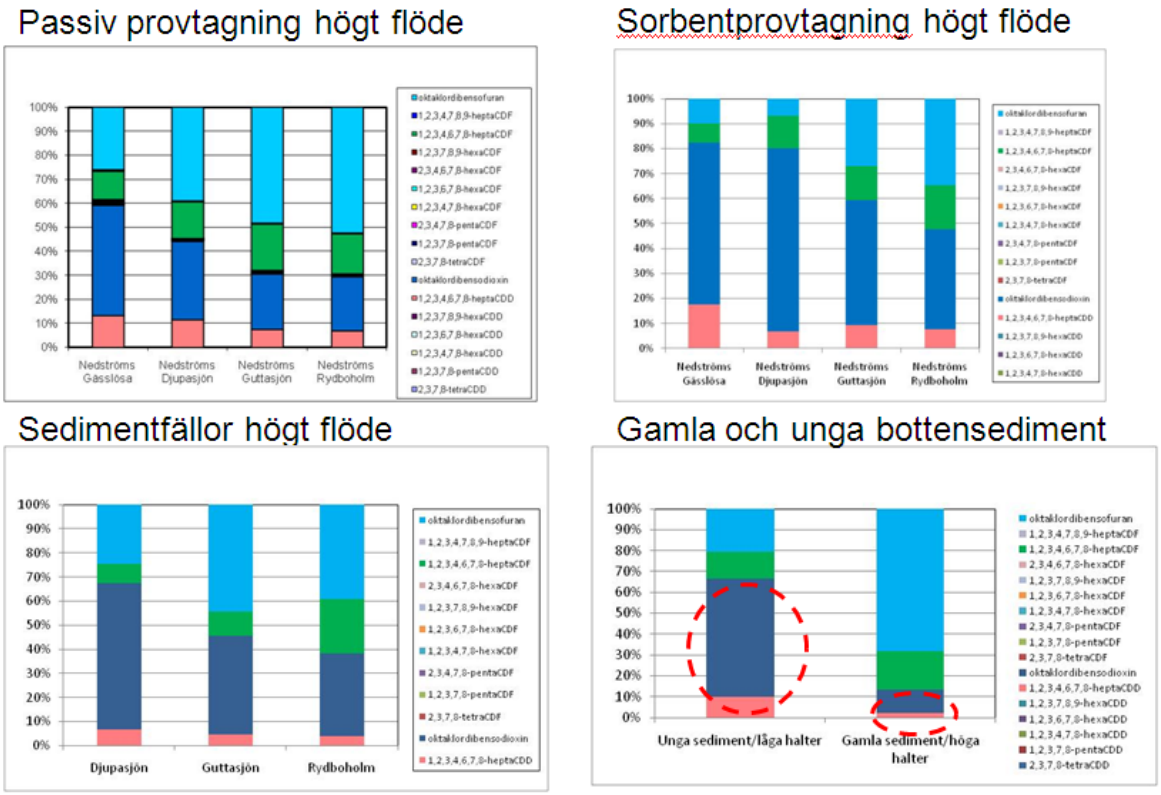
Ackumulationsområden nedströms Stora Hålsjön har inte undersökts inom ramen för föreliggande huvudstudie. Tidigare utredning (Golder Grundteknik KB, 2000) har visat att innehållet av textiltypiska föroreningar är lågt nedströms Stora Hålsjön. De spår som påvisats av bromerade flamskyddsmedel vid Kinnasten härrör från textilindustrin i Kinna (uppgift per e-post från S. Hansson, 2010-11-23).

8.7 Samlad massbalans

Samlade massbalanser/spridningsberäkningar redovisas för respektive ämne/ämnesgrupp i Figur 18- Figur 21.

Den samlade ökningen av dioxiner över de tre sjöarna är 10 mg/år och den totala uttransporten efter Rydboholmsdammarna uppgår till 40 mg/år. Ökningen av dioxintransporten förefaller ske nedströms Gässlösa och nedströms Rydboholmsdammarna. Data saknas dock för att beräkna den årliga transporten av dioxiner ut från Gässlösa. Av de tre sjöarna fungerar Rydboholmsdammarna som en källa vad gäller dioxiner, vilket är rimligt med tanke på de ytliga föroreningarna där och den ringa översedimenteringen. Förekomstformen av dioxiner i vattnet varierar över året, men den partikelbundna andelen dominerar över den lösta vid flera tillfällen.

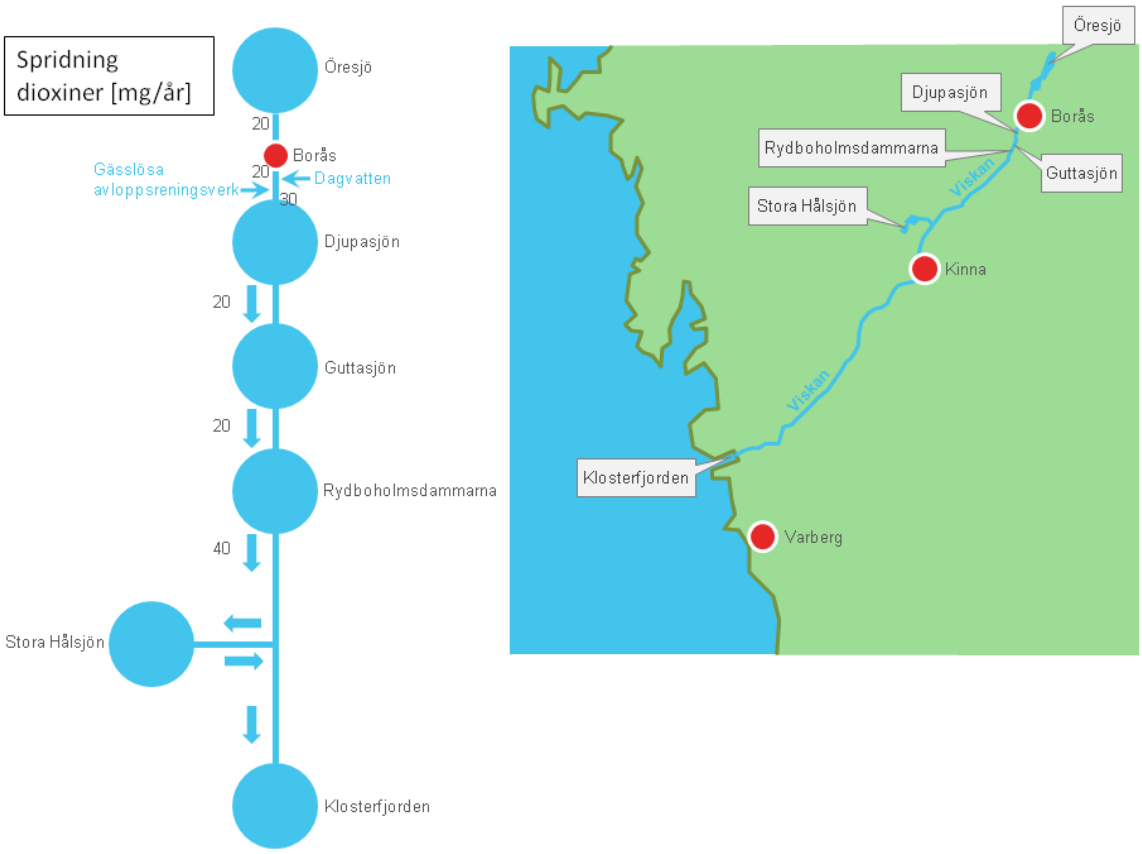
Spridningen inom sjöarna har belysts genom bedömning av diffusion, sedimentation och resuspension. Beräkningar visar att diffusionen är mycket liten i förhållande till resuspensionen. Således bedöms den partikelbundna spridningen dominera inom sjöarna.



Figur 17 Andelar av olika kongener som bygger upp totalhalt dioxiner.

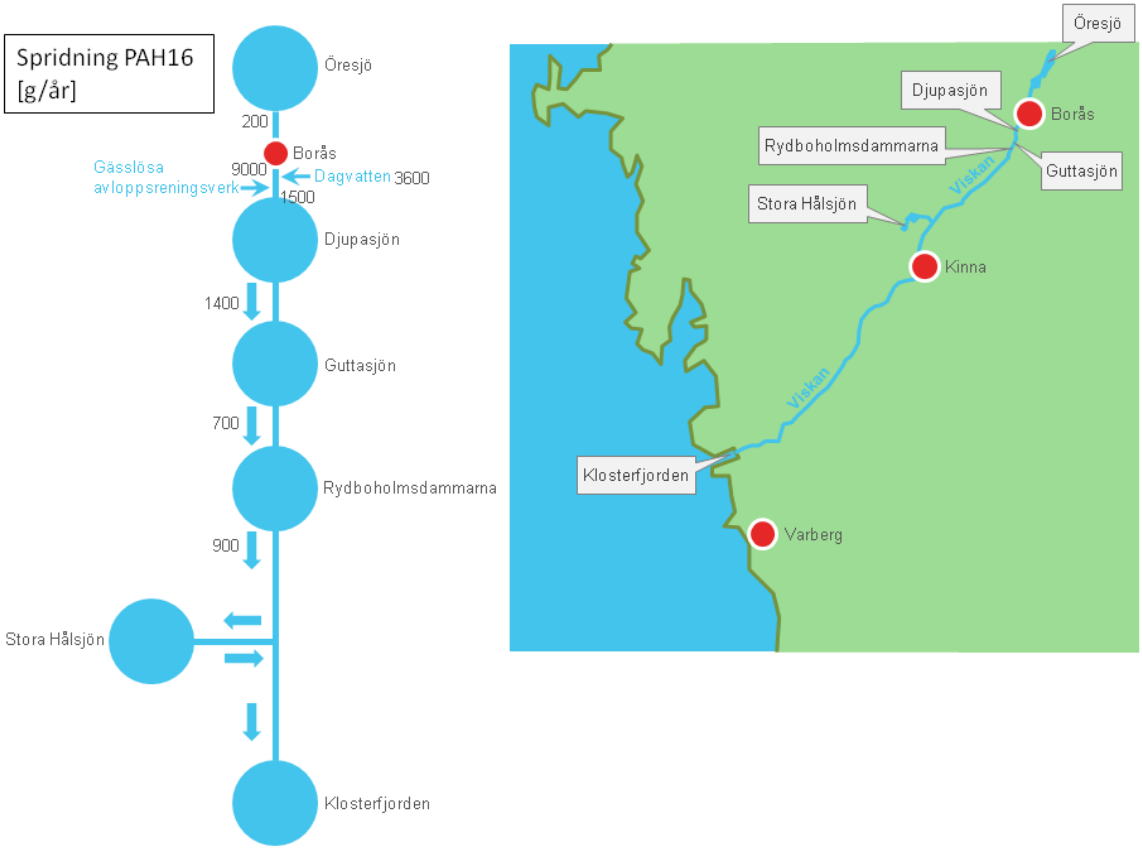
I Figur 17 presenteras en sammanställning av de kongener som bygger upp dioxinsammansättningen i sediment, partiklar i vattenmassan och sedimentfällematerial. Data redovisas för tillfället med högt flöde. I resultatrapporten presenteras kompletta data. Kortfattat kan följande konstateras:

- Äldre tiders textiltypiska kongenmönster domineras av oktaklordibensofuran (ljusblå staplar i figuren nedan) medan nutida dioxiner främst byggs upp av oktaklordibensodioxin (mörkblå staplar i figuren nedan).
- I gamla sediment med höga halter är andelen oktaklordibensofuran högre jämfört i yngre sediment med lägre halter.
- Passiv provtagning och sorbentprovtagning vid högt flöde visar att andelen oktaklordibensofuran ökar på bekostnad av oktaklordibensodioxin ju längre nedströms i systemet undersökning görs. Detta indikerar att det vid höga flöden frigörs förhållandevis mer gamla sediment längre nedströms. Detta stämmer väl med andra undersökningar som visar att sedimenten i Djupasjön och delar av Guttasjön överlagras av nyare förhållandevis rena sediment.
- Belastningen över längre tid kan studeras med sedimentfällorna. Även där ses att andelen äldre dioxiner ökar längre nedströms. Dock ses också att nya moderna dioxiner står för en stor del av dagens belastning.



Figur 18 Samlad massbalans/spridningsberäkning för dioxiner.

För PAH16 finns inte samma dataunderlag som för övriga belysta ämnen i massbalansen men en bedömning av transporten i Viskan kan ändå göras. Beräkningar visar att de tre sjöarna sammantaget fungerar som en sänka för PAH16. Endast Rydboholmsdammarna utgör en källa. Både Djupasjön och framförallt Guttasjön förefaller vara sänkor. Det saknas dock information om sedimentation av PAH16 då detta inte undersökts i sedimentfällorna. Att resuspension och sedimentation påverkar förekomsten och PAH16 kan dock misstänkas då transporten av ämnena i Viskan sker i partikelbunden form.



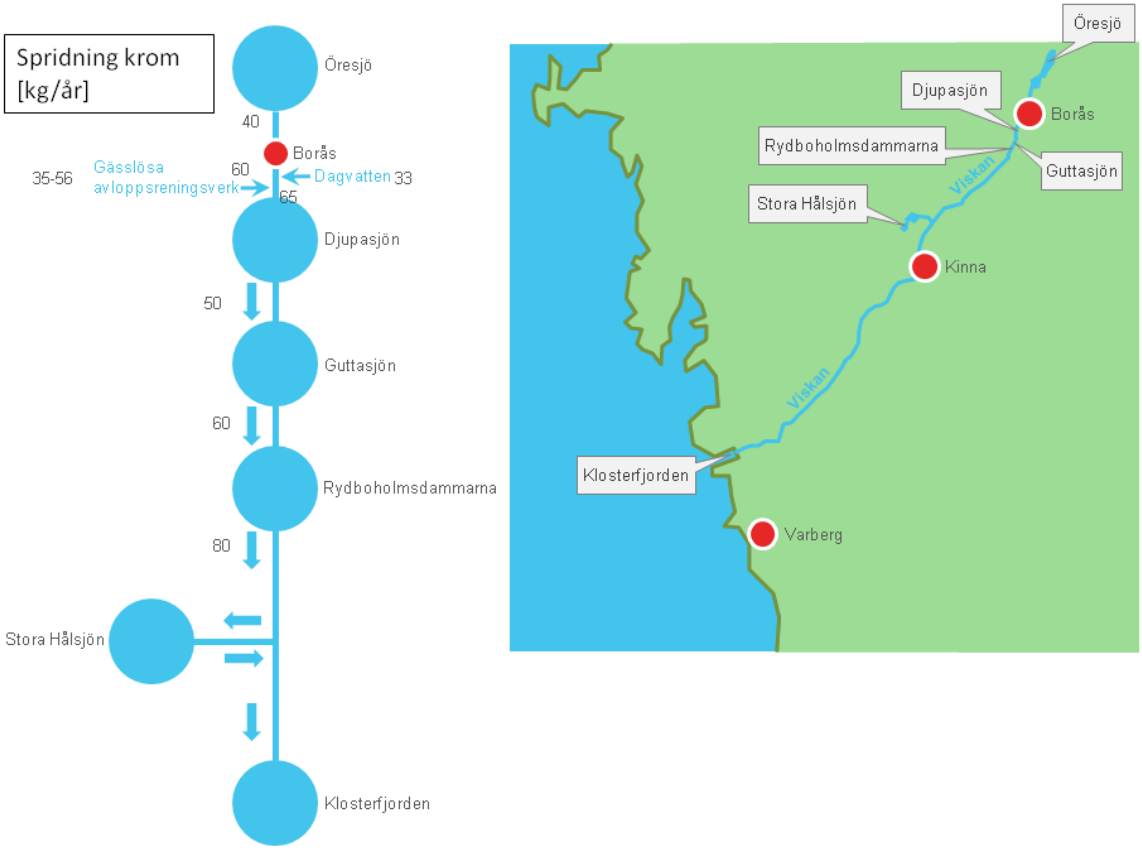
Figur 19 Samlad massbalans/spridningsberäkning för PAH16.

Påslaget av krom över de tre sjöarna har beräknats till cirka 15 kg/år. Djupasjön förefaller vara en sänka medan Guttasjön och Rydboholmsdammarna fungerar som källor. Den totala uttransporten från Rydboholmsdammarna uppgår till 80 kg/år. Ungefär samma storleksordning som belastning från dagvatten och Gässlösa avloppsreningsverk tillsammans. Förekomstformen för krom i vattnet varierar över året men vid de flesta tillfällena och mätpunkterna dominerar den partikelbundna formen.

Spridningen inom sjöarna har belysts genom bedömning av diffusion, sedimentation och resuspension. Beräkningar visar att diffusionen är mycket liten i förhållande till resuspensionen. Således bedöms den partikelbundna spridningen dominera inom sjöarna. Den interna omsättningen av krom är större än påslaget och även den mängd som transporteras ut från Rydboholmsdammarna.

I recipienten Stora Hålsjön har förhöjda halter av krom påvisats, både i ytliga och djupare sediment. Detta indikerar att en spridning från uppströms liggande områden har skett och gör så

även idag. Det ska dock påpekas att dagens tillskott av krom från de tre sjöarna (totalt 15 kg/år) är mindre jämfört med de tillskott som sker via dagvatten och från Gässlösa avloppsreningsverk, som båda bidrar med över 30 kg/år vardera.

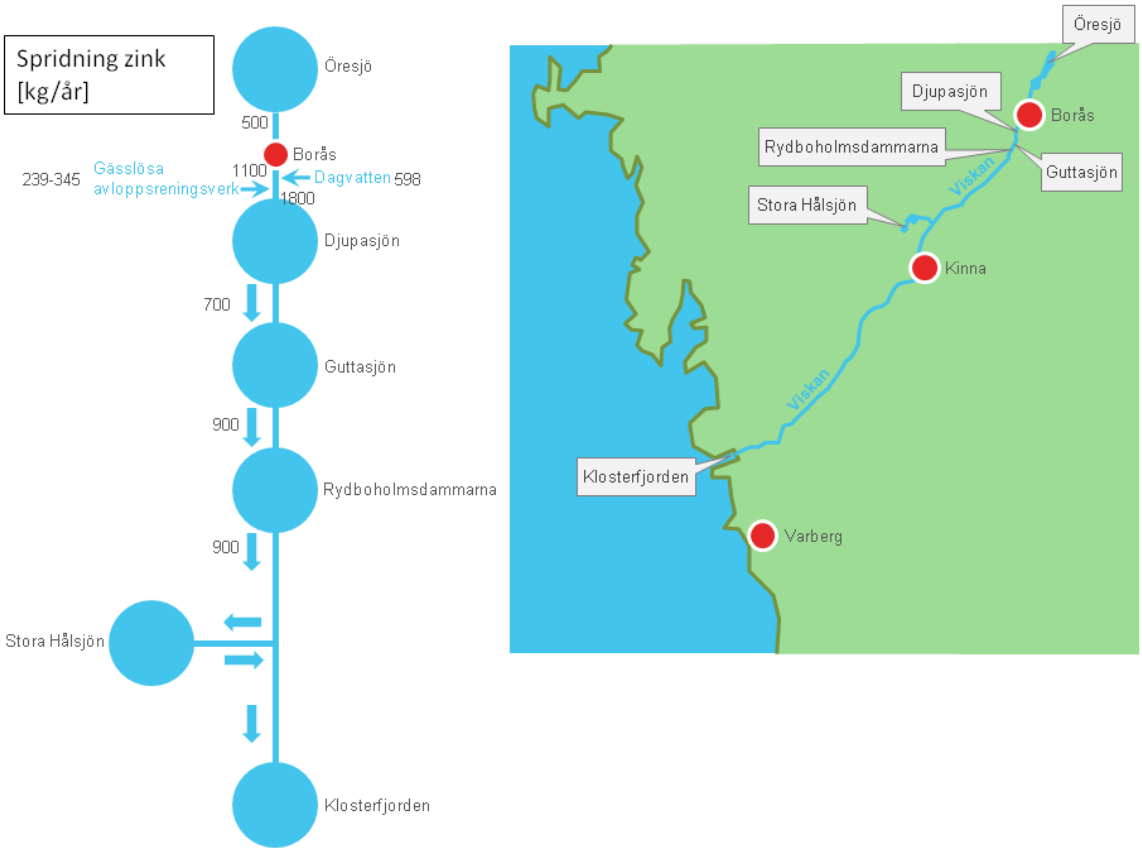


Figur 20 Samlad massbalans/spridningsberäkning för krom.

Vad gäller zink finns en osäkerhet i massbalansen rörande mätpunkten nedströms Gässlösa. Denna avvikande mätning ger sken av att Djupasjön fungerar som en kraftig sänka medan Guttasjön fungerar som en källa. Påslaget över Guttasjön uppgår till cirka 200 kg/år. Spridningen av zink i Viskan sker främst i löst form.

Spridningen inom sjöarna har belysts genom bedömning av diffusion, sedimentation och resuspension. Beräkningar visar att diffusionen är mycket liten i förhållande till resuspensionen. Således bedöms den partikelbundna spridningen dominera inom sjöarna. Den interna omsättningen av zink är större än påslaget och även den mängd som transporteras ut från Rydboholmsdammarna.

I recipienten Stora Hålsjön har förhöjda halter av zink påvisats, både i ytliga och djupare sediment. Detta indikerar att en spridning från uppströms liggande områden har skett och gör så även idag. Det ska dock påpekas att de påslag som sker över de tre sjöarna är mindre jämfört med de tillskott som sker via dagvatten och från Gässlösa avloppsreningsverk.



Figur 21 Samlad massbalans/spridningsberäkning för zink.

8.8 Spridningens storlek i förhållande till andra källor och vattensystem

För att få en uppfattning om spridningens storlek i Viskan, nedströms Borås har en litteratur-sammanställning gjorts avseende andra källor i Viskadalen, andra vattendrag i regionen samt andra förorenade områden i Sverige. Urval har gjorts för att få så relevanta jämförelser som möjligt.

Den mest relevanta jämförelsen är såklart andra utsläpp till Viskan, exempelvis industrier. Dock är det så att industrierna i Borås (som är det största samhället i Viskadalen) kopplat sitt avlopp till kommunens nät. Därmed kommer både stadens och industriernas utsläpp via Gässlösa. För industrier längre nedströms Borås saknas uppgifter. Därav har uppgifter i vissa fall hämtats från närliggande Göta Älv, där underlaget vad gäller spridning av föroreningar och industriutsläpp är större.

Sammanställningen redovisas per ämne i Tabell 14-Tabell 17.

För dioxiner kan det konstateras att den totala ökningen över de tre sjöarna är 10 mg/år, varav hela tillskottet förefaller ske över Rydboholmsdammarna. I jämförelse med två stora områden norra Sverige som är förorenade med dioxiner (Mariebergs sågverk och Scharins) är påslaget mindre. Påslaget är dock större jämfört med mindre objekt som exempelvis Ydrefors och även en uppskattad atmosfärisk deposition över de tre sjöarna.

En kommentar kan också lämnas avseende den interna cirkulationen av dioxiner i sjöarna (re-suspension och sedimentation). Denna beräknas till 20- 90 mg/år, högst för Rydboholms-dammarna och lägst för Djupasjön. Detta känns rimligt då de förorenade sedimenten ligger mera ytligt i Rydboholmsdammarna jämfört med Djupasjön. Storleksordningen på den interna cirkulationen är högre jämfört med de dioxinförorenade objekt som tagits upp i jämförelsen samt i närheten av det lägsta uppskattade värdet för spridningen från EKA Chemicals i Bohus.

Tabell 14 Sammanställning av transporterade mängder dioxiner (angett som TEQ) i Viskan i relation till andra källor och objekt.

Typ av mät-punkt/källa	Mätpunkt/källa	Årlig transport dioxiner [mg TEQ/år]	Referens
Viskan	Uppströms Borås	20	
	Nedströms Borås	20	
	Nedströms Gässlösa	30	
	Nedströms Djupasjön	30	
	Nedströms Guttasjön	30	
	Nedströms Rydbo-holmsdammarna	40	
Andra förorenade områden	Mariebergs sågverk	15-40	Kemakta (2007)
	Scharins industriom-råde	24	Kemakta (2005)
	Riddarhyttan	0,1	Kemakta, 2006a
	Ydrefors	0,3	Kemakta, 2006b
Generella uppgifter från industrier etc.	EKA Chemicals Bohus	80- 600	Länsstyrelsen i Västra Götalands län (2003)
	Utsläpp till vatten ke-miindustri	200	Umeå universitet (2005)
	Atmosfärisk deposit-ion Östersjön	400 pg/m^2 (exempelvis sammanlagt för de tre sjöarna: 0,1 mg/år)	NV (2009)

Tabell 15 Sammanställning av transporterade mängder PAH16 i Viskan i relation till andra källor och objekt.

Typ av mät-punkt/källa	Mätpunkt/källa	Årlig transport PAH16 [g/år]	Referens
Viskan	Uppströms Borås	200	
	Nedströms Borås	9000	
	Nedströms Gässlösa	1500	
	Nedströms Djupasjön	1400	
	Nedströms Guttasjön	700	
	Nedströms Rydbo-holmsdammarna	900	
Andra källor i Vis-kadalen	Dagvatten från Borås	3600	Borås Stad (2009)
Generella uppgifter från industrier etc.	Dagvatten till Göta Älv (Vänern- Lärje-holm)	13 000	Länsstyrelsen i Västra Götalands län (2003)

Vad gäller PAH16 (se Tabell 15) kan det konstateras att de tre sjöarna sammantaget fungerar som en sänka. Främst Guttasjön bidrar till detta. Rydboholmsdammarna utgör dock en källa med cirka 200 g/år. Detta är i jämförelse med dagvattentransporten från Borås mycket litet.

För krom kan en svagt ökande trend noteras längs hela den undersökta sträckan i Viskan, från Öresjö till nedströms Rydboholmsdammarna. Dock fungerar både Djupasjön och Guttasjön som sänkor. Den totala ökningen av krom över de tre sjöarna uppgår till 15 kg/år och total-transporten nedströms Rydboholmsdammarna till 80 kg/år. Ökningen över sjöarna är cirka hälften så stor som den belastning som Borås via dagvattnet samt utsläppen för Gässlösa belastar Viskan med.

Tabell 16 Sammanställning av transporterade mängder krom i Viskan i relation till andra källor och objekt.

Typ av mätpunkt/källa	Mätpunkt/källa	Årlig transport krom [kg/år]	Referens
Viskan	Uppströms Borås	40	
	Nedströms Borås	60	
	Nedströms Gässlösa	65	
	Nedströms Djupasjön	50	
	Nedströms Guttasjön	60	
	Nedströms Rydboholmsdammarna	80	
Andra källor i Viskadalen	Dagvatten från Borås	33	Borås Stad (2009)
	Renat spillvatten Gässlösa	35- 56	Borås Stad (2009)
Andra förorenade områden	Valdemarsviken	1500 (över recipientområden)	Envipro Miljöteknik (2006)
	Valdemarsviken	250 (ut till Östersjön)	Envipro Miljöteknik (2006)
Generella uppgifter från industrier etc.	Elmo Leather, Svenljunga	60-70	Enligt tillstånd
	Sandvik, Sandviken	50	Enligt tillstånd
	Dagvatten till Göta Älv	172	Länsstyrelsen i Västra Götalands län (2003)
	GRYAAB, Ryaverket	413	
	SAAB Trollhättan	7	
	Trollhättans ARV	433	
	Vänersborgs ARV	11	

Den interna omsättningen av krom i sjöarna uppgår som mest till cirka 140 kg/år (Guttasjön). Omsättningen är större än den totala uttransporten från systemet, nedströms Rydboholmsdammarna, knappt dubbelt så stor. I jämförelse med den interna cirkulationen av krom i Valdemarsviken (se nedan stycke) är omsättningen betydligt mindre.

Få efterbehandlingsprojekt har varit fokuserade på krom och därmed finns inte särskilt många jämförelseobjekt vad gäller spridningen. Valdemarsviken i Östergötland är ett undantag där omfattande utredningar avseende spridningen genomförts. Den interna cirkulationen av krom är hög, flera ton/år. Uttransporten till Östersjön uppgår till cirka 250 kg/år, således cirka 15 gånger större än påslaget över sjöarna och 3 gånger större än den totala transporten i Viskan, nedströms Rydboholmsdammarna.

Industriella utsläpp av krom varierar kraftigt. Två industrier med utsläpp av krom är Elmo Leather i Svenljunga och Sandvik i Sandviken. I deras tillstånd får de släppa ut 60-70 kg/år respektive 50 kg/år. Således 3-5 gånger mer jämfört med påslaget över de tre sjöarna.

Beräkningen av massflöden för zink bedöms som osäker på grund av en kraftigt avvikande mätning nedströms Gässlösa, vilken ger upphov till en beräkningsmässigt hög transport som sedan sedimenterar i Djupasjön. Med ledning av övriga analyserade halter samt att uttransporten från Gässlösa (den enda kända källan på delsträckan) inte kan förklara den stora skillnaden bedöms den beräknade transporten som något överskattad. Skulle det antas att transporten nedströms Gässlösa var lika stor som nedströms Borås, dvs. 1100 kg/år (en underskattning för att göra en konservativ jämförelse), skulle sjösystemet som helhet vara en sänka vad gäller zink. Dock utgör Guttasjön i sig en källa enligt beräkningarna då ett tillskott förefaller ske.

Tabell 17 Sammanställning av transporterade mängder zink i Viskan i relation till andra källor och objekt.

Typ av mätpunkt/källa	Mätpunkt/källa	Årlig transport zink [kg/år]	Referens
Viskan	Uppströms Borås	500	
	Nedströms Borås	1100	
	Nedströms Gässlösa	1800	
	Nedströms Djupasjön	700	
	Nedströms Guttasjön	900	
	Nedströms Rydboholmsdammarna	900	
Andra källor i Viskadalen	Dagvatten från Borås	598	Borås Stad (2009)
	Renat spillvatten Gässlösa	239- 345	Borås Stad (2009)
Andra förorenade områden	Gusums bruk	80- 430	Hifab AB (2009)
	Bohus varv	6- 100	SWECO (2006)
Generella uppgifter från industrier etc.	Dagvatten till Göta Älv	4089	Länsstyrelsen i Västra Götalands län (2003)
	GRYAAB, Ryaverket	2040	
	SAAB Trollhättan	8,2	
	Trollhättans ARV	727	
	Vänersborgs ARV	100	

Den interna cirkulationen av zink i sjöarna uppgår som mest till 1000 kg/år (Guttasjön). Inga efterbehandlingsprojekt har påträffats där motsvarande studie gjorts för just zink.

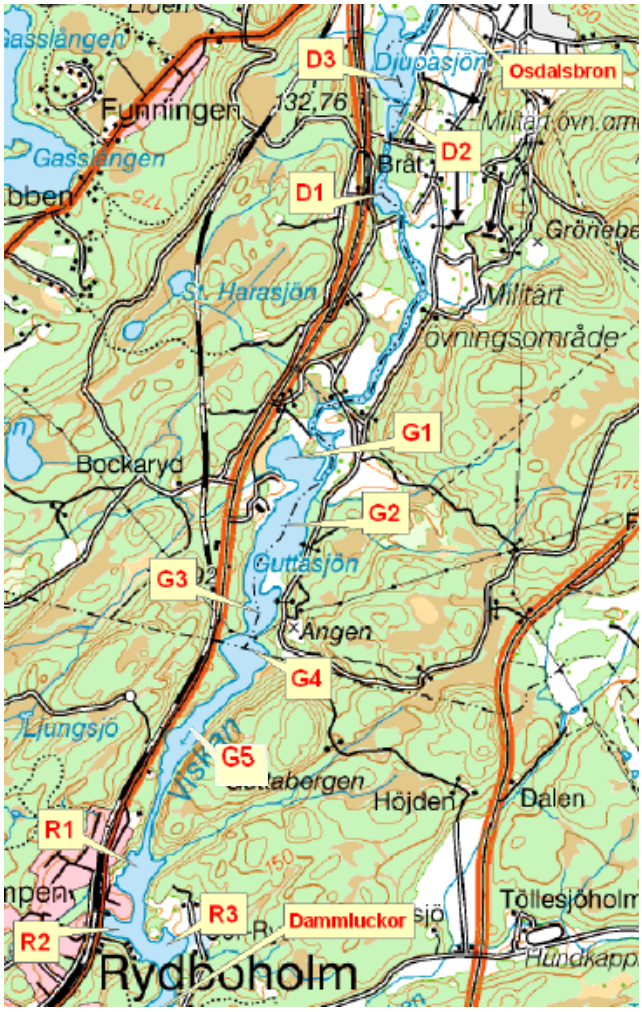
En sökning i litteraturen visar att få efterbehandlingsprojekt har beräknat spridningen av zink. Två objekt som studerats är Gusums bruk och Bohus varv. Påslaget över Guttasjön är högre jämfört med spridningen från Bohus varv men lägre jämfört med den högsta uppskattningen för Gusums bruk.

Jämförelser med utsläpp till Göta Älv ger en varierad bild. Studeras dagvatten så är påslaget över Guttasjön klart lägre medan om exempelvis SAAB i Trollhättans utsläpp används är påslaget högre.

Den samlade bild som erhålls av påslaget av föroreningar över sjöarna är att det i jämförelse med andra källor till Viskan är i nivå med eller lägre, till exempel dagvatten och utsläpp från Gässlösa. Jämfört med andra objekt och källor fås en varierad bild. Den interna cirkulationen av föroreningar i sjöarna är större än uttransporten.

8.9 Framtida spridning

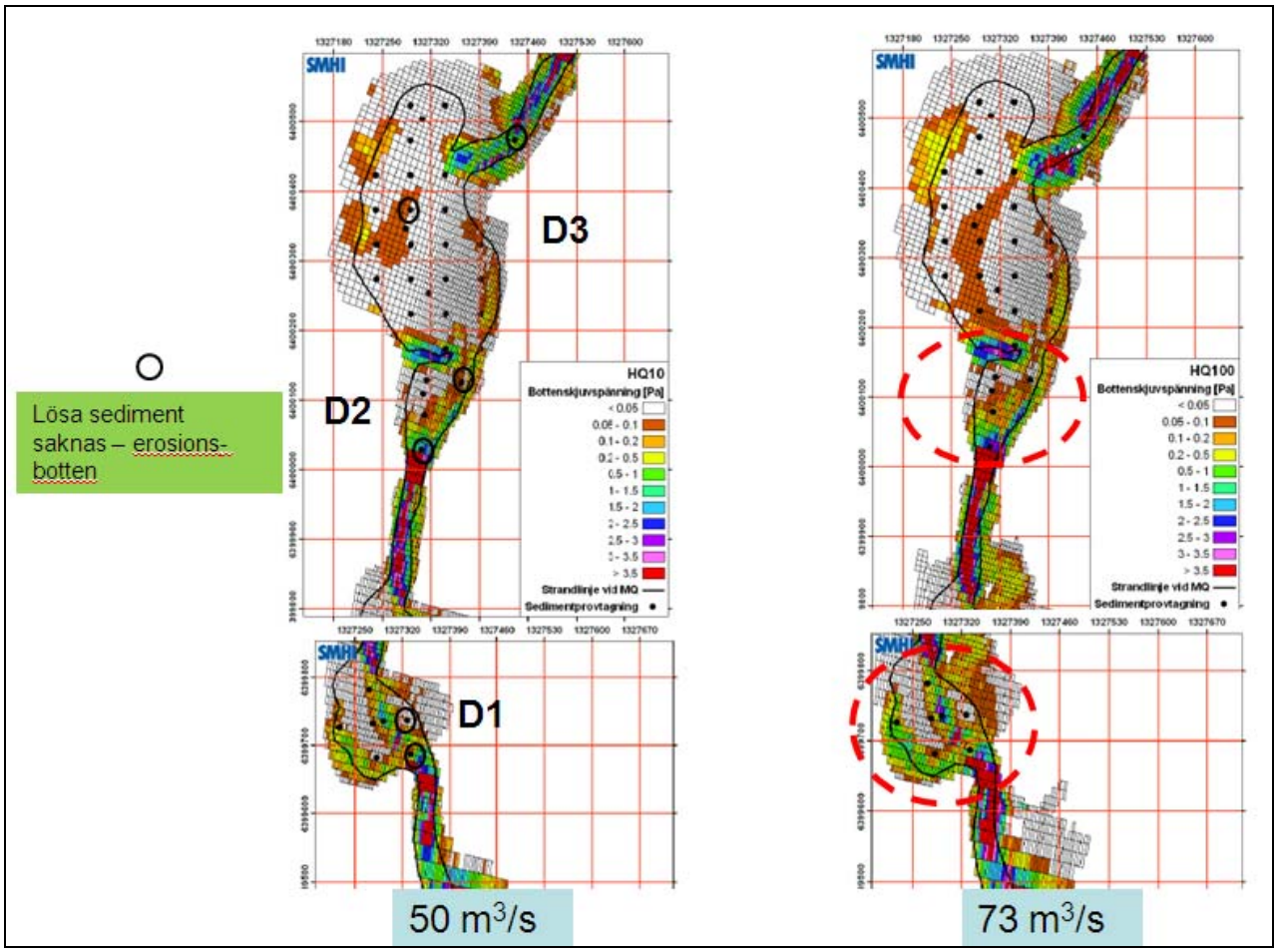
Tidigare genomförd huvudstudie indikerade att risk för spridning av förorenade sediment kan ske vid extrema vattenföringar i Viskan. En separat utredning har utförts för att erhålla säkrare beslutsunderlag (Viskan 2009:08). Uppdraget har omfatta beräkning av bottenskjuvspänning inom hela det aktuella sjösystemet (Figur 22) vid fem olika vattenföringar, medelvattenföring (8,7 m^3/s), medelhögvattenföring (35 m^3/s) samt vattenföringar som statistiskt inträffar en gång per 10 år (HQ10 = 50 m^3/s), en gång per 25 år (HQ25 = 60 m^3/s) samt en gång per 100 år (HQ100 = 73 m^3/s). Modellen har kalibrerats genom att beräknade vattennivåer jämförs med uppmätta nivåer vid en episod med mycket hög vattenföring i januari 2007 (33 m^3/s). Mycket god överensstämmelse erhölls.



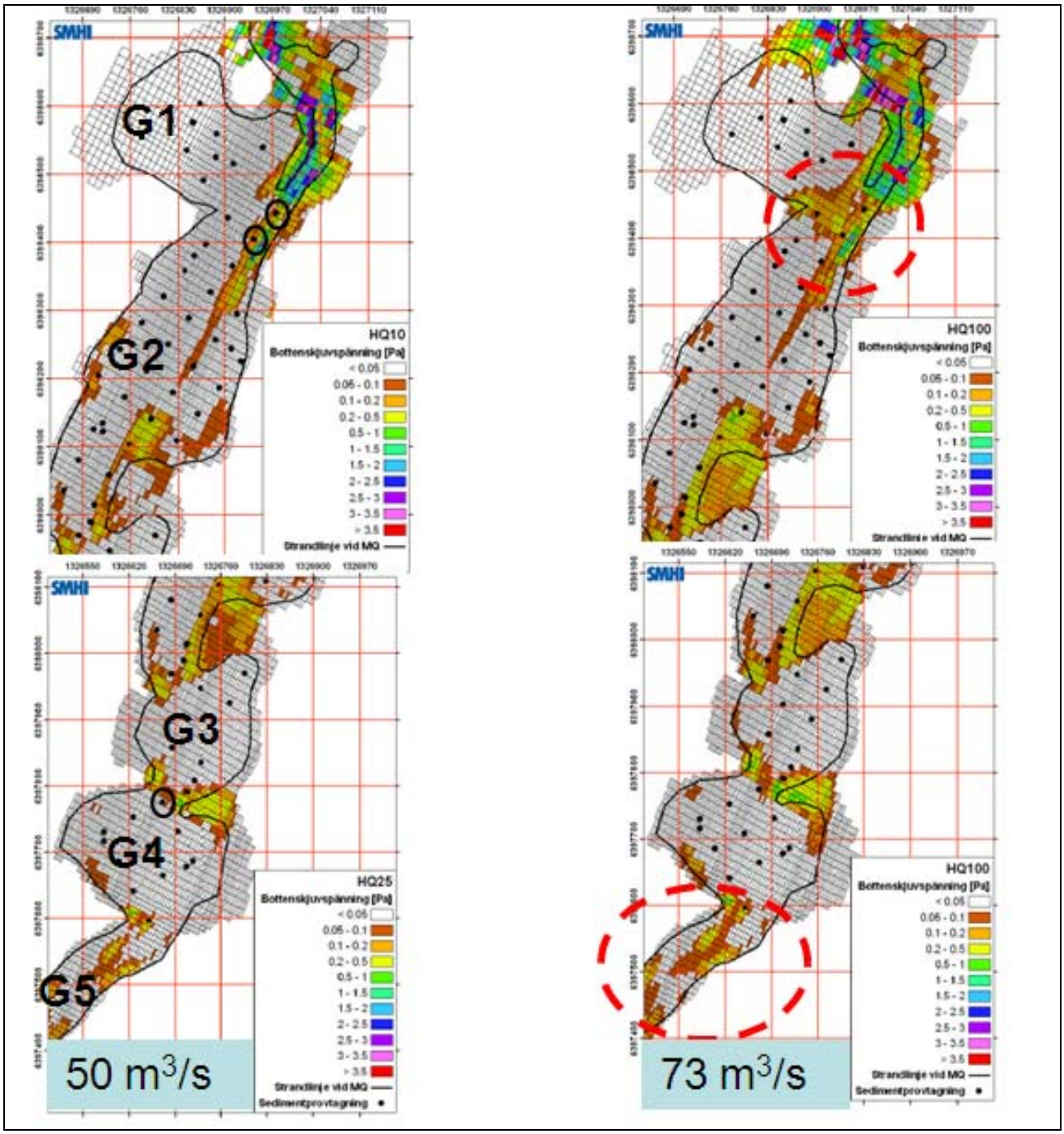
Figur 22 Delområden för erosionsmodellering.

Resultaten av erosionsmodelleringen visar sammanfattningsvis följande (se även Figur 23-Figur 25):

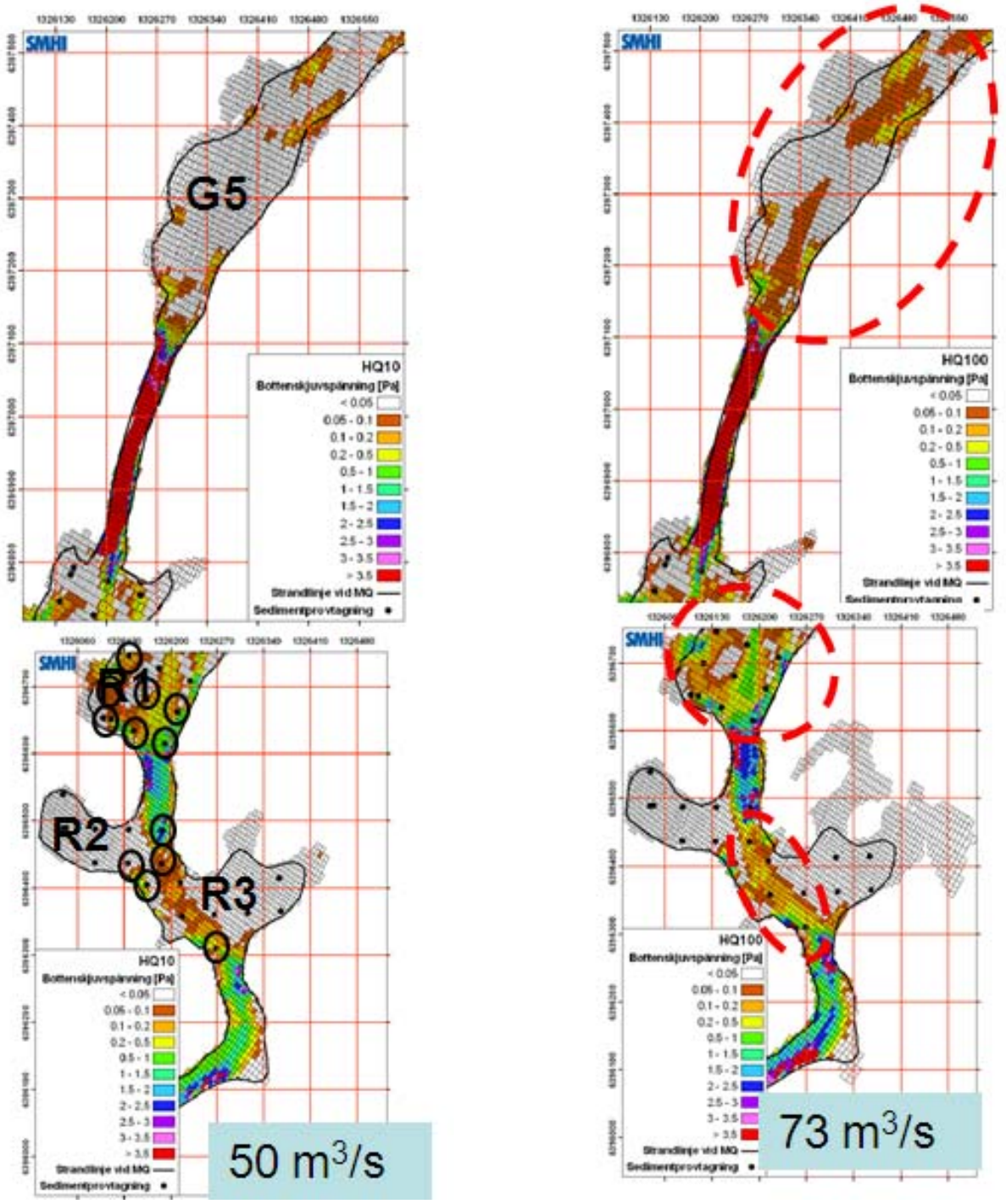
- I de smala fårorna mellan sjöarna, där lösa förorenade sediment saknas, blir botttenskjuvspänningarna mycket höga och överstiger 3,5 Pa.
- Inom stora delar av de sjöar där lösa förorenade sediment finns på botten förblir bottenskjuvspänningarna mycket låga (<0,05 Pa) även vid extremt höga vattenföringar. Exempelvis D3, G1, G3, G4 och R2/R3.
- Inom vissa delområden förändras de beräknade bottenskjuvspänningarna tydligt när vattenföringen ökar från 50 till 73 m^3/s. Genom att jämföra beräknade bottenskjuvspänningar vid 73 m^3/s och vid 50 m^3/s med tillhörande kunskap om var lösa sediment saknas har ett antal erosionskänsliga områden identifierats. Dessa är D2, D1, delar av G2, G5, R1 samt delar av R2/R3. I Figur 23- Figur 25 visas lokaliseringen av dessa erosionskänsliga områden. Inom dessa områden är således sannolikheten störst att lösa sediment eroderar vid extrema vattenföringar. Troligen är det dessa områden som också främst bidrar till föroreningsspridning även vid lägre vattenföring.



Figur 23 Erosionskänsliga områden i Djupasjön är markerade med röda cirklar.



Figur 24 Erosionskänsliga områden i Guttasjön är markerade med röda cirklar.



Figur 25 Erosionskänsliga områden i Rydboholmsdammarna är markerade med röda cirklar.

Sannolikheten för att större erosioner av lösa sediment sker är mest en fråga om hur sannolikt det är med extrema vattenföringar. Sannolikheten att det högsta modellerade flödet (ca 73 m^3/s) skall inträffa under 100 år är enligt SMHI 60 %. Det framtida klimatet kan dessutom innebära att frekvensen av extremt höga vattenföringar ökar så att återkomsttiden för ett 100-årsflöde blir 50 % kortare om 60-90 år. Om denna prognos stämmer är det således sannolikt att vattenföringen i Viskan inom 100 år vid något tillfälle blir högre än vad den varit de senaste 100 åren.

Baserat på tidigare och nu genomförda provtagningar har en beräkning av mängderna förorenade sediment samt upplagrade föroreningsmängder gjorts för utpekade områden. Resultaten redovisas i Tabell 18.

Följande slutsatser kan dras av beräkningen:

- Volymen sediment som ligger inom de identifierade erosionskänsliga områdena uppskattas till drygt 40 000 m^3. Osäkerheten är dock tämligen hög eftersom inga systematiska sedimentprovtagningar eller analyser har gjorts i G5. Mäktigheten av de förorenade sedimenten i G5 antas uppgå till i medeltal 0,3 m. Antagandet baseras endast på att lösa sediment konstaterats vid provtagning. Inga analyser har genomförts.
- De totala mängderna föroreningar som potentiellt kan spridas vid erosion i samband med ett hundraårsflöde uppgår till tiotals ton för krom och zink, flera hundratals gram för dieldrin samt några gram för dioxiner. Exakt hur stora mängder som kan komma att spridas kan inte beräknas, då det inte är klarlagt hur stor mäktighet av sedimenten som kommer att erodera vid aktuella flöden.
- Det är inte sannolikt att hela den potentiellt eroderbara mängden kommer att spridas ens vid mycket höga flöden eftersom mäktigheten ställvis är stor. I relation till den totala transporten i Viskan av aktuella ämnen bedöms dock att stora mängder riskerar att spridas vid enstaka tillfällen med extremflöden.
- Även mängderna inom var och ett av områdena för sig är stora i förhållande till den totala transporten som sker i Viskan, samt även den interna omsättningen av föroreningar i de tre sjöarna (genom resuspension och sedimentation).
- Den största mängden potentiellt eroderbara sediment finns i D1. Även i G2 finns stora mängder föroreningsmängder som kan spridas. Spridning från dessa områden innebär dock att sedimenten måste transporteras genom de nedströms belägna sedimentationsbassängerna, där stora delar av Guttasjön utgör en sedimentfälla som sannolikt kommer att reducera vidaretransporten i systemet.
- Motsvarande reduktion av vidaretransporten kan inte påräknas vid erosion av sediment i Rydboholmsdammarna och i område G5 nedströms Guttasjön. I dessa områden är dock mängderna av dieldrin och dioxiner betydligt mindre.
- Erosion inträffar naturligtvis även vid lägre flöden än 100-årsflödet. Den spridning som kunde mätas i undersökningarna 2009 var till övervägande del partikelbunden och således ett resultat av pågående erosion. Det är dock inte möjligt att kvantifiera förväntad spridning som en funktion av vattenföringen.

Tabell 18 Beräkning av volymer och föroreningsmängder inom erosionskänsliga områden. Tabellen anger den totala volymen och mängden, vilken kan komma att erodera vid extremflödet 73 m^3/s. Vid lägre flöden blir de mängder som kan erodera mindre.

Delområde	Volym (m3)	Mäktighet	Krom (ton)	Zink (ton)	Dieldrin (kg)	Dioxiner WHO-teq (gram)
D1	13 100	1,2-1,4 m	2,3	11,4	0,07	1,3
D2	5 100	0,4-1,6	0,35	1,6	0,0001	0,15
G2	9 100	0,4-3	0,92	3,9	0,7	0,72
G5	12 000	< 0,4	0,72	2,9	0,06	0,36
R1	2 800	< 0,4	0,19	0,79	0,013	0,32
R2+R3	2 200	< 0,4	0,24	1,2	0,012	0,29
Summa	**44 300**		**4,7**	**21,7**	**0,9**	**3,1**

9 Skyddsobjekt – miljö- och hälsoriskanalyser

Detta kapitel avhandlar bedömningen av miljö- och hälsorisker med påvisade föroreningar i sediment och vatten. Som inledning definieras skyddsobjekt och exponeringsvägar. Därefter görs en bedömning av risker för skyddsobjekten. Då fokus för aktuell huvudstudie varit kvantifiering av spridning och inte direktexponering samt då inga förnyade biologiska undersökningar gjorts utgår bedömningen från tidigare riskbedömning. I det fall den förnyade provtagningen indikerar andra slutsatser har detta kommenterats.

9.1 Skyddsobjekt och exponeringsvägar

I följande avsnitt redogörs kortfattat för aktuella skyddsobjekt vad gäller miljö och hälsa. En konceptuell modell har tidigare redovisats i Figur 15.

9.1.1 Miljö

Den akvatiska miljön i Viskan innehåller vissa särskilt skyddsvärda områden och arter. Kortfattat kan följande områden i Viskadalen, söder om Borås ha ett särskilt skyddsvärde vad gäller miljö (för detaljerad redogörelse se tidigare kapitel):

- Borås Stads naturvårdsprogram som omfattar Djupasjön och Guttasjön.
- Områden med mycket höga skyddsvärden i lokala naturvårdsprogrammet kring Rydboholm.
- Riksintressen nedströms Rydboholm, bland annat för naturvården vid Berghem
- I Halland är Viskan riksintresse vad gäller friluftsliv p g a de goda möjligheterna till sportfiske av bl a lax, havsöring och ål.

På grund av föroreningarnas egenskaper utgör även högre stående arter, så som sjöfågel skyddsobjekt. Detta gäller främst bioackumulerande föroreningar som kvicksilver och DDT.

9.1.2 Hälsa

Människor kan exponeras för föroreningarna som påträffas i Viskan främst genom konsumtion av fisk som fångats i området. Viss exponering kan även ske vid kontakt med förorenade sediment vid bad. Detta bedöms som främst aktuellt för södra delarna av Guttasjön och Rydboholmsdammarna, där föroreningarna ligger ytligt och där boende finns i närområdet. Djupasjön och delar av Guttasjön ligger inom militärt övningsområde. Människor vistas där mer sporadiskt och då främst på land vid ridskolan, någon enstaka fastighet vid norra Guttasjön samt Räddningsverkets övningsplats.

9.2 Miljörisker inom området

Då inga förnyade biologiska undersökningar utförts har en kort sammanfattning av bedömningen från 2003 med uppdatering av nya resultat lämnats nedan:

- Det fanns vissa risker för negativ påverkan av <u>semiakvatiska fåglar</u> som söker föda i området, främst i Rydboholmsdammarna. De ämnen som är dimensionerande för riskbilden är kvicksilver, DDT/DDE/DDD samt krom och zink. En direkt koppling med sedimenten bedömdes i stor grad finnas för DDT/DDE/DDD och i viss mån för zink

och krom. Riskbilden avseende kvicksilver är inte platsspecifik utan liknar snarare den som finns i stora delar av södra Sverige.

- I alla sjöar fanns en konstaterad störning på små bottenlevande djur (bottenfauna) och på fisk. I de övre delarna av vattensystemet (Djupasjön) bedömdes denna påverkan till största delen bero på nuvarande föroreningsbelastning från Borås eftersom de gamla förorenade sedimenten låg en bit under sedimentöverytan. I de nedre delarna (Rydboholmsdammarna) låg de gamla förorenade sedimenten mer ytligt och där bedömdes påverkan till stor del bero på de gamla förorenade sedimenten.
- För Djupasjön och vissa delar av Guttasjön bedöms överlagring fortsatt ske vilket kan minska betydelsen av de gamla föroreningarna på sikt. För södra Guttasjön samt Rydboholmsdammarna är överlagringen mycket ringa. Detta innebär att dagens risk kvarstår även i framtiden.
- Vissa områden har visat sig vara mer känsliga för erosion än andra. Särskilt gäller detta D1, D2, Viskans inlopp i Guttasjön, G5, R1 och R3. Vid erosion av förorenade sediment i dessa områden riskerar spridning av större mängder att ske momentant. Över vissa delområden kommer eroderade sediment att återsedimentera (exempelvis G2-G4) och därmed riskerar de ytliga sedimenten bli ytterligare kontaminerade med en ökad risk för det biologiska livet som följd.

9.3 Miljörisker nedströms området

De förnyade undersökningarna som genomförts har fokuserat på att kvantifiera spridningens storlek. Nedan lämnas en uppdaterad sammanfattning av de slutsatser som redovisats i tidigare riskbedömning:

- Föroreningsspridningen av dioxiner, PAH16, krom och zink har kvantifierats ut från Rydboholmsdammarna. För dioxiner, PAH16 och krom sker ett tillskott över de tre sjöarna, vilket medför att en ökad spridning sker till nedströms områden. För zink sker ett påslag över Guttasjön, men i och med att Djupasjön fungerar som en kraftig sänka erhålls bilden att de tre sjöarna som helhet utgör en sänka.
- Den samlade bild som erhålls av påslaget av föroreningar över sjöarna är att det i jämförelse med andra källor till Viskan är i nivå med eller lägre, till exempel dagvatten och utsläpp från Gässlösa. Jämfört med andra objekt och källor fås en varierad bild. Den interna cirkulationen av föroreningar i sjöarna är större än uttransporten.
- Undersökning av spridning av dioxiner vid höga flöden indikerar att att det vid höga flöden frigörs förhållandevis mer gamla sediment längre nedströms. Detta stämmer väl med andra undersökningar som visar att sedimenten i Djupasjön och delar av Guttasjön överlagras av nyare förhållandevis rena sediment.
- Spridningen av DDT/DDE/DDD har inte undersökts i föreliggande huvudstudie. Enligt tidigare var spridningen visserligen liten i absoluta tal men bedöms, med hänsyn till ämnenas giftighet och det faktum att de är mycket svårnedbrytbara, vara potentiellt allvarlig.
- I Viskans ytvatten visar nu genomförda och tidigare analyser på halter som är låga i förhållande till kanadensiska lågriskvärden för vattenlevande djur. Det påslag av föroreningar som sker över de tre sjöarna medför således inte att halterna i vattenmassa blir förhöjd så att en risk för det akvatiska djurlivet bedöms föreligga.

- Undersökningar av sediment i Stora Hålsjön har visat på förhöjda halter av framförallt zink och krom samt till mindre grad olja, dieldrin, DDT och dioxiner. Höga halter förekommer både i ytliga och djupare sedimentnivåer. I sedimentfällor påvisas höga zinkhalter (upp till tre gånger högre jämfört med referensen Marsjön och halter av samma storleksordning som Rydboholmsdammarna). Detta indikerar pågående spridning och/eller att omrörning (resuspension) sker i sjön. Halterna i sedimenten är högre än kanandesiska lågriskvärden medan halterna i bottenvatten är förhållandevis låga. Sammanfattningsvis kan sägas att ett bidrag från uppströms förorenade sediment tycks ske till Stora Hålsjön men det är osäkert om detta utgör någon risk för vattenmiljön i sig.
- Belastningen på Kattegatt har inte undersökts i föreliggande undersökning. Enligt tidigare riskbedömningen sägs att den miljömässiga betydelsen av de mängder metaller som sprids från sjöarna via Viskan och ut i Kattegatt kan diskuteras. De metaller som sprids från sjöarna omsätts i stor omfattning i miljön, beroende på att de även idag används i stor skala. Inga mätningar av metaller gjordes i Åsbro, varför jämförelser inte kan göras med Viskan som helhet. Det är dock ett av flera små bidrag till de transporter av mer eller mindre oönskade metaller som sker från västra Sverige till Kattegatt.
- Undersökningar av sedimenten har visat på höga halter av näringsämnen. Spridningen undersöktes i tidigare utförd riskbedömningen och bedömdes medverka till de problem med övergödning som finns dels i Viskan, dels i Kattegatt. Bidraget är dock förhållandevis litet vid utloppet (1– 2 %), varför spridningen i sig inte kan sägas orsaka övergödning utan enbart medverka till den.
- I framtiden finns en risk för ökad spridning till nedströms områden som en följd av erosion av förorenade sediment. Om detta sker kan stora föroreningsmängder spridas momentant till nerströmsområden och Västerhavet. Även efter en sådan händelse kommer troligen spridningen från området att vara högre än idag. Effekterna av plötsliga och stora föroreningstransporter är svåra att bedöma, likaså på vilken spridningsnivå området hamnar på efter en sådan incident. Det är inte möjligt att kvantifiera vare sig vilka mängder eller potentiella halter det kommer handla eftersom genomförda undersökningar inte ger svar på hur stor mäktighet av sedimenten som kommer erodera bort vid aktuella flöden.

9.4 Hälsorisker inom området

Inga förnyade undersökningar med fokus på att utreda hälsorisker har utförts. Nedan redovisas en kort sammanfattning av bedömningen från 2003 med uppdatering av nya resultat:

- Det bedömdes finnas en något förhöjd risk för cancer hos människor som regelbundet (en gång per vecka) och under hela sin livstid äter ål från de tre sjöarna. Dieldrinhalterna i ål skulle behöva minska med 50 – 70 % för att nå en allmänt vedertagen acceptabel cancerrisk. De förorenade sedimenten kan vidare upplevas som obehagliga vid direkt exponering t ex vid bad.
- För Djupasjön och vissa delar av Guttasjön bedöms överlagring fortsatt ske vilket kan minska betydelsen av de gamla föroreningarna på sikt. För södra Guttasjön samt Rydboholmsdammarna är överlagringen mycket ringa. Detta innebär att dagens risk kvarstår även i framtiden.
- Vissa områden har visat sig vara mer känsliga för erosion än andra. Särskilt gäller detta D1, D2, Viskans inlopp i Guttasjön, G5, R1 och R3. Vid erosion av förorenade

sediment i dessa områden riskerar spridning av större mängder att ske momentant. Detta kan innebära att ökade upptag av äldre föroreningar sker i fisk under den tid föroreningarna är tillgängliga i vattenmassan alternativt till dess att de överlagrats av nya och renare sediment igen.

10 Samlad riskbedömning

En förnyad riskbedömning av Viskan, nedströms Borås, har utförts. Fokus på riskbedömningen har varit kvantifiering av föroreningsspridning samt utredning av risker med erosion av förorenade sediment. Inga förnyade biologiska undersökningar eller utredningar med fokus på hälsorisker har utförts. En samlad bedömning baserat på tidigare riskbedömning och nu genomförda utredningar lämnas nedan:

- Sedimenten i de tre sjöarna (Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna) är förorenade med ämnen från den historiska textilindustrin (metaller, olja, dieldrin, dioxiner etc.) samt även med nya mer moderna så som PAH. Halterna är ställvis kraftigt förhöjda i förhållande till bakgrundshalter och internationella riktvärden för skydd av vattenlevande djur. Mängderna av föroreningarna i sedimenten uppgår till storleksordningen tiotals ton krom, drygt 100 ton zink, några kg dieldrin och tiotals gram dioxiner. Till detta kommer andra ämnen så som olja, DDT och PAH. Oljeförekomsten är riklig och på flertalet ställen synlig i sedimenten.

- En analys av ytliga föroreningshalter i sediment har visat att i samtliga områden är föroreningshalterna för höga för att en risk för vattenlevande djur skall kunna avfärdas.

- De tre sjöarna skiljer sig åt vad gäller vilka nivåer de historiska föroreningarna påvisas i:
    - I Djupasjön är de gamla sedimenten överlagrade med nya (dock ej rena) sediment, upp till 60 cm. Bestämning av sedimentationshastigheten visar att överlagring pågår med upp till 2 cm/år. Överlagringen inom Djupasjön begränsar exponeringen för sedimenten samt även belastningen på nedströms områden av de gamla föroreningarna.
    - Guttasjön har en varierad bild av överlagringen. Inom de norra delarna (G1 och G2) syns generellt en övertäckning (upp till 15 cm) även om vissa undantag finns. I de södra delarna av Guttasjön förekommer flera områden där ingen övertäckning av de gamla föroreningarna finns och därmed risken för exponering och spridning är tydlig. Söder om G5 har ett nytt område av Guttasjön, G5 tillkommit. Inga kemiska analyser av sedimenten har utförts men det misstänks att dessa är förorenade (föroreningar har konstaterats både uppströms och nedströms och sedimenten är lösa).
    - I Rydboholmsdammarna ligger de gamla och förorenade sedimenten ytligt och fritt för exponering och spridning. Övertäckningen i detta område är betydligt långsammare jämfört med exempelvis Djupasjön.

- Spridningen av dioxiner, PAH16, zink och krom har kvantifierats så långt det är möjligt i föreliggande utredning. Över de tre sjöarna kan påslag av dioxiner och krom ses. För dessa ämnen sker påslag främst över Rydboholmsdammarna. Vad gäller zink sker ett påslag över Guttasjön men då Djupasjön utgör en kraftig sänka fungerar de tre sjö-

arna sammantaget som en sänka. Vad gäller PAH16 är bilden mer svårtolkad. Detta beroende på en förhållandevis stor belastning från Borås stad. Spridningen av dioxiner, PAH16 och krom bedöms främst ske i partikelbunden form. Zink sprids främst i löst form. Tidigare undersökningar har konstaterat att spridningen av DDT var liten i absoluta tal men bedöms, med hänsyn till ämnenas giftighet och det faktum att de är mycket svårnedbrytbara, vara potentiellt allvarlig.

- De områden som bedöms som mest kritiska vad gäller spridningen är Rydboholmsdammarna och södra Guttasjön. Över båda dessa sjöar sker mätbara påslag och dessutom förekommer äldre, kraftigt förorenade sediment, i ytliga nivåer. Inom dessa områden är även översedimenteringen betydligt lägre jämfört med Djupasjön och norra Guttasjön.

- Kvantifieringen av spridning har jämförts med andra lokala och regionala källor samt även andra efterbehandlingsobjekt i Sverige. Den samlade bild som erhålls av påslaget av föroreningar över sjöarna är att det i jämförelse med andra källor till Viskan är i nivå med eller lägre, till exempel dagvatten och utsläpp från Gässlösa. Jämfört med andra objekt och källor fås en varierad bild. Den interna cirkulationen av föroreningar i sjöarna är större än uttransporten.

- Sammantaget kan det konstateras att mätbara påslag av föroreningar sker över de tre sjöarna och att spår kan påvisas nedströms, exempelvis zink i Stora Hålsjöns sediment och sedimenterande material. Det bör dock noteras att Viskan belastas med aktuella ämnen idag. Bidraget från Borås, via dagvatten och från Gässlösa avloppsreningsverk är större. Detta ses också på kongensammansättningen av dioxiner, där nya och mer moderna former kan påvisas i Viskans vatten.

- Risker för miljön med de historiska föroreningarna, har i tidigare utförd riskbedömning konstaterats föreligga för semiakvatiska fåglar som söker föda i Rydboholmsdammarna. Störningar har även påvisats på bottenlevande djur i samtliga sjöar. Orsaken till dessa störningar bedömdes bero på de historiska föroreningarna i de områden där dessa ligger ytligt, dvs. primärt Rydboholmsdammarna, samt södra Guttasjön.

- De hälsorisker som konstaterats i tidigare utförd riskbedömning är kopplat till förekomsten av dieldrin i ål.

- I framtiden bedöms risken för erosion av större mängder kontaminerade sediment kunna förändra den bild av riskerna som finns idag. Vissa områden har visat sig vara mer känsliga för erosion än andra. Särskilt gäller detta D1, D2, Viskans inlopp i Guttasjön, G5, R1 och R3 (se Figur 26). Vid erosion av förorenade sediment i dessa områden riskerar spridning av större mängder att ske momentant. Detta kan innebära att ökad belastning på nedströms områden, ökat upptag i bottenlevande djur, fisk och sjöfågel under den tid föroreningarna är tillgängliga i vattenmassan alternativt till dess att de överlagrats av nya och renare sediment igen. Sannolikheten att detta ska inträffa är en funktion av hur sannolikt det är med extrema vattenföringar. Enligt modelleringen är sannolikheten 60 % för ett sådant flöde under den närmsta hundraårsperioden. Dock kan klimateffekter minska återkomsttiden för hundraårsflöden.

Figur 26 Delområden i Viskan med lösa sediment som är mest utsatta för erosion.

11 Behov av riskreduktion

Sammanfattningsvis har riskbedömningen indikerat att följande risker är naturvetenskapligt motiverade att åtgärda:

1. Upptaget av äldre tiders föroreningar i bottenlevande djur och fisk som kan innebära en risk för sjöfåglar och människor.
2. Ökad spridning av föroreningar till nedströms områden från de tre sjöarna. Resultat av historisk och sannolikt pågående spridning ses idag i Stora Hålsjön, både i sediment och sedimenterande material.
3. Den framtida risken för ökat upptag (i vattenlevande djur och fågel) samt ökad spridning av äldre tiders föroreningar som en effekt av erosion av sediment vid extrema vattenföringar.

Vad gäller den första punkten har tidigare riskbedömning konstaterat att påverkan kan ses på bottenlevande djur och att risker, beräkningsmässigt föreligger för människor och sjöfågel som intar fisk. Av de historiska föroreningarna gäller detta främst DDT, dieldrin, zink och krom. De områden som bedöms vara mest bidragande till riskerna är där övertäckningen av de äldre sedimenten går långsamt och höga halter finns ytligt, dvs. Rydboholmsdammarna och Guttasjön (delområdena G3 och G5). För delområde G5 är föroreningsinnehållet okänt men med tanke på hur förhållandena är i G4 (uppströms) och R1 (nedströms) kan det antas att bilden är likartad. Riskreduktion är således motiverad, ur ett naturvetenskapligt perspektiv, för dessa områden. För Djupasjön och norra Guttasjön (undantaget en mindre del som är utpekad som erosionskänslig) är en riskreduktion inte motiverad då de äldre sedimentföroreningarna täcks över med nya som innehåller moderna föroreningar.

Kvantifiering av spridning har visat på mätbara påslag av dioxiner, PAH16, krom och zink över de tre sjöarna. De områden som bedöms bidra i störst utsträckning är Rydboholmsdammarna och Guttasjön, och särskilt där de ytliga sedimenten är förorenade. Idag tillförs Viskan större mängder av PAH16, zink och krom från Borås och Gässlösa avloppsreningsverk än vad

påslagen över sjöarna uppskattats till. För dioxiner saknas data för att relatera till andra källor men analys av kongensammansättning visar att modernare kongener förekommer. Jämförelsen visar dock att betydelsen av de äldre föroreningarna ökar längre nedströms (främst över Rydboholmsdammarna), vilket är naturligt då övertäckningen är mindre där. Sammantaget kan det konstateras att dagens moderna samhälle bidrar till belastningen av Viskan av zink, krom, PAH16 och dioxiner och att även om spridningen från sedimenten i sjöarna minimerades skulle belastningen vara fortsatt stor. Riskreduktion bedöms ändå som naturvetenskapligt motiverad för att reducera spridningen av dioxiner från Rydboholmsdammarna. Detta på grund av att ett mätbart påslag sker (ca 10 mg/år), att dioxiner är mycket toxiska utfasningsämnen och att det kan visas att de äldre sedimentföroreningarna står för en ökad andel (jämfört med uppströms områden).

I framtiden bedöms extrema vattenflöden som kan orsaka erosion av förorenade sediment kunna bidra till ökad föroreningsspridning till nedströms områden samt ökat upptag i djur. De områden som är särskilt utsatta är D1, D2, Viskans inlopp i Guttasjön, G5, R1 och R3. Av dessa bedöms de största föroreningsmängderna finnas i D1. Det är inte möjligt att hur stora mängder som kommer att erodera vid vilka flöden. Det kan dock konstateras att inom utpekade områden finns upplagrat tiotals ton för krom och zink, flera hundratals gram för dieldrin samt några gram för dioxiner. Mängder som potentiellt kan komma att frigöras vid ett hundraårsflöde i Viskan. Då konsekvenserna av erosionen kan få effekt på nedströms områden, på så sätt att andra delar blir förorenade i högre grad, är en riskreduktion motiverad. Åtgärder är motiverade för samtliga utpekade delar. Någon prioritering mellan de olika delarna är svår att göra. De största mängderna i erosionsbenägna områden finns upplagrade i delområdena D1 och G2 som båda ligger uppströms Guttasjöns södra del (G4), vilken kan fungera som sedimentationsfälla för eroderade sediment. För områdena nerströms Guttasjön saknas denna fälla varför spridning härifrån bedöms medföra att områden som idag är förhållandevis opåverkade kommer att påverkas i betydligt högre utsträckning än idag.

12 Behov av åtgärder och deras omfattning

Med utgångspunkt från det konstaterade behovet av riskreduktion har följande åtgärdsmål med tillhörande åtgärdsbehov identifierats:

1. *Ökningen av transporten av dioxiner(och andra föroreningar kopplade till textilindustrins utsläpp) i Viskan vid passage genom området ska begränsas och helst helt upphöra.* För att uppnå detta åtgärdsmål krävs att åtgärderna omfattar samtliga bassänger i Rydboholm (R1, R2 och R3) med ca 11 000 m^3 förorenade sediment. Troligen behöver även delområdet G5 mellan Guttasjön och Rydboholmsdammarna omfattas, med ytterligare ca 12 000 m^3 sediment. Den sammanlagda åtgärdsomfattningen för att uppnå detta åtgärdsmål blir då ca 23 000 m^3 sediment spridda över en yta om drygt 65 000 m^2. Bedömningen av åtgärdsbehovet i G5 är osäkert eftersom kunskapen är bristfällig både om föroreningssituationen och i vilken utsträckning delområdet bidrar till den konstaterade transportökningen.

2. *Risken för en framtida ökning av föroreningstransporten i systemet och ett ökat upptag i djur pga. extremflöden som medför erosion av förorenade sediment ska begränsas och helst elimineras*. För att uppnå detta åtgärdsmål behöver åtgärderna omfatta delar av sedimenten i områdena R1, R2 och R3, hela G5, delar av G2 (inloppet i Guttasjön) samt D1 och D2. Åtgärdsbehovet omfattar enligt SMHI:s modellering totalt ca 43 000 m^3 förorenade sediment fördelade på en yta av ca 70 000 m^2.

3. *Den lokala påverkan på bottenlevande djur som konstaterats i tidigare undersökningar ska på sikt elimineras.* Detta innebär att sedimentområden där höga föroreningshalter återfinns ytligt och överlagringen går långsamt behöver omfattas av åtgärderna. För att uppnå detta åtgärdsmål behöver åtgärderna omfatta den södra delen av Guttasjön (G3, G4 och G5) samt Rydboholmsdammarna (R1, R2 och R3). Åtgärderna omfattar ca 80 000 m^3 förorenade sediment spridda över en yta av ca 132 000 m^3. Eventuellt kan åtgärdsmålet uppnås även om delområdet G4 utesluts. Åtgärdsomfattningen minskar då till att omfatta ca 55 000 m^3 sediment spridda över en yta om ca 100 000 m^2.

Åtgärdsomfattningen för respektive åtgärdsmål är delvis överlappande. Rydboholmsdammarna och det omedelbart uppströms belägna delområdet G5 ingår t.ex. i åtgärdsbehovet för samtliga åtgärdsmål, med delar eller i sin helhet. Om samtliga åtgärdsmål enligt ovan ska tillgodoses behöver åtgärderna omfatta samtliga delområden med undantag för norra delen av Djupasjön (delområde D3) och norra delen av Guttasjön (delområde G1 och G2 med undantag för inloppet). Åtgärderna skulle i sådant fall omfatta ca 100 000 m^3 förorenade sediment över en yta av ca 160 000 m^2.

Om man genomför en sanering som omfattar det naturvetenskapligt motiverade åtgärdsbehovet kvarlämnas stora mängder förorenade sediment i de norra delarna av såväl Djupasjön som Guttasjön. Detta medför att restriktioner måste införas i dessa områden så att man tar hänsyn till förekomsten av de förorenade sedimenten vid framtida exploatering av områdena eller andra ingrepp i sjöarna. Om man helt vill undvika sådana restriktioner behöver åtgärderna omfatta samtliga förorenade sediment, ca 240 000 m^3 på en yta av ca 340 000 m^2. Åtgärdsbehovet beroende på åtgärdsmål sammanfattas nedan i Tabell 19.

Som framgår av tabellen innebär en kombination av åtgärdsmålen 1 och 2 (alternativ 2a) en ökning av sedimentvolymen som behöver omfattas av åtgärder med endast 5-10 % medan ytan ökar med drygt 50 %. Skillnaden utgörs av delar av Rydboholmsdammarna.

Tabell 19 Omfattning av åtgärder beroende på val av åtgärdsmål

Åtgärdsmål	Omfattar delområdena	Yta som omfattas (m^2)	Volym som omfattas (m^3)
1. Transporten av dioxiner ska begränsas	R1, R2, R3 och G5	65 000	23 000
2. Erosionsrisken vid extremflöden ska begänsas	Delar av R1, R2 och R3 Hela G5, delar av G2 Hela D1 och D2	70 000	43 000
2a. Kombinationen 1+2 enligt ovan	Hela R1, R2 och R3 Hela G5, delar av G2 Hela D1 och D2	85 000	50 000
3. Lokal påverkan ska begränsas	R1, R2 och R3 G3, G4 och G5	132 000	80 000
Samtliga åtgärdsmål enligt 1-3 ovan	R1, R2 och R3 G3, G4, G5, del av G2 D1 och D2	160 000	100 000
Framtida restriktioner ska undvikas.	Totalsanering av samtliga områden	300 000	240 000

13 Övriga förutsättningar för efterbehandling

13.1 Sedimentens geotekniska egenskaper

De förorenade sedimenten utgörs av gyttja, huvudsakligen med inblandning av minerogent material som varierar från lerig siltig till sandig siltig. TS-halten varierar från 15,5 % till 32,0 % (motsvarar vattenkvoterna 545 % till 212 % i det geotekniska klassificeringssystemet) medan den organiska halten varierar från 14,2 % till 50,8 % och densiteten från 1,06 t/m^{3}till 1,16 t/m^3. ”Typiska värden” är för TS-halten 20 % (motsvarar vattenkvoten 400 % i det geotekniska klassificeringssystemet), för den organiska halten 20 % och för densiteteten 1.1 t/m^3.

Den ostörda skjuvhållfastheten in situ har undersökts med fältvingborr typ Borros Dr. Kit på 0,5 m och 1,0 m djup under sedimentytan. Den uppmätta skjuvhållfastheten varierar mellan 0,6 och 4,7 kPa. På djupet 0,5 m är den uppmätta skjuvhållfastheten huvudsakligen lägre än 1 kPa och på djupet 1,0 m varierar den uppmätta skjuvhållfastheten huvudsakligen kring 1 kPa. De uppmätta skjuvhållfastheterna är extremt låga och ligger egentligen utanför det område inom vilket utrustningen kan anses ge trovärdiga mätvärden. Resultaten visar dock att sedimenten är mycket lösa till sin karaktär ned till minst en meter under sedimentbotten även om en tendens till ökande hållfasthet kan skönjas.

Deformationsegenskaperna är inte undersökta in situ men med hänsyn till de låga skjuvhållfastheterna kan man förutsätta att stora deformationer/sättningar kommer att uppkomma även vid små belastningar.

Avvattningsförsök har utförts på sediment som spätts med vatten till en TS-halt motsvarande vad som kan förväntas vid sugmuddring (TS 3-4 %). Försök har dels utförts med mekanisk utrustning (aktiv avvattning) genom centrifugering dels som sedimentationsförsök (passiv avvattning) i kolonn. Vid de passiva försöken späddes sedimenten ytterligare till 2-3 % TS.

För den mekaniska avvattningen användes polymertillsats med 2,4-3 g/kg TS, som i inledande försök bedömdes ge bäst resultat. Efter centrifugering erhölls TS-halter varierande mellan 20 och 39 % med flertalet prov inom intervallet 25-30 %. Avvattningsförsök med pressning mellan viradukar misslyckades p.g.a. låg hållfasthet.

Även för de passiva försöken tillsattes polymer för sedimentering. Efter sedimentering erhölls TS-halter varierande mellan 12 % och 16 %. Vid kompaktering genom dränering på sandbädd ökade TS-halterna till 25 % respektive 32 %, d.v.s. till torrsubstanshalter motsvarande de som uppnåddes med mekanisk avvattning.

Avvattnade sediment har undersökts med avseende på hållfasthet med enaxliga tryckförsök på inpackade prover och med avseende på deformationsegenskaper och hydraulisk konduktivitet genom ödometerförsök typ CRS (Constant Rate of Strain). Syftet med dessa försök har varit att få en uppfattning och svårigheter och möjligheter vid omhändertagande av sediment vid en sanering som omfattar muddring av de förorenade sedimenten.

Den uppmätta skjuvhållfastheten hos avvattnade sediment är mycket låg, 1-3 kPa. I konsekvens med detta är deformationsmodulerna låga och stora sättningar kan förväntas uppkomma även vid små överlaster. Sedimentens finkorniga karaktär innebär också att den hydrauliska konduktiviteten är låg, ca $4*10^{-9}$ m/s redan vid en mycket liten överlast.

13.2 Avfalls- och deponiklassificering av muddermassor

För avfallskarakterisering av muddermassor vid en sanering som utförs genom muddring av de förorenade sedimenten har analys av totalhalter och lakförsök vid L/S 10 utförts, med en omfattning som medger avstämning gentemot kriterierna för mottagning av avfall på deponier (NFS 2004:10). Lakförsöken utfördes som skakförsök eftersom sedimentens täta karaktär bedömdes omöjliggöra perkolationstester. Omfattningen av karaktäriseringen motsvarade de krav som ställs i Naturvårdsverkets remissförslag till kommande föreskrifter.

Försöken omfattade fyra samlingsprover representerande förorenade sediment från:

1) Rydboholmsdammarna,
2) Guttasjön område G4,
3) Guttasjön område G3 samt
4) Guttasjön område G2 och G1 samt Djupasjön område D1.

Med undantag från prov nr 1 (Rydboholmsdammarna) låg innehållet av zink över den av branschorganisationen Avfall Sverige (Rappport 2007:01) rekommenderade haltgränsen för när förorenade massor skall betraktas som farligt avfall (2 500 mg/kg). Halten i samlingsprovet från Rydboholmsdammarna var ca 2 000 mg/kg d v s ca 20 % under det föreslagna gränsvärdet. Halterna av övriga analyserade ämnen var i samtliga prover lägre än de föreslagna haltgränserna för när förorenade massor skall betraktas som farligt avfall. I bedömningsgrunderna finns dock inga gränsvärden angivna för flera av de ämnen som återfinns i sedimenten, t.ex. DDT med dess nedbrytningsprodukter, dieldrin, dioxiner och nonylfenol. Med hänsyn till att flera mycket giftiga ämnen återfinns i sedimenten bedöms att alla muddermassorna bör klassificeras som farligt avfall.

Med hänsyn till de av Naturvårdsverket föreslagna mottagningskriterierna för *deponering* av avfall kan muddermassor från Guttasjön och Djupasjön (prov 2-4) tas emot som farligt avfall för deponering vid deponier för icke-farligt avfall, om man bortser från innehållet av organiskt material, som är för högt för att deponering över huvud taget skall vara tillåtligt utan särskild dispens. Däremot kan muddermassor från Rydboholmsdammarna inte tas emot vid en deponi för icke-farligt avfall med hänsyn till att utlakningen av antimon ligger mer än 5 ggr över gränsvärdet för denna deponiklass. Dessa massor kan däremot tas emot vid en deponi för farligt avfall om man bortser från innehållet av organiskt material.

Det organiska innehållet i muddermassorna är betydligt högre än vad som normalt accepteras i alla deponiklasser. För det organiska innehållet finns dock, till skillnad från övriga krav, en möjlighet att få dispens av tillståndsmyndigheten. Kriteriet för mottagning vid en deponi för farligt avfall är 10 % mätt som glödgningsförlust (GF). Dispens kan medges upp till 3 ggr gränsvärdet: Med hänsyn även till andra begränsningsvärden som måste vara tillgodosedda för att dispens ska kunna beviljas bedöms det som möjligt att med dispens kunna deponera muddermassor med glödgningsförlust upp till 30 %. Detta innebär att muddermassor från större delen av systemet skulle kunna deponeras med dispens på en deponi för farligt avfall. Undantag utgör sediment från bassängerna längst ned i systemet, Rydboholmsdammarna, för vilka glödgningsförlusten i ett samlingsprov uppmättes till närmare 38 %. Detta kan också gälla för G5, som ligger närmast uppströms Rydboholmsdammarna och för vilka sediment karakterisering saknas.

Som framgått ovan kan en stor del av massorna tas emot för deponering i en särskild cell för farligt avfall på en deponi för icke-farligt avfall, med hänsyn till utlakningen av föroreningar. När det gäller dispensmöjligheterna med avseende på det organiska innehållet bedöms detta

dock inte som lämpligt. Gränsvärdet för denna typ av deponier är 5 % mätt som TOC vilket bedöms innebära att samtliga förorenade sedimentmassor ligger antingen över eller mycket nära gränsen för när massorna kan deponeras med dispens.

Sammanfattningsvis bedöms att massorna från Djupasjön och Guttasjön, möjligen med undantag för G5, kan tas emot för deponering vid en deponi för farligt avfall, men att dispens från mottagningskriterierna avseende det organiska innehållet kommer att krävas. Massorna från Rydboholmsdammarna kan inte tas emot för deponering utan dessa måste behandlas så att mottagningskriteriet innehålls.

14 Underlag för val av efterbehandlingsmetoder

14.1 Allmänt

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 täckning eller förbiledning av vattendraget 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.

Metoder för behandling av föroreningar *in situ* genom nedbrytning och/eller stabilisering utan föregående muddring är teoretiskt tänkbara men utvecklad teknik liksom erfarenheter av sådana metoder saknas för närvarande. Efterbehandlingsmetoder för sedimentsaneringar inklusive behandling av muddrade sediment behandlas mer ingående i en separat rapport (VISKAN 2003:3).

14.2 Täckning

Täckningar kan utföras med jordmaterial, geosynteter eller med artificiella sediment som tillverkas med hjälp av fällningskemikalier (s.k. geltäckning). Jordtäckningar har tidigare använts på flera håll i världen. I Sverige har både jordtäckning och geltäckning använts vid saneringen av Turingesjön i Nykvarns kommun. Jordtäckningen, som användes i det grundare området vid Turingeåns inlopp i sjön, förstärktes med en armering (vävd geotextil) och försågs med erosionsskydd där risker för vågerosion bedömdes föreligga. Täckning med armerande geosynteter och jord har också använts vid täckning av fibersediment utanför Tollare f.d. pappersbruk i Nacka kommun.

14.2.1 Jordtäckning

Hållfastheten hos Viskans sediment är mycket låg. I den övre metern av de förorenade sedimenten kan skjuvhållfastheten uppskattas utifrån gjorda mätningar till ca 1 kPa, med viss reservation för att mätmetoden är osäker vid så låga värden. Detta innebär stora svårigheter vid konventionell utläggning av en jordtäckning. Den låga hållfastheten innebär att stabilitetsbrott och nedpressning, som även medför upptryckning av sediment och grumling i vattendraget, teoretisk uppkommer redan vid utläggning av ett relativt tunt lager jord (storleksordningen

0,5 m). Detta medför stora praktiska svårigheter att lägga ut en jordtäckning under vatten utan att lokala överbelastningar som medför nedpressning/upptryckning uppkommer.

Utläggning av en jordtäckning skulle förmodligen kunna åstadkommas genom jämn spridning av finkornigt och relativt snabbsedimenterande jordmaterial. För att detta skall fungera med hänsyn till förekommande strömhastigheter krävs att materialet har en viss kornstorlek och densitet så att sedimentering hinner ske innan materialet transporteras bort med strömmen. Krav på en viss kornstorlek måste också uppfyllas om en sådan täckning skall vara beständig mot erosion. Denna utläggningsmetod efterliknar naturens egen mekanism för avsättning av sediment i vattendrag. Även denna metod bedöms innebära en viss risk för nedsjunkning av sedimenterande material, bland annat p.g.a. förväntade densitetsskillnader mellan de korn som sedimenterar och befintligt ytsedimentet som har en hög organisk halt. Genom successiv pålagring som kan åstadkommas med upprepad utläggning vid återkommande tillfällen kan denna risk sannolikt bemästras. Genom att utföra täckningen successivt inom delområden avgränsade med skyddsskärmar (geotextilskärmar) kan risken för spridning av eventuella uppvirvlade förorenade sediment och förluster av täckningsmaterial p.g.a. vattenströmmen begränsas.

I minst ett tidigare projekt, utfyllning i hamnen Mühlenberger-Losch i Hamburg, har utläggning med spridning av sand utförts på sediment med låg skjuvhållfasthet i ytan, jämförbar med förhållandena i Viskan. Utläggningen utfördes där med en specialkonstruerad spridare för utläggning i tunna skikt (<15 cm) som positionerades med differentiell GPS. Täckning utfördes över en total yta omfattande 1,4 km^2. Såväl utläggning direkt på sedimenten som utläggning på materialskiljande lager av geotextil utfördes. Efterföljande provtagning med kolvprovtagare visade en tydlig gränsyta mellan utlagd sand och underlagrande sediment utan nämnvärd omblandning även där materialskiljande lager av geotextil inte använts.

Några motsvarande referenser där jordtäckning av lösa sediment i Sverige har utförts genom spridning i vattenmassan och sedimentering har inte påträffats. Däremot har jordtäckning utförts med föregående utläggning av armerande geotextiler, med blandade resultat. I sjön Turingen utfördes utläggning av stenmjöl på en armerande geotextil som var kontinuerligt hopsydd för att lokala brott med nedsjunkning skulle undvikas. Kontroller och uppföljningar visade dock att nedsjunkningar ändå uppkom antingen i samband med att täckningen etablerades, eller kort tid därefter. En alternativ förklaring är att gasutveckling i sedimenten skapat upptryckningar som lett till att täckningsmassorna förflyttats och geotextilen ”bubblat upp”. I projekt Tollare användes en mer avancerad typ av armering (se nedan avsnitt 14.2.3) som lades ut och sedan täcktes med tunna lager av erosionsbeständigt krossmaterial. Med hänsyn till risken för att gas i sedimenten skulle kunna orsaka upptryckning användes en genomsläpplig geotextil i armeringen och likaså genomträngliga massor i täckningen. Detta innebär att denna täckningstyp främst är användbar där risken för föroreningsspridning är kopplad till erosion och partikulär spridning, men mindre lämplig där diffusionsprocesser ger ett viktigt bidrag till spridningen.

Det kan tilläggas att ett flertal projekt genomförts i USA och Norge där täckning av förorenade sediment etablerats relativt enkelt genom spridning av finkornigt jord- eller krossmaterial av minerogent ursprung i vattenmassan. Materialet har sedan sedimenterat över de förorenade sedimenten och skapat en täckning. Dessa referenser bedöms inte som tillämpliga för Viskan eftersom det rört sig om sediment med högre fasthet.

14.2.2 Täckning med gel

Täckning med gel, som är tunn och lätt, skulle innebära att utläggningen kan genomföras utan att stora belastningar uppkommer som riskerar att leda till skjuvbrott. Däremot innebär strömhastigheterna i Viskan stora svårigheter för etablering av en geltäckning. För att undvika alltför stora förluster av fällningskemikalier i strömmande vatten kan successiva avskärmningar med geotextilskärmar göras. Med en sådan metodik bör det vara möjligt att etablera en geltäckning. Risken för att denna skall erodera och på sikt helt försvinna bedöms däremot som stor med hänsyn till de strömhastigheter som kan uppkomma i Viskan.

I sjön Turingen, där geltäckning använts på bottnar där vattendjupen är större (ackumulationsbottnar) har man några år efter utläggning konstaterat ett stort antal hål i geltäckningen. Dessa kan beror på gasavgång men även på bioturbation. I Turingen konstaterade man också att en omblandning mellan den etablerade gelen och det översta sedimentlagret med föroreningar skedde när gelen sedimenterade. Detta trots att gelen hade en jämfört med jordmaterial låg densitet och spreds i tunna lager.

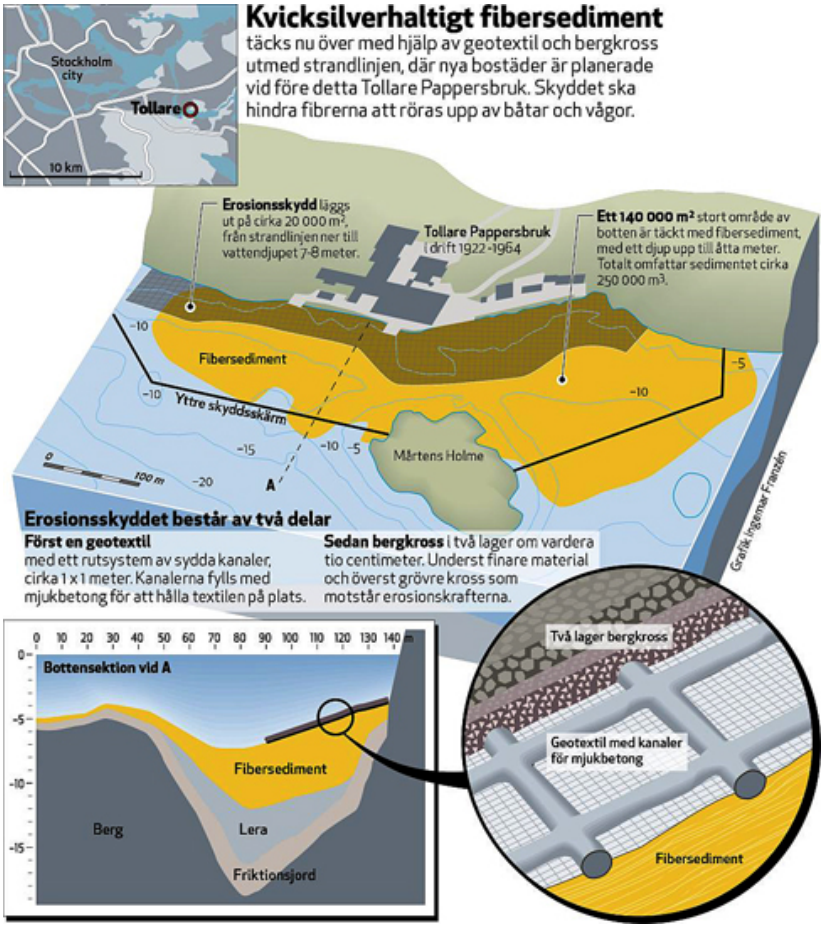
14.2.3 Täckning med geosynteter

Täckningar med geosynteter (geomembraner och geotextiler) behöver utföras genomsläppliga för gas, med hänsyn till att gasbildning förekommer i sedimenten. Om inte gas tillåts avgå kan gastryck utbildas som är tillräckligt höga för att täckningen skall lyfta. Detta innebär att täta geomembraner inte kan användas, däremot är gasgenomsläppliga geotextiler användbara. Användning av enbart en geotextil som täckning innebär att erosion och partikeltransport från de förorenade sedimenten förhindras, men inte diffusion. Livslängden hos geotextiler är också begränsad (normalt är den klart mindre än 100 år) vilket innebär att en täckning med geotextil behöver kompletteras med ytterligare ett skikt om inte den naturliga sedimentationen är tillräckligt snabb för att ge en tillfredsställande täckning under geotextilens livslängd. Sedimentationsförhållandena i Viskan bedöms inte medge en tillräckligt snabb pålagring utan en täckning med geotextil behöver kompletteras med ytterligare skikt med längre livslängd.

En möjlighet är att använda en vävd geotextil som armering före utläggning av en jordtäckning, som genomförts med blandade resultat i de tidigare omnämnda projekten Turingen och Tollare. Utgående från erfarenheterna i dessa projekt bedöms främst den metod som användes i Tollare som tillämplig, se Figur 27. I detta fall täcktes först botten med en specialsydd geotextil med insydda kanaler i ett rutnät med sida ca 1 m. Efter det att textilen lagts på plats med hjälp av dykare sprutades s.k. mjukbetong in i kanalerna. På detta sätt åstadkoms en förankring av duken som förhindrade glidning och möjliggjorde att en jordtäckning kunde läggas på utan större problem. Nackdelen med den avancerade tekniken för täckning är de höga kostnaderna, i storleksordningen 1 000 kr/m^2.

Ett snarlikt alternativ är installation av en betongmadrass typ Foreshore Protection. Denna är en typ av erosionsskydd som bygger på att en gjutform skräddarsys av två geotextiler som sys ihop punktvis och läggs ut över det område som skall skyddas och förankras i stränderna, på samma sätt som vid utläggning av geotextiler som armering i en täckning. Efter utläggning trycks betong in i den gjutform som bildas av de två hopsydda geotextilerna. Efter härdning erhålls en betongmadrass som täcker hela botten. Genom att de två geotextilerna sys ihop punktvis erhålls ett stort antal små genomföringar i madrassen genom vilka gas kan tränga ut. Gasgenomsläppligheten kan i princip dimensioneras med hänsyn till önskad kapacitet. Ett försök med användning av denna teknik genomfördes i projekt Tollare, i samband med att tekniken för täckning som beskrivits ovan utvecklades. Utläggning och betongfyllning fungerade,

men man erhöll en tid efter det att täckningen med betongmadrassen etablerats ett stabilitetsbrott i randzonen. Mest sannolikt är att detta berodde på att täckningen var för tät för att gas skulle kunna passera utan i stället trycktes upp vid sidan av det lock som täckningen utgjorde.



Figur 27 Täckning modell Tollare med användning av betongarmerad geotextil (bild från tidningen Byggvärlden).

14.3 Förbiledning

Ett annat sätt att isolera de förorenade sedimenten från Viskan är förbiledning av vattendraget förbi de förorenade områdena. Detta skulle för flertalet av sjöarna innebära att en ny åfåra skulle behöva grävas. Med hänsyn till de geologiska och geotekniska förutsättningarna samt de skyddsvärden som finns längs Viskans dalgång bedöms detta som lämpligt endast för en delsträcka vid Djupasjön och utgör därmed främst en komplementåtgärd.

Kostnaden för förbiledning bedöms kunna variera mellan 1000 kr/m och 2000 kr/m. Variationen beror främst på hur uppgrävda massor kan användas eller bortskaffas.

14.4 Muddring med omhändertagande av muddrade sediment

14.4.1 Muddring

Muddringar av förorenade sediment har genomförts vid flera tillfällen tidigare, såväl i Sverige som utomlands. Vanligen används en typ av sugmuddring med muddringshuvuden särskilt anpassade för att begränsa uppgrumling av de förorenade sedimenten. Sugmuddringstekniken innebär att sedimenten efterhand som de tas loss sugs in och pumpas vidare i täta ledningar. På detta sätt kan transporten av muddermassor ske i ett slutet system fram till den plats där omhändertagandet sker, om inte avståndet är för långt. Nackdelen med tekniken är att sedimenten blir uppblandade med vatten vilket innebär större krav på avvattning av muddermassorna och större mängder vatten som måste renas än vid konventionell grävmuddring. På senare tid har en liknande muddringsteknik utvecklats i Tyskland, som har sugmuddringens fördelar (liten grumling och sluten transport av muddermassor) men i princip utan inblandning av vatten. Sugmuddringsteknik bedöms som väl anpassad för muddringar i Djupasjön och i Guttasjön. I Rydboholmsdammarna, främst i de förorenade områdena i R2 och R3, är vattendjupen relativt små vilket kan innebära svårigheter vid sugmuddring.

Figur 28 Muddring i Järnsjön utfördes med mudderverk särskilt anpassat för lösa, förorenade sediment. Muddring utfördes i högkontaminerade områden bakom en skyddsskärm och muddermassorna pumpades till land i en sluten ledning

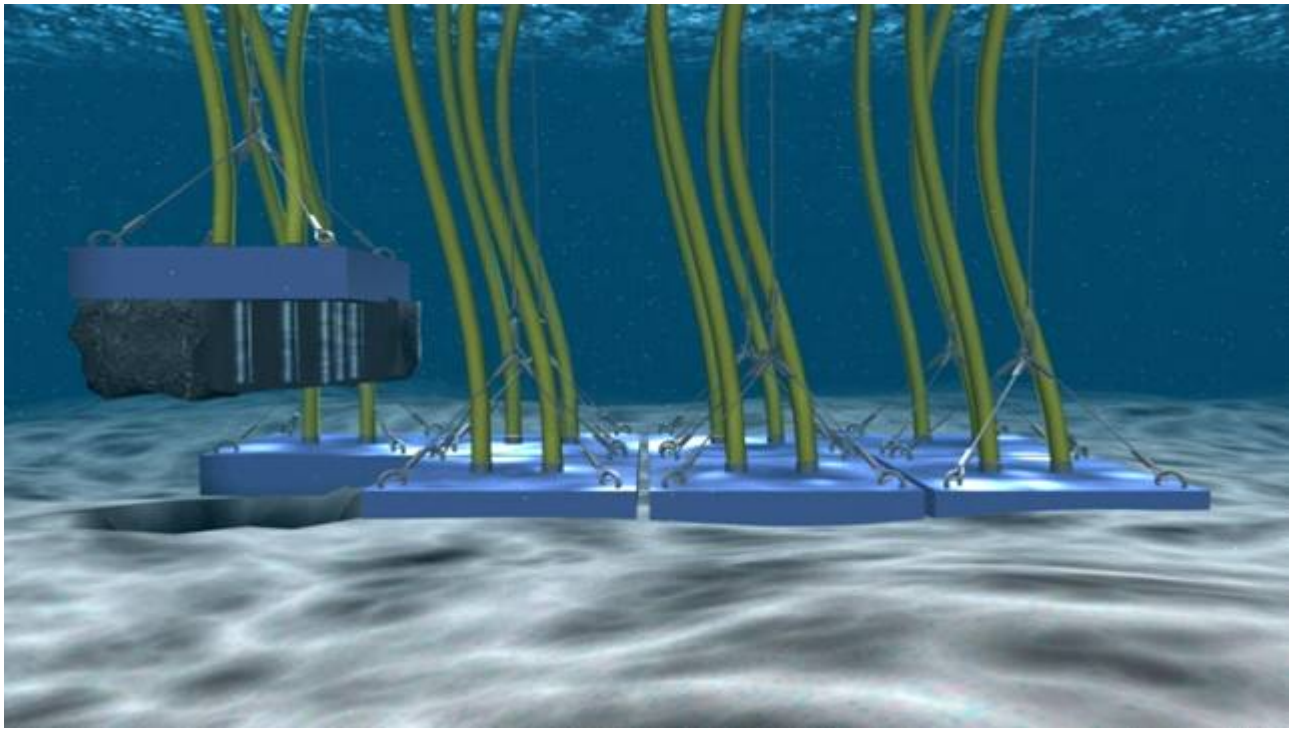
Sugmuddring behöver normalt kompletteras med någon typ av grävmuddring i de strandnära områdena, dels med hänsyn till att vattendjupen kan vara små, dels med hänsyn till att rotfilt kan ”armera” sedimenten och förhindra losstagning. Den största nackdelen med grävmuddring är att grumlingen blir betydligt större än vid sugmuddring, och muddringsområdet kan behöva skärmas av med skyddsskärmar. En annan nackdel är att transporten måste ske med container eller liknande på pråm och bil vilket medför att risken för spill blir större liksom störningar av buller och liknande i omgivningarna. Fördelen med grävmuddring är att inblandning av vatten i stort sett undviks vilket innebär ett mindre behov av avvattning av sediment vid omhändertagandet, och mindre mängder vatten som behöver renas.

För muddring med utnyttjande av grävmuddringsteknik finns särskilda s.k. miljöskopor utvecklade för att medge losstagning med plana snitt och med liten partikelspridning genom att skopan efter losstagning sluts helt. Även med denna typ av skopa erhålls dock erfarenhetsmässigt större grumling än med den anpassade sugmuddringstekniken. Detta medför inte alltid något större problem med partikelspridning vid muddring, då denna vid behov kan utföras inom avskärmat område, men kan innebära återsedimentering av ett tunt lager förorenade sediment efter muddring. Dessa återsedimenterade partiklar är ofta mycket erosionsbenägna och kan spridas när avskärmningen avlägsnas.

Figur 29 Särskilt anpassad s.k. miljöskopa för muddring av förorenade sediment. Från muddring av hamnen i Trondheim.

En annan svårighet som måste bemästras vid muddring och som är enklare att hantera med sugmuddringsteknik, är innehållet av olja i fri fas i sedimenten, och möjligheten att förhindra spridning av denna.

En intressant utveckling av grävmuddringstekniken är s.k. frysmuddring, varvid sedimenten fryses i sammanhängande block vilka sedan lyfts upp. Tekniken innebär att grumlingen vid losstagning radikalt minskar. Dock innebär frysningen i block att en viss mängd sediment måste kvarlämnas ofryst mellan de olika blocken för att dessa skall kunna lyftas. Den ofrysta delen kommer att glida ut över botten i samband med lyftning och kvarlämnas. Det bedöms som möjligt att nedbringa denna andel till ca 3 % av totalvolymen. Nedfrysningen innebär också att risken för spill vid transporten minskar och att avvattningen vid omhändertagandet förenklas eftersom frysningen medför en aggregering av material och avgång av vatten i samband med upptiningen. Frysmuddring kan tillämpas i alla områden.



Figur 30 Illustration av tekniken med frysmuddring som medger avverkning med hög precision utan grumling i vattenmassan.

En komplikation vid muddring i Viskan, med undantag för Rydboholmsdammarna, är att den bedömda mäktigheten av de förorenade sedimenten avsevärt skiljer sig åt även mellan relativt närliggande provtagningspunkter. Detta innebär svårigheter för avgränsningen av muddringen i djupled och en risk för att förorenade sediment kvarlämnas, men även för att sediment som inte är förorenade kommer att muddras vilket ökar volymen och kostnaderna. Avbryts muddringen för tidigt i ett delområde riskeras i värsta fall att föroreningshalterna i ytsediment inom detta område blir högre än före muddring. Stora skillnader mellan intilliggande områden riskerar också att medföra att den bottenprofil som skapas vid muddringen blir instabil och att sediment från ett område glider ut över angränsande ytor.

Svårigheterna att avgränsa de förorenade sedimenten innebär också att omfattande provtagning och analyser måste utföras efter utförd muddring för att verifiera att den kvarlämnade botten är ”ren”. Detta innebär en avsevärd tillkommande kostnad för muddring.

Kostnaden för muddring bedöms kunna variera från 100-200 kr/m^3 för gräv- och sugmuddring.

14.4.2 Skyddsåtgärder vid muddring

Oavsett muddringsteknik måste områdesvisa avskärmningar under tiden muddring pågår övervägas. Behovet av avskärmningar är beroende av de muddrade sedimentens karaktär avseende föroreningsinnehåll, benägenheten för partiklar att gå i suspension och av strömhastigheten i det område som muddras.

Skärmar kan naturligtvis också användas för att underlätta täckning av förorenade sediment, dels för att förhindra spridning av eventuella uppgrumlade sediment, men även för att be-

gränsa strömhastigheten och på så sätt minska risken för förlust av täckningsmaterial p.g.a. vattenströmningen.

Skyddsskärmar av geotextil som skyddar mot partikelspridning har använts i flera projekt både utomlands och i Sverige, bl.a. vid saneringen av Järnsjön i Emån (se Figur 28) där förhållandena är likartade förhållandena i Viskan på så sätt att vattenföringen relativt snabbt kan öka och att omsättningstiden i sjön är liten. Erfarenheterna av denna typ av skärmar är goda, under förutsättning att de dimensionerats rätt. I Viskan föreligger också en risk för att olja frigörs i samband med muddringen och flyter upp till ytan. Skärmarna fungerar i ett sådant fall som oljelänsar för att förhindra vidare spridning av olja. Vissa av föroreningarna har även en viss benägenhet att gå i lösning. Beräkningar i samband med projekteringen av Järnsjöprojektet visade att geotextilskärmar också har en potential att begränsa spridningen av lösta ämnen genom att vattenutbytet mellan ån och muddringsområdet blir litet.

En annan typ av avskärmning är sponter. Sponter kan utföras som stålspont och, vid begränsade vattendjup, träspont. Numera finns även spontkonstruktioner av plast på marknaden som är särskilt avsedda att fungera som täta konstruktioner för förorenade områden. Förutsatt att tryckskillnaden mellan spontens båda sidor inte blir för stor kan förankringen göras mycket enkel. Detta, tillsammans med att spontplankorna kan återanvändas, innebär att kostnaden blir begränsad.

I Viskan kan sponter behövas vid in- och utlopp i sjöarna där flödesriktningen måste ändras och påkänningen blir större, medan geotextilskärmar bedöms kunna användas på andra sträckor. Beroende på föroreningarnas benägenhet att gå i lösning kan geotextilskärmarna behöva ersättas med täta sponter.

14.4.3 Behandling av muddrade sediment

Omhändertagande av förorenade sediment efter muddring kan omfatta behandling för nedbrytning av organiska miljögifter, och i vissa fall även koncentration av oorganiska föroreningar, på biologisk, kemisk eller termisk väg, immobilisering genom stabilisering/solidifiering av såväl organiska som oorganiska föroreningar för att minska utlakningen av dessa i en deponi, samt deponering. Även om sedimenten behandlas på annat sätt kommer deponering alltid att erfordras eftersom endast en del av föroreningarna är destruerbara. Oavsett vilken muddringsteknik och vilket omhändertagande som väljs kommer viss avvattning att erfordras om sediment ska deponeras utan annan behandling, eftersom sedimenten redan i sitt naturliga tillstånd har en låg TS-halt och ett stort vatteninnehåll.

Muddring med sugmuddringsteknik medför ett behov av omfattande insatser för avvattning och stora mängder vatten måste omhändertas och renas före återföringen till Viskan. Avvattningen kan ske aktivt med mekaniska utrustningar, passivt genom sedimentering i bassänger eller ”halvpassivt” i s.k. geotuber (stora rör av geotextiler). Vilken avvattningsteknik som väljs är delvis entreprenörspecifikt och anläggningen måste dimensioneras bl.a. med hänsyn till vilken muddringsutrustning som används. Vid deponering av sedimenten på land bedöms preliminärt avvattning med mekanisk utrustning eller i geotuber som bäst lämpad, med hänsyn till att passiv avvattning kräver relativt stora bassänger och tar förhållandevis lång tid. Ett alternativ är lokalisering av deponin till ett av de områden som skall muddras, efter invallning och förbiledning av Viskan. I detta fall kan muddermassorna pumpas in och passivt avvattnas

genom sedimentering i den invallade bassängen varifrån överskottsvatten pumpas till reningsanläggningen.

Figur 31 Avvattningsanläggningen vid muddring i Järnsjön med ledningar för ingående mudderslam respektive utgående returvatten, försedimenteringsbassängen (2 st) utjämningsmagasin (i förgrunden), silbandspressar för avvattning med transportör för utmatning av avvattnade sediment och flotationsanläggning för rening av utgående returvatten (till vänster).

Avvattningsbehovet blir betydligt mindre vid grävmuddring eftersom inblandningen av vatten blir liten. För detta fall kan avvattning enklast ske som passiv avvattning genom uppläggning på en dräneringsbädd. Sedimentens låga skjuvhållfasthet medför dock att en sådan anläggning sannolikt måste utföras delvis invallad.

Det vatten som avskiljs i en avvattningsanläggning måste tas om hand och renas innan det återförs till Viskan. Vid muddringar är det oftast tillräckligt med en reningsanläggning som avskiljer suspenderad substans från returvattnet, eftersom miljögifter ofta har hög affinitet till partiklar och särskilt till organiskt material. Sedimenten i Viskan har höga halter av flera organiska miljögifter, varav en del i viss utsträckning är lösliga i vatten. Av denna anledning bedöms att man måste ställa höga krav på reningsanläggningen för returvatten, dels vad gäller avskiljningen av suspenderad substans, men även vad gäller avskiljning av lösta organiska miljögifter. Ett exempel på en anläggning som bör ha förutsättningar att klara sådana krav är en traditionell flocknings-, flotations- och sedimenteringsanläggning kompletterad med efterföljande polering i aktivt kolfilter och en avslutande frånskiljning av fina partiklar i tryckfilter eller påstryckfilter. Vid behov kan en sådan anläggning kombineras med oljeavskiljning i koalescensfilter eller liknande och ett sandfilter mellan flotations- och sedimenteringssteget och kolfiltret. Kostnaden för en sådan anläggning bedöms till 10-20 kr/m^3 omhändertaget vatten vilket för fallet sugmuddring kan omräknas till 40-80 kr/m^3 sediment som det ligger på botten.

Kostnaderna för annan behandling av sedimenten, i syfte att bryta ned, koncentrera och/eller immobilisera föroreningarna är hög i förhållande till andra kostnader. Tillstånd för sådana anläggningar finns på ett fåtal platser i landet, varav SAKAB i Kumla ligger närmast. Behandling sker genom förbränning och deponering av förbränningsresten i en kvalificerad deponi. Kostnaden för behandling inklusive transport till anläggningen och deponering av förbränningsresten varierar beroende på föroreningsinnehållet men torde närma sig 3 000 kr/ton. Vid stora muddringsvolymer kan kapaciteten hos befintliga förbränningsanläggningar bli begränsande. Det finns möjlighet att i ett sådant fall etablera en mobil förbränningsanläggning och genomföra förbränningen i närområdet. Om stora volymer ska behandlas kan detta möjligen utföras till något lägre kostnad. Tillståndsprocessen för en sådan etablering kan dock bli komplicerad.

Behandling på plats kan sannolikt utföras till lägre kostnad, genom användning av tekniker för behandling med stabilisering/solidifiering. En möjlighet som inte undersökts men som preliminärt bedöms som genomförbar är solidifiering av muddrade sediment genom tillsats av relativt stora mängder aska (storleksordningen 50 %) samt en mindre mängd andra bindemedel av typen merit och/eller cement. Med denna teknik bedöms att det behandlade avfallet relativt enkelt kan omhändertas i en deponi. Behandlingen bedöms också innebära att även sediment från Rydboholmsdammarna skulle kunna deponeras, eftersom den organiska halten i det behandlade avfallet kommer att understiga gränsen för när ett farligt avfall få deponeras med dispens (se avsnitt **Fel! Hittar inte referenskälla.**). Kostnaden för denna typ av stabilisering/solidifiering bedöms till 500 – 800 kr/ton.

Figur 32 Stabilisering av muddrade sediment genom s.k. processtabilisering före utläggning (till vänster) respektive inbladning med skruv efter utläggning (till höger).

Det bör understrykas att effekten av en stabilisering/solidifiering inte har undersökts och att sådana undersökningar måste genomföras innan man kan dra några definitiva slutsatser om metoden.

14.4.4 Deponering av muddrade sediment på land

För det fall förorenade sediment skall muddras kommer en deponi eller annan typ av säker slutförvaring att behövas, oavsett om massorna behandlas eller ej. En stor del av föroreningarna utgörs av metaller som inte är destruerbara och därför kommer alltid en deponeringsrest att uppkomma. De deponeringsalternativ som står till buds utgörs av befintliga miljöprövade och godkända deponier eller nyanläggning av en specialdeponi för muddermassor.

Befintliga deponier med tillstånd kan ta emot förorenade massor av den typ som muddermassorna utgör finns i dagsläget inte, eftersom den organiska halten överskrider mottagningskrite-

rierna för mottagning vid deponier. Vid muddringar av större omfattning kommer mängderna muddermassor dessutom att bli så stora att de sannolikt inte ryms inom gällande tillstånd för tänkbara befintliga deponier. Detta innebär i praktiken att man kommer att behöva söka särskilt tillstånd för deponering av de förorenade sedimenten. Vid behandling genom förbränning kommer behandlingsresten dock att utgöras av aska och rökgasreningsaska med låg organisk halt som kan tas emot på deponier inom ramen för deras befintliga tillstånd, exempelvis på Langøya i Oslofjoden.

Ett alternativ till deponering på någon befintlig deponi för förorenade massor är iordningställande av en specialdeponi i närheten av de områden som skall muddras. Det finns stora fördelar med ett sådant alternativ om man kan finna en lämplig plats för lokalisering av deponin. Den största fördelen är att transportavstånden blir små vilket möjliggör transport genom pumpning av muddermassorna i slutna ledningar fram till deponin. Den behandling av muddermassor som krävs före deponering kan då förläggas till samma plats och omlastning med vidaretransport av behandlade massor kan undvikas.

En lämplig lokalisering för en behandlingsanläggning med specialdeponi i närheten är den befintliga avfallsanläggningen Sobacken som återfinns inom ett avstånd av några kilometer från de förorenade områdena. De tillstånd som finns för avfallsanläggningen inrymmer inte behandling och deponering av muddermassor utan ett separat tillstånd för denna verksamhet behöver sökas.

Som framgått tidigare bedöms det som lämpligt att deponera samtliga muddermassor som farligt avfall, även om det rent formellt skulle kunna vara möjligt att deponera en delmängd i en särskild cell för farligt avfall på en deponi för icke-farligt avfall. Oavsett detta ställs i förordningen 2001:512 om deponering av avfall höga krav på deponin. I förordningen föreskrivs bl.a. hur en deponi ska vara utformad samt hur kontrollen under drift samt efter avslutning ska ordnas. I praktiken blir skillnaden mellan den tekniska utformningen av en deponi för icke-farligt avfall och farligt avfall inte så stor. För att kraven skall uppfyllas kommer en konstgjord geologisk barriär, en bottentätning och ett system för uppsamling av lakvatten att behöva anläggas innan deponering påbörjas och ett tätskikt att etableras över deponin i samband med sluttäckningen. För deponin med farligt avfall ställs högre krav bl.a. på infiltrationsbegränsningen vilket innebär att tätningen och sluttäckningen av deponin blir mer avancerad. Skillnaden i kostnader blir dock inte särskilt stor i förhållande till totalkostnaden (inräknat kostnader för muddring och avvattning).

En komplicerande faktor är att muddermassorna även efter avvattning kommer att ha låg hållfasthet och låg deformationsmodul. Detta innebär särskilda tekniska svårigheter, då stabilitetsförhållandena riskerar att bli otillräckliga och stora framtida sättningar som påverkar täckningskonstruktionernas beständighet kan förväntas. Av denna anledning bedöms att en förbehandling av sedimenten kommer att behövas, t.ex. genom stabilisering/solidifiering som beskrivs ovan.

14.4.5 Deponering i vattenområdet

Ett alternativ till deponering är förbiledning av Viskan förbi den stora sedimentationsbassängen i Djupasjön (D3), varefter denna kan användas för fyllning med muddermassor från övriga delar av vattenområdet. Till denna bassäng kan muddermassor transporteras genom pumpning bassängen för att sedan passivt avvattnas genom sedimentering Muddringen kan

sedan avslutas med inpumpning av rena massor till en täckning som får sedimentera över de förorenade massorna.

En förbiledning kan åstadkommas genom att gräva en ny fåra omedelbart öster om nuvarande strömfåra och anlägga vallbyggnader som spärrar Viskans nuvarande inflöde till Djupasjön och det sund som avgränsar den norra delen av Djupasjön (D3) från de södra delarna (D2 och D1). Mätningar med georadar i kombination med geotekniska undersökningar av denna sträckning visar att jorden i området består av sediment, mestadels sand med inlagring av silt- och lerskikt. Geotekniska undersökningar i sundet söder om D3 visar att den norra delen av Djupasjön relativt enkelt kan invallas, men att viss grundförstärkning kommer att erfordras eftersom underlagrande jord består av lera. Skjuvhållfastheten i sundet är dock betydligt högre än i omgivande sedimentområden, med som lägst 11 kPa på 1 m djup och tillväxande till 18 kPa på 5 m djup. Grundförstärkningen kan med hänsyn till detta sannolikt utföras som en enkel stödfyllning.

Fyllning i Djupasjön efter avskärmning innebär att vattenomsättningen i de förorenade sedimenten blir beräkningsmässig mindre än i en deponi för farligt avfall. Detta förutsätter att fyllningen med förorenade sediment i sin helhet ligger under vattenytan så att vattenomsättningen begränsas till genomströmning av grundvatten. Vid behov kan man komplettera avskärmningen från Viskan med slitsmurar som avskärmar deponin från eventuella inflöden av grundvatten från andra håll, men med hänsyn till att muddermassorna enligt utförda undersökningar kan förväntas få en mycket låg hydraulisk konduktivitet bedöms detta inte som nödvändigt.

Förbiledning av Viskan förbi Djupasjön innebär att en ny åfåra måste anläggas på en sträcka av ca 600 m inom området Osdal-Bråt som är av högsta naturvärde med hänsyn till bevarande av hedlandskapet samt av riksintresse för försvaret. Den tänkta nya sträckningen löper intill den nuvarande fåran. Utgående från att intrånget på hedlandskapet är ytmässigt litet bedöms detta inte innebära några stora intrång på bevarandeintressena. Det bör dock omnämnas att en omledd åfåra måste förses med erosionsskydd som förhindrar framtida erosion mot Djupasjön. Det är möjligt att detta kan lösas på ett sätt som ändå innebär att den nya åfåran uppfattas som ett naturligt inslag i landskapsbilden. Detta är dock inte utrett.

15 Underlag för värdering av åtgärdsalternativ

15.1 Allmänt

Ett förslag till övergripande åtgärdsmål som är motiverade av föroreningssituationen redovisas i kapitel 12. För ett beslut om att genomföra åtgärder och hur omfattande dessa ska vara behöver den miljönytta eller riskreduktion som uppnås med åtgärderna värderas i förhållande till kostnaderna för att genomföra en åtgärd samt andra konsekvenser (positiva såväl som negativa) som kan uppkomma som en följd av genomförandet. För att möjliggöra en sådan *riskvärdering* har åtgärdskostnader tagits fram för fyra åtgärdsalternativ med olika omfattning enligt nedan:

1. Begränsning av nuvarande spridning av dioxiner och andra föroreningar från textilindustrin, från de förorenade områdena. Detta tillgodoser åtgärdsmål 1 enligt kapitel 12. Omfattar en yta av 65 000 m^2 och en sedimentvolym om ca 23 000 m^3.

2. Begränsning av den nuvarande spridningen av dioxiner enligt ovan kompletteras med de övriga delområden som kan utgöra risk för ökad spridning och påverkan i samband med extrema vattenflöden i Viskan. Detta tillgodoser åtgärdsmålen 1 och 2 enligt kaptitel 12. Åtgärderna omfattar en yta av 85 000 m^2 och en sedimentvolym om ca 50 000 m^3.

3. Begränsning av nuvarande spridning av dioxiner samt begränsning av riskerna för erosion av förorenade sediment kompletteras med åtgärder av de övriga områden där det finns risker för lokal påverkan. Detta tillgodoser samtliga naturvetenskapligt grundade åtgärdsmål (-13) enligt kapitel 12. Åtgärderna omfattar en yta av ca 160 000 m^2 och en sedimentvolym om ca 100 000 m^3.

4. Totalsanering som innebär att samtliga åtgärdsmål tillgodoses och att inga restriktioner för framtida exploatering m.m. behöver bibehållas i framtiden. Detta innebär att samtliga förorenade områden omfattas med en sammanlagd yta av ca 300 000 m^2 och en förorenad sedimentvolym om ca 240 000 m^3.

För dessa åtgärdsalternativ har efterbehandling med användning av metoder för täckning respektive muddring översiktligt utretts. För muddring har två alternativa metoder för omhändertagande av förorenade sediment utretts; stabilisering/solidifiering med efterföljande deponering i en specialdeponi på Sobackens avfallsanläggning i Borås respektive omhändertagande omfattande termisk behandling med destruktion av organiska föroreningar samt deponering av behandlingsrester. Termisk behandling kan antingen ske i en mobil anläggning på plats eller vid en extern behandlingsanläggning. Behandling i en mobil anläggning kan främst bli aktuell vid behandling av stora volymer för vilka etableringskostnaden blir mindre betydelsefull, samtidigt som kapaciteten i befintliga anläggningar då kan bli begränsande för extern behandling. Deponering efter termisk behandling kan ske på Sobacken eller på en extern anläggning.

Beroende på vilket av åtgärdsalternativen som väljs kommer risken för återkontaminering av sanerade ytor med textiltypiska ”gamla” föroreningar att variera. Dessa risker tas upp i nedanstående sammanställningar av konsekvenser av olika åtgärder. Bortsett från sådan återkontaminering finns en risk för återkontaminering av nutida utsläpp från Borås stad och Gässlösa. En viss sådan återkontaminering kommer att ske oavsett vilka efterbehandlingsåtgärder som vidtas i vattendraget och behandlas inte i följande sammanställningar.

15.2 Alternativ 1 – Efterbehandling av sedimentområden med pågående spridning av dioxiner och andra föroreningar från textilindustrin

Detta alternativ omfattar Rydboholmsdammarna samt område G5 omedelbart uppströms om dessa. Ytan som berörs är ca 65 000 m^2 och sedimentvolymen ca 23 000 m^3.

De områden som efterbehandlas i detta alternativ bidrar med en spridning av dioxiner till Viskan som ökar transporten i vattendraget med ca 5 mg/år, vilket motsvarar 25 % av transporten nerströms Rydboholmsdammarna. Ett <u>mätbart åtgärdsmål</u> för denna åtgärd kan således vara att transporten av dioxin i vattendraget nedströms de förorenade områdena ska minska med 20-25 %.

För en efterbehandling med de åtgärdsmål som upprättats för detta alternativ bedöms det som möjligt att använda både täckning och muddring med efterföljande omhändertagande av se-

diment. Metoderna medför delvis olika risker både i genomförandeskedet och med hänsyn till den långsiktiga beständigheten och möjligheterna att vidta kompletterande åtgärd i en framtid, om behov skulle uppkomma. Ett sådant behov kan inte uteslutas eftersom endast en liten del av de förorenade sedimenten i systemet omfattas av denna åtgärd. Dessutom belastas Viskan av utsläpp med dagvatten och avloppsvatten. Det bedöms därför föreligga en viss risk för återkontaminering av ytorna.

Muddring av förorenade sediment har genomförts i mindre sjöar i strömmande vattendrag tidigare med lyckat resultat, exempelvis i Järnsjön i Emån och Svartsjöarna i Pauliströmsån, båda i Hultsfreds kommun. Metoden är således väl beprövad för dessa förhållanden, åtminstone med användning av sugmuddring. Med hänsyn till det begränsade vattendjupet i Rydboholmsdammarna kan det vara svårt att komma in med sugmudderverk och grävmuddring kan behöva tillämpas. I sådant fall bedöms det som nödvändigt att avskärma muddringsområdet med en skyddsskärm som förhindrar spridning av uppgrumlade, förorenade sediment i samband med muddring. Efter en grävmuddring som ökar djupen i dammarna kan ett sugmudderverk användas för att avlägsna eventuellt återsedimenterade förorenade sediment . Muddrade sediment i dessa områden bedöms utgöra farligt avfall och behöver behandlas före deponering. Organiska miljögifter (som motiverar denna åtgärd) kan destrueras genom termisk behandling. Innehållet av metaller är dock stort och bedöms endast marginellt påverkas av en sådan behandling. En slutdeponering blir därför nödvändig oavsett behandling. För beräkning av kostnaderna antas att de muddrade sedimenten kan solidifieras med användning av aska och sedan deponeras i en specialdeponi som iordningställs för ändamålet på Sobackens avfallsanläggning, vilken återfinns nära Rydboholmsdammarna.

En täckning av de förorenade sedimenten bedöms som genomförbar men problematisk med hänsyn till de små vattendjupen. Exempel på lyckade täckningar av denna typ av mycket lösa sediment är färre än muddringarna och utgörs i stort sett endast av täckningen av fibersediment i Tollare, som beskrivits ovan. De svårigheter som kan förväntas är främst möjligheterna att etablera en täckning i områden där djupgåendet hos arbetsplattformar och arbetsbåtar måste begränsas. Detta bedöms dock som möjligt. En nackdel är att täckningen minskar de små vattendjupen ytterligare. En betydande del av området ligger i Rydboholms samhälle där man kan förvänta sig en större risk för påverkan till följd av mänskliga aktiviteter i vattenområdet än i övriga delområden., särskilt om vattendjupen är små. Detta bedöms utgöra en viss risk för att en täckning i framtiden kan skadas.

Beräknade kostnader enligt Tabell 20 är osäkra och ska endast ses som storleksordningar. Innan direkt åtgärdsförberedande undersökningar har genomförts är det svårt att beräkna åtgärdskostnader med någon större precision. Beräkningarna indikerar dock att muddring med stabilisering/solidifiering på Sobacken kan utföras till en betydligt lägre kostnad än en täckning av sedimenten på plats. Orsaken till detta är att de sediment som åtgärdas i detta alternativ är spridda över en relativt stor yta med begränsad mäktighet.

Sammanfattningsvis bedöms muddring med avvattning och solidifiering som det säkrare av alternativen, med hänsyn till att det finns en större erfarenhet av metoden. De genomförda kostnadsberäkningarna visar också att detta åtgärdsalternativ bör kunna genomföras till en betydligt lägre kostnad än en täckning på plats. Det behövs dock ingående åtgärdsförberedande undersökningar innan kostnaderna kan beräknas med någorlunda god säkerhet.

En nackdel med den begränsade omfattningen i detta åtgärdsalternativ är att det finns en tydlig risk för återkontaminering av ytorna, eftersom förorenade massor kvarlämnas i områden

uppströms, på bottnar som enligt utförd modellering kan bli utsatta för erosion vid extrema flöden.

Tabell 20 Sammanställning av underlag för val av åtgärd för alternativ 1.

Åtgärd	Teknik och genomförbarhet	Risker vid genomförande	Långsiktig Beständighet	Behov av övervakning	Kostnader*
Täckning	Ett fungerande referensprojekt med liknande förutsättningar finns.	Risk för mindre skred med omfattande partikelspridning. Kan begränsas med skyddsskärmar.	Tydlig risk för återkontaminering. Risk för påverkan av mänskliga aktiviteter i vattenområdet, främst i Rydboholm.	Både för täckning och för ej åtgärdade områden	100 Mkr
Muddring, stabilisering, deponering (lokalt)	Väl beprövad teknik. Flera referensprojekt för muddring finns. Lämpligt recept för stabilisering behöver utprovas. Tillståndsprövning krävs för deponi.	Risk för grumling med viss partikelspridning. Kan påverkas med val av muddringsteknik och med användning av skyddsskärmar. Viss risk för utsläpp med returvatten vid avvattning av sugmuddrade sediment.	Tydlig risk för återkontaminering.	Både för ej åtgärdade områden och för deponin.	70 Mkr
Muddring, termisk behandling och deponering (externt)	Beprövad teknik. Eventuell termisk behandling på plats kräver omfattande tillståndsprövning.	Som ovan. Vid behandling på plats viss risk för utsläpp till luft i samband med driftstörningar.	Som ovan	Enbart för ej åtgärdade områden (extern deponi för behandlingsrest.	125 Mkr

*Kostnadsberäkningen är osäker och anger endast storleksordning.

15.3 Alternativ 2 – Efterbehandling av områden med risk för erosion och ökad spridning vid hög vattenföring

I detta alternativ utökas efterbehandlingen av Rydboholmsdammarna och område G5 med inloppet till Guttasjön (del av G2), samt de södra delarna av Djupasjön (delområdena D1 och D2). Detta alternativ omfattar en yta av ca 85 000 m^2 och en sedimentvolym om ca 50 000 m^3.

Det mätbara åtgärdsmålet för alternativ 1 är tillämpligt även för detta alternativ. Ett tillkommande mätbart åtgärdsmål kan vara att en mängd föroreningar som utgör en potentiell risk för framtida spridning avlägsnas från systemet. Dessa mängder framgår av Tabell 18 på sidan 57.

Bedömningarna för tillämpning av olika åtgärdsmetoder enligt alternativ 1 ovan bör även gälla för alternativ 2. Den skillnad som finns är att fler områden har tillkommit norr om Rydboholmsdammarna, där vattendjupen är större och riskerna för framtida åverkan på en täckning bedöms som mindre än i Rydboholm. En skillnad är dock att risken för återkontaminering av efterbehandlade ytor bedöms som mindre, eftersom detta alternativ också omfattar de ytor som utgör störst risk för framtida spridning pga. erosion vid höga flöden.

Tabell 21 Sammanställning av underlag för val av åtgärd vid alternativ 2.

Åtgärd	Teknik och genomförbarhet	Risker vid genomförande	Långsiktighet	Behov av övervakning	Kostnader*
Täckning	Ett fungerande referensprojekt med liknande förutsättningar finns.	Risk för mindre skred med omfattande partikelspridning. Kan begränsas med skyddsskärmar.	Liten risk för återkontaminering Risk för påverkan på täckningen av mänskliga aktiviteter i vattenområdet, främst i Rydboholm.	Både för täckning och för ej åtgärdade områden	145 Mkr
Muddring, solidifiering, deponering (lokalt)	Väl beprövad teknik. Flera referensprojekt för muddring finns. Lämpligt recept för stabilisering behöver utprovas. Tillståndsprövning krävs för deponi.	Risk för grumling med viss partikelspridning. Kan påverkas med val av muddringsteknik och med användning av skyddsskärmar. Viss risk för utsläpp med returvatten vid avvattning av sugmuddrade sediment.	Liten risk för återkontaminering.	För ej åtgärdade områden och för deponi (samordnat med Sobacken).	130 Mkr
Muddring, termisk behandling och deponering (externt)	Beprövad teknik. Eventuell termisk behandling på plats kräver omfattande tillståndsprövning.	Som ovan. Vid behandling på plats viss risk för utsläpp till luft i samband med driftstörningar.	Som ovan	Enbart för ej åtgärdade områden (extern deponi för behandlingsrest.	260 Mkr

*Kostnadsberäkningen är osäker och anger endast storleksordning.

.

15.4 Alternativ 3 – Efterbehandling av samtliga områden där förorenade sediment medför risker för miljön

Detta alternativ omfattar samtliga delområden som på något sätt konstaterats utgöra en risk för miljön; antingen pga. konstaterad pågående spridning av dioxiner eller genom risk för framtida spridning orsakad av erosion vid höga flöden eller där en lokal påverkan konstaterats. Åtgärder berör samtliga delområden i systemet utom de norra delarna av Djupasjön (D3) och de norra delarna av Guttasjön (G1 och större delen av G2). Sammanlagt omfattas en yta av 160 000 m^2 och en sedimentvolym om ca 100 000 m^3.

De mätbara åtgärdsmålen för detta alternativ blir summan av mätbara åtgärdsmål för alternativen 1-3.

Tabell 22 Sammanställning av underlag för val av åtgärd för alternativ 3.

Åtgärd	Teknik och genomförbarhet	Risker vid genomförande	Långsiktighet	Behov av övervakning	Kostnader*
Täckning	Ett fungerande referensprojekt med liknande förutsättningar finns.	Risk för mindre skred med omfattande partikelspridning. Kan begränsas med skyddsskärmar.	Risken för kontaminering av täckt yta försumbar. Risker för påverkan av mänskig aktivitet i Rydboholms samhälle.	Särskilt för täckta men även för ej åtgärdade områden.	275 Mkr
Muddring, solidifiering, deponering	Väl beprövad teknik. Flera referensprojekt för muddring finns. Lämpligt recept för stabilisering behöver utprovas. Tillståndsprövning krävs för deponi.	Risk för grumling med viss partikelspridning. Kan påverkas med val av muddringsteknik och med användning av skyddsskärmar. Viss risk för utsläpp med returvatten vid avvattning av sugmuddrade sediment.	Risken för återkontaminering försumbar.	För ej åtgärdade områden och för deponin.	235 Mkr
Muddring, termisk behandling och deponering (externt)	Beprövad teknik. Eventuell termisk behandling på plats kräver omfattande tillståndsprövning.	Som ovan. Vid behandling på plats viss risk för utsläpp till luft i samband med driftstörningar.	Som ovan	Enbart för ej åtgärdade områden (extern deponi för behandlingsrest.	460 Mkr

*Kostnadsberäkningen är osäker och anger endast storleksordning.

15.5 Alternativ 4 – Efterbehandling av samtliga områden med föroreningar kopplade till textilindustrins verksamhet

Det övergripande åtgärdsmålet med en fullständig sanering är att man inte ska behöva några restriktioner för framtida nyttjande, infrastrukturutbyggnad m.m. som är orsakade av föroreningarna från textilindustrin. Med denna ambitionsnivå berörs en yta om ca 300 000 m^2 och en förorenad sedimentvolym om ca 240 000 m^3.

Om restriktioner i området ska kunna undvikas bedöms inte täckning vara en lämplig åtgärd, eftersom hänsyn måste tas till denna vid framtida exploateringar eller ingrepp i vattendraget (exempelvis brobyggnader, ledningsdragningar m.m.). De åtgärder som då är tillämpliga begränsas till muddring med stabilisering/solidifiering och efterföljande deponering, alternativt externt omhändertagande. Kostnaderna för en sanering med denna omfattning blir mycket höga, som framgår av Tabell 23. Av denna anledning har ett alternativt förfarande översiktligt utretts. Detta omfattar förbiledning av Viskan förbi den norra delen av Djupasjön kombinerat med muddring av de förorenade sedimenten i Rydboholmsdammarna, Guttasjön och i södra delen av Djupasjön. Muddrade sediment deponeras i den norra delen av Djupasjön, som efter förbiledningen av Viskan bildar en från systemet i övrigt helt avsnörd sjö, se Figur 33.

Tabell 23 Sammanställning av underlag för val av åtgärd för alternativ 4.

Åtgärd	Teknik och genomförbarhet	Risker vid genomförande	Långsiktig Beständighet	Behov av övervakning	Kostnader*
Muddring, solidifiering, deponering	Väl beprövad teknik. Flera referensprojekt för muddring finns. Lämpligt recept för stabilisering behöver utprovas. Tillståndsprövning krävs för deponi.	Risk för grumling med viss partikelspridning. Kan påverkas med val av muddringsteknik och med användning av skyddsskärmar Viss risk för utsläpp med returvatten vid avvattning av sugmuddrade sediment.	Ingen risk för återkontaminering av historiska (textiltypiska) föroreningar. Däremot viss risk för återkontaminering till följd av utsläpp av nutida föroreningar.	Endast för deponin (Sobacken).	440 Mkr
Muddring, termisk behandling och deponering (externt)	Beprövad teknik. Eventuell termisk behandling på plats kräver omfattande tillståndsprövning.	Som ovan. Vid behandling på plats viss risk för utsläpp till luft i samband med driftstörningar.	Som ovan	Inget behov (extern deponi).	860 Mkr
Muddring med deponering i delområde D3	Beprövad teknik för muddring men inte för deponi. Tillåtligheten kan ifrågasättas och omfattande tillståndsprövning kommer att krävas.	Risk för grumling med viss partikelspridning. Kan påverkas med val av muddringsteknik och med användning av skyddsskärmar. Viss risk för utsläpp med returvatten vid avvattning av sugmuddrade sediment.	Som ovan.	Endast för deponin.	165 Mkr

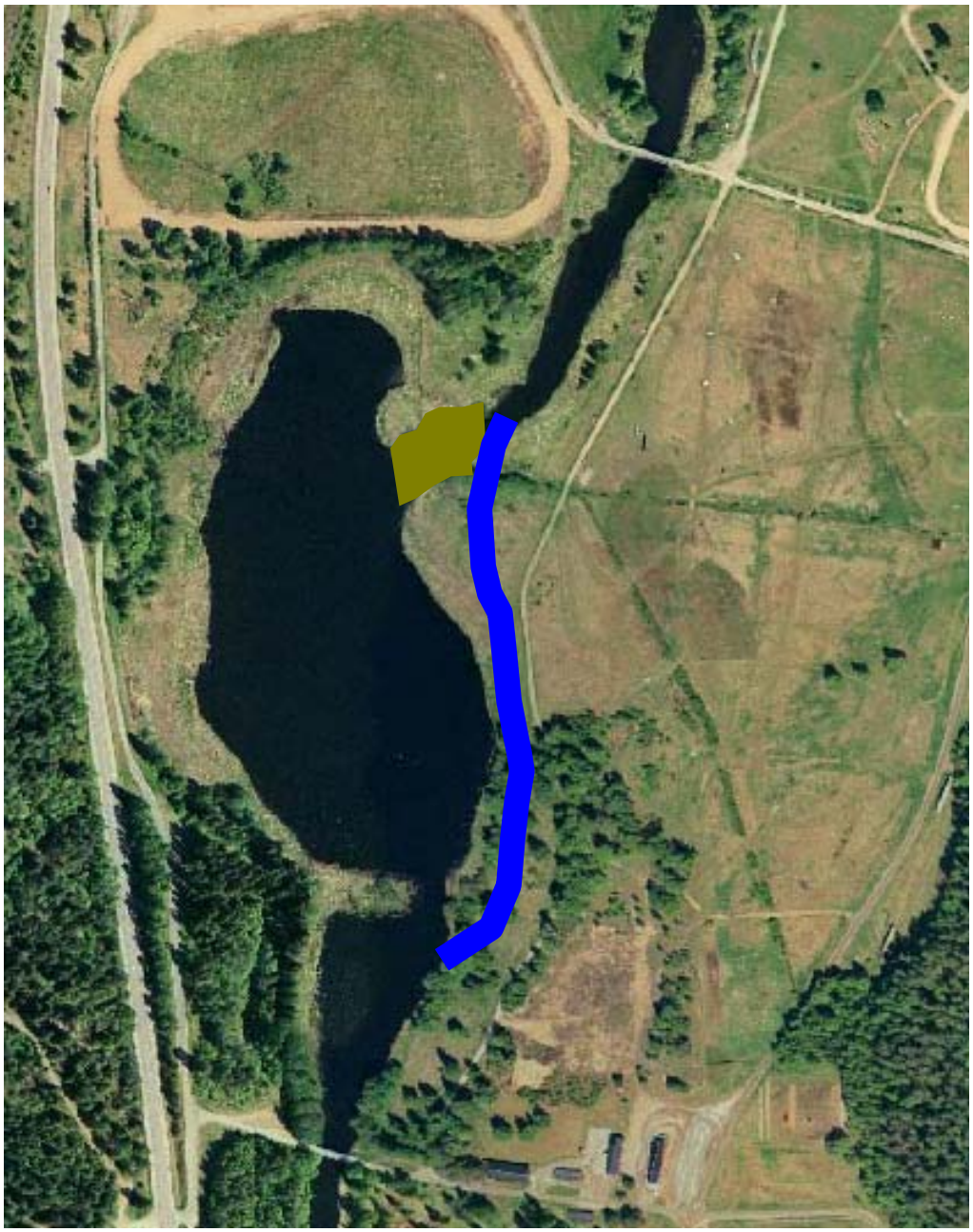
*Kostnadsberäkningen är osäker och anger endast storleksordning.

De muddermassor som genereras bedöms kunna inrymmas under vattenytan i D3. Detta innebär att vattenomsättningen i deponin kommer att styras av grundvattengenomströmningen och att infiltration av nederbörd i massorna kan försummas, förutsatt att dessa täcks med dränerande massor som förhindrar att grundvattenytan över deponin byggs upp till en högre nivå än i omgivande mark. Alternativt täcks deponin med rena sediment, men täckningen begränsas i höjd så att en lågpunkt skapas i terrängen, vilket innebär att sjön omvandlas till en våtmark från vilken vatten kan avledas till Viskan. Vilket av dessa alternativ som väljs beror på hur stor del av sjöns volym som kommer att tas i anspråk av de förorenade massorna. På detta sätt bedöms att vattenomsättningen kan begränsas effektivt och att den framtida lakvattenbildningen kommer att bli betydligt lägre än i en deponi för farligt avfall. Även från ett geokemiskt perspektiv bedöms det som fördelaktigt att massorna kommer att ligga under grundvattenytan, vilket säkerställer en stabil anaerob miljö.

Nackdelen med förfarandet är att deponin inte medger uppsamling och behandling av lakvatten. Detta bedöms visserligen inte som motiverat med hänsyn till att vattenomsättningen blir låg och att föroreningarna i stor utsträckning är partikelbundna, men möjligheterna till kontroll och övervakning och uppföljning av deponins funktion blir sämre. Det ska också understrykas att denna utformning av en deponi strider mot förordning 2001:512 om deponering av

avfall. Deponeringen av förorenade massor som utgör farligt avfall och som har högt organiskt innehåll strider också mot Naturvårdsverkets föreskrifter om mottagning av avfall på deponier. För att förfarandet ska vara möjligt att tillämpa behövs således tillstånd till avsteg från detta regelverk.

Förfarandet innebär också ett avsteg från det övergripande åtgärdsmålet att inga framtida restriktioner ska behövas inom området såtillvida att delområdet D3 efter fyllning måste behandlas som en deponi. Restriktioner som förhindrar ingrepp i de deponerade massorna måste upprätthållas för detta delområde även i framtiden.



Figur 33 Exempel på en möjlig sträckning för förbiledning av Viskan förbi norra delen av Djupasjön (D3) som kan utnyttjas för deponering av muddrade sediment från övriga delar av systemet.

15.6 Sammanfattande jämförelse av åtgärdsalternativ

Av ovanstående genomgång framgår att det teknikalternativ som tycks vara det mest kostnadseffektiva är muddring med stabilisering/solidifiering och efterföljande deponering. Detta alternativ har valts som utgångspunkt för en sammanfattande jämförelse mellan de olika åtgärdsalternativen i Tabell 24. Jämförelsen har begränsats till faktorerna riskreduktion, behov av kvarstående restriktioner och övervakning, risken för återkontaminering av samma föroreningstyp (föroreningar kopplade till textilindustrins historiska utsläpp) samt kostnader för genomförandet. Risker som kan uppkomma i genomförandeskedet omfattar främst grumling och tillfälligt ökad spridning av föroreningar nerströms i systemet, men skiljer sig inte åt mellan alternativen. Inte heller tas behovet av övervakning av en framtida deponi upp då även detta är gemensamt för samtliga alternativ utom 4a, då Djupasjöns norra del används för deponering. Vid deponering på Sobacken kan behovet av övervakning av deponin samordnas med övervakning av Sobackens övriga deponier.

Tabell 24 Sammanfattande jämförelse av åtgärdsalternativen avseende riskreduktion, behov av övervakning m.m. samt kostnader

Alternativ	Långsiktig riskreduktion	Behov av övervakning och restriktioner, risker för återkontaminering m m	Kostnader*
1	Pågående spridning av dioxiner från området elimineras/begränsas. Risken för ökad spridning vid extrema flöden begränsas i viss utsträckning.	Behov av restriktioner och viss övervakning kvarstår för stora delar av området som lämnas utan åtgärd. Viss risk för återkontaminering från historiska föroreningar.	70 Mkr
2	Pågående spridning av dioxiner från området elimineras/begränsas. Risken för ökad spridning vid extrema flöden elimineras/begränsas.	Behov av restriktioner och viss övervakning kvarstår för stora delar av området som lämnas utan åtgärd. Liten risk för återkontaminering från historiska föroreningar.	130 Mkr
3	Pågående spridning av dioxiner från området elimineras/begränsas. Risken för ökad spridning vid extrema flöden begränsas i viss utsträckning. Lokala biologiska effekter begränsas	Behov av restriktioner för vissa delar av området pga. kvarlämnade föroreningar. Behovet av övervakning mindre då områdena i dagsläget inte bedöms medföra några risker. Försumbar risk för återkontaminering från historiska föroreningar.	235 Mkr
4	Som alternativ 3.	Inget behov av övervakning eller restriktioner. Försumbar risk för återkontaminering från historiska föroreningar.	440 Mkr
4a	Som alternativ 3.	Behov av övervakning och restriktioner för deponi i vattenområdet (D3). Försumbar risk för återkontaminering från historiska föroreningar. Sannolikt ökar belastningen av moderna föroreningar på områden nerström Djupasjön då en betydelsefull sedimentationsbassäng tas bort från systemet.	165 Mkr

* Anger endast en storleksordning då kostnadsberäkningarna är osäkra.

I en fullständig riskvärdering behöver även andra förhållanden belysas, såsom förenlighet med nationella, regionala och kommunala miljömål, betydelsen för att uppnå miljökvalitetsnormer för vatten och vattendirektivets målsättningar om god ekologisk status och god ytvattenkemisk kvalitet, betydelse för friluftsliv och rekreation (exempelvis fiske), påverkan på kulturmiljö, naturvärden, landskapsbild m.m.

En aspekt som särskilt bör beaktas inom ramen för en framtida riskvärdering är hur den belastning som sker från andra källor än de förorenade sedimenten kommer att påverka resultatet av en efterbehandling. Kvantifieringar av spridningen visar att dagens påslag av metaller och organiska ämnen över de tre sjöarna är litet i förhållande till den belastning som sker från exempelvis dagvatten från Borås och renat avloppsvatten från Gässlösa. Detta innebär att även om föroreningsbelastningen från sedimenten åtgärdas (enligt olika omfattning nedan) kommer det finnas en risk för återkontaminering av delvis andra föroreningstyper.

I jämförelse med den historiska belastning som varit på Viskan från exempelvis textilindustrin och Gässlösa (innan kemisk rening infördes) så är dagens belastning betydligt mindre. Viskans vattenkvalité är betydligt bättre idag (se jämförelser som gjorts i tidigare riskbedömning). Således kan det på goda grunder sägas att de riktigt höga föroreningshalterna som finns i äldre tiders sediment inte kommer att uppkomma igen.

Inom Borås förs diskussioner om att flytta Gässlösa avloppsreningsverk. Inga beslut är tagna i frågan och därmed finns heller inga detaljer kring den framtida lokaliseringen. Efter samtal med Kjell Kihlberg (Borås Energi & Miljö) framkommer att oavsett flytten kommer Viskan fortsatt att vara recipient för det renade avloppsvattnet. Om vattnet kommer släppas ut inom det nu undersökta systemet av de tre dammarna/sjöarna eller nedströms Rydboholmsdammarna är inte klarlagt.

Hur höga halter av de ämnen som är aktuella idag, exempelvis PAH16 som får betraktas som en modern förorening, metaller och moderna dioxiner (till skillnad mot äldre tiders) kommer inte att kunna beräknas. Följande resonemang kan dock föras per sjö:

- Djupasjön uppvisar en förhållandevis kraftig översedimentering av sediment med historiska föroreningar. Det finns inga tydliga tecken på omrörning av sedimenten. Diffusionen av lösta ämnen förefaller vara betydelselös. Därmed bedöms de föroreningshalter som byggts upp i ytsedimenten till stor del bero på sedimentation av föroreningar som härstammar från dagens belastning (exempelvis från Borås via dagvatten och Gässlösa). Detta innebär att en återkontaminering med nutida föroreningar kan förväntas efter en eventuell muddring, om inte utsläppen uppströms sjön åtgärdas. Vid en eventuell framtida flytt av Gässlösa avloppsreningsverk kommer belastningen av metaller och organiska ämnen minska på Djupasjön. Enligt mätningar släpps i storleksordningen 40 kg krom/år och 240 kg zink/år ut fårn verket. Data för organiska ämnen saknas.
- Om Djupasjön används som deponi (åtgärdsalternativ 4 a) tas denna sedimentationsbassäng bort från systemet och belastningen av nutida föroreningar på systemet nerströms ökar.
- Guttasjön uppvisar en lägre grad av översedimentering jämfört med Djupasjön. I de delar där det sker en översedimentering, främst i norr, kan viss återkontaminering med den typ av föroreningar som idag belastar Viskan förväntas. Guttasjön utgör en kraftig sänka för främst PAH16. Om sedimentationsbassängen i Djupasjön kopplas bort från

systemet och används som deponi kan sedimentationen av dagens föroreningar komma att öka i Guttasjön. I de södra delarna av sjön är sedimentationen lägre. I dessa delar bedöms återkontaminering komma att ske, men på betydligt längre sikt. Det kommer ta längre tid innan en haltuppbyggnad sker eftersom sedimentationen är av mindre omfattning. Om Gässlösa avloppsreningsverk flyttas så att det renade avloppsvattnet släpps ut i anslutning till Guttasjön kommer belastningen av metaller och organiska ämnen öka. Hur stor ökningen blir kan inte sägas då det idag inte finns några beslut om teknik, reningsgrad etc. för det nya verket.

- För Rydboholmsdammarna bedöms samma scenario som för södra Guttasjön vara aktuellt. Sedimentationen är betydligt mindre och samtidigt är stora områden i sjön av erosionskaraktär, vilket minskar möjligheterna att en bildning av mäktiga sedimentlager sker. Sjön utgör idag ingen sänka för de ämnen som studerats och därmed förväntras ingen framtida kraftig haltuppbyggnad. Risken för återkontaminering bedöms därmed vara lägst i Rydboholmsdammarna. Om Gässlösa avloppsreningsverk flyttas så att det renade avloppsvattnet släpps ut i anslutning till Rydboholmsdammarna kommer belastningen av metaller och organiska ämnen öka. Hur stor ökningen blir kan inte sägas då det idag inte finns några beslut om teknik, reningsgrad etc. för det nya verket.

15.7 Osäkerheter och behov av åtgärdsförberedande undersökningar

De undersökningar som genomförts i Viskan nedströms Borås har främst utformats för att ge underlag för riskbedömningen. För att man ska få ett fullständigt underlag för bedömningar av lämplig teknik för efterbehandlingsåtgärder och inte minst för en trovärdig beräkning av kostnaderna för efterbehandlingsåtgärder krävs delvis andra typer av undersökningar. Bristen på sådant underlag innebär att det finns några betydande osäkerheter i åtgärdsutredningens, som främst kan få konsekvenser för beräknade kostnader. De beräknade kostnaderna baseras främst på erfarenheter från genomförda saneringar och pilotförsök i andra projekt. Det är inte säkert att dessa erfarenheter kan överföras till förhållandena i Viskan. Angivna kostnader ska därför ses som en storleksordning som kan användas främst för en riskvärdering, där uppnådd riskreduktion ska vägas dels mot kostnaden för denna och dels mot andra konsekvenser av en sanering. Om en sådan riskvärdering visar att det är motiverat att genomföra en efterbehandling måste åtgärdsförberedande undersökningar av typen förprojektering utföras innan en mer trovärdig kalkyl kan upprättas. Sådana åtgärdsförberedande undersökningar bör bl.a. omfatta:

- Kompletterande analyser av sparade proppar från sedimentkarteringen 2003. Vid sedimentkarteringen 2003 begränsades analysomfattningen med hänsyn till kostnaden. En skattning av föroreningsmängder gjordes med hjälp av karteringen, men föroreningarnas utbredning och mäktighet är ofullständigt kartlagda (se Bilaga 1-4). Utgående från de analyserade propparna från 2009 bedöms det vara möjligt att kartlägga gränserna mellan sentida och historiska föroreningar samt underlagrande förindustriella sediment på detta sätt, och verifiera dessa med färre antal analyser av organiska föroreningar.

- Batymetriska undersökningar för heltäckande kartläggning av vattendjup i hela systemet med ekolodning typ multibeam, sedimentekolodning typ SBP (Sub Bottom Profiling) med avstämning mot föroreningskartering och kontroll av muddringshinder med sidotittande sonar.

- Sedimentkartering kompletteras med ett antal nya punkter för kartläggning av eventuella skillnader i fröhållande till karteringen 2003. Om möjligt korreleras karterade föroreningsdjup med resultat från penetrerande ekolod (SBP). Om en korrelation mellan karterade föroreningsdjup och karterade lagergränser kan säkerställas möjliggör detta en betydligt bättre beräkning av förorenade sedimentmängder och möjligheter att avgränsa åtgärder på ett effektivt sätt. För närvarande utgör bristen på kunskap om föroreningsutbredning och föroreningsdjup samt hur dessa varierar spatialt över kortare avstånd en av de största osäkerheterna i beräkningen av kostnader.

- Undersökningar av möjligheterna att avvattna och stabilisera sediment på ett sådant sätt att dessa kan deponeras på ett säkert sätt. Kostnaden för detta är uppskattad med ledning av andra projekt där muddermassor stabiliserats. Sedimenten i Viskan tycks dock i vissa avseenden skilja sig från dessa sediment, bl.a. förekommer olja vilket kan påverka behovet av bindemedel m.m. Undersökningarna ska även omfatta en grundläggande karakterisering av de stabiliserade sedimenten så att det kan säkerställas att deponering av de behandlade sedimenten är tillåtlig, och vilka dispenser från förbudet att deponera organiskt avfall som kommer att krävas.

- Utredning av lämplig muddringsteknik och behov av skyddsåtgärder med hänsyn till förekomsten av olja i sedimenten. En sugmuddringsteknik utvecklad i Norge har använts för muddring av områden där kreosotolja förekommit i fri fas i sediment. Möjligheterna att använda denna eller liknande teknik bör utredas. För detta krävs dock en bättre kartläggning av förekomsten av olja i fri fas (bör ingå i sedimentkarteringen).

- En mer ingående utredning av infrastrukturen för genomförande av åtgärder och vilka insatser som krävs för etablering av denna (tillgängliga arbetsområden på land, transporter mellan sjöarna, ledningsdragning för pumpning av muddermassor etc).

- Om alternativet bedöms som intressant krävs en mer ingående utredning av de hydrogeologiska förutsättningarna för en deponi i norra delen av Djupasjön och tillåtligheten (de juridiska aspekterna) för ett sådant alternativ. Mycket talar för att alternativet är intressant från ett hydrogeologiskt och geokemiskt perspektiv men att de juridiska och administrativa svårigheterna är stora.

Om en riskvärdering på det befintliga underlaget däremot visar att de beräknade kostnaderna för en efterbehandling inte motiveras av den miljönytta och samhällsnytta som en sanering medför behöver ytterligare åtgärdsförberedande undersökningar inte genomföras. Det bedöms inte som sannolikt att den ökade kunskapen skulle leda till att beräknade kostnader kan revideras nedåt i en utsträckning som skulle förändra denna värdering. Erfarenhetsmässigt bedöms det som mer sannolikt att beräknade kostnader efter genomförande av de åtgärdsförberedande undersökningarna kommer att öka.

16 Referenser

CCME, 2002. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/

CCME, 2002. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/

CCME, 1999. Faktablad som utgör underlag till Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/

Borås Stad (2009) Belastning från avloppsanläggningar på Viskan genom Borås.

Envipro Miljöteknik (2006) Projekt Valdemarsviken. Riskbedömning av krom- och kvicksilverförorenade områden från verksamheten vid f d Lundbergs läder.

Golder Grundteknik KB (2000) Översiktliga undersökningar av sediment i Viskans avrinningsområde.

Hifab AB (2009) F d Gusums bruk. Riskbedömning och åtgärdsutredning.

Kemakta (2005(Huvudstudie avseende efterbehandling av Scharins industriområde i Ursviken. Kemakta AR 2004-10.

Kemakta (2006a) Undersökning och utredning av det förorenade området vid gamla sågen, Riddarhyttan Skinnskattebergs kommun, Huvudstudie. Kemakta AR 2006-09.

Kemakta (2006b) Huvudstudierapport för Ydrefors f.d. träförädling. Kemakta AR 2006-10.

Kemakta (2007) Kramfors kommun. Mariebergs f.d. sågverk. Huvudstudie om markföroreningar m.m. Kemakta AR 2007-08.

Länsstyrelsen i Västra Götaland, Rapport 2003:57. Miljögifter i och kring Göta älv – sammanställning av undersökningar av vatten, sediment, biota och utsläpp.

NV 2009, Swedish Environmental Protection Agency. Report 5912 • Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment

PAN Pesticide Database. http://www.pesticideinfo.org/

The Hazardous Substances Data Bank. http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB

RAIS (2010) The Risk Assessment Information System. http://rais.ornl.gov/

SWECO (2006) F D Bohus varv, huvudstudie. Del 2: Åtgärdsutredning.

U.S. Department of Energy, 1996. Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota: 1996 Revision. G. W. Suter II C. L. Tsao. Prepared by Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division, Oak Ridge, Tennessee 37831. Prepared for the U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management under budget and reporting code EW 20.

Vägverket (2009) Väg 1610, gång- och cykelväg på delen Viskafors- Borås ridhus. Objektnr: 85437730.

Kompletterande huvudstudie av förorenade sediment i Viskan

Bilaga 1

Sammanställning av analyser i sediment krom, zink, dieldrin och dioxiner

Sammanställning av analysresultat för krom, zink, dieldrin och dioxiner

Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
D1	0-40 cm	D1/S:1 Viskan 2003	399,00	2960,00				Golder 2000	
		D7: 0-10	110,00	534,00	<20	56,00		Hifab 2008	
		D7: 30-40	928,00	5190,00	24,00	400,00		Hifab 2008	
		Medelvärde för D1 0-40 cm	479	2895	24	228			
		Median	399	2960	24	228			
		min	110	534	24	56			
		max	928	5190	24	400			
		antal observationer (n)	3	3	2	2			
	>40 cm	D1/S:2 sediment	1350,00	3810,00	0,17	427,00		Golder 2000	
		D1/1 40-80	8,43	39,70				HvP 2002:3	
		D1/2 80-100	449,00	1300,00				HvP 2002:3	
		D1/4 40-80	9,31	80,40				HvP 2002:3	
		D1/5 40-80	7,61	75,80				HvP 2002:3	
		D7: 40-50	216,00	1330,00				Hifab 2008	
		D7: 60-70	5,09	44,70	<1	3,60		Hifab 2008	
		Medelvärde för D1 >40 cm	292	954	0	215			
		Median	9	80	0	215			
		min	5	40	0	4			
		max	1350	3810	0	427			
		antal observationer (n)	7	7	2	2			
D2	0-40 cm	D2/S:1 Viskan 2003	351,00	1680,00				Golder 2000	
		D4 0-15	372,00	1860,00			J&W pkt D4 motsv delomr D2. /JF	J&W 2001	
		D4 15-30	469,00	3780,00			J&W pkt D4 motsv delomr D2. /JF	J&W 2001	
		D2/2	13,50	90,20				HvP 2002:3	
		D5: 0-10	62,50	610,00				Hifab 2008	
		D5: 30-40	89,60	729,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för D2 0-40 cm	226	1458					
		Median	220	1205					
		min	14	90	0	0			
		max	469	3780	0	0			
		antal observationer (n)	6	6	0	0			
	>40 cm	D2/S:2- sediment	1000,00	5520,00	0,07	273,00		Golder 2000	
		D4 30-45	609,00	2990,00			J&W pkt D4 motsv delomr D2. /JF	J&W 2001	
		D2/1 100-120	12,30	90,40				HvP 2002:3	
		D5: 40-50	107,00	751,00				Hifab 2008	
		D5: 60-70	166,00	986,00	<20	230,00		Hifab 2008	
		D5: 80-90	2200,00	1890,00				Hifab 2008	
		D5: 90-100	1410,00	5410,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för D2 >40 cm	786	2520	0	252			
		Median	609	1890	0	252			
		min	12	90	0	230			
		max	2200	5520	0	273			
		antal observationer (n)	7	7	2	2			

Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
D3	0-40 cm	3.1 nivå 0-0,1	260,00	1120,00	< 0.01	294,35		J&W 2001	D3 ca 15 cm överlagring nya sediment 2008-2009
		D3/S:1a Viskan 2003	256,00	975,00				Golder 2000	
		D3/S:1b Viskan 2003	280,00	1380,00				Golder 2000	
		D1 0-15	589,00	1840,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D1 15-30	368,00	1030,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D2 0-15	52,80	484,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D2 15-30	65,70	540,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D3 0-15	63,10	564,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D3 15-30	87,40	633,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D D0-2	57,90	532,00		260,76	Detaljprov	J&W 2001	
		D D4-6	64,40	555,00		31,21	Detaljprov	J&W 2001	
		D D8-10	95,60	724,00		47,98	Detaljprov	J&W 2001	
		D D12-14	86,70	585,00		70,36	Detaljprov	J&W 2001	
		D D16-18	113,00	886,00		93,91	Detaljprov	J&W 2001	
		D D20-25	107,00	838,00		121,29	Detaljprov	J&W 2001	
		D D30-35	154,00	959,00		102,79	Detaljprov	J&W 2001	
		D3/4	7,86	47,50				HvP 2002:3	
		D24: 0-10	144,00	919,00	28,00	2,60		Hifab 2008	
		D24: 30-40	165,00	951,00				Hifab 2008	
		D26: 0-10	30,90	340,00				Hifab 2008	
		D26: 30-40	42,70	443,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för D3 0-40 cm	147	778	28	114			
		Median	96	724	28	94			
		min	8	48	28	3			
		max	589	1840	28	294			
		antal observationer (n)	21	21	2	9			
D3	>40 cm	3.1 nivå 0,1-0,2	1400,00	2200,00	1,20	-		J&W 2001	
		D3/S:2 Viskan 2003	970,00	4390,00				Golder 2000	
		D3/S:2a sediment	883,00	4600,00	0,19	408,00		Golder 2000	
		D1 30-45	673,00	1700,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D2 30-45	103,00	625,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D3 30-45	303,00	806,00			J&W pkt D1-D3 motsv delomr D3. /JF	J&W 2001	
		D3 0-1 m	381,00	881,00	<0,010			HvP 2002:3	
		D3 1-4 m	1150,00	5540,00	<0,010			HvP 2002:3	
		D3/1 100-120	13,90	99,10				HvP 2002:3	
		D3/2 100-120	289,00	400,00				HvP 2002:3	
		D3/3 80-100	179,00	259,00				HvP 2002:3	
		D3/14 100-120	10,90	82,90				HvP 2002:3	
		D3/23 100-120	10,30	73,30				HvP 2002:3	
		D24: 50-60	192,00	1090,00				Hifab 2008	
		D24: 60-70	1010,00	1580,00				Hifab 2008	
		D24: 70-80	2030,00	5200,00	1600,00	510,00		Hifab 2008	
		D24: 90-100	2170,00	16000,00				Hifab 2008	
		D26: 40-50	58,40	503,00				Hifab 2008	
		D26: 50-60	155,00	415,00				Hifab 2008	
		D26: 70-80	58,80	460,00				Hifab 2008	
		D26: 80-90	62,80	571,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för D3 >40 cm	576	2261	534	459			
		Median	289	806	1	459			
		min	10	73	0	408			
		max	2170	16000	1600	510			
		antal observationer (n)	21	21	5	3			

Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
G1	0-40 cm	4.1 0-0,1	1370,00	8850,00	< 0.01	967,56		J&W 2001	
		4.1 0,1-0,2	-	-	-	-		J&W 2001	
		G1/S:1 Viskan 2003	546,00	2660,00				Golder 2000	
		G1 S0-15	962,00	4960,00		683,65	Samlingsprov	J&W 2001	
		G1 S15-30	1490,00	7820,00		1626,95	Samlingsprov	J&W 2001	
		G1/3	628,00	2850,00				HvP 2002:3	
		G1/8	353,00	1770,00				HvP 2002:3	
		G9: 0-10	714,00	3670,00		5,00		Hifab 2008	
		G9: 10-20			<25			Hifab 2008	
		G9: 20-30	534,00	2640,00				Hifab 2008	
		G9: 30-40	310,00	356,00				Hifab 2008	
		G10: 0-10	508,00	2260,00				Hifab 2008	
		G10: 20-30	985,00	5350,00				Hifab 2008	
		G10: 30-40	1470,00	10100,00	24,00	95,00		Hifab 2008	
		Medelvärde för G1 0-40 cm	823	4441	24	676			
		Median	671	3260	24	684			
		min	310	356	24	5			
		max	1490	10100	24	1627			
		antal observationer (n)	13	13	4	6			
	>40 cm	G1/S:2 sediment	45,70	153,00	<0,010	9,00		Golder 2000	
		G1 S30-45	414,00	1250,00		97,74	Samlingsprov	J&W 2001	
		G1 0-1 m	79,40	357,00	<0,010			HvP 2002:3	
		G9: 50-60	11,10	97,80				Hifab 2008	
		G10: 50-60	252,00	211,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för G1 >40 cm	160	414		53			
		Median	79	211		53			
		min	11	98	0	9			
		max	414	1250	0	98			
		antal observationer (n)	5	5	2	2			

Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
G2	0-40 cm	G2/S:1a Viskan 2003	578,00	2470,00				Golder 2000	
		G2/S:1b Viskan 2003	408,00	2330,00				Golder 2000	
		G2 S 0-15	241,00	1060,00		187,77	Samlingsprov	J&W 2001	
		G2 S 15-30	1080,00	4240,00		429,75	Samlingsprov	J&W 2001	
		G2/2	745,00	5260,00				HvP 2002:3	
		G27: 0-10	145,00	830,00				Hifab 2008	
		G27: 20-30	282,00	1280,00				Hifab 2008	
		G27: 30-40	279,00	1280,00				Hifab 2008	
		G28: 0-10	184,00	945,00	<20	43,00		Hifab 2008	
		G28: 10-20	260,00	1190,00				Hifab 2008	
		G28: 20-30	880,00	4430,00	54,00	310,00		Hifab 2008	
		G28: 30-40	1610,00	4420,00				Hifab 2008	
		G29: 0-10	154,00	848,00				Hifab 2008	
		G29: 20-30	179,00	963,00				Hifab 2008	
		G29: 30-40	229,00	1140,00				Hifab 2008	
		G30: 0-10	144,00	859,00				Hifab 2008	
		G30: 20-30	248,00	1100,00				Hifab 2008	
		G30: 30-40	311,00	1240,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för G2 0-40 cm	442	1994	54	243			
		Median	270	1215	54	249			
		min	144	830	54	43			
		max	1610	5260	54	430			
		antal observationer (n)	18	18	2	4			
G2	>40 cm	G2/S:2-a Viskan 2003	1130,00	7310,00				Golder 2000	
		G2/S:2b sediment	1260,00	7130,00	0,02	524,00		Golder 2001	
		G2 S 30-45	1310,00	9170,00		1702,50	Samlingsprov	J&W 2001	
		G2/4 80-100	19,10	117,00				HvP 2002:3	
		G2/5 40-80	8,19	108,00				HvP 2002:3	
		G2/6 160-180	173,00	182,00				HvP 2002:3	
		G2/7 40-80	349,00	1500,00				HvP 2002:3	
		G2/8 40-80	10,60	58,90				HvP 2002:3	
		G2/9 80-100	508,00	3310,00				HvP 2002:3	
		G2/10 80-100	12,10	74,20				HvP 2002:3	
		G2/11 40-80	9,09	97,50				HvP 2002:3	
		G2/12 40-80	181,00	470,00				HvP 2002:3	
		G2/13 80-100	70,70	259,00				HvP 2002:3	
		G2/14 160-180	101,00	129,00				HvP 2002:3	
		G2/15 40-80	17,40	94,80				HvP 2002:3	
		G2/16 80-100	14,70	98,80				HvP 2002:3	
		G2/17 140-160	24,00	126,00				HvP 2002:3	
		G2/18 300-320	37,10	115,00				HvP 2002:3	
		G2/19 40-80	525,00	2960,00				HvP 2002:3	
		G2/19 80-100	363,00	309,00				HvP 2002:3	
		G2/20 100-120	88,90	167,00				HvP 2002:3	
		G2/21 80-100	419,00	938,00				HvP 2002:3	
		G2/22 160-180	397,00	1240,00				HvP 2002:3	
		G2/22 200-220	22,10	136,00				HvP 2002:3	
		G2/23 40-80	75,30	158,00				HvP 2002:3	
		G2/24 40-80	22,20	93,50				HvP 2002:3	
		G2/25 200-220	20,50	107,00				HvP 2002:3	
		G2/26 80-100	448,00	2060,00				HvP 2002:3	
		G2/26 100-120	68,80	156,00				HvP 2002:3	
		G27: 40-50	478,00	1620,00				Hifab 2008	
		G27: 50-60	1800,00	1910,00				Hifab 2008	
		G28: 40-50	653,00	3290,00				Hifab 2008	
		G28: 50-60	559,00	1080,00				Hifab 2008	
		G29: 50-60	289,00	1270,00				Hifab 2008	
		G30: 40-50	1070,00	1350,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för G2 >40 cm	358	1406	0	1113			
		Median	173	259	0	1113			
		min	8	59	0	524			
		max	1800	9170	0	1703			
		antal observationer (n)	35	35	1	2			

Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
G3	0-40 cm	G3/S:1 Viskan 2003	711,00	2680,00				Golder 2000	
		G3 S0-15	423,00	1370,00		239,88	Samlingsprov	J&W 2001	
		G3 S15-30	1500,00	5270,00		1009,20	Samlingsprov	J&W 2001	
		G D0-2	478,00	2080,00		241,86	Detaljprov	J&W 2001	
		G D4-6	382,00	1850,00		239,18	Detaljprov	J&W 2001	
		G D8-10	464,00	2100,00		211,04	Detaljprov	J&W 2001	
		G D12-14	451,00	2050,00		281,05	Detaljprov	J&W 2001	
		G D16-18	422,00	1860,00		252,44	Detaljprov	J&W 2001	
		G D20-25	413,00	1900,00		223,28	Detaljprov	J&W 2001	
		G D35-40	2280,00	19900,00		3098,50	Detaljprov	J&W 2001	
		G15: 0-10	516,00	2070,00	34,00	68,00		Hifab 2008	
		G15: 20-30	1150,00	2310,00				Hifab 2008	
		G15: 30-40	1510,00	6420,00				Hifab 2008	
		G16: 0-10	1960,00	12900,00	95,00	23,00		Hifab 2008	
		G16: 20-30	1300,00	10800,00				Hifab 2008	
		G16: 30-40	999,00	6130,00	<20	190,00		Hifab 2008	
		Medelvärde för G3 0-40 cm	935	5106	65	506			
		Median	614	2205	65	240			
		min	382	1370	34	23			
		max	2280	19900	95	3099			
		antal observationer (n)	16	16	3	12			
G3	>40 cm	G3/S:2- sediment	876,00	5410,00	0,04	341,00		Golder 2000	
		G3 S30-45	1360,00	8480,00		1388,15	Samlingsprov	J&W 2001	
		G3/2 140-160	12,90	94,40				HvP 2002:3	
		G3/3 120-140	737,00	4680,00				HvP 2002:3	
		G3/3 140-160	11,60	85,20				HvP 2002:3	
		G3/3 160-180	11,00	86,30				HvP 2002:3	
		G3/3 180-200	12,00	80,50				HvP 2002:3	
		G3/3 200-220	11,40	78,50				HvP 2002:3	
		G3/3 220-240	10,80	91,80				HvP 2002:3	
		G3/4 100-120	16,10	104,00				HvP 2002:3	
		G3/5 120-140	260,00	280,00				HvP 2002:3	
		G3/5 140-160	13,90	109,00				HvP 2002:3	
		G3/6 80-100	74,70	154,00				HvP 2002:3	
		G3/7 80-100	14,50	92,90				HvP 2002:3	
		G3/880-100	14,90	104,00				HvP 2002:3	
		G3/9 80-100	22,50	126,00				HvP 2002:3	
		G3/10 40-80	22,80	108,00				HvP 2002:3	
		G3/11 80-100	151,00	274,00				HvP 2002:3	
		G3/12 80-100	329,00	1320,00				HvP 2002:3	
		G3/13 100-120	315,00	445,00				HvP 2002:3	
		G3/14 40-80	748,00	3950,00				HvP 2002:3	
		G15: 50-60	1730,00	13400,00	<20	720,00		Hifab 2008	
		G16: 40-50	561,00	2390,00				Hifab 2008	
		G16: 50-60	455,00	1220,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för G3 >40 cm	324	1798	0	816			
		Median	49	140	0	720			
		min	11	79	0	341			
		max	1730	13400	0	1388			
		antal observationer (n)	24	24	2	3			

Sammanställning av analysresultat för krom, zink, dieldrin och dioxiner

Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
G4	0-40 cm	G4/S:1 Viskan 2003	933,00	3810,00				Golder 2000	
		G4 S0-15	465,00	1550,00		239,54	Samlingsprov	J&W 2001	
		G4 S15-30	681,00	3820,00		353,35	Samlingsprov	J&W 2001	
		G11: 0-10	482,00	2270,00	<20	3,90		Hifab 2008	
		G11: 20-30	393,00	1710,00				Hifab 2008	
		G11: 30-40	349,00	1500,00				Hifab 2008	
		G12: 0-10	245,00	1260,00				Hifab 2008	
		G12: 20-30	264,00	1350,00				Hifab 2008	
		G12: 30-40	314,00	1530,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för G4 0-40 cm	458	2089		199			
		Median	393	1550		240			
		min	245	1260	0	4			
		max	933	3820	0	353			
		antal observationer (n)	9	9	1	3			
G4	>40 cm	G4/S:2- sediment	732,00	4170,00	0,01	141,00		Golder 2000	
		G4 S30-45	717,00	4040,00		854,70	Samlingsprov	J&W 2001	
		G4/1 40-80	635,00	4360,00				HvP 2002:3	
		G4/1 80-100	44,10	187,00				HvP 2002:3	
		G4/2 100-120	19,50	155,00				HvP 2002:3	
		G4/4 140-160	13,30	106,00				HvP 2002:3	
		G4/5 100-120	17,20	118,00				HvP 2002:3	
		G4/6 100-120	7,96	81,60				HvP 2002:3	
		G4/6 120-140	14,10	105,00				HvP 2002:3	
		G4/7 120-140	31,70	145,00				HvP 2002:3	
		G4/8 160-180	15,90	110,00				HvP 2002:3	
		G4/9 200-220	23,20	147,00				HvP 2002:3	
		G4/9 200-220	62,30	168,00				HvP 2002:3	
		G11: 40-50	1010,00	1790,00	53,00	13,00		Hifab 2008	
		G11: 50-60	1490,00	7370,00				Hifab 2008	
		G12: 50-60	335,00	1620,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för G4 >40 cm	323	1542	27	336			
		Median	38	162	27	141			
		min	8	82	0	13			
		max	1490	7370	53	855			
		antal observationer (n)	16	16	2	3			
G5	0-40 cm	*analysdata saknas antages som G4*							
		Medelvärde för G5 0-40 cm	458	2089	0	199			
		Median							
	>40 cm	*analysdata saknas antages som G4*							
		Medelvärde för G5 >40 cm	323	1542	27	336			
		Median							

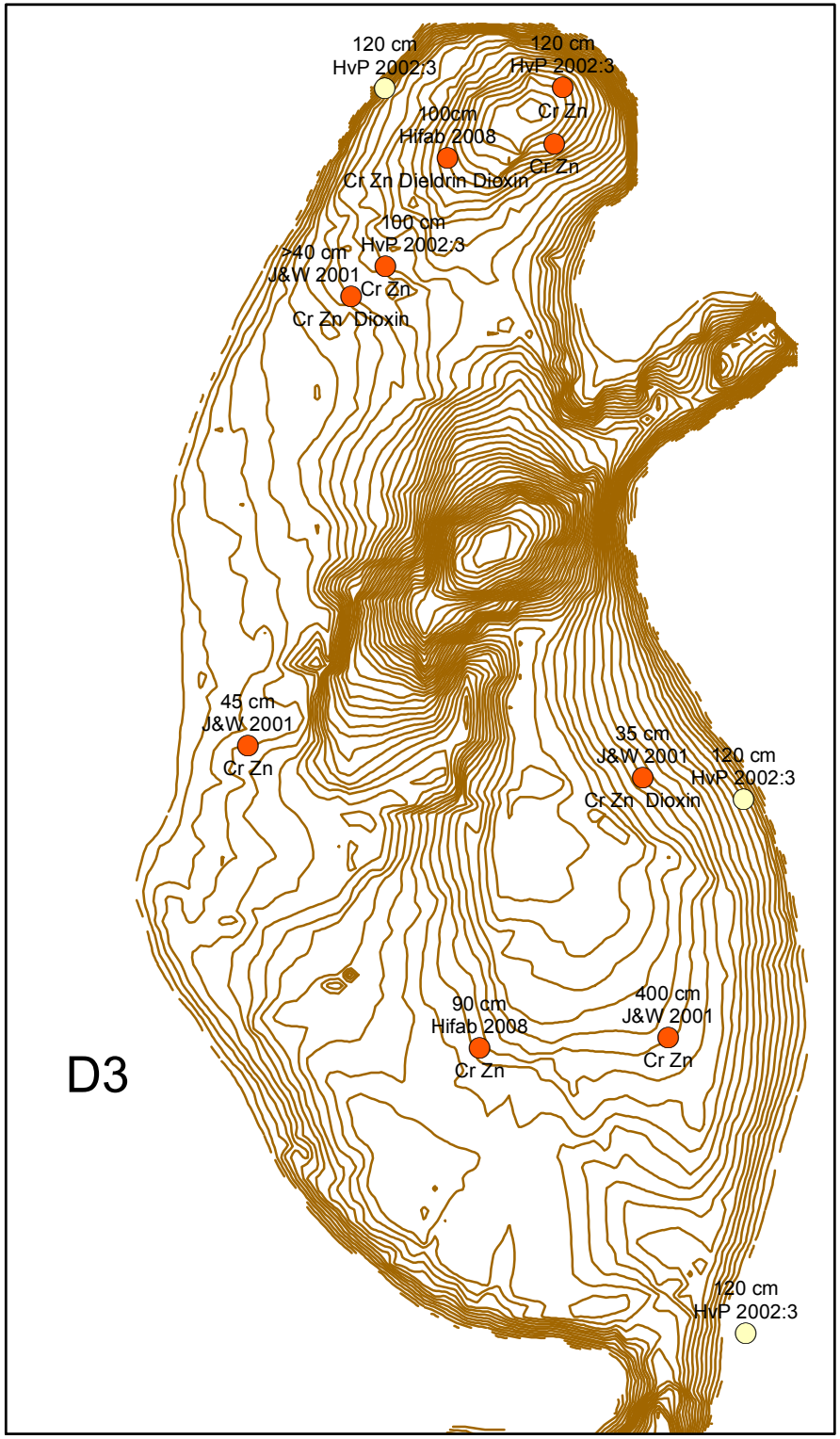
Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
R1	0-40 cm	R1&R2&R3/S:1 Viskan 2003	609,00	4320,00			Samlingsprov	Golder 2000	
		R1 S0-15	1170,00	6930,00		1218,50	Samlingsprov	J&W 2001	
		R1 S15-30	825,00	5580,00		978,65	Samlingsprov	J&W 2001	
		R1 D0-2	264,00	1420,00		704,80	Detaljprov	J&W 2001	
		R1 D4-6	576,00	1530,00		423,25	Detaljprov	J&W 2001	
		R1 D8-10	634,00	1970,00		382,75	Detaljprov	J&W 2001	
		R1 D12-14	596,00	1600,00		1258,34	Detaljprov	J&W 2001	
		R1 D16-18	899,00	1940,00		976,65	Detaljprov	J&W 2001	
		R1 D20-25	861,00	2860,00		1328,90	Detaljprov	J&W 2001	
		R1 D30-35	501,00	3390,00		2828,00	Detaljprov	J&W 2001	
		R1/1	149,00	498,00				HvP 2002:3	
		R1/5	3,64	100,00				HvP 2002:3	
		R1/10	155,00	1200,00				HvP 2002:3	
		R13: 0-10	1110,00	8760,00	<20	41,00		Hifab 2008	
		R13: 10-20	754,00	2860,00				Hifab 2008	
		R13: 20-30	668,00	1790,00	<10	17,00		Hifab 2008	
		R14: 0-10	1010,00	5970,00				Hifab 2008	
		R14: 10-20	744,00	2270,00				Hifab 2008	
		R14: 20-30	717,00	1380,00				Hifab 2008	
		R14: 30-40	345,00	280,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för R1 0-40 cm	630	2832		923			
		Median	651	1955		977			
		min	4	100	0	17			
		max	1170	8760	0	2828			
		antal observationer (n)	20	20	2	11			
R1	>40 cm	R1 S30-45	54,90	222,00		8,33	Samlingsprov	J&W 2001	
		R1/3 40-80	4,55	46,60				HvP 2002:3	
		Medelvärde för R1 >40 cm	30	134		8			
		Median	30	134		8			
		min	5	47	0	8			
		max	55	222	0	8			
		antal observationer (n)	2	2	0	1			
R2	0-40 cm	R2 D0-2	1060,00	7500,00		1094,11	Detaljprov	J&W 2001	
		R2 D4-6	2980,00	28900,00		617,16	Detaljprov	J&W 2001	
		R2 D8-10	2470,00	23500,00		3461,93	Detaljprov	J&W 2001	
		R2 D12-14	2010,00	13100,00		1546,11	Detaljprov	J&W 2001	
		R2 D16-18	2510,00	12200,00		3281,26	Detaljprov	J&W 2001	
		R2 D20-25	1860,00	11500,00		3697,58	Detaljprov	J&W 2001	
		R2 S0-15	649,00	3340,00		456,43	Samlingsprov	J&W 2001	
		R2 S15-30	778,00	3780,00		508,34	Samlingsprov	J&W 2001	
		R2/1	869,00	6260,00				HvP 2002:3	
		R2/2	799,00	4340,00				HvP 2002:3	
		R2/3	821,00	5450,00				HvP 2002:3	
		R2/4	864,00	5400,00				HvP 2002:3	
		R9: 0-10	628,00	3080,00	<20	15,00		Hifab 2008	
		R9: 10-20	1400,00	8280,00	<20	140,00		Hifab 2008	
		R9: 20-30	929,00	5630,00				Hifab 2008	
		R9: 30-40	8,91	46,50	<20	4,80		Hifab 2008	
		Medelvärde för R2 0-40 cm	1290	8894		1348			
		Median	899	5945		617			
		min	9	47	0	5			
		max	2980	28900	0	3698			
		antal observationer (n)	16	16	3	11			
R2	>40 cm	R2 D35-40				4981,21	Detaljprov	J&W 2001	
		R2 S30-45				188,70	Samlingsprov	HvP 2002:3	
		R2/6 40-80	33,20	87,60				HvP 2002:3	
		Medelvärde för R2 >40 cm	33	88		2585			
		Median	33	88		2585			
		min	33	88	0	189			
		max	33	88	0	4981			
		antal observationer (n)	1	1	0	2			

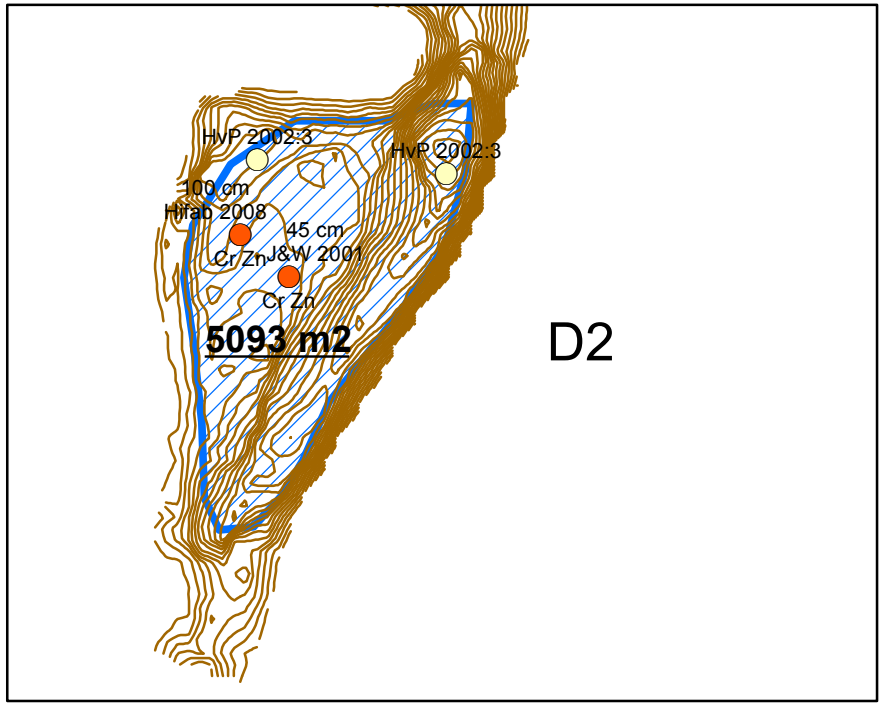
Punkt	Nivå	ProvID	Krom (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)	Dieldrin (µg/kg TS)	Dioxiner (summa WHO-teq ng/kg TS)	Kommentar (punkt)	Undersökning/Konsult	Kommentar (delområde)
R3	0-40 cm	R3/2	579,00	989,00				HvP 2002:3	
		R3/3	847,00	4650,00				HvP 2002:3	
		R3/4	351,00	1800,00				HvP 2002:3	
		R3/5	32,70	187,00				HvP 2002:3	
		R3/7	769,00	4140,00				HvP 2002:3	
		R3/8	373,00	2250,00				HvP 2002:3	
		R10: 0-10	818,00	4470,00				Hifab 2008	
		R10: 10-20	651,00	3390,00				Hifab 2008	
		R11: 0-10	591,00	2950,00				Hifab 2008	
		R11: 10-20	964,00	5800,00				Hifab 2008	
		R11: 30-40	590,00	3040,00				Hifab 2008	
		Medelvärde för R3 0-40 cm	597	3061					
		Median	591	3040					
		min	33	187	0	0			
		max	964	5800	0	0			
		antal observationer (n)	11	11	0	0			
R3	>40 cm	R3/6 40-80	10,50	26,30				HvP 2002:3	
		Medelvärde för R3 0-40 cm	11	26					
		Median	11	26					
		min	11	26	0	0			
		max	11	26	0	0			
		antal observationer (n)	1	1	0	0			

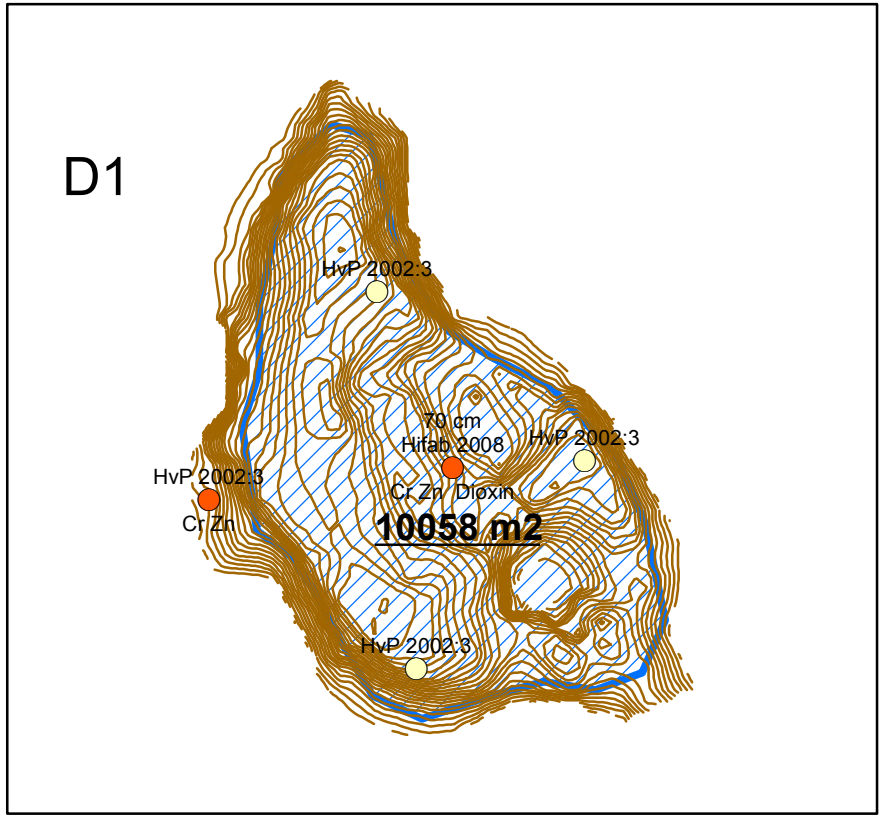
Kompletterande huvudstudie av förorenade sediment i Viskan

Bilaga 2-4

Kartöversikt över provtagningspunkter med redovisning av genom analyser påvisad förorening







Teckenförklaring

- Förorening över bakgrundshalter konstaterad
- Förorening ej konstaterad
- Erosionskänslig del

Hifab AB
Miljöteknik
Magasinsgatan 22
411 18 Göteborg
Tel vx 010-476 60 00

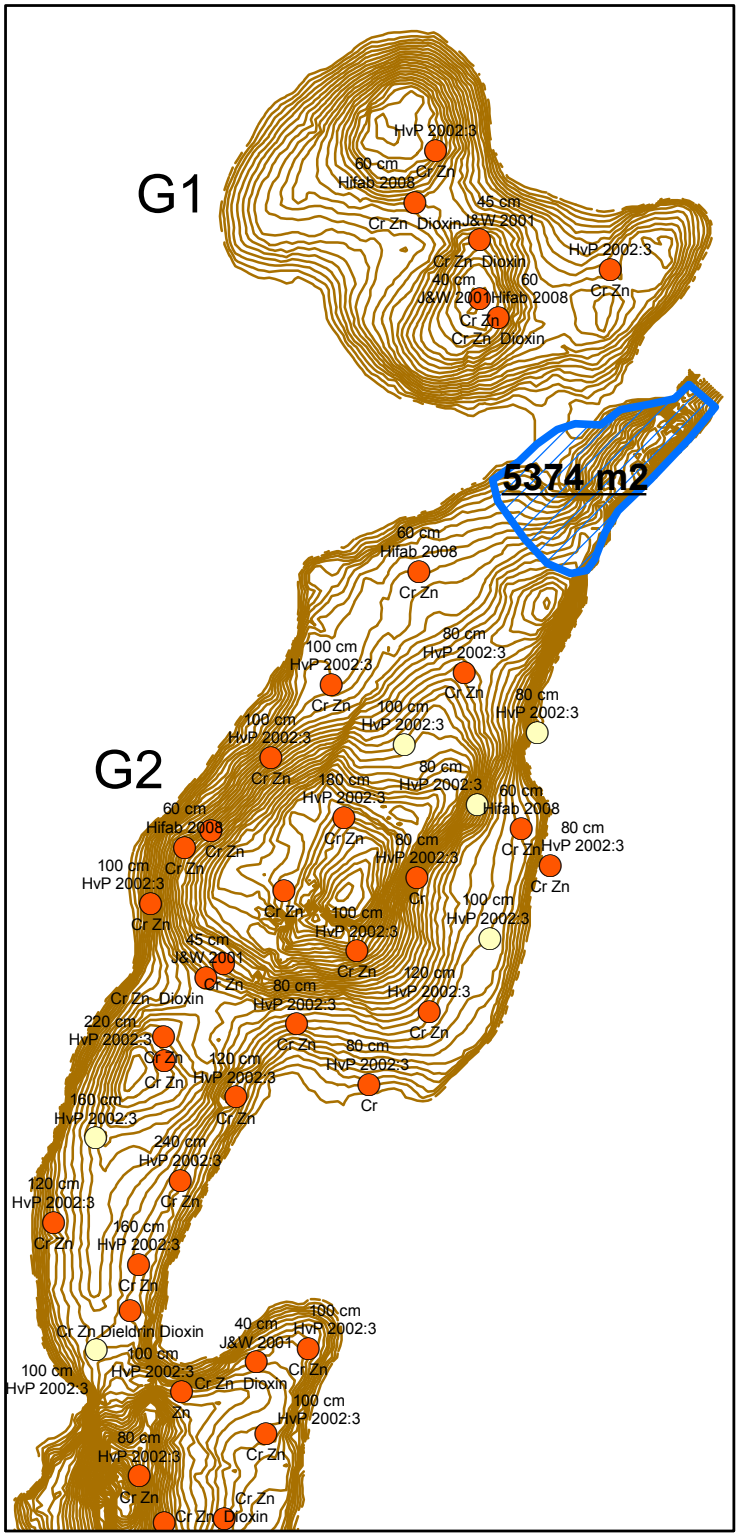
www.hifab.se

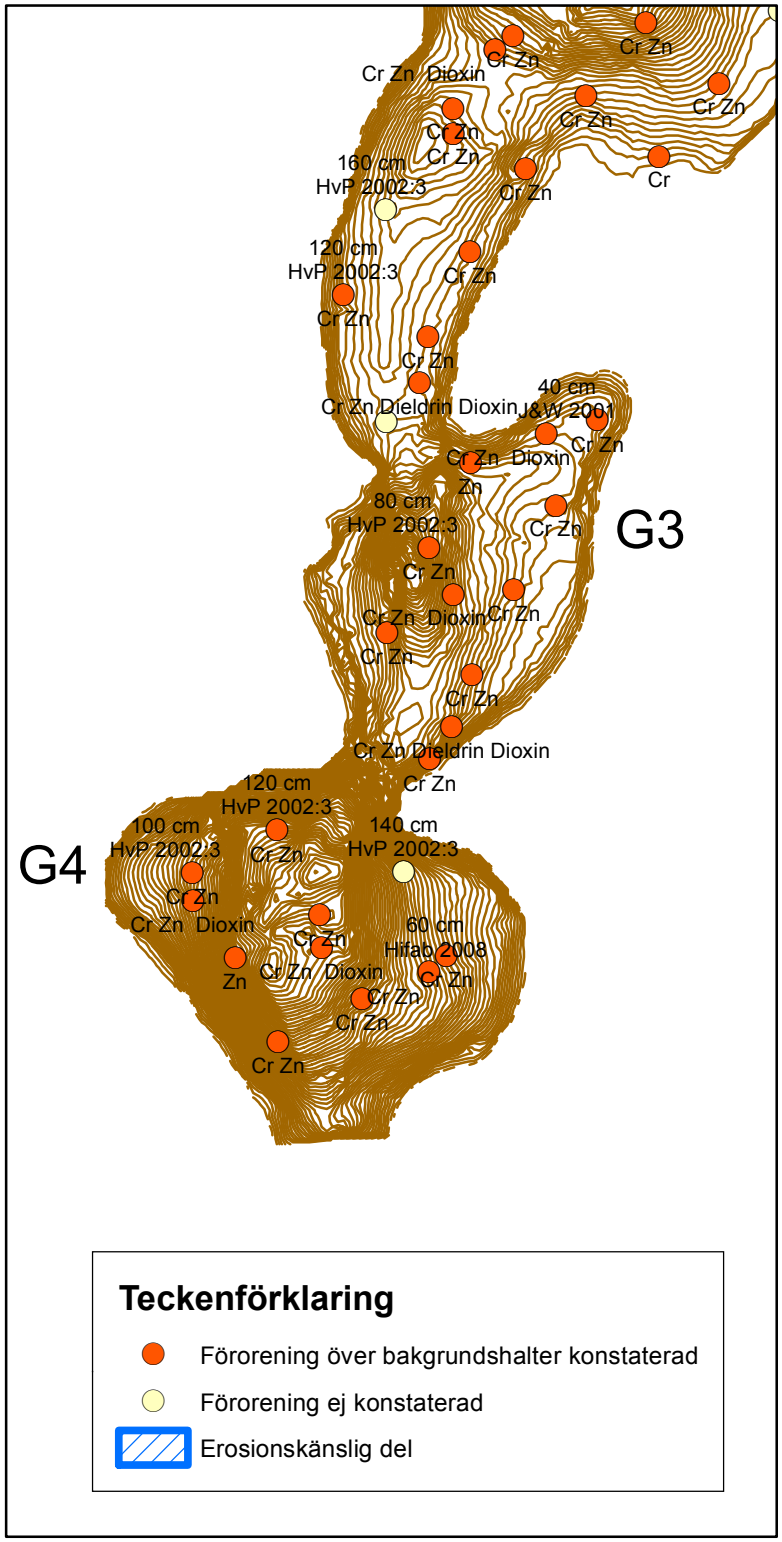
UPPDRAG NR	RITAD/KONSTR AV	HANDLÄGGARE
315074	JF	HE/PE
DATUM	ANSVARIG	
2010-11-01	PE	

Viskan/Djupasjön:
Konstaterade föroreningar i sediment, baserat på Golder 1999-2003, J&W 2001, HvP 2003 och Hifab 2008

Koordinatsystem RT90

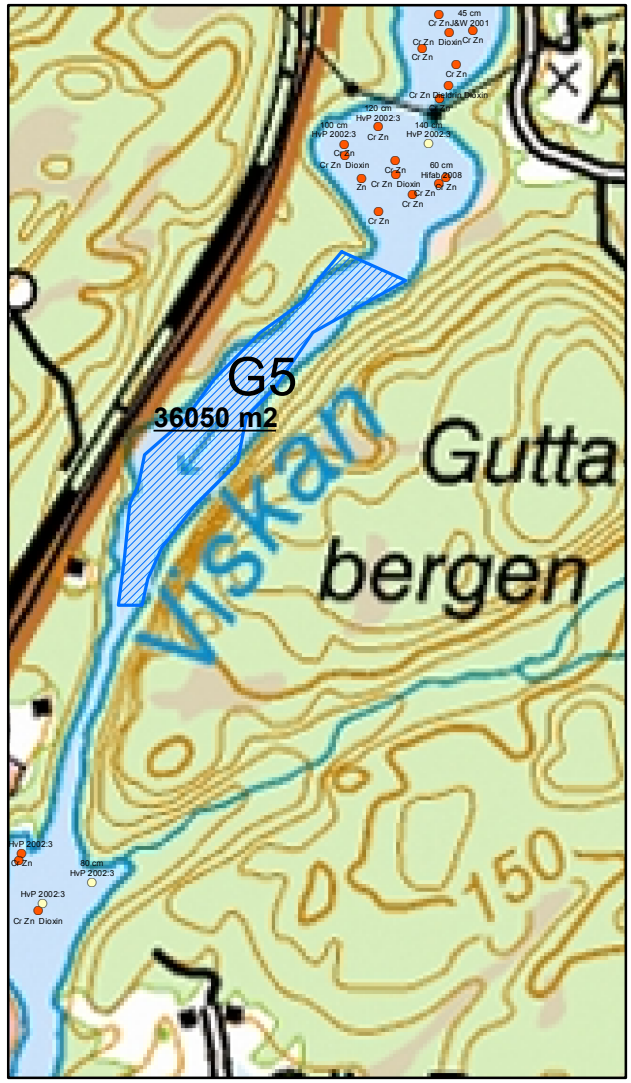
SKALA	NUMMER	BET
1:2 000 (A4)		





Teckenförklaring

- Förorening över bakgrundshalter konstaterad
- Förorening ej konstaterad
- Erosionskänslig del



Hifab AB
Miljöteknik
Magasinsgatan 22
411 18 Göteborg
Tel vx 010-476 60 00

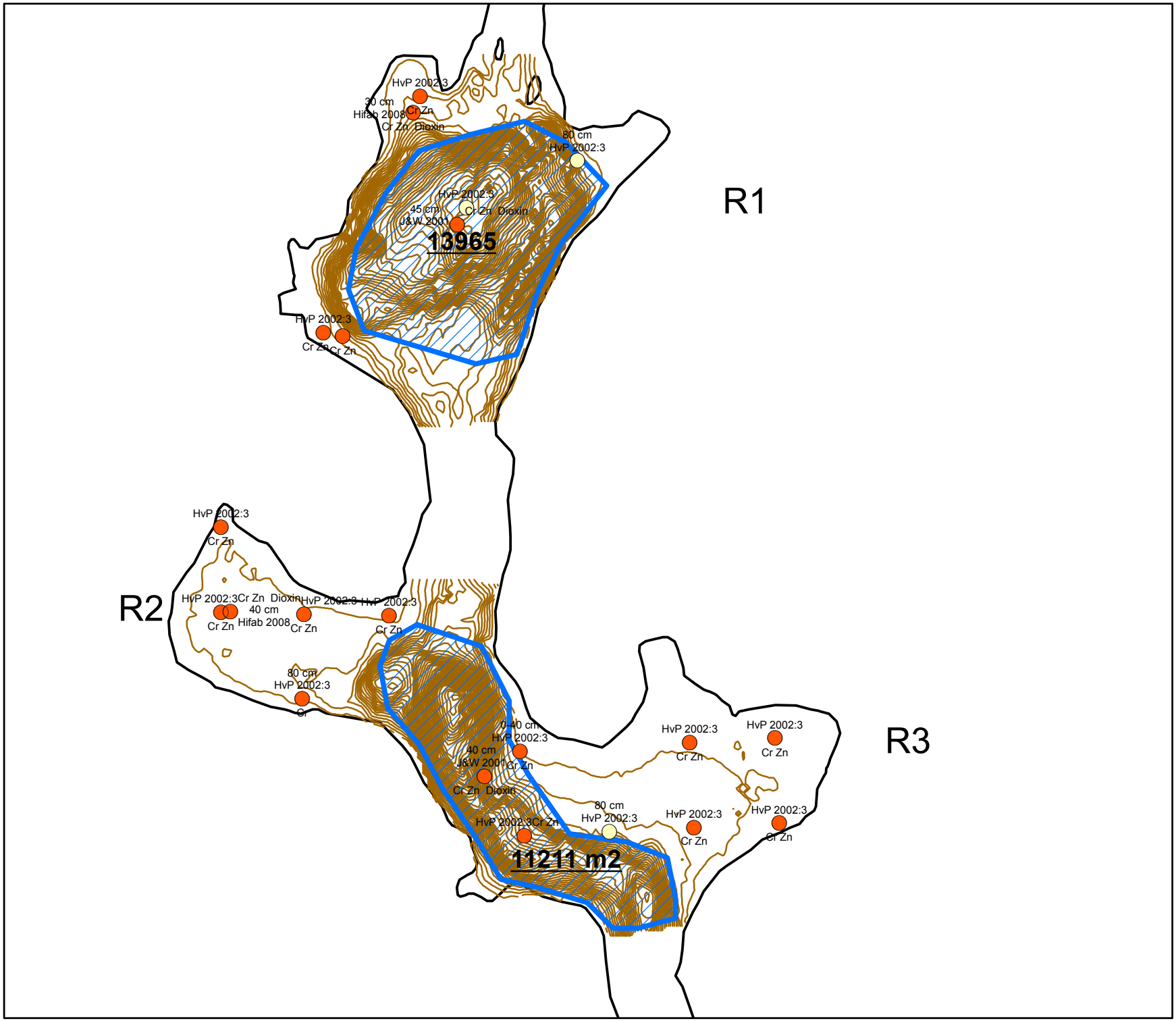
www.hifab.se

UPPDRAG NR	RITAD/KONSTR AV	HANDLÄGGARE
315074	JF	HE/PE
DATUM	ANSVARIG	
2010-11-02	PE	

Viskan/Guttasjön:
Konstaterade föroreningar i sediment, baserat på Golder 1999-2003, J&W 2001, HvP 2003 och Hifab 2008

Koordinatsystem RT90

SKALA	NUMMER	BET
1:4 000 (A4)		



Teckenförklaring

- Förorening över bakgrundshalter konstaterad
- Förorening ej konstaterad
- Erosionskänslig del

Hifab AB
Miljöteknik
Magasinsgatan 22
411 18 Göteborg
Tel vx 010-476 60 00

www.hifab.se

UPPDRAG NR	RITAD/KONSTR AV	HANDLÄGGARE
315074	JF	HE/PE
DATUM	ANSVARIG	
2010-11-02	PE	

Viskan/Rydboholmsdammarna:
Konstaterade föroreningar i sediment, baserat på Golder 1999-2003, J&W 2001, HvP 2003 och Hifab 2008

Koordinatsystem RT90

SKALA	NUMMER	BET
1:3 000 (A4)		