

Föroreningsspridning från EKA-området i Bengtsfors

Rapport nr EKA 2002:3

Bengtsfors kommun

2003-10-20

Författad av

Jan Sundberg, Geo Innova AB¹
Marie Arnér, WSP²
Per Östlund, Studsvik RadWaste³

¹ Projektstöd Geologi, geoteknik och hydrogeologi

² Projektstöd Miljökemi och miljöriskanalys

³ Projektstöd Sedimentologi och hydrologi

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	2
SAMMANFATTNING	5
1. BAKGRUND OCH SYFTE	6
1.1. BAKGRUND.....	6
1.2. SYFTE.....	6
2. FRÅGESTÄLLNINGAR	6
3. GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	7
3.1. SPRIDNING AV FÖRORENINGAR VIA GRUNDVATTEN.....	7
3.2. SPRIDNING AV FÖRORENINGAR VIA YTVATTEN.....	8
3.3. SPRIDNING AV FÖRORENINGAR VIA GAS OCH DAMM.....	8
4. SPRIDNING MED GRUNDVATTEN	9
4.1. FÖRORENINGSHALTER.....	9
4.1.1. Allmänt.....	9
4.1.2. Kvicksilver.....	10
4.1.3. Dioxin.....	13
4.1.4. Klorerade alifater.....	16
4.1.5. Övriga ämnen.....	18
4.2. GRUNDVATTENFLÖDEN RELATERAT TILL FÖRORENINGAR.....	18
4.3. FÖRORENINGSTRANSPORT.....	21
5. SPRIDNING VIA YT- OCH DAGVATTEN	22
5.1. EROSION VIA YTVATTEN.....	22
5.2. TRANSPORT MED DAGVATTEN.....	23
5.3. TRANSPORT ORSAKAD AV DIFFUSION.....	25
6. SPRIDNING VIA GAS OCH DAMM	26
7. LAK- OCH FILTERFÖRSÖK	28
7.1. LAKFÖRSÖK.....	28
7.1.1. Utförda försök.....	28
7.1.2. Resultat.....	28
7.1.3. Slutsatser.....	29
7.2. KOLLOIDFÖRSÖK.....	30
7.2.1. Genomförande.....	30
7.2.2. Resultat.....	30
7.2.3. Slutsatser.....	31
7.3. FILTERFÖRSÖK.....	31
7.3.1. Allmänt.....	31
7.3.2. Filterförsök med fyllnadsmaterial.....	31
7.3.3. Filterförsök med sandfilter.....	33
7.3.4. Slutsatser.....	33
8. OBSERVATIONER I BENGTSBROHÖLJEN	34
8.1. SJÖDATA, UTSPÄDNINGSFÖRHÅLLANDEN OCH UPPEHÅLLSTIDER.....	34

8.2.	FÖRORENINGSBALANS FÖR VATTENFASEN	35
8.3.	FÖRORENINGAR I SEDIMENT	37
8.4.	DISKUSSION	38
9.	VÄRDERING FÖRORENINGSSPRIDNING	39
9.1.	BEDÖMD FÖRORENINGSSPRIDNING FRÅN EKA-OMRÅDET	39
9.1.1.	Föroreningsbalans för kvicksilver och dioxin	39
9.1.2.	Sammanställning	40
9.2.	DISKUSSION OCH OSÄKERHETER	40
9.3.	RISKER	41
10.	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	43
10.1.	SLUTSATSER	43
10.2.	REKOMMENDATIONER	43
11.	REFERENSER	44

FIGURFÖRTECKNING

Figur 4.1 Grundvattenrör som har använts i denna undersökning (2002-2003) för provtagning av grundvatten och för mätning av grundvattennivå (EKA 2002:2).

Figur 4.2 Normal- och lognormalfördelningsdiagram över kvicksilver i grundvatten (dekanterade prov) exklusive uppströms liggande rör. Regressionslinjen visar att data är i det närmaste lognormalfördelade.

Figur 4.3 Normal- och lognormalfördelningsdiagram över dioxin (I-TEQ) i grundvatten från alla provpunkter med halter över rapporteringsgräns. Beräkningen av I-TEQ är utförd så att värden under rapporteringsgräns är satt till lika med noll. Regressionslinjen visar att data är i det närmaste lognormalfördelade.

Figur 4.4 Normal- och lognormalfördelningsdiagram över PCE i grundvatten (ofiltrerade prov). Regressionslinjen visar att data varken är normal- eller lognormalfördelade.

Figur 4.5 Interpolerade grundvattennivåer från 2003-03-21

Figur 4.6 Perkloretylen i grundvatten, provtaget november 2002- maj 2003. Högsta halten i varje provpunkt (oavsett nivå eller provtagningsdatum) har använts. 1 µg/l motsvarar rapporteringsgränsen (i vissa provpunkter kan dock rapporteringsgränsen vara lägre), 111 µg/l motsvarar det kanadensiska ytvattenkriteriet. I grundvattenrör 310 (lila färgmarkering) har extremt höga halter PCE i grundvatten uppmätts, samt fri fas observerats (från rapport EKA 2002:2).

Figur 5.1 Översikt över EKA-fabriksområde och området norr därom med bl.a. kraftverksrännorna.

Figur 5.2 Sammanställning av kända och osäkra dagvattenledningar (modifierad från EKA 2002:1).

Figur 7.1 Resultat från filterförsök med två olika fyllnadsmaterial från Eka-området (som ingående vatten har ofiltrerat lakvatten använts). Utgående vatten symboliseras av de staplar som ej är märkta "ingående vatten" (från EKA 2002:5).

Figur 7.2 Resultat avseende dioxin från försök med fyllnadsmaterial som filter. Blå staplar beskriver summa detekterade dioxin- och furankongener och röda staplar omräknat till summa I-TEQ. Utgående vatten symboliseras av de staplar som ej är märkta "ingående vatten"(EKA 2002:5).

Figur 7.3 In- och utgående vatten från filterförsök med sand. In- och utgående vatten har inte filtrerats genom filter 0.45 µm. Observera logaritmisk skala. Sand 10 har medelkornstorlek 0.10 mm, Sand 55 har medelkornstorlek 0.55 mm, Sand 95 har medelkornstorlek 0.95 mm. Utgående vatten symboliseras av de staplar som ej är märkta "ingående vatten" (från EKA 2002:5).

Figur 8.1 Djupkarta över Bengtsbrohöljen (från Elert et al, 2000).

Figur 8.2. Årsmedelvärden av tappning från Lelång till Bengtsbrohöljen under åren 1961-2001. I figuren visas även årsvisa max- och minvärden. Referens: EKA 2002:20.

Figur 8.3 Kvicksilver i utflödet från Lelång (till vänster) samt utflödet från Bengtsbrohöljen (tillhöger), under perioden 000116 till 030603. Avbrott på kurvan betyder att halten inte överstiger laboratoriets rapporteringsgräns (från rapport EKA 2002:20).

Figur 8.4 Procentuellt tillskott (+) respektive fastläggning (-) av olika dioxiner och furaner i vatten och sediment från Lelång under passage genom Bengtsbrohöljen, under perioden 011217-030210 (medel av 8 mättillfällen). Data från rapport EKA 2002:20.

BILAGEFÖRTECKNING

Bilaga 1 Statistiska beräkningar

Bilaga 2 Erosionsberäkning

SAMMANFATTNING

EKA-området i Bengtsfors är svårt förorenat av bl.a. kvicksilver, dioxin, PAH och perkloretylen. Ett projekt startade sommaren 2002 med målet att sanera området. För att öka kunskapen och förståelsen för området har en rad utredningar genomförts. Dessa utredningar kommer att bilda underlag för en förnyad riskbedömning och riskvärdering samt utgöra underlag för val av åtgärder. Föreliggande rapport behandlar förutsättningar för förorenings-spridning och emissionsberäkning från EKA-området.

En rad undersökningar har genomförts och resultaten från dessa har värderats tillsammans med befintligt material.

I nedanstående tabell sammanfattas bedömd årlig förorenings-transport från EKA-området. Spridningen bedöms under en högflödesperiod kunna vara betydligt större, framförallt beroende på risk för kraftigt ökad erosion. Inom parentes angivna värden är mycket osäkra.

Transportväg	Hg, tot	Hg, löst	Cu, tot	Pb, tot	Dioxin	PCE	PAH16, tot
	g	g	g	g	mg	kg	g
Grundvatten	360	1.7	280	260	3.6	43	41
Erosion, damning	(40) ¹		?	?	(2) ¹		?
Gas	(4)	(4)				?	?
Summa	400	5	280	260	6	43	41

¹ Spridning via erosion kan vid högflöde vara betydligt större

² Vissa indikationer tyder på att spridningen kan vara åtminstone 5-10 gånger högre

Osäkerheterna beträffande förorenings-spridningens storlek är flera men främst kan följande faktorer framhållas:

- Provtagning och analys av för grundvattnet som helhet representativa och till Bengtsbrohöljen utgående halter, uppdelat på lösta och partikulära föroreningar
- Grundvattenflöde som är representativt för olika typer av föroreningar
- Erosionens storlek
- Sedimentationshastigheten i Bengtsbrohöljens olika delar

Riskerna är främst att hänföra till följande punkter:

- Kemisk förändring av grundvattnet
- Förändrade grundvattenförhållande, t.ex. nivå och strömningsriktning
- Mänsklig påverkan, t.ex. schaktning
- Olyckor, t.ex. tankbilsolycka eller brott på vattenledning
- Naturkatastrofer och förändring av klimat, t.ex. kraftigt ökad vattenföring pga. dammbrott

1. BAKGRUND OCH SYFTE

1.1. BAKGRUND

EKA-området i Bengtsfors är svårt förorenat av bl.a. kvicksilver, dioxin, PAH och perkloretylen. Ett projekt startade sommaren 2002 med målet att sanera området. För att öka kunskapen och förståelsen för området har en rad utredningar genomförts. Dessa utredningar kommer att bilda underlag för en förnyad riskbedömning och riskvärdering samt utgöra underlag för val av åtgärder.

Området är undersökt och värderat i större omfattning vid tidigare tre tillfällen av Terratema, SGI och Kemakta/J&W. Vidare har Flygfältsbyrån senare utfört en mindre undersökning vid Vexia. Området karaktäriseras av hög föroreningsmängd, många föroreningstyper, heterogen utfyllnad, äldre industribebyggelse samt närheten till Bengtsbrohöljen.

Rapporten behandlar förutsättningar för föroreningsspridning och emissionsberäkning från EKA-området. Beräkningar görs för spridningen från markområdet i anslutning till industriområdet EKA och omfattar spridning via grundvatten, ytvatten i området, erosion, damm och gas.

Med EKA-området avses det gamla fabriksområdet samt Vexia-området och Bussgaraget söder därom. Synonymt med EKA-området talas ibland om undersökningsområdet.

1.2. SYFTE

Syftet är att klargöra spridningsvägarna för föroreningar, kvantifiera spridningen samt bedöma framtida risker.

2. FRÅGESTÄLLNINGAR

Frågeställningar som skall besvaras kan struktureras enligt följande:

- **Grundvatten.** Hur stor är transporten av lösta och partikulära föroreningar från olika delområden? Vilka är förutsättningarna för kolloidbildning? Är förutsättningarna för transport olika inom delområdena? Pågår spridning av föroreningar inom området, t.ex. i vertikalled för perkloretylen? Hur skall kornfördelningen se ut för att motverka partikulär och kolloidal spridning?
- **Dagvatten.** I vilken grad sker föroreningsspridning via dagvatten?
- **Ytvatten.** Hur stora flöden rinner förbi EKA-området och vad innebär dessa för spridning av föroreningar från EKA-området?
- **Erosion.** I vilken grad sker föroreningsspridning via erosion i strandbrinken?
- **Damm.** I vilka delområden är spridningsrisken för föroreningar hög? Hur stor är spridningen? Hur är föroreningsinnehållet fördelat i olika kornfraktioner?
- **Gas.** Hur stor är gasavgången av kvicksilver och organiska föroreningar?
- **Osäkerheter och risker.** Vilka är osäkerheterna i spridningsbedömningen och vilka är de framtida risker som kan påverka spridningen?

3. GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

Beskrivningen är strukturerad i följande delar:

- Spridning via grundvatten
- Spridning via ytvatten
- Spridning via gas/damm
- Lakförsök
- Spridning till ytvatten och sediment

3.1. SPRIDNING AV FÖRORENINGAR VIA GRUNDVATTEN

Spridning av förorening via grundvatten sker huvudsakligen i löst form och via partikeltransport. Därutöver sker spridning av ämnen i fri fas (gäller främst svårslösliga flytande ämnen, t ex perkloretylen).

Grundvattenprovtagningar har genomförts för att undersöka lösta och partikulära föroreningar. Provtagningen ger underlag till kartläggning av förorenings-spridningen och grundvattenrörelserna inom området. Vissa undersökningar som utförs inom andra delprogram utnyttjas även för bedömning av förorenings-spridning, såsom:

- Mätningar av grundvattennivåer och hydraultester
- Provtagning av jordmaterial för kornstorleksanalyser
- Lakförsök med standardiserade metoder
- Provtagning och analys av förorenat grundvatten och förorenad jord
- Grundvattenmodellering

Tidigare har analys (Hg) av porvatten, skakförsök och diffusionsförsök utförts på sediment. Vidare har speciella undersökningar av det landbaserade avfallets förmåga att bilda kolloider utförts. Kolloider kan väsentligt bidra till förorenings-spridningen. För landområdet har underlagsmaterialet kompletterats för att med standardiserade metoder undersöka potentialen för förorenings-spridning i löst fas. Försök har designats för att värdera potentialen för spridning av partikulära föroreningar i den förorenade jorden i sig samt för att undersöka möjligheten till att vid en efterbehandling filtrera bort partikulära föroreningar genom in-situ åtgärder. Sammanfattningsvis har följande undersökningar och försök har genomförts:

- *Provtagning av grundvatten* för att bedöma förorenings-spridningen. Dessa beskrivs närmare i rapport angående föroreningssituationen (EKA 2002:2).
- *Lakförsök* för att bedöma förorenings-spridningen. Dessa beskrivs närmare i särskild rapport för lakförsök (EKA 2002:5).
- *Filterförsök med förorenad jord* för bestämning av potential för partikulär transport (EKA 2002:5)
- *Filterförsök med sandfilter* för bestämning av potential för att motverka föroreningstransport genom åtgärder (EKA 2002:5)

Följande försök var planerade men har av olika skäl ännu ej genomförts:

- *Diffusionsförsök* för bestämning av diffusion av förorening från jorden i de fall genomströmningen genom jorden är låg och föroreningstransporten sker via diffusion till grundvattnen eller ytvatten.
- *Verifiering av teknik för avskiljning av fraktion med kolloider* genom centrifugering.

3.2. SPRIDNING AV FÖRORENINGAR VIA YTVATTEN

Transport via ytvatten kan delas in i två delar; erosion av strandbrinken via vattenrörelser såsom strömmar och vågor i Bengtsbrohöljen samt ytavrinning från EKA-området till Bengtsbrohöljen. Till ytvatten räknas även det vatten som via dagvattenledningar avrinner från EKA-området. Speciell uppmärksamhet riktas mot den befintliga infiltrationsanläggningen vid Vexia, samt dagvattenhanteringen vid trävarufirman. Följande undersökningar har genomförts:

- Strandbrinken har karterats med avseende på jordarter, tecken på erosion och urtvättning av finare partiklar. Jord i strandbrinken har provtagits ytligt i några punkter för att bedöma potential för föroreningsspridning via erosion. Provtagning har i någon punkt skett över och under nivå för normalvattenstånd. Kornstorleksfördelningar har bestämts för dessa prover
- Flödesbestämning av ytvatten via kraftverket förbi EKA-området.
- Kartering av ledningar har utförts genom geofysisk undersökning
- Flöden till, från och inom Bengtsbrohöljen (EKA 2002:20)
- Bengtsbrohöljens bottensediment (EKA 2002:21)

Följande försök var planerade men har ännu ej genomförts av olika skäl:

- Hydrologisk undersökning av strömningsförhållanden i Bengtsbrohöljen
- Provtagning och analys av innehållet i ytavrullet vatten från området.
- Verifiering genom provgropsgrävning av ledningslägen indikerade med geofysik

3.3. SPRIDNING AV FÖRORENINGAR VIA GAS OCH DAMM

Spridning via gas och damm har undersökts tidigare. En förnyad värdering av befintligt material och med nya data kring föroreningarnas omfattning i området utförs enligt nedan:

- Värdering av damningsbenägenhet har skett utifrån befintligt material. Kompletterande analys av föroreningssinnehåll i finfraktionen har genomförts.

Följande försök var planerade men har ännu ej genomförts av olika skäl:

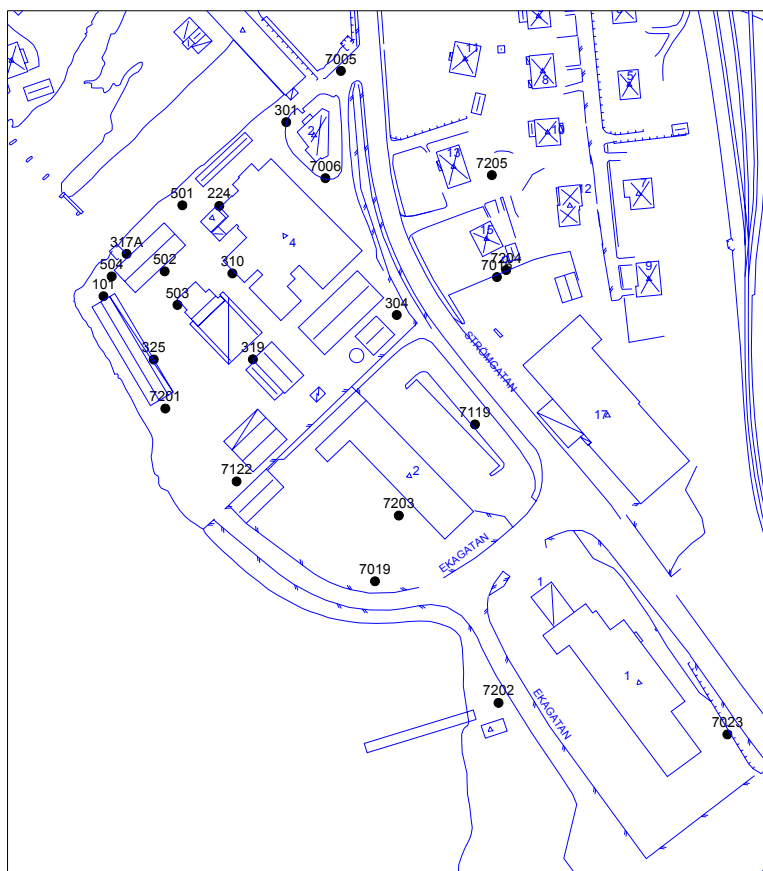
- *Avgång av gas*. Mätning av kvicksilveravgång från mark.

4. SPRIDNING MED GRUNDVATTEN

4.1. FÖRORENINGSHALTER

4.1.1. Allmänt

Som underlag för nedanstående spridningsberäkning har data främst använts från rapporterna EKA 2002:1 och EKA 2002:2. I Figur 4.1 finns en redovisning av grundvattenrör som använts som provtagningspunkter. Kompletterande information angående redovisning över provtagningspunkter och halter finns nedan eller i EKA 2002:2.



Figur 4.1 Grundvattenrör som har använts i denna undersökning (2002-2003) för provtagning av grundvatten och för mätning av grundvattennivå (EKA 2002:2).

Vid de statistiska analyserna nedan har data undersökts med avseende på typ av fördelning. Konfidensintervall har därefter skapats med lämplig metod. Förfarandet finns närmare beskrivet i EKA 2002:2 men innebär kortfattat att tre olika typer av metoder används för att skatta medelhalt och dess konfidensintervall. Beräkningarna finns redovisade i Bilaga 1. Den metod som bedöms bäst passa den aktuella datamängden används för skattningen.

4.1.2. Kvicksilver

Allmänt

Lösligheten för kvicksilver kan variera. Om lösligheten är låg är högre halter av kvicksilver i vatten associerad med partikel- eller kolloidtransport.

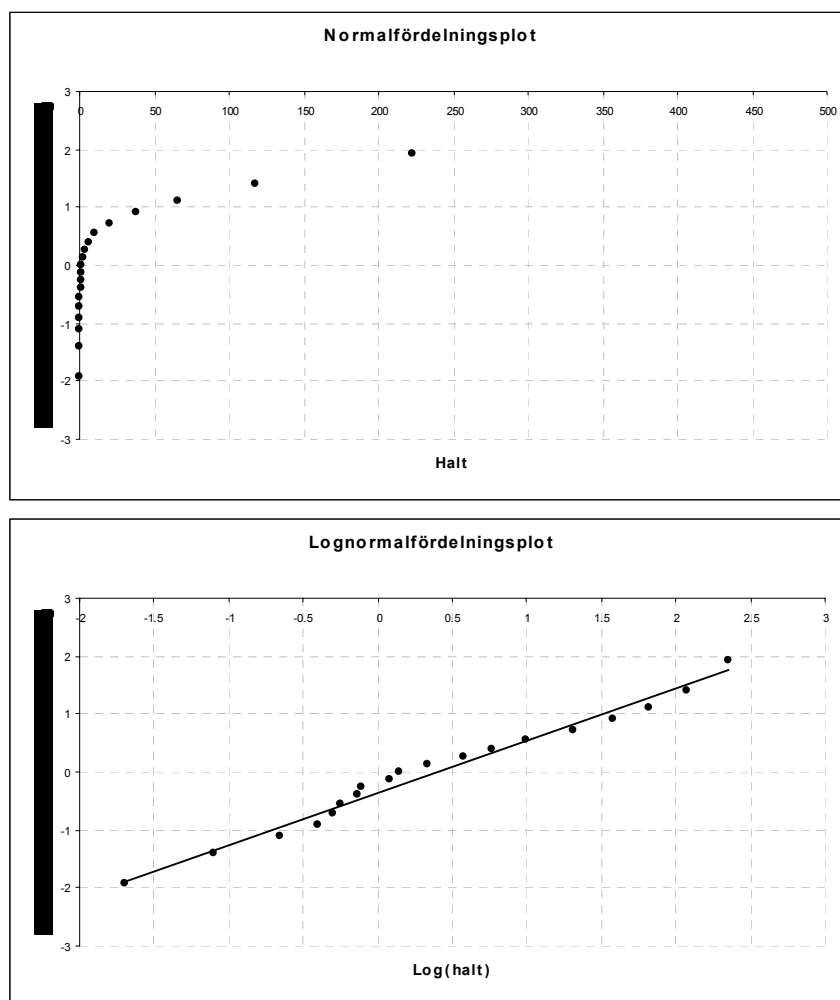
Statistisk analys

Tabell 4.1 visar utförda analyser av kvicksilver i grundvatten från december 2002. Resultat från punkter uppströms det förorenade området är exkluderade eftersom syftet är att undersöka uttransport från området. Tabellen visar att dekanterade prover i allmänhet har en högre eller betydligt högre halt av kvicksilver jämfört med filtrerade prover (porstorlek 0.45 µm). Detta indikerar att en stor andel av den uppmätta halten kvicksilver utgörs av partikulära föroreningar i grundvattnet.

Tabell 4.1 Uppmätta halter kvicksilver (µg/l) i grundvattenrör provtagna december 2002, exklusive uppströms liggande rör. Dekanterade respektive filtrerade prover. Kursiva värden inom parentes anger resultat från tidigare undersökningar. Prov markerat med * är ofiltrerat, ej dekanterat. Tabellen är modifierad från rapport EKA 2002:2.

Gv-rör	Dekanterat prov	Filtrerat prov
101	0.402 (10.5*)	<0.02 (0.15/ 0.0791)
224	37.6	<0.02
301	9.99	<0.02 (0.0126)
304	1.21	<0.02 (0.0093)
310	0.725	0.0772 (1.09)
317A	118	0.0388 (0.0244)
319	0.223	<0.02 (0.0026)
325	223	<0.02 (0.0131)
502	0.501	0.0509
503	3.73	0.381
504	5.77	0.141
7005	0.788	<0.02
7006	2.15	<0.02
7019	<0.02	<0.02
7119	1.41	<0.02
7122	65.6	<0.02
7201	0.572	<0.02
7202	20.3	<0.02
7203	0.0786	0.0359

Fördelningen av halter i dekanterade prov enligt Tabell 4.1 har analyserats statistiskt. Fördelning av kvicksilverhalter är redovisad i Figur 4.2. Diagrammet visar att data är förhållandevis väl lognormalfördelade.



Figur 4.2 Normal- och lognormalfördelningsdiagram över kvicksilver i grundvatten (dekanterade prov) exklusive uppströms liggande rör. Regressionslinjen visar att data är i det närmaste lognormalfördelade.

Tabell 4.2 Skattad medelhalt av kvicksilver i grundvatten samt 90 % konfidensintervall (dubbelsidigt) för medelhalten ($\mu\text{g/l}$) (dekanterade prover).

Metod för skattning	Bästa skattning medelhalt	Konfidensintervall	
		Undre (LCLM)	Övre (UCLM)
MVU ¹⁾	34	13	1232

1) Minimum Variance Unbiased estimate som bl.a. beskrivs av Gilbert (1987) och Naturvårdverket (1997).

På grund av att proverna är lognormalfördelade, fördelningen skev, antalet prov relativt litet och data spänner över fyra tiopotenser blir konfidensintervallets övre gräns i Tabell 4.2 betydligt högre än högsta provtagna värde med MVU-metoden. Det har bedömts att denna övre gräns kan vara realistiskt hög. För att kvicksilverhalten skall kunna vara så hög som framräknats enligt tabellen behöver partikel- eller kolloidinhållet vara mycket högt.

En statistisk analys har även genomförts av kvicksilverhalten i filtrerade prover. Halten i filtrerade prov har antagits motsvara halten av löst kvicksilver. I analysen har halter mindre än detektionsgräns satts lika med detektionsgräns. Analysresultaten kan inte sägas vara normal- eller lognormalfördelade, se bilaga 1. I Tabell 4.3 har medelhalt och konfidensintervall skattats på traditionellt sätt

som om data vore normalfördelade (methods of moments). Data utgörs av filtrerade prov i Tabell 4.1. Metoden i Tabell 4.3 ger antagligen en för snäv skattning av övre gränsen av konfidensintervallet eftersom data inte är normalfördelade utan fördelningen skev.

Tabell 4.3 Skattad medelhalt av löst kvicksilver i grundvatten (filtrerade prov) samt 90 % konfidensintervall (dubbelsidigt) för medelhalten ($\mu\text{g/l}$).

Metod för skattning	Bästa skattning medelhalt	Konfidensintervall	
		Undre (LCLM)	Övre (UCLM)
MM ¹⁾	0.08	0.02	0.13

¹⁾ Method of moments

Jämförelse mellan olika provtagningstillfällen

Provtagningar av grundvatten har i vissa rör utförts vid två tillfällen, december 2002 och maj 2003. Provtagningen i maj genomfördes i samband med hydraultester (pumpning) av de aktuella rören. Resultaten från denna provtagning torde därför vara representativa för en större volym men också i vissa fall för ett annat djup, jämfört med föregående provtagning. Om man jämför resultaten från de två provtagningarna (Tabell 4.4) så kan man se att kvicksilverhalterna i den senare provtagningen avseende dekanterade prover är betydligt lägre. Skillnaden är speciellt stor för sådan rör där halterna vid den tidigare provtagningen var höga, rör 7122 och 7202. I båda dessa fall är halterna vid den senare provtagningen i storleksordningen 1000 ggr lägre än vid den förra. Den skattade medelhalten för proverna tagna i maj 2003 är ca 0.12 $\mu\text{g/l}$, se bilaga 1.

Tabell 4.4 Uppmätta halter kvicksilver ($\mu\text{g/l}$) i grundvattenrör provtagna december 2002 jämfört med prover tagna i maj 2003. Dekanterade respektive filtrerade prover.

Gv-rör	Dekanterade prover		Filtrerade prover	
	december 2002	maj 2003	december 2002	maj 2003
101	0.402	0.236	<0.02	0.0375
304	1.21	0.434	<0.02	<0.02
319	0.223	<0.02	<0.02	<0.02
502	0.501	0.0469	0.0509	<0.02
7122	65.6	<0.02	<0.02	<0.02
7202	20.3	0.0223 ¹⁾	<0.02	<0.02 ¹⁾

¹⁾ Påverkat av tensider

Det finns flera tänkbara orsaker till skillnaderna i resultaten för de dekanterade proverna från de två provtagningstillfällena, kanske främst sammanfattade i följande punkter:

- Analys av en högre andel partiklar vid decemberprovtagningen än vad som var representativt för grundvattnet (orsakat av förhållanden vid provtagningen)
- Successivt förbättrad filtrerande funktion för sandfilter runt provtagningsrör
- Provtagning av ett djupare grundvatten vid maj-provtagningen som hypotetiskt är mindre representativt för föroreningstransporten
- En variation i grundvattnets sammansättning under året på grund av t.ex. flödesvariationer eller grundvattennivåvariationer
- Påverkan av partikulär transport via ledningar i en eller flera provpunkter

Flera tänkbara orsaker finns således som ger resultat som slår åt olika håll. Sannolikt överskattas den verkliga totala halten i grundvattnet i Tabell 4.1 (samt Figur 4.2 och Tabell 4.2) på grund av en hög andel partikulära föroreningar (speciellt skattningen av den övre konfidensgränsen). Hög kvicksilverhalt har emellertid noterats för rör 317A (118 µg/l) och 7202 (20 µg/l) trots noteringar om klart vatten eller med förhållandevis låg angiven turbiditet *före* dekantering (nivån på uppmätt turbiditet är inte relaterad till det dekanterade provet). Detta kan vara en indikation på att kvicksilverhalten i det aktuella markområdet är underskattad eftersom den uppmätta kvicksilverhalten i jord i området kring 7202 i allmänhet är relativt låg. Den högsta kvicksilverhalten har uppmätts i rör 325 som ligger nära förväntat läge för stenkista för infiltration från fabriken.

Det kan också noteras att provtagningen för rör 7202 i maj 2003 påverkades av tensider i grundvattnet som kan ha påverkat analysresultatet. Det orsakades av en olycklig kombination av strömavbrott, krav på att samla upp allt pumpat grundvatten, kvarvarande tvättmedelsrester i uppsamlingskärlet samt hävertverkan.

Skattning av halt

Som tidigare nämnts överskattas troligen totala halten kvicksilver i utförda provtagningar på grund av en överrepresentation av partikulära föroreningar. Ett försök till skattning av utgående halter kvicksilver i grundvatten från området har därför utförts genom statistisk analys av de prover som har en förhållandevis låg turbiditet *före* dekantering (se rapport EKA 2002:2). Denna visar att proverna knappast kan betraktas som varken normal- eller lognormalfördelade (se bilaga 1). I Tabell 4.5 är medelvärde och dubbelsidigt konfidensintervall skattats med MM-metoden. Analysen omfattar emellertid få prov (9 st) och den undre konfidensgränsen blir enligt analysen negativ. Denna undre gräns har ersatts med den skattade medelhalten för filtrerade prover. Eftersom data inte är normalfördelade utan har en skev fördelning underskattas antagligen konfidensintervallets övre gräns i Tabell 4.5.

Tabell 4.5 Skattad medelhalt av kvicksilver i grundvatten samt skattat 90 % konfidensintervall (dubbelsidigt) för medelhalten (µg/l).

Metod för skattning	Skattning medelhalt	Skattat konfidensintervall	
		Undre (LCLM)	Övre (UCLM)
MM ¹⁾	17	0.08	40

¹⁾ Method of moments

I avsnitt 9 görs en övergripande värdering av spridningen även baserat på bl.a. filterförsök och föroreningsbalans i Bengtsbrohöljen.

4.1.3. Dioxin

Allmänt

Dioxin är ett mycket giftigt ämne som generellt har en låg löslighet i vatten. Lösligheten varierar dock mellan olika kongener (se Tabell 4.6). Vid beräkning av giftigheten viktas de olika kongenerna till en toxisk ekvivalent.

Statistisk analys

Dioxin har påvisats i sju av de provtagna grundvattenrören (EKA 2002:2). I övriga grundvattenrör som provtagits är halterna under rapporteringsgränsen. Observera att rapporteringsgränsen i analysen pga metoden för analys och annat analyslab är högre än rapporteringsgränsen för ytvatten.

Dessutom kan noteras att rapporteringsgränsen skiljer sig åt mellan olika prov (bl a beroende på utspädning av provet vid analysen). Det innebär att det kan finnas spår av dioxin även i andra grundvattenrör. Används den högsta rapporteringsgränsen för varje kongen, blir den beräknade rapporteringsgränsen för summaparametern S:a PCDD/PCDF I-TEQ 0,221 ng/l. Endast i grundvattenrör 101 överstiger summa PCDD/PCDF I-TEQ denna rapporteringsgräns. I Tabell 4.6 görs beräkning av summa I-TEQ på två sätt, dels med antagandet att värden för enskilda kongener under rapporteringsgräns är lika med 0 samt dels att motsvarande tal är lika med rapporteringsgräns. De två sätten att beräkna summan av toxiska ekvivalenter visar att osäkerheten är relativt stor i analysresultaten. Vidare finns dioxin spritt i hela undersökningsområdet.

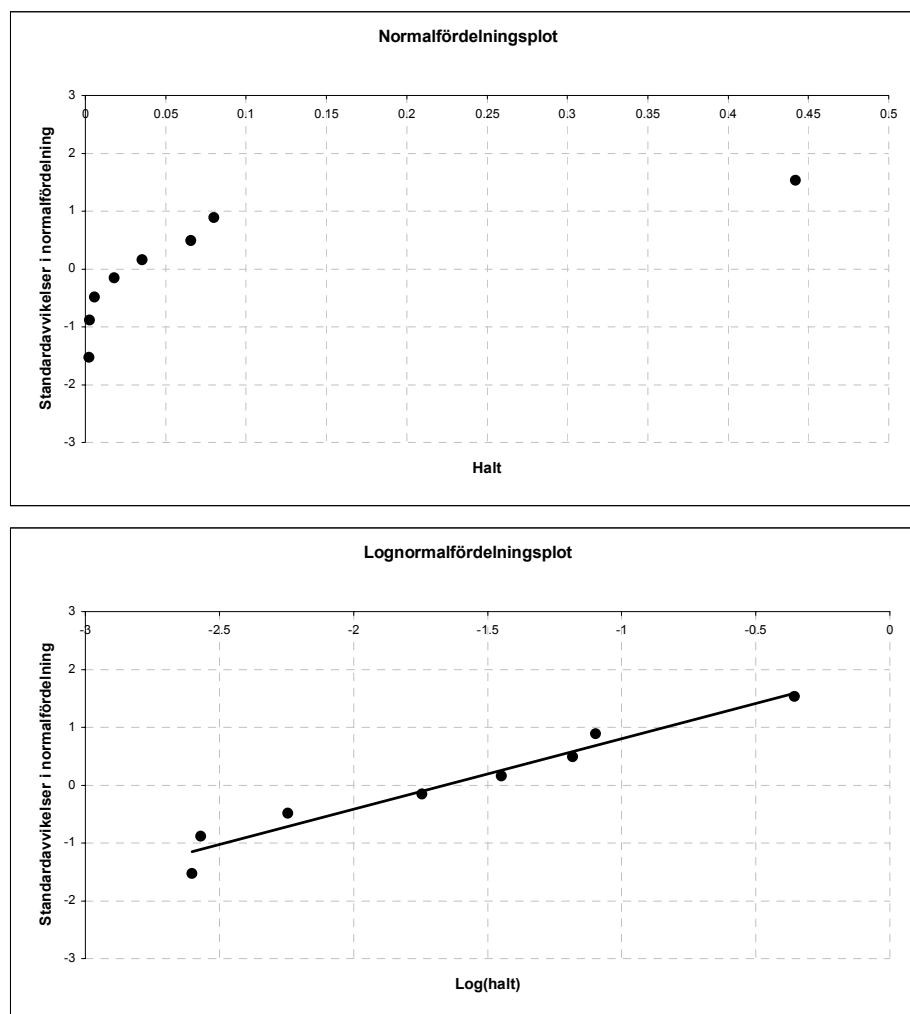
Tabell 4.6 Uppmätt halt dioxin i grundvatten (ng/l), samt omräknade som toxiska ekvivalenter enligt EN 1948-1:1996, angivet som summa PCDD/PCDF I-TEQ (ng/l). Observera att för resp. kongen är "verklig halt" angiven, medan S:a PCDD/PCDF I-TEQ avser toxiska ekvivalenter. Summan har beräknats på två sätt, dels med utgångspunkt från att "mindre än-värden" är lika med 0 och dels att de är lika med högsta rapporteringsgräns.

	Lös- lighet*	101	224	319	502	503	7023	7203	7205	Rapp- gräns högsta
2,3,7,8-tetraCDD	19	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,010	<0,040	<0,010	< 0,04
1,2,3,7,8-pentaCDD	120	<0,040	<0,040	<0,040	<0,040	<0,040	<0,020	<0,080	<0,020	< 0,08
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	4.4	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	0,056	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	4.4	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	0,074	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	4.4	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,040	0,18	<0,040	< 0,12
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	2.4	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,92	<0,25	0,11	< 0,25
oktayloridibensdioxin	0.07	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	6,8	<0,50	1,2	< 0,5
2,3,7,8-tetraCDF	420	1,2	0,025	0,025	0,09	0,24	<0,010	<0,040	<0,010	< 0,04
1,2,3,7,8-pentaCDF	240	0,46	<0,040	<0,040	0,041	0,056	<0,020	<0,080	<0,020	< 0,08
2,3,4,7,8-pentaCDF	240	0,46	<0,040	<0,040	0,045	0,076	<0,020	<0,080	<0,020	< 0,08
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	13	0,4	<0,060	<0,060	<0,060	0,13	0,16	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	13	0,14	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	0,045	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	13	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,040	<0,12	<0,040	< 0,12
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	13	0,086	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	0,052	<0,12	<0,040	< 0,12
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	1.4	0,45	<0,10	<0,10	0,16	0,24	0,76	<0,25	0,24	< 0,25
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	1.4	0,11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,09	<0,25	<0,080	< 0,25
oktayloridibensfuran	1.2	0,68	<0,20	0,21	0,42	<0,20	2,6	<0,50	1	< 0,5
S:a PCDD/PCDF I-TEQ (< värden =0)		0,442	0,0025	0,0027	0,0356	0,0802	0,0658	0,018	0,0057	0,221
S:a PCDD/PCDF I-TEQ (< värden=rapp.gräns)		0,507	0,1099	0,1099	0,1198	0,1586	0,1058	0,2265	0,0665	

* Löslighet i vatten vid 20 °C (utan fast organisk fas), se EKA 2002:5

Tetra- och pentaklorerade furaner kan räknas som typiska för kloralkali-industri.

I Figur 4.3 visas normal- och lognormaldiagram över dioxin i grundvatten enligt I-TEQ, beräknade med antagandet att värden under rapporteringsgräns är lika med 0. Ur spridningssynpunkt vore det mer relevant att se på varje kongen för sig men på grund av den låga upplösningen är detta ej meningsfullt.



Figur 4.3 Normal- och lognormalfördelningsdiagram över dioxin (I-TEQ) i grundvatten från alla provpunkter med halter över rapporteringsgräns. Beräkningen av I-TEQ är utförd så att värden under rapporteringsgräns är satt till lika med noll. Regressionslinjen visar att data är i det närmaste lognormalfördelade.

Skattning av halt

På grund av att proverna är lognormalfördelade och antalet prov är relativt litet blir konfidensintervallets övre gräns i Tabell 4.7 betydligt högre än högsta provtagna värde, om värden under rapporteringsgräns är satt till 0 ("under skattning"). Om däremot värden under rapporteringsgräns är satt lika med rapporteringsgräns för respektive kongen blir skattningen av halten högre men konfidensintervallet betydligt mindre. Denna senare skattning har använts i spridningsberäkningarna längre fram eftersom den är mer konservativ för medelhalten och ger en rimligare bedömning av konfidensintervallet.

Tabell 4.7 Skattad medelhalt av dioxin i grundvatten (data omräknade till toxiska ekvivalenter), samt 90 % konfidensintervall (dubbelsidigt) för medelhalten (ng/l). Med undre resp övre skattning avses om värden under rapporteringsgräns satt lika med noll resp lika med rapporteringsgräns.

	Metod för skattning	Skattning medelhalt	Konfidensintervall	
			Undre (LCLM)	Övre (UCLM)
Undre skattning	MVU ¹⁾	0.08	0.03	6.03
Övre skattning	MVU ¹⁾	0.17	0.12	0.32

¹⁾ Minimum Variance Unbiased estimate som bl.a. beskrivs av Gilbert (1987) och Naturvårdverket (1997).

4.1.4. Klorerade alifater

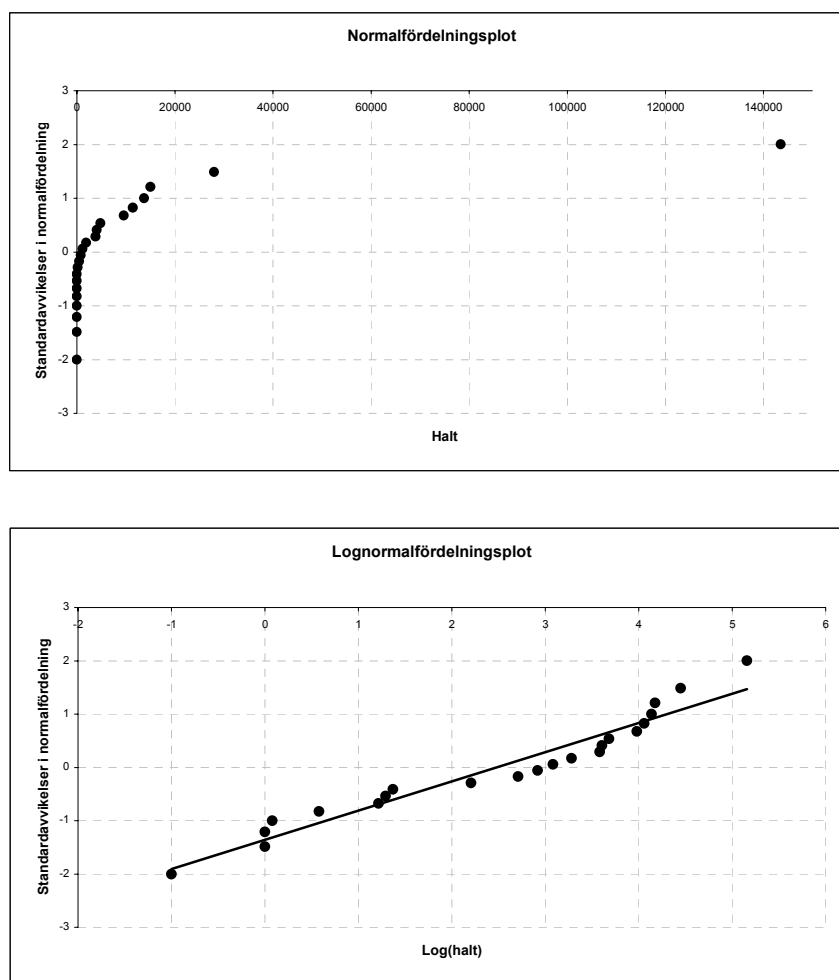
Allmänt

Klorerade alifater har analyserats vid provtagning i grundvattenrör (EKA 2002:2) samt vid sondering för att undersöka förekomst av fri fas (EKA 2002:10). Det är främst perkloretylen (PCE) som har använts vid den nedlagda kemptvätten i de gamla EKA-lokalerna (i drift 1955-1975). Det är också främst PCE, men också dess nedbrytningsprodukter (bl.a. trikloretylen och vinylklorid), som har detekterats i mark. Orsaken till PCE-förekomsten i marken på EKA-området kan vara spill av ren eller utspädd tvättvätska eller kondensation av gas i mark, som spridits t.ex. via dörröppningar, ventilation eller golvbrunnar.

PCE är en tung vätska som genom sin höga densitet sprids vertikalt i mark eller på lutande täta skikt. Man har internationellt noterat PCE-spridning via små sprickbildningar i relativt täta skikt. Spridning horisontellt sker primärt via grundvatten. Lösligheten för PCE är relativt hög, i storleksordningen 150-200 mg/l, och sorption till jord är låg. Fri fas har endast detekterats i en punkt nära tvätteriet men höga halter löst i vatten förekommer. Nedbrytning av PCE sker genom deklorering. Nedbrytningen under aeroba förhållanden är långsam medan en snabbare nedbrytning kan ske vid anaeroba förhållanden, i alla fall till en del.

Statistisk analys

Samtliga utförda analyser inom det bedömda spridningsområdet har använts för analys, se Bilaga 1. Figur 4.4 visar fördelningen av data i normal- och lognormaldiagram. Data har en dragning åt lognormalfördelning men kan sägas vara varken normal- eller lognormalfördelade. Ett prov avviker haltmässigt med en betydligt högre halt än övriga. Det är taget i rör 310 och innehåller delvis fri fas.



Figur 4.4 Normal- och lognormalfördelningsdiagram över PCE i grundvatten (ofiltrerade prov). Regressionslinjen visar att data varken är normal- eller lognormalfördelade.

Skattning av halt

I Tabell 4.8 har medelhalt och konfidensintervall för medelhalten skattats, exklusive rör 310, som delvis innehåller fri fas av PCE. Skattningen har utförts med MM-metoden. Konfidens intervallet har skattats som om data vore normalfördelade vilket inte är fallet. Detta leder till att den övre gränsen för konfidensintervallet underskattas eftersom fördelningen är skev.

Tabell 4.8 Skattad medelhalt av PCE i grundvatten, samt 90 % konfidensintervall (dubbelsidigt) för medelhalten ($\mu\text{g/l}$). Den högsta analyserade halten är exkluderad från beräkningen (rör 310).

Metod för skattning	Skattning medelhalt	Konfidensintervall	
		Undre (LCLM)	Övre (UCLM)
MM ¹⁾	4500	1800	7200

¹⁾ Methods of moments.

Försök till skattning av spridning av PCE som fri fas från undersökningsområdet har ej genomförts. Troligen sker ingen sådan spridning men kan inte uteslutas. Om en sådan spridning sker kan den signifikant bidra till den totala föroreningstransporten av klorerade alifater.

4.1.5. Övriga ämnen

I Tabell 4.9 finns redovisat statistik över koppar, bly och PAH i grundvatten. Dessa ämnen förekommer i lite högre grad än andra övriga ämnen och bedöms ha en viss, men liten, påverkan på den totala föroreningsbelastningen från området. Man kan konstatera att fördelningen är skev genom att jämföra medel- och medianvärde. Analysresultat under rapporteringsgräns, som varierar mellan proverna, har antagits vara lika med rapporteringsgräns.

Tabell 4.9 Statistik över koppar, bly (dekanterade prov) och PAH i grundvatten (ofiltrerat). Alla halter i $\mu\text{g/l}$.

Ämne	Medelvärde	Median	std	Min	Max	Antal
Koppar	21	10	39	<1	204	28
Bly	19	3.7	51	<0.6	264	28
Canc. PAH	0.51	0.035	1.84	<0.035	8.7	22
Övriga PAH	2.51	0.115	9.95	0.011	47	22
Summa PAH16	3.0	0.125	11.9	0.011	56	22

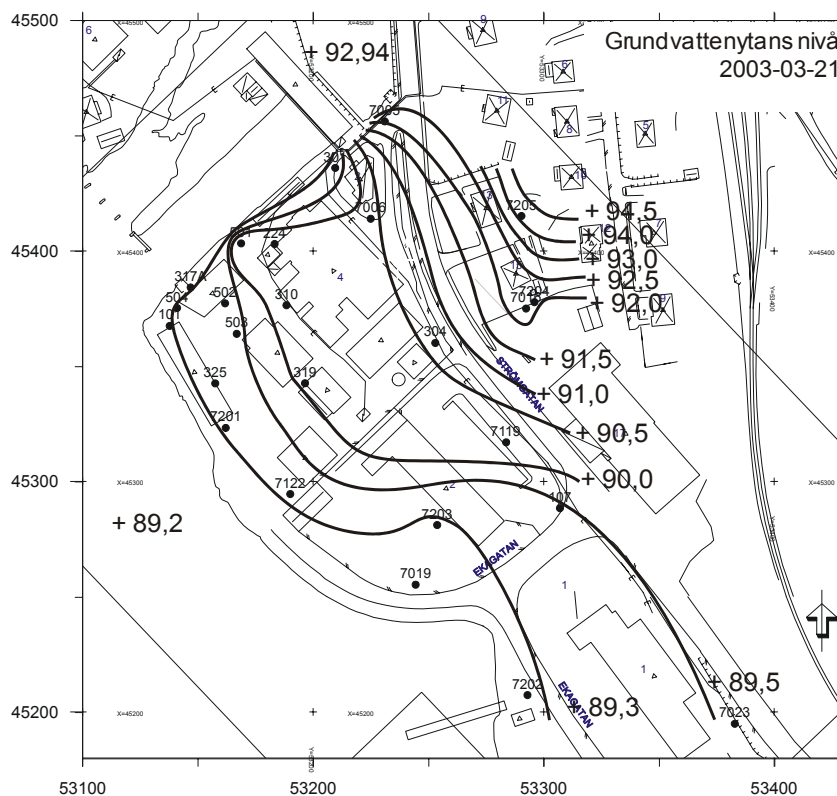
Den högsta halten av både löst koppar och bly har rapporterats från grundvattenprov i rör 310 (Cu 12 $\mu\text{g/l}$, Pb 4,3 $\mu\text{g/l}$). I flera provpunkter är halter löst koppar respektive bly under rapporteringsgränsen. Värt att notera är att den högsta blyhalten i dekanterade prov ("totalhalten") har analyserats i grundvattenrör 325 (264 $\mu\text{g/l}$), där den lösta halten bly är under rapporteringsgränsen. Av Tabell 4.10 framgår att medelhalten (och medianvärdet) för både koppar och bly är lågt. Värdena varierar inom ett relativt stort spann, vilket också framgår av standardavvikelsen.

Tabell 4.10 Lösta halter ($\mu\text{g/l}$) av koppar och bly i grundvatten (filtrerade prover).

Ämne	Medelvärde	Median	std	Min	Max	Antal
Koppar	2,7	1,4	2,6	<1	12	28
Bly	0,53	<0,2	0,91	<0,2	4,3	28

4.2. GRUNDVATTENFLÖDEN RELATERAT TILL FÖRORENINGAR

Grundvattensituationen är behandlad i rapport EKA 2002:1. Grundvattnets strömningsriktning är storskaligt riktad mot Bengtsbrohöljens strandkant. Området är emellertid mycket heterogent och lokalt förekommer andra strömningsriktningar. I Figur 4.5 visas interpolerade grundvattennivåer och strömningsriktningen är vinkelrätt mot dessa. På grund av områdets heterogenitet så varierar också markens genomsläpplighet och därmed också flödes hastigheten lokalt.



Figur 4.5 Interpolerade grundvattennivåer från 2003-03-21

Genom grundvattenmodellering som kalibrerats mot grundvattennivåmätningar har utgående grundvattenflöde till Bengtsbrohöljen från undersökningsområdet beräknats. Vidare har ett osäkerhetsintervall för flödet skattats, se Tabell 4.11.

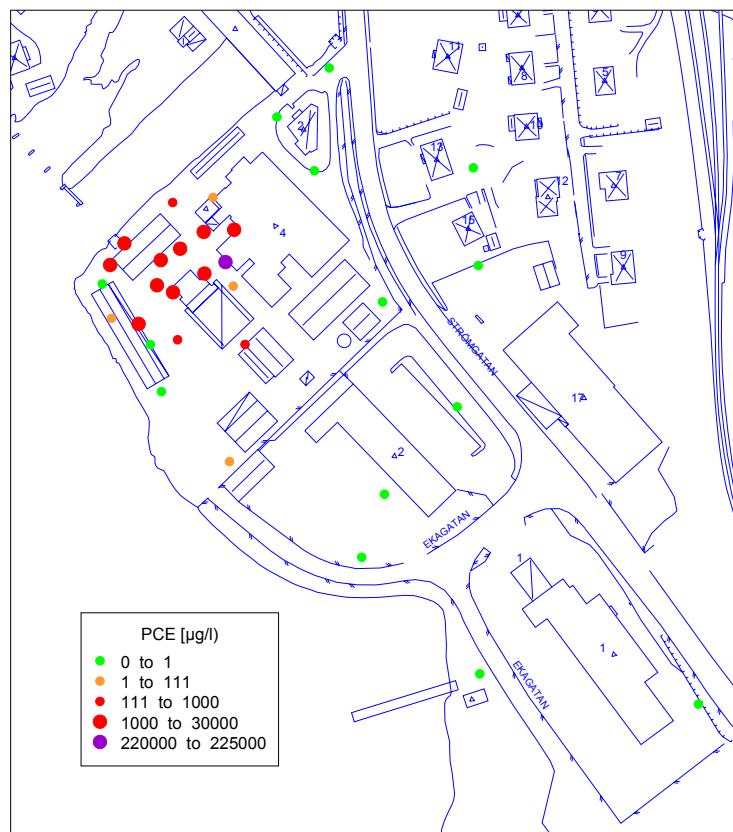
Tabell 4.11 Bedömt rimligt osäkerhetsintervall för flöde till Bengtsbrohöljen från undersökningsområdet under ett normalår (från EKA 2002:1).

	Flöde m ³ /år
Beräknat flöde enligt modellering	21000
Bedömt högsta flöde	26000
Bedömt lägsta flöde	14500

Flödet för olika delområden har bedömts i EKA 2002:1. Den nivåskillnad som finns mellan Lelång och Bengtsbrohöljen orsakar ett inte oansenligt delflöde (8000 m³/år). I Tabell 4.12 har en bedömning gjorts över hur stora grundvattenflöden som är representativa för de huvudsakliga föroreningarna, kvicksilver, dioxin och klorerade alifater (huvudsakligen PCE). Dessa föroreningar förekommer i olika koncentration i olika delområden (se EKA 2002:2). Kortfattat kan föroreningsituationen sammanfattas i följande punkter:

- *Kvicksilver*. Förekommer huvudsakligen inom den egentliga EKA-tomten men också inom andra delområden (kan vara orsakat att förorenade sediment uppblandats med fyllnadsmassor i samband med utfyllnader). Förekomst i grundvattnet finns också t.ex. i anslutning till ångbåtsbryggan.
- *Dioxin*. Förekommer i stor omfattning i anslutning till den svårt förorenade udden på EKA-tomten och Volvo-området men också i anslutning till bussgaraget och ångbåtsbryggan.

- *PCE*. Är helt relaterat till EKA-tomten, i huvudsak till den nordvästra delen, se Figur 4.6.
- *Övriga ämnen*. Högre halter av koppar, bly och PAH är nästan undantagslöst relaterade till den egentliga EKA-tomten.



Figur 4.6 Perklöretylen i grundvatten, provtaget november 2002- maj 2003. Högsta halten i varje provpunkt (oavsett nivå eller provtagningsdatum) har använts. 1 $\mu\text{g/l}$ motsvarar rapporteringsgränsen (i vissa provpunkter kan dock rapporteringsgränsen vara lägre), 111 $\mu\text{g/l}$ motsvarar det kanadensiska ytvattenkriteriet. I grundvattenrör 310 (lila färgmarkering) har extremt höga halter PCE i grundvatten uppmätts, samt fri fas observerats (från rapport EKA 2002:2).

Eftersom dioxin och kvicksilver inte kan avgränsas till specifika delområden har grundvattenflödet relaterats till hela undersökningsområdet. Sannolikt är detta en överskattning och därför ett konservativt antagande. Områdets södra delar har sannolikt en begränsad föroeningstransport men detta har inte undersökts i lika hög grad som inom andra delområden.

För PCE-föroeningen har flödet relaterats till det för EKA-tomten. En relativt stor andel av det totala flödet bedöms vara orsakat av nivåskillnaden mellan Lelång och Bengtsbrohöljen. Detta flöde har troligen en relativt kort transportsträcka i markområdet och har sannolikt en lägre föroeningshalt än övrigt grundvatten eftersom halterna i närområdet till dammen är låga. I bedömningen nedan har approximativt antagits att endast halva detta flöde är representativt för PCE-föroeningen.

För övriga ämnen (koppar, bly och PAH) är högre halter relaterade till EKA-tomten och det beräknade grundvattenflödet för denna har nyttjats för mängdberäkningen. Detta skulle kunna innebära

en mindre underskattning av föroreningstransporten för dessa ämnen. Alternativet att använda hela grundvattenflödet hade emellertid inneburit en påtaglig överskattning av mängden.

Tabell 4.12 Grundvattenflöden under ett normalår som bedöms vara representativa för olika föroreningar.

Förorening	Bedömt flöde m ³ /år		
	Normal	Lägsta	Högsta
Kvicksilver och Dioxin	21000	14500	26000
Klorerade alifater (PCE)	9500	6500	12000
Övriga ämnen	13500	8500	18000

4.3. FÖRORENINGSTRANSPORT

Föroreningstransporten via grundvatten har beräknats från bedömda föroreningshalter i avsnitt 4.1 och grundvattenflöden i avsnitt 4.2. Resultaten av beräkningen framgår av Tabell 4.13 och Tabell 4.14. Underlaget för Tabell 4.13 utgörs av Tabell 4.5 och Tabell 4.7 och Tabell 4.8.

Tabell 4.13 Beräkning av skattad föroreningstransport av kvicksilver, dioxin och PCE (medelmängder per år) med grundvatten och dess osäkerhetsintervall (bedömd konfidensgrad ca 95 %). Observera att dioxinmängden är beräknad som summa toxiska ekvivalenter enligt I-TEQ. För dioxin anges dioxinmängd beräknad utifrån att "mindre än" halter för olika kongener antas vara lika rapporteringsgräns istället för lika med noll.

Ämne	Skattning storleksordning, medelmängd	Osäkerhetsintervall	
		Undre	Övre
Kvicksilver, g	360	1	1040
Dioxin, mg	3.6	1.7	8.3
PCE, kg	43	12	86

Tabell 4.14 Beräkning av skattad föroreningstransport per år av koppar, bly och PAH (medelmängd) med grundvatten.

Ämne	Skattning storleksordning, medelmängd
Koppar, g	280
Bly, g	260
Canerogena PAH, g	7
Summa PAH16, g	40

En beräkning av erosion av slänterna vid kraftverkskanalen har utförts och finns redovisad i bilaga 2. Beräkningen visar att vid normal vattenföring kan partiklar mindre än ca 2 mm eroderas bort. Vid extremt högvattenflöde, som det under hösten 2000, kan stenstorlek upp till 6 cm eroderas. Erosionsdjupet kan vara i storleksordningen 2-3 gånger den kritiska kornstorleken för erosion.

Vid normal vattenföring sker således erosion av mindre partiklar (< 2 mm), som dock kan utgöra 50-70 % av totalmängden, så att efterhand ett skyddande lager av grövre material utbildas. Detta grövre lager kan emellertid eroderas bort vid en högre vattenföring och nytt finkornigt material friläggas som i sin tur eroderas bort och ett nytt skyddande lager bildas av grovt material. Bildandet av ett permanent skyddande lager förutsätter emellertid att den finns grovt material i tillräcklig omfattning och att inte nytt material rasar ner uppifrån slänten. Vid det högkontaminerade området kring udden är släntlutningen brant och materialet finkornigt vilket motverkar bildande av ett mot erosion långsiktigt skyddande naturligt lager av grövre material.

I Tabell 5.1 och Tabell 5.2 exemplifieras hur stor föroreningstransporten via erosion kan vara under vissa antagna, förhållanden. Osäkerheten är stor i brist på direkta mätningar av partikeltransporten vid olika flödessituationer och mätningar av verkligt djup och kornstorlek på ”skyddspåls”. Det senare har ej kunnat mätas vid udden eftersom ett tillfälligt erosionskydd blev anlagt vid extermflödet år 2000. Den verkliga föroreningstransporten via erosion kan därför både vara större eller mindre än värdena i tabellerna. Transporten av eroderat material behöver inte alltid vara så lång. Erosion har transportlängd som är beroende på det eroderade materialets kornstorlek och vattenhastigheten. Det grövre materialet sedimenterar troligen i Bengtsbrohöljen, kanske redan i närområdet.

Tabell 5.1 Beräkningsexempel över föroreningstransport av kvicksilver via erosion under vissa antagna förhållanden (antagen torrdensitet 1600 kg/m³).

	Exponerad areal, m ²	Erosionsdjup/år, mm	Mängd jord, m ³	Antagen halt Hg, mg/kg	Föroreningsmängd g/år
Normalflöde	100	0-1	0-0.1	100	0-16
Högflöde	200	25-50	5-10	100	800-1600

Tabell 5.2 Beräkningsexempel över föroreningstransport av dioxin via erosion under vissa antagna förhållanden (antagen torrdensitet 1600 kg/m³). Observera att dioxinmängden är beräknad som summa toxiska ekvivalenter enligt I-TEQ.

	Exponerad areal, m ²	Erosionsdjup/år, mm	Mängd jord, m ³	Antagen halt ng/kg	Föroreningsmängd mg/år
Normalflöde	50	0-1	0-0.05	5000	0-0.4
Högflöde	100	25-50	2.5-5	5000	20-40

5.2. TRANSPORT MED DAGVATTEN

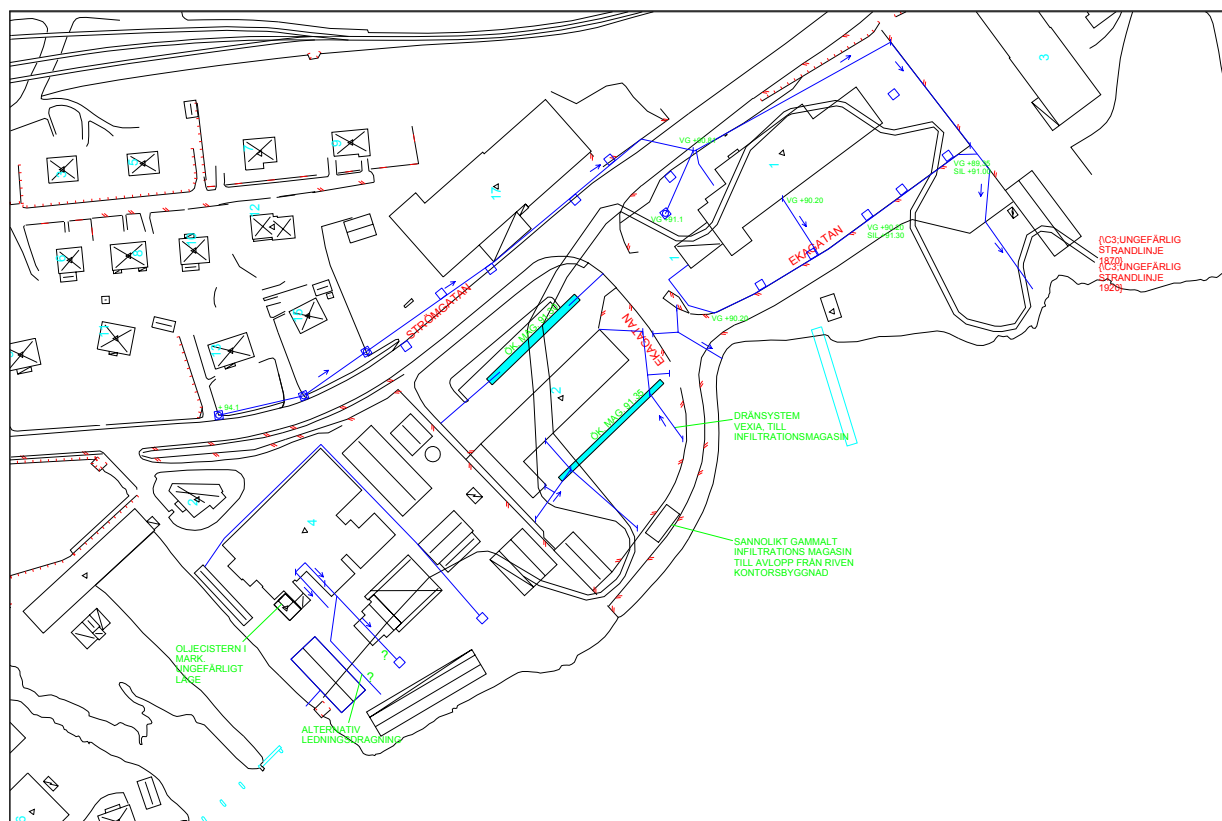
Undersökningsområdet är relativt flackt och stora delar av områdets ytor är hårdgjorda. Vidare infiltreras delar av dagvattnet via stenkistor till grundvatten, framförallt vid Vexia och den gamla EKA-fabriken. Dessa förhållanden begränsar föroreningstransporten via ytavrinnande dagvatten. På ej hårdgjorda ytor och i slänterna mot Bengtsbrohöljen kan under kraftig nederbörd och ytavrinning erosion ske.

Ledningar förekommer i hög grad i området. Figur 5.2 visar ledningskarta över uppgivna och tolkade dagvattenledningar och infiltrationsanläggningar. Översikt över alla typer av ledningar finns i rapport EKA 2002:1. utöver vad som angivits på ledningskartan har indikationer under senare tid framkommit på ledning mellan Lelång (kraftverksdammen) och mot den gamla fabriken. Säker förekomst av vissa ledningarna har inte kunnat bekräftas med provgroppsgrävning under undersökningarna. Osäkerheter finns således fortfarande kring föroreningstransport via ledningar.

Två dagvattenprover har tagits i brunnar i anslutning till bussgaraget (ovan och nedan), se Tabell 5.3. Inga anmärkningsvärda halter av metaller påträffades. Halterna av dioxin analyserades också och visade sig vara mycket låga.

Tabell 5.3 Halter av metaller i dagvatten i anslutning till bussgaraget.

Provpunkt	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Kommentar
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
E7801	<1,6	0.0163	2.44	0.0073	0.231	10.1	I brunn NO bussgaragen
E7802	<1,8	0.02	3.08	0.0044	0.578	19.6	i brunn SV bussgaragen



Figur 5.2 Sammanställning av kända och osäkra dagvattenledningar (modifierad från EKA 2002:1).

Delar av det bildade dagvattnet leds ner i marken till infiltrationsanläggningar och bildar således grundvatten. Denna transport blir således en del av grundvattenflödet. Från några brunnar på EKA-gatans infart till området leds ytvatten från hårdgjorda ytor direkt till Bengtsbrohöljen. Övriga delar av ytvattnet infiltrerar antingen till jord eller rinner i lågpunkter ned till Bengtsbrohöljen. Något försök till kvantifiering av denna transport har ej gjorts men kan utgöra en mätbar källa vid häftig nederbörd.

5.3. TRANSPORT ORSAKAD AV DIFFUSION

Diffusion av föroreningar sker både direkt till Bengtsbrohöljen och till på markområdet rinnande ytvatten. Diffusion av kvicksilver till hårdgjorda markytor bedöms vara låg på grund av relativt låga halter nära marken i kombination med bedömd låg vattenmättnad i det material som underlagrar asfalten. En viss transport av kvicksilver till Bengtsbrohöljen sker via vattenmättade porer i slänten, speciellt vid de högkontaminerade delområdena. Storleken på denna transport är dock svårbedömd men bedöms vara underordnad transport via erosion och har hanterats som en del av osäkerheten i denna.

6. SPRIDNING VIA GAS OCH DAMM

Till luften kan föroreningar avgå som gas eller damm. Vid damning kan partikulärt bundna föroreningar som kvicksilver och dioxin spridas. Avdunstning kan ske av kvicksilver och perkloretylen och förutsättningar kan därmed skapas för gasavgång av dessa ämnen. Eftersom damning inte anses styrande för eventuella åtgärder har denna inte undersökts närmare i detta skede.

Vid damning är det främst finfraktionen som avgår. Tidigare undersökningar av ytjord har visat 5 gånger förhöjda halter av kvicksilver i finfraktionen (<63µm) (Sundberg et al, 1998). Undersökningar i föreliggande utredning har också visat på förhöjda halter men begränsat till ca 2 gånger (EKA 2002:2). Detta bör medföra att halten av kvicksilver i damm är högre än i ytjorden i allmänhet. Risken för damning är främst begränsad till ej vegetationsklädda eller hårdgjorda ytor. Sådana ytor är begränsade i de norra och mellersta delarna av undersökningsområdet.

I Tabell 5.1 exemplifieras hur stor föroreningstransporten via damning kan vara under vissa givna, antagna, förhållanden. Den exponerade arealen för damning utgör ca 15 % av undersökningsområdet och härrör från en tidigare utredning (Sundberg et al, 1998). Halterna kommer från föreliggande utredning och där det antagits att halterna i den damningsbenägna finjorden är dubbelt så höga som i provet som helhet, både för kvicksilver och för dioxin. Exemplet visar att föroreningstransporten via damning inte behöver vara obetydlig. Den verkliga föroreningstransporten via damning kan vara både större eller mindre än dessa värden.

Tabell 6.1 Beräkningsexempel över föroreningstransport av kvicksilver och dioxin via damning under vissa antagna förhållanden (antagen torrdensitet 1600 kg/m³). Observera att dioxinmängden är beräknad som summa toxiska ekvivalenter enligt I-TEQ.

	Exponerad areal, m ²	Erosionsdjup/år, mm	Antagen halt	Föroreningsmängd
Kvicksilver	5500	0.5	4.5 mg/kg	20 g/år
Dioxin	5500	0.5	340 ng/kg	1.5 mg/år

Kvicksilveravgång till luft har ej kunnat mätas i föreliggande undersökning. Sundberg et al (1998) utförde mätningar av diffusion i mark genom passiva provtagare. Dessa visar på halter av kvicksilver i porluften på mellan 20 och 3000 ng/m³. Det finns dock osäkerheter i dessa mätningar. Elert et al (2000) gjorde teoretiska beräkningar av kvicksilver i porluft och kom fram till en halt på 36000 ng/m³. Baserat på dessa sistnämnda mätningar beräknade Elert et al (2000) att kvicksilveravgången till luft via diffusion var mindre än 1 g/år för fabriksområdet och Vexia sammantaget.

I anslutning till saneringen av Örserumsviken har man mätt kvicksilveravgången i gasfas från vatten- och markområden till luft (Palm et al, 2001). Det högsta uppmätta flödet härrör från deponiområdet där i genomsnitt 77 ng/(m²·h) har mätts upp, dvs. 0.68 mg/(m²·år). En betydande flödesvariation finns över året. Om vi översätter detta flöde till EKA-området och antar samma areal som för damningsberäkningarna i Tabell 6.1 blir resultatet en avgång av knappt 4 g/år. Flera faktorer påverkar emellertid gasavgången, bl.a. föroreningsgraden och transportförhållanden. Föroreningsgraden är betydligt högre för EKA-området än för deponin vid Örserumsviken, vilket också skulle indikera ett högre flöde. Transportförhållandena kan emellertid vara sämre för EKA-området jämfört med deponin vid Örserumsviken som uppges ha en lucker struktur (Palm et al, 2001).

I rapport EKA 2002:13, som behandlar byggnader, har även en referensmätning av utomhusluft genomförts med diffusionsprovtagare. Den placerades någon dm utanför väggen på det SV hörnet av själva cellhallen med passiv provtagare under 24 timmar. Mätningen utfördes den i slutet av november 2002 (snöfall, ca 0°C) och visar på detekterbar halt av kvicksilver, 0.18 µg/m³ luft. Som jämförelse rapporteras ca 1.35 ng/m³ (totalhalt kvicksilver i gasfas) från två stationer i södra Sverige samt norra Finland (Wängberg & Munthe, 2001). Denna stora skillnad (över två 10-potenser) tyder på att kvicksilver avgår i gasform till luft från mark och byggnader vid EKA-området (avseende byggnader se EKA 2002:13) och att tidigare bedömningar av gasavgången från mark kan vara underskattade. Alternativt är den utförda utomhusmätningen är starkt påverkad av kvicksilveravgång från byggnader.

7. LAK- OCH FILTERFÖRSÖK

7.1. LAKFÖRSÖK

7.1.1. Utförda försök

Lakförsöken finns avrapporterade i rapport EKA 2002:5. Följande försök har genomförts:

- *Tillgänglighetstestet* beskriver den potentiellt utlakbara mängden av oorganiska ämnen, dvs den mängd som totalt kan laka ut då kornstorlek, alkalinitet, koncentrationsskillnader eller tid inte begränsar utlakningen. Testet anger lakbarheten på lång sikt och kan sägas skatta den övre gränsen för möjlig lakbarhet.
- Det *sekventiella laktestet* av oorganiska ämnen är baserat på en femstegsprocedur där det fasta materialet lakas med olika reagenser med separering av vätskan och provmaterialet mellan varje steg. Vätskan från varje steg analyseras med avseende på metallinnehåll, varefter det fasta materialet lakas på nytt i nästa steg. Lakningsstegen representerar olika kemiska miljöer (redox, pH) där lakbenägenheten är olika. Försöket ger totalt fem olika värden som fastställer den metallmängd som kan lakas ut under inverkan av upplösnings-, jonbytes-, reduktions-, samt oxidationsprocesser.
- *Kolonntest* beskriver utlakningsförloppet av oorganiska och organiska ämnen på kort och medellång sikt och ger information om sammansättning och variation från första lakvattnet vid låga L/S-kvoter (0,1) upp till L/S 10. Kolonntestet används i detta fall för att undersöka om förekomst av höga halter kloridjoner och PCE påverkar utlakningen av oorganiska ämnen (f a kvicksilver) respektive organiska ämnen.

7.1.2. Resultat

Tillgänglighetstesterna visar att lakbarheten för kvicksilver är väsentligt mycket lägre än vad som antas vid beräkning av generellt riktvärde, se Tabell 7.1. I tabellen har Kd-värden beräknats som anger ett ämnes fördelning mellan fast fas och vattenfas. Ett högt Kd värde medför låg löslighet.

Tabell 7.1 Beräkning av nya Kd-värden ur tillgänglighetstester för några metaller (modifierad från EKA 2002:5).

Ämnen	Provnummer					Generellt Kd*
	E7431	E7432	E7433	E7434	E7435	
Cu	570	4583	270	246	77	500
Hg	7433	6098	17632	255513	138000	200
Pb	1549	219	2012	391	100	1000

* NV rapport 4639

Resultaten från den sekventiella lakningen visar att frisättning av tungmetaller främst sker vid reducerande förhållanden, d v s i syrefria miljöer (sänkt redoxpotential). Resultaten visar att frisättning även kan förväntas om redoxpotentialen kraftigt höjs i marken, som vid exempelvis syresättning. En ökad utlakning kan också konstateras vid sänkt pH. Under normala betingelser, dvs något försurande omständigheter, förväntas inte någon markant ökning av urlakning ske. Kolonntesterna visar att det förefaller som att PCE i vatten har en tendens att öka lakbarheten hos dioxiner från jordmaterial.

I Tabell 7.2 görs en sammanställning av data från lakförsöken avseende kvicksilver. Tabellen redovisas teoretiska halter i porvatten/grundvatten baserat på framräknade Kd-värden (Tabell 7.1) och uppmätta fastfashalter i jord och fyllnadsmaterial för olika delområden. Vidare visas resultat från kolonn- och skakförsök. Tabellen visar på resultat som styrker de delvis relativt höga halterna av kvicksilver som uppmätts i grundvatten. Vidare tyder resultaten på att höga halter kan förekomma i löst form.

Tabell 7.2 Sammanställning av data för kvicksilver inför spridningsuppskattning (från EKA 2002:5).

Jord - Hg		Delområden						Jordprover					
Delområde	-	1	2A	2	3	1+2	Alla delområden	E7431	E7432	E7433	E7434	E7435	Samlingsprov
medelvärdesmetod	N = 307 ¹	MM	MM	MM	MM	MM	MM	-	-	-	-	-	-
Halt i jordmatrisen	mg/kg/TS	719	1245	15	6	-	184	721	186	0.7	6.7	2.8	263
Halt i porvatten, generellt Kd	µg/l	3591	6218	75	30	-	919	3601	929	3.7	34	14	1314
Halt i porvatten, beräknat Kd-min	µg/l	118	204	2	1	-	30	-	-	-	-	-	-
Halt i porvatten, beräknat Kd-median	µg/l	41	71	1	0.3	-	10	-	-	-	-	-	-
Halt i porvatten, beräknat Kd-max	µg/l	3	5	0.1	0.02	-	1	-	-	-	-	-	-
Uppmätt halt i lakvätsk. kol.test (L/S 0.1)											2.2		15
Uppmätt halt i lakvätsk. kol.test (L/S 0.2)	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.7	-	16
Uppmätt halt i lakvätsk. kol.test (L/S 2)	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.6	-	10
Uppmätt halt i lakvätsk. kol.test (L/S 10)	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.2	-	2.5
Uppmätt halt i lakvätsk. skaktest (L/S 100)	µg/l	-	-	-	-	-	-	97	31	0.04	0.03	0.02	-

* Samlingsprov på E7431, E7432 och E7433,
1. Gäller för "alla delområden"

7.1.3. Slutsatser

För resultaten av lakförsöken kan slutsatserna sammanfattas i följande punkter (för fullständig information hänvisas till EKA 2002:5):

- De flesta ämnen förutom bly, koppar och zink har en lägre spridningsbenägenhet från jordprover baserat på beräknade fördelningskonstanter (Kd) jämfört med de Kd-värden som används Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. Kviksilver ligger således hårt fastlagt och har liten spridningsbenägenhet i jord.
- För samtliga matriser framgår det tydligt att en ökad spridningsrisk föreligger för metaller om pH sjunker och om redoxpotentialen blir låg (mot anaeroba förhållanden).
- Lakbarheten för dioxiner är generellt sett låg och närvaro av PCE ökar sannolikt urlakning av dioxiner vid höga halter av dioxiner i jordmatrisen.
- För jord gäller att det endast är kvicksilver som leder till högre krav på deponering. För jord med kvicksilverhalter på ca 5 mg/kg bör massorna hanteras som avfall vid deponering.

- Lakförsöken tyder på att förhållandevis höga halter av kvicksilver kan förekomma i löst form (egentligen löst och partiklar <0.45 µm).

7.2. KOLLOIDFÖRSÖK

7.2.1. Genomförande

Både kvicksilver och dioxin är till största delen partikulärt bundna. Det är därför mer realistiskt att tala om en mobil partikulärt bunden förorening än lösta föroreningar. Kolloider (1 nm-10 µm) kan transporteras i grundvatten från några meter till någon kilometer.

I en tidigare undersökning genomfördes försök för att försöka kvantifiera kolloidbildningen (Sundberg et al, 1998). Lakningen utfördes som ett skakförsök vid L/S 10. Centrifugering användes för att avskilja partiklar i lakvattnen i olika storleksfraktioner. Tiderna för centrifugeringen för att nå fraktionen med kolloida partiklar togs fram i förförsök med filtrering och vägning av partiklar på olika filter. Lakvatten med partiklar definierades som lakvatten med en övre gräns för partiklar >5 µm men inte partiklar >8 µm. Lakvatten utan partiklar definierades som lakvatten med partiklar mindre än 0.2 µm vid detektionsgräns för vågen. Det bör dock påpekas att partiklar (kolloider) även kan finnas vid den lägre storleksgränsen.

7.2.2. Resultat

Jord från två olika förorenade punkter användes. Resultaten av försöken framgår av Tabell 7.3. Tabellen visar att ansevärd partikelbundna halter av både dioxin och kvicksilver kan förekomma. Speciellt noterbar är att halten kan vara så pass hög i vatten med partiklar mindre än 0.2 µm. Resultaten i Tabell 7.3 indikerar att vattenprover som filtrerats på normalt sätt i 0.45 µm - filter skulle kunna innehålla höga halter kvicksilver. Alla grundvattenprover som filtrerats i föreliggande projekt har emellertid innehållit betydligt lägre halter. Dioxin- och kvicksilverhalterna för partiklar <0.2 µm är betydligt högre än den skattade medelhalten för respektive ämne i grundvatten enligt tidigare avsnitt.

Tabell 7.3 Resultat från kolloidförsök med koncentrationen av Hg och dioxin i lakvatten med respektive utan partiklar (från Sundberg et al, 1998).

Punkt 332			Löst och partiklar <0.2 µm	Partiklar <8 µm
Hg	Koncentration	(µg/l)	94.4	1760
	Utlakad mängd	(mg/kg TS)	0.94	17.6
Dioxin	Koncentration, TCDD-ekv, NORDIC	(ng/l)	2.57	34.8
	Mängd, TCDD-ekv, NORDIC	(ng/kg TS)	25.7	348
Punkt 311				
Hg	Koncentration	(µg/l)	0.69	223
	Utlakad mängd	(mg/kg TS)	0.0069	2.23

7.2.3. Slutsatser

Följande slutsatser kan dras av försöken:

- Vissa material från EKA-området har potential att bilda kolloider
- Höga koncentrationer av både kvicksilver och dioxin kan finnas i lakvatten med partiklar mindre än 0.2 µm

En frågeställning baserat på dessa resultat är:

- Innebär filtrering av vattenprov att kvicksilver i löst form fastnar i filtret och därmed skenbart minskar den lösta halten?

7.3. FILTERFÖRSÖK

7.3.1. Allmänt

Filterförsök finns avrapporterade i rapport EKA 2002:5. Filterförsöken utfördes med följande material som filter:

- Fyllnadsjord från EKA-området. Två olika fyllnadsmaterial från EKA-tomten respektive Vexia området.
- Sandfilter av Baskarpsand. Tre olika kornstorlekar för sanden.

De förstnämnda försöken utfördes för att se vilken potential det förorenade materialet i sig har att filtrera/transportera föroreningar. De andra försöken utfördes för att undersöka om sandfilter kan reducera föroreningstransporten.

Lakvatten tillverkades genom skakförsök på förorenat material (l/s 20). Lakvattnet fick sedan stå 24h innan det dekanterades av.

7.3.2. Filterförsök med fyllnadsmaterial

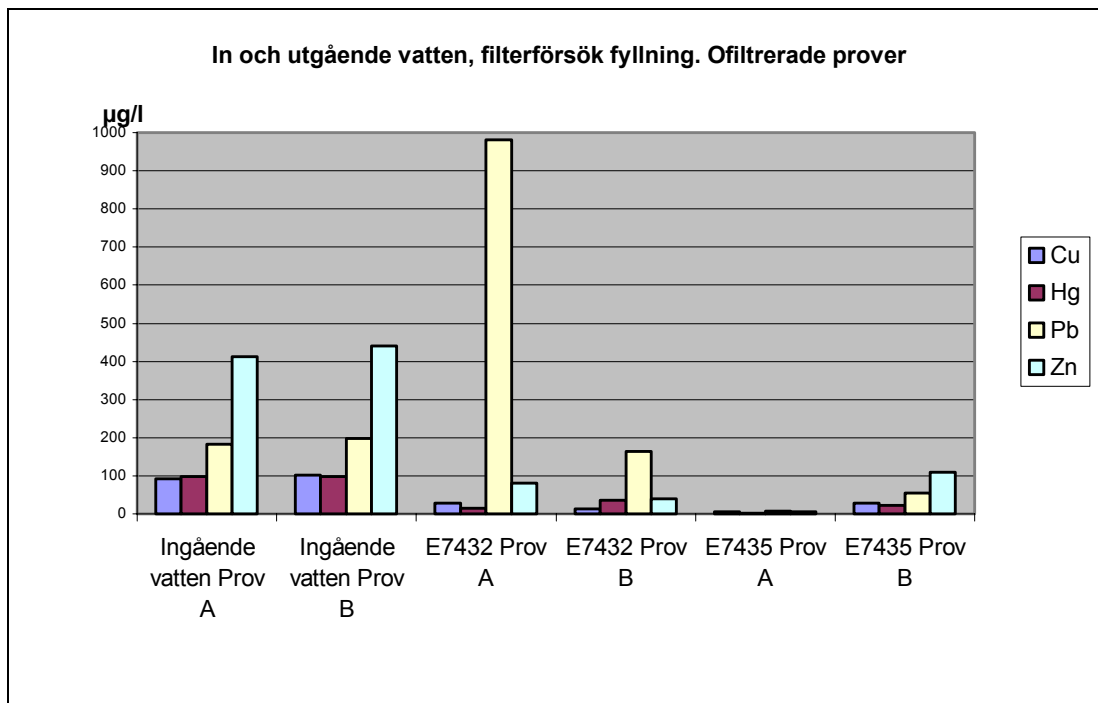
Tabell 7.4 visar föroreningshalterna i de använda fyllnadsmaterialen.

Tabell 7.4 Föroreningshalter i fyllnadsmaterial i kolonnförsöken. Dioxin är omräknat till toxiska ekvivalenter, s:a PCDD/PCDF I-TEQ (EKA 2002:5).

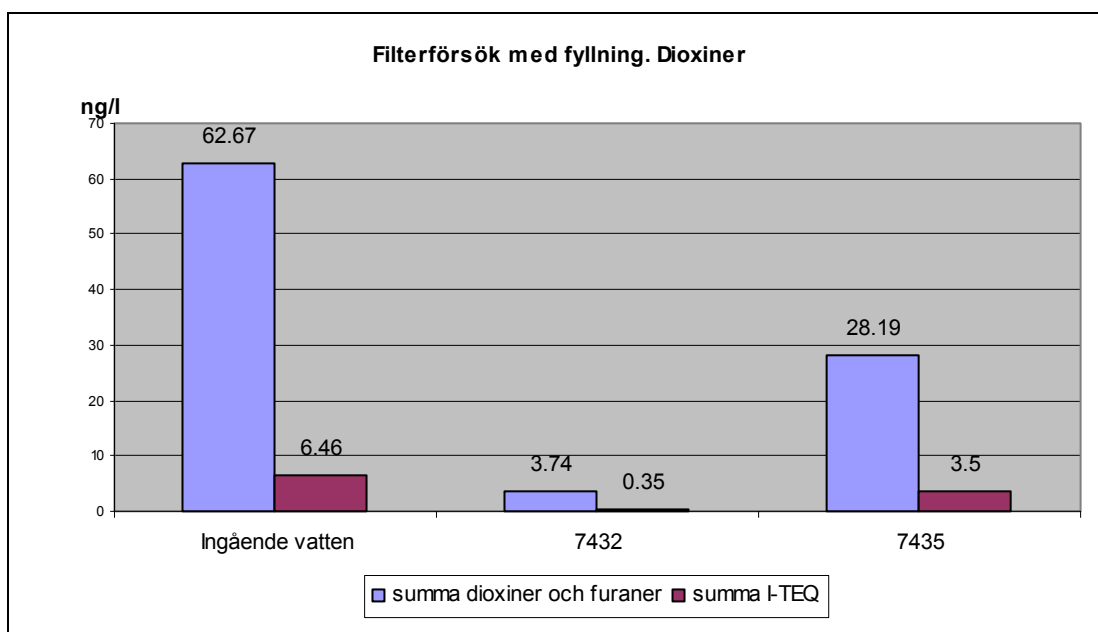
	Hg mg/kg TS	Pb mg/kg TS	Cu mg/kg TS	Zn mg/kg TS	Dioxin ng/kg TS
Pg 7431 (tillverkning av lakvatten)	721	398	158	519	8636
Pg 7432 (kolonn)	186	22100	527	75	2920
Pg 7435 (kolonn)	2.76	23	12.2	49	22874

Kvicksilverhalten i det tillverkade vattnet var ca 98 µg/l (ofiltrerat). Löst kvicksilver eller bundet till partiklar mindre än 0,45 µm förekom i så höga halter som 5 µg/l. I Figur 7.1 redovisas resultaten från filterförsöken med fyllnadsmassor. Av tabellen framgår att största reduktionen av kvicksilver sker i fyllnadsmaterialet från provgrop 7435. Detta material har en större finjordshalt än fyllningen

från provgröp 7432 men också lägre kvicksilverhalt. Reduktionen av kvicksilver i filtrerade prover var större i 7435 än i 7432. Resultaten visar också att utlakning av bly sker från fyllningsmaterialen, framförallt från 7432. Materialet från provgröp 7432 har också en mycket hög halt bly.



Figur 7.1 Resultat från filterförsök med två olika fyllnadsmaterial från Eka-området (som ingående vatten har ofiltrerat lakvatten använts). Utgående vatten symboliseras av de staplar som ej är märkta "ingående vatten" (från EKA 2002:5).

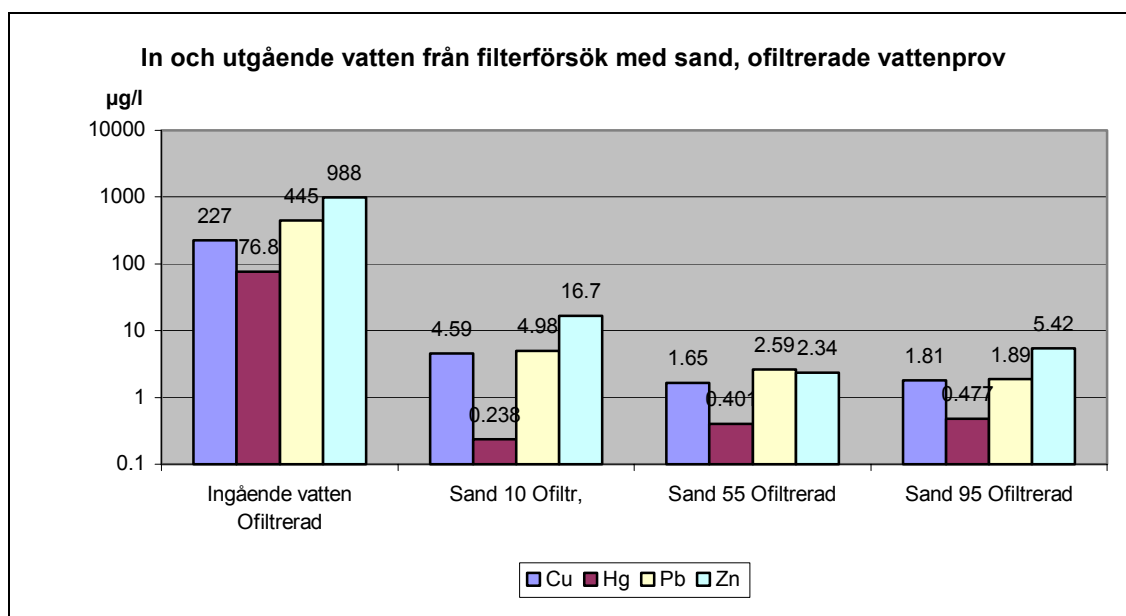


Figur 7.2 Resultat avseende dioxin från försök med fyllnadsmaterial som filter. Blå staplar beskriver summa detekterade dioxin- och furankongener och röda staplar omräknat till summa I-TEQ. Utgående vatten symboliseras av de staplar som ej är märkta "ingående vatten" (EKA 2002:5).

Resultaten visar att materialet från provgröp 7435 reducerar dioxiner sämre än materialet från 7432 trots att det reducerar kvicksilver bättre och har mer finkornig kornstorlekssammansättning. Detta kan förklaras med ett betydligt högre dioxininnehåll men lågt kvicksilverinnehåll i provet från 7435.

7.3.3. Filterförsök med sandfilter

Resultaten visar att för samtliga filtersander reducerades kvicksilverhalterna med över 99 % och halten sjönk till under 0.5 µg/l. Även för tester där ingående vatten filtererats separat (porstorlek 0.45 µg/l) reducerades den redan relativt låga halten (ca 5 µg/l) före sandfiltret till 0.3 µg/l eller lägre efter sandfiltret, dvs. med över 90 %. Utgående halt (efter filtret) verkar därmed vara relativt oberoende av ingående halt.



Figur 7.3 In- och utgående vatten från filterförsök med sand. In- och utgående vatten har inte filterats genom filter 0.45 µm. Observera logaritmisk skala. Sand 10 har medelkornstorlek 0.10 mm, Sand 55 har medelkornstorlek 0.55 mm, Sand 95 har medelkornstorlek 0.95 mm. Utgående vatten symboliseras av de staplar som ej är märkta "ingående vatten" (från EKA 2002:5).

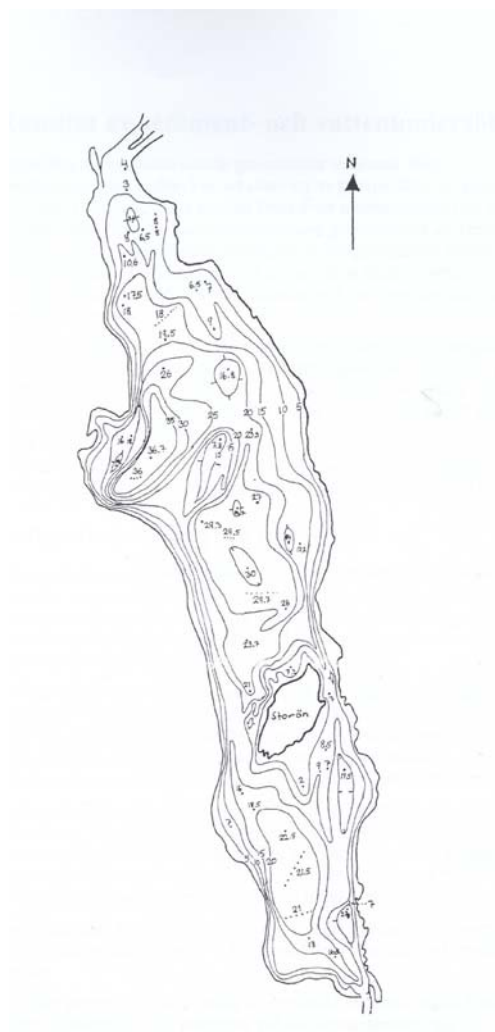
7.3.4. Slutsatser

- Fyllnadsmassorna har potential att bilda kolloider som avsevärt kan öka transporterad föroreningsmängd av kvicksilver och dioxin.
- Filtrering av ett lakvatten genom fyllnadsmassor minskar ofta halterna men relativt höga halter av kvicksilver kan kvarstå även efter sådan filtrering
- Filtrering genom sandfilter reducerar halterna av kvicksilver, och sannolikt även av dioxin, till en låg nivå.

8. OBSERVATIONER I BENGTSBROHÖLJEN

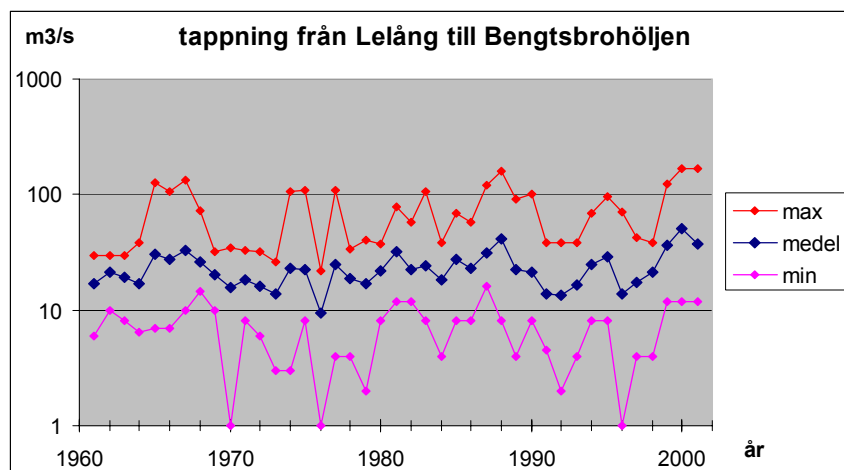
8.1. SJÖDATA, UTSPÄDNINGSFÖRHÅLLANDEN OCH UPPEHÅLLSTIDER

Sjöarean för Bengtsbrohöljen är ca 1.11 km² och det uppskattade medeldjupet är 20 m. Figur 8.1 visar en karta över tolkade djupförhållanden i Bengtsbrohöljen.



Figur 8.1 Djupkarta över Bengtsbrohöljen (från Elert et al, 2000).

I Figur 8.2 visas vattenföringen till Bengtsbrohöljen under perioden 1961-2001. Medelvattenföringen per år genom kraftverket är ca 20 m³/s. Den teoretiska medelomsättningstiden för perioden 1961-2002 är ca 11 dygn i Bengtsbrohöljen. Under en extrem höglödesperiod (hösten 2000) var flödet vid inloppet ca >170 m³/s (mätproblem förekom). Den teoretiska omsättningstiden av sjön vid en sådan höglödesperiod är ca 1.5 dygn eller mindre.



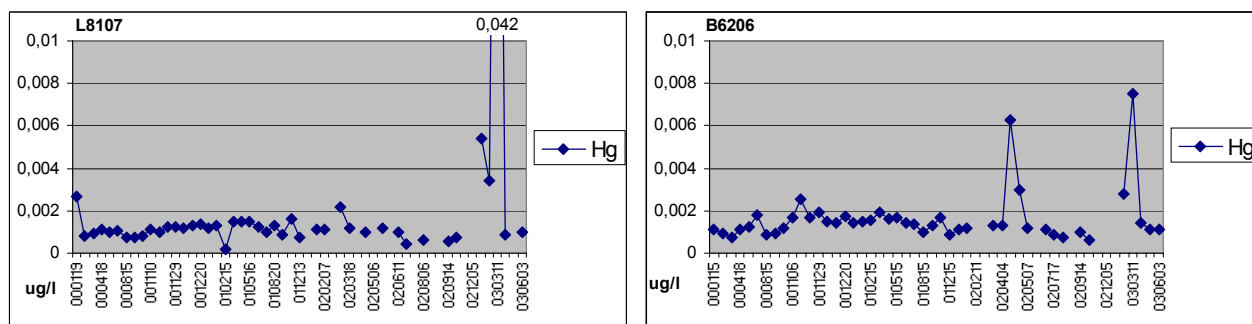
Figur 8.2. Årsmedelvärden av tappning från Lelång till Bengtsbrohöljen under åren 1961-2001. I figuren visas även årsvisa max- och minvärden. Referens: EKA 2002:20.

Utspänningsförhållandena utanför EKA-området bedöms vara goda. En bakström går norrut utanför EKA-området mot kraftverkskanalen där vattnet helt eller delvis inblandas med inkommande vatten. Hur stor denna inblandning är har dock ej kunnat undersökas.

8.2. FÖRORENINGSBALANS FÖR VATTENFASEN

Föroreningsbalansen för Bengtsbrohöljen har undersökts inom projektet och finns avrapporterad i EKA 2002:20. Rapporten visar att skillnaden i halt av dioxiner och kvicksilver mellan in- och utlopp till Bengtsbrohöljen är mycket liten. Vidare är halterna av kvicksilver i Bengtsbrohöljens vattenmassa under lugna förhållanden små och inga kemiska eller partikulära gradienter kan spåras som tyder på pågående föroreningsspridning från EKA-området. Dioxin är svårlösligt i vatten, och både kvicksilver och dioxin har en stark partikelaffinitet, varför halterna i stor utsträckning kan antas vara associerad med partikeltransport. Vid högflöde kan mängden partiklar antas vara högre varför även föroreningstransporten kan antas vara relaterad till vattenföringen.

Halten av kvicksilver, både vid Bengtsbrohöljens utlopp och vid dess inlopp, är i allmänhet i storleksordningen 1-2 ng/l, vilket är en förhållandevis låg nivå, se Figur 8.3. Beräknat på årsbasis med ett genomsnittligt flöde om 20 m³/s är utflödet ca 1 kg/år. Skillnaden mellan in- och utlopp, beräknat som medelvärde eller median, är mycket liten. Nettoutflödet av kvicksilver uppskattas till ca 0.1-0.2 kg/år, dvs tillskottet från Bengtsbrohöljen blir ca 10 % av totala flödet. Man skall dock inte dra långtgående slutsatser utifrån detta eftersom det rör sig om punktmätningar och mycket låga halter varför osäkerheterna är påtagliga.

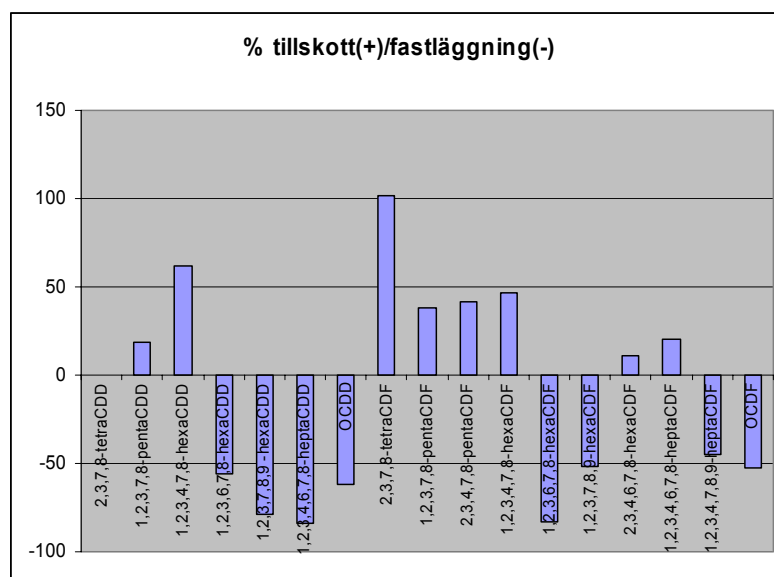


Figur 8.3 Kvicksilver i utflödet från Lelång (till vänster) samt utflödet från Bengtsbrohöljen (till höger), under perioden 000116 till 030603. Avbrott på kurvan betyder att halten inte överstiger laboratoriets rapporteringsgräns (från rapport EKA 2002:20).

Om man studerar kurvorna finner man att halten i utloppet periodvis har en tendens att vara högre än vid inloppet. Vid de 9 mätningar som gjordes under den extrema högflödesperioden november 2000 – januari 2001 var utgående halt av kvicksilver vid varje mättillfälle något högre än ingående. I genomsnitt är skillnaden bara 0,5 ng/l men flödet var mycket högt, ca 170 m³/s (eller större) mot normalt ca 20 m³/s. Den beräknade mängden kvicksilver som netto transporterades ut från Bengtsbrohöljen under den aktuella perioden blir då knappt 0,6 kg, dvs. ca 5 gånger mer än vad som annars transporteras ut netto på ett helt år.

Våtdeposition av totalkvicksilver är ca 4-10 µg/m², år (Rörvik i södra Sverige, Wängberg & Munthe, 2001) vilket ger ett sådant litet bidrag över sjöytan (ca 0,01 ng/l) att man bör kunna bortse från detta i balansen.

Beträffande dioxiner förefaller källor i Bengtsbrohöljen tillföra vattensystemet vissa kongener, vilka föreslås kunna associeras till tidigare kloralkaliproduktion på EKA-området (EKA 2002:20). Nettoflödet (baserat på utgående halt minus ingående halt) visar att mängderna av vissa dioxiner och i synnerhet furaner ökar vid utloppet av Bengtsbrohöljen gentemot inloppet. I Figur 8.4 redovisas procentuellt tillskott respektive fastläggning, relativt inkommande halter i vatten på väg in till Bengtsbrohöljen, av dioxiner och furaner under perioden 011217-030210 (8 mättillfällen). Av figuren framgår att 11-101 % av främst lågklorerade dioxiner och furaner tillförs vattnet i Bengtsbrohöljen, medan 45-84 % av främst högklorerade dioxiner och furaner fastläggs i Höljen (data från rapport EKA 2002:20). Man kan därför säga att Bengtsbrohöljen utgör både källa (EKA) och fälla (sedimenten) till dioxin. Om man utgår från att alla dioxinkongener (och furaner) fastläggs i liknande omfattning samt att de kongener som är minst typiska för kloralkaliprocessen, tex. hepta- och octaklorerade dioxiner, inte tillförs Höljen från EKA så innebär det att ytterligare 10-100 % lågklorerade dioxiner/furaner sprids från EKA och fastläggs i sedimenten utöver uppskattade nettoflöden. I rapport EKA 2002:20 uppskattas årligen ett nettoutflöde av ca 11 mg 2,3,7,8-tetraCDF. Det är då möjligt att mängden som sprids från EKA, enligt resonemanget ovan, är det dubbla, ca 22 mg/år, samt att det motsvarande gäller för övriga kongener typiska för kloralkali.



Figur 8.4 Procentuellt tillskott (+) respektive fastläggning (-) av olika dioxiner och furaner i vatten och sediment från Lelång under passage genom Bengtsbrohöljen, under perioden 011217-030210 (medel av 8 mättillfällen). Data från rapport EKA 2002:20.

8.3. FÖRORENINGAR I SEDIMENT

Ytterligare ett sätt att kvantifiera en eventuell pågående förorenings-spridning från EKA-området är att studera halterna av föroreningar i de ytliga sedimenten. Kvicksilver i sediment har undersökts och sedimenten daterats i rapport EKA 2002:21. En tydlig förhöjning av halten kvicksilver i sedimenten kan ses på djup som är relaterade till den aktiva EKA-epoken. Sedimentationshastigheten har bedömts till mellan drygt 1 till drygt 2 mm/år som genomsnitt för den aktuella perioden för de två kärnor som daterats i närområdet till EKA. I en tidigare utredning undersöktes sedimentationshastigheten i 2 djuphål. Dateringarna indikerade att sedimentationshastigheten var några tiondels mm till en mm per år (Elert & Fanger, 2001).

Kvicksilverhalten i ytliga sediment bör vara relaterad till de förhållanden som råder idag. Ytliga sediment har emellertid endast undersökts i sediment i närområdet till EKA-området, se rapport EKA 2002:21. Halterna i ytsediment (0-1 cm) var normalt i intervallet 1-3 mg/kg med ett extremvärde om 15 mg/kg. Vidare har även sediment på 5 cm djup undersökts i några punkter. Kvicksilverhalten i dessa punkter varierade mellan 2-12 mg/kg. I tidigare undersökning har tre sedimentfällor satts ut vid den högflödesperiod som inträffade hösten 2000 och innehållet analyserats. Kvicksilverhalten varierade i dessa mellan 3.2-4.3 mg/kg TS (medel 3.8 mg/kg TS). Mängden material som sedimenterade under samma period var så stor som 11 g TS/m² och dag vilket omräknat på årsbasis blir flera cm (Elert & Fanger, 2001).

En beräkning har utförts över genomsnittlig ackumulerad föroreningsmängd av kvicksilver till sedimenten i Bengtsbrohöljen. I beräkningen har det antagits att 50 % av sjöns area utgörs av sedimentationsbotten. På grundval av refererade undersökningar har kvicksilverhalten 3-4 mg/kg bedömts vara rimlig och associerad med de senaste 20-30 årens sedimentation men osäkerheter förekommer dock. Olika uppgifter finns också kring sedimentationshastighet men uppgifter i rapport

EKA 2002:21 där dateringen bedöms vara av god kvalitet tyder på att sedimentationshastigheten kan vara mellan 1-2 mm/år under ett normalår. Beräkningen visar att den årlig ackumulerade mängden kvicksilver i sedimenten kan vara ca 0.4-0.5 kg. Osäkerheter, som påtalats ovan, förekommer emellertid i samtliga ingående parametrar i beräkningen varför den verkliga siffran kan vara både större och mindre.

Under extrem vattenföring är sedimentationshastigheten och den ackumulerade kvicksilvermängden betydligt större. Under högflödesperioden hösten 2000 bedöms ca 2 kg kvicksilver ha sedimenterat i Bengtsbrohöljen, baserat på interpolering av innehållet i de då utsatta sedimentfällorna. Denna sedimenterade mängd kan utgöras av transporterat material från Lelång, föroreningar från EKA-området och resuspenderat material från Bengtsbrohöljen.

Beträffande dioxin kan liknande räkneoperationer göras för kongener relaterade till klor-alkaliindustrin, t.ex. 2,3,7,8-tetraCDF. Här är emellertid skillnaderna i halter större mellan närområdets sediment och sjön i övrigt jämfört med kvicksilver varför osäkerheterna blir större. Halten 700 ng/kg, TS av 2,3,7,8-tetraCDF antas vara representativ för ytsediment i sjön (7000 ng/kg, TS i ytsediment 0-1 cm närområdet och 12700 ng/kg, TS 0-13 cm i närområdet enligt EKA 2002:21 och ca 1300 ng/kg, TS som medelvärde för olika delar av sedimenten 0-10 cm i sjön enligt Elert & Fanger, 2001). Då blir med samma förutsättningar som ovan den årligt ackumulerade mängden av 2,3,7,8-tetraCDF i storleksordningen 90 mg.

8.4. DISKUSSION

Uttransporten av kvicksilver från Bengtsbrohöljen tycks vara begränsad till ca 1 kg/år under ett normalår. Eftersom transporten från uppströms liggande Lelång är nästan lika stor blir nettoutflödet till Bengtsbrohöljen litet, ca 0.1 kg/år. Eftersom den årliga mängden kvicksilver som ackumuleras i sedimenten bedöms vara av storleksordningen 0.4 kg innebär detta att Bengtsbrohöljen fungerar som en fälla för föroreningar, delvis på grund av sitt relativt stora medeldjup. Under högflödesperioder, som den under hösten 2000, blir detta än tydligare. Nettoutflödet av kvicksilver under denna period ökade visserligen till ca 0.6 kg men den ackumulerade mängden i sedimenten kan ha uppgått till hela 2 kg under denna relativt begränsade tidsperiod.

Eftersom inga tydliga föroreningsgradienter kan ses i Bengtsbrohöljens vattenfas under perioder med lågflöde indikerar detta att transporten främst är relaterad till något högre flöden.

Bortsett från uppströms liggande källor för kvicksilver är inga andra källor för kvicksilver än EKA-området kända i direkt anslutning till Bengtsbrohöljen. Nettoutflödet av kvicksilver ur Bengtsbrohöljen tillsammans med ackumulerad mängd i sedimenten bör därför vara relaterade till spridningen från EKA-området. I absoluta termer är det emellertid svårt att värdera från vilka källor olika tillskott härrör från i detalj, t.ex. om inkommande mängd från Lelång sedimenterar eller transporteras ut via vattenfasen. Den ökade mängd lågklorerade dioxiner och furaner relaterade till klor-alkaliindustrin som observerats i utloppet från Bengtsbrohöljen tyder på att en delmängd av föroreningarna från EKA-området också sprids nedströms Bengtsbrohöljen.

9. VÄRDERING FÖRORENINGSSPRIDNING

9.1. BEDÖMD FÖRORENINGSSPRIDNING FRÅN EKA-OMRÅDET

9.1.1. Föroreningsbalans för kvicksilver och dioxin

Ovan har redovisats olika angreppssätt för att bedöma storleken på föroreningsspridningen från EKA-området. Dels har beräkningar gjorts utgående från föroreningsspridningen från landområdet (grundvattentransport, erosion mm) och dels har bedömningar gjorts utgående från tillflödet till Bengtsbrohöljen (nettoutflöde från sjön och halter i sediment). I Tabell 9.1 balanseras dessa mot varandra för kvicksilver. I tabellen används skattade medelhalter. Ingen värdering görs av varifrån det sedimenterade eller uttransporterade materialet härrör från.

Kvicksilver

En relativt god balans finns mellan den bedömt utgående kvicksilvermängden från EKA-området, baserat på observationer på landområdet, och den utifrån observationer i Bengtsbrohöljen tillförda mängden från EKA-området. Ungefär 0.4 kg kvicksilver per år tycks spridas från EKA-området. Som tidigare beskrivits är emellertid osäkerheterna relativt stora varför den verkliga spridningen kan vara både mindre och större än denna siffra. Storleksordningen av kvicksilverspridningen styrks emellertid av att ungefär samma mängd erhålls vid två olika angreppssätt. Vid en högflödesperiod kan föroreningsmängden vara större, kanske upp till 5 gånger större.

Tabell 9.1 Balans mellan bedömt utflöde av kvicksilver från EKA-området och tillflöde till Bengtsbrohöljen. Se referens i kommentarsfältet för närmare beskrivning av konfidens eller osäkerhet för respektive mängd.

Process	Spridning av kvicksilver		Kommentar
	Mängd baserad på grundvattenflöde och uppskattad erosion kg/år	Mängd baserad på nettoutflöde och ackumulation i sediment kg/år	
Grundvatten	0.36		Se Tabell 4.5 och Tabell 4.13
Erosion, damm och gas	(0.04)		Mycket osäker. Se Tabell 5.1 och Tabell 6.1
Nettoutflöde från Höljen		0.1	Se avsnitt 8.2
Akkumulerat i sediment		0.45	Se avsnitt 8.3
Summa	0.40	0.55	
Skillnad		0.15	

Dioxin

Motsvarande balans som för kvicksilver kan också göras för dioxin. Osäkerheterna är emellertid större för dioxin varför beräkningen begränsas till en enda kongen typisk för klor-alkaliindustrin,

2,3,7,8-tetraCDF. Beräkningsmässigt blir den utgående mängden ca 2 mg/år baserat på grundvattenflödet, som under normala strömningsförhållanden antagits svara för den största andelen. Detta skall balanseras av den mängd som strömmar ut netto från Höljen, ca 11 mg/år, och med den mängd som sedimenterar. Denna senare mängd har bedömts vara 1-11 mg/år baserat på beräkningar i avsnitt 8.2 och i storleksordningen 90 mg enligt avsnitt 8.3. Detta innebär att spridningsberäkningarna för 2,3,7,8-tetraCDF utifrån utflöde från Höljen och ackumulerat i sedimenten blir betydligt högre (ca 10-100 mg/år) jämfört med föroreningstransport via grundvatten (2 mg/år), dvs. en skillnad mellan 5-50 gånger, och att den totala föroreningstransporten av dioxin räknat som I-TEQ därmed är underskattad.

9.1.2. Sammanställning

I Tabell 9.2 sammanfattas bedömd föroreningstransport från EKA-området.

Tabell 9.2 Sammanställning av uppskattade årliga uttransporterade medelmängder föroreningar från EKA-området. Inom parentes angivna värden är mycket osäkra. Med t.ex. Hg tot avses total uttransport av partikulära och lösta ämnen medan Hg löst endast avser bedömd löst eller gasformig delmängd. Observera att enheterna varierar mellan mg, g och kg i tabellen.

Transportväg	Hg, tot	Hg, löst	Cu, tot	Pb, tot	Dioxin	PCE	PAH16, tot
	g	g	G	g	mg	kg	g
Grundvatten	360	1.7	280	260	3.6	43	41
Erosion, damning	(40) ¹		?	?	(2) ¹		?
Gas	(4)	(4)				?	?
Summa	400	5	280	260	6 ²	43	41

¹ Spridning via erosion kan vid högflöde vara betydligt större

² Vissa indikationer tyder på att spridningen kan vara åtminstone 5-10 gånger högre

Osäkerhetsintervallen för transport med grundvatten är relativt stora. Dessa bedöms för kvicksilver, dioxin och PCE i Tabell 4.13. Transporten av löst kvicksilver i grundvatten bedöms vara av samma storleksordning som avgången av kvicksilver i gasfas från markområdet. Inga direkta mätningar finns av mängden föroreningar som avgår med erosion, damning och som gas varför beräkningarna ovan bygger på uppskattningar. Avseende dioxin kan osäkerheten vara större. Spridningsberäkningar utgående från halter i sediment och ytvatten indikerar att den årligt uttransporterade mängden dioxin kan vara betydligt högre än vad som är angivet i Tabell 9.2.

9.2. DISKUSSION OCH OSÄKERHETER

Det finns motsägande resultat beträffande halter av kvicksilver i grundvatten. Provtagningar av grundvatten tyder på att relativt höga totalhalter kan förekomma men att filtrerade prov, som man brukar anse representera löst kvicksilver, genomgående har en mycket låg halt. Detta motsägs av resultaten från tidigare kolloidförsök som indikerar att höga halter kan förekomma i vatten med partiklar mindre än 0.2 µm.

Kolonntesterna och teoretiskt beräknade halter utifrån framtagna Kd-värden genom skakförsök uppvisar liknande resultat. Detta resultat indikerar att andelen löst kvicksilver (egentligen löst + partiklar mindre än 0.45 µm) kan vara betydligt större än vad som bedömts i bl.a. Tabell 9.2. Vidare

antyder detta att löst kvicksilver kan fastna i filter vid normal filtrering av laboratorieprover, vilket också preliminära laboratieförsök indikerar.

Resultaten av sandfilterförsöken, som visar att utgående halter alltid är låga oavsett ingående halt, indikerar att uppbyggnad av sandfilter runt provtagningsrör (något som allmänt rekommenderas) eventuellt kan påverka grundvattenprovets innehåll av föroreningar och därmed också analysresultatet.

Eftersom spridningsberäkningarna i stor utsträckning bygger på resultat från provtagningar av grundvatten skulle det ovan diskuterade kunna medföra att spridningen underskattats. Höga halter har emellertid i flera fall detekterats varför det bedöms att den skattade medelhalten (och medelmängden) är i rätt storleksordning (i alla fall för kvicksilver) men att osäkerhet framförallt finns i skattningen av medelhaltens övre konfidensnivå, som således kan vara högre än vad som indikerats i Tabell 4.5, Tabell 4.7 och Tabell 4.13. Osäkerheterna gäller framförallt kvicksilver och dioxin. För det senare ämnet antyder olika beräkningssätt betydande osäkerheter enligt ovan.

De beräknade mängderna föroreningar som sedimenterar i Bengtsbrohöljen har osäkerheter. Framförallt kan framhållas osäkerhet i uppskattad sedimentationshastighet för Bengtsbrohöljen som helhet.

Gasavgången av kvicksilver är sannolikt liten men luftmätningar utomhus indikerar att den kan vara större än man tidigare trott.

Andra osäkerheter som kan framhållas är:

- Osäkerhet beträffande utgående grundvattenmängder och relation till olika föroreningar
- Osäkerhet beträffande erosionens storlek under olika flödesförhållanden.

Beträffande PCE bygger spridningsberäkningen ovan på att spridning av PCE som fri fas ut från området ej förekommer. Undersökningsresultaten tyder inte heller på att en sådan spridning pågår. Om en sådan spridning trots allt pågår kan den signifikant bidra till den totala föroreningstransporten av klorerade alifater.

9.3. RISKER

Inom rimligt överskådbar framtid (100-talet år) bedöms följande risker exemplifiera förhållanden som avsevärt kan öka utlakningen från området:

- *Kemisk förändring.* Lakförsöken visar att en ökad spridningsrisk via vatten föreligger för metaller om pH sjunker avsevärt och om redoxpotentialen blir låg (mot anaeroba förhållanden). Detta innebär att spridningen kan öka på sikt om sur nederbörd infiltrerar och påverkar pH eller om syreförhållandena ändras t.ex. genom höjd grundvattenyta. Anaeroba förhållanden kan också leda till en ökad metylering av kvicksilver.
- *Förändrade grundvattenförhållanden.* Ändrade strömningsriktning för grundvatten kan leda till förändrade utlakningsförhållande, t.ex. på grund av att PCE kommer i kontakt med annat förorenat material. Grundvattenytans nivå påverkar också utlakningen.

- *Mänsklig påverkan.* Mänskliga ingrepp på området genom schaktning eller liknande på grund av att områdets höga föroreningsinnehåll glömts bort, förbisetts eller underskattats.
- *Olyckor.* Brand, brott på vattenledningar, tankbilsläckage etc. är exempel på olyckor som kan öka föroreningsspridningen.
- *Naturkatastrofer och förändring av klimat.* Kraftig ökning av vattenföringen på grund av dammbrott eller klimatförändringar bedöms påtagligt kunna öka erosionen av förorenad jord från området. T.ex. innehåller 5 m³ högkontaminerad jord från udden ca 7 kg kvicksilver (skattad medelhalt 890 mg/kg, TS). Även grundvattenförhållandena kan förändras och höjd grundvattenyta leder till ökad volym lakningsbar jord.

10. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

10.1. SLUTSATSER

Föroreningsspridningen från EKA-området bedöms vara i storleksordningen 400 g kvicksilver, 6 mg dioxin och 40 kg perkloretylen (PCE) per år. Spridningen bedöms under en höglödesperiod kunna vara betydligt större, framförallt beroende på risk för kraftigt ökad erosion. De olika spridningsvägarna finns värderade och kvantifierade i avsnitt 9.

Osäkerheterna beträffande föroreningsspridningens storlek är flera men främst kan följande faktorer framhållas:

- Provtagning och analys av för grundvattnet som helhet representativa och till Bengtsbrohöljen utgående halter, uppdelat på lösta och partikulära föroreningar.
- Grundvattenflöde som är representativt för olika typer av föroreningar
- Erosionens storlek
- Sedimentationshastigheten i Bengtsbrohöljen.

Riskerna är främst att hänföra till följande punkter:

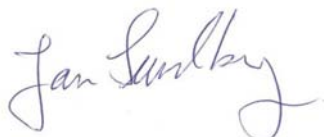
- Kemisk förändring av grundvattnet
- Förändrade grundvattenförhållande, t.ex. nivå och strömningsriktning
- Mänsklig påverkan, t.ex. schaktning
- Olyckor
- Naturkatastrofer och förändring av klimat, t.ex. kraftigt ökad vattenföring pga. dammbrott

10.2. REKOMMENDATIONER

Följande åtgärder/undersökningar föreslås för att minska osäkerheterna:

- Utveckling av metoder för att kunna kvantifiera transport av lösta samt kolloidala/partikulära föroreningar (framförallt avseende kvicksilver och dioxin). Detta omfattar moment som installation av grundvattenrör, provtagning och förbehandling av prover före analys så att för grundvattnet representativa data kan erhållas.
- Utsättning av sedimentfällor i Bengtsbrohöljen, som tillsammans med vattenkontrollen och föroreningar i ytsediment, kan ge en säkrare bedömning av föroreningsspridningen till Bengtsbrohöljen och utgöra en kontroll efter utförda åtgärder.
- Säkrare underlag för bedömning av risker kan erhållas genom kompletterande lakförsök.

Linköping och Stockholm, dag som ovan



Jan Sundberg



Marie Arnér



Per Östlund

11. REFERENSER

- EKA 2002:1. Sundberg, J. & Myrhede, E., 2003. Mark och grundvattenförhållanden vid EKA-området i Bengtsfors. Bengtsfors kommun.
- EKA 2002:2. Carling, M., Back, P-E., Myrhede, E. & Sundberg, J., 2003. EKA projektet i Bengtsfors. Föroreningssituationen i mark och grundvatten. Bengtsfors kommun.
- EKA 2002:5. Arnér, M., Eriksson, M., Myrhede, E., Sundberg, J., & Östlund, P., 2003. Lak- och filterförsök. Lakbarhet av jord, sediment och byggnadsmaterial. Bengtsfors kommun.
- EKA 2002:13. Topping, M., 2003. EKA-projektet i Bengtsfors. Kompletterande miljöteknisk undersökning av byggnader. Bengtsfors kommun.
- EKA 2002:20. Östlund, P., 2003. Transport av kvicksilver och dioxiner till, inom och från Bengtsbrohöljen. Bengtsfors kommun.
- EKA 2002:21. Östlund, P., 2003. Föroreningar i Bengtsbrohöljens sediment, förekomst och spridningsförutsättningar. Bengtsfors kommun.
- Elert, M., Fanger, G., Jones, C & Bard, G., 2000 . Förslag till efterbehandling av förorenat industriområde vid Bengtsbrohöljen, Bengtsfors kommun. Kemakta AR 2001-05.
- Elert, M. & Fanger, G. (2001): Kompletterande undersökningar i Bengtsbrohöljen samt förslag till efterbehandling och kontrollprogram. Kemakta AR 2001-15
- Gilbert, R.O., 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold, New York, 320 s.
- Palm, A., Wängberg, I. & Brorström-Lundén, E., 2001. Kviksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. Utvärdering av mätresultat. Projekt Örserumsviken Västerviks kommun. Rapport B1433.
- Sundberg, J. & Hammar, M. (1996): Föroreningssituationen i mark och sediment vid f.d. kloralkalifabriken i Bengtsfors. Terratema AB.
- Sundberg, J., Hammar, M., Oucha, M., Fällman, A-M., Lindmark P. & Burman F., 1998: Kompletterande undersökning samt förslag till efterbehandlingsåtgärder. Statens geotekniska institut, dnr 2-9706-292.
- Wängberg, I. & Munthe, J., 2001. Atmospheric mercury in Sweden, Finland and northern Europe. Result from national monitoring and European research. IVL-report B1399.

Hg: Filtrerade prover, exkl uppströms liggande rör (7016,7205,7023)

Otransformerade data, x

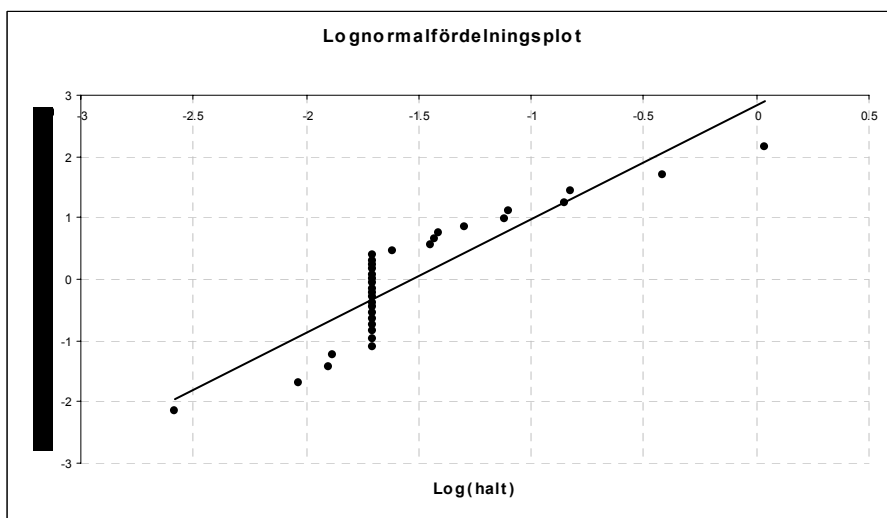
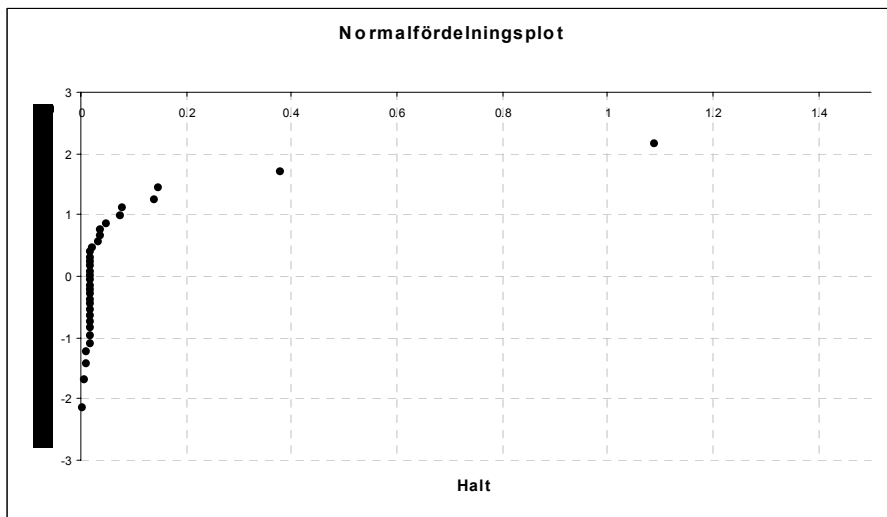
Antal data	33
Aritmetiskt medelvärde	0.075860606
Median	0.02
Standardavvikelse	0.194692024
Variationskoefficient	2.566444357

Logaritmerade data, y = ln x

Medelvärde	-3.519385576
Standardavvikelse	1.095479774

90 % dubbelsidigt konfidensintervall

	MM	ML	MVU
Medelvärde	0.075860606	0.053968885	0.052492641
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	0.133269078	0.074546995	0.088084492
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	0.018452134	0.039071199	0.037861549



Hg: Dekanterade prover, maj 2003

Otransformerade data, x

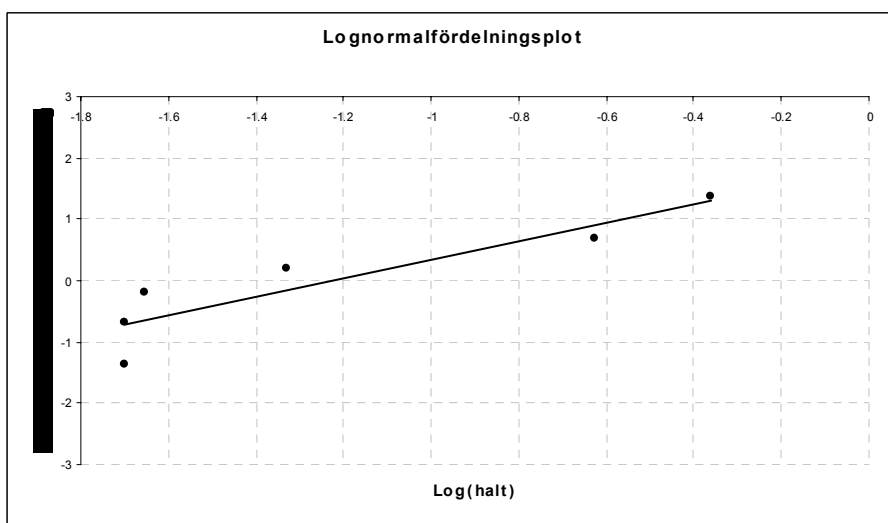
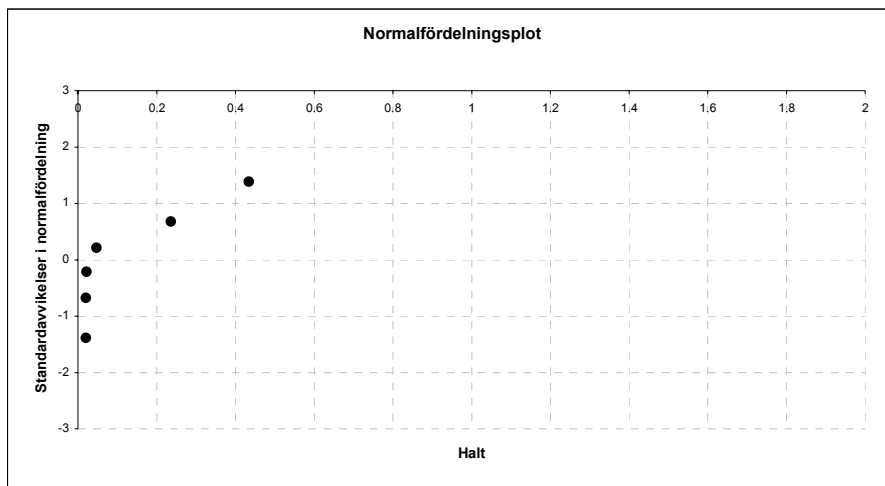
Antal data	6
Aritmetiskt medelvärde	0.129866667
Median	0.0346
Standardavvikelse	0.171088745
Variationskoefficient	1.317418468

Logaritmerade data, $y = \ln x$

Medelvärde	-2.827597739
Standardavvikelse	1.359686492

90 % dubbelsidigt konfidensintervall

	MM	ML	MVU
Medelvärde	0.129866667	0.149087177	0.119213067
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	0.270611177	0.456260643	4.560039425
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	-0.010877844	0.048715546	0.054451503



Hg: Dekanterade prover december 2002, exkl uppströms rör

Otransformerade data, x

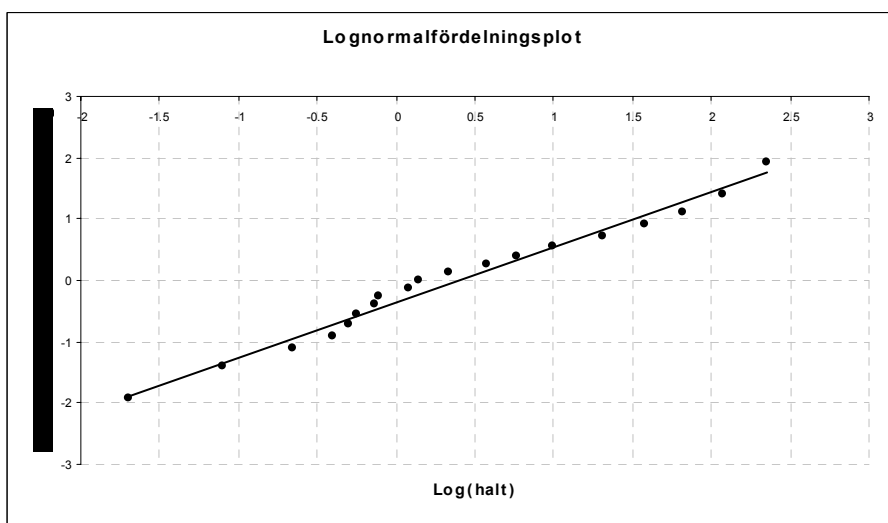
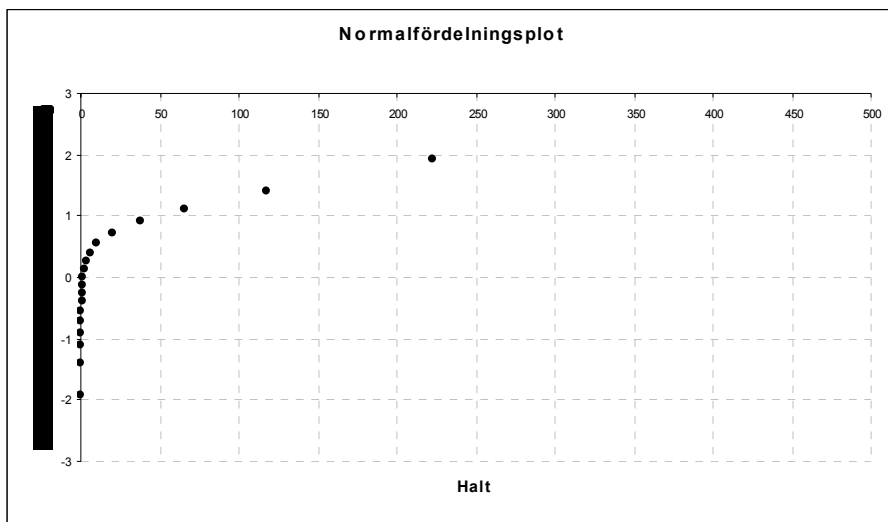
Antal data	19
Aritmetiskt medelvärde	25.8984
Median	1.41
Standardavvikelse	56.36952385
Variationskoefficient	2.176563952

Logaritmerade data, $y = \ln x$

Medelvärde	0.89434212
Standardavvikelse	2.507415831

90 % dubbelsidigt konfidensintervall

	MM	ML	MVU
Medelvärde	25.8984	56.70765414	34.44008317
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	48.32340007	153.7630446	1231.468825
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	3.473399927	20.91372505	12.87867266



Hg: Dekanterade prover – dec 2002, exkl uppströms rör och med låg turbiditet före dekantering

Otransformerade data, x

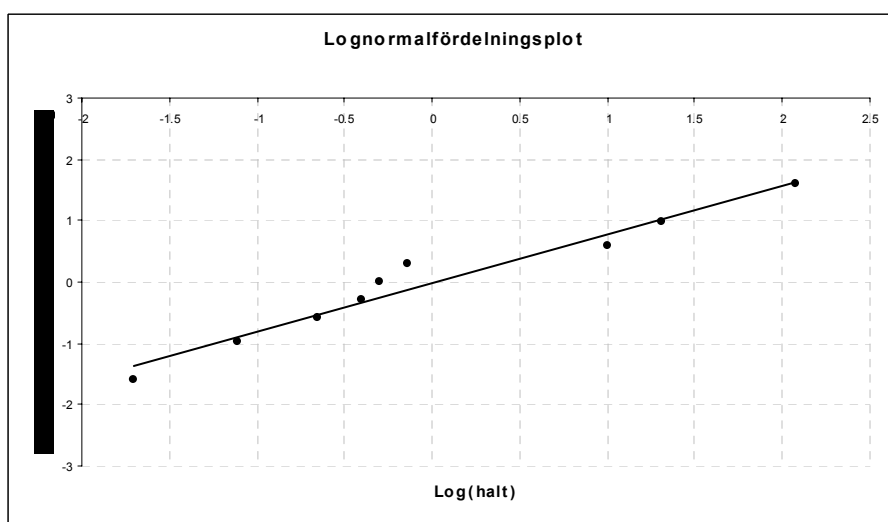
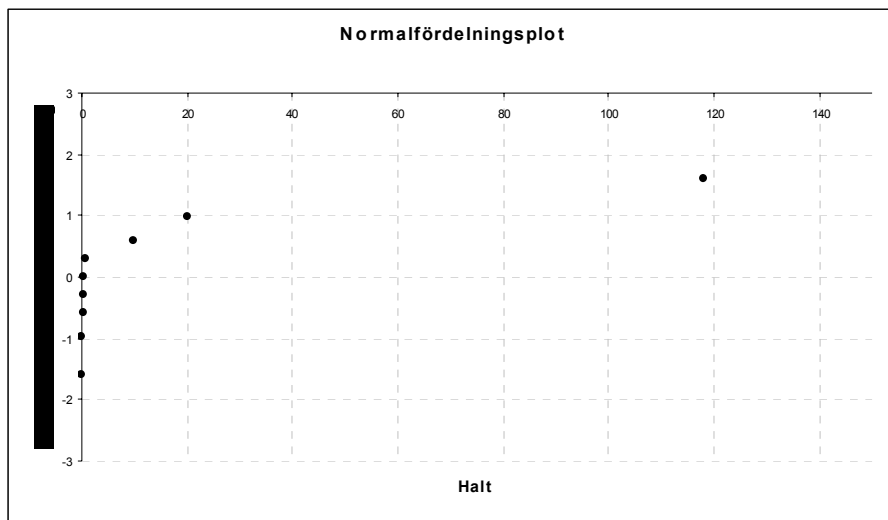
Antal data	9
Aritmetiskt medelvärde	16.69328889
Median	0.501
Standardavvikelse	38.61491226
Variationskoefficient	2.313199785

Logaritmerade data, $y = \ln x$

Medelvärde	0.022540446
Standardavvikelse	2.796248391

90 % dubbelsidigt konfidensintervall

	MM	ML	MVU
Medelvärde	16.69328889	51.01108582	16.09480263
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	40.62872063	288.6734092	139084.815
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	-7.242142849	9.014099649	4.790325152



Dioxin, Värden under rapporteringsgräns har satts lika med noll

Otransformerade data, x

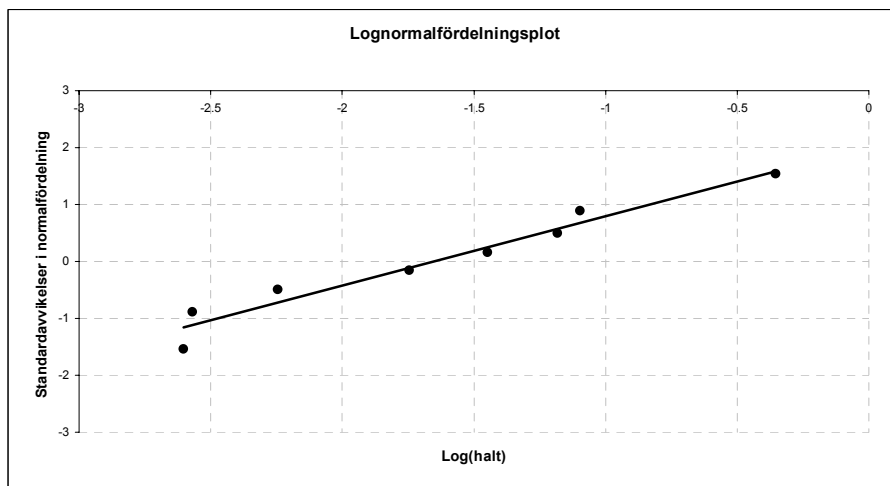
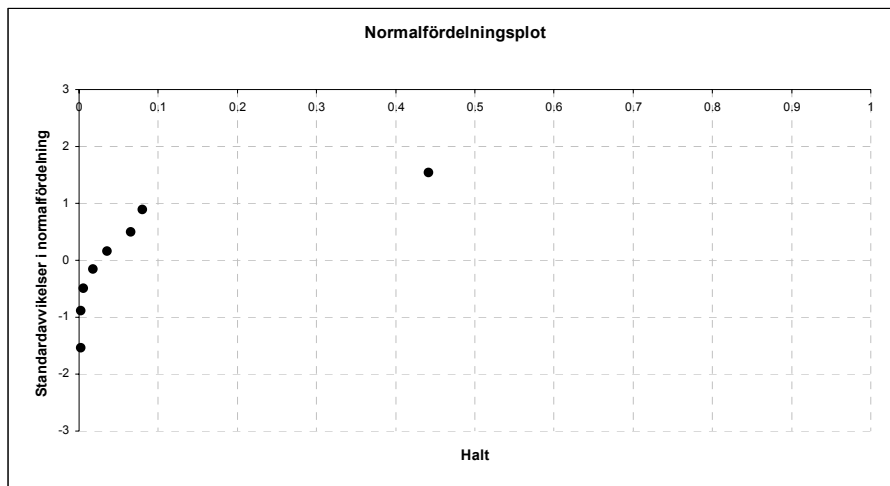
Antal data	8
Aritmetiskt medelvärde	0.0815625
Median	0.0268
Standardavvikelse	0.148585492
Variationskoefficient	1.821737831

Logaritmerade data, y = ln x

Medelvärde	-3.810857865
Standardavvikelse	1.816628039

90 % dubbelsidigt konfidensintervall

	MM	ML	MVU
Medelvärde	0.0815625	0.115234148	0.078740435
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	0.181090159	0.389088142	6.034561477
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	-0.017965159	0.03412828	0.031720203



Dioxin, Värden under rapporteringsgräns har satts lika med rapporteringsgräns

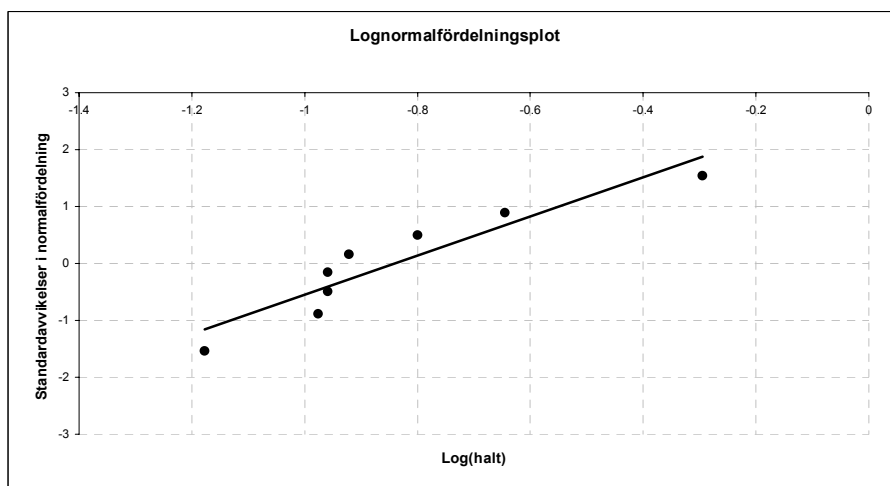
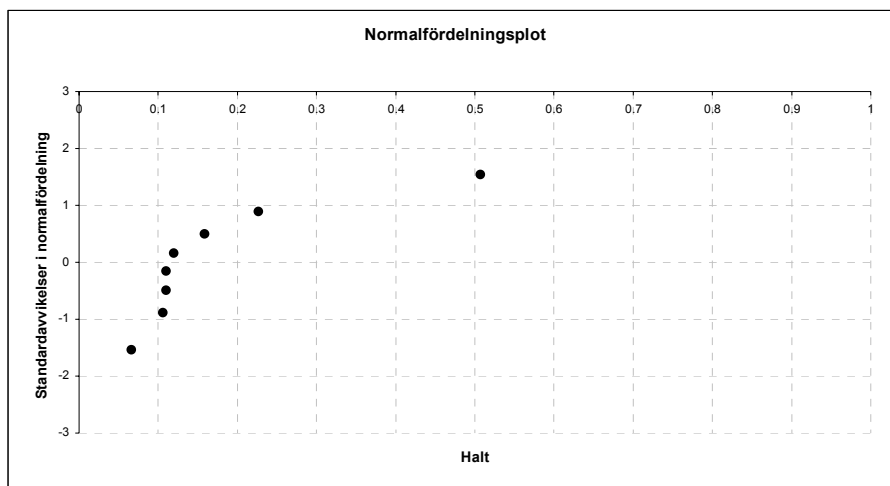
Otransformerade data, x

Antal data	8
Aritmetiskt medelvärde	0.1755
Median	0.11485
Standardavvikelse	0.142039813
Variationskoefficient	0.809343666

Logaritmerade data, y = ln x

Medelvärde	-1.937585387
Standardavvikelse	0.617675422

90 % dubbelsidigt konfidensintervall	MM	ML	MVU
Medelvärde	0.1755	0.17432674	0.169713173
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	0.270643139	0.263662939	0.320487675
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	0.080356861	0.115260083	0.120265699



PCE

Halt perkloretylen ($\mu\text{g/l}$) i grundvattenrör och övriga provpunkter som underlag till den statistiska analysen. Samtliga provtagningar (november–december 2002) finns med men begränsat till det bedömda utbredningsområdet. För rör/prov punkter där flera provtagningar finns (från olika datum eller från olika nivåer) har ett medelvärde använts i den statistiska analysen.

Gv-rör	Nivå (m u my)	Datum	PCE-halt ($\mu\text{g/l}$)
101	4,0	2002-12-10	<1
224	2,7	2002-11-22	30
	2,7	2002-12-10	17
310	6,1	2002-11-22	220 000
	6,1	2002-12-12	67 000
317A	4,5	2002-11-24	14 000
	4,5	2002-12-18	16 000
319	4,0	2002-12-10	1,2
325	4,0	2002-12-18	<0,1
502	11	2002-11-22	4900
	11	2002-12-10	18 000
503	11	2002-11-23	9400
	11	2002-12-10	18 000
504	14	2002-11-24	6100
	14	2002-12-17	13 000
7122	5,2	2002-12-12	3,8
7301	3,7	2002-11-22	2900
	5,0	2002-11-22	2800
	9,0	2002-11-22	35
7302	3,7	2002-11-22	4100
	8,0	2002-11-22	4000
7303	4,0	2002-11-22	130
	7,5	2002-11-22	190
7304	4,0	2002-11-22	92
	7,0	2002-11-22	21 000
	10,0	2002-11-22	2200
7305	4,0	2002-11-22	2,8
	7,0	2002-11-22	43
	10,0	2002-11-22	3,6
7306	3,0	2002-11-23	28 000
7307	3,0	2002-11-23	110
	7,0	2002-11-23	2300
7308	3,0	2002-11-24	110
	10,0	2002-11-24	910
7312	3,0	2002-11-24	260
	5,0	2002-11-24	1400
7313	3,0	2002-11-24	10
	7,0	2002-11-24	29

PCE: medelhalt i resp punkt, provtagningar nov-dec2002 (Golder + Geo Innova), exkl. rör utanför det bedömda utbredningsområdet

Otransformerade data, x

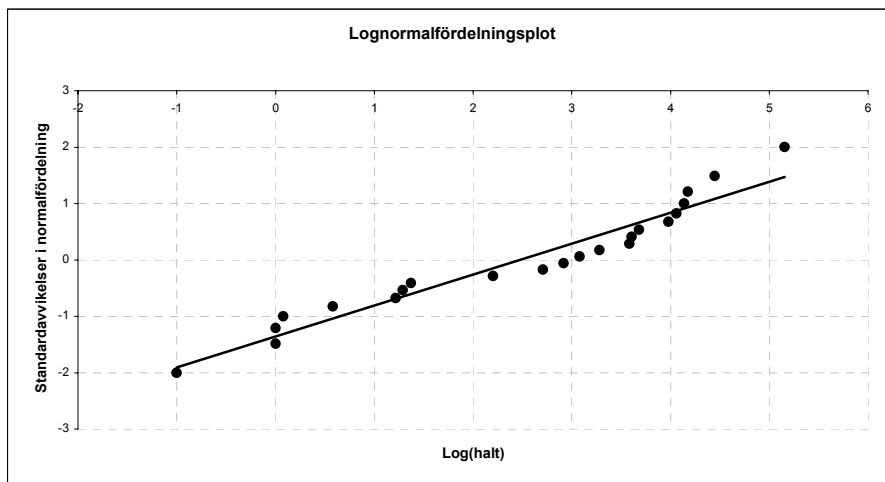
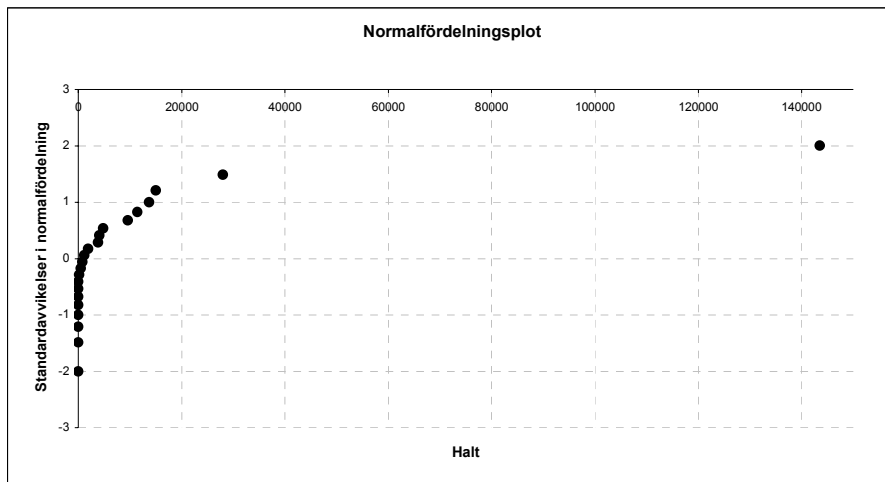
Antal data	22
Aritmetiskt medelvärde	10843.75606
Median	1017.5
Standardavvikelse	30460.37169
Variationskoefficient	2.809024062

Logaritmerade data, $y = \ln x$

Medelvärde	5.71012824
Standardavvikelse	4.041094332

90 % dubbelsidigt konfidensintervall

	MM	ML	MVU
Medelvärde	10843.75606	1061666.012	155812.6963
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	22018.56223	4675660.341	973680499.8
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	-331.0501089	241064.2858	42898.71152



PCE: medelhalt i resp punkt, provtagningar nov-dec2002 (Golder + Geo Innova), exkl. rör utanför det bedömda utbredningsområdet samt rör 310

Otransformerade data, x

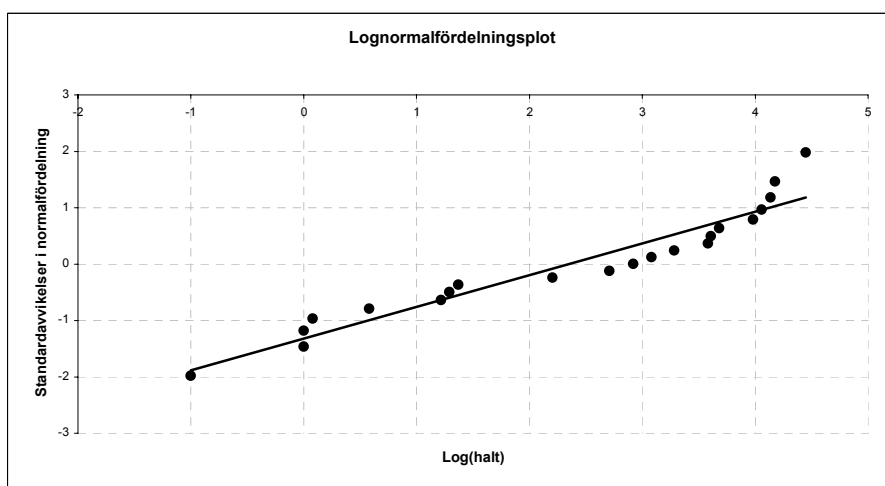
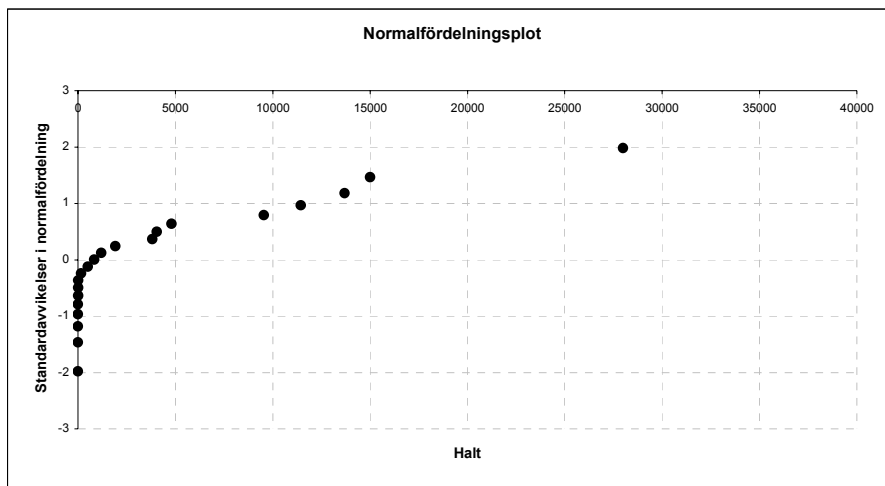
Antal data	21
Aritmetiskt medelvärde	4526.792063
Median	830
Standardavvikelse	7241.737865
Variationskoefficient	1.5997505

Logaritmerade data, $y = \ln x$

Medelvärde	5.416606237
Standardavvikelse	3.893171101

90 % dubbelsidigt konfidensintervall

	MM	ML	MVU
Medelvärde	4526.792063	440205.4591	75256.08056
Övre gräns, konfidensintervall (UCLM)	7252.32384	1905485.824	310832313.7
Undre gräns, konfidensintervall (LCLM)	1801.260287	101696.2938	20705.35444



Överslagsberäkning erosion i utloppskanalen, EKA

Syfte

Syftet är att överslagsmässigt uppskatta risken för erosion vid olika flöden i den utloppskanal som löper från kraftverket vid EKA området, Bengtsfors.

Kanalstabilitet vid olika flöden

För överslagsberäkningen antas kanalen kunna approximeras med en trapetsformad kanalsektion med konstant djup och lutning i flödesriktningen samt att flödet är stationärt för den aktuella tidsskalan (dvs förändringar i flödet sker betydligt långsammare än kanalgeometris anpassningen till det förändrade inflödet).

Underlag

Kanalens sektionsform uppskattas från ritningar i rapporten ”Resultat från markundersökningar inom EKA området, Sammanställning av resultat från fältundersökningar och laboratorieanalyser”, rapport nr EKA 2002:7.2, 2003-07-16, ritning 2A, sektion B-B. Kanalens bredd uppskattas till ca 30 m från planritning, ritning 2, i samma rapport. Kanalbotten uppskattas ligga på nivån +87.4.

Ytterligare underlag till beräkningen består av avbördningsdata från kraftverket och nivåangivelser från Bengtsbrohöljen mellan åren 1960 till 2002.

Medelflödet är $23.2 \text{ m}^3/\text{s}$, maxflödet är $170 \text{ m}^3/\text{s}$ och minflödet är $0 \text{ m}^3/\text{s}$.

Förutsättningar

Den idealiserade kanalsektionen med antagna måttangivelser visas i Fig 1.

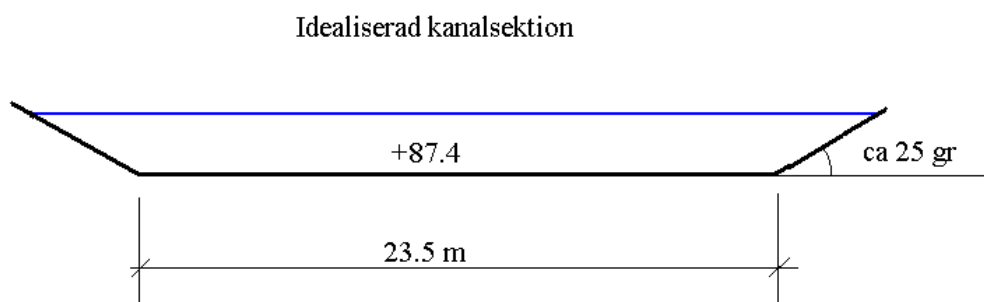


Fig. 1 Idealiserad kanalsektion med måttangivelser.

De geometriska parametrarna förknippade med tvärsnittet är tvärsnittsarean A , Våta perimetern P och Hydrauliska radien R ($=A/P$).

Beräkningar

Strömningen karakteriseras av Reynolds och Froudes tal uttryckt som:

$$\text{Re} = \frac{UD\rho}{\mu} \quad F = \frac{U}{\sqrt{gd}}$$

Där U är hastigheten, D är en typisk längdskala, ρ är vattnets densitet (1000 kg/m^3), μ är viskositeten ($1.31 \cdot 10^{-3} \text{ Pas}$, vid 10° C), d är djupet och g är gravitationskonstanten (9.81 m/s^2).

Med medelhastigheten lika med, Q/A (Q – vattenföring m^3/s), och, $D = d$, ligger Reynolds tal i området $8 \cdot 10^5$ till $8 \cdot 10^6$ och Froudes tal i området 0.1 till 0.8 (för medelflödet respektive maxflödet). Vilket karakteriserar flödet som hydrauliskt rått turbulent och underkritiskt (strömmande).

Då uppgifter om vattenytans lutning i strömningsriktningen saknas behöver denna uppskattas. Enligt uppgift baserad på observationer är fallförlusten i kanalens längd (ca 90 m) vid höga flöden i storleksordningen 1 dm, vilket motsvarar en gradient, S , på 0.001.

Sambandet mellan flödet, de geometriska parametrarna, fallförlusten och kanalens råhet kan uttryckas med Mannings ekvation:

$$S = \frac{h_f}{L} = \frac{Q^2}{A^2 M^2 R^{4/3}}$$

Där S är gradienten i flödesriktningen, h_f är fallförlusten, L är kanalens längd, Q är vattenföringen och M är Mannings tal.

I underlaget ges tappning och nivån i Bengtsbrohöljen för varje dygn. Värdet på fallförlusten beräknas för varje dygn och Mannings tal, som i sammanhanget antas konstant, anpassas så att 90 %-ilen av de beräknade fallförlusterna ligger runt 0.1 m för hela kanalsträckan. Detta förfarande ger ett värde för Mannings tal runt 45 vilket motsvarar en yta av slät jord, värdet förefaller något högt men är ändå acceptabelt.

Antaget att strömningen är fullt turbulent även runt botten- och släntmaterialet kan förhållandet mellan minsta kornstorlek som sätts i rörelse och parametrarna, R (hydrauliska radien) och S (gradienten i flödesriktningen) uttryckas som (med kompaktensiteten för sedimentet, $\rho_s = 2.65 \text{ ton/m}^3$):

$$\phi = \alpha RS$$

där

$$\alpha = \frac{1}{0.056(\rho_s - \rho_w)}$$

Där ϕ är kritisk korndiameter och ρ_w är vattnets densitet. Konstanten 0.056 härrör från Shields kriterie för begynnande rörelse hos bottenmaterial vid höga Reynolds tal. α är för bottenmaterial ca 11 och för släntmaterial (antagen rasvinkel ca 35 grader) ca 16

(kritisk skjuvspänning minskas något i slänten). Släntmaterialet är med andra ord mer lättroderat eftersom det även utsätts för en tyngdkraftskomponent. Sambandet mellan flödet och den korndiameter då erosion initieras visas i Fig. 2a och b.

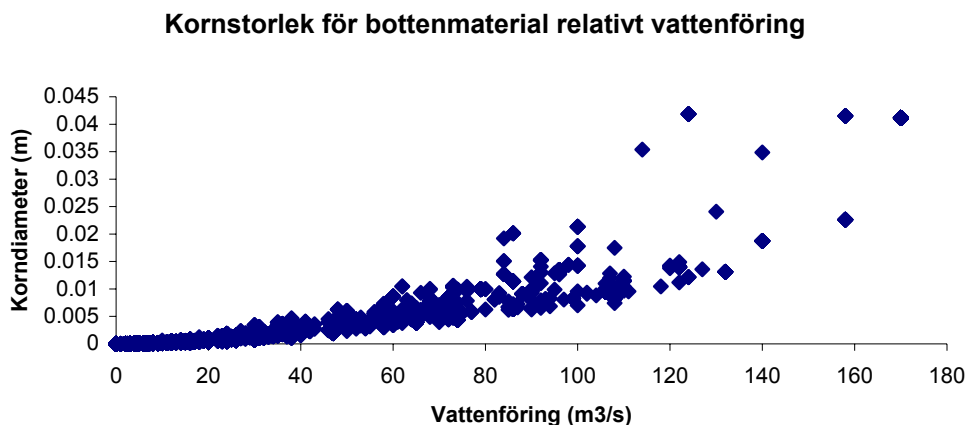


Fig. 2a Kornstorlek då erosion initieras i bottenmaterialet relativt vattenföring (från mätdata).

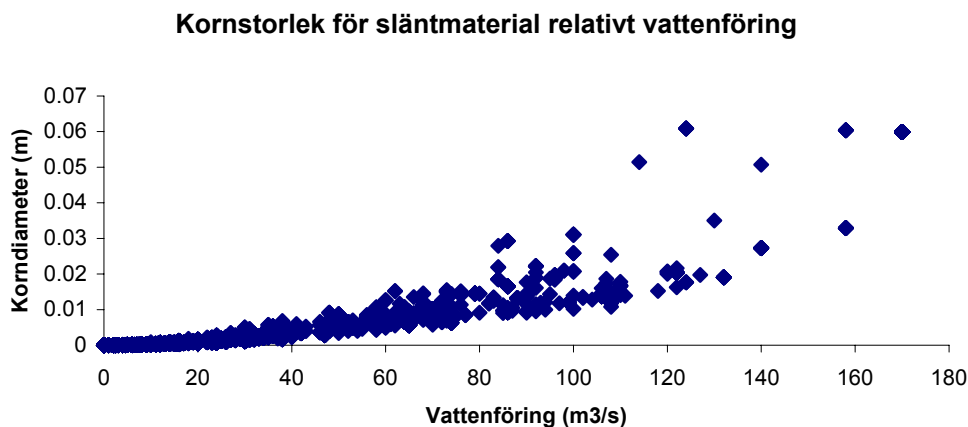


Fig. 2b Kornstorlek då erosion initieras i släntmaterialet relativt vattenföring (från mätdata).

Anledningen till den relativt stora spridningen i resultatet är att kanalströmningsekvationerna förutsätter att vattendjupet är en funktion av vattenföringen. I det aktuella fallet påverkas dock vattenståndet även av nivån i Bengtsbrohöljen som då dämmer kanalutloppet, varför den övre enveloppen (en kurva som omsluter en mängd punkter eller en kurvskara) av punktskaran bör ses som mer riktig.

Medelvärden, 90 percentilen och maxvärden för tvärsnittets medelhastighet och kornstorlekar för botten- och släntmaterial visas i tabell 1.

Tabell 1, Kritisk korndiameter för olika flöden

	U, hastighet (m/s)	ϕ , botten (mm)	ϕ , slänt (mm)
Medel	0.4	1.4	2.0
90 %-il	0.7	2.2	3.2
max	3.0	41.8	60.9

En jämförelse med fältdata från kanaler med liten lutning och ett djup under 1 m (med andra ord något grundare än den aktuella kanalen) visar att de framräknade kornstorlekarna är i rätt storleksordning, exempelvis anges för medelhastigheten 0.75 m/s bottenmaterialets kornstorlek som mellan 4 till 8 mm, medan den framräknade kornstorleken för en medelhastighet på 0.7 m/s är drygt 2 mm för bottenmaterialet. Skillnaden är rimlig då de undersökta kanalerna var grundare vilket medför att skärspänningen mot botten är större för samma medelhastighet.

Diskussion

En beräkning av stabila kornstorlekar för en kanal där kanalbredden minskas med 2 meter (kanalbotten, $B = 21.5$ m, med bibehållen släntlutning) visas i tabell 2.

Tabell 2 Kritisk kornstorlek för kanal med minskad tvärsektion.

B = 21.5	U, hastighet (m/s)	ϕ , botten (mm)	ϕ , slänt (mm)
Medel	0.5	1.6	2.4
90 %-il	0.7	2.6	3.7
max	3.3	49.1	71.4

Vilket innebär att den kritiska kornstorleken ökar med i storleksordningen 17 %. Anledningen till denna relativt stora ökning är att relationen mellan kornstorleken och kanalens geometri är:

$$\phi = f\left(\frac{P^{2/3}}{A^{8/3}}\right) \approx f_2\left(\frac{1}{B^2}\right).$$

En jämförelse med siktkurvor av prover tagna strax innanför kanalens slänt visar att det bakomliggande materialet innehåller stora andelar material som skulle eroderas relativt snabbt om de blev utsatta för de strömkrafter som verkar i kanalen.

En minskning av kanalens tvärsnittsarea skulle också troligtvis generera en relativt omfattande erosion av kanalens befintliga botten- och släntmaterial (beroende på ytlagrets kornstorleksfördelning), särskilt som det underliggande materialet verkar bestå av blandmaterial med stora inslag av finare material. Ett underliggande lager av blandmaterial innebär att en ökning av hastigheten skulle erodera delar av det skyddande ytlaget som troligen bildats genom en s.k. stenpölsbildning. Erosionen av de skyddande ytlagren i botten- och släntpartierna skulle i sin tur blottlägga den underliggande jordmatri-

sen där finmaterialet skulle erodera tills dess ett nytt skyddande stenpälslager av grövre fraktioner bildats. I figur 4 visas en schematisk bild av processen.

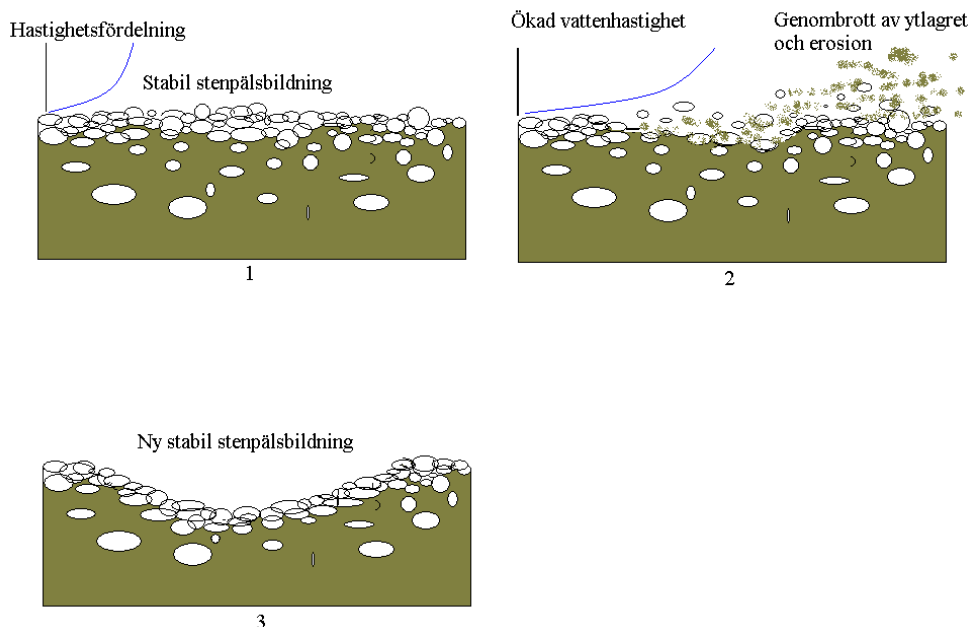


Fig. 3 Principskiss av ett eroderat ytligt stenpälslager.

Antag för sakens skull att ett underliggande material består till halva volymen av finmaterial och till andra halvan av grövre stabilt material. Anta vidare att hela ytlaget eroderas bort och att ett nytt stenpälslager behöver bildas innan botten återigen är stabil samt att det slutliga stabila stenpälslagret är ca 1 dm tjockt. Den mängd finmaterial som eroderar har då en volym som är lika stor som stenpälslagrets volym, dvs ca $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^2$. Med den befintliga kanalen med måtten ca $90 \times 30 \text{ m}$ skulle det motsvara ca 270 m^3 finmaterial.

Den parameter som i det här fallet är svårast att uppskatta är djupet hos det skyddande stenlagret. Frågan försvåras ytterligare av att även det skyddande stenlagret är graderat på så sätt att de allra ytligaste kornen är grövst medan underliggande korn avtar i storlek med ökande djup. Det bästa och enklaste sättet att uppskatta bottenlagrets egenskaper är att inhämta fälldata från ett lämpligt antal punkter i kanalens botten och slänter. I brist på fälldata vad gäller kornstorlekar och gradering vid olika djup kan man till nöds räkna med ett minsta stenlager som är i storleksordningen minst 2 till 3 korndiametrar (av den kritiska kornstorleken). En bidragande orsak till att erosionsdjupet är svårt att fastställa är att urspolningen av finmaterialet huvudsakligen orsakas av turbulensvirlvar (med en relativt sett större rörelsemängd) som tränger ner mellan de ytliga kornen och river loss eventuellt finmaterial.

En jämförelse med siktkurvor från befintliga punkterna, 7401, 7101, 7102 och 7126 intill kanalen visar att andelen korn som understiger $\phi = 2 \text{ mm}$ är i storleksordningen 50 till 70 viktprocent. Att halten anges som viktprocent förvärrar endast scenariot då finmaterialet och den organiska fraktionen oftast har en lägre densitet än det grövre materialet. Kännedom om huruvida dessa siktkurvor är representativa eller inte för underliggande botten- och släntmaterial saknas också.

I sammanhanget bör också påpekas att tiden det tar för ett nytt skyddande stenlager att bildas inte går att bestämma eftersom erosionen av en skadad kanalbotten/slänt kommer att ske sporadiskt i samband med extrema flödessituationer. Det enda man kan säga med någorlunda säkerhet är att erosionspotentialen sannolikt kommer att vara som störst i början och avta med tiden.

Slutsatser

Det bör påpekas att uppskattningen av erosionsbenägenheten är baserad på relativt grova antaganden vad gäller flödet och kanalens egenskaper.

I kanalen förekommer idag troligtvis inget ytligt botten- eller släntmaterial som är mindre än några centimeter i diameter. Risken för erosion av ett finare friktionsmaterial, om ett sådant skulle blottläggas, är relativt stor.

Åtgärder som eventuell minskar kanalens sektionsarea bör genomföras med stor försiktighet då det finns en påtaglig risk för erosion av botten-/släntmaterialet i samband med högre vattenhastigheter.

Stockholm 2003-09-30

WSP Environmental


Fredrick Marelus


Jens Termen