

Södra Skogsägarna Hjortsberga f.d. Sågverk

Fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning



ENVIPRO MILJÖTEKNIK
Hifab AB

Linköping 2007-05-10
Reviderad 2007-11-02

Fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning för f.d. Hjortsberga sågverk

Envipro Miljöteknik 312530

Datum: rev. 2007-11-02

Upprättad av: Pär Elander och Henrik Eriksson

Innehåll

1. BAKGRUND	3
2. KOMPLETTERANDE UNDERSÖKNINGAR	3
2.1. Metod och omfattning.....	3
2.2. Sammanfattning av brunnsinventering	5
2.3. Resultat grundvatten	7
2.4. Resultat dricksvatten.....	9
2.5. Resultat sediment/bark i Sjöatorpasjön.....	10
3. METOD OCH MODELL FÖR FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING	14
4. FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING	15
4.1. Föroreningskällor.....	15
4.1.1. Källtermer.....	15
4.1.2. Föroreningarnas farlighet	16
4.1.3. Läckage från källan	17
4.1.4. Källbarriärer	17
4.2. Spridning av föroreningar.....	17
4.2.1. Nuvarande och framtida transportvägar	17
4.2.2. Transportbarriärer.....	19
4.3. Skyddsobjekt.....	20
4.3.1. Beskrivning av skyddsobjekt.....	20
4.3.2. Exponeringsvägar – beräkning av platsspecifika referenskoncentrationer.....	21
4.4. Samlad riskbedömning – konsekvenser idag och i framtiden.....	33
4.4.1. Bedömning av nuvarande och framtida hälso- och miljörisker.....	33
4.4.2. Behov av riskreduktion.....	35
5. TÄNKBARA ÅTGÄRDER.....	36
5.1. Åtgärds mål och ambitionsnivå	36
5.2. Fysiska barriärer i kombination med administrativa åtgärder	37
5.3. Efterbehandling av förorenad jord och bark inom sågverksområdet	37
5.4. Övervakning av pentaklorfenol i grundvatten	39
5.5. Efterbehandling av grundvatten med pentaklorfenol.....	39
5.5.1. Efterbehandling in situ	40
5.5.2. Uppgrävning och tvättning av jord med förorenat grundvatten	46
5.5.3. Bortgrävning och externt omhändertagande av massor.....	46
6. UNDERLAG FÖR RISKVÄRDERING.....	47
7. REFERENSER.....	48

Tabell 11. Underlag för riskvärdering

Bilaga 1. Resultat från refraktionsseismik.

Bilaga 2. Tolkad bergyta.

Bilaga 3. Dokumentation från kompletterande fältarbeten

1. Bakgrund

På uppdrag av Södra Skogsägarna har Envipro Miljöteknik genomfört en fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning för den konstaterade föroreningen av främst pentaklorfenol i grundvatten och dioxin i jord vid Hjortsberga f.d. sågverk. Utredningen har baserats på resultatet av undersökningar som utförts av Sweco Viak (Fas 2 2005-07-01 och utökad undersökning 2006-04-18).

Verksamheten vid Hjortsberga f.d. sågverk påbörjades under tidigt 1940-tal och pågick fram till nedläggningen 1981. Träskyddsbehandling infördes på 1950-talet. Från början behandlades virket genom ridåsprutning men då resultatet inte var tillfredsställande infördes doppning med klorfenolhaltiga doppningsmedel. Två stycken doppkar anlades i direkt anslutning till såghuset. Det nysågade virket doppades direkt i doppkaren. Spån som ansamlades på doppkarens botten rensades vid behov ut och placerades på barkdeponin inom området.

Byggnaderna från sågverkstiden finns kvar än idag. Doppkaren är borttagna men fundamenten där karen stod finns kvar. Barken har använts som utfyllnadsmaterial och sålts som jordförbättringsmedel vilket inneburit att det mesta av barkdeponin inte finns kvar idag.

De undersökningar som SWECO VIAK genomfört har visat att jorden vid den f.d. doppningsplatserna samt barken är förorenad med pentaklorfenol och dioxin. Förhöjda halter av pentaklorfenol har även påträffats i grundvattnet, främst vid såghusets sydvästra gavel (i riktning mot Sjöatorpasjön från doppningskaren sett).

I utredningsarbetet har beaktats de synpunkter som lämnats av länsstyrelsen i Kronobergs län angående vilka risker som bör utredas med hänsyn till markanvändning etc. samt vilka övergripande åtgärdsåtgärder som bör ligga till grund för åtgärdsutredningen.

2. Kompletterande undersökningar

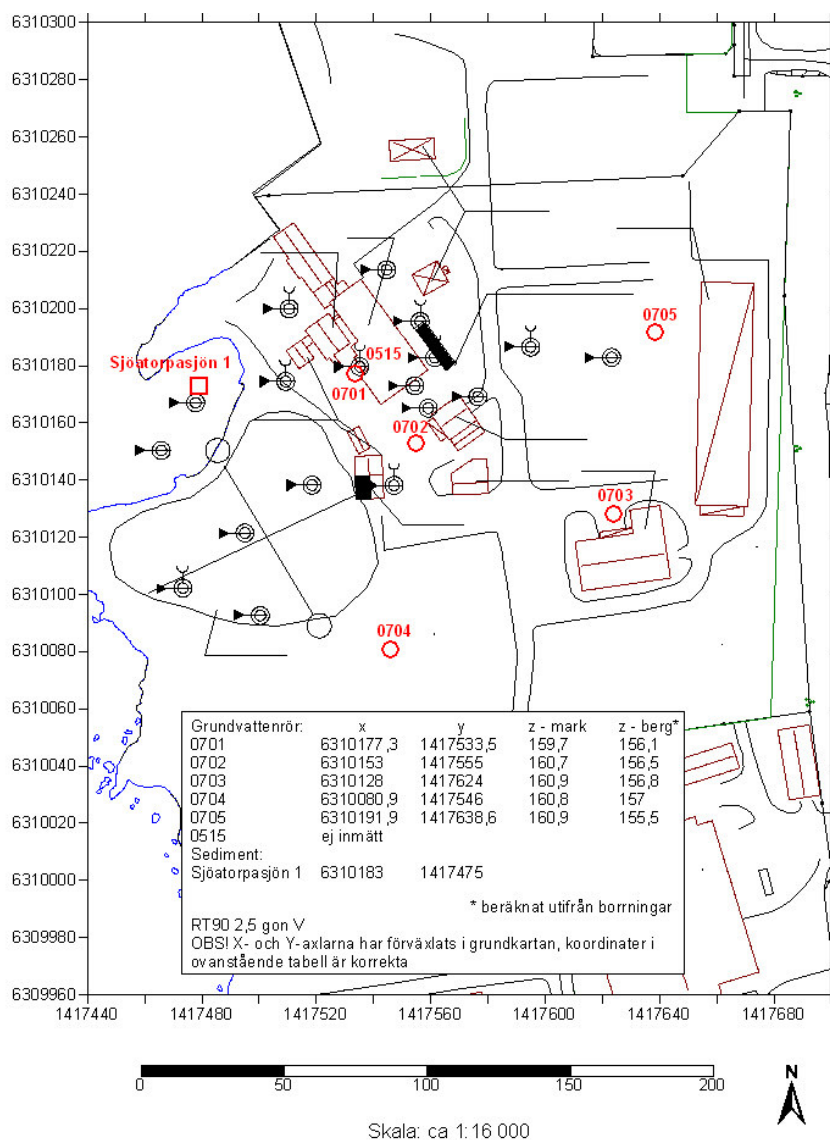
2.1. Metod och omfattning

Utgående från resultaten i de tidigare genomförda undersökningarna (Sweco Viak 2005 och 2006) har vissa kompletterande undersökningar utförts inom ramen för föreliggande utredning. Undersökningarna omfattade brunnsinventering, refraktionsseismik, kompletterande installation av grundvattenrör samt provtagning och analys av grundvatten, dricksvatten och sediment från Sjöatorpasjön.

Refraktionsseismik är en geofysisk mätmetod vilken syftar till att bestämma bergytans topografi samt eventuella sprickzoner i berget. För bakomliggande teori hänvisas till Triumf (1992). Undersökningarna med refraktionseismik vid f.d. Hjortsberga sågverk har genomförts som ett första steg i att försöka klarlägga en eventuell förekomst av pentaklorfenol i fri fas inom området, som kan transporteras i gränzonen mellan jord och berg i bergytans lutningsriktning och ansamlas i sänkor i berggrunden samt infiltrera i eventuella sprickzoner.

Refraktionsseismik utfördes 061130 av personal från Impakt Geofysik och Envipro Miljöteknik. Fyra linjer med utgångspunkt från tidigare undersökningar (i anslutning till f.d. doppningsläggningen samt det område där de högsta halterna av pentaklorfenol detekterats i grundvattnet) undersöktes. Resultaten från undersökningarna redovisas i bilaga 1.

Baserat på resultaten från refraktionsseismiken installerades kompletterande grundvattenrör i fem punkter (se karta i figur 1). Samtliga rör installerades ner till berg, för att fånga upp en eventuell transport av pentaklorfenol i fri fas längs med bergöverytan. Installationen genomfördes 070213-14 av personal från Envipro Miljöteknik och FmGeo. Provtagning genomfördes 2007-03-13. För att undersöka eventuell förekomst av pentaklorfenol i fri fas togs prover i botten av röret. Dokumentation från provtagningarna redovisas i bilaga 2.

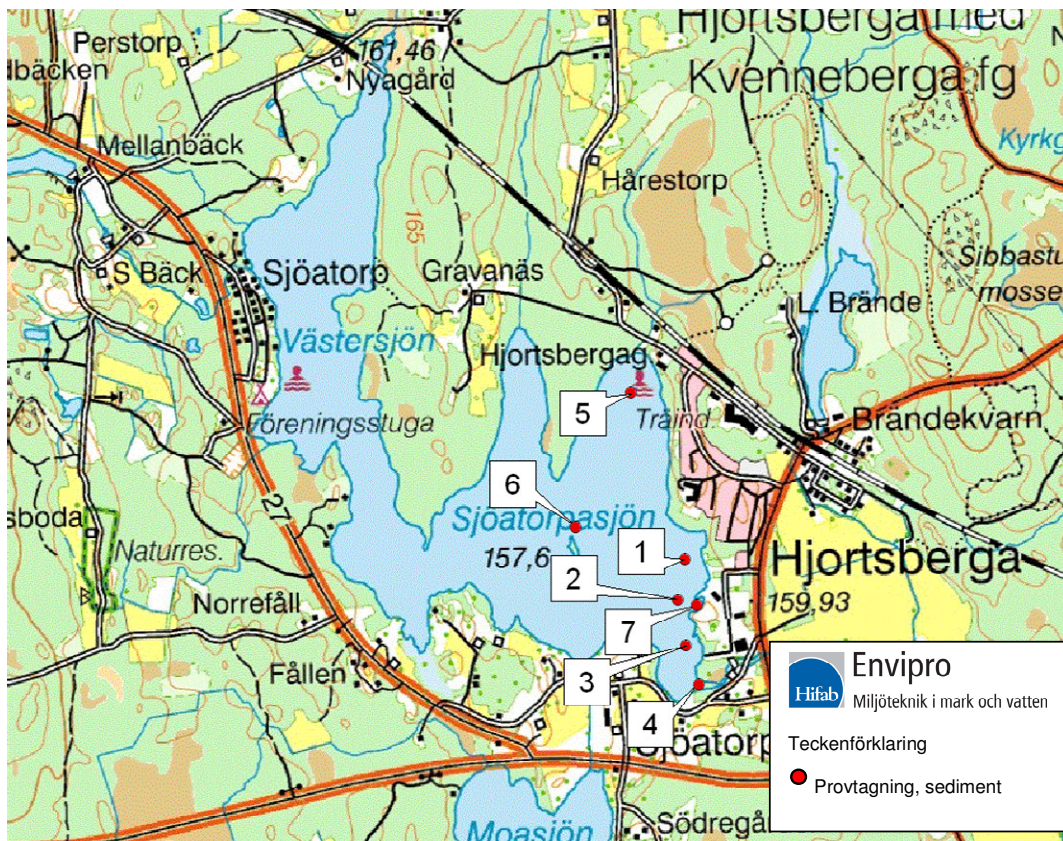


Figur 1. Karta som visar punkterna för kompletterande grundvattenrör samt provtagningspunkt för sediment/bark i Sjöatorpasjön.

Dricksvatten har provtagits i en fastighet (Hjortsberga-Vret 1:5) vid ett tillfälle. Fatigheten som provtogs är belägen norr om barkdeponin på fastigheten Hjortsberga-Vret 1:2, dvs. inte i anslutning till Hjortsberga f.d. sågverk.

Sediment provtogs 070214 i en punkt, benämnd Sjöatorpasjön 1. Läget för punkten redovisas i figur 1.

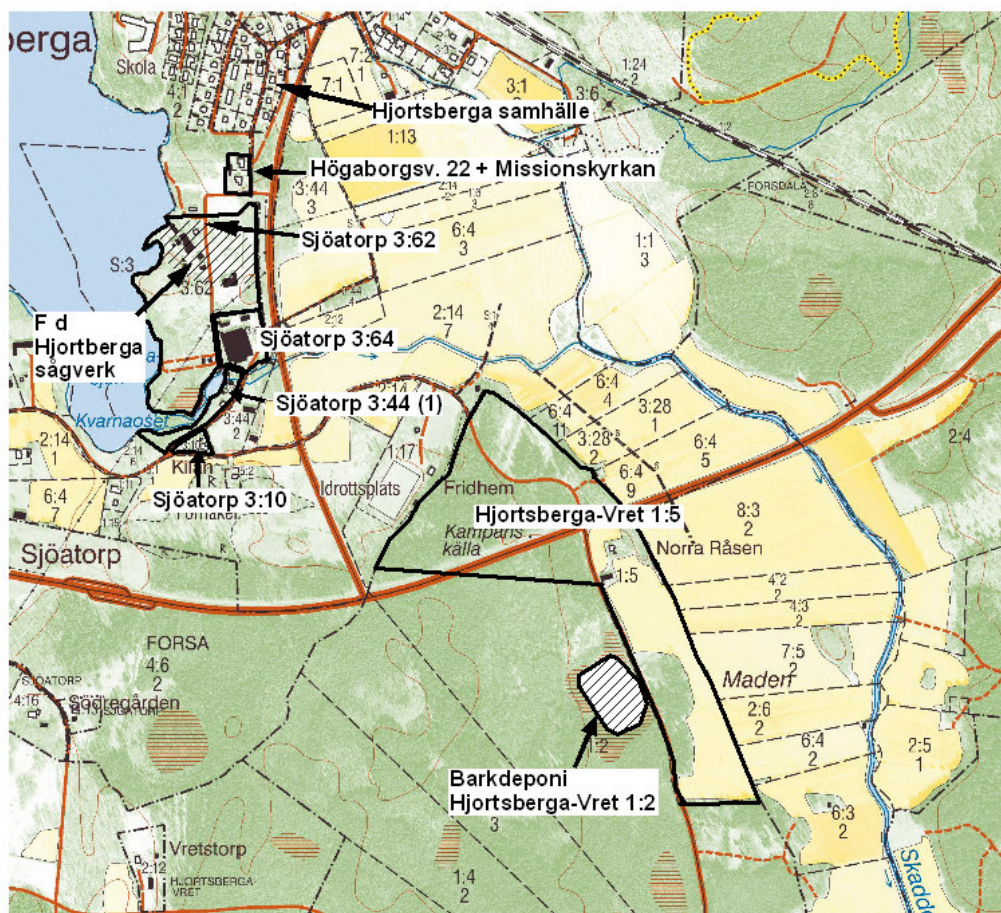
En uppföljande sedimentprovtagning genomfördes 071003 med anledning av Länsstyrelsens meddelande 2007-06-29. Provtagning genomfördes i sammanlagt sju punkter i Sjöatorpasjön, se karta i figur 2. Punkterna P1, P2 och P7 placerades direkt utanför det f d sågverksområdet. Inslaget av bark var betydligt mindre än förväntat i dessa punkter. P3 och P4 placerades i riktning från sågverksområdet mot Sjöatorpasjöns utlopp. P5 placerades i viken där badplatsen i Hjortsberga samhälle är belägen. P6 placerades strax norr om ön i sjön. Ursprungligen skulle provtagning genomföras öster om ön men på grund av mycket stenar där flyttades punkten till norr om ön.



Figur 2. Karta som redovisar provtagningspunkter för sediment i Sjöatorpasjön 071003.

2.2. Sammanfattning av brunnsinventering

En brunnsinventering genomfördes i samband med fältarbetena. Syftet med inventeringen var att utreda förekomsten av privata brunnar som används för dricksvattenuttag eller för bevattning. Nedan lämnas en sammanfattning av inventeringen. Fastigheternas lägen framgår av kartan i figur 3.



Figur 3. Karta som redovisar fastigheter och områden som undersökts i samband med brunnsinventeringen.

Bostadshus på fastigheten Sjöatorp 3:62

Inom den f.d. sågverksfastigheten finns två bostadshus. Husen har kommunalt vatten. Inga brunnar som används för bevattning finns.

Bostadshus i anslutning till f.d. sågverksfastigheten (Högaborgsv. 22) och Missionskyrkan

Båda har kommunalt vatten. Inga brunnar som används för bevattning finns.

Hjortsberga samhälle

Kommunalt vatten i samhället. Enstaka äldre brunnar förekommer. Själva samhället ligger högre än det f.d. sågverksområdet. Med ledning av topografin bedöms sannolikheten för spridning norrut som mycket liten.

Sjöatorp 3:64

Fabrikslokal där verksamheten består av försäljning av bildelar. Tidigare var där möbelindustri. Har kommunalt vatten och inga brunnar.

Sjöatorp 3:44 (1)

Huset används endast som sommarboende. Har privat brunn som ej provtagits. Sannolikt ej påverkad pga av grannfastighetens (Sjöatorp 3:10) vatten var OK. Ett större vattendrag är beläget mellan fastigheten och f.d. Hjortsberga sågverk.

Sjöatorp 3:10

Privat brunn som provtogs av Sweco. Dricksvattnet uppvisade inga detekterbara halter (<0,02 µg/l) av pentaklorfenol. Inga övriga brunnar som används finns på tomten.

Hjortsberga-Vret 1:5

Privat brunn som används för dricksvattenuttag. Borrat ner till 54 m. Installerades för 20-25 år sedan. Vattenrening finns. Brunnen provtogs inom ramen för föreliggande undersökning.

2.3. Resultat grundvatten

Resultat från provtagningarna av grundvatten redovisas i tabell 1. Analyserna visar på mycket höga halter av pentaklorfenol i rören 0701 och 0515. Rören är belägna alldeles intill varandra. Skillnaden mellan de två är att 0701 har installerats ända ner till berg. 0515 är ett äldre rör som installerades av Sweco Viak (2006). Pentaklorfenolhalten är något högre i 0701 jämfört med 0515, 5400 µg/l jämfört med 4300 µg/l.

Tabell 1. Resultat från provtagning av grundvatten vid f.d. Hjortsberga sågverk.

Förening	0701	0702	0703	0704	0705	0515
[µg/l]						
2-monoklorfenol	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,1
3-monoklorfenol	6,1	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	11
4-monoklorfenol	0,18	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,46
2,6-diklorfenol	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
2,4+2,5-diklorfenol	0,95	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	1,1
2,3-diklorfenol	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
3,4-diklorfenol	8,4	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	24
3,5-diklorfenol	1,2	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	6,7
2,4,6-triklorfenol	33	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	25
2,3,6-triklorfenol	0,56	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,68
2,3,5-triklorfenol	0,26	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,43
2,4,5-triklorfenol	8,2	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	18
2,3,4-triklorfenol	1,3	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	2,6
3,4,5-triklorfenol	4,2	0,22	0,2	0,17	0,17	33
2,3,4,6-tetraklorfenol	2700	8,8	6	2,8	3,5	2400
2,3,4,5-tetraklorfenol	7,4	0,12	<0,10	<0,10	<0,10	12
2,3,5,6-tetraklorfenol	19	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	15
pentaklorfenol	5400	17	11	7,6	7	4300
summa klorfenoler	8200	26	17	10	11	6900

Tidigare provtagning av 0515 visade på en pentaklorfenolhalt på 10000 µg/l (Sweco Viak, 2006). De mycket höga halterna i dessa rör bedöms vara en indikation på en förekomst av pen-

taklorfenol i fri fas. 0701 och 0515 är inte belägna i direkt anslutning till det f.d. doppningsområdet utan cirka 30 m västerut, i riktning mot Sjöatorpasjön. Undersökningarna med refraktionsseismik påvisar en tydlig lutning för bergöverytan västerut från doppningsplatsen mot sjön, dvs. där dessa rör är placerade. Tidigare undersökningar redovisar även att grundvattenytans lutning är riktad västerut mot Sjöatorpasjön, även om gradienterna för grundvattenströmning är små. Resultaten tolkas som en indikation på att spridning av doppningsmedel sker från doppningsplatsen västerut, mot sjön. Spridningen tycks inte enbart ske längs bergytan utan pentaklorfenol förekommer uppblandad i hela grundvattenpelaren i jord. Grundvattenpelarens mäktighet över bergytan är dock begränsad till ca 2 m inom det aktuella området.

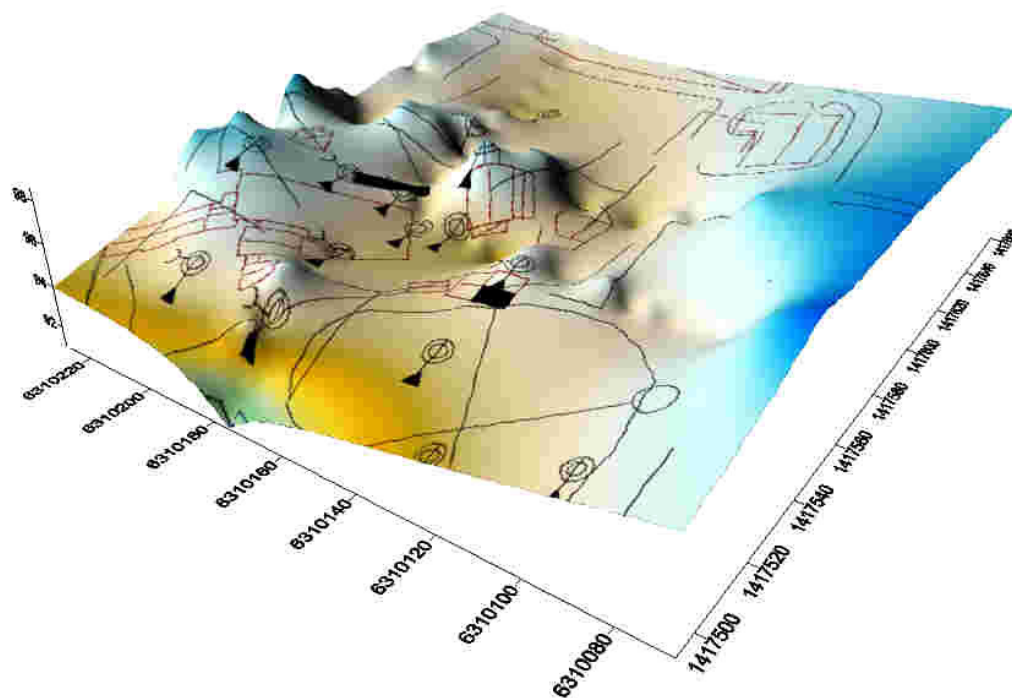
I både 0515 och 0701 visar resultaten även på anmärkningsvärt höga halter av 2,3,4,6-tetraklorfenol. I tidigare undersökning har klorfenol med färre antal klor än pentaklorfenol inte analyserats specifikt. Däremot ses på parametern summa klorfenoler att betydande halter av någon annan klorfenol även förekommit i prover som togs av Sweco Viak (2006). En tolkning av detta skulle kunna vara att en omfattande reduktiv nedbrytning av pentaklorfenol förekommer i området. I fallet Hjortsberga f.d. sågverk bedöms det dock som troligare att de höga halterna beror på att även doppningsmedel som baserats på tetraklorfenol använts (muntlig uppgift från Karin Simonsson, Länsstyrelsen i Kronoberg).

Det är dock sannolikt att en nedbrytning av pentaklorfenol och 2,3,4,6-klorfenol sker i grundvattnet. Detta med tanke på att även di- och monoklorfenoler har detekterats i 0701 och 0515 vid analyserna.

Även övriga rör som installerats och provtagits inom ramen för föreliggande undersökning visar på förhöjda halter av pentaklorfenol. Halterna ligger klart lägre än vad som påvisats i 0701 och 0515 och någon förekomst av pentaklorfenol i fri fas bedöms inte som trolig. Halterna i rör 0702-0705 uppgår till 7-17 µg/l. Dessa halter ligger i samma storleksordning som tidigare provtagning i dessa delar av fastigheten (Sweco Viak, 2005 och 2006).

Tidigare utredningar har bedömt att spridningsriktningen för grundvattnet är västerut, mot Sjöatorpasjön (Sweco Viak, 2006). Det är därför anmärkningsvärt att halterna av pentaklorfenol är förhöjda både öster och söder om den f.d. doppningsanläggningen. Då området öster om doppningsplatsen är mycket flackt är det svårt att dra några säkra slutsatser angående spridningsriktningen för grundvattnet, dvs. det skulle möjligen kunna finnas en gradient även österut. Detta bedöms dock som mindre sannolikt. Vid de två tillfällena som grundvattennivåerna uppmätts inom ramen för föreliggande utredning har gradienten för grundvattenströmning varit riktad mot väster och sydväst, mot Sjöatorpasjön. Även bergöverytan har en tydlig lutning västerut mot sjön men undersökningar med refraktionsseismik visar att det inte helt kan uteslutas att en gravitationsdriven spridning kan ske i lokala sänkor i berggrunden även söder- och österut (se figur 4).

Eftersom områdena öster och söder om doppningsplatsen användes som brädgård är en alternativ förklaring till förekomsten av lägre halter pentaklorfenol i grundvatten inom dessa områden att doppningsmedel droppat av från de impregnerade brädorna och infiltrerat i marken och till grundvatten.



Figur 4. Interpolerad bergöveryta baserad på undersökningar med refraktionsseismik.

Även i 0702-0705 kan en förekomst av 2,3,4,6-klorfenol noteras. Återigen bedöms detta snarare vara en effekt av användning av dopningsmedel baserat på denna förening än en indikation på omfattande nedbrytning.

2.4. Resultat dricksvatten

Den borrade brunnen vid Hjortsberga-Vret 1:5 har provtagits vid ett tillfälle. Resultatet från genomförda analyser redovisas i tabell 2. Resultaten från analysen visar inte på några halter av klorfenoler över rapporteringsgräns.

Tabell 2. Resultat från provtagning av dricksvatten vid Hjortsberga-Vret 1:5.

Förening	Dricksvatten Hjortsberga-Vret 1:5
[µg/l]	
2-monoklorfenol	<0,10
3-monoklorfenol	<0,10
4-monoklorfenol	<0,10
2,6-diklorfenol	<0,10
2,4+2,5-diklorfenol	<0,20
2,3-diklorfenol	<0,10
3,4-diklorfenol	<0,10
3,5-diklorfenol	<0,10
2,4,6-triklorfenol	<0,10
2,3,6-triklorfenol	<0,10
2,3,5-triklorfenol	<0,10
2,4,5-triklorfenol	<0,10
2,3,4-triklorfenol	<0,10
3,4,5-triklorfenol	<0,10
2,3,4,6-tetraklorfenol	<0,10
2,3,4,5-tetraklorfenol	<0,10
2,3,5,6-tetraklorfenol	<0,10
pentaklorfenol	<0,10
summa klorfenoler	<1,0

2.5. Resultat sediment/bark i Sjöatorpasjön

Sediment provtogs 070214 i en punkt i Sjöatorpasjön. Vid provtagningen visade det sig att sjöbotten i direkt anslutning till det f d sågverksområdet nästan uteslutande bestod av bark eller hårdbotten. Provet som togs upp utgjordes således till största del av bark. Resultaten från analysen redovisas i tabell 3. Fältprotokoll återfinns i bilaga 3.

Av de klorfenoler som analyserats är det endast pentaklorfenol som förekommer i halter över rapporteringsgräns. Halten av pentaklorfenol uppgår till 0,13 mg/kg. I jämförelse med bark som finns upplagrat på land ligger halten i barken på sjöbotten i samma storleksordning. Tidigare analyser av bark visar på pentaklorfenolhalter på 0,07 samt 0,15 mg/kg (Sweco Viak 2005 och 2006).

Tabell 3. Resultat från provtagning av sediment/bark i Sjöatorpasjön.

Parameter	Sjöatorpasjön 1:0-1 dm
[%]	
TS_105°C	17,1
[mg/kg TS]	
2-monoklorfenol	<0,020
3-monoklorfenol	<0,020
4-monoklorfenol	<0,020
2,6-diklorfenol	<0,020
2,4+2,5-diklorfenol	<0,040
2,3-diklorfenol	<0,020
3,4-diklorfenol	<0,020
3,5-diklorfenol	<0,020
2,4,6-triklorfenol	<0,020
2,3,6-triklorfenol	<0,020
2,3,5-triklorfenol	<0,020
2,4,5-triklorfenol	<0,020
2,3,4-triklorfenol	<0,020
3,4,5-triklorfenol	<0,020
2,3,4,6-tetraklorfenol	<0,020
2,3,4,5-tetraklorfenol	<0,020
2,3,5,6-tetraklorfenol	<0,020
pentaklorfenol	0,13
summa klorfenoler	0,13

Resultat från den kompletterande provtagningen 071003 redovisas i tabell 4. Fältprotokoll med beskrivningar av sedimenten återfinns i bilaga 3. Inslag av bark kunde konstateras i två punkter, P1 och P7. Norr om ön och i viken in mot Hjortsberga badplats samt i riktning mot sjöns utlopp kunde inga spår av restprodukter (spån, bark etc.) som kan kopplas till verksamheten vid sågverket identifieras.

Tabell 4. Resultat från analyser av sediment från provtagningen 071003.

Parameter	P1: 0-3	P1: 3-7	P1: 7-15	P2: 0-10	P3: 0-8	P3: 8-16	P3: 16-20
[%]							
TS _{105°C}	17	16,9	31,5	32,3	11,4	17	22
[mg/kg TS]							
2-monoklorfenol	<0,060	<0,080	<0,040	<0,040	<0,10	<0,060	<0,040
3-monoklorfenol	<0,060	<0,080	<0,040	<0,040	<0,10	<0,060	<0,040
4-monoklorfenol	<0,060	<0,080	<0,040	<0,040	<0,10	<0,060	<0,040
2,6-diklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,4+2,5-diklorfenol	<0,12	<0,040	<0,080	<0,040	<0,20	<0,12	<0,080
2,3-diklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
3,4-diklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
3,5-diklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,4,6-triklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,3,6-triklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,3,5-triklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,4,5-triklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,3,4-triklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
3,4,5-triklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,3,4,6-tetraklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,3,4,5-tetraklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
2,3,5,6-tetraklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
pentaklorfenol	<0,060	<0,040	<0,040	<0,020	<0,10	<0,060	<0,040
summa klorfenoler	0,1	<0,4	<0,4	<0,2	<1	<0,6	<0,4
[ng/kg TS]							
2,3,7,8-tetraCDD	<1,6	2,1	1,3	<0,55	2,2	<1,1	<1,0
1,2,3,7,8-pentaCDD	<1,8	<6,4	<3,2	<3,8	<6,0	2,9	<4,0
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	<11	10	<3,2	<3,3	9,2	4,1	<1,3
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	<11	23	9,1	<3,3	42	18	1,8
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	<11	17	5,1	<3,3	11	14	<1,3
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	33	270	140	39	580	170	13
oktakilordibensodioxin	530	3500	1500	550	7600	1700	140
2,3,7,8-tetraCDF	<7,3	6,5	3,5	<1,8	12	5,6	2,6
1,2,3,7,8-pentaCDF	<1,1	6,9	2,1	<1,3	8,6	5,9	1
2,3,4,7,8-pentaCDF	<1,1	11	2,9	<1,3	14	7	1,8
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	<5,6	24	14	3,6	36	17	4
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	<5,6	27	11	4,1	36	16	2,8
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<5,6	5,8	2,1	<1,7	<5,6	<3,1	<1,6
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	<5,6	11	4,4	<1,7	20	8,8	1,9
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	38	400	180	180	990	530	37
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<7,5	18	17	3,9	36	16	3
oktakilordibensofuran	60	580	300	500	1800	1200	71
sum WHO-PCDD/F-TEQ	0,89	26	11	3,4	42	22	2,5
[% av TS]							
glödförlust	24	22	11	22	32	25	18
TOC	14	13	6,3	13	18	14	10

Parameter	P4: 0-8	P5: 0-10	P5: 26-36	P6: 0-10	P7: 0-8
[%]					
TS_105°C	15,1	11	18,1	11,1	16,1
[mg/kg TS]					
2-monoklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
3-monoklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
4-monoklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,6-diklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,4+2,5-diklorfenol	<0,40	<0,016	<0,080	<0,16	<0,080
2,3-diklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
3,4-diklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
3,5-diklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,4,6-triklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,3,6-triklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,3,5-triklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,4,5-triklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,3,4-triklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
3,4,5-triklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,3,4,6-tetraklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,3,4,5-tetraklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
2,3,5,6-tetraklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	<0,040
pentaklorfenol	<0,20	<0,080	<0,040	<0,080	0,12
summa klorfenoler	<2	<0,8	<0,38	<0,76	0,12
[ng/kg TS]					
2,3,7,8-tetraCDD	<1,4	<3,5	<0,73	<1,4	<2,0
1,2,3,7,8-pentaCDD	3,9	5,2	<1,3	<2,8	6,6
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	7,1	7,8	<3,2	2	38
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	22	21	<3,2	4	120
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	12	9,1	<3,2	2,5	25
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	330	230	<3,3	81	2100
oktakilordibensodioxin	3600	2100	<19	760	35000
2,3,7,8-tetraCDF	12	11	<8,9	4,3	11
1,2,3,7,8-pentaCDF	7,9	10	<0,37	3,3	9,3
2,3,4,7,8-pentaCDF	11	14	<0,37	3,8	12
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	24	24	<2,1	6,8	120
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	28	34	<2,1	7,6	49
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<2,7	<4,3	<2,1	<2,6	4,2
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	16	18	<2,1	4	33
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	530	470	<8,7	160	3500
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	19	18	<8,7	12	170
oktakilordibensofuran	940	790	<10	460	6200
sum WHO-PCDD/F-TEQ	30	30	0	7,3	120
[% av TS]					
glödförlust	28	28	22	28	38
TOC	16	16	13	16	22

Klorfenoler har endast påvisats i ett av de analyserade proven, nämligen P7. P7 togs nära stranden och den plats där barkdeponin tidigare var belägen. I P7 kunde bark och spån tydligt noteras vid provtagningen. Pentaklorfenol är den enda klorfenol som påvisats och halten uppgick till

0,12 mg/kg. Pentaklorfenolhalten i P7 ligger på samma nivå som den tidigare provtagningen, vilken gjordes nära P7.

Dioxin har däremot konstaterats i samtliga analyserade prover utom ett (P5: 26-36). Högst halt påvisas i P7 (dvs. provet med tydliga spår av bark och spån) där halten (angivet som summa TEQ) uppgick till 120 ng/kg. I det andra provet där bark kunde observeras vid provtagningen (P1: 7-15) är dioxinhalten betydligt lägre, 11 ng/kg. Lokalen för P1 återfinns norr om den vik där P7 togs och är inte belägen i direkt anslutning till barkdeponin. På nivån 3-7 cm i P1 har en något högre dioxinhalt analyserats, jämfört med nivån 7-15 cm. Halten på nivån 3-7 cm uppgår till 26 ng/kg. Dioxinhalten i ytsedimenten är betydligt lägre, <1 ng/kg.

Punkten P2 provtogs utanför den vik där lokalen för P7 återfinns. I P2 uppgår dioxinhalten till 3,4 ng/kg. I riktning mot Sjöatorpasjöns utlopp kan högre dioxinhalter konstateras, punkterna P3 och P4. I P3 är dioxinhalten som högst i den ytligaste nivån (0-8 cm), 42 ng/kg. Dioxinhalten sjunker sedan mot djupet. I P4 (närmast utloppet) har endast en nivå analyserats (0-8 cm). Dioxinhalten uppgår till 30 ng/kg.

Lokalen för P5 ligger i viken där badplatsen vid Hjortsberga är belägen. Dioxinhalten uppgår där till 30 ng/kg i den ytligaste nivån (0-10 cm). Norr om ön i sjön (P6) uppgår dioxinhalten till cirka 7 ng/kg (nivå 0-10 cm).

Det är anmärkningsvärt att dioxin och pentaklorfenol påträffas i bark och spån på sjöbotten. I sedimenten närmast barkdeponin (punkterna Sjöatorpasjön 1 och P7) har de högsta halterna av både pentaklorfenol och dioxin analyserats. Den rimligaste förklaringen till detta bedöms vara att bark spridits från barkdeponin (barken har tidigare visat sig innehålla både pentaklorfenol och dioxin), antingen genom skred/erosion eller genom mänsklig påverkan.

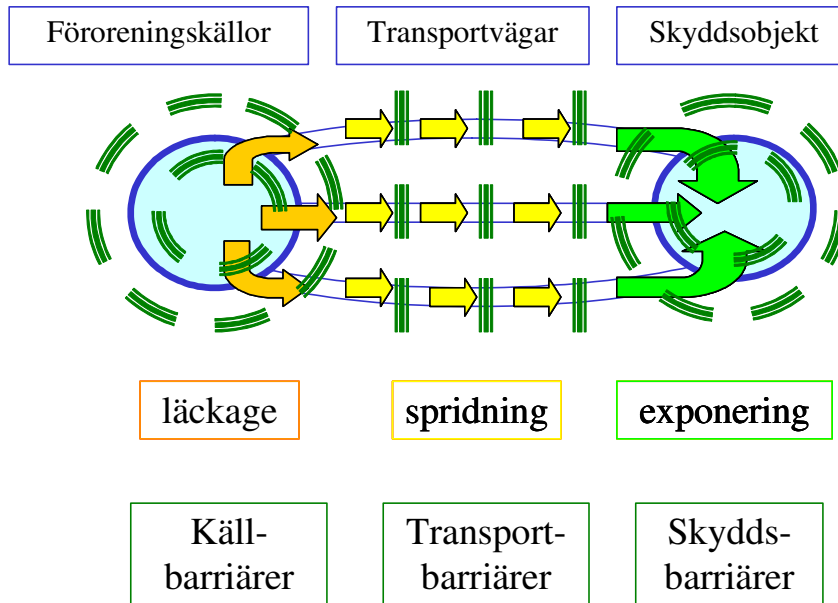
Enligt uppgift har timmerlagring skett i Sjöatorpasjön, från sågverksområdet och ut till ön. I P1 kunde bark noteras vid provtagningen men dioxinhalten var betydligt lägre jämfört med P7. Detta är rimligt med tanke på att timmer som lagrades i sjön inte hade utsatts för behandling och barken borde således inte innehålla förhöjda halter av pentaklorfenol eller dioxin.

3. Metod och modell för fördjupad riskbedömning

Den fördjupade riskbedömningen för f.d. Hjortsberga sågverk har genomförts enligt den modell som sammanfattas i figur 5. Modellen följer den nya struktur för fördjupad riskbedömning som rekommenderas i Naturvårdsverket senaste kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2006).

Generellt kan sägas att modellen utgår från hur föroreningskällan betar sig, vilka element eller ämnen som kan medföra olika risker och vilka processer som styr och reglerar spridningen av dessa. Spridningen av föroreningar undersöks, exempelvis via vilka medier spridning sker i idag och hur den eventuellt kan förändras i framtiden. Slutligen utreds vilka skyddsobjekt som finns och som är aktuella ur miljö- och hälsorisksynpunkt samt från en generell betraktelse. I varje steg identifieras också vilka naturliga barriärer som finns och som kan förhindra spridningen och transporten samt exponeringen av föroreningarna. Sådana barriärer kan vara både av fysisk (exempelvis täta jordlager) och av biogeokemisk (exempelvis nedbrytning och fastläggning) karaktär. Informationen sammanställs sedan till en slutlig riskbedömning för det aktuella området.

Riskbedömning vid spridning



Figur 5. Redovisning av generell modell för fördjupad riskbedömning (Länsstyrelsen i Kalmar län, 2004).

4. Fördjupad riskbedömning

4.1. Föroreningskällor

4.1.1. Källtermer

Föroreningskällan vid f.d. Hjortsberga sågverk (fastighet Sjöatorp 3:62) utgörs av ett markområde i anslutning till doppningsanläggningen och där ridåbesprutning skett. Området har avgränsats i tidigare genomförda undersökningar av Sweco Viak. Därtill kommer två barkupplag, ett inom det f.d. sågverksområdet samt ett på fastigheten Hjortsberga-Vret 1:2 (beläget cirka 1,5 km sydost om sågverksområdet).

Tidigare undersökningar av jord och bark på den f.d. sågverksfastigheten visar på förhöjda halter av dioxin och pentaklorfenol i dessa medier (Sweco Viak, 2005 och 2006). De högsta dioxinhalterna i jorden har påträffats vid såghusets sydöstra gavel, dvs. i det område där ridåsprutning av virke skedde. Halterna uppgår som mest till 1800 ng/kg (angivet som TCDD-ekvivalenter) i ytlig jord och 2700 ng/kg på djupare nivå (1-1,5 m). Vid den f.d. doppningsanläggningen har dioxinhalter på som mest 500 ng/kg analyserats (ytlig jord). Prover från övriga delar av sågverksområdet uppvisar lägre dioxinhalter (< 10 ng/kg). Barken inom Sjöatorp 3:62 uppvisar dioxinhalter på mellan 10 och 370 ng/kg och vid Hjortsberga-Vret 1:2 på 23-1700 ng/kg. Dioxinhalterna i jord vid f.d. ridåsprutningsområdet och doppningsanläggningen överstiger Naturvårdsverkets riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM) på 250 ng/kg. Det-

samma gäller två prover på barken från Sjöatorp 3:62 och samtliga fem prover från Hjortsberga-Vret 1:2.

Även pentaklorfenol har analyserats i förhöjda halter i jorden. Framförallt gäller detta kring den f.d. doppningsanläggningen där en halt på 970 mg/kg analyserats från nivån 1,5-1,9 m (jämför MKM som ligger på 5 mg/kg). Övriga analyser (jord) av pentaklorfenol uppvisar halter i storleksordningen 0,1-1,1 mg/kg, dvs. något över Naturvårdsverkets riktvärde för känslig markanvändning (0,1 mg/kg) men lägre än MKM-värdet. Pentaklorfenol har påvisats i förhöjd halt i ett prov på bark från respektive barkupplag. Vid det f.d. sågverksområdet påvisades som mest en halt på 0,15 mg/kg i barken och vid Hjortsberga-Vret på 0,26 mg/kg.

Förutom i jorden har mycket höga halter av pentaklorfenol uppmätts i grundvattnet cirka 30 m väster om den f.d. doppningsanläggningen, i riktning mot Sjöatorpasjön. Halterna uppgår till 4-10 mg/l, dvs. högre än vad som borde vara fallet om jämvikt mellan de uppmätta halterna i jord och i grundvatten skulle råda, utgående från normala fördelningskoefficienter (K_d -värden) mellan jord och grundvatten. Det finns därför anledning att misstänka att även doppningsmedel i fri fas kan finnas inom detta område och utgöra en källa. Dock är halterna i grundvattnet lägre än den teoretiska mättnadslösligheten (14 mg/l) för pentaklorfenol i vatten varför det inte är omöjligt att de uppmätta halterna utgörs av pentaklorfenol löst i vattenfasen.

Utänför detta område uppvisar grundvattnet pentaklorfenolhalter i storleksordningen 0,2-60 µg/l. Dessa halter stämmer bättre överens med normala fördelningskoefficienter (fördelningen mellan jord och grundvatten) och därmed bedöms sannolikheten för pentaklorfenol fri fas i övriga delar av området som liten.

Provtagning av sediment i Sjöatorpasjön visar på en förekomst dioxin och pentaklorfenol. De högsta halterna återfinns i prover som innehåller spån och bark och som provtagits nära barkdeponin. Den högsta halten av dioxin uppgår till 120 ng/kg (angett som summa TEQ) och av pentaklorfenol 0,13 mg/kg. Dessa halter ligger i samma storleksordning som barken på land.

4.1.2. Föroreningarnas farlighet

Enligt Naturvårdsverket (1999a) bedöms både dioxiner och klorfenoler ha en mycket hög farlighet. Nedan presenteras föreningarnas egenskaper kortfattat.

Dioxin

Dioxin är samlingsnamnet på cirka 200 klorerade dioxin- och furanföreningar. 17 av dessa föreningar har visat sig vara giftiga, exempelvis TCDD (2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioxin) som är ett av starkaste kända gifterna.

Dioxiner har en låg mobilitet och binds generellt mycket hårt till partiklar i marken. Även lösligheten för dioxin i vatten är mycket låg.

För människan kan dioxiner bland annat ge hudskador (klorakne). Exponering för bland annat 2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioxin kan orsaka cancer (ATSDR, 1999a)

Pentaklorfenol

Pentaklorfenol ingår som en av 19 föreningar som räknas till klorfenolerna. Pentaklorfenol har en viss löslighet i vatten. Densiteten är dock nästan dubbelt så hög som för vatten, vilket ger att en spridning av föreningen kan ske gravitationsdrivet genom sjunkning i grundvattnet och av-

rinning längs täta horisonter (t.ex. bergytan). Pentaklorfenol är mer mobilt än dioxiner i mark. Fastläggning till markens partiklar sker främst under sura förhållanden. Ångtrycket för pentaklorfenol är mycket lågt, cirka $1,1 \times 10^{-4}$ mm Hg (Naturvårdsverket, 1999b).

För människan kan klorfenoler bland annat ge akne och leverskador (ATSDR, 1999b). Indikationer finns på att klorfenoler kan orsaka cancer.

4.1.3. Läckage från källan

Analys av jord visar att ett läckage från de ytliga jordlagren vid den f.d. doppningsplatsen samt ridåbesprutningsplatsen ner till djupare lager (under grundvattenytan) skett. Eftersom både dioxin och pentaklorfenol är relativt svårslösliga i vatten bedöms läckaget ner till grundvattnet främst ha skett genom perkolation av spillt doppningsmedel.

4.1.4. Källbarriärer

Källbarriärer är namnet på processer som förhindrar och/eller hämmar läckaget från källan. Barriärerna kan vara rent fysiska, exempelvis ett tätskikt eller kemiska, exempelvis koncentrationsgradienter eller fastläggning till partiklar.

Den mest betydelsefulla av de barriärer som begränsar läckaget från källan bedöms vara fastläggningen till partiklar i marken. Dioxin fastläggs normalt i mycket stor utsträckning och spridning i löst form med grundvatten förekommer mycket sällan vid de koncentrationer som uppmätts i Hjortsberga. Även pentaklorfenol fastläggs till partiklar i relativt stor utsträckning.

En ytterligare källbarriär är nedbrytning av föroreningarna. Pentaklorfenol kan brytas ned såväl under anaeroba förhållanden som under aeroba förhållanden. Där pentaklorfenol påvisats i höga halter återfinns samtidigt enklare klorfenoler. Vid anaerob nedbrytning utgör sådana klorfenoler intermediära faser (steg på vägen) medan slutprodukterna är klorider, koldioxid och vatten. På de begränsade djup som det här är frågan om brukar grundvattnet inte vara helt syrefritt vilket talar för att aerob nedbrytning har pågått i en initialfas för att sedan övergå till anaerob nedbrytning.

Det f.d. sågverksområdet består till vissa delar av hårdgjorda ytor (asfalt) vilket innebär att infiltrationen av nederbörd som kan bidra till en ökad vattenomsättning och spridning begränsas. Även detta kan betraktas som en källbarriär, åtminstone i nuläget.

Asfalten utgör även en effektiv barriär mot direktexponering. Detta gäller bland annat de punkter där de högsta halterna av dioxin påträffats i ytjorden, dvs. i området för ridåsprutning. Området kring doppningsanläggningen, där förhöjda halter av dioxin påträffats, är dock inte hårdgjort.

4.2. Spridning av föroreningar

4.2.1. Nuvarande och framtida transportvägar

Med tidigare undersökningar samt de kompletterande som genomförts inom ramen för föreliggande utredning som grund bedöms spridning av föroreningar från källor på land kunna ske på följande sätt:

- I löst fas eller uppblandat i grundvattnet.
- I fri fas utmed bergöverytan.
- I fri fas i sprickor i berget.
- Genom avgång av ångor till luften.
- Genom damning.
- Skred/erosion

Förhöjda halter av pentaklorfenol i grundvattnet har påträffats i anslutning till den f.d. doppningsanläggningen, i den förmodade spridningsriktningen (västerut mot Sjöatorpasjön) men även i rör öster och söder om doppningsanläggningen.

Vid källområdet (dopningskaret) uppmätte Sweco Viak halterna av pentaklorfenol i grundvattnet till 0,3-2,0 µg/l. Den största gradienten, både för bergöverytan och grundvattenytan är riktad härifrån mot Sjöatorpasjön. I denna riktning har pentaklorfenolhalter på 4-10 mg/l påträffats vid såghusets västra gavel, ca 30 m från den förmodade källan. Det bedöms att en spridning av pentaklorfenol i fri fas skett till detta område. Grundvattenrören som återfinns längre västerut, närmare Sjöatorpasjön uppvisar klart lägre halter, 10-40 µg/l och sannolikt har en spridning av pentaklorfenol löst i grundvattnet skett hit. Motsvarande halter som vid såghuset har inte kunnat påvisas i dessa rör. Även åt sydväst uppvisar grundvattnet och bergöverytan en möjlig gradient, vilket skulle kunna förklara de förhöjda halterna av pentaklorfenol i denna riktning. Halterna i grundvattnet ligger på 10-20 µg/l, dvs. sannolikt spridning av pentaklorfenol löst i grundvattnet.

Även öster om den f.d. doppningsanläggningen har förhöjda halter av pentaklorfenol påträffats. Halterna ligger i storleksordningen 7-45 µg/l och det bedöms därmed inte röra sig om någon spridning av pentaklorfenol i fri fas i denna riktning, även om undersökningar av bergytans lutning visar att detta inte helt kan uteslutas. Området öster om doppningsanläggningen är mycket flackt, liksom gradienterna för grundvattenströmning. Slutsatser om gradienterna för grundvattenströmning utifrån ett fåtal mätningar av grundvattenytans läge blir därmed relativt osäkra. Det bedöms därmed som tänkbart men mindre sannolikt att grundvatten från f.d. doppningsanläggningen skulle kunna spridas även österut. En troligare förklaring till förekomsten av pentaklorfenol öster om doppningsanläggningen är att doppningsmedel droppat av från virke som lagrats på platsen (området användes som brädgård) och på så sätt gett upphov till de förhöjda pentaklorfenolhalterna.

Sammantaget bedöms att spridning av pentaklorfenol i grundvatten främst sker västerut, i riktning mot Sjöatorpasjön. I denna riktning bedöms spridning av pentaklorfenol kunna ske både löst i grundvattnet och i fri fas. Förhöjda halter av pentaklorfenol i grundvatten har även konstaterats öster om doppningsanläggningen, på den f.d. brädgården. De uppmätta gradienterna för grundvattenströmning har dock vid samtliga mätningar som utförts varit riktade åt väster och sydväst även om de varit små. Med hänsyn till detta bedöms att eventuell spridning åt detta håll är av liten betydelse.

För att kontrollera om spridning i berg skett till närliggande vattentäcker (enskilda brunnar) har provtagning skett i brunnar som enligt den flygmagnetiska kartan skulle kunna stå i kontakt med källområdet via sprickor i berg. Några detekterbara halter av föroreningar har dock inte påträffats i dessa brunnar (Sweco Viak, 2006). Den geofysiska undersökning som utförts inom ramen för de kompletterande undersökningarna har heller inte indikerat att det skulle finnas några sprickzoner av betydelse i anslutning till källområdet, genom vilka en transport av föroreningar skulle kunna ske. En mindre sprickzon har dock påträffats vid punkt 0705, i brädgården öster om doppningsplatsen, där grundvattnet är förorenat med lägre halter av pentaklorfenol.

Avgång via luft har tidigare bedömts inte utgöra någon risk (Sweco Viak, 2006). Pentaklorfenols ångtryck är mycket lågt och förening är därmed inte speciellt flyktig. En viss avgång till luft bedöms ändå kunna ske. Detta gäller både från jord och från grundvatten. Via luft kan en spridning även ske genom damning, framförallt vid torra och varma dagar. Detta bedöms kunna ske på den aktuella fastigheten då åkeriverksamhet förekommer.

De transportvägar som finns idag bedöms även finnas kvar i framtiden om inga åtgärder vidtas.

I sedimenten i sjön har bark och spån påvisats nära barkdeponin. Anledningen till detta bedöms vara att materialen eroderat/skredat ut från barkdeponin. Idag är barkdeponin (den troliga källan) till största del borta, vilket innebär att spridningen idag och i framtiden bedöms vara av mindre omfattning än vad den historiskt har varit. Om det finns bark eller spån kvar i strandkanterna finns en risk att det även i framtiden kan ske en spridning till sedimenten/sjön.

Från sedimenten i Sjöatorpasjön bedöms en spridning av pentaklorfenol eller dioxin framförallt ske i partikelbunden form, till exempel genom sediment som resuspenderas. Sjöatorpasjön är förhållandevis grund (som mest 3,5 m enligt muntliga uppgifter). Dock bedöms båtraffiken i den vik där de högsta halterna återfinns inte vara speciellt omfattande. Resuspension kan även ske som en effekt av biotas aktivitet. Resuspensionen har inte undersökts inom föreliggande undersökning. Med ledning av att bark och spån med förhöjda halter endast påträffats i viken i direkt anslutning till barkdeponin bedöms dock spridningen inte vara speciellt omfattande.

4.2.2. Transportbarriärer

Transportbarriärer är processer som fördröjer eller förhindrar föroreningarnas transport från källan mot recipienten och skyddsobjekten. I likhet med källbarriärerna kan transportbarriärerna både vara av fysikalisk och kemisk natur.

Den barriär som begränsar spridningen främst bedöms vara samma som för läckaget från källan, d.v.s. fastläggning till partiklar i marken. Även nedbrytning av pentaklorfenol utgör en transportbarriär på samma sätt som den utgör en källbarriär.

En transportbarriär kan även vara täta jordlager som kan begränsa spridningen. Vid Hjortsberga f.d. sågverk utgörs lagerföljden av cirka en meter fyllning följt av sandig siltig morän (naturlig jordart i området enligt Sweco Viak (2006)). Den sandiga siltiga moränen anges i Sweco Viak (2006) ha en hydraulisk konduktivitet på $1,9 \cdot 10^{-8}$ - $2,6 \cdot 10^{-8}$ m/s, dvs. lågpermeabel men inte tät. Sweco Viak (2006) anger att den horisontella strömningshastigheten i moränen är 5-16 cm/år vilket på 50 år ger ett möjligt transportavstånd på 2,5-8 m. Fyllningsmaterial brukar dock generellt vara mer permeabla, vilket skulle kunna medge en snabbare transport i den ytliga fyllningen under perioder med höga grundvattenstånd. Pentaklorfenol, löst i grundvatten, har påträffats på ett avstånd av 50-60 m från den f.d. doppningsanläggningen vilket indikerar att transporthastigheten är högre i moränen eller att en horisontell spridning kan ha skett i den mer genomträngliga fyllningen innan föroreningen hunnit sjunka. Det är heller inte ovanligt att moräner i gränsskiktet mot berg har en högre hydraulisk konduktivitet än högre upp i jordprofilen. Detta innebär att det är tänkbart att pentaklorfenol som sjunkit ned till bergytan kan ha spridits snabbare.

Den relativt lågpermeabla moränen och den flacka gradienten för grundvattenströmning från källområdet åt öster bedöms utgöra en transportbarriär för spridning i grundvatten åt öster. Detta understryks av att det skett en tydlig spridning åt motsatt håll. Trots detta har klorfenoler detekterats i den östra delen av området. Ett spridningssätt, som därför bedöms som mer trolig för förekomsten av pentaklorfenol öster om doppningsanläggningen är spill av doppningsmedel, t.ex.

från upplagrat, nyimpregnerat virke. Att orsaken till föroreningen skulle vara transport av pentaklorfenol i fri fas längs med bergöverytan bedöms som mindre troligt eftersom halten är jämförelsevis låg och därmed sannolikt utgörs av pentaklorfenol löst i grundvatten. Den flacka gradienten tillsammans med moränens relativt låga hydrauliska konduktivitet bedöms därmed utgöra en barriär för fortsatt spridning åt öster.

Utströmning av grundvatten sker till Sjöatorpasjön omedelbart väster om området och Skaddeån söder om området. Dessa utgör därmed barriärer för långväga spridning av föroreningar i grundvatten, men är i stället möjliga transportvägar för långväga spridning i ytvatten.

En fysisk barriär som förhindrar transport av föroreningar i gasfas är att det f.d. sågverksområdet idag till vissa delar utgörs av hårdjorda ytor. Den asfalterade marken fungerar som en barriär för avgången via luft, både vad gäller ångor och damning.

4.3. Skyddsobjekt

4.3.1. Beskrivning av skyddsobjekt

Flera skyddsobjekt som kan exponeras för föroreningarna vid f d Hjortsberga sågverk har identifierats. Skyddsobjekten utgår från Länsstyrelsens synpunkter i utlåtande daterat 2006-06-13 (Länsstyrelsen i Kronobergs län, 2006).

- Människor som bor inom området.
- Vuxna människor som arbetar inom området.
- Barn som leker/passerar det f d sågverksområdet.
- Vuxna människor som promenerar genom området.
- Människor som badar i Sjöatorpasjön.
- Människor som intar grönsaker som odlats i anslutning till området.
- Människor som intar dricksvatten nära området.
- Människor som intar fisk från Sjöatorpasjön.
- Markmiljön inom området.
- Miljön i Sjöatorpasjön (vatten och sediment).

Människor vistas vid f d Hjortsberga sågverk i relativt stor utsträckning. I dagsläget finns två bostadshus på området, varav det ena är beläget i direkt anslutning till den f d doppningsanläggningen. Vidare arbetar människor inom området som används för åkeriverksamhet samt verkstadsarbete.

Enligt uppgift leker barn på området. Barn passerar området relativt regelbundet på sin väg till skolan i Hjortsberga. I anslutning till det f d sågverksområdet går även en populär strandpromenad.

Längst in i Sjöatorpasjöns nordöstra vik återfinns en badplats. Vid bad kan människor exponeras för eventuella föroreningar i sedimenten.

För barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:2 ser exponeringsbilden annorlunda ut jämfört med det f.d. sågverksområdet. Inget boende eller industriell verksamhet finns i direkt anslutning till området. Barn bedöms heller inte vistas på barkdeponin i samma utsträckning som vid sågverksområdet. Exponeringen för barken vid Hjortsberga-Vret 1:2 bedöms främst utgöras av människor (barn och vuxna) som promenerar i området.

Vad gäller intag av grönsaker sker ingen odling direkt i anslutning till den förorenade marken. Däremot har barken enligt uppgift sålts för att läggas ut i trädgårdsland. Detta gäller både barken vid Sjöatorp 3:62 och Hjortsberga-Vret 1:2. Människor kan dock riskera att få i sig föroreningar genom intag av grönsaker om bevattning skett med förorenat vatten.

Inget dricksvattenuttag sker i direkt anslutning till den f.d. sågverksfastigheten. Husen på fastigheten samt hela Hjortsberga samhälle har kommunalt vatten. Privata dricksvattentäkter har lokaliserats cirka 400 m söder om sågverksfastigheten. En privat brunn, belägen cirka 250 m norr om barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:2 har även undersökts.

Markmiljön på de båda fastigheterna kan betraktas som ett skyddsobjekt. Detsamma gäller den akvatiska miljön i Sjöatorpasjön (både sediment och vatten).

4.3.2. Exponeringsvägar – beräkning av platsspecifika referenskoncentrationer

För att undersöka om halterna av dioxin och pentaklorfenol i marken vid f.d. Hjortsberga sågverk kan innebära några risker för skyddsobjekten listade ovan har värdena satts i relation till s.k. referenskoncentrationer. Naturvårdsverket har utarbetat generella riktvärden för olika typer av markanvändning (Naturvårdsverket, 1997a och 1997b). Dessa generella värden har dock inte bedömts som tillämpliga för f.d. Hjortsberga sågverk, främst på grund av att exponeringstiderna samt de geologiska, hydrogeologiska och topografiska förhållandena bedömts skilja sig. I stället har referenskoncentrationer beräknats med utgångspunkt från de platsspecifika förhållandena och redovisas separat för var och en av de aktuella exponeringsvägarna för att det klart skall framgå vilka risker som kan föreligga inom och utanför området.

De exponeringsvägar som har betraktats som möjliga redovisas i tabell 5. För intag av jord, hudkontakt, inandning av damm och ångor samt intag av fisk har teoretiska beräkningar avseende riskerna utförts, med användning av samma beräkningsmodell som Naturvårdsverket använt vid beräkning av generella riktvärden, men med beaktande av platsspecifika förhållanden. För intag av grönsaker har en teoretisk halt i grönsaker beräknats utifrån de halter som tidigare analyserats. För intag av ytvatten görs en beräkning baserat på analyserade halter i Sjöatorpasjön och TDI-värden.

För ekotoxiska effekter i mark- och vattenmiljön har en direkt jämförelse med Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) gjorts (Naturvårdsverket, 2005b).

För dioxiner görs en justering av referenskoncentrationerna beroende på att människor exponeras för dioxiner från andra källor, exempelvis livsmedel. I modellen antas att 90 % av det tolerabla dagliga intaget av dioxin fås från andra källor (Naturvårdsverket, 2005b).

När det gäller markens innehåll av organiskt kol är modellen som finns framtagen av Naturvårdsverket endast giltig för en andel mellan 2 och 15 %. Barken vid Sjötorp och Hjortsberga-Vret utgörs uppskattningsvis av 10-50 % organiskt kol (uppskattat från halva glödförlusten), vilket leder till att modellen inte är helt tillämplig. Vid beräkningarna för intag av grönsaker och effekter i markmiljön avseende barken har halten organiskt kol justerats till 15 %.

Tabell 5. Exponeringsvägar som bedöms vara relevanta för föroreningen i mark, bark, sediment och grundvatten vid f.d. Hjortsberga sågverk.

Exponeringsväg	F.d. Hjortsberga sågverk
<i>Människor:</i>	
Intag av jord och sediment	X
Hudkontakt med jord och sediment	X
Inandning av damm	X
Inandning av ångor	X
Intag av grundvatten	X
Intag av ytvatten	X
Intag av grönsaker	X
Intag av fisk	X
<i>Miljön:</i>	
Effekter inom området	X
Effekter i ytvattenrecipient	X

Direkt exponering för föroreningar i marken bedöms kunna ske bland annat när barn leker i området, i samband med fritidsvistelse eller vid schaktarbeten. Detta gäller både intag av jord och hudkontakt. Riskerna med direktkontakt (intag och hud) har även utretts för sedimenten/barken i Sjöatorpasjön. Vid schaktarbeten är det även tänkbart att damning kan ske, speciellt under årets varmare tid. Damning kan även ske när maskiner kör omkring på icke-hårdgjorda ytor. Exponeringsvägen inandning av damm har därför beaktats. Personer som arbetar inomhus, i byggnader inom området, samt boende på fastigheten bedöms även kunna exponeras för föroreningar som avgått till luft. Exponering för ångor bedöms även kunna ske i samband med schaktarbeten. Exponeringsvägen inandning av ångor har därför beaktats.

Människor som bor i anslutning till f.d. Hjortsberga sågverk bedöms kunna exponeras för föroreningar via grundvatten samt genom intag av grönsaker som bevattnats med förorenat grundvatten. Brunnar för uttag av dricksvatten samt bevattning finns inom ett avstånd på 400 m från det f.d. sågverksområdet.

Intag av ytvatten kan ske i samband med bad i Sjöatorpasjön. Intaget bedöms främst vara av ofrivillig karaktär och ske vid "kallsupar".

Intag av fisk har beaktats för Sjöatorpasjön.

För miljön har både effekter i ytvatten (Sjöatorpasjöns vatten och sediment) och i marken beaktats.

Vid bedömningen av hälsoriskerna för människa från ett förorenat område används bl.a. information gällande vilka doser som ger en viss effekt, eller sambandet mellan dos och respons för människa. Sådana data är utgångspunkten för de s.k. tröskelvärdena som ger en viss negativ effekt och tas fram genom experiment eller epidemiologiska studier. För de flesta föreningar uttrycks dessa tröskelvärden, efter att säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheter i de tillgängliga data, som en tolerabelt daglig dos/intag (TDI) med enheten mg/kg kroppsvikt och dag. Till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden har bakgrundsdata för TDI från bl.a. WHO (World Health Organization) och gränser för ekotoxikologiska effekter från Canada och Nederländerna använts. För TDI-värden och övriga värden som t.ex. för kroppsvikt, expo-

nerad hudytta, plantupptag, har data från Naturvårdsverket (2005a och 2005b) använts. För exponeringstid och utsädningsförhållanden har däremot direkt plats-specifika data använts.

Intag av jord och sediment

Intag av jord bedöms kunna ske framförallt för barn som leker på området men även vuxna som bor, promenerar genom eller arbetar på området bedöms kunna exponeras. Referenskoncentrationer har beräknats för boende på området (vuxna och barn), barn som leker på området, vuxna som promenerar genom området samt vuxna som arbetar inom området.

Exponeringstiden, dvs. antalet tillfällen där människor kommer i kontakt med förorenad yttjord och bark vid Sjöatorp 3:62 har satts till:

- 365 dagar/år för boende inom området (vuxna och barn)
- 235 dagar/år för arbetande inom området (vuxna)
- 200 dagar/år för barn som passerar och leker i området
- 50 dagar/år för vuxna människor som promenerar genom området

Exponeringstiden för boende är satt till 365 dagar/år och hänsyn har tagits till både vuxna och barn. Exponeringen för de som bor på området idag bedöms dock se annorlunda ut, bland annat då de enligt uppgift saknar barn samt att de inte bor i husen under årets alla dagar. Exponeringstiden har ändå satts till 365 dagar/år eftersom det rör sig om hyresfastigheter och därmed kan dessa faktorer snabbt förändras.

Exponeringstiderna för arbetande och barn inom området har beräknats utifrån det ungefärliga antalet arbetsdagar och skoldagar som finns på ett år. Antalet arbetsdagar har satts till 235 dagar/år, dvs. 5 dagar/vecka i 47 veckor (heltidsarbete). Antalet skoldagar har satts till 200, dvs. 5 dagar/vecka i 40 veckor (antaget 12 veckors lov).

Antalet dagar/år som vuxna människor promenerar på området har uppskattats till 50, dvs. cirka 1 gång/vecka. Barn tas inte med i denna beräkning då de främst bedöms röra sig inom området enligt den exponering som beskrivits ovan.

Föroreningar djupare än 0,5 m bedöms människor inte exponeras för i samma utsträckning som yttjorden. Exponering för djupa föroreningar bedöms främst ske vid schaktarbeten. Exponeringstiden har vid beräkningarna satts till 20 dagar/år (endast vuxna).

Det genomsnittliga dagliga intaget för vuxna är satt till 50 mg/kg och för barn till 150 mg/kg (enligt Naturvårdsverkets beräkningsmodell). TDI-värden för pentaklorfenol och dioxin anges till 0,003 respektive 0,00000005 mg/kg kroppsvikt och dag i Naturvårdsverket (2005b).

I tabell 6 redovisas resultat från beräkningarna. Jämförelserna visar att halterna av dioxin i yttjorden kring den f.d. doppningsanläggningen samt i barken överstiger de beräknade referenskoncentrationerna för boende och lekande barn. De högsta halterna av dioxin har noterats i en punkt där jorden är täckt av asfalt. Det område som barn och vuxna främst kan exponeras för jord i den antagna utsträckningen bedöms vara kring doppningsanläggningen, där marken inte är hårdgjord. För arbetande vuxna ligger referenskoncentrationen högre än uppmätta halter i bark och i den punkt där marken inte är hårdgjord, dvs. riskerna får bedömas som små. Däremot ligger referenskoncentrationen lägre än i punkten där marken är hårdgjord, vilket bedöms innebära att det är mindre sannolikt att människor exponeras för dessa koncentrationer idag men att risker kan komma att föreligga i framtiden. Riskerna med intag av jord för arbetande människor bedöms sammantaget som små. För vuxna som promenerar i området och för arbetande vuxna vid schaktarbeten bedöms riskerna med intag av jord som mycket små.

Tabell 6. Resultat från beräkningarna av platsspecifika referenskoncentrationer för intag av jord och bark vid Sjöatorp 3:62. **Gråmarkerade** data visar för vilka skyddsobjekt halterna i jord och bark kan utgöra en risk.

Förening	Boende	Lekande barn	Arbetande vuxna	Promenerande vuxna	Schaktarbeten (vuxna)
[mg/kg TS]					
Dioxin (TCDD-ekv.)	0,00005	0,00009	0,0011	0,0051	0,013
Pentaklorfenol	300	550	6500	31 000	77 000

För pentaklorfenol saknas analyser av ytjorden men om det antas att halten (970 mg/kg) som finns på nivån 1,5-1,9 även kan finnas i ytjorden så kan risker för boende och lekande barn även finnas vad gäller pentaklorfenol. De pentaklorfenolhalter som återfinns djupt bedöms dock inte utgöra någon risk avseende intag av jord eftersom exponeringen för denna är mer begränsad.

För barkdeponin vid Hjortsberga-Vret har antagits att exponering främst sker i samband med promenader i området. Exponeringstiden har satts till 50 dagar/år för vuxna och 30 dagar/år för barn. Med dessa antaganden uppgår de platsspecifika referenskoncentrationerna för intag av jord (bark) till 0,00091 mg/kg för dioxin och 5500 mg/kg för pentaklorfenol. Jämförelserna med uppmätta halter visar att ett av barkproverna uppvisar en högre halt av dioxin än den beräknade referenskoncentrationen. Barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:2 kan därmed möjligen utgöra en risk för människor vad gäller intag av jord (bark). Sannolikheten för att skadliga exponeringar skulle uppkomma får dock bedömas som liten, med hänsyn till att det endast är ett prov som överskrider den beräknade referenskoncentrationen och det krävs en i princip livslång exponering för att skadliga effekter ska uppstå.

Motsvarande beräkning har även utförts för sedimenten/barken i Sjöatorpasjön. Dimensionerande för beräkningarna är barn och det antas att barn, i samband med bad, kommer i kontakt med sedimenten/barken vid 15 tillfällen/år. Halten organiskt kol har satts till 15 %. Visserligen uppgår halten till över 15 % i enstaka prover men beräkningsmodellen är endast giltig för TOC-halter upp till 15 %. Med dessa antaganden uppgår referenskoncentrationen för pentaklorfenol till 7300 mg/kg och dioxin 1200 ng/kg. Halten i barken/sedimenten är betydligt lägre och riskerna med intag av barken/sediment från sjöns botten får därmed anses som mycket små.

Sammanfattningsvis utgör föroreningshalterna vid den f.d. doppningsanläggningen och i barkdeponin vid Hjortsberga f.d. sågverk och barkdeponin vid Hjortsberga-Vret en tänkbar risk för människors hälsa vid intag av jord, förutsatt att exponeringen är lika stor som den antagna. Det skall understrykas att exponeringen både vad avser exponeringstid och intagets storlek är konservativt antagna. Sannolikheten för att en exponering av denna storleksordning förekommer idag bedöms som relativt liten.

Hudkontakt

Exponering för föroreningar genom hudkontakt förekommer när förorenad jord fastnar på och sedan tas upp genom huden. Exponering kan ske exempelvis vid arbete eller lek i den förorenade jorden. Exponeringstiderna för hudkontakt har minskats något jämfört med intag av jord. Detta på grund av att exponering av stora hudytor främst förekommer under årets varmare perioder (antaget maj-augusti). Exponeringstiderna för jorden och barken vid Sjöatorp 3:62 har minskats i relation till detta (multipliserats med 4/12) och antas därmed till:

- 122 dagar/år för boende inom området (vuxna och barn)
- 80 dagar/år för arbetande inom området (vuxna)
- 67 dagar/år för barn som passerar och leker i området
- 17 dagar/år för vuxna människor som promenerar genom området
- 7 dagar/år för djupare schaktarbeten (vuxna).

Exponerad hudyta antas till samma värden som i Naturvårdsverket (2005). Samma TDI-värden som för intag av jord används vid denna beräkning.

Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 7 nedan. Jämförelserna visar att dioxinhalterna i jorden vid doppningsanläggningen (både i hårdgjort och icke-hårdgjort område) och barken överstiger de beräknade referenskoncentrationerna för boende och lekande barn. För arbetande vuxna ligger referenskoncentrationen högre än uppmätta halter i bark och i den punkt där marken inte är hårdgjord, dvs. riskerna får bedömas som små. Däremot ligger referenskoncentrationen lägre än halten i punkten där marken är hårdgjord, vilket innebär att risker kan förekomma om asfalten som täcker ytan avlägsnas. Riskerna med hudkontakt för arbetande människor bedöms sammantaget som små. För vuxna som promenerar i området och för arbetande vuxna vid schaktarbeten bedöms riskerna med hudkontakt som mycket små.

För pentaklorfenol fås liknande resultat som för intag av jord. Den uppmätta halten 1,5-1,9 mg/kg i marken vid doppningsanläggningen skulle överstiga referenskoncentrationen för boende, om den förekom vid ytan. Pentaklorfenolhalten bedöms dock inte utgöra någon risk vid djupare schaktarbeten, avseende hudkontakt.

Tabell 7. Resultat från beräkningarna av platsspecifika referenskoncentrationer för hudkontakt med jord och bark vid Sjöatorp 3:62. *Gråmarkerade* data visar för vilka skyddsobjekt halterna i jord och bark kan utgöra en risk.

Förening	Boende	Lekande barn	Arbetande vuxna	Promenerande vuxna	Schaktarbeten (vuxna)
[mg/kg TS]					
Dioxin (TCDD-ekv.)	0,00008	0,00014	0,00092	0,0043	0,011
Pentaklorfenol	860	1600	10 000	47 000	110 000

För barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:2 har exponeringstiden räknats om på samma sätt som för Sjöatorp 3:62, dvs. exponeringstiden för hudkontakt har satts till 4/12 av exponeringstiden för intag av jord. Exponeringstid har således bedömts vara 17 dagar/år för vuxna och 10 dagar/år för barn. Referenskoncentrationerna för dioxin och pentaklorfenol har beräknats till 0,00096 respektive 10 000 mg/kg. Jämförelserna med uppmätta halter visar att ett av barkproverna uppvisar en högre halt av dioxin än den beräknade referenskoncentrationen. Barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:2 kan därmed möjligen utgöra en risk för människor vad gäller hudkontakt med jord (bark). Sannolikheten för att skadliga exponeringar skulle uppkomma får dock bedömas som liten, med hänsyn till att det endast är ett prov som överskrider den beräknade referenskoncentrationen och det krävs en i princip livslång exponering för att skadliga effekter ska uppstå.

Motsvarande beräkning har även utförts för barken/sedimenten i Sjöatorpasjön. På samma sätt som för intag genom munnen är badande barn dimensionerande. Det antas att barn kommer i kontakt med bark/sediment vid 15 tillfällen/år, exempelvis i samband med bad. Med detta antagande uppgår referenskoncentrationen för pentaklorfenol till 7000 mg/kg och för dioxin till 600

ng/kg. Halten i barken/sedimenten är betydligt lägre och riskerna med hudkontakt med barken från sjöns botten får därmed anses som mycket små.

Inandning av damm

Inandning av damm avser människor som andas in finkornigt material som spridits från det förorenade området. Exponering kan exempelvis ske när maskiner kör inom området och virvlar upp damm en varm sommardag eller i samband med schaktarbeten. Exponeringen är i någon mening av mer ofrivillig karaktär än intag av jord och hudkontakt då dammet kan sprida sig till personer som inte befinner sig i direkt kontakt med det förorenade området. Exponeringen bedöms främst vara kopplad till årets varmare perioder och exponeringstiderna antas till samma som för hudkontakt.

Modellen för beräkningen tar hänsyn till om skyddsobjekten befinner sig inomhus eller utomhus. För boende har en andel inomhusvistelse på 88 % antagits (samma som för Naturvårdsverkets beräkning av generella riktvärden). Lekande barn, vuxna som promenerar samt vuxna vid schaktarbeten bedöms endast befinna sig utomhus. För arbetande har en andel inomhusvistelse på 50 % antagits. Verksamheten på området består både av åkeri och av mekanisk verkstad. Båda innebär såväl utom- som inomhusarbete.

Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 8 nedan. Jämförelserna med uppmätta halter visar att referenskoncentrationerna ligger klart högre, både för dioxin och för pentaklorfenol. Riskerna med inandning av damm från det förorenade området bedöms således som mycket små.

Tabell 8. Resultat från beräkningarna av platsspecifika referenskoncentrationer för inandning av damm vid Sjöatorp 3:62.

Förening	Boende	Lekande barn	Arbetande vuxna	Promenerande vuxna	Schaktarbeten (vuxna)
[mg/kg TS]					
Dioxin (TCDD-ekv.)	0,096	0,2	0,28	1,4	3,5
Pentaklorfenol	580 000	Ej begr.	Ej begr.	Ej begr.	Ej begr.

För barkdeponin vid Hjortsbergs-Vret 1:2 har exponeringstiden satts till 17 dagar/år för vuxna och 10 dagar/år för barn. Andelen inomhusvistelse har satts till 0. För dioxin uppgår den beräknade referenskoncentrationen till 1,4 mg/kg medan pentaklorfenol inte är begränsande. Riskerna vid inandning av damm från barkdeponin bedöms således som mycket små.

Inandning av ångor

Föreningar som är flyktiga kan avgå från marken till luften. Exponering för ångor kan ske både utomhus och inomhus, genom att ångorna avgår från marken till luft och in i byggnader. Då ångor skulle kunna avgå under hela året har samma exponeringstider som för intag av jord använts. För andelen inomhusvistelse har samma antaganden som för inandning av damm använts.

Resultaten från beräkningarna visar att halterna i jord och bark vid Sjöatorp 3:62 ligger klart under de framräknade referenskoncentrationerna. Riskerna vid inandning av ångor bedöms i princip vara obefintliga.

Tabell 9. Resultat från beräkningarna av platspecifika referenskoncentrationer för inandning av ångor vid Sjöatorp 3:62.

Förening	Boende	Lekande barn	Arbetande vuxna	Promenerande vuxna	Schaktarbeten (vuxna)
[mg/kg TS]					
Dioxin (TCDD-ekv.)	4,8	750	23	5300	13 000
Pentaklorfenol	44 000	Ej begr.	210 000	Ej begr.	Ej begr.

För barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:2 har exponeringstiden satts till 50 dagar/år för vuxna och 30 dagar/år för barn (samma som för intag av jord). Andelen inomhusvistelse har satts till 0 (samma som för inandning av damm). För dioxin uppgår den beräknade referenskoncentrationen till 5000 mg/kg medan pentaklorfenol inte är begränsande. Riskerna vid inandning av ångor från barkdeponin bedöms således som i princip obefintliga.

Baserat på halterna i jord kan en teoretisk halt i inomhusluften beräknas och sedan jämföras med nivågränsvärden (Arbetarskyddsstyrelsen, 2000). Inga undersökningar av mark under byggnader har dock genomförts vid det f.d. sågverksområdet men för att få en uppfattning kan den högsta uppmätta halten användas. Beräkningen genomförs för bostadshuset närmast dopplingsanläggningen eftersom det är den minsta byggnaden på området (uppskattad inomhusvolym 200 m³). Beräkningarna omfattar endast pentaklorfenol då jämförvärden saknas för dioxin. Som indata används en pentaklorfenolhalt på 970 mg/kg, vilken återfinns 1,5 m under marken.

Beräkningen visar en teoretisk halt i inomhusluften i bostadshuset på $4,4 \times 10^{-7}$ mg/m³. Halten kan jämföras med Arbetarskyddsstyrelsens nivågränsvärde (hygieniskt gränsvärde för exponering under en arbetsdag) för pentaklorfenol på 0,5 mg/m³ luft (Arbetarskyddsstyrelsen, 2000). Den teoretiska halten är således betydligt lägre och risken för att en skadlig halt i inomhusluft ska kunna uppkomma på grund av markföroreningen på området bedöms således som i princip obefintlig.

Då förhöjda halter av pentaklorfenol påträffats i grundvattnet kan även en avgång av ångor därifrån tänkas ske, exempelvis i samband med schaktning i massor under grundvattenytan. För att utreda huruvida halterna i grundvattnet skulle kunna innebära en risk görs en teoretisk beräkning av vilka lösta halter som krävs för att Arbetarskyddsstyrelsens nivågränsvärde ska överskridas. Genom att använda ett värde på Henrys konstant på 40000 mol/kg*atm fås en teoretisk halt i grundvattnet på $4,8 \times 10^5$ µg/l. Den beräknade halten är högre än vad som påträffats i grundvattnet. Det bedöms således inte föreligga någon risk vad gäller inandning av ångor som avgått från grundvattnet vid schaktarbeten i marken.

Vid djupa schaktarbeten ner till bergytan är det även möjligt att komma i kontakt med pentaklorfenol i fri fas. Detta gäller det, sannolikt begränsade, område vid såghuset där en förekomst av pentaklorfenol i fri fas misstänks. Eftersom pentaklorfenols ångtryck är så lågt, och föreningen därmed inte är flyktig, bedöms riskerna vid inandning av ångor från pentaklorfenol i fri fas som mycket små.

Sammanfattningsvis visar beräkningarna och jämförelserna med gränsvärden att riskerna avseende dioxiner och pentaklorfenol vid inandning av ångor är mycket små.

Intag av grundvatten

Intag av grundvatten kan ske om vatten i brunnar som används för dricksvatten och till matlagning förorenas. I direkt anslutning till det f.d. sågverksområdet finns inga privata brunnar som

används för dricksvattenuttag. Tidigare utredningar identifierade dock ett antal privata brunnar i Sjöatorp, där den närmaste är belägen cirka 400 m söder om området. Mellan sågverksområdet och brunnarna återfinns Sjöatorpasjöns utflöde Skaddeån. Vattendragen bedöms utgöra ett utströmningsområde för grundvatten, som utgör en effektiv barriär mot spridning till dricksvattenbrunnarna. Densitetsstyrd transport av pentaklorfenol i fri fas bedöms endast ske mot Sjöatorpasjön i väster och inte i riktning mot några dricksvattenbrunnar.

Inom ramen för Sweco Viaks undersökning (2006) provtogs fem privata brunnar. I samtliga fall låg halterna av pentaklorfenol under rapporteringsgräns ($<0,02 \mu\text{g/l}$). Resultaten kan jämföras med Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, gränsvärdet för otjänligt vatten ligger för pentaklorfenol på $0,1 \mu\text{g/l}$ (Livsmedelsverket, 2001).

Vid brunnsinventeringen identifierades en privat brunn cirka 250 m norr om barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:2. Brunnen provtogs inom ramen för denna undersökning. Analysen visade på halter av pentaklorfenol under rapporteringsgräns.

Risken för att någon av de undersökta brunnarna ska förorenas i framtiden bedöms som mycket liten. För brunnarna i området kring den f.d. sågverksfastigheten är avståndet relativt stort till det förorenade området och de ligger på andra sidan om ett utströmningsområde för grundvatten. Undersökningarna visar dessutom att den förhärskande spridningsriktningen längs med bergöverytan är västerut mot Sjöatorpasjön, dvs. inte i riktning mot brunnarna. De geofysiska mätningarna indikerade inte några sprickzoner i närheten av källområdet och borrhningarna i samband med installationen av kompletterande grundvattenrör indikerade att berget är homogent och av god kvalitet. Dock noterade en mindre sprickzon 0,5 m ned i berget vid rör 0705 inom brädgården öster om dopningsplatsen. Grundvattnet vid bergytan inom denna del av området är förorenat med lägre halter av pentaklorfenol ($7 \mu\text{g/l}$) vilket innebär att en utspädning med en faktor 70 vid transport till en eventuell dricksvattenbrunn är tillräcklig för att livsmedelsverkets gränsvärde för pentaklorfenol ska underskridas. Med hänsyn dels till detta, dels till att sprickan inte kan matas från källområdet vid dopningsplatsen, dels till närheten till utströmningsområdet (Sjöatorpasjön och Skaddeån) och dels till att inga dricksvattentäkter finns mellan sprickan och utströmningsområdet bedöms denna inte utgöra någon risk för förorening av någon dricksvattenbrunn.

Även vad gäller brunnen vid Hjortsberga-Vret 1:5 bedöms risken för en framtida förorening som mycket liten. Avståndet till barkdeponin från brunnen är visserligen kortare än avståndet från området kring det f.d. sågverket till brunnarna där, men halterna i grundvattnet är betydligt lägre vid barkdeponin. Gradienten för grundvattenströmning i området är flack och det är inte klarlagt att brunnen ligger i spridningsriktningen för grundvattnet. Sweco Viaks mätningar av grundvattennivåer indikerar att så kan vara fallet (strömning åt norr) medan man från de topografiska förhållandena snarare skulle förvänta sig en strömning åt öster eller till och med sydost, mot Skaddeån.

Intag av ytvatten

Intag av ytvatten från Sjöatorpasjön kan tänkas ske i samband med bad, exempelvis ”kallsupar”. En beräkning av referenskoncentrationen för denna exponeringsväg har utförts utifrån TDI-värden på liknande sätt som för intag av jord. Samma TDI-värden som presenterats tidigare används vid beräkningarna. Det antas att den dagliga exponeringen uppgår till $0,1 \text{ l/d}$. Denna siffra grundar sig på att intaget sker via exempelvis kallsupar (relativt stora). Således antas att viken i vattnet inte utnyttjas för konsumtion, vilket hade gett ett högre värde på det dagliga intaget. Exponeringstiden sätts till 15 dagar/år (barn och vuxna), dvs. en människa som badar i viken får i sig $0,1 \text{ l}$ vid 15 tillfällen per år. Med dessa antaganden erhålls en referenskoncentration för pentaklorfenol på $16\,425 \mu\text{g/l}$.

De beräknade referenskoncentrationerna kan jämföras med analyserade halter från tidigare provtagningar i Sjöatorpasjön. Tidigare genomförda analyser visar på pentaklorfenolhalter på <0,1 µg/l, dvs. riskerna med intag av ytvatten i samband med bad bedöms som i praktiken obefintliga.

Intag av grönsaker

Grönsaker odlas inte i anslutning till marken eller barken på Sjöatorp 3:62 eller Hjortsberga-Vret 1:2. Däremot har bark enligt uppgift sålts för att användas i trädgårdar. Då det inte är känt hur barken har använts och hur exponeringen ser ut i de olika trädgårdarna är det inte möjligt att ge något detaljerat utlåtande.

En teoretisk beräkning baserad på generella antaganden kan dock genomföras utgående från den modell för intag av grönsaker som finns anvisad av Naturvårdsverket (2005) med samma antaganden som för beräkningen av generella riktvärden. Halten organiskt kol har dock justerats upp till 15 % för att bättra motsvara barkens karaktär. För pentaklorfenol fås en referenskoncentration i bark på 1,8 mg/kg och för dioxin på 0,00082 mg/kg. Jämförelser mot uppmätta halter i bark visar att pentaklorfenolhalten ligger lägre än den beräknade referenskoncentrationen medan dioxinhalten i två prover (ett från Sjöatorp 3:62 och ett från Hjortsberga-Vret 1:2) överskrider den beräknade referenskoncentrationen.

Utifrån denna beräkning är det teoretiskt möjligt att en risk för hälsan kan föreligga vid intag av grönsaker som odlats i trädgårdsland innehållande bark. Det bör dock noteras att beräkningen inte tagit hänsyn till hur exponeringssituationen i trädgårdarna ser ut. Endast en allmänt hållen beräkning har utförts. Vidare bör det noteras att det är endast ett prov från vardera barkdeponi som uppvisar halter över respektive referenskoncentration. Totalt har sex prover på bark från Sjöatorp 3:62 och fem från Hjortsberga-Vret 1:2 analyserats avseende dioxin. Vidare innebär användning av bark som jordförbättringsmedel vanligtvis att barken blandas med jord på den plats där den används. Risken för att en skadlig exponering verkligen skulle ha uppkommit till följd av att barken använts som jordförbättringsmedel bedöms därför som liten.

Förutom genom intag av grönsaker som odlats i förorenad jord kan människor exponeras om grönsakerna bevattnats med förorenat vatten. Inga analyser som genomförts på privata dricksvattentäkter har påvisat halter av pentaklorfenol över rapporteringsgräns. Utgående från tolerabla dagliga intaget (TDI) kan en beräkning av den teoretiska halt i brunnsvattnet som krävs för att hälsorisker för människor ska uppstå vid intag av egenodlade grönsaker. Vid beräkningen antas en exponeringstid på 50 dagar/år (4 dagar per vecka under juli, augusti och september) för barn och vuxna. Det dagliga intaget har satts till 150 g för barn och 300 g för vuxna.

Resultaten från beräkningarna visar att krävs en pentaklorfenolhalt på i storleksordningen 30-40 µg/l för att hälsorisker ska kunna föreligga. Halten i brunnarna ligger i dagsläget betydligt lägre. Av grundvattenrören inne på området överskrider den teoretiska halten i ett antal punkter, framförallt gäller det väster om det f.d. såghuset.

I dagsläget bedöms att inga risker finnas med bevattning av grönsaker med vatten från närbelägna brunnar. Däremot bör grundvatten inne på den f.d. sågverksfastigheten inte användas för bevattning av grönsaker. Riskerna för att närbelägna privata brunnar förorenas i framtiden bedöms som små. Detta på grund av att det är i princip endast grundvatten mellan källan och Sjöatorpasjön som uppvisar halter över de beräknade referenskoncentrationerna och inga grundvattentäkter ligger i spridningsriktningen för detta grundvatten innan det strömmar ut i sjön.

Intag av fisk

En möjlig exponeringsväg för människor är genom intag av fisk från Sjöatorpasjön. Fisken kan ta upp föroreningar som spridits från det f.d. sågverksområdet. För dioxin har en beräkning av referenskoncentration i jord genomförts enligt Naturvårdsverkets modell. Sjöatorpasjöns vattenvolym har, med antagande om ett genomsnittligt vattendjup på ca 5 m, uppskattats till 8 000 000 m³. Sjöns omsättningstid har utifrån avrinningsområdets storlek uppskattats till 0,54 år. Det förorenade områdets längd och bredd har båda satts till 40 m, hydrauliska konduktiviteten till $2,6 \cdot 10^{-8}$ m/s, gradienten till 0,03, akvifärens mäktighet till 4 m och grundvattenbildningen, utgående från SMHIs uppgifter om avrinningen inom området, till 265 mm/år. Övriga parametrar har satts till samma som för NVs generella riktvärden.

Med ovan angivna antaganden fås en referenskoncentration för dioxin i jord på 24 000 ng/kg. Inga halter över referenskoncentrationen har analyserats i tidigare utredningar.

Vad gäller pentaklorfenol bedöms inte halterna i jorden som problematiska vad gäller spridningen till Sjöatorpasjön. Snarare är det förekomsten av pentaklorfenol i fri fas som skulle kunna utgöra en risk för fisken i sjön. Den högsta analyserade pentaklorfenolhalten i grundvatten uppgår till 10 000 µg/l. Med antagande om en grundvattenströmning på 16 cm/år (högsta värdet från Sweco Viak, 2006) och en tvärsnittsarea på 160 m² (40 m x 4 m) fås en transporterad mängd av pentaklorfenol på 0,26 kg/år. Vattenomsättningen i Sjöatorpasjön är enligt uppskattningar cirka 15 miljoner m³/år. Detta innebär att spridningen från f.d. Hjortsberga sågverk ger en halt av pentaklorfenol på 0,02 µg/l.

Utgående från den framräknade halten och upptagsfaktorn i fisk kan en teoretisk halt i fisk beräknas. Med samma antagande om konsumtion som i Naturvårdsverkets modeller kan sedan ett dagligt intag av pentaklorfenol beräknas. Det dagliga intaget kan sedan jämföras med TDI-värdet. Genomförd beräkning visar på att intaget av pentaklorfenol genom fisk endast utgör i storleksordningen en hundradel av TDI.

Det är tänkbart att fisken kan påverkas av de föroreningarna i sedimenten. Framförallt bedöms dioxin vara den förorening som förekommer i halter som skulle kunna innebära en risk (se vidare avsnitt "Ekotoxiska effekter i ytvattenrecipient"). Inga undersökningar och analyser av fisk har genomförts inom ramen för föreliggande utredning. Att göra en beräkning baserat på analyserade halter i sedimenten bedöms ge en allt för teoretisk bedömning. Istället har det valts att göra jämförelser med andra objekt, där både analyser av dioxinhalt i sediment och fisk genomförts. Följande undersökningar har beaktats:

- Vid EKA-fabriken i Bengtsfors har kloralkalitillverkning skett. Sedimenten i recipienten Bengtsbrohöljen är förorenade med dioxin och kvicksilver. Dioxinhalterna i sedimenten varierar generellt mellan 600 och 1700 ng TEQ/kg TS (Arnér och Carlsson, 2004). Analyser av abborre och öring visar på att ett upptag av dioxin kan ske i fisk. Dock ligger dioxinhalterna i fiskarna under Livsmedelsverkets gränsvärde för konsumtion på 4 µg TEQ/l våtvikt.
- Viskan, söder om Borås har som en följd av den industriella verksamheten förorenats med bland annat metaller, dieldrin, DDT, nonylfenoler och dioxin. Dioxinhalterna i sedimenten i tre sjöar nedströms Borås varierar mellan 10 och 500 ng TEQ/kg TS (Bank *et al.*, 2004). I småabborrar kunde dioxin inte påvisas vid analys. Analyserade gäddor uppvisade inte några förhöjda dioxinhalter jämfört med uppströms referensområde. Halterna i gädda låg klart under Livsmedelsverkets gränsvärde för konsumtion.
- Oskarshamns hamnbassäng har som en följd av historisk verksamhet förorenats med bland annat tungmetaller och dioxin. Dioxinhalterna i sedimenten anges vara 20 till 30 gånger högre jämfört med bakgrundshalterna i södra Östersjön (Bank och Carlsson,

2005). Analyser av abborre och flundra har visat på dioxinhalter långt under Livsmedelsverkets gränsvärde för konsumtion.

Den generella bild som fås vid studier av tidigare undersökningar av dioxinförorenade sediment är att även om halterna i sedimenten är förhöjda ligger halterna i fisk under Livsmedelsverkets gränsvärde för konsumtion. Då halterna i Sjöatorpasjöns sediment (< 40 ng TEQ/kg TS, undantaget ett prov med en halt på 120 ng TEQ/kg TS) är lägre än för jämförelseobjekten bedöms sannolikheten för att dioxinhalterna i fisk skulle vara högre än Livsmedelsverkets gränsvärde som mycket liten.

Sammantaget bedöms riskerna vid intag av fisk från Sjöatorpasjön som mycket små. Detta gäller risker kopplat till såväl dioxinförekomsten i jord och sediment samt pentaklorfenolförekomsten i grundvatten.

Ekotoxiska effekter i markmiljön

För ekotoxiska effekter i markmiljön inom området finns ingen beräkningsmodell anvisad av Naturvårdsverket. Eftersom kunskapen om olika föroreningars effekter på markmiljön är begränsad redovisas i Naturvårdsverket (2005) istället två generella riktvärden, ett för känslig markanvändning (KM) och ett för mindre känslig markanvändning (MKM). De framtagna riktvärdena bygger på generella data från toxikologiska tester, bland annat från Nederländerna och Kanada. För f.d. Hjortsberga sågverk har riktvärdet gällande mindre känslig maranvändning använts. Visserligen finns boende nära föroreningarna men det f.d. sågverksområdet används idag främst för industriändamål. För barken har riktvärdena justerats för ett högre innehåll av organiskt kol.

Tabell 10. Riktvärden för ekotoxiska effekter i mark och bark vid Sjöatorp 3:62 och Hjortsberga-Vret 1:2.

Förening	Mark	Bark
[mg/kg TS]		
Dioxin (TCDD-ekv.)	0,002	0,013
Pentaklorfenol	5	37

Jämförelserna med existerande riktvärden visar att halterna av dioxin och pentaklorfenol ligger lägre än riktvärdena. Den högsta uppmätta dioxinhalten i mark uppgår till 0,0018 mg/kg, vilket är nära motsvarande referenskoncentrationen. Halten återfinns dock under asfalt inom sågverksområdet vilket innebär att markmiljön inom detta område kan betraktas som mindre skyddsvärd förutsatt dagens markanvändning.

Miljöeffekter i ytvattenrecipient (sediment och vatten)

Den akvatiska miljön (både sediment och vatten) i Sjöatorpasjön bedöms vara ett skyddsobjekt. Vad gäller ekotoxiska effekter i ytvatten och sediment har ingen platsspecifik beräkning genomförts. Istället görs en direkt jämförelse med existerande jämförvärden. För ekotoxiska effekter i ytvatten används data från Kanada (CCME, 2005). Vad gäller sedimenten används värden från holländska RIVM (2001), CCME (2002) samt Irwin *et al.* (1997).

Ytvatten i Sjöatorpasjön provtogs av Sweco Viak (2006). Analysen visade på halter av pentaklorfenol under rapporteringsgräns (<0,1 µg/l). CCME (2005) anger ett vattenkvalitetskriterium på 0,5 µg/l för pentaklorfenol. Ytvattenhalten av pentaklorfenol i Sjöatorpasjön ligger således under detta riktvärde.

Eftersom spridning av pentaklorfenol mot sjön pågår, och att föroreningsplymen i huvudsak ännu inte nått sjön skulle man i ett mycket konservativt scenario kunna tänka sig att huvuddelen av det förorenade grundvattnet skulle kunna strömma ut i sjön under en kort period. Utgående från de uppmätta halterna i grundvatten kan man anta att området med höga halter pentaklorfenol i grundvatten (storleksordningen 5 000 µg/l) kan omfatta en radie av ca 15 m och att den förorenade grundvattenpelaren är ca 2 m mäktig. Den effektiva porositeten hos lågpermeabel morän bör inte överstiga ca 30 % vilket innebär att den förorenade volymen begränsas till ca 400-500 m³ grundvatten med halter i storleksordningen 5 000 µg/l. Om denna volym späds momentant i sjöns vattenvolym (som enligt tidigare resonemang bör vara minst 8 000 000 m³) erhålls en haltförhöjning om ca 0,3 µg/l, dvs. lägre än CCMEs vattenkvalitetskriterium. Mer troligt är att utflödet av pentaklorfenol sker under längre tid, varvid vattenomsättningen i sjön kommer att späda utsläppet avsevärt. Enligt de beräkningar som gjordes för att uppskatta riskerna i samband med intag av fisk kan halter som kan kvarstå under längre tid (flera års sikt) att begränsas till 0,02 µg/l. Ett sådant scenario bedöms som mer sannolikt och effektgränsen bedöms därmed komma att underskridas med stor marginal.

För sedimenten/barken i Sjöatorpasjön visade analyserna på en pentaklorfenolhalt på som mest 0,13 mg/kg. RIVM (2001) anger ett SRC-värde (Serious Risk Concentration) för pentaklorfenol i sediment på 8 mg/kg. Det bör dock påpekas att riktvärden från RIVM ofta är relativt högt satta. Irwin *et al.* (1997) anger ett antal olika riktvärden/jämförvärden. Bland annat redovisas att staten Washington (USA) har ett riktvärde på 0,36 mg/kg, dvs. ca tre gånger högre än uppmätta halter.

För dioxin anger CCME (2002) ett så kallat PEL-värde (Probable Effect Level) på 21,5 ng/kg. I provet med bark och spån (P7) kan en halt klart över PEL-värdet noteras. En halt som är dubbelt så hög som riktvärdet har analyserats i den ytligaste nivån i P3. Även i P1, P4 och P5 kan halter över det kanadensiska PEL-värdet noteras.

Även om analyser över ett riktvärde påvisats är det inte säkert att detta ger några effekter på djur och växter i sjön. Inga biologiska undersökningar har genomförts i föreliggande utredning. Dock kan en jämförelse göras med andra objekt där dioxin förekommer i sedimenten, och där undersökningar av djur och växter genomförts:

- I Bengtsbrohöljen (recipient till EKA Bengtsfors) visar undersökningar på miljöstörande effekter på subcellulär- och individnivå (Arnér och Carlsson, 2004). Dock anges att det akvatiska systemets struktur avseende bottenfaunan, fiskpopulationens art- och individrikedom samt diversiteten inte avviker från jämförbara sjöar med väsentligt lägre föroreningshalter. I jämförelse med Sjöatorpasjön är halterna av dioxin klart högre i Bengtsbrohöljen (600- 1700 ng TEQ/kg TS att jämföra med maximalt 120 ng TEQ/kg TS i ett enstaka prov i Sjöatorpasjön). I Bengtsbrohöljen är dioxin inte heller den enda föroreningen då det även förekommer förhöjda halter av kvicksilver i sedimenten.
- I Viskan nedströms Borås har undersökningar visat bland annat på en starkt negativt påverkad bottenfauna, förhöjd frekvens mundelsskador på fjädermygglarver och ökning av EROD (leverenzym) hos fisk. Dock bör det noteras att dioxin inte är den enda föroreningen i Viskan och att de effekter som påvisats hos biota främst bedömdes bero på PAH, metaller och olja. Specifikt för dioxin kunde dock ett förhöjt upptag i vattenväxter noteras.

Sammantaget bedöms dock ändå riskerna för ekotoxikologiska effekter i Sjöatorpasjöns vatten och sediment som små. Visserligen har dioxinhalter i sedimenten över kanadensiska riktvärden analyserats. Baserat på erfarenheter från andra projekt där biologiska undersökningar utförts,

samt att dioxinhalterna i Sjöatorpasjöns sediment generellt är lägre än jämförelseobjekten bedöms dock riskerna för effekter som små. Bedömningen görs främst baserat på att tidigare undersökningar inte kunnat påvisa förhöjda halter i fisk. Detta eftersom dioxin bioackumuleras och således innebär störst risk för toppredatorer, så som exempelvis fisk.

I viken i anslutning till den f.d. barkdeponin har bark och spån påvisats i sedimenten tillsammans med de högsta analyserade dioxinhalterna. Det är i detta område som det lokalt möjligen skulle kunna finnas risker. Det är dock oklart hur pass tillgänglig dioxinförorening i bark och spån är för biota.

4.4. Samlad riskbedömning – konsekvenser idag och i framtiden

4.4.1. Bedömning av nuvarande och framtida hälso- och miljörisker

Den fördjupade riskbedömningen avseende föroreningarna kopplade till den f.d. sågverksamheten vid Hjortsberga visar att risker kan finnas. Främst gäller det boende inom området samt barn som vistas på området men i viss mån även vuxna som arbetar på platsen. Riskerna bedöms gällande förekomsten av dioxin i marken och barken. Riskerna med de förhöjda pentaklorfenolhalterna i jorden och barken bedöms som små.

Riskerna med de förhöjda halterna av dioxin bedöms vara kopplade till direktexponeringen för människor, främst genom intag via munnen men även via hudkontakt. Med hänsyn till att flera exponeringsvägar kan förekomma har ett s.k. platsspecifikt riktvärde för dioxin med dagens markanvändning beräknats till 30 ng/kg TS. För att föroreningarna i mark och bark ska utgöra en risk krävs dock att människor exponeras i den antagna omfattningen. Det skall understrykas att exponeringen både vad avser exponeringstid och intagets storlek är konservativt antagna. Sannolikheten för att en exponering av denna storleksordning förekommer idag bedöms som relativt liten. Det skall också noteras att beräkningarna som utförts avser effekter på längre sikt och inte akuta effekter. För att en risk verkligen skall uppkomma för en enskild individ krävs alltså både att denna individ vistas på området i stor omfattning och under lång tid (mer eller mindre livsvarigt) samt uppvisar ett ”riskbeteende” som innebär att man utsätts för kontakt med den förorenade jorden i stor omfattning.

Det område som främst bedöms utgöra en risk är det icke hårdgjorda området kring den f.d. dopningsanläggningen vid såghuset. Det är främst inom detta begränsade område som direktexponering bedöms vara möjlig med dagens markanvändning. Ur direktexponeringssynpunkt bedöms inte den förorenade marken där ridåbesprutning skett utgöra samma risk eftersom marken där är hårdgjord. På sikt kan dock även det hårdgjorda området utgöra en risk, för det fall beläggningen rivs eller sönderfaller pga. bristande underhåll.

Vad gäller vuxna människor bedöms det som mindre troligt att exponering skulle ske i den antagna omfattningen. Sannolikheten för konsekvenser för vuxna människor bedöms därmed som liten. Däremot bedöms sannolikheten för konsekvenser vara större för barn. Barn har ett annat rörelsemönster än vuxna och bedöms kunna komma i kontakt med jorden och barken i större utsträckning, bland annat genom lekar på området.

Riskerna för barn och vuxna vid inandning av damm eller ångor från föroreningarna bedöms vara i princip obefintliga. Däremot visar en teoretisk beräkning att risker möjligen kan finnas vid intag av grönsaker som odlats i trädgårdsland där bark använts som jordförbättringsmedel. Detta bedöms dock som i princip osannolikt. Då pentaklorfenol inte detekterats i närbelägna brunnar bedöms heller inte bevattning av grönsaker utgöra en risk. Även i framtiden bedöms

dessa risker som mycket små. Riskerna för intag av fisk bedöms som små. Inga analyser av fisk har genomförts men med ledning av teoretiska beräkningar och jämförelser med andra objekt görs den bedömningen.

En spridning av pentaklorfenol med grundvattnet har konstaterats ske från det f.d. sågverksområdet. Den dominerande spridningsriktningen är västerut, från doppningsanläggningen till Sjöatorpasjön. Spridningen av pentaklorfenol mot sjön bedöms ske både löst i grundvattnet samt i fri fas utmed bergöverytan. Det är inte säkerställt om spridning i fri fas sker ända till sjön eller om frifasförekomsten har ansamlats i en försänkning i berget (precis väster om det f.d. såghuset). Förhöjda halter av pentaklorfenol i grundvattnet har även konstaterats öster om doppningsanläggningen. Halterna i detta område är inte så pass höga att en förekomst av pentaklorfenol i fri fas kan förväntas. Då grundvattengradienten företrädesvis är riktad västerut samt att avståndet från källan som pentaklorfenol påträffats är längre än vad som kan förväntas med tanke på jordarterna inom området bedöms det som mindre troligt att en spridning från doppningsanläggningen skulle ha orsakat de förhöjda halterna. En mer sannolik förklaring bedöms istället vara spill/dropp från impregnerat virke. Området öster om doppningsanläggningen användes under verksamhetstiden som brädgård.

Spridningen från Hjortsberga f.d. sågverk utgör idag inga risker för människors hälsa eller miljö. Halten av pentaklorfenol har påvisats i Sjöatorpasjöns vatten låg under rapporteringsgräns i tidigare utförda analyser. Detsamma gäller samtliga provtagna privata dricksvattenbrunnar. Med tanke på den förhärskande spridningsriktningen (västerut mot sjön) och brunnarnas placering bedöms riskerna för att brunnarna ska förorenas i framtiden vara mycket små.

Den pågående spridningen av pentaklorfenol innebär däremot en risk för att halterna av pentaklorfenol kommer att öka i Sjöatorpasjön under en begränsad tidsperiod när föroreningsplymen når sjön. Utgående från en teoretisk beräkning av den möjliga haltökningen bedöms detta inte utgöra någon risk för den akvatiska miljön ens om hela den förorenade vattenvolymen avbördas momentant. Sannolikt fördelas utflödet i sjön under en längre period i tiden vilket innebär att haltökningen inte blir mätbar.

Historiskt har en spridning av förorenad bark sannolikt skett till Sjöatorpasjön genom skred/erosion, alternativt genom mänskliga aktiviteter. Prover på sediment nära barkdeponin har visat på ett innehåll av pentaklorfenol och dioxin, främst kopplad till förekomst av bark. Då barkdeponin idag är i stort sett borta bedöms spridningen vara mindre än vad den tidigare var. Det bör dock noteras att om det finns bark kvar i strandkanten kan det finnas en framtida risk för spridning till sjön.

Spridningen av bark och spån från sedimenten i viken vid barkdeponin bedöms idag vara minimal. Bark och spån har inte påvisats vid sedimentprovtagningen i riktning mot Sjöatorpasjöns utlopp eller i de norra delarna mot badplatsen i Hjortsberga. Det bedöms att föroreningarna (pentaklorfenol och dioxin) i sedimenten främst är kopplade till förekomsten av bark och spån. Detta innebär att risken för en föroreningsspridning från sedimenten bedöms vara liten. Då källan (barkdeponin) idag till största del är borta bedöms det som mer sannolikt att en översedimentering med rena massor kommer att ske i den vik där bark och spån påvisats.

Även riskerna för ekotoxiska effekter i markmiljön inom området bedöms som små. Då området till största del har karaktären av industriområde bedöms det som att växtlighet är mindre önskvärd och jämförelserna har därmed genomförts med det högre satta riktvärdet, dvs. mindre känslig markanvändning (MKM istället för KM). Halterna av pentaklorfenol inom källområdet överskrider dock ställvis de koncentrationer där risker för ekotoxiska effekter på marklevande

organismer uppkommer, vilket kan behöva beaktas vid en eventuellt förändrad markanvändning.

I Sjöatorpasjöns sediment har dioxin och pentaklorfenol påvisats. Dioxinhalterna ligger i vissa fall högre än ett kanadensiskt effektgränsvärde. Baserat på resultat från andra utredningar och att halterna i Sjöatorpasjön är lägre jämfört med dessa objekt bedöms riskerna för effekter på den akvatiska miljön som små. Pentaklorfenolhalten ligger under två olika riktvärden och riskerna bedöms således som mycket små.

Sammantaget bedöms riskerna vid Hjortsberga f.d sågverk vara:

- De förhöjda halterna av dioxin i yttjord i anslutning till den f.d. dopningsanläggningen samt området för ridåsprutning.
- Eventuell bark och spån med förhöjda halter av dioxin och pentaklorfenol i strandkanten som skulle kunna erodera ut i Sjöatorpasjön.
- De förhöjda halterna av dioxin i barken vid både sågverksområdet samt barkdeponin vid Hjortsberga-Vret 1:5.

Riskerna bedöms kvarstå även i framtiden vid oförändrad markanvändning. Risken för spridning av eventuell bark och spån från strandkanten till sjön skulle kunna öka vid omfattande schaktarbeten i detta område.

4.4.2. *Behov av riskreduktion*

Marken vid Hjortsberga f.d. sågverk bedöms kunna utgöra en risk för människors hälsa, i samband med direktexponering. Riskerna är kopplade till de förhöjda halterna av dioxin och gäller både yttjord och bark. De förhöjda halterna av pentaklorfenol i jord och bark utgör beräkningsmässigt ingen risk. Den riskbild som finns idag vad gäller jord och bark bedöms kvarstå i framtiden under förutsättning att inga åtgärder vidtas.

Den konstaterade spridningen som sker från området idag bedöms inte utgöra någon risk för människors hälsa eller miljön i Sjöatorpasjön. Däremot kan en eventuell förekomst av bark och spån med förhöjda halter av dioxin och pentaklorfenol i strandkanten innebära en spridningsrisk till sedimenten.

Den riskreduktion som bedöms vara motiverad för Hjortsberga f.d. sågverk kan därmed sammanfattas i följande punkter:

- Den högsta prioriteten anses vara att begränsa riskerna för människor med jord och bark vid det f.d. sågverksområdet. Dioxinhalterna i både jorden och barken överstiger beräknade platsspecifika referenskoncentrationer. Då barn enligt uppgift regelbundet passerar genom området bedöms det som motiverat att vidta åtgärder.
- Om det förekommer bark i strandkanten som kan erodera ut i Sjöatorpasjön bedöms en riskreduktion som motiverad. Detta för att förhindra eventuell spridning till Sjöatorpasjön och på så sätt få så bra förutsättningar som möjligt för att en naturlig översedimentering med rent material kan ske.
- En riskreduktion kan möjligen vara motiverad även för barkupplaget på Hjortsberga-Vret 1:5. Det är dock endast ett prov som uppvisar en halt över den beräknade referenskoncentrationen och det bedöms som osannolikt att en enskild individ skulle utsättas för regelbunden exponering för denna bark i den utsträckning som krävs för att hälsorisker skulle uppkomma.

5. Tänkbara åtgärder

5.1. Åtgärds mål och ambitionsnivå

Länsstyrelsen har i ett meddelande daterat 2006-06-13 lämnat följande synpunkter på vilka övergripande åtgärds mål som bör gälla vid en eventuell efterbehandling av området för det f.d. sågverket i Hjortsberga:

1. Man ska kunna vistas på området utan risk för negativa hälsoeffekter på grund av föroreningarna från sågverket.
2. Förorenat grundvatten ska inte spridas utanför fastigheten.
3. Sjöatorpasjön ska kunna användas för friluftsliv, t.ex. bad och fiske, utan risk för att föroreningar från det f.d. sågverket påverkar människors hälsa. Bland annat ska fisk och kräftor från sjön kunna ätas utan att ge upphov till negativa hälsoeffekter.

Den fördjupade riskbedömningen visar att de nuvarande förhållandena innebär att åtgärder krävs för att tillgodose det första av dessa åtgärds mål. Det andra åtgärds målet bedöms vara tillgodosett såtillvida att förorenat grundvatten inom området inte bedöms kunna äventyra vattenkvaliteten i några dricksvattenbrunnar utanför området. Detta eftersom Sjöatorpasjön är den huvudsakliga recipienten för grundvatten från området och då denna gränsar till fastigheten finns inga mellanliggande brunnar som kan förorenas. Viss spridning utanför fastigheten kan dock inte uteslutas eftersom grundvatten med lägre halter av föroreningar möjligen kan strömma från brädgården genom angränsande fastighet (Sjöatorp 3:64) till Skaddeån i söder. Inom den berörda fastigheten finns en fabrikslokal som används för försäljning av bildelar, men inga brunnar som kan beröras av grundvattentransporten. Det tredje av åtgärds målen bedöms inte kunna äventyras vare sig av föroreningen inom området eller föroreningar i sediment i Sjöatorpasjön, även om förorenat grundvatten med höga föroreningshalter vid någon tidpunkt i framtiden kommer att strömma ut i Sjöatorpasjön.

Förutom de av länsstyrelsen specificerade åtgärds målen kan man sätta upp ytterligare åtgärds mål som kan tas med i en riskvärdering. Ett sådant åtgärds mål som bör beaktas är vilka (om några) restriktioner som ska gälla för den framtida markanvändningen.

Mot bakgrund av de uppsatta åtgärds målen kan följande ambitionsnivåer för åtgärder inom sågverksområdet urskiljas:

1. Fysiska barriärer i kombination med administrativa åtgärder för markanvändningen som förhindrar att skadliga exponeringar för den förorenade jorden och grundvattnet uppkommer.
2. Efterbehandling av förorenad jord och bark inom området så att människors vistelse inom området inte behöver regleras, kombinerat med administrativa åtgärder som reglerar schaktarbeten etc. som kan beröra det förorenade grundvattnet. Dimensionerande för åtgärden är halterna av dioxin inom området. Dessa bör med hänsyn till resultatet av riskbedömningen inte överskrida 30 ng/kg TS i de massor som kvarlämnas.
3. Efterbehandling såväl av förorenad jord och bark enligt ovan som av förorenat grundvatten så att framtida restriktioner för området helt ska undvikas.

5.2. Fysiska barriärer i kombination med administrativa åtgärder

Ett sätt att undvika risker för människors hälsa och miljö är begränsade fysiska åtgärder i kombination med administrativa åtgärder som förhindrar att människor exponeras för förorenad jord och bark med höga halter dioxin. Den mest förorenade jorden, vid området för den f.d. ridåsprutningen, är täckt med asfalt och därmed i praktiken inte åtkomlig för människor. En komplettering av detta skydd med asfaltering av de förorenade ytorna kring den f.d. doppningsanläggningen och en täckning av barkdeponin med morän bedöms utgöra ett tillräckligt skydd för människor som visats inom området, förutsatt att dessa fysiska barriärer kompletteras med administrativa åtgärder och visst underhåll som säkerställer att inga ingrepp i barriärerna görs och dessa inte förlorar sin funktion med tiden.

Det område som skulle behöva asfalteras omfattar ca 500 m², medan barkdeponin som i detta åtgärdsalternativ täcks omfattar närmare 4 000 m². Med en kostnad för asfaltering mellan 200-250 kr/m² och en kostnad för täckning med 0,5 m morän eller grus mellan 100-200 kr/m² kan den totala kostnaden för de fysiska barriärerna uppskattas till i storleksordningen 0,5-1 Mkr.

Till denna kostnad kommer framtida kostnader för övervakning och underhåll. För en nuvärdesberäkning av kostnaderna för detta antas att behovet av tillsyn omfattar en arbetsdag per år under överskådlig tid framöver och att underhållsåtgärder behöver omfatta en fullständig renovering av ytorna vart trettionde år, till samma realkostnad som i dag. Under förutsättning att realräntan uthålligt uppgår till 3 % kan kostnaderna för tillsyn och underhåll enligt ovan täckas med en fondering på 0,8 – 1,4 Mkr.

Totalkostnaderna för dessa åtgärder kan således beräknas till mellan 1,3 Mkr och 2,4 Mkr i dagens penningvärde.

5.3. Efterbehandling av förorenad jord och bark inom sågverksområdet

Enligt Sweco Viaks undersökningar omfattar den förorenade jorden en volym om ca 2 000 m³ inom ett ca 1 000 m² stort område där dopkning respektive ridåsprutning bedrevs, medan barkupplaget inom sågverksområdet omfattar ca 4 000 m³ bark inom ett ca 4 000 m² stort område.

Det finns inga kommersiellt etablerade efterbehandlingsmetoder som möjliggör behandling av dioxinförorenad jord (eller bark) *in situ*, bortsett från etablering av fysiska barriärer enligt avsnitt 5.2. Efterbehandling av den förorenade jorden och barken kräver alltså att massorna grävs upp.

Efter uppgrävning kan de förorenade jordmassorna renas på plats för att sedan återfyllas. Den metod som kan användas för rening av den förorenade jorden på plats är främst termisk avdrivning av föroreningarna med efterföljande destruktion i ett slutförbränningssteg. Det finns flera företag i Sverige (och utomlands) som kan erbjuda efterbehandling med denna metod. Andra metoder som möjligen kan komma ifråga är biologisk behandling för bakteriell nedbrytning av föroreningarna eller jordtvätt för avskiljning av finpartikulärt material. Biologisk behandling kan enligt uppgift tillämpas om halterna av dioxin inte är alltför höga. Metoden är dock inte särskilt väl utprovad för dioxinföroreningar och effektiviteten måste undersökas innan metoden kan rekommenderas. Jordtvätt förutsätter att de aktuella föroreningarna i huvudsak är adsorberade till jordpartiklarnas ytor och därmed huvudsakligen bundna till finjorden (silt- och lerpartiklar vilka normalt svarar för den största andelen av den specifika ytan i en jordvolym). En

nackdel med termisk avdrivning jämfört med förbränning är att den avskilda finjorden måste slutförvaras i en deponi eller slutbehandlas på annat sätt. Huruvida effekten av jordtvätt skulle vara tillräcklig har inte undersökts. Det bedöms preliminärt som tveksamt med hänsyn till att åtgärdskravet måste ställas högt för att massorna ska kunna användas för återfyllning.

De metoder som kan användas för jordrening på plats används också i olika utsträckning av de externa mottagare som kan komma ifråga för omhändertagande av massor på annan plats. Vid leverans till externa mottagare tillkommer också alternativet slutförvaring i en godkänd deponi.

Den förorenade jorden utgörs av fyllningsmaterial, huvudsakligen sandigt grus, underlagrad av sandig siltig morän. Materialens sammansättning bedöms inte utgöra något avgörande hinder för tillämpning av någon av de möjliga behandlingsmetoderna.

Termisk avdrivning med förbränning av avdrivna föroreningar kan ofta utföras till en kostnad av 700-800 kr/ton. Troligen skulle kostnaden i detta fall bli högre beroende på att volymerna är begränsade och att en del av kostnaden utgörs av en fast etableringskostnad. Kostnaden för såväl jordtvätt som biologisk behandling är vanligtvis något lägre. Dock bedöms termisk avdrivning som den lämpligaste metoden vid behandling på plats med hänsyn till de höga kraven på behandlingsresultat.

Termisk avdrivning på plats kräver tillstånd enligt miljöbalken. En tillståndsansökan för denna typ av verksamhet blir med nödvändighet ganska omfattande. Med hänsyn till att den förorenade jordvolymen är relativt begränsad bedöms det som mer kostnadseffektivt att transportera denna till externt omhändertagande och att köpa in återfyllningsmaterial från en närliggande täkt, än att behandla massorna på plats för att kunna återfylla med dessa.

Den förorenade jorden kan med hänsyn till de uppmätta halterna förutsättas utgöra icke-farligt avfall. Detta innebär att jordmassorna kan tas om hand på en deponi för icke-farligt avfall som har tillstånd att deponera förorenade jordmassor. Kostnaden för externt omhändertagande av massorna uppskattas utifrån dessa förutsättningar till ca 300 kr/ton. Med uppgrävning, transport och återfyllning med rena jordmassor bedöms kostnaden för en efterbehandling bli ca 600 kr/ton eller ca 1 200 kr/m³ förorenad jord. Kostnaden för efterbehandling av den förorenade jorden uppskattas därmed till storleksordningen 1,0-1,5 Mkr.

Den förorenade barken kan liksom den förorenade jorden klassificeras som icke-farligt avfall. På grund av det höga organiska innehållet får barken dock inte deponeras. För barken bedöms det enda praktiskt möjliga omhändertagandet vara förbränning. Eftersom barken utgör icke-farligt avfall finns det flera anläggningar i landet som kan ta emot massorna. Kostnaden för uppgrävning, borttransport och förbränning bedöms till mellan 1 200 kr/ton och 1 600 kr/ton. Antas barkens densitet till 0,5 ton/m³ innebär det en total kostnad för efterbehandling av barkupplaget i intervallet 2,5-3,5 Mkr. Jorden under barkupplaget är inte förorenad, men om återfyllning ändå behöver göras med hänsyn till planeringen av området kan en ytterligare kostnad mellan 1 Mkr och 2 Mkr tillkomma.

De totala entreprenadkostnaderna för detta åtgärdsalternativ kan sammantaget uppskattas till mellan 4 Mkr och 7 Mkr, bland annat beroende på vilka krav som ställs på återställningen av området. Om man till detta lägger normala kostnader för projektering, byggledning, entreprenad- och miljökontroll bedöms de sammanlagda kostnaderna till mellan 5 Mkr och 10 Mkr. Det ska observeras att denna kostnad baseras på ett antagande om barkens densitet som baseras på erfarenheter från andra efterbehandlingsobjekt där barkupplag hanterats och inte på mätningar i Hjortsberga. Om barken i Hjortsberga är uppblandad med annat material i större utsträckning

(eller innehåller mycket vatten) ökar densiteten och kostnaderna för efterbehandlingen kan öka avsevärt.

Genom efterbehandling av den förorenade jorden undviks behovet av framtida övervakning och underhåll av fysiska barriärer. Dock kommer ett visst behov av administrativa åtgärder att kvarstå för att säkerställa det framtida omhändertagande av schaktmassor från eventuella schaktningsarbeten inom området med det mest förorenade grundvattnet enligt nedan.

5.4. Övervakning av pentaklorfenol i grundvatten

Riskbedömningen visar att förekomsten av pentaklorfenol i grundvattnet inom sågverksområdet inte motiverar någon efterbehandlingsåtgärd utgående från de uppsatta åtgärdsmålen. Dock bedöms att vissa administrativa åtgärder behövs för att säkerställa att inga nya risker uppkommer till följd av denna förorening, t.ex. vid schaktning inom det område där det mest förorenade grundvattnet återfinns. Det bedöms preliminärt att dessa övervakningsåtgärder behöver vidmakthållas under en period av 30-60 år framöver. Denna bedömning baseras på att föroreningsplymen även framgent kommer att röra sig med samma hastighet som hittills och successivt avbördas till Sjöatorpasjön, alternativt hinna brytas ned.

De högsta halterna i grundvattnet uppgår till ca 10 000 µg/l. Med hänsyn till risken för människors hälsa kan denna halt närmast jämföras med den beräknade referenskoncentrationen för oavsiktligt intag av ytvatten genom kallsupar. Denna referenskoncentration beräknades till ca 16 000 µg/l. Schaktning av jordmassor inom området med förorenat grundvatten bedöms därför inte utgöra någon direkt hälsorisk. De uppmätta halterna i grundvatten motsvarar ca 1 mg/kg om de omräknas till halter i jord vilket knappast motiverar att jorden behandlas som avfall. Eftersom pentaklorfenol föreligger i löst form eller fri fas kan dock vatten med höga halter pentaklorfenol komma att avrinna från upplagda massor. I storleksordningen 2 kg pentaklorfenol bedöms finnas i den aktuella jordvolymen med mycket höga halter, dvs. överstigande 100-1000 µg/l. Denna volym bedöms vara begränsad till ca 1 500 m³. Särskilda restriktioner bör därför införas för avvattning av dessa massor och omhändertagande av avrinnande vatten i samband med schaktningsarbeten, liksom för omhändertagande av eventuellt länshållningsvatten i samband med schaktningsarbeten. Restriktionerna kan begränsas till ett litet område med höga halter pentaklorfenol i grundvattnet.

Det ska observeras att grundvattnet långsamt rör sig mot Sjöatorpasjön. Med vilken hastighet detta sker och den exakta transportvägen är svårt att bestämma med någon större grad av noggrannhet. I samband med att schaktningsarbeten ska utföras under grundvattenytan bör därför halterna inom det område som berörs av schaktningsarbetena undersökas innan schaktning påbörjas. Lämpligen kontrolleras även situationen i närområdet utanför den planerade schakten, åtminstone för det fall inströmning av grundvatten från utanför liggande områden till schaktgruppen kan förväntas.

Inom de områden där låga halter av pentaklorfenol konstaterats bedöms inte några särskilda restriktioner behöva införas.

5.5. Efterbehandling av grundvatten med pentaklorfenol

För det fall man inte vill vidmakthålla några administrativa eller övervakningsåtgärder kan grundvattnet inom området med höga halter pentaklorfenol behöva omhändertas. Detta kan antingen ske *in situ* genom t.ex. stimulering av den biologiska nedbrytningen av PCP eller genom uppgrävning och behandling av den jordvolym inom vilken detta vatten finns.

5.5.1. Efterbehandling *in situ*

Några svenska erfarenheter av efterbehandling av PCP i grundvatten *in situ* har inte påträffats. Däremot finns flera exempel på sådana efterbehandlingar som genomförts med framgång i USA och Kanada. Det underlag som ligger till grund för bedömningarna i åtgärdsutredningen har inhämtats från dessa projekt med bistånd av entreprenadföretaget RGS 90. Ett mätbart åtgärds mål som bedöms möjligt att nå med *in situ*-metoder är reduktion av PCP-halterna i grundvatten ned till 3 µg/l, vilket motsvarar det holländska s.k. action-gränsvärdet.

Olika strategier för en sanering *in situ* kan övervägas. Med hänsyn till de höga halter som finns väster om doppningsområdet kan det vara lämpligt att i en inledande insats behandla detta område separat för att få en snabb minskning av föroreningsmängden. Detta kan åstadkommas genom *kemisk oxidation* av föroreningarna i grundvattnet. Genomförandetiden för en sådan insats bedöms till ca sex månader och en möjlig reduktion av föroreningen bedöms till ca 80 %. För att minska halterna i grundvattnet ytterligare bedöms att en längre tids behandling med antingen *anaerob biologisk nedbrytning* eller *aerob biologisk stimulering* behövs. Tre åtgärdsnivåer är tänkbara för detta steg. Antingen begränsas även denna behandling till det mest förorenade området 30 m väster om den f.d. doppningsplatsen eller så inkluderas även föroreningsplymen. I det sistnämnda fallet är det tänkbart att endast den huvudsakliga föroreningsplymen västerut mot Sjöatorpasjön inkluderas (ca 2 000 m²) eller så behandlas ett betydligt större område kring doppningsplatsen, eftersom en viss spridning tycks ha skett i både västlig, östlig och sydlig riktning. Ett sådant område skulle t.ex. kunna sträcka sig över den yta som bildas från Sjöatorpasjön i väster till grundvattenrör 0705 i nordöst och rör 0704 i söder, vilket utgör en areal på ca 15 000 m².

Med denna typ av behandling bedöms det preliminärt som möjligt att nå ned till ett mätbart åtgärds mål kring 3 µg/l. Den tillkommande behandlingstiden för att nå detta bedöms till minst 2-3 år.

En annan strategi är behandling av typen "pump and treat" som innebär att förorenat grundvatten (inklusive PCP i fri fas) pumpas upp och behandlas. Behandlat grundvatten kan sedan antingen återinfiltreras uppströms området eller avledas till en recipient, alternativt kommunens avloppsledningsnät. Erfarenheterna av denna metod visar att det kan vara svårt att samma låga mätbara åtgärds mål som bedöms vara möjliga med biologisk nedbrytning.

Energiåtgången vid behandlingar *in situ* är förhållandevis liten. Vid behandlingar av typen "pump and treat" åtgår energi för pumpning, vilken kan behövas upprätthållas under en lång tidsperiod. Det är dock fråga om små flöden som kan klaras av pumpar med liten energiförbrukning. Vidare behövs en viss mängd aktivt kol (eller motsvarande sorbent) för avskiljning av pentaklorfenol i filter och en inledande maskininsats vid installation av pumpbrunnar. För renodlade behandlingar *in situ* krävs en större insats i installationskedet (se nedan) medan behovet av pumpning bortfaller. Även i detta fall kan man dock använda metoder som innebär pumpning och återinfiltrering, men kan då i gengäld minska installationsarbetet. I stället för filtermaterial som förbrukas vid rening av pumpat vatten kräver dessa metoder kemikalier som stimulerar nedbrytning av föroreningen. Sammantaget bedöms *in situ*-metoder som mindre resurskrävande än uppgrävning med efterföljande behandling.

Behandling genom kemisk oxidation in situ

Kemisk oxidation *in situ* bygger på tillförsel av ett oxidationsmedel till det förorenade området. För ändamålet finns flera olika oxidanter som kan användas, t.ex. RegenOx som är utvecklat för nedbrytning av organiska föroreningar. Produkten består av två komponenter vilka blandas innan tillförsel till mark/grundvatten. Nedbrytning stimuleras med denna metod genom att tillsatsmedlet skapar katalytiska ytor för oxidering, direkt oxidation av föroreningen och genom att frigöra starkt reaktiva fria radikaler för fortsatt oxidation. Slutprodukterna vid nedbrytningen är koldioxid, vatten och natriumklorid.

Tillsats av oxidationsmedel sker antingen genom s.k. ”direct push” som innebär att injekteringsrör slås eller borraras ned i marken, i detta fall hela vägen ned till berg, varefter oxidationsmedlet trycks ut i jorden, eller genom installation av borrade brunnar genom vilka oxidationsmedlet kan injekteras. Med hänsyn till att jorden huvudsakligen består av morän med måttlig hydraulisk konduktivitet bedöms att injekteringspunkterna måste sättas relativt tätt. Ett lämpligt c/c-avstånd bedöms vara 4-5 m vilket kräver omfattande borrningar vid behandling av större områden. Det mest förorenade området (med halter större än ca 100-1 000 µg/l) är dock begränsat vilket innebär att borrhingsbehovet kan begränsas till 20-30 punkter vid behandling av enbart detta. Injekteringsrören kvarlämnas för eventuella senare uppföljningar etc. Vid behov kan de avslutas under mark och döljas/skyddas under däckslar för att inte begränsa markanvändning.

Tillsats av oxidationsmedel bedöms preliminärt behöva ske vid tre tillfällen med ca två månaders mellanrum. Varje tillsats verkar i upp till en månad och det bedöms som lämpligt att följa upp verkan av varje tillsats i ytterligare en månad innan nästa tillsats görs. Med denna omfattning bedöms föroreningsmängden kunna minska med ca 80 % inom en tidsperiod på sex månader. För att uppnå högre ställda åtgärds mål bedöms det som mest ändamålsenligt att komplettera kemisk oxidation med efterföljande anaerob biologisk nedbrytning eller aerob biologisk stimulering under en längre tidsperiod, se nedan.

De risker för hälsa och miljö som kan finnas under behandlingstiden begränsas främst till arbetsmiljörisker för de personer som hanterar oxidationsmedlet i samband med injektering. Dessa risker kan relativt enkelt hanteras med adekvat skyddsutrustning. Naturligtvis medför behandlingen att de geokemiska förhållandena i grundvattnet påverkas, det är förutsättningen för att metoden ska fungera. Tillsatsen av ett oxidationsmedel medför att även andra reducerade föreningar kommer att oxideras, liksom nedbrytningen av biologiskt material i den behandlade jordvolymen kan komma att stimuleras. Dessa förändringar bedöms dock inte kunna medföra några bestående negativa effekter. Det finns t.ex. inte någon anledning att förmoda att andra föroreningar, som skulle kunna mobiliseras vid en oxidering, är närvarande i förhöjda halter.

Anaerob biologisk nedbrytning in situ

Anaerob nedbrytning genom reduktiv deklorinering är en naturligt förekommande process i marken. Mikroorganismer använder väte för att stegvis avlägsna en kloratom i taget från klorinerade kolväten och ersätta den med en väteatom. Processen kräver tillgång på väte och reducerande förhållanden.

Pentaklorfenol (PCP) kan brytas ned anaerobt genom reduktiv deklorinering. Detta sker genom en stegvis reduktion av kloreringsgraden genom att i tur och ordning producera intermediären tetraklorfenol, triklorfenol, diklorfenol och slutligen klorfenol innan fenolringen bryts. För att PCP ska brytas ned enligt denna reaktionsväg krävs starkt anaeroba förhållanden. Eftersom intermediärer av PCP har påvisats tyder detta på att anaerob nedbrytning i viss grad redan förekommer naturligt. Denna naturliga process kan stimuleras genom att tillgodose behovet av väte

och reducerande förhållanden. Det finns flera produkter på marknaden som kan användas för att åstadkomma detta, t.ex. HRC (Hydrogen Release Compound), en polylaktatester som när den hydratiseras långsamt avger mjölksyra. Mjölksyran metaboliseras av naturligt förekommande mikroorganismer som frigör väte och skapar reducerande förhållanden i upp till 18 månader efter en tillsats.

Produkten tillförs grundvattnet antingen genom direct-push metoden eller via borrhål. Man räknar med att varje tillsatspunkt har en influensradie på 2-3 m. Ett alternativ för installation är tillsats i ett rutnämster med c/c 4-5 m för att på så sätt täcka in ett större område med förorenad volym och behandla den samtidigt.

Beroende på vilken åtgärdsnivå man väljer kommer antalet injekteringspunkter att variera kraftigt. Vid behandling av enbart den mest förorenade volymen (grundvatten med halter större än ca 1 000 µg/l) behöver endast ett fåtal ytterligare installationer göras utöver de som redan installerats för det första steget med kemisk oxidation. För att åtgärda hela det PCP-förorenade området, dvs. även söderut och österut från impregneringsplatsen, skulle krävas minst 600 injektionspunkter.

En uppskattning av den tid som krävs för nedbrytning av föroreningen vid tillsats vid den mest förorenade platsen samt det västerut liggande området är ca 2-3 år och uppskattningsvis två tillsatser under denna period.

Ett alternativ som kan tillämpas för att begränsa installationsarbetet är tillsats av en produkt som upprätthåller anaeroba förhållanden som en eller flera barriärer i strömningsriktningen, och samtidigt öka den hydrauliska gradienten genom pumpning nedströms barriären och återinfiltration uppströms denna. På detta sätt sprids produkten med det återinfiltrerade grundvattnet och stimulerar nedbrytningen i en större volym. Dock måste man räkna med en längre nedbrytningstid än vid direkt injektering i hela föroreningsplymen.

Innan en behandling med reduktiv deklorinering påbörjas bör en provtagning utföras för att fastställa utgångshalter i grundvattnet i hela föroreningsplymen, och avgränsa utbredningen av denna. För avgränsningen används lämpligen rör som även kan utnyttjas för behandlingen. Efter påbörjad behandling tas prover ca 1 gång/månad i 6 till 8 månader. När trender för nedbrytning och geokemiska förändringar har identifierats kan provtagningsfrekvensen minskas till en gång per kvartal, halvår eller år. Provtagning bör omfatta:

1. Alla relevanta föroreningar och nedbrytningsprodukter (klorfenoler)
2. Löst syre, redoxpotential, pH, temperatur, järn(II)oxid
3. Löst järn och mangan, nitrat, sulfat, sulfid, klorid och alkalinitet
4. TOC, syrametaboliter (mjölksyra, pyrodruvsyra, ättiksyra, propansyra och smörsyra)
5. Lösta gaser (koldioxid, metan, cyklohexan)

Stimulans av den anaeroba nedbrytningen in situ bedöms inte medföra någon negativ miljöpåverkan. De produkter som kan användas är framtagna för att brytas ned i marken och nedbrytningsprodukterna i sig är lättnedbrytbara. De geokemiska förhållandena i grundvattenakviferen bedöms redan vara reducerade varför någon nämnvärd påverkan på dessa inte förväntas. Dock kan den anaeroba nedbrytningen stimuleras även av andra organiska ämnen än PCP. Någon risk för påverkan på dricksvattentäkter eller ytvattenrecipienter till följd av behandlingen bedöms inte kunna ske i signifikant utsträckning. Inte heller bedöms hantering av produkten utgöra någon fara för personal vid tillförsel under förutsättning att lämplig skyddsutrustning såsom handskar och skyddsglasögon används.

Aerob biologisk stimulering in situ

Även aerob biologisk nedbrytning är en naturligt förekommande process i marken och grundvattnet. Begränsande för omfattningen av denna process är tillgången på syre. Genom att tillföra en syrekälla kan den naturliga processen stimuleras och nedbrytningsförloppet accelereras. Särskilda produkter finns för att stimulera aerob biologisk nedbrytning. Dessa bygger på att den tillförda produkten avger syre under lång tid. Ett exempel är produkten ORC som är framtagen för att långsamt avge syre och under tider på upp till ett år stimulera den biologiska nedbrytningen. Produkten tillförs vanligen som en slurry med direct-push metoden alternativt i fast form som återfyllning i borrhål eller i färdiga filterstrumpor. Tillförsel kan ske i ett rutnät för att täcka in hela det förorenade området eller som en barriär i den huvudsakliga spridningsriktningen. Vad gäller behovet av ingrepp i området bedöms metoden som likvärdig med anaerob biologisk nedbrytning.

ORC medför inte några kända negativa miljöeffekter. Biprodukten är ofarlig magnesiumhydroxid. Produkten bedöms inte heller utgöra någon risk för personal under förutsättning att säkerhetsföreskrifter efterlevs och lämplig skyddsutrustning används.

En nackdel med metoden är att den stimulerade nedbrytningen inte sker specifikt av den aktuella föroreningen utan sker generellt av alla organiska ämnen. Ett naturligt innehåll av organiska ämnen, antingen lösta eller fasta, påverkar effektiviteten för metoden i negativ riktning. Vidare kan reducerade lösta ämnen i grundvattnet (t.ex. Fe^{2+}) oxideras och ytterligare öka syreförbrukningen.

Pumpning och rening av grundvatten ("Pump and treat")

Metoden bygger på att ett antal pumpbrunnar installeras i eller nedströms det förorenade området. Pumpbrunnarna ansluts till en pump placerad i en container. Det förorenade grundvattnet pumpas upp och passerar genom en avskiljningsanordning. Denna avskiljningsanordning utgörs i de flesta fall av ett kolfilter. Det behandlade vattnet kan återinfiltreras i särskilda brunnar, men risk finns att detta förändrar grundvattenströmmarna så att nya spridningsvägar uppstår. Ett vanligare alternativ är att det behandlade vattnet släpps ut till recipient eller till kommunens avloppsledningsnät. Vilket alternativ som är bör användas i detta fall avgörs lämpligen i samband med en detaljprojektering. Förbrukade kolfilter med avskiljd förorening tas om hand och destrueras på godkänd anläggning.

De installationer som krävs på platsen är, förutom pumpbrunnarna, en till två containrar med pumpar och avskiljningsutrustning samt de slangar som krävs för att ansluta dessa delar till varandra. Det bedöms preliminärt att 4-5 pumpbrunnar skulle behöva installeras i det mest förorenade området, och ytterligare ett antal i spridningsplymen för det fall denna ska omfattas av saneringen.

Tekniken är väl beprövad och har använts vid ett stort antal tillfällen. Driftsäkerheten är hög och processen kan fjärrövervakas via GSM-modem för snabba åtgärder vid eventuella driftsstörningar. Metoden har dock begränsningar, särskilt när föroreningen förekommer i fri fas. Det kan vara svårt att uppnå samma långtgående reduktion som vid kemisk oxidation kombinerad med efterföljande anaerob eller aerob biologisk nedbrytning, även vid så långa saneringstider som 5-10 år. Detta beror till stor del på de fenomen som med anglosaxisk terminologi kallas "tailing" och "rebound". Tailing innebär en minskad hastighet av föroreningsreduktionen allt eftersom saneringen fortgår (dvs. effektiviteten avtar exponentiellt med koncentrationen). Rebound innebär en ökning i föroreningskoncentration efter att pumpning har avslutats. Båda fenomenen har samband med flödes hastigheten vid pumpning. Under saneringstiden är flödes hastigheten i jor-

den jämförelsevis hög på grund av pumpningen vilket medför en kort kontakttid och därmed låg koncentration i vattnet (tailing). Efter pumpning minskar flödes hastigheten nivåer och föroreningar som finns kvar i de partier i jorden där vatten inte omsatts vid pumpningen (små porer) kan genom diffusion återförorena den sanerade akviferen (rebound).

Riskerna för påverkan på hälsa och miljö under efterbehandlingstiden är liten, förutsatt att kontrollen av reningseffekt och halter i det behandlade vattnet fungerar och filtermedia byts ut när kapaciteten är förbrukad. Sannolikt är det bästa alternativet att släppa det behandlade vattnet till kommunens avloppsledningsnät. Den miljörisk som därvid kan föreligga är att behandlingen inte lyckats avskilja PCP tillräckligt effektivt (filterkapaciteten förbrukats) och att pentaklorfenol hamnar i kommunens avloppsledningsnät. Systemet för behandling är annars slutet och riskerna för människors hälsa pga. exponering för förorening som behandlas är liten.

Behandlingar av typen ”pump and treat” bedöms som något mer resurskrävande än renodlade behandlingar in situ eftersom vatten måste pumpas under lång tid. Det är dock frågan om låga flöden som kan klaras av pumpar med låg kapacitet och låg energiförbrukning. Dessutom krävs färre borrhål.

En åtgärd med denna metod skulle på grund av den långa behandlingstiden (minst 5-10 år) mer få karaktären av en permanent installation.

En försvårande faktor i Hjortsberga är att moränen har en relativt låg hydraulisk konduktivitet vilket innebär att vattenomsättningen sker långsamt. Det är möjligt att det av denna anledning skulle vara mer effektivt att i stället för att utnyttja pumpbrunnar arbeta med s.k. wellpoints med syftet att öka gradienterna för strömning och transportera upp grundvatten snabbare. Wellpoints används i vanliga fall för att lokalt sänka grundvattennivån i samband med schaktning i finkornig jord. Ett antal små filterspetsar, s.k. wellpoints installeras då runtomkring schaktgropen och dessa kopplas till en ledning. Ledningen kopplas i sin tur till en vakuumpump som med hjälp av undertryck pumpar upp grundvattnet ur marken för att sänka grundvattennivån. I Hjortsberga skulle ca 50 sugfilter (med ca c/c 2 m) behöva installeras inom det mest förorenade området. Moränen är relativt tät och fast lagrad varför filterspetsarna sannolikt skulle behöva förses med sand- eller grusfilter för att effektivt kunna uppförda vatten, och dessutom behöva installeras med hjälp av foderrörsborrning. Metoden blir därmed mycket snarlik en konventionell ”pump and treat”-lösning. Skillnaden bedöms främst bestå i att betydligt fler borrhågsinstallationer skulle behövas, men å andra sidan medge en kortare genomförandetid.

Sammanfattande rekommendationer för en eventuell sanering av grundvatten in situ

Med hänsyn till de lokala förutsättningarna och de begränsningar som finns för saneringar av PCP in situ så bedöms att en lämplig strategi för en sådan sanering är en kombination av följande metoder:

1. Kemisk oxidation av pentaklorfenol, inklusive fri fas, i grundvatten i det mest förorenade området ca 30 m väster om dopningsplatsen. Detta steg bedöms ta ca sex månader i anspråk, inklusive uppföljning. Arbetena omfattar installation av ett knappt tiotal injekteringsrör samt injektering av oxidationsmedel vid tre tillfällen och mellanliggande uppföljning av resultat.
2. Anaerob biologisk nedbrytning eller aerob biologisk stimulering under en period av ytterligare två till tre år. Om alternativet anaerob biologisk nedbrytning genomförs kan denna utföras först efter det att redoxpotentialen inom området, som höjs till följd av steg 1, återigen sjunkit tillbaka. Två till tre injekteringar av reduktions- eller oxidationsmedel krävs under denna period samt mellanliggande uppföljningar.

Med denna kombination bedöms möjligheterna som goda att inom aktuellt område nå ner till ett mätbart åtgärds mål/resthalt så lågt som 3 µg/l, inom en sammanlagd tidrymd av 3-5 år. Det främsta skälet för att välja denna typ av behandling *in situ* i stället för någon form av ”pump and treat”-lösning är moränens låga hydrauliska konduktivitet begränsar de senare metodernas lämplighet och kostnadseffektivitet.

Dock rekommenderas att en eventuell sanering *in situ* upphandlas som en totalentreprenad med funktionskrav (krav på behandlingsresultat). Entreprenörerna inom området har generellt större erfarenhet av att projektera denna typ av saneringar än beställare/konsulter och det bedöms som lämpligt att de får välja metod. Dock behöver underlaget för en upphandling av en totalentreprenad kompletteras med ytterligare undersökningar enligt nedan, för att ingå i upphandlingsunderlaget.

Åtgärdsförberedande undersökningar – projektering för sanering av grundvatten

Som en del av projekteringen för upphandling av en sanering *in situ* behöver bland annat följande faktorer klargöras bättre för att ett fullständigt underlag för upphandling ska erhållas:

- Några ytterligare grundvattenrör behöver installeras så att föroreningsplymen i spridningsriktningen kan avgränsas, såväl i längd som bredd.
- De kemiska analyserna av prover från dessa rör bör, förutom samtliga klorfenoler, också omfatta löst syre, redoxpotential, pH, temperatur, löst järn och mangan, nitrat, sulfat, sulfid, klorid och alkalinitet, TOC, syrametaboliter (mjölksyra, pyrodruvsyra, ättiksyra, propansyra och smörsyra) samt lösta gaser (koldioxid, metan och cyklohexan). Dessa uppgifter behövs för att klargöra pågående nedbrytningsprocesser och för anbudsgivares kalkylering och val av metod.

Det rekommenderas också att upphandlingstiden görs tillräckligt lång för att anbudsgivare ska få möjlighet att ta egna prover i befintliga grundvattenrör för analys och kontroll av metodval.

*Bedömda kostnader för sanering av grundvatten *in situ**

Utifrån kontakter med entreprenörer inom området och uppgifter från entreprenader genomförda i USA görs här en bedömning av ungefärliga kostnader för en eventuell *in situ*-sanering kring Hjortsberga f.d. sågverk. För den åtgärdsnivå som innefattar behandling av det mest förorenade grundvattnet, kan enbart entreprenadkostnaderna uppskattas till ca 2 Mkr. I denna kostnad ingår installationskostnaderna av injekteringsrör/brunnar (ca 0,5 Mkr) och förprojektering inklusive åtgärdsförberedande undersökningar samt entreprenadupphandling (ca 0,5 Mkr) som fasta kostnader. Resterande del av kostnaderna kan betraktas som rörliga och utgörs av kostnader för kemikalier, injektering av dessa samt provtagning och analyser under genomförandetiden. Därtill kommer kostnader för åtgärdsförberedande undersökningar (förprojektering), upphandling, bygglösning och kontroll m.m. Totalkostnaden bedöms med hänsyn till detta vara i storleksordningen 3 Mkr.

Om det åtgärdsalternativ som innebär att anaerob biologisk nedbrytning eller aerob biologisk stimulering utförs på hela det PCP-förorenade området kring sågverket (ca 15 000 m²) skulle behandlingskostnaden bli betydligt högre, främst med tanke på det stora antal injekteringsrör som då måste installeras. Entreprenadkostnaden bedöms för detta fall till i storleksordningen 20 Mkr.

5.5.2. Uppgrävning och tvättning av jord med förorenat grundvatten

Ett alternativ till efterbehandling av grundvatten *in situ* kan vara uppgrävning och enkel tvättning av massorna på plats. Detta är en väl beprövad metod som i en konventionell jordtvättsanläggning baseras på att föroreningshalten ökar med minskande kornstorlek. Avskiljs finfraktionen i den förorenade jorden kan grövre fraktioner ofta betraktas som tillräckligt rena för att användas för återfyllning inom det förorenade området. Avskiljningen sker vanligtvis stegvis genom grovsiktning för avskiljning av grövre fragment följt av hydrocyklonering för avskiljning av förorenade partiklar. Som tvättvätska används vanligtvis vatten men det är också möjligt att använda lösningsmedel för att frigöra föroreningar. Den förorenade finfraktionen avskiljs tillsammans med tvättvattnet och separeras ur detta genom flockning med flotation och sedimentering varefter det slam som bildas avvattnas. Tvättvattnet genomgår en reningsprocess och recirkuleras sedan i processen medan den avvattnade filterkakan omhändertas för vidare behandling eller deponering.

I detta fall, där föroreningen inte är bunden till partiklarna skulle i stället vattnet omhändertas för behandling medan de tvättade massorna skulle användas för återfyllning. Vattnet skulle filteras genom ett kolfilter på samma sätt som beskrivits ovan för behandling av grundvatten vid "pump and treat"-lösningar. Jordtvätt för att avlägsna pentaklorfenol i löst och fri form har dock inte använts i Sverige tidigare. Eftersom det endast handlar om ca 3000 ton massor som skulle behöva tvättas (den mest förorenade volymen) skulle en konventionell jordtvättsanläggning på plats sannolikt inte bli kostnadseffektiv i förhållande till ett externt omhändertagande. Troligen skulle man dock kunna utforma en enkel tvättning till betydligt lägre kostnad än en konventionell tvättningsanläggning. Med hänsyn till att tvättvattnet behöver omhändertas bedöms kostnaden ändå komma att uppgå till 2-4 Mkr (700-1300 kr/ton jord) för efterbehandling av den aktuella volymen (det begränsade området med de mest förorenade massorna). Vid en utökning av ambitionsnivån till att omfatta sanering även av grundvatten med lägre halter pentaklorfenol bedöms inte denna metod som kostnadseffektiv.

Jordtvättning är behandling av avfall och kräver tillstånd enligt Miljöbalken. De risker som finns är främst kopplade till risken för spill vid den utökade hanteringen av förorenade massor, samt risken för att tvättningen partiellt misslyckas och att massor med för höga föroreningshalter läggs tillbaka. Bullerstörningarna från en anläggning av denna typ är vanligtvis små.

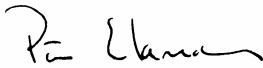
5.5.3. Bortgrävning och externt omhändertagande av massor

Slutligen kan den jordvolym som innehåller grundvatten med höga halter av pentaklorfenol grävas bort och omhändertas externt. Med hänsyn till att föroreningshalten är låg om den relateras till mängden jord (knapp 1 mg/kg TS), men att föroreningen inte är bunden till jorden utan föreligger i löst eller fri fas och därmed kan förmodas medföra höga halter i lakvatten, är det svårt att bedöma kostnaderna för ett externt omhändertagande. Förutsätter man att jorden kan tas emot som icke-farligt avfall begränsas mottagningskostnaden till ca 300 kr/ton. Inkluderas kostnader för uppgrävning, borttransport och återfyllning kan entreprenadkostnaden uppskattas till 600 kr/ton, motsvarande en total kostnad i storleksordningen 2 Mkr. Om jorden måste tas emot som farligt avfall bedöms kostnaderna öka avsevärt.

6. Underlag för riskvärdering

Det slutliga valet av åtgärder ska baseras på en riskvärdering, där riskreduktionen och andra konsekvenser av olika åtgärdsalternativ ställs mot kostnaderna för respektive alternativ, och även jämförs med nollalternativet. För att underlätta arbetet med riskvärderingen har en översiktlig matris upprättats, där konsekvenserna av de olika åtgärdsalternativ som utretts sammanfattas, se tabell 11 (bifogas som bilaga). Sammanställningen gör inte anspråk på att utgöra en fullständig sammanställning av de konsekvenser som bör ingå i en riskvärdering eftersom synpunkter från berörda parter, allmänhet etc. inte inhämtats i detta skede.

Linköping, dag som ovan



Pär Elander
Envipro Miljöteknik



Henrik Eriksson

7. Referenser

Arbetskyddsstyrelsen (2000) Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar. Arbetskyddsstyrelsens föreskrifter om hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar samt allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna. AFS 2000:3.

Arnér M., Carlsson B. (2004) Projektrapport 1. Miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning. Rapport nr EKA 2002:15.

ATSDR (1999a) ToxFAQs: Chlorinated Dibenzo-*p*-dioxins (CDDs).

ATSDR (1999a) ToxFAQs: Chlorophenols.

Bank A., Paulsson M. Öberg-Högsta A-L. (2004) Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i Viskan nedströms Borås. Rapport nr Viskan 2003:7.

Bank A., Carlsson B. (2005) Huvudstudierapport. Sanering av hamnbassängen i Oskarshamn. Miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning. Rapport nr Oskarshamns hamn 2004:21.

CCME (2002) Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1999, updated 2002.

CCME (2005) Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1999, updated 2005.

Irwin R. J., van Mouwerik M., Stevens L., Dubler Seese M., Basham W. (1997) Environmental contaminants encyclopedia Pentachlorophenol (PCP) entry. National Park Service. Water Resources Divisions, Water Operations Branch, Colorado.

Livsmedelsverket (2001) Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30.

Länsstyrelsen i Kalmar län (2004).

Länsstyrelsen i Kronobergs län (2006) Synpunkter på vad som bör ingå i en fördjupad riskbedömning samt åtgärdsutredning för f.d. sågverket i Hjortsberga, Alvesta kommun. Meddelande 2006-06-13. Ärendenummer: 575-5990-06.

Naturvårdsverket (1997a) Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Naturvårdsverket rapport 4638.

Naturvårdsverket (1997b) Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden Naturvårdsverket report 4639.

Naturvårdsverket (1999a) Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Naturvårdsverket rapport 4918.

Naturvårdsverket (1999b) Vägledning för efterbehandling vid träskyddsanläggningar. Naturvårdsverket rapport 4963.

Naturvårdsverket (2005a) Vägledning för riskbedömning av förorenade områden. Remissversion 2005-07-07.

Naturvårdsverket (2005b) Beräkningsmodell för riktvärden för mark. Remissversion 2005-07-04.

Naturvårdsverket (2006) Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Utgåva 2 2006.

RGS90smbe i Sverige AB (2007) Saneringsplan Lidhult, Hjortberga. Dokument 607037/7 2007-08-21.

RIWM (2001) Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater RIWM Report 711701 023.

Sweco Viak (2005) Fas 2 - f.d. Hjortsberga sågverk. Kompletterande inventering, översiktlig miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning samt riskklassning. Sweco Viak, Jönköping.

Sweco Viak (2006) Utökad undersökning vid f.d. Hjortsberga sågverk. Sweco Viak, Jönköping.

Triumf C-A. (1992) Geofysik för geotekniker. Metoder och tillämpningar. Byggforskningsrådet.

Tabell 11. Underlag för riskvärdering - Sammanfattning av konsekvenserna av olika åtgärdsalternativ

Åtgärdsalternativ	Åtgärds mål (riskreduktion)	Mätbara åtgärds mål	Kvarstående risker	Övriga konsekvenser	Kostnader
Nollalternativet	-		Konstaterade risker för människors hälsa och markmiljön kvarstår.		-
1 Täckning i kombination med övervakning	Konstaterade risker för människors hälsa elimineras.	Minsta täckningsmaktighet: Vid jordtäckning 0,5 m, Vid asfaltering: 8 cm	Hälso- och miljörisker kan uppkomma vid framtida schaktarbeten inom området om föreskrivna försiktighetsåtgärder inte iakttas.	Markanvändningen begränsas inom hela området. Framtida övervakning och underhåll krävs under mycket lång tid.	1,3 – 2,4 Mkr (inklusive fondering för övervakning och underhåll)
2 Efterbehandling av förorenad jord och bark med avseende på innehåll av dioxin	Konstaterade risker för människors hälsa och markmiljön elimineras. Mätbart åtgärds mål:	Halter av dioxin i jord får vara högst 30 ng TEQ/kg TS.	Risk för viss spridning av pentaklorfenol vid schaktarbeten inom området kvarstår under begränsad tid*	Viss övervakning krävs under begränsad tid. Markanvändningen begränsas för en mindre del av området under motsvarande period i tiden*.	4-9 Mkr
3 Efterbehandling av förorenad jord och bark samt grundvattnet i området med mycket höga halter.	Konstaterade risker för människors hälsa och markmiljön elimineras. Inga framtida restriktioner behövs. Mätbart åtgärds mål: Halterna av pentaklorfenol i grundvattnet ska inte överstiga 100 µg/l.	Halter av dioxin i jord får vara högst 30 ng TEQ/kg TS. Halter av pentaklorfenol i grundvattnet får inte överskrida 100 µg/l.	-	Ingen övervakning krävs.	6-13 Mkr
4 Efterbehandling av förorenad jord och bark samt grundvattnet med halter överstigande 10 µg/l.	Konstaterade risker för människors hälsa och markmiljön elimineras. Inga framtida restriktioner behövs. Spridning av pentaklorfenol till omgivande fastigheter minimeras.	Halter av dioxin i jord får vara högst 30 ng TEQ/kg TS. Halter av pentaklorfenol i grundvattnet får inte överskrida 10 µg/l.	-	Ingen övervakning krävs.	25-30 Mkr

* Den period under vilken övervakning krävs i detta åtgärdsalternativ bedöms omfatta 30-60 år.



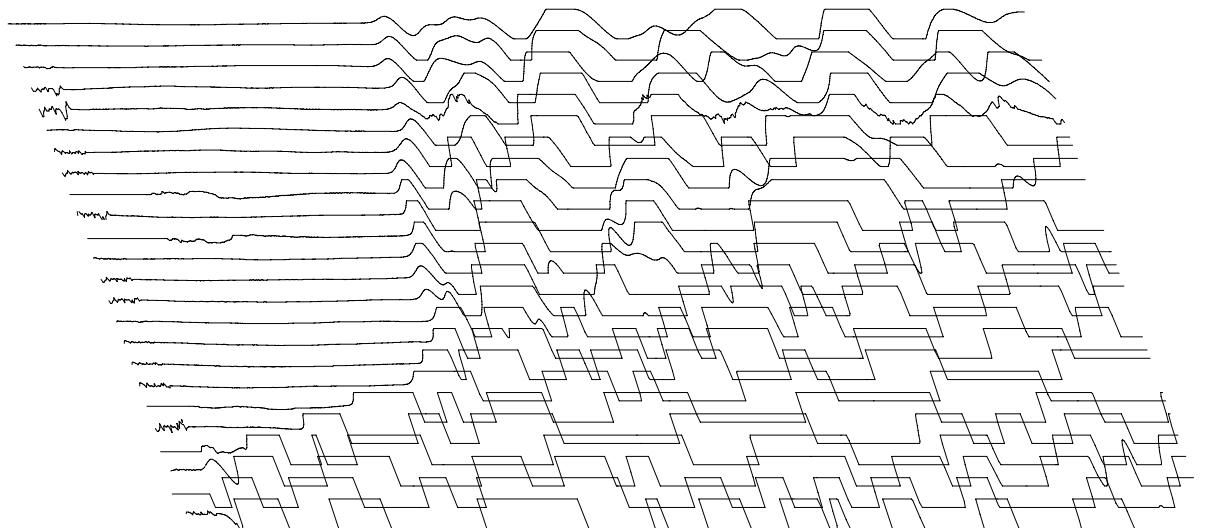
BILAGA 1

IMPAKT GEOFYSIK RAPPORT

**Refraktionsseismiska mätningar vid Hjortsberga sågverk, Alvesta kommun.
2006-11-30**

RAPPORT

Refraktionsseismiska Mätningar vid Hjortsberga såverk, Alvesta kommun. 2006-11-30





RAPPORT

Refraktionsseismiska Mätningar vid Hjortsberga såverk, Alvesta kommun. 2006-11-30

Allmänt

På uppdrag av Envipro Miljöteknik i Göteborg, genom Henrik Eriksson, utfördes 30 nov 2006, refraktionsseismiska mätningar vid ett tidigare sågverk, i Hjortsberga, Alvesta kommun.

Mätningarna syftade till att fastställa djup till fast berg, jordmaterialets sammansättning, samt att få en uppfattning om grundvattenytans läge.

Mätningarna omfattade c:a 500 m. fördelade på 5 mätlinjer.

Bilagor

Alla resultat har lämnats som .DWG filer.

Utförande

Mätningarna utfördes med en 24-kanalers refraktionsseismisk utrustning, typ ABEM Terraloc mark6. 10Hz vertikalgeofoner har använts. Geofonavstånden varierades mellan 1-5 meter. Som pulskälla användes Dynamex initierad med VA-tändare, samt slägga.

Resultat

Resultatet av undersökningen har redovisats som profilritning.

Preliminärredovisning har lämnats (2006-12-13).

Alla ritningar är enligt beställarens önskemål redovisade som ritningsfiler i .DWG format.

Kommentar

Mätningarna utfördes utefter den planerade linjesträckningen. Utsättning i samarbete med beställaren. Linjerna mättes in med EPOS-korrigerad DGPS. Höjdavvägning utifrån av beställaren erhållen fix.

Beräkningarna av djup till fast berg grundar sig, på de uppmätta gånghastigheterna i jordmaterialet. Dessa varierar från 330 m/s till uppemot 1600 m/s. Generellt kan sägas att de lägsta hastigheterna (330-700 m/s) indikerar ett torrt friktionsmaterial ovan grundvattenyta t.ex. lös ytmörän, sand och grusmaterial etc.

Ökande hastigheter upptill c:a 1000 m/s tyder på ett liknande material men mer sorterat eller kompaktare avsatt.

Hastigheter över 1000 m/s blir mer svårtolkade eftersom ökningen kan bero på fortsatt ökad kompakteringsgrad, men här finns också möjlighet till inverkan från grundvattenmättat material. Typisk hastighet för t.ex. grus under grundvattenytan är dock över 1200 m/s. I detta hastighetsområde börjar också finmaterial med övergång mot kohesionsjord uppträda men typisk hastighet för en "riktig" lera ligger oftast runt 1400 m/s och över.

Det finns inga tydliga materialgränser registrerade men resultaten tyder på ett huvudmaterial av friktionstyp men med inslag av finmaterial och eventuellt även begränsade förekomster av moränmaterial.

De ringa jorddjupen (< 5 m) i kombination med heterogent jordmaterial medför att de redovisade jordhastigheterna inte lika väl karakteriserar jordmaterialet utan mera representerar en medelhastighet för djupberäkningarna.

Området är ett gammalt industriområde och mätlinjerna går till största delen över hårdjord mark, ofta täckt av asfalt, detta kan ibland ge problem med att korrekt bestämma hastigheten i det underliggande materialet. Rådata är dock av god kvalitet och det presenterade resultatet bedöms ha god tillförlitlighet.

Detta gäller dock inte mätlinje 1, denna korta linje (40 m) går från en byggnad ned mot strandkanten, ytan består av asfalt och betong som pga av nedsjunket underliggande material och hålrum har mycket dålig kontakt med underlaget.

Dessutom verkar området närmast vattnet bestå av barkupplag under ytan.

Tillsammans med avsaknaden av utskott vid änden som slutar vid byggnaden medför dessa omständigheter att mätningarna för Linje 1 är mycket svårtolkade och tillförlitligheten hos det redovisade resultatet är här mycket låg.

På sektionsritningarna redovisas de uppmätta gånghastigheterna i bergmaterialet.

De redovisade berghastigheterna visar medelhastigheter. Dessutom är avsnitt med avvikande hastighet markerade.

Hastigheter över 5000 m/s tyder på homogent sprickfattigt bergmaterial av urbergstyp.

Övrigt

För ytterligare kommentarer eller kompletteringar av resultatet, var god ring oss på telefon 031 - 29 30 60 eller Fax 031 - 69 32 17.

Göteborg 2007-02-26

Björn Toresson
IMPAKT GEOFYSIK

Hjortsberga Sågverk Seismiska Linjer

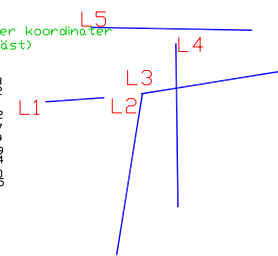
2007-02-26



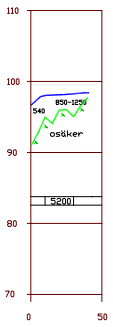
1417500
6310000

Lidhult seismiklinjer koordinater
(RT 90 2.5 gon väst)

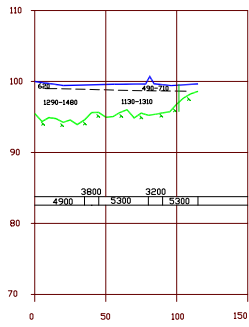
L1	6310175.5	1417493.3
	6310178.3	1417534.2
L2	6310181.3	1417561.4
	6310067.7	1417545.2
L3	6310181.2	1417560.7
	6310197.3	1417660.9
L4	6310216.4	1417584.9
	6310101.4	1417586.4
L5	6310228.0	1417585.0
	6310225.9	1417638.5



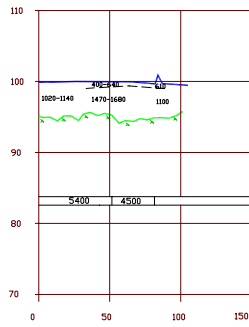
Linje 1



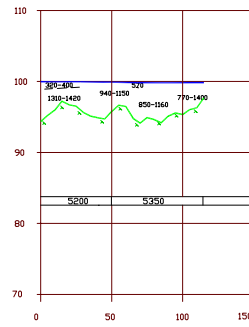
Linje 2



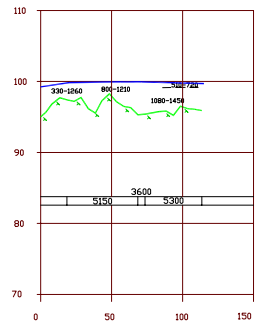
Linje 3



Linje 4



Linje 5





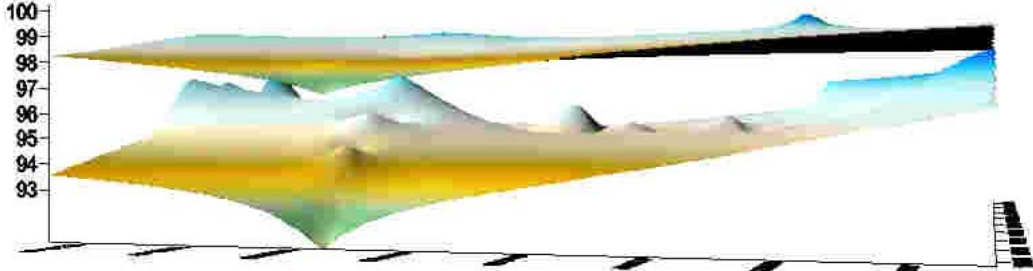
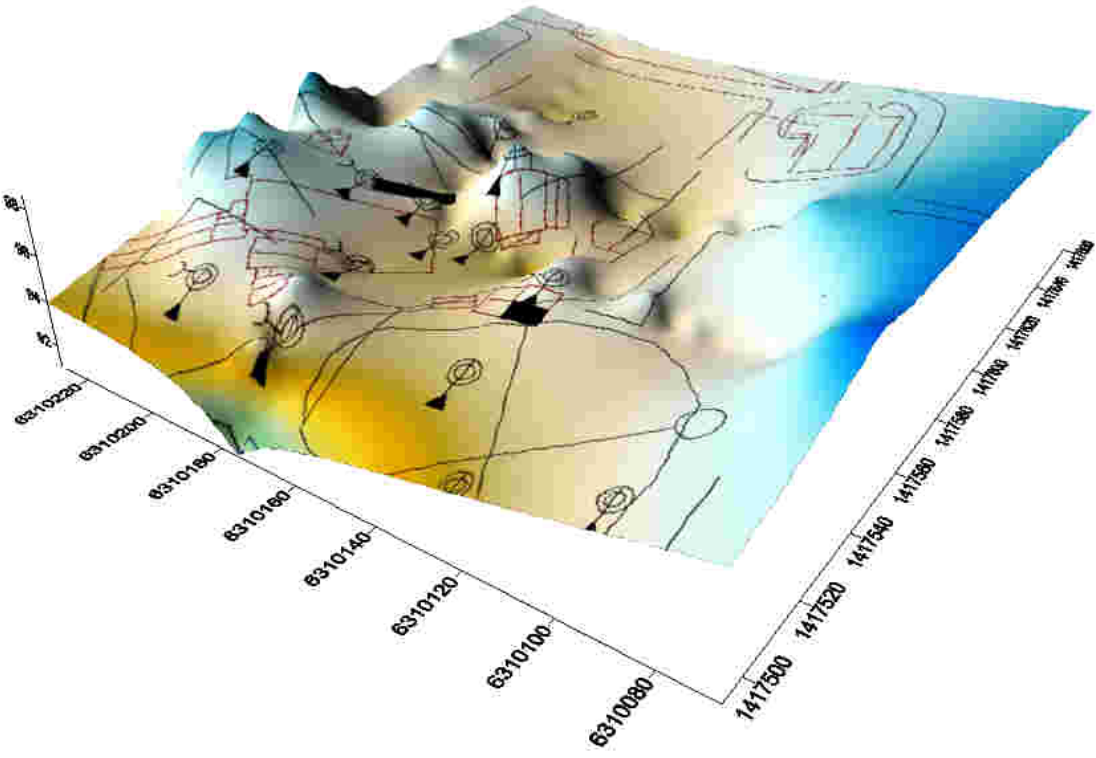
Envipro

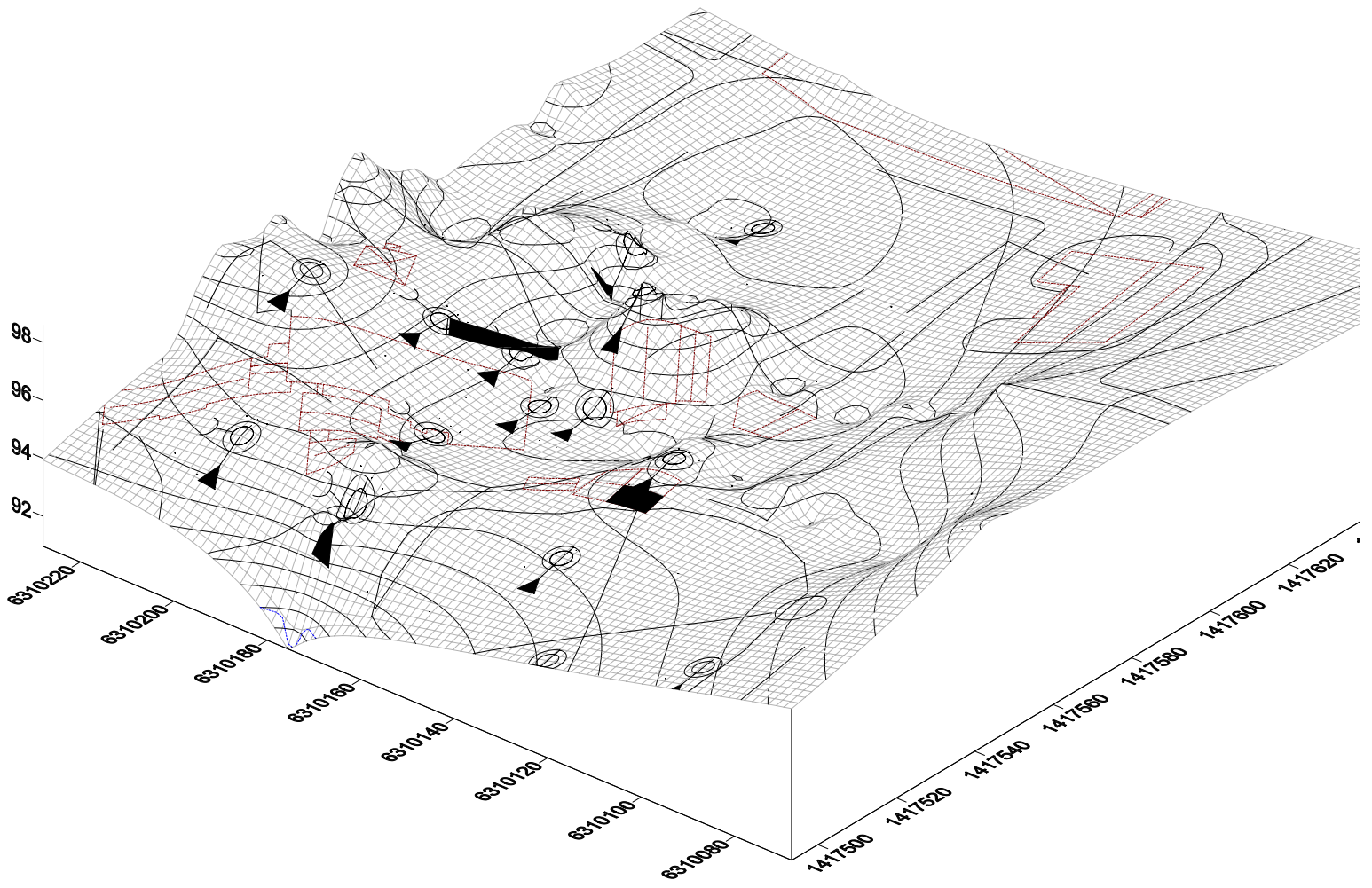
Miljöteknik i mark och vatten

BILAGA 2

BERGYTANS KONTURER Tolkningar

Bilaga 2. Tolkad bergöveryta







Envipro

Miljöteknik i mark och vatten

BILAGA 3

Dokumentation från kompletterande fältarbeten

Provtagning jord

Uppdragsnummer	Uppdragsnamn Hjortsberga		Datum 070113	Blad 1
Punktnummer 0701	Metod (t ex skr) ODEX	Referensyta (t ex my) MY	Marknivå/referensnivå (t ex +2.00)	Signatur HE
Position	Grundvattenobservation (Fri vattenyta i provhål)			
X-koordinat:	Datum		Tid	Djup under referensnivå
Y-koordinat:				
Grundvattenrör <input checked="" type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nej	Material PEH 63 mm	Intagsfilter under referensnivå (ange intervall) 4,2-3,2	Överk. rör över referensnivå 0,8	Tot rörlängd 5 m
Djup (m) under ref.yta	PID, XRF etc	Preliminär bedömning jordart	Anmärkning (lukt, färg, foto etc)	Till analys
0-1,0		gr st Sa	Brun. Prov uttaget. Asfalt överst	
1,0-1,2		gr Sa	Ljus, torr, hård.	
1,2-1,6		gr Sa	Ljus, torr, hård.	
1,6-2,4		st Sa	Brun	
2,4-3,6		st Sa	Brun. GV-yta cirka 2,4 m	
3,6-4,2		Berg	Stopp 4,2 m	

Provtagning jord

Uppdragsnummer	Uppdragsnamn Hjortsberga		Datum 070113	Blad 1
Punktnummer 0702	Metod (t ex skr) ODEX	Referensyta (t ex my) MY	Marknivå/referensnivå (t ex +2.00)	Signatur HE
Position	Grundvattenobservation (Fri vattenyta i provhål)			
X-koordinat:	Datum		Tid	Djup under referensnivå
Y-koordinat:				
Grundvattenrör <input checked="" type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nej	Material PEH 63 mm	Intagsfilter under referensnivå (ange intervall) 4,45-3,45	Överk. rör över referensnivå 0,55	Tot rörlängd 5 m
Djup (m) under ref.yta	PID, XRF etc	Preliminär bedömning jordart	Anmärkning (lukt, färg, foto etc)	Till analys
0-1,2		gr Sa	Brun. Fuktigt från ca 1 m. Oidentifierad lukt vid ca 1 m. Prov uttaget.	
1,2-2,4		gr Sa	Brun, småblock, fuktigt. Prov uttaget.	
2,4-3		gr Sa	Brun, småblock, fuktigt. Prov uttaget.	
3-3,6		si Sa, Mycket hårt packad.	Ljusgrå, torr. Prov uttaget. Troligen två grundvattenmagasin.	
3,6-3,9		si Sa, Mycket hårt packad.	Ljusgrå, torr.	
3,9-4,2		Gr + St (block)	Grovt material. Grundvatten	
4,2-4,5		Berg	Stopp på 4,5 m.	

Provtagning jord

Uppdragsnummer	Uppdragsnamn Hjortsberga		Datum 070113	Blad 1
Punktnummer 0703	Metod (t ex skr) ODEX	Referensyta (t ex my) MY	Marknivå/referensnivå (t ex +2.00)	Signatur HE
Position	Grundvattenobservation (Fri vattenyta i provhål)			
X-koordinat:	Datum		Tid	Djup under referensnivå
Y-koordinat:				
Grundvattenrör <input checked="" type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nej	Material PEH 63 mm	Intagsfilter under referensnivå (ange intervall) 4,4-2,4	Överk. rör över referensnivå 0,6	Tot rörlängd 5 m
Djup (m) under ref.yta	PID, XRF etc	Preliminär bedömning jordart	Anmärkning (lukt, färg, foto etc)	Till analys
0-1,6		gr Sa. Inslag av humus och Si	Brun, brunsvart. Inga prover pga bredare foderrör.	
1,6-2,8		Gr. Inslag av småsten.	Grundvatten från cirka 2 m.	
2,8-4		Gr. Inslag av småsten.	Blött.	
4-4,1		Gr. Inslag av småsten.	Blött.	
4,1-4,4		Berg	Stopp på 4,4 m.	

Provtagning jord

Uppdragsnummer	Uppdragsnamn Hjortsberga		Datum 070114	Blad 1
Punktnummer 0705	Metod (t ex skr) ODEX	Referensyta (t ex my) MY	Marknivå/referensnivå (t ex +2.00)	Signatur HE
Position	Grundvattenobservation (Fri vattenyta i provhål)			
X-koordinat:	Datum		Tid	Djup under referensnivå
Y-koordinat:				
Grundvattenrör <input checked="" type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nej	Material PEH 63 mm	Intagsfilter under referensnivå (ange intervall) 5,7-3,7	Överk. rör över referensnivå 1,3	Tot rörlängd 7 m
Djup (m) under ref.yta	PID, XRF etc	Preliminär bedömning jordart	Anmärkning (lukt, färg, foto etc)	Till analys
0-0,5		gr Sa	Brun. Prov uttaget	
0,5-1		Block		
1-1,6		gr Sa	Brun. Fuktig	
1,6-2,5		gr Sa	Brun. Fuktig	
2,5-2,8		Gr	Brun. Torrare. Sannolikt två grundvattenmagasin	
2,8-3,5		Gr	Brun. Torrt	
3,5-4		st sa Gr	Brun. Fuktig	
4-4,5		st sa Gr	Brun. Fuktig	
4,5-5,4		sa Gr	Brun. Blött!	
5,4-5,8		Berg	Vattenförande sprickzon på 5,8 m.	

Provtagning grundvatten

Uppdragsnummer 312530	Uppdragsnamn Hjortsberga	Datum 2007-03-13	Blad 1(1)
Provtagningsmetod Peristaltisk pump	Väder Sol	Temperatur luft 9.5	Signatur KP

Provpunkt	GV-nivå (m u ök rör)	Temp °C	pH	Konduktivitet µS/cm	Syre mg/l/%	Redox mV	Anmärkning (omsättning, lukt,färg etc)	Till analys
0701	1,85	11,8	5,9	425			Grumligt	Ja
0702	1,50	1,50	8,5	172			Grumligt	Ja
0703	1,30	8,9	6,1	220			Grumligt	Ja
0704	1,70	10,8	5,8	91			Grumligt	Ja
0705	1,95	10,9	5,6	234			Grumligt	Ja
0515	1,20	10,7	6,2	368			Grumligt	Ja
							Skall vara 1413 vid 25 och 1278 vid 20	
							Kondkalibrering 1419 vid 16,7 °C	
							Kondkalibrering 1426 vid 21,8 °C	

Provtagning sediment

Objektnummer 312530	Objektsnamn Hjortsberga	Datum 071003		
Väder Soligt	Lufttemperatur + 10°C	Signatur DE/HE		

Punktnummer	Position X	Position Y	Vattendjup (m)	Djup under sedimentyta (m)	Okulärbesiktning	Anmärkning	Till analys
P1	6310337	1417422	2,7	0-3	Gy. Org. Sa-partiklar.	Mörkbrun, rel löst.	X
				3-15	Gy. Org. Sa-partiklar.	Något fastare. Inslag bark samt Sa-lager på 10-15	X (3-7, 7-15)
P2	6310175	1417394	1,5	0-10	Gy. Org. Inslag bark	Mörkbrunt	X
P3	6309994	1417423	1,7	0-20	Gy. Org	Mörkbrunt	X (0-8, 8-16, 16-20)
				20-24	Minerogen	Ljusare brun	
P4	6309859	1417419	1,3	0-14	Gy	Mörkbrunt	X (0-8)
				14-22	Gy, Sa, små växtrötter	Mellanbrun	
P5	6310995	1417219	2,6	0-25	Gy, rel lös yta	Mörkbrunt	X (0-10)
				26-36	Gy, fastare	Ljusare brun	X
P6			2,7	0-35	Gy, rel lös yta. Diskreta svarta inlagringar. Mestadels organiskt. Litet inslag av Si.	Mörkbrun	X (0-10)
	6310526	1417128					
P7	6310157	1417444	0,5	0-8	Gy, spån/bark	Mörkbrun	X (0-8)