

TINGSRYDS KOMMUN**Väckelsång, Tingsryds kommun****Huvudstudie
F d sågverk i Väckelsång**

Datum: 2007-01-31
Diariennr: 2-0605-0286
Uppdragsnr: 129 06
Uppdragsansvarig: Fredric Engelke
Handläggare: Ola Arvidslund
Granskare: Mikael Stark
Teknisk expertis: Lennart Larsson och Jenny Norrman

SAMMANFATTNING

SGI har på uppdrag av Tingsryds kommun utfört en s k huvudstudie för det f d Sågverket i Väckelsång, Tingsryds kommun. SGI erhöll uppdraget genom en offentlig upphandling.

Dioxin, klorfenoler och klorerade bekämpningsmedel har påträffats i varierande halter och omfattning i jord, bark, sediment och grundvatten inom respektive undersökningsområde. Undantaget är området vid den *fd kvarnen*, som främst undersökts avseende förekomst av kvicksilver. Här har inga halter över Naturvårdsverkets generella riktvärden för bostäder påträffats. Nuvarande och planerad markanvändning (bostäder) bedöms inom kvarnområdet inte begränsas av markföroreningar. Om rivningsrester eller andra indikationer på föroreningar påträffas vid markarbeten bör en miljökontroll utföras.

I det *externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)* som finns ca 3 km från själva sågverksområdet, har mycket höga dioxinhalter påträffats i anslutning till tomma plastsäckar som innehållit doppningsmedel. Medelhalten dioxin bedöms dock vara låg i upplaget. Barken från upplaget är direkt olämplig att använda i t ex trädgårdsland eller som jordförbättringsmaterial. Eventuella tomsäckar och bark i direkt anslutning till säckarna bör omhändertas, även om hälso- och miljörisken i upplaget inte har bedömts vara betydande.

Inom själva sågverksområdet har ett stort antal jord-, bark-, och grundvattenprover undersökts. Platsspecifika riktvärden för dioxin och klorfenoler har beräknats och redovisas för två olika djup. De styrande riskerna har bedömts vara hälsorisker genom långtidsexponering av dioxinförorenade partiklar via hudkontakt och inandning.

Hälsorisken inom sågverksområdet och för de närboende har beräknats med sannolikhetsbaserad konceptuell riskmodell. Markanvändningen har antagits tillåta ett betydligt högre utnyttjande än vad som sker idag. Bärplockning, promenader, lek, rekreation osv, förutsätts kunna ske inom sågverksområdet. Med de antaganden som gjorts är den mest troliga bedömningen att risken för negativa hälsoeffekter i Väckelsång är lägre än vad Naturvårdsverket accepterar. Med 76 % säkerhet så kommer den maximalt tillåtna exponeringen av dioxin inte att överskridas. Med andra ord så kan risken för en negativ hälsoeffekt i Väckelsång inte heller uteslutas med en större säkerhet än 76 %.

Flera olika principiella åtgärdsalternativ har diskuterats och riskreduktionen för respektive åtgärd har beräknats tillsammans med skattning av storleksordningen för åtgärdskostnaderna. En osäkerhetsbedömning har gjorts för respektive alternativ.

SGI föreslår med ledning av resultaten från denna huvudstudie ett kombinerat åtgärdsalternativ där "hotspot"-områden omhändertas och barkupplaget inom sågverksområdet täcks genom en enkel täckning. Kostnaden för åtgärden skattas till i storleksordningen 1 Mkr.

Samtliga markarbeten (t ex grävning, omflyttning av massor, hantering av bark osv) inom sågverksområdet och det externa barkupplaget inom Väckelsång 16:1 bedöms vara anmälningspliktiga enligt Miljöbalken.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	2
1 Inledning	6
1.1 Uppdrag	6
1.2 Bakgrund.....	6
1.3 Syfte och målsättning	6
1.4 Avgränsning av uppdragets omfattning.....	7
1.5 Organisation.....	7
2 Områdesbeskrivning	8
2.1 Sågverket (Väckelsång 6: 41, 6:101, 6:102 och 6:103).....	10
2.2 Fd Kvarnen (Väckelsång 6:14).....	12
2.3 Externa barkupplaget (Väckelsång 16:1).....	12
3 Mark och vattenförhållanden	13
3.1 Topografi	13
3.2 Geologi	13
3.3 Grundvatten	13
4 Historik	14
4.1 Allmänt	14
4.2 Sågverket (Väckelsång 6:41, 6:101, 6:102 och 6:103).....	14
4.3 Väckelsånga Kvarn (del av Väckelsång 6:14).....	19
4.4 Det externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)	20
4.5 Tidigare utförda undersökningar	20
5 Metodik	22
5.1 Kvalitetsplan	22
5.2 Provtagningsplan	22
5.2.1 Placering av provtagningspunkter	22
5.2.2 Väckelsånga fd sågverksområde	24
5.2.3 Kvarnen.....	25
5.2.4 Externa barkupplaget (Väckelsång 16:1).....	25
5.2.5 Provtagning av jord.....	27
5.2.6 Provtagning av grundvatten	27
5.2.7 Provtagning av sediment.....	28
5.3 Laboratorieanalyser	29
6 Påträffade föroreningar	30
6.1 Sågverksområdet.....	30
6.2 Externa barkupplaget (Väckelsång 16:1).....	34
6.3 Kvarnen samt lastkaj (del av Väckelsång 6:14)	36
6.4 Sammanställning av grundvattenanalyser	37
7 Riskbedömning fd Kvarnen (del av Väckelsång 6:14) samt det externa barkupplaget (Väckelsång 16:1).....	38
8 Fördjupad riskbedömning för sågverksområdet	39

8.1	Föroreningarnas egenskaper	39
8.1.1	Dioxin	39
8.1.2	Klorfenoler	40
8.1.3	Klorerade bekämpningsmedel – egenskaper, riktvärden och sammanställning av påträffade halter	41
8.2	Källor till påträffade föroreningar	43
8.2.1	<i>Kända impregneringsmedel</i>	43
8.2.2	<i>Klorerade bekämpningsmedel</i>	44
8.2.3	<i>Jämförelse med kända dioxinprofiler från olika kommersiella doppningsmedel</i>	44
8.3	Utvärdering av föroreningar i grundvatten	48
8.4	Konceptuell grundvattenmodell och bedömd spridning av dioxin med grundvattnet	50
8.4.1	Geologi	50
8.4.2	Markförhållanden i undersökningsområdet	50
8.4.3	Topografi	50
8.4.4	Hydrogeologi	50
8.4.5	Spridning av dioxin med grundvattnet	51
8.5	Beräkning av platsspecifika riktvärden	52
8.5.1	Förutsättningar - val av beräkningsmodell	52
8.5.2	Nuvarande och framtida markanvändning	53
8.5.3	Övergripande exponeringsförutsättningar	53
8.5.4	Djupindelning av riktvärdena	56
8.5.5	Platsspecifika exponeringsantaganden	56
8.5.6	Föreslagna platsspecifika riktvärden för Väckelsång	60
8.5.7	Diskussion kring föreslagna platsspecifika riktvärden	61
8.6	Konceptuell riskmodell för dioxin i Väckelsång	63
8.6.1	Riskkoncept	63
8.6.2	Föroreningskällan	64
8.6.3	Riskobjekt	64
8.6.4	Exponeringsvägar	65
8.6.5	Den konceptuella riskmodellen	65
8.7	Spridning av föroreningar som luftburna partiklar	66
8.8	Statistisk utvärdering av dioxinförekomst i mark	67
8.8.1	Metodik	67
8.8.2	Fördelning av dioxinförekomster i marken	68
8.8.3	Interpolation av erhållna analysdata - geostatistik	72
8.9	Mängd dioxin inom sågverksområdet	76
8.10	En sannolikhetsbaserad riskmodell för beräkning av hälsorisken	77
9	Åtgärdsutredning	81
9.1	Förslag till övergripande åtgärds mål	81
9.2	Möjliga åtgärder sågverksområdet	81
9.2.1	Nollalternativet: inga åtgärder utförs	81
9.2.2	Alternativ 1, sanering av hotspots	82
9.2.3	Alternativ 2, sanering av barkupplaget	83
9.2.4	Alternativ 3, sanering av alla jord- och barkmassor med förhöjda halter	84
9.2.5	Sammanfattning och diskussion av de olika åtgärdsalternativen	85
9.2.6	Föreslaget åtgärdsalternativ för sågverksområdet i Väckelsång	86

10	Osäkerheter och behov av vidare utredning	88
11	Slutsatser och rekommendationer	89
12	Referenser	91

BILAGEFÖRTECKNING

- 1 Redovisning av provtagningspunkter – detaljerad miljöteknisk markundersökning (A2, 1 sida).
- 2 Jordlagerföljd, föroreningsindikationer och fältintryck (A4, 18 sidor).
- 3 Sammanställning av analysresultat i fasta prover avseende dioxin, klorfenoler och klorerade bekämpningsmedel (A3, 1 sida).
- 4 Redovisning av den konceptuella grundvattenmodellen (A3, 1 sida).
- 5 Analysrapporter ALcontrol (A4, 27 sidor grundvattenanalyser och 124 sidor analyser avseende fasta prover, totalt 151 sidor analysrapporter).

1 INLEDNING

1.1 Uppdrag

SGI har på uppdrag av Tingsryds kommun utfört en s k huvudstudie för det f d Sågverket i Väckelsång, Tingsryds kommun. SGI erhöll uppdraget genom en offentlig upphandling.

Tingsryd kommun har tagit på sig huvudmannaskapet för huvudstudien och är beställare för uppdraget. Studien har av Naturvårdsverket, via Länsstyrelsen i Kronobergs län, beviljats statliga medel för provtagningar och utredningar som rör markföroreningar i området. En ansvarsutredning pågår.

1.2 Bakgrund

Utredningen av f d Väckelsångs sågverk inleddes 1998 då Länsstyrelsen inventerade området i enlighet med Naturvårdsverkets Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO) fas 1. Området placerades då i riskklass 2 (stor risk) eftersom det förekommit doppling av virke i pentaklorfenol.

Under 2002 utfördes en översiktlig miljöteknisk markundersökning av SWECO VIAK på uppdrag av Länsstyrelsen. Vid undersökningarna påträffades bl a klorfenoler och dioxin. Riskklassningen reviderades med resultaten från undersökningen, men samma riskklass som tidigare (riskklass 2) erhöles.

Under 2003 togs prover av bark och barkmull på den deponi som finns på sågverksområdet. Proverna visade på förhöjda dioxinhalter i några barkprover.

Under 2004 framkom det nya uppgifter om sågverket. Nya kompletterande provtagningar utfördes därför inom sågverksområdet under 2005, framför allt avseende dioxiner, klorfenoler och bekämpningsmedel. Prover togs även i det barkupplag i skogen ca 3 km söder om sågverket, dit barken transporterats under en kortare period. Vid de nya provtagningarna påträffades höga halter av dioxin och klorfenoler inom sågverksområdet och även i det externa barkupplaget. En ny riskklassning gjordes och både sågverksområdet och barktippen placerades i riskklass 1 till 2 (mycket stor risk – stor risk).

F d Väckelsångs sågverk ligger idag på plats nummer sju på Länsstyrelsens 30-lista som visar de 30 mest förorenade områdena i länet. Undersökningarna omfattar även barkupplaget i skogen på fastigheten Väckelsång 16:1 samt några enstaka markprover att inom fastigheten Väckelsång 6:14, där en kvarn haft kvicksilverbetning av utsäde.

1.3 Syfte och målsättning

Målsättningen med denna utredning är att genomföra en huvudstudie med hög kvalitet i enlighet med Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden. Efter genomförd huvudstudie skall ett tillräckligt underlag finnas för att beslut om eventuella åtgärder skall kunna tas. I det fall underlaget är alltför osäkert bör även förslag till kompletterande utredningar och undersökningar redovisas.

Det finns flera olika syften:

- Att utifrån tidigare undersökningar utföra kompletterande provtagningar av jord, vatten och sediment med syfte att avgränsa påträffade föroreningar för att kunna genomföra en fördjupad riskbedömning samt avgöra eventuellt behov av efterbehandlingsåtgärder.
- Att utifrån undersökningsresultat, riskbedömning och kostnadsbedömning ta fram åtgärdsförslag.
- Att redovisa osäkerheter i undersökningsresultat, riskbedömning, och kostnadsbedömningar.

1.4 Avgränsning av uppdragets omfattning

Denna huvudstudie har utförts med en begränsad budget, vilket innebär att prioriteringar vid val av provtagningsmetoder, antal provtagningspunkter, antal analyser och utredningsinsatser har utförts.

De prioriteringar som gjorts innebär att ett tillvägagångssätt som ger minst osäkerheter avseende riskbedömning och åtgärdsutredning har valts med hänsyn till den fastställda budgeten. Exempelvis har val provpunkternas placering gjorts med hänsyn till; 1) bedömt värde av ytterligare information, 2) tekniska förutsättningar och 3) det totala antalet provpunkter som finns till förfogande i budgeten. I praktiken har detta inneburit att t ex provtagningspunkter ej placerats i områden där markförlagda ledningar (el, tele, bredband osv) finns, med hänsyn till de stora kostnader en omläggning av ledningarna skulle innebära.

Generellt kan sägas att när en utredning når fasen *huvudstudie*, bör frågeställningarna i en *förstudie* vara besvarade. Bland annat bör typ av föroreningar, historik och möjliga hot spots (kraftigt förorenade områden) vara kartlagda genom inventering och provtagningar. Detta har delvis inte uppfyllts i tidigare undersökningar. I samband med denna huvudstudie har nya misstänkta hotspots påträffats, vilket innebär att en provtagningsstrategi motsvarande förstudier har fått användas i några delområden.

1.5 Organisation

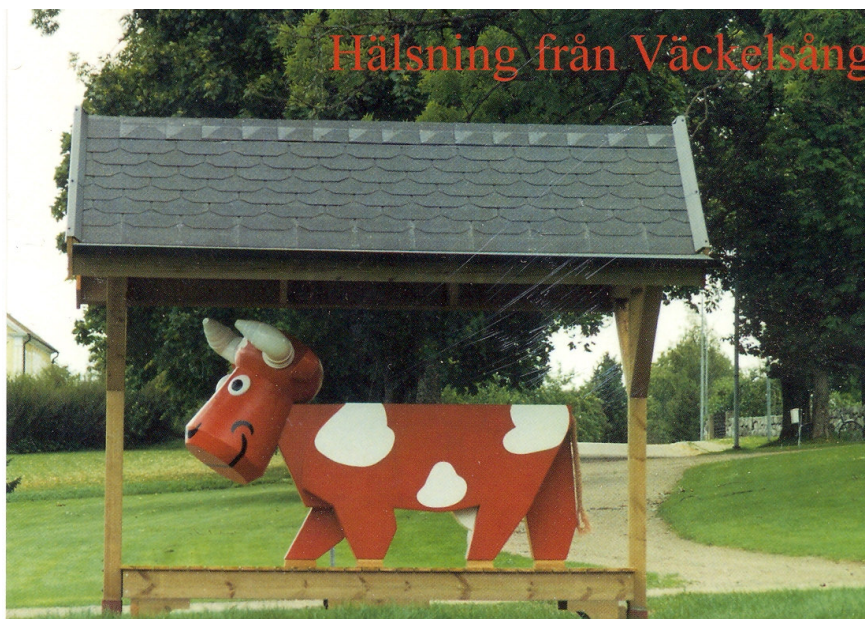
Huvudman och beställare av huvudstudien är Tingsryds kommun genom tekniska kontoret. Länsstyrelsen i Kronoberg har deltagit i projektet som tekniskt stöd och tillsynsmyndighet. Val av provtagningsmetoder, placering av provtagningspunkter, analysomfattning e t c har diskuterats med länsstyrelsen innan arbetena utförts.

Statens Geotekniska Institut har utfört samtliga provtagningar (borrningen genomfördes av borrentreprenör FM Geo AB), utredningar och bedömningar som görs i denna huvudstudie.

Uppdragsansvarig för huvudstudien är Fredric Engelke som tillsammans med Ola Arvidslund lett och deltagit i samtliga moment (provtagningsstrategi, fältprovtagningar, utvärdering och bedömningar). Som teknisk expert vad gäller dioxiner och riskbedömningar har Lennart Larsson deltagit i projektet. Geostatistiska utvärderingar och statistiska beräkningar har granskats och utförts av Jenny Norrman. Mikael Stark har kvalitetsgranskat rapporten.

2 OMRÅDESBESKRIVNING

Väckelsång ligger i Tingsryds kommun som är beläget i Kronobergs län. Samhället ligger utmed väg 27, fd 30 och ca 13 km norr om Tingsryd. I området finns långa traditioner av såg- och träindustrin, vilket bl a kan ses i byns norra ände där en "Arla-ko" i trä står i naturlig kostorlek, se *Figur 2-1*. Kon ska påminna om att det var i Väckelsång som ett par snickare på 1940-talet började tillverka den ko som då symboliserade Mjölkcen-tralen.



Figur 2-1 Väckelsångs Arlako, i naturlig kostorlek (vykort).

År 2000 hade samhället Väckelsång, som breder ut sig över ca 124 hektar, drygt 1000 invånare (wikipedia). Det fd sågverket i Väckelsång ligger central i samhället, strategiskt vid den gamla järnvägen, som idag är en asfalterad cykel- och gångväg. Det undersökta huvudområdet består av flera olika fastigheter; Väckelsång 6:41 där fastigheten med sågverksbyggnaden är belägen samt Väckelsång 6:101, 102 och 103 vilka alla ligger rakt söderut om Väckelsång 6:41 och tidigare bl a har varit upplag för virke (se *Figur 2-2* och *Figur 2-3* nedan).



Figur 2-2. Ortofoto över Väckelsångs samhälle år 2006, med det fd sågverket något väster om centrum i bilden.

Förutom fastigheterna vid sågverket ingår ytterligare två fastigheter i utredningen. Dels grannfastigheten Väckelsång 6:14, som ligger rakt öster ut från fastighet 6:102 och 103, vilken har hyst en kvarn med betningverksamhet, samt fastighet Väckelsång 16:1, som är ett externt barkupplag. Barkupplaget ligger ca 3 kilometer sydsydväst om sågverket.

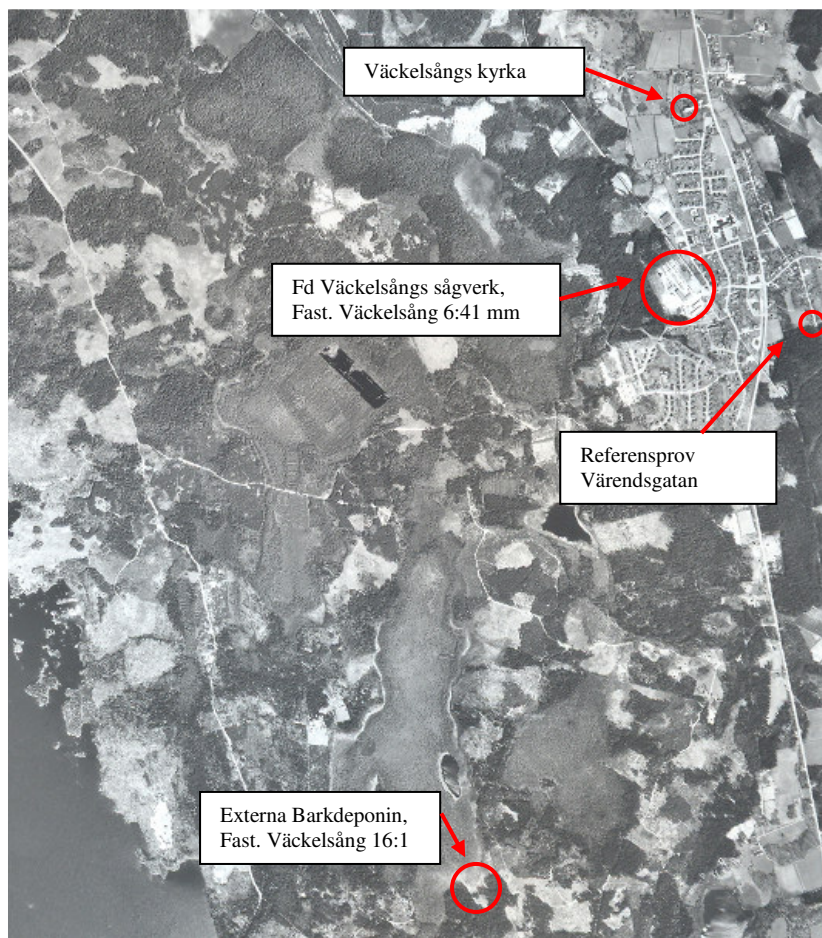


Figur 2-3. Ortofoto över fd sågverket och delar av samhället med fastighetsgränser och höjdkurvor, (Lantmäteriet). Det högra inrutade området motsvarar det undersökta fd sågverksområdet, fastighet Väckelsång 6:41, 6:101, 6:102 och 6:103. Det mindre inringade området till höger motsvarar fastighet Väckelsång 6:14, i vilket den fd Kvarnen var placerad i den södra delen.

De olika delområdena som ingår i föreliggande utredning skiljs något åt genom tidigare verksamhet, geografiskt läge samt tidigare verksamheter. Således har de olika delområdena valts att delas in i, samt beskrivas i följande delområden:

- Fd Sågverket, dess byggnad samt det lokala barkupplaget, fastigheterna Väckelsång 6: 41, 6:101, 6:102 och 6:103.
- Kvarnen, fastighet Väckelsång 6:14.
- Externa barkupplaget, fastighet Väckelsång 16:1.

Utöver detta har referensprover tagits på två platser (se Figur 2-4).



Figur 2-4 Flygfoto över Väckelsång med omnejd. På bilden är den externa barkdeponin, fastighet Väckelsång 16.1 inringad, ca 3 km söder om sågverket. Även Väckelsångs kyrka (ytligt jordprov) och Värendsgatan (referensprovplatsen) är inringade.

2.1 Sågverket (Väckelsång 6: 41, 6:101, 6:102 och 6:103)

Läge och ägarförhållande

Inom sågverksområdet finns ett flertal mindre delområden, bl a det interna barkupplaget, doppningsplatser, torkområden, spåntipp etc. Huvudbyggnaden är en 64 meter lång byggnad som ligger centralt inne på området. Rakt söderut, ca 100 m från södra delen av sågverksbyggnaden finns ett flertal bostadshus med trädgårdar. Västerut samt nordväst begränsas fastigheten av naturmark och ost/nordost avgränsas området av Järnväggsgatan samt ett villaområde. Området ligger på en morän/bergssluttning som sluttar svagt åt väster. Sågverksbyggnaden är ansluten till kommunalt vatten och avloppsledningsnät.

Området är till stora delar gruslagt med klungor av träd och buskar. Ytterkanterna i söder är trädbevuxna, liksom de norra delarna. Västra delen av fastighet 6:41 ramas in av ett barkupplag från verksamheten, som idag ligger öppet och är bevuxet med träd och buskar.

Inne på området finns tre kända doppningsplatser, varav de två modernaste (från 1967 och framåt) låg på betong/asfaltsplatta. Den första doppningsanläggningen fanns i direkt anslutning till byggnadens sydöstra del, och bildade ett L med övriga byggnaden (se **bilaga 1**, provpunkter 0683 m fl). Denna doppningsdel, som i föreliggande rapport kal-

las ”Doppkar innan 1967”, var täckt med plåttak, men var troligtvis placerad direkt på marken.

De två senare doppningsanläggningarna var placerade ca 50 meter öst om byggnaden, kallad ”Doppkar mellan 1967-1977” (se provpunkter 0622 m fl i **bilaga 1**) respektive 50 meter nordöst om byggnaden, kallad ”Doppkar från 1977” (se provpunkt 0505 m fl i **bilaga 1**). Det senaste doppkaret fanns på en asfaltyta fram till sågverket upphörde sin verksamhet 1981.

Sydväst, i direkt anslutning till sågverksbyggnaden finns ett delområde som i rapporten betecknas ”Spåntippen”, här tippades allt sågspån från träindustrin. Spåntippen omfattar ca 50x50 meter i yta. I det sydvästra hörnet av området förvarades obarkat virke som bevattnades med hjälp av de sk dysorna. Detta utfördes för att inte virket skulle torka ut eller angripas av skadedjur/svamp och delar av bevattningssystemet finns fortfarande kvar i området. Vattnet till bevattningen togs från branddammen som låg längst ner i sydvästra hörnet av fastigheten, se även *Figur 4-3* nedan).

Fastigheterna Väckelsång 6:41, 6:101 och 6:102 ägs av Tingsryds kommun, medan 6:103 ägs av Stiftelsen kommunhus.

Skyddsobjekt

Fastigheterna ligger inte inom eller i anslutning till något Natura 2000 område enligt varken fågel- eller art- och habitatdirektivet (Lst Kronoberg) eller några andra skyddsvärda områden. Det närmaste naturreservatet inom Kronobergs län ligger ca 5-6 kilometer väster om Väckelsång och består av Utnäsuddens övärld samt Grytö, (Lst Kronoberg). Det finns dock bostadshus i direkt anslutning till fd sågverkstomten och både barn och vuxna rörs sig regelbundet inom området. Enligt kommunen så är samtliga bostäder runt sågverket anslutna till det kommunala vattennätet, förutom två fastigheter (Väckelsång 9:26 och 6:7). De båda fastigheterna, som har egna brunnar, ligger öster om sågverksområdet och enligt kommunens register används de för konsumtionsvatten. Fastigheten Väckelsång 6:7 ligger närmast sågverksområdet.

Markanvändning

Fastigheten 6:41 är detaljplanelagt för industriändamål, men idag förekommer ingen industriell verksamhet. Fastigheterna Väckelsång 6:101, 102 och 103 är enligt kommunens detaljplan från 91-06-26 detaljplanelagd för bostäder och idag finns ett servicehem på fastigheten 6:103. Tingsryds kommun hyr ut fd sågverksbyggnaden till en skjutklubb och en MC-klubb samt har egen förvaring av redskap etc i byggnaden. Området runt omkring byggnaden är populärt för traktens MC/moped-förare som kör inne på området samt uppe på barkupplaget.

Kommunen har inga planer på att ändra detaljplanen för att bebygga området med bostadshus, däremot finns önskemål att göra delar av området mer attraktivt och trevligt rekreatiomsområde/parkområde.

2.2 Fd Kvarnen (Väckelsång 6:14)

Läge och ägarförhållande

Fastigheten där kvarnen låg ligger rakt västerut, i anslutning till fastigheterna Väckelsång 6:102 och 103. Kvarnen utförde betning av utsäde och använde då kvicksilver i processen. Verksamheten startade ca 1920 och pågick fram till att byggnaden revs i början av 90-talet. Inga rester finns kvar efter kvarnen, däremot är området utfyllt, vilket delvis kan bestå av fragment av grunden till kvarnen. I södra delen av fastigheten fanns en lastplats kopplad till järnvägen, vilket idag kan urskiljas genom markkonturen.

Fastigheterna Väckelsång 6:14 ägs av Tingsryds kommun.

Skyddsobjekt

Fastigheten ligger inte inom eller i anslutning till något Natura 2000 område enligt varken fågel- eller art- och habitatdirektivet (Lst Kronoberg) eller några andra skyddsvärda områden. Det närmaste naturreservatet inom Kronobergs län ligger ca 5-6 kilometer väster om Väckelsång och består av Utnäsuddens övärld samt Grytö, (Lst Kronoberg). Det finns dock ett vård-/servicehem på fastigheten och både barn och vuxna rör sig regelbundet inom området.

Markanvändning

Fastighet 6:14 är detaljplanlagt område avsett för bostadsändamål. Idag finns ett servicehus på fastigheten med gröna omgränsande ytor. Planer finns på att uppföra bostäder i anslutning till servicehuset.

2.3 Externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)

Läge och ägarförhållande

Fastighet Väckelsång 16:1 kallas i föreliggande rapport externa barkupplaget. Området användes som upplag för bark då den lokala tillåtna ytan för uppläggning av bark var maximalt utnyttjad. Upplaget användes under en begränsad tid under 70-talet (Tingsryds Kn -06) och är idag överväxt med träd och buskar. Området ligger i direkt anslutning till en mosse och är inte detaljplanlagt område, se även *Figur 2-4*. Fastigheten är i privat ägo.

Skyddsobjekt och markanvändning

SGI bedömer att området inte bör betraktas som ett skyddsobjekt, däremot angränsar det dock till ett klass II område i Kronobergs läns naturvårdsprogram. Idag ligger deponin överväxt och ensligt i skogen och används inte för någon verksamhet.

3 MARK OCH VATTENFÖRHÅLLANDEN

3.1 Topografi

Området kring Väckelsång är relativt flackt med skogs- och åkermark. Marken inne på fd sågverkstomten sluttar svagt ner mot den fd branddammen som låg i den sydvästra delen av området. Undersökningsområdet, undantaget barkdeponin, har en ungefärlig höjd över havet på mellan 147 och 149 m, i den nordvästra respektive den sydöstra delen. Barkdeponin, som har fyllts ut under sågen verksamhetsår, utgör en ca 5-6 m hög långsträckt kulle vid den västra delen av området.

Det externa barkupplaget ligger mellan en torvmosse och berg i dagen, vilket avgränsar upplaget i öster.

3.2 Geologi

Området inne på fd sågverkstomten är främst gruslagd med ett fåtal hårdgjorda ytor samt ett par ställen med berg i dagen. Jordarterna består av grusiga sandiga fyllnads-massor med underlagrad siltig sandig morän. Utifrån jordartskartan från 1872 kännetecknas generellt området runt Väckelsång av morän, torv och berg i dagen.

Jorddjupen uppskattas utifrån provgropar och borrhningar till ca 2-4 m djupa, med lägst mäktighet i de södra, sydvästra delarna av området. Se även jordlagerföljden i ***bilaga 2***.

3.3 Grundvatten

Avrinningen från området sker i ungefär västlig riktning, mot de diken som dränerar området och som leder vattnet vidare i sydvästlig riktning. Det finns inte någon tydlig slutrecipient i området men väst och sydväst om undersökningsområdet i Väckelsång finns det torvområden som med stor sannolikhet funderar som mottagare av grundvatten för området. Se även avsnittet om grundvattenflöden i utvärderingen nedan.

4 HISTORIK

4.1 Allmänt

Föreliggande historiskt beskrivande text är liksom områdesbeskrivningen uppdelad på delområdena, sågverket, kvarnen och det externa barkupplaget.

4.2 Sågverket (Väckelsång 6:41, 6:101, 6:102 och 6:103)

Träindustrin har långa anor i Väckelsång och det har funnits flera sågverk inom bygden. Sågen i Kvarnamåla startade sin träverksamhet 1915 och har fortfarande produktion, en annan såg från samma tidsepok var förlagd till Östad (ref Väckelsång -94). Strax norr om Väckelsång startade Sandbergs upp en sågverksamhet 1928 och mer central i Väckelsång, väster om järnvägsstationen, fanns en såg som hette Saxagård. Väckelsånga gamla by låg vid den här tiden norr om kyrkan, men bykärnan förflyttades söderut i och med att järnvägsstation och Väckelsånga sågverk anlades (ref. Svenska kyrkan).

Första sågverket i Väckelsång startade sin verksamhet 1900 väster om järnvägen, som sedan 1897 gick mellan Tingsryd och Växjö, (Väckelsång -94 och -05). Spåret bestod av ett huvudspår med två sidospår. Sågverket var då ett så kallat cirkelsågverk med två klingor, en stor och en kantklinga. Sågen drevs med en ångmaskin som eldades med sågspån. Denna första såg brann ner 1904, men byggdes upp igen samma år, (Väckelsång -94). Arbetet pågick under hela året med timmerhuggning december till januari, sågning februari till augusti och kolning augusti till november. Kolningen utfördes fram till 1920 i kolmilor och kolet såldes till järnbruken. Det färdigsågade virket transporterades med häst ut till stapelplatserna som var förlagda i anslutning till sågverket. Senare lades dock räls ut inne på området för transport av virket till brädgården, (Väckelsång -94).

Fram till 50-talet fanns ingen barkmaskin, utan ytved lades i stora höga tills man återigen tog upp kolning på området, fast denna gång med murade ugnar, (Väckelsång -94).

Fram till -50 talet bestod verksamheten sannolikt enbart av ett sågverk, utan behandling av virket. Runt år 1953 byggdes den ”äldre” sågverksbygganden (Intervju 2 -06) och i anslutning till detta påbörjades troligtvis även doppningverksamhet av virket med kloretrade medel för att motverka blånad, dvs ett angrepp av blånadssvampen som växer in i veden och ger missfärgat virke (SLU). Nedan visas ett äldre fotografi från sågverket med virkesupplaget öster om sågverket.



Figur 4-1 Bilden visas virkesupplaget / massaved öster om sågverket 1946 i samband med en tågurspårning, (Väckelsång 2005).

I början av 60-talet byggdes området ut med ett justerverk/virkesmagasin, samt att en maskin för skalning av timmer samt en flistugg införskaffades. Flisen såldes vidare till massaindustrin.

År 1962 så omvandlades sågverket till ett aktiebolag, Väckelsång Sågverks AB och verksamheten var periodvis hög och god under efterföljande år.

I början 70-talet utvecklades sågindustrin och Väckelsång såg var tvungen att moderniseras för att vara konkurrenskraftiga. Bolaget inköpte nya sågar, men då de nya maskinerna var för breda för sågbyggnaden byggdes en ny sågverksbyggnad 1973. Nybyggnationen utfördes över den gamla för att arbetet skulle kunna fortgå under byggnationen, för att därefter riva de gamla väggarna och installera de nya maskinerna. I samband med detta uppfördes även en anläggning för torkning av det nysågade virket.

Från 50-talet och framåt berättar fd arbetare att det nyhuggna virket placerades vid närmaste väg i skogen för vidare transport med lastbil till Väckelsångs sågverk. Innan avfärd besprutades "gavlarna" på det obarkade virket med bekämpningsmedlet Lindan. Ingen besprutning skedde inne på sågverksområdet (Intervju 2 -06). En del virket transporterades även via järnvägen till Väckelsångs station. När virket kom till sågverket lades det i virkesupplaget i anslutning till sågverket. Virkesupplagen med det obarkade virket låg främst i den norra delen av sågverksområdet, men även obarkat virke placerades i den sydvästra delen av området, där det bevattnades med vanligt vatten utan tillsatser (Intervju 2 -06). Bevattningen skedde ca 120 dagar/år med ca 2m³/dygn, och vattenet avbördades i ett recirkulerat system (Sågverksinv. -75). Detta var ett reservupplag som bevattnades för att inte torka eller skadas av skadedjur innan sågningen. Idag finns ett par dysor kvar från bevattningssystemet.

Det obarkade virket lades sedan på en bana, nordväst om sågverksbyggnaden som ledde in i sågverket. Längs banan avbarkades virket i barkmaskinen för att sågas upp inne i sågverksbyggnaden. Fundament från banan och barkmaskinen finns kvar på fastigheten. Barken deponerades initialt väst-nordväst om sågverksbyggnaden och sågspån deponerades sydväst om byggnaden. De sågade virket fördes vidare längs banan till den södra delen av byggnaden och ut på kortsidan av byggnaden, där det äldsta doppkaret (innan 1967) stod, se *Figur 4-3* nedan. Virket sköts ut längs medar samt kedjor i ett doppkar som stod direkt på marken, utan betongplatta eller liknande, (Intervju 2 -06). Efter doppningen fraktades virket för torkning till den syd-sydöstra delen av området, idag fastighet Väckelsång 6:102 och 6:103 (Tingsryds Kn -06) samt till torkområden nordost om sågverksbyggnaden, (Intervju 2 -06). När det var dags att skicka virket vidare till försäljning transporterades det främst via järnvägen vid de tre lastplatsen vid stationsbyggnaden och fastighet Väckelsång 6:14, där det idag finns ett vårdhem (Tingsryds Kn -06).



Figur 4-2. Bilden visar Väckelsång sågverk runt 50-60-talet med den äldre sågverksbyggnaden. Den tidigaste doppverksamheten syns troligen på bilden (under skärmtaket).

Verksamhet pågick troligtvis på samma sätt fram till 1967 (Tingsryds Kn -06) då ett nytt doppkar installerades på fastigheten, ca 50 meter ost om sågverksbyggnaden. Detta doppningskar var ca 20 m³ stort och var verksamt fram till 1977 (Sågverksinv. -75). Doppningskaret 1967-1977 hade ett vindskydd runt anläggningen men var avsaknat av avrinningsplatta för behandlat virke fram till 1976, samma år byggdes även ett uppsamlingsanordning för löskomna bad (Sågverksinv. -75).

Under denna period hade Väckelsånga sågverk en virkesproduktion på ca 8000 m³/år och använde ca 1000 kg pentaklorfenolat, som träskyddsmedel (Sågverksinv. -75). I ett dokument från Yrkesinspektionen i Växjö från samma år (-75) omnämns medlet Servarex tekniskt som det doppningsmedel som användes på sågverket.

Kemikalierna hölls inlåsta i den norra delen av sågverksbyggnaden (Sågverksinv. -75 och Tingsryds Kn -06).

Servarex teknisk var ett pulver som registrerades 29 juni 1973 och salufördes av Gullviks AB. Godkännandet av ämnet upphörde 30 juni 1978. Servarex Tekniskt innehöll Tetraklorfenol, 47 vikt-%, 2,4,5-Triklorfenol, 8 vikt-% och Pentaklorfenol 7 vikt-%, (Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelsregister).

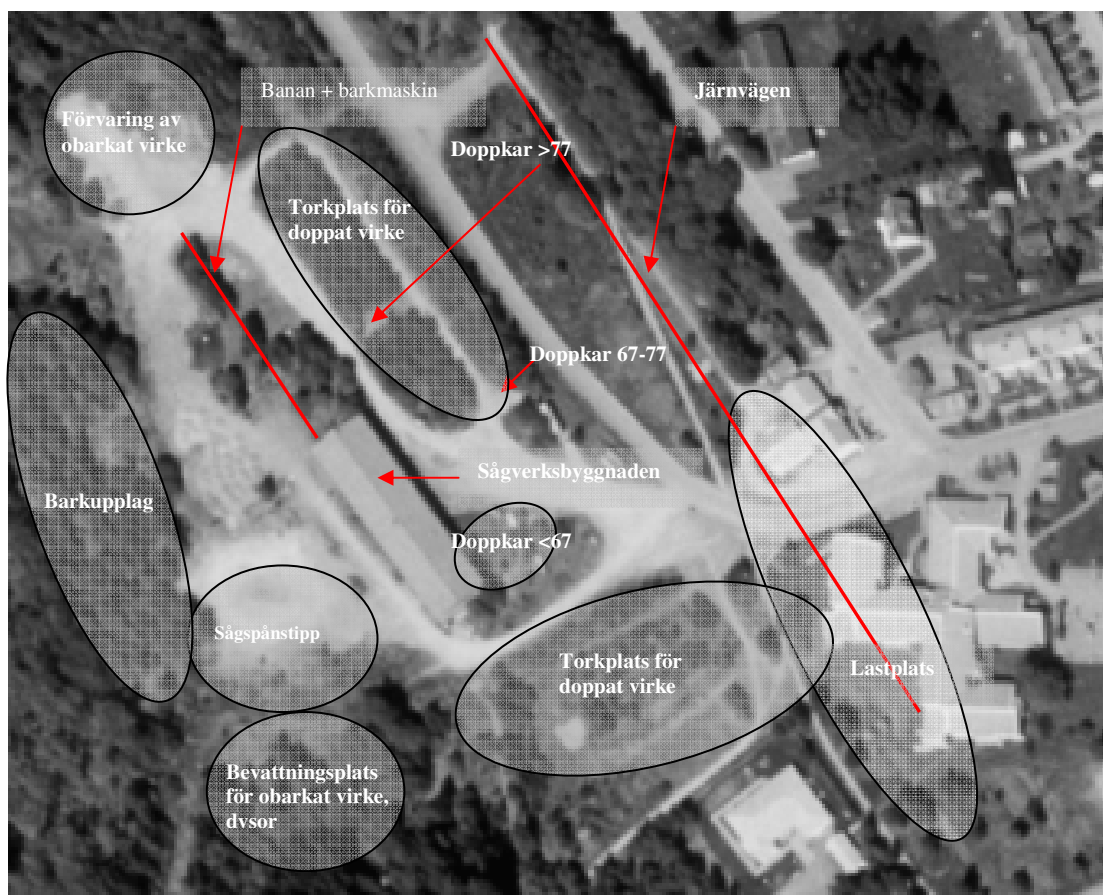
Det fanns även ett Servarex medel som betecknades ”granulat” vilket innehöll 99.999 vikt % pentaklorfenol (natriumsalt), vilket anses som mer toxiskt. Medlet, som fanns under samma period som Teknisk marknadsfördes under följande namn:

- C6HCl5O.Na
- Dowicide G
- Sodium pentachlorophenate

- Sodium pentachlorophenol
- Sodium pentachlorophenoxide Natriumpentaklorfenat
- Pentaklorfenol, natriumsalt
- Natriumpentaklorfenolat
- Sodium pentachlorophenolate

Enligt yrkesinspektionens dokument användes inte denna senare form av Servarex under mitten av 70-talet, och enligt intervjun med fd arbetare på sågverket användes ett "pulver" som doppningsmedel (inte granulat), vilket borde vara Teknisk.

I Sågverksinventeringen från -75 skriver man förvisso att man använder "pentaklorfenolat" vilket är ett salt, och således skulle kunna vara t ex Natriumpentaklorfenolat, dvs Servarex Granulat. Utförda kemiska analyser av jordprov indikerar även att doppningsmedel med en högre procenthalt pentaklorfenol, dvs motsvarande Servarex Granulat har använts på Väckelsågs sågverk.



Figur 4-3 Flygbild över fd sågverket i Väckelsång, med inritade tidigare verksamheter och delområden.

Vid sågverksinventeringen som utfördes av Länsstyrelsen 1975 uppgavs att 4800 m³s (s=stjälpt mått) bark och 4800 m³s spån uppkom vid Väckelsågs sågverk under året. 18000 m³ av barken och allt spån såldes till okända köpare och resterande 3000m³ bark deponerades. Sågverkets förutspådde vid tidpunkten att under 1978 beräknades att all spån och bark skulle säljas (Sågverksinv. -75).

Enligt Länsstyrelsens arkiv ska även bark ha deponerats i en sänka mellan järnvägen och sågverkstomten (Tingsryds Kn -06). Vid borrhningar i området hittades ett barklager i varierande mäktighet på 0,5-1 m djup i området, vilket bekräftar dessa uppgifter.

År 1974 ska barkupplaget på sågverksområdet varit fullt (Tingsryds Kn -06) och då fick företaget dispens att hitta ett nytt barkupplag. Platsen som valdes är belägen ca 3 km söder om sågverkstomten. Barken som fraktades dit togs direkt från barkmaskinen, och alltså inte från redan befintligt upplag (Intervju 2 -06).

De båda barkupplagen har troligtvis även använts till mer än att tippa bark på. Enligt tidigare arbetare lades även säckar och annat spill och skot i högarna, både på det interna och externa upplaget.

På höstarna, innan doppvätskan frös, rengjordes doppningskaren och vätska samt spånrester tömdes på upplagen (Intervju 2 -06).



Figur 4-4 Flygfoto över Väckelsångs sågverk från 1976.

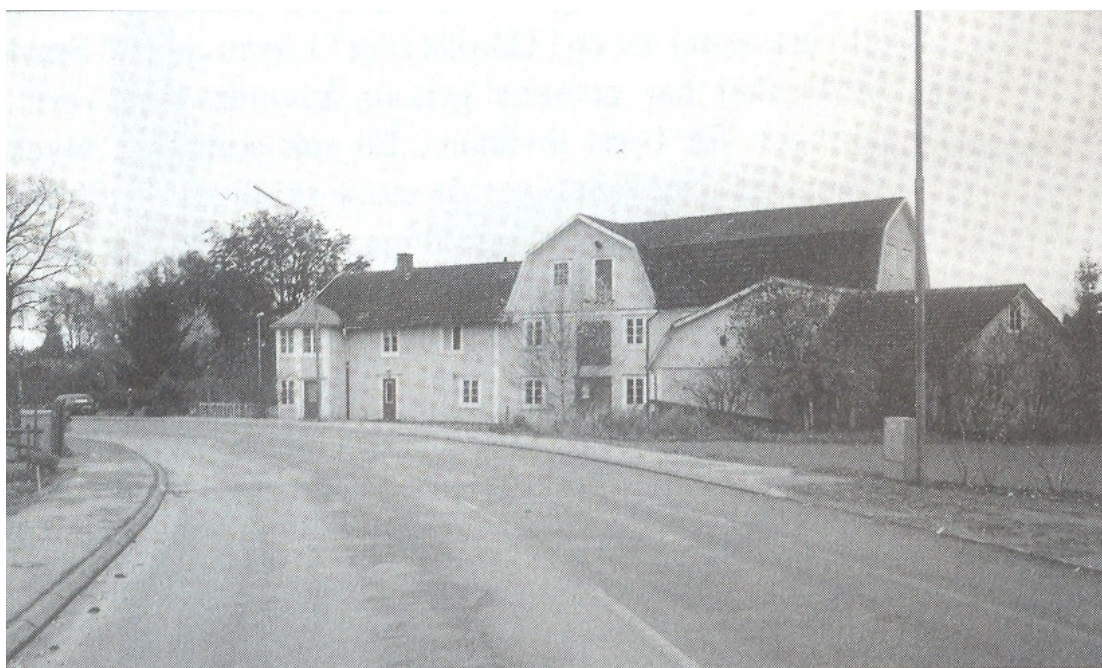
År 1977 byggdes ett nytt doppkar med invallning och asfalterad markyta, vilket var placerat ca 50 m norr om sågverksbyggnaden. Denna doppningsplats användes till sågver-

ket försattes i konkurs i oktober 1982, (Väckelsång -94) och eftersom pentaklorfenol godkännande som doppningsmedel drogs in -78 användes troligtvis andra doppningsmedel de sista åren på sågverket.

År 1983 inköptes Väckelsångs sågverk i Väckelsång av AB Viking Timber, sågen avyttrades dock 1986 (Viking Timber) och maskinerna såldes (Väckelsång -94). Efter nedläggningen av sågverket revs de flesta lokaler inom området, dock bevarades själva sågverksbyggnaden.

4.3 Väckelsångs Kvarn (del av Väckelsång 6:14)

I och i anslutning till Väckelsång fanns minst fyra kvarnar i början av seklet; Snappa-hem, Hyllesbol, Söftestorp och Väckelsång. Kvarnhuset i Väckelsång byggdes i samband med järnvägens intrång i samhället, 1897 med bl a virke från Dänningelanda kyrka (Väckelsång 2005). Kvarnen var placerad i södra delen av fastighet Väckelsång 6:14. Om huset användes som kvarn från början är osäkert, men kvarnen var verksam från 20-talet fram till början av 90-talet då den revs -91. Dock var de sista 15 åren hobbyverksamhet och malning skedde ca 1 gång per vecka (Lst Kronoberg 2).



Figur 4-5 Bild på Kvarnen i Väckelsång, från hembygdsföreningens bok om samhället.

Förutom malning av säde med de två stora elmotorerna utfördes även betning av utsäde i kvarnen, dvs ett bekämpningsmedel tillsattes utsäden. Kvarnen hade tre våningar och betningsmaskinen, som var utformad som ett oljefat på fyra ben (Lst Kronoberg 2), stod på markplan, utan källare.

Det bekämpningsmedel som användes var Pantogen som var ett kvicksilverbaserat medel. Medlet kom i 25 liters kuttingar via järnvägen och hälldes över på mindre flaskor med hjälp av tratt som sedan kopplades direkt till betningsanordningen. Det förekom

ofta spill och enligt den tidigare mjölnaren var golvet alldeles rött av medlet. Säden rul-lades tillsammans med betningsmedlet i en vals och fylldes därefter på i säckar. I början av verksamheten fanns ett utblås rätt ut från kvarnen, men då det fanns hus runt omkring så leddes röken ner i källaren (Lst Kronoberg 2). I källaren slängdes även mjölrester, det är dock okänt vart dessa rester samt kuttingarna slängdes/återvanns.

4.4 Det externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)

Den externa fd barkdeponin på fastighet Väckelsång 16:1 användes endast under en begränsad tid under mitten av 70-talet. Orsaken till att sågverket placerade barken här var att den interna barkdeponin var full, samt troligtvis att tillståndet för utfyllnad av sänkan mellan sågverket och järnvägen drogs in. Den externa barkdeponin mottog under 1975 ca 3000 m³ bark (Sågverksinv. -75).

Fastigheten var då liksom nu i privat ägo och ligger utanför detaljplanlagt område, vil-ket dock gränsar till ett klass II-område i Kronobergs läns naturvårdsprogram.



Figur 4-6 Flygfoto över det externa barkupplaget.

4.5 Tidigare utförda undersökningar

En rad olika undersökningar har utförts sedan början av 1990-talet. Nedan sammanfattas några av undersökningarna.

- 1990 ville Tingsryds kommun utföra en planändring från industrimark till bo-stadsmark för Väckelsånga sågverksområde och en miljöteknisk undersökning utfördes av VA-teknik & Vattenvård. Ett par prov uttog, varet ett från doppkaret, vilket visade höga halter av pentaklorfenol.
- 1998 inventerade Kronobergs länsstyrelse Väckelsånga sågverksområde enligt MIFO fas 1 och objektet placerades i riskklass 2, "stor risk" för påverkan på

människa och/eller miljö enligt Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden (rapport NV4918)

- 2002 utförde SWECO VIAK en översiktlig undersökning (MIFO fas 2) av området, och objektet tilldelades riskklass 2.
- 2003 tog polismyndigheten två barkmullprover på det interna barkupplaget. Proverna visade höga halter (598 respektive 398 ng/kg TS) dioxin. Även Tingsryds kommun tog ut två prover (780 respektive 110 ng/kg TS dioxin).
- 2005 utförde SWECO VIAK kompletterande provtagningar på sågverkstomten samt den externa barkdeponin. I utredningen utfördes en riskbedömning/riskklassning och objektet placerades i riskklass 1, Mycket stor risk för påverkan på människa och/eller miljö.

Tidigare provtagningar av Väckelsångs sågverk kan sammanfattas enligt nedan:

Klorfenoler

Jordprover togs ut med borrhandsvagn inom sågverksområdet. Inne i fd sågverksbyggnaden togs två jordprover ut för hand (SWECO 2005).

Provtagning av klorfenoler utfördes ner till ca 2 meter 2002 (SWECO) och ner till ca 4 m 2005 (SWECO). Ett samlingsprov analyserades från respektive provpunkt, från markytan och ner till det djup där borrhningen avbröts, oavsett hur jordlagerföljden sett ut eller vilka föroreningsindikationer som funnits. Delprov från hela lagerföljden i en punkt (t ex bark, fyllnadsmassor, naturlig torv och morän) har blandats till ett samlingsprov och analyserats avseende klorfenoler. Detta medför svårigheter att dra någon slutsats var föroreningen ligger samt hur omfattande den kan vara.

Enda punkten med höga halter pentaklorfenol (380 mg/kg TS) jämfört med generella riktvärden var provpunkten 0507, tagen mellan 1 till 4 meters djup under doppkaret som fanns mellan 1967 till 1977 (borrning avbröts i sandig morän, utan att stopp erhöles).

Dioxin

De högsta halterna dioxin (1500 ng/kg TS I-TEQ) påträffades i anslutning till doppkaren 1967 till 1977 och höga halter påträffades även i barkupplaget.

Generellt inom sågverksområdet var dioxinhalterna förhållandevis låga jämfört med erfarenhet från många andra förorenade sågverk. Medianhalten dioxin (I-TEQ) inom sågverksområdet var 14 ng/kg TS, vilket är anmärkningsvärt lågt.

Vad beträffar det externa barkupplaget, fastighet Väckelsång 16:1 har ett ytligt jordprov analyserats tidigare samt grundvattenprover. Halten dioxin i barkprovet var mycket högt (140 000 ng/kg TS I-TEQ) jämfört med t ex olika hälso- och miljöbaserade riktvärden för jord. Barken provtogs direkt under en Servarex plastpåse vilket kan förklara den höga halten.

Vad gäller Kvarnen fastighet Väckelsång 6:14 har inga tidigare undersökningar utförts.

5 METODIK

5.1 Kvalitetsplan

Inför huvudstudien av fd Väckelsångs sågverk upprättades en kvalitets- och arbetsmiljöplan samt en provtagningsplan med beskrivning av omfattning, placering och antal provpunkter samt analysprogram.

Provtagningsplanen presenterades för Tingsryds kommun och Kronobergs länsstyrelse. Efter diskussioner med kommun och länsstyrelse samt ytterligare arkivinventering uppdaterades provtagningsplanen två gånger.

Vid utförda markundersökningar har kvalitetsklass B enligt SGFs rapport 1:2004 varit gällande. Dokumentation har dock skett enligt kvalitetsklass A.

Inför upplägget av fältarbetet och utredning har följande rapporter legat till grund för arbetena:

- *Naturvårdsverket rapport "Efterbehandling av förorenade områden, Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering", 2006.*
- *Naturvårdsverkets rapport "Metodik för inventering av förorenade områden", rapport 4918*
- *Svenska Geotekniska Föreningen, "Fälthandbok, Miljötekniska markundersökningar", rapport 1:2004*
- *Naturvårdsverket rapport "Rätt datakvalitet", rapport 4667.*
- *Naturvårdsverket rapport "Generella riktvärden för förorenad mark", rapport 4638.*
- *Naturvårdsverket rapport "Efterbehandling av förorenade områden", rapport 4803.*
- *Naturvårdsverket rapport "Vägledning för miljötekniska markundersökningar, del I strategi", rapport 4310.*
- *Naturvårdsverket rapport "Vägledning för miljötekniska markundersökningar, del II Fältarbete", rapport 4311.*

5.2 Provtagningsplan

5.2.1 Placering av provtagningspunkter

Upprättandet av en provtagningsplan grundades på tidigare fält-, analys- och utredningsarbete gjorda på fd Väckelsångs sågverk samt objekt med liknande föroreningssituation i Sverige. Då underlaget av tidigare undersökningar endast var översiktligt kompletterades den historiska inventeringen med ytterligare data om t ex potentiella föroreningsplatser, kemiska verksamma substanserna i doppningsmedel samt hantering av dessa, etc. Den historiska inventeringen utfördes genom intervjuer med fd arbetare på sågen, historiska böcker, foto samt arkiverade dokument hos kommun och länsstyrelse.

Samtliga tidigare provtagningspunkter inom sågverksområdet, med tillhörande kemiska analysresultat, lades in i en databas samt behandlades i ett statistiskt dataprogram, SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance). Med hjälp av en statistisk beräkning i SADA kunde områden inne på sågverkstomten, som med tanke på föroreningssituationen var "osäkra", utmärkas inför den kompletterande provtagningen. En kompletterande

provtagning av dessa ”osäkra” områden gav ett säkrare provtagningsunderlag. Provtagningsplanen kompletterades även med ett par ”riktade provtagningspunkter” t ex vid fd doppkar och andra misstänka hot-spots.

Samtliga planerade provtagningspunkter placerades dock inte in på provtagningsplanen utan reserverades för att placeras ut i ”fält”, vid t ex indikation på förorening, nya uppgifter eller misstänka spridningsvägar.

Provpunkterna bestod av både borrhål, utförda av en borrhåndvagn och provgropar, utförda av en grävmaskin. Provgropar utföres vanligtvis för en bättre stratigrafisk uppfattning av jordlagren samt att eventuellt fyllnadsmaterial framkommer bättre för visuell inspektion. Borrhål ger mindre påverkan på markytan samt att man oftast kan gå djupare med ett borrhål än en provgrop. I borrhål är det mer fördelaktigt att placera grundvattenrör då man påverkar omgivande mark och de naturliga förutsättningarna i mindre omfattning än vid en provgrop.

Totalt har i denna undersökning ett 70-tal provtagningspunkter i jord och sediment (en punkt) undersökts. 10 nya grundvattenrör installerades. Antal analyser i respektive delområde redovisas i *kapitel 5.3* nedan.

Provpunkter namngavs enligt följande:

- **Provgrop:** PG + *fysiffrigt nummer*
- **Borrhål:** BH + *fysiffrigt nummer*

Numrering av hål börjar med 06, vilket indikerar år 2006, och efterföljs av ett ordningsnummer från 01 till 93. Provpunkter från tidigare provtagning börjar således med 05 eller 02. Provpunkter som placerades ut i fält ligger inte helt i talföljd och således finns nummer mellan 01 och 93, som ej har använts.

Den fysiska utsättningen av provpunkter utfördes av Tingsryds kommun. Provpunkterna mättes ut med totalstation och markerades med en träpinne med aktuellt provpunktsnummer.

Utsättning av el- och VA-ledningar var endast aktuellt inom fastigheterna Väckelsång 6:41 och 6:14, däremot fanns inga rör, ledningar eller andra underjordiska objekt inom fastighet Väckelsång 16:1. Inom aktuella områden fanns ingen fjärrvärme. Utsättning ombesörjdes av Telia och ELON.

I anslutning till områden med el och VA-ledningar sätts inga provpunkter och således finns områden som efter önskemål inte har kunnat undersökas.

Nedan följer ett utkast av utplacerade provpunkters geografiska läge samt beskrivning till några punkters placering. För provpunkternas placering se *bilaga 1*.

5.2.2 Väckelsångs fd sågverksområde

Nedan redovisas några bedömningar och motiveringar till provtagningarna. Se *Figur 4-3* för delområdesindelningen.

Torkområde – virkesförvaring etc

Tidigare provtagningen inom torkområden var av begränsad omfattning och föroreningssituationen var osäker. Ett större antal prover förlades ytligt i fyllnadsmassorna, dock under förmodat ”modernt” bärlager).

En förhöjd halt av dioxin hade tidigare påträffats och för att avgränsa delområdet togs ett par provpunkter i anslutning till den tidigare provpunkten (SWECO provpunkt 0503).

Den naturliga underliggande moränen bedömdes vara opåverkad, vilket är viktigt för riskbedömningen, bedömning av spridning och volymberäkningar. För att verifiera detta provtogs även det naturliga material för att avgränsa den vertikala utbredningen.

I den norra delen av fastigheten fanns enligt en planritning från 1986 en byggnad i vilken verksamheten har varit osäker, troligtvis fanns även en cistern i anslutning till byggnaden, från vilken fundamenten finns kvar. En provpunkt placerades i anslutning till fundamenten.

Övriga provpunkter inom området slumpades ut, med hjälp av dataprogrammet SADA. Detta förbättrade möjligheten till att arbeta geostatistisk med provtagningsdata vid en efterföljande bedömning av föroreningsutbredning etc.

Doppkaren etc

Nya uppgifter från SGIs inventering visade på att det innan -1967 fanns ett doppkar i anslutning till sågbanan. Virket gick på band ner i karet (sydöstra sidan av gamla byggnaden) och sedan upp. Ett flertal provpunkter placerades inom och i anslutning till detta område. Provtagning utfördes med både provgropsgrävning samt efterföljande djupare borrhning för att täcka in största möjliga vertikala och horisontala utbredning.

Vid tidigare provtagning visade SWECO:s provpunkt 0507 förhöjda halter av dioxin och pentaklorfenol under betongfundamentet för doppkaret 1967-1977. Ett flertal provpunkter förlades både i och bredvid plattan.

Det sista doppkaret användes troligtvis endast ett år innan klorfenolerna förbjuds och i tidigare undersökning har endast låga halter PCP/Dioxin erhållits. Således provtogs inga fler punkter inom doppkaret.

Interna barkupplaget samt spåntippen väster om byggnaden

Tidigare undersökning visade på en relativt hög dioxinhalt (360 ng/kg TS) i översta halvmeter av punkten 0519 (SWECO 2005). Provpunkter placerades på båda sidor i barkupplaget om den tidigare provpunkt 0519 samt ytterligare komplettering med både provgrop samt borrhning i den norra delen av deponin. Vid två av provpunkterna installerades grundvattenrör.

Vid tidigare provtagning har inga provpunkter förlagts till spåntippen väster om byggnaden. Ett flertal provgropar placerades här samt 3 grundvattenrör i anslutning till delområdet.

Fastigheterna 6:101, 6:102 och 6:103 (timmerbevattning, torkbyggnad, lastning)

Vid SGI:s fältbesök såg delar av området skräpigt och utfyllt ut. Vid tidigare undersökningar har inget bark eller spån funnit i området, dock har låga halter PCP och dioxin erhållits. För att få en klarare bild över föroreningssituationen i delområdet tog ett tiotal nya prover.

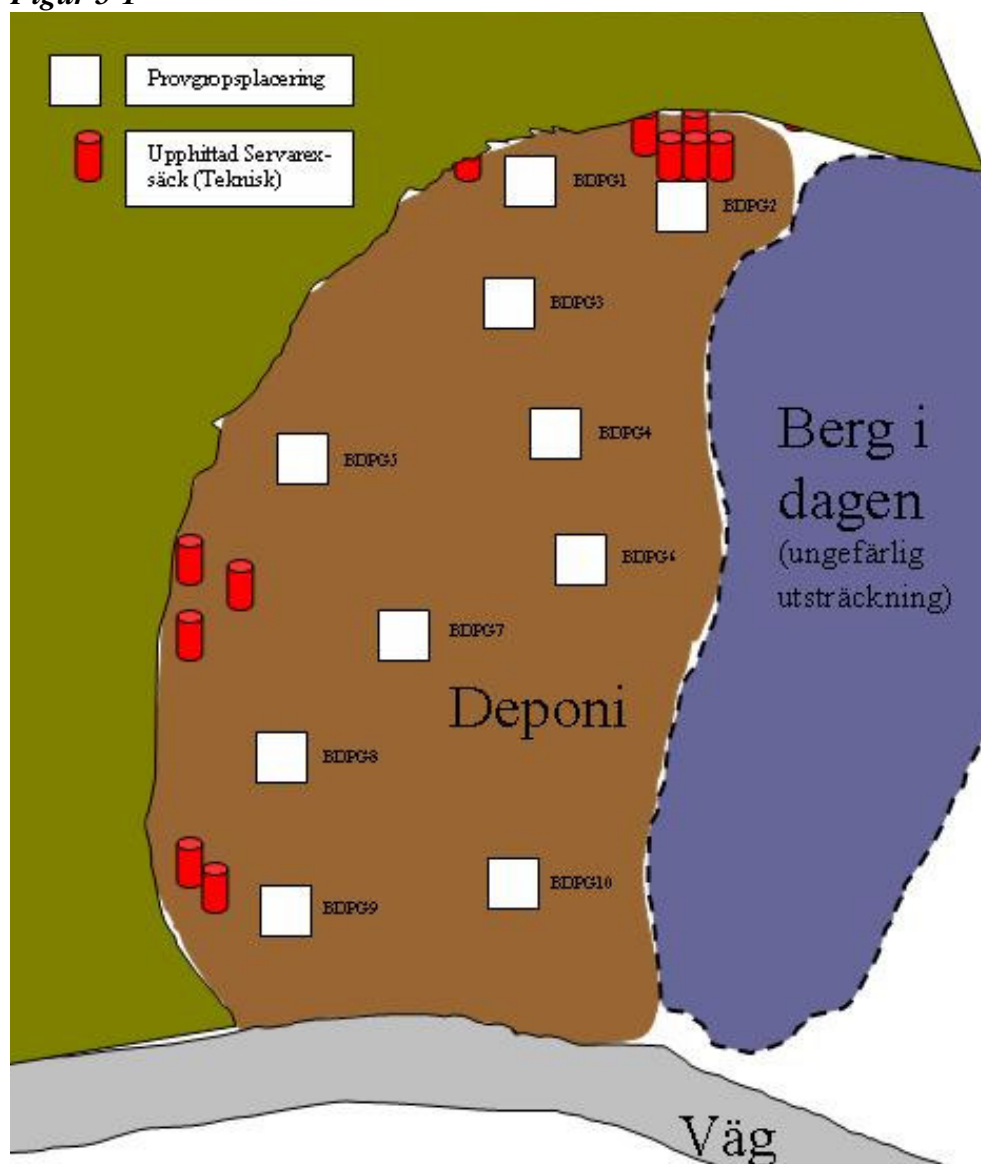
5.2.3 Kvarnen

Inga tidigare undersökningar har utförts. Länsstyrelsen lämnade uppgifter om Kvarnen, läget för betningsmaskinen etc. Här utfördes riktad provtagning med hjälp av historisk inventering och fältindikationer. Provtagning av jord utfördes på 6 punkter (BH 0640-0645) med borrhandsvagn, vilket till stor del utfördes med hänsyn till markytorna vilka ansågs onödiga att gräva upp.

5.2.4 Externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)

Vid tidigare markundersökning provtogs några jordprover och två grundvattenrör installerades. Grundvattnet visade inte på några förhöjda halter, däremot hade en provpunkt undersökningens högsta halter dioxin (140 000 ng/kg TS). Provet var uttaget i direkt anslutning till en Servarex-påse. Inom området placerades tio stycken provgropar ut för en systematisk slumpmässig provtagning.

Provtagning i delområdet utfördes med provgropar, dels för att få en bättre överblick men även för att leta efter ytterligare säckar och avfall. Provpunkternas placering samt funna servarexsäckar presenteras i nedan

Figur 5-1

Figur 5-1 Figuren visar provgroparnas placering inne på den externa barkdeponin, samt vart flertalet Servarex-säckar hittades. Skiss efter SWECO VIAK (2005).

5.2.5 Provtagning av jord

Vid provtagning av jord har både provgropar med grävare samt borrhål med borrhandsvagn utnyttjats. Jordprov har uttagits på 0,5-1 m intervall eller vid indikation på föroreningen, t ex missfärgning alternativt avvikande lukt. Både provgrop och borrhål har utförts ner till naturligt material eller att metoden inte har kunnat fortsätta djupare, pga fast berg/block eller för stort djup (endast provgrop). Vid fältarbetet har jordlagerföljden med fyllmaterial dokumenterats löpande samt att indikationer på vatteninträngning, lukt, missfärgningar har noterats. Prover förvarades i diffusionstäta plastpåsar för eventuella PID- och XRF-mätningar och har därefter förvarats kylt. Ett 70-tal provpunkter undersöktes och ca 300 jordprover har hanterats.



Figur 5-2 Foto visar från vänster, borrhandsvagn med upptaget jordprov, grävare på externa barkdeponin och provgrop med grundvatten på externa barkdeponin.

5.2.6 Provtagning av grundvatten

Grundvattenrör installeras företrädesvis i borrhål, vilket även utfördes i Väckelsång, dock installerades ett grundvattenrör i en provgrop, då det pga stora block var svårt att borra i området (0683). Rören var av HDPE-plast med diametern 63mm. Filter placerades i botten av samtliga rör, förutom i GV0602, där filtret placerades en rörlängd upp med ett "uppsamlingslängd" längst ner, pga misstanke om dålig tillrinning.

Runt rørets filter placerades sand och för att undvika uppblandning av regnvatten tätdes mellanrum mellan borrhåll och rör med bentonitpellets. Rørets koordinater (X och Y) samt øverkant (Z) avvägdes mot fix. Därefter avvägdes grundvattennivå med ett lod för att beräkna grundvattnets gradient, som ger en indikation på hur grundvattnet strömmar inom området.

Provtagning av grundvatten skedde efter omsättning av vattnet i røren. När vattennivån var återhämtad fördes en bailer (vattenhämtare) ner i røret och vattnet fördes øver på provtagningsflaskor som förvarades i kylväskor.

10 grundvattenrör installerades inom ramen för denna undersökning.



Figur 5-3 Ett grundvattenrör (installerat av SWECO VIAK 2005) på det externa barkupplaget. Bredvid ligger ett par tomma Servarex-säckar.

5.2.7 Provtagning av sediment

Ett ytligt sedimentprov (0-10 cm) uttogs i det södergående diket väster om barkupplaget på sågverkstomten. Provet förvarades i kylväska innan transport till laboratoriet.

5.3 Laboratorieanalyser

För kemiska analyser användes Alcontrol som laboratorium. Följande kemiska analyser har utförts inom huvudstudien för Väckelsågs sågverk:

Fd Väckelsågs sågverk fastighet Väckelsång 6:41, 6:101, 6:102 och 6:103		
Kemisk analys	Jord, antal	Grundvatten antal
TOC/DOC	35	10
Metaller	-	5
Klorfenoler	15	8
Dioxin	27	7
Klororganiska bekämpningsmedel	5	4
Fd Väckelsågs sågverk, sedimentprov		
Kemisk analys	Jord, antal	Grundvatten antal
TOC	1	-
Tungmetaller	1	-
Dioxin	1	-
Prov vid kyrkan		
Kemisk analys	Jord, antal	Grundvatten antal
TOC	1	-
Dioxin	1	-
Referens prov vid Värendsgatan		
Kemisk analys	Jord, antal	Grundvatten antal
TOC	1	-
Dioxin	1	-
Fd Kvarnen fastighet Väckelsång 6:14		
Kemisk analys	Jord, antal	Grundvatten antal
TOC/DOC	6	-
Metaller	5	-
Klorfenoler	-	-
Dioxin	1	-
Klororganiska bekämpningsmedel	-	-
Fd Externa barkdeponin fastighet Väckelsång 16:1		
Kemisk analys	Jord, antal	Grundvatten antal
TOC/DOC	6	-
Metaller	-	-
Klorfenoler	3	-
Dioxin	6	-
Klororganiska bekämpningsmedel	1	-

6 PÅTRÄFFADE FÖRORENINGAR

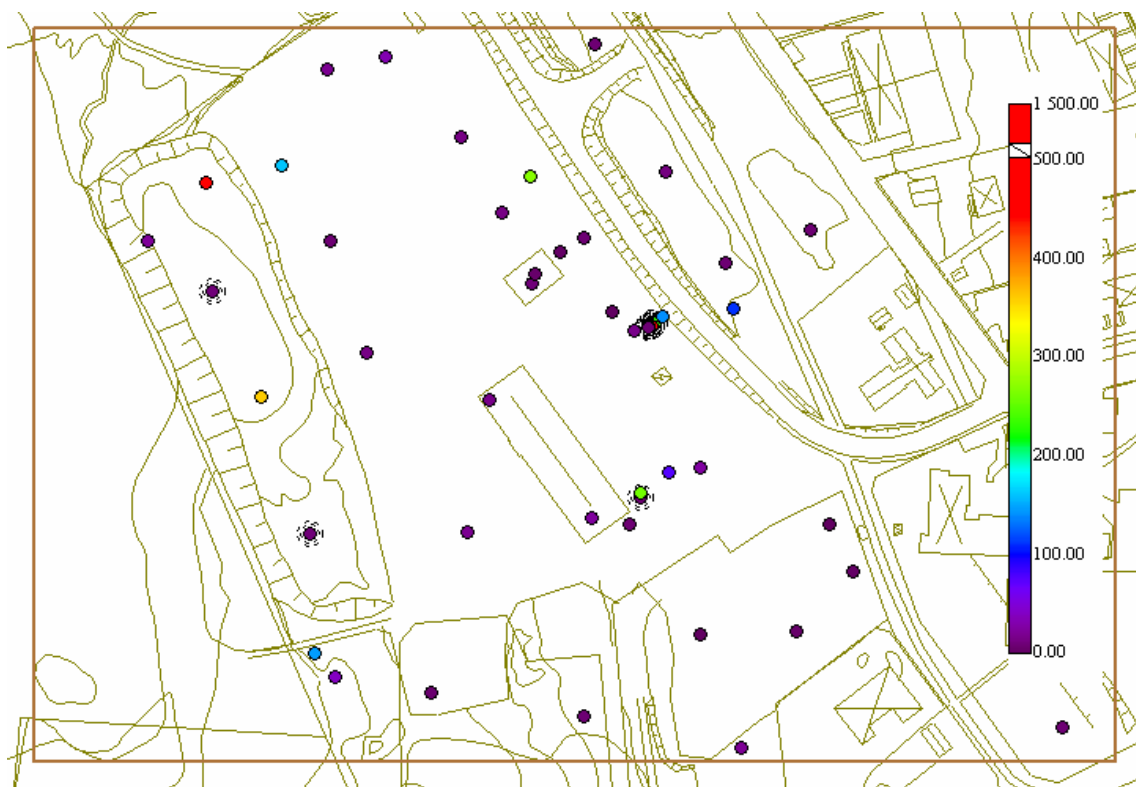
Nedan följer en redovisning av påträffade föroreningar. För att underlätta läsningen kan nämnas att i den fördjupade riskbedömningen nedan så finns föreslagna platsspecifika riktvärden (se kapitel 8.5) för dioxin och klorfenoler. För ytlig jord föreslås ett riktvärde av dioxin på 60 ng/kg TS och för jord på större djup 500 ng/kg TS.

Alcontrol, som utfört analyserna, har redovisat summan av dioxinhalterna i enlighet med två olika summeringsmetoder; "Upper bound" respektive "Lower bound" (se analyserapporterna i **bilaga 5**).

I summeringen enligt upper bound används de lägsta rapporteringsnivåerna för analysen i summeringen, medan i summeringen enligt lower bound sätts halter som är lägre än rapporteringsnivån till noll. Vi har konsekvent använt resultaten som summerats enligt "upper bound" (dvs värsta fallet).

6.1 Sågverksområdet

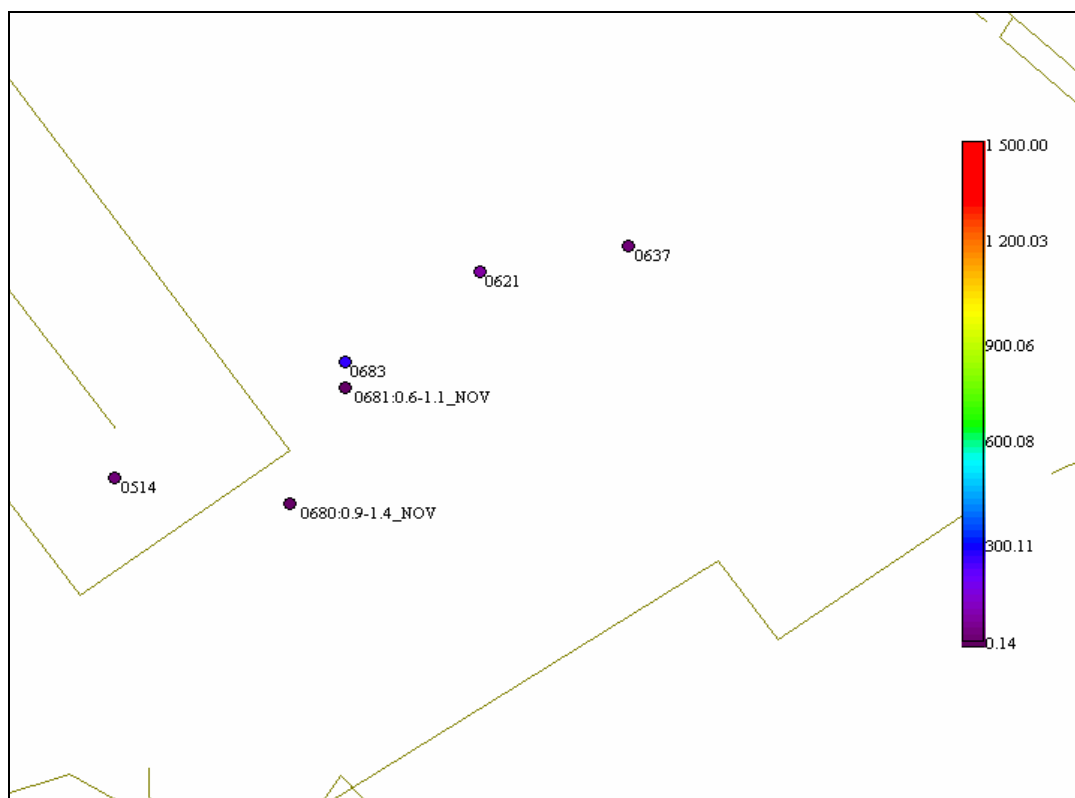
En sammanställning av analysresultaten avseende dioxin, pentaklorfenol, tetraklorfenol och klorerade bekämpningsmedel finns i **bilaga 3**. En ritning med provpunkternas lägen finns i **bilaga 1** och jordlagerföljden redovisas i **bilaga 2**. De kompletta analyserapporterna i **bilaga 5**. I *Figur 6-1* nedan, finns en översiktlig kartbild över var dioxin har analyserats och vilka halter som påträffats.



Figur 6-1 Översikt av dioxinanalyser utförda inom sågverksområdet. Färgerna motsvarar halten dioxin i ng/kg TS enligt legenden till höger i figuren (figur från SADA). Norr är rakt upp i figuren.

På platsen för det tidigaste doppkaret innan 1967 (beläget under ett skärmtak vid sågverksbyggnadens sydöstra hörn) har spår av dioxiner och klorfenoler (mest pentaklorfenol) påträffats. Halten dioxin i punkten 0683 är på djupet 0,2-0,4 m 260 ng/kg TS, se *Figur 6-2* samt *Tabell 6-1* nedan. Ett prov från punkten 0683 togs ut på djupet 2,5 meter under markytan och analyserades avseende klorfenoler, vilka påträffades i provet. Borrningen stoppade på detta djup mot förmodat berg (eller block).

Ett grundvattenrör installerades i provpunkt 0683 och tydligt förhöjda halter avseende dioxiner (37 pg/l) och pentaklorfenol (0,15 mg/l) påträffades.



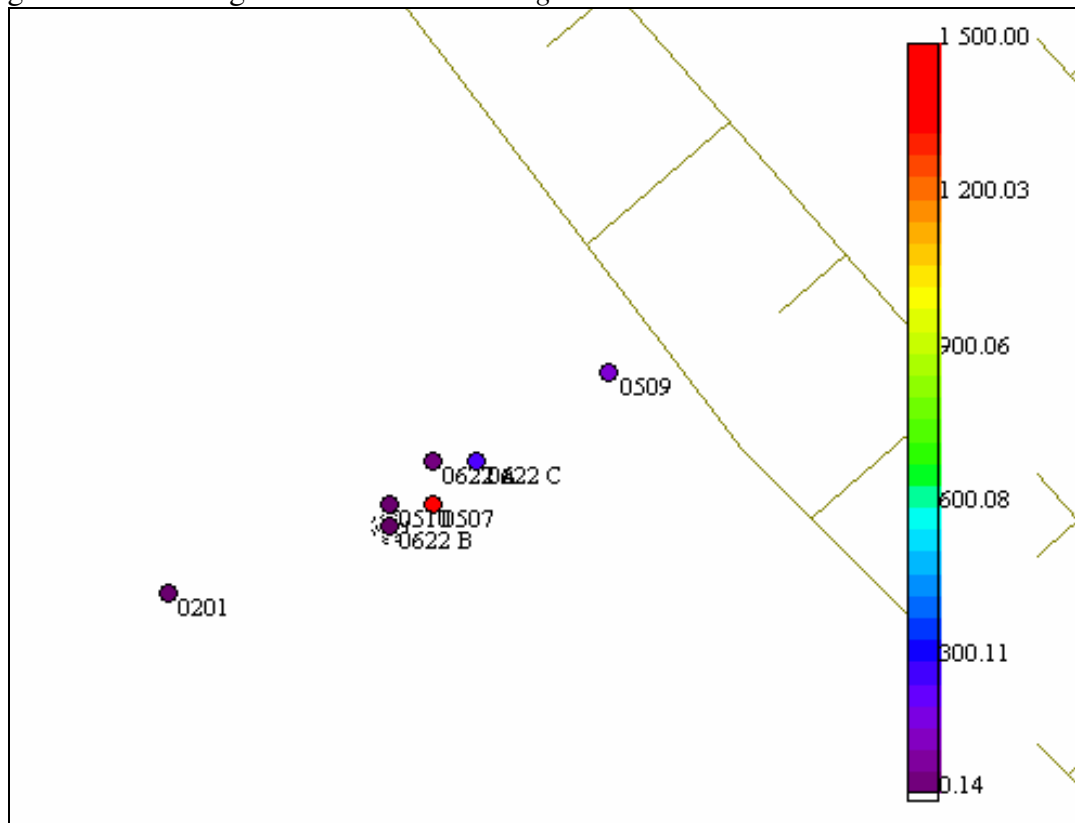
Figur 6-2 Jordprover från området kring det äldsta kända doppkaret (fanns innan 1967) inom Sågverksområdet. Punkternas färg motsvarar halten dioxin i ng/kg TS.

Tabell 6-1 Dioxin och klorfenolanalyser i jordprov från området kring det äldsta doppkaret (innan 1967).

Provpunkt	Provdjup m	Dioxin ng/kg TS	Pentaklorfenol mg/kg TS	Tetraklorfenoler mg/kg TS
0621	0,5-1	73	e.a	e.a
0637	0-0,5	26	e.a	e.a
0680	0,6-1,4	7	<0,002	<0,006
0681	0,4-0,6	e.a	0,005	<0,006
0681	0,6-1,1	7	e.a	e.a
0683	0,2-0,4	260	0,34	0,03
0683	2,5	e.a	0,13	0,01

e.a = ej analyserat

På platsen för doppkaret som användes mellan ca 1967 och 1977 har jord- och grundvattenprover analyserats av både SWECO och SGI. Här påträffades de högsta halterna dioxin i SWECO:s undersökningar. Analysresultaten avseende jord från denna och tidigare undersökningar redovisas nedan i *Figur 6-3* samt *Tabell 6-II*.



Figur 6-3 Dioxinanalyser i jordprover vid doppkaret som fanns mellan 1967 och 1977. Punkternas färg motsvarar dioxinhalten i ng/kg TS enligt legenden till höger i figuren. Se även bilaga 1 för provpunkternas lägen.

Tabell 6-II. Sammanställning av analysresultat avseende dioxin och klorfenoler uttagna från marken vid doppkaret som fanns under perioden 1967 till 1977.

Provpunkt	Provdjup m	Dioxin ng/kg TS	Pentaklorfenol mg/kg TS	Tetraklorfenoler mg/kg TS
0201 (SWECO)	0-5	15	0,18	0,03
0510 (SWECO)	0-0,5	17	0,075	< 0,02
0507 (SWECO)	1-1,5	1500	380 (provdjup osäkert)	2,5
0622 A	2-3	37	11	0,08
0622 B	0,8-1,0	54	44	7,2
0622 B	1-2	6,7	2,4	0,19
0622 C	0,2-0,9	230	e.a	e.a

Ett grundvattenrör installerades genom den betongplatta som finns på marken idag. Röret provtogs i två omgångar. Resultaten redovisas i *Tabell 6-III* nedan.

Tabell 6-III Grundvattenprover taget från rör installerat genom betongplattan vid doppkar 1967-1977. Notera den markanta minskningen av dioxinhalten vid andra provtagningstillfället.

Provpunkt	Filterdjup m	PCDD/F pg/l	Provtagnings- datum	Anmärkning
0622	1,2-2,2 m u betongplatta	5900 (dekanterat prov)	2006-09-15	Röret installerades dagen innan och vattnet omsattes. Grumligt vatten med mycket partiklar.
0622	1,2-2,2 m u betongplatta	57 (dekanterat prov)	2006-10-31	Röret tömt 2006-10- 26. Klart vatten, lite järnutfällning.

I övriga delar av sågverksområdet har ett flertal analyser av dioxin, klorfenol och klorerade bekämpningsmedel utförts. Förhöjda halter av föroreningarna, jämfört med bedömda bakgrundshalter, har påträffats i ett flertal prover på bark, jord och även ett sedimentprov taget från diket/bäcken väster om barkupplaget. För en sammanställning av resultaten hänvisas till **bilaga 1** (provtagningspunkter). Jordlagerföljden redovisas i **bilaga 2**. I **bilaga 3** finns en sammanställning av analysresultat avseende jord och i **bilaga 5** finns samtliga analysrapporter avseende fasta prov och grundvatten.

Den högsta halten av klorerade bekämpningsmedel har påträffats i barkupplaget på sågverksområdet (prov 0601 ABC 0-1 m). Barkprovet är ett samlingsprov från tre olika provgropar där varje delprov tagits ut från den översta metern. Halten DDD uppgår till 450 µg/kg TS och DDE ca 40 µg/kg TS (DDD och DDE är nedbrytningsprodukter av DDT). Lindan (gamma-HCH) har i samma uppmätts till 120 µg/kg TS. Även dioxin har påträffats i, relativt övriga prover i Väckelsång, en hög halt (448 ng/kg TS). Spår av pentaklorfenol finns även i provet. Det är intressant att notera att dessa olika föroreningar förekommer i samma barkprov.

DDD har även påträffats i barkprovet från 0603 (1,1-1,4 m), halten Lindan är under detektionsgränsen. Tydliga spår av dioxin finns i provet (med en jämfört med övriga prover, annorlunda kongensammansättning).

6.2 Externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)

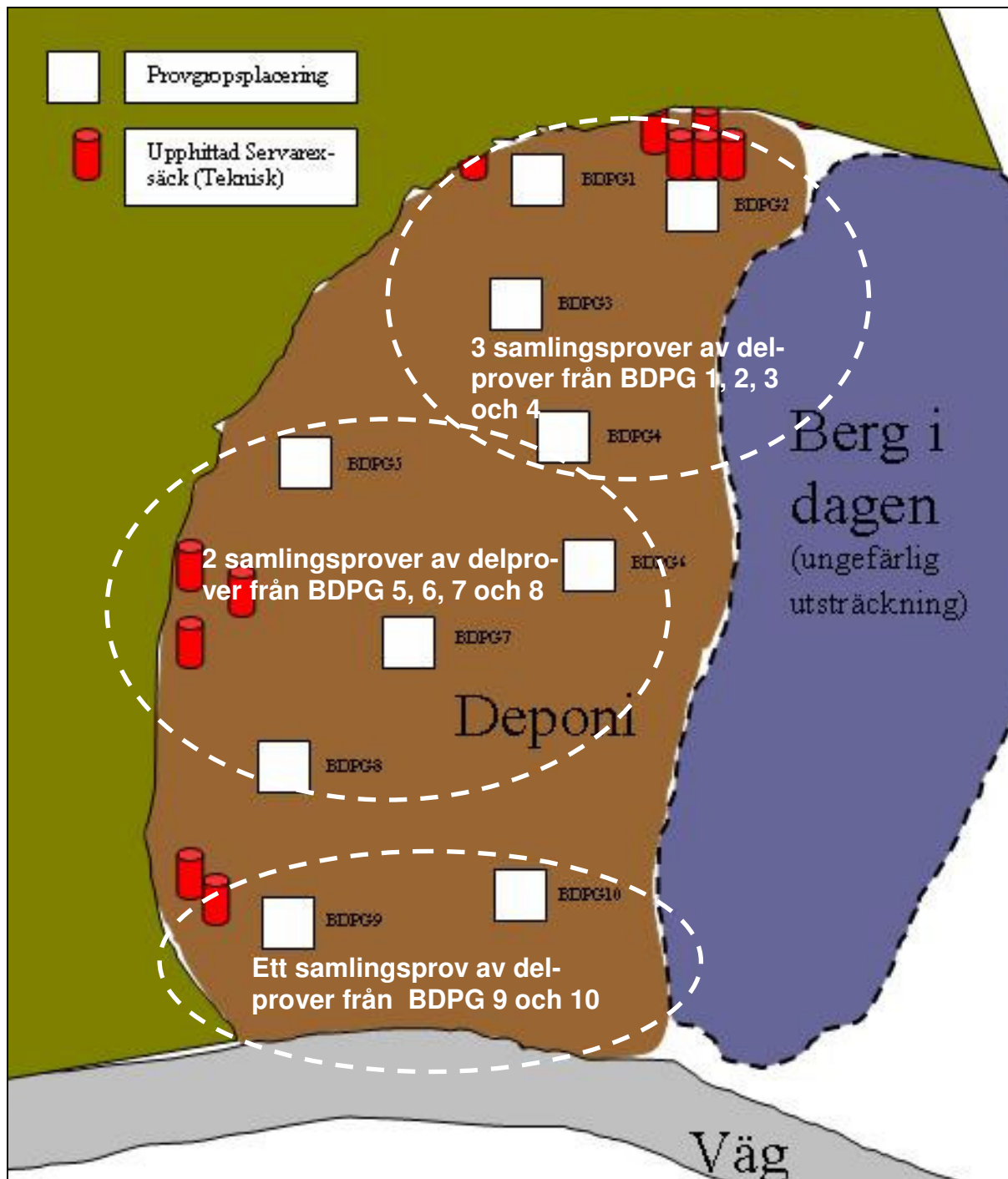
Sammanlagt har tio dioxinanalyser utförts på bark och torv i barkupplaget inom fastigheten Väckelsång 16:1, se *Tabell 6-IV*. En sammanställning över dioxin, pentaklorfenol, tetraklorfenol och klorerade bekämpningsmedel finns även i **bilaga 3** och de kompletta analysrapporterna i **bilaga 5**. Jordlagerföljden redovisas i **bilaga 2**.

Provtagningsmetodiken har i denna utredning varit annorlunda för det externa barkupplaget jämfört med t ex sågverksområdet. För att täcka in en större volym av barken och få en bättre uppfattning om medelhalterna har samlingsprover använts. Delprover från provgruperna BDPG1, 2, 3 respektive 4 (i *Figur 6-4* redovisas ungefärligt läge för de olika provgruperna) blandades till tre samlingsprover från nivåerna 0-0,5 m, 1-1,5 m och 2-2,5 m under markytan. Delprover från provgruperna BDPG5, 6, 7 respektive 8 blandades till två samlingsprover från nivåerna 0-0,5 m och 0,5-1 m. Det sista samlingsprovet blandades med delprover från provgrupp BDPG 9 och 10 (0-0,5 m).

Tabell 6-IV Sammanställning av dioxin- och klorfenolanalyser inom det externa barkupplaget (Väckelsång 16:1).

Samlingsprov	Provdjup m	Övrigt	Dioxin ng/kg TS	Pentaklorfenol mg/kg TS
BDPG-1,2,3,4	1: 0-0,5	Bark	13	0,01
BDPG-1,2,3,4	2: 1-1,5	Bark	23	
BDPG-1,2,3,4	3: 2-2,5	Torv	8	0,005
BDPG-5,6,7,8	1: 0-0,5	Bark	11	
BDPG-5,6,7,8	2: 0,5-1	Bark	49	<0,002
BDPG-9,10	1: 0-0,5	Bark	35	
0524	?	Bark	27	0,1
0525	?	Servarex-säck	610	0,06
0525b	?	Servarex-säck	140 000	0,9
0526	?	Bark	15	0,02

I samband med våra provtagningar påträffades en del tomma Servarex-säckar (vilka omhändertogs). I figuren nedan finns en skiss var säckarna påträffades.



Figur 6-4 Skiss över provgropparna vid barkupplaget inom fastigheten Väckelsång 16:1 (baserad på skiss av SWEKO VIAK 2005). Skissen är ungefärlig och avvikelser från de verkliga förhållandena finns.

6.3 Kvarnen samt lastkaj (del av Väckelsång 6:14)

Markområdet kring den gamla kvarnen och lastkajen har undersökts med avseende på kvicksilver (och övriga tungmetaller) samt dioxin. En ritning med provpunkternas lägen finns i **bilaga 1** och analysrapporterna i **bilaga 5**. Jordlagerföljden redovisas i **bilaga 2**.

I tabellen nedan redovisas analyserade kvicksilver- och dioxinhalter i de jordprover som tagits från kvarnområdet.

Tabell 6-V Sammanställning av kvicksilver och dioxinanalyser vid fd kvarnområdet.

Provpunkt	Provdjup m	Dioxin ng/kg TS	Kvicksilver mg/kg TS
0640	0-0,5	<i>Ej analyserat</i>	0,090
0642	0,5-1	<i>Ej analyserat</i>	0,31
0643	0-0,5	<i>Ej analyserat</i>	0,35
0644	0-0,5	<i>Ej analyserat</i>	0,17
0645	0-0,5	7	<i>Ej analyserat</i>
0645	0,5-1	<i>Ej analyserat</i>	<0,013

6.4 Sammanställning av grundvattenanalyser

Samtliga analyser av grundvatten har sammanställts i tabellen nedan. Analysrapporterna finns i **bilaga 5** och grundvattenrörens lägen finns redovisade i **bilaga 1**. I tabellen redovisas halterna dioxin, klorfenoler och klorerade bekämpningsmedel. En rad andra parametrar har analyserats t ex pH, DOC osv. För dessa resultat hänvisas till analysrapporterna. Även tungmetaller har analyserats i några prover, dock har inga halter över Naturvårdsverkets riktvärden påträffats.

Tabell 6-VI. Sammanställning av grundvattenanalyser avseende dioxin, klorfenoler och bekämpningsmedel som utförts inom sågverksområdet. För övriga parametrar se analysrapporterna i bilaga 5. Proverna har dekanterats innan analys av dioxin, klorfenoler och bekämpningsmedel.

Provpunkt	Filterdjup m u my	Dioxin pg/l	Klorfenoler µg/l	Klorerade bekämp. µg/l	Anmärkning
0601 2006-09-15	1,5-2,5	8	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	Analys av tungmetaller.
0602 2006-09-15	4-5	<6	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	
0605 2006-09-15	1,3-2,3	Ej analys	TeCP 0,07 PCP 0,12	Under detek- tionsgräns.	
0612 2006-09-15	0,8-1,8	Ej analys	PCP 0,03	Under detek- tionsgräns.	
0622 2006-09-15	1,2-2,2 btgplatta	5900	Ej analys	<i>Ej analys</i>	Grumligt vat- ten
0622 2006-10-31	Dito	57	Ej analys	<i>Ej analys</i>	Klart vatten
0626 2006-09-15	1,7-2,7	<6	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	Analys av tungmetaller.
0630 2006-09-15	0,5-1,5	<6	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	
0683 2006-09-15	1,5-2,5	37	PCP 0,15	Under detek- tionsgräns.	Grumligt vat- ten, rör i pg.
0690 2006-09-15	0,6-1,6	Ej analys	TeCP 0,08 PCP 0,04	Under detek- tionsgräns.	Analys av tungmetaller.
SWECO 0501	?	2,6	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	2005-09-12
SWECO 0511	?	140	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	2005-09-12
SWECO 0516	?	Ej analys	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	2005-09-12
SWECO 0517	?	Ej analys	Under detek- tionsgräns.	Under detek- tionsgräns.	2005-09-12
SWECO 0520	?	Ej analys	Under detek- tionsgräns.	Lindan 0,14	2005-09-12

7 RISKBEDÖMNING FD KVARNEN (DEL AV VÄCKELSÅNG 6:14) SAMT DET EXTERNA BARKUPPLAGET (VÄCKELSÅNG 16:1)

En övergripande riskbedömning för kvarnområdet och barkupplaget i skogen har utförts genom att jämföra analysresultaten med Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Kvarnområdet

Kvarnområdet motsvarar ett s k känsligt markområde (KM), med hänsyn till att bostäder finns i anslutning till området. Inga föroreningshalter har påträffats i halter som överskrider de generella riktvärdena för KM avseende kvicksilver (1 mg/kg TS) eller dioxin (10 ng/kg TS). Vår bedömning är att det inte föreligger någon förhöjd hälso- eller miljörisk inom kvarnområdet. Påträffade föroreningar i marken bedöms således inte begränsa nuvarande eller framtida markanvändning (bostäder). Om rivningsrester eller andra indikationer på föroreningar påträffas vid markarbeten bör dock en miljökontroll utföras.

Det externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)

Markanvändningen inom barkupplaget i skogen överensstämmer bäst med s k mindre känslig markanvändning (MKM) enligt Naturvårdsverkets definitioner. Det generella riktvärdet för MKM avseende dioxin är 250 ng/kg TS.

Riktvärdet överskrids i några av de tidigare proverna (SWECO 0525: 610 ng/kg TS respektive 0525b: 140 000 ng/kg TS). Med hänsyn till den provtagning som utfördes i samband med denna huvudstudie, bedöms dock dessa prover inte anses vara representativa som medelvärde i upplaget. De höga dioxinhalterna har uppmätts i barkprover uttagna under en tom Servarex-säck, och beror sannolikt på att rester av doppningsmedlet funnits i säcken. Även mycket små mängder doppningsmedel (enstaka gram) ger troligen mycket höga dioxinhalter. Det är rimligt att anta att små volymer bark därför sannolikt är förorenade med rester av doppningsmedel i anslutning till de säckar som påträffats.

I övriga prover är halten dioxin tydligt förhöjd jämfört med bakgrundshalter och referensprover, men betydligt lägre än det generella riktvärdet för MKM. Spår av Lindan har även påträffats i ett prov.

Följande bedömningar görs för barkupplaget:

- Barken i upplaget är påverkad av dioxin och klorerade bekämpningsmedel.
- Under förutsättning att markanvändningen inte förändras utgör halterna inga hälso- eller miljörisker. Dioxin är inte akuttoxiskt och även mycket höga halter i anslutning i små barkvolymer utgör ingen betydande hälso- eller miljörisk då människor vistas sällan i området.
- Barken kan däremot inte återanvändas eller hanteras fritt och är direkt olämplig att använda i t ex trädgårdsland eller som jordförbättringsmaterial.
- Tomsäckar som har innehållit impregneringsmedel är olämpligt att lämna kvar i området. Dioxin är ett ämne som bör fasas ur det naturliga kretsloppet, där så är möjligt ekonomiskt och tekniskt rimligt. Eventuella kvarvarande tomsäckar och även barken i direkt anslutning till säckarna kan enkelt tas bort och bör därför omhändertas.

8 FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING FÖR SÅGVERKSOMRÅDET

8.1 Föroreningarnas egenskaper

8.1.1 Dioxin

Det finns sammanlagt över 200 olika varianter av polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF). Namnet "dioxin" används ofta som ett samlingsnamn för dessa olika varianter. Varianterna brukar i bland kallas kongener. Internationellt har man valt ut 17 specifika kongener att representera de mest toxiska dioxinerna och de är dessa som idag analyseras rutinmässigt. De innehåller alla mellan 4 till 8 kloratomer och samtliga har kloratomer i de s k 2,3,7,8- positionerna på molekylstrukturen. I namnet på varje sådan kongen framgår antalet klor, förutom utifrån den sifferangivna positionen, även via benämningen tetra, penta, hexa, hepta eller okta. Dioxin- och furankongenerna som har sju stycken klor i positionerna 1,2,3,4,6,7,8 benämns härav 1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD respektive 1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF. Vad gäller den mest toxiska kongenen, 2,3,7,8-tetraCDD, så brukar den ibland förkortas TCDD (eller 2,3,7,8-TCDD).

Dioxiner är opolära och har generellt mycket låg löslighet i vatten. Då de därmed är fettlösliga kan påträffas i fettvävnader och blodfetter hos djur och människor. Dioxiner kan påverka många olika system i kroppen. Viktminskning, immunologiska effekter och störningar på reproduktionen är några exempel på konstaterade effekter.

Skillnaden i toxicitet mellan olika dioxiner är stor. De olika kongenerna har därför getts olika toxiska ekvivalensfaktorer (TEF). Därtill finns det olika internationella standarder för dessa TEF. De numera vanligaste är TEF framtagna av WHO år 1998. En annan äldre standard är I-TEF. Därtill fanns tidigare även bl a NORDIC-TEF. Vid inbördes jämförelse mellan WHO-TEF värden för enskilda kongener skiljer det sig 10 000 gånger mellan TEF-värde för den mest toxiska kongenen (2,3,7,8- TCDD, TEF = 1) och TEF-värde för de som bedöms vara minst toxiska (OCDD och OCDF, TEF = 0,0001). För I-TEF är denna differens 1 000 gånger. De olika kongenerna multipliceras med respektive TEF-värde (i vald TEF-standard) och summeras sedan till en halt toxicitetsekvivalenter (TEQ). I de fall WHO-TEF används erhålls alltså WHO-TEQ.

Som indikeras ovan föreligger olika internationella system för hur toxiciteten värderas för respektive kongen, vilket får viss betydelse för summeringen och halten dioxin. I denna rapport används ekvivalenterna i enlighet med WHO-TEQ för jämförelse med de framtagna platsspecifika riktvärdena. Orsaken är att den beräkningsmodell som Naturvårdsverket gav ut på remiss 2005, och som används här för beräkning av de platsspecifika riktvärdena för dioxiner, baseras på WHO-TEQ. I tidigare undersökningar har I-TEF systemet använts. Härav, när så anses befogat för jämförelse (t ex med äldre rapporter) används I-TEF.

I samband med förorenade områden betraktas inte dioxiner som akuttoxiska. Ur risk-synpunkt är det härav främst det långvariga tillskottet från ett förorenat område, utöver bakgrundbelastningen, som beaktas. Bakgrundbelastningen för människor sker främst via feta animaliska livsmedel som fisk, mjölk och kött, samt bröstmjölk. Högexponerade grupper är de som har ett högt intag av dessa livsmedel. Halterna av dioxin i fisk och modersmjölk har sjunkit sedan 1970-talet, men denna neråtgående trend har under sena-

re är planat ut. Även om dioxiner i detta sammanhang främst kopplas till animaliskt fett går det naturligtvis inte att utesluta att dioxiner även kan finnas i vanligt förekommande vegetabiliska fetter.

Cancer, försämrat immunförsvar samt reproduktions- och utvecklingsstörningar uppträder hos flera djurarter vid lång tids exponering för låga doser av TCDD. Djurstudier visar att TCDD är en mycket potent tumörpromotor och 1997 klassade IARC TCDD som cancerframkallande även hos människa. De reproduktionsstörande effekterna drabbar både honors och hanars fertilitet samt utvecklingen av foster och ungar. Olika typer av studier visar att foster är särskilt känsliga och att påverkan under fostertiden kan ge utslag även i vuxen ålder. Trots en hög exponering för dioxin-liknande ämnen under amningsperioden har man bedömt att fördelarna med amning överväger risken med dioxiner i modersmjölken.

TCDD (och andra dioxin-liknande föreningar) antas utöva sin toxicitet genom att störa basala regleringssystem för cellers tillväxt, utveckling och funktion. Exempel på drabbade regleringssystem är könshormoner, tillväxtfaktorer och sköldkörtelhormon (tyroxin).

8.1.2 Klorfenoler

Klorfenoler och klorfenolderivat fungerar som skydd mot svampangrepp (blånadssvamp). Det är främst pentaklorfenol (nedan förkortad PCP) och tetraklorfenol (nedan förkortad TeCP) som härvid har använts. Innan förbudet mot användning av klorfenolpreparat 1978 fanns ett stort antal träimpregneringsmedel på marknaden t ex Servarex granulat, Dovicide, Pentacopperol (dessa innehöll främst PCP) och KY-5, Servarex teknisk (innehöll främst TeCP).

Klorfenoler har sedan 1930-talet använts i stor omfattning som biocider inom framför allt träskydds- och textilbranschen. PCP är mycket toxiskt (både för människa och miljö) och klassificeras som möjlig carcinogen för människa.

Klorfenoler är sk svaga syror och deras löslighet är pH-beroende. Varje sådan syra har ett sk pKa-värde och när detta värde är detsamma som omgivningens pH är i princip 50 % i löst form och 50 % i bunden form. Eftersom PCP:s pKa-värde är ca 4,7 innebär detta att en akvifär som har pH lägre än detta värde kan uppvisa låga PCP-halter i vatten fastän höga halter finns i jorden i akvifären. Vid kartläggning av klorfenolhalter i en akvifär kan en mätning av pH i dess vatten ge en bild av potential för fastlagda klorfenoler. Detta innebär också att ju högre pH desto större potential för att klorfenolerna uppträder som anjoner med minskad flyktighet som följd.

På grund av deras dokumenterat toxiska egenskaper totalförbjöds bl a PCP i Sverige i slutet på 1970-talet. Klorfenoler har potential att bioackumuleras. Anrikning i näringskällorna är begränsad, främst för de lägre klorerade fenolerna. Klorfenoler kan brytas ned både biologiskt och kemiskt (bl a via UV-bestrålning). I allmänhet går biologisk anaerob nedbrytning av klorfenoler betydligt långsammare än aerob dito. Nedbrytningshastigheten är därtill beroende av antal klor och var kloratomerna är placerade på fenolen. Fotolys är sker främst för lågklorerade klorfenoler, medan inverkan av hydroxylradikaler är störst för högre klorerade klorfenoler. Fotolysen går snabbare vid högre pH. Nedbrytningsprodukter från fotolys är för diklorfenoler pyrokatekol, för tetraklorfenoler hydrokinon och för triklorfenoler resorcinol.

Under aeroba betingelser kan PCP metyleras och bilda pentakloranisol (PCA) som är betydligt mer flyktig (IVL Rapport 1474, 2002) men också mer fettlös. PCA kan därför utgöra en viktig indikatorsubstans för förekomst eller bildning av pentaklorfenol i olika processer. Detta gäller särskilt i luft, där höga halter PCA kan tyda på hög belastning av PCP i angränsande media. PCA har uppvisat viss cancerogen aktivitet på hanrätta (NTP, 2006).

Klorfenolers humantoxicitet ökar med kloreringsgraden. Lågklorerade klorfenoler verkar huvudsakligen på nervsystemet, medan högklorerade påverkar celledningen. Akut exponering av lågklorerade fenoler kan resultera i muskelspasmer, skakningar, konvulsioner. Akut exponering för högklorerade fenoler kan resultera i trötthet och utmattning. Hög exponering för PCP kan orsaka störningar i respiration, blodtryck samt hjärtfunktion. Irritation i hud, ögon samt slemhinnor har observerats, och fall av klorakne till följd av PCP-exponering i kombination med dioxiner har rapporterats. Rapporterad dödlig dos (LD50-värden) för råttor ligger mellan 96 och 330 mg/kg kroppsvikt, för oralt upptag eller upptag genom huden (IVL 2002, Screening av pentaklorfenol i miljön).

Klorfenolers förmåga att framkalla cancer har utvärderats i flera studier. Dataunderlaget är dock ofullständigt för de flesta klorfenoler. IARC har klassat gruppen polyklorerade fenoler som möjlig cancerogen. Därtill är pentaklorfenol klassad som cancerogen.

8.1.3 Klorerade bekämpningsmedel – egenskaper, riktvärden och sammanställning av påträffade halter

Lindan kallas även, HCH eller hexaklor-cyklo-hexan (ibland BHC –Benzene Hexa Chloride) och förekommer i ett antal olika isomerer.

Vid framställningen av HCH kloreras bensen (6 klor per molekyl) och olika former av HCH bildas. Beroende på den inbördes placeringen av klor benämns de olika formerna av HCH för:

- alfa-HCH
- beta-HCH
- gamma-HCH

Det bildas ytterligare två former (t ex delta-HCH), men dessa utgör endast några få procent av den tekniska produkten Lindan. Det är huvudsakligen gamma-HCH som har den eftertraktade insektsbekämpande effekten men de andra ”onödiga” förorenande formerna har en hög persistens och bioackumulerbarhet. Det har inneburit att man redan under 1970-talet eftersträvar den rena gamma-HCH isomeren i västvärlden. Denna produkt kom att benämnas Lindan.

Anledningen till det ökade intresset från forskarvärlden är dels att HCH tillhör gruppen persistenta klorerade ämnen som, trots alla diskussioner om olämpligheten av att använda denna typ av ämnen i miljön, fortfarande används i stor omfattning. Dels representerar HCH lättflyktiga ämnen som kommit att transporteras långa distanser. Mätningar i arktiska områden visar att HCH är det vanligaste miljögiftet i dessa områden (text från Gruppen för miljögiftsforskning, Naturhistoriska museet, Året som gått, 1996).

Det saknas svenska riktvärden för Lindan i jord och grundvatten. För att jämföra erhållna halter i Väckelsång har därför jämförvärden från Nederländerna använts. Interventionsvärden för Lindan (gamma HCH) som motsvarar "serious risk concentration, groundwater" är för grundvatten 0,7 µg/l och för jord 1200 µg/kg (RIVM, 2001). Observera att detta inte är en gräns till vilken sanering skall nå ned till utan istället en haltgräns då sanering anses krävas. De nederländska värdena är framtagna med hänsyn till visst nyttjande av grundvattnet till dricksvatten.

DDT (diklordifenyltriklorentan) är ett klorerat kolväte med två bensenringar. Det utvecklades av den schweiziske kemisten Paul Müller som vann nobelpriset i kemi 1948. Det lanserades som ett riskfritt insektsmedel år 1942. Detta medel användes flitigt i framför allt tropikerna fram till mitten av 60-talet.

DDT bryts ner långsamt i naturen. Det lagras i fettvävnaden hos djur och människor och ackumuleras i näringskedjan från bytes- till rovdjur. DDT är klassificerat som miljöfarligt, giftigt vid förtäring och cancerframkallande. Det är också mycket giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön.

DDT förbjöds i Sverige för användning i jordbruk 1970 och för användning i skogsbruk 1975. Andra länder följde efter under 1970-talet. DDT tillhör de farliga kemikalier som regleras av Stockholmskonventionen om långlivade organiska föreningar. DDT används dock fortfarande för malariabekämpning i vissa länder i Afrika och Sydostasien. Det saknas svenska riktvärden även för DDT och dess nedbrytningsprodukter. De nederländska interventionsvärdena redovisas tillsammans med högsta påträffade halter av klorerade bekämpningsmedel nedan i *tabell 8-I*.

Tabell 8-I Nederländska interventionsvärden (SRC serious risk concentration) för DDT, DDE och DDD samt Lindan (RIVM 2001). Observera att detta inte är gränser till vilken sanering skall nå ned till utan istället en haltgräns då sanering anses krävas. De nederländska värdena är framtagna med hänsyn till visst nyttjande av grundvattnet till dricksvatten.

Ämne	Högsta halt i Väckelsång (prov inom parantes)	Jämförvärde SRC (RIVM 2001)
<i>Jord</i>		
DDT	Under detektionsgräns.	1 000 µg/kg
DDE	39 µg/kg TS (0601 ABC 0-1 m)	1 300 µg/kg
DDD	450 µg/kg TS (0601 ABC 0-1 m)	34 000 µg/kg
Lindan	120 µg/kg TS (0601 ABC 0-1 m)	1 200 µg/kg
<i>Grundvatten</i>		
DDT	Under detektionsgräns.	0,43 µg/l
DDE	Under detektionsgräns.	0,10 µg/l
DDD	Under detektionsgräns.	3,8 µg/l
Lindan	0,14 µg/l (SWECO 0520, 2005)	0,7 µg/l

8.2 Källor till påträffade föroreningar

8.2.1 Kända impregneringsmedel

Det är inte helt klarlagt vilka klorfenolbaserade impregneringsmedel som använts under olika tidsperioder i Väckelsång. Uppgifter finns om att det tetra-klorfenolbaserade doppningsmedlet Servarex teknisk använts som doppningsmedel 1975. Tomma platsäckar som har innehållit Servarex Teknisk har påträffats, se figur X nedan. Servarex teknisk innehåller ca 7 vikt% penta-CP, ca 8 vikt% tri-CP och ca 47 vikt% tetra-CP.

Det är även troligt att 100% penta-klorfenolbaserade medel har använts.



Figur 8-1 Foto på en tom säck från barktippen i skogen. Säcken har innehållit doppningsmedlet Servarex Teknisk (ett tetra-klorfenolbaserat doppningsmedel).

Kommersiella blandningar av klorfenolbaserade impregneringsmedel innehöll i varierande grad dioxiner. Vid äldre utsläpp av sådana blandningar i mark kan dioxiner till stor del fortfarande föreligga i jorden, inte minst eftersom dioxiner är svårnedbrytbara. Dioxinerna föreligger då framför allt i omättad zon (de har låg mobilitet), speciellt om denna zon innehåller signifikant halt organiskt material till vilket dioxinerna då binds. Klorfenoler är mer mobila än dioxiner varvid de snabbare kan transporteras till djupare lager. Klorfenoler är därtill avsevärt mer biologiskt nedbrytbara än dioxiner varvid det med tiden kommer att kvarstå ökad andel dioxiner.

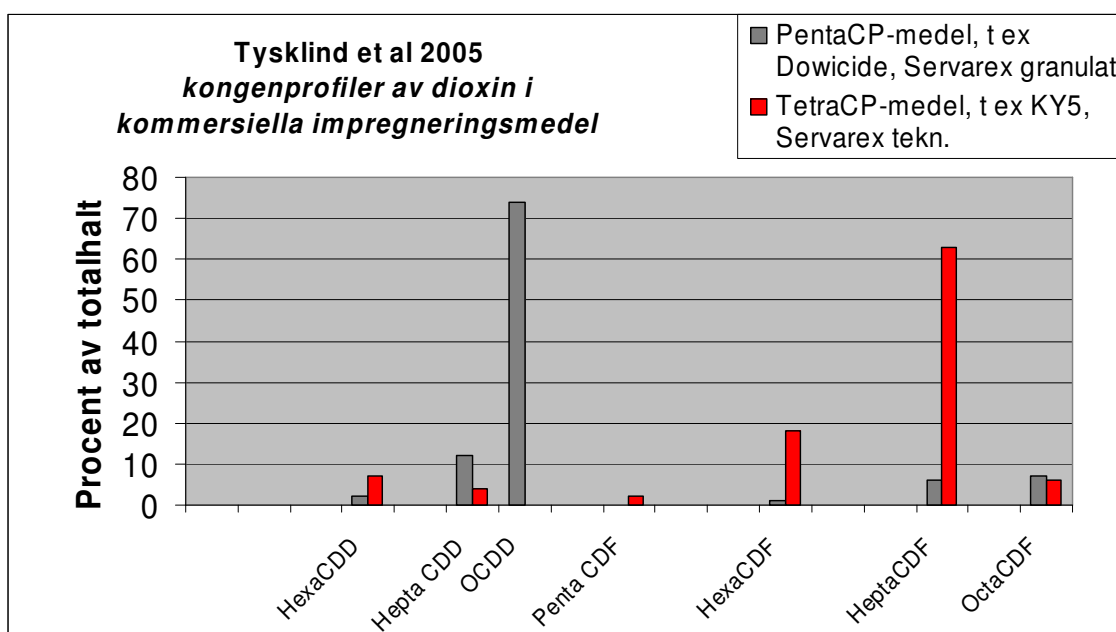
8.2.2 Klorerade bekämpningsmedel

Några studier kring bildning av dioxin som t ex restprodukt vid framställningen av dessa bekämpningsmedel (främst Lindan) har inte påträffats. Ur kemisk synpunkt är det dock inte alls orimligt, snarare troligt, att anta att dioxiner kan bildas vid tillverkningen av dylika klorerade bekämpningsmedel alternativt att dioxin kan bildas spontant i naturlig miljöer om klorerade bekämpningsmedel finns i naturen. Inom ramen för denna huvudstudie så har inte detta utretts vidare.

Uppgifter finns om att Lindan och DDT har använts vid besprutning av obarkat timmer i olika barkupplag i skogen.

8.2.3 Jämförelse med kända dioxinprofiler från olika kommersiella doppningsmedel

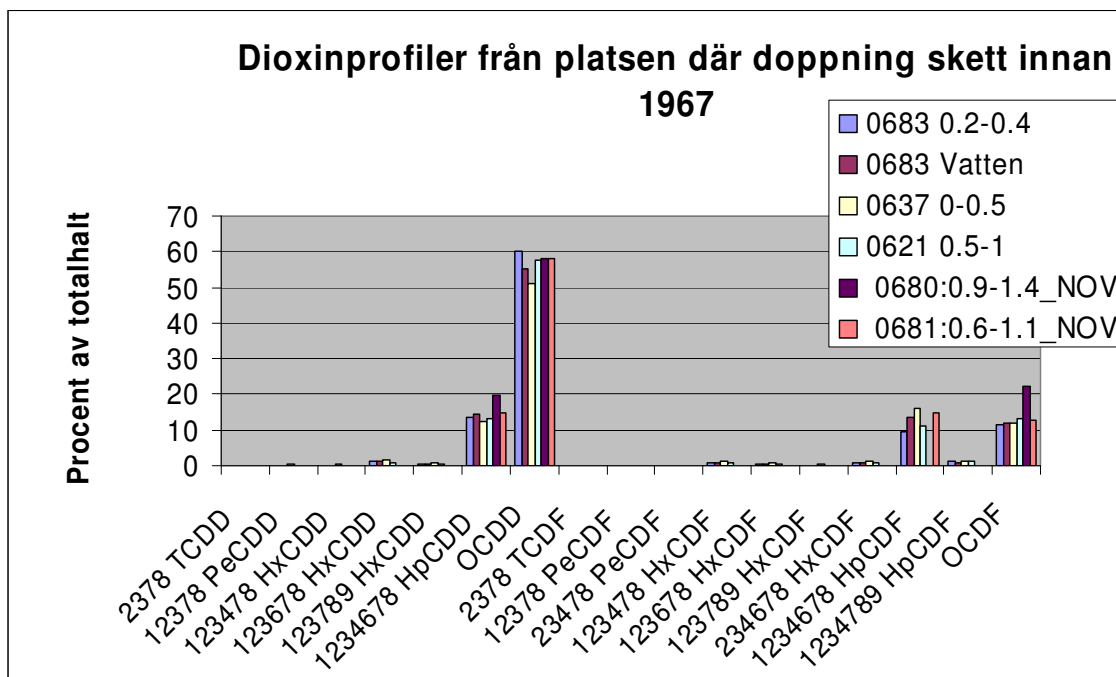
I Figur 8-2 nedan ges information om fördelning av grupper av kongener i olika kommersiella preparat enligt Tysklind m fl. (2005). Genom att jämföra kongenprofilerna i analyserna från Väckelsång så kan en bedömning göras om var och möjligen även när, olika PCP-baserade eller TCP-baserade doppningsmedel användes.



Figur 8-2 Exempel på procentuell fördelning av PCDD/F-profiler i kommersiella pentaklorfenol- och tetraklorfenol-baserade impregneringsmedel. Genom att jämföra dioxinprofilerna i Väckelsång med dioxinprofilerna hos de kommersiella impregneringsmedlen kan en bedömning göras av vilka medel som använts till dopningen i Väckelsång.

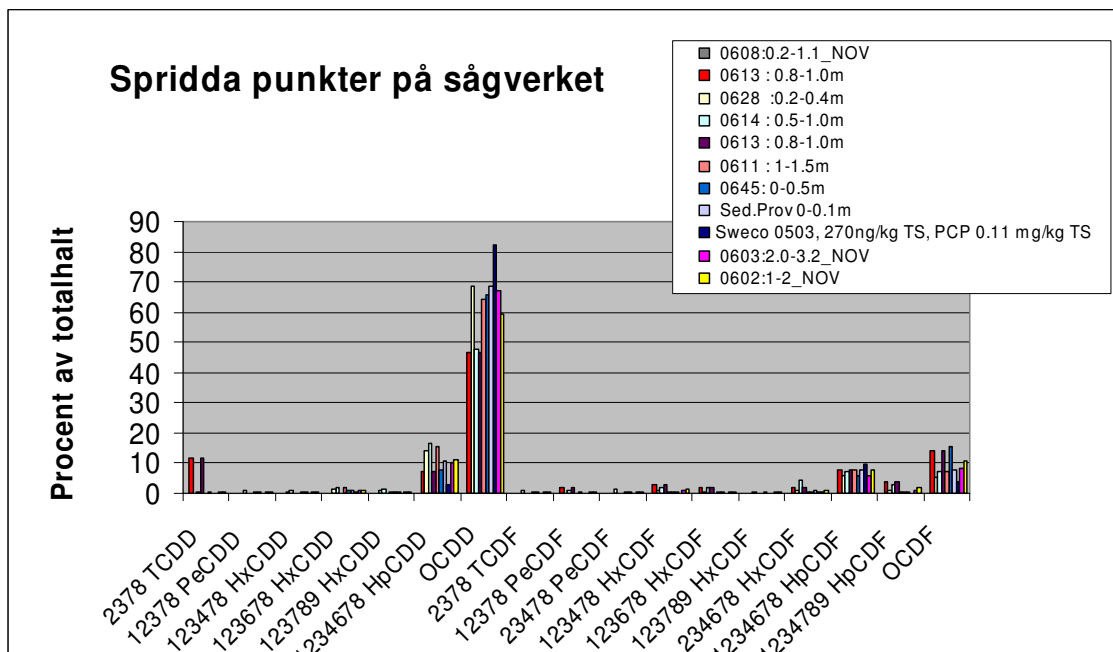
Vid jämförelse av kongenfördelningen av dioxiner från platsen för det tidigaste doppkaret (innan 1967), se Figur 8-3 nedan, med kongenprofilen för de kommersiella preparaten, är det sannolikt att de doppningsmedel som användes i karet huvudsakligen har varit av ett pentaklorfenolbaserat medel (som t ex Servarex granulat).

Spår av klorfenol har påträffats i punkten 0683 på djupet 2,5 meter. Om hanteringen av doppningsmedel varit omfattande här är det inte omöjligt att höga halter av klorfenoler kan finnas på större djup, beroende på hur bergöverytan ser ut i området. Det finns exempel på att fri fas doppningsmedel (framförallt klorfenoler) har påträffats på stort djup under markytan där doppkaren har stått.



Figur 8-3 Procentuell haltfördelning av analyserade PCDD/F-kongener/ grupper i prover uttagna kring området som användes till doppning innan 1967. Kongenen oktaCDD dominerar tydligt. Utseendet tolkas som att penta-klorfenol-baserat doppningsmedel användes innan 1967 (jfr Tysklind m fl 2005).

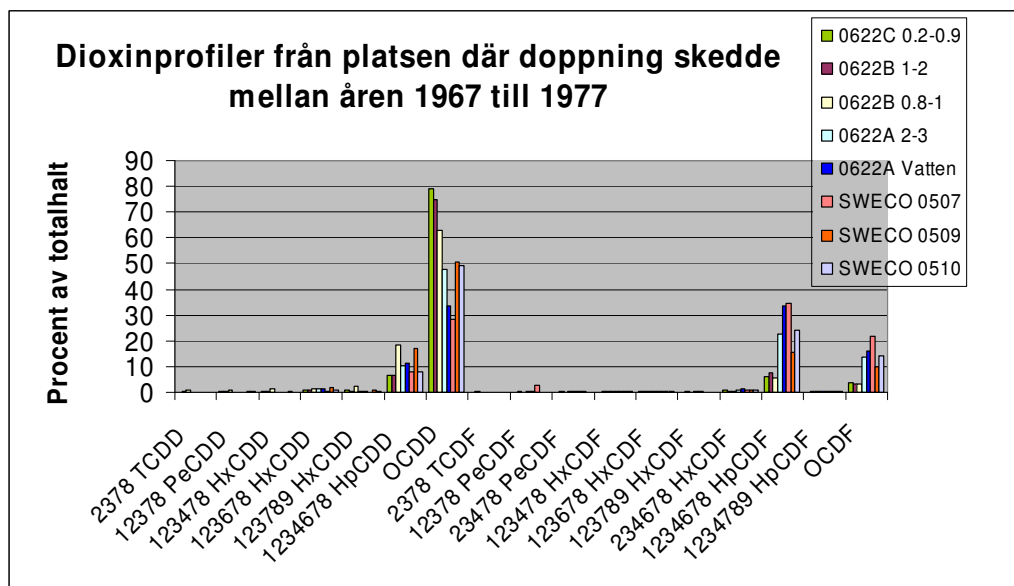
I övriga punkter inom sågverksområdet (som inte tagits vid kända hotspots eller från barklager) indikerar kongenfördelningen att ett PCP-baserat doppningsmedel har använts, se Figur 8-4 nedan.



Figur 8-4 Exempel på procentuell haltfördelning av analyserade PCDD/F-kongener/grupper för ett antal spridda punkter inom sågverksområdet. Kongenen oktaCDD dominerar, vilket indikerar att ett PCP-baserat doppningsmedel använts.

I analyserade prover från platsen där doppning skedde mellan 1967-1977, dominerar i några av proverna dioxinkongenen oktaCDD, medan i andra prover (t ex SWECO 0509) så dominerar heptaCDF, se *Figur 8-5* nedan. Detta indikerar att doppningsmedel av både av typen tetraCP (t ex Servarex teknisk) och pentaCP, kan ha använts här.

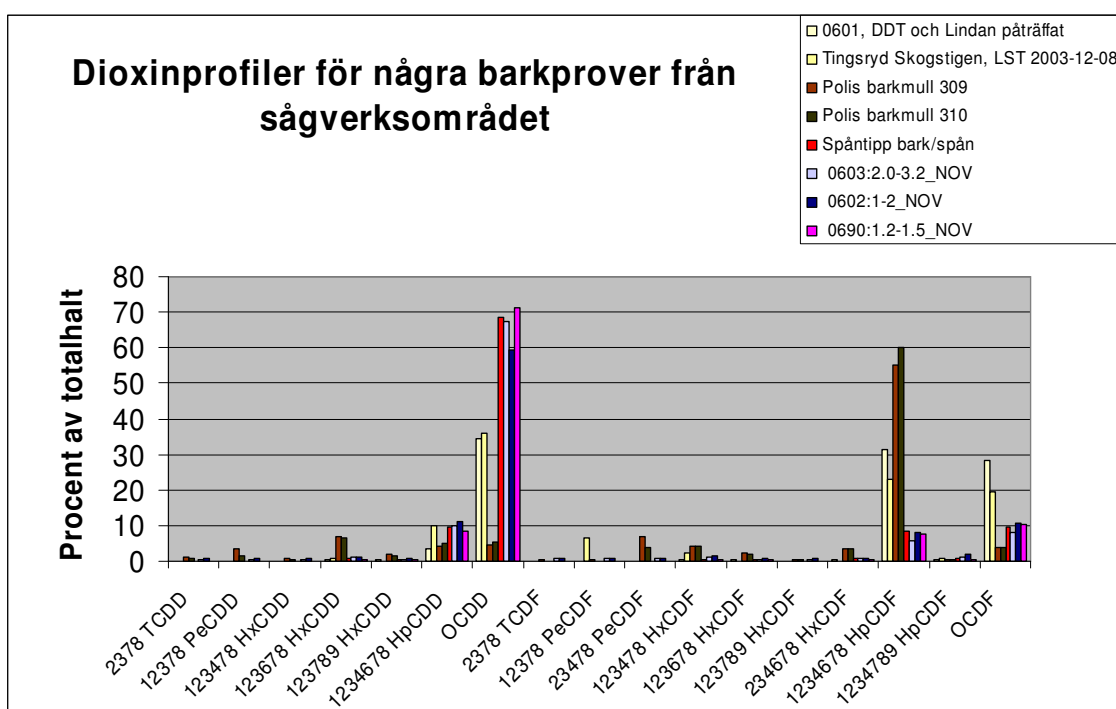
En uppgift finns om att Servarex teknisk användes 1975. En möjlig förklaring kan vara att pentaklorfenolbaserade medel användes i slutet av 60-talet och möjligen början av 70-talet för att sedan gå över till doppning med Servarex teknisk.



Figur 8-5 Procentuell haltfördelning av analyserade PCDD/F-kongener/grupper för prover uttagna kring området som användes till doppning mellan 1967 och 1977. Utseendet tolkas som att både tetra- och pentaklorfenolbaserade doppningsmedel har använts.

Dioxinprofilerna på barkproverna tagna från både det externa barkupplaget i skogen (fastighet Väckelsång 16:1) samt på bark inom sågverksområdet visar i några prover att båda typerna av doppningsmedel sannolikt har använts.

I några prover avviker dock dioxinprofilerna ganska väsentligt från övriga barkprover. Framförallt är andelen oktaCDF högre än vad som setts i de andra proverna (se *Figur 8-5* nedan, proverna "0601" uttaget i samband med denna utredning samt "Skogsstigen" taget av Lst 2003). Någon entydig tolkning till detta finns inte. En hypotes kan vara att dioxinet har en koppling till de klorerade bekämpningsmedlen Lindan och/eller DDT, som båda har påträffats i barkprovet från punkten 0601. Det är även möjligt att nedbrytning eller andra faktorer kan ha förändrat kongensammansättningen.



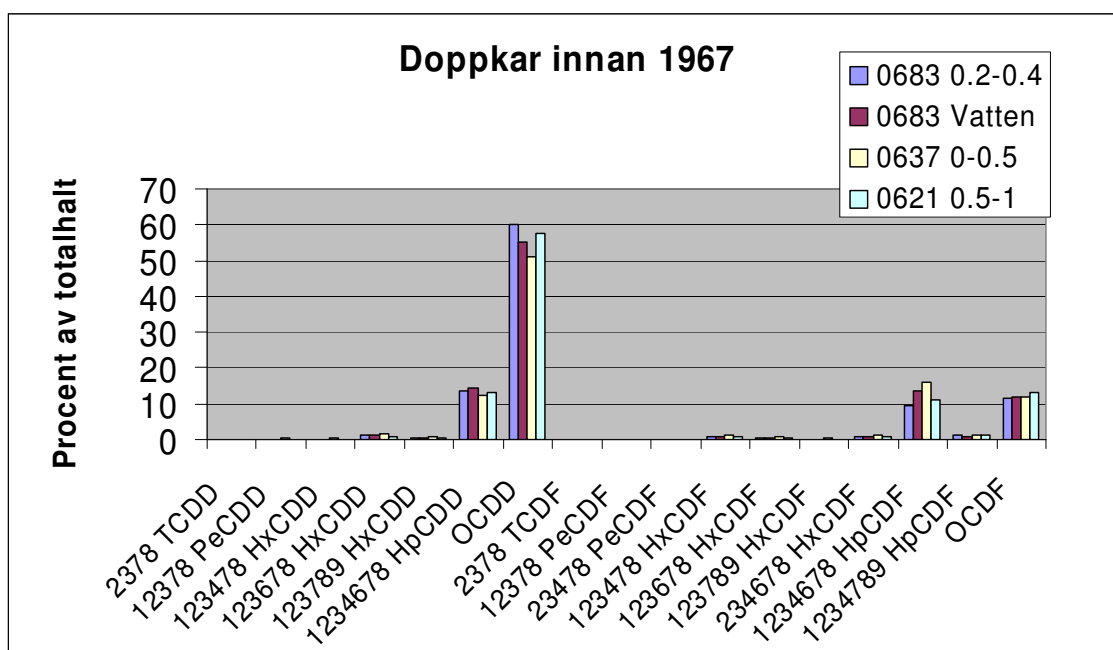
Figur 8-6 Procentuell haltfördelning av analyserade PCDD/F-kongener/grupper för några barkprover. Utseendet tolkas som att både tetra- och pentaklorfenolbaserade doppningsmedel har använts. Två prover avviker från utseendet (0601 och Skogsstigen). Någon entydig förklaring finns inte, en hypotes kan vara att dioxinet i dessa prover har en koppling till de klorerade bekämpningsmedel som påträffats ibland annat 0601.

Sammanfattningsvis kan konstateras att både tetra- och pentaklorfenolbaserade doppningsmedel har använts vid doppningsmedel. Det är rimligt att anta att pentaklorfenolbaserade doppningsmedel användes mest och ganska tidigt i doppningsverksamheten. En övergång till tetraklorbaserade medel kan ha skett under 70-talet och användningen bedöms vara av mindre omfattning än användningen av pentaklorbaserade doppningsmedel. Lindan och DDT har påträffats i några prover. Möjligen kan dessa klorerade bekämpningsmedel även vara en källa till dioxiner i Väckelsång, detta är dock ej bekräftat.

8.3 Utvärdering av föroreningar i grundvatten

Skyddsvärdet av grundvattnet inom sågverksområdet bedöms vara lågt, då inga dricks-vattenbrunnar eller några känsliga ytvattenrecipienter finns i området.

Flera grundvattenprover har analyserats och den högsta halten dioxin har påträffats i grundvattnet i marken under doppkaret som fanns mellan 1967 och 1977 (grundvatten-rör 0622). Halten var här 5900 pg/l i ett prov uttaget i september 2006. Vattnet var grumligt av partiklar vid provtagningstillfället och provet dekanterats hos laboratoriet innan analys. Kongenfördelningen visar att dioxinet med största sannolikhet förekommer partikulärt då de högklorerade dioxinerna och furanerna dominerar och kongenfördelningen motsvarar fördelningen i jord.



Figur 8-7 Diagram som visar kongenprofilerna för de vattenprovet 0683 och några jordprover från samma område. Ingen skillnad syns på kongenfördelningen för jord respektive grundvatten, vilket sannolikt innebär att dioxinet förekommer partikulärt i vattnet. Halten dioxin i vattnet från 0683 var 37 pg/l.

Högklorerade dioxiner/furaner har ännu lägre löslighet än lågklorerade, vilket innebär att transport av dessa sker i princip enbart partikulärt.

Detta bekräftas genom att ett nytt prov togs från rör 0622 i november 2006. Vattnet var vid detta provtagningstillfälle helt klart och halten dioxin drygt 100 gånger lägre (57 pg/l). Även detta prov dekanterades innan analys. De höga halterna dioxin som påträffades vid första provtagningen i 0622 beror sannolikt på att vattnet slammats upp vid installationen av röret. Halten vid det andra provtagningstillfället bedöms vara mera representativt för grundvattnet.

Även den förhöjda halten dioxin i 0683 (37 pg/l) beror sannolikt på att jordpartiklar grumlats upp vid provtagningen med hänsyn till kongenfördelningen (se Figur 8-7 ovan).

I *Tabell 6-VI* ovan redovisas en sammanställning av utförda vattenanalyser avseende dioxin, klorfenoler och klorerade bekämpningsmedel. Utöver detta har en rad olika andra parametrar analyserats t ex DOC, pH, konduktivitet, alkalinitet osv. För de kompletta analysresultaten hänvisas till analysrapporterna i *bilaga 5*. Grundvattenrörens lägen redovisas i *bilaga 1*.

Något svenskt riktvärde för *dioxin* i grundvatten finns ej. För vägledning av haltnivåer kan nämnas de nederländska "Target and intervention values" som kombinerar ekologiska och humana hälsovärden för olika föroreningar (Minvrom, 2000). För dioxin i vatten gäller att "Indikativ nivå – allvarlig förorening" är 1 pg/l. Detta värde togs fram utifrån "toxicity equivalents based on the most toxic compound". Detta är alltså ett indikativt värde, ej något interventionsvärde. Med indikativt värde menas att halt över angivet värde är en indikation på att grundvattnet är allvarligt förorenat. Med interventionsvärde menas att värdet motsvarar den maximalt tolerabla halt över vilken sanering krävs, förutsatt att minst 1 000 m³ grundvatten har halt över ovan angiven indikativ haltnivå.

Ett interventionsvärde för dioxiner som motsvarar "serious risk concentration (SRC), groundwater" satte nederländska RIVM år 2001 att motsvara 3,1 pg/l (RIVM, 2001). Observera att detta inte är en gräns till vilken sanering skall nå ned till utan istället en haltgräns då sanering anses krävas. De nederländska värdena är framtagna med hänsyn till visst nyttjande av grundvattnet.

Svenska riktvärden saknas även för *Lindan*. Det nederländska interventionsvärdet är 0,7 µg/l. Klorerade bekämpningsmedel har undersökts i ett flertal grundvattenprover och Lindan har påträffats i en punkt 0520 i barkupplaget (SWECO 2005). Detta är det enda prov där klorerade bekämpningsmedel har påträffats i grundvattnet. Halten, 0,14 µg/l är lägre än interventionsvärdet.

Inte heller för *klorfenoler* finns några svenska riktvärden i grundvatten. Det nederländska interventionsvärdet är 85 µg/l för pentaklorfenol. Den högsta halt som påträffats inom sågverksområdet är 0,15 µg/l (vatten från gv-rör 0683).

Inom sågverksområdet i Väckelsång kommer grundvattnet inte att användas till dricksvatten. De nederländska interventionsvärdena överskrids avseende dioxin främst i de områden där doppning genomförts (rör 0622 och 0683). Metodiken för SWECO:s provtagning 2005 i rör 0511 (140 pg/l) är inte redovisad. Med hänsyn till dioxinets egenskaper och förekomsten av de högklorerade kongenerna är det rimligt att anta att påträffade dioxinhalter förekommer i partikulär form. Spridning av mindre partiklar i grundvattnet är begränsad och inga skyddsvärda recipienter finns i närheten.

Påträffade halter av föroreningar i grundvattnet bedöms inte föranleda några ytterligare undersökningar eller kontrollåtgärder. Hur stor spridning av dioxin som maximalt kan komma från sågverksområdet med grundvattnet har beräknats med hjälp av en konceptuell grundvattenmodell i nedanstående avsnitt.

8.4 Konceptuell grundvattenmodell och bedömd spridning av dioxin med grundvattnet

För att bedöma grundvattenflöden och möjliggöra en kvantifiering av mängden dioxin som kan spridas med grundvattnet, har en konceptuell grundvattenmodell för Väckelsång tagits fram. Den konceptuella modell grundar sig på undersökningsresultat och inventering avseende t ex geologiska och hydrologiska förhållanden i Väckelsång.

8.4.1 Geologi

Geologiskt kännetecknas området runt Väckelsång främst av morän, torv och berg i dagen, utifrån jordartskartan från 1872. Från brunnsarkivet ses att omkringliggande brunnar har ett jorddjup som varierar mellan 3,5 upp till hela 9 meter, där jorden troligtvis främst är i form av morän. I och med att berg syns i dagen på flera ställen är jorddjupet sannolikt inte så stort. Enligt undersökningar utförda av SGI och tidigare undersökningar av SWECO (2002 och 2005), uppskattas en mäktighet på ungefär 2 – 4 m inom området, med lägst mäktighet i de södra, sydvästra delarna av området.

8.4.2 Markförhållanden i undersökningsområdet

Markytorna i området är till största delen grusade och bedöms vara genomsläpplig. Jordarterna består av grusiga sandiga fyllnadsmassor och siltig sandig morän.

8.4.3 Topografi

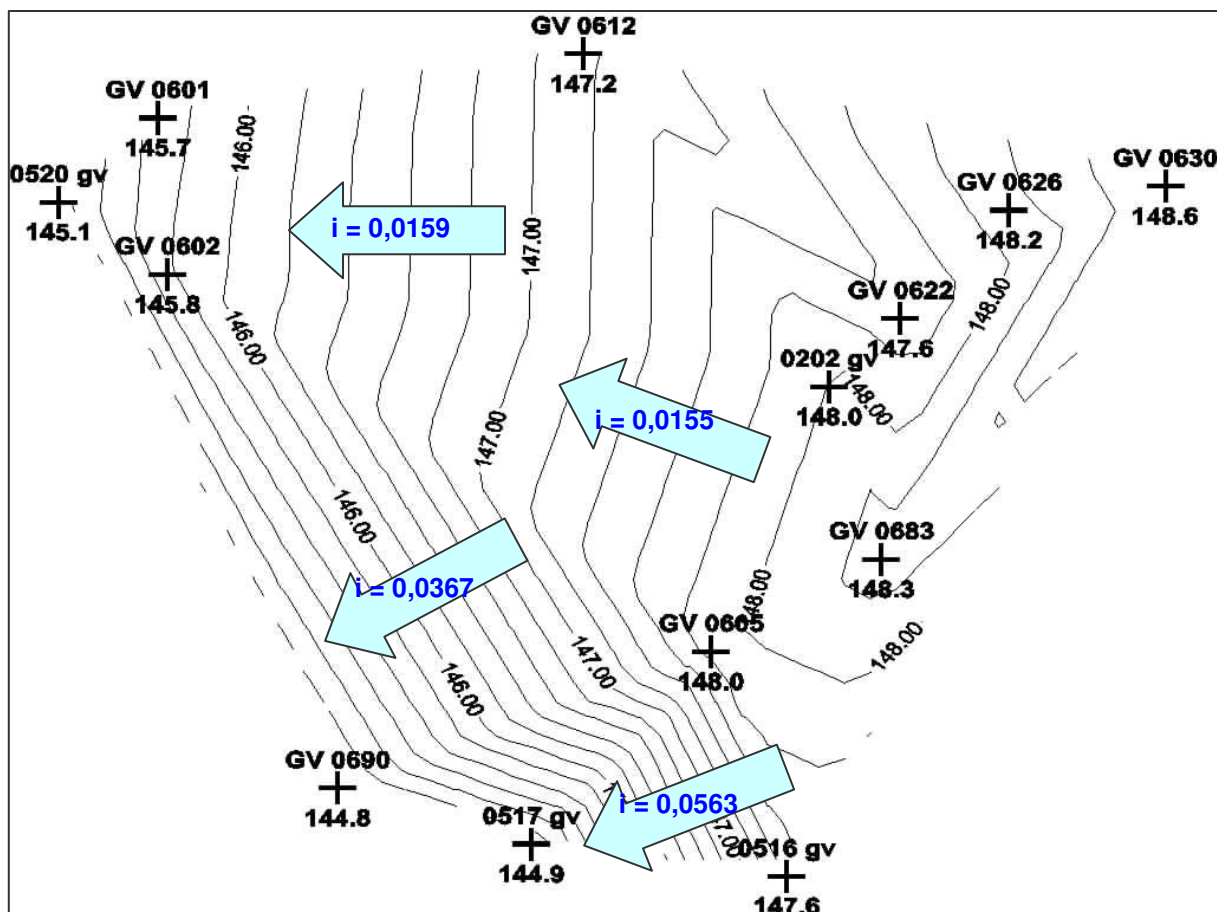
Undersökningsområdet undantaget barkdeponin har en ungefärlig höjd över havet på mellan 147 och 149 m, i den nordvästra respektive den sydöstra delen. Barkdeponin höjer sig ca 4,5 m över markytan där den är som högst. Direkt öster om området finns en mindre sänka, men därefter höjer sig markytan något igen. Den generella lutningen på markytan är i nordöstlig – sydvästlig riktning, med lägre liggande områden i sydväst.

8.4.4 Hydrogeologi

Grundvattenytan i området har tagits fram baserat på mätningar från 31 oktober 2006, se *Figur 8-8* nedan. I figuren ses att avrinningen från området sker i ungefär västlig riktning, mot de diken som dränerar området och som leder vattnet vidare i sydvästlig riktning. Det finns inte någon tydlig slutrecipient i området men väst och sydväst om undersökningsområdet i Väckelsång finns det torvområden som tyder på tillrinning till dessa områden och dålig avvattning.

Gradienten varierar i området och har beräknats till mellan 1,6 – 5,6 %, ett viktat medel har beräknats till 2,5 %, något högre än det SWECO uppskattat tidigare. Grundvattenytan ligger ca 1 – 0,5 meter under markytan och grundvattenbildningen i området är enligt Rodhe et al. (2006) ca 225 – 300 mm/år i morän och finmaterial. Den hydrauliska konduktiviteten i morän kan variera starkt, beroende på om moränen är grusig, sandig, siltig eller lerig, från 10^{-5} – 10^{-10} m/s. Här bedöms moränen vara relativt genomsläpplig, en sandig eller grusig morän, vilket borde motsvara en hydraulisk konduktivitet på ca 10^{-6} – 10^{-7} m/s.

Överslagsmässigt har grundvattenutströmningen från området beräknats genom den årliga grundvattenbildningen i området. Ytan beräknas till ca 56 000 m² och grundvattenbildningen ligger mellan 225 – 300 mm/år. På området finns inte mycket ytor som är hårdgjorda, det är en byggnad och ett dopningskar, i övrigt antas nederbörden infiltrera på området. Det ger en grundvattenbildning på ca 12 600 – 16 800 m³/år i området. Sett över ett år antas grundvattenbildningen vara detsamma som mängden vatten som flödar ut från området. Grundvattenmodellen redovisas i *bilaga 4*.



Figur 8-8 Grundvattenrör, nivåer och gradienter i undersökningsområdet i Väckelsång. En kartbild med sågverksområdet och grundvattenmodellen redovisas i *bilaga 4*.

De slutsatser man kan dra om grundvattenströmningen i Väckelsång är att det huvudsakliga flödet sker åt väst/sydväst (se *Figur 8-8* ovan), men det kan inte uteslutas att en tillfällig avrinning sker åt andra håll. Det finns bl a en sänka som tidvis vattenfylls strax öster om undersökningsområdet. En vidare strömning österut är dock inte troligt, utan troligtvis sker avvattningen väst/sydväst från sänkan när förhållandena återställs.

8.4.5 Spridning av dioxin med grundvattnet

Baserat på den totala grundvattenströmningen från området som uppskattades m h a grundvattenbildningen, kan en överslagsmässig total mängd dioxin räknas ut som transporteras från området varje år.

Från *tabell X* ses att sannolikheten att mer än 1 µg dioxin transporteras från området per år via grundvattnet är 0,5. Sannolikheten att mer än 50 µg dioxin transporteras från området per år via grundvattnet är liten, 0,025.

Några av de högsta halterna dioxin i grundvattnet som uppmäts inom området är 57 pg/l (0622_november) och 140 pg/l (SWEKO 2005). Om vi antar att allt grundvatten som passerar området har dessa halter, erhålls att 1 mg till 2,4 mg dioxin sprids från sågverksområdet varje år (grundvattenbildningen multiplicerat med halten dioxin i vatten). Detta är med största sannolikhet en överskattning. Den totala mängden dioxin inom sågverksområdet har beräknats till mellan 1 och 5 gram (se kapitel 8.9 nedan)

Tabell 8-II Beräknad total mängd dioxin som årligen transporteras ut från området, baserat på de föroreningshalter som påträffats i jord och bark. Om halten dioxin i marken är 370 ng/kg TS innebär detta en ungefärlig spridning av dioxin på 0,03 mg/år.

Percentil	Total mängd dioxin inom sågverksområdet	Om halten dioxin i jorden är (ng/kg TS):...	...så beräknas spridning av dioxin från sågverksområdet till (mg/år):
50,0%		18	0,001
95,0%	1- 5 gram	370	0,03
97,5%		620	0,05

Sammanfattningsvis kan konstateras att den årliga spridningen av dioxin med grundvattnet från sågverksområdet är i storleksordningen ett tiotal µg dioxin upp till maximalt några enskilda mg.

Ur risksynpunkt bedöms detta inte vara betydande, framförallt på grund av ett att en skyddsvärd yt- eller grundvattenrecipient saknas i närheten av sågverksområdet.

Några fördjupade studier eller mer ingående osäkerhetsbedömningar har därför inte utförts inom ramen för denna huvudstudie.

8.5 Beräkning av platsspecifika riktvärden

8.5.1 Förutsättningar - val av beräkningsmodell

Framtagande av platsspecifika riktvärden (PSR) ingår vanligen i en fördjupad riskbedömning. Dock bör PSR inte ensamma användas som verktyg för att bedöma t ex åtgärdsbehov eller risker på platsen.

För beräkning av platsspecifika riktvärden i Väckelsång används i första hand den beräkningsmodell för förorenade områden som presenterades som en remiss under 2005 av Naturvårdsverket. Remissversionen är vid tidpunkten för denna utredning ännu ej kvalitetsgranskad i alla olika aspekter, vilket bör tas i beaktande. Naturvårdsverkets tidigare modell för beräkning av riktvärden presenterades 1996 och mycket av de data som då användes i modellen har reviderats och uppdaterats i remissversionen. Vad gäller dioxiner har en genomgripande revidering genomförts, t ex avseende fysikaliska –

kemiska egenskaper, data avseende upptag i växter samt riktvärden för effekter i mark-miljön.

Remissversionen bedöms vara den mest relevanta modellen för att beräkna platsspecifika riktvärden med avseende på dioxin. En skuggberäkning med Naturvårdsverkets generella modell från 1996 (NV 4638 samt NV 4639) har även genomförts för att kunna jämföra platsspecifika riktvärden från respektive modell.

8.5.2 Nuvarande och framtida markanvändning

Hur ett markområde kommer att användas inom överskådlig framtid (20-30 år) får stor betydelse för både riskbedömningen som helhet och de platsspecifika riktvärdena.

Idag används sågverksområdet i begränsad omfattning. Det finns några lokala aktiva klubbar/föreningar i den gamla sågverksbyggnaden (motorcykelklubb, skytteförening etc). Stigar och spår av mopeder/terrängmotorcyklar tyder på att människor rör sig inom området, även om detta troligen är i begränsad omfattning. Sågverket bedöms inte användas som rekreationsområde för t ex svamp- och bärplockning, promenader, lek eller andra fritidsaktiviteter i någon större omfattning. Det kan däremot inte uteslutas att området i framtiden kommer att utnyttjas i högre grad till rekreation.

Fristående enfamiljshus och ett servicehus för äldre finns i anslutning till sågverksområdet. Några planer på att uppföra bostäder inom undersökningsområdet finns inte idag och det bedöms inte heller vara troligt att bostäder kommer att uppföras inom överskådlig framtid.

Ur exponerings- och risksynpunkt har bland annat följande beaktas vid beräkning av PSR:

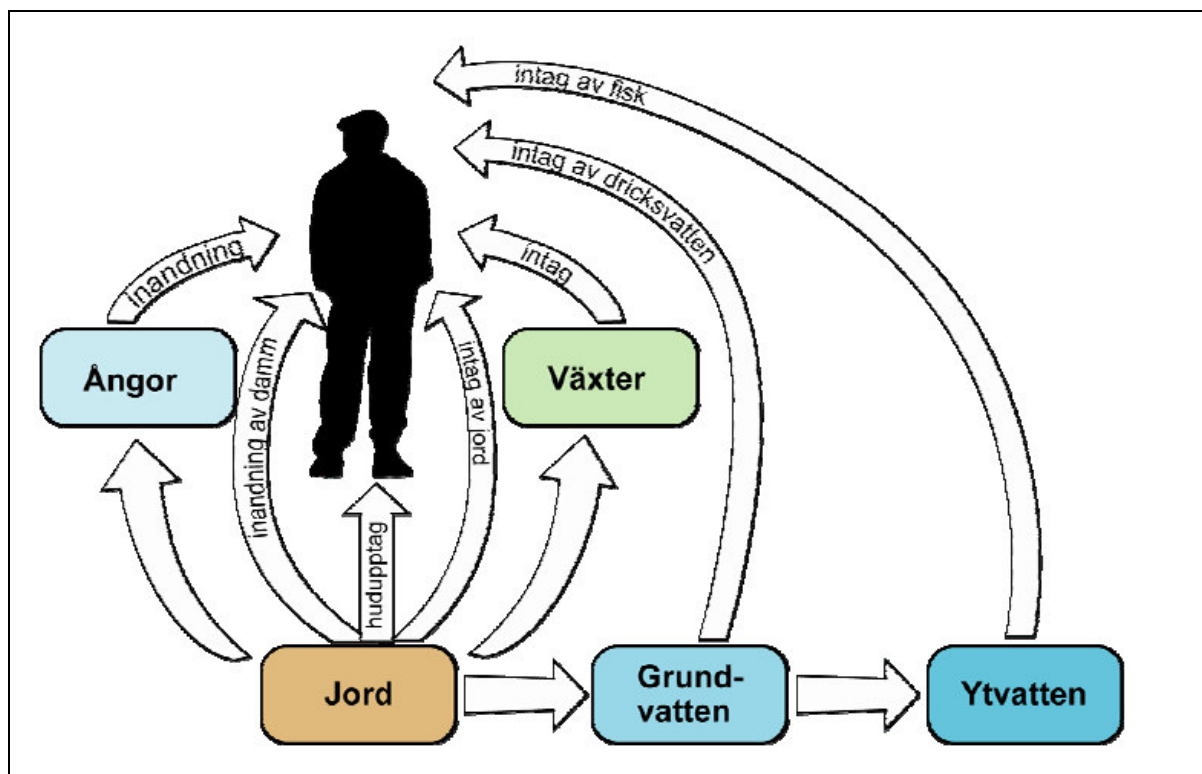
- Riktvärdena bör tillåta att barn och vuxna kan utnyttja sågverksområdet som rekreations- och strövområde i större omfattning än vad som sker idag.
- Bär- och svampplockning bör kunna tillåtas.
- Närheten till bostäderna bör beaktas med hänsyn till exempelvis exponering för luftburna partiklar som kan uppkomma genom t ex bränder i barkupplaget eller damning under torra sommar dagar.
- Bostäder, dagis eller skolor förutsätts att inte uppföras inom sågverksområdet.
- Dricksvattenbrunnar finns inte inom området idag och förutsetts inte att anläggas i framtiden. Två grävda brunnar finns i anslutning till sågverksområdet och vattnet ska kunna användas till bevattning. Samtliga fastigheter i sågverksområdets närhet är anslutna till det kommunala dricksvattnet. Grundvattnet inom sågverksområdet bedöms inte vara skyddsvärt.
- Det finns inga sjöar eller vattendrag i områdets närhet som kan utnyttjas till fiske.

8.5.3 Övergripande exponeringsförutsättningar

Exponeringsförutsättningarna i ett förorenat område har en avgörande betydelse för vilka halter som kan tillåtas i marken utan att TDI-värdena överskrids och risken därmed anses vara oacceptabelt hög. Val av exponeringsförutsättningar bör därför noga övervä-

gas med avseende på de rådande förhållandena och rimligheten i valen. I de fall där osäkerheter råder bör ”värsta fallet”, så långt som kan anses vara rimligt, användas.

En människa kan komma i kontakt med (exponeras för) föroreningarna på olika sätt. De exponeringsvägar som Naturvårdsverket beaktar finns redovisas nedan i *Figur 8-9*.



Figur 8-9 Exponeringsvägar som beaktas vid framtagande av platsspecifika riktvärden (från Naturvårdsverkets rapport 4638).

Nedan redovisas de exponeringsförutsättningar som föreslås för Väckelsångs sågverksområde. Utgångspunkt i beräkningarna är att Väckelsångs sågverk är ett rekreativsområde/naturmark där olika typer av föroreningsverksamheter förekommer i området, se kapitlet om markanvändning ovan.

De olika exponeringsvägarna för hälsobaserade riktvärden diskuteras övergripande nedan. Exakt vilka exponeringsantaganden som gjorts och för vilka djup (antal dagar, avsteg från Naturvårdsverkets modeller osv), redovisas nedan i *Tabell 8-III*.

- **Intag av jord** – Sågverksområdet betraktas som tillgängligt för allmänheten och både vuxna och barn skall kunna använda området till rekreation, strövområde och liknande. Förekomsten av bränder i barkupplaget beaktas genom att öka det dagliga intaget av jord (och partiklar större än 10 µm) med en faktor 2.
- **Hudkontakt med jord/dammpartiklar** – Principiellt används samma utgångspunkt som för intag av jord. Närheten till bostadsområden och förekomsten av bränder i barkupplaget beaktas genom att anta en exponeringstid för hudkontakt som motsvarar bedömd exponering i ett bostadsområde (känslig markanvändning).

- **Inandning av damm** – Principiellt samma utgångspunkt som för intag av jord och hudkontakt. Närheten till bostadsområden och förekomsten av bränder i barkupplaget beaktas genom att anta en exponeringstid för inandning av damm som motsvarar bedömd exponering i ett bostadsområde (känslig markanvändning) samt genom att öka bedömd koncentration av partiklar i utomhusluften med en faktor 10.
- **Inandning av ångor** – Dioxin och tyngre klorfenoler förekommer inte i ångfas förutom vid extremt höga halter. Risken för inandning av ångor vid vistelse i sågverksbyggnaden eller i eventuella framtida byggnader som uppförs in området är således mycket liten. Exponeringsvägen beaktas, men får mycket liten betydelse för de platsspecifika riktvärdena.
- **Intag av växter** – Grönsaker odlas inte idag och bedöms inte heller att komma att odlas inom området inom en överskådlig framtid. Svamp- och bärplockning skall däremot tillåtas och hänsyn tas till detta vid beräkning av riktvärden.
- **Intag av grundvatten** – Grundvattnet inom sågverksområdet nyttjas inte som dricksvatten och ligger heller inte inom någon skyddszon för grund- eller ytvattentäkt. Grundvattnet bedöms ej vara skyddsvärt. Skydd för närliggande grävda brunnar beaktas.
- **Intag av fisk** – Inget närliggande ytvatten finns där fiske kan bedrivas. Exponeringsvägen stryks därför helt.

Miljöriskbaserade riktvärden tar hänsyn till det ekologiska systemet i marken samt det ekologiska systemet i närliggande recipienter. De olika miljöriskbaserade antagandena diskuteras övergripande nedan:

- **Ekosystem i marken** – Ekosystemet i marken bedöms vara aktivt och skyddet har satts till motsvarande känslig markanvändning ytligt och motsvarande mindre känslig markanvändning på djup större än 1 meter under markytan. För barkupplaget har ett skydd motsvarande MKM satts för alla djup.
- **Ekosystem i närliggande recipienter** – Inga närliggande skyddsvärda recipienter finns i anslutning till sågverksområdet. Ett dagvatten- och dikessystem finns kring området och ett prov har tagits i diket nedan barkupplaget. Närmaste mindre sjö är Agnasjön ca 1 km sydväst om undersökningsområdet. Skydd av recipienten beaktas med de generella antagandena (enligt remissversion NV 2005) för ett ytvattendrag. Med hänsyn till avståndet till recipienten bedöms inte en platsspecifik ytvattenmodell vara nödvändig.

8.5.4 Djupindelning av riktvärdena

Hälsobaserade riktvärden bygger bl a på bedömning av längden av exponeringstid för föroreningarna. De övre jordlagren har möjlighet att vara tillgängliga under en längre tid för mänsklig exponering än djupare lager varvid exponeringstid alltså kan variera med djupnivån.

I Väckelsång bedöms nivån 1 m u my vara rimlig nivågräns. Inom nivån 0-1 m u my görs bedömningen att det på längre sikt föreligger potential för att naturliga processer (t.ex. tjälning, sättningar, kapillärsugning) och mänskliga aktiviteter (t ex grävning), kan bringa jord upp till en nivå som resulterar i mänsklig tillgänglighet. För föroreningar belägna på större djup än 1 m u my ansätts kortare exponeringstider än för den ovanliggande nivån upp till markytan. Ur risksynpunkt är det viktigt att inte alltför stora skillnader i exponeringsantaganden föreligger mellan olika marknivåer då omblandning eller framtida marknivåförändringar inte kan uteslutas.

Sågverksområdet är beläget i direkt anslutning till bostadshus med familjer och möjligheter att barn kommer att utnyttja området beaktas. Som nämnts ovan bedöms området ha potential att delvis kunna omvandlas till rekreationsområde (parkområde).

8.5.5 Platsspecifika exponeringsantaganden

Exponeringsantaganden för yttlig jord, 0-1 m u my

I *Tabell 8-III* ges förslag på platsspecifika exponeringstider som bedöms rimliga för olika markdjup. De generella exponeringstiderna för ett parkområde (NV 2005) är medtagna som jämförelse.

Den generella exponeringstiden för intag av jord bedöms i ett parkområde vara ca 80 dagar/år för både barn och vuxna. Det genomsnittliga dagliga intaget av jord och partiklar större än 10 µm bedöms uppgå till 150 mg/dag för barn och 50 mg/dag för vuxna och biotillgängligheten vid oralt intag av förorenad jord och förorenade partiklar antas vara 1 (NV 2005).

I Väckelsång har exponering genom oralt intag bedömts ske som högst 80 dagar per år sett över en längre tidsperiod, d v s samma exponeringsantaganden som för parkmark enligt NV 2005. Även med hänsyn till bränder i barkupplaget och den partikelspridning som kan tänkas uppstå under kortare perioder, bör exponeringsantagandet vara rimligt. Här saknas dock empiriska data och antagandena baseras på en bedömning av exponeringstiderna under lång tid. Under kortare perioder med bränder med låga temperaturer kan en betydligt högre partikelexponering antas (se t ex Räddningsverket 2006, koncept), men sett under en längre tidsperiod (10-15 år) bedöms de genomsnittliga TDI-värdena inte komma att överskridas. Som en extra säkerhet har dock ett dagligt intag av 300 mg antagits för barn och 100 mg för vuxna, d v s två gånger högre än generella exponeringen. Till följd av detta blir även den integrerade långtidsintaget dubbelt så högt (3 mg/kg och dag) som i Naturvårdsverkets generella och remissmodell (1,5 mg/kg och dag).

Exponering för jord och damm genom hudkontakt förekommer när förorenad jord fastnar på huden och föroreningarna tas upp i kroppen. I remissmodellen används exponeringen 5100 mg/m² hud. Baserat på hudarean beräknas den dagliga exponeringen till

1400 mg för barn och 900 mg för vuxna. Även för hudexponering används en biotillgänglighetsfaktor på 1, d v s all förorening bedöms vara tillgänglig för upptag genom huden. Exponeringstiden i remissmodellen är för parkmark satt till 40 dagar för både barn och vuxna, sett över en längre tidsperiod. I bostadsområden är exponeringstiden satt till 80 dagar för barn och 45 dagar för vuxna (bostadsområde här likställt med känslig markanvändning, KM). Detta innebär att en vuxen person under sin livstid i genomsnitt exponeras för 3 mg jord/kg kroppsvikt och dag, vilket överensstämmer med NV2005 och NV1996.

I Väckelsång antas exponeringsförhållandena vara samma som för bostadsområden. Antagandet beror på att bostadsområden finns i anslutning till sågverksområdet och att en exponering motsvarande känslig markanvändning därmed inte kan uteslutas. Exponeringstiden beror främst av hur man bedömer exponeringstiden för bar hud under en längre tidsperiod, vilket i sin tur främst beror på väderlek, val av kläder osv. För Väckelsång har exponeringstiderna satts till 80 dagar per år för barn och 45 dagar per år för vuxna, i enlighet med antagandena för bostadsområden. Förekomsten av bränder kan teoretiskt ge en högre partikelexponering än vad som antagits i modellen, dock bedöms inte exponeringstiden eller ytan exponerad (bar) hud förändras.

Exponering genom inandning av damm (partiklar mindre än 10 µm) bedöms främst ske från de ytliga jordlagren. Inandning av större partiklar hanteras genom exponeringsvägen oralt intag, då större partiklar fastnar i lungornas flimmerhår och därför hamnar i svalget. Exponeringstiden har som en extra säkerhet satts till 365 dagar per år (motsvarande antagen exponering för bostadsområden). Data och mätningar av partikelkoncentrationen i luft vid olika tillfällen och avstånd från sågverksområdet saknas för Väckelsång, och därför har som en extra säkerhet partikelkoncentrationen antagits vara 10 gånger högre (0,7 mg/m³) än vad som angivits i remissmodellen.

Exponeringsvägen inandning av ånga har liten påverkan på beräkningen av PSR, då varken dioxin eller klorfenoler är flyktiga. Inandning av ånga förutsätts dock ske under 80 dagar per år.

Ekosystemet i marken ges högsta möjliga skydd motsvarande känslig markanvändning (KM).

Exponeringsantaganden för jord på djup större än 1 m

Exponeringen av föroreningar från jord som ligger djupare än 1 meter under markytan minskar avsevärt. Damning, hudkontakt, oralt intag är exponeringsvägar som i praktiken ofta helt försvinner. Dock kan t ex markarbeten eller marknivåförändringar (sänkning av marknivån) innebära att massor från större djup kommer upp i ytan och därför kan bidra till föroreningsbelastningen. Hänsyn måste även tas till exponering under själva markarbetena för de personer som arbetar med massorna. Mot bakgrund av detta har inte någon av exponeringsvägarna som antagits vara aktiv för motsvarande yttlig jord avskrivits för djup större än 1 meter, utan endast justerats vad gäller exponeringstiderna. Vidare har samma exponeringsantaganden för koncentrationen av damm i utomhusluft och mängd oralt intag av jord som för de ytliga massorna antagits i beräkningarna.

Exponeringstiden för inandning av damm, oralt intag och hudkontakt har satts till 10 dagar per år, vilket tillåter kortvariga markarbeten eller att mindre volymer förorenade massor kommer upp i ytan. Inandning av ångor förändras ej (80 dagar). Intag av växter,

dvs bär, svamp etc, har minskats till ca 200 gram per år. Sammantaget innebär detta att mindre volymer av massor från större djup kan tillåtas ytligt.

Markekosystemet på större djup är mindre utvecklat än hos yttligare massor. Ett skydd för markekosystemet motsvarande mindre känslig markanvändning (MKM) har använts. Storleken av det förorenade området har approximativt satts till 200 gånger 50 meter (motsvarande ytan hos barkupplaget).

Halten organiskt kol har viss betydelse för beräkandet av PSR. I Naturvårdsverkets modeller antas att 2 vikt % organiskt kol finns i jorden. I barkupplaget är halten betydligt högre (ca 15 vikt %). Justering för detta har inte genomförts med avseende på hälsobaserade riktvärden (dioxin). I praktiken innebär detta att risken överskattas något för dioxin i barkupplaget, då en högre halt organiskt material ger något högre hälsobaserade riktvärden.

Human- och miljörisker avseende dioxiner

För dioxinerna i Väckelsång är det humanrisk som styr det platsspecifika riktvärdet. Som nämnts inledningsvis i detta kapitel är dioxinernas miljörisk i Väckelsång underordnat humantoxriskerna. De miljöriskbaserade riktvärden som detta baseras på är för 0-1 m u my generellt miljöriktvärde för dioxin i KM-område samt för > 1 m u my generellt miljöriktvärde för MKM-område (250 ng/kg TS resp. 2 000 ng/kg TS). Föreslagna platsspecifika riktvärden för dioxiner ges nedan i *Tabell 8-IV*.

Human- och miljörisker avseende klorfenoler

Med de exponeringsförutsättningar som antas för Väckelsång är miljöriskerna styrande vid beräkning av platsspecifika riktvärden för klorfenoler. De hälsoriskbaserade platsspecifika riktvärdena är markant högre än de miljöriskrelaterade riktvärdena.

De platsspecifika riktvärden som föreslås gälla för markmiljön i Väckelsång (enligt NV 2005), baseras bl a på information som har tagits fram av Elert och Jones (2004). Det gjordes en ingående utvärdering av ett nytt omfattande dataunderlag framtaget av nederländska RIVM (2001b). Därtill togs hänsyn till "Dutch C-value ecotox" angivna i NV (1997b).

Markmiljöbaserade riktvärden är, enligt Naturvårdsverkets beräkningsmodell, starkt beroende av halten organiskt kol i jorden. I barkupplaget är halten organiskt kol betydligt högre än vad som antas i Naturvårdsverkets modeller, vilket innebär att en högre halt av klorfenoler kan tillåtas i upplagen med ett bibehållet skydd för markmiljön. Inom övriga markytor (ej barkupplag) antas dock att halten organiskt kol överensstämmer med Naturvårdsverkets modeller.

Vidare bedöms även att det markeologiska systemet i barkupplaget inte ha lika högt skyddsvärde som övriga markområden. Vad avser miljörisker i barkupplaget har därför halten organiskt kol justerats till 15%. Föreslagna platsspecifika riktvärden för klorfenoler ges i *Tabell 8-IV* nedan .

Sammanfattning av exponeringsantaganden

I *Tabell 8-III* nedan har de olika platsspecifika antagandena för Väckelsång sammanställts. Dessa styr i sin tur de föreslagna platsspecifika riktvärdena som redovisas i tabell *Tabell 8-IV* nedan.

Tabell 8-III. Sammanställning av exponerings- och modellantaganden för Väckelsångs sågverk.

Hälsorisker			"Parkmark" NV 2005
Exponeringsväg	Djup 0–1 m	Djup > 1 m	(Ingen djupindelning)
<u>Intag jord</u>			
Vuxna:	80 dygn/år	10 dygn/år	80 dygn/år
Barn:	80 dygn/år	10 dygn/år	80 dygn/år
<u>Hudkontakt</u>			
Vuxna:	45 dygn/år	10 dygn/år	40 dygn/år
Barn:	80 dygn/år	10 dygn/år	40 dygn/år
<u>Inandning damm</u>			
Vuxna:	365 dygn/år	10 dygn/år	80 dygn/år
Barn:	365 dygn/år	10 dygn/år	80 dygn/år
<u>Inandning ångor</u>			
Vuxna:	80 dygn/år	80 dygn/år	80 dygn/år
Barn:	80 dygn/år	80 dygn/år	80 dygn/år
<u>Intag av grundvatten (dricksvatten) från området</u>	Ingen exponering	Ingen exponering	Dricksvatten förutsätts
<u>Intag av bär, svamp etc</u>	Ca 1000 gram/år	Ca 200 gram/år	Ca 1000 gram/år
Miljörisker			
Exponeringsdjup	0–1 m	> 1 m	
<u>Skydd av intern markmiljö</u>	KM	MKM	KM
<u>Skydd av recipient</u>	JA	JA	JA
Övriga modellförändringar			Modellantaganden för KM (NV2005, NV1996)
Genomsnittligt intag av jord, barn (mg/dag)	300		150
Genomsnittligt intag av jord, vuxen (mg/dag)	100		50
Koncentration av damm i utomhusluft (mg/m ³)	0,7		0,07
Längd på förorenat område (m)	250 exkl. barkupplag. 200 barkupplaget		50
Bredd på förorenat område (m)	200 exkl. barkupplag. 50 barkupplaget		50
Halt organiskt kol i barkupplaget	15 %		Standardjord 2 %

8.5.6 Föreslagna platsspecifika riktvärden för Väckelsång

De platsspecifika riktvärden som beräknats i enlighet med ovan angivna exponeringsförutsättningar och i enlighet med Naturvårdsverkets beräkningsmodell som presenterades 2005 redovisas nedan i *Tabell 8-IV*.

För klorfenoler ges riktvärden för PCP, TeCP och triklorfenol (TCP) eftersom det är dessa som gör sig gällande i proven. I de fall dessa har detekterats har även dioxiner detekterats.

Tabell 8-IV Föreslagna platsspecifika riktvärden för Väckelsång samt vilken exponering som varit styrande för riktvärdet.

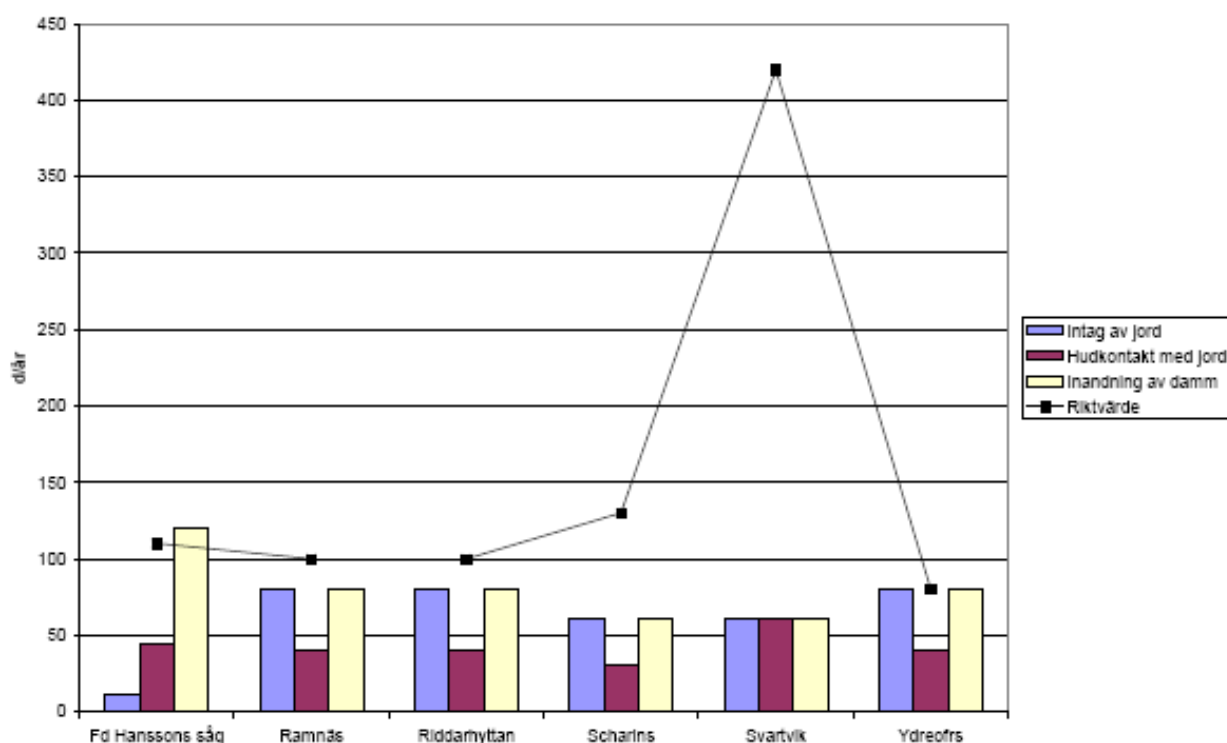
Föreslagna platsspecifika riktvärden, dioxiner samt PCP, TeCP och TCP				
	Väckelsång djup 0 - 1 m	Väckelsång djup > 1 m	Generella riktvärden för KM (NV 2005 inom parantes)	Generella riktvärden för MKM (NV 2005 inom parantes)
Dioxin (TCDD- ekv) alla områden - styrande exponeringsväg	60 ng/kg TS (WHO-TEQ) - intag av jord + exp. från andra källor	500 ng/kg TS (WHO-TEQ) - intag av jord + exp. från andra källor	10 ng/kg TS (25 ng/kg TS) - intag av grönsaker	250 ng/kg TS (200 ng/kg TS) - hudkontakt
Pentaklorfenol (PCP) sågverksområdet - styrande exponeringsväg	0,5 mg/kg TS - effekter i markmiljön	5 mg/kg TS - effekter i markmiljön	0,1 mg/kg TS (0,25 mg/kg TS) - intag av grönsaker	5 mg/kg TS (5 mg/kg TS) - effekter i markmiljön
Tetraklorfenol (TeCP) sågverksområdet - styrande exponeringsväg	0,5 mg/kg TS - effekter i markmiljön	5 mg/kg TS - effekter i markmiljön	Summa klorfenoler (ej PCP) 2 mg/kg TS (0,5 mg/kg TS) - effekter i markmiljön	5 mg/kg TS (5 mg/kg TS) - effekter i markmiljön
Triklorfenol (TCP) sågverksområdet - styrande exponeringsväg	0,5 mg/kg TS - effekter i markmiljön	5 mg/kg TS - effekter i markmiljön		5 mg/kg TS (5 mg/kg TS) - effekter i markmiljön
Pentaklorfenol (PCP) i barkupplaget (organisk halt 15%)	35 mg/kg TS alla djup - effekter i markmiljön		5 mg/kg TS (5 mg/kg TS) - effekter i markmiljön	
Tetraklorfenol (TeCP) i barkupplaget (organisk halt 15%)	35 mg/kg TS alla djup - effekter i markmiljön		5 mg/kg TS (5 mg/kg TS) - effekter i markmiljön	
Triklorfenol (TCP) i barkupplaget (organisk halt 15%)	35 mg/kg TS alla djup - effekter i markmiljön		5 mg/kg TS (5 mg/kg TS) - effekter i markmiljön	

8.5.7 Diskussion kring föreslagna platsspecifika riktvärden

Jämförelse med andra huvudstudier

SGU genomförde 2006 en sammanställning av sex utförda huvudstudier för sågverksområden förorenade med dioxin (SGU 2006). I sammanställningen redovisas de platsspecifika riktvärdena som beräknats för respektive område. Gemensamt för objekten är att områdena skall nyttjas till ströv- eller rekreationsområde, d v s en jämförbar markanvändning som föreslås för Väckelsång. Intag av svamp och bär har satts till 1 kg per år, d v s samma mängd som antagits för Väckelsång.

I Figur 2-1 Figur 8-10 nedan som hämtats från SGU:s sammanställning, redovisas beräknade platsspecifika riktvärden samt exponeringsantaganden för intag av jord, hudkontakt och inandning av partiklar.



Figur 8-10 Platsspecifika riktvärden för markanvändning rekreation/strövområde och djup 0 – 1 m samt antaganden för några exponeringsvägar (SGU 2006). Observera att benämningen på y-axeln gäller exponeringsvägarna (dagar/år). För riktvärdena gäller samma siffror men enheten är i dioxinekvivalenter.

Det kan konstateras att det platsspecifika riktvärdet 60 ng/kg TS för jorddjupet 0-1 m som föreslås för Väckelsång är avsevärt lägre än vad som föreslagits i de huvudstudier som SGU redovisar. Detta kan förklaras med att exponeringsförhållandena inte är likartade, främst med avseende på närheten till bostäder samt förekomsten av bränder i barkupplaget. Inandning av damm har förutsatts kunna ske dagligen utan hänsyn till årstider (365 dagar per år), hudkontakt med förorenade massor har satts till 80 dagar för barn samt 45 dagar för vuxna. Intag av jord kan ske 80 dagar per år utan att TDI-

värdena överskrids på lång sikt, dvs samma som för t ex Ydrefors. I Väckelsång antas dock mängden jord som intas oralt vara dubbelt så hög.

Utan att dra alltför långtgående slutsatser kan konstateras att föreslagna platsspecifika riktvärden för Väckelsång är förhållandevis låga och konservativa jämfört med de sex andra huvudstudierna.

Jämförelse med Naturvårdsverkets modell från 1996

Då exakt samma exponeringsantaganden används med riktvärdesmodellen från 1996 (NV 4639) med avseende på dioxiner för jorddjupet 0 – 1 meter, beräknas det hälsobaserade riktvärdet till 450 ng/kg. Efter justering med hänsyn till bakgrundsexponering från andra källor (90%) erhålls riktvärdet 45 ng/kg TS, dvs lägre än vad vi beräknat (60 ng/kg TS).

Detta lägre riktvärde, som erhålls med den gamla modellen (1996), beror framförallt på att dioxin bedöms tas upp i svamp/bär/grönsaker i större omfattning än i remissmodellen från 2005. I remissmodellen används empiriska data från olika litteraturstudier. De högsta upptaget som påträffades i olika studier har använts i modellen (se NV 2005, bilaga 1). I den gamla modellen användes en teoretisk modell från tidigt 80-tal för beräkning av växtupptaget. Beräkningarna baserades på dioxinets fysikaliska egenskaper (NV 4639 sid 21), dock användes endast data från en enskild lågklorerad dioxinkongen. I remissmodellen baseras fysikaliska – kemiska egenskaper på värden för olika dioxinkonger utifrån deras förekomst i typiska sammansättningar.

Sammantaget bedöms remissmodellen vara mest uppdaterad, vetenskaplig och tillförlitlig och remissmodellen har därför använts för att beräkna de platsspecifika riktvärdena.

Det kan tilläggas att den mix av dioxinkonger som den nya modellen baseras på synes vara mer lågklorerad än vad som främst förekommer i Väckelsång. Remissens mix-innehåll framgår ej, men man kan sluta sig att mixen motsvarar kongener med lägre antal klor än vad som i huvudsak förekommer i Väckelsång, genom att jämföra med remissens Koc-värde ($1,4 \cdot E6$ l/kg). De kongener, av de 17 analyserade, som gör sig mest gällande i Väckelsång (hepta- och okta-CDD samt hepta- och okta-CDF) har betydligt högre Koc-värden (ex: 1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD och oktaCDD: $4,1 \cdot E7$ l/kg resp. $6,5 \cdot E7$ l/kg).

Högre Koc-värden ger i sin tur högre delriktvärden i jord för t ex intag av grönsaker och dricksvatten. Härav, även vid jämförelse med remissversionen synes föreslagna platsspecifika riktvärden för dioxiner vara något konservativt satta.

Jämförelse med bakgrundshalt och referensprover

Generellt är det troligt att nuvarande generella riktvärde avseende dioxin för bostäder (10 ng/kg TS) överskrids på många platser i Sverige beroende på framförallt lufttransport av partiklar.

I Väckelsång har det inte bedömts vara ekonomiskt eller miljötekniskt motiverat att analysera ett större antal dioxinprover utanför sågverksområdet för att bestämma bakgrundshalten. Två ytliga jordprover har analyserats, ett taget vid kyrkan och ett taget på

andra sidan riksvägen (se *bilaga 1*). En låg halt kunde detekteras i provet vid kyrkan (5,9 ng/kg TS) och även i provet öster om riksvägen (9,4 ng/kg TS).

Dioxin kan alltså spåras i områdena kring sågverket. Det är omöjligt att med 100% säkerhet uttala sig om källan till dioxinet, men samma kongen som dominerar i dioxinprofilerna inom sågverksområdet (OCDD) dominerar även i referensproverna. Det går därför inte att utesluta att verksamheten inom sågverksområdet i Väckelsång är källan till dioxinförekomsten.

Halten dioxin i referensproverna är strax under det generella riktvärdet för bostäder från 1996 (10 ng/kg TS) och även lägre än det föreslagna riktvärdet i remissmodellen (25 ng/kg TS, NV 2005).

Kongenfördelning i analyserade prover

Den kongen som bedöms vara mest hälsofarlig av alla dioxinkongener är 2,3,7,8-TCDD. Denna kongen förekommer genomgående med mycket låg andel i samtliga undersökta prover. Det är istället de tyngsta kongenerna/kongengrupperna som dominerar inom sågverksområdet framförallt de hökklorerade OCDD och heptadioxiner/furaner.

Kongenfördelningen visar att det är troligt att PCP-baserade doppningsmedel mestadels använts inom sågverket. En kongenfördelning motsvarande TeCP-baserade doppningsmedel (t ex Servarex teknisk) har påträffats i några jord- och barkprover.

8.6 Konceptuell riskmodell för dioxin i Väckelsång

8.6.1 Riskkoncept

För att kunna beskriva och kvantifiera riskerna i Väckelsång används en konceptuell riskmodell. Generellt kan sägas att för att en risk skall uppstå så måste tre olika förutsättningar/situationer vara uppfyllda. I förorenade områden används ofta begreppen *föroreningskälla*, *riskmottagare* (eller recipient) samt möjliga *exponeringsvägar*.

Om någon av dessa situationer eller förutsättningar inte föreligger, kan en risk inte uppkomma. Om t ex om riskkällan försvinner genom en saneringsåtgärd eller en exponeringsväg försvinner genom någon form av åtgärd, så minskar risken i motsvarande grad hos mottagaren (recipienten).

Genom att använda en konceptuell riskmodell kan även riskreduktionen för olika saneringsåtgärder beräknas och den totala osäkerheten redovisas med de antaganden som gjorts.

8.6.2 Föroreningskällan

Föroreningskällan i Väckelsång är sågverksområdet som är förorenat med dioxin. Vilka halter som förekommer, hur dioxinet för fördelat i marken o s v beskrivs både i text och matematiskt (genom olika statistiska verktyg) i denna huvudstudie.

Även om andra föroreningar påträffats, t ex klorfenoler och bekämpningsmedel, är det dioxinet som har absolut störst betydelse för riskbedömningen. Ur risksynpunkt har därför de fördjupade bedömningarna utförts med avseende på förekomsten av dioxin.

8.6.3 Riskobjekt

I denna utredning bedöms riskobjekten vara befolkningen i Väckelsång, d v s hälsoriskerna för vuxna och barn som bor och vistas i närområdet. Några andra riskobjekt, exempelvis det ekologiska systemet i marken, ekosystemen i vattendrag eller känslig biota inom området är underordnat humantox med hänsyn till de platsspecifika förhållandena och att dioxin är styrande för riskerna. Med koppling till markmiljön kan nämnas att generellt ekotox-baserat riktvärde för dioxiner i KM-område anges i remissversionen 2005 vara 250 ng/kg TS. Denna halt är avsevärt över det platsspecifika riktvärde (60 ng/kg TS WHO-TEQ) som föreslås för det nu aktuella området för nivån 0-1 m u my. Motsvarande generella ekotox-baserade riktvärde för MKM är 2 000 ng/kg TS. Detta är avsevärt över det platsspecifika riktvärdet för marknivån <1 m u my (500 ng/kg TS WHO-TEQ).

Med de toxiska egenskaper dioxin har, samt de halter som förekommer i Väckelsång och i andra förorenade områden, föreligger inte några akuta hälsorisker, utan hälsoriskerna uppkommer vid exponering för dioxiner under en lång tid.

För att bedöma hur mycket dioxin som en människa kan utsättas för under en längre period utan risk för negativa hälsoeffekter, så har EU och den vetenskapliga kommittén Scientific Committee for Food (SCF) kommit fram till att ett tolerabelt dagligt intag (TDI-värde) av dioxin som uppgår till 2 pg/kg kroppsvikt. Detta är i nivå med den beräknade genomsnittliga dagliga bakgrundsexponeringen i Europa (mellan 1,2 och 3 pg/kg kroppsvikt). Barn exponeras vanligen för 2 till 4 gånger högre halter. Ammande barn är den grupp som blir mest utsatta för dioxin (även om det är under jämförelsevis kort period). Exponeringshalter på 160 pg/kg kroppsvikt och dag har konstaterats för vissa ammande barn (IMM 2005).

Detta innebär att i många fall kan ingen ytterligare exponering från förorenade områden tillåtas, då bakgrundsexponeringen i många fall kan vara högre än TDI-värdena. Naturvårdsverket har dock både i sin tidigare modell (1996) och i remissmodellen (2005), värderat exponeringsriskerna och kommit fram till att en dioxinexponering från förorenade områden motsvarande 0,5 pg/kg kroppsvikt och dag är acceptabelt. Denna högsta acceptabla exponering av dioxin används vid beräkandet av platsspecifika riktvärden och i den konceptuella riskmodellen.

I detta sammanhang kan även konstateras att TDI-värdet 2 pg/kg och dag, ur många aspekter är konservativt (lågt) satt. Exempelvis har en rad olika säkerhetsfaktorer använts och hänsyn till speciellt känsliga människor tagits. TDI-värdet baseras även på försök med den mest toxiska dioxinkongen (2,3,7,8-TCDD), men har bedömts gälla för alla 17 förekommande varianter av dioxiner och furaner.

Eftersom TDI-värdet har tagits fram av en bred vetenskaplig kommitté kan enligt vår bedömning halten inte bestridas av exempelvis enskilda forskningsresultat eller annat som skulle kunna innebära att ge högre (eller lägre) TDI-värde. I det fall de europeiska vetenskapliga kommittéerna kommer fram till ett nytt TDI-värde, måste dock samtliga riskberäkningar i denna utredning uppdateras.

8.6.4 Exponeringsvägar

Exponering för dioxin har vi bedömt ske på två olika sätt; dels genom dagliga exponering från övriga källor (främst genom intag av mat) och dels genom exponering för markföroreningarna inom sågverksområdet.

Baserat på dioxins fysikalisk- kemiska egenskaper, toxicitet samt de platsspecifika förhållandena för Väckelsång (markanvändning, dioxinernas förekomst, geologi, dricksvatten osv), konstateras att dioxin inom sågverksområdet kan komma i kontakt med befolkning genom:

- *hudkontakt med förorenad jord/damm samt*
- *oralt intag av förorenade större partiklar.*

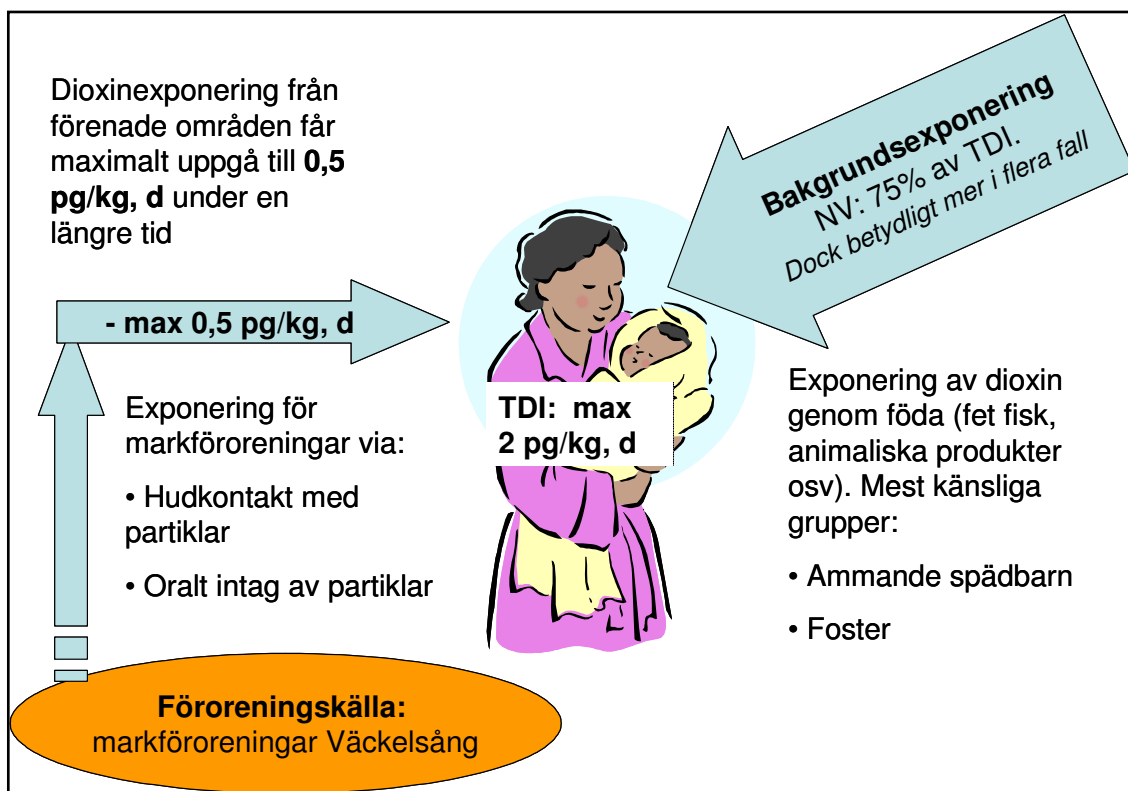
Båda hudkontakt och oralt intag bedöms främst ske genom exponering för luftburna partiklar, t ex vid torra blåsiga sommark dagar eller i det fall bränder uppstår i barkupplaget. Vid beräkningen av platsspecifika riktvärden har hänsyn till den historiska förekomsten av bränder tagits genom att väsentligt öka exponeringsfaktorerna vad gäller hudkontakt och oralt intag av partiklar. Vilka överväganden som gjorts redovisas nedan under kapitlet ”beräkning av platsspecifika riktvärden”.

8.6.5 Den konceptuella riskmodellen

De olika riskbaserade beskrivningarna ovan har sammanfattats till en konceptuell riskmodell nedan (se Figur 8-11).

Modellen visar riskobjektet (som här illustreras av en kvinna med ett ammande spädbarn), de olika exponeringsvägarna (pilarnas tjocklek avspeglar storleksskillnaden i exponeringarna) samt föroreningskällan som i detta fallet utgörs av sågverksområdet.

Den konceptuella riskmodellen används i den sannolikhetsbaserade riskmodellen för beräkning av hälsorisker som föreslås för Väckelsång (se kapitel 8.10 nedan)



Figur 8-11 Konceptuell riskmodell för dioxinföroreningen i Väckelsång

Den dagliga exponeringen av dioxin från bakgrundskällor (främst genom maten) är betydligt högre än vad som accepteras från förorenade markområden.

8.7 Spridning av föroreningar som luftburna partiklar

Inga undersökningar har utförts avseende spridning av dioxinförorenade partiklar i luften i Väckelsång. I de modeller och beräkningar som utförs i denna studie används Naturvårdsverkets modeller och antagande vad gäller exponeringsförhållanden, koncentration av partiklar i luft osv. Dessa har sedan modifierats för att bättre avspegla de plats-specifika förhållandena. Hänsyn har tagits till förekomsten av bränder i barkupplaget genom att anta att exponeringen för luftburna partiklar är betydligt högre än vad Naturvårdsverket anger för bostadsområden.

För att kunna genomföra säkrare antaganden av de verkliga exponeringsförhållandena bör platsspecifika mätningar göras. Det kan även vara intressant, inte minst ur forskningssynpunkt, att utreda effekterna av bränder i bark som är förorenad med klorfenoler, klorerade bekämpningsmedel och dioxin. Några sådana undersökningar bedöms inte rymmas inom ramen för en huvudstudie.

8.8 Statistisk utvärdering av dioxinförekomst i mark

8.8.1 Metodik

Genom att använda olika statistiska och geostatistiska verktyg kan kvantitativa utvärderingar utföras. Enskilda analysresultat säger mycket lite om hur föroreningen verkligen förekommer i marken, vilka halter som kan förväntas eller vilka risker som påträffade föroreningar kan innebära. Genom att undersöka sambanden mellan olika enskilda analysresultat kan den samlade risken bedömas.

I denna huvudstudie används statistiska verktyg huvudsakligen för att:

- Om möjligt beskriva dioxinförekomsten inom sågverksområdet med hjälp av en statistisk fördelning, istället för enskilda analysresultat. Fördelningen visar t ex hur stor sannolikhet det är att en viss halt överskrider inom sågverksområdet. Olika fördelningar används även för att kunna beräkna den faktiska exponering av dioxin och för att beräkna riskreduktion för olika åtgärder.
- Interpolera troliga föroreningshalter i områden som ligger mellan olika provtagningspunkter (genom att använda geostatistiska verktyg). Det är inte möjligt att analysera oändligt tätt mellan provpunkterna i ett område och geostatistisk används för att på ett objektivt sätt kunna bedöma vilka halter som kan påträffas mellan olika provtagningspunkter. En förutsättning för att kunna använda geostatistik är att det finns ett spatiellt (rumsligt) samband mellan olika provtagningspunkter/föroreningshalter.
- Beräkna den faktiska exponeringen av dioxin. En sannolikhetsbaserad konceptuell riskmodell har tagits fram för Väckelsång (se ovan). I modellen används sannolikhetsbaserade antaganden av exponeringsvägar och de fördelningar av dioxinförekomsten som erhållits för att kunna beräkna hälsoriskerna. Modellen möjliggör även beräkning av riskreduktion vid olika tänkbara åtgärder samt en redovisning av den totala osäkerheten i de olika beräkningarna.

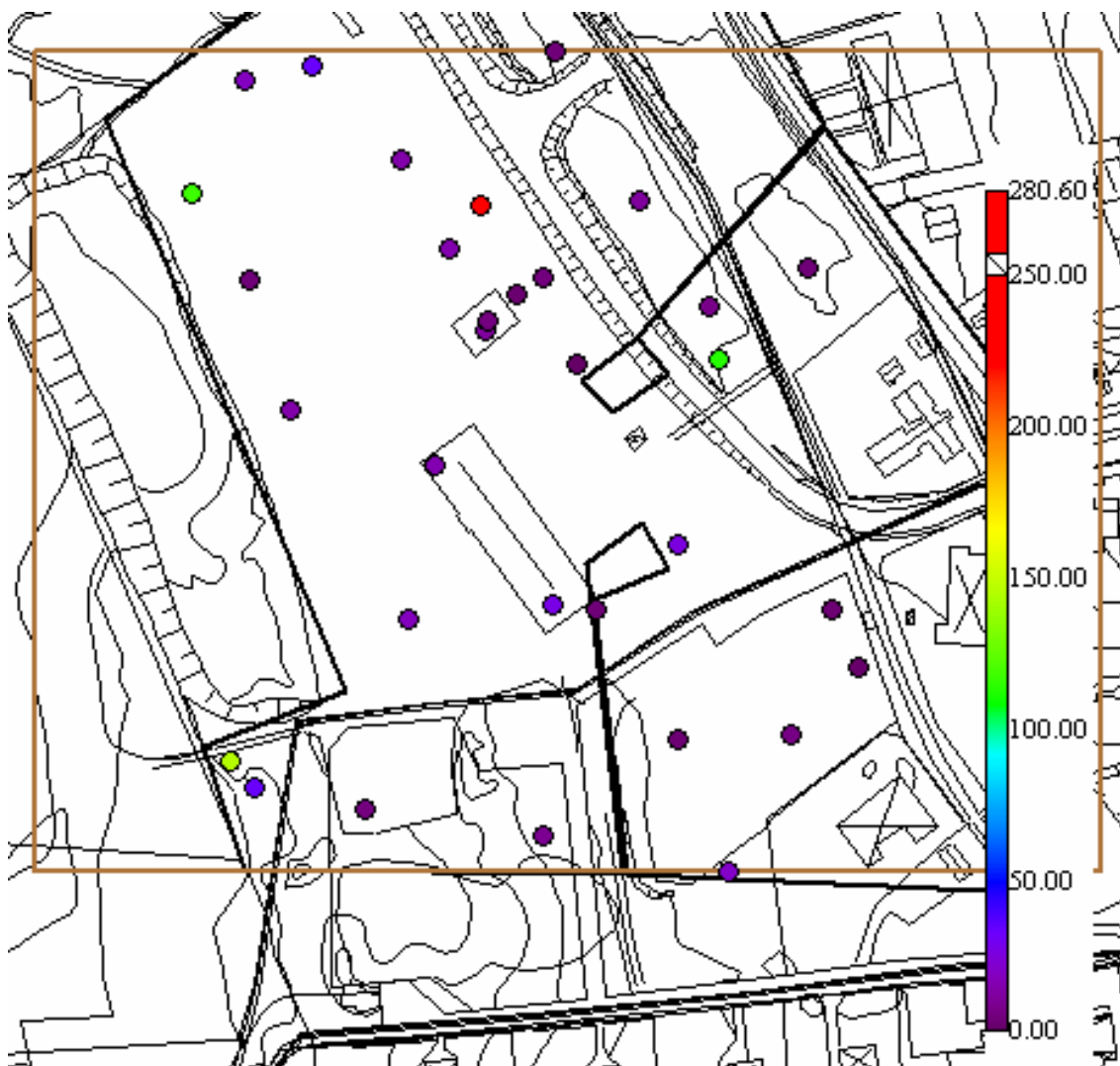
Resultaten av de olika statistiska testerna, interpoleringarna och beräkningarna redovisas nedan. Metodiken bygger till stor del på de tankegångar som Peter Starzec initierat och som redovisas i Hållbar saneringsrapporten ”Kvantifiering och presentation av osäkerheter i riskbedömning och beslutsprocess”, även om en del förenklingar har gjorts för Väckelsång.

I följande avsnitt redovisas de huvudsakliga resultaten av beräkningarna samt de viktigaste slutsatserna.

8.8.2 Fördelning av dioxinförekomster i marken

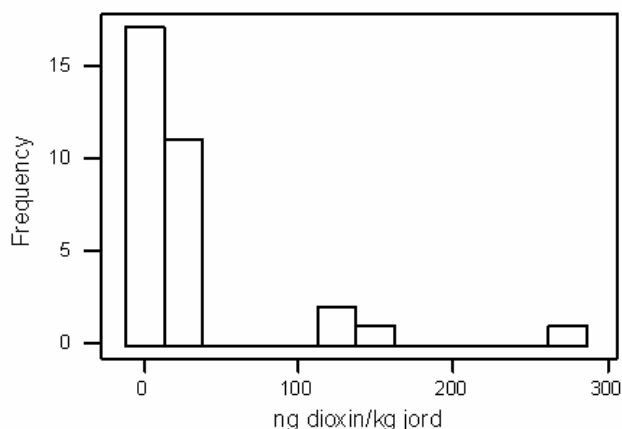
Påträffade dioxinföreningar i marken har med största sannolikhet genererats av olika processer. Spill och läckage av doppningsmedel vid doppkaren innebär att dessa områden (sk hotspots) är förorenade med dioxin. Även barkupplaget verkar ställvis vara kraftigt förorenat av dioxin, vilket förmodligen har orsakats av besprutning med olika medel och/eller tippning av doppningsmedel. I övriga delar av sågverksområdet är det svårt att koppla påträffade halter till en känd process, utan flera olika processer (både primära t ex spill av doppningsmedel och sekundära t ex tillförsel av bark som är förorenade med dioxin) kan ha orsakat de förhöjda halterna. Det är i dessa övriga delar av sågverksområdet som det är intressant att försöka se några samband mellan föroreningshalterna i de olika provpunkterna.

Observera att i den statiska utvärderingen så har därför provpunkter tagna i marken vid doppkaren (provpunkter 0622 m fl samt 0683 m fl) samt från barkupplaget inte utvärderats då dessa med stor sannolikhet tillhör en annan statistisk population. De punkter (32 analyser) som finns med i utvärderingen visas i *Figur 8-12* nedan.



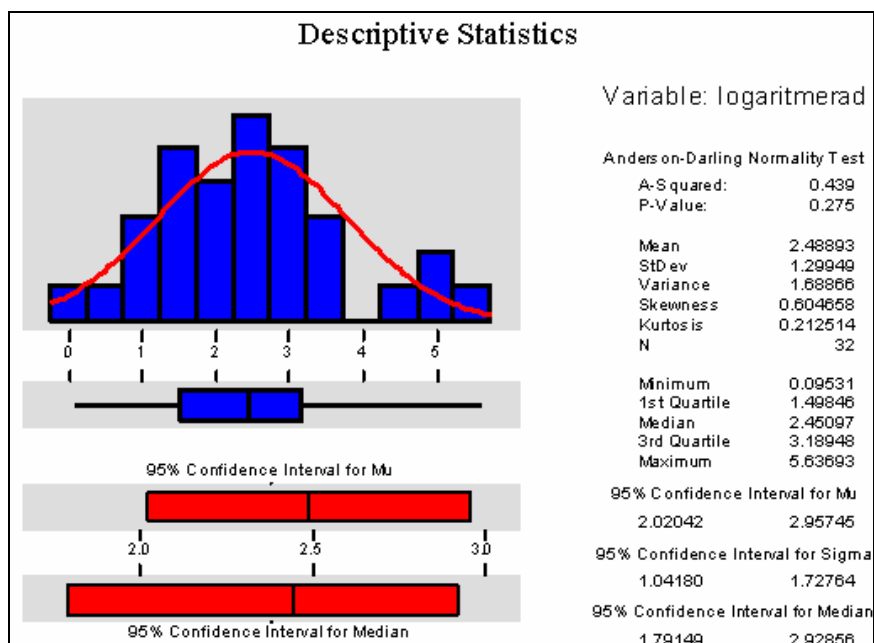
Figur 8-12 Karta över området i Väckelsång med provpunkter inlagda och halter av dioxin redovisade med en färgskala. Provpunkter i de två identifierade doppningskaren med förhöjda dioxinhalter och i barkupplaget är ej redovisade.

Genom att konstruera ett histogram, (ett stapeldiagram som räknar hur många gånger en viss halt har blivit påträffad), kan den statistiska fördelningen av analyserna översiktligt bedömas, se *Figur 8-13* nedan.



Figur 8-13 Histogram över uppmätta halter dioxin (mätdata från barkdeponin och från doppningskaren är undantagna).

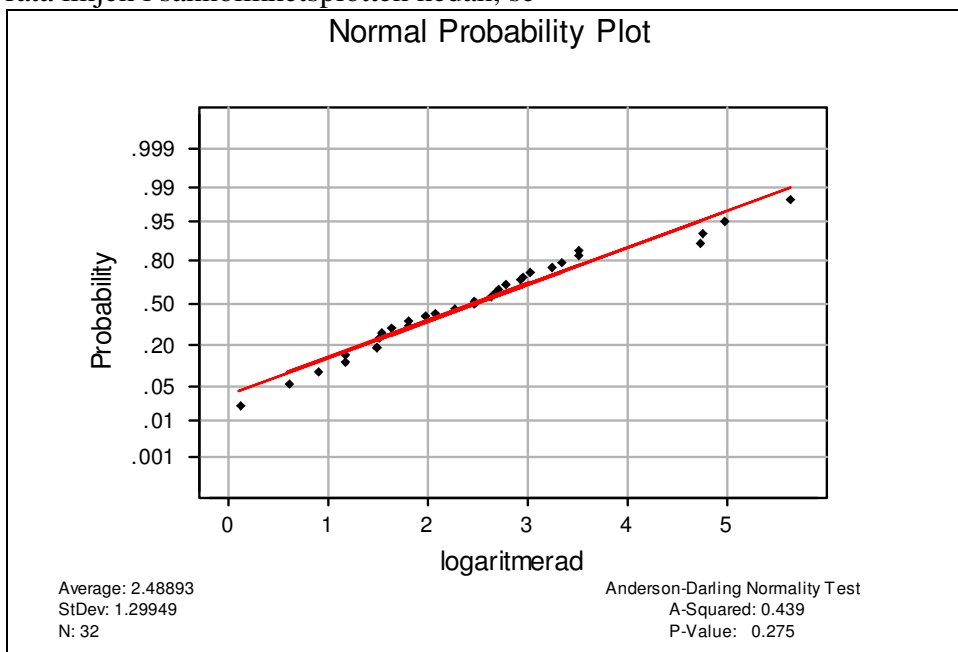
I det här fallet verkar det rimligt att anta att halterna fördelar sig *lognormalt*, d v s det finns en stor andel låga halter, men några punkter har högre halter som bildar en ”svans”. För att undersöka detta görs en histogramplot över de logaritmerade halterna, se *Figur 8-14* nedan.



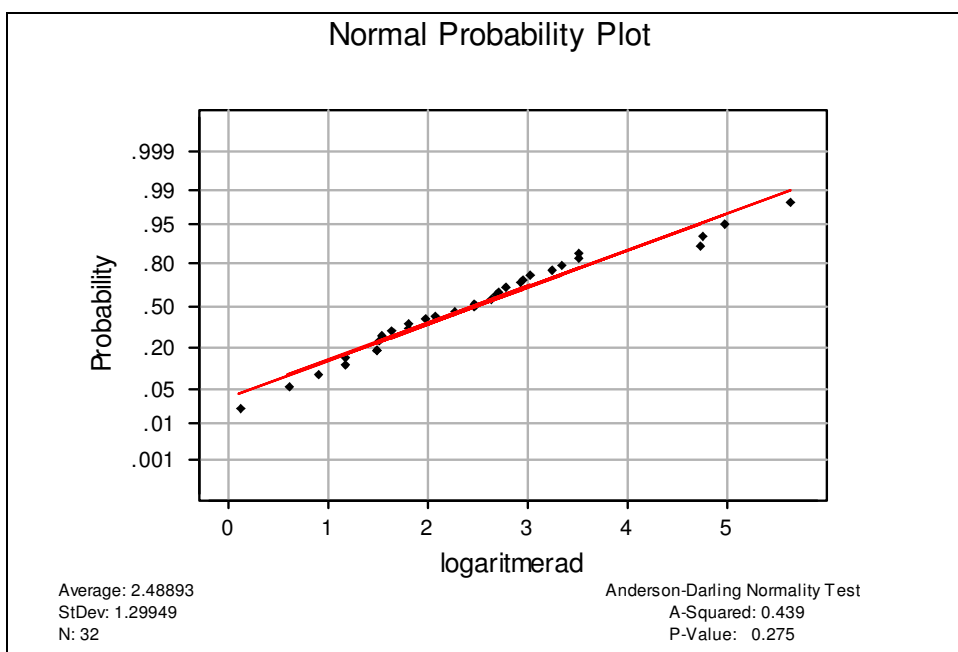
Figur 8-14 Sammanfattande statistik över de 32 mätvärdena av dioxinhalter i Väckelsång (mätdata från barkdeponin och från doppningskaren är undantagna). Halterna är logaritmerade.

I figuren ovan redovisas även resultatet från ett normalitetstest (enligt Anderson-Darling), d v s att de logaritmerade värdena testas hur väl de följer en normalfördelning.

Slutsatsen man kan dra här är att dioxinhalterna inte följer en ideal lognormalfördelning. Om populationen hade varit idealt lognormalfördelad, skulle analyshalterna följa den rätta linjen i sannolikhetsplotten nedan, se



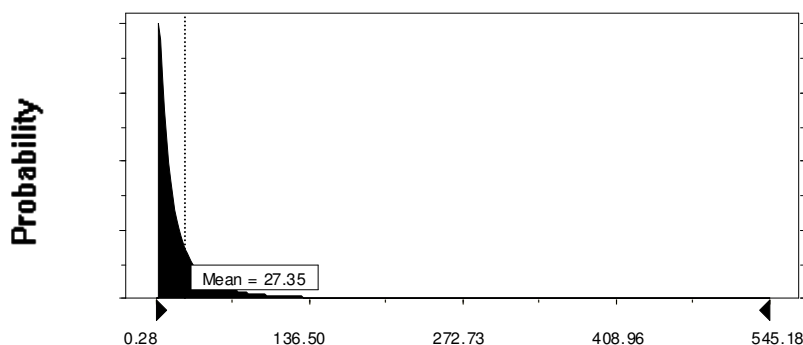
Figur 8-15 nedan.



Figur 8-15 En sannolikhetsplot med de logaritmerade dioxinhalterna.

I undersökningar kring förorenad mark analyseras sällan ett så stort antal prover att en fördelning kan väljas eller förkastas med 100% säkerhet.

I detta fall bedömer vi att det är rimligt att anta att undersökta dioxinhalter är *approximativt lognormalfördelade*. I Figur 8-16 nedan ges en bild över hur fördelningen ser ut.

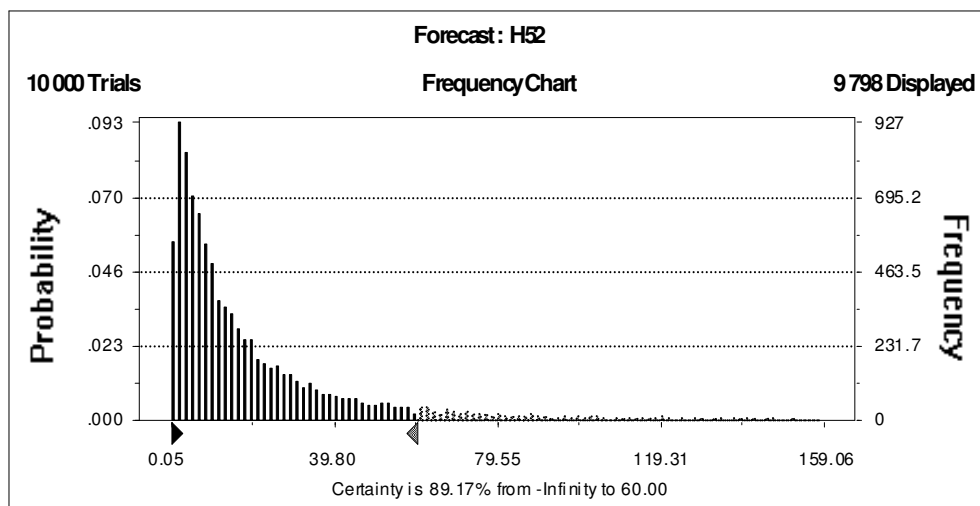


Figur 8-16 Den lognormalfördelning för dioxinhalterna i Väckelsång som ger bäst passning till data. Fördelningen gäller inte för halter vid doppningskaren eller i barkdeponin. På x-axeln återfinns halten dioxin (ng/kg TS) och på y-axeln sannolikheten.

Fördelningen kan användas till att redovisa hur stor sannolikheten är att ett slumpvist taget prov uppvisar en halt på över t ex 60 ng dioxin/kg jord (det platsspecifika riktvärdet för yttlig jord inom sågverksområdet).

I detta fallet så kan vi med 89% säkerhet bedöma att halten dioxin i ett slumpmässigt uttaget jordprov från sågverksområdet är lägre än 60 ng/kg TS (se Figur 8-17 nedan).

Observera att detta inte gäller för prover tagna från doppkaren eller barkupplaget, där halterna är betydligt högre.



Figur 8-17 Om ett slumpmässigt prov från området tas, så är sannolikheten 0.89 att halten i provet understiget riktvärdet på 60 ng dioxin/kg jord. På x-axeln återfinns halten dioxin (ng/kg TS) och på y-axeln sannolikheten.

Lognormalfördelningen kan även användas för att bedöma ”vilken halt som vi till y % är säkra på understiga i ett slumpvist uttaget prov inom området” (se tabell x nedan). Den mest troliga halten hos ett slumpmässigt uttaget jordprov representeras av medianvärdet (50%-percentilen).

Inom Väckelsångs sågverksområde är den mest troliga dioxinhalten 12 ng/kg TS och med 95% säkerhet underskrider halten 102 ng/kg TS, se Tabell 8-V nedan. Detta gäller inte inom barkupplaget eller i marken vid doppkaren.

Tabell 8-V Om ett prov tas slumpvist i området så kommer med 95% säkerhet dioxinhalten att underskrida 102 ng dioxin/kg jord (givet att dioxinfördelningen följer en lognormalfördelning).

Percentil, säkerhet	ng dioxin/kg jord inom Väckelsång
50% (medianvärdet, vilket motsvarar den mest troliga halten)	12
89%	60 (det platsspecifika riktvärdet för yttlig jord)
95%	102
97.5%	144

8.8.3 Interpolation av erhållna analysdata - geostatistik

Sammanställningen av data kan ske på olika sätt. Ett sätt är att presentera sina provpunkter på en karta med halter tillsammans med en statistisk bearbetning som ovan.

Ett annat, ännu mer överskådligt sätt, är att framställa en karta över hur halter kan fördela sig i undersökningsområdet. Problemet med att göra en sådan karta är att man inte vet hur det ser ut mellan sina provpunkter. Istället försöker man på olika sätt beräkna vad som kan finnas mellan provpunkterna (interpolation).

En interpolation bygger på att det finns ett visst rumsligt beroende mellan provpunkterna. Generellt finns oftast ett starkare beroende mellan punkter som ligger nära varandra och ett svagare beroende mellan punkter som ligger långt ifrån varandra. Det finns sofistikerade verktyg för att undersöka och ta fram det här beroendet.

För att undersöka om det fanns något rumsligt beroende mellan de prover som är tagna i Väckelsång gjordes en sk variogramanalys. En variogramanalys går ut på att man jämför alla data parvis och för att se om det är en större skillnad i halter för par som ligger långt från varandra än för par som ligger nära varandra.

Programvaran GS+ användes för att göra variogrammodelleringen eftersom den är något mer flexibel än variogramanalysen i SADA. Ett antagande som görs när vi använder den här typen av interpolering är att data är lognormalfördelade.

Det första steget är att plotta ett experimentellt variogram. Variogrammet tas fram genom att först göra en avståndsklassning, d v s att sortera parvisa punkter efter deras inbördes avstånd. Här gjordes en avståndsklassning enligt Tabell 8-VI nedan med en indelning i 7 klasser ("laggar").

Tabell 8-VI Avståndsklassning mellan provpunkterna (lag-avstånden).

Lag klass	Övre gräns för inbördes avstånd (h) mellan punkter [m]
-----------	--

1	12.00
2	35.00
3	85.00
4	135.00
5	185.00
6	235.00
7	285.00

Variogrammet beräknas sedan som halva medelvärdet av skillnaden i kvadrat mellan alla parvis data för alla par som ligger i en specifik ”lag” enligt:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{(i,j)|h_{i,j}=h} (v_i - v_j)^2$$

h = avståndet mellan punkterna

v_i = datavärdet i punkten i

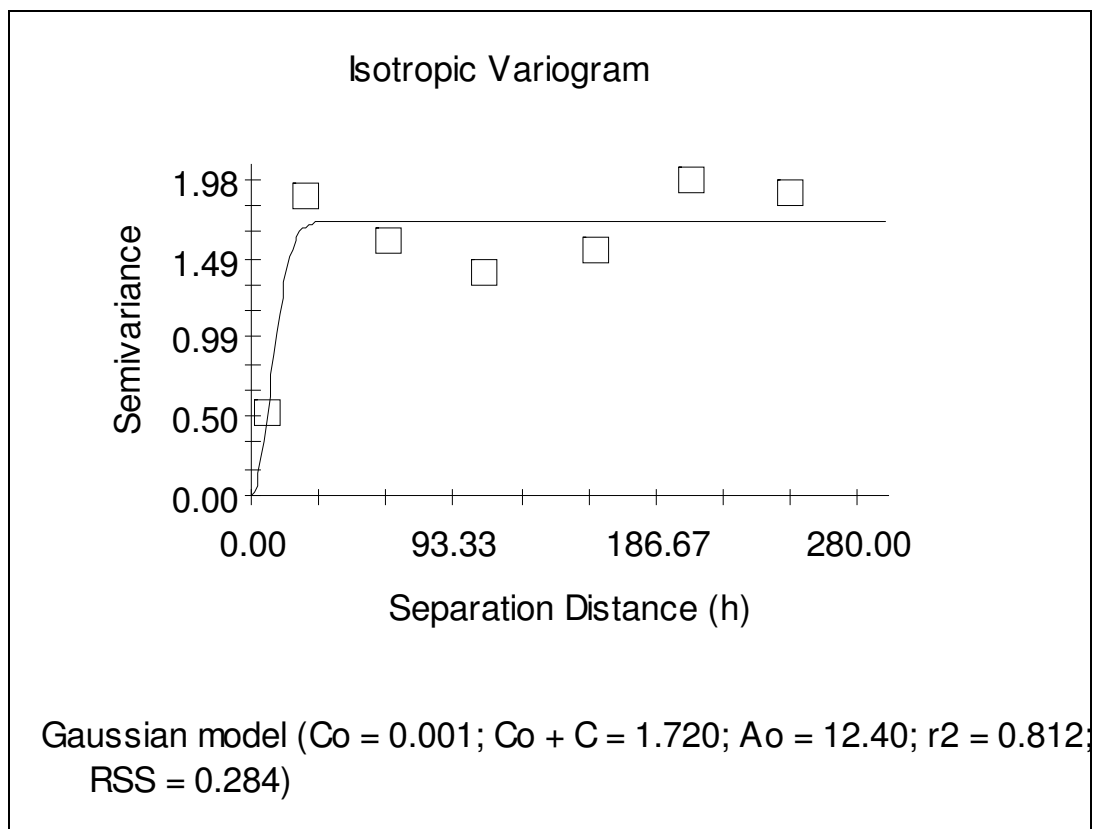
v_j = datavärdet i punkten j

N = det totala antalet par i den aktuella laggen

Figur 8-18 nedan visar det experimentella variogrammet (punkterna).

Förutom att undersöka på avståndsberoendet mellan olika punkter kan även riktningen ha betydelse, dvs om det finns en *anisotropi*. I det här fallet kunde vi inte uttyda att det spatiella beroendet var riktningsberoende utifrån de data vi hade att tillgå, istället verkar det vara isotropt (dvs oberoende av riktning).

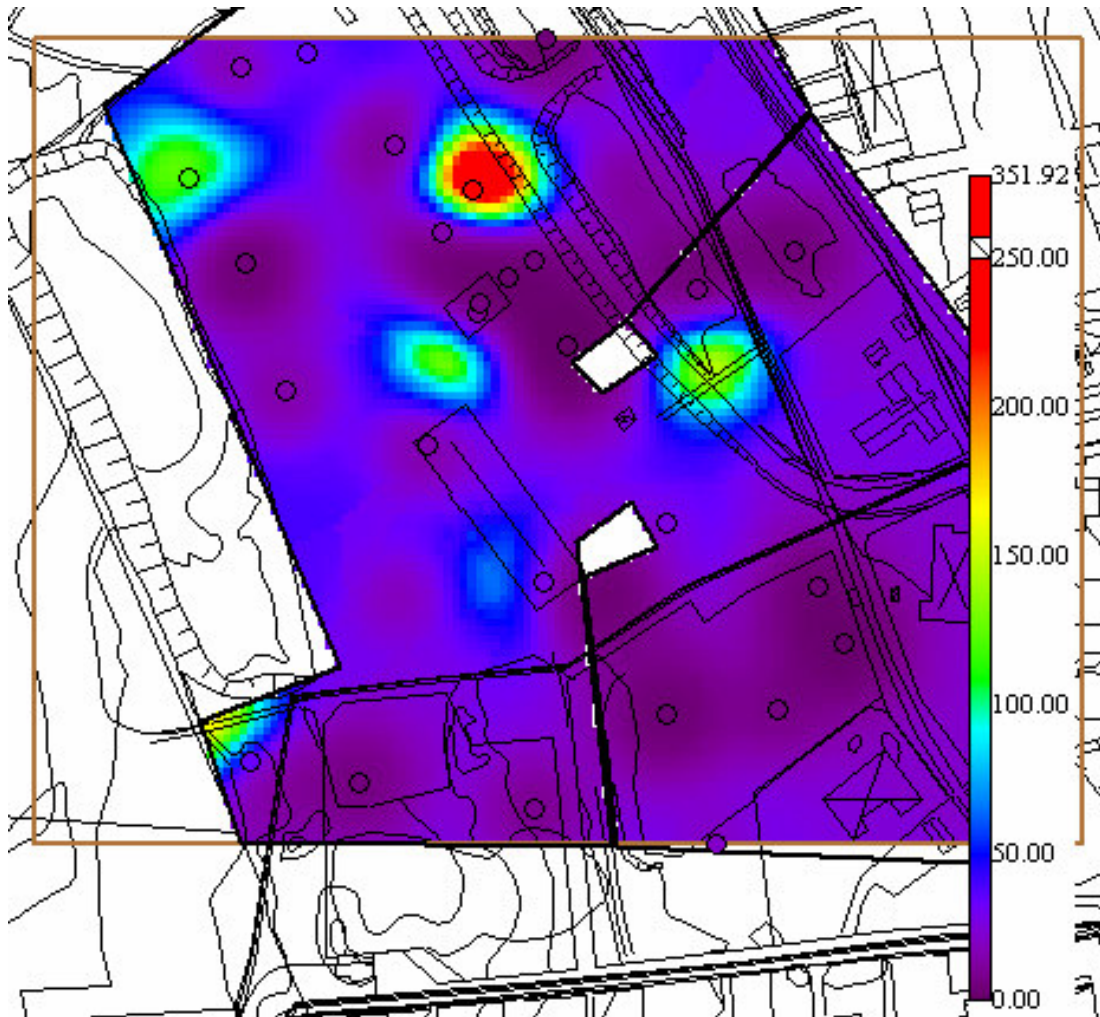
När det experimentella variogrammet har tagits fram, anpassas en modell för att få fram en matematisk beskrivning över det spatiella beroendet mellan punkterna. Den matematiska modellen är den heldragna linjen i *Figur 8-18* nedan.



Figur 8-18 Experimentellt variogram (punkter) och modellpassning, d v s semiovariogrammet (linjen). C_0 står för "Nugget", " $C_0 + C$ " står för Sill och A_0 står för Range. Parametrarna r^2 och RSS är statistiska mått på hur väl experimentell data passar den matematiska modellen. I det matchade semivariogrammet ges att modellen är sfärisk, med en nugget på 0,001, en sill på 1,720 och en range på 21,4774 m. Sillen motsvarar den maximala variansen och Rangen motsvarar vid vilket avstånd man som variansen inte längre blir större med avståndet. Nuggeten motsvarar fält- och analysosäkerheter vid provpunktsavstånd 0. Programvaran GS+ ger också olika mått på hur bra det experimentella variogrammet matchar den matematiska modellen. Detta ges av måtten RSS (residual sums of squares) och r^2 . RSS skall vara så lågt som möjligt och r^2 skall vara så nära ett som möjligt.

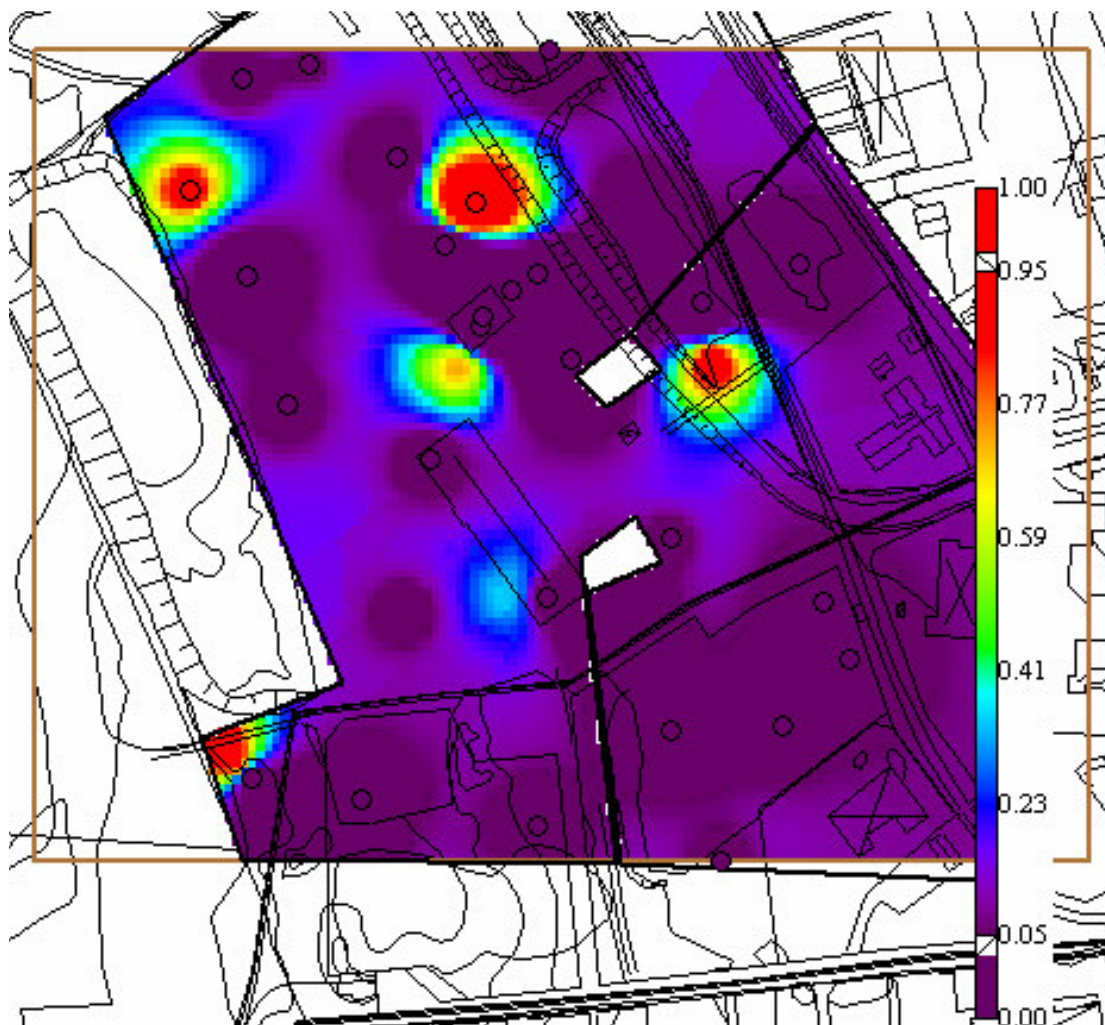
Nedan redovisas två figurer med resultat från interpoleringen. I *Figur 8-19* redovisas de interpolerade dioxinhalterna för de ytliga jordmassorna (mellan 0 till 1 meter under markytan) inom Sågverksområdet.

Observera att barkupplaget och marken kring doppkaren (provpunkter 0622 m fl och 0683 m fl) med förhöjda dioxinhalter ej är med i interpoleringen.



Figur 8-19 Kriginginterpolering av dioxinhalterna i Väckelsång för djupet 0 till 1 m. Färgerna motsvarar halten dioxin i ng/kg TS enligt legenden till höger i figuren. Provpunkter i de två identifierade doppningskaren med förhöjda dioxinhalter samt provpunkter i barkupplaget är ej redovisade.

I nästa kartbild redovisas sannolikheten att halten 60 ng/kg TS skall överskridas inom sågverksområdet (se *Figur 8-20*).



Figur 8-20 Karta över sannolikheten att överskrida 60 ng dioxin/kg jord för djupet 0 till 1 meter (95% säkerhet). Provpunkter i de två identifierade doppningskaren med förhöjda dioxinhalter samt provpunkter i barkupplaget är ej redovisade.

8.9 Mängd dioxin inom sågverksområdet

En översiktlig beräkning av mängden dioxin har utförts. Mängden dioxin i barkupplaget uppskattats genom att multiplicera bedömd area hos barkupplaget (9000 m^2) med bedömt maximalt medeldjup (4 m) och torrdensiteten hos barken (1000 kg/m^3). För att få mängden dioxin multipliceras sedan mängden bark med medianhalten dioxin i barkproverna (23 ng/kg TS). Uppskattningsvis finns ca 1 gram dioxin i barkupplaget. Resterande del av sågverkspområdet bedöms innehålla ca 2 gram dioxin (area $46\,000 \text{ m}^2$, djup 1,5 m, densitet 1600 kg/m^3 och medianhalt dioxin 20 ng/kg TS).

Den totala mängden dioxin i Väckelsång bedöms uppgå till mellan 1 och 5 gram.

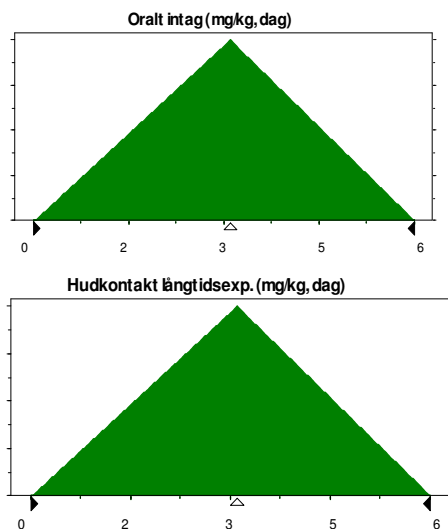
8.10 En sannolikhetsbaserad riskmodell för beräkning av hälsorisen

Genom att använda den konceptuella riskmodellen, de platsspecifika exponeringsantagandena samt den statistiska beskrivningen av dioxinförekomsten möjliggörs en sannolikhetsbaserad beräkning av hälsorisen i Väckelsång.

De betydande exponeringsvägarna har konstaterats vara långvarigt oralt intag av jord (inklusive större luftburna partiklar) samt långvarig hudkontakt med större partiklar.

I den platsspecifika modellen ovan har långtidsexponeringen satts till 3 mg jord per kg kroppsvikt och dag, för både oralt intag och hudkontakt (vilket är dubbla exponeringen som Naturvårdsverket anger för oralt intag i bostadsområden samt lika stor exponering som anges för hudkontakt, se även kapitlet om platsspecifika riktvärden ovan).

Exponeringen kan avvika från 3 mg/kg och dag för olika individer beroende på t ex hur de rör sig i området, hur väderförhållandena är eller frekvensen av bränder i barkupplaget. För att ta hänsyn till detta används ett intervall för exponeringen istället för ett punktvärde. Intervallet har utformats så att *den mest troliga* exponeringen är 3 mg/kg och dag, men att den kan uppgå till 6 mg/kg och dag under vissa förhållanden. Likväl är det rimligt att tänka sig att exponeringen kan vara betydligt lägre för andra individer och därför har exponeringen bedömts kunna vara noll i vissa fall. De olika fördelningarna (triangulär fördelning) för exponeringsantagandena redovisas i *Figur 8-21* nedan.



Figur 8-21 Fördelningsantaganden (mg/kg och dag) för långtidsexponering av jord via oralt intag respektive hudkontakt. Mest trolig exponering är 3 mg/kg, d, men den antas kunna vara så hög som 6 mg/kg, d eller så låg som 0 mg/kg, d. Dessa extremvärden har däremot en lägre sannolikhet. På X-axeln anges långtidsexponeringen av jord i mg/kg kroppsvikt, dag och på Y-axeln sannolikheten.

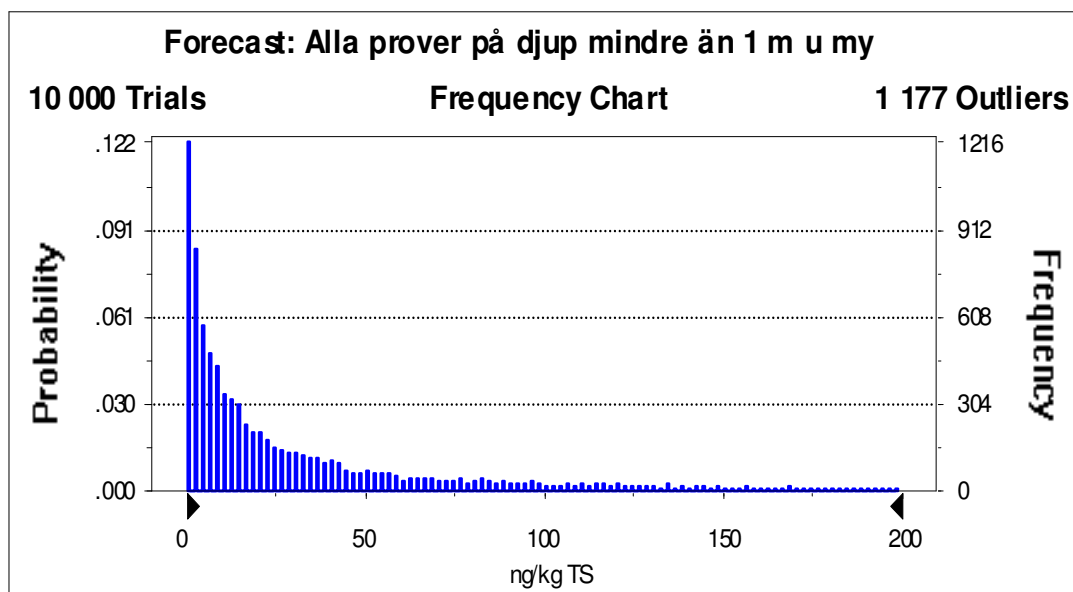
För att kunna beräkna hur mycket dioxin som finns i de partiklar som olika individer exponeras för, används de analysresultat avseende dioxin som finns från sågverksområdet.

Ett urval av analyserna har gjorts och samtliga jordprover tagna på mindre djup än 1 meter är med i utvärderingen (även analyser från doppkaren, under betongplattan osv).

Alla analyser tagna på bark har använts, oavsett djup, då det är rimligt att anta att uppblandningen i barkupplaget och spridning i analysresultaten är stor. Även analysresultaten från barkupplaget i skogen (16:1) några km utanför sågverksområdet tas med i utvärderingen då proverna bedöms vara representativa för barken som finns inom sågverksområdet (dock har ej provet taget under en säck med impregneringsmedel använts).

Totalt används 58 dioxinanalyser för att beskriva förekomsten av dioxiner i mark som kan bidra till exponeringsvägarna hudkontakt och oralt intag av partiklar.

De utvalda dioxinanalyserna beskrivs approximativt med en lognormalfördelning. Fördelningen har testats enligt Anderson-Darling och matchningen bedöms inte vara oacceptabel (uppnått testvärde 0,93). Fördelningen redovisas nedan i **Figur 8-22**.



Figur 8-22 Fördelningen av de 58 dioxinanalyser som använts för att beskriva dioxinförekomsten i mark som antas kunna bidra till exponeringsvägarna hudkontakt och oralt intag. På X-axeln anges halten dioxin i ng/kg TS och på Y-axeln sannolikheten. Medianhalten är 20 ng/kg TS, medelhalten 133 ng/kg TS och 90% percentilen 244 ng/kg TS.

Den genomsnittliga dagliga långtidsexponeringen (E_{dioxin}) för dioxin i Väckelsång kan beräknas enligt:

$$E_{\text{dioxin}} = (C_{\text{hud}} + C_{\text{oral}}) \times F_{\text{dioxin}}$$

Där C är exponeringen av jord/partiklar och F är koncentrationen av dioxin (som beskrivs enligt fördelningen i figur X).

Naturvårdsverket förutsätter att 100 % av den dioxin som finns i de partiklar som olika individer exponeras för även tas upp i kroppen (biotillgängligheten är 1).

Genom att använda Monte Carlo-simuleringar (i programvaran Crystal Ball[®]) kan olika fördelningar multipliceras och adderas till varandra. Simuleringen bygger på att ett enskilt värde slumpmässigt väljs ur fördelningarna och sedan beräknas med värden som slumpmässigt valts ut från andra fördelningar. Genom att upprepa detta ett stort antal gånger (minst 10 000) kan en prognos erhållas tillsammans med en osäkerhetsbedömning.

Resultaten av beräkningarna redovisas nedan i *Tabell 8-VII*. Resultaten bör jämföras med EU:s TDI-värde för långtidsexponering av dioxin (2 pg/kg kroppsvikt och dag) samt Naturvårdsverkets bedömning om att tillåta maximalt 0,5 pg/kg kroppsvikt och dag från ett förorenat område.

Tabell 8-VII Beräknad genomsnittlig daglig långtidsexponering av dioxin i Väckelsång. Enligt Naturvårdsverket kan maximalt 0,5 pg/kg kroppsvikt och dag accepteras från ett förorenat markområde. Med 76% säkerhet underskrids maximalt tillåten exponering. Mest trolig långtidsexponering beräknas till 0,1 pg/kg, dag (50%- percentilen).

Percentil	Daglig exponering pg/kg dioxin (långtidsexponering). NV accepterar maximalt 0,5 pg/kg.
0%	0.00
10%	0.01
20%	0.02
30%	0.04
40%	0.07
50%	0.12
60%	0.20
70%	0.34
75%	0.46
76%	0.50
80%	0.65
90%	1.50

Med de antaganden och beräkningar som har gjorts för riskbedömningen i Väckelsång kan följande konstateras:

- Den mest troliga genomsnittliga långtidsexponeringen är ca 0,1 pg/kg kroppsvikt och dag. Med de antaganden som gjorts är därför den mest troliga bedömningen att risken för negativa hälsoeffekter i Väckelsång är lägre än vad Naturvårdsverket accepterar (0,5 pg/kg kroppsvikt och dag).
- Riskbedömningen har beräknats med en markanvändning som tillåter ett högre utnyttjande än vad som sker idag. Bärplockning, promenader, lek, rekreation

osv, förutsätts kunna ske inom sågverksområdet. Barn och vuxna förväntas även vistas inom sågverksområdet ofta, regelbundet och under längre perioder.

- Med 76 % säkerhet så kommer den maximalt tillåtna exponeringen inte att överskridas. Med andra ord så kan risken för en negativ hälsoeffekt i Väckelsång inte uteslutas med en större säkerhet än 76 %.
- Vilken säkerhet som bör gälla för riskbedömningen värderar inte SGI i denna utredning. Det är en fråga för tillsynsmyndighet, politiker, invånarna i Väckelsång och Naturvårdsverket.

Det är viktigt att ha i åtanke att riskbedömningen baseras på dagens och framtida förhållanden inom sågverksområdet. Det är rimligt att anta att exponeringen kan ha varit betydligt högre under den tid sågverket var i drift, detta beaktas dock inte i Naturvårdsverkets hantering av förorenade områden eller i denna riskbedömning.

Det finns en del osäkerheter i beräkningarna, t ex i antagandet om fördelningen av dioxinanalyserna. I en fortsatt utredning kan dessa osäkerheter utvärderas ytterligare.

9 ÅTGÄRDSUTREDNING

I följande kapitel utreds olika möjliga åtgärder. Principiellt finns två typer av åtgärder; åtgärder som tar bort/minskar föroreningskällan eller åtgärder som förhindrar exponeringen av förorenad jord.

För att belysa vilka åtgärder som kan utföras har fyra olika fall diskuterats, nollalternativet (inga åtgärder utförs), sanering av påträffade hotspots (alternativ 1), sanering av barkupplaget (alternativ 2) och en total sanering av all jord/bark som riskerar att ha föroreningshalter över det platsspecifika riktvärdet för yttlig jord (alternativ 3). Någon egentlig kostnadsberäkning har inte utförts för respektive åtgärd, utan endast en översiktlig bedömning av storleksordningen för kostnaderna.

9.1 Förslag till övergripande åtgärds mål

Åtgärds målen beskriver hur området skall kunna användas i framtiden och är oförändrade oavsett vilken åtgärd som slutligen väljs.

Följande övergripande åtgärds mål föreslås för sågverksområdet i Väckelsång:

- Barn och vuxna skall kunna utnyttja sågverksområdet som rekreations- och strövområde utan några begränsningar. Exempelvis skall bär- och svamplockning kunna tillåtas.
- Bostäder, dagis eller skolor förutsätts att inte uppföras inom sågverksområdet.
- Dricksvattenbrunnar finns inte inom sågverksområdet idag och förutsetts inte heller att anläggas i framtiden.

9.2 Möjliga åtgärder sågverksområdet

9.2.1 Nollalternativet: inga åtgärder utförs

Nollalternativet innebär att inga åtgärder utförs. Området förutsetts utnyttjas i enlighet med de övergripande åtgärds målen, d v s sågverksområdet används som rekreations- och strövområde. Eftersom inga åtgärder utförs sker heller ingen förändring i långtidsexponeringen för dioxin jämfört med utförd riskbedömning.

Långtidsexponeringen av dioxin redovisas i *Tabell 9-1* nedan. Den mest troliga genomsnittliga långtidsexponeringen är ca 0,1 pg/kg och dag, d v s lägre än den maximala exponering (0,5 pg/kg och dag). Risken för en negativ hälsoeffekt i Väckelsång kan därmed inte uteslutas med en större säkerhet än 76 % enligt de antaganden avseende exponering och dioxinfördelning som gjorts.

Inga kostnader för behandling, entreprenadarbeten eller liknande utgår för nollalternativet. Det är dock rimligt att andra kostnader kommer att uppstå även för nollalternativet, t ex för att informera allmänheten, utföra ytterligare utredningar och olika administrativa åtgärder. Vi har översiktligt bedömt dessa kostnader till mindre än 200 000 kr.

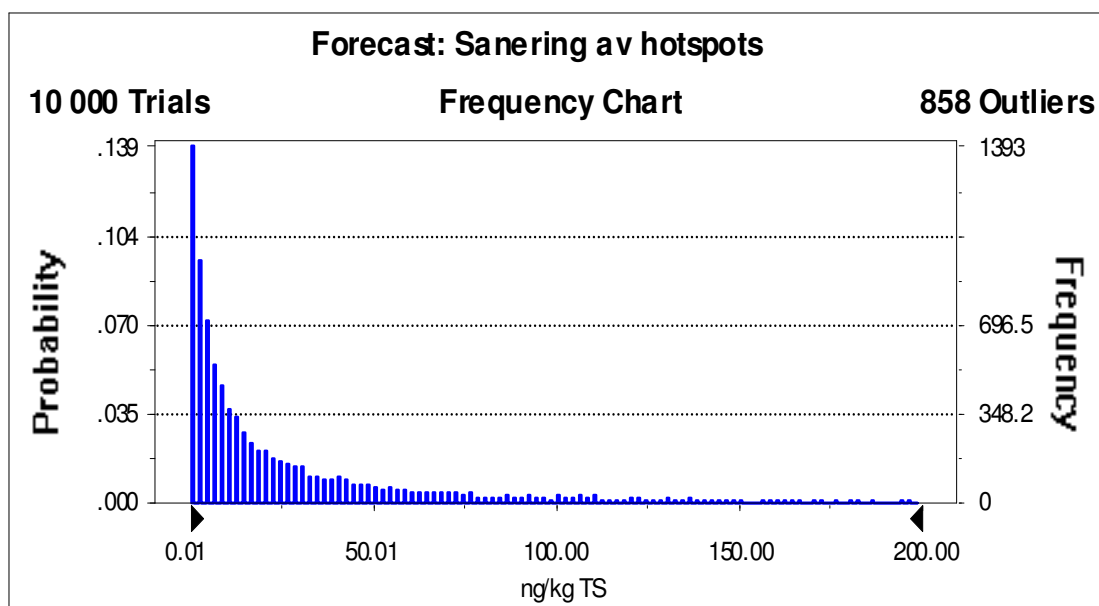
Tabell 9-I Beräknad genomsnittlig daglig långtidsexponering av dioxin i Väckelsång om inga åtgärder utförs (noll-alternativet). Med 76% säkerhet underskrids maximalt tillåten exponering. Mest trolig långtidsexponering beräknas till ca 0,1 pg/kg dag (50%- percentilen).

Percentil	Daglig exponering pg/kg dioxin (långtidsexponering). NV accepterar maximalt 0,5 pg/kg.
50%	0.12
76%	0.50
90%	1.50

9.2.2 Alternativ 1, sanering av hotspots

I detta alternativ har dioxinanalyserna från de första doppkaren (innan 1977, provpunkterna 0622 m fl samt 0683 m fl) samt från provpunkterna 0607 och 0503 "tagits bort" ur dioxinfördelningen.

Detta motsvarar att en sanering av hotspot-områden har skett, antingen genom att ta bort de förorenade massorna eller genom att förhindra exponeringen. Lognormalfördelningen redovisas nedan i *Figur 9-1*. Dioxinanalyserna har bedömts vara approximativt lognormalfördelade.



Figur 9-1 Lognormalfördelningen för dioxinanalyserna i Väckelsång vid en sanering av hotspots. Medianhalten är 16 ng/kg TS, medelhalten 93 ng/kg TS och 90% percentilen 176 ng/kg TS.

Den mest troliga långtidsexponeringen minskar något (från 0,12 till 0,09 pg/kg kroppsvikt och dag) och säkerheten för att inte negativa hälsoeffekter skall uppstå ökar ungefär 5% (från 76% till 81% säkerhet), se *Tabell 9-II* nedan.

Åtgärden är relativt begränsad och kostnaden bedöms uppgå till i storleksordningen 500 000 kr.

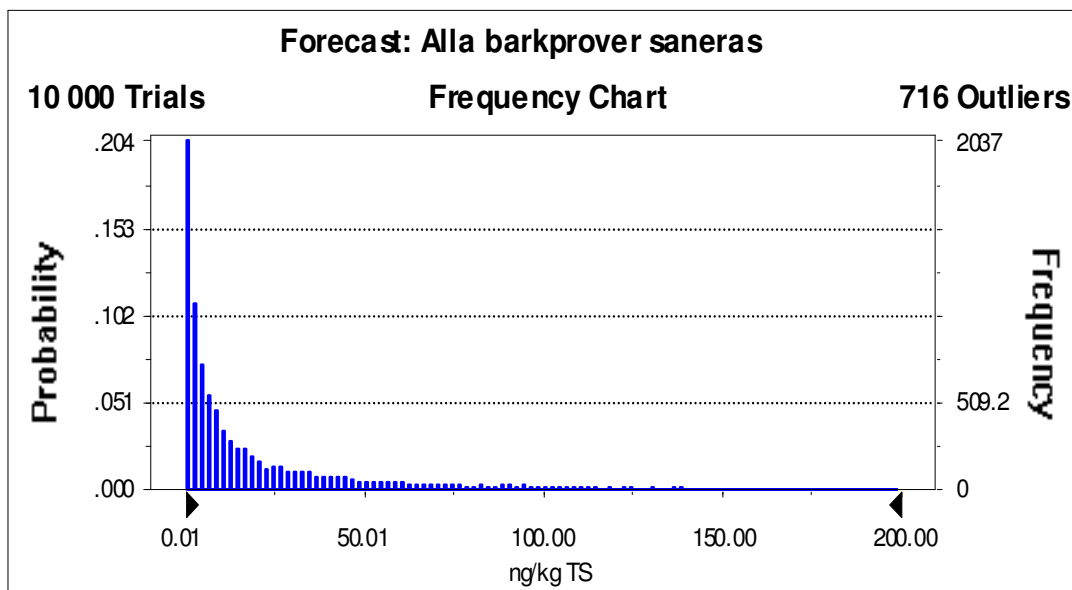
Tabell 9-II Beräknad genomsnittlig daglig långtidsexponering av dioxin i Väckelsång om kända hotspots saneras. Med 81% säkerhet underskrids maximalt tillåten exponering. Mest trolig långtidsexponering beräknas till ca 0,1 pg/kg dag (50%- percentilen).

Percentil	Daglig exponering pg/kg dioxin (långtidsexponering). NV accepterar maximalt 0,5 pg/kg.
50%	0.09
81%	0.50
90%	1.14

9.2.3 Alternativ 2, sanering av barkupplaget

En sanering av barkupplaget kan utföras genom att barken transporteras bort och omhändertas, eller genom att exponering förhindras genom någon form av täckning.

Effekterna för hälsorisken har beräknats genom att ta bort alla dioxinanalyser utförda på barkproverna ur dioxinfördelningen. Lognormalfördelningen som erhålls redovisas nedan i *Figur 9-2*.



Figur 9-2 Lognormalfördelningen för dioxinanalyserna i Väckelsång vid en sanering av barken. Medianhalten är 11 ng/kg TS, medelhalten 84 ng/kg TS och 90% percentilen 145 ng/kg TS.

Den mest troliga långtidsexponeringen halveras (från 0,12 i nollalternativet till 0,06 pg/kg kroppsvikt och dag) och säkerheten för att inte negativa hälsoeffekter skall uppstå ökar ungefär 8% (från 76% till 84% säkerhet), se *Tabell 9-III* nedan.

Kostnaden för att transportera bort och omhänderta barken bedöms uppgå till i storleksordningen 500 till 1000 kr/m³ bark, vilket innebär en total kostnad i storleksordningen 5 till 20 miljoner kronor. En enkel täckning (motsvarande en täckning av en inert-deponi, dvs utan några tätskikt eller liknande) av barkupplaget bedöms kosta i storleksordningen 500 000 kr.

Tabell 9-III Beräknad genomsnittlig daglig långtidsexponering av dioxin i Väckelsång om exponering av dioxin från barkupplaget förhindras eller barken körs bort från området. Med 84% säkerhet underskrider maximalt tillåten exponering. Mest trolig långtidsexponering beräknas till 0,06 pg/kg dag (50%- percentilen).

Percentil	Daglig exponering pg/kg dioxin (långtidsexponering). NV accepterar maximalt 0,5 pg/kg.
50%	0.06
84%	0.50
90%	0.99

9.2.4 Alternativ 3, sanering av alla jord- och barkmassor med förhöjda halter

En sanering av alla jord- och barkmassor som riskerar att ha dioxinhalter som är högre än det platsspecifika riktvärdet 60 ng/kg TS innebär en omfattande sanering. Även medianhalten inom sågverksområdet är lägre än riktvärdet, så finns det ingen möjlighet att med stor säkerhet urskilja de jordvolymer som har högre halter.

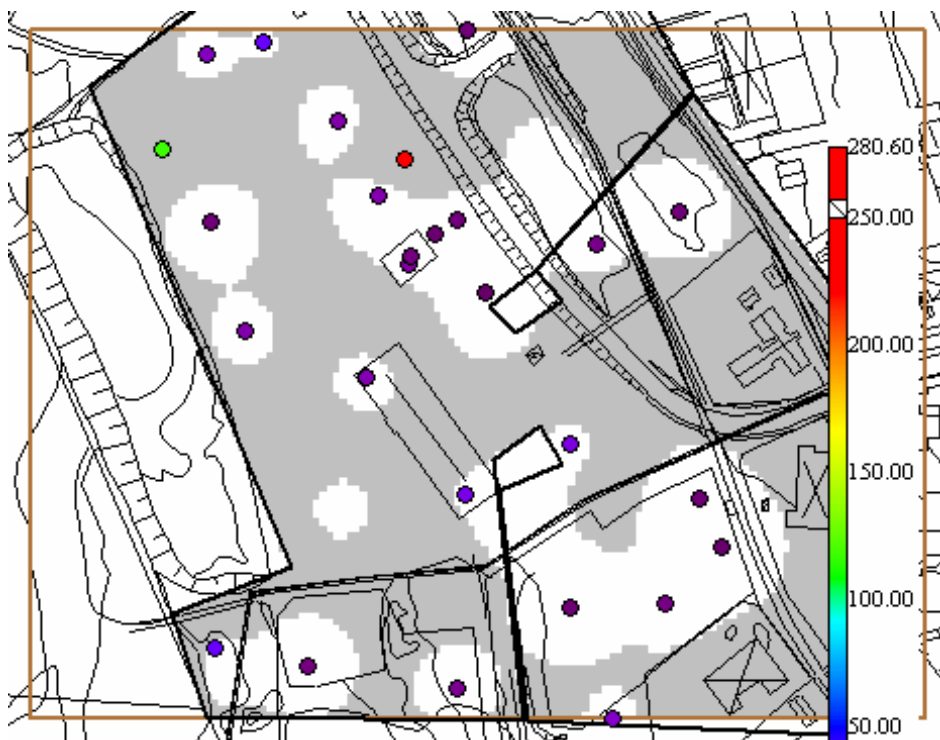
Om inga jordmassor får överskrida det platsspecifika riktvärdet med 95% säkerhet, behöver de områden som är gråmarkerade i *Figur 9-3* nedan, grävas ur och omhändertas (tillsammans med barkupplaget och marken kring doppkaren).

Kartbilden baseras på den krigingmodell som gjorts för området. I princip kommer större delen av sågverksområdet att behöva grävas bort och ersättas med andra fyllnadsmassor. Med hänsyn till hur dioxiner sprids kan inte fyllnadsmassorna antas vara helt rena från dioxin, utan istället har en bedömd bakgrundshalt på ca 10 ng/kg TS antagits för dessa massor.

Den mest troliga långtidsexponeringen minskar då till 0,04 pg/kg TS (se *Tabell 9-IV*), dvs mer än 10 gånger lägre än vad Naturvårdsverkets accepterar. Säkerheten för att inte negativa hälsoeffekter skall uppstå närmar sig 100%, då risken att dioxinhotsots skall finnas i de, förhoppningsvis, kontrollerade ersättningsmassorna kan antas vara mycket låg. Kostnaden för att transportera bort och omhänderta de förorenade jordmassorna bedöms uppgå till i storleksordningen mellan 5 och 25 miljoner kronor.

Tabell 9-IV Beräknad genomsnittlig daglig långtidsexponering av dioxin i Väckelsång om alla förorenade massor ersätts med andra jordmassor. Med 99,7% säkerhet underskrider maximalt tillåten exponering. Mest trolig långtidsexponering beräknas till 0,04 pg/kg dag (50%- percentilen).

Percentil	Daglig exponering pg/kg dioxin (långtidsexponering). NV accepterar maximalt 0,5 pg/kg.
50%	0.04
90%	0.13
99.7%	0.50



Figur 9-3 Det gråmarkerade området är det s k "area of concern" d v s massor som enligt kriging-modelleringen kan ha högre halter än 60 ng/kg TS (vid 95% säkerhet). Barkupplagen och doppkaren är inte med i analysen.

9.2.5 Sammanfattning och diskussion av de olika åtgärdsalternativen

Sammanfattningsvis kan följande sägas om de olika åtgärdsalternativen:

- Den mest troliga hälsorisk är lägre än maximalt acceptabel exponering av dioxin för samtliga åtgärdsalternativ, även nollalternativet.
- En sanering av de hotspots som påträffats (främst de förorenade jordmassorna som finns vid doppkaret som användes mellan 1967 till 1977) har ingen avgörande betydelse för totala exponeringen för dioxin i Väckelsång. Hälsorisker reduceras något och säkerheten i riskbedömningen ökar några procentenheter. Kostnaden för att sanera hotspots-områdena (ej barkupplaget) bedöms uppgå till i storleksordningen ca 500 000 kr. Det kan finnas en rad olika motiv till att sanera påträffade hotspots, t ex för att kunna tillåta att markarbeten kan ske i framtiden utan anmälningsplikt. Dioxin och klorefenoler är även ämnen som bör tas fasas ur det naturliga kretsloppet där så är teknisk och ekonomiskt motiverat. Även om riskreduktionen inom Väckelsång bedöms vara marginell, så kan därför en åtgärd vara motiverad.
- Ett omhändertagande av barkupplaget inom sågverksområdet kommer att öka säkerheten i riskbedömningen från ca 75% till ca 85 %. Även här erhålls en liten riskreduktion. Det bedöms vara svårt att ur kostnadssynpunkt kunna motivera att barken omhändertas med hänsyn till riskreduktionen, däremot kan en täckning av upplaget ge en önskad effekt. En enkel täckning bedöms kosta i storleksordningen 500 000 kr.

- Riskreduktionen vid en total sanering bedöms inte heller kunna motivera kostnaderna. Den mest troliga dioxinexponeringen reduceras självklart om alla förorenade massor ersätts, men störst påverkan får åtgärden genom att osäkerheterna i riskbedömningen försvinner.
- Det finns en rad olika mindre åtgärder som kan ha betydelse för enskilda individer, t ex att täcka jordgolvet inne i sågverksbyggnaden med ett betonggolv eller andra åtgärder som förhindrar exponering för jord och partiklar inom sågverksområdet.

Nedan i *Tabell 9-V* finns en sammanfattning av de olika principiella åtgärderna.

Tabell 9-V Beräknad genomsnittlig daglig långtidsexponering av dioxin i Väckelsång för respektive åtgärdsalternativ. I inget av fallen överskrider den mest troliga exponeringen av dioxin i Väckelsång maximalt tillåten exponering från förorenade områden (0,5 pg/kg, dag). Säkerheten för att hälsorisken inte skall överskrida maximalt tillåten exponering varierar mellan 76% och upp till 99,7%.

Exponering av dioxin vid olika åtgärder. <i>Maximal tillåten exponering från förorenade områden är 0,5 pg/kg, dag (NV1996 samt NV2005).</i>	Alternativ 0: Nollalternativet, inga åtgärder	Alternativ 1: Sanering av hotspots	Alternativ 2: Täckning/ omhändertagande av barkupplaget	Alternativ 3: Sanering av alla massor med förhöjda halter. "Total sanering"
Mest trolig exponering för dioxin (pg/kg, dag)	0,12	0,10	0,07	0,04
Den högsta percentil vid vilken en negativ hälsoeffekt inte kan uteslutas	76%	80%	84%	99,7%
Storleksordning – kostnader (kr)	ca 200 000 kr	ca 0,5 Mkr	Omhändertagande mellan 5 och 20 Mkr, Enkel täckning ca 0,5 Mkr	Mellan 5 och 25 Mkr.

9.2.6 Föreslaget åtgärdsalternativ för sågverksområdet i Väckelsång

Vår bedömning är att en kombination av alternativ 1 (sanering av hotspots) och alternativ 2 (omhändertagande av barkupplaget genom täckning) är en lämplig åtgärd för sågverksområdet.

Åtgärden innebär att de mest förorenade områdena med dioxin och klorfenoler (markområden vid doppkaren) åtgärdas och att föroreningarna omhändertas. Exponeringen för dioxin via inandning och kontakt med partiklar från barkupplaget minskar betydligt genom en enkel täckning (motsvarande täckning av en inert deponi).

Kostnaderna för den kombinerade åtgärden, i storleksordningen en miljon kronor, bedöms vara rimlig i förhållande till stora säkerhet som uppnås med åtgärden. En beräkning av genomsnittliga långtidsexponeringen för dioxin visar att om åtgärden utförs så kommer säkerheten i riskbedömningen att öka till 97,5%, se tabell *Tabell 9-VI* nedan.

Med andra ord kan vi med 97,5% säkerhet säga att risken för negativa hälsorisker efter utförd åtgärd inte kommer att överskrida vad Naturvårdsverket accepterar. Detta är i nivå med den säkerhet en total sanering (alternativ 3) skulle innebära för området, men till avsevärt lägre kostnad. Att inte 100% säkerhet uppnås beror framförallt på risken att hotspots som får betydelse för hälsorisken kan ha missats i området. Risken för detta är dock liten, vilket avspeglas i bedömningen.

Tabell 9-VI Beräknad genomsnittlig daglig långtidsexponering av dioxin i Väckelsång om av SGI föreslagen åtgärd utförs (en kombination av alternativ 1 och 2, dvs sanering av hotspots samt enkel täckning av barkupplaget). Med 97,5% säkerhet underskrids maximalt tillåten exponering. Mest trolig långtidsexponering beräknas till 0,05 pg/kg dag (50%- percentilen). Kostnaden för åtgärden har skattats till i storleksordningen 1 miljon kronor.

Percentil	Av SGI föreslagen åtgärd	
	Daglig exponering pg/kg dioxin (långtidsexponering). NV accepterar maximalt 0,5 pg/kg.	
50%	0.05	
90%	0,26	
97.5%	0.50	

Åtgärdsalternativet är principiellt och inte utformat i detalj. Nästa steg bör vara att i detalj utforma vald åtgärd och genomföra en mer noggrann kostnadsbedömning av alternativet. Kostnadsbedömningen bör ta hänsyn till de osäkerheter som finns i vår utredning samt osäkerheter i utförandet som kan få betydelse för åtgärdskostnaden.

Vilka åtgärder som slutligen utförs bör beslutas i samråd med tillsynsmyndigheten och Tingsryd kommuns politiker och tjänstemän. Olika alternativ bör vägas emot varandra i en riskvärderingsprocess där hänsyn tas till kostnader, miljömål osv.

10 OSÄKERHETER OCH BEHOV AV VIDARE UTREDNING

Generellt gäller att ju större säkerhet som önskas i resultat och riskbedömningar, desto mer omfattande och detaljerat underlag krävs. Det finns en rad olika osäkerheter i våra bedömningar som har hanterats på olika sätt. Några av de osäkerheter som bedöms ha störst betydelse för resultaten diskuteras nedan.

- Ingen provtagning är heltäckande och risk att föroreningar har missats inom undersökningsområdet finns alltid. Denna osäkerhet har hanterats genom att inte enbart använda att medianhalten i våra beräkningar utan även anta att betydligt högre halter, i ett värsta fall, kan förekomma i hela området.
- Den parameter som har störst betydelse för riskbedömningen är vilka halter dioxin som finns i marken och vilken fördelning av dioxin i marken som antas gälla. Vår bedömning är däremot att ytterligare provtagning och analyser inte väsentligen kommer att förändra de antaganden avseende dioxinförekomsterna som har gjorts i beräkningarna. De analysdata som finns kan däremot bearbetas och utvärderas ytterligare, t ex genom att använda olika fördelningar, genomföra känslighetsanalyser, använda hypotesprövning, konfidensintervall och/eller andra statistiska metoder.
- Vikt kan även läggas på att uppdatera och förbättra riskmodellen med hänsyn till de exponeringsantaganden som gjorts. Då inga platsspecifika mätningar eller utredningar finns angående exponering via intag och hudkontakt med jord/partiklar har ett stort intervall i antagandena varit nödvändigt. Exempelvis räknar Naturvårdsverket med att långtidsexponeringen via oralt intag 1,5 mg jord per kg kroppsvikt och dag i ett bostadsområde. I den platsspecifika riskbedömningen har vi antagit att den troligaste exponeringen är så hög som 3 mg jord per kg kroppsvikt och dag (p g a förekomsten bränder som ger en ökad exponering), men att den för vissa individer eller i vissa situationer kan vara upp till 6mg/kg, dag. Detta har betydelse för resultaten av hälsoriskbedömningen. I det fall en minskad osäkerhet i riskbedömningen är av värde, bör bättre och mer platsspecifika antaganden avseende de verkliga exponeringsförhållandena utföras.
- Dagens kunskap om föroreningarna och deras farlighet har använts. Om förändringar i t ex Naturvårdsverkets riktvärden för maximalt acceptabelt intag av dioxin förändras, krävs även en uppdatering av riskbedömningen.

11 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

- Dioxin, klorfenoler och klorerade bekämpningsmedel har påträffats i jord, bark, sediment och grundvatten inom de olika undersökningsområdena. Ingen provtagning är heltäckande och risk att föroreningar kan ha missats finns alltid. Denna osäkerhet har hanterats genom att använda statistiska och sannolikhetsbaserade verktyg i våra bedömningar.
- Vår bedömning är att utförda provtagningar, tillsammans med tidigare undersökningar, utgör ett tillräckligt omfattande underlag för att med acceptabel säkerhet kunna fatta beslut om vidare hantering, genomföra en riskvärdering och slutligen välja ett lämpligt åtgärdsalternativ.
- Vid den *fd kvarnen* utgörs marken av fyllnadsmassor. Några föroreningar i halter över de generella riktvärdena för bostäder har inte påträffats. Nuvarande och planerad markanvändning (bostäder) bedöms inte begränsas av markföroreningar. Om rivningsrester eller andra indikationer på föroreningar påträffas vid markarbeten bör dock en miljökontroll utföras.
- I det *externa barkupplaget (Väckelsång 16:1)* har mycket höga dioxinhalter påträffats i anslutning till tomma platsäckar som innehållit doppningsmedel (Servarex Teknisk). Barken kan inte återanvändas eller hanteras fritt och är direkt olämplig att använda i t ex trädgårdsland eller som jordförbättringsmaterial. Tomsäckar som har innehållit impregneringsmedel är olämpligt att lämna kvar i området. Dioxin är ett ämne som enligt vår bedömning bör fasas ur det naturliga kretsloppet, där så är möjligt ekonomiskt och tekniskt rimligt. Eventuella kvarvarande tomsäckar och bark i direkt anslutning till säckarna kan enkelt tas bort och bör därför omhändertas, även om hälso- och miljörisken i området inte är betydande.
- Platsspecifika riktvärden för dioxin och klorfenoler har beräknats för sågverksområdet. De styrande riskerna bedöms vara hälsorisker i det fall exponering sker under lång tid (främst via hudkontakt och inandning av dioxinförorenade partiklar).
- Hälsoriskerna har beräknats med sannolikhetsbaserad konceptuell riskmodell. Markanvändningen har antagits tillåta ett högre utnyttjande än vad som sker idag. Bärplockning, promenader, lek, rekreation osv, förutsätts kunna ske inom sågverksområdet. Med de antaganden som gjorts är den mest troliga bedömningen att risken för negativa hälsoeffekter i Väckelsång är lägre än vad Naturvårdsverket accepterar. Med 76 % säkerhet så kommer den maximalt tillåtna exponeringen av dioxin inte att överskridas. Med andra ord så kan risken för en negativ hälsoeffekt i Väckelsång inte heller uteslutas med en större säkerhet än 76 %.
- Flera olika principiella åtgärdsalternativ har diskuterats och riskreduktionen för respektive åtgärd har beräknats tillsammans med skattning av storleksordningen för åtgärdskostnaderna. En osäkerhetsbedömning har gjorts för respektive alternativ.

- SGI föreslår med ledning av resultaten från denna huvudstudie en kombinerad åtgärd där ”hotspot”-områden omhändertas och barkupplaget inom sågverksområdet täcks genom en enkel täckning (motsvarande en täckning av en inert-deponi). De hotspot-områden som är aktuella för sanering är framförallt marken kring de två tidigaste doppningskaren som påträffats inom området. Kostnaden för åtgärden skattas till i storleksordningen 1 Mkr.
- Vilka åtgärder som slutligen utförs bör beslutas i samråd med tillsynsmyndigheten och Tingsryd kommuns politiker och tjänstemän. Olika alternativ bör vägas emot varandra i en riskvärderingsprocess där hänsyn tas till kostnader, miljömål osv. En detaljerad kostnadsbedömning som tar hänsyn till osäkerheter i resultat och detaljutförande bör genomföras när ett lämpligt åtgärdsalternativ valts.
- Samtliga markarbeten (t ex grävning, omflyttning av massor, hantering av bark osv) inom sågverksområdet och det externa barkupplaget inom Väckelsång 16:1 bedöms vara anmälningspliktiga enligt Miljöbalken.

Statens Geotekniska Institut
Avdelning Markmiljö

Fredric Engelke
Uppdragsledare

12 REFERENSER

- IMM 2005 *Föredrag "Riskbedömning av dioxiner och dioxin-lika PCB Annika Hanberg, Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet"*
- Intervju 1 -06 *Intervju med tidigare arbetare på Väckelsångs fd sågverk, A1, 2006*
- Intervju 2 -06 *Intervju med tidigare arbetare på Väckelsångs fd sågverk, A2, 2006*
- Kemikalieinspektionen http://www.kemi.se/templates/Page_2824.aspx
- Lst Kronoberg http://www5.g.lst.se/fakta/naturen/reservat/projekt/Reservathtm/tingsryd/utnasudden_2.htm
- Lst Kronoberg 2 *Länsstyrelsen i Kronobergs län, Tjänsteanteckningar 2006. Intervju med Gunnar Yngvesson 2006-03-08.*
- RIVM 2001 *RIVM report 711701 023, Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and groundwater.*
- SGU 2006 *PM Dioxin, Sammanställning och jämförelse av 6 huvudstudier med dioxinföroreningar inklusive slutsatser och rekommendationer 2006-10-17*
- SLU <http://www.entom.slu.se/margborre/virkesskador.htm>
- Svenska kyrkan <http://www.svenskakyrkan.se/tingsas/vackelsang/historikvak.htm>
- Sågverksinv -75 *Länsstyrelsen i Kronobergs län, Sågverksinspektion år 1975.*
- Tysklind m fl 2005 *CHLOROPHENOL SITES IN SWEDEN – A MAJOR DIOXIN RESERVOIR WITH COMPLEX CONTAMINATION PATTERN*
- Tingsryds Kn -06 *Tingsryds kommuns förfrågningsunderlag inför upphandlingen av huvudstudie av Väckelsångs fd sågverk, 2006.*
- Viking Timber <http://www.vikingtimber.com/Contents.asp?id=530>
- Väckelsång -94 *Väckelsångsboken 1994. Väckelsångs hembygdsförening 1994.*
- Väckelsång -05 *Väckelsång, Glimtar från en Smålandssocken, ISSN 1103-419X. Väckelsångs hembygdsförening 2005.*
- Wikipedia www.wikipedia.se