

2016-06-10

Fallstudier - tre dioxinförorenade områden med tre motiv till fördjupad riskbedömning

I den här bilagan till PM ”Erfarenhetsåterföring dioxinförorenade sågverksområden - kan fördjupad riskbedömning leda till effektivare åtgärder?” beskrivs det arbetssätt som använts i några av SGU:s utredningar av f.d. sågverksområden med dioxinförorening. Tre fallstudier för att illustrera arbetssättet följer därefter.

Arbetssätt fördjupad riskbedömning

De riskbedömningar som beskrivs nedan har gjorts utifrån ”vanligt” förfarande för riskbedömningar, d.v.s. utifrån en problembeskrivning, exponeringsanalys, effektanalys, riskkaraktärisering och sammanvägd riskbedömning (beskrivet i t.ex. Naturvårdsverket 2009a). Några av arbetsmomenten i riskbedömningsprocessen har fördjupats dels för förståelsen av föroreningsproblematik, dels i syfte att få ett bra underlag för både riskbedömning och bedömning av åtgärdsbehov. Fördjupningarna har gjorts med avseende på hälsoriskbedömningen. Detta då dioxinförorening vanligen i första hand styrs av risker för människors hälsa genom direktexponering. I de utredningar som fallstudierna representerar har mindre fokus lagts på miljöriskbedömningen. De har i större utsträckning följt standardförfarande.

Angrepps- och arbetssätt

1. Dela in området i ”egenskapsområden”

Det kan vara lämpligt att dela in aktuellt område i s.k. egenskapsområden, framför allt om förutsättningarna inom det förorenade området skiljer sig åt i olika delar och det är svårt att definiera rättvisande egenskaper för ett enda område. Indelningen i egenskapsområden beror främst av föroreningssituation, men också av historik och nuvarande eller framtida markanvändning. Indelningen används för att beskriva human exponering och för att beräkna områdets representativa halt.

2. Identifiera styrande exponeringsvägar

Inom ramen för exponeringsanalysen undersöks möjliga kontaktmedier för att identifiera de mest betydande exponeringsvägarna. Vilka exponeringsvägar som är aktuella varierar beroende av föroreningsens egenskaper och markanvändning. Exponeringsvägar för dioxin kan t.ex. utgöras av oavsiktligt intag av jord eller sediment, intag av dricksvatten eller lokalt odlade grödor. Föroreningshalt i respektive kontaktmedium bestäms genom kemisk analys. Litteraturdata och miljöövervakningsdata används för identifiering av avvikande halter eller för

2016-06-10

verifiering att halter från det förorenade området ligger i nivå med bakgrundsvärden, d.v.s. att exponeringen inte ligger över bakgrundsexponeringen. Jämförvärden för dioxin i sediment, ytvatten och biota kan bl.a. hämtas från Naturvårdsverkets miljöövervakningsdata (Naturvårdsverket miljöövervakning) och för biologiska prover finns bakgrundsdata från Livsmedelsverkets kartläggningar i livsmedel (t.ex. Livsmedelsverket 2012a och b). Från utvärdering av exponeringsvägar kan den eller de mest betydande exponeringsvägarna identifieras och vid behov kan analysen fördjupas avseende den eller dessa exponeringsvägar. I redovisade fallstudier visades att oavsiktligt intag av jord var av störst betydelse för dioxinexponeringen, varför en fördjupning av intag jord genomfördes.

3. Utvärdera exponeringsförutsättningar

I exponeringsanalysen och utvärdering av egenskapsområden ingår en analys av exponeringsförutsättningarna. Syftet med analysen är att bestämma rimliga antaganden avseende exponeringen, såsom t.ex. vistelsetid, skyddsobjekt och intagsmängd av förorening/förorenat medium. Frågor som behöver besvaras för att fastställa exponeringsförutsättningarna för jord är bl.a.:

- Vilka använder området (grupp, ålder, beteende)?
- Hur används området?
- Vilka jordlager är tillgängliga?
- Framtida förändringar?

Exponeringsanalysen ska utgå från de människor som vistas inom området och den känsligaste gruppen. Avseende dioxin har vi i Sverige en hög bakgrundsbelastning och för barn under ca 4 år är dioxinintag via mat högre än TDI (Socialstyrelsen 2009). Denna grupp av barn var därför i fokus i de exponeringsberäkningar som redovisas i fallstudierna.

4. Uppskatta exponeringen - dosen

Nästa steg i exponeringsanalysen är att uppskatta den dos som människor exponeras för vid olika förhållanden. Beräkningarna av exponeringsdos som använts i fallstudierna är s.k. "framlängesberäkning", se **Fel! Hittar inte referensälla..** Beräkningarna kan jämföras med beräkningar av platsspecifika riktvärden enligt Naturvårdsverket 2009c, som istället är en "baklängesberäkning" se **figur 2**. Båda metoderna beskrivs i Naturvårdsverket 2009a. Skillnaden med "framlängesberäkning" är att den utgår från den faktiska föroreningssituationen för att beräkna den dos som människor exponeras för under dessa förhållanden, medan "baklängesberäkningen" utgår från acceptabel dos (toxikologiskt referensvärde) för att beräkna vad detta motsvarar för halt i kontaktmediet. Dosberäkning ger större möjlighet till platsspecifik bedömning/utvärdering av exponeringsförutsättningar och det blir lättare att förstå och kommunicera vad exponeringen innebär under nuvarande förhållanden.

2016-06-10



Figur 1. Exempel på beräkning av exponeringsdos från representativ halt i matris och antaganden om exponeringsförutsättningar. Dos jämförs därefter mot toxikologiskt referensvärde för att bedöma risken.



Figur 2. Exempel på beräkning av acceptabel koncentration i jord med utgångspunkt från toxikologiskt referensvärde och exponeringsförutsättningar. Acceptabel halt i jord jämförs med uppmätta halter i jorden för att bedöma risken.

Exponeringsdoser från genomsnittligt ofrivilligt intag av jord har beräknats enligt följande:

$$Dos = \text{intag jord (g jord)} \times \text{biotillgänglighet} \times \text{dioxinhalt i jord} \left(\frac{\text{pg TEQ}}{\text{g TS}} \right)$$

Den beräknade dagliga dosen normaliseras därefter till personens vikt för vidare jämförelser mot TDI i riskkarakteriseringen. I de fallstudier som redovisas har inga anpassningar av biotillgänglighet gjorts utan dessa har satts till 100%. Som också nämnts i PM beror det på att det i nuläget saknas standardiserade metoder för att analysera biotillgänglig andel dioxin. Studier (Wittsiepe 2007, Budinsky 2008) har visat att dioxinförorenad jord inte har 100% biotillgänglighet, motsvarande resultat har även konstaterats i modellering (Åberg 2010).

5. Bedöm effektnivå - effektanalys

Effektanalysen sammanfattar vilken risknivå som är relevant. Ofta används effektnivåer fastställda av t.ex. WHO eller EU, till exempel som TDI (tolerabelt dagligt intag) (EU/SCF 2001). I effektanalysen har de doser av dioxin som bedömts vara säkra för människors exponering vid ett specifikt område sammanställts, d.v.s. den dos som inte bedöms orsaka en effekt hos människa (effektnivå). För dioxin har tolerabelt dagligt intag (TDI) använts som jämförelse. EU har definierat TDI av dioxin (inklusive dioxinlika PCB¹) till 2 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag (Livsmedelsverket 2015). TDI har bestämts (t ex av EU) utifrån flertalet tester och studier av effekter av dioxinexponering via föda s.k. biotiska matriser. Det innebär att jämförelse med TDI ger en konservativ bedömning av säker nivå för effekter, eftersom biotillgängligheten beaktas i den dos dioxin (pg TEQ/g TS) som människor exponeras för.

¹ PCB 77, PCB 81, PCB 126, PCB 169, PCB 105, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 156, PCB 157, PCB 167, PCB 189

2016-06-10

6. Riskkaraktärisering av både långsiktig exponering och enstaka större intag

I riskkaraktäriseringen jämförs viktnormaliserade doser beräknade för varje egenskapsområde mot effektnivån, TDI. Med viktnormaliserade doser menas hur mycket dioxin en person exponeras för per kg kroppsvikt. TDI har bestämts som en dos per kg kroppsvikt.

Genom jämförelse mot effektnivå kan ett ”ofrivilligt bidrag”, utöver det tolerabla bedömas. Det ofrivilliga bidraget bör också ställas i relation till eventuellt dioxinbidrag från andra källor, eller hur exponeringen kan variera till exempel beroende av ålder, matvanor, etc. Långtidsrisken bedöms utifrån den genomsnittliga exponeringen, vilken beräknas utifrån representativa medelhalter. Risker med enstaka större intag av jord, t.ex. för pica-barn, bedöms utifrån jämförelser med de högsta dioxinhalterna som uppmäts och utifrån ett antagande om större intagsmängd av jord.

7. Verifiera risker - riskkommunikation

Människor som bor eller vistas inom ett förorenat område kan känna oro, vilket är viktigt att ta hänsyn till vid utredningar av förorenade områden. Med analys av dricksvatten, grödor, fisk och skaldjur kan man verifiera sin riskbedömning och bedöma om dioxinhalterna exempelvis avviker från bakgrundshalterna. Detta ger ett bra underlag för att kommunicera risker. Om det finns kontaktmedier som människor är särskilt oroliga för så bör dessa även inkluderas i bedömningen. Ytterligare ett steg i en transparent riskbedömningsprocess har varit att använda miljömedicinsk expertis vid oberoende institut för extern granskning av bedömningar och slutsatser.

Fallstudie 1 — Strandstaden i Fagersanna

Fagersanna strandstad är ett f.d. sågverksområde i Tibro kommun i Västra Götalands län beläget invid sjön Örlen (Figur 3). Sågverksamhet bedrevs i området från 1880-talet fram till 1985, då verksamheten upphörde. Doppning av virke förekom mellan åren 1955-1985 på två olika platser inom området. Bland annat användes klorfenolpreparat. Inom området fanns även brädgårdar vilka använts för lagring av doppat virke. Delar av området är utfyllda med grus, spån och bark från verksamheten, utfyllnad i Örlen gjordes etappvis från 1950-talet till 1980-talet. I slutet av 1980-talet byggdes ett bostadsområde med 54 privata hus och en samfällighetsbyggnad.

Länsstyrelsen i Västra Götaland lät genomföra en förstudie på det tidigare sågverksområdet 2012-2013 (Kemakta, 2013). I samband med förstudien gjordes även en miljömedicinsk bedömning av hälsoriskerna med föroreningssituationen (VMC, 2013a, b). Därefter tog SGU på sig huvudmannskapet för fortsatta utredningar, efter begäran från Tibro kommun. 2014 genomfördes en huvudstudie i SGU:s regi (WSP, 2015a). Sammanfattningsvis visade undersökningarna på betydande dioxinförorening i mark, huvudsakligen i yttlig jord inom allmänna ytor i området, men också till viss del inom ett fåtal av de privata tomterna. Miljö- och hälsoriskbedömningarna som gjorts, visade att området är förknippat med risker för människors hälsa och miljön, både på kort och på längre sikt, främst till följd av förekomsten av dioxin i marken. Ett tydligt behov av riskreduktion bedömdes föreligga. De ställvis höga dioxinhalterna i området skulle vid ett eventuellt intag av jord utgöra ett oönskat dioxintillskott

2016-06-10

framför allt för mindre barn i förhållande till ett dagligt tolerabelt intag (TDI). Vidare medför den mängd dioxin som finns i jord inom Strandstadens relativt begränsade yta (i huvudstudien uppskattad till i storleksordningen 28 g TEQ) ett behov av riskreduktion till följd av risk för spridning av dioxin via grundvattnet till sjön Örlen. Ett åtgärdsbehov bedöms också föreligga utifrån ämnet dioxins prioritering som utfasningsämne och den målsättningar inom miljömålet Giftfri miljö att minska långlivade organiska föroreningars förekomst i miljön.



Figur 3. Vy mot sjön Örlen av allmän yta och privata bostäder Strandstaden, Fagersanna, juni 2015 (foto SGU).

Problembeskrivning och provtagning Strandstaden

När huvudstudien för Strandsstaden påbörjades fanns underlag från en förhållandevis omfattande förstudie och historiska uppgifter från MIFO fas 1 inventering. Förstudien hade konstaterat en betydande förorening inom stora delar av fd sågverksområdet med maxhalter upp till 13 000 ng TEQ/kg TS i jordprov. Med utgångspunkt från förstudien identifierades ett antal kunskapsluckor vilka behövde undersökas innan en riskbedömning kunde genomföras. Osäkerheter rörde fördelning av dioxinhalter i jord mellan olika marktyper inom Strandstaden, såsom halter i bostadsmark jämfört med gräsytor mellan bostadshus, s.k. allmänna ytor. Vidare fanns osäkerheter avseende påverkan från förorening på lokalt odlade bär/grönsaker då det inom enskilda fastigheter fanns mindre odlingsytor. Det var inte heller klarlagt om det skedde en spridning av dioxin till sjön Örlen och om en möjlig spridning medförde förhöjda halter i fisk. Några boende inom området är aktiva fritidsfiskare och det finns även kräfter och kräftfiske i Örlen, utanför Strandstaden.

I syfte att klargöra osäkerheter och kunskapsluckor planerades provtagning enligt följande:

- Jord – Systematisk slumpvis provtagning inom enskilda fastigheter/tomter och allmänna ytor. Fokus på yttlig jord där risk för human exponering är störst.
- Grönsaker, frukt och bär – undersöka eventuell påverkan från markförorening på lokalodlade vegetabilier. Även jord i anslutning till rotgrönsaker provtogs för beräkning av biokoncentrationsfaktor.

2016-06-10

- Fisk, skaldjur – insamling och analys av både fiskar (abborre = stationär art och sik = pelagial art) och kräftor.
- Sediment – provtagning i ackumulationsområden både lokalt runt Strandstaden men även i sjöns djuphåla. Ytligt sediment prioriterades i kemiska analyser för att klargöra nutida spridning.
- Ytvatten i Örlen – Inom Strandstaden finns bevattningssystem och vatten tas upp från två platser i Örlen. Kompletterande provtagning gjordes vid dessa båda pumpar/vattenintag. Vid provtagningstillfälle 2014 var grundvattennivån låg och det var då inte möjligt att provta grundvatten. Grundvatten provtogs istället i åtgärdsförberedande undersökning då även dricksvatten provtogs eftersom Strandstaden ligger inom vattenskyddsområde.

Egenskapsområden Strandstaden

Vid utvärderingen av föroreningsituationen i jord delades området in i egenskapsområden utifrån historiken och uppmätta halter i jord. För utvärdering användes beskrivande statistik. Lämpliga metoder beskrivs bl.a. i Naturvårdsverket 2009a och Naturvårdsverket 2009b. Med stöd från statistiken och historiken kunde området delas in i tre egenskapsområden (Figur 4): A) privata tomter, B) utfyllnadsområde (sågverksområdet var till del utfyllt i Örlen) och tidigare timmerupplag, C) sågområden, doppkarsplats och brädgårdsområden. De olika egenskapsområdena var signifikant skilda från varandra baserat på resultat från ytlig jordprovtagning med avseende på medelvärden och fördelning av halter. Representativa dioxinhalter för ytlig (0-0,5 m) respektive djup jord (0,5- 1 m) beräknades för respektive egenskapsområde.



Figur 4. Identifierade egenskapsområden (vänster) samt fördelning av dioxinhalter i ytlig jord inom Strandstaden (höger). Låg till hög halt av dioxin visas med färgerna grönt, gult, orange, rött, rosa och lila. Bild från WSP 2014a.

2016-06-10

Exponeringsanalys Strandstaden

Utvärdering av exponeringsvägar

De matriser som provtagits; jord, sediment, ytvatten, fisk, skaldjur och frukt/bär jämfördes med bakgrundsvärden. Kemiska analyser av fisk och vegetabilier utgick från samma metodik som Livsmedelsverket använder i sin övervakning. Resultaten visade att dioxinhalter i sik, abborre och kräfter inte skilde sig från bakgrundshalter. Inte heller bär, frukt och grönsaker visade halter över bakgrund. Inget av dessa livsmedel visades kunna utgöra en betydande exponeringsväg. För biologiska prover användes bakgrundsdata från Livsmedelsverkets kartläggningar av dioxinhalter i livsmedel och deras fördjupade övervakning av halter i fisk från Östersjön, Väneren och Vättern (Broman, Livsmedelsverket pers. komm, Livsmedelsverket 2012b) samt halter i fisk från opåverkade sjöar (Naturhistoriska riksmuseet 2012). Sedimentprov jämfördes med bakgrundshalter (Sjöfartsverket 2015).

Utöver analys av totalhalt av dioxin gjordes en kongenanalys. Denna visade att även om bakgrundshalter inte överskreds, så visade kongenanalysen på en lokal påverkan på dioxinsammansättningen i kräfter och grödor (WSP 2014a). Kongenanalysen visade bl.a. att en heptaklorerad furan som var dominerande i tetraklorfenolpreparat fanns i högre andel i kräfter jämfört med fisk (15 % i kräfter, <rapporteringsgräns i fisk). Kongenen var även en av de dominerande (30-50% av totalhalt) i sedimentprover från området där kräftorna fiskades. I bär, frukt och morot detekterades enbart tre kongener vilka även fanns i stor andel i jorden. Det är tänkbart att de uppmätta dioxinhalterna i bär och fruktproverna kommer från kvarvarande damm/jordpartiklar på grödorna, men det kan även röra sig om upptag via rötterna.

De matriser som skilde sig jämfört med bakgrundshalter var jord, ytvatten och grundvatten samt sediment i direkt anslutning till bostadsområdet. Av dessa tre var intag av jord den huvudsakliga exponeringsvägen för människor varför en fördjupning av exponeringsförutsättningar avseende denna exponeringsväg utfördes.

Exponeringsförutsättningar

I huvudstudien för Strandstaden utgick exponeringsantaganden från det genomsnittliga, ofrivilliga intaget av jord som används i Naturvårdsverket 2009 c. Det oavsiktliga jordintaget motsvarade 0,12 g jord/dag för barn och 0,05 g jord/dag för vuxen. Ett annat tillvägagångssätt är att identifiera flera olika möjliga scenarion för exponeringsförutsättningar (se vidare i avsnittet kring fördjupning Strandstaden och fallstudie Bolmen).

Dos-beräkning av genomsnittlig långsiktig exponering (medelhalt)

Genomsnittlig långtidsexponering av dioxin från jord uppskattades för respektive egenskapsområde utifrån den representativa dioxinhalten i ytlig jord (Tabell 1).

Beräkningarna bedömdes som konservativa, eftersom de utgick från att dioxin i jorden var fullständigt biotillgänglig (100%), samt att barn och vuxna enbart vistas inom Strandstaden, dvs. inga andra områden bidrar med oavsiktligt jordintag.

2016-06-10

Tabell 1. Exempel från Strandstaden och resultat från huvudstudien (WSP 2014a). Tabell redovisar beräknade doser vid långtidsexponering och för halter som motsvarar de representativa medelhalterna. Beräkningarna utgick från genomsnittligt jordintag enligt Naturvårdsverket 2009c.

Delområde	Långtidsexponering	
	Små barn pg TEQ/kg kroppsvikt, dag	Vuxna pg TEQ/kg, kroppsvikt, dag
A. Privata fastigheter	0,35	0,03
B. Utfyllnadsområde, tidigare timmerupplag	8,6	0,6
C. Doppområde, brädgård	1,3	0,1

Dos-beräkning av enstaka större exponeringar (maxhalt)

I riskbedömningen togs även hänsyn till ett värsta fall, det vill säga de ofrivilliga större dioxindoser vid exponering/intag av högförorenad jord, som kan vara förknippade med risk. Dessa beräkningar utgick från ett intag av en jordmängd om 5 g (Naturvårdsverket 2009c) (vilket ungefär motsvarar en halv tesked) och uppmätta maxhalter i ytlig jord inom varje egenskapsområde (Tabell 2). Resultatet visade att samtliga möjliga intag överskred tolerabelt *månatligt* intag (70 pg TEQ/kg kroppsvikt) (EU 2001). I jämförelse med bakgrundsbelastning kunde de högsta uppmätta dioxinhalterna ge ett ofrivilligt bidrag som motsvarade mer än ett års genomsnittliga dioxinintag via livsmedel.

Tabell 2. Exempel från Strandstaden och resultat från huvudstudien (WSP 2014a). Tabell redovisar beräknade doser vid enstaka större intag av jord (5 g jord) med maxhalt inom respektive egenskapsområde.

Delområde	Enstaka större exponering
	Små barn pg TEQ/kg kroppsvikt
A. Privata fastigheter	130
B. Allmänna ytor – västra	5400
C. Allmänna ytor - centrala och östra	1300

Riskkaraktärisering

I riskkaraktärisering för Strandstaden jämfördes det möjliga ofrivilliga intaget av dioxin via förorenad jord vid långtidsexponering med TDI och även med genomsnittliga bakgrundsbelastningen via livsmedel. Dessa jämförelser visade ett behov av att reducera exponeringen för förorenad jord från utfyllnadsområde (egenskapsområde B) och runt doppkar (del av egenskapsområde C) se **Figur 4**, för att minska det ofrivilliga bidraget från förorenad jord i området (WSP 2014a).

Beräkningarna av exponering utgick från olika försiktighetsmått, t.ex. 100% biotillgänglighet av dioxin i jord och att samtligt oavsiktligt jordintag under hela året kom från just Strandstaden. Med stöd av att beräkningarna av exponering kan ses som konservativa, gjordes

2016-06-10

en bedömning att en medelhalt av dioxin upp till 100 ng TEQ/kg TS i jord inte utgjorde ett oacceptabelt bidrag till TDI. Även i områden som inte betecknades utgöra en risk utifrån genomsnittlig exponering, dvs områden med medelhalt < 100 ng TEQ/kg, gjordes beräkning av bidrag från maxhalter. Beräkningen visade att ett oavsiktligt större intag från dessa områden kunde ge ett dioxinbidrag motsvarande 1-5 månaders genomsnittliga intag via livsmedel. Ett sådant ofrivilligt bidrag hade inom ramen för en miljömedicinsk bedömning av resultaten i förstudien (VMC, 2013a), inte bedömts utgöra en hälsorisk. Den miljömedicinska bedömningen utgick från att dioxinhalter upp till 100 ng TEQ/kg TS var att betrakta som ett "oönskat bidrag", men ingen hälsorisk. Vid dioxinhalter från 860 ng TEQ/kg TS drogs slutsatsen att det oönskade bidraget inte kunde uteslutas utgöra en hälsorisk. I den miljömedicinska bedömningen drogs även slutsatsen att enstaka större intag av dioxinförorenad jord med halter från 1 000 ng TEQ/kg TS kunde innebära en hälsorisk. Huvudstudiens bedömningar granskades av miljömedicinskt expertis, vilka delade slutsatserna (VMC, 2014).

I huvudstudieskedet gjorde bedömningen att det ofrivilliga bidraget från förorenad jord inom de privata tomterna utgjorde en mindre del av TDI och att det därför inte fanns ett generellt åtgärdsbehov för tomterna. Det kvarstod dock osäkerheter om det trots allt kunde finnas tomter med ställvis högre halter. Detta utreddes vidare inom ramen för åtgärdsförberedande undersökningar. Åtgärdsförberedande undersökningar omfattade bland annat en förklassificering av de olika delområdena som identifierats som förorenade i huvudstudien.

Ytterligare fördjupning projektet Strandstaden

Genomförd huvudstudie identifierade några osäkerheter bl.a. avseende föroreningssituation inom privata tomter. Det fanns dokumentation om att tomter schaktats ur både avseende klorfenol (sanering 1987) och av geotekniska skäl i samband med bostadsbyggandet. Det saknades dock information om vilka fastigheter som eventuellt inte schaktats ur. Inom ramen för åtgärdsförberedande arbeten gjordes två delutredningar:

- 1) historisk fördjupning av massförflyttningar inom området,
- 2) fördjupad exponeringsanalys och riskbedömning av uppmätta dioxinhalter inom privata tomter.

Historik och koppling till föroreningssituation

En första historisk inventering sker ofta inom ramen för MIFO fas 1. I Strandstaden var det, från MIFO 1, känt att det genomförts en viss sanering av klorfenolförorenad jord i samband med byggandet av bostadsområdet 1986-1987, då även massor flyttats runt inom området. I syfte att ge information till åtgärdsförberedande undersökningar gicks historiskt material från bygglov, miljöteknisk undersökning (från 1986) och exploateringsritningar igenom (Figur 5). Vidare hölls intervjuer med verksamma på de entreprenadfirmor som byggde bostadsområdet såväl som med tillsynspersonen för projektet.

2016-06-10



Figur 5. Exempel på underlag i historiska inventeringen som sammanfattades i beskrivning av strandlinjens förändring över tid (Kemakta 2012), dokumentation från bygghälsan som beskrev hur överskottsmaterial från bygghälsan återanvänts inom området (WSP 2015a).

Från utredningen identifierades 14 tomter där det fanns ett behov att klargöra föroreningsituationen, eftersom det fanns osäkerheter i vilken omfattning som de schaktats ut i samband med att bostadsområdet byggdes (WSP, 2015a).

2016-06-10

Inom ramen för förklassificering genomfördes provtagning av de privata tomter som identifierats i den fördjupade historiska inventeringen. Vidare inkluderades även ett antal privata tomter som angränsade till s.k. allmänna ytor där förklassificeringen uppmätt höga föroreningshalter (> 1000 ng TEQ/kg TS), och ytterligare några tomter där önskemål om provtagning funnits hos de boende². Resultaten visade att dioxinhalterna (medelhalt i samlingsprov) varierade från bakgrundshalt (3 ng TEQ/kg TS) upp till 2200 ng TEQ/kg TS (Golder 2015). Merparten av tomterna (ca 70%) visade halter under 100 ng TEQ/kg TS. För tomter med dioxinhalt över 150 ng TEQ/kg TS bedömdes behovet av riskreduktion vara tydligt. Resultaten visade vidare ett behov av att fördjupa exponeringsanalysen och riskbedömning för de tomter där dioxinhalt upp till 150 ng TEQ/kg TS uppmäts, dvs. mer ”osäkra fall”.

Riskbedömning privata tomter

Exponeringsförutsättningarna för de privata tomterna bedömdes inte fullt ut överrensstämma med generella antaganden från Naturvårdsverket 2009. Skillnader utgjordes t.ex. av att tomterna är små och till del hårdgjorda. Tillgänglig markyta varierar mellan ca 100-300 m². Vidare vistas flertalet barn (känsligaste gruppen) under sin barndom på flera platser. Tabell 3 redovisar de olika antaganden som gjordes för Strandstaden.

Tabell 3. Exempel på hur intag av jord för små barn (< 4 år) varierades i exponeringsanalysen vid en fördjupning av riskbedömning privata tomter inom Strandstaden (WSP 2015b). Beräkningen av genomsnittligt intag av jord utgick från antaganden om vistelser på andra ytor och områden t.ex. förskolor. Genomförda beräkningar och antaganden var realistiska men konservativa för att inte underskatta möjligt jordintag. Antaganden avseende oavsiktligt jordintag utgick från Naturvårdsverket 2009.

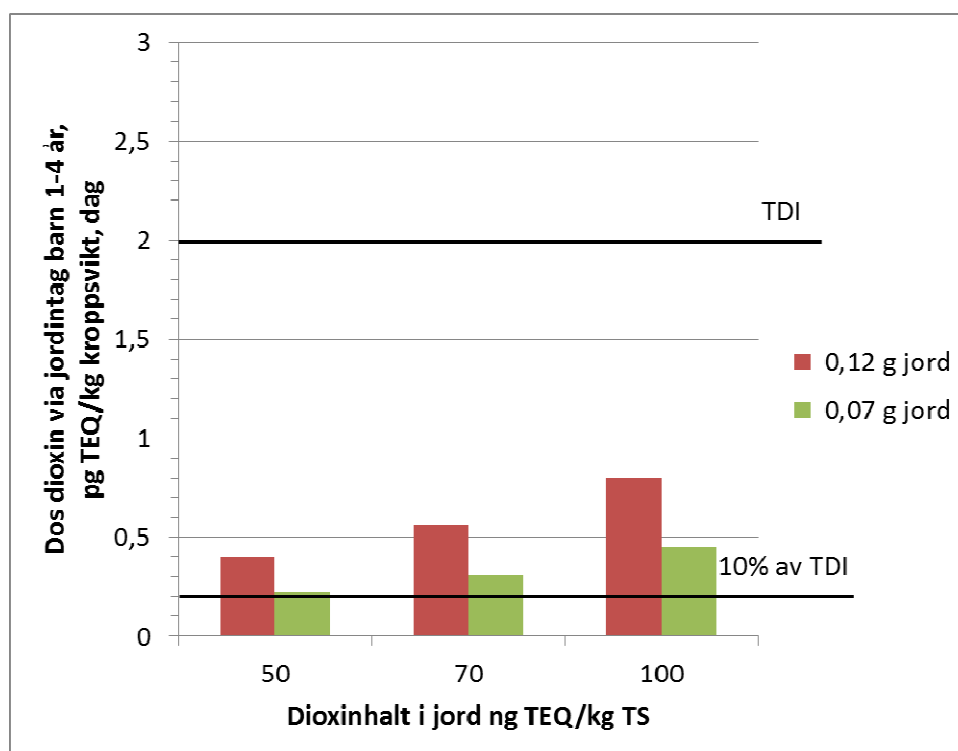
	Antagande om andel oavsiktligt intag av jord från Strandstaden	Resultat beräkningar genomsnittligt intag jord från Strandstaden (g jord/dag)
Heltidsvistelse (barn) inom området	100% av dagsintag, 365 d/år	0,12
Vistelse förskola/andra områden, högt intag	50% av dagsintag 200 d/år, 100% av dagsintag, 165 d/år	0,09
Vistelse förskola/andra områden, lågt intag	20 % av dagsintag, 200 d/år, 100% av dagsintag, 165 d/år	0,07

Ett realistiskt, men fortfarande konservativt antagande, bedömdes vara att 60-70% av oavsiktliga jordintaget över ett år kunde komma från Strandstaden (WSP 2015b). I **Figur** nedan redovisas den beräknade dioxindosen med olika antaganden om intag av förorenad jord och för olika halter i jord.

² Samtliga 54 fastighetsägare i området meddelades per brev att förnyad provtagning av tomterna skulle göras. Av de 54 så rekommenderades sammantaget 26 tomtägare att låta sin tomt bli provtagen. Övriga 24 tomtägare fick ett ”erbjudande” om provtagning, men de fick då göra ett aktivt val att tacka ”ja”. Detta resulterade i att samtliga tomter som rekommenderats provtagning, provtogs, och därtill ytterligare sju tomter som valde provtagning.

2016-06-10

Utöver beräkning av genomsnittligt intag beräknades även möjliga maxintaget. Även dessa beräkningar gjordes med två olika förutsättningar, dels genom oavsiktligt intag av 1 g jord och dels 5 g jord. Oavsiktligt intag av 1 g jord utgår från rapport om exponeringsförutsättningar som publicerats av amerikanska EPA (US EPA, 2011). Skillnaden mellan mängderna bedöms vara värdefull eftersom 1 g är ett mer sannolikt scenario för många barn medan 5 g jord sannolikt i större utsträckning speglar pica-beteende.



Figur 6. Uppskattning av dioxindos för barn (3-4 år) via intag av jord för tre olika antaganden avseende halter i jord samt två olika antaganden avseende jordintag. Som jämförvärden redovisas TDI och 10 % av TDI.

Sammantaget kunde fördjupningen vad gäller hälsorisker visa att för några tomter, där representativa halten var över 100 ng TEQ/kg TS, kunde oavsiktligt intag av jord ge ett betydande bidrag till TDI. Ett åtgärdsbehov för tomter med en medeldioxinhalt > 100 ng/kg TS bedömdes således finnas. Det resulterade i att fastighetsägare för 11 av de 54 privata tomter i Strandstaden rekommenderades en åtgärd av jord inom tomten (baksidor).

Hur gick det i Strandstaden?

I maj 2016 har efterbehandlingsåtgärder i det närmaste i sin helhet genomförts i bostadsområdet Strandstaden. De allmänna ytorna har schaktats ur utifrån den förklassificering som gjordes, antingen till 0,5 m eller 1 m djup, utifrån föroreningshalt som framkom i förklassificeringen. I ett delområde har djupare schakt gjorts, vid en av de två tidigare dopplatserna (schakt till drygt 2 m djup). Därutöver har elva privata tomter schaktats ur och återställts. Områden kan nu användas med mycket liten risk för människors hälsa, kopplat till den tidigare förorenings-situationen. Dock kvarlämnades viss förorening på större

2016-06-10

djup i egenskapsområde B, varför markanvändningsrestriktioner vid framtida schaktarbeten följer med området.

Fallstudie 2— F.d. sågverket Bolmen

Vid Bolmens f.d. sågverk i Ljungby kommun, Kronobergs län, har doppling med pentaklorfenol förekommit från 1950-talet och fram till dess att sågverket lades ned 1978 (**Figur 7**). Under perioden har två olika doppkar använts, med olika placering i området. Ett äldre och ett nyare, där det senare användes från 1970-talet och framåt. Övriga verksamhetsdelar på området utgjordes bla av sorteringshus, justerhus och timmerupplag. Sedan nedläggningen av sågverket har campingverksamhet bedrivits på den norra delen av f.d. sågverksområdet. Den södra delen, där de båda doppkaren finns, har nyttjats för vinterförvaring av båtar och småbåtshamn.



Figur 7. Flygbild från Bolmens sågverk 1961.

2014 till 2015 genomfördes en huvudstudie i SGU:s regi (Niras 2016). Undersökningen visade att den huvudsakliga föroreningskällan utgörs av dioxin i ytlig jord vid platsen för det äldre doppimpregnerings-karet. På samma plats i ytligt/intermediärt morängrundvatten ner till övergången morän/lera på cirka 15 m djup under markytan, återfinns också klorfenoler. Dioxinförorening i ytlig jord förekommer även vid den nyare doppimpregnerings-anläggningen och, i mindre omfattning, vid en plats för sortering av virke. De uppmätta

2016-06-10

halterna av klorfenoler i grundvattnet bedöms inte utgöra något hot mot råvatten-kvaliteten i ytvattentäkten sjön Bolmen eller brunnar i samhället.

Riskbedömning utifrån riktvärdesberäkning

I ett första utkast till huvudstudierapport räknades platsspecifika riktvärden fram med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för riktvärden. Förutsättningarna i riskbedömningen och beräkningen av riktvärden utgick från övergripande åtgärds mål för området och antagandet att exponeringen i hela området var något lägre än på ett KM-område, men högre än exponeringen i ett MKM-område³. Med utgångspunkt från det platsspecifika riktvärdet på 60 ng TEQ/kg TS för dioxin bedömdes behovet av riskreduktion genom att jämföra uppmätta halter i området med riktvärdet. Åtgärdsbehovet bedömdes vara störst vid de f.d. doppkaren och upp till 3500 ton jord uppskattades behövas schaktas bort.

På grund av att förutsättningarna i Bolmen skilde sig mycket från de generella förutsättningarna i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, bedömdes att det fanns ett behov av att genomföra en fördjupad hälsoriskbedömning, som komplement till den förenklade med riktvärdesjämförelse.

Fördjupad riskbedömning – utifrån platsspecifik exponeringsanalys

För Bolmen f.d. sågverk gjordes utöver en riskbedömning och riktvärdesberäkning även en fördjupad exponeringsanalys. Exponeringsanalysen började med utvärdering av föroreningsituation (Tabell 4) och markanvändning för identifiering av egenskapsområden. Sammantaget visade utvärderingen av dioxinhalter att stora delar av området var opåverkat (dioxinhalt < 5 ng TEQ/kg TS) från doppningsverksamheten men att restförorening fanns inom avgränsade ytor.

Utvärderingen kunde inte tydligt särskilja specifika egenskapsområden, men med stöd från resultat och historik utvärderades fyra områden; camping, äldre och yngre doppkarsplats samt övriga ytor inom Bolmen småbåtshamn. De båda doppkarsplatserna var ca 10×10m vardera, dess placeringar var dokumenterade från flygfotografier (Niras 2015).

Vald representativ halt skilde mellan områden. De olika valen berodde av omfattning av dataunderlag (Tabell 4). Inom flera delar var dataunderlaget begränsat, vilket inte möjliggjorde beräkning av UCLM₉₅. För dess delar valdes, för att inte underskatta risken och för att ta höjd för osäkerheter i dataunderlaget, 90-percentilen som representativ medelhalt (WSP 2015c).

³ KM= känslig markanvändning, MKM= mindre känslig markanvändning

2016-06-10

Tabell 4. Redovisning av föroreningsituation utifrån historik och nuvarande markanvändning. Tabell sammanfattar uppmätta halter och antal analyser i ytlig jord (0-1 m) (SWECO 2002, Niras 2015). Analysresultat avser summa ng TEQ/kg TS (upper bound).

Egenskaps- område	Halt i samlingsprov (antal analyser)	Halt i stickprov (antal analyser)	Variations- koefficient	Representativ halt samlingsprov
Camping	2,6-32 (5 st)	1,9 (1 st)	130% (samlingsprov)	22 (90-percentil samlingsprov)
Äldre doppkar	290-410 (2 st)	1,9-1500 (9 st)	200% (stickprov)	833 (90-percentil stickprov)
Yngre doppkar	4,8-270 (2 st)	-	(för få data)	270 (max samlingsprov)
Bolmen småbåtshamn	1,7-130 (12 st)	27 (1 st)	160 % (samlingsprov)	38 (UCLM ₉₅ standard bootstrap ⁴)

Fördjupning av exponeringsförhållanden vid Bolmen visade att de inte fullt ut överensstämde med generella antaganden enligt Naturvårdsverket 2009c. Skillnaden som identifierades var att inom småbåtshamn skedde vistelse frekvent/ofta under sommarhalvåret och då under en del av dagen, d.v.s. inte dygnet runt. Inom camping antogs att vistelse skedde under begränsad del av året, men då under heltid. Inom camping kunde även yrkesarbetande finnas. Tabell 5 redovisar de antaganden om exponeringsförutsättningar som gjordes för Bolmen.

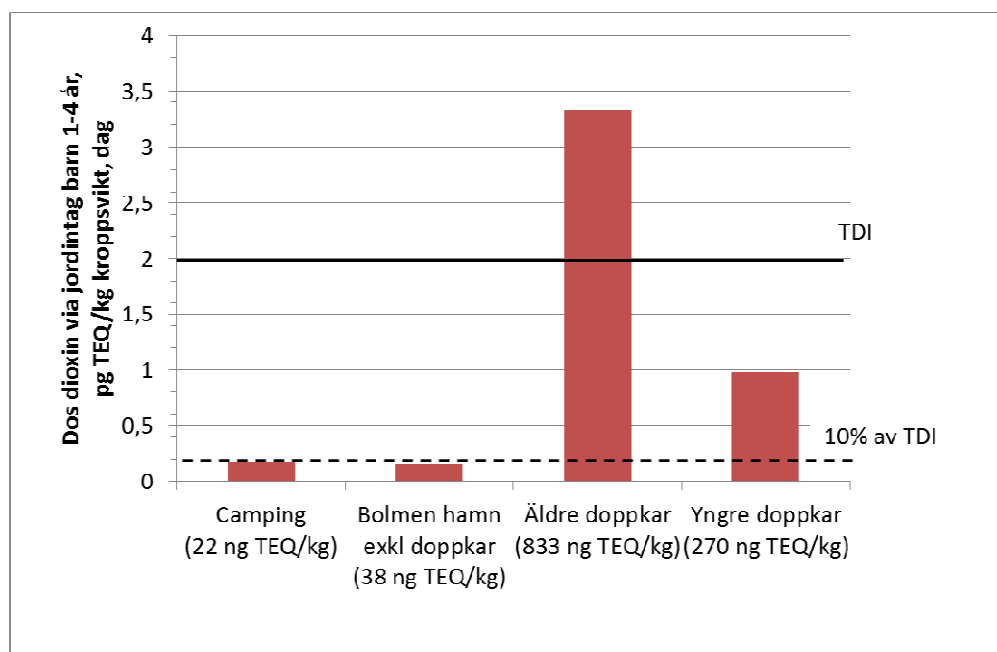
Tabell 5. Skattningar av hur stor andel av daglig jordexponering som kan komma från Bolmen hamn respektive camping (WSP 2015c). Genomsnittlig mängd oavsiktligt intag av jord per dag utgår från Naturvårdsverket 2009.

Exponerings- frekvens	Bolmen Hamn	Camping	
	Barn och vuxna	Barn	Vuxna
Antaganden exponering	1-4 ggr/v 6 mån/år (totalt 25-100 d/år)	14-60 d/år	Yrkesarbete
	50% av dagsintag jord	100% av dagsintag jord	40% av dagsintag jord
Resultat oavsiktligt intag jord	0,06 g/d, 25-100 d/år	0,12 g/d, 14-60 d/år	0,02 g/d, 200 d/år
	10-30% av veckointag sommarhalvår 5-15% av årsintag	5-15% av årsintag jord	20% av årsintag jord
Enstaka större intag jord	1-5 g	1-5 g	-

⁴ Övre konfidensgräns för medelvärde, beräknat med ProUCL.

2016-06-10

Med utgångspunkt från representativa halter och maxhalter samt antaganden om exponeringsförhållanden beräknades det bidrag till genomsnittligt dioxinintag som ett oavsiktligt intag av dioxinförorenad jord kunde utgöra (WSP 2015c). Enstaka större jordintag utgick, i likhet med fördjupning Strandstaden, från vilket bidrag som oavsiktligt intag av 1 g (US EPA, 2011) respektive 5 g jord (Naturvårdsverket 2009) kunde innebära. I riskkaraktiseringen jämfördes det genomsnittliga ofrivilliga dioxinintaget från jord mot TDI (**Figur**), men även med hur det extra ofrivilliga dioxinbidraget var i förhållande till genomsnittliga bakgrundsexponeringen från livsmedel (Tabell 6). Beräknad exponering bedömdes vara konservativ eftersom biotillgängligheten i jord antagits motsvara samma som för livsmedel (100%).



Figur 8 Redovisning av genomsnittlig dioxinexponering för barn (vikt 15 kg) i förhållande till TDI samt 10% av TDI. Beräkning utgår från antaganden om oavsiktligt jordintag enligt Tabell 5. Under respektive stapel för egenskapsområde redovisas inom parentes representativ halt i jord.

I camping och småbåtshamnen (undantaget doppområde) var den genomsnittliga dioxinhalten i jord < 30 ng TEQ/kg TS och eftersom området antogs besökas frekvent men inte alltid och främst under sommarhalvår bedömdes detta vara ett acceptabelt bidrag till genomsnittlig dioxinbelastning. För camping och småbåtshamn (exklusive doppkarsplatser) motsvarade dioxinexponering från Bolmen en ökning av årlig dioxinbelastning med ca 2%.

Slutsats från Bolmen fd sågverk var att inom doppområde fanns dioxinförorening som vid exponeringstillfället (oavsiktligt intag av jord) kunde ge ett ofrivilligt bidrag av dioxin som överskred TDI. Vid enstaka större intag jord för små barn, kunde halt i jord innebära en ökad dioxindos motsvarande 70% av genomsnittliga årliga bakgrundsbelastningen från livsmedel.

2016-06-10

Tabell 6. Redovisning av hur barns genomsnittliga årliga dioxinbelastning bedömdes kunna öka jämfört med normalbelastning och som en effekt av vistelse inom Bolmen fd sågverk. Angivet intervall redovisar resultat för scenario med 25-100 dagar/år för Bolmen hamn och 14-60 dagar/år för camping, enligt antaganden i Tabell 5. I tabell beskrivs även vilken andel dioxindos från enstaka större intag av jord med uppmätta högsta halter är i förhållande till genomsnittsbelastning för 4-årigt barn (Socialstyrelsen 2009). Denna beräkning utgår från ett 10 kg barn (Naturvårdsverket 2009c), jämförelse med genomsnittligt intag för barn utgår dock från ålder 3-4 år, för yngre barn är bakgrundsbelastningen högre och om barn ammas är den väsentligt högre (Socialstyrelsen 2009, Livsmedelsverket 2007).

Delområde	Genomsnittlig jordexponering	Enstaka större jordexponering
Camping	0,4-2 %	0,3-2 %
Bolmen hamn exklusive doppkar	0,2-0,8 %	1-6 %
Yngre doppkar	2-9%	2-12%
Äldre doppkar	8-20%	15-70%

Sammantaget bedömdes föroreningsituation vid det äldre doppområdet behöva åtgärdas för att undvika risker vid enstaka större intag av jord. I övrigt, både hamnområde och camping, är halter lägre och bedöms inte utgöra en långsiktig hälsorisk med dagens markanvändning. Det finns dock osäkerheter avseende maxhalter inom det nya doppområdet eftersom det endast provtagits som samlingsprov.

Uppdatering av huvudstudien med resultat från fördjupningen

Huvudstudien för Bolmen uppdaterades med den fördjupade hälsoriskbedömning som beskrivits ovan. Det innebar följande förändringar:

- Istället för att betrakta hela området som en enhet, användes den områdesindelning som togs fram i den fördjupade riskbedömningen.
- Istället för *ett* åtgärds mål för hela det f.d. sågverksområdet (såsom tänkt i det första utkastet till huvudstudie) baserat på det beräknade riktvärdet, föreslogs *två* mätbara åtgärds mål för de två definierade egenskapsområdena, Bolmen hamn och Camping.

Åtgärds målen som föreslogs motsvarade 60 ng dioxin/kg TS för campingen och 120 ng dioxin/kg TS för Bolmen Hamn. De mätbara åtgärds målen baserades på en förnyad beräkning av riktvärden och med hänsyn tagen till exponeringsanalysen. Utifrån uppdateringarna i huvudstudien och de nya åtgärds målen bedömdes åtgärds behovet på nytt. Resultatet blev att det bedömdes föreligga ett något mindre omfattande åtgärds behov än vad som bedömts i det första utkastet till huvudstudie. Preliminärt bedömdes att det fanns ett åtgärds behov runt båda de f.d. doppkaren. Det ska framhållas att det finns dock stora osäkerheter i dataunderlaget. Innan en eventuell åtgärd kan planeras och omfattningen preciseras, kommer kompletterande provtagningar att behöva utföras.

2016-06-10

Slutsatser - jämförelse av riskbedömning utifrån olika angreppssätt

De två angreppssätten i riskbedömning för Bolmen f.d.sågverksområde som redovisats ovan ledde till något olika slutsats avseende omfattningen av åtgärdsbehov. I det första utkastet till huvudstudie bedömdes åtgärdsbehovet utifrån mätbart åtgärds mål baserat på platsspecifika riktvärden. I den slutliga versionen av huvudstudie, gjordes bedömningen av åtgärdsbehov dels utifrån den fördjupade exponeringsanalysen (dosberäkning), dels utifrån en uppdatering av mätbara åtgärds mål baserade på en förnyad beräkning av platsspecifika riktvärden.

Den fördjupade hälsoriskbedömningen i Bolmen har lett till en tydligare förståelse för kopplingen mellan uppmätt halt och risk när det gäller exponering för dioxiner. Skillnaderna i bedömning mellan de olika tillvägagångssätten grundar sig på att riktvärdesmodellen ger begränsat utrymme för en fördjupad bedömning av exponering för jord från platser där man vistas sällan eller bara del av dagen. En fördjupning av exponeringsförhållanden kan öka möjligheten att bedöma dessa platser bidrag till ofrivillig exponering. Genom indelning i olika egenskapsområden, kan ofta mindre ytor med tydlig förorening skiljas från områden med halter som är något förhöjda jämfört med bakgrundshalter. En fördjupad exponeringsanalys kan göras där man kan förmoda att förorening i det senare området utgör en liten risk, både sett till genomsnittlig föroreningshalt och högsta förekommande halt. Genom att både beakta genomsnittlig halt och maxhalt i olika egenskapsområden ges en större trygghet i att det inte utgör en risk att eventuellt lämna viss restförorening.

Hur gick det i Bolmen

Huvudstudien är nu uppdaterad och kompletterad med hälsoriskfördjupningen och slutligt rapporterad till SGU i maj 2016. Ingen efterbehandlingsåtgärd är ännu planerad för området.

Fallstudie 3 — Mariebergs f.d. sågverksområde

Det f.d. sågverksområdet i Marieberg är beläget cirka sex kilometer norr om Kramfors, längs Kramforsfjärden (**Figur 9**). Området är cirka en och en halv kilometer långt och 100-200 meter brett. Sågverksverksamhet bedrevs mellan 1860-talet och 1970. För att motverka blånadsmögel på det sågade virket behandlades det under perioden 1940-1970 med träskyddsmedel (bl.a. Dowicide) innehållande flera sorters klorfenoler och dioxiner. Behandlingen skedde genom manuell doppning i s.k. doppningskar, men även med strilkanna och genom besprutning. Hanteringen har resulterat i mycket höga dioxinhalter i mark och grundvatten i norra delen av området. Dioxinföroreningar har även påträffats i andra delar av området; virkesupplaget, campingen, nedre industritippen, spåntippen och Pråmviken. Även ett f.d. torkhus på området var kraftigt förorenat (byggnadsmaterialet) Mängden dioxiner i mark inom området har uppskattats till cirka 150 g TEQ. Större delen av det fd sågverksområdet var inför åtgärdsfas rekreationsytor och inom del av området fanns deltidboende i form av fritidshus/permanent uppställda husvagnar.

2016-06-10



Figur 9. Vy mot Kramforsfjärden Marieberg, södra området vid campingen under pågående efterbehandlingsentreprenad oktober 2014 (foto: Faveo).

Kramfors kommun genomförde som huvudman vissa förberedande åtgärder åren 2012-2013, bl.a. rivning av torkhuset och omledning av en bäck. SGU övertog huvudmannaskapet 2014 och ansvarade för resterande åtgärdsförberedelser och åtgärder i området. Arbetet har bekostats med bidragsmedel och privat medfinansiering av SCA.

Den riskbedömning som gjordes för området i huvudstudieskedet 2006 (Kemakta, 2006) visade att det förelåg risk för att negativa hälso- och miljöeffekter inom den norra delen av området på grund av höga dioxinhalter i jord, både i nuläget och i framtiden, oavsett framtida markanvändning. Riskerna för spridning av dioxiner med grundvattnet till Kramforsfjärden och vidare till Östersjön bedömdes som stora. Ytavrinning, stranderosion och vinderosion av spån i spåntippen bidrar också till spridning. I fjärden och i havet kan dioxin ackumuleras i sediment och tas upp i fisk. Hälso- och miljörisker föreligger även i andra delar av området vid nuvarande och framtida markanvändning främst på grund av förhöjda halter av dioxiner i mark, men även på grund av PAH och metaller.

För Marieberg togs förslag till mätbara åtgärds mål fram i huvudstudieskedet 2006 (Kemakta, 2006). Åtgärds målen motsvarade de platsspecifika riktvärden som beräknades i riskbedömningen och med modell enligt Naturvårdsverket 1996a och Naturvårdsverket 1996b. Utöver beräkning av riktvärden inkluderade huvudstudien en fördjupad exponeringsanalys med kemiska analyser av ett flertal matriser t.ex. ägg, mjölk från närbelägen bondgård, morötter odlade i ett område med höga dioxinhalter, mm. Exponeringsanalysen konstaterade att, med undantag från jord samt damm i en f.d. tork där klorfenol applicerats, bidrog övriga exponeringsvägar inte med dioxindoser över genomsnittet. Oavsiktligt intag av dioxinförorenad jord från stora delar av området konstaterades kunna innebära hälsorisker. De platsspecifika riktvärdena var föreslagna som högsta uppmätta halt i området (dvs. maxhalt).

2016-06-10

I samband med åtgärdsförberedande undersökningar och projektering 2014, föreslogs en mindre komplettering av riskbedömningen som gjorts och en översyn av åtgärdsstrategi. Eftersom riskbedömningen genomförts redan 2006, hade inte hänsyn tagits till att det i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial och i riktvärdesmodellen för beräkning av riktvärden tillkommit en utgångspunkt om att dioxinexponering från ett dioxinförorenat område inte bör stå för mer än 10 % av TDI⁵. I översynen och kompletteringen i åtgärdsstrategin föreslogs att istället för att mätbara åtgärds mål formulerats som "maxhalter" (i det här fallet platsspecifika riktvärden) som skulle styra åtgärden, så förelögs att åtgärds målen sågs över och formulerades om så att de skulle motsvara erhållna medelhalter efter genomförd sanering. Mot bakgrund av detta behövde riskbedömningen gås igenom och i delar kompletteras, bland annat för att säkerställa att till exempel kvarlämnad restförorening i olika egenskapsområden inte skulle komma att innebära oacceptabla risker, utifrån att nya mätbara åtgärds mål togs fram (se vidare nedan).

Komplettering av riskbedömningen – uppskattning av restförorening

För området som helhet uppskattades att de mätbara åtgärds målen från 2006 skulle resultera i att medelhalten dioxin sjönk från cirka 850 ng/kg TEQ till cirka 50 ng/kg TEQ (med hänsyn tagen till att återfyllnad skett med ren jord). Detta är långt under gällande riktvärde för MKM. Bedömningen gjordes att ursprungligt mätbart åtgärds mål från huvudstudien kunde accepteras. I syfte att ge underlag för riskvärdering och beslut om åtgärds omfattning, och som underlag i riskkommunikationen, genomfördes därefter en fördjupning av exponeringsanalysen för delområdet "campingen" (WSP, 2014b). Den utgick från en uppskattning av möjlig restförorening (halter efter genomförd åtgärd) utifrån två olika mätbara åtgärds mål. Uppskattade resthalter av dioxin efter åtgärd som utvärderades. Utvärderingen utgick från de platsspecifika riktvärden/mätbara åtgärds målen framtagna för camping-/fritidshusområde på 100 ng TEQ/kg TS (boende del av året), respektive 350 ng TEQ/kg TS (övriga rekreationsytor, begränsad vistelsetid).

Exponeringsanalys – utvärdering av resthalt

Området hade i förberedelseskedet förklassificerats i enhetsrutor om 20×20 m och i djupintervall 0,5 m. Respektive ruta representerades av dioxinanalys i samlingsprov. Förklassificering innebar att resthalt efter åtgärd kunde simuleras genom att exkludera halter över respektive åtgärds mål och beräkna kvarvarande medelhalt efter "åtgärd". För ökad säkerhet användes UCLM₉₅ som representativ halt efter åtgärd. Tabell 7 redovisar beräknad resthalt vid olika scenarier där "maxhalt efter åtgärd" motsvarar de platsspecifika riktvärdena 100 och 350 ng TEQ/kg TS.

⁵ Utgångspunkten och begränsning i riktvärdesmodellen kom i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial 2009 (se referenslistan).

2016-06-10

Tabell 7. Exempel på beräknade representativa resthalter och maxhalter för olika mätbara åtgärds mål (som underlag inför riskvärdering och riskkommunikation). Som jämförelse redovisas även medel- respektive maxhalter om ingen åtgärd vidtas. Exemplet motsvarar halter i jord 0-0,5 m under markytan.

Campingområde, del av Marieberg fd sågverk	Medelhalt/UCLM95 alla enhetsvolym (ng TEQ/kg TS)	Maxhalt i enhetsvolym (ng TEQ/kg TS)
Utan åtgärd	325	1500
Åtgärd maxhalt 100 ng TEQ/kg TS	26	100
Åtgärd maxhalt 350 ng TEQ/kg TS	120	310

Exponeringsförutsättningar

Den kompletterande riskbedömningen utifrån resthalt utgick, i likhet med huvudstudien, från att området användes som enklare fritidshusområde. De fritidshus som fanns var husvagnar och mobila baracker med enklare tillbyggnader/uterum. Området är inte planlagt som fritidshusområde och till följd av risk för översvämningar samt närhet till strand bedöms det inte troligt att permanenta fritidshus skulle ges bygglov. Detta innebär att området inte i ett långtidsperspektiv successivt kommer omvandlas till permanentboende, som kan vara fallet vid andra fritidshusområden.

I exponeringsförutsättningarna antogs att vid vistelsetid under sommarhalvår kunde hela det ofrivilliga jordintaget komma från området, dvs. vistelse under sommarhalvåret antogs vara heltidsvistelse då hela det genomsnittliga jordintaget kunde komma från Mariebergs sågverksområde. Barn vistas normalt inte inom området. I exponeringsberäkningarna gjordes dock konservativa antaganden att barn vistas i området upp till fyra månader om året (WSP 2014b). Oavsiktligt jordintag motsvarade för barn 0,12 g jord/dag (Naturvårdsverket, 2009 b). För bedömning av risker med maxhalt ansattes ett antagande om intag av jord till 5 g jord.

Riskkaraktisering

Beräkningarna visade att utan åtgärd kunde förorening i jord ge ett ofrivilligt bidrag för vuxna som motsvarade 10% av TDI under del av året. För små barn kunde oavsiktligt intag av jord ge ett ofrivilligt dioxinbidrag som motsvarade upp till 160% av TDI (Tabell 8).

Vid de olika åtgärdsalternativen (dvs. åtgärdsomfattning utifrån olika mätbara åtgärds mål) skulle resthalterna av dioxin vid oavsiktligt intag av jord innebära en dioxindos från ca 10 till 60% av TDI under del av året (Tabell 8). Sett över året skulle heltidsvistelse under sommarhalvåret ge en ökad dioxinbelastning (jämfört med bakgrundsbelastning) som var mellan 3-13%.

Tabell 8. Redovisning av hur stor andel av TDI som oavsiktligt jordintag med dioxinhalt motsvarande olika åtgärdsalternativ kunde ge för barn (10 kg). Tabellen redovisar även hur stor andel av årsbelastning som enstaka intag av maximalt uppmätta resthalter inom enhetsvolym kunde ge.

2016-06-10

Campingområde, del av Marieberg fd sågverk	Långtidsexponering intag jord små barn (% av TDI)	Enstaka intag maxhalt (% av årsbelastning)
Utan åtgärd	160%	140%
Åtgärd maxhalt 100 ng TEQ/kg TS	10%	10%
Åtgärd maxhalt 350 ng TEQ/kg TS	60%	30%

Hur gick det i Marieberg?

Förändringen i åtgärdsstrategi som föreslogs i förberedelseskedet accepterades i samband med riskvärderingen för Mariebergs sågverksområde. För delområdet campingen underlättade den kompletterande riskbedömningen möjligheterna att kommunicera med berörda fritidshusägare. Uppdelningen i långtidsrisk och risk vid enstaka intag, kopplat till medelhalt och maxhalt i jord, bidrog till detta, liksom information om på vilket sätt vi alla oavsiktligt exponeras för dioxin genom föda och skillnader mellan barn och vuxna. Sammanfattningsvis genomfördes efterbehandlingsåtgärder utifrån olika mätbara åtgärdsområden i olika "egenskapsområden" (camping/ fritidshusområde (boende del av året) 100 ng TEQ/kg TS respektive 350 ng TEQ/kg TS (övriga rekreationsytor, begränsad vistelsetid). Åtgärder genomfördes i området 2014-2015, då förorenade massor schaktades ur och omhändertogs externt. Totalt schaktades ca 48 000 m³ massor bort inom en area om 14 ha. Dioxinmängden i området uppskattades minska från 150 g TEQ till 8 g TEQ efter genomförda åtgärder (motsvarar 95 % i reduktion). Genom åtgärder bedömdes riskerna minska så att området fortsatt kan användas som arbetsplats, sommarboende vid campingen samt rekreationsområde (övriga ytor). Sammantaget innebar förordade åtgärder att stor risk- och mängdreduktion uppnås till en rimlig kostnad. Både åtgärdsstrategi (medelhalt som mätbara mål istället för maxhalter) och tillvägagångssätt med förklassificeringen av massor inför åtgärd bidrog till detta.

Referenser

- Budinsky, Rowlands, Castell, Fent, Cushing, Newsted, Giesy, Rube, Aylward. 2008. A pilot study of oral bioavailability of dioxins and furans from contaminated soils: Impact of differential hepatic enzyme activity and species differences. Chemosphere Vol 70 Pages 1774–1786
- EPA 2011. United States Environmental Protection Agency. Exposure Factors handbook: 2011 Edition. EPA/600/R-090/052F.
- EU/SCF 2001. Scientific Committee on Food. Opinion of the Scientific Committee of Food on the Risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update based

2016-06-10

on new scientific information available since the adoption of the SCF opinion on 22 november 2000. http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf.

Golder Associates AB, Rapport, 2015. Strandstaden Fagersanna - Provtagning i privata Fastigheter under 2015 samt grundvattenprovtagning i GA038 och kompletterande analyser från samfällighetens terrass.

Kemakta, 2007. Mariebergs f.d. sågverk, Huvudstudie av markföroreningsar, m.m. Kemakta AR 2007-08

Kemakta, 2013. Förstudie av förorenade områden vid f.d. sågverk, Fagersanna. Kemakta AR 2013-6

Livsmedelsverket 2015. Rapport 2015:5. Råd om bra matvanor - risk- och nyttiohanteringsrapport. Författare Brugård Konde, Bjerselius, Haglund, Jansson, Pearson, Sanner Färnstrand Johansson.

Livsmedelsverket 2012a. Kontroll av kontaminanter i livsmedel 2011 - Resultat från kontrollprogrammen för dioxiner och dioxinlika PCB, PAH, nitrat, mykotoxiner och tungmetaller. Författare Wannberg, Broman och Omberg. Rapport 2012:23.

Livsmedelsverket 2012b. Livsmedelsverket Rapport 21 – 2012. Dioxin- och PCB-halter i fisk och andra livsmedel 2000-2011. Författare Cantillana, T. och Aune, M.

Livsmedelsverket 2007. Livsmedelsverket Rapport 9 – 2007. Riskvärdering av persistenta klorerade och bromerade miljöföroreningar i livsmedel. Författare Ankarberg, E., Aune, M., Concha, G., Darnerud P-O., Glynn, A., Lignell, S. och Törnkvist, A.

Naturhistoriska riksmuseet 2012-10. Naturhistoriska riksmuseet. Koncentrationer av metaller, klorerade och bromerade kolväten, dioxiner samt PFAS i insjöfisk från Dalarnas län år 2011 Projekt X-198. Dnr 50-498/2011. Författare Faxneld, S., Danielsson, S.

Naturvårdsverket 2009 a. Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977.

Naturvårdsverket 2009 b. Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord. Rapport 5932.

Naturvårdsverket 2009c. Riktvärden för förorenad mark – modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Naturvårdsverket 1996a. Development of generic guideline values. Rapport 4639.

Naturvårdsverket 1996b. Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638.

Niras 2016. Bolmens sågverk-rapport-Huvudstudie. Niras 20160329

Socialstyrelsen 2009. Miljöhälsorapport 2009.

van den Berg, Birnbaum, Denison, De Vito, Farland, Feeley, Fiedler, Håkansson, Hanberg, Haws, Rose, Safe, Schrenk, Tohyama, Tritscher, Tuomisto, Tysklind, Walker,.

2016-06-10

Peterson. 2006. The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicol Sci. 2006 Oct; 93(2): 223–241.

Västra Götalandsregionens Miljömedicinska centrum (VMC), 2013a. Miljömedicinsk bedömning av förorenad mark i Fagersanna, Sundet och Sjötorp.

Västra Götalandsregionens Miljömedicinska centrum (VMC), 2013b. Miljömedicinsk bedömning av pentaklorfenoler i kontaminerad mark i Fagersanna, Sundet och Sjötorp.

Västra Götalandsregionens Miljömedicinska centrum (VMC), 2014. Synpunkter på hälsoriskbedömning av dioxinförorenad mark i Fagersanna.

Wittsiepe, Erlenkämper, Welge, Hack, Wilhelm. 2007. Bioavailability of PCDD/F from contaminated soil in young Goettingen minipigs. Chemosphere Volume 67, Pages S355–S364.

WSP 2015a. PM Inventering av markarbeten inom Strandstaden, Fagersanna. 2015-03-13.

WSP 2015b. PM Hälsoriskbedömning privat tomtmark Strandstaden, Fagersanna. 2015-11-03.

WSP 2015c. PM - Fördjupad hälsoriskbedömning båtupplag Bolmen fd såg. 2015-12-11.

WSP 2014a. Rapport Huvudstudie f.d. sågverksområde Strandstaden i Fagersanna, Tibro kommun - miljöteknisk utredning. 2014-05-14.

WSP 2014b. Marieberg fd sågverk, Kramfors kommun. Presentation 2014-05-12.

Åberg, Tysklind, Nilsson, MacLeod, Hanberg, Andersson, Bergek, Lindberg, Wiberg. 2010. Exposure assessment at a PCDD/F contaminated site in Sweden — field measurements of exposure media and blood serum analysis. Environmental Science and Pollution Research Volume 17, pp 26-39.

Personlig kommunikation

Broman, F 2013. Livsmedelsverket 2013-11-28. Utdrag ur dioxinkontrollen avseende dioxinhalter i sik från Vättern.

Elektroniska källor

WHO. <http://www.who.int/ipcs/features/dioxins.pdf>

Naturvårdsverket. Data från miljöövervakning. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Miljodata/>

Sjöfartsverket 2015. Mälarprojektet: Sedimentundersökningar i Mälaren och runt Södertälje kanal. WSP 2015-02-10.
<http://www.sjofartsverket.se/pages/50438/Rapport%20sedimentunders%c3%b6kning%20M%c3%a4laren%20WSP%20150210.pdf>