

Emissioner från bränder – Spridning till mark och vatten

BENGT ROSÉN
YVONNE ANDERSSON-SKÖLD
PETER STARZEC



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **568**

Emissioner från bränder
– Spridning till mark och vatten

BENGT ROSÉN
YVONNE ANDERSSON-SKÖLD
PETER STARZEC

LINKÖPING 2006

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI – Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--06/568--SE
Dnr SGI	1-0401-0054

FÖRORD

Detta arbete har finansierats genom anslag från Räddningsverket.

Föreliggande rapport sammanfattas i en huvudrapport med titeln:

- Emissioner från bränder – Metoder, modeller och mätningar (Räddningsverket, 2006).

I huvudrapporten beskrivs metoderna, utvalda brand- och spridningsscenarier samt länkar mellan övriga delar inom projektet. Övriga delrapporter inom projektet är:

- Emissions from Fires in Electrical and Electronic Waste (Lönnermark och Blomqvist, 2005a).
- Emissions from Tyre Fires (Lönnermark och Blomqvist, 2005b).
- Modellering av emissioner från bränder (Lönnermark, Stripple och Blomqvist, 2006).
- Spridning till luft från bränder (Haeger-Eugensson, Tang, Chen, Axelsson och Lönnermark, 2006).

I detta sammanhang går tankarna särskilt till Peter Starzec som, efter en förtjänstfull insats, avled efter en kort tids sjukdom.

Linköping i december 2006.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord	3
Summary	5
Sammanfattning	7
1 Miljörisker till följd av brand – fokus på mark och vatten	8
2 Spridning i mark och vatten	11
3 Modellverktyg	13
4 Modellering av spridning i mark och vatten till följd av brand	16
4.1 Platsspecifik modellering.....	16
4.2 Markförhållanden i Nolåns dalgång	18
5 Grundvattenströmning – Demonstration från modelleringsförsök med GMS	20
5.1 Demo 1 – Finsand utan brunnsuttag	22
5.2 Demo 2 – Finsand med brunnsuttag	23
5.3 Demo 3 – Mellansand utan brunnsuttag	24
5.4 Demo 4 – Mellansand med brunnsuttag	25
5.5 Demo 5 – Grovsand utan brunnsuttag	26
5.6 Demo 6 – Grovsand med brunnsuttag	27
5.7 Slutsatser.....	27
6 Ytvattenströmning	29
6.1 Fördelning ytvattenavrinning – grundvattenbildning	29
6.2 Ansatta brandutsläpp	31
6.3 Släckvatten som direkt hamnar i ytvatten.....	31
6.3.1 Föroreningar i släckvattnet	31
6.3.2 Släckvattnet.....	31
6.3.3 Brand i bildäck och släckning med vanligt vatten	32
Brand i elektronikskrot och i bildäck med skumsläckning.....	32
6.4 Utspädning av släckvatten	33
6.4.1 Under branden	34
6.4.2 Efter släckning	35
6.5 Deposition från brandplymen på ytvatten.....	35
6.6 Slutsatser.....	37
7 Platsspecifik bedömning av spridning i mark – Fallstudie Nolåns dalgång och beräkningar med Bioscreen®	38
7.1 Källan och vilka föroreningar som antas nå marken	38
7.2 Plymens utbredning	39
7.3 Beräkningar med Bioscreen®.....	41
7.4 Resultat av beräkningar med Bioscreen® för vattentrogen förorening	44
7.5 Föroreningstransport.....	45
7.5.1 Organiska föroreningar	45
7.5.2 Oorganiska ämnen och föreningar	46
7.5.3 Underlag för beräkning av halter baserade på kända K_d' -värden	46
7.5.4 Halt i marken med hänsyn till sorption.....	48
7.5.5 Skumbaserat släckvatten.....	50
7.5.6 Deposition av brandplym på mark.....	50
8 Diskussion	52
9 Referenser	54

SUMMARY

Traditionally fires have been connected with losses of life and property, and of costs for interruptions in production etc. In recent years an increased attention has been paid to the fact that fires also are related to an environmental problem. The emissions from fires can consist of a number of different types of species with a variety of effects to health and the environment.

In the present report a method is described on how to determine the emissions from a certain fire and how the emissions are spread. The aim of the work has been to study the entire process from a certain fire scenario to the spread of the emissions to air, soil and water. The result is a method with a number of different subparts. These subparts, which include description of fire scenario, modelling of production of emissions, and modelling of spread of emissions, are described and also how the different parts are linked to each other.

Within the project emissions from test fires of stored and piled tires and electric and electronic waste has been investigated. The tests have included fires with and without active fire extinguish. During each test the emissions, i.e. selected pollutant content of the gas, water (or foam), and the remains of the fire, were analysed.

Based on the emissions found in the tests scenarios were used to simulate the pollutant behaviour by simulating diffusion and other pollutant transport in air, water and soil. In this report the methods, scenarios and results of pollutant behaviour in soil and water is presented while the full project is presented in a summary report (Räddningsverket, 2006) of all technical reports of the project.

The pollutant transport in soil and water depend on the geological and hydrological conditions as well as the chemical and physical properties of the pollutant. Under some conditions the average pollutant transportation and spreading in soil can be calculated by Darcy's law. In general, though, the speed of the pollutant is slower than the ground water flow due to various factors such as sorption processes. Also the opposite behaviour has been found due to flow in cracks in the soil and other preferred flow routes of the fire extinguish liquid in the ground.

This report describe some modelling tools and among those especially the RIB already available at the Swedish rescue service is a useful tool during the fire, while the others are more complex and to be used for a better understanding of the impact of different fires and fire extinguish methods under various meteorological and geological conditions. The results of the latter model simulations and calculations can be of great importance by contributing to other experience and expertise for further fire extinguish development and choices of fire extinguish methods under different conditions and fires.

The results of complex water flow simulations show that the pollutant transport strongly depends on the hydraulic conductivity and water well uptakes in the area. Calculations were also done to investigate the relative importance of ground water versus surface water pollutant transport. The steeper and more penetrable the soil, most often they go together, the higher the infiltration of the extinguish liquid, up to 40 %. In a flat terrain, with rather impermeable soil, very limited amount of the extinguish liquid will be infiltrated. In the corresponding scenario tested here only 6 % of the liquid infiltrated the soil.

For all scenarios a certain real valley was chosen as the basis for a case study area. Calculations show that the deposition of the fire emissions to air and the also the fire extinguish liquid, and the related pollutants, will be diluted very fast if it reaches the surface waters and open waters in this area. Guideline values can, however, under very rare circumstances be exceeded.

Under most conditions very high pollutant concentrations can be expected by the fire not only in the air plume but also on the ground surface. The dilution and spreading in the soil is in general much slower than by surface water and locally the high concentrations may therefore last very long.

If the fire occurs in a protective area or another sensitive area the locally high pollutant concentrations shall be of extra concern. Also specific interest shall be taken if there are high emissions of chlorinated and brominated compounds such as chlorinated aliphatic compounds, dioxins, brominated flame retardants and other extremely stable species that may be formed from those during the fire.

SAMMANFATTNING

Traditionellt har bränder förknippats med förluster av liv och egendom samt kostnader p g a produktionsavbrott, förlorade marknadsandelar etc. På senare tid har även miljöproblem i samband med bränder uppmärksamats. Emissionerna från en brand kan bestå av ett stort antal ämnen av olika karaktär och med olika hälso- och miljöeffekter.

I huvudrapporten beskrivs en metod för hur man kan bestämma emissionerna från en viss brand och hur dessa emissioner sprids. Arbetet har varit upplagt på ett sådant sätt att det har täckt in hela förloppet från en utvald typ av brand av en viss storlek till hur emissionerna från en sådan brand sprids till olika matriser (luft, mark och vatten). Resultatet kan ses som en metod för att angripa problem av detta slag. Målet har varit att dels identifiera de olika delar som ingår i detta förlopp, dels att inom varje sådan del identifiera viktiga parametrar och genom mätningar, beräkningar eller parametervariationer kvantifiera viktiga förhållanden.

Inom ramen för projektet har brandförsök med elektronikskrot respektive bildäck genomförts. Försök utan och med släckning genomfördes och i samband med försöken provtogs och analyserades brandgaserna, släckvattnet och brandresterna.

Baserat på emissionerna från några utvalda brandscenarier har beräkningar och datorsimuleringar av spridning till luft, mark och vatten genomförts.

Föroreningsspridningen beror av egenskaper hos det geologiska mediet och föroreningens egenskaper. Medelhastigheten i marken kan under vissa betingelser beräknas ur Darcys lag men olika faktorer kan medverka till att föroreningen sprider sig långsammare än grundvattenströmningen. Även det motsatta har uppmärksamats i s k preferentiella flödesbanor.

Olika modellverktyg redovisas med avseende på hur snabbt resultat kan erhållas med tanke på akuta insatser. Generella beräkningar kan göras för vissa föroreningar med enkla inmatningar (RIB) medan platsspecifika beräkningar först kan genomföras efter omfattande insamling av indata.

Generella strömningsberäkningar illustrerar komplexiteten i transportförhållandena i grundvattnet. Föroreningstransporten är starkt beroende av den hydrauliska konduktiviteten och inverkan av simulerade brunnsuttag.

Särskilda beräkningar redovisas för att illustrera fördelningen ytvattenavrinning respektive grundvattenbildning i ett terrängavsnitt med olika lutning. I brant terräng förväntas jordarten vara relativt genomsläpplig varvid infiltrationen grovt kan uppgå till ca 40 % av stora släckvattenflöden på markytan. I flack terräng med en tätare jordart visar beräkningar att endast en liten del (ca 6 %) infiltrerar.

Platsspecifika beräkningar redovisas med en väl markerad dalgång som exempel. Dessa visar att föroreninghalten i utspätt ytvatten nedströms endast i undantagsfall kommer vara så högt att gällande riktvärden överskrids. Föroreningen kan då komma från såväl släckvatten som deposition från en brandplym.

Man bör dock beakta att från vissa typer av bränder kan en del emissioner, t ex klorerade alifater och bromerade dioxiner och bromerade flamskyddsmedel, vara mycket stabila och långlivade eller intressanta av andra anledningar. Vissa ämnen kan även finnas i mycket höga koncentrationer. Om branden inträffar i ett känsligt område eller nära en känslig recipient kan speciell hänsyn behövas. Utspädningen i marken går mycket långsammare än i ytvattnet och mycket av emissionerna stannar kvar nära infiltrationsstället för släckvatten eller nedfallsstället vid deposition från luften.

Flera av de i projektet använda modelleringsverktygen är av sådan art att de kräver mycket indata och resurser i form av både tid och datorkraft för att kunna ge relevanta resultat. Detta innebär att de inte främst bör användas av räddningstjänsten i det akuta skedet utan snarare som en del i det förebyggande arbetet.

1 MILJÖRISKER TILL FÖLJD AV BRAND – FOKUS PÅ MARK OCH VATTEN

En brands negativa effekter på människor och miljö beror, utöver på de värden som direkt förstörs till följd av själva branden, på vilka ämnen som frigörs och bildas vid branden och släckningsarbetet. Branden i sig ger oavsett var och hur det brinner upphov till koldioxid. Även toxiska ämnen som kolmonoxid och kväveoxider bildas, men i vilken omfattning är beroende av brandförloppet. Dessa ämnen kan vara akut toxiska vid inandning och kan dessutom bidra till negativa effekter på allt från lokal till regional skala vid spridning med luft.

Utöver de flyktiga luftburna ämnena bildas även ofullständigt förbrända kolväten där bland annat polyaromatiska kolväte föreningar (PAH) kan utgöra en betydande del. PAH är en mycket stor ämnesgrupp som bildas till följd av ofullständig förbränning och flera av de ingående ämnena är toxiska och cancerframkallande (Hanberg et al, 2006). Finns havssalt och koksalt eller annan klorerad tillgänglig vid branden kan det också bildas dioxiner och andra klorerade organiska föreningar (Lönnermark, 2006). Till exempel, vid brand av lagrade gummidäck frigörs stora mängder PAH och vid brand i hushållsavfall bildas ofta dioxiner. Mängden och exakt vilka ämnen som bildas beror framförallt på brandtemperaturen och kombinationen av ämnen som brinner. För den som vill läsa mer om vilka ämnen, som kan bildas vid olika typer av brandförlopp finns en nypublicerad sammanställning inom detta projekt (Lönnermark et al, 2006). Beroende på vad som brinner kan också andra ämnen bildas eller frigöras, t ex vid brand i elektronikskrot frigörs bland annat metaller och flamskyddsmedel såväl till luften som till släckvattnet. I denna rapport (Lönnermark et al, 2006) redovisas spridning av metaller och PAH. Många av de toxiska och cancerframkallande ämnen som frigörs vid en brand har en sådan flyktighet att de kan nå både luft, mark och vatten.

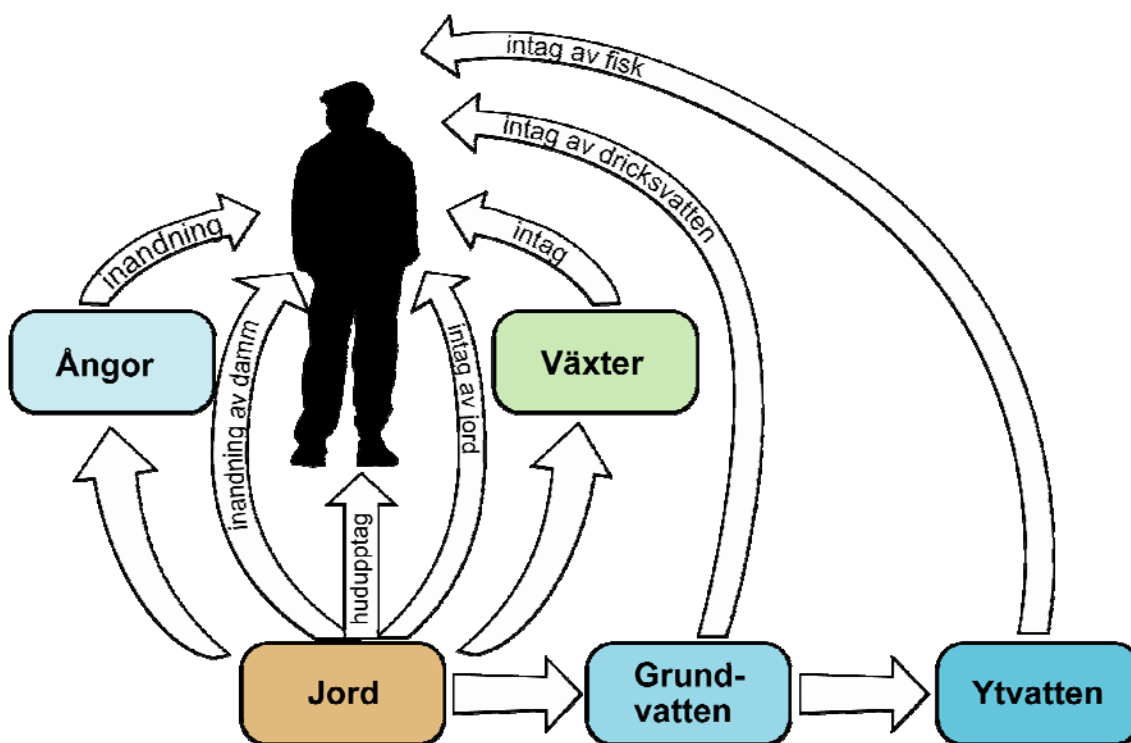
Utöver vilka ämnen som frigörs eller bildas vid branden är det av stor betydelse hur mycket av dem som bildas och hur toxiska respektive cancerframkallande ämnena är. Det är också av stor betydelse om och i vilka kvantiteter de toxiska substanserna når människor eller känsliga ekosystem. För att bedöma detta behöver man känna till vilka och i vilken omfattning ämnen frigörs vid branden. För att bedöma toxiciteten är det vidare viktigt att veta vilka ämnen och hur mycket av dessa som avges till luften respektive hur mycket som följer med släckvattnet samt hur det senare sprids vidare. För att bedöma hälso- och miljöeffekter till följd av spridning i mark och vatten bör dels de ämnen som följer med släckvattnet direkt till marken dels de ämnen som deponeras på marken från luft beaktas. Det vill säga, för att bedöma hur en brand inverkar på mark och vatten är de källor som är aktuella att vidare studera:

- släckvatten från en punktkälla,
- ämnen deponerade på marken från brandplymen i luften.

Nedan presenteras en metodik som kan användas för att ge en kvantitativ hälso- och miljöriskuppskattning. Problemställningen avgränsas genom att i den klassiska definitionen av riskkedja (föroreningskälla – transport - exponering – mottagare) utgör släckvatten förorenad med brandprodukter föroreningskällan. Transporten från källan till mottagare sker via vatten och luft med direkt upptag eller som indirekta upptag i näringskedjan. Människor liksom andra levande organismer i mark och vatten utgör mottagare.

Metodiken bygger på koncept för riskbedömning för förorenad mark gällande i Sverige (Naturvårdsverket 1996; Naturvårdsverket 1998; Naturvårdsverket 2005a; Naturvårdsverket 2005b).

Beräkningar av hälsorisker från förorenade områden baserar sig på en uppskattning av den föroreningsexponering som en människa, som vistas i området, utsätts för. I den svenska modellen beaktas sju olika sätt på vilka människor kan exponeras – *exponeringsvägar*, se Figur 1.1.



Figur 1.1 Möjliga exponeringsvägar av markförorening. Illustration: Kemakta AB, Stockholm. Figuren är hämtad från Naturvårdsverket (2005a).

Vid framtagande av riktvärden är exponeringen beräknad med rimligt försiktiga antaganden.

Den föroreningshalt i jorden (C) som ger en exponering motsvarande det toxikologiska referensvärdet (TRV) och som kallas hälsobaserat riktvärde beräknas enligt:

$$C = \frac{TRV}{EXP \cdot DF \cdot FF} \quad \text{där:}$$

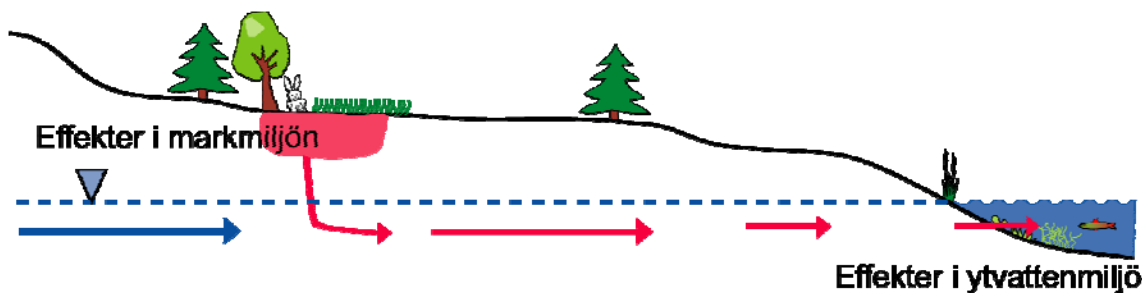
EXP är den genomsnittliga dagliga viktbaseade exponeringen för det förorenade kontaktmediet (jord, luft eller växter), t ex intaget av förorenad jord per kg kroppsvikt och dag,

FF är föroreningsens fördelning mellan jord och kontaktmedium (halt i kontaktmedium / halt i jord),

DF är den utspädning som sker i kontaktmediet innan föroreningen når människan (halt i kontaktpunkt / halt i källa).

Miljöriskbaserade riktvärden är uppdelad i två kategorier:

- Riktvärden baserade på direkta effekter i markmiljön, den halt i jorden som begränsar de miljöeffekter som kan förväntas i markmiljön (se konceptuell illustration i Figur 1.2),
- Riktvärden baserade på indirekta effekter i ytvattenmiljön, den halt i jorden som begränsar de miljöeffekter som utlakning och spridning av föroreningar kan orsaka i ytvattenrecipienten.



Figur 1.2 Konceptuell illustration av riskkedjan för miljörecipienter. Illustration: Kemakta AB, Stockholm. Figuren hämtad från Naturvårdsverket (2005a).

Riktvärden har utarbetats för ett antal olika typer av markanvändning där exponeringsvägar och exponerade grupper samt skyddsvärdet för miljön varierar. Bedömning av vilket av markanvändningsalternativen (scenarier), som skall användas, baseras på dagens och framtida situation. De typer av markanvändning som ingår idag i platsspecifika riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket 2005a) är:

- KM. Känslig markanvändning – marken kan utnyttjas exempelvis för bostäder, odling, grundvattenuttag.
- MKM GV. Mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd – marken kan exempelvis användas för kontor och industrier. Grundvattenuttag kan ske vid ett visst avstånd från föroreningen.
- MKM. Mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag.
- PARK. Parkmark.
- MLU. Mark med lågt utnyttjande.

De humanotokologiskt baserade risknivåerna ("tolerabla risker"), som används för att beräkna generella riktvärden, är sådana som används av olika myndigheter i liknande sammanhang, se nedan: Exponeringen skall för en enskild individ inte överskrida tolerabla intag (TDI) angivna av WHO eller andra organisationer. TDI-värden är en uppskattning av den mängd av ett ämne som kan intas dagligen under en livstid utan påvisbara hälsoeffekter.

Riktvärdesnivån för genotoxiska cancerogena ämnen baseras på en lägsta nivå motsvarande ett extra cancerfall per 100 000 exponerade individer under en livstid.

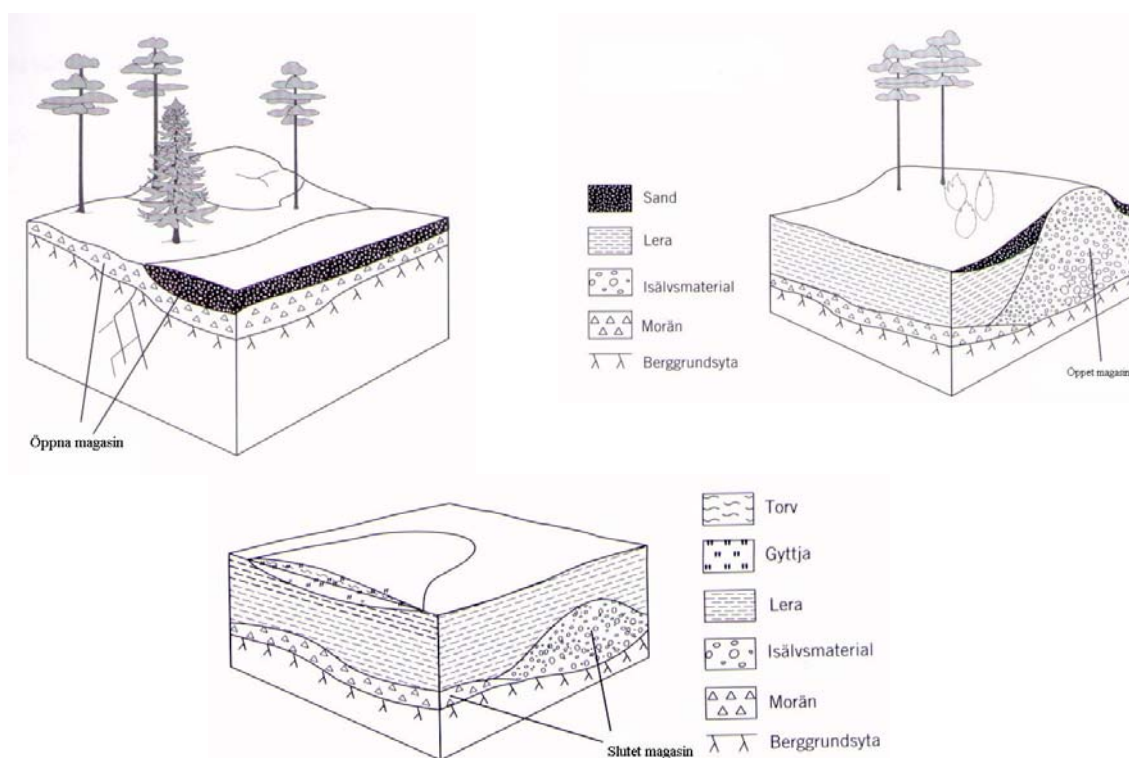
Skyddet av miljön bygger på principen att markens funktioner skall upprätthållas. Den tolerabla risken uttrycks som en högsta procentandel av arterna i ett ekosystem som kan tillåtas få påverkas av föroreningen.

2 SPRIDNING I MARK OCH VATTEN

I vilken utsträckning en förorening sprids i mark och grundvatten beror på egenskaper hos det geologiska mediet, t ex porositet och hydraulisk konduktivitet och egenskaper hos föroreningen själv t ex sorptionsegenskaper, om den är hydrofil och vattentrogen respektive hydrofob, föroreningens nedbrytbarhet (kemisk och biologisk) och de hydrogeologiska parametrarna vilka tillsammans påverkar hur ämnet sprids i mycket hög grad.

Medelhastigheten i marken för en vattentrogen förorening under vattenmättade förhållanden kallas den konvektiva eller advektiva transporthastigheten och kan beräknas ur Darcys lag för aktuell effektiv porositet. Darcys lag beskriver sambandet mellan den drivande kraften och strömning av grundvatten, där flödet mellan två närliggande punkter är proportionellt mot den totala potentialskillnaden mellan punkterna. Lagen ger därmed uttryck för det faktum att grundvatten strömmar i riktning mot lägre energi, d v s från områden med hög till områden med låg hydraulisk höjd. Föroreningar transporteras i grundvatten genom advektion, vilket innebär att en löst förorening förflyttas med vattnets medelhastighet.

Vattnets hastighet beror av ett områdes geologiska och geohydrologiska förutsättningar och beskrivs av topografi, berggrund, jordmån och huruvida det är en öppen eller sluten akvifer. Ett område kan innehålla både öppen och sluten akvifer. Några typiska geologiska formationer ses i Figur 2.1.



Figur 2.1 Öppna magasin i morän och svallsediment respektive isälvsmaterial. Slutet magasin i morän och isälvsavlagringar. Illustratör: Karin Holmgren, Inst Bygg- och miljöteknik, CTH, Göteborg. Figuren hämtad från Naturvårdsverket (1999).

Trots en från början väl samlad och konvektiv transport kan man få en spridning till följd av dispersion och diffusion.

Dispersion bidrar till ökad spridning av föroreningar och orsakas av att vatten strömmar fortare än medelhastigheten i stora porer samt långsammare i små och slingriga porer. Strömningshastigheten är dessutom större i centrum av en por än nära porväggen där friktionen är stor. Koncentrationen minskar med tiden även om den totala massan av förorening är densamma.

Diffusion. Spridning av lösta ämnen. Processen styrs av koncentrationsskillnader och har främst betydelse vid låga strömningshastigheter.

Det finns ytterligare processer som kraftigt påverkar föroreningstransporten i grundvattnet. Föroreningar har olika rörelsemönster i förhållande till omgivande faser. Förekommande faser är fasta material, gaser samt vattenlösliga och icke vattenlösliga vätskor. En viktig process som påverkar spridningen är hur en förorening fastläggs på olika ytor.

Sorption. Benämning på en hel grupp processer (fysikalisk, elektrostatisk, kemisk m.fl.) som innebär att lösta ämnen attraheras till fasta ytor. Processen kan i många fall vara reversibel och förekommer i såväl mättad som omättad zon. Avgörande förhållanden kan vara rådande pH, oxidations/reduktionsförhållanden och mineralkornens yta samt innehåll av organiskt material. En lerfraktion, som har stor yta, har således stor sorptionsförmåga och i jordar med högt organiskt innehåll binds organiska föroreningar starkare än i ren mineraljordar.

Preferentiella flödesbanor. Lokalt kan mycket snabb föroreningstransport ske genom att marken innehåller stora porer såsom sprickor, rotkanaler och maskgångar m m (t ex Berggren Kleja et al, 2006). Under vissa förhållanden såsom vid kraftigt regn, när jorden är blöt eller när den nås av förorenat släckvatten från brand, kan det infiltrerande vattnet eller vätskan rinna mycket fort genom dessa stora sk makroporer. Denna snabbflödande vätska rinner då förbi det vatten som redan finns i markens mindre porer. Detta snabba förbircinnande vätskeflöde kallas ofta preferentiellt flöde och medför att en del av ett löst ämne, eller de ämnen som finns i släckvattnet, förflyttar sig betydligt snabbare genom marken än man skulle beräkna utifrån markvattnets medelhastighet och eventuell fördröjning till följd av t ex sorption. För ämnen som redan finns bundna i marken kommer emellertid den aktuella föroreningen att röra sig långsammare än väntat på grund av att vattenflödet i makroporerna inte bidrar till den advektiva transporten av ämnen som befinner sig i markens små porer (t ex Berggren Kleja et al., 2006). För ämnen som inte är bundna i de små markporerna, t ex ämnen som följer och sprids med släckvatten, kan dock denna spridningsväg vara av mycket stor betydelse.

Övrigt. Ytterligare processer har också stor betydelse för spridning av olika föroreningar. Dessa utgörs bland annat av utlakning samt kemisk/biologisk nedbrytning och omvandling av föroreningarna samt omfattningen av avdunstning, utspädning, infiltration eller sönderfall (av radioaktiva ämnen).

För att bedöma hur en förorening sprids eller beter sig i marken behövs en bedömning som tar hänsyn till dessa processer.

3 MODELLVERKTYG

Marknaden erbjuder ett stort antal modellverktyg där de miljögeotekniska verktygen kan grupperas enligt följande:

- hydrogeologi – grundvattenströmning,
- föroreningsspridning – advektion, diffusion och olika former av fastläggning,
- lakning/löslighet av föroreningar – kemiska modeller,
- kopplade transport och reaktionsmodeller (föroreningsspridning, lakning, löslighet, sorption, kemisk och biologisk nedbrytning etc),
- riskbedömning – omsättning i ekosystemet, exponering och toxiska effekter,
- redovisning/presentation av resultat.

I Grundfelt m.fl. (1997) görs en sammanställning av miljögeotekniskt användbara modeller. Crawford (1999) gör motsvarande sammanställning av geokemiska modeller och vilka kopplade transport och reaktionsmodeller som finns tillgängliga. Båda genomgångarna innefattar såväl fritt tillgängliga modeller som kommersiella.

Enligt dessa sammanställningar framgår att en av de mest användbara modellerna är GMS. GMS är ett programpaket som innefattar samtliga de processer som behöver ingå för att på ett relevant sätt beskriva föroreningsspridningar. Programpaketet finns hos och har använts av SGI och används därför för simulering av spridning av ett urval ämnen som funnits i höga koncentrationer i släckvatten vid brand. Demonstrationsexempel med GMS ges i kapitel 5.

I senare studier av hur olika modeller används och kan användas i Sverige, med de heterogena markförhållanden som råder här, har det framkommit att modeller som GMS, vilka är utvecklade för att simulera stora homogena områden under förhållanden som är typiska för USA och Kanada, ofta inte är lämpliga för de mer komplexa geologiska och hydrologiska förhållanden som råder i Sverige (t ex Berggren Kleja et al., 2006). Istället kan enklare tvådimensionell modellering, som innefattar de olika processerna som är av betydelse för föroreningsspridningen, användas. I denna rapport görs därför även platsspecifika spridningsberäkningar med modellverktyget Bioscreen® och jämviktsberäkningar för att bedöma i vilken omfattning föroreningar sprids under olika förutsättningar i mark och ytvatten (kapitel 6 och 7). Vidare har släckvattnets förutsättningar att rinna både på markytan till en ytvattenrecipient (ytvattendrag/sjö) och infiltrera genom markytan genom omättad och mättad zon beaktats.

Ingen av de modeller eller beräkningar som redovisas i denna rapport tar direkt hänsyn till den föroreningsspridning som kan ske i marken genom att släckvattnet transporteras genom stora porer såsom sprickor, rotkanaler, maskgångar m m. Betydelsen av sådant (preferentiellt) flöde för föroreningstransport vid olika markförhållanden är fortfarande inte klarlagd. Ett fåtal försök har gjorts som visar en klar potential för snabbtransport av tungmetaller i makroporer, men dessa försök har av praktiska skäl varit kortvariga och oftast genomförts under mer eller mindre onaturliga förhållanden i laboratorium (Berggren Kleja et al., 2006). Mycket lite är känt angående betydelsen av makroporeffekten på lång sikt under naturliga fältförhållanden. Förekomsten av preferentiella flödesbanor medför i princip att ämnestransport inte längre kan beskrivas med advektions-dispersionsekvationen, som normalt används vid grund och ytvattenssimuleringar, såsom simuleringar med GMS och Bioscreen®, varför denna typ av simuleringar inte heller har utförts här.

Ibland, såsom för beslut om bästa släckmetod vid en pågående brand, krävs mycket snabba analyser av en släckmetods inverkan på hälsa samt miljö. I sådana skeden är mycket grova bedömningsverktyg av större vikt för beslutet än modellering för att bedöma spridning och de miljöeffekter denna kan leda till. Räddningsverket har beslutsverktyg och modeller som kan användas för sådana grova och snabba beslut.

Tillgängliga modellverktyg hos Räddningsverket

I projektet har möjligheterna undersökts att utnyttja RIB – ett integrerat beslutsstöd för skydd mot olyckor. Detta programpaket har utvecklats av Räddningsverket och finns operativt tillgängligt hos många Räddningstjänster.

RIB är ett programpaket för yrkesverksamma och är avsett för att kunna användas vid:

- insatsplanering för räddningstjänst,
- förebyggande verksamhet,
- tillsyn och kontroll av transporter med farligt gods,
- utbildning, litteratursökning,
- insatser mot olyckor som ett operativt beslutsstöd.

Systemet kan användas såväl stationärt som mobilt vid operativ verksamhet.

De mest intressanta verktygen i RIB är:

- **Bfk - Beräkningsmodell för kemikalieexponering.** Programmet simulerar kemolyckor och beräknar spridning vid olika tidpunkter och konsekvenser (skadefall) inomhus och utomhus. En enkel eller avancerad beräkning kan väljas. Indata väljs bland olika alternativ, vilket gör programmet lätt att använda.
- **Kemspill i mark.** Spridningsmodellen är anpassad för flytande svårslösliga kemikalier som är lättare än vatten och beräkning kan göras för de två första dygnen efter ett utsläpp. Efter inmatning av ett antal ingångsvärden beräknar programmet hur mycket av spillet som når grundvattnet, hur långt spillet nått efter en viss tid m m. En förenklad genomskärning visar ett teoretiskt spridningsförlopp.

Olika krav på snabba resultat

Räddningsverket och lokala Räddningstjänster arbetar i olika skeden där kravet varierar beträffande hur snabba svar som behövs. Den tillgängliga tiden vid en operativ insats är således styrande för val av simuleringsverktyg/modell. Räddningsverkets indelning efter tillgänglig tid framgår av Tabell 3.1.

Tabell 3.1 Tidskrav och arbetssätt vid olika arbetsskeden.

	Skede	Tidskrav	Arbetssätt
OP	Operativt	Snabbt <några timmar	RIB-mobilt
FB	Förebyggande	Obegränsat	Matematisk modell
Utb	Utbildning	Obegränsat	Matematisk modell
Utr	Utredning	Obegränsat	-

Vid spridning av kemikalier kan det färdiga/tillgängliga programpaketet RIB med beräkningsprogrammet "Kemspill i mark" användas som beslutsstöd vid räddningstjänst. "Kemspill i mark" är en icke platsspecifik spridningsmodell, som ger en grov uppskattning av flerfasflöden vid ett momentant utsläpp av en NAPL (Non-Aqueous Phase Liquid). Modellen kan hantera två lager med förutsättningen homogena och isotropa förhållanden. Användaren kan välja mellan fördefinierade alternativ och får ett illustrerat svar över föroreningens utbredning sedan viss tid förflutit efter utsläppet.

Följande indata behövs: kemikalie som spillts, spillvolym, markytans lutning, jordlagerföljd, grundvattnets nivå under markytan, tidsuppgifter kring händelsen.

Modellen beräknar en vertikal transport genom den omättade zonen med förutsättningen att gradienten är lika med ett. I den mättade zonen beräknas horisontell transport för en gradient motsvarande mark-

ytans lutning och en vertikal transport beroende av vätskans fysikaliska egenskaper. Beräkningarna bygger på Darcys lag.

En viktig begränsning är att vatten och ämnen som är lösta i vatten inte kan hanteras av ”Kemspill i mark”.

4 MODELLERING AV SPRIDNING I MARK OCH VATTEN TILL FÖLJD AV BRAND

4.1 Platsspecifik modellering

Även om det går att göra icke-platsspecifik bedömning så ger en platsspecifik bedömning bättre förutsättning för att ta fram nytt underlag och förståelse av vilka processer som är viktiga, platsspecifika eller generella. Denna kunskap och det nya underlaget kan därefter användas för att ge ny mer generell tillämpbar kunskap. Det är också lättare att tekniskt och visuellt utgå från en specifik plats för att beskriva hur ett visst utsläpp påverkar och påverkas av geografiska (hydrologi, topografi, jordmån, klimat o s v) förutsättningar.

I föreliggande fall utgörs det specifika området av en dalgång. Det valda arbetssättet innebär att en matematisk modell appliceras på en dalgång där det relativt lätt går att avgränsa yt- och grundvattendelare vilka indikerar strömnings- och transportriktning.

En väl markerad dalgång med lämplig storlek har identifierats i Nolåns dalgång vid Bollebygd mellan Göteborg och Borås. Kända topografiska och hydrologiska förhållanden används som basdata för att markera hydrologiska gränser såsom ytvattendelare och ytvattendrag. Karterade jordarter omfattar endast ytnära förhållanden. Avsikten är att simulera såväl öppen som sluten akvifer varför lämpliga geologiska förhållanden kommer skapas artificiellt i stor utsträckning.

I Figur 4.1 och Figur 4.2 ges en topografisk respektive geologisk överblick.



Figur 4.1

Topografisk karta över Bollebygd. 6CNV+7CSV. Skala; en ruta = 1 km².
© Lantmäteriverket 2007. Medgivande MS2007/04042.



Figur 4.2 Karta över Bollebygd. Originalskala 1:200 000. Morän (grått) respektive lera (gult). Från SGU:s kombinerade jord/berggrundskarta Borås. 1883. Serie AB 7. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1877/2006.

Vid släckning av en brand uppstår ett flöde av släckvatten inom ett relativt begränsat område. Rökplymen från branden sprids däremot över betydligt större arealer såväl inom som utom dalgången beroende på vindriktning. För att få med rökens deposition på markytan behöver området vara väl tilltaget.

4.2 Markförhållanden i Nolåns dalgång

Jordarter

Enligt Lång (2005) och jordartskarta från SGU (Figur 4.2), utgörs en stor del av mittpartiet i dalen av isälvsavlagring i allmänhet (ospecificerad). Mot söder övergår denna del till glacial samt postglacial finlera. Mittpartiet är kantat av sandig-moig morän, som kantas av berg i dagen samt berg med överliggande morän. I området längs med Nolån och Sörån, vid Bollebygds samhälle, utgörs jordlagerföljden generellt av ett flera meter mäktigt lager med svallsediment (i huvudsak sand och silt) ovanpå ett lager med siltig lera. (Ny järnväg Göteborg – Borås, en del av Götalandsbanan. Förstudie delen Bollebygd – Borås, förslagshandling, 2005:4, 2005-03-15). Inom området Mölnlycke - Rävlanda/Bollebygd förekommer till största delen berg- och moränområden. I lägre liggande partier förekommer organisk jord, mossar och kärr. Östra delarna av området Landvetter – Bollebygd utgörs till största delen av finsediment. Grundare finsediment finns i randen av berg- och moränområdena och mäktigare finsediment i Nolåns dalgång. Berg i dagen och berg med tunt jordtäckte förekommer i stor utsträckning. Berggrunden inom områdena består huvudsakligen av grå medelkorniga, homogena gnejser. (Järnvägsutredning/MKB, Kust till kustbanan, Delen Mölnlycke – Rävlanda/Bollebygd, Banverket, BRV T 2003:02:1, 2003-04-15)

Hydrologiska förutsättningar i området (Mölnlycke – Rävlanda/Bollebygd)

Grundvattnet utgörs av nederbörd som genom grundvattenbildning perkolerat ned i jordlager och berggrund. Årsmedelvärdet för nederbörden inom det aktuella området är enligt SMHI 1 000 mm. Av den totala nederbörden avdunstar ungefär 500 mm vilket ger att de kvarvarande 500 mm/år utgör avrinnande yt- och grundvatten. Avrinningen varierar inom området, främst med avseende på marklutning, jordarter och jordtäckets mäktighet. Resultat från studier och modellberäkningar indikerar att cirka 10 % av avrinningen når det djupare vattnet i berggrunden. Detta innebär att cirka 50 mm/år kan antas som ett basvärde för grundvattenbildning i området. Beroende på lokala förhållanden kan grund-

vattenbildningen till berggrunden vara både större och mindre. Grundvattenbildningen i morän har beräknats till storleksordningen 70–80 % av avrinningen vilket motsvarar 350–400 mm/år. Beräknad fördelning mellan ytvattenavrinning respektive grundvattenbildning redovisas närmare i avsnitt 6.1.

Det finns endast ett fåtal grundvattenrör i området varför en heltäckande hydrogeologisk bild inte kan redovisas. (Järnvägsutredning / MKB, Kust till kustbanan, Delen Mölnlycke – Rävlanda/Bollebygd, Banverket, BRVT 2003:02:1, 2003-04-15, sid. 18). Det pågår för närvarande provtagningar av SGU i den aktuella dalgången. De flesta mätningar kommer att utföras under 2007. Grundvattennivåmätningar finns endast för två av dessa punkter, EEK1443121 som uppmätts till 0,40 m under markytan (2005-09-09) och EEK 1443107 som uppmätts till 1,71 m under markytan (2005-09-07) (Lång, 2006).

Topografiska förhållanden i dalgången innefattar relativt små variationer. Höjdskillnaden längs dalgången är ca 10 m på ca 2,7 km. Den hydrauliska gradienten ansattes efter detta till 0,0037.

5 GRUNDVATTENSTRÖMNING – DEMONSTRATION FRÅN MODELLERINGSFÖRSÖK MED GMS

Beräkningar med GMS har utförts för att beskriva hur relativt stora bränder kan påverka föroreningsförekomst inom ett större område samt hur olika scenarier för vattenuttag i området kan påverka föroreningsbeteendet. Beräkningarna har gjorts med GMS\Modflow och tillhörande spridningskoder (MT3D, RT3D).

Två släckningsområden modellerades:

- område 1 med yta = ca 3,2 km²,
- område 2 med yta = ca 2,1 km².

För område 1 pågick släckningsarbete under 2 dagar, för område 2 under 5 dagar. För att släcka på område 1 gick det åt 970 m³ släckvatten medan det för område 2 gick åt 1 600 m³.

Nedan följer sex demonstrationsexempel (simuleringar demo 1 – demo 6). I simuleringarna användes delar av den övningsmodell som ingår i det allmänt tillgängliga GMS-paketet.

I modelleringen har en enkel geomodell med två jordlager skapats. I praktiken simulerades grundvattenströmningen vid olika förhållanden för det övre lagret.

Figur 5.1 illustrerar hur recipienter och observationsbrunnar är placerade i förhållande till släckningsområdets läge. Område 1 ligger i västra delen och område 2 i den östra. Den hydrauliska gradienten är från norr till söder. Huvudrecipient är en dricksvattenbrunn som i kartan representeras av en gul ruta med vitt kors i. En annan recipient är ett vattendrag i söder som samtidigt utgör modellens hydrauliska rand (rombiska lila prickar). Observationsbrunnar är markerade med färgprickar och deras avstånd från respektive områdets centrum har angetts i Tabell 5.1. En sammanställning av vilka värden som använts för de olika beräkningarna finns i Tabell 5.2. Konduktiviteterna är valda för att demonstrera effekter av släckvattnet men är förhållandevis höga i förhållande till vanligt förekommande jordarter.

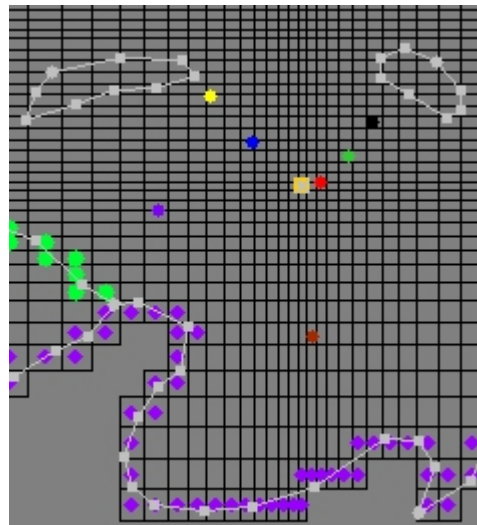
Tabell 5.1 Observationsrörens avstånd nedströms respektive brandområde.

	Avstånd (m)		Avstånd (m)
Område 1		Område 2	
Gul	302	Grundvattenbrunn	418
Blå	440	Svart	168
Lila	377	Grön	280
		Röd	378
		Brun	730

Tabell 5.2 Sammanställning av storheter för hydraulisk konduktivitet (K), brunnsuttag (Q) och porositet (n) vid genomförda beräkningar.

	Demo 1	Demo 2	Demo 3	Demo 4	Demo 5	Demo 6
K, m/s	5,6×10 ⁻⁵		1,1×10 ⁻⁴		1,0×10 ⁻³	
Motsvarande sediment-jordart för K ^a	Finsand		Mellansand		Grovsand	
Q, m ³ /s	0	0,1	0	0,1	0	0,1
n, %	30	30	30	30	30	30

a/ Moräner har hydraulisk konduktivitet i intervallet ca 1,0×10⁻¹¹ – 1,0×10⁻⁵ m/s. För vanligt förekommande siltig-sandig morän är konduktiviteten 1×10⁻⁸ – 1×10⁻⁷ m/s.

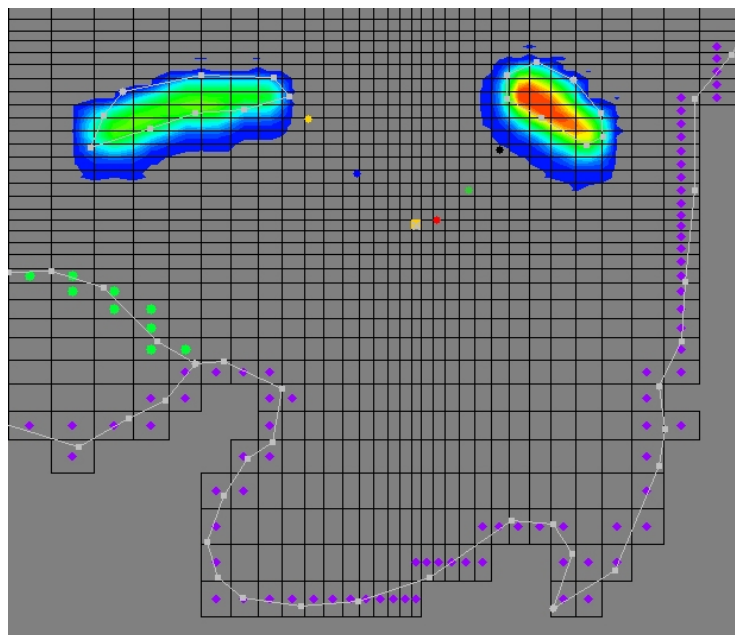


Figur 5.1 Position av grundvattenbrunn (gulmarkerad ruta med vitt kors i) samt observationsbrunnar (färgprickar) i förhållande till brandområde nr 1 (väster) och nr 2 (öster).

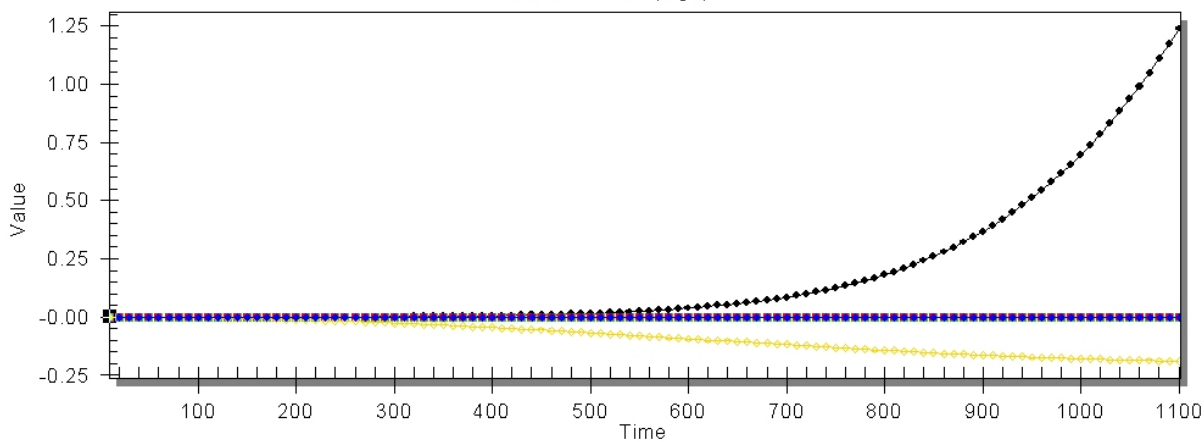
För varje simulering (demo 1 – demo 6) presenteras två figurer. Den första visar hur plymerna från släckningsområden ser ut ca 3 år efter avslutad släckning. Den andra figuren är ett diagram där halten förorening (blandning av släckvatten och olika ämnen som bildas under förbränningsprocessen) presenteras som en funktion av tiden. I modelleringen antogs att den primära halten i källan var 100 000 mg/l. Kom ihåg att utsläppen har simulerats med transienta förlopp motsvarande 2 dagars släckning för område 1 och 5 dagar för område 2. Resultaten från simuleringarna demonstrerar hur föroreningstransporten beror av den hydrauliska konduktivitet och vattenuttaget från grundvattenbrunnen.

5.1 Demo 1 – Finsand utan brunnsuttag

Resultatet som visas i Figur 5.2 är den situation som förväntas råda efter ca 3 år (1 100 dagar) efter släckning. Den hydrauliska konduktiviteten är $5,6 \times 10^{-5}$ m/s, porositeten ca 30 %.



Time Series demo1 layer 1
Concentration (mg/l)

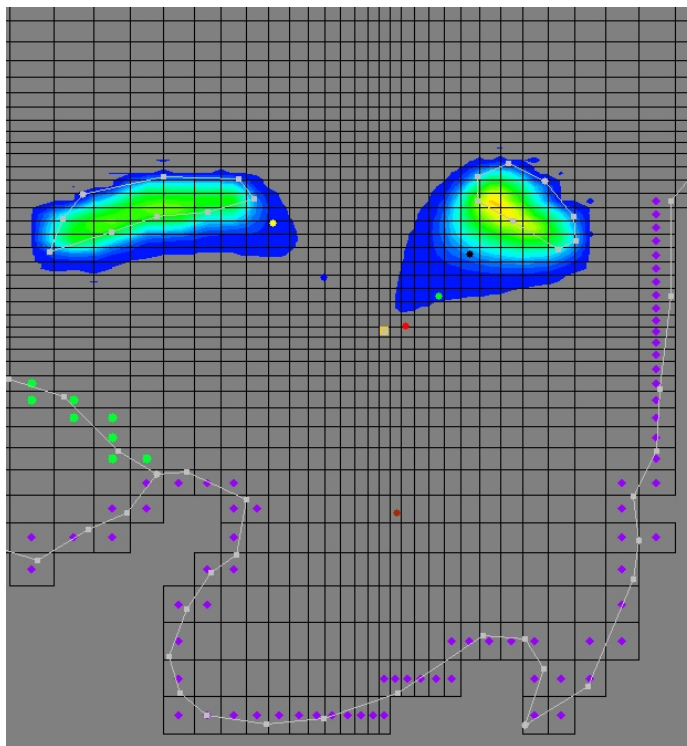


Figur 5.2 Demo 1 – Finsand utan pumpning. Förväntad spridning efter 1 100 dagar.

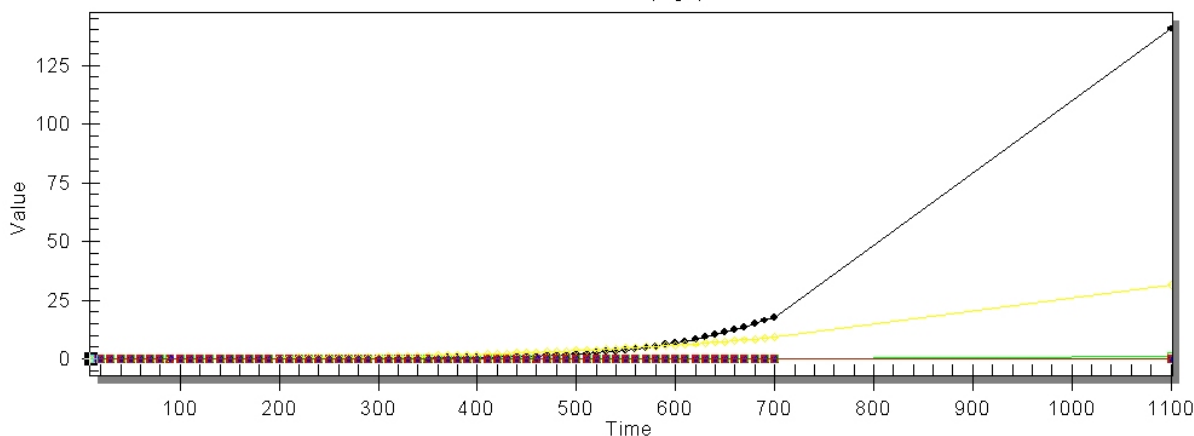
Den negativa halten i det gula observationsröret (Figur 5.2) är ett numeriskt uppskalningsfel och inte ett verkligt resultat. Halten för hela tidsintervallet för detta rör skall vara 0 mg/l.

5.2 Demo 2 – Finsand med brunnsuttag

Resultatet som visas i Figur 5.3 är den situation som förväntas råda efter ca 3 år (1 100 dagar) efter släckning. Den gula pricken motsvarar en recipient (brunn med stort uttag ca 0,1 m³/s). Den hydrauliska konduktiviteten är $5,6 \times 10^{-5}$ m/s, porositeten ca 30 %.



Time Series demo2 layer 1
Concentration (mg/l)

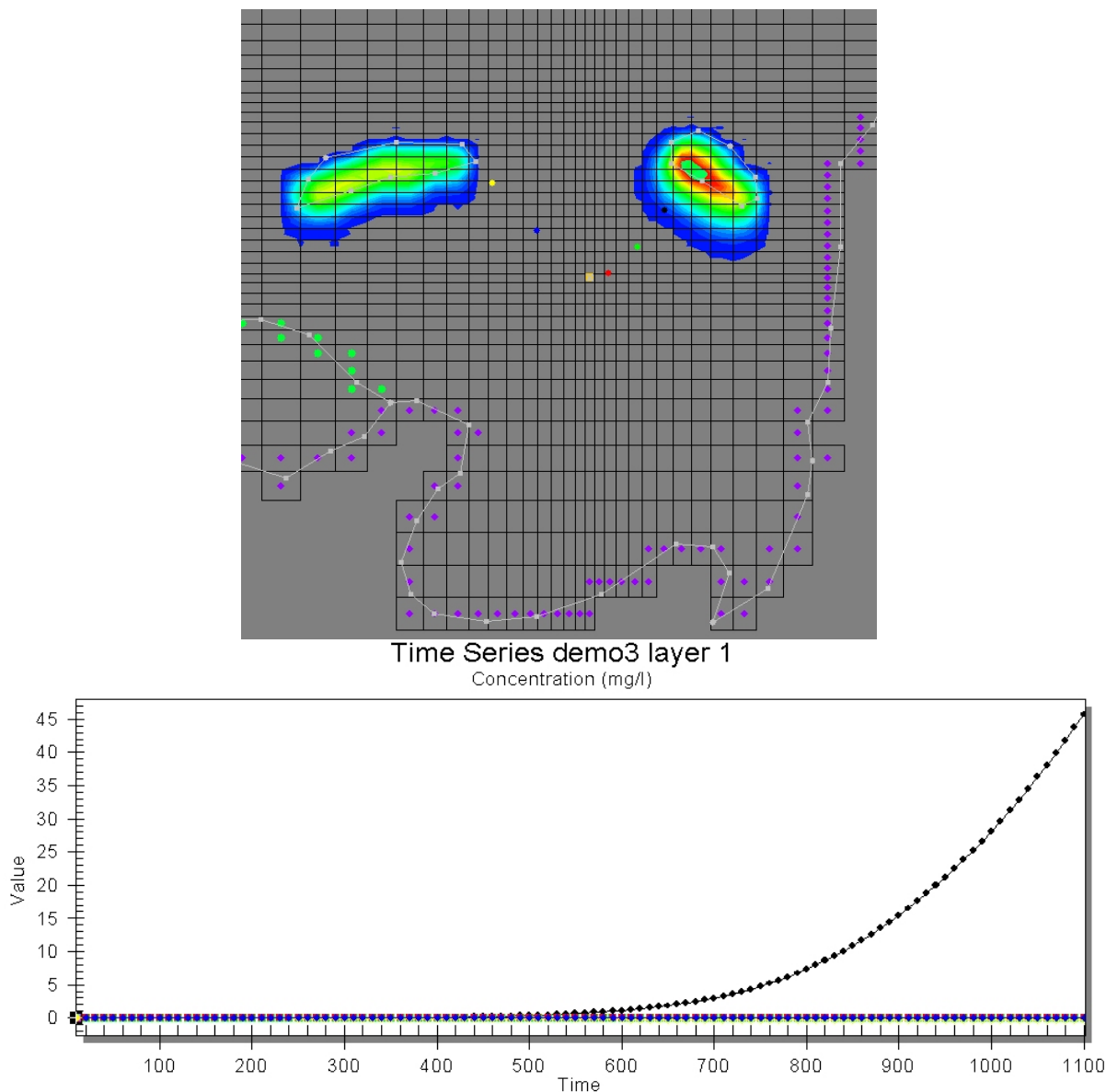


Figur 5.3 Finsand med pumpning. Förväntad spridning efter 1 100 dagar.

Effekten av vattenuttag från brunnen börjar bli synligt först efter ca 500 dagar. Samma kan konstateras också för haltdiagrammet för demo 1. Fram till dess styrs transporten av naturliga förhållanden i marken. Efter 500 dagar börjar första hypotetiska recipienten (svart observationsrör) bli påverkat av föroeningen. I detta exemplet gör dock uttaget att halten i det svarta obsröret ökar i mycket högre takt än i simuleringsexemplet i demo 1. Vid 1 100 dagar är halten i röret drygt 100 gånger högre än för demo 1. Också i det gula obsröret ökar halten betydligt medan halten för demo 1 förblir 0 mg/l.

5.3 Demo 3 – Mellansand utan brunnsuttag

Resultatet som visas i Figur 5.4 är den situation som förväntas råda efter ca 3 år (1 100 dagar) efter släckning. Inget uttag i brunnen. Den hydrauliska konduktiviteten är $1,1 \times 10^{-4}$ m/s, porositeten ca 30 %.

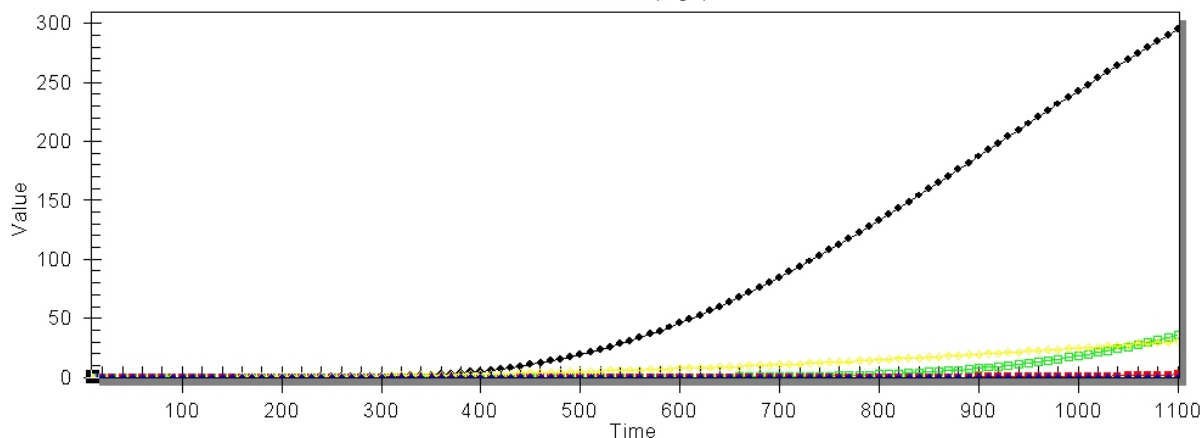
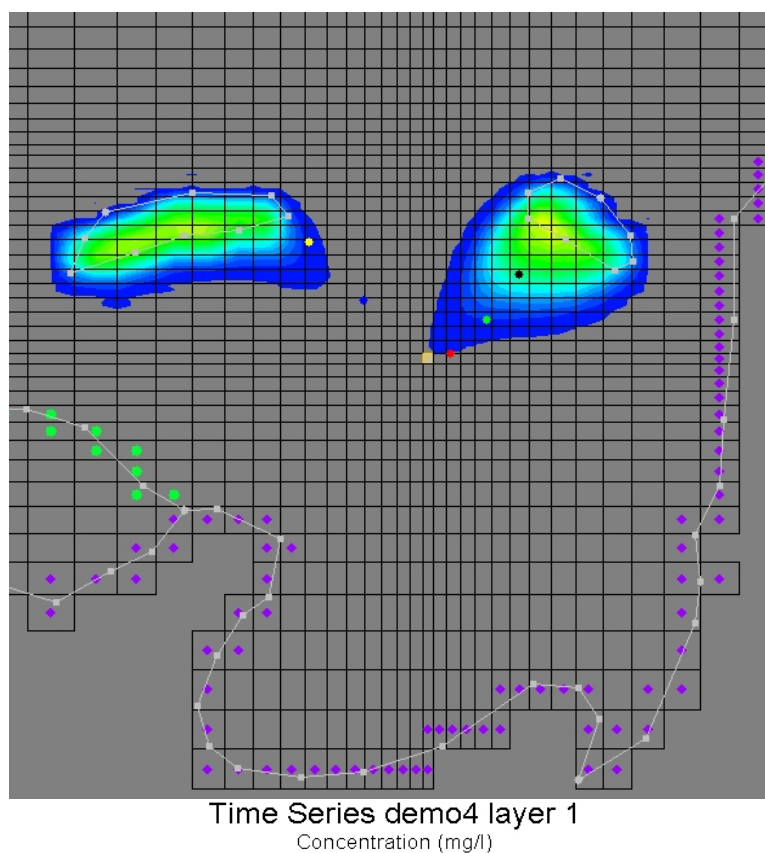


Figur 5.4 Mellansand utan pumpning. Förväntad spridning efter 1 100 dagar.

När man jämför denna simulering med demo 1 är skillnaden visuellt tydligt i relation till t ex det svarta obsröret. Konduktiviteten har ökat 2 gånger jämfört med demo 1 och denna förändring hade fortfarande ingen effekt som kunde uppmätas i observationsrören – fram till 500 dagar är halten i svarta obsröret fortfarande 0 mg/l. Effekten av ökad konduktivitet manifesteras dock mer tydligt efteråt: halten ökar betydligt snabbare och är ca 40 gånger högre efter 3 år än för demo 1. Brunnseffekten visar sig dock ha större inverkan än konduktiviteten då halten i svarta obsröret är ca 100 gånger högre för demo 2 än för demo 1. Detta gäller inte generellt utan beror på hur mycket konduktivitet ökar i förhållande till brunnsuttaget och på vilket avstånd obsröret ligger från föroreningskällan. Sambandet som beskriver hur olika faktorer (konduktivitet, avstånd från källan, brunnsuttag) inverkar på haltförändringen på tidsskalan är således ganska komplext.

5.4 Demo 4 – Mellansand med brunnsuttag

Figur 5.5 illustrerar den situation som förväntas råda efter ca 3 år (1 100 dagar) efter släckning. Uttag i brunnen ca 0,1 m³/s. Den hydrauliska konduktiviteten är $1,1 \times 10^{-4}$ m/s, porositeten ca 30 %.

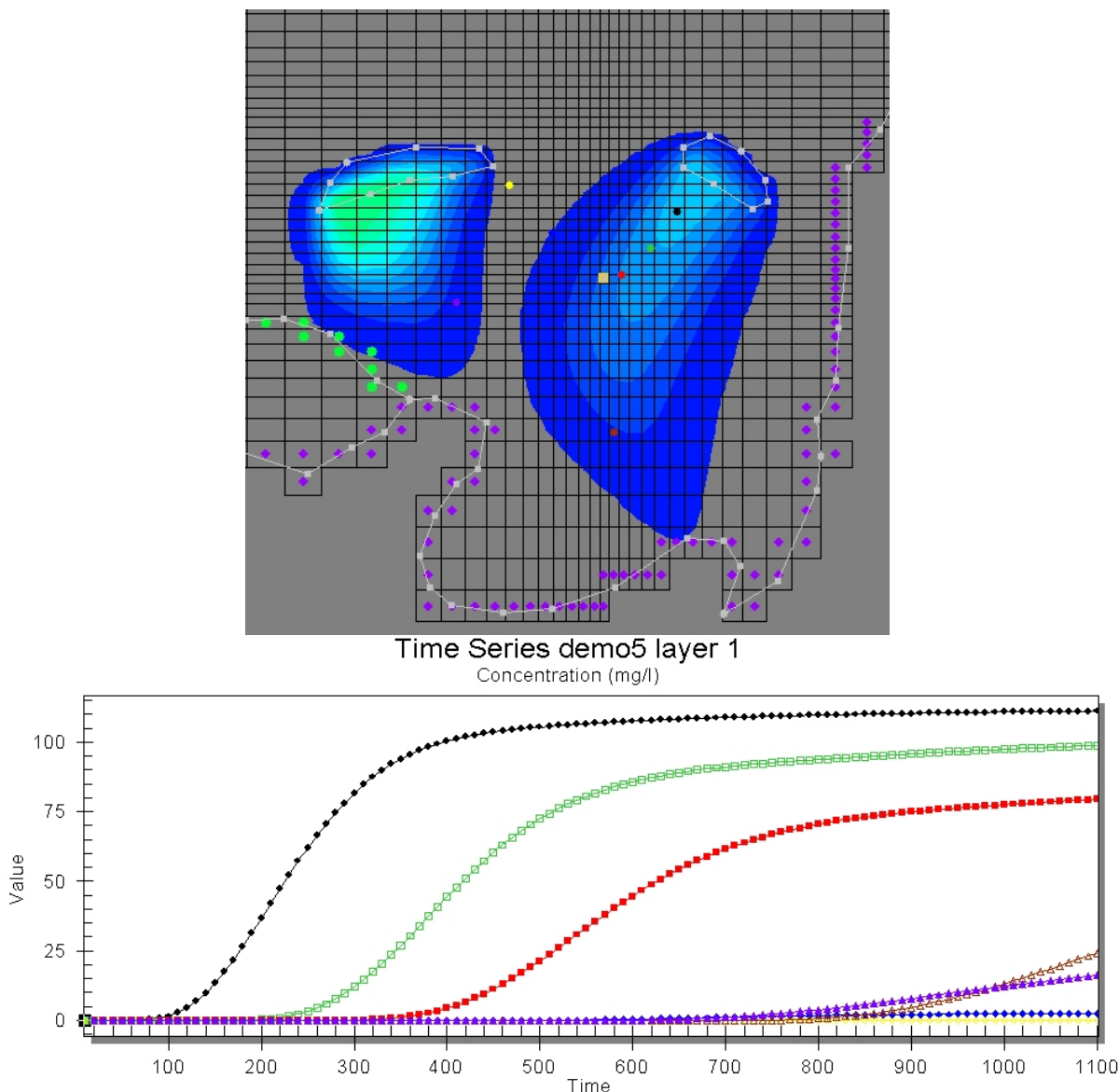


Figur 5.5 Mellansand med pumpning. Förväntad spridning efter 1 100 dagar.

Ökad konduktivitet och uttag från brunnen gör att effekter i obsrören börjar redan efter ca 350 dagar. Den mest påtagliga effekten kan observeras i det svarta obsröret där halten mellan första och tredje året har ökat snabbt från 0 till 300 mg/l, vilket är mer än 6 gånger så högt som för demo 3 för motsvarande tid. Jämför man demo 4 med demo 3 kan man konstatera att för konduktiviteten $1,1 \times 10^{-4}$ m/s är brunnseffekten på halter efter 3 år inte lika stor som för konduktiviteten $5,6 \times 10^{-5}$ m/s (jämför demo 1 och demo 2 där kvoten mellan halterna p.g.a. uttaget blev drygt 100). Också halten i de gula och gröna obsrören börjar öka efter första året, dock inte i samma takt som i det svarta röret.

5.5 Demo 5 – Grovsand utan brunnsuttag

Resultatet som visas i Figur 5.6 är den situation som förväntas råda efter ca 3 år (1 100 dagar) efter släckning. Inget uttag i brunnen. Den hydraulisk konduktivitet är $1,0 \times 10^{-3}$ m/s, porositeten ca 30 %. Obs. att släckvattnet från område 1 har hamnat i ett dräneringsdike (gröna prickar i figuren) och att släckvattnet från område 2 har nått vattendraget i söder.

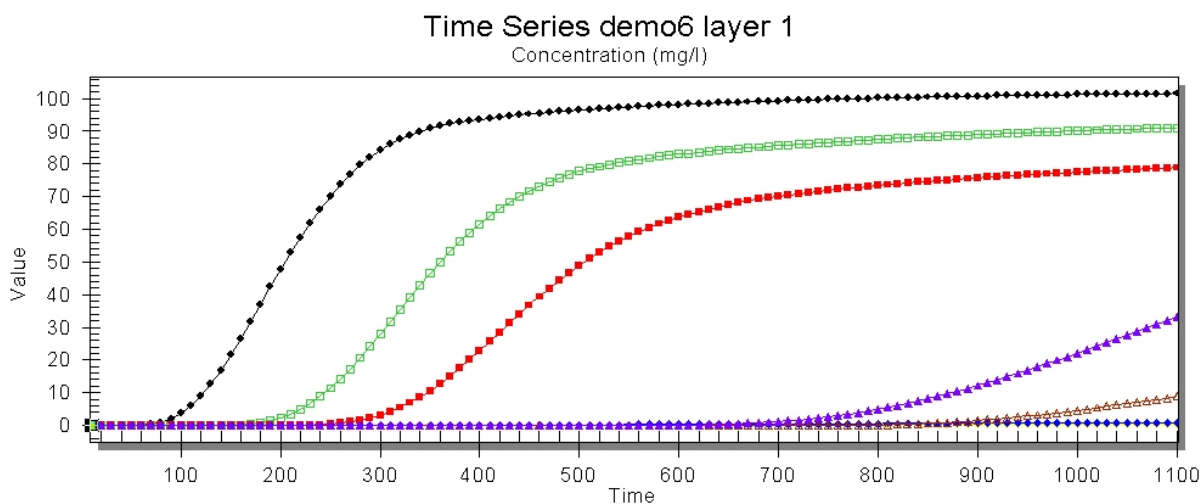
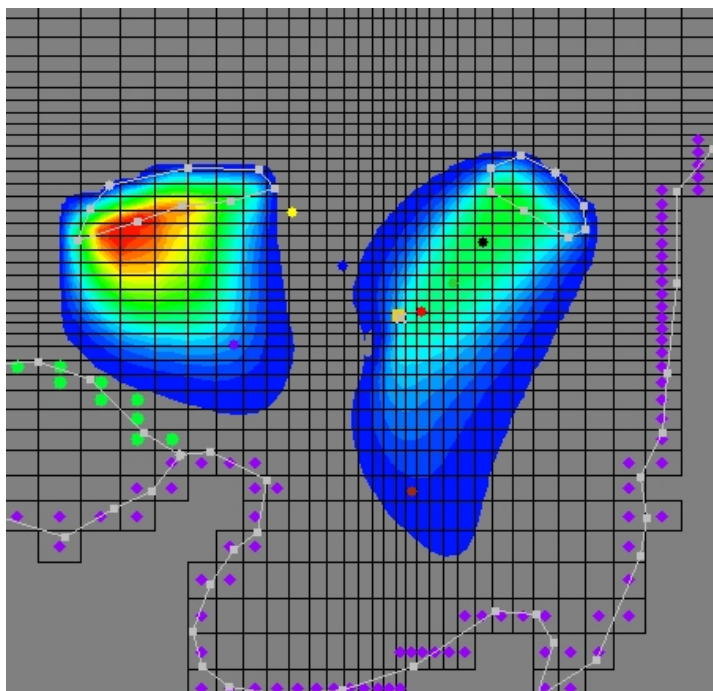


Figur 5.6 Grovsand utan pumpning. Förväntad spridning efter 1 100 dagar.

Ökningen i konduktivitet har nu resulterat i tydliga effekter i obsrören redan 100 dagar efter släckningen (se halten i svarta obsröret). För svarta, gröna och röda rören stabiliseras halten på en förhållandevis låg nivå jämfört med exempelvis demo 4 där halten i svarta röret visar ökande tendens och halten för demo 4 är 3 gånger så högt som för demo 5 efter 3 år. Att halter i demo 5 ligger lägre än i demo 4 kan förklaras med större utspädning – högre konduktivitet innebär att föroreningskällan späds ut snabbare och att föroreningarna aldrig når samma höga koncentration som när transporten sker långsammare. Att halten i det gula röret inte ökar kan förklaras av att den ökade konduktiviteten ”förstärker” advektionseffekten gentemot dispersionen och ändrar flödesriktningen i närheten av det gula obsröret.

5.6 Demo 6 – Grovsand med brunnsuttag

Resultatet som visas i Figur 5.7 är den situation som förväntas råda efter ca 3 år (1 100 dagar) efter släckning. Uttag i brunnen ca $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$. Den hydrauliska konduktivitet är $1,0 \times 10^{-3} \text{ m/s}$, porositeten ca 30 %. Obs. att släckvatten från område 2 har pumpats bort via brunnen och har inte nått vattendragen i söder.



Figur 5.7 Grovsand med pumpning. Förväntad spridning efter 1 100 dagar.

Situationen beträffande halter i obsrören liknar den för demo 5. Skillnaden är att effekter i obsrören börjar ännu tidigare och halterna stabiliseras på något lägre nivåer eftersom en hel del av föroreningarna hamnar i uttagsbrunnen.

5.7 Slutsatser

Resultaten från genomförda simuleringar med demonstrations exempel illustrerar komplexiteten i transportförhållandena i grundvatten. Modellen används i syfte att pedagogisera hur spridning i grundvatten styrs av olika parametrar och faktorer. Simuleringar av detta slag kan användas för en grov upp-

skattning av transporttiden mellan föroreningskälla och potentiell recipient och testa hur lokala förändringar av hydrogeologiska förhållanden (olika brunnstuttag, t ex) inverkar på haltförändringar för en tänkt recipient. Att använda transportmodellen i en verklig situation kräver att modellen kalibreras med observationsdata och valideras mot resultat från spårämnesförsök vilket dock är förenat med stora kostnader och kräver att området i fråga undersöks med avseende på geologi och hydrogeologi samt att man har bra kunskaper om vilka föroreningsämnen som skall modelleras.

6 YTVATTENSTRÖMNING

För att kunna bedöma hälso- och miljöeffekter av en förorening krävs att föroreningshalten är känd. Beräkningarna och demonstrationsexemplen med GMS (kapitel 5) visar att haltbedömningar med en sådan komplex modell kräver dels tillgång till omfattande indata dels kalibrering för att relevanta beräkningar skall kunna utföras och för att inverkan av en brand skall kunna göras. GMS är, som framgår ovan, under svenska förhållanden lämplig för att påvisa och beskriva komplexa hydrogeologiska samband men enklare modeller eller beräkningar är att föredra för haltbedömningar och scenarier för att på ett övergripande sätt beskriva och bedöma möjliga spridningsförlopp under olika förutsättningar. I kapitel 6 och 7 görs därför beräkningar för möjliga och "worst case" scenarios som kan tänkas uppstå till följd av utsläpp till luft och släckvatten.

6.1 Fördelning ytvattenavrinning – grundvattenbildning

Släckvattnet kan avrinna direkt som ytvatten till en recipient (ytvattendrag/sjö) men en del av vattnet infiltrerar längs transportsträckan och bidrar till grundvattenbildningen. Grundvattenströmningen kan liknas vid cirkulära strömningsvägar under markytan med inströmning uppströms i terrängen (inströmningsområden) och utströmning i terrängens lågpunkter (utströmningsområden). I tätorter kan avledningen till recipient påskyndas via dagvattensystem.

I projektet har beräkningar genomförts med HELP-modellen. HELP (The Hydrological Evaluation of Landfill Performance) är en hydrologisk modell avsedd för beräkning av vattenbalansen vid en deponi. Modellen har utvecklats av the U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station i samarbete med the U.S. Environmental Protection Agency (EPA), (Schroeder et al., 1994). Visual HELP (V-HELP) är ett grafiskt gränssnitt för HELP-modellen.

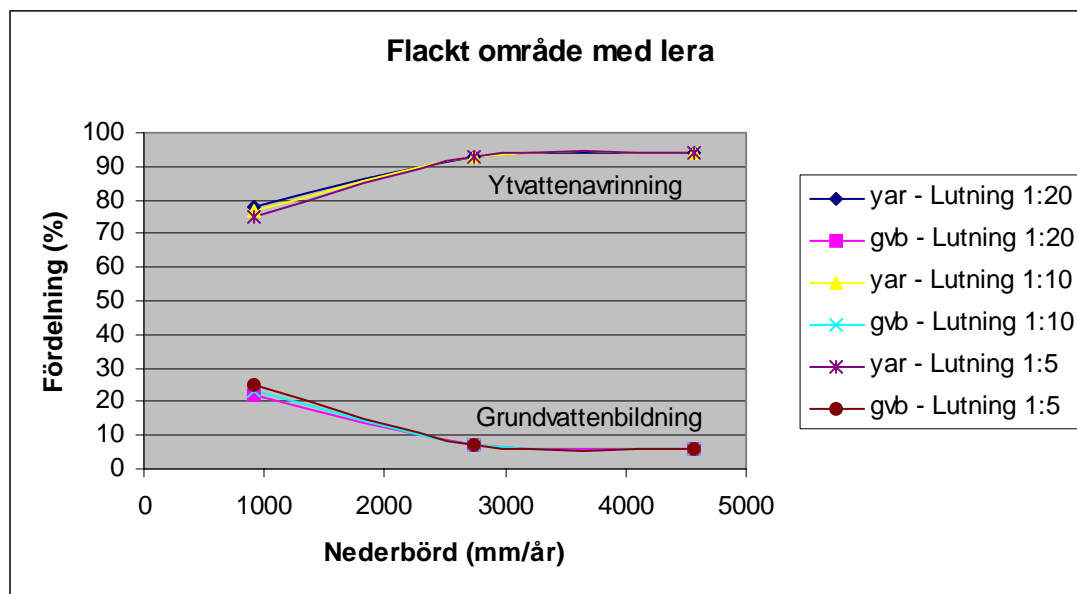
Vid modellberäkningarna har den klimatdatabas som finns kopplad till V-HELP utnyttjats (WHI Weather generator) för att generera klimatdata till modellberäkningarna. Databasen innehåller över 3 000 väderstationer med historiska klimatdata för varje station, och den kan generera klimatdata för en period upp till 100 år. I databasen finns klimatdata i form av månadsmedelvärde för nederbörd och temperatur för varje station. Temperaturdata används för att uppskatta evapotranspiration.

Beräkningar har utförts med Nolåns dalgång som ingångsdata. I programmet anges årsmedelnederbörden till 950 mm/år att jämföra med 1 000 mm/år som finns angivet på andra ställen i rapporten. Programmet tillåter inte beräkningar med den intensitet som släckvattenbegjutningen motsvarar, 11,1 gånger årsmedelnederbörden varför en serie beräkningar utförts för intensiteterna 915, 2 730 respektive 4 570 mm/år.

Övriga ingångsdata som varierats är markytans lutning, jordens hydrauliska konduktivitet (K) översta metern och släntlängd.

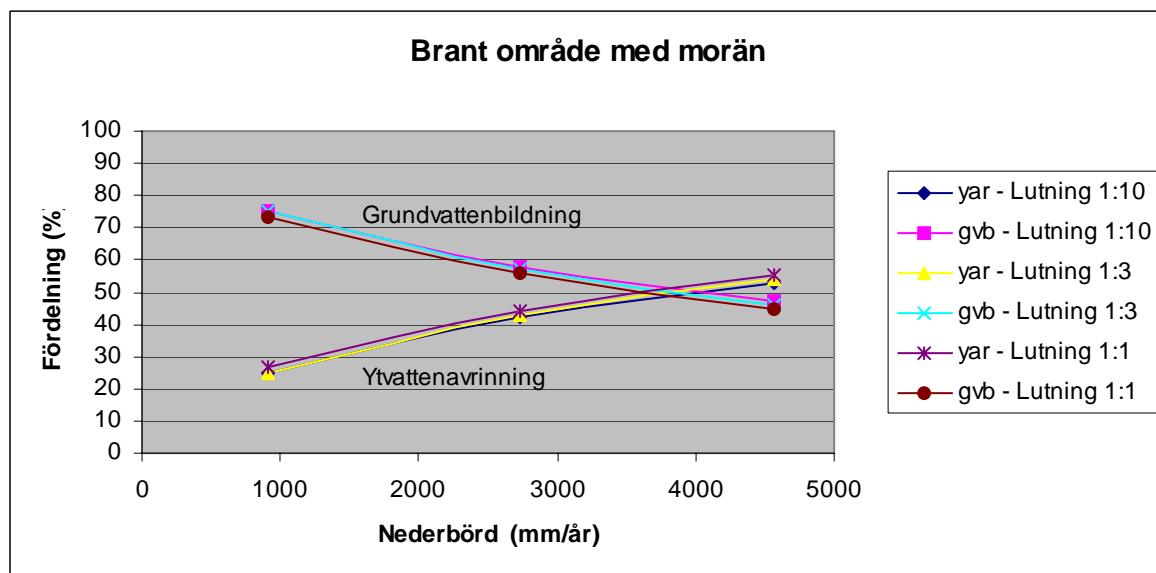
Två fall har beräknats, ett för det brantare partiet och ett för det flackare partiet vid Nolåns dalgång. Vid beräkningar för det brantare partiet har en släntlutning mellan 1:1 och 1:10 antagits med en hydraulisk konduktivitet (genomsläpplighet) som representerar morän (K-värde = $5,5 \times 10^{-6}$ m/s), och en släntlängd på 200 m. Vid beräkningar för det flacka partiet har en släntlutning 1:5 till 1:20 antagits med en hydraulisk konduktivitet som representerar lera (K-värde = 10^{-9} m/s), och en släntlängd på 50 m. I Figur 6.1 visas resultaten av beräkningar för det flacka området och i Figur 6.2 för det branta området.

Av diagrammet i Figur 6.1 framgår det att andelen nederbörd som bildar grundvatten minskar med ökad nederbörd, och att andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Grundvattenbildningen ökar något snabbare med ökande nederbördsintensitet för brantare lutning. Fördelningen är stabil från ca 3 000 mm/år med 94 % ytvattenavrinning och 6 % grundvattenbildning.



Figur 6.1 Flackt område. Resultat av beräkningar med stigande nederbörd där "yar" står för ytvattenavrinning och "gvb" står för grundvattenbildning.

Av diagrammet i Figur 6.2 framgår det att andelen nederbörd som bildar grundvatten minskar med ökad nederbörd, och att andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Minskningen sker något snabbare för brantare lutning. Förändringen är relativt linjär i intervallet från 915 till 4 570 mm/år och en successiv stabilisering i fördelningen kan tolkas för mycket stora nederbördsintensiteter, ca 60 ytvattenavrinning och 40 % grundvattenbildning.



Figur 6.2 Brant område. Resultat av beräkningar med stigande nederbörd där "yar" står för ytvattenavrinning och "gvb" står för grundvattenbildning.

Slutsatser

Grundvattenbildningen är betydligt högre vid branta förhållanden (större än ca 40 %) än vid flacka beroende på att jordarten förväntas vara grövre och därmed ha större infiltrationskapacitet.

Vid flacka förhållanden och täta jordar minskar grundvattenbildningen med ökad tillförsel av förorenat släckvatten. Andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Grundvattenbildningen ökar något snabbare med ökande tillrinning för brantare lutning. Resultaten kan tolkas som att vid kraftig översilning stabiliseras ytvattenavrinning till ca 94 % och grundvattenbildningen till ca 6 %.

Vid branta förhållanden med friktionsjord (morän) minskar grundvattenbildningen med ökad tillrinning. Andelen ytvattenavrinning ökar i motsvarande grad. Grundvattenbildningen minskar något snabbare för brantare lutning. Vid kraftig tillrinning tenderar tillrinningen att stabiliseras med fördelningen ca 60 % ytvattenavrinning och 40 % grundvattenbildning.

6.2 Ansatta brandutsläpp

Indata till koncentrations- och spridningsberäkningar med ytvatten och grundvatten samt i mark byggs på experimentala studier utförda av SP, Borås (Lönnermark and Blomqvist 2005a; Lönnermark and Blomqvist 2005b). Bedömningar görs för Nolåns dalgång och baseras på de urval bränder som redovisats i (Lönnermark och Blomqvist 2005a; Lönnermark och Blomqvist 2005b) avseende brandstorlek och uppmätta halter föroreningar i luft samt släckvatten. Beräkningarna baseras på givna hydrologiska och geologiska förhållanden i Nolåns dalgång och som tidigare beskrivits i avsnitt 4.2. Eftersom ytvattendragen i Nolåns dalgång är relativt stora och en utspädning förväntas vara snabb betraktas även ytterligare två scenarier för att göra en bedömning av vilka halter som kan förekomma i ytvatten vid de typbränder som beaktas i detta projekt.

6.3 Släckvatten som direkt hamnar i ytvatten

Ett värsta fall där det kan komma att bli höga halter av vattenföroreningar från brandens släckvatten inträffar om man antar att allt släckvatten hamnar i ett öppet ytvattendrag, och under förutsättning att inte föroreningen på något sätt binds eller tas upp av marken. Från enkla beräkningar genom jämförelse mellan uppmätta halter i släckvattnen och rekommenderade svenska riktvärden för olika typer av vatten kan man ta fram några värsta fall scenarier. Dessa bygger på i vilken utsträckning som utspädning behövs för att komma under riktvärdena.

6.3.1 Föroreningar i släckvattnet

Utgångspunkten för val av vilka föroreningar som beaktas i föreliggande fall var de uppmätta halter i släckvattnet för brand i elektronikskrot samt däckförvaring som finns presenterade i Lönnermark och Blomqvist (2005a; b).

I Tabell 6.1 anges de ämnen och de halter av dessa som uppmätts i respektive släckvatten, där C är uppmätta halten i släckvattnet. I Tabell 6.1 anges dessutom svenska riktvärden för vatten.

6.3.2 Släckvattnet

Det förorenade släckvattnet utgjordes av vatten eller skumvätska. Branden ansattes till ca 50×50 m² (enligt Lönnermark, 2005). Volymen släckvatten ansattes för en timmas brand till 15 m³ och för en dygnsbrand till 300 m³ (Lönnermark, 2005). Volymen släckvatten, V, som valts för beräkningar är 300 m³.

I Tabell 6.1 och Tabell 6.2 ges underlag för några möjliga värsta fall scenarier, d v s fall där allt släckvattnet når ytvattendrag.

6.3.3 Brand i bildäck och släckning med vanligt vatten

Tabell 6.2 visar att enligt gällande föreskrifter så behöver släckvattnet vid brand i bildäck spädas endast 15 gånger när man släcker med vanligt vatten för att vattnet skall understiga gällande riktvärden för alla utvalda ämnen. Detta innebär att det räcker med en damm med helt stillastående, eller på annat sätt utspätt vatten, på ca 65 m × 65 m (alternativt rund sjö med ca 73 m diameter) som är 1 m djup innan släckvattnet når dit och som när allt släckvattnet nått den får ett vattendjup på två meter. Vattnet i dammen kommer ändå att vara tjänligt enligt alla riktvärden som anges i Tabell 6.1. Om släckvattnet hamnar i rinnande vatten kommer utspädning att ske relativt snabbt.

Brand i elektronikskrot och i bildäck med skumsläckning

Brand i elektronikskrot ger de största mängderna uppmätta föroreningarna i relation till gällande riktvärden enligt Tabell 6.1 och Tabell 6.2. Det är halterna av metaller som är mycket höga (Tabell 6.1 och Tabell 6.2). Vid brand i elektronikskrot krävs att släckvattnet hamnar i ett vattendrag som kan späda det 1 100 gånger för att alla ämnen skall uppnå halter som underskrider samtliga Svenska riktvärden i Tabell 6.1. Det krävs en utspädning på upp till 30 000 gånger för att det Kanadensiska vattenkriteriet skall vara uppfyllt för samtliga ämnen (Tabell 6.2) och för att den nivå som innebär att ökad risk för biologiska effekter inte skall uppnås för något ämne krävs en utspädning på 3 700 gånger vid den studerade branden i elektronikskrot (Tabell 6.2).

För de organiska ämnena ger brand med skumsläckning av bildäck de högsta halterna i släckvattnet (Tabell 6.1). Vid däckbrand med skumsläckning krävs att släckvattnet hamnar i ett vattendrag som kan späda det 1 050 gånger för att alla ämnen skall uppnå halter som underskrider samtliga Svenska riktvärden i Tabell 6.1. Den dimensionerande föroreningen är cancerogena PAH emedan övriga ämnen inte alls behöver spädas i samma utsträckning för att underskrida de Svenska riktvärdeshalterna (Tabell 6.2). Endast om man jämför mot det Kanadensiska vattenkriteriet krävs en märkbar utspädning av toluen (55 gånger).

När släckvattnet når marken kan utspädning ske genom att hamna i ett vattendrag. Utspädningen och utspädningshastigheten beror på storleken på vattendraget samt flödet i vattendraget.

Tabell 6.1 Uppmätt koncentration i släckvattnet samt svenska vattenriktvärden (Naturvårdsverket, 2002).

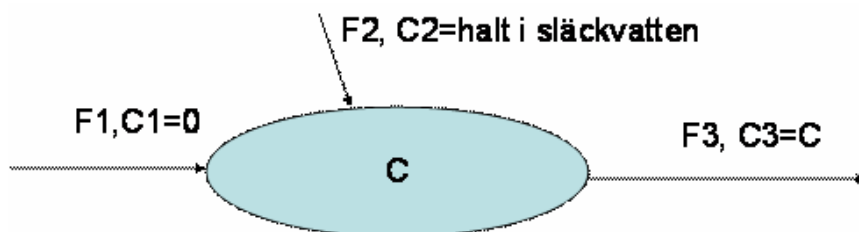
Koncentration i släckvatten (mg/l)	Svenska riktvärden (mg/l)			Kanadensiskt vattenkriterium (mg/l)			
	Elektronikskrot	Bildäck-Släckning med vatten	Bildäck-Släckning med skum				
Toluen	0,009	0,014	0,11	0,06			0,002
Etylbensen	0,007	-	0,026	0,02			
Xylen		-	0,54	0,02			
PAH cancerogena	0,034	0,003	0,21	0,0002			
PAH övriga	0,4	0,017	0,44	0,01			
Arsenik	0,02	-	-		0,05	0,015	0,05
Bly	11	0,03	0,037	0,01	0,01	0,003	0,001
Kadmium	0,3	-	-		0,005	0,0003	0,00001
Kobolt	0,034	1	0,77				
Koppar	2,7	0,072	0,075		2	0,009	0,004
Nickel	0,3	-	-		0,05	0,045	0,15
Zink	120	20	12			0,06	0,03

Tabell 6.2 Antal gånger släckvattnet behöver spädas för att halterna skall minska till svenska vattenriktvärden (Naturvårdsverket, 2002).

	Svenska riktvärden för förorenat grundvatten vid bensinstationer eller baserade på svenska hälsogränsvärden för dricksvatten			Kanadensiskt vattenkvalitetskriterium	Nivå som innebär ökad risk för biologiska effekter
	Elektronikskrot	Bildäck vatten	Bildäck skum		
				Bildäck skum	
Toluen	0,15	0,233	1,83	55	-
Etylbensen	0,35	-	1,3	-	-
Xylen	-	-	27	-	-
PAH cancerogena	170	15	1 050	-	-
PAH övriga	40	1,7	44	-	-
				Elektronikskrot	
Arsenik	0,4	-	-	0,4	1,3
Bly	1 100	3,0	3,7	11 000	3 700
Kadmium	60	-	-	30 000	1 000
Koppar	1,35	0,036	0,0375	675	300
Nickel	6	-	-	2	6,7
Zink	-	-	-	4000	2000

6.4 Utspädning av släckvatten

När släckvattnet når ett ytvatten kan detta schematiskt beskrivas med Figur 6.3.



Figur 6.3 Schematisk beskrivning av flöden till och från ett avgränsat vattendrag (blå oval) där föroreningshalten vid en viss tidpunkt är C .

Den blå ovala formen beskriver ett avgränsat vattendrag. Detta kan vara en sjö, en damm eller avgränsad del av flödande vatten såsom en bäck, å eller älv (i dessa senare fall är avgränsningen precis vid det område till vilket släckvattnet når vattendraget).

Volymen av det avgränsade vattendrag anges som V (liter).

C är föroreningshalten (g/l) i det avgränsade vattendraget samt i utflödande ytvattnet.

F_1 är det normalt förekommande flödet (l/min) in till det avgränsade vattendraget.

C_1 är föroreningshalten i det normalt inströmmande vattnet. I föreliggande fall studeras endast bidraget från branden, dvs släckvattnet och C_1 ansätts som försumbart, dvs $C_1 = 0$.

F_2 är inflödet av släckvatten (l/min) till det avgränsade vattendraget.

C_2 är den uppmätta föroreningshalten i släckvattnet (g/l).

F_3 är utflödet från det avgränsade vattendraget. Om volymen V i det avgränsade vattendraget skall vara konstant är $F_3 = F_1 + F_2$.

Föroreningshalten i det aktuella vattendraget samt i det vatten som flödar ut från det är vid en viss tidpunkt C (g/l) och det förändras med tiden, t , enligt:

$$dC/dt = F_1 \times C_1/V + F_2 \times C_2/V - F_3 \times C/V = F_2 \times C_2/V - F_3 C/V \quad (\text{när } C_1 = 0) \quad \text{ekv. 1}$$

Under branden/släckningsarbetet kan man anta att $F_2/C_2/V$ är konstant och ett enkelt antagande för en dyngsbrand (24 tim) och med samma mängd släckvatten (300 m^3) ovan är att F_2 är $300 \text{ m}^3/24 \text{ tim}$, dvs knappt 210 l/min. C_2 är den uppmätta halten i släckvattnet för respektive ämne. De uppmätta halterna i släckvattnet finns i Tabell 6.1 och i Tabell 7.1.

6.4.1 Under branden

Stillastående vattensamlingar

Om det inte sker något till- eller frånflöde från det aktuella vattendraget, kommer halten i det avgränsade vattendraget att under tiden för branden att ändras enligt:

$$dC/dt = F_2 \times C_2/V.$$

Eftersom tillflödet är konstant (210 l/min) gäller att:

$$\Delta C = F_2 \times C_2 \times \Delta t/V.$$

Den aktuella föroreningshalten i vattendraget innan branden ansätts till försumbar (noll), och endast tiden från släckningens start till dess slut beaktas, t vid brandens start är således noll och tiden under släckningen är t , varvid:

$$C = F_2 \times C_2 \times t/V.$$

Vid släckningens slut, t_{slut} , är $t = 24$ timmar och $F_2 \times t = V_{\text{släckvatten}} = 300 \text{ m}^3$. Vid slutet av släckningen gäller således:

$$C = F_2 \times C_2 \times t_{\text{slut}}/V = V_{\text{släckvatten}} \times C_2/V.$$

För att få en utspädning på 1 000 gånger, dvs för att klara riktvärdet för grundvatten enligt Tabell 6.1, krävs att det avgränsade vattendraget är:

$$V = V_{\text{släckvatten}} \times C_2/C = V_{\text{släckvatten}} \times C_2 \times 1000/C_2 = V_{\text{släckvatten}} \times 1000 = 300 \times 1000 \text{ (m}^3\text{)}.$$

Denna vattendragsvolym, $300\,000 \text{ m}^3$, kan tex utgöras av en sjö eller damm som är 2 m djup och $390 \times 390 \text{ m}$, alternativt en rund sjö med en diameter på knappt 440 m.

För att få en utspädning så att inga ämnen förekommer i halter som ger någon förväntad negativ inverkan på biologiska system och de Kanadensiska vattenkvalitetskriterierna inte överskrids krävs en utspädning på ca 30 000 gånger enligt Tabell 6.2. Detta kan motsvaras av ett helt stillastående vattensamlingar, tex en sjö, som är 4 m djupt och $1\,500 \times 1\,500 \text{ m}$ (eller en diameter på knappt 1 700 m vid 4 m djup). Att anta en helt stillastående vattensamling under längre tid är dock inte särskilt troligt utan mer sannolikt är att det sker ett visst utbyte, och därmed utspädning, av vattenmassorna.

Flödande vattendrag eller sjö med aktivt in- och utflöde

Om det istället är ett vattendrag med visst genomflöde så gäller under branden att ekvation 1 integreras under tiden, t , för brandförloppet och man får att:

$$C = F_2 \times C_2 / F_3 \times (1 - \exp(-F_3/V \times T)).$$

Exempel Nolån

Om inflödet är mycket större än tillflödet av släckvatten från branden fås att utflödet är detsamma som inflödet. Flödet från branden, F_2 , är 300 m³/dygn (Lönnermark, 2005), och om det flödande vattendraget antas vara Nolån själv så varierar årsmedelvattenföringen mellan 2,5–6 m³/sek. (Redovisning av nyckeltal samt verksamhetsberättelse för kalkningsverksamheten inom Västra Götalands län 2003, Redovisning 2004-08-27). Om man antar att Nolån är ca 6 m bred, 0,2 m djup och att släckvattnet träffar på en sträcka av ca 50 m så ger detta en avgränsad volym motsvarande 60 m³. Om man vidare utgår från ett flöde i Nolån på 3 m³/s (motsvarar 259 200 m³/dygn) så är koncentrationen i det avgränsade området vid släckningens slut, d v s efter 24 timmar:

$$C = 0,001157407 \times C_2 \sim 0,001 \times C_2 = C_2 / 1000 \quad \text{där:}$$

C_2 är den uppmätta halten i släckvattnet.

Detta innebär att redan direkt efter släckningen har en utspädning skett som ger en halt som är ca 1 000 gånger lägre än uppmätta halter och de svenska riktlinjerna (Tabell 6.1) är därmed redan uppfyllda. Efter att branden är slut kommer även en fortsatt utspädning ske.

Exempel mindre vattendrag

För mindre vattendrag är ett rimligare antagande av flödes hastighet ca 0,5 m/s och att vattendragets frontyta är 0,6 m², t ex ca 3 m brett och 0,2 m djupt (eller 1,5 m brett och 0,4 m djupt) och även här antas att släckvattnet träffar vattendraget på en sträcka av 50 m. Detta ger ett flöde motsvarande 25 920 m³/dygn och ytvattnets volym blir 30 m³.

Halten vid brandens slut i detta vattendrag blir istället drygt 1/100 av den halt som uppmätts i släckvattnet och fortsatt utspädning krävs för att alla föroreningar skall föreligga i halter under samtliga givna svenska riktvärden i Tabell 6.1.

6.4.2 Efter släckning

Efter branden sker ingen tillförsel av förorening och, under i övrigt samma ansatser, sker endast ett utflöde av föroreningen från det avgränsade vattendraget, d v s ekvation 1 blir då $dC/dt = -F_3 \times C/V$ och C vid tiden t efter släckningen blir $C = C_0 \exp(-F_3/V \times t)$ där C_0 är halten i vattendraget vid tidpunkten när släckningen avslutades. För det mindre vattendraget ovan innebär det att redan efter en minut har halten minskat till ca 0,006 $\times C_2$ och efter 5 minuter är det ca 0,0006 $\times C_2$ och efter 10 minuter mindre än 0,00003 vilket är mindre än vid 30 000 gångers utspädning. Det vill säga utspädningen för att uppnå halter som understiger samtliga riktvärden för samliga ämnen går mycket snabbt även för detta vattendrag med ett mindre flöde.

6.5 Deposition från brandplymen på ytvatten

Från själva brandplymen kan man få deposition till mark och ytvatten av de ämnen som finns i plymen. Depositionen kan vara sk våt (följer med nederbörd, dimma eller liknande) eller torr (deposition sker direkt från luftplymen). Vid modellsimuleringar av emissioner till luft från brand kan man även bestämma hur ämnen deponeras. I detta projekt har simuleringar gjorts på IVL av deposition från en stor däcksbild (Haeger, 2006). Simuleringarna visar att depositionen varierar mycket beroende på nederbörds mängden samt luftens omblandningsförhållanden (Haeger, 2006). Enligt de simuleringar som gjorts krävs relativt mycket ihållande regn för att man skall se någon märkbar våtdeposition. Av de simuleringar som utfördes erhöles den högsta depositionen under en dag när det regnade ganska mycket under hela brandförloppet och samtidigt liten luftomblandning och utspädning av brandply-

men i luften (låg blandningshöjd och låg vindstyrka). Detta tillfälle motsvarar den väderlek som rådde i Nolåns dalgång den 6 april 1999. Vid detta tillfälle uppgick den simulerade depositionen inom den närmaste omkretsen på 500 m från branden till $0,8 \text{ g/m}^2$ och avtog därefter så att den ca 1 km från brandstället var ca $0,3 \text{ g/m}^2$ (Haeger, 2006). Motsvarande nederbördsintensitet som vid det aktuella tillfället (d v s den 6 /april) förekom vid ytterligare 3 till 4 tillfällen under april. Torrdepositionen är ca 1 000 gånger lägre är våtdepositionen under det aktuella dygnet, d v s $0,3 \text{ mg/m}^2$ (Haeger, 2006).

För att göra en bedömning av vad depositionen kan innebära för föroreningssituationen på mark eller i ytvatten ansätts en deponerad mängd motsvarande 1 g/m^2 . Depositionen antas bestå av partiklar och innehållet i partiklarna antas överensstämja med rapporterat innehåll i partiklar från däckbrand vid test T8 (Lönnermark och Blomqvist, 2006b; Lönnermark, 2006) samt från simuleringar av partikelinnehåll (Stripple, 2006). I Tabell 6.3 framgår dels det metall och PAH innehåll som antas ingå i de deponerade partiklarna och dels den mängd av respektive ämne som deponeras per kvadratmeter vid ansatsen att totala depositionen är 1 g/m^2 . I Tabell 6.3 anges också hur mycket spädningsvatten som behövs för att uppnå en halt som understiger de lägsta riktvärden som angetts i Tabell 6.1.

Tabell 6.3 Deposition av enskilda ämnen (från Lönnermark och Blomqvist, 2006b) vid en total deposition motsvarande 1 g/m^2 från brandplym på en vattenyta samt den utspädning som krävs för att koncentrationen skall understiga svenska riktvärden (Naturvårdsverket, 2002 och Tabell 6.1).

	mg/kg partikel	Motsvaras i deponerad mängd på ytvattenyta (mg/m^2)	Antal liter som behövs spädas med för att nå under lägsta riktvärde enligt Tabell 6.1
As	0,65	0,00065	0,00005
Cd	4	0,004	0,4
Co	19	0,0019	-
Cu	14	0,0014	0,004
Ni	120	0,12	0,003
Pb	23	0,023	0,13
Zn	3 900	3,9	-
PAHc ^a	4 571	4,6	22,9

a/ Baserat på simulering som anger $0,0305 \text{ kg PAH}$ totalt per kg partikel (Stripple, 2006) och fördelningar enligt Lönnermark, Stripple och Blomqvist (2006b).

Baserat på modellsimuleringar av partikelinnehåll (Stripple, 2006) består partiklar till drygt 3 % av PAH och de cancerframkallande PAH utgör ca 10 % av totala PAH emissionerna (från Lönnermark och Blomqvist, 2006b). Det är framförallt depositionen av PAH som överstiger gällande riktvärden och en utspädning på knappt 23 gånger krävs för att halten skall vara lägre än gällande riktvärden. Eftersom depositionen sker över en stor yta i brandplymens riktning, kan utspädning endast ske genom omblandning i djupled eller i ett rörligt vattendrag. Ju längre från brandhärden desto lägre deposition och ca 4 km från brandplatsen kommer mängden som deponeras att vara ca 10 gånger lägre mindre och den utspädning som krävs har minskat till ca 3 gånger. Det är viktigt att påpeka att denna deposition är ovanlig och förekommer endast under dagar med kraftigt ihållande regn, låga vindhastigheter och med förhållande som ger en liten luftomblandning. Under mer vanligt förekommande väderleksförhållanden råder inte dessa omständigheter och det går då inte att simulera någon nämnvärd deposition (Haeger, 2006). Dagar utan nederbörd är depositionen ca tusen gånger lägre och de deponerade halterna kommer då att ligga under gällande riktvärden även vid deposition nära brandhärden och på stillastående ytvattensamlingar.

6.6 Slutsatser

Dessa beräkningar gäller under förutsättning att föroreningarna inte binds i mark eller sediment. När föroreningar binds kommer vattenhalterna av dessa att minska jämfört med de beräknade koncentrationer som beräknats här. Från dessa enkla exempel framgår att halterna i ytvatten från släckvatten och från deposition från brandplymen endast i undantagsfall kommer att vara så höga att riktvärden kan komma att överskridas.

Höga halter av bly och koppar kan spridas med släckvattnet vid elektronikbrand. Om allt släckvattnet hamnar i en stillastående ytvattensamling, t ex damm eller sjö, så kan det behöva vara drygt 1 km i diameter för att halterna inte skall bidra till några biologiska förändringar eller överskrida de Kanadensiska vattenkriterierna.

Höga halter PAH kan fås från stor däckbrand i stillastående ytvatten. Dessa höga PAH halter kan uppkomma dels när branden släcks med skum och dels vid större långvarig brand under väderleksförhållanden med låg luftomblandning och låg vindstyrka samtidigt som det är ett kraftigt ihållande regn.

Om det finns ett flöde genom det vattendraget till vilket släckvattnet når eller partiklar deponeras sker en utspädning. Beroende på vattendragets storlek och flödes hastigheter kommer utspädningen att gå olika fort. Även för ett mindre flödande vattendrag (med en flödes hastighet på ca 0,5 m/s) sker utspädningen dock relativt snabbt och för ett vattendrag liknande Nolån kan man räkna med att denna utspädning sker redan under släckningsarbetet.

Vidare är någon form av process där föroreningarna binds till markytan att förvänta vilket också bidrar till en snabbare haltminskning än den som redovisats i dessa beräkningar. Denna process kommer även att ske i stillastående vattensamlingar.

7 PLATSSPECIFIK BEDÖMNING AV SPRIDNING I MARK – FALLSTUDIE NOLÅNS DALGÅNG OCH BERÄKNINGAR MED BIOSCREEN®

För att bedöma föroreningshalter i marken krävs kännedom om storleken på källan och halten av förorening i denna. Vidare krävs kännedom om föroreningarnas toxicitet och hur de beter sig då de når marken. Föroreningens beteende och dess toxicitet beror, utöver totala mängden förorening, på föroreningens egenskaper och markförhållandena i det aktuella området men också t ex källans övriga egenskaper.

7.1 Källan och vilka föroreningar som antas nå marken

Källan är i föreliggande fall släckvattnet som kan utgöras av rent vatten eller skum. Storleken på källan är således volymen släckvatten som använts. För att bestämma föroreningshalter i marken krävs två steg.

Steg 1. Det första steget är att bestämma aktuella föroreningar samt att beräkna halten av dessa föroreningar i den plym som bildas på marken av släckvattnet vid själva branden. Denna halt är initialhalten C^0_i , d v s halten i marken av förorening i vid tiden $t = 0$.

Steg 2. Därefter kan halten av respektive förorening till följd av utspädning och transport beräknas. Denna haltberäkning kan göras dels vid själva källan dels på olika avstånd från källan och beräkningar görs vid en eller flera tidpunkter efter brandtillfället.

Vattentrogen substans

Antaganden och ansatser för beräkning av halt, C^0_i , i källan vid $t = 0$

Med vattentrogen substans avses en substans som är löst i vattnet och följer vattnet genom advektion, dispersion och diffusion. För beräkningar antas att halten i markvattnet direkt efter branden är densamma som i släckvattnet och att markytan som träffas är $50 \times 50 \text{ m}^2$ eller större. Den volym vätska som släckvattnet utgör är 300 m^3 . Detta innebär att vätskedjupet för släckvattnet i marken är minst 12 cm. I verkligheten utgörs marken även av torrs substans, vilket gör att vätskan sannolikt når ett större djup än 12 cm. Om volymen i marken utgörs exempelvis till ca 50 % av porer, blir det minsta djupet till vilket släckvattnet tränger ned i marken 24 cm under samma förutsättningar. Sannolikt är volymen i marken där släckvatten förekommer större, både till följd av att den yta som träffas av släckvatten sannolikt är större än $50 \times 50 \text{ m}^2$ och/eller att vätskan tränger längre ned i marken och att alla porer inte fylls med släckvatten. Den högsta halt i marken är därför, under antagande om en helt vattentrogen substans, att föroreningen föreligger i själva porvattnet och med samma halt som i släckvattnet. I hela markvolymen blir den baserad på markens porositet och kan beskrivas som $C^0 = C/\text{porositeten}$.

De flesta riktvärden, eller jämförelsevärden, är baserade på den metodik man använder för haltbestämning på laboratoriet. Vid halter i mark redovisar man föroreningsmängden per mängd torrs substans i provet, och halten av förorening anges som mängd förorening per mängd torrs substans. Halten (mg/kg) kan då beskrivas som:

$$C^0(\text{TS}) = C^0/\rho(\text{TS}) = C/(\text{porositeten} \times \rho(\text{TS}))$$

där C är halten uppmätt förorening (mg/l) i släckvattnet.

Detta sätt att beräkna en högsta halt gäller för vattentrogen substans och om all förorening i släckvattnet sprids och fördelas jämnt med vätskan och vätskan upptar en minsta volym i marken motsvarande 300 m^3 porvolym och en yta på $50 \times 50 \text{ m}^2$. I Tabell 7.1 anges högsta halter för plymen direkt efter brand för vattentrogen substans och under denna ansats.

Tabell 7.1 Föroreningar som uppmätts i släckvattnet enligt Lönnermark och Blomqvist (2005a,b) samt beräknade halter i marken för vattentrogen substans under antagande att föroreningen sprids och fördelas jämnt med vätskan och att vätskan upptar en minsta volym i marken motsvarande 300 m³ av markens porvolym och en yta på 50×50 m². I tabellen anges också svenska riktvärden för halter i förorenad mark (Bedömning av föroreningsnivå, Naturvårdsverket, 2002).

	Brand med el- och elektronikskrot				Brand bildäck						
	C ^a (mg/l)	Maximal koncentration i mark (mg/kg TS), mättad zon			C ^a (mg/l)	Maximal koncentration i mark (mg/kg TS), mättad zon ^c		C ^a (mg/l)	Maximal koncentration i mark (mg/kg TS), mättad zon ^c		Riktvärde för förorenad mark (mg/kg TS)
		Sand	Grus	Morän		Sand/Grus	Morän		Sand/Grus	Morän	
Ämne\Djup ^b		0,6 m	0,6 m	2,4 m		0,6 m	2,4 m		0,6 m	2,4 m	
Toluen	0,009	0,0011	0,0011	0,0003	0,014	0,0018	0,0004	0,11	0,0138	0,0031	10
Etylbensen	0,007	0,0009	0,0009	0,0002	-			0,026	0,0033	0,0007	12
Xylen					-			0,54	0,0675	0,0150	15
PAH canc.	0,034	0,0043	0,0043	0,0009	0,003	0,0004	0,0001	0,21	0,0263	0,0058	0,3
PAH övriga	0,4	0,0500	0,0500	0,0111	0,017	0,0021	0,0005	0,44	0,0550	0,0122	20
Arsenik	0,02	0,0025	0,0025	0,0006	-						15
Bly	11	1,37	1,375	0,306	0,03	0,0038	0,0008	0,037	0,0046	0,0010	80
Kadmium	0,3	0,0375	0,0375	0,0083							0,4
Kobolt	0,034	0,0043	0,0043	0,0009	1	0,1250	0,0278	0,77	0,0963	0,0214	30
Koppar	2,7	0,338	0,338	0,0750	0,072	0,0090	0,0020	0,075	0,0094	0,0021	100
Nickel	0,3	0,0375	0,0375	0,0083							25
Zink	120	15,0	15,0	3,33	20	2,50	0,556	12	1,50	0,333	350

a/ C är den maximala halten i porvattnet, vilket är densamma som uppmätt halt i släckvatten.

b/ Djupet beräknat från $V/(50 \times 50) \times$ porositeten för aktuell mark. Porositeten baseras på väntevärde från litteratur (Bengtsson, 1996, Appelo & Postma, 1996). Porositet sand och grus 0,2, morän 0,05.

c/ Densiteten som använts vid beräkning är 1,6 för sand och grus, 1,8 för morän (Sällfors och Öberg Högsta, 2002).

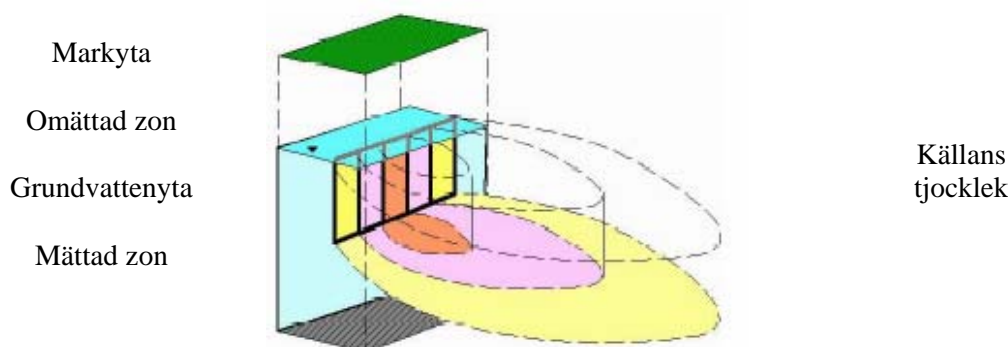
7.2 Plymens utbredning

För att beräkna halten av en förorening i marken vid en viss tidpunkt efter utsläppet, d v s en viss tid efter branden släckts, finns ett Excel-baserat analytiskt beräkningsverktyg, Bioscreen® (1996).

Bioscreen® baseras på Domenicos analytiska transportmodell (Domenico, 1987) med vilken man kan beräkna/studera advektion, dispersion och adsorption. Den ursprungliga modellen (Domenico, 1987) antar att källan är infinit, d v s att källkoncentrationen är konstant. I Bioscreen® har man emellertid ett matematiskt approximationstillägg som beskriver en avtagande källterm. Den avtagande källtermen baseras på följande antaganden:

- det finns en känd ändlig massa av förorening i källzonen,
- förändringen i källzonen approximeras genom en första ordningens process som beräknas genom att grundvatten passerar (med känd flödes hastighet) genom källzonen (med känd totalmängd samt genomsnittskoncentration av föroreningen) och för därmed med sig föroreningen från denna.

Modellen innefattar inte kemisk diffusion, vilket innebär att föroreningstransport genom mycket långsamma hydrogeologiska områden, såsom lera, inte kan beräknas med hjälp av Bioscreen®.



Figur 7.1 Beskrivning av källzonen. Källan beskrivs i Bioscreen® av dess tjocklek, bredd, koncentration (beskrivs genom tre zoner; orange, violett, gul, som kan ha sinsemellan olika föroreningshalt) samt totalt tillgänglig föroreningsmängd i källan.

Tabell 7.2 Föreslagna värden på hydraulisk konduktivitet.

	Hydraulisk konduktivitet, (m/s)		
	Förslag enligt Bioscreen®, 1997	Väntevärde / förslag svenska förhållanden	Referens
Lera	$<1 \times 10^{-8}$	$1 \times 10^{-12} - 1 \times 10^{-8}$	Bengtsson, 1996, Grip m fl, 1985
Silt	$1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-9} - 1 \times 10^{-6}$	Bengtsson, 1996, Grip m fl, 1985
Siltig sand	$1 \times 10^{-7} - 1 \times 10^{-3}$		
Ren sand	$1 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-2}$	1×10^{-5}	Bengtsson, 1996
Morän		1×10^{-6}	Bengtsson, 1996
Isälvsmaterial		1×10^{-3}	Bengtsson, 1996
Grus	$>1 \times 10^{-2}$	1×10^{-2}	Bengtsson, 1996

Advektion

Föroreningar som är lösta i vatten följer med det vatten som passerar föroreningskällan. Detta är oftast den mest betydelsefulla processen för marktransport av föroreningar. Processen kallas advektion, konvektion eller massflöde. Hur mycket som transporteras beror på föroreningskoncentrationen och vattenflödet. I de beräkningar som utförs här tas endast hänsyn till spridning med grundvatten. Eventuell möjlig spridning med ytvatten tas inte hänsyn till.

Grundvattenhastigheten (Darcy-hastigheten), erhålls ur hydraulisk konduktivitet (K), hydraulisk gradient (i) och den effektiva porositeten (n) enligt: $K \times i / n$ (m/s). Den hydrauliska konduktiviteten samt gradienten bör mätas på plats. Vid simuleringar av tänkta fall (som i föreliggande beräkningar för Nolåns dalgång vid Bollebygd) får dock väntevärde, eller antaget värde, baserat på vanligt förekommande värden i typiska markmiljöer användas. I Tabell 6.2 anges ett urval värden på hydraulisk konduktivitet dels så som de föreslås i Bioscreen® dels för svenska förhållanden enligt två svenska källor (Bengtsson, 1996, Grip m fl, 1985). Porositeten som används är 0,2 för sand och grus, 0,05 för morän enligt Bengtsson (1996).

Genom att använda grundvattenhastigheten (Darcy-hastigheten), källans tjocklek och källans bredd beräknas hastigheten för vilken rent grundvatten rör sig genom källzonen och på så sätt för med sig förorening från själva källan.

Källan, källzonen, beskrivs med hjälp av tre koncentrationszoner vilka sinsemellan kan ha olika föroreningshalt samt totalt tillgängligt löslig förorening (Figur 8.1). Som sagts ovan är ett första antagande att källtermen direkt efter släckningen ansätts uppta en yta motsvarande 50x50 m². För Bioscreen®-beräkningarna ansätts därför källtermens bredd till 50 m (164 ft) och baserat på samma förutsättning ansätts plymlängden (Lp) direkt efter släckning, d v s vid tiden t = 0, till 164 ft (50 m).

Dispersionen beskriver plymens utbredning i grundvattnets riktning, vinkelrätt mot grundvattenflödet och vertikalt (till följd av gravitation, mekanisk omblandning eller kemisk diffusion). Dispersionsparametrar är svåra att mäta och därför svåra att ansätta, men det finns enkla tekniker baserade på plymlängden. Dispersiviteten anges då med hjälp av parametrarna α -x, α -y, α -z och kan beräknas enligt några olika metoder. Oavsett metod anses osäkerheten för en sådan bestämning vara i storleksordningen 2–3 (Gelhar et al., 1992). I Tabell 7.3 finns de värden samt metod för att ta fram dem som använts för att beskriva dispersiviteten vid de beräkningar som utförts i föreliggande rapport. I Bioscreen® antas den vertikala dispersionen endast som neråtgående.

Tabell 7.3 Antagna värden på plymlängd samt faktorer för att beskriva dispersiviteten.

Lp = 164 ft	(1 ft = 0,3048 m)	
<i>Dispersiviteten</i> bestäms av α -x, α -y, α -z som har ansatts enligt nedan.		
α -x = $3,28 \times 0,83 (\log_{10}(Lp/3.2))^{2,414}$ (Xu and Eckstein, 1995)	α -y = $0,33 \times \alpha$ -x (ASTM, 1995, EPA, 1986)	α -z = $0,05 \times \alpha$ -x (ASTM, 1995)
9,79 ft	3,23 ft	0,489 ft

För att bedöma hur föroreningssituationen för vattentrogen förorening i marken förändras med tiden baseras beräkningarna på de markförhållanden som är mest vanligt förekommande i det för luftsimuleringar ansatta området i Bollebygd, d v s området kring Nolåns dalgång.

7.3 Beräkningar med Bioscreen®

I Tabell 7.1 anges, utöver uppmätta halter av aktuella föroreningar i släckvattnet, beräknade halter av motsvarande föroreningar i marken under förutsättning att släckvattnet utgör källzonen och att källzonen kan beskrivas enligt ovan samt att föroreningen är vattentrogen. Under dessa förutsättningar är de halter som anges i Tabell 7.1 de högsta som kan förekomma. I porvattnet är denna högsta halt densamma som uppmätts i släckvattnet och för beräkning av koncentrationen i marken har hänsyn tagits till markens porositet med i övrigt samma förutsättningar. Med tiden kommer halten att sjunka till följd av utspädning och eventuell nedbrytning.

I Tabell 7.1 finns också styrande riktvärden för känslig mark (Naturvårdsverket, 2002). Vid jämförelse mellan beräknade halter och riktvärden kan man se att, även under dessa förutsättningar, är det endast ett fåtal ämnen som föreligger i halter över, eller nära, riktvärden för känslig markanvändning. För de flesta ämnen föreligger således under dessa förhållanden inga kända risker då halten enbart kommer att sjunka till följd av utspädning och eventuell nedbrytning. Vid beräkningar med Bioscreen® beaktas därför endast de föroreningar som är nära, eller överskrider, riktvärdet för känslig markanvändning. Dessa ämnen är, enligt Tabell 7.1, cancerogena PAH från skumbaserat släckvatten vid däcksblandning samt bly, kadmium och zink från släckvattnet vid elektronikskrotsbrand. De uppmätta halterna för respektive ämne är 0,21, 11, 0,3 samt 120 mg/l släckvatten.

Enligt beskrivningar av markförutsättningarna i området förekommer framförallt morän, sand och lera samt svallsediment. För beräkning av grundvattenflöde används väntevärden för svenska förhållanden enligt Tabell 7.2 och porositeten som används är 0,2 för sand och grus, 0,05 för morän enligt Bengts-

son (1996). För isälvs sediment anses porositeten vara 0,25. Leran, kommer inte att beaktas eftersom den är tät och kan betraktas som relativt impermeabel för de aktuella föroreningarna om man bortser från transport genom sprickor eller andra större preferentiella vattenflödesvägar vilka inte kan simuleras med Bioscreen®. Grundvattengradienten baseras på mätningarna av SGU (Lång, 2006) $d \ v \ s$ 0,0001 men eftersom den är av stor betydelse och baserad på endast två enskilda mätpunkter testas även några olika andra fall. Plymlängd samt dispersivitetfaktorer som använts är de som redovisats i Tabell 7.3 och övriga värden som använts finns sammanställda i Tabell 7.4. Från brunnsmätningar, där avståndet mellan de två mätpunkterna är ca 1 mil, är skillnaden mellan de två uppmätta grundvattennivåerna 1,31 m. Den topografiska skillnaden i dalen ger en gradient på 0,0065 och den lilla skillnad som uppmäts i de två brunnarna ger inget ytterligare bidrag. För att kompensera de få mätpunkterna, och för att kunna dra även generella slutsatser, har ett flertal gradienter ansatts för scenarioberäkningar med Bioscreen®. De grundvattengradienter som ansatts framgår av Tabell 7.1.

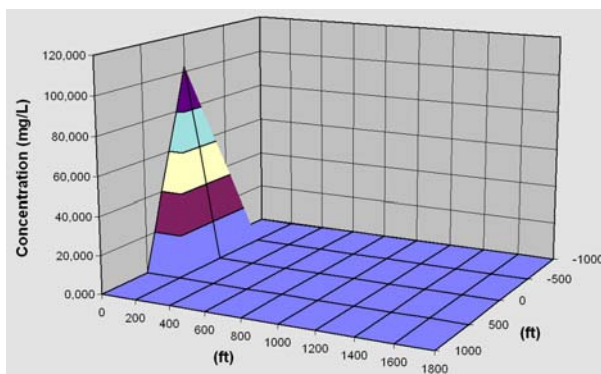
Tabell 7.4 Värden som använts för beräkningar med Bioscreen®

Källtjocklek (m)	Markförutsättningar						
	0,6 m (sand)	0,6 m (grus)	2,4 m (morän)	0,6 m (isälvs-material)			
Porositet	0,2	0,2	0,05	0,25			
Hydraulisk konduktivitet, K, (m/s)	1×10^{-5}	1×10^{-2}	1×10^{-6}	1×10^{-3}			
Beräknat grundvattenflöde för olika gradienter och hydraulisk konduktivitet. $K \times i/n$ (m/s)							
	K (m/s)	i=0,01	i=0,001	i=0,0005	i=0,0003	i=0,0001	
Sand	1×10^{-5}	$5,0 \times 10^{-7}$	$5,0 \times 10^{-8}$	$2,5 \times 10^{-8}$	$1,5 \times 10^{-8}$	$5,0 \times 10^{-9}$	
Grus	1×10^{-2}	$5,0 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-6}$	
Isälvs-material	1×10^{-3}	4×10^{-5}	$4,0 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-6}$	$4,0 \times 10^{-7}$	
Morän	1×10^{-6}	$2,0 \times 10^{-7}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$1,0 \times 10^{-8}$	$6,0 \times 10^{-9}$	$2,0 \times 10^{-9}$	
Motsvarar grundvattenflöde (fot per år)							
Sand	1×10^{-5}	51,6	5,2	2,6	1,5	0,5	
Grus	1×10^{-2}	51 591	5 159	2 580	1 548	516	
Isälvs-material	1×10^{-3}	4 127	413	206	124	41	
Morän	1×10^{-6}	20,6	2,1	1,0	0,6/0,6	0,2	
Färgkod för flöde ^a (fot per år)		5 000	500	50	20	1	0,5

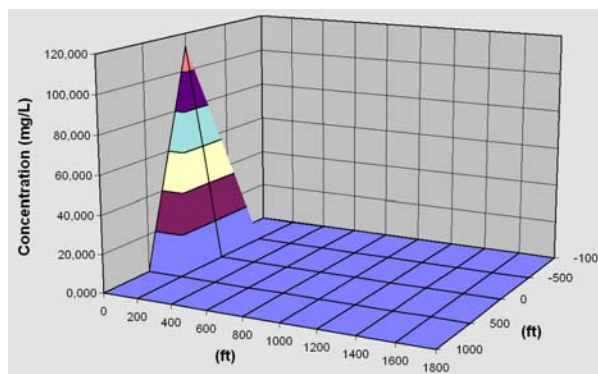
a/ Färgen anger vilka markförhållanden som kan anses vara direkt relevanta för detta grundvattenflöde. Ex: 500 fot/år motsvaras av isälvs-material med gradienten 0,001 eller grus med gradienten 0,0001.

Med utgångspunkt från uträknad halt av föroreningen i källzonen precis efter brandtillfället, totala tillgängliga föroreningsmängden, källtjockleken samt ansatta hydrauliska parametrar (Tabell 7.4) samt under antagande om att föroreningen är en helt vattentrogen substans kan föroreningshalten beräknas vid källzonen samt på olika avstånd från källan vid olika tidpunkter efter brandtillfället (utsläppstillfället).

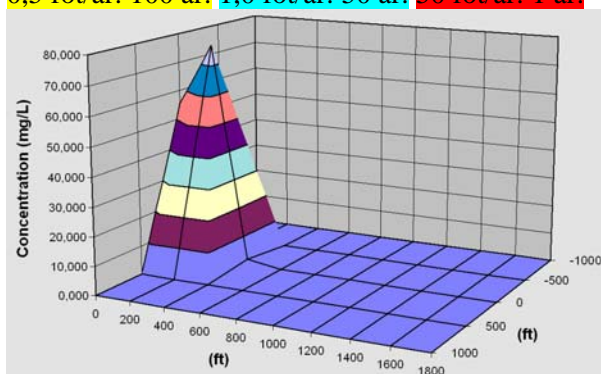
Under detta antagande har halter beräknats för 1,5, 10, 100 och 1000 år efter branden för zink. Zink har valts eftersom såväl halten som den totalt tillgängliga mängden är hög och om föroreningen antas helt vattentrogen (all förorening föreligger löst i vattnet) är det den förorening som relativt sett föreligger i en halt närmast riktvärdet för känslig markanvändning ($d \ v \ s$ knappt 50 % av KM enligt Tabell 7.1). Resultaten redovisas för några olika förhållanden i Figur 7.2 och alla beräknade resultat redovisas i Tabell 7.5.



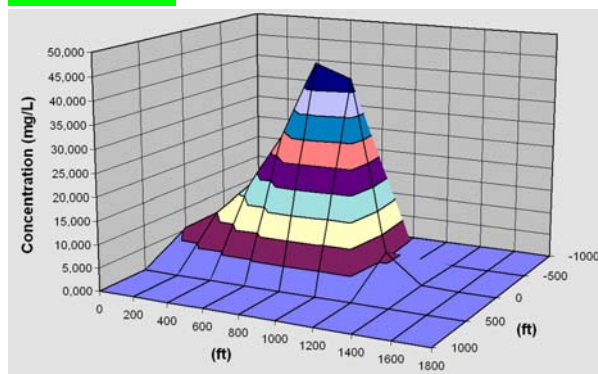
0,5 fot/år: 100 år. 1,0 fot/år: 50 år. 50 fot/år: 1 år.



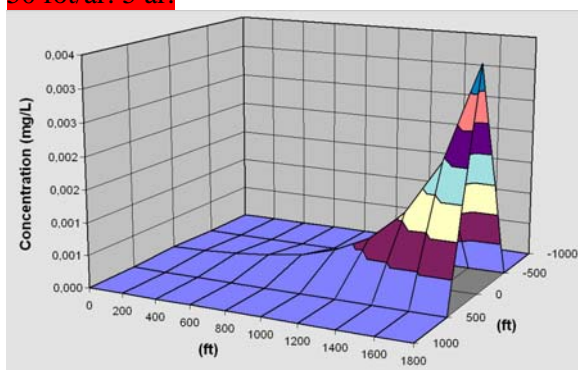
20 fot/år: 1 år.



50 fot/år: 5 år.

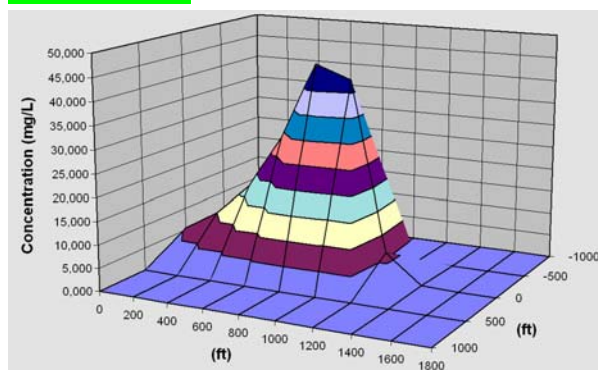


20 fot/år: 10 år.

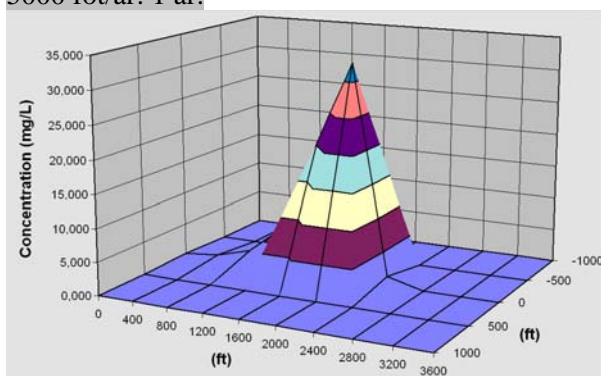


0,5 fot/år: 10 000 år. 50 fot/år: 10 år.

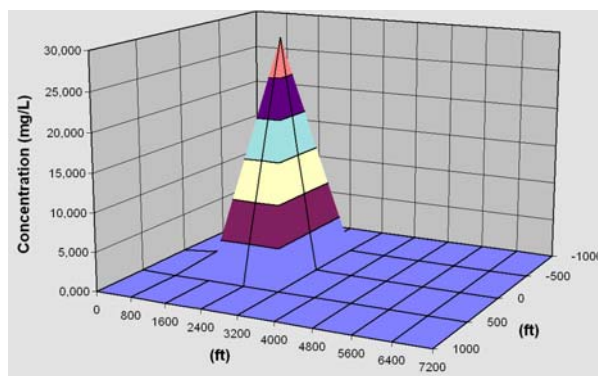
5000 fot/år: 1 år.



1,0 fot/år: 1000 år. 20 fot/år: 50 år.



20 fot/år: 100 år.



50 fot/år: 50 år. 500 fot/år: 5 år.

Figur 7.2

Beräknad föroreningsplym i släckvatten (grundvatten) med Bioscreen® under olika förutsättningar enligt Tabell 7.3 och Tabell 7.4. Plymen förflyttas olika långt beroende på kombinationen hastighet – tid, jämför färgkoder med Tabell 7.6. OBS, olika skalor i delfigurerna.

Tabell 7.5 Beräkningsresultat med Bioscreen® för ett urval grundvattenflöden under ansatsen att föroreningen är helt vattentrogen, d v s $K_d = 0$.

Grundvattenflöde (ft / år):		0,5		1		20		50		500		5 000	
Ämne		Mängd kvar källzon, m (kg), samt beräknad max koncentration, C_x (mg/l) ^a											
		m	C_x	m	C_x	m	C_x	m	C_x	m	C_x	m	C_x
Zink		kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l
Total tillgänglig mängd	Tid = 0	36		36		36		36		36		36	
Uppmätt koncentration i släckvattnet och därmed maximal koncentration i porvattnet	Tid = 0		120×10^3		120×10^3		120×10^3		120×10^3		120×10^3		120×10^3
	Tid (år)												
	1	36	120	36	120	34	113	31	103	8	67	0	22 ^c
	5	36	119	35	118	26	88	17	77	0	30 ^b	-	-
	10	35	118	35	116	20	65	8	67	-	22 ^c	-	-
	50	33	111	31	103	1,6	46	0	30 ^b	-	-	-	-
	100	31	103	26	88	0,1	33	-	22 ^c	-	-	-	-
	1000	8	67	1,6	46	0	12 ^d	-	-	-	-	-	-

a/ Maximal koncentration anger plymens högsta halt oavsett avstånd från källzonen.

b/ ca 2 500 fot från källzonen.

c/ ca 5 000 fot från källzonen.

d/ ca 2 000 fot från källzonen.

7.4 Resultat av beräkningar med Bioscreen® för vattentrogen förorening

Som framgår av Figur 7.2 och Tabell 7.5 beror den beräknade koncentrationen i porvattnet av en vattentrogen förorening på grundvattenflödet. Vid höga flödes hastigheter fås en snabb spridning och samtida utspädning. Självklart fås vid låg flödes hastighet ingen utspädning och spridning.

Vid låg flödes hastighet, kring 1 fot per år eller lägre, kommer koncentrationen i källzonen att föreligga i samma storleksordning och föroreningen kommer att finnas ansamlad i den ursprungliga källzonen i hundratals år enligt Tabell 7.5. Detta innebär att föroreningen kommer att ligga koncentrerad över, eller precis vid grundvattenytan, vid själva brandplatsen och i ett skikt med en tjocklek på någon till några decimeter. Dessa förutsättningar gäller för en brand i ett område som huvudsakligen utgörs av sand och morän med låg grundvattengradient ($i < 0,001$). Under de förhållanden som ansatts här kommer föroreningskoncentrationen aldrig att nå upp till några gällande riktvärden för känslig markanvändning utan föreligger i porvattnet med högsta koncentrationer som anges i Tabell 7.5 i hundratals år.

Vid medelhögt flöde, såsom 20 och 50 fot per år, vilket gäller för morän med en gradient på 0,01, sand med en grundvattengradient på 0,01 eller lägre och isälvs material med en gradient på 0,0001, halveras koncentrationen i plymen efter 10 år (Tabell 7.5 och Figur 7.2). Plymen har också flyttat sig i förhållande till brandplatsen och det sker en utspridning av föroreningsplymen (Figur 7.2). Under gällande förhållanden leder det till att säkerhetsnivån ökar i förhållande till gällande riktvärden men det sker också en samtida spridning av föroreningen inom dalgången.

För höga flöden, som här återges av grundvatten hastigheter på 500 och 5 000 fot per år, vilka förekommer i områden med grus och isälvs material, sker en snabb borttransport, spridning men utspädning av föroreningen (Tabell 7.5 och Figur 7.2). Redan inom ett år har föroreningshalten halverats

såväl i källzon som i föroreningsplymen (Tabell 7.3). Den snabba utspädningen gör att föroreningen trots en stor spridning kommer att återfinnas i betydligt lägre halter än i vad som uppmätts i släckvattnet.

Antagandet att de föreningar som uppmätts i släckvattnet är helt vattentrogna, och följer grundvattenflödet, är dock felaktigt. Det finns mycket få ämnen eller föreningar som kan anses som helt vattentrogna. Ett ämne som brukar klassas som sådant är kloridjonen men inte heller denna följer helt med grundvattenflödet under alla förhållanden (t ex Appelo & Postma, 1996).

7.5 Föroreningstransport

De flesta, i princip alla, föroreningar sprids alltså med en annan hastighet än grundvattenflödet. De flesta föreningar rör sig långsammare än grundvattenflödet, de retarderas. Retardationen beror framförallt på sorption (adsorption och absorption) på jordpartiklarna men kan också bero på t ex utfällning. Hur stor retardationen är beror på olika markförutsättningar och ämnet i sig. Markförhållanden påverkar dels i vilken form föroreningen förekommer dels vilka ytor som finns tillgängliga för adsorption o s v.

Vid beräkningar anges retardationen till följd av adsorption som en retardationsfaktor, R , vilken beskriver hur mycket långsammare ett ämne rör sig jämfört med vattnet. R beräknas från fördelningskoefficienten, K_d :

$$R = 1 + K_d$$

Fördelningskoefficienten, K_d , anger förhållandet mellan mängden adsorberad kontra löst substans. K_d är alltså kvoten mängd adsorberad substans (given som mg/l porvatten) per mängd löst substans (given som mg/l porvatten). K_d -värdet gäller egentligen för en specifik förekomstform av ett ämne i vatten och ett specifikt fast material, t ex en jordart eller ett mineral (t ex Appelo & Postma, 1996, Berggren Kleja m fl, 2006).

Ofta anges fördelningskoefficienten som fördelningen mellan den mängd som adsorberats eller absorberats på den fasta substansen i jorden, givet som mg/kg TS, och den mängd som finns löst i porvattnet, givet som mg/l porvatten. Detta sätt att uttrycka fördelningskoefficienten används för den modell som används för att ta fram plats specifika riktvärden för svenska förhållanden (Naturvårdsverket, 2005b). Denna fördelningskoefficient hänförs i föreliggande text till som K_d' , och det K_d' -värde som används för att beräkna retardationsfaktorn, R , erhålls med hjälp av jordens torrdensitet och porositet enligt:

$$K_d = K_d' \times \text{densitet} / \text{porositet}$$

De K_d' -värden som ligger till grund för bedömning av plats specifika riktvärden (Naturvårdsverket, 2005b) baseras på rekommenderade och uppmätta värden enligt nedan.

7.5.1 Organiska föroreningar

Många organiska föreningar är hydrofoba, d v s de har en låg vattenlöslighet. Dessa föreningar tas lätt upp och absorberas av organiskt material i jord och sediment. För organiska föreningar har det visat sig att absorptionen kan relateras till fördelningskoefficienten av ämnet mellan vatten och en opolär vätska. Den fördelningskoefficient som oftast används är den som beskriver koncentrationsfördelningen av ett ämne mellan vatten och oktanol vid 25 °C. Denna fördelningskoefficient benämns av kemister som extraktionskoefficienten mellan vatten och oktanol och skrivs K_{ow} . ($K_{ow} = C_i(\text{oktanol}) / C_i(\text{vatten})$). Man har funnit ett linjärt uttryckbart samband mellan K_{ow} och motsvarande fördelningskoefficient mellan organiskt kol och vatten, K_{oc} , d v s:

$$\log K_{oc} = a \times \log K_{ow} + b$$

Fördelningskoefficienten, K_{oc} , avser en fördelning mellan ren (100 %) organisk fas och rent vatten. Den aktuella fördelningskoefficienten mellan jordpartiklar eller sediment beror på hur mycket organiskt material som finns i marken och anges därför som

$$K_d' = K_{oc} \times f_{oc}$$

där f_{oc} anger den organiska fraktionen i aktuell jord eller sediment. Denna bestämning av K_d gäller när $f_{oc} > 0,001$ eftersom adsorption till oorganiskt material annars dominerar även dessa ämnens sorptionprocesser i marken. (t ex Appelo & Postma, 1996)

Den del av den organiska föreningen som är löst i vattnet följer således vattenflödet. Den del som inte är löst binds till markens organiska material.

Vid stora mängder av organiska föroreningar såsom oljespill, eller liknande, kommer en stor del av substansen inte att kunna absorberas till det organiska materialet. Hur ett hydrofobt ämne då uppför sig beror på dess densitet. Om ämnet är tyngre än vatten (DNAPL) kommer det att sjunka till tills det når ett medium som är impermeabelt eller med högre densitet än sig självt. Dessa föroreningar finner man oftast under grundvattenytan och de kan spridas genom sprickor i berg eller lergrund eller genom att det är en sluttande berggrund. Om det istället är ämnen vars densitet är lägre än vatten (LNAPL) kommer de att förekomma ovanför vattenytan. De sprids genom kontakt och viss löslighet i vattnet men också genom avdunstning till luft. Denna föroreningsituation med LNAPL och DNAPL kan förekomma i förorenade markområden till följd av tidigare spill, läckage, dumpning o s v. Vid släckning av bränder, där föroreningsutsläpp beror på branden och inte samtida läckage till följd av olycka som orsakar eller orsakats av branden, förekommer inte dessa stora mängder föroreningar utan endast mindre mängder och halter. Därför beaktas inte heller dessa typer av föroreningskällzoner i marken vidare.

7.5.2 Oorganiska ämnen och föreningar

För metaller och andra oorganiska föreningar bestäms K_d -värdet genom experiment och det K_d -värde som tas fram gäller då endast för de specifika förhållanden som gällde vid experimentet. K_d -värden är vanligen olika om förorening i vatten fastläggs på en ren jord (adsorption) eller om en förorenad jord lakas ut i ett rent vatten (desorption). I den modell som föreslagits av Naturvårdsverket för att beräkna platsspecifika riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2005b) används K_d -värden för desorption för att beskriva utlakningen. Osäkerheten vid bestämning av K_d -värden är stor och ännu större när K_d -värden skall ansättas för olika markförhållanden. Viktiga parametrar för att bedöma retardationen är föreningens vattenlöslighet, dess löslighet i andra medier, redoxförhållanden, pH, jonstyrka, markens organiska innehåll och mängden löst kol (dissolved organic carbon, DOC) som också är ger en indikation på innehållet av humusämnen. Humusämnen utgör ofta mellan 50–75 % av DOC (t ex Berggren Kleja m fl, 2006).

7.5.3 Underlag för beräkning av halter baserade på kända K_d' -värden

Trots att K_d -värdet beror på platsspecifika markförhållanden och för oorganiska ämnen återspeglar lakning snarare än adsorption och absorption, är de värden som tagits fram av Naturvårdsverket de som för närvarande kan anses som bästa tillgängliga värden och för många ämnen de enda som finns tillgängliga för svenska markförutsättningar (t ex Jones m fl, 2006, Berggren Kleja, 2006).

För att beräkna halten i porvattnet och i marken med hänsyn tagen till fördelningskonstanten, K_d' -värdet, behöver man utöver kunskap om fördelningsjämvikten känna till jordens densitet, porositet och innehållet av organiskt kol samt organisk fraktion i marken. Vid bedömning av till exempel behovet av en saneringsåtgärd bör man även bedöma andra parametrar som påverkar K_d' -värdet såsom pH, redoxförhållanden o s v som beskrivits ovan. I föreliggande fall finns ingen känd föroreningsituation och bedömning görs därför genom att betrakta några olika scenarier baserade på de K_d' -värden som finns rekommenderade för beräkning av platsspecifika riktvärden (Naturvårdsverket, 2005b).

Med utgångspunkt från fördelningskonstanten, jordens densitet, porositet och organisk fraktion (foc) kan koncentrationen i mark och porvatten beräknas om föroreningsmängden samt den markvolym som skall bedömas är känd. Som framgår av Tabell 7.6 är K_d -värdena för samtliga föroreningar som beaktas med undantag av toluen, etylbensen och xylen minst 10. Detta innebär att alla föroreningar, med dessa undantag, binds starkare till den fasta substansen i marken än de löser sig i vatten. Vid jämvikten är halten i porvattnet halten i jord gånger K_d -värdet. Detta förhållande baseras dock på att jämvikt hinner uppnås. Tidsaspekten för att jämvikt uppnås är inte känd, vilket kan innebära att föroreningen följer med vattnet längre än vad kan förutsättas med utgångspunkt från fördelningskonstanten. Därför görs beräkningar för olika tjocklekar på källzonen och hur djupt föroreningen föreligger då jämvikt inträder går inte att bedöma. För att uppnå ett värsta fall antas att föroreningen stannar vid ytan och att källzonens tjocklek beskriver halten vid yta ned till motsvarande djup. Det vill säga den halt som beräknas kan nå ytvatten eller ätas av barn som leker i området eller djur.

I föreliggande fall antas markvolymen för källzonen definieras av en yta motsvarande $50 \times 50 \text{ m}^2$ och beräkningar har gjorts för olika tjocklekar på källzonen varierande mellan 0,5 m till 2,5m. Förutsättningarna för dessa beräkningar för de olika brandtyper, släckvätskor samt marktyper som beaktas finns sammanställda i Tabell 7.6.

Tabell 7.6 Underlag för beräkning av halter baserade på kända K_d -värden (Naturvårdsverket, 2005b) och foc för olika jordarter och markdjup (Naturvårdsverket, 2005b), densitet/porositet (från Tabell 7.3), total tillgänglig mängd av förorening, $ntot$, där $ntot = V_{släckvatten} \times C_{släckvatten}$ och där $V_{släckvatten} = 300 \text{ m}^3$.

	K_d (l/kg)	$ntot$ (kg)		K_d (l/kg)			$ntot$ (kg)	
Brand i elektronikskrot								
				K_{oc}	Foc: 0,5 %	1 %	2 %	
Arsenik	100	0,006	Toluen	163	0,815	1,63	3,26	0,0027
Bly	1 000	3,3	Etylbensen	332	1,66	3,32	6,64	0,0021
Kadmium	100	0,09	PAH canc.	750 000	3 750	7 500	15 000	0,0102
Kobolt	100	0,0102	PAH övr.	5 000	25	50	100	0,12
Koppar	500	0,81						
Nickel	200	0,09						
Zink	200	36						
Däcksbrand (vattensläckning)								
Arsenik	100	-	Toluen	163	0,815	1,63	3,26	0,0042
Bly	1 000	0,009	Etylbensen	332	1,66	3,32	6,64	
Kobolt	100	0,3	Xylen	263	1,315	2,63	5,26	
Koppar	500	0,0216	PAH canc.	750 000	3 750	7 500	15 000	0,0009
Zink	200	6	PAH övr.	5 000	25	50	100	0,0051
Däcksbrand (skumsläckning)								
Arsenik	100		Toluen	163	0,815	1,63	3,26	0,033
Bly	1 000	0,0111	Etylbensen	332	1,66	3,32	6,64	0,0078
Kobolt	100	0,231	Xylen	263	1,315	2,63	5,26	0,162
Koppar	500	0,0225	PAH canc.	750 000	3750	7 500	15 000	0,063
Zink	200	3,6	PAH övr.	5 000	25	50	100	0,132
	porositet / densitet (Tabell 7.3)	foc (NV, 2005b)	Djup (m)					
Sand/grus	0,125	1 %	<0,7					
Morän	0,028	0,50 %	<0,7					

För toluen, etylbensen och xylen är K_d -värdet mindre än 10 och för toluen är det vid låg organisk halt till och med under ett. Detta innebär att dessa föreningar förekommer i ungefär lika stor utsträckning löst i porvattnet som bundet till det fasta jordmaterialet. Halten kan dock förväntas minska till följd av

avdunstning till luft eftersom dessa tillhör gruppen flyktiga organiska föreningar och lätt avdunstar. Avdunstningen beror på bland porositet. Ju porösare markförhållande ju snabbare kommer de att avdunsta och desto större djup kan de nå och ju högre organisk halt i marken desto mer bundet till fast jordmaterial.

7.5.4 Halt i marken med hänsyn till sorption

Med utgångspunkt från totalt tillgänglig halt, K_d -värden samt de i Tabell 7.8 angivna parametrar för att beskriva markförhållanden som förekommer i Nolåns dalgång har halter beräknats för olika antaganden om djup som föroeningen kan ha spridit sig (d v s källzonens tjocklek). De halter som beräknats i sand/grus samt morän under dessa förutsättningar finns angivna i Tabell 7.7 för metaller och i Tabell 7.8 för organiska föroeningar.

Tabell 7.7 Beräknade metallhalter i marken för olika markförhållanden och tjocklek på källzonen (föroeningsdjup) för de tre brandtyper som beaktats. I tabellen anges också svenska riktvärden för halter i förorenad mark (Naturvårdsverket, 2002).

Koncentration i marken (mg/kg TS)													Rikt- värde (mg/kg TS)	
Brand i elektronikskrot														
	Sand/grus						Morän							
Djup	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	2,5 m	
Arsenik	0,300	0,15	0,030	0,015	0,0025	0,0015	0,267	0,133	0,027	0,013	0,0022	0,0013	0,00053	15
Bly	165	82,5	16,5	8,25	1,37	0,825	147	73,3	14,7	7,33	1,22	0,733	0,293	80
Kadmium	4,49	2,25	0,449	0,225	0,0375	0,0225	4,00	2,00	0,400	0,200	0,0333	0,0200	0,0080	0,4
Kobolt	0,509	0,255	0,0509	0,0255	0,0042	0,0025	0,453	0,227	0,045	0,023	0,0038	0,0023	0,00091	30
Koppar	40,5	20,2	4,05	2,02	0,337	0,202	36,0	18,0	3,60	1,80	0,300	0,180	0,0720	100
Nickel	4,50	2,25	0,450	0,225	0,038	0,0225	4,00	2,00	0,400	0,200	0,0333	0,020	0,0080	35
Zink	1799	899	180	89,9	15,0	8,99	1600	800	160	80,0	13,3	8,00	3,20	350
Däcksbrand släcks med vatten														
Bly	0,450	0,225	0,0450	0,0225	0,0038	0,0022	0,400	0,200	0,040	0,020	0,0033	0,002	0,0008	80
Kobolt	15,0	7,49	1,50	0,749	0,125	0,0749	13,3	6,66	1,33	0,666	0,111	0,0666	0,0267	30
Koppar	1,08	0,54	0,108	0,0540	0,0090	0,0054	0,960	0,4780	0,096	0,048	0,008	0,0048	0,00192	100
Zink	300	150	30,0	15,0	2,50	1,499	267	133	26,7	13,3	2,22	1,33	0,533	350
Däcksbrand släckt med skum														
Bly	0,555	0,277	0,0555	0,0277	0,0046	0,0028	0,493	0,247	0,049	0,025	0,0041	0,0025	0,00099	80
Kobolt	11,5	5,77	1,15	0,577	0,0961	0,0577	10,3	5,13	1,03	0,513	0,0855	0,0513	0,0205	30
Koppar	1,12	0,562	0,112	0,0562	0,0094	0,0056	1,00	0,500	0,100	0,050	0,0083	0,005	0,002	100
Zink	180	89,9	18,0	8,99	1,50	0,899	160	80,0	16,0	8,00	1,33	0,80	0,320	350

Skuggade celler anger halter som är >1/10 av KM-värdet.

Som framgår av Tabell 7.7 kommer flera av de uppmätta föroeningarna att bindas i marken. Vid däcksbrand kommer, om man förutsätter att jämvikten inställer sig snabbt och att föroeningen därmed befinner sig ansamlad de översta 0,5 – 5 cm vid markytan på brandplatsen, halten av kobolt och zink att överstiga en tiondel av riktvärdet. Halten av zink kommer om föroeningen inte sprids utan ansamlas på markytan (1 cm djup) att överskrida det svenska riktvärdet. Detta innebär att inom ett mycket avgränsat område (det område där släckningen skett) kommer marken att ha ett ytskikt med en zinkhalt som överskrider det svenska riktvärdet men i övrigt kommer marken inte att vara påverkad av metallföroeningar i nivåer som kan anses orsaka negativa hälso- eller miljöeffekter (givet att riktvärdena rätt anger dessa nivåer).

Vid brand i elektronikskrot kommer bly, kadmium, koppar, nickel och zink att överskrida riktvärdet om man antar att ansamling, och därmed ingen fortsatt spridning, sker till ett djup av ca 10 cm. Baserat på beräkningar för vattentroget ämne (Tabell 7.5) kommer dessa halter med stor sannolikhet att föreligga höga under lång tid under de flesta markförutsättningar. Spridningen av ämnen kommer inte att beräknas med Bioscreen® eftersom redan de beräkningar som gjorts för vattentrogen förorening tyder på att spridning och utspädning är liten. Om spridning trots allt sker kommer en utspädning till under gällande riktvärde att ske. Beräkningarna pekar således på att marken i det område där släckningen gjorts kan ha höga halter förorening i det översta marklagret. Dock sker ingen spridning och om den gör det kommer utspädningen att innebära att inga negativa hälso- eller miljöeffekter kan förväntas till följd av metallföroreningar för de typer av bränder som beaktats här (Tabell 7.5).

Tabell 7.8 Beräknade halter av organiska föroreningar i marken för olika marktyper och tjocklek på källzonen (föroreningsdjup) för de tre brandtyper som beaktats. I tabellen anges också svenska riktvärden för halter i förorenad mark enligt Naturvårdsverket (2002).

Brand i elektronikskrot															
	Morän								Sand/grus						
	Cjord (mg/kg TS)														
	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	2,5 m	0,5 cm	1 cm	5 cm	1 dm	6 dm	1 m	2,5 m	Riktvärde (mg/kg TS)
Toluen	0,12	0,06	0,01	0,01	0,001	6×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	0,13	0,06	0,01	0,01	0,001	6×10 ⁻⁴	3×10 ⁻⁴	10
Etylbensen	0,09	0,05	0,01	0,005	8×10 ⁻⁴	5×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	0,10	0,05	0,01	0,01	8×10 ⁻⁴	5×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	12
PAH canc.	0,45	0,23	0,05	0,02	0,004	0,002	9×10 ⁻⁴	0,51	0,25	0,05	0,03	0,004	0,003	0,001	0,3
PAH övr.	5,33	2,67	0,53	0,27	0,04	0,03	0,01	5,99	2,99	0,60	0,30	0,05	0,03	0,01	20
Däcksbrand släckt med vatten															
Toluen	0,19	0,09	0,02	0,01	0,002	9×10 ⁻⁴	4×10 ⁻⁴	0,20	0,10	0,02	0,01	0,002	0,001	4×10 ⁻⁴	10
PAH canc.	0,04	0,02	0,004	0,002	3×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	8×10 ⁻⁵	0,04	0,02	0,004	0,002	4×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	9×10 ⁻⁵	0,3
PAH övr.	0,23	0,11	0,02	0,01	0,002	0,001	5×10 ⁻⁴	0,25	0,13	0,03	0,01	0,002	0,001	5×10 ⁻⁴	20
Däcksbrand släckt med skum															
Toluen	1,46	0,73	0,15	0,07	0,01	0,01	0,003	1,53	0,77	0,15	0,08	0,01	0,01	0,00	10
Etylbensen	0,35	0,17	0,03	0,02	0,00	0,00	7×10 ⁻⁴	0,38	0,19	0,04	0,02	0,003	0,002	8×10 ⁻⁴	12
Xylen	7,17	3,59	0,72	0,36	0,06	0,04	0,01	7,73	3,87	0,77	0,39	0,06	0,04	0,02	15
PAH canc.	2,80	1,40	0,28	0,14	0,02	0,01	0,01	3,15	1,57	0,31	0,16	0,03	0,02	0,01	0,3
PAH övr.	5,87	2,93	0,59	0,29	0,05	0,03	0,01	6,58	3,29	0,66	0,33	0,05	0,03	0,01	20

Skuggade celler anger halter som är >1/10 av KM-värdet.

Från Tabell 7.8 framgår att de flyktiga föroreningarna (toluen, xylen, etylbensen) inte förekommer i halter som överskrider de svenska riktvärdena för förorenad mark oavsett markförhållande eller föroreningsdjup som beaktas. Toluen och Xylen kan dock förekomma i halter som uppgår till mer än en tiondel av föreskrivna riktvärden. Detta gäller dock bara om de fastläggs helt i det mycket ytnära skiktet. Dessa ämnen är flyktiga vilket innebär att de i de ytnära markskikten förväntas avgå till luft. De ekologiska och toxikologiska riskerna med dessa föreningar är således framförallt luftrelaterade och behandlas därför inte mer här.

De tyngre föreningarna, dvs PAH, såväl de cancerogena som övriga uppmätta, förekommer dock i höga halter såväl i grus som i morän. Det är framförallt under förhållanden då de till följd av sitt höga Kd'-värde och låg porositet i marken kan förväntas föreligga endast i det övre markskiktet dvs om de föreligger endast på ytan ned till några centimeters djup. Liksom för de metaller som når höga halter under liknande förutsättningar kan en spridning och utspädning inte förväntas. Föroreningarna kan förväntas nå höga halter i de ytliga markskikten inom det område där släckning pågått men i övrigt ger de inga negativa hälso- eller miljöeffekter.

För samtliga uppmätta föroreningar så gäller förväntad låg fortsatt spridning.

7.5.5 Skumbaserat släckvatten

Som framgår av Tabell 7.1, Tabell 7.7 och Tabell 7.8 förekommer vissa ämnen (kobolt och PAH) i högre halter i släckvatten med skum än i vatten. För dessa föroreningar gäller inte de K_d -värden som föreslås i den modell som används för platsspecifika riktvärden (Naturvårdsverket, 2005b). Dessa ämnen kommer sannolikt att följa släckvattnet betydligt längre ned i marken och fördelas mer jämnt mellan vätska och fast fas än vad som framgår av K_d -värden enligt Naturvårdsverket (2005b). Dessa ämnen kommer därför att förekomma mer spridda men också i lägre halter än vad som anges i Tabell 7.7 och Tabell 7.8.

7.5.6 Deposition av brandplym på mark

För att göra en bedömning av vad depositionen kan innebära för föroreningssituationen på marken och därmed fortsatt spridning med grundvattnet antas samma förhållanden som i avsnitt 6.5. Detta innebär att mängden som maximalt antas deponeras på markytan motsvarar 1 g/m^2 . Depositionen antas bestå av partiklar och innehållet i partiklarna antas överensstämma med rapporterat innehåll i partiklar från däckbrand vid test T8 (Lönnermark och Blomqvist, 2006b; Lönnermark, 2006) samt från simuleringar av partikelinnehåll (Stripple, 2006). I Tabell 7.9, framgår dels det metall- och PAH-innehåll som antas ingå i de deponerade partiklarna dels den mängd av respektive ämne som deponeras per kvadratmeter vid ansatsen att totala depositionen är 1 g/m^2 . I Tabell 7.9 anges också riktvärden för mark (Naturvårdsverket, 2002) och den spädning som behövs för att uppnå en halt som understiger respektive riktvärde. Än en gång är det av betydelse att denna deposition endast sker under en brand som sker under väderleksförhållanden med kraftigt ihållande regn, låga vindhastigheter och även i övrigt dåliga omblandningsförhållanden i luften (Haeger, 2006).

Som framgår av Tabell 7.9 kommer halterna av metaller för det aktuella fallet inte att överskrida gällande riktvärde om man beräknar dess koncentration även för ett ganska tunt markskikt (någon centimeter) och i det fall där ingen annan utspädning sker. För cancerframkallande PAH är halten dock hög och om ansamling sker på markytan eller i ett koncentrerat skikt med ca 1 centimeters djup kommer halten att vara upp till 1,5 gånger högre än gällande riktvärde i området nära brandhärden (ca 500 m omkrets). Depositionen avtar med avståndet från branden vilket innebär att de cancerframkallande PAH inte kommer att överskridas på ett avstånd av ca 3 km även under dessa väderleksförhållanden och när endast det översta marklagret på endast en centimeter beaktas.

Vid brand under de aktuella väderleksförhållandena kan man dock förvänta sig att markkoncentrationen av cancerframkallande PAH blir så hög att användningen av marken inom området inte är lämplig för t ex mindre barn att vistas på och med tanke på den låga markmobiliteten av PAH kommer det att föreligga tämligen koncentrerat i ett övre marklager under lång tid efter brandtillfället. De översta skikten kan behöva saneras eller brandområdet stängas och om marken inte saneras direkt efter branden bör en uppföljning av naturlig självrening beaktas så att användningen kanske inte behöver vara begränsad under någon längre tid.

Liksom påpekades i avsnitt 6.5 kommer depositionen under de flesta väderleksförhållandena att vara betydligt lägre än vad som framgår av Tabell 7.9. Vid tillfällen utan nederbörd är den ca 1 000 gånger lägre och därmed är markdepositionen inte av betydelse för hälsa eller miljö.

Tabell 7.9 Beräknade mängder av ett urval ämnen (Haeger, 2006; Lönnermark och Blomqvist, 2006b) som vid stor däcksbild, vid kraftig ihållande nederbörd, låg vindstyrka samt dåliga omblandningsförhållanden i luften kan deponeras på mark från brandplymen. Mängden cancerframkallande PAH är baserad på modellberäknade PAH halter i brandpartikel samt den PAH fördelning som anges i Lönnermark och Blomqvist (2005b).

	Deponerad mängd(mg/kg partikel)	Motsvaras i deponerad mängd på markyta (mg/m ²)	Riktvärde (mg/kg TS) (NV, 2002)	Spädningsbehov för att halten skall understiga gällande riktvärde om förorening förekommer i översta cm av jordlagret (enligt NV, 2002)
As	0,65	0,00065	15	0,000004
Cd	4	0,004	0,4	0,001
Co	19	0,019	30	0,00007
Cu	14	0,014	100	0,00002
Ni	120	0,12	35	0,0004
Pb	24	0,023	80	0,00003
Zn	3 900	3,9	350	0,001
PAHc ^a	4 571	4,57	0,3	1,5

a/ PAHc baserade på halt PAH per partikel (Stripple, 2006) samt förhållandet mellan PAHc och totala mängden PAH i brandemissioner enligt Lönnermark, Stripple och Blomqvist (2006).

8 DISKUSSION

De beräkningar som utförts här visar att under de flesta betingelser som beaktats kommer föroreningshalter som beror av brand att bli låga redan på relativt korta avstånd från brandområdet. Höga halter av vissa föroreningar kan dock förväntas mycket lokalt vid brandplatsen i dalgången. De höga halterna kan uppkomma lokalt till följd av ämnen som följer med släckvattnet, men också under tillfällen med mycket dålig luftomblandning samt ihållande kraftigt regn.

Markytan som kommer att påverkas av föroreningar som följer med släckvattnet är mycket liten och beror på hur släckvattnet sprids. Om det sker en filtrering till underliggande mark kommer halterna av olika föroreningar att kunna bli höga på den markyta där släckvattnet tränger ned men spridningen kommer därefter att vara mycket liten. Med höga halter avses halter i marken som överskrider de svenska riktvärdena för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2002). Höga halter kan endast förväntas i ett mycket begränsat markskikt (< 1 dm djupt) som med stor sannolikhet är mycket ytnära. Om spridning utanför själva släckningsområdet sker kommer halterna att vara lägre än de som beräknats i denna studie.

Eventuell spridning med släckvattnet som kan ge höga halter av förorening i marken på längre avstånd från brandplatsen genom att släckvattnet och dess föroreningar sprids genom så kallat preferentiellt flöde (maskgångar, sprickor, rotkanaler o s v som finns i marken). Betydelsen av preferentiellt flöde för föroreningstransport är fortfarande inte klarlagd och därför har inga kvantitativa bedömningar gjorts inom detta projekt. Höga halter kan dock förväntas i mycket avgränsade områden även på större avstånd från branden till följd av denna spridning. Utbredning och avståndet från branden liksom haltstorleken som kan förekomma beror av spricksystemet i sig samt mängden släckvatten och vad som brinner.

Om släckvattnet når en stillastående ytvattensamling kan höga halter uppstå endast om detta är mycket litet (diameter mindre än 500 m) och helt stillastående. I övriga fall kommer släckvattnet snabbt att spädas ut och föroreningshalterna kommer att vara lägre än gällande riktvärden (Naturvårdsverket, 2002).

Under de flesta väderleksförhållanden är depositionen till mark och ytvatten mycket låg. Detta innebär att de flesta föroreningar endast förekommer i höga halter mycket lokalt och de hamnar där till följd av själva släckningen, d v s föroreningarna når mark eller vatten till följd av spridning med släckvattnet. Med stor sannolikhet kommer föroreningarna som når marken att vara starkt bundna till markytan precis där släckvattnet träffar denna. Under dessa väderleksförhållanden, och under förutsättning att branden är kan hållas mycket avgränsad, kan det vara värt att beakta att branden får ske vid mycket hög temperatur (d v s utan tillförsel av släckvatten) så att få ämnen kan nå marken med släckvattnet och brandtemperaturen blir så hög att få ämnen utöver koldioxid bildas till följd av en annars mer uttallad ofullständig förbränning.

Något högre halter av cancerframkallande PAH kan dock deponeras på mark och vatten under speciella väderleksförhållanden. Till exempel visar beräkningar att halten av cancerframkallande PAH som kan deponeras på en stillastående vattensamling eller på marken vid en stor brand, till exempel en stor däckbrand, och det samtidigt är ett kraftigt ihållande regn tillsammans med dåliga omblandningsförhållanden i luften. Halter som överskrider gällande riktvärden kan under dessa omständigheter fås i det översta markskiktet (ca 1 cm djup) på ett avstånd upp till ca 3 km från branden. Under sådana förhållanden är det därför fördelaktigt om branden snabbt släcks. Ett skäl är att regnet i sig sänker brandtemperaturen och därmed bidrar till en ökning av föroreningar som bildas till följd av ofullständig förbränning men också eftersom depositionen i sig kommer att vara hög. Släckvattnet kommer att innehålla relativt höga halter, men släckvattnet kommer snabbt att spädas ut och inga beräkningar som gjorts här tyder på att halterna i marken kommer att vara höga till följd av spridning med släckvattnet mer än i ett mycket avgränsat lokalt områden precis där släckvattnet kan filtrera in i marken.

Nedbrytning av PAH har inte beaktats vid dessa beräkningar. Halterna av PAH kommer att minska till följd av nedbrytning. Detta är i princip positivt men det kan också temporärt bildas nedbrytningsprodukter som är toxiska och vissa är även mer toxiska än PAH.

Det finns stora osäkerheter förknippade med de resultat som presenteras här. Dels finns osäkerheter i de olika antaganden och ansatser som gjorts. Det finns också variation och osäkerheter i de uppmätta halter och riktvärden som vi jämför mot. Vidare underlaget för att kunna överföra dessa studier till generella slutsatser är ännu mycket begränsat eftersom de bygger på ett fåtal bränder som gjorts under kontrollerade former. För att minska osäkerheten krävs en stor sammanställning att basera indata till beräkningar på och ännu mer underlag för olika typbränder och förhållanden kring var en brand uppstår och olika väderlekssituationer. Vidare saknas kunskap för att kunna kvantifiera inverkan av preferentiella flöden som kanske är den största spridningsvägen av föroreningar vid bränder. För att göra detta krävs mätningar i fält på och kring lokaler där bränder tidigare skett och där släckning utförts. Vissa övergripande slutsatser kan dock dras. Dessa är att spridning av föroreningar från brand med grundvatten är mycket begränsad. Föroreningshalter till följd av deposition eller från släckvatten kommer att vara låga eller mycket snabbt spädas ut i rörliga vattendrag. Spridning med släckvatten kan ske med preferentiella flöden, men i övrigt är denna spridning mycket begränsad. Halterna av metaller i ytvatten kan bli höga när släckvatten från speciella bränder, såsom elektronikskrot, når en mindre stillastående vattensamling och under speciella väderleksförhållanden med ihållande regn kan den cancerframkallande PAH halten bli hög såväl på marken som i stillastående vattensamlingar i ett område på någon kilometer nära branden.

9 REFERENSER

Appelo, C A J. and Postma, D. (1993). Geochemistry, Groundwater and Pollution, A.A. Balkema/Rotterdam/Brookfield.

Andersson, S. (2003). Invers modellering och statistiska analyser som verktyg för parameteruppskattning och utvärdering av konceptuella osäkerheter i grundvattenmodeller. Examensarbete. Uppsala tekniska högskola, Miljö- och vattenteknik.

Bengtsson, M-L. (1996). Hydrogeologisk sårbarhetsklassificering som verktyg i kommunal planering, Geologiska Institutionen, Chalmers, 1996.

Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustavsson, J-P., Jarvis, N. & Norrström, A-C. (2006). Metallers mobilitet i mark, Naturvårdsverket, Rapport 5536.

Bioscreen (1996). Version 1.3 av modell utvecklad vid Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE) Technology Transfer Division at Brooks Air Force Base by Groundwater Services, Inc., Houston, Texas. <http://www.epa.gov/ada/csmos/models/bioscrn.html>.

Crawford, J. (1999). Geochemical Modelling – A review of Current Capabilities and Future Directions. Naturvårdsverket, Report 262.

Elert, M., Karlsson, L-G. Petsonk, A. (1995). Föroreningar i deponier och mark: ämnens spridning och omvandling. Naturvårdsverket, Rapport 4473.

Fetter, CW. (1999). Contaminant hydrology. Prentice-Hall, New Jersey.

Gelhar, LW., Welty, C. and Rehfeldt, KR. (1992). A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers. Water Resources Research, Vol. 28, No. 7, pages1955-1974.

Grip, H. & Rodhe, A. (1985). Vattnets väg från regn till bäck, Uppsala, 1985.

Grundfelt, B., Follin, S., Liedholm, M., Petsonk, A. & Rosén, B. (1997). Modeller för miljögeotekniska tillämpningar: en rapport från en arbetsgrupp tillsatt av miljögeotekniska kommittén inom Svenska Geotekniska Föreningen. Naturvårdsverket, Rapport 4836.

Haeger-Eugensson, M., Tang, L., Chen, D., Axelsson, J., Lönnermark, A. & Stripple H. (2006). Spridning till luft från bränder. IVL Svenska Miljöinstitutet. IVL Rapport B-1702. Göteborg.

Haeger, M. (2006). Svenska miljöinstitutet, IVL, Göteborg, Privat kommunikation.

Hanberg, A., Berglund, M., Stenius, U., Victorin, K. & Abrahamsson-Zetterberg L. (2006). Riskbedömning av PAH i mark, luft, grönsaker och bär i Sundsvall. Karolinska Institutet. IMM-Rapport nr 1/2006.

Jones, C., Allard, AS., Bengtsson, BE., Gilek, M. & Gunnarsson, J. (2006). Förbättrade miljöriskbedömningar, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Rapport 5538.

Lång, J-O. (2005). Sveriges geologiska undersökning (SGU), Göteborg, Privat kommunikation.

Lönnermark, A. & Blomqvist, P. (2005a). Emissions from Fires in Electrical and Electronic waste. SP Swedish National Testing and Research Institute, SP. REPORT 2005:42. Borås.

Lönnermark, A. & Blomqvist, P. (2005b). Emissions from Tyre Fires. SP Swedish National Testing and Research Institute, SP. REPORT 2005:43. Borås.

- Lönnermark, A. (2005).** SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut. Fire Technology. Borås. Privat kommunikation.
- Lönnermark, A. (2006).** SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut. Fire Technology. Borås. Privat kommunikation.
- Lönnermark, A., Stripple, H. & Blomqvist, P. (2006).** Modellering av emissioner från bränder, SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP Rapport 2006:53, Borås.
- Naturvårdsverket (1996).** Development of generic guideline values. Rapport 4639.
- Naturvårdsverket (1998).** Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 1999.** Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Grundvatten. Rapport 4915.
- Naturvårdsverket (2002).** Bedömning av föroreningsnivå - sammanställning av Naturvårdsverket, 1996, Naturvårdsverket, 1998, Naturvårdsverket, 1999, www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/foromr/, 2006-09-22).
- Naturvårdsverket (2005a).** Beräkningsmodell för riktvärden för mark. REMISSVERSION 2005-07-04.
- Naturvårdsverket (2005b).** Vägledning för riskbedömning av förorenade områden. REMISSVERSION 2005-07-04.
- Räddningsverket (2006).** Emissioner från bränder - Metoder, modeller och mätningar. SRV Rapport nr P20-470/07. ISBN 978-91-7253-323-3. Karlstad.
- Räddningsverket.** RIB - Integrerat beslutsstöd för skydd mot olyckor. <http://www.rib.srv.se>.
- Schroeder, PR., Dozier, TS., Zappi, PA., McEnroe, BM., Sjoström JW. and Peyton, RL. (1994).** The Hydrological Evaluation of Landfill Performance (HELP) model: Engineering Documentation for Version 3. EPA/600/R-94/168b, September 1994, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC.
- Stripple, H. (2006).** Svenska miljöinstitutet, IVL, Göteborg. Privat kommunikation.
- Sällfors, G., Öberg Högsta, A-L. (2002).** Determination of hydraulic conductivity of sand-bentonite mixtures for engineering purposes, Geotechnical and Geological Engineering, vol 20, no 1, pp 65-80.



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se