



Huvudstudie Emnabo

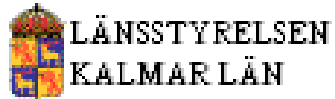
Bekämpningsmedel i grundvatten, Torsås kommun



Slutrapport

2004-12-15

Länsstyrelsen i Kalmar län
Aqualog AB
Kemakta Konsult AB



Huvudstudie Emnabo Bekämpningsmedel i grundvatten, Torsås kommun

Slutrapport

2004-12-15

**Länsstyrelsen i Kalmar län
Aqualog AB
Kemakta Konsult AB**

Sammanfattning

Denna huvudstudie för Projekt Emnabo behandlar problematiken med bekämpningsmedel i grundvatten i Emnabo i Torsås kommun och har genomförts på uppdrag av Länsstyrelsen i Kalmar län. År 2000 konstaterades höga halter av fenoxisyran MCPA i två bergborrade brunnar i Emnabo. De höga halterna gör att föroreningen riskerar att sprida sig och därmed slå ut fler bergbrunnar.

Projektets syfte har varit att försöka förklara föroreningarnas ursprung och hur de spridits, ge en klar bild över föroreningssituationen idag samt ge en prognos för vilken fortsatt spridning som kan komma att ske. En riskbedömning för nuläget, en framtida riskprognos, åtgärdsalternativ samt underlag för en riskvärdering har även tagits fram.

Inom huvudstudien har hydrogeologiska och miljökemiska undersökningar genomförts i syfte att avgränsa föroreningens utbredning i jord och berg samt bestämma och beskriva risken för föroreningsspridning. Aqualog AB har ansvarat för hydrogeologiska undersökningar och utredningar och Kemakta Konsult har ansvarat för miljökemiska undersökningar och utredningar, riskbedömning samt åtgärdsutredning. Undersökningarna skall utgöra underlag för att föreslå lämpliga åtgärder. Fältarbeten har omfattat installation och undersökningar av 16 provpunkter för grundvatten i jord samt 6 nya provpunkter för grundvatten i berg. Dessutom har befintliga brunnar undersökts.

Undersökningarna visar på höga halter i jordgrundvattnet inom området samt mycket höga halter i berggrundvattnet. Mätningarna visar också att föroreningarna har spridit sig ett hundratal meter i berggrundvattnet.

Den riskbedömning som genomförts visar att det i dagsläget inte föreligger några hälsorisker med föroreningen så länge brunnarna inte används för dricksvatten samt att det i dagsläget inte föreligger några risker för negativa miljöeffekter i området.

Den spridning som sker gör att det i framtiden finns risk att halter som skulle innebära hälsorisker kan uppkomma även i andra brunnar i området. Framtida årsmedelhalter i ytvatten förväntas underskrida de riktvärden som finns, däremot riskerar halterna att överskridas under sommarmånaderna.

Den föroreningssituation som råder på området bedöms utifrån detta inte vara acceptabel och åtgärder bör genomföras för att eliminera eller reducera riskerna. Riskerna bedöms inte vara akuta, men om åtgärder inte vidtas för att stoppa föroreningsspridningen kommer ett större område att beröras av förorenat grundvatten och därmed kommer en sanering att försvåras.

Olika typer av åtgärder har utretts som syftar till att förhindra fortsatt spridning av förorenat grundvatten samt att minska halter och mängder av föroreningen i det berörda området. Den förordade åtgärden innebär en kontinuerlig pumpning av grundvatten och rening av det uppumpade vattnet med aktivt kol. På så sätt sker en långsam rening av grundvattnet och ett grundvattenflöde riktat in mot det förorenade området upprätthålls, vilket förhindrar fortsatt spridning. Detta alternativ bedöms ge den kortaste behandlingstiden och därmed de lägsta totalkostnaderna.

INNEHÅLL

1	Bakgrund	6
1.1	Projekt Emnabo	6
1.2	Problembeskrivning	6
1.3	Uppdrag och syfte	6
1.4	Historik	6
2	Områdesbeskrivning	7
2.1	Geografi	7
2.2	Ägarförhållanden	9
2.3	Nuvarande och framtida markanvändning	9
2.4	Geologi	9
2.4.1	Jordlager	9
2.4.2	Berggrund	9
2.5	Hydrologi	10
3	Utförda undersökningar	11
3.1	Tidigare utredningar	11
3.2	Undersökningar inom huvudstudien	11
3.3	Hydrogeologiska undersökningar	12
3.4	Miljökemiska undersökningar	14
4	Hydrogeologiska förhållanden	16
4.1	Jordlagrens hydraulik	16
4.2	Bergets hydraulik	17
4.3	Hydrogeologisk konceptuell modell	20
5	Föroreningssituation	23
5.1	Föroreningarnas egenskaper	23
5.1.1	Nedbrytning	23
5.1.2	Rörlighet	24
5.2	Halter av föroreningar i grundvatten	25
5.2.1	Jordgrundvatten	26
5.2.2	Ytvatten	26
5.2.3	Berggrundvatten	26
5.3	Fysikalisk-kemiska undersökningar	28
5.4	Statistisk utvärdering av fysikalisk-kemiska analyser	30
6	Utvärdering och riskbedömning	32
6.1	Spridningsberäkningar	32
6.1.1	Föroreningskälla	32
6.1.2	Spridning i jordgrundvatten	33
6.1.3	Spridning i berggrundvatten	33
6.1.4	Spridning till ytvatten	35
6.2	Hälsa- och miljöeffekter av de aktuella föroreningarna	35
6.2.1	Fenoxisyror	35
6.2.2	4-klor-2-metylfenol	36
6.2.3	Dricksvattennormer	37
6.3	Bedömning av hälso- och miljörisker	37
6.3.1	Risker i dagsläget	37
6.3.2	Framtida risker	37
6.4	Åtgärdsbehov	38

7	Åtgärdsutredning	39
7.1	Översikt över behandlingsmetoder för förorenat grundvatten.	39
7.2	Förutsättningar för åtgärdsalternativ	41
7.2.1	In-situ behandling	41
7.2.2	Ex-situ behandling	42
7.3	Rening av uppumpat grundvatten.....	43
7.3.1	Naturlig nedbrytning	43
7.3.2	Behandling vid Bergkvara reningsverk	45
7.3.3	Filtrering	46
7.3.4	Markbäddar.....	46
7.3.5	Oxidanter	47
7.4	Diskussion om åtgärder	47
8	Riskvärdering	48
8.1	Förslag till övergripande åtgärds mål	48
8.2	Utvärderade behandlingsalternativ	48
8.3	Förslag till mätbara åtgärds mål	49
8.4	Bedömda hälso- och miljökonsekvenser för olika alternativ	49
8.4.1	Tid för att uppnå reduktion av halter	49
8.4.2	Hälsoeffekter	50
8.4.3	Miljöeffekter	50
8.5	Kostnader för åtgärdsalternativ	51
8.6	Sammanvägd riskvärdering	52
9	Handlingsplan.....	53
9.1	Projekteringsdirektiv	53
9.2	Direktiv för miljökontroll	53
9.3	Krav på tillstånd	54
10	Referenser.....	55

1 Bakgrund

1.1 Projekt Emnabo

Denna huvudstudie för Projekt Emnabo har genomförts under perioden juli 2003 till september 2004 på uppdrag av Länsstyrelsen i Kalmar län med Jens Johannisson som ansvarig projektledare. Aqualog AB (Ulf Sundquist och Otto Graffner) har ansvarat för hydrogeologiska undersökningar och utredningar och Kemakta Konsult (Mark Elert, Celia Jones och Karin Jonsson) har ansvarat för miljökemiska undersökningar och utredningar, riskbedömning samt åtgärdsutredning. I projektgruppen har även medverkat Solveig Eriksson och Jan Andersson från Miljökontoret i Torsås kommun. Till projektet har även Dr Jenny Kreuger, SLU och Professor emeritus vid KTH Gert Knutsson, knutits som externa experter.

1.2 Problembeskrivning

År 2000 konstaterades höga halter av fenoxisyran MCPA (4-klor-2-metyl-fenoxyättiksyra) i två bergborrade brunnar på fastigheterna Emnabo 1:22 samt 1:11 i Torsås kommun. Fortsatt provtagning har visat på varierande halter i brunnen på Emnabo 1:22, men med återkommande höga halter. På Emnabo 1:11 har provtagningen visat på en trend med ökande halter. De höga halterna gör att föroreningen riskerar att sprida sig och därmed slå ut fler bergbrunnar.

1.3 Uppdrag och syfte

Projektgruppens uppdrag har varit att utföra en huvudstudie över problematiken med bekämpningsmedel i grundvatten i Emnabo.

Projektets syfte har varit att försöka förklara föroreningarnas ursprung och hur de spridits samt ge en klar bild över föroreningssituationen idag (fördelning i mark, ytvatten, grundvatten i jord och berg) samt ge en prognos för hur fortsatt spridning kommer att ske. En riskbedömning för nuläget, en framtida riskprognos, åtgärdsalternativ samt underlag för en riskvärdering har även tagits fram.

1.4 Historik

Nuvarande ägaren förvärvade jordbruksfastigheten Emnabo 1:22 under 1997. Tidigare ägare hade fastigheten utarrenderad, både den senaste och näst senaste arrendatorn är avlidna. Det finns muntliga uppgifter på att den näst senaste arrendatorn även utförde besprutning på uppdrag av andra bönder i trakten – detta var i så fall i början av 1960-talet. Under år 2000 insjuknade nötkreatur som vattnats från brunnen och efter undersökning konstaterades höga halter av bekämpningsmedlen MCPA i vattentäkten. Efter ytterligare provtagningar konstaterades att även bergbrunnen på grannfastigheten 1:11 var förorenad av MCPA. Kommunen gav då i uppdrag åt Mark & Vatteningenjörerna i Växjö att utreda frågan närmare. Tre rapporter framställdes under perioden 2000-2002.

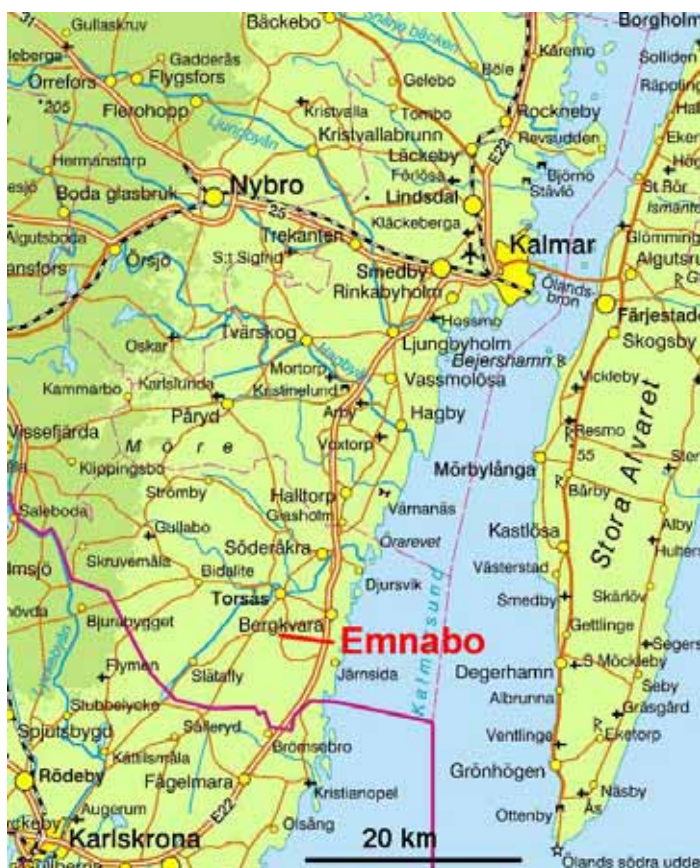
År 2002 inkom Torsås kommun med en ansökan om medel för att utföra en huvudstudie på området. Medel beviljades av Länsstyrelsen och Naturvårdsverket och huvudstudien påbörjades sommaren 2003.

2 Områdesbeskrivning

2.1 Geografi

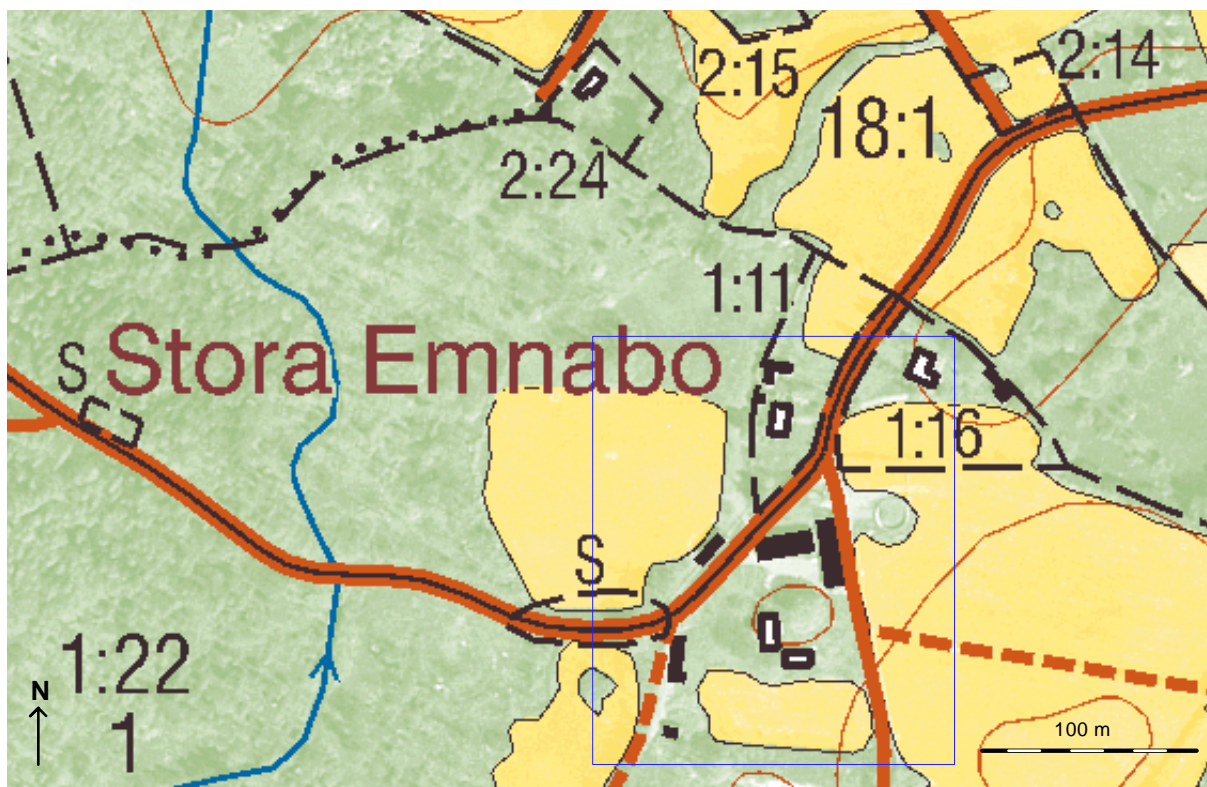
Emnabo ligger fyra kilometer söder om Torsås samhälle inom Torsås kommun i Kalmar län, se figur 2.1. Läget ca sex kilometer från kusten innebär en omgivning av relativt flack terräng mellan i väster det småländska höglandet och i öster Östersjökusten och Kalmarsund. Området utgörs huvudsakligen av jordbruksbygd med flertalet stamfastigheter med tillhörande gårdar, samt därtill villor på avstyckade tomter.

Vegetationen domineras av barrskog med inslag av bland- och lövskog. Att marken ursprungligen varit svårarbetad visas av de många och stora stengärdesgårdar som följer fastighetsgränser och kanter till öppna fält.

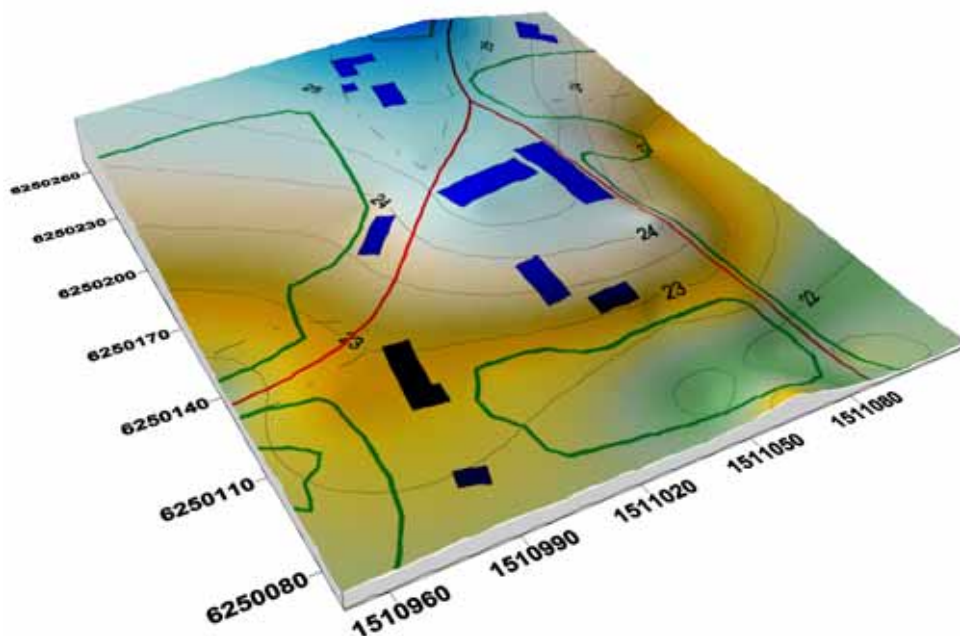


Figur 2.1 Översiktskarta över Emnabo och omnejd. © Lantmäteriverket Gävle 2004. Medgivande M2004/4235

Fastighet Emnabo 1:22 består i huvudsak av skogsmark med öppna fält och hagar i fastighetens östligaste delar. Boningshus och tillhörande gårdsbyggnader är placerade i öster vid lokalväg mellan Dynekärr och S Gettnabo. Gårdsbyggnaderna utgörs av en sidobyggnad placerad i vinkel från boningshuset, en loge och en ladugård med tillhörande mjölkrum. Därtill finns ytterligare mindre byggnader som används som förråd eller vagnslid (figur 2.2). Bostadshusen och gårdsbyggnaderna ligger på ett mindre höjdparti, ca 2 – 3 meter högre än omgivande jordbruksmark i väster, söder och öster, se figur 2.3.



Figur 2.2 Karta över Emnabo 1:22 och angränsande fastigheter. Den blå ramen markerar det område som visas i figur 2.3.



Figur 2.3 Höjdlinjer för markytans nivå vid Emnabo, interpolerade från data från borrhningar.

2.2 Ägarförhållanden

Emnabo 1:22 ägs av Evald Johansson som köpte fastigheten 1997 och bor i grannbyn.

Emnabo 1:11 ägs av Göran Karlsson som utnyttjar den som fritidshus under stora delar av året. Han förvärvade fastigheten 1993.

2.3 Nuvarande och framtida markanvändning

Emnabo ligger på gränsen mellan skogs- och slättbygd. Jordbruksnäringen är dominerande i området. I väster utbreder sig blandskog med mycket lövinslag. I öster ligger framförallt åker. Omedelbart nordost om byggnaderna på Emnabo 1:22 och väster om 1:11 ligger betesmark. Någon industri finns inte i närheten. Ett par grävda dammar finns söder och öster om byggnaderna på 1:22.

Byggnaderna på 1:22 är idag inte bebodda pga att inget dricksvatten finns tillgängligt. Om vattenfrågan ordnas kommer de troligen att bebos. Emnabo 1:11 är bebott under sommarhalvåret, men vatten för matlagning etc. hämtas från annat håll. Om vattenfrågan kan lösas kommer fastigheten troligen att bli åretruntboende.

Någon större förändring av markanvändningen inom den närmsta framtiden är inte att vänta.

2.4 Geologi

2.4.1 Jordlager

Jordlagren längs östra kusten mot Kalmarsund utgörs främst av moräner vars varierande mäktighet i stort är orsaken till områdets marknivåvariation. Vid istidens avslutning låg området under vatten vilket innebär att siltiga och leriga sediment ofta är avsatta i moränens svackor. I samband med att vattnet drog sig undan blev de exponerade delarna av moränen svallade, varför sedimenten ofta överlagras av ursvallade och avsatta lager av friktionsjord. Utmärkande berghällar är kalspolade. I övrigt medger det underliggande bergets tämligen plana yta inte några betydande jordmäktigheter, och sjöar och våtmarker är också förhållandevis sällsynta.

Jordlagrens mäktighet i Emnabo varierar typiskt mellan 0 - 10 meter. Kala hållar förekommer sparsamt inom området. Ca 50 m söder om boningshuset på 1:22 finns ett större öst-västligt orienterat hållparti. Även på fastigheten 1:11 finns kala hållar. Inom området begränsat av observationspunkterna i figur 3.1, varierar jorddjupet mellan 0,4 och 6,7 meter med ett medeldjup på ca 4,5 meter. Jordartsfördelningen mot djupet är undersökt med två grävda provgropar. Under ett ca 0,3 meter mäktigt matjordslager finns lager av silt, som mot djupet övergår i sandiga lager, vilka i sin tur överlagras av hårt packad sandig-siltig morän. Moränen innehåller lager av grusigt material. En detaljerad beskrivning av jordsektionerna i provgroparna ges i den hydrogeologiska utredningen (Aqualog, 2004).

2.4.2 Berggrund

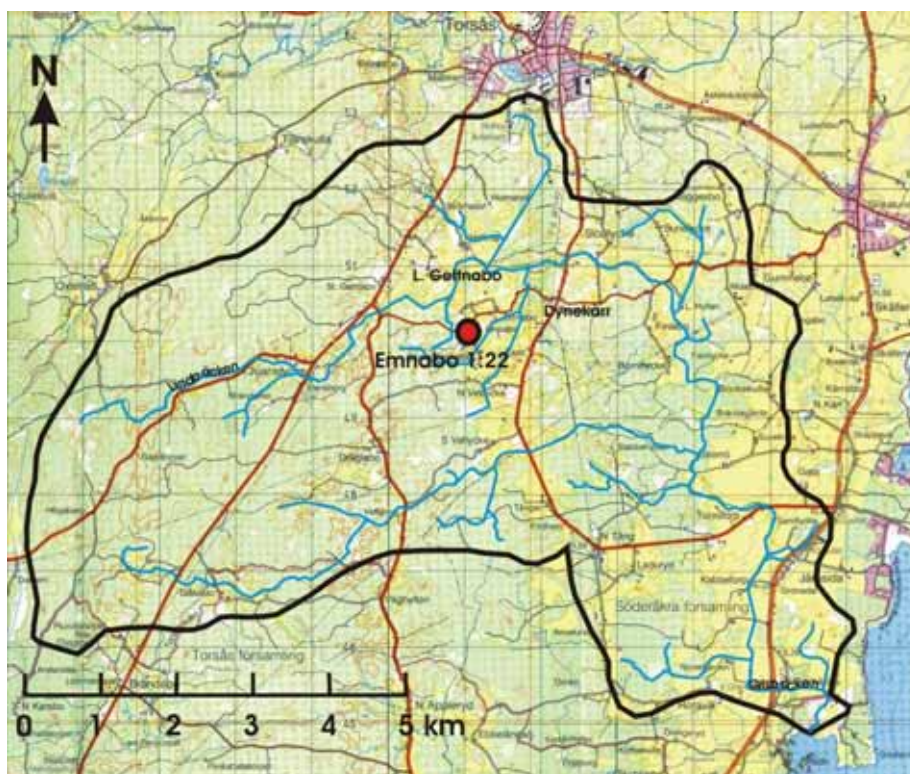
Regionalt domineras bergarterna i området av Växjögraniten (del av Smålandsgraniterna) i väster och underkambrisk sandsten i öster. Bergets överyta är förhållandevis plan med en lutning mot öster och söder. Graniten tillhör den s.k. Växjögraniten och är i allmänhet röd och medel- till grovkornig. Den genomsätts lokalt av basiska gångbergarter av växlande sammansättning. Sandstenen utgör den äldsta (och därmed den understa) delen av en sedimentär lagerföljd som är avsatt på urberget för ca 600 miljoner år sedan.

I Emnabo utgörs berggrunden väsentligen av en medel- till finkornig granit. I graniten ligger brottstycken med grönsten inbäddade, vilka kan antas vara samtida med graniten och härledas från magmablandning vid bildandet. Närvaron av grönsten kan förklaras av i nordväst förekommande fin- till medelkorniga grönstenar med diorit- till gabbrosammansättning. Området ligger nära karterad bergartsgräns mot överlagrande sandsten i öster. Sandstenens mäktighet är som störst vid kusten och uppgår där till cirka 25 m, men minskar betydligt mot väster. Ingen sandsten har påträffats i närheten av Emnabo.

2.5 Hydrologi

Emnabo ligger i Grisbäckens avrinningsområde (figur 2.4) som mynnar i Östersjön vid Södra Kärr ca 6 kilometer söder om Bergkvara. Avrinningsområdets yta är ca 54 km² och det gränsar i norr respektive söder mot Bruatorpsåns och Brömsebäckens avrinningsområden.

Emnabo ligger i anslutning till Lindbäcken som är en nordlig gren i Grisbäckens avrinningsområde. Ytavrinningen från Emnabo sker dels via en mindre bäck öster om Emnabo mot Dynekärr i nordost, dels via en mindre bäck väster om Emnabo norrut mot Bråsholmarna (L. Getnabo) och vidare österut med Lindbäcken. Gränsen mellan dessa avrinningsvägar sammanfaller i stort med lokalvägen från Dynekärr till St. Emnabo. Generellt följer grundvattenavrinningen i jord även denna flödesbild, men den förhållandevis flacka terrängen gör att grundvattnets vattendelare är osäkra och kan påverkas av lokala brunnsuttag samt årstid.



Figur 2.4 Grisbäckens avrinningsområde. Emnabo ligger centralt i den norra grenen.

I anslutning till odlings- eller betesfält ligger grävda diken. Fälten avvattnas även genom täckdiken. Två mindre dammar är grävda på Emnabo 1:22, troligen i kräftodlingssyfte. En är belägen i de centrala delarna av fastigheten, 200 meter SSV om boningshuset, och en är belägen i den östligaste delen mot Eket, 400 meter öster om boningshuset.

Årsmedelnederbörden uppgår till ca 600 mm av vilket ca 400 mm avdunstar. Därmed återstår en årsmedelavrinning på ca 200 mm.

3 Utförda undersökningar

I detta kapitel redovisas tidigare genomförda utredningar samt vilka kompletterande undersökningar som utförts inom ramen för aktuell huvudstudie.

3.1 Tidigare utredningar

Mark och Vatten Ingenjörerna AB har på uppdrag av Torsås Kommun tagit fram tre rapporter:

- Utlåtande om besiktning av förorenad brunn på fastigheten Emnabo 1:22 i Torsås kommun” (2000-11-06).
- PM 2000-11-28, Kontrollprogram för saneringspumpning av förorenad brunn på fgh. Emnabo 1:22, Torsås kommun.
- Resultat av provtagning utförd 2002-08-15 av förorenad brunn på fastigheten Emnabo 1:22 m.fl., Torsås kommun.

Miljökontoret i Torsås har sedan föreningen upptäcktes 2000 genomfört provtagning och analys av bekämpningsmedel i brunnar på fastigheterna Emnabo 1:22 och 1:11 samt i brunnar på omgivande fastigheter (S Eriksson, Pers. komm).

3.2 Undersökningar inom huvudstudien

Inom huvudstudien har hydrogeologiska och miljökemiska undersökningar genomförts i syfte att:

- avgränsa föreningens utbredning i jord och berg,
- bestämma och beskriva risken för föroreningsspridning och
- utgöra tillräckligt underlag för att föreslå lämpliga åtgärder

De hydrogeologiska och miljökemiska undersökningar som genomförts redovisas i avsnitt 3.3 och 3.4. En mer detaljerad beskrivning återfinns i:

- Huvudstudie Emnabo. Hydrogeologisk utredning (Aqualog, 2004).
- Huvudstudie Emnabo. Miljökemisk utredning, (Kemakta, 2004).

Fältarbeten har omfattat installation och undersökningar av 16 provpunkter för grundvatten i jord samt 6 nya provpunkter för grundvatten i berg. Dessutom har befintliga brunnar undersökts.

Undersökningarna har genomförts i etapper där framtaget underlag analyserats för att kunna optimera placering av nya provpunkter och undersökningar i dessa. Inledningsvis inriktades undersökningarna på att försöka lokalisera föreningen i jordgrundvattnet i syfte att identifiera föroreningskällan samt eventuell spridning i jordgrundvattnet. I ett första skede installerades provpunkter i ett glest nät i anslutning till de förorenade brunnarna samt vid misstänkta lägen för föroreningskällan. Dessa undersökningar visade att jordgrundvattnet i området sydost om bostadshuset var förorenat, varvid nya provpunkter installerades i detta område och kompletterade provtagning av grundvatten genomfördes. Därefter etablerades två bergborrade brunnar i området i syfte att avgränsa föreningen i berggrundvattnet och bedöma eventuella spridningsvägar. Baserat på dessa undersökningar, kompletterade med geofysiska undersökningar, etablerades ytterligare fyra bergborrade brunnar längre bort från området i tänkbara spridningsriktningar. Syftet med detta var att bedöma hur långt från källområdet som föroreningarna hunnit sprida sig.

3.3 Hydrogeologiska undersökningar

Syftet med de hydrogeologiska undersökningarna var att beskriva yt- och grundvattenförhållandena vid Emnabo, med fokus på områden där förorenat grundvatten konstaterats. Undersökningarna har inriktats på att klarlägga strömningsmönstret i jordlagren samt flödesvägarna i berg. En utförlig redovisning av utförda undersökningar ges i den hydrogeologiska utredningen (Aqualog, 2004).

Resultatet av genomförda undersökningar har utgjort basen i en konceptuell hydrogeologisk modell. Modellen beskriver jordlagrens och bergets hydrauliska egenskaper och hur dessa samverkar inbördes. Utgående från mätningar av grundvattennivåer och grundvattentryck har grundvattnets flödesbild tolkats.

De hydrogeologiska undersökningarna inleddes med en översiktlig kartering av områdets geologi och avrinningsförhållanden samt inventering av befintliga brunnar i jordlager och berg. Vattendelare och områdets avrinningsförhållanden karterades. Genom intervjuer erhöles information om grundvattentillgång, vattenkvalitet, bergförhållanden och jorddjup. SGUs geologiska kartor samt data från SGUs brunnarsarkiv användes som underlag.

Utöver de två förorenade brunnarna finns i Emnabo ett mindre antal brunnar som används som enskilda vattentäkter. Under sommaren 2003 registrerades vattennivåer i tre av dessa brunnar (Emnabo 1:16, 1:17 och 2:3) samt i brunnen Emnabo 1:22. Från dessa mätningar har nivåvariationer, vattenförande förmåga och uttagsmängder beräknats. Brunnarnas lägen visas i figur 3.1.

I de två förorenade brunnarna Emnabo 1:22 och 1:11 har detaljerade hydrauliska undersökningar utförts. Syftet med dessa undersökningar var att karaktärisera brunnarna hydrauliskt och därmed:

- identifiera vattenförande sprickor/zoner
- kvantifiera vattenförande förmåga i dessa sprickor/zoner
- undersöka hydraulisk kontakt mellan de två brunnarna

För att identifiera vattenförande avsnitt och undersöka dessa genomfördes manschettförsök, vilket innebär att borrhålet sektioneras med expanderande manschett. Det möjliggör att olika borrhålsavsnitt kan testas var för sig. För att studera om det finns hydraulisk kontakt mellan olika brunnar genomfördes längre pumpförsök.

I de nya provpunkter som installerats i undersökningsområdet genomfördes en serie olika tester med skiftande målsättning. I punkter nära förorenat område gjordes relativt omfattande hydraulisk testning, medan punkter på större avstånd testades relativt översiktligt. Punkternas placering redovisas i figur 3.1 och i tabell 3.1 sammanfattas utförda undersökningar.

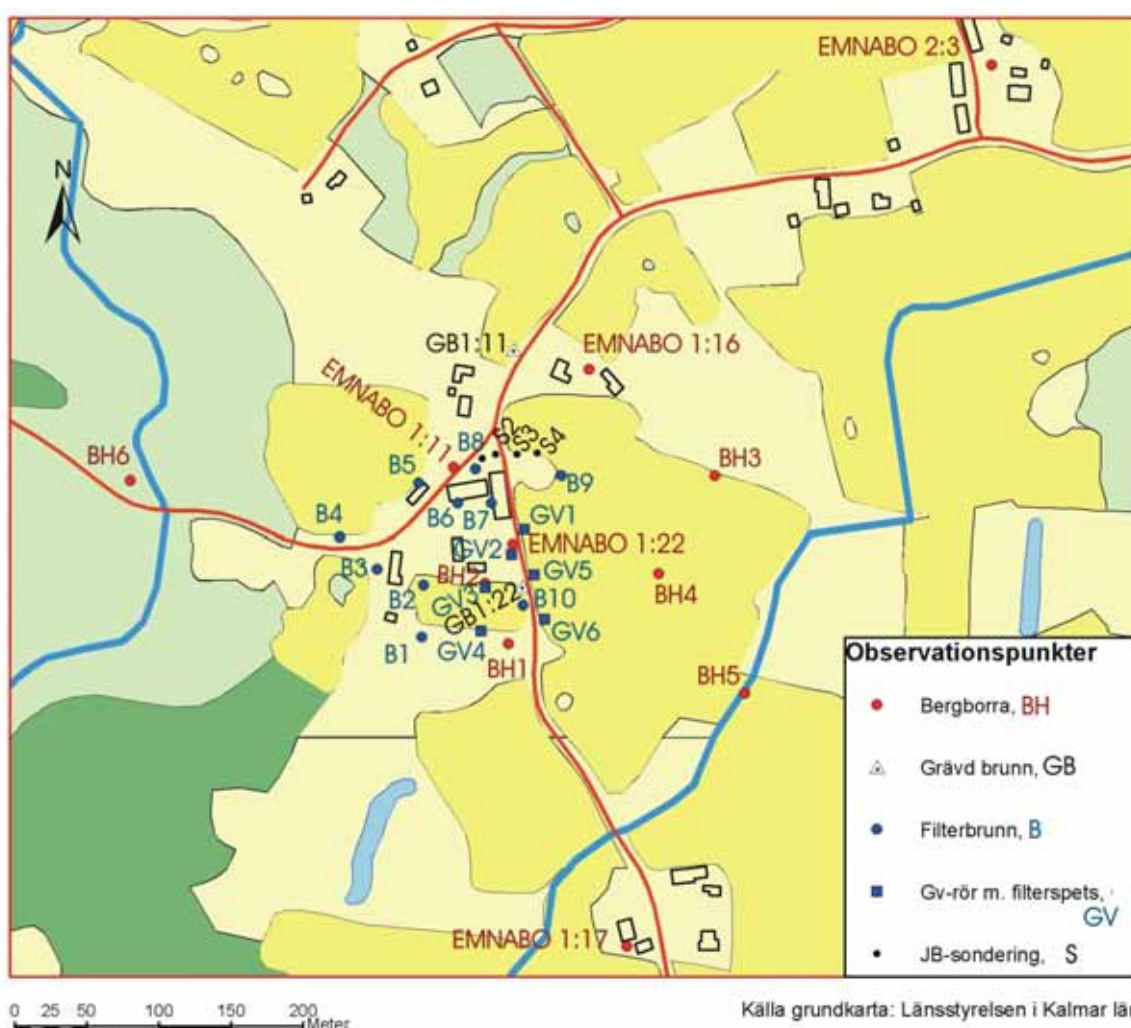
Testerna har omfattat pulstester i hela och sektionerade hål, manschetttester för att fastställa grundvattnets trycknivå i olika delar av borrhål, samt provpumpningar med registrering av påverkan i närliggande hål (interferenstest). I samband med etablering av observationspunkter i jordlager utfördes JB-sondering för att klarlägga bergläget samt jordlagrens ungefärliga uppbyggnad.

Som stöd för placering av bergborrhål har TV-loggning utförts i borrhål, samt VLF-mätning i området öster om boningshuset på 1:22. Syftet med TV-loggning, vilken utfördes i Emnabo 1:11 och 1:22 samt i BH 1-2, var att studera bergets sprickighet och om möjligt klarlägga zoner/sprickors orientering. Syftet med VLF-mätningen var att om möjligt identifiera vertikala vattenförande zoner i det lertäckta området i öster. För ändamålet karterades en yta 200×500 m² med fem profiler i två riktningar.

I samband med att befintliga och nya bergbrunnar karakteriserades genomfördes manschettester med tryckmätningar i isolerade sektioner. Mätningarna syftade till att bl.a. avgöra om det förekommer vertikala flöden i brunnarna, mellan olika vattenförande sprickor, samt om förutsättningar finns för att jordvatten kan läcka in via foderrörets underkant.

Bergborrorna BH3-6 var i princip täta efter borrning till fullt djup. I syfte att uppnå hydraulisk kontakt med eventuella närliggande vattenförande sprickor genomfördes försiktig hydraulisk spräckning (stimulering). Spräckningen utfördes genom att enkelmanschett placerades ca 10 m ner i borrhålet varefter den undre sektionen utsattes för högt vattentryck. Efter att sprickor öppnats trycktes 1-2 m³ vatten ut i berget. Därefter tilläts vattnet strömma tillbaka till markytan. I BH3-5 uppnåddes bättre hydraulisk kontakt med omgivningen, medan BH6 inte påverkades av spräckningen. Innan provtagning av vatten rens pumpades borrhålet.

Provtagning av vatten från jordlager utfördes i huvudsak genom pumpning efter att röret omsatts minst 3 gånger. Provtagning av vatten från berg utfördes genom pumpning, dels som riktad provtagning med begränsad omsättning, dels i samband med längre provpumpning.



Figur 3.1 Observationspunkter på och kring fastighet Emnabo 1:22.

Tabell 3.1 Observationspunkter, genomförda undersökningar.

Namn	Typ	Nivåreg.	Pulstest	Pumptest	Övrigt
Emnabo 1:11	Bergborra	X	Sektioner	Hela hålet	
Emnabo 1:16	Bergborra	X	Hela hålet	-	
Emnabo 1:17	Bergborra	X	Hela hålet	-	
Emnabo 1:22	Bergborra	X	Sektioner	Hela hålet	
Emnabo 2:3	Bergborra	X	Hela hålet	-	
BH1	Bergborra		-	Hela hålet	
BH2	Bergborra		Sektioner	Hela hålet	
BH3	Bergborra		Hela hålet	-	Hydraulisk spräckning
BH4	Bergborra		Hela hålet	Hela hålet	Hydraulisk spräckning
BH5	Bergborra		Hela hålet	-	Hydraulisk spräckning
BH6	Bergborra		Hela hålet	-	Hydraulisk spräckning
GB 1:11	Grävd brunn		-	-	
GB 1:22	Grävd brunn		Hela brunnen	-	Återhämtning efter länsugning
B1	Filterbrunn		-	-	
B2	Filterbrunn		Hela hålet	-	
B3 – B5	Filterbrunn		Hela hålet	Hela hålet	
B6	Filterbrunn		-	Hela hålet	Test gick ej att utvärdera
B7 – B8	Filterbrunn		-	Hela hålet	
B9 - B10	Filterbrunn		-	-	
GV1	GV-rör (perf.)		-	-	
GV2 – GV3	GV-rör (perf.)		Hela hålet	-	
GV4 - GV6	GV-rör (perf.)		-	-	
S2 – S5	JB-sondering		-	-	

3.4 Miljökemiska undersökningar

Provtagning och kemiska analyser har utförts i grundvattenrör i jorden och i berget samt i bergborrade brunnar vid totalt 5 tillfällen under perioden oktober 2003 till mars 2004 (tabell 3.2). De kemiska analyserna som utfördes syftade till att undersöka förekomsten av fenoxysyror, främst MCPA och dess nedbrytningsprodukter, vilken huvudsakligen utgörs av 4-klor-2-metylfenol. En screeninganalys av volatila samt semivolatila föreningar samt klorfenoler har även gjorts på vattenprov från brunnen vid Emnabo 1:22.

Fysikalisk-kemiska analyser har också genomförts på såväl jordgrundvatten som berggrundvatten. Analyserna bestod av bestämning och analys av pH, konduktivitet, COD, alkalinitet, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al, Cu, ammoniumkväve, nitrat, nitrit, fosfat, F, Cl och sulfat. Dessa analyser syftade till att möjliggöra en kemisk karakterisering av vattnet samt att identifiera skillnader mellan olika vattentyper. Med dessa analyser är det också möjligt att

undersöka ursprung och möjliga transportvägar för olika typer av vatten genom att studera om liknande sammansättning på vattnet återfinns i olika provtagningspunkter. En principal-komponentanalys har därför genomförts för att undersöka eventuella samvariationer (avsnitt 5.4).

Tabell 3.2 Provtagningsstillfällen och analyser utförda i grundvattenrör och brunnar

Provtagnings- tillfälle	Provtagningspunkt	Analyser
2003-10-01	B2-B10, Emnabo 1:11, 1:16, 1:22	fenoxisyror, fys-kem
2003-10-30	B1, B10, grävd 1:22, dike 1:22, Emnabo 1:11	fenoxisyror, fys-kem
2003-12-08	GV1-GV6, BH1, BH2	fenoxisyror, fys-kem
2004-02-23	BH3-BH6 (före spräckning) dräneringsbrunn	fenoxisyror, fys-kem
2004-03-23	BH3-BH6 (efter spräckning), grävd 1:22 Emnabo 1:16 Emnabo 1:22	fenoxisyror, fys-kem fenoxisyror Screening volatila/ semivolatila föreningar samt klorfenoler.

4 Hydrogeologiska förhållanden

I detta kapitel redovisas jordlagrens och bergets hydraulik såsom framkommit av utförda undersökningar och analyser. Hydrauliska egenskaper, grundvattennivåer och grundvattnets flödesmönster redovisas. En mer detaljerad beskrivning ges i den hydrogeologiska utredningen (Aqualog, 2004).

4.1 Jordlagrens hydraulik

Jordlagrens hydrogeologiska egenskaper inom undersökningsområdet varierar men karakteriseras generellt av en relativt hög vattenförande förmåga (transmissivitet). De vattenförande lagren består av sorterat sandigt material eller grusig-sandig morän. Huvudsakligen överlagras de vattenförande lagren av lera eller silt, men inom delar av undersökningsområdet saknas dessa ytliga tätande jordlager.

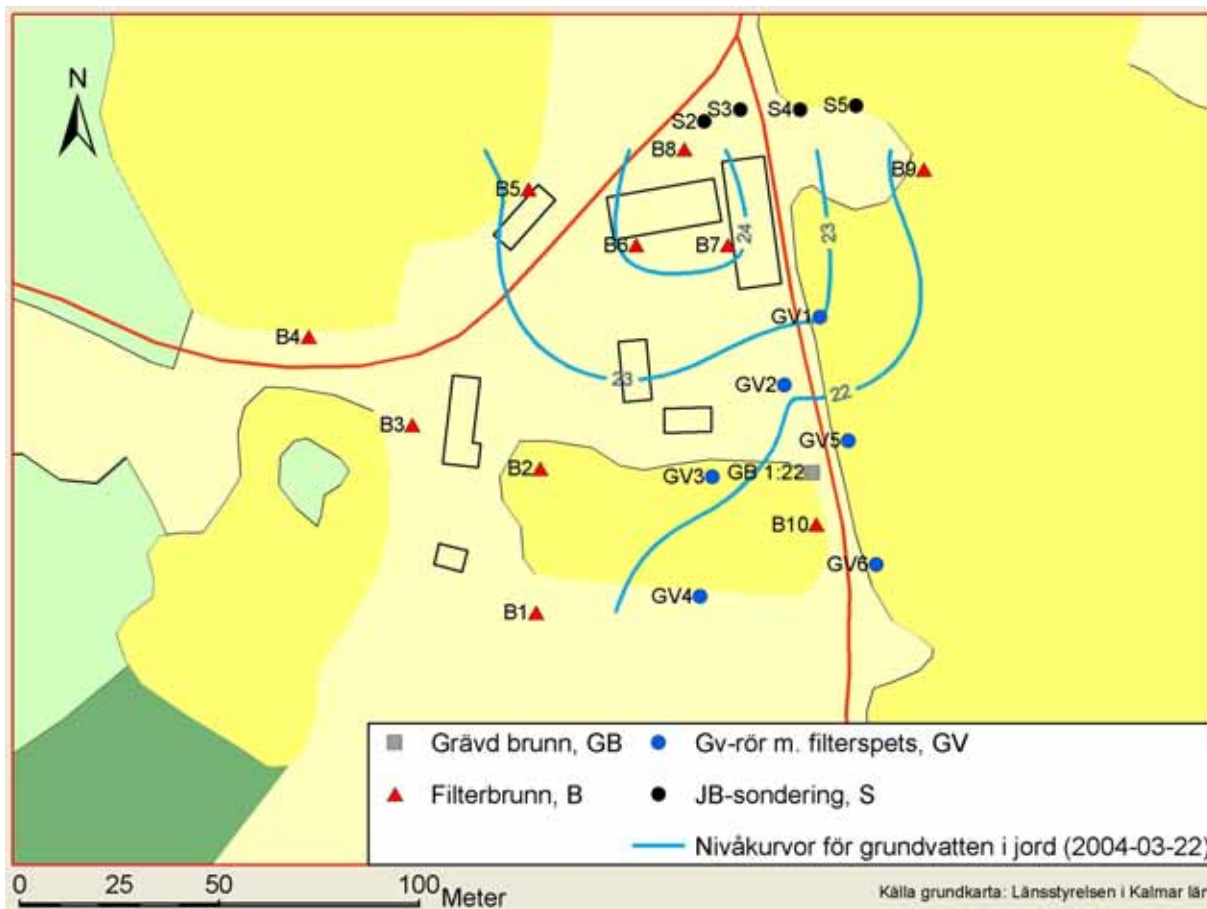
Genom hydrauliska tester i filterbrunnar och grundvattenrör har jordlagrens transmissivitet bestämts till $0,5-8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, vilket motsvarar grusig sandig morän. Undantag är GV2 som uppvisade lägre transmissivitet. Siktanalyser från jordprov tagna i provgroppar visar en sandig-siltig morän med lokalt mellanliggande gruslager.

Tabell 4.1 Undersökningspunkter i jordlager, hydrauliska uppgifter

Namn	Vattennivå (04-03-22)	Bergnivå	Transmissivitet
B1	+22.42	+20.7	-
B2	+22.47	+18.4	$1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
B3	+22.48	+18.9	$3-5 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
B4	+22.09	+17.4	$5-8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
B5	+23.09	+18.3	$0.5-7 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
B6	+24.19	+18.7	-
B7	+24.19	+18.0	$0.7 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
B8	+24.29	+20.9	$1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
B9	+21.48	+17.6	-
B10	+21.42	+16.5	-
GV1	+23.04	+20.0	-
GV2	+22.04	+19.4	$4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$
GV3	+22.23	+18.4	$3 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
GV4	+21.50	+19.0	-
GV5	+21.71	+18.1	-
GV6	+21.40	+17.1	-
GB 1:11	+23.10	-	-
GB 1:22	+21.84	-	$1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$

Utifrån mätningar av vattennivåer i filterbrunnar och grundvattenrör har grundvattnets flödesbild bestämt, figur 4.1. I sonderingspunkter S2-S5 påträffades berg över grundvattennivån. I

figuren visas en tolkad grundvattennivåkarta för jordlagren i området. Flödesbilden är i huvudsak sydostlig med en lokal nordostlig vattendelare som ungefär sträcker sig från punkt B3, över punkt B7 och vidare upp mot S4. Väster om denna delare sker flödet åt NV – V.



Figur 4.1 Tolkade nivåkurvor och flödesriktningar för grundvatten i jordlagren vid Emnabo, 2004-03-22

4.2 Bergets hydraulik

Berggrundens hydrogeologiska egenskaper varierar kraftigt, vilket är naturligt i en kristallin berggrund där spricksystemets uppbyggnad och sprickornas ”öppenhet” bestämmer de hydrauliska egenskaperna. Sprickfrekvensen i berget vid Emnabo 1:22 bedöms vara låg och större zoner förekommer mycket sparsamt. I samband med borrhningen av sex undersökningshål har berget visat en tämligen massiv karaktär, där ett fåtal sprickor påträffades i avsnitt av rött finkornigt berg. Brunnarna BH3-6 gav mycket små mängder vatten.

Genom hydrauliska tester i vattentäkter och nya undersökningshål har bergets transmissivitet beräknats till $5 \times 10^{-7} - 4 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$. Berget uppvisade sålunda både lägre som högre värden än jordlagren. Förhållandevis höga transmissivitetsvärden konstaterades i de borrhade vattentäkterna på Emnabo 1:11, 1:17 och 2:3 (vanligtvis ökar transmissiviteten vid kontinuerligt användande). Det höga värdet för BH4 (efter spräckning) representerar sannolikt endast berget i nära anslutning till borrhålet (pulstest). De nya undersökningshålen BH3-6 var i princip täta efter borrhning och först efter hydraulisk spräckning erhöles hydraulisk kontakt med omgivande sprickor. BH5-6 är fortfarande täta trots spräckning.

Registrering av nivåförändringar i samband med uttag har utförts i de vattentäkter som var i drift vid undersökningens genomförande (Aqualog, 2004). Mätningarna är utförda 10-27 juli

2003. Det kan konstateras att såväl i närliggande brunn i söder, Emnabo 1:17, som i nordost, Emnabo 1:16, uppkommer kortvarigt kraftiga gradienter i samband med större uttag.

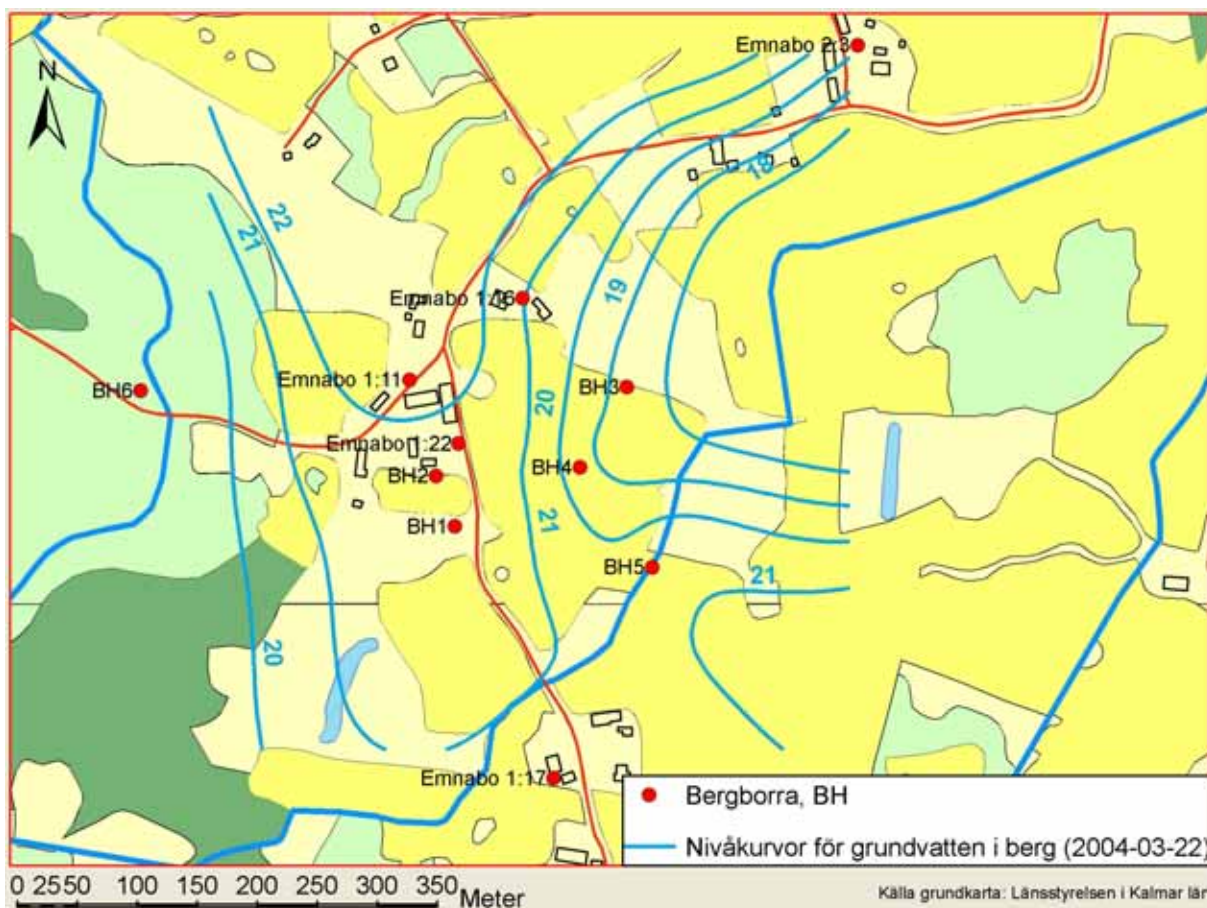
Tabell 4.2 Undersökningspunkter i berg, hydrauliska uppgifter

Namn	Vattennivå (04-03-22)	Låg vattennivå i samband med uttag	Transmissivitet	Övrigt
Emnabo 1:11	+22.31	+13.0	$0.9-3 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	Vattenförande sprickzon vid 39 m
Emnabo 1:16	+20.61	+16.5	$2 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	
Emnabo 1:17	+20.51	+6.0	$2 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	
Emnabo 1:22	+21.58	Används inte	$0.2-8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	Vattenförande zon/ spricka under 50 m
Emnabo 2:3	+20.11	+12.0	$2 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	
BH1	+21.46		$3 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$	
BH2	+21.37		$1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	
BH3	+18.38		-	Ej möjligt utvärdera transmissiviteten
BH4	+18.89		$1-40 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$	Efter spräckning
BH5	+20.51		$0.5-1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$	Efter spräckning
BH6	+18.78		$0.5-1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$	Efter spräckning

Utgående från avlästa vattennivåer i ostörda brunnar har grundvattennivån i berg tolkats och en grundvattennivåkarta framtagits, figur 4.2. Den tolkade grundvattenbilden i berg tyder på att det finns en grundvattendelare som i princip går i nord-sydlig riktning genom det undersökta området. Vattendelaren följer den topografiska höjdryggen ner mot Emnabo 1:22 och vidare söderut, dvs ungefär mittemellan de två ytvattendragen.

Bilden överensstämmer relativt väl med den för jord, både med avseende på grundvattendelare som flödesriktningar. Man kan sålunda konstatera att grundvattennivån inom det område där föroreningar påträffats ligger högre än omgivningen, vilket innebär möjlighet till spridning i flera riktningar.

Det kan observeras att vattenytorna i brunnarna på Emnabo 1:16 och 1:17 ligger lägre än nivåerna i de förorenade brunnarna. I samband med stora uttag sjunker dessutom nivåerna i dessa vattentäcker, tabell 4.2. Grundvattnets tolkade strömningsriktning, figur 4.2, indikerar dock inte att det under naturliga förhållanden sker ett flöde mot dessa brunnar.



Figur 4.2 Tolkade nivåkurvor och flödesriktningar för grundvatten i berg vid Emnabo, 2004-03-22.

Grundvattenflödet i berg är begränsat till ett fåtal vattenförande strukturer, vilka troligen löper i väst-östlig riktning. Huvuddelen av flödet bedöms därför ske mot sydost eller väster ut från grundvattendelaren (figur 4.2).

Hydrauliska tester och observationer visar att brunnarna på fastigheterna Emnabo 1:22 och 1:11 samt BH2 har inbördes hydraulisk kommunikation, och är förorenade av fenoxisyra. Några hydrauliska samband med brunnarna på Emnabo 1:16 och 1:17 har inte konstaterats, liksom för övriga undersökningsbrunnar i berg (BH1, BH3-BH6).

Som en följd av att förorening även påvisades i den nya brunnen BH2, genomfördes hydrauliska test för att klarlägga dominerande strömningsvägar mellan brunnarna. Testet visade att det finns två vattenförande sprickor/zoner i BH2 som kommunicerar med brunnarna Emnabo 1:22 och Emnabo 1:11. Testförloppet tyder på att det är enskilda vattenförande strukturer med hög vattenförande förmåga.

Med en högre grundvattennivå i jordlagren innebär varje bergborrhål en potentiell väg för föroreningsspridning till berg. Vanliga spridningsvägar är otät anslutning mellan berg och brunnarnas foderrör eller att foderrörens överkant ligger under grundvattennivån i jord. Foderrören i Emnabo 1:11 och 1:22 samt i BH4 har undersökts har konstaterats vara täta. Överkant på foderröret i Emnabo 1:22 ligger under markytan men över grundvattennivån i jord. Det har dock konstaterats att det tidvis läcker in markvatten i brunnen.

4.3 Hydrogeologisk konceptuell modell

Utredningsarbetet har genomförts etappvis där såväl hydrauliska som kemiska resultat använts för att i detalj styra arbetet. Strategin har varit att i ett första skede klarlägga den hydrauliska och kemiska situationen i området jordlager, för att därefter inrikta undersökningarna på berggrunden. Den bärande idén för denna strategi är att det är mindre komplicerat och mindre resurskrävande att undersöka föroreningsituationen i jordlager än i berg, och att sannolikt föroreningen på något sätt initialt hamnat i jordlagren. Skulle förorening trots allt inte påträffas i jordlagren, skulle det i sig ge värdefullt underlag för de fortsatta undersökningarna. Efter att föroreningsituationen i jordlagren bedömdes vara relativt väl utredd, fokuserades arbetet på att utreda hydrauliska och kemiska situationen i berg.

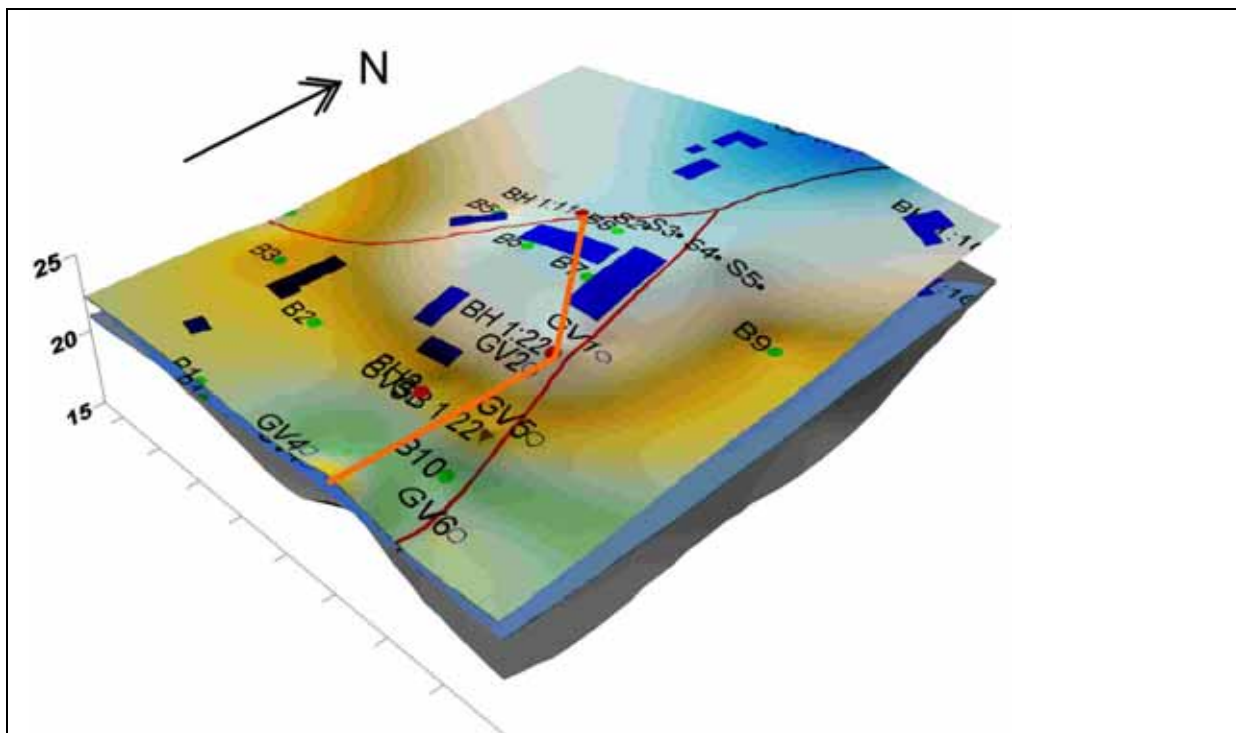
En viktig komponent i genomförd undersökning har varit framtagande av hydrogeologiska konceptuella modeller. Baserat på det underlag som successivt tagits fram har nya och uppdaterade modeller upprättats. Dessa har huvudsakligen används för att leda det fortsatta arbetet i rätt riktning, till exempel placering av nya undersökningspunkter. Modellerna har även används för att analysera vilka osäkerheter som föreligger och var kompletterande data gör bäst nytta.

De konceptuella modellerna utgör i princip strukturerade och tolkade data och omfattar i huvudsak bergnivå, jordlageruppbyggnad, tektoniska strukturer i berget, förekomst av konduktiva sprickor/zoner samt grundvattennivåer i jord och berg. Förekomst av förorening har använts som kompletterande underlag vid genomförda tolkningar.

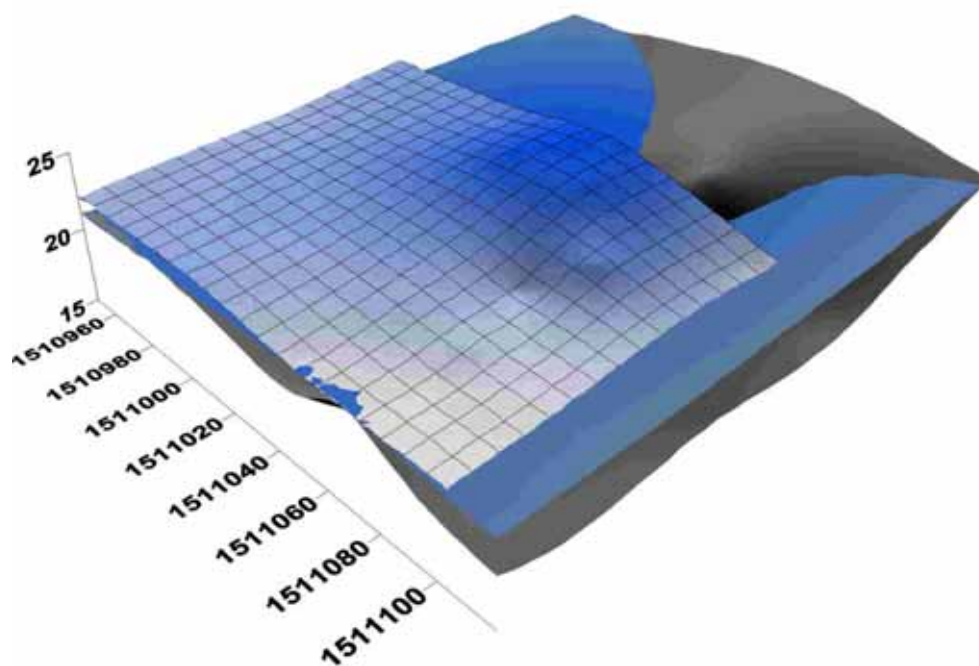
I figur 4.3 redovisas den slutliga hydrogeologiska konceptuella modellen. Modellen visar bergytans nivå, grundvattennivån i jord och berg samt markytans topografi. I figur 4.4 redovisas en profil där viktigare hydrauliska strukturer i jord och berg framgår.

I figur 4.3b visas tolkad grundvattennivå i jord respektive berg. Som framgår av tolkningen ligger nivån i jord ca 1-2 meter över nivån i berg vid Emnabo 1:22, vilket indikerar att det inom området sker en grundvattenbildning till berg. Motsvarande förhållanden råder sannolikt även längre österut, där vattennivån i berg (BH4) ligger uppskattningsvis ca 2 meter under nivån i jord. I sänkan ca 50 m söder om boningshuset på Emnabo 1:22, ligger dock grundvattenet i berg och jord på ungefär samma nivå (BH1, B10, GV4 och GV6). Inom större delen av det undersökta området finns sålunda risk för att föroreningar kan tränga ner i berggrundens system av öppna sprickor.

Som framgår av avsnitt 4.2 är dock bergets hydrauliska egenskaper kraftigt heterogena vilket medför att det egentligen inte går att definiera en grundvattenyta. Avlästa vattennivåer i öppna bergborrhål representerar den sammanslagna effekten av olika sprickors och zoners grundvattentryck. Vattenförande sprickor i övre delen av berggrunden, speciellt i anslutning till topografiskt högre liggande områden, kan ha högre grundvattennivå som kan förhindra nedåtriktad föroreningstransport. På djupet och i större skala görs dock bedömningen att förorenat grundvatten i jord kan tränga ner i berget.



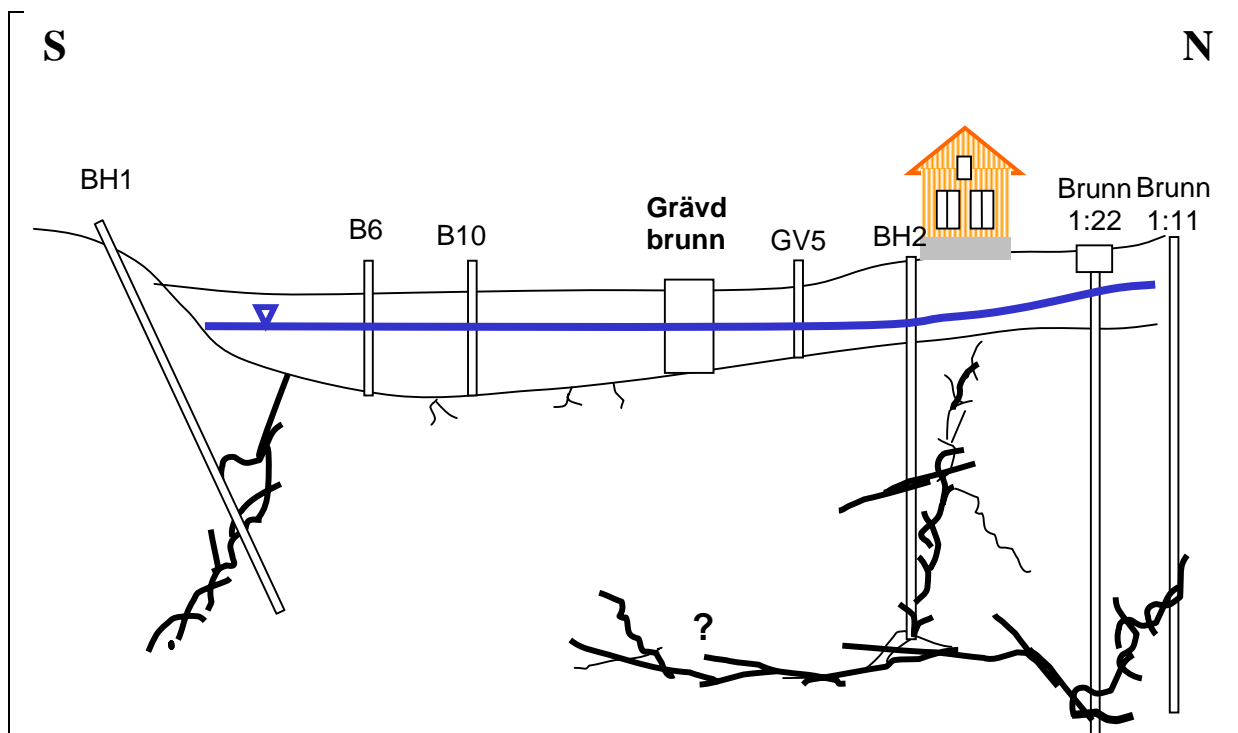
- a) Närområdets topografi och underliggande grundvattennivå i berget samt bergets överyta. I figuren är en orange markering utlagd, vilken utgör läget för en profil som presenteras i figur 4.4



- b) Markytan är borttagen och grundvattennivån i jord (rutad) framträder, samt även en framskjutande bergrygg i nordost. Förutom ett mindre område längst i söder ligger grundvattennivån i jord över nivån i berg.

Figur 4.3 Konceptualisering av grundvattenförhållanden vid och runt gårdsplanen, Ennabo 1:22.

Med utgångspunkt från framtagen konceptuell modell samt detaljerad information från borrhningar och hydrauliska tester, har en vertikalprofil upprättats, figur 4.4. Läget av profilen visas i figur 4.3a. Profilen sträcker sig från bergborrade brunn på Emnabo 1:11 ner till i söder liggande undersökningsborrhål BH1.



Figur 4.4 Snitt genom profil parallell med grusvägen, korsande över nedre fältet söder om gårdsplanen, Emnabo 1:22.

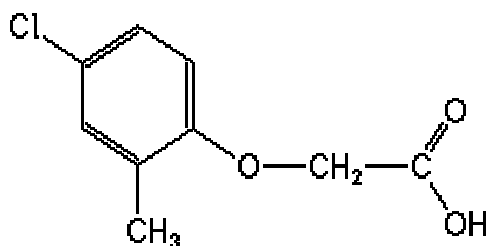
Hydrauliska undersökningar visar att brunnarna på Emnabo 1:11 och 1:22 samt undersökningsborrhålet BH2 kommunicerar hydrauliskt med varandra, medan ingen kontakt har konstaterats med BH1. Kommunikationen sker via flera sprickor varav minst en korsar brunnen på Emnabo 1:22 på ca 60 meters djup samt brunnen på Emnabo 1:11 på 39 meters djup. Påverkansförloppet i Emnabo 1:11 och BH2 indikerar radiellt flöde vilket innebär att akviferen är en kombination av sprickor i ett spricksystem. Spricksystemet bedöms inte påverka förhållandena vid BH1.

5 Föroreningssituation

I detta kapitel ges först en översikt över de aktuella föroreningarnas egenskaper vad gäller spridning och nedbrytning. Därefter redovisas den bild av föroreningens utbredning i jord- och berggrundvatten som erhållits utifrån den utförda provtagningen och analyserna. I kapitlet redovisas även resultatet av de fysikalisk-kemiska analyser som utförts på grundvatten och den utvärdering som gjorts för att identifiera kemiska överensstämmelser mellan olika prover i syfte att undersöka ursprung till grundvatten i olika delar i området. En mer detaljerad beskrivning ges i den miljökemiska utredningen (Kemakta, 2004).

5.1 Föroreningarnas egenskaper

MCPA (4-klor-2-metyl-fenoxiättiksyra) är ett syntetiskt växthormon som verkar genom att orsaka okontrollerad och ohämmad tillväxt i mottagliga växter. Den kemiska formen av MCPA visas i figur 5.1. MCPA förekommer som verksamt substans i en rad preparat mot örtogräs i odlingar av stråsäd, potatis, lin för teknisk användning och gräsfrö samt i slättevall och betesvall på åkermark. MCPA ingår ofta i produkter tillsammans andra fenoxisyror, t ex 2,4-D, mekoprop (MCP) och diklorprop, eller andra bekämpningsmedel, t ex dikamba



Figur 5.1 Kemisk strukturformel för MCPA

Fenoxiherbicer såsom MCPA och MCPP tillverkas vanligtvis i salt eller i esterform. Esterformen kan hydrolyseras och saltformen dissocierar till syror vilket innebär att de olika formerna har liknade toxiska egenskaper. Saltformen är mindre toxisk för fiskar och akvatiska djur, vilket innebär att den används för bekämpning av vattenväxter.

Formuleringen bedöms inte påverka fenoxisyroras giftighet för människor. Formuleringen kan däremot påverka mobiliteten. I en dansk studie (Miljöstyrelsen, 1996) visades att utlakning av esterformen av MCPP var mindre omfattande än utlakning av saltformen. Detta beror på att saltformuleringar adsorberar mycket lite till jordpartiklar, medan estrar fastläggs i större omfattning. Estrar kan dock hydrolyseras relativt snabbt, vilket frigör syraformen.

5.1.1 Nedbrytning

Generellt bryts fenoxisyror ned långsamt genom fotolys, en process som kan vara betydande vid vattenytor men är av underordnad betydelse i jordar. Däremot anses MCPA vara stabil mot hydrolys och fotolys i jordar. Nedbrytning av fenoxisyror sker huvudsakligen mikrobiellt med en snabb nedbrytning under aeroba förhållanden vid ett pH mellan 5 och 8. Lägre och högre pH minskar däremot nedbrytningen. Under anaeroba förhållanden, t ex i vattenmättade jordar och i grundvatten är nedbrytningen mycket långsam.

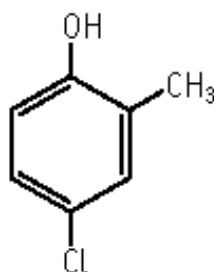
Generellt påverkas nedbrytningshastigheten av faktorer som påverkar mikrotillväxten t ex. temperatur, vattenhalt, halt organiskt material, oorganiska näringssalter samt föroreningsgraden. Vid låga föroreningshalter är nedbrytningshastigheten lägre och vid

mycket höga koncentrationer krävs en anpassningstid innan en snabbare mikrobiell nedbrytning inträder. Vid mycket höga halter hämmas nedbrytningen på grund av toxiciteten av fenoxisyror och deras nedbrytningsprodukter. Nedbrytning påverkas också av faktorer som påverkar tillgängligheten av pesticiderna, t ex sorption.

På åkermark som regelbundet behandlas med fenoxisyror observeras en tilltagande nedbrytningshastighet beroende på att mikroorganismerna anpassar sig till nedbrytning av fenoxisyran. Korsanpassning mellan fenoxiättiksyror har observerats (dvs. upprepad behandling av jord med MCPA ökar nedbrytningen av 2,4-D).

I grundvatten finns låga halter organiskt material, färre mikrober och mindre mikrobiell aktivitet. Nedbrytning av MCPA i grundvatten sker därmed mycket långsammare än nedbrytning i jord. (tex Albrechtsen et al, 2000). Nedbrytningshastigheten är mycket beroende av redoxförhållandena i grundvattnet och kan därför variera mycket mellan olika grundvattenmagasin. Aerob nedbrytning har påvisats för MCPA, men ämnet bedöms vara resistent mot nedbrytning i anaeroba miljöer.

Den viktigaste nedbrytningsprodukt av MCPA är 4-klor-2-metylfenol (4-klor-o-kresol). Kemiska formen av 4-klor-2-metylfenol visas i figur 5.2.



Figur 5.2 Kemisk strukturformel för 4-klor-2-metylfenol

4-klor-2-metylfenol bryts ned i jord till o-kresol, toluen och ett antal andra produkter. Nedbrytning i jord sker mikrobiellt medan hydrolys och fotolys är av liten betydelse i jord och grundvatten. 4-klor-2-metylfenol är måttligt nedbrytbar under aeroba förhållanden. Någon nedbrytning under anaeroba förhållanden har inte observerats.

5.1.2 Rörlighet

När fenoxisyror förekommer i lösning över ett visst pH dissocieras de och bildar negativa joner med mycket hög rörlighet. Det pH vid vilket hälften av ämnet är dissocierat kallas för pKa. Den dissocierade jonformen förekommer under normala förhållanden i jord eftersom fenoxisyroras pKa ligger under de pH-värden som normalt uppmäts i jordar. Fenoxisyroras rörlighet i jorden påverkas därför både av halten organiskt material och pH. Låg halt organiskt material och höga pH ger högre mobilitet. Omedelbart efter spridning av bekämpningsmedel, sorberar esterformen av fenoxisyror starkare än saltformen. På längre sikt är däremot sorptionen oberoende av formulering eftersom syraformen bildas i jord.

4-klor-2-metylfenol har måttlig förmåga att binda till organiskt material och har därmed måttlig rörlighet i jordar. Fastläggningen uppskattas vara i samma storleksordning som för diklorfenoler. Under alkaliska förhållanden, pH > 9, kan 4-klor-2-metylfenol förekomma delvis i jonform och får därmed en ökad rörlighet.

5.2 Halter av föroreningar i grundvatten

Resultaten från analyserna av pesticider i såväl jordgrundvatten som berggrundvatten under provtagningsperioden oktober 2003 till mars 2004 redovisas i tabell 5.1. Av de analyserade pesticiderna detekterades MCPA, dess nedbrytningsprodukt 4-klor-2-metylfenol samt vid ett tillfälle även fenoxisyran 2,4-DP (2003-12-08: 0,37 µg/l) i olika grad. För övriga analyserade fenoxysyror (2,4-D, MCPP, 2,4,5-T, 2,4-DB och MCPB) låg halterna vid samtliga tillfällen under detektionsgränsen 0,1 µg/l.

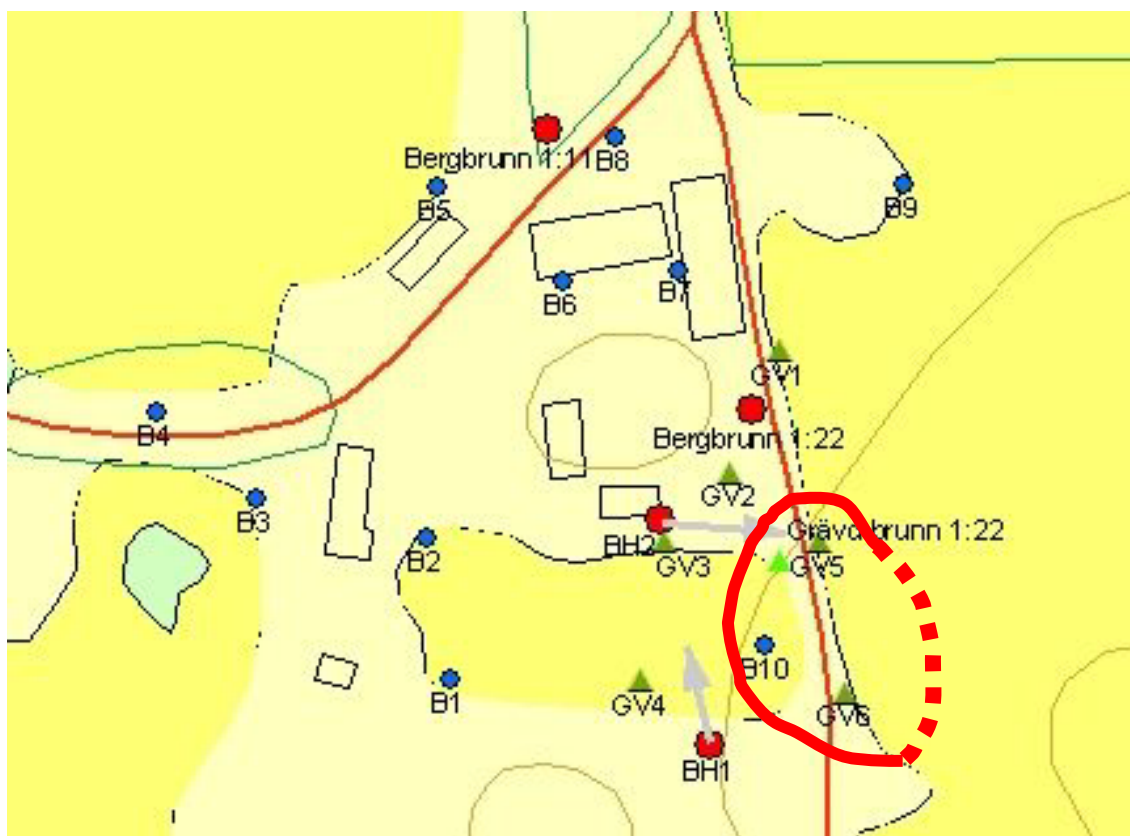
Tabell 5.1 Analyser av MCPA och 4-klor-2-metylfenol i grundvattenrör och brunnar i Emnabo

Provtagningsstillfälle	MCPA / 4-klor-2-metylfenol (µg/l)				
	2003-10-01	2003-10-30	2003-12-08	2004-02-23	2004-03-23
B1	-	<0,1 / <0,1	-	-	-
B2	<0,1 / <0,1	<0,1 / <0,1	-	-	-
B3	<0,1 / <0,1	<0,1 / <0,1	-	-	-
B4	<0,1 / <0,1	-/<0,1	-	-	-
B5	<0,1 / <0,1	-/<0,1	-	-	-
B6	<0,1 / <0,1	-/<0,1	-	-	-
B7	<0,1 / <0,1	-/<0,1	-	-	-
B8	<0,1 / <0,1	-/<0,1	-	-	-
B9	<0,1 / <0,1	-/<0,1	-	-	-
B10	2,2 / 0,16	0,11 / <0,1	-	-	-
Emnabo 1:16	<0,1 / <0,1	-/<0,1	-	-	<0,1 / <0,1
Emnabo 1:11	59 / 3,2	<0,1	-	-	-
Emnabo 1:22	113 / 19	-/<0,1	-	-	-
Grävd 1:22	-	<0,1/0,73	-	-	<0,1 / <0,1
Dike	-	<0,1 / <0,1-	-	-	-
GV1	-	-	<0,1 / <0,5	-	-
GV2	-	-	<0,1 / <0,5	-	-
GV3	-	-	<0,1 / <0,5	-	-
GV4	-	-	<0,1 / <0,5	-	-
GV5	-	-	0,6 / <0,5	-	-
GV6	-	-	3,7 / 3.3	-	-
BH1	-	-	<0,1 / <0,5	-	-
BH2	-	-	83 / 22	-	-
BH3	-	-	-	<0,1 / <0,1	<0,1 / <0,1*)
BH4	-	-	-	0.59 / <0,1	2.9 / 0,1*)
BH5	-	-	-	<0,1 / <0,1	<0,1 / <0,1*)
BH6	-	-	-	<0,1 / <0,1	<0,1 / <0,1*)
Dräneringsbrunn	-	-	-	<0,1 / <0,1	-

*) Efter spräckning av brunnar BH3-BH6

5.2.1 Jordgrundvatten

Förhöjda halter av MCPA och 4-klor-2-metylfenol har påvisats i jordgrundvattnet i tre av provtagningspunkterna (B10, GV5, GV6), med en högsta uppmätta halt av MCPA på 3,7 µg/l i punkt GV6. Nedbrytningsprodukten 4-klor-2-metylfenol har påvisats i tre punkter (B10, GV6 och i den grävda brunnen på 1:22). Den högsta halten uppmättes i GV6 (3,3 µg/l). Samtliga punkter där MCPA eller dess nedbrytningsprodukt detekterats ligger sydost om boningshuset på Emnabo 1:22. I en punkt (GV1 i kanten av fältet öster om boningshuset) uppmättes fenoxisyran 2,4-DP i en halt av 0,37 µg/l.



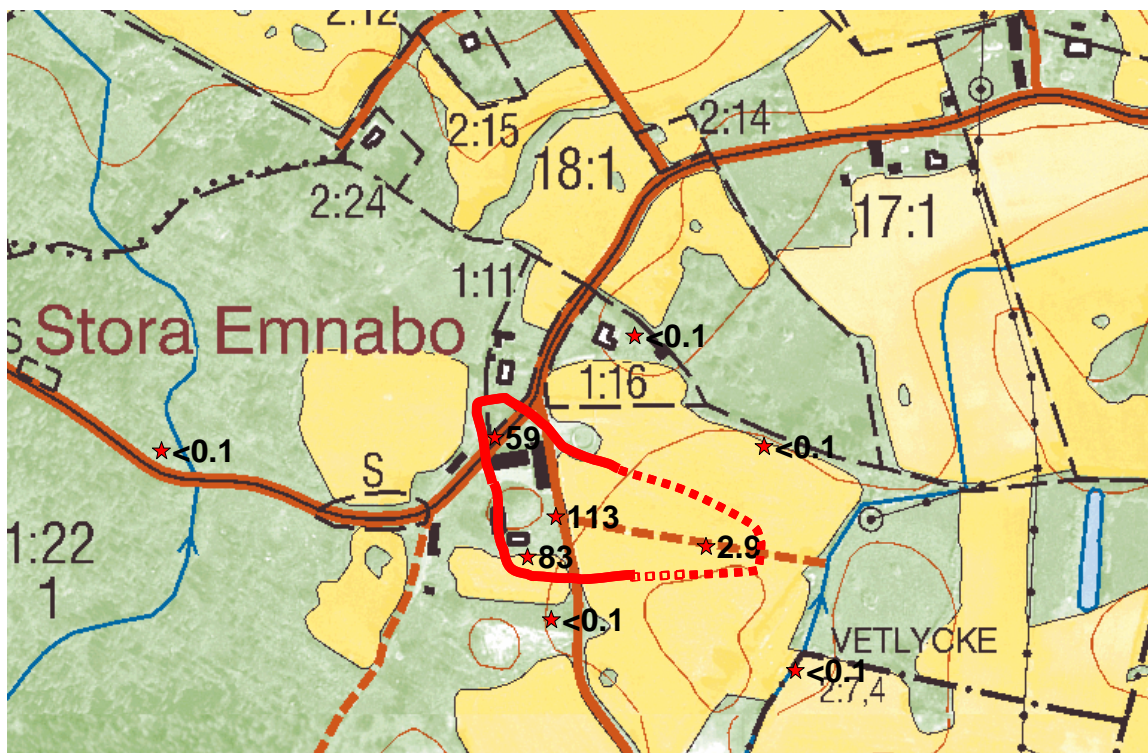
Figur 5.3 Område med förorenat jordgrundvatten. Området inom röd ring med halter av MCPA eller dess nedbrytningsprodukter i jordgrundvattnet i intervallet 0,6 – 3,7 µg/l.

5.2.2 Ytvatten

I de två prover på ytvatten i närområdet (dike söder om B10 samt dräneringsbrunn på fältet i öster) har inga bekämpningsmedel påträffats över detektionsgränsen 0,1 µg/l.

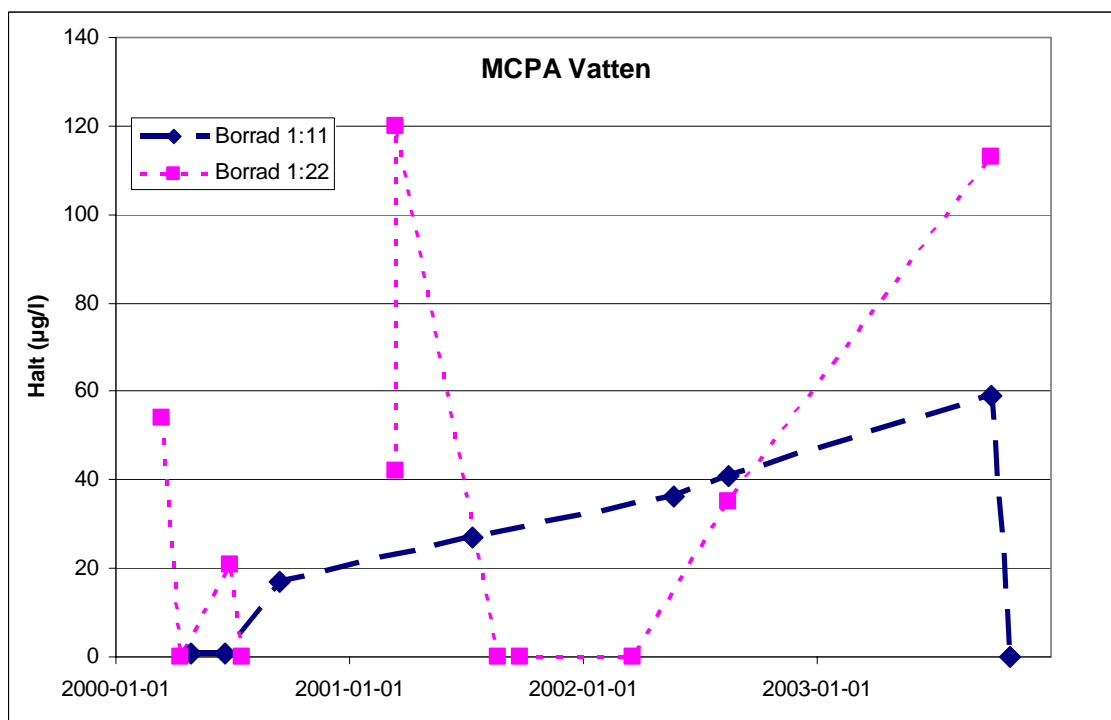
5.2.3 Berggrundvatten

I figur 5.4 visas maximala halter av MCPA i bergborrade grundvattenrör och brunnar under provtagningsperioden 2003-2004. De högsta halterna återfinns i den bergborrade brunnen 1:22 i oktober 2003 då en MCPA-halt på 113 µg/l uppmättes. Höga halter har även uppmätts i den bergborrade brunnen på Emnabo 1:11 (59 µg/l) samt i det bergborrade grundvattenröret BH2 (83 µg/l). I de omgivande bergborrade grundvattenrören har förhöjda halter påträffats i BH4 öster om dessa provtagningspunkter, vilket indikerar en spridning av föroreningarna mot öster. Det begränsade antalet bergborrade hål gör att någon exakt avgränsning av föroreningen inte kan göras.



Figur 5.4 Maximala MCPA halter ($\mu\text{g/l}$) uppmätta i bergborrade brunnar under provtagningsperioden oktober 2003 till mars 2004. (Röd stjärna markerar bergborrade provpunkters läge, röd linje markerar uppskattad föroreningsutbredning).

I figur 5.5 redovisas en tidserie för halten MCPA i de bergborrade brunnarna vid Emnabo 1:22 och 1:11.



Figur 5.5 Halter MCPA i bergborrade brunnar vid Emnabo 1:22 och 1:11.

Halten i den bergborrade brunnen på Emnabo 1:22 visar på stora variationer i tiden förmodligen beroende på att brunnen inte använts och att brunnen inte alltid omsatts vid provtagningen.

I den bergborrade brunnen på Emnabo 1:11 visar resultatet på kontinuerligt stigande halter sedan år 2000. Ett undantag är dock provtagningen 2003-10-30 då halten av MCPA låg under detektionsgränsen på 0,1 µg/l. Orsaken till denna avvikelse har inte kunnat klarläggas, men kan bero på kraftig pumpning före provtagningstillfället.

Den screeninganalys som utfördes på grundvatten från bergborrad brunn 1:22 visade på något förhöjda halter av PAH (summa PAH-16: 1 µg/l), toluen (0,45 µg/l), etylbensen (0,16 µg/l) och naftalen (0,27 µg/l). Halter av alifater, klorbensener samt PCB låg under detektionsgränsen.

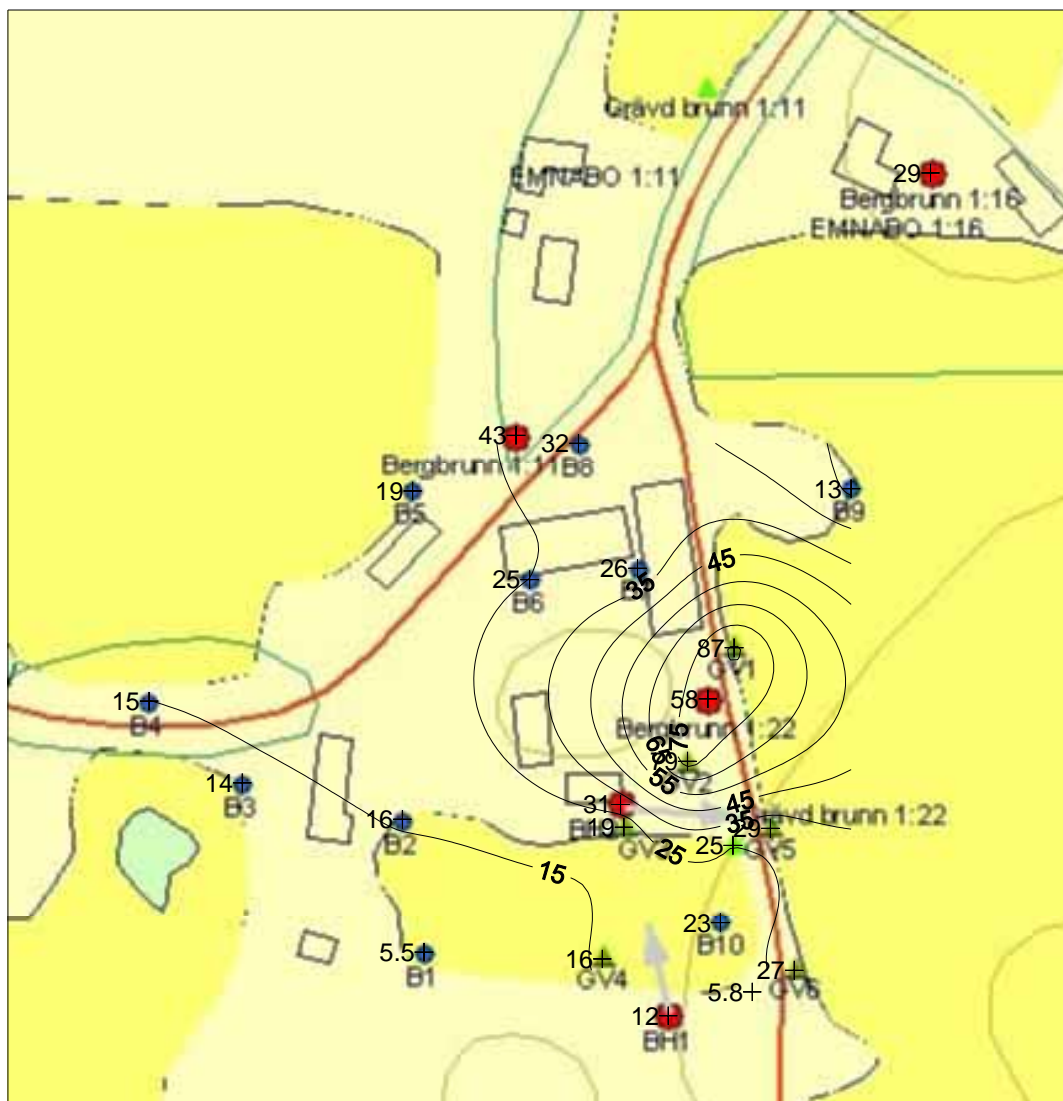
5.3 Fysikalisk-kemiska undersökningar

De fysikalisk-kemiska analyserna av jord- och berggrundvatten visar på relativt stora variationer i sammansättningen mellan grundvatten från olika provpunkter, sannolikt påverkade av olika jordbruksrelaterade verksamheter. Analysresultaten redovisas i rapport Miljökemi (Kemakta, 2004). Påverkan på jordgrundvattnet är större än för berggrundvattnet. Framförallt den östra och sydöstra delen av området visar på höga halter kalium, natrium och klorid. De jordrör som ligger vid ladugårdsbyggnaden visar på påverkan av fosfat, nitrat och ammoniumkväve.

Genomgående uppmättes höga pH-värden. De bergborrade brunnarna har pH-värden mellan 8,1 och 8,3. De jordborrade brunnarna varierar inom ett större intervall, 6,8 – 8,5. Högsta pH är uppmätt i brunn B10. Lägst pH uppmättes i sydväst i punkterna B1 och GV4.

Som ett exempel på utbredningen av påverkat grundvatten redovisas i figur 5.6 uppmätta natriumhalter. I rapporten om miljökemi (Kemakta, 2004) redovisas utbredningen av fler ämnen. Höga natriumhalter påträffas i jordgrundvattnet inom ett område runt GV1 och GV2 ca 80 mg/l. Halterna avtar dock ganska markant norrut och söderut, se figur 5.6. I den bergborrade brunnen på Emnabo 1:22 är natriumhalten högre än i övriga bergborrade brunnar (58 mg/l jämfört med medel 35 mg/l), vilket indikerar en viss påverkan från markgrundvattnet.

De analyser som utförts på berggrundvattnet visar på stora kemiska likheter. Speciellt proverna från brunnarna på Emnabo 1:22 och 1:11 uppvisar stora likheter, brunnen i 1:22 har dock högre halt kalium, natrium, mangan, aluminium, sulfat och fosfat. Den kemiska syreförbrukningen är också väsentligt högre. Halten kalcium är lägre i 1:22 än i 1:11. Även provet från det bergborrade hålet BH2 uppvisar stora likheter med de två brunnarna, dock med högre kalcium och aluminiumhalt. Vattnet från det bergborrade hålet BH1 uppvisar vissa likheter med övriga berggrundvatten, men avviker vad gäller konduktivitet samt halten klorid, mangan och aluminium.



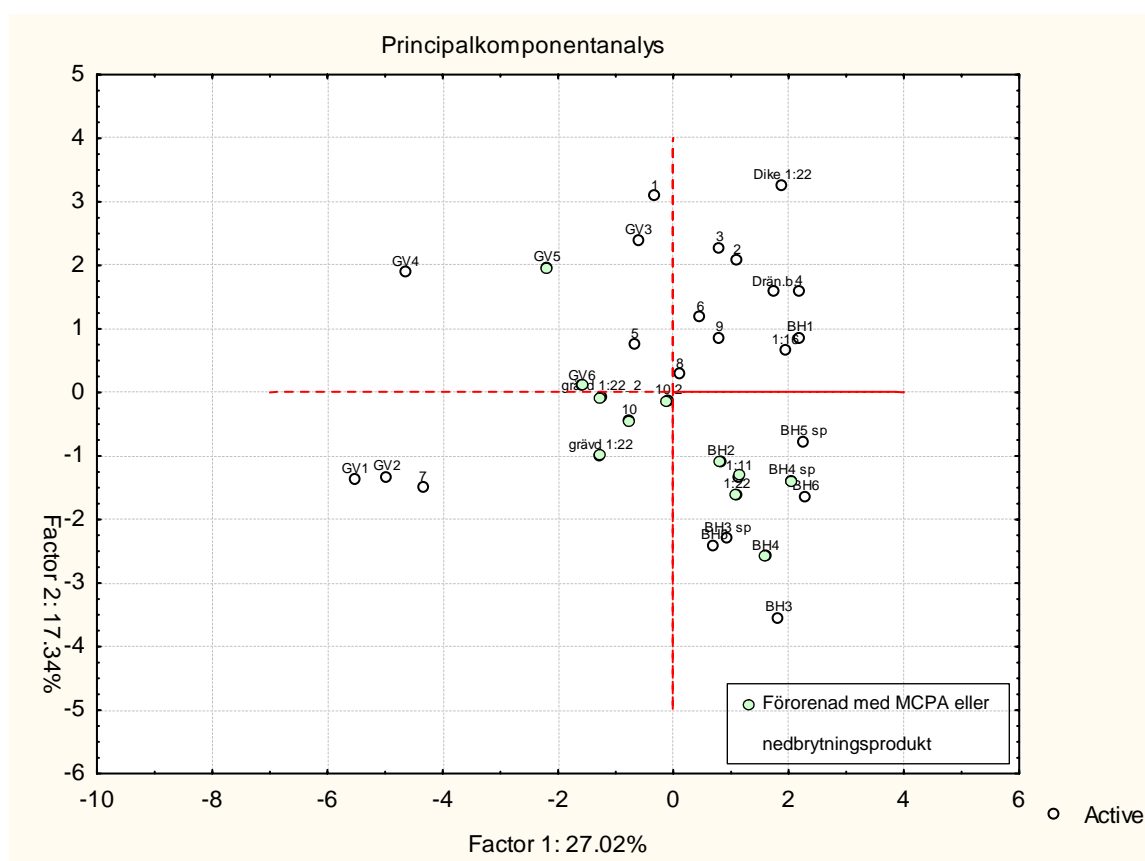
Figur 5.6 Uppmätta natriumhalter i grundvatten (mg/l). Interpolering av halter i jordgrundvatten. Halter i bergbrunnar ej med i interpolationen, men markerade på kartan.

Fysikalisk-kemiska analyser har även använts för att utvärdera effekten av spräckningen av de bergborrade hålen BH3 – BH6. Analyserna visade att halterna av vissa ämnen ändrades efter det att hålen spräcktes. En minskning av halten uppmättes för ett flertal ämnen i samtliga rör t ex halten sulfat, klorid, kalium, natrium, nitrat och fluorid. Denna förändring i den fysikalisk-kemiska sammansättningen tyder på att spräckningen gav kontakt med andra flödesvägar med en något annan kemisk sammansättning.

För andra ämnen t ex aluminium och järn skedde istället en markant ökning av halten efter spräckningen i vissa av de bergborrade hålen. Denna ökning av minerogena substanser förklaras troligen av att det vid provtagningen fanns kvar borrkax i vattnet.

5.4 Statistisk utvärdering av fysikalisk-kemiska analyser

En statistisk utvärdering har genomförts i syfte att identifiera punkter med liknande grundvattenkemi. En principalkomponentanalys (PCA) har genomförts i syfte att undersöka likheter i vattensammansättningen mellan olika provpunkter. PCA-metoden innebär att de ursprungliga parametrarna transformeras till nya variabler (principalkomponenter). Principalkomponenterna har den egenskapen att huvuddelen av variationen kan förklaras med endast 2-3 av dessa. Om de första två principalkomponenterna plottas i ett diagram kommer prover med liknande fysikalisk-kemisk sammansättning att ligga nära varandra i diagrammet, medan punkter med stora skillnader i vattensammansättning ligger långt ifrån varandra.

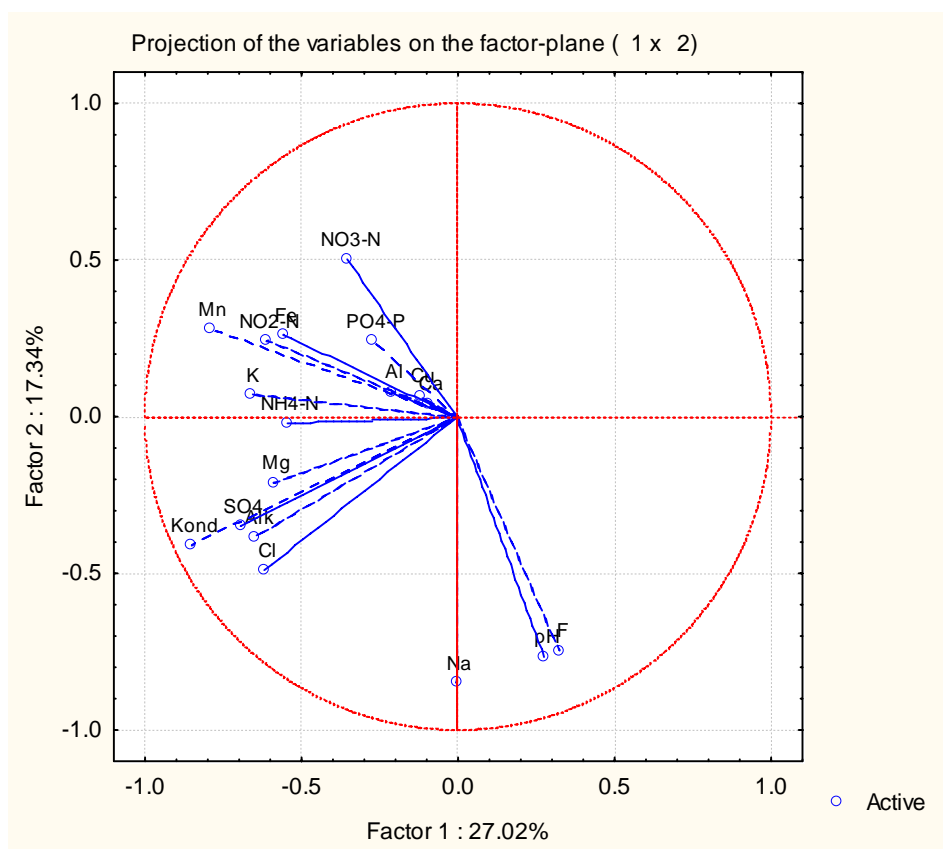


Figur 5.7 Principalkomponentanalys då resultat från samtliga fysikalisk-kemiska analyser som genomförts inkluderats för jord- och berggrundvatten.

I figur 5.7 redovisas de första två principalkomponenterna för samtliga analyserade fysikalisk-kemiska parametrar (innehåll av MCPA ej beaktat). Provpunkterna där MCPA har detekterats har markerats med ringar fyllda med grönt för att visa att provpunkter med detekterade halter av MCPA även har liknande fysikalisk-kemisk sammansättning och därmed en trolig förbindelse. I dessa analyser har vissa provpunkter analyserats vid flera tillfällen varför vissa provpunkter förekommer mer än en gång. För borrhålen BH3-BH5 är fysikalisk-kemiska data både från mätningar innan och efter spräckningen av hålen inkluderade.

I figur 5.8 visas hur de ursprungliga analysparametrarna fördelar sig på de två första principalkomponenterna. Bilden visar att flera analysparametrar har en liknande inverkan på principalkomponenterna, t ex pH och fluoridhalt är kännetecknande för

berggrundvatten samt klorid, sulfat, magnesium, alkalinitet, konduktivitet är kännetecknande för grundvatten från GV1, GV2 och rör 7 belägna kring gårdsplanen.



Figur 5.8 Fördelning av de fysikalisk-kemiska parametrarna på de två första principalkomponenterna.

Resultaten från principalkomponentanalysen visar att de mest förorenade bergborrad rören/brunnarna BH2, 1:11 samt 1:22 uppvisar liknande fysikalisk-kemisk sammansättning vilket tyder på att de står i hydraulisk kontakt med varandra. Däremot avviker brunnarna BH1 och 1:16 i sammansättning från de förorenade. De brunnar som borrar i berg runt fältet öster om boningshuset visar på vissa skillnader från de som ligger kring boningshuset. Dessa skillnader minskar efter spräckningen genomförts.

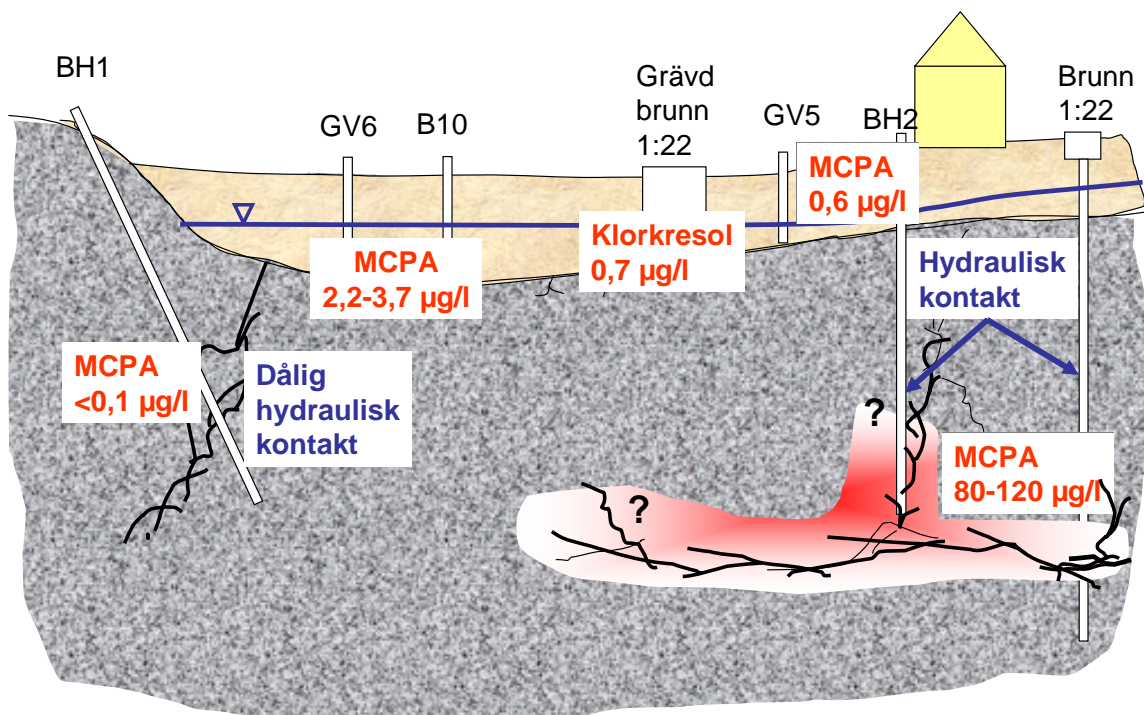
De förorenade rören i jordgrundvattnet ligger också relativt väl samlade i figur 5.8, med undantag för GV5, vilket indikerar att även jordgrundvattnet vid de olika platserna står i kontakt med varandra.

6 Utvärdering och riskbedömning

6.1 Spridningsberäkningar

6.1.1 Föroreningskälla

De provtagningar och analyser som genomförts i den aktuella studien visar på ett område sydost om boningshuset på Emnabo 1:22 där jordgrundvattnet är förorenat med MCPA eller dess nedbrytningsprodukter, se figur 5.3. I figur 6.1 redovisas ett schematiskt snitt genom det område som bedöms vara förorenat. De uppmätta halterna i detta område (jordbrunnarna B10, GV5, GV6 och den grävda brunnen på 1:22) varierar mellan 0,6 och 3,7 µg/l.



Figur 6.1 Schematisk presentation av förorenings-spridning i ett tvärsnitt från söder till norr.

Flera möjliga orsaker finns för den ursprungliga föroreningen med MCPA:

- ett spill i jord kring eller direkt i bergbrunnen på Emnabo 1:22
- ett spill på annat ställe i omgivningen som sedan trängt ned i berggrundvattnet.

Ett spill i jord i området kring bergbrunnen på Emnabo 1:22 bedöms vara den troligaste förklaringen till den uppkomna föroreningen baserat på att utbredningen av MCPA i jordgrundvattnet liknar den som observerats för vissa andra komponenter, t ex natrium, kalium, fluorid och klorid. Dessa ämnen har dock en betydligt mer utbredd föroreningsbild än MCPA, förmodligen på grund av att MCPA bryts ned i marken innan spridningen har nått så långt.

Ett spill till jordgrundvattnet bedöms vara en troligare förklaring än ett direkt spill i den bergbore brunnen. De kemisk-fysikaliska analyserna visar att bergbrunn 1:22 påverkas av det ytliga grundvattnet i närområdet. Således skulle ett spill i jord i området söder om ladugården och ost eller sydost om boningshuset kunna tränga ned i

berggrundvattnet. Eftersom bättre förutsättningar för nedbrytning finns i jordgrundvattnet än i berggrundvattnet är det i det senare man idag hittar de höga halterna, dvs tidigare höga halter i jordgrundvattnet har minskat på grund av nedbrytning, medan nedbrytning i berggrundvattnet inte skett i någon större skala.

Ett spill av MCPA i jord skulle även påverka jordgrundvattnet sydost om boningshuset. En alternativ förklaring är en uppträngning av förorenat berggrundvatten. Små skillnader mellan trycknivån i berg respektive jord råder i denna del av området vilket innebär att det tidvis skulle kunna ske en utströmning av berggrundvatten i jorden och därigenom orsaka en MCPA-förorening i jordgrundvattnet. Denna utströmning bedöms inte vara så betydande att den kan förklara de MCPA-halter som uppmätts i jordgrundvattnet.

Undersökningarna ger inget säkert underlag för att bedöma tidpunkten för när ett spill har skett. Med tanke på de höga MCPA-halter som uppmätts bedöms det dock som mindre sannolikt att spillet härrör från 1960-talet utan har troligen inträffat senare.

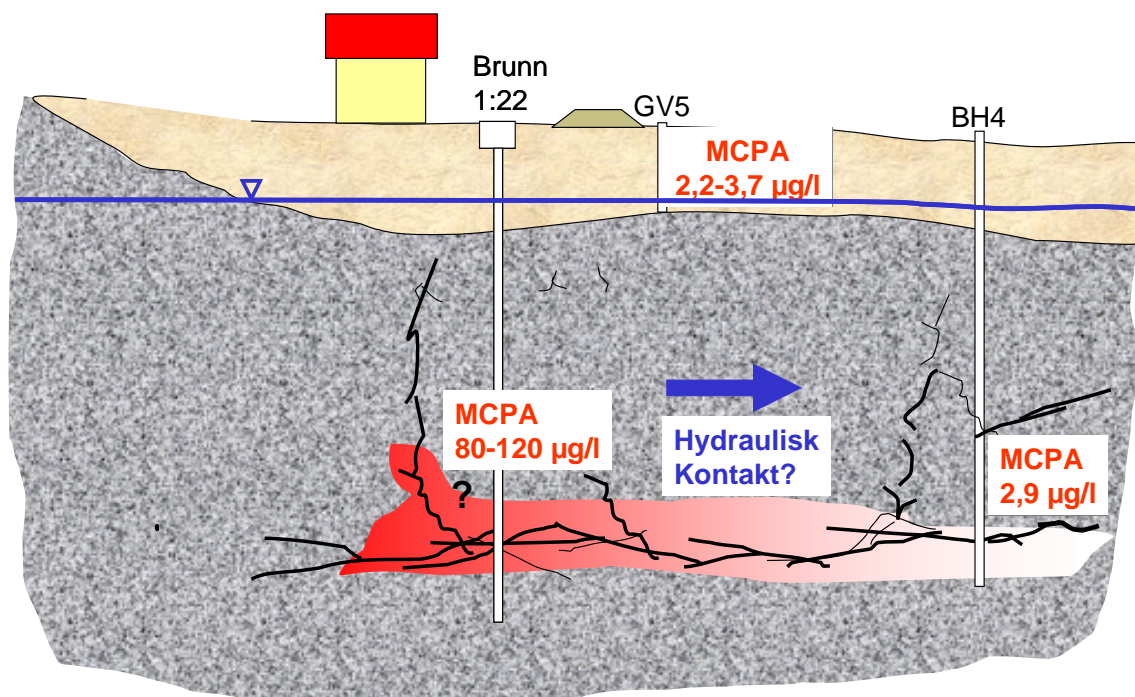
6.1.2 Spridning i jordgrundvatten

Med de transmissiviteter ($10^{-6} - 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$) och gradienter (ca 3%) som uppmätts i jordakviferen uppskattas grundvattenflödet genom det förorenade området (bredd ca 50 meter) till ca 50-500 $\text{m}^3/\text{år}$. Vid en halt av MCPA på 4 $\mu\text{g}/\text{l}$ motsvarar detta en transport av 2 g/år. Utbredningshastigheten är svårare att bedöma, men uppskattas vara i som högst något tiotal meter per år.

Närmaste jordbrunnar finns på ett avstånd av 200 meter. På grund av utspädning och en viss nedbrytning bedöms halterna i brunnar i jordgrundvatten nedströms inte överstiga halten 0,1 $\mu\text{g}/\text{l}$.

6.1.3 Spridning i berggrundvatten

De analyser som gjorts av MCPA i berggrundvattnet indikerar att en spridning har skett dels norrut mot den bergborrade brunnen på Emnabo 1:11, men även österut mot provpunkt BH4, se figur 6.2. Ökningen av halterna med tiden i brunn 1:11 efter det att användningen av brunnen på 1:22 upphört beror sannolikt på att uttag av vatten i 1:11 gett en strömningsriktning mot denna brunn och därmed att föroreningarna dragits dit. Spridningen österut beror däremot troligen på den naturliga grundvattenströmningen.



Figur 6.2 Schematisk bild av förorenings-spridning i ett tvärsnitt väster till öster.

En beräkning av storleksordningen på omsättningstiden i berget har gjorts utifrån de uppskattade transmissiviteter som Aqualog bestämt genom pumptest. Det förorenade berget antas ha en utsträckning på $100 \times 150 \times 50$ m. Den antagna förorenade volymen baseras på uppgifterna om var MCPA påträffats och bedöms utgöra en rimlig uppskattning av över hur stort område föroreningen spridit sig.

Medelvärde av de bestämda transmissiviteter i bergbrunnarna är 3×10^{-6} m²/s, och med en hydraulisk gradient på 0,025 m/m beräknas flödet i den förorenade bergvolymen (bredd ca 100 m) till ca 250 m³/år.

Några uppgifter på porositeten i den aktuella bergmassan finns inte tillgängliga, men flödesporositeten i kristallint berg i Sverige anges ligga i intervallet 10^{-4} – 10^{-3} . Med detta intervall kan den genomsnittliga omsättningstiden för vattnet i berget beräknas till mellan 0,3 och 3 år. Detta bygger då på att genomsnittliga egenskaper i berget över stora volymer antagits. I verkligheten kommer flödet att ske i ett fåtal sprickor. Beroende på att flödessituationen varierar mellan olika sprickor kan stora variationer i vattenhastighet och omsättningstid förekomma. Vattnets transporthastighet i berget uppskattas med dessa siffror till ca 50 - 500 m/år. MCPA förväntas inte fastläggas nämnvärt i berget även om en viss sorption på ytor med järnutfällningar kan förekomma. Föroreningen bör därför röra sig i stort sett i samma hastighet som vattnet. De relativt begränsade halter som uppmätts i BH4 ca 100 m öster om den huvudsakliga föroreningen (ca 2 – 3% av högsta uppmätta halter efter minst 4 års spridning) tyder dock på att transporthastigheten snarare underskrider 50 m/år. En osäkerhet i denna bedömning är dock huruvida BH4 ligger i huvudtransportriktningen. Om punkten ligger i kanten av en föroreningsplym kan transporthastigheten vara underskattad.

En uppskattning av den totalt förkommande mängden MCPA i berggrundvattnet visar att i storleksordningen 10 - 100 g MCPA skulle finnas i berget vid den antagna flödesporositeten och en halt av MCPA som motsvarar de högsta uppmätta halterna i brunnarna (100 µg/l).

Spridningsberäkningarna visar på en transport av ca 5 – 50 g MCPA per år, vilket är en rätt stor transport i förhållande till den mängd i berggrundvattnet som uppskattas utifrån halterna i brunnarna. Eftersom höga halter utan någon märkbar tendens till avtagande har uppmätts under en så pass lång tid som 4 år är det troligt att det finns en källa till förorening i mer ytligt liggande grundvatten, antingen i ytligare sprickor eller i jordgrundvatten. De mätningar som gjorts i jordgrundvatten har inte påvisat några högre halter och det bedöms därför som mest sannolikt att lokala sprickor förekommer med höga halter MCPA. Sådana sprickor kan ha liten utsträckning och vara relativt isolerade från omgivningen och är därför mycket svåra att upptäcka i samband med borrhningar i berg.

6.1.4 Spridning till ytvatten

Några utströmningspunkter för berggrundvatten har inte lokaliserats i närområdet. Närmaste ytvattendrag är den bäck som rinner från Vetlycke ca 200 m sydost och ost om Emnabo 1:22. Eventuellt utströmande grundvatten skulle kraftig spädas ut när det når bäcken. Utgående från storleken på bäckens avrinningsområde (0,41 km²) och avrinningen (200 mm/år) uppskattas medelvattenflödet i bäcken till ca 80 000 m³/år. I jämförelse med den vattenmängd som strömmar genom det högförorenade området (250 m³/år) innebär detta en utspädning på ca 1/300. Under sommarmånaderna är avrinningen betydligt lägre ca 10 mm/år vilket skulle ge en utspädning på ca 1/15.

6.2 Hälsa- och miljöeffekter av de aktuella föroreningarna

6.2.1 Fenoxisyror

Hälsoeffekter

Tillgängliga studier visar att fenoxisyror snabbt absorberas i tarmen efter intag via munnen. Hudupptaget är signifikant och snabbt upptag kan förväntas vid inandning av fenoxisyror. Fenoxisyror ackumuleras i njurar, lever, blod och lungor, fett och muskelvävnad och vid höga doser även i hjärnan. Utsöndring av fenoxisyror sker relativt snabbt genom urinen. Vid intag av låga doser avsöndras de flesta fenoxisyrorna utan omvandling i kroppen. MCPA har påvisats omvandlas i levern med bildning av 2-metyl-4-klorfenol som metabolit.

Fenoxisyror har måttlig akut toxicitet för däggdjur. MCPA anges ha en liten akut toxicitet. Symtom vid akut exponering är, beroende på dosen, irritation i mag-tarmkanalen, illamående, kräkningar, effekter på centrala nervsystemet, stelhet i armar och ben, apati, förlamning och eventuellt koma. Lättare skador på lever och njurar har också noterats.

Långvarig exponering kan ge kraftig ögon- och hudirritation samt irritation i luftvägarna. Långvarigt intag av fenoxisyror kan orsaka förändringar i lever och njurar samt förändringar i blodet. I djurstudier har nervskador och beteendestörningar aptitförlust och viktminskning observerats vid höga doser.

Ett antal studier om fenoxisyrors hälsoeffekter har fokuserat på effekter av exponering för 2,4,5-T. Det är svårt att dra säkra slutsatser från dessa studier eftersom det i flera studier hade skett en exponering för en blandning av fenoxisyror, klorfenoler och dioxiner. Kloracne har observerats, men orsakas sannolikt av förekomst av klorfenoler och dioxin. Trots att ett flertal epidemiologiska studier har genomförts för att studera eventuella cancerogena effekter av fenoxisyror saknas fortfarande dataunderlaget för att

kunna klassa dessa ämnen som cancerogena. WHO:s cancerforskningsorgan (IARC) har klassat 2,4-D som möjligt cancerogen för människor, men endast begränsade bevis finns. För de övriga fenoxisyror, inklusive MCPA är dataunderlaget otillräckligt för att bedöma deras förmåga att orsaka cancer. Tillgängliga data antyder att MCPA inte är cancerogena.

Det är oklart om fenoxisyror är genotoxiska. Dataunderlaget är begränsat och de genomförda studierna ofta motsägelsefulla. En positiv trend för mutagena effekter har observerats för MCPA, dock är dataunderlaget otillräckligt för en klassning.

Fenoxisyror bedöms vara svagt fosterskadande. Inga data finns rörande reproduktionsstörningar på människor orsakade av fenoxisyror, men störningar har påvisats i vissa djurförsök. Vid djurförsök med höga doser fenoxisyror har fosterskador påvisats och de höga doserna har även inneburit skador på mödrarna.

Miljöeffekter

Få data finns tillgängliga om fenoxisyror miljöeffekter, speciellt rörande långtidseffekter. Den kortsiktiga akuta toxiciteten av fenoxisyror beror på om de föreligger i esterform eller saltform. Esterformen är mer toxisk, speciellt för fiskar, på grund av ett snabbare upptag. MCPA anses ha liten toxicitet för fisk, men endast få data är tillgängliga. MCPA är måttligt toxiskt för vildfåglar.

Kemikalieinspektionen har nyligen antagit ett riktvärde för MCPA i ytvatten på 1 µg/l (Kemi, 2004).

6.2.2 4-klor-2-metylfenol

Klorkresoler utgör råvara vid tillverkning av fenoxisyror och kan förekomma som förorening, men ämnet kan även bildas genom nedbrytning av främst MCPA.

Hälsoeffekter

De huvudsakliga akuta hälsoeffekterna av 4-klor-o-kresol är frätskador vid inandning eller intag via munnen. Systemiska effekter har också observerats på lever, njure och tunntarmen. Dessutom kan 4-klor-o-kresol orsaka depressioner och hudskador.

Vid upprepad exponering har blodförändringar påvisats. Inga vävnadsförändringar har påvisats, men viktnedgång av bland annat levern har observerats.

4-klor-o-kresol har i tester inte visat sig vara mutagen. Inga tester på ämnets förmåga att framkalla cancer har rapporterats

Miljöeffekter

4-klor-2-metylfenol (4-klor-o-kresol) är mycket toxiskt för akvatiska organismer. Endast mycket begränsade data finns tillgängliga för landlevande djur. Dessa data antyder att klorkresoler har ungefär samma toxicitet som di- och triklorfenoler.

Laboratoriestudier har indikerat vissa östrogena effekter av 4-klor-o-kresol. Sådana effekter har också observerats på fisk vid utsläpp av denna klorkresol, men det är osäkert om inte även andra ämnen kan ha orsakat dessa effekter.

6.2.3 Dricksvattennormer

Livsmedelsverket anger att 0,1 µg/l av ett enskilt bekämpningsmedel är en rimlig lägsta nivå när åtgärder skall vidtas för att komma tillrätta med problemen. Detta är samma gräns som tillämpas inom EG. Livsmedelsverket anser att vid haltnivåer under 0,1 µg/l bör man fortsätta med provtagningen för att följa utvecklingen. För enstaka bekämpningsmedel kan det dessutom bli aktuellt att av toxikologiska skäl kräva åtgärder även under 0,1 µg/l. Detta gäller dock ej MCPA.

WHO (2003) anger en dricksvattennorm av 2 µg/l för MCPA som beräknats med antaganden att 10% av det totala intaget kommer från dricksvatten. Det tolerabla dagliga intaget (TDI) för MCPA bedömdes till 0,0005 mg/kg kroppsvikt baserat på en 1-årig hundstudie som gav en högsta dos utan negativa effekter (NOAEL) på 0,15 mg/kg kroppsvikt/dag. Säkerhetsfaktorn 300 användes på grund av bristfälligt underlag. Vid högre doser sågs lever- och njurskador. JMPR (Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues) har inte utvärderat MCPA. IARC (International Agency for Research on Cancer) har fastslagit att otillräckliga uppgifter finns för att bedöma MCPA:s eventuella cancerogena egenskaper IARC(1983, 1986, 1987). Senare inkomna studier indikerar inte cancerogen effekt hos mus och råttor.

Inga dricksvattennormer för 4-klor-o-kresol har påträffats.

6.3 Bedömning av hälso- och miljörisker

6.3.1 Risker i dagsläget

I dagsläget är de halter av MCPA som uppmätts i brunnarna vid Emnabo 1:22 och 1:11 ca 40 – 60 gånger högre än de hälsoriskbaserade dricksvattennormer som fastställts av WHO (2 µg/l). För närvarande används dock inte brunnarna för dricksvatten vilket innebär att någon omedelbar risk för hälsoeffekter inte föreligger. De analyser som gjorts av vatten från övriga brunnar i området visar på halter under 0,1 µg/l och innebär således ingen hälsorisk.

Det är i berggrundvatten som de mycket höga halterna av MCPA uppmätts och någon kontakt med detta vatten kan inte ske förutom i borrhållsbrunnar. I jordgrundvattnet är de högsta halterna ca 2 gånger högre än den hälsoriskbaserade dricksvattennormen, men risken för intag eller kontakt med detta vatten bedöms vara minimal. Det prov som tagits på dikesvatten vid Emnabo 1:22 visar på halter under 0,1 µg/l och utgör därmed ingen risk.

Det djupa och den utbredning som området med kraftigt förorenat grundvatten har innebär att det i dagsläget inte finns någon risk för utströmning av förorening till bäckar i omgivningen. Det förorenade grundvattnet bedöms därför inte utgöra någon miljörisk i dagsläget.

6.3.2 Framtida risker

Om inga åtgärder vidtas kommer spridning av föroreningen i berggrundvattnet att fortsätta österut. Spridningshastigheten bedöms utifrån beräkningarna ovan (se avsnitt 6.1) och de halter som påträffats i BH4 vara i intervallet 10 – 50 m/år. Detta innebär att risk för förorening av andra brunnar på ett avstånd av ca 500 m kan uppkomma inom en tioårsperiod. Under transporten sker en viss utspädning vilket innebär att de halter som kan förväntas i brunnar nedströms kommer att bli lägre än i berggrundvattnet vid Emnabo 1:22. För att nå ner till halter som underskrider den hälsoriskbaserade

dricksvattennormen på 2 µg/l krävs en haltminskning på ca 100 gånger. Den utspädning som kan uppnås av berggrundvattnet bedöms vara betydligt lägre och någon nedbrytning i högre grad kan inte förväntas i bergmiljön. Det är därmed mycket osannolikt att utspädning eller nedbrytning kommer att vara så betydande att halterna når ned till nivåer som är acceptabla för dricksvatten.

Inom en spridningskon med 90 graders vinkel finns det drygt 30 hus inom 2 km varav drygt 10 inom 1 km.

För brunnar på längre avstånd (mer än ca 2 km) bedöms dock utspädningen vara så stor och transporttiden så lång att några anmärkningsvärda halter inte kommer att uppstå.

Ett fortsatt grundvattenuttag i brunnen på Emnabo 1:11 kommer att leda till att de höga halterna av MCPA som mätts upp där kommer att bestå under en överskådlig framtid.

Baserat på den utspädningen som kan förväntas i de närbelägna ytvattendrag bedöms de årsmedelhalter som kan uppkomma där underskrida det riktvärde för ytvatten på 1 µg/l som nyligen satts av Kemikalieinspektionen. Under sommarmånaderna är dock utspädningen väsentligt lägre och riktvärdet för ytvatten riskerar överskridas.

6.4 Åtgärdsbehov

Den riskbedömning som genomförts visar att:

- i dagsläget föreligger inte några hälsorisker med föroeningen så länge brunnarna vid Emnabo 1:22 och 1:11 inte används för dricksvatten.
- i dagsläget föreligger inte några risker med negativa miljöeffekter i området
- i framtiden finns risk att halter som skulle innebära hälsorisker kan uppkomma även i andra brunnar i området.
- framtida årsmedelhalter i ytvatten underskrider de riktvärden som finns, däremot riskerar halterna att överskridas under sommarmånaderna.

Den föroeningssituation som finns på området bedöms utifrån detta inte vara acceptabel och åtgärder bör genomföras för att eliminera eller reducera riskerna. Den exakta tiden för när problem även kan uppkomma i andra brunnar är svår att exakt förutse med det befintliga dataunderlaget, men bedöms vara i storleksordningen ca 10 år. Riskerna är således inte akuta, men om åtgärder inte vidtas för att stoppa föroeningsspridningen kommer ett större område att beröras av förorenat grundvatten och därmed kommer en sanering att försvåras.

De åtgärder som föreslås syftar därför till att:

- förhindra fortsatt spridning av förorenat grundvatten
- minska halter och mängder föroening i det berörda området

7 Åtgärdsutredning

Enligt dricksvattenkungörelsen ska huvudmannen vidta åtgärder för att komma tillrätta med eventuell förekomst av bekämpningsmedel. Flera typer av åtgärder kan vara aktuella, t ex att lokalisera källan till bekämpningsmedlet och eliminera denna, sätta in filter som effektivt tar bort bekämpningsmedel eller att skaffa sig en ny vattentäkt. De åtgärder som är aktuella för Emnabo syftar till att:

- förhindra fortsatt spridning av förorenat grundvatten
- minska halter och mängder av föroreningar i området

I detta kapitel görs först en översikt av behandlingsmetoder för förorenat grundvatten utifrån erfarenheter som finns från andra områden (avsnitt 7.1). Därefter diskuteras förutsättningar för metoderna vid Emnabo (avsnitt 7.2).

7.1 Översikt över behandlingsmetoder för förorenat grundvatten.

Generellt har lite forskning gjorts på metoder för efterbehandling av grundvatten förorenat med avseende på fenoxisyror och då speciellt under fältförhållanden. Många metoder har dock testats på andra organiska ämnen under laboratorieförhållanden eller i pilotskala.

Behandlingsmetoder för grundvatten har oftast provats i ytliga akviferer, få metoder har provats i kristallint sprickigt berg. Dessutom har endast ett fåtal av metoderna provats på pesticider, speciellt på fenoxisyror. Tuxen (2002) har gjort en översikt av metoder för efterbehandling av pesticidförorenat grundvatten, med fokus på naturlig nedbrytning i aeroba jordskikt.

Tillgängliga metoder kan delas i två grupper: in-situ och ex-situ behandling. Vid ex-situ behandling pumpas grundvatten från akviferen och behandlas med en av flera fysiska/kemiska metoder. In-situ behandling omfattar behandling eller isolering av föroreningar i akviferen. Vid behandling injiceras fysiska eller kemiska reagens in i akviferen. Vid isolering installeras en skärm som hindrar spridning av föroreningar. I vissa fall kan också en permeabel skärm, eller reaktiv vägg, användas, tex. ett aktivt kolfilter, där grundvattnet behandlas vid transporten genom skärmen. Effektiviteten av isoleringsmetoderna i ett långtidsperspektiv är ännu okänd. För att kunna genomföra in-situ behandling måste föroreningar kunna lokaliseras med hög grad av säkerhet.

Vid både in-situ och ex-situ behandling är åtkomligheten av föroreningar i berget en viktig faktor. Vid pumpning eller injicering av reagens kan transport ske i högpermeabla zoner medan föroreningarna kan finnas i lågpermeabla zoner. Vid ex-situ behandling (pumpning) är också möjligheten att komma åt lågpermeabla zoner viktig. Dessutom påverkar sorptionen av föroreningar till bergytorna rengöringsgraden. Eftersom fenoxisyror är svagt sorberade till fasta material, bör ex-situ behandlingen vara lämplig från denna synpunkt.

Olika metoder för att öka rörligheten av föroreningar för att underlätta pumpningen finns, tex spräckning av berg, injicering av lösningsmedel eller ytaktiva ämnen. Det senare bedöms ej vara nödvändigt för behandling av fenoxisyror som har hög löslighet i vatten och liten benägenhet till att sorbera. Däremot skulle en spräckning av vissa brunnar kunna vara aktuell för att förbättra den hydrauliska kontakten i systemet.

Många av behandlingsmetoderna kan användas både in-situ eller ex-situ. En översikt av tillgängliga metoder finns i tabell 7.1 nedan:

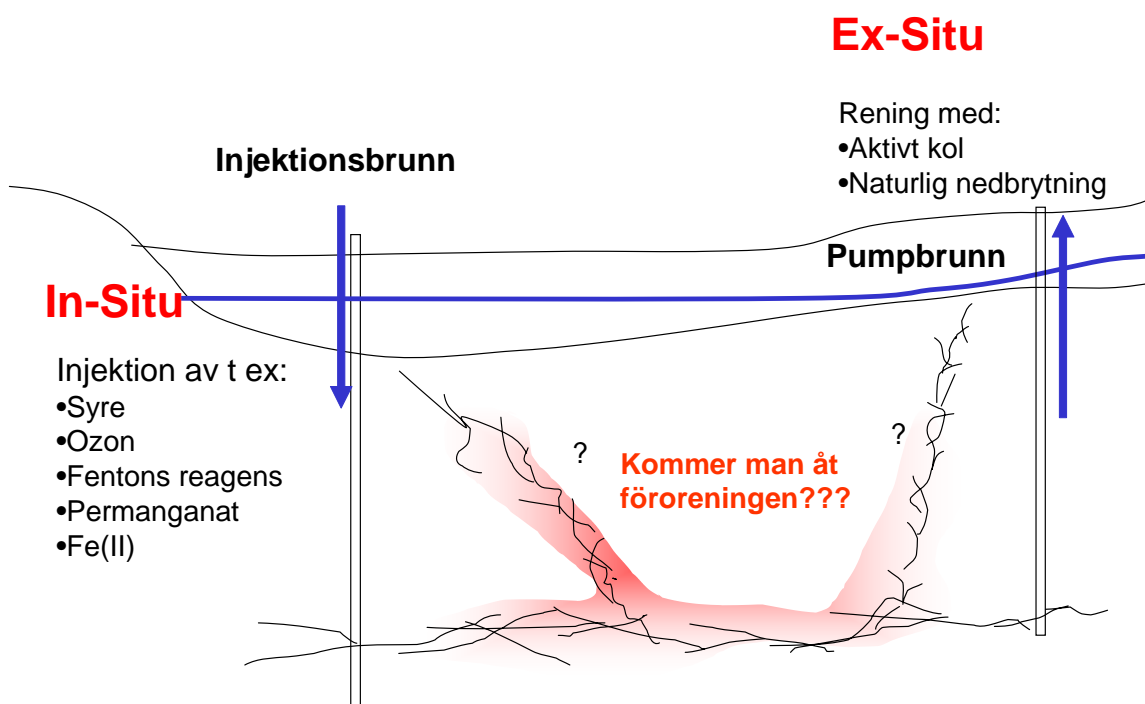
Tabell 7.1 Översikt av metoder för behandling av förorenat grundvatten

Metod	Anmärkning	Relevans för Ennabo
Fysikaliska metoder		
Sorption	Användning av aktivt kolfilter (in situ som reaktiv skärm, eller ex-situ)	Fenoxisyror har hög sorption till aktivt kol. Erfarenhet av användning ex-situ
Termisk behandling	In-situ tillsammans med air-sparging eller ex-situ	Ej applicerbar in-situ på fenoxisyror pga deras låga ångtryck och höga löslighet
Elektrokinetik	In-situ process. Elektroosmos och jon-migration mellan elektrodpar	Lämplig för jord/sediment. Har använts i lera samt sandsten tillsammans med bioventing. Ej använt i berg
Kemiska metoder		
Ozonbehandling	Nedbrytning snabbare med ozon än utan ozon Nedbrytning snabbare under uv-ljus än i mörker. Mer löslig och bättre rörlighet än syre. Bryts ned till syre och ökar syrehalten	Bra resultat för fenoxisyror/fenoler under labb förhållanden Toxiska nedbrytningsprodukter kan bildas Starkt reaktivt och icke-specifik, gör att de kan oxidera även andra ämnen
Kemisk oxidering	T ex. med Fentons reagens (väteperoxid och järn), permanganat, Fe(0)	Toxiska nedbrytningsprodukter kan bildas Fentons reagens fungerade bra med 2,4-D i lab och i jord Starkt reaktivt och icke-specifik, gör att de kan oxidera även andra ämnen, tex organisk material, järn och mangan, och orsaka andra problem Aggressiva oxidanter är kortlivade och därför svåra att tillämpa in-situ
Elektrokemisk nedbrytning	Ex-situ behandling.	Ej provat på fenoxiherbicer Semi-mobil anläggning utvecklats i Danmark, lyckad behandling av klorerade lösningsmedel
Biologiska metoder		
Naturlig nedbrytning		Ej lämplig för fenoxisyror under anaeroba förhållanden Lämplig under aeroba förhållanden
Biostimulering	Injicering av näringsämnen, primär kolkälla, syre (om aeroba förhållanden behövs)	I labb ökade MCPP mineraliseringen. Borde fungera för andra fenoxisyror Tillräcklig inblandning vid injicering svårt att åstadkomma Syre kan oxidera andra föreningar, tex järn och mangan vilket kan orsaka andra problem (låg pH?) Erfarenhet av injicering av syre under labb förhållanden
Bioaugmentation	Injicering av specifika nedbrytande mikroorganismer (ofta i samband med biostimulerande av dessa specifika nedbrytare)	Ej demonstrerat på fenoxisyror (endast atrazin)
Fytoremediering	Användning av växter för sanering, via upptag/transformering i växten eller ökad mineralisering i rotzonen	Bara tillämpbar på grunda akviferer och jord

7.2 Förutsättningar för åtgärdsalternativ

Förhållanden vid Ennabo måste beaktas vid val av åtgärdsalternativ. Källan till föroeningarna är inte identifierad, dock verkar spill i området kring gårdsplanen vara en sannolik föroreningskälla. Någon källa i jorden som läcker fenoxisyror i dagsläget misstänks inte, eftersom inga höga halter av föroening har hittats i jordgrundvatten. Den föroening i höga halter som påträffas finns i sprickor djupt ned i berget. Eftersom det inte är möjligt att kartlägga alla sprickor i området, är det svårt att exakt lokalisera föroeningarna. Ett av syften med åtgärden är att förhindra fortsatt spridning. Därför kommer inte installation av en ny vattentäkt att lösa problemet.

De alternativ som utretts innefattar olika typer av in-situ och ex-situ metoder för behandling av det föroenade grundvattnet, se figur 7.1. Åtkomligheten av föroeningar i berg är en viktig faktor vid val av åtgärdsalternativ, med avseende på både in-situ och ex-situ metoder. Grundvattenflöden vid pumpning eller injicering av reagens sker i högpermeabla zoner medan föroeningarna kan finnas i lågpermeabla zoner. Dessutom kan sorption av föroeningar till bergytorna och diffusion av föroeningar in i mikroporer i bergmatrisen påverka åtkomligheten, fenoxisyror är dock endast svagt sorberande till mineralytor.



Figur 7.1 Principiell översikt av in-situ respektive ex-situ metoder för behandling av grundvatten vid Ennabo.

7.2.1 In-situ behandling

Den in-situ metod som skulle kunna vara aktuell vid Ennabo är grundvattenbehandling in-situ, t ex genom injicering av oxidanter. Isolering av föroreningskällan med hjälp av en barriär är inte realistisk eftersom föroeningarna påträffas i sprickor på flera tiotals meters djup i berget. Den isolering som kan uppnås genom hydrauliska barriärer innebär uppumpning av grundvatten som sedan måste behandlas och är därför att betrakta som en ex-situ metod.

De fysikaliska behandlingsmetoder som beskrivs i tabell 7.1 är inte tillämpbara på grund av föroreningens egenskaper och lokalisering. Termisk behandling är inte lämplig pga fenoxysyrornas höga ångtryck och elektrokinetik är mindre lämplig i berg än i lösa material (t ex sediment) pga föroreningars lägre rörlighet. Dessutom har få fältförsök med in-situ fysikaliska metoder genomförts, särskilt inte i berg. Biologisk behandling in-situ bedöms heller inte vara tillämpbart. För att uppnå en tillräcklig biologisk aktivitet för nedbrytning krävs tillförsel av näringsämnen, en primär kolkälla samt syre. Möjligheterna att uppnå kontrollerade förhållanden djupt ned i berget bedöms vara mycket begränsade.

Kemiska behandlingsmetoder som innebär injektion av kemiska reagens i berget kan innebära oxidation även av andra ämnen i berget (t ex järn- och manganföreningar) vilket leder till förändringar i grundvattenkemi (t ex försurning vid oxidering av pyrit), mineralupplösning, alternativt igensättningar av sprickor. Eftersom förhållanden i berget är anaeroba kan åtgången av oxidanter bli stor. Användning av oxidanter har använts med framgång för ex-situ behandling av vatten förorenat med fenoxysyror (Tuxen, 2002).

Sammanfattningsvis är in-situ behandling vid Emnabo mindre lämplig på grund av svårigheter att:

- lokalisera föroreningskällan
- introducera kemiska reagens/ozon i berget där föroreningar finns
- kontrollera resultatet av behandlingen

7.2.2 Ex-situ behandling

Vid ex-situ behandling sker en uppumpning av förorenat vatten vilket ger en avsänkning av grundvattenytan. Detta medför att fortsatt spridning av föroreningar kan minskas eller helt förhindras. Det uppumpade grundvattnet måste behandlas genom filtrering, kemisk eller biologisk nedbrytning.

En kombination av ex-situ och in-situ behandling kan också används, med pumpning av vattnet samt injicering av oxidanter. Pumpning kommer att öka grundvattenflödet och kan öka tillgängligheten av föroreningarna. Däremot har användning av oxidanter tillsammans med pumpning samma begränsningar som med in-situ metoder, dvs stor åtgång av oxidanter, svårighet att kontrollera oxidanternas påverkan på grundvattnet mm.

Hydrologisk inverkan

Den mängd vatten som kan pumpas ur brunnar på området styrs av brunnarnas kapacitet samt möjlighet att behandla vattnet. Den bergborrade brunnen på Emnabo 1:22 har uppskattats ha en kapacitet på ca 100 l/timme. BH2 har en kapacitet på ca 500-600 l/timme. Vid en långvarig kontinuerlig pumpning uppskattas en kapacitet på ca 100 – 200 l/timme kunna upprätthållas vid pumpning i de två brunnarna. För att säkerställa tillräcklig tillrinning förslås dock att 3 – 4 nya bergborrade brunnar sätts i området.

Om naturlig nedbrytning väljs som behandlingsmetod utan mellanlagring av det pumpade vattnet skulle detta innebära att utpumpning skulle begränsas till perioden maj tom augusti, vilket medför en utpumpad volym på 360 – 720 m³ per år.

Medelårsavrinningen vid Emnabo är ungefär 200 mm/år. Denna volym innefattar grundvattenavrinning och en mindre del ytavrinning. En begränsad del av grundvattenavrinningen sker efter omsättning av djupare grundvatten i berget och bedöms omfatta ungefär 20 mm/år. Värdet tillämpas allmänt för berget men kan variera avsevärt mellan olika platser. Grundvattenbildningen i kristallin berggrund har tidigare rapporterats till 10-20 mm/år (Svensson, 1995). För att grundvattenbildning i berg skall ske gäller att vattentrycket i berget är lägre än i jordlagren, vilket gäller i inströmningsområden i tillrinningsområdenas ytterkanter.

I samband med ett uttag av berggrundvatten från brunn Emnabo 1:22 alternativt BH2, kommer en avsänkningstratt att utvecklas. Denna utbredning ökar med tiden och bedöms efter lång tid komma att omfatta grundvattenbildningsområdet för uttaget. Ett föreslaget uttag om 150 liter/timme kan efter lång tid resultera i en influensradie på ca 150 meter och en avsänkning på ca 25 meter i pumpbrunnen vid en transmissivitet på $2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$.

Osäkerheter i samband med ett längre brunnsuttag:

- Beräkningarna baserar sig på hydrauliska bestämningar genomförda under korttidstester. Sådana tester värderar inte magasinets kapacitet; om detta är begränsat eller inte.
- Eventuell anisotropi kan innebära att avsänkningstratten tenderar att växa i en riktning med mer fördelaktigt flöde.
- Flödesmängden vid pumpning kan efter lång tid vara långsamt sjunkande, men är normalt vid ett växande influensområde.
- Pumpningen av berggrundvatten bedöms inte påverka ytliga vattenförhållanden i jordlagrens rotzon. Lokalt kan trycknivåerna i underliggande morän sjunka, men detta anses begränsat och bedöms inte påverka ytligare omsättning väsentligt.

Ingen av dessa effekter bedöms vara avgörande för genomförande av föreslaget uttag och sanering. Det bedöms möjligt att hantera dessa osäkerheter inom ramen för ett kontrollprogram.

Kostnader för pumpning

Kostnaderna för installation av 3 – 4 nya brunnar har uppskattats till ca 100 000 SEK. Kostnader för drift och översyn av pumpanläggningen uppskattas till ca 2 kr/m³, dvs ca 4000 kr/år.

7.3 Rening av uppumpat grundvatten

7.3.1 Naturlig nedbrytning

En möjlig behandlingsmetod är naturlig nedbrytning under aeroba förhållanden (nedbrytning sker ej under anaeroba förhållanden). Naturlig nedbrytning borde kunna åstadkommas genom kontrollerad spridning på biologiskt aktiv mark.

Enligt Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelsregister kan godkända preparat innehållande MCPA användas mot örtogräs i odlingar av stråsäd, potatis, lin (ej för livsmedelsändamål) och gräsfrö samt i slåttervall och betesvall på åkermark.

Den vanligaste användning av MCPA (och Mekoprop) är mot örtogräs i stråsåd. Vanlig dos är upp till 3-4 kg/ha av MCPA750 eller liknande preparat, med behandling på våren, innan ogräs har kommit igång. MCPA kan också användas på betesmark mot örtogräs i något lägre doser, ca 1,5 kg/ha (av t ex MCPA 750). Underlaget för bedömning av användning av MCPA baseras på en vattenmängd för sprutning på ca 200-400 l/ha med växtskyddsspruta.

Koncentrationen av fenoxysyror i grundvattnet vid Emnabo är låga i jämförelse med de halter som används vid ogräsbekämpning. Halten i brunn 1:22 är ca 100 µg/l. Vid en dosering av 3-4 kg MCPA 750 i 200-400 l/ha är koncentrationen 7,5-15 g/l, dvs 100 000 gånger högre.

Nedbrytning av fenoxysyror sker till stor grad naturligt i mark (se avsnitt 5.1). Låga koncentrationer kan vara otillräckliga för att stödja utvecklingen av en population av mikrober som kan bryta ned fenoxysyrorna, därför kan det vara fördelaktigt att sprida grundvattnet på mark där MCPA tidigare har använts och den mikrobiella populationen redan är anpassad. Dock har utveckling av populationer som kan bryta ned fenoxysyror observerats vid halter av 40 µg/l (Tuxen, 2000), vilket är i samma storleksordning som halterna uppmätta vid Emnabo. Om spridning sker på biologiskt aktivt mark, t ex i betesvall, bör aktivitetsnivån vara tillräckligt för nedbrytning att ske. Gödsling ökar den biologiska aktiviteten, men bedöms inte behövas vid permanent vall där den biologiska aktiviteten bör räcka för nedbrytning (pers. komm. Jenny Kreuger, SLU).

Vid spridning på vall måste dosering kontrolleras så att gräset inte påverkas av bekämpningsmedlet. Detta för att behålla vallen och den biologiska aktiviteten i jorden. Det är inte känt vilken dosering vallen (gräset) klarar, eftersom all information baseras på användning som herbicid. En koncentration på 100µg/l är tillräcklig för att döda känsliga arter (pers. komm. Karin Jahr, Jordbruksverket). Klöver är känsligt och bör därför inte utgöra ett stort inslag i fält där spridning sker.

Grundvattenspridningen bör bara göras under sommarmånader då markprocesserna är aktiva. Spridning för ogräsbekämpning sker på vår/försommaren. Spridning i syfte att behandla grundvatten borde kunna fortsätta i en betesvall över en längre period, maj tom augusti, om gräset inte skall används som djurfoder. (I Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelsregister, finns anmärkningen att mjölkkor inte får släppas på betesvall tidigare än 14 dagar efter behandling), och en karenperiod finns mellan användning av fenoxysyror och grässkörd. Om man inte skall skörda gräset eller använda vallen på annat sätt, måste alternativt omhändertagande av skörden planeras.

Eftersom spridning av grundvattnet kan ske endast under sommarmånaderna finns två alternativa scenarier:

1. Pumpning endast under sommarmånader (t ex maj tom augusti), vilket innebär en vattenvolym av 300-600 m³.
2. Pumpning över hela året vilket motsvara ett årligt uttag av 900-1800 m³ med mellanlagring av uppumpat vatten.

Spridning av grundvattnet för behandling kommer att innebära mycket större vattenvolymer än spridning vid ogräsbekämpning. Vid pumpning av vatten under hela året skulle detta innebära ett årligt tillskott på 75-150 mm vatten om spridningen sker på ett område med ytan 12 000 m². Detta kan jämföras med årsnederbörden på ca 600 mm och årsavdunstningen på ca 400 mm vid Emnabo.

Det är viktigt att spridning sker i en takt som garanterar nedbrytning i marken innan föroreningen infiltrerar och når grundvatten eller ytvattensystemet. För att undvika direktavrinning till ytvattnet skall spridning ske under sommarperioder när avdunstning överskrider nederbörden. Spridning av vatten får ske upp till jordens fältkapacitet för att undvika avrinning under gravitation. Vattenbalansberäkningar bör användas under spridningsperioden för att se hur mycket vatten som kan spridas på marken. Den typ av vattenbalansberäkningar som används för bevattning borde kunna användas efter en viss anpassning.

Kontroll av åtgärderna

Kontroll av åtgärderna måste ske för att kontrollera att avrinning av fenoxysyror till ytvatten inte sker. En lämplig kontrollmetod är provtagning av vatten i dräneringen från fältet. Provpunkter bör vara innan dräneringsdiken når ytvattnet, t ex i utlopp från täckdiken.

Spridning av fenoxysyror vid ogräsbekämpning måste följa anvisningar i Naturvårdsverkets Allmänna Råd 97:3 Spridning av bekämpningsmedel. Spridning med avsikt att behandla förorenat grundvatten bör också följa dessa anvisningar, t ex med avseende på skyddsavstånd för vattentäkter, sjöar och vattendrag. Kommunen måste registrera vattnet för besprutning på marken.

Andra föroreningar

Andra föroreningar såsom PAH, bensen och toluen har observerats i grundvatten vid Emnabo. Halterna av föroreningarna i grundvatten är relativt låga, men kan ge ett tillskott till åkerjorden om uppumpat grundvatten sprids ut. Riskerna med detta är störst för PAH-föreningar som har låg flyktighet och långsam nedbrytning. Det årliga tillskottet av PAH vid spridning av 900 eller 1800 m³ uppskattas till ca 1 – 2 g under förutsättning att halterna av PAH ligger konstant på den nivå som detekterats (1 µg/l, varav 60% cancerogena PAH). Det är dock sannolikt att grundvattenförorening med dessa ämnen är lokal och att halterna i grundvattnet kommer att minska med pumpning. Om det uttagna vattnet fördelas på 12 000 m² innebär detta ett tillskott av 0,1 mg/m² och år. Detta tillskott motsvarar en haltökning på 0,5 – 1 µg/kg om tillskottet antas fördelas över ett jordskikt på 0,1 m. Detta tillskott är mycket litet i jämförelse med andra källor för PAH. Riktvärdet för total PAH för avloppsslam som skall spridas på jordbruksmark är 3 mg/kg.

Om halterna i det pumpade grundvattnet ligger på den uppmätta nivån finns således ingen risk att förhöjda PAH-halter kan uppkomma i ytjorden.

7.3.2 Behandling vid Bergkvara reningsverk

Detta alternativ innebär att uttaget grundvatten transporteras till reningsverk som kan behandla vattnet. Vid reningsverken kan behandling ske genom filtrering (lämplig vid låga halter pesticider) eller oxidation med t ex ozon.

Vattnet kan också behandlas i reningsverk i den vanliga reningsprocessen. Mängderna vatten är inte stor jämfört med reningsverkets omsättning. MCPA kan förväntas brytas ned till stor grad under den aeroba behandlingen i reningsverket, därför bör ingen ackumulering i slam ske. Reningsprocessen bör inte påverkas av fenoxysyror vid en halt av 100 µg/l.

Transport till reningsverk skulle ske med tankbil. Det uppskattas att en tankbil (9 m^3) skulle behövas 3-4 gånger per vecka. Kostnader för transport till Bergkvara är ca 1500 kr/gång.

7.3.3 Filtrering

Kolfilter används i vattenverk för att ta hand om bekämpningsmedel i råvatten, men ofta med lägre halter än vad som finns i grundvattnet vid Emnabo.

För en förbättrad verkningsgrad på filtreringen kan eventuellt flera filter kopplas i serie. Effektiviteten på filtreringen kan störas av förekomsten av andra organiska ämnen (löst organiskt material) som kan konkurrera om adsorptionsplatser på kolfiltret. Halterna av sådana ämnen måste därför kontrolleras för att säkerställa att filtren får en rimlig livslängd.

Vid kontakt med entreprenör angavs att en uppumpad volym på 100-200 l/h skulle gå att rena med tillgängliga anläggningar. Kostnaden för denna typ av installation har av entreprenör angivits till ca 50 000 SEK. Kostnaden för översyn och byte av filtermaterial beror på reningskravet och har uppskattats till ca 35 000 SEK/år.

Använt aktivt kol kommer att innehålla rester av bekämpningsmedel samt även andra föroreningar som kan finnas i grundvattnet. En behandling av 1800 m^3 vatten per år skulle ge ca 180 g MCPA och ca 2 g PAH om allt fastnade i filtermaterialet. Vid en åtgång av 1000 kg aktivt kol per år skulle koncentrationerna i det använda filtret bli ca 180 mg/kg MCPA respektive 2 mg/kg PAH. Omhändertagande av förbrukat aktivt kol ingår inte i de kostnader som redovisas ovan.

Nanofiltrering innebär en avskiljning av bekämpningsmedel från grundvattnet genom filtrering genom filter med mikroporer. Nanofiltrering är en variant av omvänd osmos, fast med något större porer. Studier har tidigare visat på en effektiv avskiljning av bekämpningsmedel exempelvis atrazin, simazin, diuron och isoproturon med nanofiltrering där nanofiltermembran har gett en avskiljning på mellan 95 och 100 procent (Ohlsson, 2003).

Nanofiltrering ger upphov till ett rejektvatten med förhöjda halter av förorening. Volymen motsvarar ca 1/3 av den behandlade vattenvolymen som måste tas om hand. I detta fall skulle det röra sig om $300 - 600 \text{ m}^3/\text{år}$ med halter på ca $300 \text{ } \mu\text{g/l}$. För att omhänderta detta vatten krävs ytterligare rening. På grund av detta bedöms inte nanofiltrering vara ett tillämpligt alternativ i detta fall.

7.3.4 Markbäddar

Biobäddar av lera, torv och halm används för behandling av förorenat vatten som förekommer/spills vid användning av pesticider i jordbruk (t ex vid spädning i spruttankar, rengöring av utrustning mm). Biobäddar måste vara gräsbevuxna för att öka den biologiska aktiviteten, men också för att indikerar om överdosering förekommer. Naturlig dränering av biobäddar brukar användas. För att öka vattenmängder som kan behandlas har biobäddar med genomströmning använts. I detta fall ligger biobäddar i en betongbassäng vilket möjliggör rundpumpning av vatten med bekämpningsmedel. Ett mellanlager används för att behålla vatten från biobädden, innan slutligen pumpning ut på aktiv mark eller spridning med gödsel sker. Det är dock tveksamt om tillräckliga volymer vatten med låga koncentrationer av föroreningar kan behandlas på detta sätt.

7.3.5 Oxidanter

Användning av kemiska oxidanter, t ex ozon, väteperoxid, kaliumpermanganat, har använts för behandling av vatten med pesticider. Flera oxidanter kan dock leda till bildning av toxiska nedbrytningsprodukter. Däremot har ozonbehandling gett bra resultat med fenoxisyror (se Tuxen, 2002). Användning av nollvärt järn (Fe0) har potential för kemisk behandling genom reaktiv deklorinering, men denna metod är bara på försöksstadiet, och det är oklart om bildning av toxiska produkter sker.

Användning av aggressiva oxidanter kräver utveckling av en anläggning för behandling av vattnet.

Vid en ozonbehandling blåses ozon igenom en behållare med förorenat grundvatten och en reducering av pesticider sker genom oxidering. Anläggningskostnaderna för denna rening anges av entreprenör vara högre än anläggningskostnaderna för en anläggning med aktivt kol. Driftkostnaderna för ozonbehandling är dock lägre än för behandling med aktivt kol.

Av ovannämnda reningsalternativ med beaktande av de angivna kostnadsuppskattningarna bedöms reningen genom filtrering med aktivt kol som den mest fördelaktiga reningsmetoden för bekämpningsmedel i vatten. Detta överensstämmer också med de slutsatser som dragits i en dansk studie av membranfiltreringsmetoder (Miljöstyrelsen, 2004).

7.4 Diskussion om åtgärder

Grundvattennivåer i de bergborrade brunnar som ligger kring fältet öster om Emnabo 1:22 låg i mars 2004 ca 3 m lägre än nivån i brunnen på 1:22. Med den föreslagna pumpningen erhålls en avsänkning av nivån vid 1:22 på ca 25 m och en influensradie på ca 150 m. Detta bedöms vara tillräckligt för att förhindra den fortsatta spridningen av grundvatten österut.

Vid pumpning endast under sommarmånaderna sker omsättning i berget när grundvattenflödet är minst och grundvattennivåerna är lägst. Det är därigenom möjligt att föroreningar dras ur djupa sprickor under denna tid. Efter avbruten pumpning kommer gradienterna delvis att återställas. När grundvattenflödet åter ökar under höst och vinter kan dessa ”frigjorda” föroreningar transporteras vidare i grundvattnets naturliga strömningsriktning utan att omhändertas. Pumpning bör därför ske under hela året.

Det föreslagna uttaget på 100 – 200 l/timme uppskattas innebära att vattengenomströmningen i det förorenade området ökas ca 4 – 8 gånger om pumpning sker hela året och ca 2 – 4 gånger om pumpning sker under odlingssäsongen. Detta innebär en snabbare urtvättning av bergvolymen.

Åtgärder för att öka omsättning av bergvolym i ”föroreningsområdet” bör övervägas. Exempel på sådana åtgärder kan vara att genomföra konstgjord infiltration i jordakviferen ovanför det förorenade området, att variera uttaget och därigenom variera grundvattennivån i berget.

8 Riskvärdering

Riskvärderingen syftar till att ta fram det åtgärdsalternativ som är det mest optimala utgående från hänsyn till miljömässiga, tekniska och ekonomiska aspekter. I denna rapport ges Projekt Emnabos förslag på riskvärdering. Dessa har tagits fram med tyngdpunkt på den riskbedömning som gjorts och de åtgärdsalternativ som bedöms möjliga att genomföra. Den slutliga riskvärderingen och åtgärdsförslaget för det förorenade grundvattnet vid Emnabo kommer att formuleras av länsstyrelsen och kommunen i samråd. Beslut om statlig finansiering fattas av Naturvårdsverket.

Riskvärderingen innebär att utgående från de risker ett förorenat område kan medföra jämföra olika åtgärdsalternativ och specificera åtgärds mål utifrån vad som är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. I detta kapitel ges förslag på övergripande mål för åtgärder, en utvärdering av hur de föreslagna behandlingsalternativen uppfyller dessa mål och vilka hälso- och miljökonsekvenser och kostnader som är förknippade med de olika alternativen, samt förslag till mätbara åtgärds mål.

8.1 Förslag till övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen beskriver de hälso- och miljömål som skall uppfyllas för det förorenade området med hänsyn till områdets nuvarande och framtida användning. De övergripande åtgärds målen kan även beskriva krav som ställs utifrån andra verksamheter som förekommer i omgivningen. De övergripande åtgärds mål som föreslås för Emnabo har formulerats som:

- Fortsatt spridning av MCPA och dess nedbrytningsprodukter skall förhindras.
- Grundvattnet inom området skall på sikt nå ner till halter som inte innebär några hälsorisker vid användning av dricksvatten.
- De åtgärder som genomförs skall inte medföra några ökade hälso- och miljörisker i omgivningen.
- Åtgärder skall inte medföra någon betydande störning för de verksamheter som bedrivs i området.

8.2 Utvärderade behandlingsalternativ

I den åtgärdsutredning som redovisas i kapitel 7 har ett antal möjliga åtgärdsalternativ tagits fram. Vissa alternativ har bedömts som praktiskt omöjliga att genomföra eller förknippade med mycket stora osäkerheter vad gäller behandlingsresultat och har därför inte förts vidare till riskbedömningen. De alternativ som behandlas i riskbedömningen är:

1. Nollalternativet. Detta alternativ innebär att inga förändringar görs mot nuvarande situation, dvs brunnen på Emnabo 1:22 används ej och brunnen på Emnabo 1:11 används för disk- och tvättvatten sommartid.
2. Pumpning sker av grundvatten från Emnabo 1:22 under sommarsäsongen. Det uppumpade vattnet renas med naturlig nedbrytning genom utspridning på omkringliggande jordbruksmark.

3. Pumpning av grundvatten från Emnabo 1:22 sker under hela året. Det uppumpade vattnet behandlas genom: a) uppsamling och naturlig nedbrytning genom utspridning under sommartid b) rening i filter.

De föreslagna åtgärderna kommer att innebära insatser under flera år. För alternativ 1 i form av kontroll och för de övriga alternativen i form av pumpning, rening och kontroll. För hälso- och miljöriskbedömningen har en tid av ca 30 år bedömts vara en rimlig tidsutsträckning för riskerna. I de kostnadsberäkningar som utförts för alternativ 2 och 3 har antagits att pumpning och rening krävs i minst 5 år.

8.3 Förslag till mätbara åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen syftar till att förhindra spridning av föroreningar samt att se till att halterna i det nu förorenade området inte medför några hälso- eller miljöproblem. Vidare skall de åtgärder som genomförs inte leda till några andra problem i omgivningen. Dessa mål har konkretiserats i ett förslag till mätbara åtgärds mål. Dessa har formulerats som maximala halter i grundvatten inom olika delar av området. De mätbara åtgärds målen tar även hänsyn till effekter av de åtgärder som skall genomföras. Följande mätbara åtgärds mål föreslås:

- Halterna av MCPA i brunnarna på Emnabo 1:22 och 1:11 skall understiga den hälsoriskbaserade dricksvattennormen på 2 µg/l.
- Halterna av MCPA i bergborrade hål i omgivningen (BH3-BH6) eller i motsvarande positioner skall understiga 0,5 µg/l.
- Halten av MCPA i behandlat vatten som släpps ut till ytvattendrag direkt eller via dräneringsledningar från mark skall understiga 2 µg/l. Detta bedöms ge ett gott skydd mot miljöeffekter i ytvattendragen och mot hälsoeffekter vid användning av ytvatten.
- Behandling av grundvatten genom naturlig nedbrytning på biologiskt aktiv mark skall följa de vägledningar som finns om användning av bekämpningsmedel.

Eftersom det är svårt att på förhand exakt förutsäga effektiviteten av de olika föreslagna behandlingsmetoderna kan de mätbara åtgärds målen behöva revideras efterhand. Detta bör dock ske först efter det att erfarenhet erhållits om hur halterna i grundvattnet påverkas av behandlingen.

8.4 Bedömda hälso- och miljökonsekvenser för olika alternativ

8.4.1 Tid för att uppnå reduktion av halter

De mål som föreslagits innebär att halterna i brunnarna på Emnabo 1:22 och 1:11 måste minskas ca 40 – 60 gånger för att uppnå de mätbara åtgärds målen. För de omgivande borrhålen innebär åtgärds målen att halterna måste minskas ca 30 gånger jämfört med de hittills högsta uppmätta halterna.

Baserat på haltutvecklingen i brunnarna sedan föroreningen upptäckts och de erfarenheter som finns från andra ställen där grundvatten förorenats med fenoxisyror (BT Kemi, Danmark) görs bedömningen att de föreslagna åtgärds målen inte kommer att uppnås inom en period på 10 – 20 år för nollalternativet. Med en teoretisk betraktelse skulle det kräva 6 omsättningar av vattnet i det förorenade området för att uppnå en

haltreduktion på ca 60 gånger. Med den uppskattade naturliga omsättningstiden på 3 år skulle detta innebära en tid motsvarande 18 år.

Det uttag som kan uppnås genom pumpning sommartid innebär att den teoretiska omsättningstiden på det förorenade berggrundvatten skulle öka ca 1,5 – 3 gånger och 6 omsättningar av vattnet skulle då kunna uppnås inom en tid av 6 – 12 år.

Om pumpning sker under hela året skulle den teoretiska omsättningstiden minska ca 4 – 8 gånger, vilket innebär att ca 2 – 4 år skulle krävas för att uppnå 6 teoretiska omsättningar.

Dessa beräkningar utgör inte någon säker prognos för behandlingstider utan är avsedd som en relativ jämförelse mellan de olika behandlingsalternativen. På grund av skillnader i genomsläpplighet och omsättningstid i olika delar av bergmassan är alla uppskattningar av behandlingstid mycket osäkra. Uppskattningen bygger vidare på antagandet att nedbrytning av föroreningen i berggrundvattnet är försumbar.

8.4.2 Hälsoeffekter

Den genomförda riskbedömningen visar att några hälsorisker på kort sikt inte föreligger så länge vatten från brunnarna Emnabo 1:22 och 1:11 inte används som dricksvatten. Eftersom brunnarna är tillgängliga är dock möjligheten att kontrollera användningen mycket begränsad. Detta gäller i synnerhet för nollalternativet då höga halter förorening bedöms kunna kvarstå i brunnarna under långa tidsperspektiv. I detta fall bör det vatten som används från brunn 1:11 renas. För de alternativ där åtgärder genomförs är tiden då användningen av grundvatten som dricksvatten skall undvikas kort att användningen av brunnarna kan kontrolleras och några större risker föreligger inte för hälsoeffekter.

På längre sikt kan spridning av föroreningar innebära att även andra brunnar nedströms förorenas till nivåer som överskrider den hälsoriskbaserade dricksvattennormen. Risken för detta är störst för nollalternativet, i riskbedömningen görs uppskattningen att brunnar på ett avstånd av ca 500 m skulle kunna förorenas inom en tioårsperiod. För alternativet med pumpning endast sommartid kan en fortsatt föroreningsspridning ske under den period som ingen pumpning sker. Eftersom grundvattenbildningen också är störst under denna period så görs bedömningen att denna risk inte är försumbar. Om däremot pumpning sker under hela året kan en avsänkning av grundvattennivåer i det förorenade området upprätthållas och riskerna för spridning av förorening bedöms vara mycket små.

Ackumulering av PAH-föroreningar vid utspridning för naturlig rening kan innebära ett förhöjt upptag i gröda och måste utredas ytterligare.

8.4.3 Miljöeffekter

Det djup och den utbredning som området med kraftigt förorenat grundvatten har innebär att det i dagsläget inte finns någon omedelbar risk för utströmning av förorening till bäckar i omgivningen. Det förorenade grundvattnet bedöms därför inte utgöra någon miljörisk i dagsläget.

Riskbedömningen pekar dock på att framtida halter i närbelägna bäckar riskerar överskrida riktvärdet för ytvatten på 1 µg/l under sommarmånaderna.

För de behandlingsalternativ som föreslås gäller att vid naturlig rening genom utspridning krävs en kontroll av ytvatten för att säkerställa att ingen påverkan sker. För

de fall då rening av vattnet sker bedöms renat vatten kunna släppas ut i bäckar utan risk för miljöeffekter.

Tabell 8.1 Översikt över bedömda hälso- och miljöeffekter för olika alternativ.

Metod	Teoretisk tid för behandling	Hälsoeffekter	Risk för spridning	Miljöeffekter
Nollalternativ	Ca 20 år	Risk vid användning som dricksvatten	Ja	Kan på sikt överskrida riktvärden under lågflödesperioder
Begränsad pumpning	6 – 12 år	Nej	När pumpning inte sker	Nej
Kontinuerlig pumpning	2 – 4 år	Nej	Nej	Nej

8.5 Kostnader för åtgärdsalternativ

En uppskattning av kostnaderna för de olika behandlingsalternativen har gjorts. För de föreslagna metoderna är behandlingens kostnad beroende av behandlingstiden. Därför har de teoretiska tiderna som uppskattats för behandling använts. Behandlingstiderna är dock mycket osäkra vilket inverkar på kostnaderna. I tabell 8.2 redovisas de antaganden och de kostnader som beräknats för de olika alternativen.

Tabell 8.2 Kostnader för olika alternativ.

Moment	Nollalternativ	Naturlig nedbrytning	Naturlig nedbrytning	Kolfilter
	Rening av brunsvatten	Begränsad pumpning (4 månader/år)	Kontinuerlig pumpning (12 mån/år)	Kontinuerlig pumpning (12 mån/år)
Tid för behandling	-	8 år	3 år	3 år
Tid för kontroll	20 år	12 år	8 år	8 år
Kostnad pumpning	-	100 kSEK+ 4 kSEK/år 132 kSEK	100 kSEK+ 10 kSEK/år 130 kSEK	100 kSEK+ 10 kSEK/år 130 kSEK
Kostnad rening	20 kSEK + 3 kSEK/år 80 kSEK	-	50 kSEK	50 kSEK + 35 kSEK/år 155 kSEK
Kostnad kontroll	70 kSEK/år 1400 kSEK	115 kSEK /år 1400 kSEK	115 kSEK/år 920 kSEK	106 kSEK/år 850 kSEK
Summa	1480 kSEK	1532 kSEK	1100 kSEK	1135 kSEK

8.6 Sammanvägd riskvärdering

En sammanvägning av de hälso- och miljörisker, kostnader och tekniska aspekter har gjorts i syfte att ta fram ett förslag till det mest optimala åtgärdsalternativet. I tabell 8.3 redovisas en sammanvägning av de olika alternativen som utretts.

Den riskbedömning som genomförts visar att det inte föreligger någon akut risk för hälsa eller miljö i området, men att det finns behov av åtgärder för att förhindra en fortsatt spridning av förorening. En förorening av större delar av grundvattenmagasinen och på sikt även av andra brunnar i omgivningen kommer att innebära stora kostnader att åtgärda.

Tabell 8.3 Sammanvägning av åtgärdsalternativ.

Metod	Teoretisk tid för behandling	Hälsoeffekter Miljöeffekter	Tekniska svårigheter	Kostnader
Nollalternativ	Ca 20 år	Hälsorisker för grundvatten Miljörisker på sikt		1480 kSEK
Naturlig nedbrytning Begränsad pumpning	6 – 12 år	Risk för spridning när pumpning ej sker	Kontroll av nedbrytning	1532 KSEK
Naturlig nedbrytning Kontinuerlig pumpning	2 – 4 år	Nej	Kontroll av nedbrytning Mellanlagring av vatten krävs	1100 kSEK
Kolfilter Kontinuerlig pumpning	2 – 4 år	Nej		1135 KSEK

De utredningar som gjorts pekar också på att om pumpning sker endast under en begränsad tid av året finns en ökad risk för spridning av föroreningar. Därför förordas att en kontinuerlig pumpning genomförs för att på så sätt upprätthålla grundvattengradienter riktade in mot det förorenade området. Detta alternativ bedöms också ge den kortaste behandlingstiden och därmed de lägsta totalkostnaderna. Den reningsmetod som förordas är rening med kolfilter. Detta är en beprövad metod som ger upphov till en begränsad mängd fast avfall som behöver tas om hand. Eftersom rening med naturlig nedbrytning endast kan ske under den varma delen av året måste vatten mellanlagras i väntan på behandling.

9 Handlingsplan

9.1 Projekteringsdirektiv

Projekteringsdirektiv innefattar speciella förutsättningar som legat som underlag till riskbedömning samt riskvärdering och som skall beaktas i projekteringen. Vidare ingår åtgärdskrav som är bestämda och som projektören inte får avvika ifrån. I detta avsnitt redovisas också kompletterande undersökningar som bör ingå inom ramen för projekteringen. Baserat på den genomförda riskbedömningen och åtgärdsutredningen för Emnabo ges följande projekteringsdirektiv:

- Långtidsprovppumpning med mätning av avsänkning i olika brunnar bör genomföras. Pumpning bör genomföras med varierande uttag.
- I samband med pumpning mäts halterna av MCPA samt övriga ämnen i det utpumpade vattnet för att kontrollera hur halterna påverkas av pumpningen.
- Försök görs med olika metoder för rening av det uppumpade vattnet.

9.2 Direktiv för miljökontroll

Inför en efterbehandling av området måste ett miljökontrollprogram upprättas vars huvudsakliga syften är att säkerställa att:

- relevanta kemiska, fysikaliska och biologiska referensdata finns för utvärdering av efterbehandlingsåtgärderna.
- efterbehandlingsåtgärderna utförs i enlighet med uppställda krav.
- ingen väsentligt ökad spridning av föroreningar sker till omgivande och nedströms liggande vattenområden till följd av åtgärderna.
- eventuella tillfälliga skyddsåtgärder fungerar tillfredsställande.

Miljökontrollen kan indelas i tre olika faser:

- Referensfas: referensundersökningar som verifierar förhållanden före åtgärd (finns i stor utsträckning redan).
- Åtgärdsfas: miljökontroll under genomförandeskedet, som samordnas med sedvanlig entreprenadkontroll
- Utvärderingsfas: uppföljande undersökningar som verifierar resultatet av efterbehandlingen.

För Emnabo bör vissa kompletterande analyser ske för att ha tillräckligt med referensundersökningar som underlag (se avsnitt Projekteringsdirektiv ovan).

Miljökontrollen under åtgärdsfasen bör omfatta ett kontrollprogram där löpande provtagning och analys sker i grundvatten och ytvatten under den tid behandlingen pågår. Även för nollalternativet krävs kontroll av föroreningsspridningen. I tabell 9.1 redovisas den föreslagna omfattningen för de olika åtgärdsalternativen.

Tabell 9.1 Förslag på kontrollprogram för de olika åtgärdsalternativen.

	Borrhål	Brunnar 1:22 & 1:11	Andra brunnar	Behandlat vatten	Ytvatten
Nollalternativ					
Analys MCPA	1 st 4 ggr/år 3 st 1 gång/år	2 ggr/år	3 st 1 gång/år		
Screeninganalys		1:22 1 gång/år			
Provtagning + mätning gv-nivåer	6 st 4 ggr/år	4 ggr/år	6 st 4 ggr/år		
Naturlig nedbrytning					
Analys MCPA	1 st 4 ggr/år 3 st 1 gång/år	1:22 6 ggr/år 1:11 4 ggr/år	3 st 1 gång/år		2 punkter 6 ggr/år
Screeninganalys		1:22 2 ggr/år			
Provtagning + mätning gv-nivåer	6 st 4 ggr/år	4 ggr/år	3 st 4 ggr/år		
Rening med kolfilter					
Analys MCPA	1 st 4 ggr/år 3 st 1 gång/år	1:22 6 ggr/år 1:11 4 ggr/år	3 st 1 gång/år	6 ggr/år	4 ggr/år
Screeninganalys		1:22 1 gång/år			
Provtagning + mätning gv-nivåer	6 st 4 ggr/år	4 ggr/år	3 st 4 ggr/år		

9.3 Krav på tillstånd

Bortledning av grundvatten eller markavvattning kan i vissa fall utgöra vattenverksamhet. Enligt miljöbalken krävs tillstånd från miljödomstolen vid vattenverksamhet, undantaget är dock fall där det är uppenbart att allmänna och enskilda intressen inte skadas. För markavvattning krävs som huvudregel tillstånd från länsstyrelsen.

För det aktuella området kan eventuellt avsänkning av grundvattenytan vara att betrakta som vattenverksamhet. Behov av att söka tillstånd för vattenverksamhet bör bedömas i samband med att efterbehandlingsåtgärderna projekteras.

Om naturlig nedbrytning skulle väljas som behandlingsmetod måste anvisningar för spridning av bekämpningsmedel i Naturvårdsverkets Allmänna Råd 97:3 följas, t ex vad gäller skyddsavstånd för vattentäkter, sjöar och vattendrag. Kommunen ger tillstånd för utspridning av grundvatten med bekämpningsmedel.

10 Referenser

Albrechtsen HJ, Aamand J, Larsen L, Pedersen PG, Berg PL, Rügge K och Broholm M. (2000): Nedbrytning af pesticider i grundvandsmagasiner. I Pesticider og grundvand, Temanummer fra grundvandsgruppen, Miljøforskning 42, april 2000. Det Strategiske Miljøforskningsprogram, Århus, Danmark.

Aqualog (2004): Huvudstudie Emnabo. Hydrogeologisk utredning. Aqualog AB.

IARC (1983): MCPA. IARC Summary and evaluation, Volume 30, 1983

IARC (1986): Occupational Exposures to Chlorophenoxy Herbicides. IARC Summary and evaluation, Volume 41, 1986

IARC (1987): Chlorphenoxy herbicides. IARC Summary and evaluation, Supplement 7, 1987.

Kemakta (2004): Huvudstudie Emnabo. Miljökemisk utredning. Kemakta Konsult AB.

Kemi (2004): Riktvärden för ytvatten.

www.kemi.se/Kemi/Kategorier/Bekampningsmedel/vaxtbek/1082383230.html

Miljøstyrelsen (1996): Phenoxysyrer: Vurdering af risiko for grundvand. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen. Nr 18. 1996. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen. København.

Miljøstyrelsen (2004): Membranfiltrering, erfaring og muligheder i dansk vandforsyning, Miljøprojekt Nr 882.

Ohlsson M (2003): Lite om fluorider, pesticider och COD. BWP AB. Cirkulation 6/03

Svensson, U (1995): Modelling the unsaturated zone under natural conditions and with the tunnelfront at 2874 metres, Swedish Hard Rock Laboratory, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, SKB, Progress Report 25-95-24.

Tuxen N (2000): In-situ bioremediation of groundwater contaminated by herbicides from point sources. PhD thesis, June 2002. Environment and Resources, Technical University of Denmark.

WHO (2003): Guidelines for drinking water quality. 3rd edition. Draft. March 2003. WHO, Geneva.

Personlig kommunikation

Solveig Eriksson, Miljökontoret, Torsås kommun.

Jenny Kreuger, SLU, Uppsala

Karin Jahr, Jordbruksverket