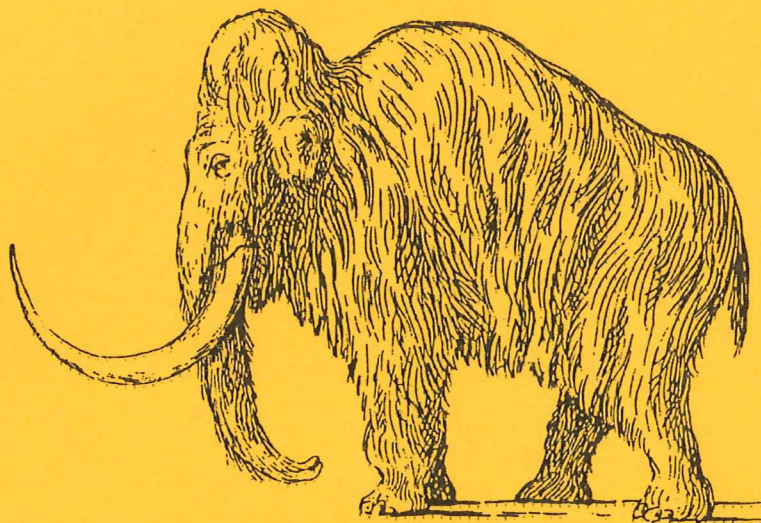


EXAMENSARBETE I GEOLOGI VID LUNDS UNIVERSITET

Kvartärgeologi



Undersökning av grundvattenförhållanden i
området kring Östra Vemmerlöv,
Simrishamns kommun, sydöstra Skåne

Cecilia Åkesson

Lunds univ. Geobiblioteket



15000

600694104

Lund 2001

Examensarbete, 20 p
Geologiska Institutionen, Lunds Universitet

Nr 141

L:Lo

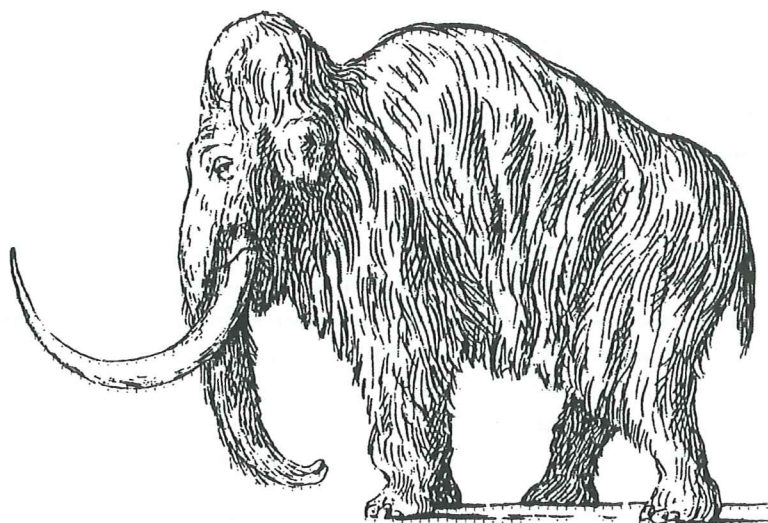
PER: GL

CODEN: SE-LUNBDS/NBGO-01/5141+39S

LUNDS UNIVERSITET
GEOBIBLIOTEKET
PERIODICA

EXAMENSARBETE I GEOLOGI VID LUNDS UNIVERSITET

Kvartärgeologi



**Undersökning av grundvattenförhållanden i
området kring Östra Vemmerlöv,
Simrishamns kommun, sydöstra Skåne**

Cecilia Åkesson

Undersökning av grundvattenförhållanden i området kring Östra Vemmerlöv, Simrishamns kommun, sydöstra Skåne

CECILIA ÅKESSON

Åkesson, C., 2001: Undersökning av grundvattenförhållanden i området kring Östra Vemmerlöv, Simrishamns kommun, sydöstra Skåne. Examensarbete i geologi -Kvartärgeologi- vid Lunds universitet.

Naturligt grundvattenskydd gynnas av hög ler- och mullhalt i jorden, en mäktig omättad zon och intermediära pH-värden. För att skydda grundvattnet ytterligare avgränsar man skyddsområden omkring vattentäkter. Inom skyddsområdet får verksamhet som kan förorena vattnet inte förekomma. Skyddsområdet ska avgränsas på hydrogeologiska grunder. Många av dagens skyddsområden är avgränsade utan tillräcklig kunskap om den lokala hydrogeologin. Så är fallet kring vattenverket i den lilla byn Östra Vemmerlöv i sydöstra Skåne. I detta arbete presenteras resultaten från undersökning av hydrologin, geologin samt pH och mullhalt i matjorden. Resultaten ska kunna ligga till grund för avgränsandet av ett nytt skyddsområde. Undersökningen innefattar också en mycket översiktlig inventering av potentiella föroreningskällor i området.

Östra Vemmerlöv, som tillhör Simrishamns kommun, är beläget i ett jordbrukslandskap strax utanför Simrishamns tätort. Den kommunala uttagsbrunnen hämtar sitt vatten från en öppen jordlager-akvifär. Jordarterna i området domineras av isälvsmaterial med hög permeabilitet. Efter mätning av grundvattennivåer i privata brunnar i området kunde en grundvattenkarta konstrueras. Från denna karta kunde sedan ett 8,5 km² stort tillrinningsområde avgränsas. En beräkning av den omättade zonen visar att den är mindre än tio meter i de centrala delarna av tillrinningsområdet. I kombination med de högpermeabla jordarterna gör det att vatten och således även föroreningar har möjlighet att röra sig snabbt mot grundvattenytan.

Analyserna av pH och mullhalt i området visar ett samband med markanvändningen. I skogsområdena är pH-värdena låga (pH 3,8 – 4,5) och mullhalten hög. På öppen mark är pH-värdena relativt höga (pH 5,2 – 8,0) och mullhalten låg. Hög mullhalt gynnar adsorption av flera olika slags föroreningar. Eftersom Östra Vemmerlöv är beläget i ett jordbruksområde är eventuellt läckage av bekämpningsmedel till grundvattnet särskilt intressant. Den biologiska nedbrytningen av de flesta bekämpningsmedel är mest effektiv i pH-intervall 6 – 8. Analysresultaten för det aktuella området visar att pH för öppen mark ligger omkring detta intervall.

Det naturliga grundvattenskyddet i området kring Östra Vemmerlöv är relativt begränsat. För att skydda grundvattnet och därmed också dricksvattnet krävs att det nuvarande skyddsområdets omfattning utökas. Avgränsandet av ett skyddsområde som sammanfaller med tillrinningsområdet är rimligt.

Investigation of the groundwater situation in the area of Östra Vemmerlöv, Simrishamn, southeast Scania

CECILIA ÅKESSON

Åkesson, C., 2001: Investigation of the groundwater situation in the area of Östra Vemmerlöv, Simrishamn, southeast Scania. M.Sc. thesis in Geology -Department of Quaternary Geology- at Lund University.

Natural groundwater protection is favoured by a high content of clay and carbon in the soils, a large unsaturated zone and intermediate values of pH. The protection of the groundwater is improved by defining a protection area around waterworks. Within such areas certain activities that can threaten the quality of the water are limited by law. The borders for the water protection area shall be based on a hydrogeological investigation. Many of the present protection areas around waterworks have been defined without sufficient knowledge of the local hydrogeology. This is the problem around the waterworks in the small village Östra Vemmerlöv in southeastern Scania. In this work the hydrology, geology, pH and carbon content of the soils are investigated. The results of these investigations are supposed to form the basis for defining a new water protection area. The investigation also includes a small summary of potential sources of pollution.

Östra Vemmerlöv is situated in the countryside outside Simrishamn, the municipality to which it belongs. The municipal well pumps its water from an unconfined aquifer in the Quaternary sediments. The sediments in the area are predominantly of glaciofluvial origin and thus with high permeability. After measuring the groundwater level in private wells in the surroundings, a groundwater map was constructed. From this map an area of 8,5 km² could be outlined as the catchment area for the well. A calculation of the unsaturated zone in the area shows that it is less than ten meters high in the central parts of the catchment area. In combination with the highly permeable sediments this makes it possible for infiltrating water and thus pollutions to reach the groundwater within a short time interval.

Analyses of pH and carbon content in the topsoils have a connection to land use. pH-values in the woodland are low (pH 3,8 – 4,5) and the carbon content is high. For grassland pH-values are relatively high (pH 5,2 – 8,0) and the carbon content is low. High content of carbon favours the adsorption of many pollutants. Because Östra Vemmerlöv belongs to an area dominated by agriculture, controls of pesticides that can leach to the groundwater are of special interest. The effectiveness of the biological degradation of most pesticides is high for pH-values in the interval 6 – 8. That suits well with the pH-results from grassland. However, for some pesticides persistence and solubility increases when pH exceeds 7.

The natural groundwater protection in the area of Östra Vemmerlöv is inadequate. To protect the groundwater and insure a good drinking water quality the present water protection area has to be enlarged. A protection area that coincides with the catchments area should be reasonable.

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
1.1	Bakgrund	3
1.2	Målsättning	3
2	Förorenings-spridning i mark	4
2.1	Indelning av marken	4
2.2	Spridning av föroreningar till grundvattnet	5
2.2.1	<i>Vattnets rörelse i marken</i>	5
2.2.2	<i>Fastläggning och nedbrytning av föroreningar</i>	5
3	Skydd av grundvatten	7
3.1	Skyddsområden och skyddsföreskrifter för grundvattentäkter	7
3.2	Spridning av bekämpningsmedel	7
4	Områdesbeskrivning	10
4.1	Vattenverket i Östra Vemmerlöv	10
4.2	Berggrund	11
4.3	Jordlager	11
4.3.1	<i>Isälvsavlagringar</i>	13
4.3.2	<i>Morän</i>	13
4.3.3	<i>Sand och organiska jordarter</i>	13
4.4	Hydrogeologi och hydrologi	13
5	Metoder	15
5.1	Mätning av grundvattennivå	15
5.2	Kartor och profiler	15
5.2.1	<i>Grundvattennivå-karta</i>	15
5.2.2	<i>Tillrinningsområde</i>	15
5.2.3	<i>Omättad zon</i>	16
5.2.4	<i>Geologiska profiler</i>	16
5.3	Vattenbalans	16
5.3.1	<i>Influensområde</i>	16
5.3.2	<i>Hydrologiska ekvationen</i>	16
5.3.3	<i>Nederbörd</i>	16
5.3.4	<i>Evapotranspiration</i>	17
5.3.5	<i>Avrinning</i>	17
5.3.6	<i>Magasinsförändring</i>	18
5.3.7	<i>Grundvattenbildning</i>	18
5.4	Undersökning av matjorden	19
5.4.1	<i>Bestämning av mullhalt</i>	19
5.4.2	<i>Bestämning av pH</i>	19
6	Resultat	20
6.1	Grundvattennivå-karta	20
6.2	Tillrinningsområde	20
6.3	Omättade zonens mäktighet	20
6.4	Geologiska profiler	20
6.5	Vattenbalans och influensområde	24
6.6	Akvifärer och nybildningsområden	24
6.7	Mullhalt och pH	25
6.8	Potentiella föroreningskällor	27
7	Diskussion och slutsatser	28
7.1	Hydrogeologiskt underlag	28
7.2	Riskbedömning	29
7.2.1	<i>Naturligt grundvattenskydd</i>	29
7.2.2	<i>Föroreningsrisk</i>	30

8	Sammanfattning	33
9	Tackord	35
	Referenser	36
	Bilaga 1. Beräkning av evapotranspiration	38

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Detta examensarbete har utförts i samarbete med SWECO VBB VIAK AB i Malmö, som fått i uppdrag att se över Simrishamns kommuns grundvattenanläggningar med tillhörande skyddsområden. Avgränsandet av ett skyddsområde i anknytning till en vattentäkt bör föregås av en hydrogeologisk undersökning. En del av skyddsområdena i Simrishamns kommun är avgränsade utan tillräcklig hänsyn till de hydrogeologiska förhållandena, vilket föranlett kommunen att anlita SWECO VBB VIAK för en översyn. I översynen ingår bland annat upprättande av aktuella grundvattennivåkartor, undersökning av ytliga jordlager, undersökning av jordlagerföljd och berggrund, fastställande av infiltrations- och influensområden samt översiktlig inventering av föroreningskällor (Jönsson & Landberg 2000).

1.2 Målsättning

I byn Östra Vemmerlöv, som ligger en knapp mil nordväst om Simrishamns tätort, finns en liten kommunal grundvattenanläggning. Grundvattnet skyddas idag med hjälp av ett vattenskyddsområde. Målet med föreliggande examensarbete är:

- att upprätta ett hydrogeologiskt underlag för området kring grundvattenanläggningen
- att bedöma risker för föroreningsutbredning till grundvattnet och således föroreningsrisk för dricksvattnet

Det hydrogeologiska underlaget ska kunna ligga till grund för avgränsningen av ett nytt skyddsområde.

2 Förorenings-spridning i mark

Olika mänskliga aktiviteter kan orsaka att föroreningar sprids till grundvattnet. Det kan ske genom oavsiktlig spridning av förorenande ämnen, avsiktlig spridning av kemikalier, läckage från deponier och upplag samt genom ingrepp som mobiliserar ämnen i marken (Knutsson & Morfeldt 1993). Oftast är det mycket svårt att förutse vilka förorenande ämnen som kan tänkas spridas till grundvattnet. Därför är det intressant att undersöka vilka spridningsvägar respektive vilka fastläggnings- och nedbrytningsmöjligheter det finns för olika typer av förorenande ämnen.

Spridning av bekämpningsmedel, som är en avsiktlig spridning av kemikalier, är en särskilt intressant aspekt för de odlingsintensiva delarna av Skåne till vilka Simrishamns kommun hör. Naturvårdsverket (1999) har utarbetat ett schema för riskklassning av områden där areell spridning av bekämpningsmedel sker. En sammanfattning av de riskfaktorer för vilka tas hänsyn i riskklassningen finns i kap. 3.2.

2.1 Indelning av marken

Innan vatten eller föroreningar som infiltrerat i markytan når grundvattenytan, passerar de olika lager i marken med varierande fysikaliska och kemiska egenskaper. Markens skiftande egenskaper i djupled gör att man kan dela in den i zoner. Indelningen kan göras olika beroende av om man studerar de hydrologiska egenskaperna eller om man studerar jordmåner.

Ur ett hydrologiskt perspektiv kan marken delas in i fyra zoner. Ovan grundvattenzonen, som är den nedersta zonen, följer i tur och ordning kapillärzonen, sjunkvattenzonen och rotzonen. En annan hydrologisk indelning är indelningen i mättade respektive omättade zonen (Bergil *et al.* 1993). Den omättade zonen utgör den horisont i marken som finns mellan markytan och ner till den nivå på vilken porerna i marken är helt vattenmättade. På grund av ytspänning kommer det att bildas en

kapillärzonen närmast ovan grundvattenytan. I den nedre delen av denna zon kommer porerna att vara helt vattenmättade (Knutsson & Morfeldt 1993). Till vilken nivå kapillärzonen helt fyller porerna beror av vilken typ av material som finns ovan grundvattenytan och hur hårt det materialet är packat. I finkorniga jordarter är den kapillära stighöjden ovan grundvattenytan större än i grovkorniga jordarter. Kapillärzonen mäktighet påverkas också av om grundvattnet ligger på en stabil nivå eller om det sjunker eller stiger. Den kapillära stighöjden är större över en sjunkande grundvattenyta än över en stigande grundvattenyta (Kvartärgeologiska institutionen Stockholms universitet 1995).

I den omättade zonen har olika föroreningar möjlighet att läggas fast eller brytas ned innan de når grundvattenzonen. Den omättade zonen mäktighet är relevant ur förorenings-synpunkt då fastläggnings-, utfällnings- och nedbrytningsprocesser i marken är tidsberoende och avgörande för om och när förorenande ämnen når den mättade grundvattenzonen. I den omättade zonen finns också tillgång till syre vilket ofta gynnar mikrobiell nedbrytning. Vid undersökning av förorenings-spridning är det därför viktigt att göra en uppskattning av den omättade zonen mäktighet.

Den översta delen av marken står under påverkan av klimatet, vegetationen och markfaunan. Beroende av hur dessa faktorer varierar och under hur lång tid de verkar bildas olika jordmåner. Gemensamt för de flesta jordmånstyper är att de kan delas in i tre karakteristiska zoner eller horisonter. Jordmånens horisonter namnges uppifrån och ner som A-, B- och C-horisonten och motsvarar i nämnd ordning urlakningshorisont, anrikningshorisont och föga påverkad mineraljord. De två huvudtyperna av jordmåner som finns i Sverige är podsoler och brunjordar. Det finns olika sätt att klassificera dem och dess övergångsformer efter utseende och egenskaper (Bergil *et al.* 1993).

Podsoler är de vanligaste jordmånerna i skogsområden, speciellt i de områden som består av barrskog. Podsolerna karakteriseras av en tydlig skiktning. Deras urlakningshorisont, A-horisonten, kan delas in i ytterligare tre zoner. Räknet från ovan utgörs de i tur och ordning av mårлагret, ett lager med humusblandad mineraljord samt ett blekjordlager. Mårлагret är ett tunt jordlager med sura egenskaper (pH 3,5 – 4) som består av humusämnen. Nedåt i podsolprofilen ökar pH genom att vätejoner förbrukas då det sker bildning av karbonater och vittring av mineraler (Bergil *et al.* 1993).

Brunjordar bildas i områden med lättvittrad berggrund där det växer lövskog, gräs och örter. De är mer näringsrika jordmånar än podsoler. Eftersom brunjordarna är näringsrika är också den biologiska aktiviteten högre. Det innebär att det sker en omblandning av förnan och mineraljorden vilket bildar brunjordarnas mullskikt. Den biologiska nedbrytningen är effektivare i brunjordar än i podsoler (Bergil *et al.* 1993).

2.2 Spridning av föroreningar till grundvattnet

En rad olika faktorer kan påverka spridning, fastläggning och/eller nedbrytning av förorenande ämnen i marken. Det sätt på vilket en förorening sprids, fastläggs och/eller bryts ned är beroende av markens, grundvattnets och det förorenande ämnets egenskaper samt på de rådande grundvattenförhållandena. Förorenande ämnen har mycket varierande egenskaper vad gäller densitet, viskositet och vattenlöslighet. Mellan olika ämnen skiljer också motståndskraften mot nedbrytning och förmågan att ackumuleras i marken (Naturvårdsverket 1991).

2.2.1 Vattnets rörelse i marken

Risken för att grundvattnet förorenas avgörs till stor del av hur vattnet och föroreningarna rör sig i marken. Flödet i ett

homogent isotropt jordlager i den omättade zonen kan betraktas som ett kolvflöde (Grip & Rodhe 1991). Det innebär att vattnet rör sig genom markprofilen i ett flöde på bred front. Under höst, vinter och vår finns det ofta ett överskott av vatten i den omättade zonen, vilket gör att det sker en transport av vattnet mot områden med lägre lägespotential. Vattenöverskottet beror på att vattenhalten är hög och avdunstningen låg under denna del av året. Under sommaren är vattenhalten oftast låg och avdunstningen hög vilket ger ett underskott av vatten. Vattnet rör sig då mot områden med låg tryckpotential (Espeby & Gustafsson 1997).

Jordlagrens homogenitet respektive heterogenitet påverkar till stor del flödet i marken. Utan detaljkunskap om jordlagerföljdens uppbyggnad är det därför svårt att göra antaganden om hur spridningsmönstret kommer att se ut. Det kan till exempel finnas små lokala linser av lågpermeabel lera eller högpermeabel sand som påverkar flödesmönstret och flödeshastigheten (Freeze & Cherry 1979). I marken, framför allt i den omättade zonen, kan det också bildas strukturorsakade porer, s.k. makroporer. I makroporerna, som är mer än någon millimeter stora, blir flödeshastigheten större än hastigheten i markens övriga normala porer. Makroporer kan bildas genom maskars och insekters grävande i jorden, nedbrytning av växternas rötter, jordens volymsförändring vid torkning och tjälning och genom utlösning av mineral (Grip & Rodhe 1991).

2.2.2 Fastläggning och nedbrytning av föroreningar

Markens fysikaliska och kemiska egenskaper samt den biologiska aktiviteten i marken har en avgörande betydelse för förorenande ämnens uppträdande. Markens kornstorleksfördelning är en av de viktigaste fysikaliska egenskaperna. I finkorniga jordar (ler- och siltjordar) är kontaktytan mellan vattnet och mineralkornen mycket större än i grovkorniga jordar. Det innebär att det finns en större förutsättning

för att vatten eller förorenande ämnen påverkas kemiskt i finkorniga jordar. I finkorniga jordar är också uppehållstiden för vattnet längre än i grovkorniga jordar. En längre uppehållstid innebär större möjlighet för kemisk påverkan. Även jordlagrens respektive berggrundens mäktighet tillsammans med den hydrauliska konduktiviteten ovan grundvattenytan styr tiden fastläggnings- och nedbrytningsprocesser kan verka (Naturvårdsverket 1991).

Markens mineralsammansättning och pH är viktiga kemiska egenskaper. De påverkar vilka olika geokemiska reaktioner som kan ske (Naturvårdsverket 1991). Den snabbaste kemiska förändringen av vattnet sker i rotzonen (Grip & Rodhe 1991).

Växter och mikroorganismer står för den biologiska aktiviteten i marken. Genom deras näringsupptag och nedbrytning av olika ämnen förändras vattenkemin. Mikroorganismerna har förmågan att bryta ned organiska ämnen till koldioxid och vatten. Nedbrytningshastigheten är olika beroende av organismfaunans sammansättning och vilket ämne som ska brytas ned. Hastigheten beror också på markens pH, redoxförhållande, vatten- och näringstillgång samt temperatur (Espeby & Gustafsson 1997).

Fastläggning av förorenande ämnen i marken kan orsakas genom adsorption eller utfällning. Den viktigaste av dessa två är adsorption, som kan ske med hjälp av mekanismer som jonbyte, ytkomplexbildning eller hydrofob adsorption. Eftersom de flesta jordpartiklarna har en negativ laddning är det mest katjoner som fastläggs genom jonbyte. Vid ytkomplexbildning binds jonerna effektivare till markens partiklar än vid den elektrostatiska bindningen som uppstår vid jonbyten. Hydrofob adsorption uppkommer genom att opolära ämnen som når marken, på grund av sin hydrofobicitet, inte löser sig i vattnet utan fastnar i jordpartiklarnas strukturer (Espeby & Gustafsson 1997).

De ämnen i marken som har störst förmåga att adsorbera andra ämnen är lermineral, oxidtytor och humusämnen. Gemensamt för dessa tre grupper är att de har

mycket stora specifika ytor. Det finns ett samband mellan markens förmåga att adsorbera ämnen och markens pH. Sambandet innebär att katjoner adsorberas starkast vid höga pH-värden, medan anjoner adsorberas starkast vid låga pH-värden. Det finns flera olika parametrar, t.ex. typ av adsorberande yta, pH-värdets variationer, konkurrens mellan joner, som påverkar på vilket sätt och hur starkt ett ämne kan adsorberas i marken. Därför är det svårt att göra mera exakta förutsägelser av vilka fastläggningsmekanismer som kommer att verka (Espeby & Gustafsson 1997).

Olika jordmånstyper har olika egenskaper och således också varierande förmåga att adsorbera och bryta ned material. Generellt gäller att i jordmåner med högt pH och hög lerhalt sker nedbrytningen snabbt och adsorptionen av katjoner effektivt. Detta förhållande gäller exempelvis för en viss typ av brunjord. I jordmåner med lågt pH och låg lerhalt, exempelvis podsoler, sker nedbrytningen långsamt och adsorptionen av katjoner är inte lika effektiv. I mårslagret, den översta humus-innehållande delen av podsolerna, sker dock en viss adsorption av katjoner till humus-ämnena. Adsorptionen av katjoner i mårslagret är möjlig eftersom humusämnena som finns där är relativt lite mättade med järn och aluminium. I podsoler är anjonadsorptionen relativt hög till följd av det låga pH-värdet samt ansamling av järn- och aluminiumföreningar i anrikningshorisonten (Espeby & Gustafsson 1997).

Vid utfällning är bildandet av oxider, hydroxider och karbonater de mest betydelsefulla kemiska reaktionerna för naturliga jordar. Järn, aluminium, mangan och krom bildar oxider eller hydroxider vid de flesta för marken naturliga pH-förhållanden. Då pH överstiger 7 eller 8 bildar en del andra ämnen karbonater eller hydroxykarbonater. Till gruppen av utfällningar räknas också bildandet av metallsulfider. De bildas i reducerande miljöer, vilket innebär att de inte fälls ut i den syrerika omättade zonen (Espeby & Gustafsson 1997).

3 Skydd av grundvatten

3.1 Skyddsområden och skyddsföreskrifter för grundvattentäkter

Med stöd av miljöbalken 7 kap. (§ 21) har länsstyrelse eller kommun rätt att förklara ett område som vattenskyddsområde för att skydda en grundvattentillgång. Rekommendationerna för upprättande av skyddsområden kring grundvattentäkter har gjorts av Naturvårdsverket (1991). I denna rapport understryks vikten av att ett hydrologiskt underlagsmaterial ligger som grund vid avgränsning av skyddsområden. Vidare anges att det är önskvärt att skyddsområdet kring en grundvattenanläggning omfattas av uttagsbrunnens hela tillrinningsområde. Då det i flera fall kan röra sig om relativt stora områden rekommenderas att en *yttre* respektive en *inre* skyddszon avgränsas. För den yttre skyddszonen bör då gälla att den omfattar hela tillrinningsområdet eller att vattnets nominella uppehållstid inom området är minst ett år. För den inre skyddszonen bör gälla att grundvattnets uppehållstid är 60 – 100 dygn eller motsvarar minst 100 m flödessträcka från gräns till brunn. Om markområden inom detta område är utströmningsområden eller har mäktiga silt- eller lerlager kan de dock räknas till den yttre skyddszonen. Det är också önskvärt att avståndet mellan gränserna för yttre och inre skyddszonen är så stort att man hinner upptäcka och sanera en förorening i den yttre skyddszonen innan den når vattentäkten. Området närmast brunnen ska hägnas in och klassas som brunnsområde, inom vilket endast vattentäktsverksamhet får förekomma. För att förhindra att förorenat ytvatten når grundvattnet vid själva brunnen rekommenderas att marken runt denna tätas och dräneras (Naturvårdsverket 1991).

Naturvårdsverket föreslår en rad skydds-föreskrifter för att minska riskerna för spridning av förorenande ämnen inom

skyddszonerna (Naturvårdsverket 1991). Speciella föreskrifter föreslås för handhavandet av petroleumprodukter, spillvatten, kommunalt dagvatten och avfall. Vidare föreslås också restriktioner för skogs- och jordbruksverksamhet, industriell verksamhet, täktverksamhet och schaktarbeten samt för väghållning och transport av farligt gods. Den som äger eller nyttjar en fastighet inom ett skyddsområde är skyldig att till räddningstjänsten och kommunens miljö- och hälsoskydds-nämnd anmäla om det finns risk för att grundvattnet kan komma att förorenas (Naturvårdsverket 1991).

3.2 Spridning av bekämpningsmedel

Av de ämnen som har möjlighet att förorena grundvattnet är bekämpningsmedel speciellt intressanta eftersom de, till skillnad från de flesta andra kemikalier, sprids aktivt i landskapet. Det finns ett stort antal bekämpningsmedel med olika användningsområden. En stor del av bekämpningsmedlen utgörs av ogräsmedel som används inom jordbruket. Medel mot svamp, insekter och kvalster förekommer också. Förutom jordbruksmark kan det till exempel röra sig om skogsmark, kyrkogårdar, kommersiella bär- och fruktodlingar eller industritomter. Ofta är de bekämpningsmedel som används i jordbruket baserade på organiska föreningar med begränsad löslighet i vatten (Naturvårdsverket 1999).

Naturvårdsverket har gjort en mall för riskklassning av olika områden för att kunna upptäcka och identifiera områden där det finns risk för att grundvattnet förorenas genom nuvarande eller tidigare spridning av bekämpningsmedel. Riskklassningen baseras på en rad riskfaktorer som var och en har klassats på en femgradig skala från *a* – *e*, där *a* utgör minst och *e* störst risk. De faktorer som tas upp i riskklassningen kan

delas in i sex grupper. De första fem grupperna är riskfaktorer vid areell spridning av bekämpningsmedel (Tabell 1) medan den sista gruppen är riskfaktorer vid punktkällespridning av bekämpningsmedel (Tabell 2). Grupp 1 - 3 utgör riskfaktorer som alla beskriver markens egenskaper i form av jordlagrens genomsläpplighet, mullhalt i matjorden på 0-30 cm djup och pH-värde. I grupp 4 tas hänsyn till om

området är ett utströmningsområde. Grupp 5 och 6 innefattar faktorer som är beroende av när och var bekämpningsmedel sprids samt hur påfyllning, sköljning och tvättning av spridningsredskap sker. Genom att väga samman de olika riskfaktorerna för ett enskilt område kan området riskklassas och därmed kan det avgöras om det finns risk för att grundvattnet förorenats av bekämpningsmedel (Naturvårdsverket 1999).

Tabell 1. Riskfaktorer vid areell spridning av bekämpningsmedel där a utgör minst och e utgör störst risk. Efter Naturvårdsverket (1999).

Riskfaktorer vid areell spridning av bekämpningsmedel	Riskfaktorer (a-e)
1. Jordlagrens genomsläpplighet	
1.1 är mycket begränsad i områden med > 3 meter lera	a
1.2 är begränsad då jordlagren är finkorniga (ler-, silt-, finkorniga moränjordar)	c
1.3 kan vara betydande med snabba transporter (sandjordar, "lättjordar", torrskorpelera < 2 meter mäktig och tunna mullhaltiga jordar)	d
1.4 kan vara betydande med snabba transporter (grusade ytor utan vegetation i kombination med 2.2 eller 2.3)	e
2. Mullhalt i matjorden på 0-30 cm djup	
2.1 > 6% mullhalt	b
2.2 2 - 6% mullhalt	c
2.3 < 2% mullhalt	d
3. pH-värde	
3.1 Markens pH > 7 (kalkhaltiga jordar). Gäller endast sulfonylureor vars persistens och/eller löslighet ökar vid pH över 7	d
4. Utströmningsområden (ev. kan istället provtagning i ytvatten vara aktuellt)	
4.1 permanent utströmningsområde	a
4.2 utströmningsområde som under torrperioder är inströmningsområde	b
5. Andra faktorer	
5.1 Bekämpningsmedel har ej spridits på hösten eller i samband med bevattning	b
5.2 Bekämpningsmedel har spridits på hösten och/eller i samband med bevattning	d
5.3 Besprutning har skett direkt vid brunn - risk för direkt kontamination	e
5.4 Konstgjord infiltration (bassänginfiltration eller inducerad infiltration vid stränder) har skett med ytvatten som innehåller bekämpningsmedel	e

Tabell 2. Riskfaktorer vid punktkällespridning av bekämpningsmedel där a utgör minst och e utgör störst risk. Efter Naturvårdsverket (1999).

Riskfaktorer vid punktkällespridning av bekämpningsmedel	Riskfaktorer (a-e)
6. Hantering av spridningsredskap	
6.1 Påfyllning och sköljning av sprutor eller annan hantering som kan innebära risk för spill har genomgående skett på platser som är speciellt iordningställda för ändamålet och varifrån vätskan hindras att infiltrera i marken	b
6.2 Påfyllning och tvättning av sprutor etc. har skett utan skyddsåtgärder på mark som inte är tät (< 3 m lera)	e

4 Områdesbeskrivning

Östra Vemmerlöv är en liten by tillhörande Simrishamns kommun på Österlen i sydöstra Skåne. Byn ligger sju till åtta kilometer nordväst om Simrishamns tätort (Figur 1).

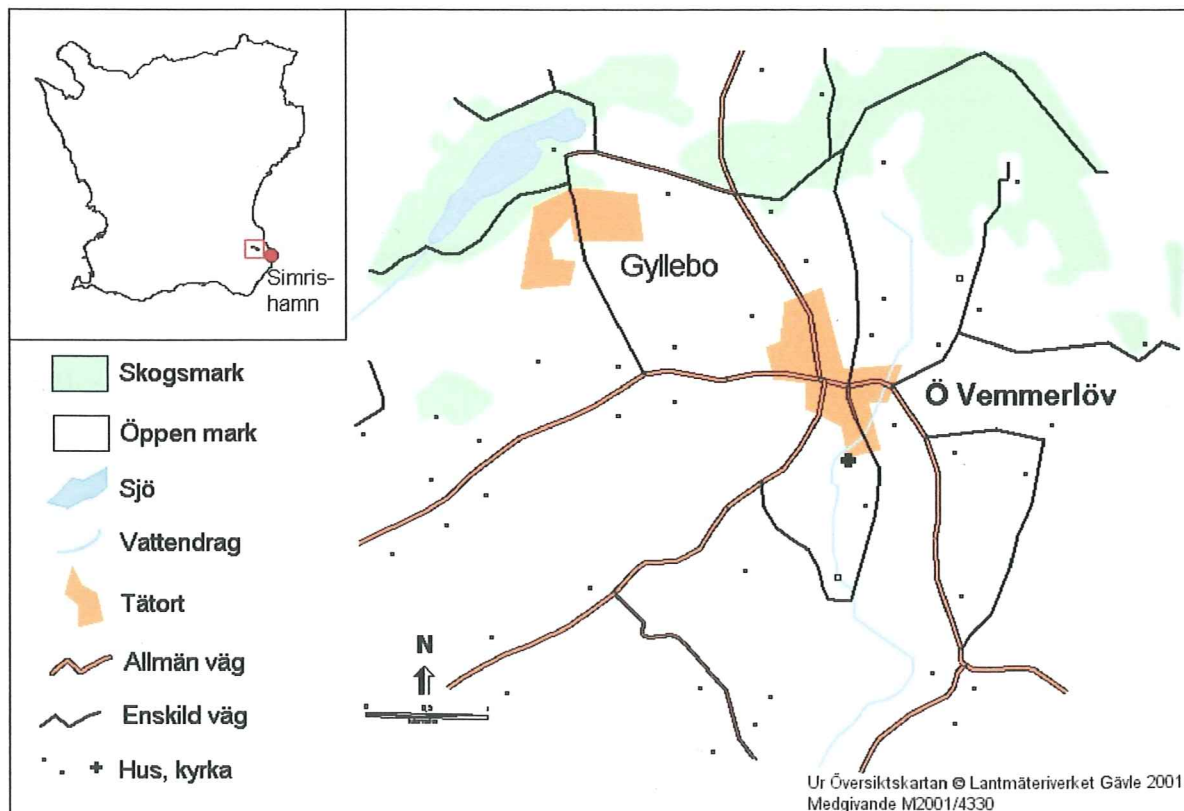
Liksom övriga delar av Simrishamns kommun präglas landskapet till stor del av åkermark och hagar som breder ut sig i det småkulliga landskapet. Strax norr om Östra Vemmerlöv finns några skogspartier med omväxlande lövskog och barrskog. Skogspartierna i norr uppvisar en högre topografisk relief och befinner sig på 75 – 85 m.ö.h., medan åkrar och hagar i söder befinner sig på 55 – 70 m.ö.h.

En liten bäck, Rännebäcken, rinner från norr mot söder genom byn. I området finns också en större sjö, Gyllebo sjö (ca. 0,4 km²), som ligger cirka 2,5 km nordväst Östra Vemmerlöv. Sjön har sitt avlopp via Listarumsån i den sydvästra delen av sjön.

4.1 Vattenverket i Östra Vemmerlöv

Den kommunala vattenförsörjningsanläggningen ligger strax söder om Östra Vemmerlövs kyrka. Vatten pumpas ur jordlagren. Anläggningen är dimensionerad för 585 personekvivalenter. Den specifika vattenförbrukningen under ett medeldygn uppgår till 225 liter per person och dygn, vilket motsvarar en medeldygnsförbrukning på 130 m³/dygn eller 1,5 l/s (Sydsvenska Ingenjörbyrå AB 1960). Driftsjournalerna från vattenförsörjningsanläggningen visar att det i genomsnitt under åren 1994 – 1999 tagits ut 22981 m³ vatten per år.

Markytan vid brunnen är belägen på nivån 56,75 m.ö.h. Brunnens borrhör har diametern 8" och är nedfört till ett djup av 10,29 m under markytan. Nederst i borrhöret



Figur 1. Översiktskarta som visar undersökningsområdet kring östra Vemmerlöv

filtreras vattnet genom ett grusfilter och en kopparsil. I borrhöret finns en undervattens-pump som pumpar vattnet till ett utjämningsmagasin, en s.k. lågreservoar. Lågreservoarens effektiva volym är 50 m³. Med hjälp av två hydroforpumpar pumpas vattnet till distributionsnätet (Sydsvenska Ingenjörbyrå AB 1960). Till vattenförsörjningsanläggningen hör också en doseringsanläggning för natriumhypoklorit. Kommunen föreskriver att grundvattnet endast ska kloreras vid epidemier eller på anmodan av hälsovårdande myndighet (Sydsvenska Ingenjörbyrå AB 1960).

4.2 Berggrund

Urberggrunden på Österlen består av gnejs och gnejsgranit. På vissa ställen går urberget i dagen medan den i andra områden överlagras av mer än en kilometer mäktiga sedimentära bergarter. Genom nordväst-sydostliga tånjningar längs med den s.k. Tornquist-zonen har berggrunden förkastats och sänkts respektive höjts relativt sitt ursprungliga läge. Den huvudsakliga tektoniska aktiviteten ägde rum under jura (195 – 140 Ma) och krita (140 – 65 Ma) (Lindström *et al.* 2000). De tektoniska rörelserna har inneburit att sediment (och blivande sedimentära bergarter) beroende på geografisk position, har haft olika förutsättningar att avsättas eller eroderas bort. Under krittiden (140 – 65 Ma) förändrades lagerföljden ytterligare genom att berggrunden utsattes för ett sydväst-nordostligt riktat tryck, vilket innebär att de tidigare nedsänkta områdena höjdes upp och ibland stjälpes över. Daniel (1986) anger att så var fallet för området kring Simrishamn.

Den lagerföljd som finns i området kring Östra Vemmerlöv representeras av de bergarter som finns bevarade norr om den s.k. Fyledalsförkastningen. De utgörs ovan urberggrunden av kambrisk sandsten överlagrad av alunskiffer, även denna avsatt under kambrium (570 – 500 Ma). Sandstenen är ca. 115 m mäktig, medan alunskiffers mäktighet har uppmätts till 77 m

respektive 94 m vid ett par olika lokaler (Daniel 1986).

Ovan alunskiffern har det under ordovicium (500 – 435 Ma) och silur (435 – 395 Ma) avsatts lerskifferar. Dessa ljusa lerskifferar tros i vissa områden kunna vara mer än 1000 m mäktiga och utgörs till stor del av Colonusskiffer. Lerskiffersedimentationen avbröts under en period då det istället avsattes kalkiga, leriga sediment som bildat den omkring 15 m mäktiga Komstadkalkstenen (Daniel 1986).

Från devon (395 – 345 Ma) och framåt finns inga sedimentära bergarter bevarade norr om Fyledalsförkastningen. Från permo-karbonsk (345 – 230 Ma) tid finns dock, som resultat av nordväst-sydostliga tensionsrörelser, de så kallade nordväst-diabaserna kvar (Daniel 1986), vilka slår igenom de sedimentära bergarterna i form av gångar.

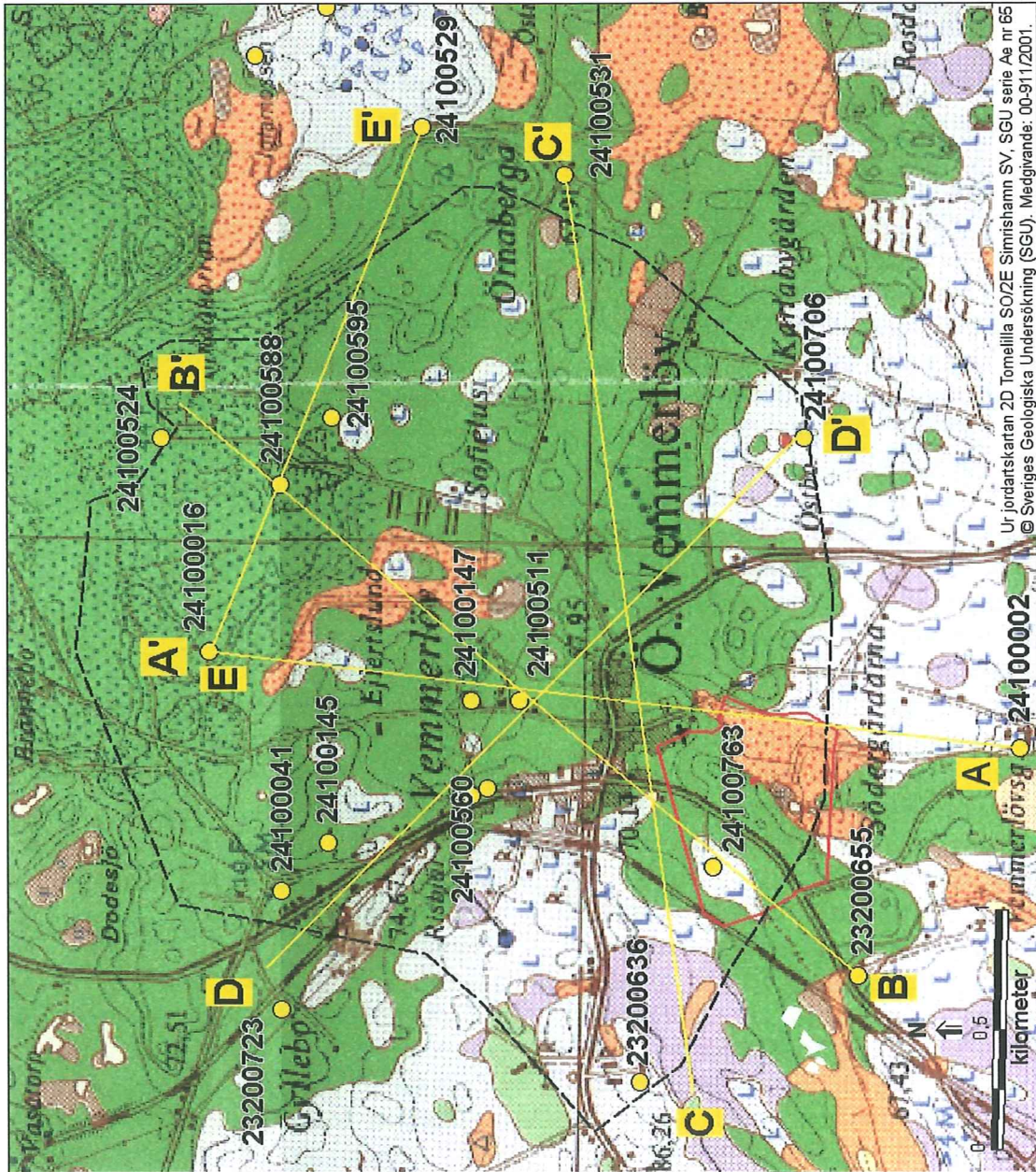
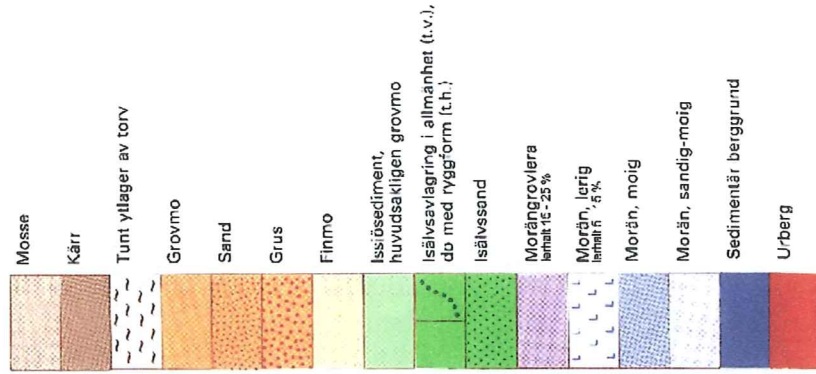
Inom tillrinningsområdet, som beskrivs i kap. 5.2.2 resp. kap. 6.2, kring Östra Vemmerlöv finns endast två områden där berggrunden går i dagen. Den ena hällen finns en dryg kilometer öster om det nuvarande skyddsområdet och utgörs av urberg, medan den andra hällen utgörs av sedimentberggrund och finns en knapp kilometer nordväst skyddsområdet (Daniel 1986).

4.3 Jordlager

De ytliga jordlagren i undersökningsområdet kring Östra Vemmerlöv utgörs i första hand av isälvsavlagringar och morän. En relativt stor del av området täcks även av moränlera eller sand. På enstaka ställen påträffas även organiska jordar (Figur 2) (Daniel 1986). Jordlagrens mäktighet varierar mycket i området och även mäktigheterna för de olika jordarterna. Flera brunnborringar från området visar att isälvs materialet ofta direkt överlagras berggrunden. För den hydrogeologiska undersökningen är det mest intressant att studera de jordarter som finns inom den kommunala uttagsbrunnens tillrinningsområde. Tillrinningsområdet beskrivs i kap. 5.2.2

Jordartskarta med profilinjer

- Tillrinningsområde
- ▭ Nuvarande skyddsområde med brunnsområde
- Brunn från SGUs brunnsarkiv
- Profilinje



Figur 2. Utsnitt ur jordartskartan omkring Östra Vemmerlöv. På kartan är även läget för de geologiska tvärsnittprofilerna A-E markerade.

respektive kap. 6.2 och finns markerat bl.a. på utsnittet av jordartskartan (Figur 2).

4.3.1 Isälvsavlagringar

Större delen av de ytliga jordarterna kring tillrinningsområdet vid Östra Vemmerlöv består av isälvsavlagringar (Figur 2). Isälvsavlagringarna tillhör den sydvästra delen av det så kallade Gyllebo-Baskemöllafältet, som ansluter till Gylleboåsen i väster och Tågarpsavlagringen i sydväst (Daniel 1986, Fig. 24)

I de norra och nordöstra delarna av tillrinningsområdet är isälvsavlagringarna mycket mäktiga. Området utgör den södra delen av en platåliknande höjd som breder ut sig norr om tillrinningsområdet. Det geografiska läget för de mäktiga isälvsavlagringarna sammanfaller i stora drag med det tidigare beskrivna skogbeväxta partiet, se områdesbeskrivningen i kap. 4, med hög topografisk relief på 75 – 85 m.ö.h. De dokumenterat mäktigaste sedimenten finns vid Hundakorran, som ligger i tillrinningsområdets nordöstra del. Där har vid en brunnborring (SGU:s brunnarkiv 24100524) observerats en 44 m mäktig jordlagerföljd bestående av mellansand och grovmo (Figur 2 och Figur 5).

Från det skogbeväxta norra området med stora jorddjup övergår isälvsavlagringarna, via en iskontaktsslutning (Åmark 1984), till ett lägre beläget område med åkrar och annan öppen mark. Området är ett småkulligt landskap med relativt låg relief och med ett jorddjup på 10 – 15 m (SGU:s brunnarkiv). I den södra delen avbryts isälvsavlagringarna på en del ställen av mindre moränkullar. Ur landskapet höjer sig också en 500 m lång åsrygg belägen en kilometer öster om Östra Vemmerlövs kyrka. Åsryggen byggs upp av stenig grusig sand (Åmark 1984). Isälvsavlagringarna i både den norra och södra delen av tillrinningsområdet består huvudsakligen av sand. I den sydöstra delen finns dock ett mindre område där grus är den dominerande kornstorleken (Daniel 1986, Fig. 24).

4.3.2 Morän

Inom tillrinningsområdet finns morän dels som kullformer i området med isälvsavlagringar, men även som ett par större sammanhängande områden i den västra respektive södra delen (Figur 2). Större delen av moränavlagringarna utgörs av lerig sandig-moig morän med en lerhalt på 5 – 15 %. Övrig morän utgörs av sandig-moig morän respektive morängrovlera. Till morängrovlera räknas den morän som har en lerhalt på 15 – 25 %. För morängrovlerorna på Österlen gäller dock att lerhalten ligger relativt nära 15 %-gränsen (Daniel 1986).

I den västra delen finns två brunnborringar (SGU:s brunnarkiv 23200636 och 24100763) där moränens mäktighet uppmätts till 7 respektive 12 meter. I ett annat moränområde i närheten av Karlabygården har det vid en annan brunnborring (SGU:s brunnarkiv 24100706) observerats ett endast 0,9 m tjockt jordlager.

4.3.3 Sand och organiska jordarter

Centralt i tillrinningsområdet samt i nuvarande skyddsområdets östra del finns två relativt stora områden med sorterade sandavlagringar som omger Rännebäcken (Figur 2). Uppgifter om de sandiga avlagringarnas mäktighet saknas.

Liksom på övriga Österlen har de organiska jordarterna en mycket liten utbredning. I tillrinningsområdet kring Östra Vemmerlöv finns några kärrmarker i den sydöstra delen samt ytterligare en i anslutning till den sorterade sandavlagringen. Strax söder om den kommunala uttagsbrunnen finns en mindre kärrmark (Daniel 1986).

4.4 Hydrogeologi och hydrologi

SGU:s grundvattenkarta över Skåne län redovisar fyra olika dominerande grundvattenförhållanden kring Östra Vemmerlöv. Norr och nordost om Östra Vemmerlöv

dominerar ett område där möjligheten för grundvattenuttag från jordlagren är liten eller obefintlig. Inom detta område finns dock ett par mindre områden som klassas som stora grundvattentillgångar. Möjligheterna för uttag från de jordlagren beskrivs som mycket goda eller utmärkta. Söder och sydost om Östra Vemmerlöv finns de största grundvattentillgångarna i sprickakvifärer i berget. Uttaget från kambrisk sandsten och kvartsit respektive lerskiffer m.m. från ordovicium till silur bedöms som goda (Gustafsson 1999).

Då man studerar grundvattenförhållanden är det viktigt att ta hänsyn till ytvattensituationen. Strax öster om den kommunala vattenförsörjningsanläggningen rinner Rännebäcken. Det är en liten bäck med låg vattenföring. Under sommar och höst är vattenföringen i det närmaste obefintlig.

Det är också viktigt att beakta nederbördsförhållandena i området. SMHI har

ingen mätstation för nederbörd i Östra Vemmerlöv. De fyra närmast liggande orterna med mätstationer är Hammenhög, Simrishamn, Rörum och Sankt Olof. Normalvärden för nederbörden för de närmast liggande mätstationerna, hämtad från Alexandersson *et al.* 1991, samt deras läge och avstånd från Östra Vemmerlöv presenteras nedan (Tabell 3).

Tabell 3. Normalvärden för nederbörden och avstånd till SMHI:s mätstationer kring Östra Vemmerlöv. Normalvärden för nederbörden från Alexandersson *et al.* (1991)

Mätstation	Normalvärde för nederbörden (mm/år)	Läge i förh. till Ö. Vemmerlöv
5431 Hammenhög	723	10 km SV
5433 Simrishamn	628	8 km SO
5438 Rörum	614	5 km N
5439 Sankt Olof	769	9 km NV

5 Metoder

5.1 Mätning av grundvattennivå

För att få en detaljerad bild av hur grundvattnet rör sig och på vilken nivå det befinner sig har grundvattennivåerna i ett femtiotal brunnar i området uppmätts. Eftersom kommunala observationsbrunnar saknas i området har en inventering av privata brunnar gjorts och grundvattennivåerna i dessa uppmätts. I de fall det varit möjligt har grundvattennivån mätts i brunnar som inte längre används, för att i möjligaste mån undvika påverkan från tillfälliga uttag. Mätningarna gjordes med hjälp av ett ljuslod i slutet av oktober 2000. Vid varje brunn uppskattades markytans läge i meter över havet utifrån nivåkurvorna på ekonomiska kartan (skala 1:10 000) eller fastighetskartan skala (1:12 500).

De flesta av observationsbrunnarna är jordlagerbrunnar, men för att kunna jämföra grundvattnets trycknivå i berggrunden med grundvattennivåerna i jordlagren har även grundvattennivån i en del bergborrade brunnar mätts. Några av brunnarna hämtar sitt vatten från både jordlagren och berggrunden.

5.2 Kartor och profiler

5.2.1 Grundvattennivåkartan

Eftersom det kommunala vattenverket pumpar vatten från jordlagren har grundvattennivåerna och grundvattenströmningen i dessa varit av särskilt intresse. En grundvattennivåkartan baserad på grundvattenobservationer i 35 jordlagerbrunnar har därför upprättats. Målet har varit att utnyttja endast de brunnar vilka hämtar sitt vatten direkt från jordlagren. I en del av de ursprungligen grävda jordlagerbrunnarna har man sprängt eller borrarat ner i berget för att förbättra

uttagsmöjligheterna. Vattnet i de brunnarna kan då vara en kombination av grundvatten från jordlagren och berggrunden. Då detta kommit till kännedom har dessa brunnar uteslutits från att bilda underlagsmaterial till grundvattennivåkartan. Det kan dock inte uteslutas att någon av de brunnar som grundvattennivåkartan interpolerats fram utifrån delvis hämtar sitt vatten från berggrunden.

Under arbetets gång användes programmet Surfer 6.02 (Golden Software Inc.) för att interpolera grundvattennivån mellan mätpunkterna. Dessa interpoleringar gjorde det möjligt att finna de områden där det krävdes kompletterande grundvattennivåmätningar. Den slutgiltiga versionen av grundvattennivåkartan (Figur 3) har konstruerats med hjälp av det geografiska informationssystemet Mapinfo 6.0 (MapInfo Corp.). Nivåkurvorna på kartan är placerade med hänsyn tagen till en interpolering av grundvattennivåerna som dessutom genom användning av en topografisk karta (skala 1:50 000) korrigerats för att på rimligt sätt ta hänsyn till marktopografien.

5.2.2 Tillrinningsområde

Genom att studera den för området upprättade grundvattennivåkartan tillsammans med den topografiska kartan har ett tillrinningsområde för den kommunala vattentäkten avgränsats (Figur 3). Grundvattnet rör sig i rät vinkel mot de markerade nivåkurvorna. I de norra och nordöstra delarna saknas observationsbrunnar som dokumenterar grundvattennivåerna och bekräftar tillrinningsområdets begränsning. Detta beror till stor del på att området ligger i ett skogsparti där det saknas bebyggelse och därmed också brunnar för observation av grundvattnet. Gränsen i detta område utgörs av ytvattendelaren som följer landskapets högsta nivåer. Ytvattendelaren där antas sammanfalla med grundvattendelaren.

5.2.3 Omättad zon

Med hjälp av modulen Vertical Mapper (2.0) (MapInfo Corp.) har det varit möjligt att framställa en karta som visar en approximation av den omättade zonen mäktighet (Figur 4) inom tillrinningsområdet vid Östra Vemmerlöv. En digital topografisk karta interpolerad från Lantmäteriets höjddatabas har tillsammans med framställd grundvattennivåkarta använts för beräkningarna. Eftersom grundvattennivåkartan är upprättad med grundvattennivåerna i jordlagren som underlag tas ingen hänsyn till trycknivåerna i berget. Den omättade zonen mäktighet presenteras med hjälp av olika färgnyanser som visar mäktigheten i femmetersintervall. Vid konstruktionen av kartan har ingen hänsyn tagits till den del av kapillärvattenzonen som har helt vattenmättade porer, utan kartan visar endast nivåskillnaden mellan markyta och ungefärlig grundvattenyta.

5.2.4 Geologiska profiler

Genom att använda information om lagerföljder från SGU:s brunnarkiv har fem geologiska tvärsnittsprofiler kring tillrinningsområdet i Östra Vemmerlöv konstruerats (Figur 5). Kvaliteten på bedömningen av lagerföljden mellan de olika brunnborringarna varierar mycket.

Vid presentationen av de fem profilerna har markytan markerats med färger som motsvarar de olika jordarterna på jordartskartan. I djupled har jordlagerföljderna generaliserats och omtolkats för att överensstämma med de i ytan karterade jordarterna. Textraderna bredvid lagerföljderna överensstämmer med informationen från SGU:s brunnarkiv.

5.3 Vattenbalans

5.3.1 Influensområde

Då vattenverket är i bruk kommer det att bildas en trattformad avsänkning av grund-

vattenytan kring uttagsbrunnen. För att beräkna hur stort område kring brunnen som påverkas vid olika uttag är det nödvändigt att göra en provpumpning. Ingen känd provpumpning i jordlagerakvifären finns tillgänglig och det ryms inte heller någon inom ramarna för detta arbete. Det är dock möjligt att göra en uppskattning av influensområdet genom att ställa upp en vattenbalans. Eftersom uttagsmängderna är kända går det därefter att beräkna det påverkade områdets area (ekvation 1). Förutsättningen för att detta samband ska gälla är att influensområdet approximeras med en cirkel. Cirkelns area utgör då det område som påverkas vid grundvattenuttag.

$$Q_{\text{uttag}} = q_G A \quad (1)$$

$$\begin{aligned} Q_{\text{uttag}} &= \text{uttaget ur brunnen (m}^3/\text{år)} \\ q_G &= \text{grundvattenbildning (m/år)} \\ A & (= \pi r^2) = \text{influensområdets area (m}^2\text{)} \end{aligned}$$

5.3.2 Hydrologiska ekvationen

Av den nederbörd som faller inom ett område kommer endast en mindre del att bilda grundvatten. En större del avdunstar eller försvinner från området genom avrinning till ytvattendrag. Dessa förhållanden kan beskrivas med hjälp av en allmän vattenbalans, den hydrologiska ekvationen (ekvation 2) (Grip & Rodhe 1991, Knutsson & Morfeldt 1993).

$$P = E + R \pm \Delta M \quad (2)$$

$$\begin{aligned} P &= \text{nederbörd (mm/år)} \\ E &= \text{evapotranspiration (mm/år)} \\ R &= \text{avrinning (mm/år)} \\ \Delta M &= \text{magasinsförändring (mm/år)} \end{aligned}$$

5.3.3 Nederbörd

Nederbördsdata från området finns att hämta från SMHI:s mätstation i Simrishamn, se kap. 4.4. De presenterade värdena är normalvärden för nederbörden mellan 1961-90 (Alexandersson *et al.* 1991). Beroende av placeringen av mätkärlen,

rådande vindförhållanden, typ av nederbörd m.m. kommer den vid mätstationerna uppmätta mängden nederbörd att vara 10 – 25 % lägre än den verkliga (Knutsson & Morfeldt 1993). I beräkningarna är nederbörden därför korrigerad med ett medelvärde på 18 % och uppgår då för mätstationen i Simrishamn till 739 mm/år.

5.3.4 Evapotranspiration

Evapotranspirationen innefattar avdunstning från mark- och vattenytor samt växternas transpiration. Inom ett känt område är det möjligt att göra en uppskattning av den potentiella evapotranspirationen. Den kan t.ex. göras med hjälp av Thornthwaites formler (ekvation 3 och 4) som finns beskrivna av Shaw (1994). De beskriver ett förhållande mellan temperaturen, antal timmar dagsljus och den potentiella evapotranspirationen under förutsättning att vattentillgången är obegränsad.

$$PE_m = 16 \frac{N}{12} \left(10 \frac{T_m}{I} \right)^a \quad (3)$$

där

$$a = 6,7 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 7,7 \cdot 10^{-5} \cdot I^2 + 1,8 \cdot 10^{-2} \cdot I + 0,49$$

PE_m = potentiell evapotranspiration för månad m (mm)

N = latitudberoende koefficient för antalet soltimmar

T_m = medeltemperatur för månad m (°C)

I = årsvärmeindex

Årsvärmeindex bestäms enligt

$$I = \sum i_m \quad (4)$$

där $i_m = (T_m/5)^{1,5}$ för $m=1,2,\dots,12$

T_m = medeltemperatur för månad m (°C)

Beräkningen av evapotranspirationen förutsätter att medeltemperaturen i området är känd. Temperaturdata har hämtats från

SMHI:s temperaturmätningar från 1961-90 vid mätstationen i Simrishamn (Alexandersson *et al.* 1991).

Eftersom vattentillgången inte är obegränsad är det nödvändigt att utifrån den potentiella evapotranspirationen göra nya beräkningar som ger en uppskattning av den verkliga evapotranspirationen. I dessa beräkningar måste en justering för markvattenunderskottet göras samtidigt som det måste tas hänsyn till vilken typ av vegetation som växer i området (Shaw 1994).

Vegetationen delas grovt in i de två kategorierna skog respektive gräsmark. Den på "Gröna kartan", topografisk karta (skala 1:50 000), markerade markanvändningen gör det möjligt att bestämma andelen skog inom tillrinningsområdet till cirka 20 %. Övrig markanvändning samlas i kategorin gräsmark som innefattar åkrar, hagar, betesmark och all annan öppen, ej skogbeväxt mark som finns i undersökningsområdet.

För var och en av de två vegetations typerna finns en rotkonstant utifrån vilken det potentiella markvattenunderskottet korrigeras. Rotkonstanten beskriver, för en given vegetationstyp, den mängd vatten som utan svårighet kan tas upp från en fuktig jord. Resultatet av beräkningarna ger en uppskattning av den verkliga evapotranspirationen månad för månad under hela året (Shaw 1994). Den verkliga evapotranspirationen ersätter sedan evapotranspirationen (ekvation 5) i den hydrologiska ekvationen (ekvation 2).

$$E = E_t \quad (5)$$

E = evapotranspiration (mm/år)

E_t = verklig evapotranspiration (mm/år)

5.3.5 Avrinning

Förutom evapotranspirationen som påverkar hur stor del av nederbörden som har möjlighet att bli grundvatten tillkommer också avrinningen. Avrinning kan ske dels på markytan och dels i rotzonen (ekvation 6).

$$R = q_G + q_Y + q_R \quad (6)$$

- R = avrinning (mm/år)
 q_G = grundvattenbildning (mm/år)
 q_Y = avrinning på markytan (mm/år)
 q_R = avrinning i rotzonen (mm/år)

Den del som avrinner på markytan antas vara försumbart liten (ekvation 7) eftersom markens infiltrationskapacitet oftast är större än nederbördens intensitet vid svenska förhållanden (Grip & Rodhe 1988, s. 8). Vanligen är infiltrationskapaciteten 20–60 mm/timme (Bergil *et al.* 1993, s. 37).

$$q_Y = 0 \quad (7)$$

- q_Y = avrinning på markytan (mm/år)

Rötter, maskar m.m. gör rotzonen betydligt mer genomsläpplig än marken under rotzonen. Det innebär att den infiltrerade nederbörden ofta lagras i ett tillfälligt magasin i rotzonen. Om det uppstår mättade förhållanden i rotzonen kommer vattnet att rinna bort från denna. Avrinningen i rotzonen har därför en avgörande betydelse och kan inte försummas. Ett rimligt antagande är att den i det aktuella området maximalt kan uppgå till ungefär 30 % av den infiltrerade nederbörden (ekvation 8) (muntlig kommunikation Hans Jeppsson 010530). Det innebär att 70 % av nettonederbörden har möjlighet att perkolera vidare ner genom den omättade zonen och bilda grundvatten. Genom att räkna med ett maximalt värde på avrinningen i rotzonen blir mängden vatten som utgör ett tillskott till grundvattenbildningen minimerad, vilket i sin tur ger området som påverkas av grundvattenuttaget ett maximalt värde.

$$q_R = 0,30(P - E_t) \quad (8)$$

- q_R = avrinning i rotzonen (mm/år)
 P = nederbörd (mm/år)
 E_t = verklig avdunstning (mm/år)

Kombinationen av ekvation 6, 7 och 8 ger ett samband för avrinningen och grundvattenbildningen (ekvation 9).

$$R = q_G + 0,30(P - E_t) \quad (9)$$

- R = avrinning (mm/år)
 q_G = grundvattenbildning (mm/år)
 P = nederbörd (mm/år)
 E_t = verklig avdunstning (mm/år)

5.3.6 Magasinsförändring

För att sambandet i den hydrologiska ekvationen (ekvation 1) ska gälla krävs att den sista termen, magasinförändringen, ingår. Denna term korrigerar för de vattenmängder som lagras tillfälligt i olika magasin. Det kan innebära ökning eller minskning av yt- eller grundvattenmagasin samt ökning eller minskning av bundet och fritt markvatten (Knutsson & Morfeldt 1993). Sett ur ett långt tidsperspektiv tar effekterna av tillskott och tömning av magasinerna ut varandra. Det innebär då att magasinförändringen kan betraktas som noll (ekvation 10).

$$\Delta M = 0 \quad (10)$$

- ΔM = magasinförändring (mm/år)

5.3.7 Grundvattenbildning

Med utgångspunkt från den hydrologiska ekvationen (ekvation 2) blir det möjligt att ställa upp ett samband för grundvattenbildningen. Avdunstningen sätts lika med den verkliga evapotranspirationen (ekvation 5) som går att beräkna med hjälp av Thornthwaites formler (ekvation 3 och 4). I kombination med uttrycket för avrinningen (ekvation 9) och villkoret för magasineringen (ekvation 10) ges då ett samband för hur stor grundvattenbildningen är då nederbörden och den verkliga evapotranspirationen är kända (ekvation 11).

$$q_G = P - E_t - 0,30(P - E_t) \quad (11)$$

- q_G = grundvattenbildning (mm/år)
 P = nederbörd (mm/år)
 E_t = verklig avdunstning (mm/år)

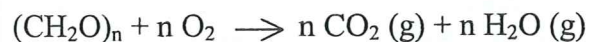
Med kännedom om grundvattenbildningens storlek och uttagen mängd grundvatten är det sedan möjligt att beräkna hur stort område kring brunnen som påverkas (ekvation 1).

5.4 Undersökning av matjorden

Spridningen av vissa föroreningar påverkas av matjordens mullhalt och pH, se kap. 2.2.2. För att få en uppfattning om hur dessa parametrar varierar inom tillrinningsområdet kring vattenverket i Östra Vemmerlöv har mullhalt och pH bestämts för 28 matjordsprover. Proverna togs i matjordens översta del på 0 – 30 cm djup. Av de 28 proverna kommer åtta av dem från skogsmark medan övriga tjugo prover kommer från öppen mark, främst åkrar och hagar. Enligt Naturvårdsverket (1999) klassas matjorden med hjälp av olika riskfaktorer beroende av variationer i mullhalt och pH, se kap. 3.2.

5.4.1 Bestämning av mullhalt

Naturvårdsverket (1999) gör ingen rekommendation av analysmetod för bestämning av matjordens mullhalt. Metoden "Loss On Ignition (LOI)", som beskrivs av Bengtsson & Enell (1986), ger ett mått på den glödförlust och därmed viktninskning som uppstår då jordprov som innehåller organiskt material förbränns. Förbränningen sker vid 550 °C under oxiderande förhållanden. Den reaktion som sker kan beskrivas enligt formeln nedan



De uppvägda matjordsproven, som först torkats i 105 °C över natten och sedan mortlats, upphettas stegvis till 550 °C. Proven glödgas vid denna temperatur under drygt två timmar innan de åter vägs. Den procentuella skillnaden i vikt före och efter förbränningen tas som ett mått på mullhalten.

5.4.2 Bestämning av pH

Bestämning av markens pH har huvudsakligen gjorts enligt en standardmetod (Standardiseringskommissionen i Sverige 1994). Materialet som använts till pH-analysen är samma material som använts för analysen av mullhalt, det vill säga matjord från djupet 0 – 30 cm.

Enligt standardmetoden ska en jordsuspension bestående av en volymdel jord och fem volymdelar vätska blandas eller skakas kraftigt i 5 minuter i en skakmaskin eller mixer. Därefter ska pH bestämmas vid två olika tillfällen inom 2 till 24 timmar, med hjälp av en pH-meter (Standardiseringskommissionen i Sverige 1994).

pH-analysen utfördes dagen efter insamlingen av proverna. Proverna fick torka i ca 35 °C ugnsvärme över natten. Efter siktning genom såll med maskvidden 2 mm blandades 10 ml av varje jordprov med 50 ml totalavsaltat vatten. Eftersom det inte fanns någon skakmaskin eller mixer tillgänglig skakades varje prov för hand för att därefter roteras och blandas runt i en vändapparat under drygt 10 minuter. pH-metern kalibrerades med buffertlösningarna pH 4,00 vid 20 °C respektive pH 7,00 vid 20 °C. pH bestämdes för vart och ett av proven efter 3,5 timmar respektive 18 timmar. Före varje bestämning skakades proven på nytt och pH mättes i den sedimentterande jordsuspensionen.

6 Resultat

6.1 Grundvattennivåkarta

Grundvattennivåkartan (Figur 3) indikerar en grundvattenyta för jordlagren som stupar från norr, väster och öster mot den kommunala uttagsbrunnen. Inom en radie av cirka tre kilometer från uttagsbrunnen varierar grundvattenytan från 85 m.ö.h. till 50 m.ö.h. Den största gradienten är i väster. Söder om uttagsbrunnen flackar grundvattenytan ut mer och mer.

6.2 Tillrinningsområde

Grundvattennivåkartan och topografin i området gör det möjligt att avgränsa ett 8,5 km² stort tillrinningsområde (Figur 3) huvudsakligen beläget norr om den kommunala uttagsbrunnen. För tillrinningsområdet gäller att den nederbörd eller eventuella förorening som når markytan har en potentiell möjlighet att nå den kommunala uttagsbrunnen.

Under senhöst, vinter och vår är grundvattennivåerna höga och vattenföringen i Rännebäcken förhållandevis stor. Då kommer en del av det infiltrerade grundvattnet öster om Rännebäcken att avrinna till bäcken. Under sommar och höst då vattenföringen är låg och grundvattennivåerna ligger under bäckens botten kommer bäcken inte att påverka tillrinningsområdet. Eftersom det finns möjlighet för grundvattnet öster om bäcken att nå uttagsbrunnen måste detta område räknas till tillrinningsområdet. Även då grundvattnet avrinner till bäcken finns en möjlighet att det når uttagsbrunnen. Det kan ske genom att uttaget i brunnen orsakar en avsänkning som gör att vatten från bäcken läcker till grundvattnet. Risken för att en förorening öster om Rännebäcken når den kommunala uttagsbrunnen är lägre än för en förorening väster om Rännebäcken.

Enligt Naturvårdsverket (1991) är det önskvärt att hela uttagsbrunnens tillrinningsområde utgör skyddsområde, se kap.

3.1 För att kontrollera om uttagsbrunnens influensområde faller utanför tillrinningsområdet och därmed utanför ett eventuellt skyddsområde har en särskild beräkning av detta gjorts, se kap. 5.3. resp. 6.5. Beroende av vilka jordarter som finns inom tillrinningsområdet går det att bedöma inom vilka områden huvuddelen av grundvattnet nybildas, se kap. 6.6.

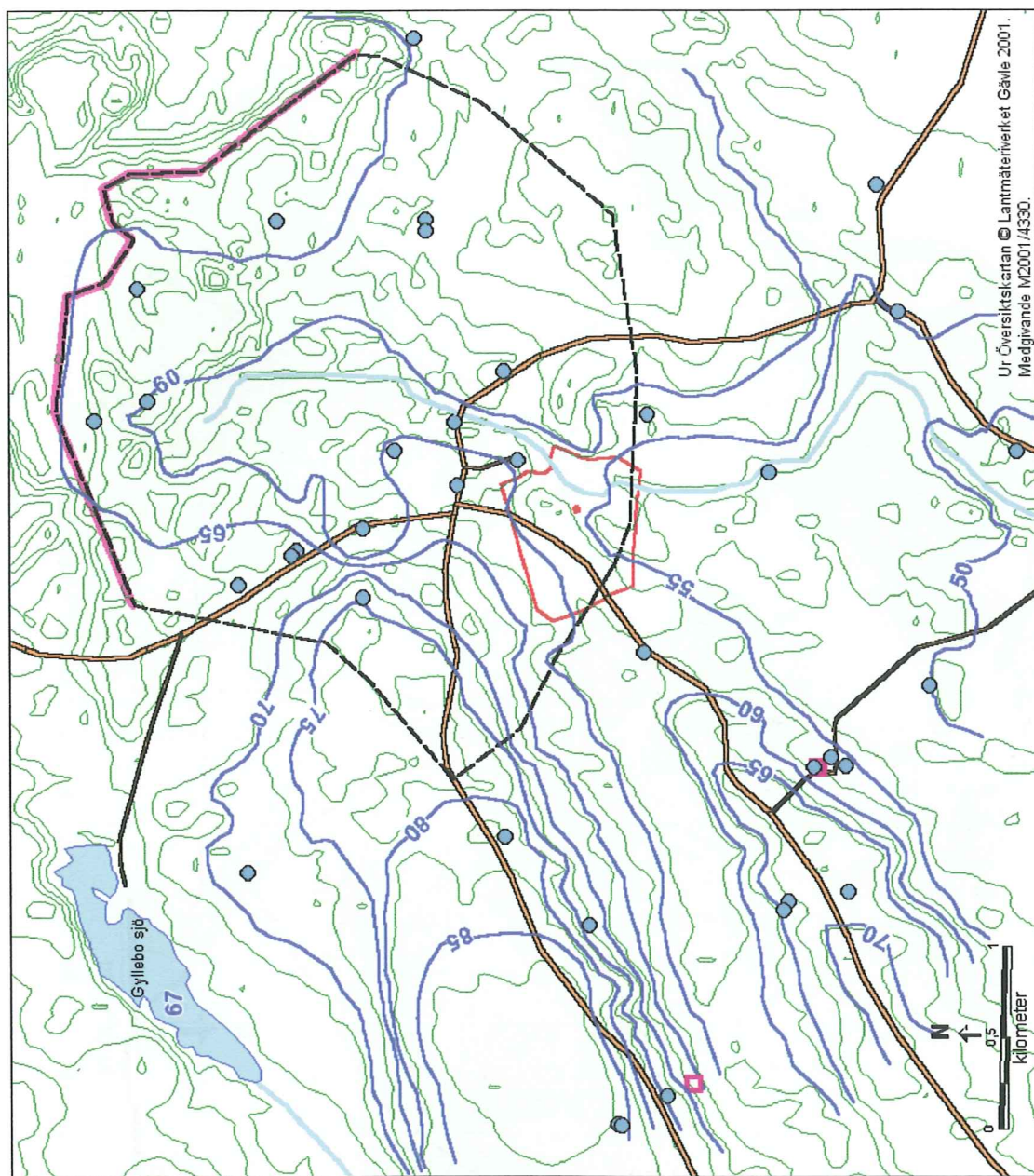
6.3 Omättade zonen mäktighet

Inom tillrinningsområdet varierar den omättade zonen mäktighet mellan 0 – 30 m (Figur 4). I större delen av området är den omättade zonen mäktighet mindre än 10 m. Det gäller framförallt i de centrala delarna av tillrinningsområdet samt i området närmast uttagsbrunnen. Den största mäktigheten finns i de norra delarna med en omättad zon på ca. 20 – 30 m.

6.4 Geologiska profiler

De geologiska profilerna visar att den lokala berggrunden mestadels består av sandsten/grovmosten, skiffer och gnejs (Figur 5). I de områden där ytjordarterna består av morän eller moränlera utgörs, enligt SGU:s brunnsarkiv, också resten av den ca. 10 m mäktiga jordlagerföljden av morän eller lera. I de fall där ytkarteringen visar isälvsmaterial uppträder en del olika jordlagerföljder. I en del områden vilar isälvsavlagringarna, som vanligtvis är ca. 15 m mäktiga, direkt på underliggande sediment- eller urberggrund. I andra områden finns ett några meter mäktigt moränlager mellan isälvsavlagringarna och berggrunden. I ett fall (SGU:s brunn 24100016, profil A-A' respektive E-E' (Figur 5)) finns det ett fem meter mäktigt moränlager inlagrat i omgivande isälvs-material. Utifrån tillgängliga uppgifter går det inte att finna något mönster för när de olika typerna av jordlagerföljder uppträder.

Grundvattennivåkarta för jordlager



Grundvattennivå i m.ö.h.

Jordlagerbrunn

Källa

Höjdkurvor, ekvidistans 5 m

Ytvattendelare

Tillrinningsområde

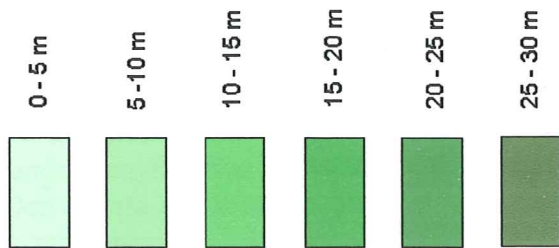
Nuvarande skyddsområde med brunnsområde

Vattendrag

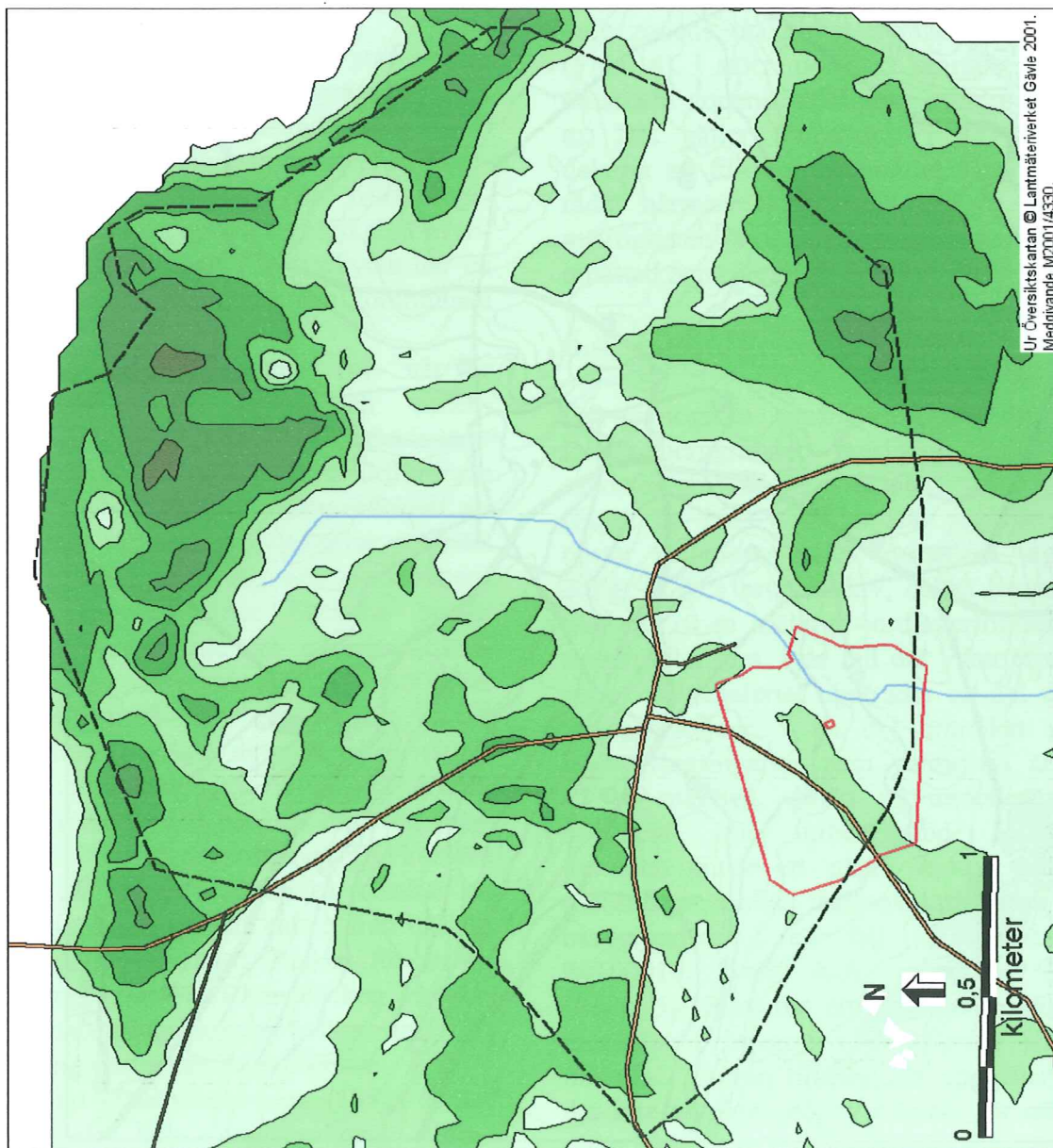
Allmän väg

Figur 3. Grundvattennivåkarta för jordlagen. På kartan finns även det aktuella tillrinningsområdet markerat.

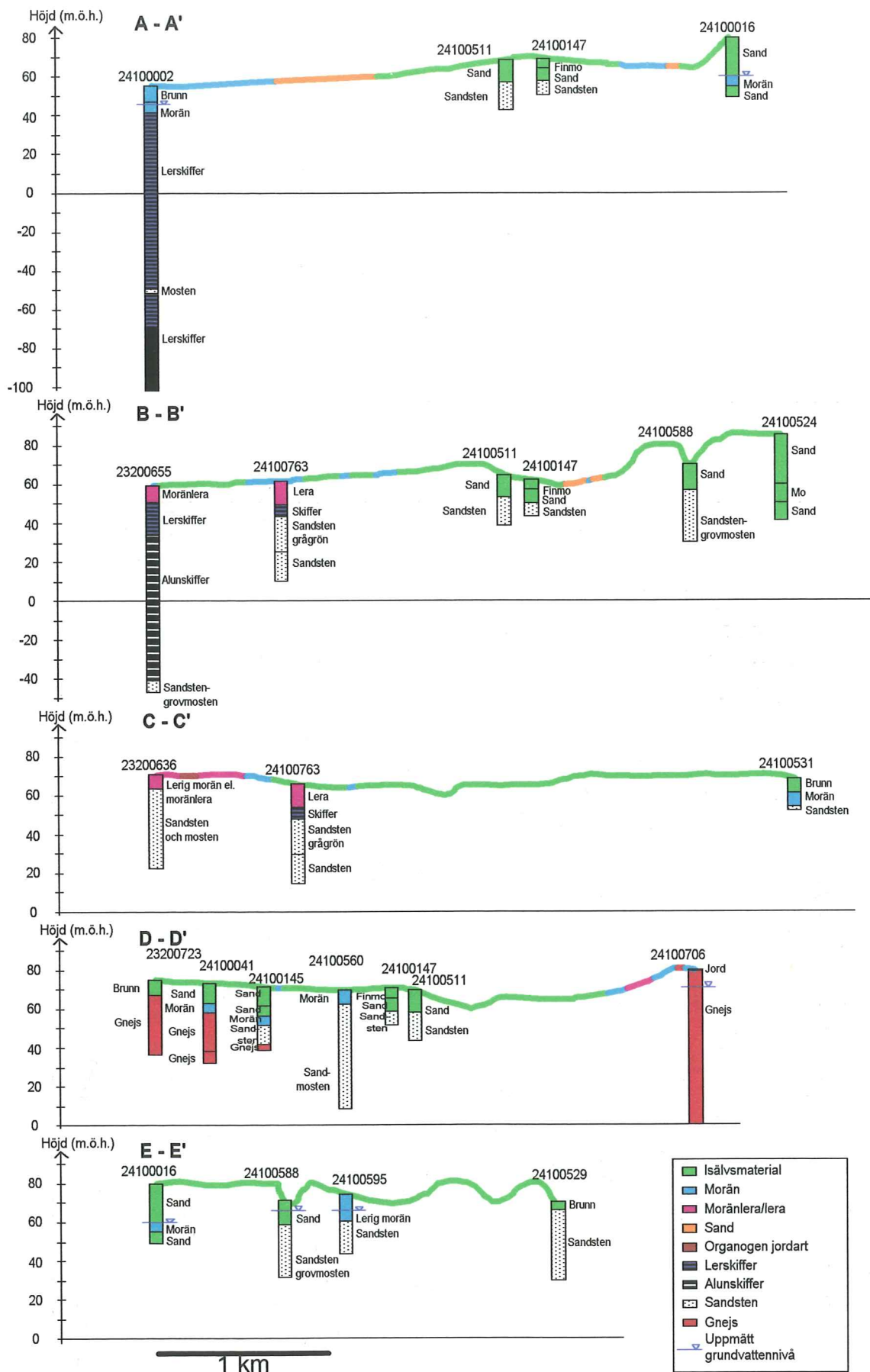
Omättade zonen mäktighet



- Tillrinningsområde
- Nuvarande skyddsområde med brunnsområde
- Vattendrag
- Allmän väg



Figur 4. Karta som visar en approximation av den omättade zonen mäktighet inom det aktuella tillrinningsområdet.



Figur 5. Tvärsnittprofiler i jordlagerföljden och underliggande berggrund. Profilernas läge se Figur 2

6.5 Vattenbalans och influensområde

Kännedom om evapotranspirationen i området kring Östra Vemmerlöv gör det möjligt att ställa upp en vattenbalans. Utifrån vattenbalansen går det sedan att göra en beräkning av grundvattenbildningen (ekvation 11), se kap. 5.3.7.). Beräkningen av evapotranspirationen för området kring Östra Vemmerlöv (kap. 5.3.4 resp. Bilaga 1) gav resultat enligt nedanstående (Tabell 4).

Tabell 4. Beräknad evapotranspiration (mm/år) för skog respektive öppen mark.

Markanvändning	Skog	Öppen mark
Evapotranspiration (mm/år)	582	523

Med en uppskattning av andelen skog till 20 % och därmed andelen öppen mark, som kategoriseras som gräsmark, till 80 % blir, enligt nedanstående beräkning, den verkliga genomsnittliga evapotranspirationen 535 mm/år.

$$E_t = 0,20 \cdot 582 + 0,80 \cdot 523 = 535 \text{ mm/år}$$

Enligt ekvation 11 i kap. 5.3.7. blir då grundvattenbildningen i Östra Vemmerlöv, enligt nedanstående beräkning, 143 mm/år.

$$q_G = P - E_t - 0,30(P - E_t)$$

$$q_G = 739 - 535 - 0,30(739 - 535) \text{ mm/år}$$

$$q_G = 143 \text{ mm/år}$$

Det genomsnittliga vattenuttaget för åren 1994 – 1999 var enligt uppgift 22981 m³/år. Enligt ekvation 1 i kap. 5.3.1 blir då influensområdets area enligt nedanstående beräkningar 0,16 km².

$$Q_{\text{uttag}} = q_G A$$

$$22981 = 0,143A$$
$$A = 160706 \text{ m}^2$$

Arean 0,16 km² motsvarar en influensradie på 226m. Med uttaget 130 m³/dygn, som är det största uttag som anläggningen är dimensionerad för, blir

$$Q_{\text{uttag}} = 130 \cdot 365 = 47450 \text{ m}^3/\text{år}.$$

Motsvarande area blir då, enligt nedan, 0,33 km².

$$47450 = 0,143A$$

$$A = 331818 \text{ m}^2$$

Arean 0,33 km² motsvarar en influensradie på 325 m. Influensradierna är en slags medelradier omkring vilka influensområdets utbredning kommer att röra sig beroende av uttag, årstid och väderförhållanden.

6.6 Akvifärer och nybildningsområden

Den kommunala uttagsbrunnen hämtar sitt vatten från en öppen jordlagerakvifär. Genom att jämföra trycknivåerna i berggrunden med grundvattennivåerna i jordlagren kan konstateras att det finns ett nedåtriktat läckage från den övre öppna jordlagerakvifären till den underliggande berggrundsakvifären. Säkra jämförelser av detta slag har dock endast kunnat göras på ett fåtal ställen varför det inte kan uteslutas att andra förhållanden kan råda i andra områden.

De områden inom tillrinningsområdet som täcks av högpermeabla jordarter, så som isälvsmaterial och sand, kan betraktas som nybildningsområden för grundvatten. Jordartskartan (Figur 2) visar att dessa jordarter täcker större delen av tillrinningsområdet. En mindre del av tillrinningsområdet upptas av morän- och moränlera med låg permeabilitet. De geologiska profilerna (Figur 5) illustrerar att det i flera fall där ytkarteringen visar högpermeabla jordarter finns morän eller lera djupare ner i lagerföljden. Det innebär att det tar längre tid för nederbörd eller föroreningar som faller på dessa områden att nå grundvattnet jämfört

med de områden som har högerpermeabla jordarter genom hela lagerföljden.

6.7 Mullhalt och pH

För de 28 matjordsproverna varierar mullhalten mellan 1,3 – 13,9 %. Proverna kan delas in i tre grupper med olika riskfaktorer beroende av mullhalt (Tabell 5), se kap. 3.2.

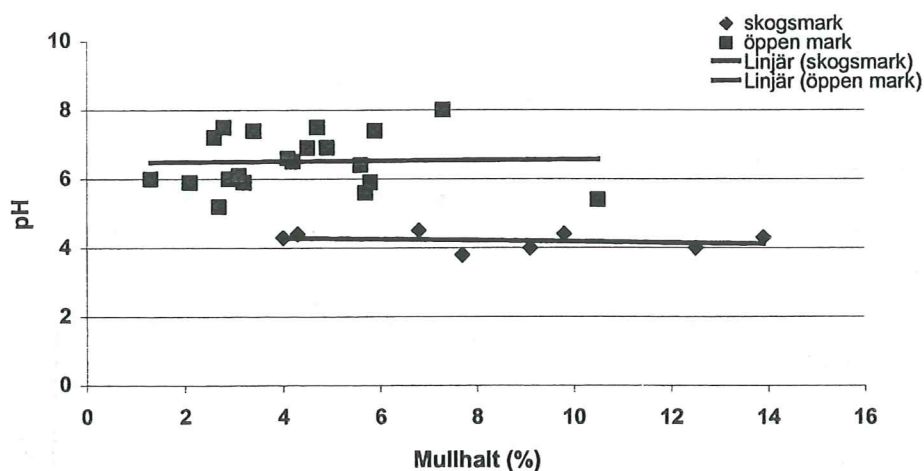
Tabell 5. Fördelning av matjordproverna med avseende på mullhalt.

Mullhalt	Andel	Fördelning
< 2 %	1/28	3 %
2 – 6 %	19/28	68 %
> 6 %	8/28	29 %

Ett av proven har en mullhalt som är mindre än 2 % och kan därmed betecknas som mullfattig (Nationalencyklopedin 1994). Åtta av proverna har en mullhalt som överskrider 6 % varför de kan betecknas som mullrika (Nationalencyklopedin 1994). Sex av de mullrika proverna är tagna på skogsmark. Ungefär två tredjedelar av proverna hamnar i gruppen med mullhalt 2 – 6 %. Generellt sett tycks matjorden i skogsområdena ha högre mullhalt än matjorden på åkrar, hagar och annan öppen mark.

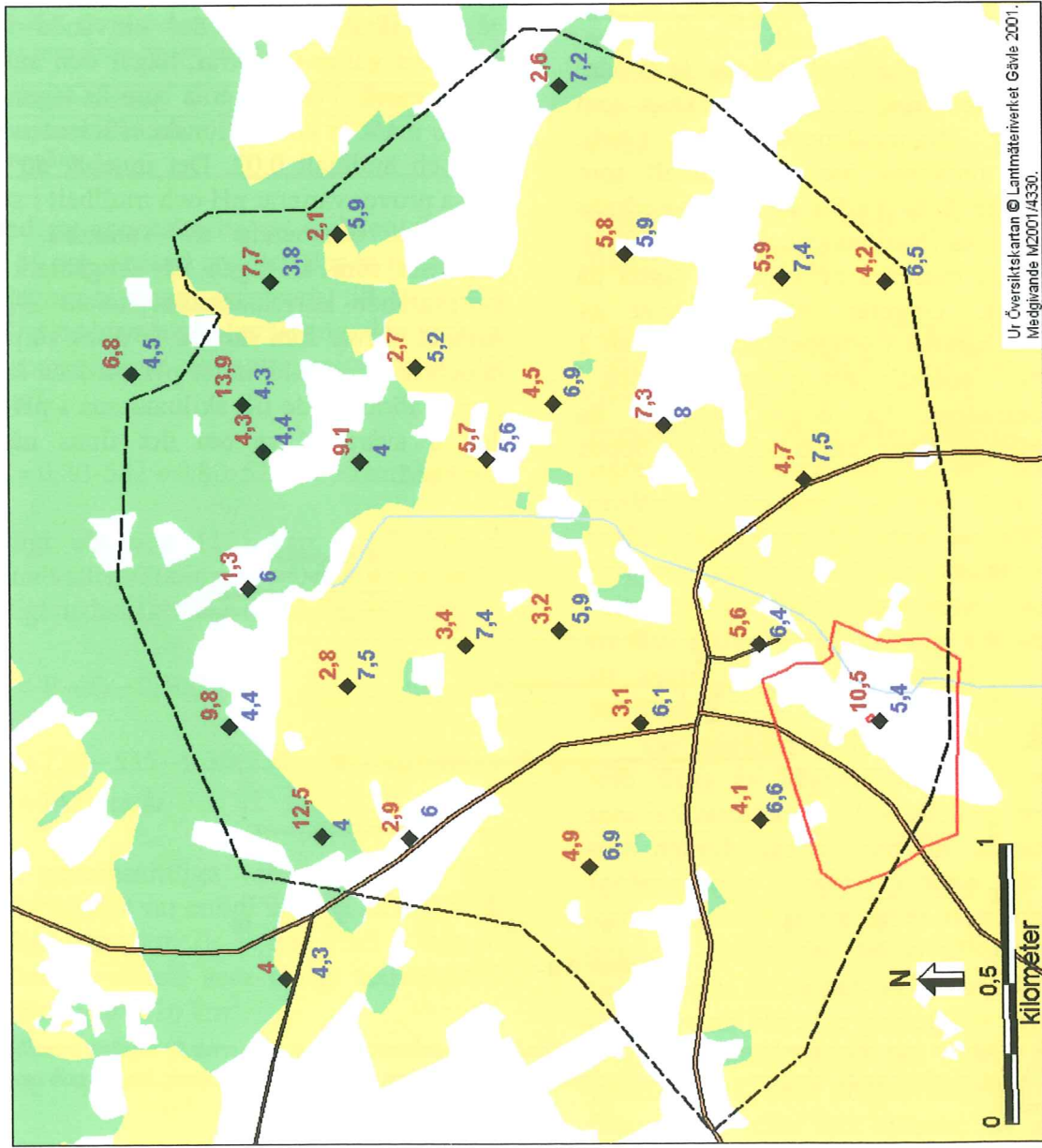
pH i matjorden varierar mellan 3,8 och 8,0. Samtliga åtta prover som tagits på skogsmark har pH 4,5 eller lägre. På åkrar, hagar och annan öppen mark varierar pH i intervallet 5,2 – 8,0. Sex av proverna från ej skogbeväxt mark har pH >7 och ytterligare två av proverna har pH nära 7, nämligen pH 6,9. Jordar med pH >7 är av speciellt intresse eftersom det innebär ökad persistens och/eller löslighet av sulfonylureor (Naturvårdsverket 1999).

Analysen av matjorden visar att det finns ett samband mellan mullhalt/pH och markanvändning, (Figur 6 resp. Figur 7). Vanligtvis har skogbeväxt mark lågt pH och hög mullhalt, medan det omvända förhållandet gäller för åkrar, hagar och annan öppen mark. För proverna som är tagna på öppen mark är korrelationskoefficienten för pH och mullhalt 0,02. Det innebär att för dessa prover varierar pH och mullhalt i stort sett helt oberoende av varandra. För proverna som är tagna på skogsmark är motsvarande korrelationskoefficient -0,26. Antalet prover från skogen är dock så pass få och felmarginalerna för pH-värdena är så stora i förhållande till skillnaderna i pH att det är svårt att se om det finns något samband.



Figur 6. Diagram som visar sambandet mellan pH/mullhalt och markanvändning. Linjerna är linjära trendlinjer för mullhalt/pH-värdena på skogsmark respektive öppen mark. Som öppen mark räknas åkrar, hagar och annan öppen mark.

Mullhalt och pH i tillrinningsområdet



Figur 7. Karta över tillrinningsområdet som illustrerar markanvändning samt visar resultat och provtagningspunkter för pH- och mullhaltsanalysen.

6.8 Potentiella föroreningskällor

Den norrgående delen av väg 1575, vid korsningen som leder mot Gyllebosjön, är en sekundär transportväg för transport av farligt gods (Länsstyrelsen i Skåne län 2001). Denna sekundära transportväg ligger strax utanför tillrinningsområdets nordvästra hörn där jordlagren byggs upp av högpermeabelt isälvsmaterial. Det kan inte uteslutas att föroreningar kan spridas till grundvattnet vid en eventuell stor olycka där farligt gods är inblandat. Inom tillrinningsområdet finns inga transportvägar för transport av farligt gods. Vid tätorten finns dock en tankstation till vilken drivmedel måste levereras.

Tre relativt stora täkter i jordlager finns inom tillrinningsområdet. Vid en av täkterna drygt två kilometer nordnordost om den kommunala uttagsbrunnen finns ett större nedlagt avfallsupplag. Det är beläget i tillrinningsområdets nordöstra del som består av mäktiga isälvsavlagringar. Rester av upplaget är övertäckta och dolda under mark. Avfallsupplaget innehåller industriavfall i form av kromgarvat spaltavfall och TBC-folie från en läderfabrik (Harnert 1999a). Vattnet från två enskilda brunnar i avfallsupplagets närhet har analyserats. I en grävd brunn norr om upplaget är mangan- och nitrithalterna något över Livsmedelsverkets riktvärden för enskilda vattentäkter. I en borrhärdad brunn öster om upplaget är alla uppmätta parametrar under riktvärdena. I den östra brunnen är tungmetallhalten något högre än i den norra (Harnert 1999b). Trots analysresultaten från de enskilda brunnarna får avfallsupplaget betraktas som en potentiell föroreningskälla för grundvattnet då det är placerat i ett nybildningsområde för grundvatten.

Strax intill, ca. 250 m öster om, Östra Vemmerlövs vattenförsörjningsanläggning ligger byns avloppsreningsverk. Avloppsvattnet som kommer in till reningsverket

passerar först ett rens Galler. Därefter leds vattnet till en s.k. ringkanal där vattnet cirkuleras och syresätts innan det leds vidare till en överbyggd bassäng där slammet får sedimentera. Överskottsslammet torkas på dränerade grus- och makadambäddar för att sedan tas om hand vid Stengårdens reningsverk i Simrishamn. Det renade avloppsvattnet släpps ut i recipienten, Rännebäcken. Tidvis utgörs det största flödet i bäcken av avloppsvatten. I den nuvarande reningsanläggningen, som är från 60-talet, är kväve- och fosforreduktionen inte tillräcklig. Det finns därför planer på att bygga om anläggningen så att den bättre motsvarar kraven på rening (Nilsson & Bemerholt 2001).

Som tidigare nämnts präglas markanvändningen kring Östra Vemmerlov till stor del av jordbruk. I de fall som bekämpningsmedel används utgör de risk för förorening av grundvattnet. Speciellt stor är risken då i områden med litet avstånd mellan markyta och grundvattenyta, i områden med genomsläppliga jordar samt i områden med låg mullhalt, jfr kap. 2.2.2 och kap. 3.2. Det är också tänkbart att bekämpningsmedel används i privata trädgårdar. Äppelodlingar och andra fruktodlingar, som är vanliga på övriga Österlen, finns inte i någon större omfattning kring Östra Vemmerlov. Nära den kommunala uttagsbrunnen finns en kyrka med tillhörande kyrkogård och i den nordvästra delen av tillrinningsområdet finns en mindre idrottsplats där det eventuellt kan tänkas spridas bekämpningsmedel.

Inom tillrinningsområdet finns det också träindustri, kycklinguppfödning i stor skala, pälsdjursfarm, skrotupplag, bensinstation och skjutbana, alla med verksamheter som kan utgöra potentiella föroreningskällor. Bebyggelsen kring Östra Vemmerlov består till stor del av äldre villor. Om uppvärmningen i villorna sker genom oljeeldning kan det finnas risk för förorening med eldningsolja om oljetankarna läcker.

7 Diskussion och slutsatser

7.1 Hydrogeologiskt underlag

Det hydrogeologiska underlaget för undersökningen av grundvattenförhållandena kring Östra Vemmerlöv grundar sig till stor del på de grundvattennivåer som uppmätts. Utifrån dessa har en grundvattennivåkarta för jordlagren upprättats. Resultaten från grundvattennivåkartan har använts för att avgränsa ett tillrinningsområde samt att tillsammans med topografiska data göra en uppskattning av den omättade zonens mäktighet i området. Utöver detta har även en beräkning av influensområdet kring den kommunala uttagsbrunnen gjorts.

Mätningarna av grundvattennivåerna som utgör underlag till grundvattennivåkartan (Figur 3) är uppmätta med hjälp av ett ljuslod som gör att grundvattennivån kan avläsas med centimaternoggrannhet. Uppskattningen av grundvattenytans nivå över havet som gjorts med hjälp av nivåkurvorna med fem meters ekvidistans på kartor i skala 1:10 000 respektive 1:12 500 är dock relativt grov. Felet kan uppskattas till ± 2 m. Denna feluppskattning innebär också att skillnaden mellan markyta och grundvattenyta som illustreras på kartan över den omättade zonen (Figur 4) får motsvarande felmarginer. För denna karta tillkommer ytterligare ett fel genom att den nedersta delen av kapillärvattenzonen, som är helt vattenmättad, innefattas i den omättade zonen. Det innebär att den verkliga omättade zonens mäktighet kan vara mindre än den som visas på kartan.

Beräkningen av grundvattenbildningen som använts för att bestämma influensområdet kring den kommunala uttagsbrunnen innefattar en del osäkerheter. Den beräknade grundvattenbildningen, 143 mm/år, får därför betraktas som en grov uppskattning. En av de största osäkerhetsfaktorerna utgör uppskattningen av evapotranspirationen. Thornthwaites formel, är en empirisk formel, utvecklad i östra USA och dess överensstämmelse med verkligheten är

störst i områden som har ett klimat som liknar ursprungsområdets. Det bör nämnas att formeln inte inkluderar några parametrar som beskriver de geologiska förhållandena (Shaw 1994). Särskilt torra år tillkommer extra osäkerhetsfaktorer vid användandet av Thornthwaites metod. Vid torka kan växterna nämligen styra förlusten av vatten genom att stänga klyvöppningarna. Under torrår är dessutom vattnet hårdare bundet i marken, vilket gör att växternas vattenupptag minskar (Knutsson & Morfeldt, 1993).

Även uppskattningen av avrinningen är en osäkerhetsfaktor eftersom det finns olika teorier om hur avrinning i ytnära marklager egentligen sker. Hur stor avrinningen inom ett område blir avgörs till stor del av markanvändningen. I jordbruksområden där stora arealer påverkas av täckdikning blir avrinningen relativt stor eftersom täckdikena underlättar dränering till ytvattendragen. Avrinningen påverkas även av vilka jordarter och vilken topografi som präglar området samt av hur mycket ytvattendrag det finns. I den närmsta omgivningen till ett ytvattendrag underlättas den ytliga avrinningen av att grundvattenytan ligger nära markytan, medan områden som är avlägsna ytvattendrag i större grad fungerar som infiltrationsområden (muntlig kommunikation Rikard Lidén 010531).

Influensradierna har, enligt kap. 6.5, bestämts till 226 m respektive 325 m beroende av vilken uttagsmängd beräkningarna baseras på. Influensområdets storlek varierar under året beroende av bland annat uttagsmängd, temperatur och nederbörd. Influensområdets utbredning kring uttagsbrunnen varierar också beroende av att grundvattenytans trattliknande avsänkning kring en uttagsbrunn endast är symmetrisk i ett system utan naturligt grundvattenflöde (hydrostatiskt förhållande). Med hänsyn tagen till influensområdets variation kring uttagsbrunnen kan man konstatera att kring uttagsbrunnens södra del bör ett skyddsområde vara något större än det till-

rinningsområde som markerats på grundvattennivåkartan (Figur 3).

7.2 Riskbedömning

7.2.1 Naturligt grundvattenskydd

Resultatet av den hydrogeologiska undersökningen tillsammans med undersökningen av matjordens pH och mullhalt gör det möjligt att göra en riskbedömning som visar var inom tillrinningsområdet som den största föroreningsrisken finns. Efter att ha studerat grundvattennivåkartan för jordlagren (Figur 3) samtidigt med den topografiska kartan (skala 1:50 000) har ett tillrinningsområde kring den kommunala uttagsbrunnen i Östra Vemmerlöv avgränsats. Enligt Naturvårdsverket (1991) bör hela tillrinningsområdet utgöra skyddszon. Eventuella föroreningar som når markytan inom tillrinningsområdet har en potentiell möjlighet att nå ner till grundvattnet och förorena det, jfr. kap. 6.2. Riskerna för förorening är dock olika stora beroende på de hydrogeologiska förhållandena inom tillrinningsområdet. Det är också därför som Naturvårdsverket (1991) föreslår en indelning av skyddsområdet i en *yttre* respektive en *inre* zon där det ställs högre krav på skyddet i den inre zonen än i den yttre.

Förutom de hydrogeologiska parametrarna som avgör hur känsligt ett område är för föroreningar tillkommer också de markkemiska parametrarna. I denna undersökning är markkemin undersökt genom att bestämma pH och mullhalt för 28 matjordsprover inom tillrinningsområdet. pH har bestämts genom att använda en standardmetod för mätning av pH vid markundersökningar (Standardiseringskommissionen i Sverige 1994). Standardmetoden är så noggrann att resultatet kan anges med en decimal noggrannhet. Mullhalten har bestämts genom att bestämma glödförlusten (LOI) hos matjordsproverna. Då denna metod används för lerhaltiga jordar ska resultatet korrigeras eftersom avgången av kristallvatten som funnits bundet i lermine-

ralen bidrar till viktminskningen vid upphettningen (Talme & Almén 1975). Beräkningarna i denna rapport har inte korrigerats med avseende på lerhalten eftersom denna kan anses vara så låg i de undersökta jordproverna att kristallvattenavgången från dem inte nämnvärt påverkar resultatet.

Kartan över den omättade zonen (Figur 4) visar att i större delen av tillrinningsområdets centrala delar samt i det sydvästra området kring det nuvarande skyddsområdet är den omättade zonen mäktighet mindre än tio meter. Enligt jordartskartan och brunnsborringar i området utgörs jordarterna där mestadels av isälvsavlagringar och sand. Isälvsavlagringarnas dominerande kornstorlek är sand (Daniel 1986). Permeabla jordar i kombination med ett litet avstånd mellan markyta och grundvattenyta innebär att vatten och/eller föroreningar endast uppehåller sig en kort tid i den omättade zonen. Det gör att förutsättningarna för att en förorening hinner brytas ned eller läggas fast innan den når grundvattenytan är liten. Matjordens mullhalt i det beskrivna området varierar inom intervallet 2 – 6 % och kan varken betraktas som mullrik eller mullfattig (Nationalencyklopedin 1994). pH i matjorden varierar mellan 5 och 8. För föroreningsrisken innebär det att anjoner har en ökad möjlighet att sprida sig eftersom de adsorberas starkast vid låga pH-värden (Espeby & Gustafsson 1997). pH-värden över 7 innebär en ökad risk för att grundvattnet förorenas om det sprids sulfonyleureor eftersom dessa bekämpningsmedels persistens och/eller löslighet ökar vid pH över 7 (Naturvårdsverket 1999). För de flesta mikroorganismer sker dock den optimala nedbrytningen av bekämpningsmedel inom pH-intervallet 6 – 8 (Torstensson 1988).

Även i de norra delarna av tillrinningsområdet byggs jordlagren upp av isälvsmaterial med hög permeabilitet. Jordlagren och den omättade zonen i det området är dock mäktiga, vilket gör att tiden som finns tillgänglig för nedbrytning och

fastläggning av föroreningar är större än i de centrala och sydvästliga delarna som beskrivits ovan. I de norra delarna växer det skog, vilket innebär att matjorden där karaktäriseras av lågt pH och hög mullhalt. De låga pH-värdena gör att katjoner har en större möjlighet att spridas. Lågt pH indikerar även att den biologiska aktiviteten är låg, vilket gör den biologiska nedbrytningen mindre effektiv (Espeby & Gustafsson 1997).

I de södra och sydvästra delarna av tillrinningsområdet som består av morän eller moränlera kan risken för spridning av föroreningar till grundvattnet betraktas som relativt liten. Beroende på de höga lerhaltarna kan jordarterna betraktas som lågpermeabla och därmed är uppehållstiden i den omrättade zonen stor. pH och mullhalt i området överensstämmer i stort sett med vad som beskrivits ovan för de centrala delarna och det sydvästra området kring det nuvarande skyddsområdet.

Det hydrogeologiska underlaget som presenteras i denna undersökning visar att det nuvarande skyddsområdet kring den kommunala uttagsbrunnen i Östra Vemmerlov inte utgör ett fullgott skydd för grundvattnet. Det är svårt att väga de olika faktorerna som påverkar risken för förorening av grundvattnet mot varandra. Det är därför också svårt att avgöra vilka av områdena inom tillrinningsområdet som skulle kunna tillhöra yttre respektive inre skyddszon. Ett förslag är att de områden där den omrättade zonen är mindre än tio meter och där jordlagren kan betraktas som högpermeabla räknas till en inre skyddszon. Dessa förhållanden gäller för de centrala delarna och det sydvästra området kring det nuvarande skyddsområdet. Även områdena i norr som täcks av isälvsmaterial bör räknas till en inre skyddszon. Den omrättade zonen i de norra delarna är visserligen mäktig, men eftersom jordarterna är högpermeabla och nedbrytningen genom biologisk aktivitet förmodligen låg på grund av lågt pH får föroreningsrisken i dessa områden ändå betraktas som stor. De områden som täcks av isälvsavlagringar och

sand är också att betrakta som nybildningsområden för grundvattnet vilket i sig är skäl nog att låta dem tillhöra en inre skyddszon. Den minsta risken för förorening av grundvattnet finns i de delar i söder och sydväst som täcks av morän eller moränlera. Dessa områden skulle kunna räknas till en yttre skyddszon.

7.2.2 Föroreningsrisk

Om man bortser från att det kan ske olyckor i anknytning till den verksamhet som ryms inom tillrinningsområdet kvarstår i huvudsak två potentiella föroreningskällor som bör uppmärksammas. En av dem är det nedlagda avfallsupplaget som är beläget drygt två kilometer från den kommunala uttagsbrunnen. Upplaget som innehåller bl.a. kromgarvat avfall (Harnert 1999a) är olämpligt placerat inom tillrinningsområdet till den kommunala uttagsbrunnen. En undersökning visar att det inte förekommer något grundvatten inom ett djup på 12 m från markytan i området där avfallsupplaget är beläget (Harnert 1999a, 1999b). Med anledning av att omgivande jordarter är högpermeabla och befinner sig inom tillrinningsområdet räknas dock området som ett nybildningsområde för grundvattnet. Det innebär att det finns möjlighet för vatten att perkolera genom jordlagerna och därmed troligen också genom avfallet, vilket innebär en föroreningsrisk. Vattenanalys från två närliggande brunnar visar att öster om avfallsupplaget är tungmetallhalten högre än norr om (Harnert 1999b). Eftersom den norra brunnen är en grävd brunn och den östra är en borrar är resultaten från vattenanalyserna inte helt jämförbara. En vidare undersökning av tungmetallhalten i grävda brunnar söder och sydväst om avfallsupplaget skulle vara intressant.

Den andra riskfaktorn är eventuell spridning av bekämpningsmedel. Även om det inte sker några olyckor så att bekämpningsmedel oavsiktligt sprids kan dessa vid regelbunden areell spridning under lång tid nå grundvattnet. Livsmedelsverkets principiella inställning är att rester av bekämp-

ningsmedel inte får förekomma i dricksvatten även om halterna är mycket låga och inte innebär någon fara för hälsan. För dricksvatten från allmänna vattentäkter gäller att inga påvisbara halter av bekämpningsmedel får förekomma (Livsmedelsverket 2001). För att kunna skydda grundvattnet från förorening av bekämpningsmedel krävs det tillstånd från kommunens miljönämnd för yrkesmässig spridning av bekämpningsmedel inom vattenskyddsområden (Naturvårdsverket 2000).

1999 såldes det 1698 ton bekämpningsmedel till jordbruket (Kemikalieinspektionen 2001). Även om det är relativt stora mängder bekämpningsmedel som sprids inom jordbruket, är det enligt Fil. Dr. Lars Bergström på inst. för markvetenskap, SLU, i ytterst få fall som mer än 1 % av de utspridda bekämpningsmedlen passerar åkers rotzon (Espeby & Gustafsson 1997). Det skulle innebära att endast en mycket liten del av de utspridda bekämpningsmedlen kan ha en möjlighet att förorena grundvattnet via transport genom markprofilen. Det finns dock andra spridningsvägar som gör att bekämpningsmedel kan komma att förorena framförallt ytvatten men även grundvatten. Exempelvis kan bekämpningsmedel spridas till oönskade områden genom avdunstning, vindavdrift, avrinning på markytan, transport via växternas rötter samt genom dräneringsledning från odlad mark till ytvattendrag. En viktig källa till spridning av bekämpningsmedel är obetänksamhet och slarv vid till exempel fyllning och tvättning av sprutor. En del lantbrukare fyller vatten i sprutan direkt från en brunn eller ett vattendrag. Blir det baksug eller överfyllning vid sådant handhavande kan relativt stora mängder bekämpningsmedel tillföras vattnet (Torstensson 1988). Det finns en del undersökningar som visar att man funnit rester av bekämpningsmedel i grundvatten.

Avdelningen för vattenvårdslära vid SLU har sammanställt provtagningar av bekämpningsmedel i vatten i en databas.

Informationen till databasen är företrädesvis hämtad från undersökningar som gjorts i kommunal regi eller på uppdrag av länsstyrelser. Livsmedelsverkets undersökningar av dricksvatten som utförts under 1990-talet finns också med. Proverna som är tagna sedan 1985 och fram till juni 1999 representerar landets alla län och 174 av landets 288 kommuner. Vattnet som analyserats är både ytvatten, grundvatten och dricksvatten där man misstänkt problem eller där det tidigare funnits problem med bekämpningsmedel. Sammanlagt har man funnit 56 olika bekämpningsmedel i de mer än 4000 analyserade vattenproverna. De vanligaste bekämpningsmedlen är ogräsmedel så som bentazon, MCPA, atrazin, mekoprop och diklorprop. Även nedbrytningsprodukten 2,6-diklorbensamid (BAM) var vanligt förekommande. Mediankoncentrationen för föroreningarna var 0,1 – 0,3 µg/l (Ulén & Kreuger 2000). I en riktad undersökning där man analyserat grundvatten från 394 enskilda brunnar i Malmöhus, Kristianstads och Gotlands län fann man rester av bekämpningsmedel i 43 % av brunnarna (Naturvårdsverket 1999).

Även om man har funnit rester av bekämpningsmedel i en del av våra dricksvattenbrunnar är intaget av bekämpningsmedel från andra livsmedel betydligt större än det från dricksvatten. Enligt en dansk undersökning, som presenteras i en artikel av Arne Helweg, är det sammanlagda genomsnittliga pesticidintaget för den danske konsumenten 190 µg/dag. Av detta intag kommer större delen från frukt och grönt samt säd- och sädprodukter. Intaget från animaliska livsmedel, från fisk och fiskprodukter samt från dricksvatten bidrar vardera med < 1 µg/dag (Helweg 1999). De halter bekämpningsmedel som finns i dricksvatten är alltså förhållandevis små och har inte kunnat bevisas vara farliga för människors hälsa. Långtidseffekterna för hälsa och miljö vid spridning av bekämpningsmedel är dåligt kända (Bergil *et al.* 1993). Förutom att många av dagens bekämpningsmedel är aktiva även vid mycket låga halter har de även förmågan att

tas upp och ackumuleras i vissa organismer. En del bekämpningsmedel är så hårt bundna till marken att deras förekomst inte kan påvisas med en normal kemisk analys. Man har dock kunnat påvisa dem med hjälp av

¹⁴C-märkta substanser samt genom att de tas upp av markorganismer (Torstensson 1988). Det finns därför anledning att vidta försiktighetsåtgärder i samband med användning av bekämpningsmedel.

8 Sammanfattning

Detta examensarbete som gjorts i samarbete med SWECO VBB VIAK, Malmö, är en undersökning av de hydrogeologiska förhållandena kring den kommunala vattenförsörjningsanläggningen vid Östra Vemmerlöv i Simrishamns kommun. Undersökningen visar att det nuvarande skyddsområdet är för litet och därmed inte utgör ett fullgott skydd för grundvattnet. Det hydrogeologiska underlaget som presenteras i föreliggande examensarbete ska kunna ligga till grund för avgränsningen av ett nytt skyddsområde. För att kunna göra en god bedömning av risken för förorening av grundvattnet har det hydrogeologiska underlaget kompletterats med undersökning av matjordens pH och mullhalt samt en mycket översiktlig inventering av potentiella föroreningskällor.

Den hydrogeologiska undersökningen innefattar mätning av grundvattennivåer vilka ligger till grund för upprättandet av grundvattennivåkartan, avgränsning av tillrinningsområde samt uppskattning av den omättade zonens mäktighet. Resultatet av den hydrogeologiska undersökningen visar att:

- Vattnet till den kommunala vattenförsörjningsanläggningen hämtas från en öppen jordlagerakvifer som har ett nedåtriktat läckage till den underliggande berggrundsakvifären.
- Tillrinningsområdet kring vattenförsörjningsanläggningen är ett ca. 8,5 km² stort område som huvudsakligen är beläget norr om uttagsbrunnen.
- Huvuddelen av jordarterna inom tillrinningsområdet utgörs av isälvsavlagringar och morän.
- De områden inom tillrinningsområdet som täcks av genomsläppliga jordarter i form av isälvsmaterial och sand kan betraktas som huvudsakliga nybildningsområden för grundvattnet.
- En vattenbalans för området visar att nybildningen av grundvatten kan uppskattas till omkring 140 mm/år.
- Med ett genomsnittligt vattenuttag på knappt 23 000 m³/år (gäller för åren 1994 – 1999) blir det uppskattade influensområdets storlek 0,16 km², vilket motsvarar en influensradie på ca. 225 m. Vid maximalt uttag från nuvarande vattenförsörjningsanläggning blir influensområdets storlek 0,33 km², vilket motsvarar en influensradie på ca. 325 m.
- I större delen av tillrinningsområdet är den omättade zonen mindre än tio meter mäktig.

Undersökningen av matjorden och inventeringen av de potentiella föroreningskällorna visar att:

- Matjordens mullhalt i området varierar mellan 1,3 – 13,9 %. Två tredjedelar av matjordproverna har en mullhalt i intervallet 2 – 6 %.
- Matjordens pH i området varierar mellan 3,8 och 8,0.
- Det finns ett samband mellan markanvändning och mullhalt/pH. Sambandet innebär att skogbeväxt mark vanligen har hög mullhalt och låga pH-värden medan åkrar, hagar och annan öppen mark har låg mullhalt och höga pH-värden.
- En av de största riskerna för förorening av grundvattnet är ett nedlagt avfallsupplag som är beläget drygt två kilometer nordnordost om den kommunala uttagsbrunnen. Avfallsupplaget som innehåller industriavfall från en läderfabrik är inbäddat i isälvsmaterial i ett nybildningsområde för grundvattnet.

- Eventuell spridning av bekämpningsmedel inom jordbruket i området är en möjlig föroreningskälla. Där jordbruksmarkerna finns, framförallt i de centrala och södra delarna av tillrinningsområdet, är jordarterna mestadels högper-

meabla, den omättade zonens mäktighet oftast mindre än tio meter, mullhalten förhållandevis låg och pH-värdena relativt höga. Det innebär att det naturliga grundvattenskyddet mot bekämpningsmedel är begränsat.

9 Tackord

Det är många personer som på olika sätt engagerat sig och hjälpt mig med examensarbetet. Alla dessa personer, studiekamrater (speciellt Tomas Ahlberg), personal från Geologiska institutionen, SWECO VBB VIAK AB och Simrishamns kommun samt alla trevliga Östra Vemmerlövsbor är värda ett stort tack. Alldeles särskilt vill jag förstås tacka mina tre handledare Hans Jeppsson och Charlotte

Jönsson från VBB VIAK samt Per Möller på Kvärtärgeologiska avdelningen vid Geologiska institutionen. Alla tre har hjälpt mig att hålla rätt kurs samt tålmodigt och kunnigt svarat på många frågor. Sist, men inte minst, vill jag tacka hela min familj: Anders, Kasper, mamma, pappa och alla andra. De har hjälpt till med allt från att lyfta brunnsock, samla in jordprover och redigera till att sköta om allt där hemma.

Referenser

- Alexandersson, H., Karlström, C. & Larsson-McCann, S., 1991: Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90 Referensnormaler. *SMHI Meteorologi* 81. 87 sidor.
- Bengtsson, L. & Enell, M., 1986: Chemical analysis. Publicerat i: *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, 423 – 454. Redaktör B. E. Berglund, John Wiley & Sons, Great Britain.
- Bergil, C., Bydén, S., Edman, S., Eknert, B., Jerkbrandt, C., Larsson, M.-O. & Yrgård, A., 1993: *Mark Människa Miljö*. Institutionen för miljövård vid Göteborgs universitet & Institutionen för naturgeografi vid Stockholms universitet, Graphic Systems, Göteborg. 163 sidor. ISBN 91-88376-02-8.
- Daniel, E., 1986: Beskrivning till jordartskartorna Tomelilla SO/Simrishamn SV Ystad NO/Örnahusen NV. *Sveriges Geologiska Undersökning Ae 65-66*, 151 sidor. ISBN 91-7158-344-0. ISSN 0586-1535.
- Espeby, B., & Gustafsson, J. P., 1997: Vatten- och ämnestransport i den omätade zonen. *TRITA-AMI RAPPORT 3038*. 73 sidor. ISSN 1400-1306.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A., 1979: *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 604 sidor. ISBN 0-13-365312-9.
- Grip, H., & Rodhe, A., 1988: *Vattnets väg från regn till bäck*. Andra upplagan. Lagerblads tryckeri AB, Karlshamn. 156 sidor. ISBN 91-7382-670-7.
- Gustafsson, O., 1999: Karta över grundvattnet i Skåne län. Skala 1:250 000. *Sveriges Geologiska Undersökning Ah 15*. ISBN 91-7158-625-3. ISSN 0280-0527.
- Harnert, R., 1999a: Program, För fortsatt undersökning av äldre deponier, Simrishamns kommun. *Scandiaconsult Sverige AB, Malmö uppdragsnummer: 912111-0101*.
- Harnert, R., 1999b: Rapport, Fortsatt undersökning av äldre deponier. *Scandiaconsult Sverige AB, Malmö uppdragsnummer: 912111-0102*.
- Helweg, A., 1999: Pesticidens skæbne i miljøet. *Tidsskrift for Land Økonomi* 2/99. Det Kgl. Danske Landhusholdningsselskab, 134-145.
- Jönsson, C., & Landberg, J., 2000: Översyn av skyddsområden och vattentäkter inom Simrishamns kommun – lägesrapport. *SWECO VBB VIAK AB, Malmö uppdragsnummer:1240130300*.
- Kemikalieinspektionen, 2001: Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel. <http://www.kemi.se/default.cfm?page=bkmregoff/default.cfm> (Acc. 030701 kl. 17.00)
- Knutsson, G., & Morfeldt, C.-O., 1993: *Grundvatten teori & tillämpning*. Svenskt Tryck AB, Stockholm. 304 sidor. ISBN 91-7332-646-1.
- Kvartärgeologiska institutionen Stockholms universitet, 1995: Kompendium i jordartsanalys – laboratorieanvisningar. *Quaternaria Ser. B: rapporter och meddelanden*. Nr. 1. Akademitryck AB. ISSN 1400-3775.
- Lindström, M., Lundqvist, J. & Lundqvist, T., 2000: *Sveriges geologi från urtid till nutid*. Andra upplagan. Studentlitteratur, Lund. 491 sidor. ISBN 91-44-00875-9.
- Livsmedelsverket, 2001: Bekämpningsmedel i livsmedel (990415). http://www.slv.se/download/document/approveddocs/topesticider2_kontroll.htm (Acc. 030701 kl.17.30)
- Länsstyrelsen i Skåne län, 2001: *Vägvalsstyrning av transport av farligt gods*. http://www.m.lst.se/beredskap/pdf/vagva1_farligtgods.PDF (Acc. 030701 kl. 16.45)
- Nationalencyklopedin, 1994: uppslagsord *mull*. Bokförlaget Bra Böcker AB, Höganäs. ISBN 91-7024-619-X.

- Naturvårdsverket, 1991: *Grundvattentäkter Skyddsområden – Skyddsföreskrifter*. Norstedts Tryckeri AB. 110 sidor. ISBN 91-620-0054-3. ISSN 0282-7271.
- Naturvårdsverket, 1999: *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Grundvatten*. Almqvist & Wiksell Tryckeri, Uppsala. 140 sidor. ISBN 91-620-4915-1. ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket, 2000: Naturvårdsverkets allmänna råd för tillståndsprövning enligt 14 § SNFS 1997:2 rörande användning av kemiska bekämpningsmedel inom vattenskyddsområde. *Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2000:7*.
- Nilsson, P. & Bemerholt, J., 2001: Utbyggnad av reningsanläggning i Ö. Vemmerlöv, Förhandskopia, *VA-teknik & Vattenvård Konsulterande Ingenjörbyrå*, Brösarp.
- Shaw, E. M., 1994: *Hydrology in Practice*. Tredje upplagan. TJ Press (Padstow) Ltd, Padstow, Cornwall. 569 sidor. ISBN 0-412-48290-8.
- Standardiseringskommissionen i Sverige, 1994: Markundersökningar – Bestämning av pH. *Svensk Standard SS-ISO 10390*, Utgåva 1, Norstedts Tryckeri. 7 sidor.
- Sydsvenska Ingenjörbyrå AB, 1960: Östra Vemmerlövs vattenförsörjningsanläggning, Allmänna skötsel anvisningar. *Sydsvenska Ingenjörbyrå AB*, Malmö
- Talme, O. & Almén K.-E., 1975: *Jordartsanalys Laboratorieanvisningar Del 1*. Kvartergeologiska institutionen, Stockholms universitet. Holms Gårds Tryckeri, Edsbruk.
- Torstensson, L., 1988: *Bekämpningsmedel i den yttre miljön. Förekomst, spridning, effekter*. Naturvårdsverkets rapport 3536. Norstedts Tryckeri, Stockholm 1988. 154 sidor.
- Ulén, B., & Kreuger, J., 2000: Bekämpningsmedelsrester i svenska vatten 1985-1999 Riktade provtagningar och monitoring samlade i en databas. *Ekohydrologi 52*, Avdelningen för vattenvårdslära, Uppsala 2000.
- Åmark, M., 1984: The deglaciation of the eastern part of Skåne, southern Sweden. A study of till and stratified drift. *LUNDQUA THESIS 15*, Department of Quaternary Geology, University of Lund, 126 sidor. ISSN 0346-8976.

Bilaga 1. Beräkning av evapotranspiration

Genom att använda Thornthwaites formler är det möjligt att bestämma den genomsnittliga medeleapotranspirationen för ett område (Shaw 1994). Den potentiella evapotranspirationen (Tabell I) beräknas enligt kap. 5.3.4 i föreliggande arbete. Ingående data är normalvärden för nederbörd och medeltemperatur från SMHI:s mätstation i Simrishamn (Alexandersson *et al.* 1991). Normalvärdena för nederbörden är enligt kap. 5.3.3 korrigerad med faktorn 1,18. Koefficienten N som visar antalet soltimmar vid olika latituder är beräknad för Skåne enligt Shaw (1994).

Tabell I. Tabell för beräkning av den potentiella evapotranspirationen.

Månad	Medel-nederbörd (mm/mån)	Korrigerad nederbörd, P (mm/mån)	Medel-temperatur (°C)	$i_{\text{mån}}$	N	Potentiell evapotranspiration, PE (mm/mån)
Jan	57	67	-0,1	0	7,60	0
Feb	34	40	-0,3	0	9,50	0
Mars	43	51	1,7	0,20	11,75	10
Apr	40	47	4,9	0,97	14,10	32
Maj	37	44	9,4	2,58	16,20	68
Juni	47	55	14,6	4,99	17,40	111
Juli	62	73	16,3	5,89	16,85	119
Aug	48	57	16,1	5,78	15,00	105
Sept	66	78	13,0	4,19	12,75	73
Okt	62	73	9,1	2,46	10,40	42
Nov	74	87	4,8	0,94	8,25	18
Dec	56	66	1,5	0,16	7,00	5
Totalt	626	739	-	28,15	-	582

För att beräkna den verkliga evapotranspirationen (Tabell II) måste hänsyn tas till markvattenunderskottet som uppstår under vegetationssäsongen. Det potentiella markvattenunderskottet (PotSMD) bestäms genom att först beräkna skillnaden mellan nederbörd och potentiell evapotranspiration (P-PE). För det aktuella området gäller att P-PE > 0 under januari till april varför PotSMD sätts till noll. Under maj till augusti finns ett markvattenunderskott som adderas månad för månad. Från och med september fylls markvattenunderskottet upp med en mängd motsvarande P-PE för varje månad.

Det verkliga markvattenunderskottet (SMD) under maj till augusti beror på vilken typ av vegetation som växer i området. För olika vegetationstyper finns olika rotkonstanter utifrån vilka det potentiella markvattenunderskottet korrigeras. De aktuella vegetationstyperna kring Östra Vemmerlöv är skog och gräs som vardera korrigeras med rotkonstanterna RC200 respektive RC75 (Shaw 1994). Från och med september fylls markvattenunderskottet upp på motsvarande sätt som för beräkningen av det potentiella markvattenunderskottet.

För de månader där markvattenunderskottet (SMD) är noll motsvaras den verkliga evapotranspirationen (E_t) av den potentiella evapotranspirationen (PE). För övriga månader gäller att:

$$E_{t\text{mån}} = \text{SMD}_{\text{mån}} - \text{SMD}_{\text{mån} - 1} + P_{\text{mån}}$$

Tabell II. Tabell för beräkning av den verkliga evapotranspirationen.

Månad	Korrigerad nederbörd, P (mm/mån)	Potentiell evapotranspiration, PE (mm/mån)	P-PE (mm/mån)	PotSMD (mm/mån)	RC200		RC75	
					SMD	E _t	SMD	E _t
Jan	67	0	67	0	0	0	0	0
Feb	40	0	40	0	0	0	0	0
Mars	51	10	41	0	0	10	0	10
Apr	47	32	15	0	0	32	0	32
Maj	44	68	-24	24	24	68	24	68
Juni	55	111	-55	79	79	111	79	111
Juli	73	119	-46	125	125	119	109	103
Aug	57	105	-48	173	173	105	114	62
Sept	78	73	5	168	168	73	109	73
Okt	73	42	31	137	137	42	78	42
Nov	87	18	69	68	68	18	9	18
Dec	66	5	61	7	7	5	0	5
Totalt	739	582	-	-	-	582	-	523

Genom att uppskatta andelen skogs- respektive gräsmark inom det aktuella området är det sedan möjligt att bestämma den totala verkliga evapotranspirationen, se kap. 6.5 i denna rapport.

Tidigare skrifter i serien "Examensarbeten i Geologi vid Lunds Universitet":

73. Larsson, Daniel, 1996: Proterozoic hydrothermal alteration and mineralization along the Protogine Zone in southern Sweden.
74. Rees, Jan, 1996: A new hybodont shark fauna from the Upper Jurassic Vitabäck Clays at Eriksdal, Scania, southern Sweden.
75. Bengtsson, Fredrik, 1996: Paleomagnetisk undersökning av senpaleozoiska gångbergarter i Skåne; Kongadiabas, melafyr och kullait.
76. Björngreen, Maria, 1996: Kontrollprogram vid avfallsupplag - en utvärdering.
77. Hansson, Anders, 1996: Adaptations and evolution in terrestrial carnivores.
78. Book, Jenny, 1996: A Light Microscopy and Scanning Electron Microscopy study of coccoliths from two bore holes along the City Tunnel Line in Malmö, Sweden.
79. Broström, Anna, 1996: The openness of the present-day landscape reflected in pollen assemblages from surface sediments in lakes - a first step towards a quantitative approach for the reconstruction of ancient cultural landscapes in south Sweden.
80. Paulsson, Oskar, 1996: Sevekomplexets utbredning i norra Kebnekaise, Skandinaviska Kaledoniderna.
81. Sandelin, Stefan, 1997: Tektonostratigrafi och protoliter i Mårma-Vistasområdet, Kebnekaise, Skandinaviska Kaledoniderna.
82. Meyerson, Jacob, 1997: Uppermost Lower Cambrian - Middle Cambrian stratigraphy and sedimentary petrography of the Almbacken drill-core, Scania, southern Sweden.
83. Åkesson, Mats, 1997: Moränsedimentologisk undersökning och bestämning av postglacialt bildade järn- och manganmineral i en drumlinformad rygg.
84. Ahlgren, Charlotte, 1997: Late Ordovician communities from North America.
85. Strömberg, Caroline, 1997: The conodont genus *Ctenognathodus* in the Silurian of Gotland, Sweden.
86. Borgenlöv, Camilla, 1997: Vätskeinklusioner som ledtrådar till bildningsmiljön för Bölets manganmalm, Västergötland, södra Sverige.
87. Mårtensson, Thomas, 1997: En petrografisk och geokemisk undersökning av inneslutningar i Nordingrågraniten.
88. Gunnemyr, Lisa, 1997: Spårämnesförsök i konstgjort infiltrerat vatten - en geologisk och hydrogeologisk studie av Strömsholmsåsen, Hallstahammar, Västmanland.
89. Antonsson, Christina, 1997: Inventering, hydrologisk klassificering samt bedömning av hydrogeologisk påverkan av våtmarksområden i samband med järnvägs-tunnelbyggnation genom Hallandsåsen, NV Skåne.
90. Nordborg, Fredrik, 1997: Granens markpåverkan - en studie av markkemi, jordmånsbildning och lermineralogi i gran- och lövskogsbestånd i södra Småland.
91. Dobos, Felicia, 1997: Pollen-stratigraphic position of the last Baltic Ice Lake drainage.
92. Nilsson, Johan, 1997: The Brennvinnsfjorden Group of southern Botniahalvöya, Nordaustlandet, Svalbard - structure, stratigraphy and depositional environment.
93. Tagesson, Esbjörn, 1998: Hydrogeologisk studie av grundvattnets kloridhalter på östra Listerlandet, Blekinge.
94. Eriksson, Saskia, 1998: Morängenetiska undersökningar i klintar vid Greifswalder Boddens södra kust, NÖ Tyskland.
95. Lindgren, Johan, 1998: Early Campanian mosasaurs (Reptilia; Mosasauridae) from the Kristianstad Basin, southern Sweden.
96. Ahnesjö, Jonas, B., 1998: Lower Ordovician conodonts from Köpings klint, central Öland, and the feeding apparatuses of *Oistodus lanceolatus* Pander and *Acodus deltatus* Lindström.
97. Rehnström, Emma, 1998: Tectonic stratigraphy and structural geology of the Ålkatj-Tielma massif, northern Swedish Caledonides.
98. Modin, Anna-Karin, 1998: Distributionen av kadmium i moränmark kring St. Olof, SÖ Skåne.
99. Stockfors, Martin, 1998: High-resolution methods for study of carbonate rock: a tool for correlating the sedimentary record.
100. Zillén, Lovisa, 1998: Late Holocene dune activity at Sandhammaren, southern Sweden - chronology and the role of climate, vegetation, and human impact.
101. Bernhard, Maria, 1998: En paleoekologisk-paleohydrologisk undersökning av våtmarkskomplexet Rolands hav, Blekinge.
102. Carlemalm, Gunnar, 1999: En glacialgeologisk studie av morän och moränfyllda sprickor i underliggande sandersediment, Örsjö, Skåne.
103. Blomstrand, Malou, 1999: 1992-1998 Seismicity and Deformation at Mt. Eyjafjallajökull volcano, South Iceland.
104. Dahlqvist, Peter, 1999: A Lower Silurian (Llandoveryan) halysitid fauna from the Berge Limestone Formation, Norderön, Jämtland, central Sweden.
105. Svensson, Magnus A., 1999: Phosphatized echinoderm remains from upper Lower Ordovician strata of northern Öland, Sweden - preservation, taxonomy and evolution.

106. Bengtsson, Anders, 1999: Trilobites and bradoriid arthropods from the Middle and Upper Cambrian at Gudhem in Västergötland, Sweden.
107. Persson, Christian, 1999: Silurian graptolites from Bohemia, Czech Republic.
108. Jacobson, Mattias, 1999: Five new cephalopod species from the Silurian of Gotland.
109. Augustsson, Carita, 1999: Lapillituff som bevis för underjurassisk vulkanism av stromboli-karaktär i Skåne.
110. Jensen, Sigfinn J., 1999: En silurisk transgressiv karbonatlagerföljd vid S:t Olofsholms stenbrott, Gotland.
111. Lund, Mats G., 1999: En strukturgeologisk modell för berggrunden i Sarves-vagge - Luottalako-området, Sareks Nationalpark, Lappland.
112. Magnusson, Jakob, 1999: Exploration of submarine fans along the Coffee Soil Fault in the Danish Central Graben.
113. Wickström, Jenny, 1999: Conodont biostratigraphy in Volkhovian sediments from the Mäekalda section, north-central Estonia.
114. Sjögren, Per, 1999: Utmarkens vegetationsutveckling vid Ire i Blekinge, från forntid till nutid - en pollenanalytisk studie.
115. Sälgeback, Jenny, 1999: Trace fossils from the Permian of western Dronning Maud Land, Antarctica.
116. Söderlund, Pia, 1999: Från gabbro till granat-amfibolit. En studie av metamorfos i Åkermetabasiten väster om Protoginzonen, Småland.
117. Jönsson, Karl-Magnus, 2000: Sedimentologiska och litostratigrafiska undersökningar i södra Malmös kvartära avlagringar, södra Sverige.
118. Romberg, Ewa, 2000: En sediment- och biostratigrafisk undersökning av den tidigare Littorina-lagunen vid Barsebäck, SV Skåne, med beskrivning av en Preboreal klimat-oscillation.
119. Bergman, Jonas, 2000: Skogshistoria i Söderåsens nationalpark. En pollenanalytisk studie i Söderåsens nationalpark, Skåne.
120. Lindahl, Anna, 2000: En paleoekologisk och paleohydrologisk studie av fuktängar i Bräkneåns dalgång, Bräkne-Hoby, Blekinge.
121. Eneroth, Erik, 2000: En paleomagnetisk detaljstudie av Sarekgångsvärmen.
122. Terfelt, Fredrik, 2000: Upper Cambrian trilobite faunas and biostratigraphy at Kakeled on Kinnekulle, Västergötland, Sweden.
123. Sundberg, Sven Birger, 2000: Vattenrening genom komplexbildning mellan järn och humusämnen - en litteraturstudie med försök
124. Sundberg, Sven Birger, 2000: Sedimentationsprocesser och avlagringsmiljö för en kantrygg kring platåleran vid Rydsgårds gods i backlandskapet söder om Romeleåsen, Skåne
125. Kjällerström, Anders, 2000: En geokemisk studie av bergartsvariationen på Bullberget i västra Dalarna.
126. Cinthio, Kajsa, 2000: Senglacial och tidigholocen etablering och expansion av lövträd på en lokal i nordvästra Rumänien.
127. Lamme, Sara, 2000: Klimat- och miljöförändringar under holocen i Sylarnaområdet, södra svenska Skanderna, baserat på analys av makrofossil och klyvöppningar.
128. Jönsson, Charlotte, 2000: Geologisk och hydrogeologisk modellering av området mellan Bjuv och Söderåsen, nordvästra Skåne.
129. Kleman, Johan, 2001: Utvärdering av den underkambriska litostratigrafin på Österlen, södra Sverige.
130. Sundler, Malin, 2001: En jämförande studie mellan uppmätt och MACRO-simulerad pesticidutlakning på ett odlingsfält i Skåne.
131. Grönholm, Anna, 2001: Högtrycksmetabasiter i den södra delen av Mylonitzonen: fältgeologi, petrografi och metamorf utveckling.
132. Ekdahl, Magnus, 2001: En studie av Källsjögranitens deformationsmönster och kinematiska indikatorer inom Ullaredszonen.
133. Axheimer, Niklas, 2001: Middle Cambrian trilobites and biostratigraphy of the Almbacken drill core, Scania, Sweden.
134. Lindén, Mattias, 2001: Proglacial deformation of glaciofluvial sediments during the Pomeranian deglaciation in the Neubranden- burg area, NE Germany.
135. Warnhag, Jon, 2001: A geochemical study of the zoned Pan-African Mon Repos intrusion, Central Namibia.
136. Lundmark, Mattias, 2001: Zirkonstudie av Norra Hortens bergarter, SV Sverige.
137. Gunnarson, Rebecka, 2001: Sedimentologisk undersökning av en moränskärning i en djupvitträd sprickdal på Romeleåsen, Skåne.
138. Karlsson, Christine, 2001: Diagenetic and petrophysical properties of deeply versus moderately buried Cambrian sandstones of the Caledonian foreland, southern Sweden.
139. Eriksson, Märten, 2001: Bedömning av förorenings-spridning kring en nedlagd bensin-station i Karlaby, sydöstra Skåne.
140. Ljung, Karl, 2001: A paleoecological study of the Pleistocene-Holocene transition in the Kap Farvel area, South Greenland.
141. Åkesson, Cecilia, 2001: Undersökning av grundvattenförhållanden i området kring Östra Vemmerlöv, Simrishamns kommun, sydöstra Skåne.