

Erfarenheter av miljöpåverkan vid användning av slaggrus som förstärkningslager

Peter Flyhammar

**Erfarenheter av miljöpåverkan vid användning av
slaggrus som förstärkningslager**

**Experience of the environmental impact in the use
of MSWI bottom ash as subbase layer**

Peter Flyhammar

Q6-658

Abstract

Projektet har studerat de miljömässiga effekterna vid användning av slaggrus från avfallsförbränning som förstärkningslager till asfalterade parkeringsytor. Överbyggnaden med slaggrus hade placerats på en terrass av lermorän. Under lermoränen finns en skyddsvärd grundvattenresurs i en berggrundsakvifär. Bakgrunden till projektet var att förhöjda salthalter hade konstaterats i observationsrör som hade installerats i lermoränen runt om ett antal parkeringsytor. Projektet har ökat förståelse för hur föroreningar sprid från en anläggning med asfalterade ytor ner i marken och vidare ner till grundvattenzonen i en lermorän. Detta har varit en förutsättning för att kunna utvärdera om de förhöjda grundvattenhalterna från observationsrören kan utgöra en risk för grundvattenresursen i berggrunden och orsakerna till de förhöjda salthalterna i observationsrören.

Förord

Denna rapport avslutar projektet ”Utvärdering av användning av slaggrus” (Q6-568). Projektet har finansierats av Värmeforsk (Askprogrammet), Avfall Sverige, Renova AB, Fortum och Sysav.

Följande personer har under projektet ingått i referensgrupp:

Harald Svensson (Fortum Värme)
Caroline Alm (Renova)
Klas Hansson (KTH/VTI)*
Jon-Petter Gustavsson (KTH)*
Hanna Janis (Vattenfall)
Kenneth Strandljung (Ragnsells)
Paul Frogner-Kockum (SGI)*
Magnus Hammar (Teknisk verken)
Åke Axelsson (Renova)
Olle Jidinger (Fortum Värme)
Mikael Johnsson (Avfall Sverige)
Katarina Pettersson (Renova AB)
Camilla Svensson (Renova AB)
Margareta Wahlström (VTT)*
Bo von Bahr (SP)*

Namn som är markerade med asterisk (*) blev utsedda av Värmeforsk. Övriga personer representerar olika finansörer.

Projektet har haft en arbetsgrupp bestående av Peter Flyhammar, Flyhammar Resurs & Miljö, Jan Hartlén, JH Consulting HB, och Raul Grönholm, Sysav. Arbetet har utförts Peter Flyhammar tillsammans med Raul Grönholm (Sysav). Jan Hartlén har fungerat som kvalitetsgranskare.

Arbetsgruppen vill tacka referensgruppen som har varit till stor hjälp under projektets gång.

Sammanfattning

Denna rapport redovisar en utvärdering av de miljömässiga konsekvenser som användningen av slaggrus som förstärkningslager till asfalterade parkeringsplatser och körvägar kan medföra. Fokus har legat på spridningen av mobila joner som salter (klorid och sulfat), eftersom dessa ämnen kan användas som tidiga indikatorer på spridning av föroreningar. Resultaten kan därför även ses som en konservativ bedömning av andra typer av ämnen som är mindre lösliga och mobila.

Bakgrunden till projektet var att Malmö Stad miljöförvaltning önskade en utvärdering av slaggrusets miljöpåverkan vid användning av slaggrus inom området Svågertorp, strax söder om Malmö tätort, eftersom det hade konstaterats förhöjda halter av klorid och sulfat i vattenprover från flera observationsrör. Som ett svar på denna begäran, initierade Sysav Utveckling ett projekt för att bedöma miljöpåverkan för det aktuella objektet. Vid Svågertorp har slaggrus använts för att anlägga ett antal parkeringsplatser och körvägar. En relativt stor mängd slaggrus (ca 40 000 ton) har använts.

Målsättningen med projektet var att utreda miljöpåverkan vid användning av slaggrus i anläggningsprojekt. För att uppnå detta mål skall projektet

- beskriva och utvärdera betydelsen av olika föroreningskällor (källtermen)
- beskriva mekanismerna som styr spridningen av föroreningar i området
- beskriva den lokala miljöpåverkan

Utvärderingen av miljökonsekvenserna baseras på en syntes av flera olika fältundersöknings- och analysmetoder; resistivitetssonderingar med cpt-sond, yttäckande resistivitetsmätningar med ett mätsystem av typen ABDEM Lund Imaging System, analyser av yt- och grundvattenprover samt analyser av jordprover och jordlagerföljder. Numeriska modelleringar av två förenklade scenarier har dessutom använts som stöd för tolkningar av resultat från fältundersökningarna.

Miljöpåverkan vid Svågertorp

Den samlade bedömningen inom ramarna för detta projekt är att ett ökat inflöde av klorid och sulfat till undersökningsområdet till följd av utbyggnaden av Svågertorpsområdet inte kommer att ha några mätbara effekter på grundvattnet i berggrundsakvifären. Däremot kommer det att ske en viss lokal påverkan på undergrunden och grundvattnet i lermoränen, men effekterna kommer att variera kraftigt. Detta är emellertid ett mindre problem eftersom grundvattnet i moränen inte utgör någon skyddsvärd grundvattenresurs samtidigt som det kan vara påverkat av tidigare aktiviteter som t.ex. jordbrukskötsel.

Lermoränen fungerar som en effektiv barriär som förhindrar att emissioner vid markytan påverkar berggrundsakvifären genom att transporttiderna blir långa och att föroreningar avleds, lagras upp och späds ut.

Vägsalt som används för halkbekämpning på parkeringsplatser och körvägar leds huvudsakligen bort från undersökningsområdet via olika dagvattensystem. En del vatten

kommer emellertid att infiltrera ner i marken vid infiltrationsytor och perkolations- och fördröjningsmagasin. Kontaminerade dagvatten som infiltrerat ner i marken och lakvatten från slaggruset kommer sannolikt i hög grad att spridas horisontellt i de övre mera genomsläppliga marklagren. Den horisontella utbredningen av lösta ämnen som t.ex. klorid och sulfat begränsas av dräneringar och lednings- och rörgravar. En viss mängd av emissionerna kommer att spridas och lagras upp i lermoränen. Mindre mobila ämnen som t.ex. tungmetaller kommer däremot att spridas mycket långsamt i lermoränen. Förekomsten av fördröjning-/perkolationsmagasin och en avsänkt grundvattennivå i moränen kan öka spridningen av klorid och sulfat ner i lermoränen inom delområde K-Rauta. Effekterna på grundvattnet i berggrundsakvifären blir dock begränsade eftersom grundvattnet i lermoränen inom delområde K-Rauta sannolikt dräneras ut mot vägskärningen norr om Yttre Ringleden, samtidigt som läckaget från moränen till bergrunden är litet.

Man kan konstatera att resultaten från kontrollprogrammet inte säger så mycket om miljöpåverkan, framför allt inte påverkan av den skyddsvärda grundvattentillgången under lermoränen. Iakttaga förändringar av klorid- och sulfathalterna i grundvatten från moränen bestäms dessutom i hög grad av var observationsrören är placerade och hur de installerades. De snabbaste förändringarna kan förväntas vid infiltrationszoner (grönytor, fördröjningsmagasin och fördröjningsdammar samt perkolationsmagasin), speciellt om observationsrören inte är tätade med bentonit. Utanför infiltrationszonerna styrs förändringarna däremot i högre grad av långsamma transporter i moränen.

Rekommendationer

Erfarenheterna från detta projekt tyder på att det är viktigt att syftet med ett miljökontrollprogram är väl definierat och att informationen från kontrollpunkterna kan användas för att uppnå det fastställda syftet, speciellt när slaggrus används i bärande konstruktioner på undergrunder med låg genomsläpplighet.

Används slaggrus däremot i bärande konstruktioner på mera genomsläppliga undergrunder så ökar sannolikt spridningen av olika ämnen i undergrunden. Det är därför viktigt av att beakta att kanaler och sprickor kan öka genomsläppligheten i lermoräner kraftigt, framför allt nära markytan. Då kan det vara viktigt att reducera emissionerna av salter (och andra ämnen) ner i marken. Detta kan göras genom att

- öka avledningen av dagvattnet
- förändra konstruktionen så att utlakningen minskar
- förbehandla slaggruset

Summary

This report presents an evaluation of the environmental impact that the use of MSWI bottom ash as a subbase layer in asphalt parking spaces and drives can cause. The focus has been on the migration of mobile ions such as salts (chloride and sulfate), because these substances can be used as early indicators of the migration of contaminants. The results can be seen as a conservative assessment of other types of substances which are less soluble and mobile.

The background of the project was that the Malmö City Environmental Department wanted an evaluation of the environmental impact caused by the use of bottom ash in the area of Svågertorp, just south of Malmö urban area, because elevated levels of chloride and sulfate in water samples from several ground water pipes were found. In response to this request, Sysav Utveckling initiated a project to assess the environmental impact of the current object. At Svågertorp, bottom ash has been used to build a number of parking spaces and drives. A relatively large amount of bottom ash (approximately 40 000 tons) have been used.

The aim of the project was to investigate the environmental impacts of the use of bottom ash in construction projects. To achieve this objective, the project should

- describe and evaluate the importance of various sources of pollution (the source term)
- describe the mechanisms that control the migration of contaminants in the area
- describe the local environmental impact

The evaluation of the environmental consequences was based on a synthesis of several different field studies and analysis; resistivity soundings with cpt-probe, surface resistivity measurements with a measuring system of the type ABDEM Lund Imaging System, analysis of surface and ground water samples and analysis of soil samples and soil profiles. Numerical modeling of two simplified scenarios was used to support the interpretations of the results from field surveys.

Environmental impacts at Svågertorp

The overall assessment within the framework of this project is that an increased influx of chloride and sulfate to the study area as a result of the expansion of the Svågertorp area will have no measurable impact on the groundwater in the bedrock aquifer. However, there will be some local impact on the subsoil and groundwater in the clay till, but the impact will vary considerably. This is, however, a minor problem because the groundwater in the till is not a water resource worth protecting, while it may be influenced by past activities such as agricultural management.

The clay till acts as an effective barrier which prevents emissions at the surface to affect the bedrock aquifer by long transport times for contaminants and diversion, storage and dilution.

Road salt used for deicing in parking spaces and drives is mainly diverted from the study area via various storm water systems. Some water, however, will infiltrate into the ground at infiltration areas and percolation and detention trenches. Contaminated storm water which infiltrated into the ground and leachate from the bottom ash is likely to migrate mainly horizontally in the upper more permeable soil layers. The horizontal migration of dissolved substances such as chloride and sulfate is limited by drains and cable and pipe trenches. A certain amount of the emissions will be spread and stored in the clay till. Less mobile substances such as heavy metals will be spread very slowly in the clay till. The presence of detention and percolation trenches and reduced ground water levels in the till can increase the migration of chloride and sulfate in the clay till in the K-Rauta subarea. However, the effects on the groundwater in the bedrock aquifer is limited because the groundwater in the clay till in subarea K-Rauta is likely to be drained towards the road cut north of Yttre Ringleden, while the leakage from the till to the bedrock is small.

It should be noted that the results of the control program does not tell much about the environmental impact, especially the impact of the groundwater resources worth protecting beneath the clay till. Observed changes in chloride and sulfate concentrations in groundwater from the till are also determined largely by the location of the ground water pipes, and how they were installed. The most rapid changes can be expected in infiltration zones (green areas, detention trenches and detention ponds and percolation trenches), especially if the ground water pipes are not sealed with bentonite. Outside the infiltration zones, however, the changes are controlled to a large extent by slow transports in the till.

Recommendations

The experiences of this project indicate that it is important that the purpose of an environmental control program is well defined and that the information from the control points can be used to achieve the stated objective, especially when bottom ash is used in load-bearing constructions on subgrades with low permeability.

However, the use of bottom ash in bearing constructions on more permeable subgrade materials is likely to increase the migration of various substances in the subgrade. It is therefore important to consider that channels and cracks can increase the permeability of clay tills sharply, especially near the surface. Then it may be important to reduce emissions of salts (and other substances) into the ground. This can be done by

- increasing the diversion of storm water
- change the construction to reduce the leaching
- pretreatment of bottom ash

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	FORSKNINGSUPPGIFT OCH PROBLEMSTÄLLNING.....	1
1.3	**MÅLSÄTTNING	2
1.4	ARBETSHYPOTES	2
2	UNDERSÖKNINGSOBJEKT	3
2.1	UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	3
2.2	REGIONAL FÖRHÅLLANDEN	7
2.3	LOKALA FÖRHÅLLANDEN	13
3	METODER	17
3.1	FÄLTUNDERSÖKNINGAR	17
3.2	NUMERISK MODELLERING	21
3.3	FLÖDEN AV KLORID OCH SULFAT	23
4	MÄT- OCH PROVTAGNINGSPUNKTER.....	26
4.1	OBSERVATIONSRÖR.....	26
4.2	JORDARTSPROFILER	28
4.3	RESISTIVITETS SONDERINGAR.....	30
4.4	YTTÄCKANDE RESISTIVITETSMÄTNINGAR	31
5	GRUNDVATTEN.....	32
5.1	GRUNDVATTENNIVÅER	32
5.2	VATTENKVALITET	35
5.3	HYDRAULISK KONDUKTIVITET	39
6	EMISSIONER	40
6.1	EMISSIONER VID RANDZONERNA.....	41
6.2	EMISSIONER VID FÖRDRÖJNINGSMAGASIN	74
7	FLÖDEN AV KLORID OCH SULFAT	85
7.1	INFLÖDE TILL UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	85
7.2	SPRIDNINGSVÄGAR FÖR KLORID OCH SULFAT I MARKLAGREN	91
7.3	MILJÖPÅVERKAN.....	93
8	SLUTSATSER	96
9	REKOMMENDATIONER.....	97
10	FORSKNINGSBEHOV.....	98
11	LITTERATURREFERENSER	99
	BILAGOR.....	102
A	GRUNDVATTENKVALITET	103
B	ANALYSER AV JORDPROVER	113
C	RESISTIVITETSMÄTNINGAR	120
D	SONDERINGAR	128
E	NUMERISKA MODELLERINGAR	141

F	SIMULERINGAR - RESULTAT	150
G	GRUNDVATTENNIVÅER.....	162
H	FÖRKORTNINGAR (ENLIGT SGF/BGS, 2001)	165

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Under 2005 förbrändes 3 820 000 ton avfall vid svenska avfallsförbränningsanläggningar [1]. Dessa aktiviteter genererade 550 850 ton bottenaska. Huvuddelen av bottenaskan användes som konstruktionsmaterial på avfallsdeponier eller för att sluttäcka deponier enligt Arm [2]. Under senare år har endast en mindre del av den genererade bottenaskan använts i anläggningsprojekt utanför olika avfallsanläggningar.

För att bottenaska skall kunna användas som ersättningsmaterial för bergkross och naturgrus i bärande geotekniska konstruktioner, som t ex vägar, parkeringsplatser och cykelvägar, så måste askan omvandlas till ett homogent och kemiskt stabilt material. Större partiklar siktar bort medan metallpartiklar separeras bort och återvinns genom magnet- och virvelströmsseparatorer. Den behandlade bottenaskan måste dessutom lagras för att materialet skall omvandlas och erhålla nödvändiga geotekniska egenskaper. Denna grusliknande slutprodukt kallas idag ofta för slaggrus.

Ett stort problem för användningen av slaggrus utanför avfallsanläggningar är att det saknas kriterier för att bedöma risker för hälsa och miljö. Bendz et al [3] har nyligen presenterat ett förslag på ett miljöbedömningssystem för askanvändning. För att underlätta användningen av slaggrus har det även utarbetats riktlinjer för system för kvalitetssäkring av slaggrus ([4] och [5]). Naturvårdsverket fick i regleringsbrevet för 2007 i uppdrag av regeringen att ta fram kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Ett förslag till kriterier skickades ut på remiss i december 2007. Remissvaren behandlas nu av Naturvårdsverket. Förslaget ställer stränga krav på innehållet av ”utfasningsmetallerna” Cd, Pb och Hg samt As, vilket kan medföra att nyttiggörandet av slaggrus och andra restprodukter kommer att försvåras. I princip gäller förslag dock bara fri användning av avfall och det är osäkert vilken inverkan det kommer att få på framtida tillståndsärenden.

1.2 Forskningsuppgift och problemställning

Huvuddelen av de externa anläggningsprojekten (utanför avfallsanläggningarna) med slaggrus har varit koncentrerade till Malmö med omnejd. Det rör sig om ett tiotal olika objekt, huvudsakligen parkeringsplatser och återvinningsanläggningar, som tidigare beskrivits av Hartlén och Grönholm [4] och SGI [6]. I tillstånden för objekten ingår i samtliga fall krav på ett kontrollprogram för grundvattenpåverkan. Påverkan av grundvattnet kontrolleras i ett antal punkter runt objekten. Varje år sammanställs resultaten från de analyserade grundvattenproverna och rapporteras till tillståndsmyndigheten (kommun eller länsstyrelse).

Bakgrunden till projektet var att Malmö Stads miljöförvaltning önskade en utvärdering av slaggrusets miljöpåverkan vid användning av slaggrus inom området Svågertorp, strax söder om Malmö tätort, eftersom det hade konstaterats förhöjda halter av klorid och sulfat i vattenprover från observationsrören. Som ett svar på denna begäran, initierade Sysav Utveckling ett projekt för att bedöma miljöpåverkan för det aktuella objektet. Vid Svågertorp har slaggrus använts för att anlägga ett antal parkeringsplatser och körvägar. Objektet är också intressant eftersom en relativt stor mängd slaggrus (ca 40 000 ton) har använts.

1.3 Målsättning

Målsättningen med projektet var att utreda miljöpåverkan vid användning av slaggrus i anläggningsprojekt. För att uppnå detta mål skall projektet

- beskriva och utvärdera betydelsen av olika föroreningskällor (källtermen)
- beskriva mekanismerna som styr spridningen av föroreningar i området
- beskriva den lokala miljöpåverkan

Projektet har fokuserat på klorid och sulfat, eftersom dessa ämnen kan användas som tidiga indikatorer på spridningen av föroreningar. Utredningen kan därför även ses som en konservativ bedömning av andra typer av ämnen som är mindre lösliga och mobila.

Resultat och slutsatser från projektet ger ett ökat och bättre underlag för att använda slaggrus från avfallsförbränning så att inga oönskade miljöeffekter uppstår. Detta är viktigt för producenterna av slaggrus som försöker finna avsättning för materialet, för entreprenörer som skall använda materialet och för tillståndsgivande myndigheter som skall bedöma miljöriskerna.

1.4 Arbetshypotes

Den ursprungliga arbetshypotesen baserades på antagandet att grundvatten i moränen hade kontaminerats av dagvatten från asfaltsytor och lakvatten från slaggruset. Grönytor i randzonerna utanför asfaltkanterna ansågs vara potentiella emissionsvägar. Vid referensgruppsmötena (två stycken) påtalades också behovet av

- att utvärdera betydelsen av snabba, koncentrerade flöden som läckage av kontaminerat vatten utmed observationsrören ner i lermoränen (undergrunden).
- att undersöka spridningen av klorid och sulfat under asfaltsbeläggningarna
- att installera ett referensobservationsrör vid en anläggning som saknar slaggrus

2 Undersökningsobjekt

2.1 Undersökningsområdet

Undersökningsområdet ligger inom Svågertorp, som är ett område i Malmö tätorts södra utkanter. Området ligger vid Peterborgs trafikplats (broläge 8 i figur 1) där Trelleborgsvägen korsar Yttre Ringvägen. Ett affärscentrum för bilburna kunder håller på att etableras i området. Detta har lett till att flera stora butikskedjor har etablerat sina butiker i området under perioden 2000 - 2005.



Figur 1. Karta över Malmöområdet (från Lie et al. [7]). Undersökningsområdet är placerat strax nordväst om 8:an, dvs. trafikplats Petersborg.

Figure 1. Map of the Malmö area (from Lie et al. [7]). The Study area is located just northwest of the 8th, ie junction Petersborg.

I denna rapport har undersökningsområdet delats upp i tre delområden (Figur 2): Bauhaus, On Off och K-Rauta. Tillsammans täcker de en yta av ungefär 11,5 ha, inklusive byggnader, parkeringsplatser, körbanor, fördröjningsmagasin och randzoner.

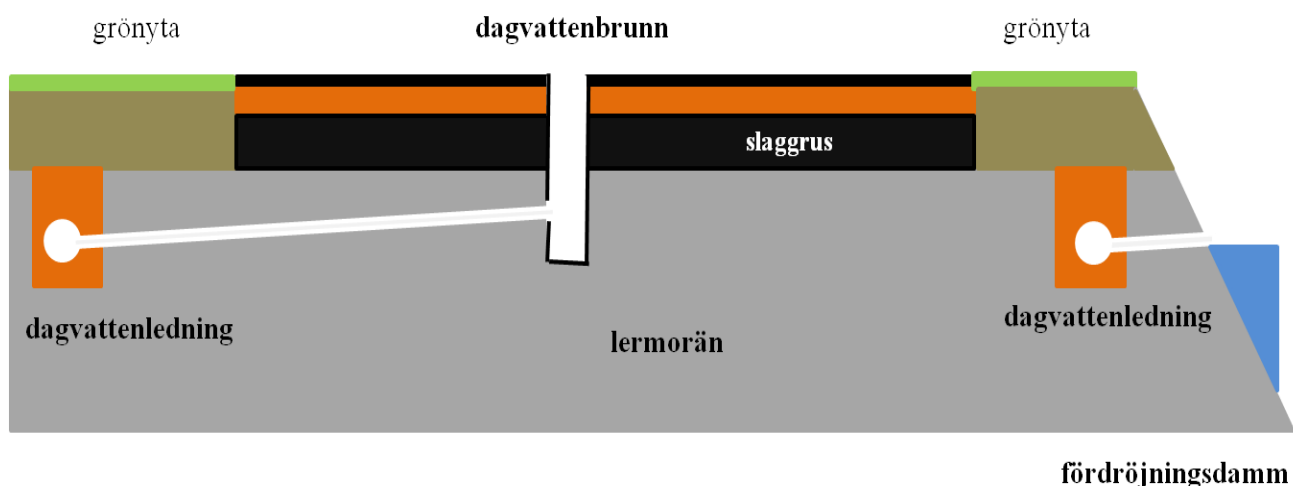


Figur 2. Undersökningsområde med de olika delområdena (Bauhaus, On Off och K-Rauta) som är avgränsade med svarta streckade linjer.

Figure 2. The study area with the different subareas (Bauhaus, On Off och K-Rauta) which are separated by black dashed lines.

Vid byggandet av olika anläggningar som parkeringsplatser och körvägar användes slaggrus som förstärkningslager. Förstärkningslagret har placerats på en terrass av kompakterad lermorän, se figur 3-5. Linser med grövre material schaktades bort. En grundläggande tanke med konstruktionen var att den låga genomsläppligheten hos lermoränen skulle reducera spridningen av olika ämnen i undergrunden. Olika system för dagvattenhantering på delområdena har medfört att konstruktionernas utformning varierar mellan delområdena.

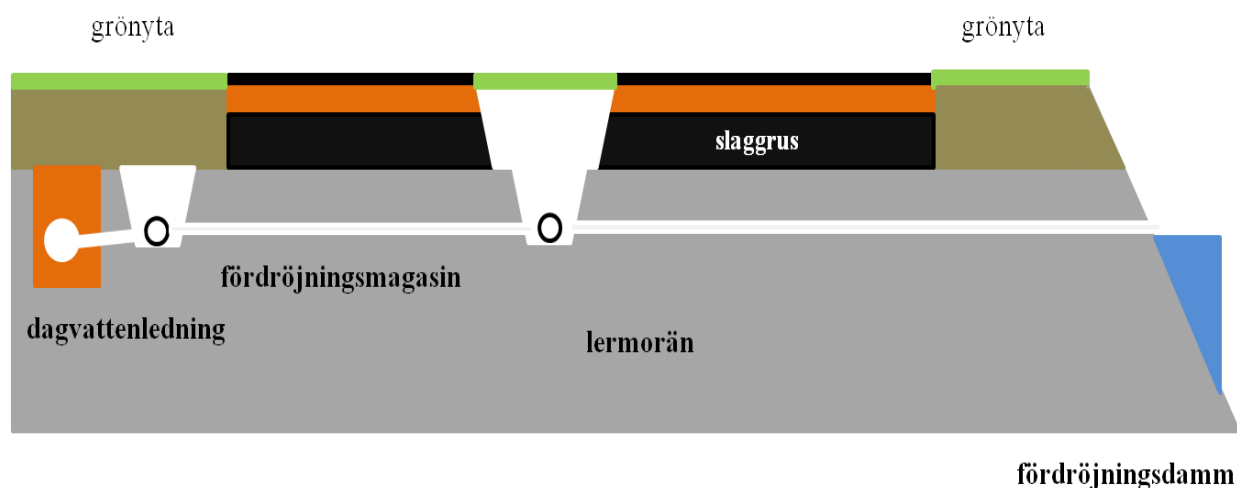
Parkeringsytorna i delområde Bauhaus består av asfalt med dagvattenbrunnar som är kopplade till dagvattennätet (Figur 3). Detta innebär att infiltrationen av nederbörd och dagvatten koncentreras till genomsläppliga randzoner (grönytor) utanför asfaltbeläggningarna. Utmed den östra kanten av området, parallellt med motorvägen (se figur 2), ligger ett öppet fördröjningsmagasin (fördröjningsdamm) för dagvatten.



Figur 3. Schematisk beskrivning av dagvattenhanteringen inom delområde Bauhaus.

Figure 3. Schematic description of the storm water management in subarea Bauhaus.

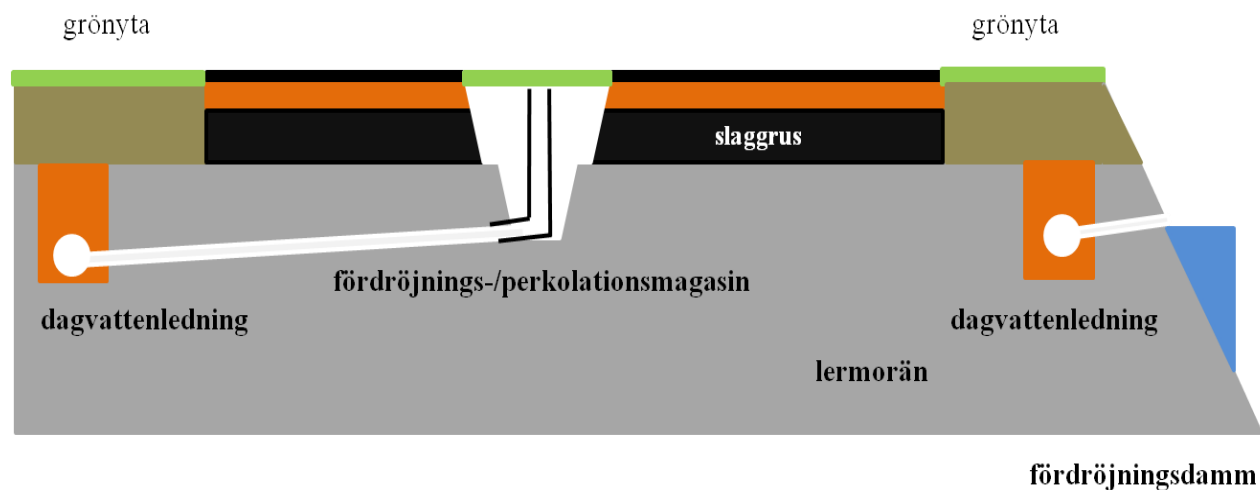
Delområde On Off innehåller en fördröjningsdamm utmed den östra kanten av området och flera fördröjningsmagasin både inom parkeringsytorna och i randzonerna (Figur 4). Vid låga grundvattennivåer kan magasinerna fungera som infiltrationsmagasin och vid höga nivåer som dräneringar.



Figur 4. Schematisk beskrivning av dagvattenhanteringen inom delområde On Off.

Figure 4. Schematic description of the storm water management in subarea On Off.

I delområde K-Rauta finns en födröjningsdamm utmed östra kanten av området (Figur 5). Övriga randzoner saknar födröjningsmagasin. Däremot förekommer det kombinerade födröjnings- och perkolationsmagasin inom parkeringsytorna, som saknar dräneringsrör. Dagvatten som rinner av på magasinens gräsbevuxna markytor kommer emellertid att födröjas innan det avleds till dagvattennätet via brunnar i lågpunkterna. Grundvattenytorna inom detta delområde ligger generellt sett på djupare nivåer jämfört med grundvattenytorna i de övriga delområdena.



Figur 5. Schematisk beskrivning av dagvattenhanteringen inom delområde K-Rauta.

Figure 5. Schematic description of the storm water management in subarea K-Rauta.

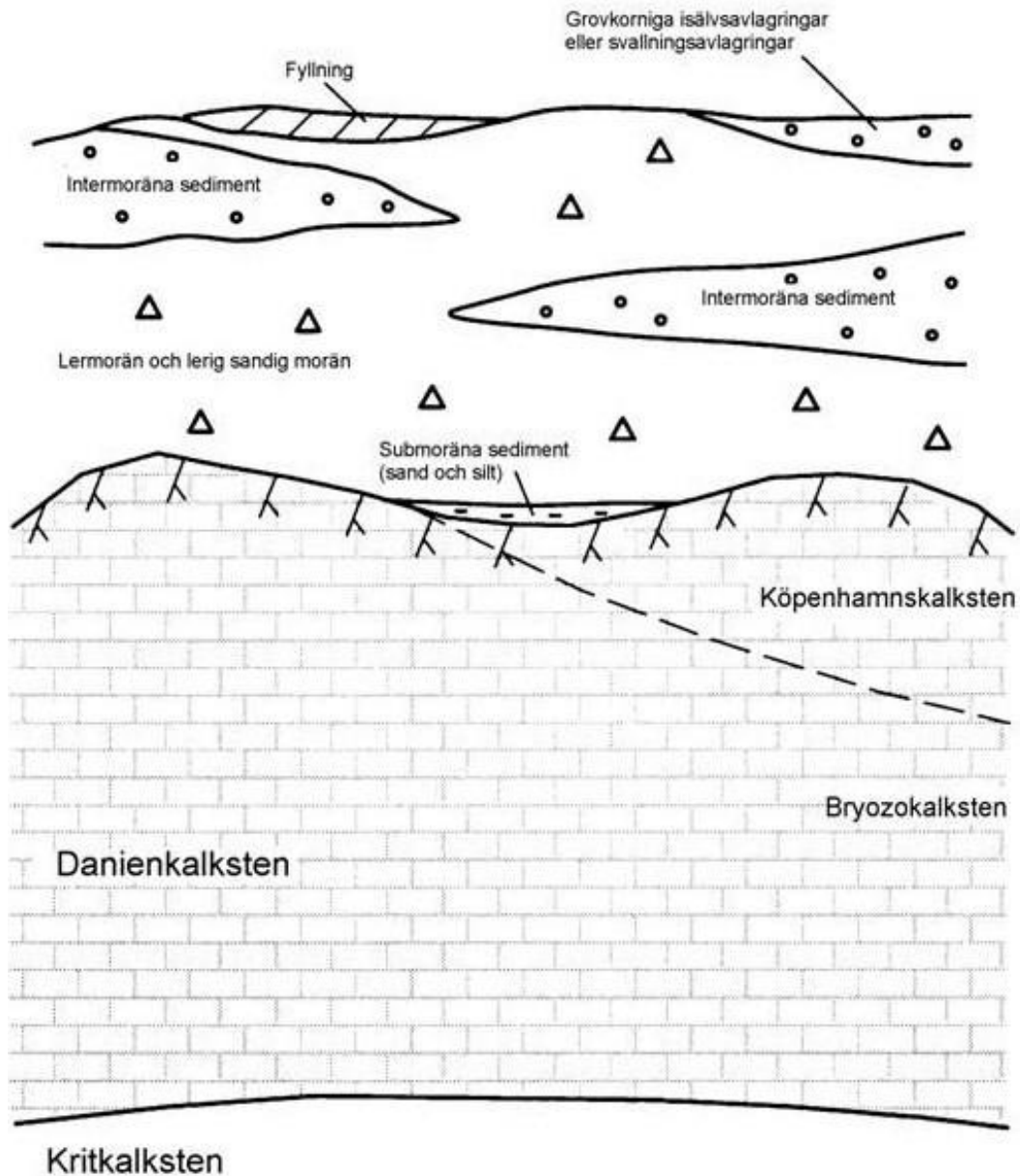
2.2 Regional förhållanden

2.2.1 Jord- och berggrundsgeologi

I figur 6 redovisas en generell beskrivning av geologin i Malmöområdet (se figur 1). Den dominerande jordarten i sydvästra Skåne (Jordartskarta Trelleborg NV/Malmö SV) är morän [8]. I moränerna förekommer ofta tunna lager av sand och mo, som lokalt kan nå relativt stora utbredningar. Skärningar och borrhningar visar två, i undantagsfall tre, olika moränbäddar med eller utan mellanliggande sediment. Den övre moränens mäktighet varierar mellan 0,5 och 2,2 m. Den undre moränens mäktighet tycks däremot kunna variera betydligt mer, mellan 0,5 och 26 m. Mäktigheten tycks emellertid i allmänhet inte överstiga 15 m. Moränen i sydvästra Skåne bildar en moränslätt som sluttar svagt mot väster norr om Vellinge. De ytliga jordlagren i sydvästra Skåne består främst av lerig sandig-moig morän (lerhalt mellan 5 och 15 %) och morängrovlera (lerhalt mellan 15 och 25 %).

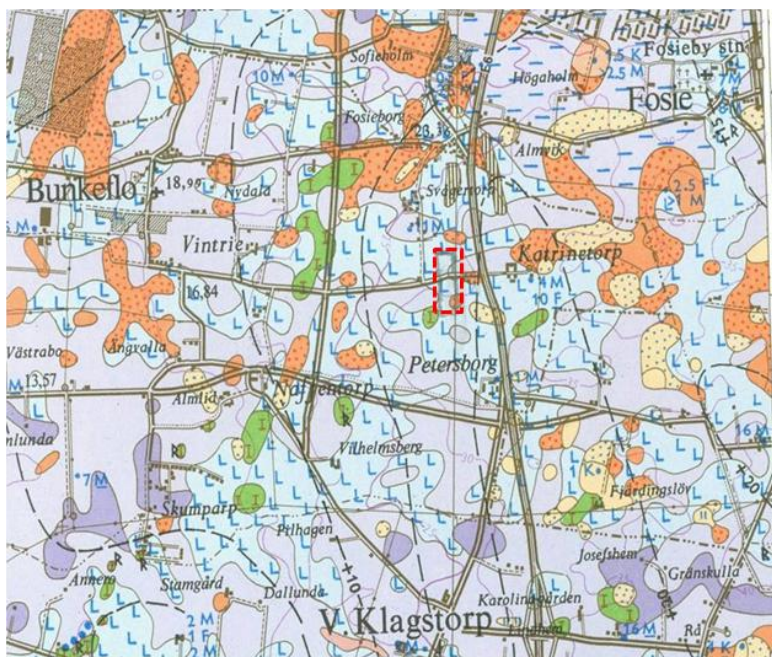
Den undre moränen är oftast hårdare packad och mer homogen än den övre och den har även en mera homogen kornstorleksfördelning [8]. Moränens färg är ofta brun-brungul ned till maximalt 3-4 meters djup. Sedan blir den grå-gråblå. Moränens bruna till brungula färg begränsas inte till den övre moränen, utan fortsätter ofta ned i den undre. Det är således sannolikt att det främst är luftens oxiderande verkan som har gett moränen den brun-brungula färgen. Moränens kalkhalt varierar i allmänhet mellan 20 och 30 %.

Undersökningsområdet (se figur 2) ligger i en region där leriga sandig-moiga moräner dominerar de ytliga jordarna (Figur 7). Vid området förkommer även ytliga avlagringar av sand/grus, intermoräna isälvsavlagringar, postglacial grovlera och morängrovlera. Uppgifter från Brunnsarkivet tyder på att jorddjupet vid undersökningsområdet varierar mellan 12 och 14 m (Figur 8).



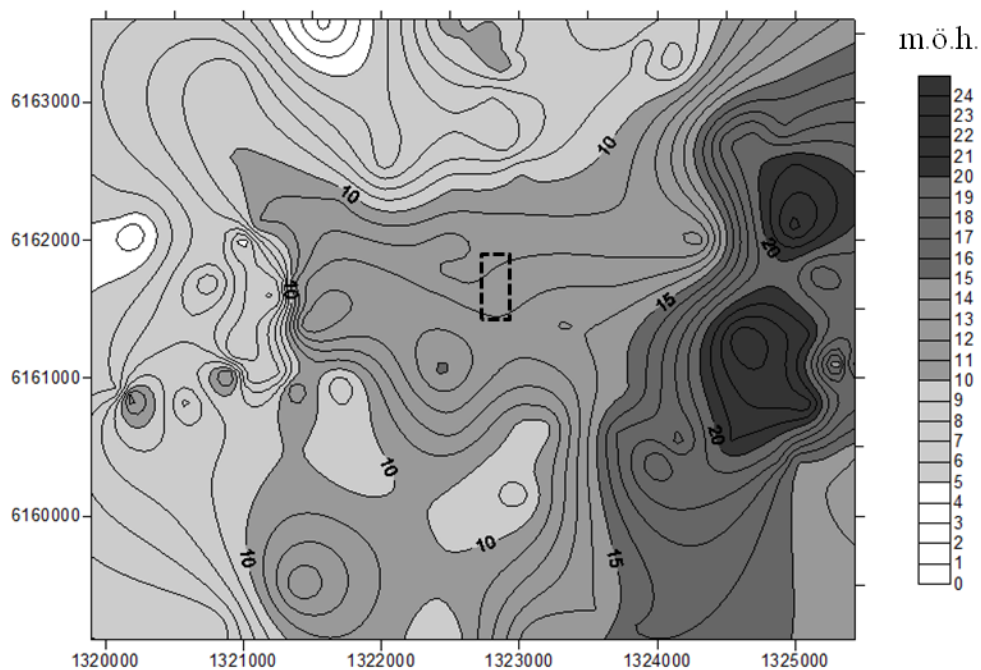
Figur 6. En generell beskrivning av geologin i Malmöområdet (från Wall och Andersson [9] och Håkansson [10]).

Figure 6. A general description of the geology in the Malmö area (from Wall and Andersson [9] och Håkansson [10]).



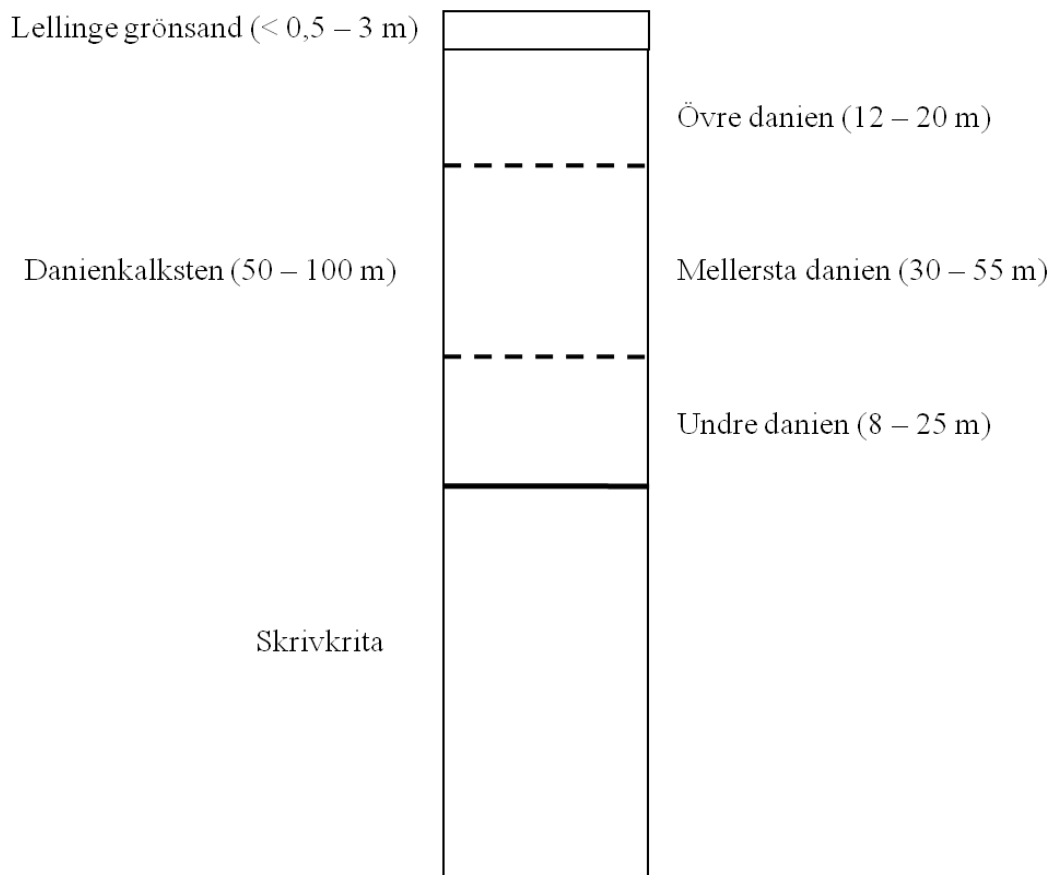
Figur 7. Ytliga jordarter vid undersökningsområdet (från Jordartskarta Trelleborg NV/Malmö SV). Undersökningsområdet är markerat med röda streckade linjer.

Figure 7. Superficial soils at the study area (from Soil map Trelleborg NV/Malmö SV). The study area is marked with red dashed lines.



Figur 8. Jorddjup (möh) vid undersökningsområdet (svarta streckade linjer).

Figure 8. Soil depth (meter above sea level) at the study area (black dashed lines)



Figur 9. En generell beskrivning av de översta berggrundslagren i sydvästra Skåne [8].

Figure 9. A general description of the top rock layers in southwest Scania [8].

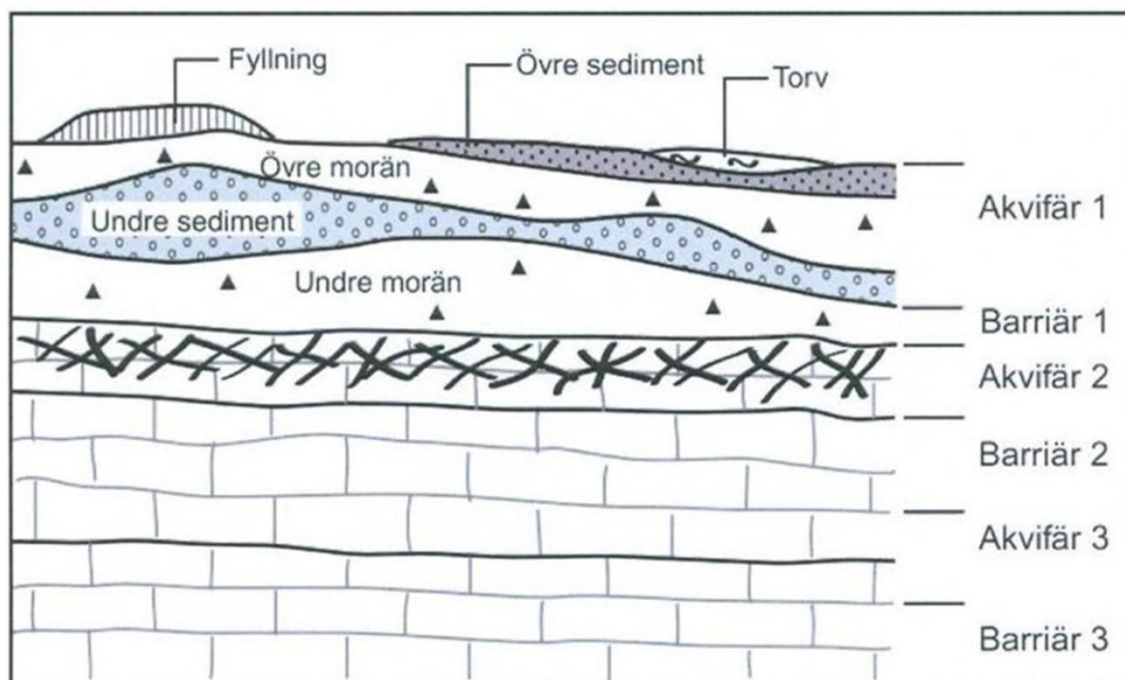
En generell beskrivning av de översta berggrundslagren under jordlagren i sydvästra Skåne presenteras i figur 9. Lellinges grön sand består av en grön, glaukonitrik (glaukonit – ett vattenhaltigt kaliumjärnsilikat) och dåligt konsoliderad mo- och sandsten med växlande lerhalt och konglomerat. Den yngsta delen av danienkalksten (Övre danien) består av en gråvit, hård, grovkornig kalksten med flintlager i den övre delen och av en gulvit, tämligen mjuk kalksten i den undre delen. Den mellersta delen av Danienkalkstenen (Mellersta danien) består av en omväxlande hårda och mjuka, vita till gråvita kalkstenar med talrika flintlager. Den äldsta delen av Danienkalkstenen består av gråvita, omväxlande hårda och mjuka kalkstenar med flintlager. Skrivkritan förekommer ned till mycket stora djup under markytan (500-600 m).

2.2.2 Grundvatten

De hydrogeologiska förhållandena i Malmöområdet illustreras av ett exempel från de centrala delarna av Malmö (Figur 10), se Malmö Stad [11].

Den översta akvifären (Akvifär 1) består av fyllningar, torv, övre sediment och övre morän och undre sediment. Akvifären är vanligtvis öppen i de övre delarna och sluten i de undre. Transmissiviteten (T) i akvifären är dåligt känd. Med hänsyn till den varierande sammansättningen på de ingående lagren kan T förväntas variera mellan 1×10^{-5} och $1 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$.

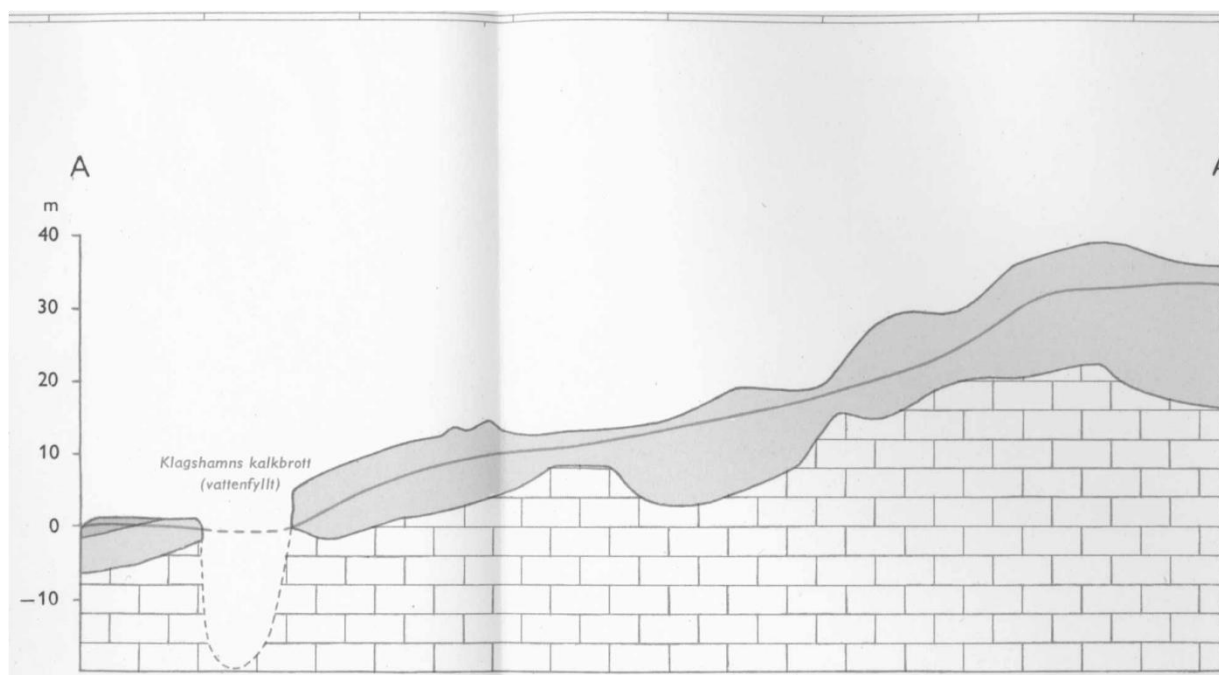
Barriär 1 utgörs av den svårgenomsläppliga undre moränen, vilken skiljer grundvattnet i de övre lagren (Akvifär 1) från grundvattnet i kalkberget (Akvifär 2). Transmissivitetsvärdena för barriären bedöms kunna variera mellan 1×10^{-8} och $1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Akvifär 2 är en berggrundsakvifär som omfattar den övre, kraftigt uppspruckna kalkstenen. Akvifären är sluten.



Figur 10. Geologiska och hydrogeologiska lagerenheter i centrala Malmö (från Malmö Stad [11]).

Figure 10. Geological and hydro-geological units in central Malmö (from Malmö Stad [11]).

Grundvattenytan i moränen följer i stort sett topografin. Inom Malmöregionen är topografin flack. Markytan vid Öresundskusten stiger svagt mot öster och söder till ca 35 möh. Den genomsnittliga lutningen är ungefär 5 m/km [11]. Detta illustreras av en profil som passerar ca 3 km söder om undersökningsområdet (Figur 11), kallad profil i figur 1. Markytan inom undersökningsområdet vid Svågertorp varierar mellan 26 och 29 möh. Markytan, liksom berggrundsytan och grundvattnets trycknivå i berggrunden sjunker mot Öresundskusten.



Figur 11. Grundvattnets trycknivå i kalkbergrunden längs en profil i figur 1 (från Hydrologiska kartbladet 1C/2C Trelleborg NV/Malmö SV).

Figure 11. The groundwater pressure levels in the limestone along a profile in figure 1 (from Hydro-geological map 1C/2C Trelleborg NV/Malmö SV).

Den naturliga infiltrationen av nederbördsvattnen till grundvattenmagasinen (den övre och undre akvifären) bedömdes vara 20-40 mm/år utmed delsträcka 1 (J&W, 2001) i figur 1. Om man då antar att nettonederbörden i Malmöområdet är ca 200-250 mm/år [11], så råder det ett naturligt vattenöverskott som dräneras bort via dräneringar och diken [13].

Tabell 1. Vattenanalyser från bergbrunnar [12].

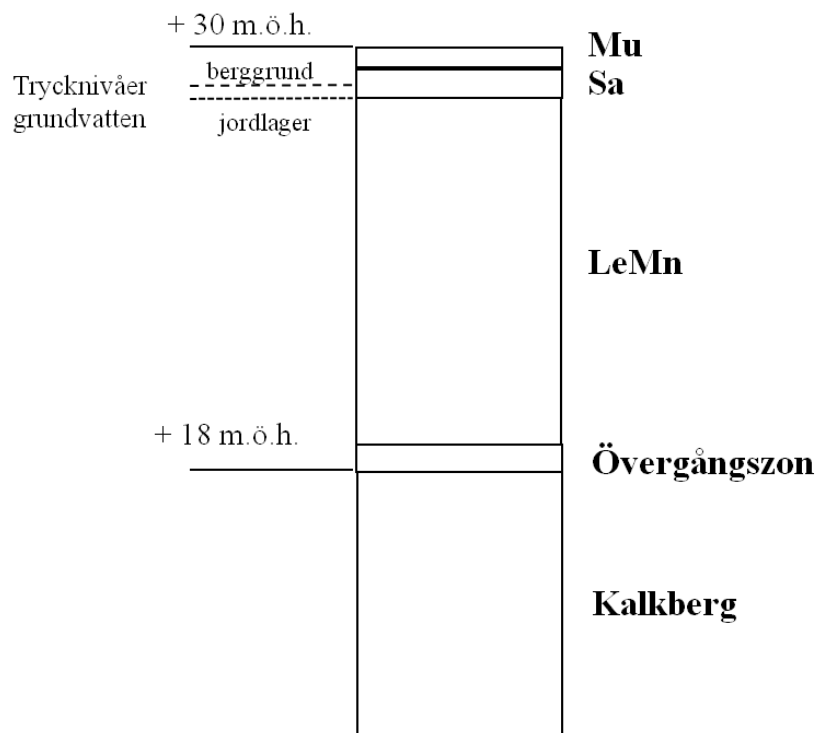
	250 m S Bunkeflo k:a	800 m SO Katrinetorp	Tygelsjö VV	Tygelsjö G:a VV	50 m NO Hököpinge hpl
Jorddjup (m)	8	15	7	-	8
Brunndjup (m)	25	98	50	36	20
KMnO ₄ mg/l	8	6	4	6	6
Spec. ledn. form. X 10 ⁻⁶	595	503	649	555	503
pH	7,4	7,3	7,8	7,5	7,3
Tot. hårdh. Mg/l Ca	149	134	11	132	145
Fe (mg/l)	1,7	3,4	< 0,1	0,6	6,0
Mn (mg/l)	0,08	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
HCO ₃ (mg/l)	305	329	281	311	354
Cl (mg/l)	43	37	28	25	39
SO ₄ (mg/l)	110	36	74	70	29

Grundvattnets kvalitet i den övre akvifären är inte så väl dokumenterad. Exempel på vattenkvaliteten från bergbrunnar i närheten av undersökningsområdet visas i tabell 1. Halterna i tabell 1 tyder på att grundvatten från bergborrade brunnar vid undersökningsområdet kan förväntas innehålla 281-354 mg HCO₃/l, 25- 43 mg Cl/l och 29-110 mg SO₄/l.

2.3 Lokala förhållanden

Den ursprungliga jordlagerföljden vid trafikplats Petersborg (strax sydost om undersökningsområdet) varierade mellan 9 och 13 m (Figur 12) enligt J&W [13]. Jordartssekvensen börjar med ett tunt lager av mull. På vissa ställen påträffades sedan ett sandlager (ca 1 m). Resten av sekvensen utgjordes av lermorän. Nedersta delen av moränen utgjordes av fast lermorän. Siktanalyser på jordprover från mellan 2,5 och 8,0 meters djup vid Petersborgs trafikplats [14] tyder på att lermoränen har en lerhalt som varierar mellan 14 och 20 % (enligt SGF:s gamla system), dvs. en morängrovlera.

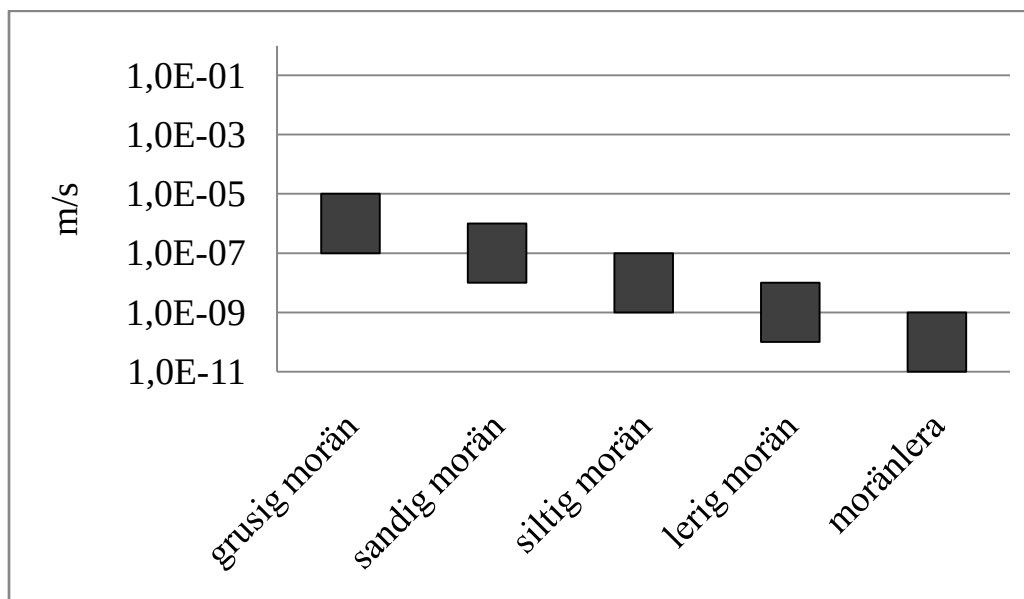
Enligt en geoteknisk undersökning [15] så består jordlagren i den östra delen av delområde K-Rauta av en övre och en undre lermorän. Lokalt finns även intermoräna sediment inlagrat i lermoränen. Den övre moränen har en mäktighet av ca 1 m och består huvudsakligen av lermorän med inslag av sandig slitig och siltig morän. På vissa ställen förekommer lager med siltig finsand i moränen. I den undre moränen finns linser av sand med begränsad utsträckning och med mäktigheter på upp till 0,4 m.



Figur 12. Den ursprungliga jordlagerföljden vid trafikplats Petersborg (från J&W [13]).

Figure 12. The original soil profile at junction Petersborg (from J&W [13]).

Grundvattennivån i moränen (Figur 12) varierade mellan 27,9 och 28,4 möh, medan trycknivån i berggrundsakvifären varierade mellan 28,0 och 28,9 möh [13]. Små skillnader mellan trycknivåerna tyder på att läckaget av grundvatten mellan moränen och berggrunden var litet, det är till och med möjligt att det var riktat uppåt mot moränen. Den hydrauliska konduktiviteten i lermoräner är vanligtvis mycket låg (Figur 13). Danska undersökningar (t.ex. Klint och Gravesen [16]; Garvesen et al. [17]) tyder på att kanaler och sprickor i lermoräner kan öka genomsläppligheten kraftigt ned till några meters djup. Även den hydrauliska konduktiviteten minskade kraftigt med djupet enligt utförda pumptester, från 10^{-5} m/s inom de översta tre metrarna ned till 10^{-9} m/s under 4,5 meters djup. Under provpumpningar vid broläget för Peterborgs trafikplats uppskattades den vertikala hydrauliska konduktiviteten till $5 \cdot 10^{-10}$ m/s enligt J&W [14].



Figur 13. Hydraulisk konduktivitet i moränjordar [18].

Figure 13. Hydraulic conductivity in till soils [18].

En avsänkning av trycknivån i kalkberggrunden vid broläget för trafikplats Peterborg har sannolikt påverkat trycknivåerna i kalkberggrunden inom undersökningsområdet. Vattendomstolen har enligt deldom (1997-07-08) gett tillstånd till en årlig bortledning ur uttagsbrunnarna med högst 2 200 000 m³ och en permanent avsänkning av trycknivån inom det permanenta avsänkingsområdet till lägst 21,8 möh vid trafikplats Petersborg. Grundvattenmodelleringar [7] som baseras på 4 uttagsbrunnar i broläget och 4 infiltrationsbrunnar norr om trafikplatsen, varav en i allén mellan delområde On Off och K-Rauta (Figur 14), tyder på att delområdena On Off och K-Rauta kommer att påverkas av avsänkningen. Från en svag tryckhöjning vid infiltrationsbrunnen kommer trycknivån att sjunka mot avsänkningen i broläget.

I en undersökning av effekterna på grundvattenytan i moränen bedömde J&W [14] att grundvattennivån i lermoränen kommer att påverkas upp till 50 m från vägs kärningen utmed Yttre Ringleden. Den naturliga nybildningen av grundvatten i området kommer däremot att börja påverkas först vid en avsänkning i kalkberget på ca 3 m.



Figur 14. Placering av uttagsbrunnar (vid broläget) och infiltrationsbrunnar (norr om broläget) enligt koordinater redovisade av Lie et al [7].

Figure 14. Location of extraction wells (at the bridge location) and infiltration wells (north of the bridge location) according to the coordinates reported by Lie et al. [7].

3 Metoder

3.1 Fältundersökningar

3.1.1 Borrning

Borrbandvagnar utrustade med skruvborr användes för att

- installera observationsrör
- bestämma jordlagerföljden
- ta prover av byggnadsmaterial och jord

3.1.2 Analys av jordlagerföljden

En översiktlig klassificering och kartering av jordlagerföljden utfördes i samband med skruvborrningar. Beskrivningarna baseras på en indelning i olika material enligt ett beteckningssystem för geotekniska utredningar som redovisas i SGF/BGS [19], se bilaga H. Detta innebär att både morängrovleror (lerhalt 15-25 %) och moränfinleror (lerhalt > 25 %) kommer att benämnas lermorän (LeMn). I beskrivningar av jordartsprofiler kalla slaggrus Sl saGr, dvs. ett sandigt grus som består av slaggrus. Bedömningen av jordlagerföljden har, i varierande grad, påverkats av resultat från sonderingar och analyserade jordprover.

3.1.3 Jordprover - provtagning, hantering och analyser

Störda jordprover samlades in i anslutning till vissa skruvborrningar. Det yttersta materiallagret på skruvborren skrapades bort för att minska inblandningen av andra material i borrhålet. En lämplig provmängd samlades sedan in från skruven och placerades i en plastpåse som förslöts. Proverna kommer då att representera ett samlingsprov från en vertikal sektion som varierar mellan 1 och 2 dm. Provtagningsfrekvensen i samband med olika borrningar varierade kraftigt. De insamlade proverna transporterades sedan till lämpligt lager fram till provberedningen.

Vid provberedningen öppnades plastpåsarna och mellan 50 och 100 ml naturfuktigt material separerades och placerades i plastburkar med skruvlock för att senare användas vid vattenextraktioner och totalanalyser.

vattenlöslig andel

Extraktioner med avjoniserat vatten användes för att uppskatta den lösliga fraktionen av olika ämnen. Ungefär 20 g naturfuktigt material blandades med 100 ml avjoniserat vatten. Eluatet filtrerades med ett 0,45 µm filter.

En jonkromatograf användes för att analysera halterna av anjoner (Cl^- och SO_4^{2-} -S) i eluatet. Halterna av Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn och Na analyserades med ICP AES. Eluatets pH och elektriska konduktivitet analyserades också.

Materialets TS uppskattades genom att en annan delmängd av provet torkades. L/S-kvoten (kvoten mellan mängden lakvätska (l) och mängden fast fas (kg)) under extraktionerna var genomgående något högre än 5, eftersom den naturliga vattenhalten (vikt-%) i proverna varierade mellan 10 och 22 %.

totalhalter

Halten av olika ämnen (Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Si, Sr, V och Zn) i jord/materialprover analyserades med både ICP AES och ICP MS efter syrauppslutning i mikrovågsugn. Ungefär 2 g torkat material användes.

3.1.4 Observationsrör

Observationsrör för provtagning av grundvatten i lermoränen utfördes med bandvagnar utrustade med skruvborr. Polyetenrör (PEH) med varierande diameter (40 och 50 mm) monterades i borrhållen. Den perforerade delen av rören (silen), som har varierat var mellan 1 och 2 m, placerades på olika djup i lermoränen (undergrunden). Observationsrör som placerats inom ramarna för miljökontrollprogrammet saknar filtersand runt silen och tätningar mot omgivande jordmaterial ovanför silen. Det finns således en risk för att flera vattenprover kan vara påverkade av kontaminerat vatten som har transporterats ned i moränen i mellanrummet mellan röret och borrhållet.

Under detta projekt (2007/08) har ytterligare ett antal observationsrör installerats. Efter borrhning och nedförandet av PE-röret i borrhålet, fylldes tomrummet kring silen med filtersand. Borrhålet runt röret tätades sedan med bentonit från silen upp till markytan.

Observationsrören har använts för att

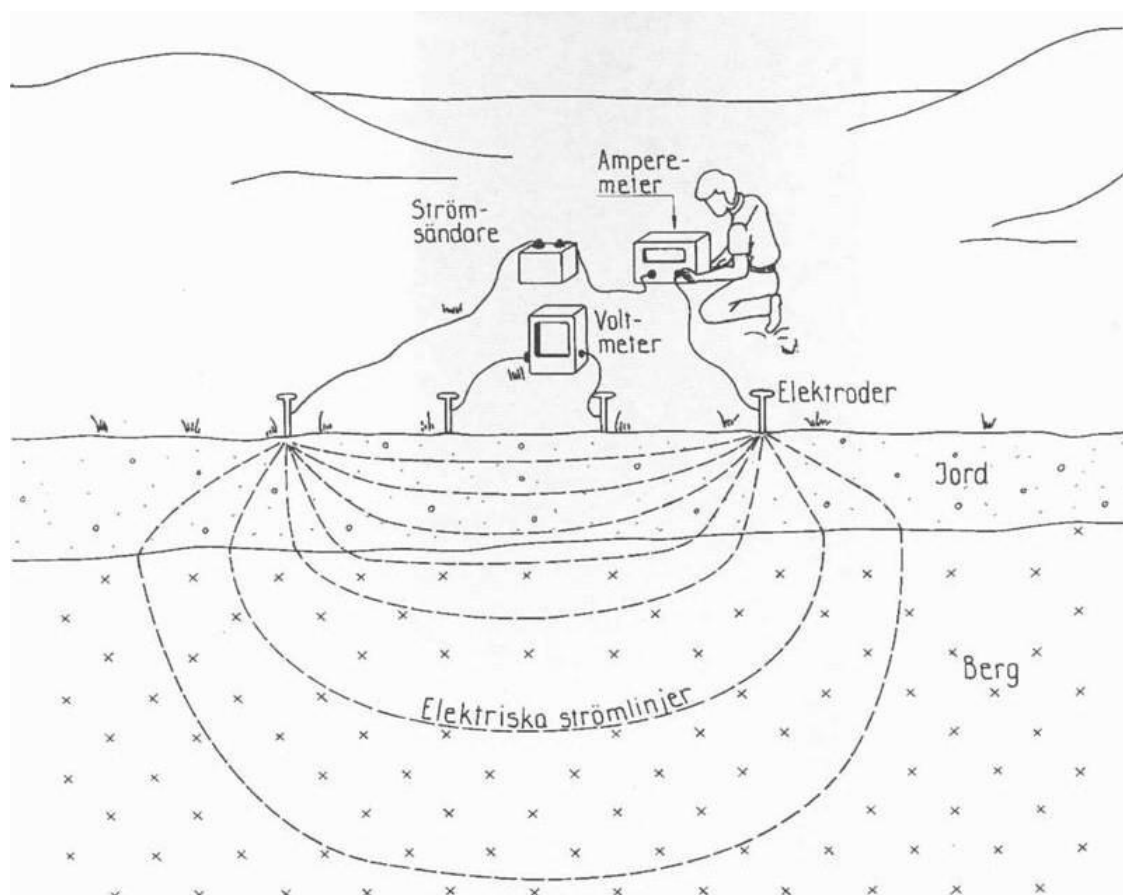
- mäta grundvattnets nivå
- samla in grundvattenprover
- enstaka slugtester

Grundvattennivåer i observationsrör har bara mätts under perioden maj 2007 till maj 2008.

3.1.5 Elektriska resistivitetsmätningar

Resistivitet är det samma som specifikt elektrisk motstånd, som är inversen av elektrisk konduktivitet (t.ex. [20]). Genom att resistiviteten varierar för olika geologiska material, kan variationer i resistivitet användas för att bygga upp bilder av markens struktur.

Den grundläggande principen för elektriska resistivitetsmätningar är att en ström sänds ut mellan två elektroder samtidigt som strömmen mäts mellan två andra (Figur 15). Genom att systematiskt variera mittpunkten för uppställningen och avståndet mellan elektroderna kan variationer hos markens resistivitet kartläggas [20].

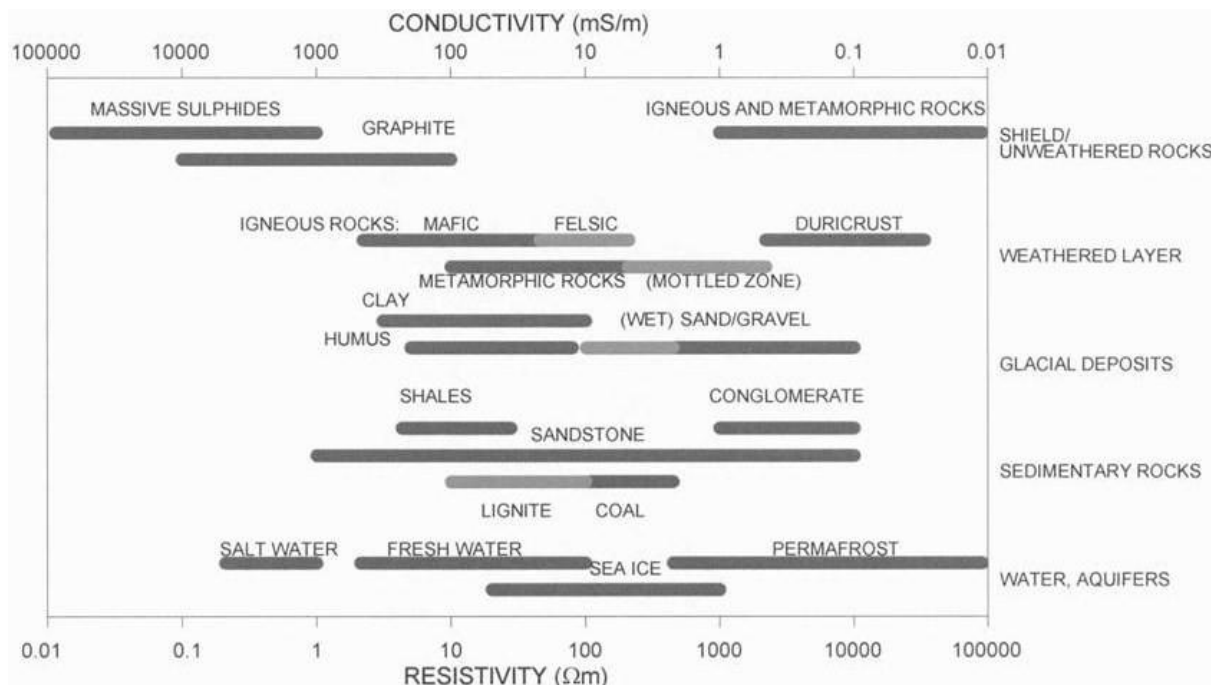


Figur 15. Princip för resistivitetsmätningar (från Dahlin et al. [20], efter Robinson och Coruh [21]).

Figure 15. Principle of resistivity measurements (from Dahlin et al.[20], after Robinson and Coruh [21]).

I torra jord- och bergarter är de flesta mineralkorn i praktiken isolatorer, vilket betyder att resistiviteten styrs av vatteninnehållet (Figur 16). Mängden vatten samt innehållet av lösta joner och deras fördelning i materialet blir då viktigt. Lermineral kan också minska resistiviteten i mark, eftersom de fungerar som ledande partiklar. Detta medför att leriga

jordar normalt har låga resistiviteter medan grus och sand med färskvatten i porutrymmena har högre resistivitet.



Figur 16. Resistiviteter i naturliga berg- och jordmaterial (från Dahlin et al. [20], efter Palacky [22]).

Figure 16. Resistivity in natural rock and soil materials (from Dahlin et al. [20], after Palacky [22]).

Resistiviteten hos kvartära moränleror kring Århus, Danmark, varierar mellan 30 och 70 Ωm enligt Sandbjerg [23]. Kvartära sandavlagringar inom samma område uppvisade en resistivitet som låg över 200 Ωm . På en fältlokal i Tornhill ca två kilometer norr om Lund varierade resistiviteten hos en lermorän mellan 20 och 50 Ωm (genomsnittsvärde ca 30 Ωm) ned till ungefär 4,5 meters djup [249]. Lermoränen förekom även på djupare nivåer, men resistiviteten ökade snabbt till ungefär 100 Ωm . En orsak till höjningen kan vara ett ökat inslag av grövre korn, en annan kan vara ökad packning. På djupare nivåer, ned mot 6 meter, ökade också inslaget av flinta i moränen. Resistivitesmätningar söder och norr om Limhalms kalkbrott (ca 5 km nordväst om undersökningsområdet) indikerar resistiviteter ner mot 50 Ωm i moränlagren [25]. Enligt jordartskarta Trelleborg NV/Malmö SV så dominerar lermorän (morängrovlera) med inslag av lerig sandig moig morän de ytliga jordarna i detta område.

3.1.5.1 Sondering

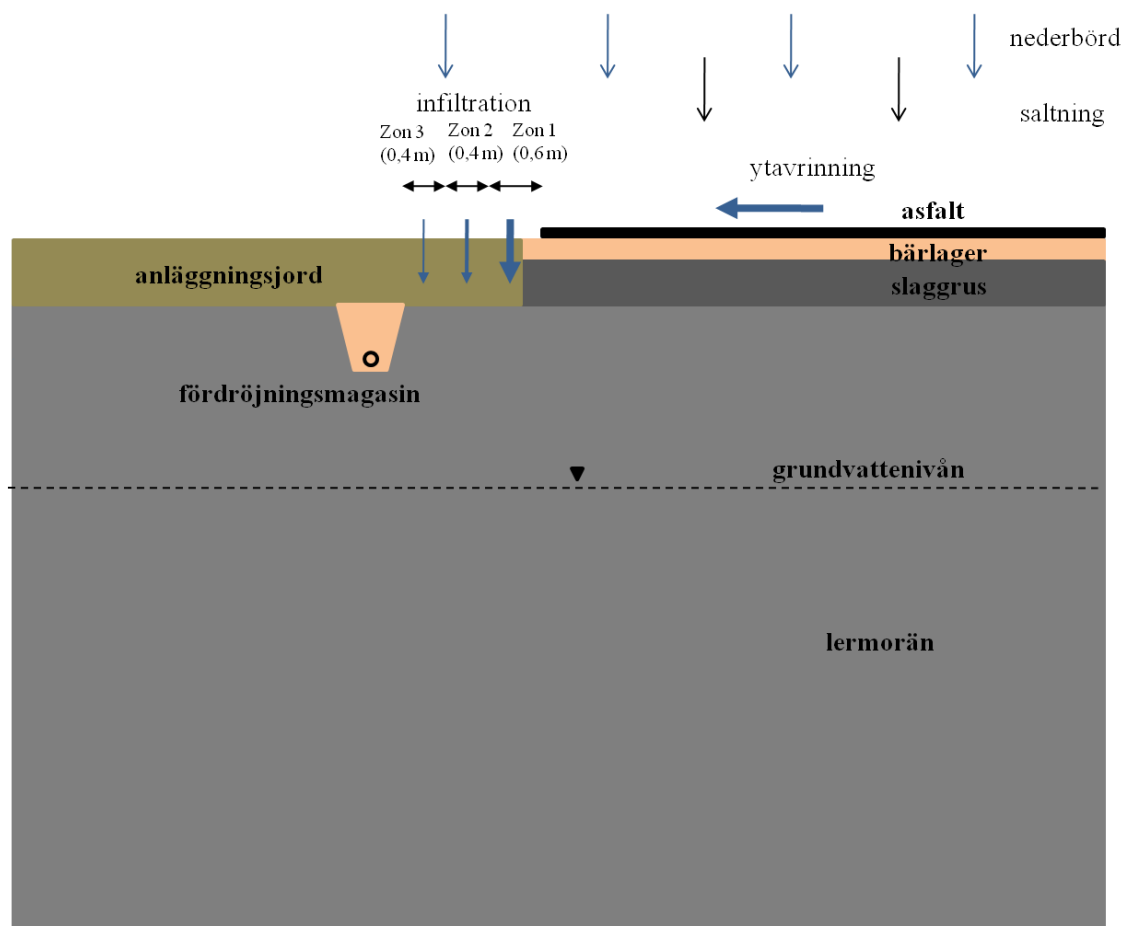
Vid vertikala sonderingar av markens resistivitet användes en traditionell cpt (cone penetrating test)-utrustning. Sonden har möjlighet att mäta den skenbara konduktiviteten tillsammans med konventionella geotekniska cpt-parametrar som spetstryck, mantelfriktion och porttryck. Den skenbara konduktiviteten räknades sedan om till skenbar resistivitet.

3.1.5.2 Yttäckande mätningar

Vid yttäckande elektriska resistivitetsmätningar användes ett datorstyrt mätsystem av typen ABDEM Lund Imaging System. Mätningarna utfördes längs parallella linjer med 0,5 meters avstånd och 0,5 meters elektronavstånd för att öka upplösningen nära ytan. Den första linjen började vid asfaltkanten. En s.k. pol-dipol uppställning användes för att öka den vertikala upplösningen. Linjerna var 10 meter långa. Målet för mätningarna var att undersöka jordlagrens struktur och att identifiera emissioner av salter i randzonerna i delområde On Off och K-Rauta. Mätresultaten (skenbar resistivitet) används sedan för skapa 3-dimensionella modeller av markens elektriska egenskaper genom invers modellering med programvaran Res3dinV.

3.2 Numerisk modellering

Numeriska modeller användes för att simulera spridningen av klorid och andra mobila ämnen. Simuleringar av två förenklade emissionsscenarier användes som stöd vid utvärderingen av fältundersökningarna (se bilaga E). Det ena scenariot (Scenario 1) beskriver spridningen av klorid i randzonen utanför en asfalterad yta (Figur 17). Infiltrationen av dagvatten som runnit av på asfaltytan koncentreras till en zon utanför asfaltkanten. Randzonen avvattnar en 6 m bred asfaltyta. Fem olika simuleringar användes för att utvärdera betydelsen av olika emissionskällor (vägsalt och slaggrus) och ett fördröjningsmagasin i randzonen för masstransporten av klorid i marken när lermoränen är anisotrop med olika hydrauliska egenskaper i olika riktningar. Den vertikal hydrauliska konduktiviteten sattes till 10^{-9} m/s (se kap. 2.3) och den horisontella hydrauliska konduktiviteten sattes till 10^{-7} m/s (se kap. 5.3). Kanaler och sprickor i den övre delen av lermoränen som kan öka genomsläppligheten beaktades inte. Två olika grundvattennivåer användes, 2 respektive 6 m. Simuleringar av utlakningen av klorid från slaggrus baseras på erfarenheter från ett laboratorieförsök med slaggrus, se [26].

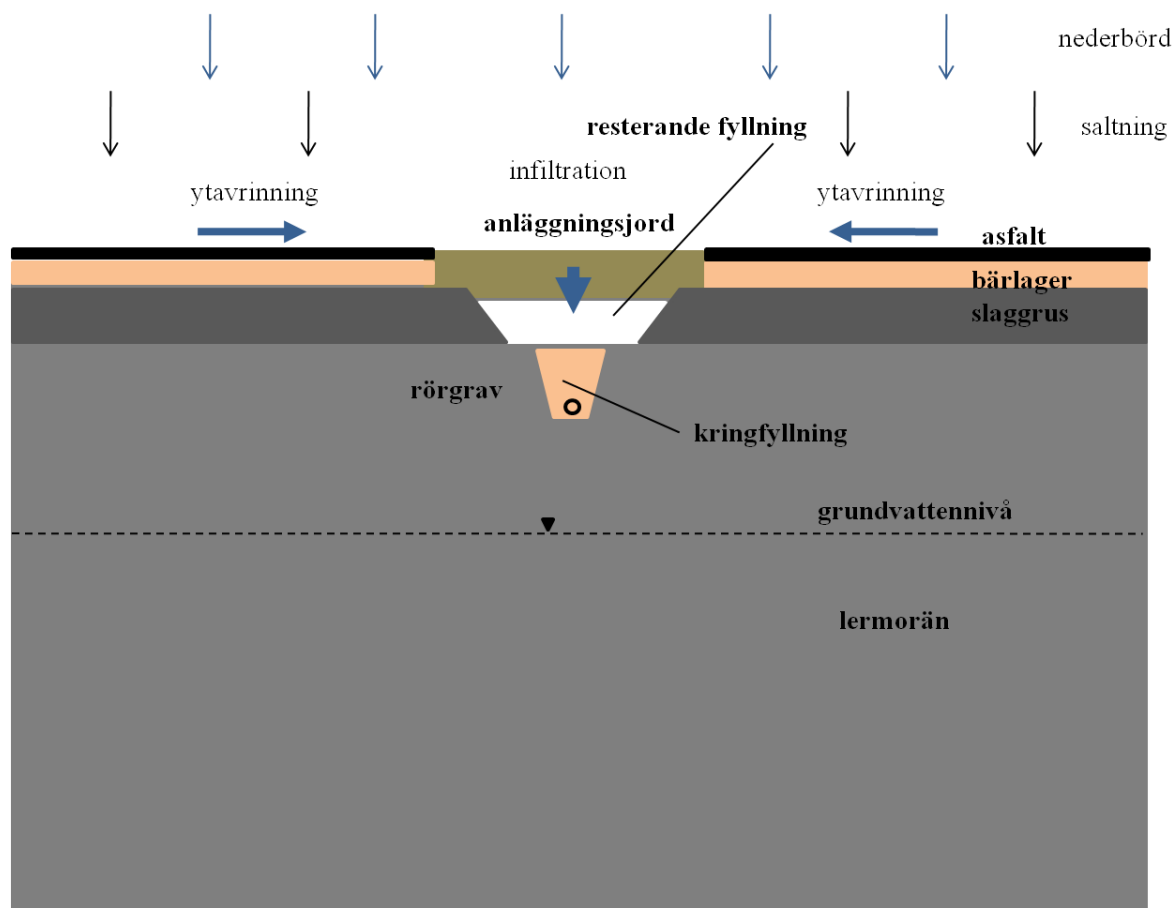


Figur 17. Schematisk modell av emissionsscenario 1.

Figure 17. Schematic model of emission scenario 1.

Det andra scenariot (Scenario 2) beskriver spridningen av klorid från ett dränerat födröjningsmagasin (Figur 18). Magasinet avvattnar 8 meter asfaltsbeläggning på varje sida om magasinet. I botten på magasinet finns ett dräneringsrör (diameter 100 mm) och markytan är bevuxen med gräs. Tre olika simuleringar användes för att utvärdera masstransporten av klorid från ett födröjningsmagasin när lermoränen är anisotrop med olika hydrauliska egenskaper i olika riktningar.

Simuleringarna har utförts med Hydrus (2D/3D) som är ett programpaket för simuleringar av vattenflöden och ämnestransporter [27]. Programmet löser Richards ekvation för vattenflöden vid varierande vattenmättnadsgrad och advektions- och dispersionsekvationen för ämnestransporter. Beräkningsmodellerna samt parametervärden, initialvillkor och randvillkor för olika simuleringar beskrivs mer ingående i bilaga E. Spridningen av klorid och andra konservativa ämnen efter 2, 4 och 8 år under olika simuleringar redovisas i bilaga F.



Figur 18. Schematisk modell av emissionsscenario 2.

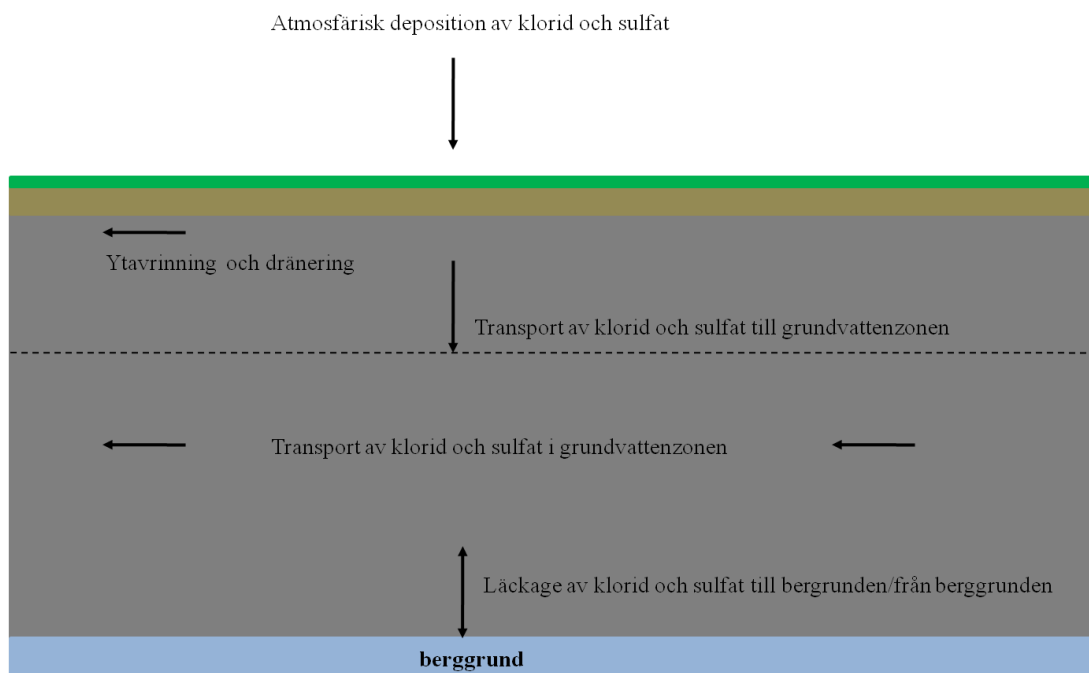
Figure 18. Schematic model of emission scenario 2.

3.3 Flöden av klorid och sulfat

Innan uppförandet av hårdgjorda ytor (asfaltsbeläggningar och tak) inom undersökningsområdet så var marken gräsbevuxen. Halterna av klorid och sulfat i grundvatten från moränen (se tabell 4) var på ungefär samma nivå som halterna i grundvatten från berggrundsakvifären (Tabell 1).

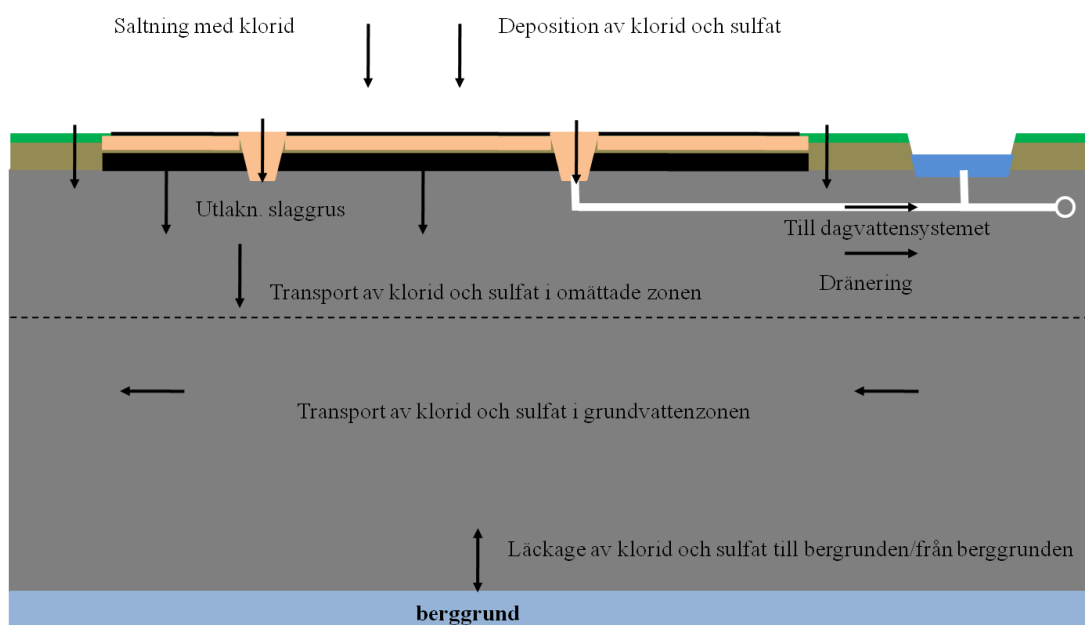
Uppförandet av hårdgjorda ytor kommer att påverka klorid- och sulfatflödena i området. De största förändringar kommer troligen att koncentreras till de övre marklagren.

Före exploateringen tillfördes undersökningsområde klorid och sulfat genom atmosfärisk deposition (Figur 19). I och med exploateringen av området uppstod nya flöden av klorid och sulfat, dels tillfälliga flöden av klorid och sulfat under byggnadsfasen (t.ex. i samband med användningen slaggrus), dels återkommande flöde av klorid vid användning av vägsalt för halkbekämpning (Figur 20).



Figur 19. Förenklad beskrivning av klorid- och sulfatflöden före exploateringen.

Figure 19. Simplified description of chloride and sulfate fluxes before the exploitation.



Figur 20. Förenklad beskrivning av klorid- och sulfatflöden efter exploateringen.

Figure 20. Simplified description of chloride and sulfate fluxes after the exploitation.

Uppförandet av system för avledning av dagvatten kommer emellertid att medföra att en stor del av det ökade inflödet av klorid och sulfat kommer att ledas bort från området via dagvattenssystemet. Det finns emellertid en risk för att flödet av klorid och sulfat ner i lermoränen och till grundvattnet i moränen kan öka. Den skyddsvärda naturresursen vid undersökningsområdet utgörs emellertid av grundvattensakvifären i berggrunden under lermoränen.

Flödet av klorid och sulfat mellan moränen och berggrunden kommer att styras av skillnaderna mellan grundvattennivån i moränen och trycknivån i berggrundsakvifären.

4 Mät- och provtagningspunkter

4.1 Observationsrör

Sammanlagt 18 observationsrör (Tabell 2) har placerats ut inom undersökningsområdet (Figur 21). Inom delområde Bauhaus finns 4 rör; Bauhaus N, O, S och V. Placeringen av Bauhaus O ändrades i samband med att en tillfartsväg asfalterades. Delområde On Off har idag 5 observationsrör; On Off N, O, S, V och V2. Rör V2 installerades så sent som april 2008. Inom delområde K-Rauta finns idag 8 rör; N, N2, O, S, S2, S3, V, V2 och V3. Flera av rören används inte idag.

Tabell 2. Observationsrör.

	installation	markyta	rördjup	perforering		Anm.
	år	möh ^b	^c	^c	möh ^b	
Bauhaus N	2000	27,4				
Bauhaus O	2000	28,1				
Bauhaus S	2000	28,1	3,40	2,40 – 3,40	24,70 – 25,70	
Bauhaus V	2000	27,4				
On Off N	2001	28,4	4,19	3,19 - 4,19	24,21 – 25,21	
On Off NV	2008	28,2 ^a	4,3	3,3 – 4,3	23,9 – 24,9	filtersand, bentonit
On Off O	2001	28,6	4,45	3,45 – 4,45	24,15 – 25,15	
On Off S	2001	-				
On Off V	2001	27,8	3,72	2,72 – 3,72	24,08 – 25,08	
On Off Vextra	2007	27,8 ^a				
K-Rauta N	2005	28,5				
K-Rauta NV	2007	28,5 ^a	3,60	2,60 – 3,60	24,9 – 25,9	filtersand, bentonit
K-Rauta O	2005	28,7	6,17	5,17 – 6,17	22,53 – 23,53	
K-Rauta S1	2005	28,4	5,45	4,45 – 5,45	22,95 - 23,95	
K-Rauta S2	2007	28,4 ^a	6,00	5,0 – 6,0	22,4 – 23,4	filtersand, bentonit
K-Rauta S3	2007	28,4 ^a	9,00	7,0 - 9,0	29,4 – 21,4	filtersand, bentonit
K-Rauta V1	2005	28,3	6,0	5,0 – 6,0	22,3 – 23,3	
K-Rauta V2	2007	28,3 ^a	5,0	4,0 – 5,0	23,3 - 24,3	filtersand, bentonit
K-Rauta V3	2007	28,3 ^a	5,0	4,0 – 5,0	23,3 - 24,3	filtersand, bentonit
Referens	2008		5,0	4,0 - 5,0		filtersand, bentonit

^a uppskattad nivå, ^b meter över havsytan, ^c meter under markytan



Figur 21. Undersökningsområdet med observationsrör (svarta prickar).

Figure 21. The study area with ground water pipes (black dots)

De fyra första observationsrören placerades ut i samband med byggandet av Bauhaus under 2000. Rören installerades i randzonerna (grönytor) några meter utanför asfaltkanten i anslutning till parkeringsplatser och körbanor. Rören placerades ut ungefär mitt på den västra randzonen (Bauhaus V), i det nordvästra hörnet (Bauhaus N), i det nordöstra hörnet (Bauhaus N) och ungefär mitt på den södra randzonen (Bauhaus S). Nollprover samlades in under anläggningsarbetet för att bedöma bakgrunds nivåerna i grundvattnet.

Nästa uppsättning med observationsrör installerades i samband med byggandet av parkeringsytorna i anslutning till butikerna på delområde On Off, dvs. On Off, Rusta och Siba, under 2001. Rören installerades i den östra (On Off O), norra (On Off N), västra (On Off V) och södra (On Off S) randzonen. Nollprover samlades in under anläggningsarbetet för att bedöma bakgrunds nivåerna i grundvattnet. Rör On Off S slopades i samband med anläggandet av nya asfaltytor och det ersattes av rör K-Rauta N i kontrollprogrammet. Observationsrör On Off NV installerades under april 2008.

Under 2005 installerades 4 observationsrör i samband med byggandet av parkeringsytor vid K-Rauta. Tre av rören installerades i den östra (K-Rauta O), västra (K-Rauta V) och södra (K-Rauta S) randzonen, medan K-Rauta N installerades i en asfalterad körbana. Nollprover samlades in under anläggningsarbetet för att bedöma bakgrundsnivåerna i grundvattnet. Delområdet har senare kompletterats med 4 nya rör som installerades under november och december 2007.

I de senast installerade observationsrören i delområde On Off och K-Rauta har hålrummet runt röret fyllts med filtersand nere vid silen och med bentonit från silen upp till markytan. Detta gjordes för att förhindra läckage av förorenade dagvatten och lakvatten ner i moränen utmed röret.

Ett observationsrör har även installerats väster om undersökningsområdet Bauhaus (Referens i figur 21). Röret placerades vid en parkeringsyta som saknar slaggrus i överbyggnaden.

4.2 Jordartsprofiler

Ett antal jordartsprofiler (j1-j12) har analyserats i samband med skruvborrningar vid installationer av observationsrör och vid separata jordprovtagningar. Positionerna för borrningarna finns utmärkta i figur 22.



Figur 22. Analyserade jordartsprofiler inom undersökningsområdet (svarta prickar).

Figure 22. Analyzed soil profiles in the study area (black dots).

4.3 Resistivitets sonderingar

Resistivitetssonderingar (s1-s11) har utförts vid ett antal punkter (Figur 23). Punkterna ligger i anslutning till observationsrör i randzonerna samt i kanten av fördröjningsmagasin inom delområdena On Off och K-Rauta.



Figur 23. Utförda resistivitetssonderingar inom undersökningsområdet (svarta prickar).

Figure 23. Performed resistivity soundings in the study area (black dots).

4.4 Yttäckande resistivitetsmätningar

Yttäckande resistivitetsmätningar (geo1 – geo3) har utförts på 3 områden i randzonerna utanför asfaltsbeläggningar; vid observationsrör On Off V, On Off och On Off S (Figur 24).



Figur 24. Utförda yttäckande resistivitetsmätningar inom undersökningsområdet (streckade svarta linjer).

Figure 24. Performed surface resistivity measurement in the study area (black dashed lines)

5 Grundvatten

Observationsrören har använts för att utvärdera grundvattennivåer i lermoränen, moränens hydrauliska egenskaper och grundvattnets kvalitet. En stor mängde data har samlats under det pågående kontrollprogrammet. Vissa kompletterande provtagningar och analyser har även utförts under detta projekt. Resultat från kemiska analyser av grundvattenprover och nivåmätningar redovisas i bilaga 1 respektive 7.

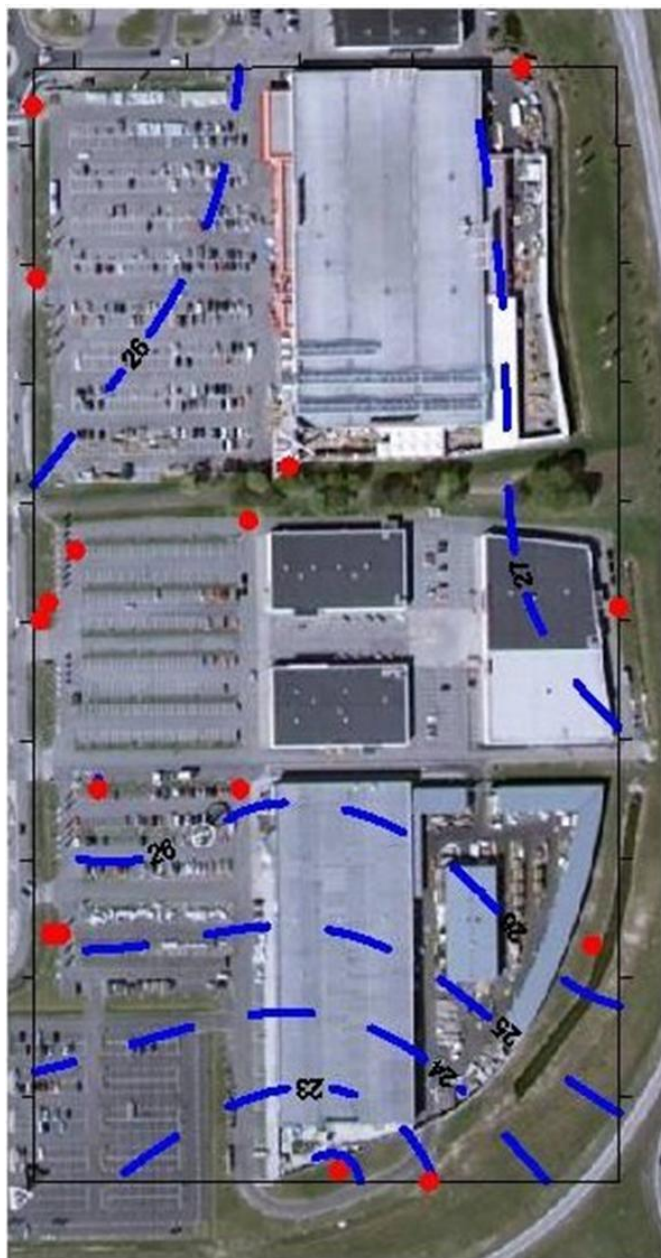
5.1 Grundvattennivåer

Grundvattnets nivåer i moränen från ett mättillfälle (juni 2008) redovisas i figur 25. Vid detta tillfälle mättes nivåerna i alla observationsrör utom i rör On Off S och K-Rauta S1. Observationsrör On Off S ersattes efter 43 månader (från första mätningen vid Bauhaus) med rör K-Rauta N. Observationsrör K-Rauta S2 kunde inte användas eftersom det var fyllt med vatten ända upp till markytan.

Intervallet för nivåerna som uppmätts i de olika observationsrören sammanfattas i tabell 3 (alla värdena redovisas i bilaga 7). Vid övriga mättillfällen har färre observationsrör använts. Orsakerna har varit flera. Observationsrör Bauhaus V och O har bara använts vid ett tillfälle. Flera observationsrör (On Off Vextra, K-Rauta S2 och S3, K-Rauta V2 och V3 samt K-Rauta NV) installerades under perioden november till december 2007. Observationsrör On Off NV installerades under april 2008.

Även om grundvattennivåerna varierar mellan olika mättillfällen så beskriver figur 25 de dominerande hydrauliska gradienterna inom undersökningsområdet. Detta innebär att de högsta grundvattennivåerna återfinns i områdets östra delar, vid fördröjningsdammarna. Inom delområde Bauhaus och On Off förekommer relativt små variationer. Nivåerna kan möjligen minska mot rondellen nordväst om delområde Bauhaus. Grundvattennivåerna i observationsrör inom delområde On Off påverkas sannolikt av vattengången i närliggande dräneringsrör. Vattengången för utloppen i det öppna fördröjningsmagasinet (ca 3,5 m öster om On Off O) varierar mellan 27,15 och 27,1 möh, enligt en planritning över området, vilket är något lägre än de uppmätta nivåerna i rör On Off O. Vattengången i dräneringsrör i fördröjningsmagasinet vid observationsrör On Off V varierar mellan 26,60 och 26,67 möh, vilket är i överkanten av de uppmätta nivåerna i On Off V. Vattengången för dräneringsrör i fördröjningsmagasinet norr om observationsrör On Off NV är ungefär 27 möh, vilket är något högre än den uppmätta nivån i On Off NV.

De största hydrauliska gradienterna i lermoränen inom undersökningsområdet kan noteras inom delområde K-Rauta, där grundvattennivåerna sjunker mot söder, dvs. mot den Yttre Ringleden.



Figur 25. Grundvattennivåer (möh) inom undersökningsområdet under juni 2008. Vid detta tillfälle mättes nivåerna i alla observationsrör i tabell 2, utom On Off S och K-Rauta S2.

Figure 25. Groundwater levels (meter above sea level) in the study area in June 2008. On this occasion, the levels were measured in all ground water pipes in table 2, except On Off S och K-Rauta S2.

Tabell 3. Grundvattennivåer i observationsrören.

	trycknivå (max)	trycknivå (min)	Anm.
	möh	möh	
Bauhaus N	25,4	25,0	
Bauhaus O	27,2 ^a		
Bauhaus S	26,9	26,5	
Bauhaus V	25,7 ^a		
On Off N	27,0	26,5	
On Off NV	26,2 ^a		
On Off O	27,6	27,2	
On Off S			ersatt av K-Rauta N
On Off V	26,7	26,3	
On Off Vextra	26,3 ^a		
K-Rauta N	26,9	26,1	tveksam funktion
K-Rauta NV	27,0	26,8	
K-Rauta O	27,0	26,5	
K-Rauta S1	23,0	< 23,0	ofta torrt
K-Rauta S2			
K-Rauta S3	21,8 ^a		
K-Rauta V1	25,4	24,7	
K-Rauta V2	25,3	25,1	
K-Rauta V3	25,1	25,0	

^a endast en mätning

Avsänkningen av grundvattenytan i moränen inom delområde K-Rauta är med största sannolikhet kopplad till uppförandet av trafikplats Petersborg. Avsänkningen skulle kunna bero på minskade trycknivåer i kalkberggrunden mellan infiltrationsbrunnen mellan delområdena On Off och K-Rauta och uttagsbrunnarna i broläget (se figur 14). Isolinjerna i figur 25 tyder däremot på att grundvattenflödet i moränen är riktat mot vägskärningen längs yttre Ringleden. Grundvattenläckaget från moränen till kalkberggrunden är sannolikt litet inom hela undersökningsområdet, även inom delområde K-Rauta, eftersom de sjunkande grundvattennivåerna i moränen i hög grad sammanfaller med minskande trycknivåer i kalkberggrunden. Skillnaderna kan emellertid ha varit större under de inledande faserna av brobygget och de temporära sänkningarna av trycknivån i berggrunden.

5.2 Vattenkvalitet

En uppskattning av den naturliga kvaliteten på grundvatten från lermoränen vid undersökningsområdet redovisas i tabell 4. Uppskattningen baseras på ”nollprover” från de olika delområdena som samlades in i samband med anläggandet av parkeringsplatserna samt ett vattenprov från ett referensrör väster om undersökningsområdet (Figur 21). Bakgrundshalterna av klorid, sulfat och bikarbonat i ”nollproverna” och halterna i referensvattenprovet (Tabell 4) ligger på ungefär samma nivå som halterna i vattenprover från bergbrunnar (Tabell 1).

Tabell 4. Bakgrundsnivåer för olika delområdena och halter i referensröret (Figur 21).

	Bauhaus	On Off	K-Rauta	Totalt		Referens
	min-max	min-max	min-max	medelv.	min-max	
Kond (mS/m)	6 - 92	64 – 79	68 -69	69	6 -92	61
HCO ₃ (mg/l)	190-500	340-740	310-340	414	190-740	-
Cl (mg/l)	13 -54	16 – 42	22 - 31	27	6 – 68	23
SO ₄ (mg/l)	25-110	31-81	66 - 75	52	25 -110	33
Cd (µm/l)	0,08-0,43	< 0,05	<0,02-0,04	<0,05 ^a	<0,02-0,43	< 0,02
Cu (µm/l)	2,8-8,2	0,89-1,0	1,1-1,3	1,2 ^a	0,89-8,2	1,0
Pb (µm/l)	0,09-0,42	< 0,06	<0,05-0,19	0,075 ^a	<0,05-0,42	0,02
Zn (µm/l)	5,7-11	< 2	5,6-11	5,65 ^a	<2 - 11	1,1

^a medianvärde

Klorid- och sulfathalterna i tabell 5 och 6 tyder på snabba och bestående förändringar av salthalterna i grundvatten som samlats in från flera olika observationsrör i delområde Bauhaus och On Off. Stora förändringar kunde noteras redan efter 4 till 10 månader. Långsammare, mera gradvisa förändringar kan noteras för grundvattenprover från de västra randzonerna i delområde On Off och K-Rauta (rör On Off V och K-Rauta V1), se tabell 6 och 7. Grundvattenproverna från den östra randzonen i delområde K-Rauta (rör K-Rauta O) har däremot i stort sett behållit bakgrundsnivåerna under hela provtagningsperioden (Tabell 7). Det är däremot svårare att finna entydiga förändringar av koncentrationerna av andra ämnen som t.ex. Cd, Cu, Pb och Zn, även om medelvärdena och medianvärdena för Cu och Zn i tabell 6 tyder på förhöjda halter efter anläggningsfasen inom delområde On Off.

Tabell 5. Halterna av klorid och sulfat i vattenprover från observationsrör Bauhaus N, O, S och V mellan augusti 2000 och april 2008. De första värdena (0 månader) visar bakgrundshalter av klorid och sulfat för delområde Bauhaus.(övre tabellen) Klorid- och sulfathalter i vattenprover från observationsrör i delområde Bauhaus.(undre tabellen) Medelvärden och medianvärden (inom parentes) för uppmätta halter av klorid, sulfat, Cd, Cu, Pb och Zn i olika observationsrör.

Månader	Bauhaus N		Bauhaus O		Bauhaus S		Bauhaus V	
	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat
	mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
0	54	110	22	25	21	32	13	37
10	230	410	1692	160	380	100	220	150
22	96	75	910	52			690	220
40		310	290	37	280	310	300	150
42		307	180	33	293	305	388	138
43	270	320			540	390	430	110
57	220	350	790	160	180	140	1600	540
60	220	300	630	150	310	400		
69	259	340	1000	140	630	180	580	84
73	190	250	950	130	420	260	220	96
84	257	260	1200	130	2900	410		
92	260	260	1300	130	140	130	300	55

	klorid	sulfat	Cd	Cu	Pb	Zn
	mg/l		µm/l	µm/l	µm/l	µm/l
Bauhaus (nollprov)	28 (22) 13-54	51 (35) 25 -110	0,17 (0,08) 0,08-0,43	4,5 (3,6) 2,8-8,2	0,25 0,2-0,42	8,4 5,7-11
Bauhaus N	206 (225) 54-270	274 (304) 75 -410	<0,26 (0,16) 0,03- <0,2	58 (4,2) 0,74-610	<3,7 (<0,5) <0,05-34	45 (8,2) 2,2-430
Bauhaus O	815 (910) 22-1692	104 (130) 25-160	<0,11 (<0,09) 0,03-<0,2	3,2 (3,1) 2,2-4,7	<0,35 (<0,16) <0,06-1,1	20 (10) 1,7-66
Bauhaus S	554 (310) 21-2900	242 (260) 32 -410	<0,15 (<0,06) <0,02-1,0	<2,1 (2) <0,2-6,1	<1,9 (<0,2) < 0,05-17	16 (10) 3 -51
Bauhaus V	474 (344) 113-1600	158 (124) 37-540	<0,38 (<0,07) 0,02-2,4	6,5 (4,8) 0,86-23	<2,5 (<0,53) 0,06-20	34 (14) 4,1-160

Tabell 6. Halterna av klorid och sulfat i vattenprover från observationsrör On Off N, NV, O, S och V mellan juli 2001 och april 2008. De första värden (11 månader efter den första vattenprovtagningen i delområde Bauhaus) visar bakgrundshalter av klorid och sulfat för delområde On Off. (övre tabellen) Klorid- och sulfathalter i vattenprover från observationsrör i delområde On Off. (undre tabellen) Medelvärden och medianvärden (inom parentes) för uppmätta halter av klorid, sulfat, Cd, Cu, Pb och Zn i olika observationsrör.

Mån.	On Off N		On Off NV		On Off O		On Off S		On Off V	
	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat
	mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
11	42	32			23	81	16	32	30	31
15	340	230			900	470	410	270	46	33
22	300	1200			310	250	1100	810	87	39
29					430	370	950	1310	170	87
40	1200	560			780	310	960	980	160	65
41	1540	765			679	329	1180	873	154	56,9
42	920	770			600	310	1100	790	160	65
43	1200	720			710	150	740	860	200	70
57	1300	690			630	160			480	100
60	1200	670			1100	130			320	86
69	310	110			1500	130			360	170
73	860	210			2400	93			450	130
84	1000	440			850	78			750	110
92	920	450	437	312	550	210			700	130

	klorid	sulfat	Cd	Cu	Pb	Zn
	mg/l		µm/l	µm/l	µm/l	µm/l
On Off (nollprov)	28 (27) 16 - 42	44 (32) 31 -81	< 0,05	0,95 (0,96) 0,89-1,0	< 0,06	< 2
On Off N	856 (920) 42 - 1540	527 (560) 32 - 1200	<0,086 (<0,05) <0,02- <0,2	4,0 (3,5) 0,93-8,9	<0,60 (<0,44) < 0,06 – 3,7	11 (9,5) < 2-53
On Off O	819 (695) 23-2400	219 (185) 78-470	<0,089 (<0,05) <0,04- <0,2	2,1 (2,3) 0,98-3,3	<0,40 (<0,39) <0,06-1,1	11 (4,6) 1,2-30
On Off S	807 (955) 16-1180	741 (832) 32-1310	<0,091(<0,085) 0,02-<0,2	6,5 (5,3) 1,0-13	<0,77 (<0,55) <0,06-3,1	7,4 (3,2) <2 - 21
On Off V	291 (185) 30-750	84 (78) 31-170	<0,081(<0,045) <0,02-0,29	1,8 (1,5) 0,71-4,7	<0,69 (<0,1) <0,05-2,78	5,7 (4,2) 1,5-15

Tabell 7. Halterna av klorid och sulfat i vattenprover från observationsrör K-Rauta N, NV, O, S1, S2, S3, V1, V2 och V3 mellan maj 2005 och april 2008. De första värden (57 månader efter den första vattenprovtagningen i delområde Bauhaus) visar bakgrundshalter av klorid och sulfat för delområde K-Rauta. (översta tabellerna) Klorid- och sulfathalter i vattenprover från observationsrör i delområde K-Rauta. (undre tabellen) Medelvärden och medianvärden (inom parentes) för uppmätta halter av klorid, sulfat, Cd, Cu, Pb och Zn i olika observationsrör.

Månader	K-Rauta N		K-Rauta NV		K-Rauta O		K-Rauta S1	
	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat
	mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
57	1300	810			22	66	68	230
60	1300	780			18	62		
69					26	62		
73					41	78		
79					94	75		
84	1200	630			28		270	140
87	770	460	720	620	140	24		
92			550	560		65		

Månader	K-Rauta S3		K-Rauta V1		K-Rauta V2		K-Rauta V3	
	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat	klorid	sulfat
	mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
57			31	75				
60			71	96				
69			260	180				
73			300	210				
79			440	320				
84			440	280				
87	770	460			660	910	670	1300
92	120	170	420	930	470	1200	340	820

	klorid	sulfat	Cd	Cu	Pb	Zn
	mg/l		µm/l	µm/l	µm/l	µm/l
K-Rauta (nollprov)	27 22-31	71 66-75	< 0,03 <0,02-0,04	1,2 1,1 – 1,3	< 0,12 <0,05-0,19	8,3 5,6-11
K-Rauta O	53 (28) 22-140	62 (65) 24-78	< 0,024 (<0,02) <0,02-0,04	4,9 (1,1) 0,79-25	< 0,1 (<0,05) <0,05-0,38	22 (5,6) 1,7-100
K-Rauta V	281 (300) 31-440	299 (210) 75-930	<0,033(<0,03) <0,02-0,05	1,4 (1,6) <0,4 – 1,8	<0,078(<0,05) <0,05-0,19	4,1 (2,6) <2 - 11

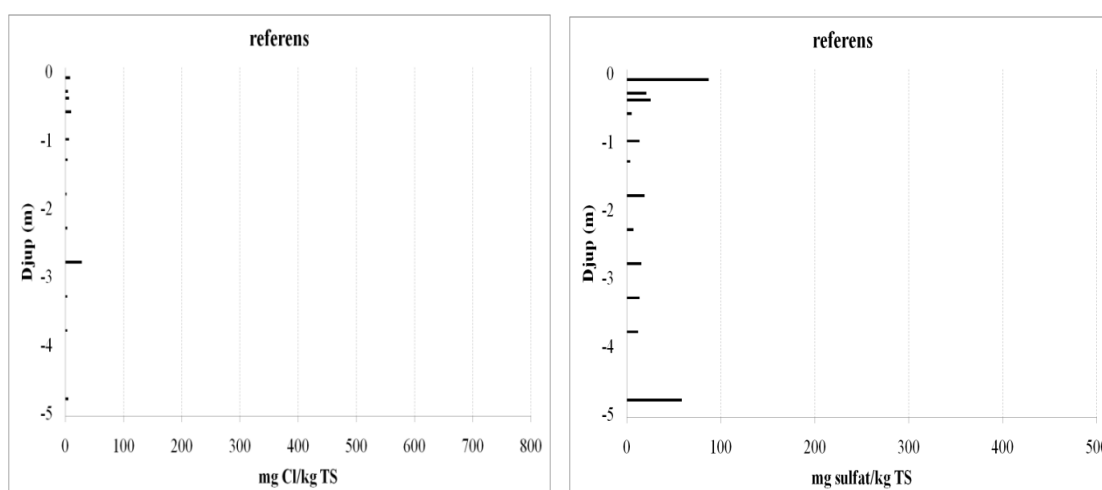
5.3 Hydraulisk konduktivitet

Enstaka slug-tester som utförts i observationsrör K-Rauta V2 och V3 tyder på att den horisontella hydrauliska konduktiviteten i lermoränen runt silen (perforerade delen av röret) på 4 till 5 meters djup varierar mellan 10^{-7} och $5 \cdot 10^{-7}$ m/s. Vid installationen av rören fylldes tomrummet runt silen upp med filtersand. Sedan tätades röret mot omgivande formationer upp till markytan med bentonit. Värdena är således högre än vad man skulle kunna förvänta sig i en lerig morän enligt figur 13. Horisontella linser och lager med grövre material kan dock öka den horisontella hydrauliska konduktiviteten betydligt. Dessa värden är ca 3 tiopotenser högre än den vertikala hydrauliska konduktiviteten som uppskattades av J&W [14]. Den vertikala hydrauliska konduktiviteten är dock troligen betydligt högre i de övre moränlagren nära markytan pga. fler kanaler och sprickor (se kap. 2.3).

6 Emissioner

Uppförandet av olika byggnader och anläggningar (asfalterade parkeringsytor och körbanor) leder till förändrade material- och ämnesflöden. I kap. 7.1. diskuteras hur flödet av klorid och sulfat har förändrats. Emissioner av olika ämnen från byggnader och anläggningar kommer i varierande grad att påverka innehållet av dessa ämnen i omgivande mark, luft och vatten. Effekterna i olika observationspunkter kan emellertid variera beroende på punktens placering i förhållande till olika emissionskällor och spridningsvägar.

När infiltrationskapaciteten i ett område reduceras av asfalterade ytor och tak och stora delar av dagvattnet avleds så kommer infiltrationen av vatten och nybildning av grundvatten att koncentreras till vissa punkter och zoner. Dessa infiltrations- och perkulationszoner kan också fungera som spridningsvägar för olika ämnen ned i grundvattnet. I det aktuella undersökningsområdet kan dagvatten som rinner av på asfaltsbeläggningar infiltrera i grönytor som bildar randzoner utanför beläggningarna. Fördröjningsmagasin för dag- och dräneringsvatten kan också fungera som infiltrationsmagasin, speciellt om de saknar dränering.



Figur 26. Vattenlösliga mängder av klorid och sulfat (mg/kg TS) i jordartsprofil Referens.

Figure 26. Water soluble quantities of chloride and sulfate (mg/kg TS) in soil profile Referens.

Mekanismerna för spridning av klorid och sulfat ner i marken och till grundvattnet har studerats för att öka förståelsen för de förändringar av grundvattnets kvalitet som iakttagits under kontrollprogrammet. Spridningen av klorid och sulfat i olika randzoner och vid fördröjningsmagasin har studerats liksom spridningen under en asfaltsbeläggning. Halterna i referensjordartsprofilen (Figur 26) vid observationsrör Referens (Figur 21) har använts som ett mått på bakgrunds nivåerna av klorid och sulfat i området.

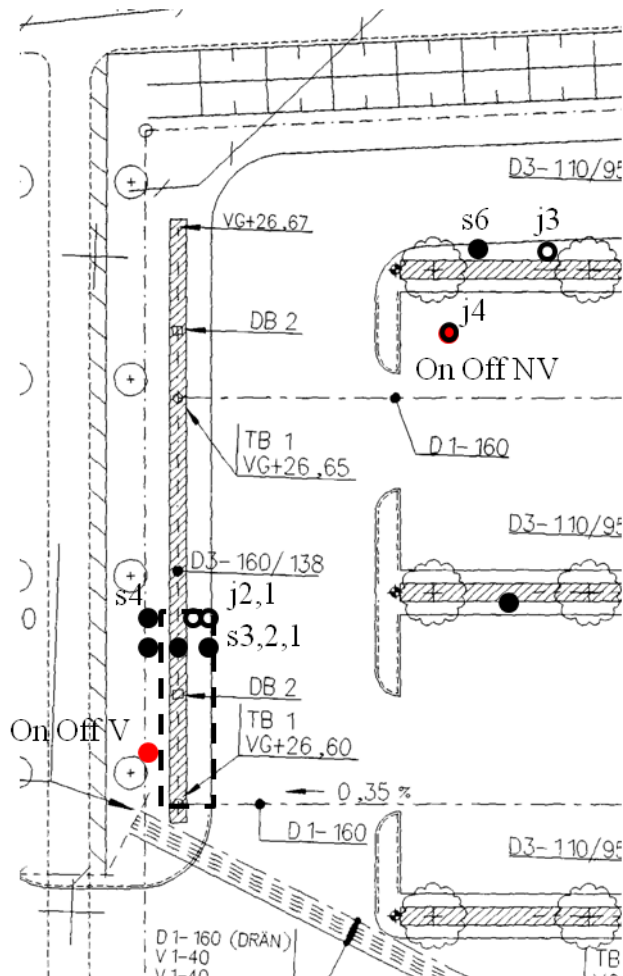
6.1 Emissioner vid randzonerna

Emissionerna av salter (klorid och sulfat) vid randzonerna har studerats i fem olika punkter, s.k. observationspunkter.

- On Off V
- On Off N
- On Off O
- K-Rauta V
- K-Rauta S

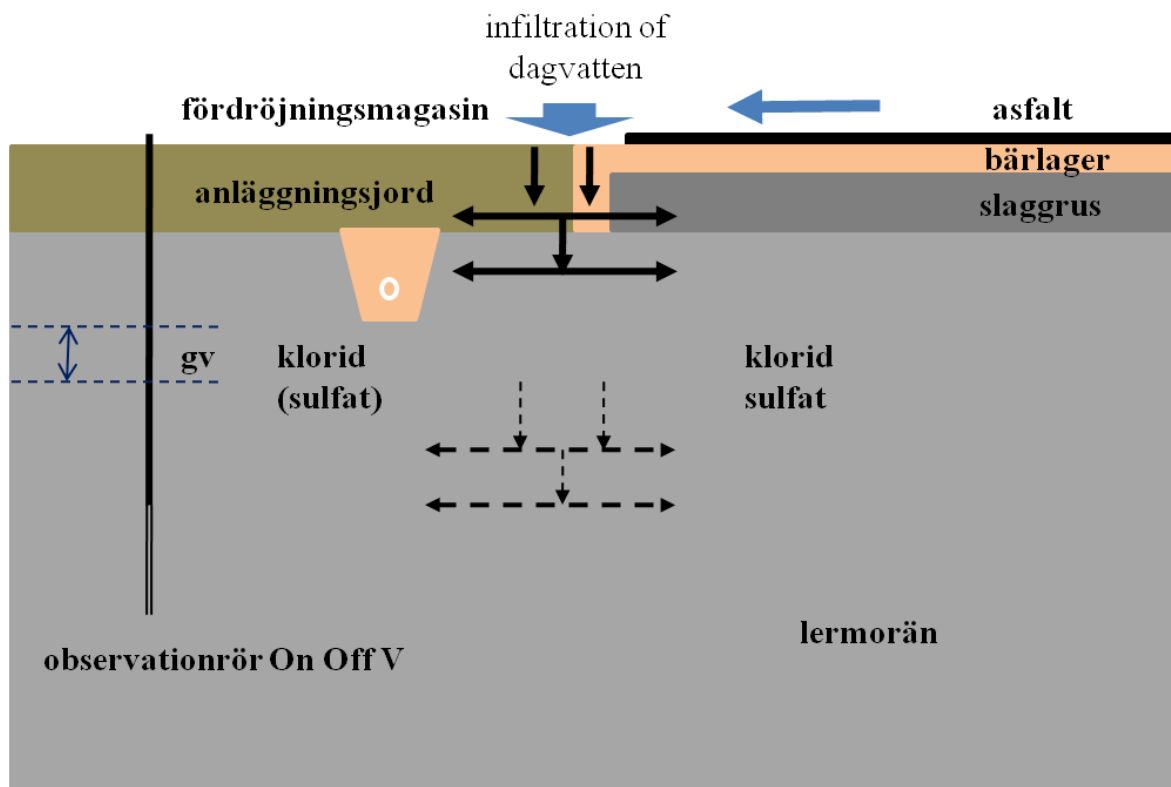
6.1.1 *Observationspunkt On Off V*

Observationspunkt On Off V är placerad utmed den västra randzonen av delområde On Off (Figur 27). Undersökningen baseras på resultat från ett observationsrör (On Off V), två analyser av jordartsprofiler (j1 och j2), fyra resistivitetssonderingar (s1-s4) och en yttäckande resistivitmätning (geo 1). Jordartsprofil j4 användes för att beskriva lagerföljden under asfaltsbeläggningen, öster om observationspunkten.



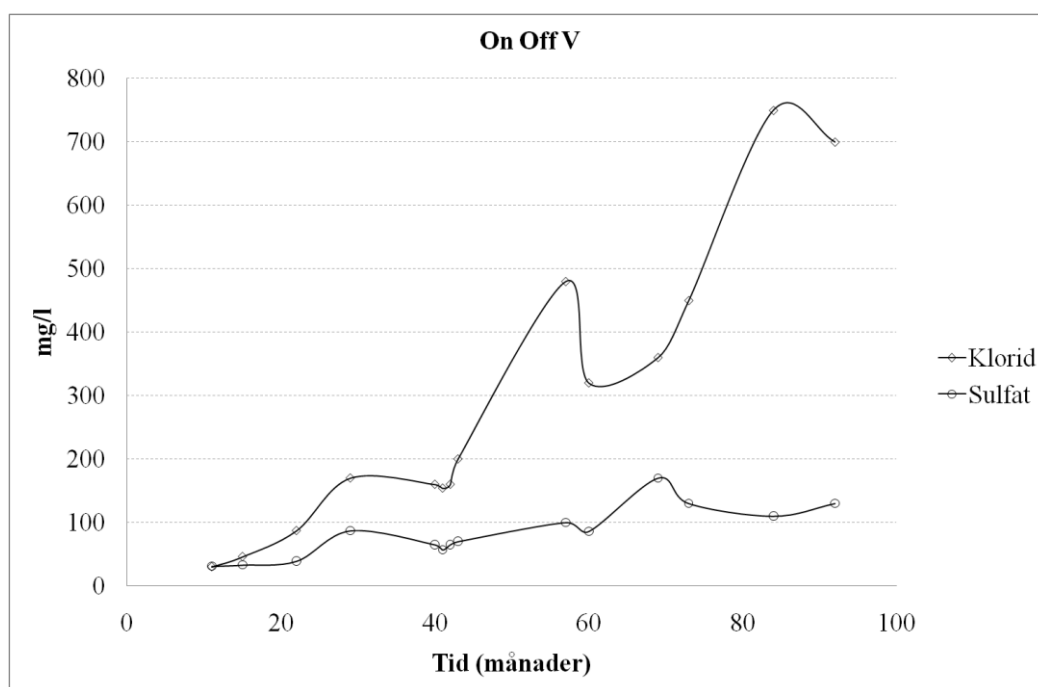
Figur 27. Observationspunkt On Off V. Observationsrör (röd prick), jordartsprofiler (svart ring), resistivitetssonderingar (svart prick) och yttäckande resistivetsmätningar (svarta streckade linjer).

Figure 27. Observation point On Off V. Ground water pipes (red dot), soil profiles (black ring), resistivity soundings (black dot) and surface resistivity measurements (black dashed lines).



Figur 28. Förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid västra randzonen av delområde On Off. En koncentrerad infiltration av dagvatten och en relativt hög grundvattenyta leder sannolikt till horisontella transporter av lösta ämnen i ytliga jordlager med hög genomsläpplighet. Spridningen av lösta ämnen i lermoränen kan dessutom öka genom snabbare transporter via kanaler, sprickor och grovkroniga jordlager (streckade pilar).

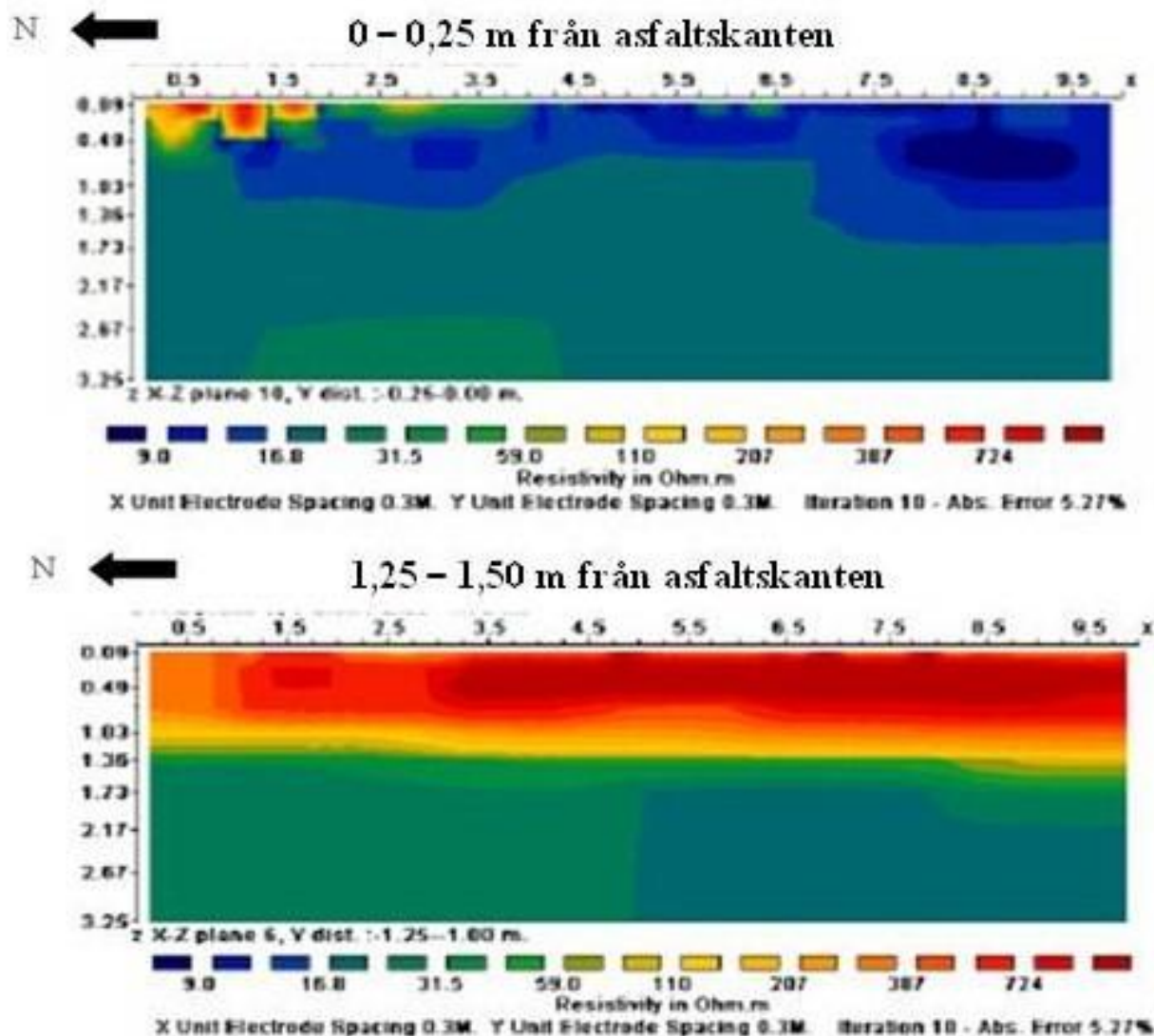
Figure 28. Proposed emission model for chloride and sulfate in the western peripheral zone of subarea On Off. A concentrated infiltration of storm water and a relatively high ground water level is likely to generate horizontal transports of dissolved substances in shallow soil layers with high permeability. The migration of dissolved substances in the clay till may increase by faster transports through channels, cracks and coarse grained soil layers (dashed arrows).



Figur 29. Halterna av klorid och sulfat i grundvatten från observationsrör On Off V.

Figure 29. The concentrations of chloride and sulfate in groundwater from ground water pipe On Off V.

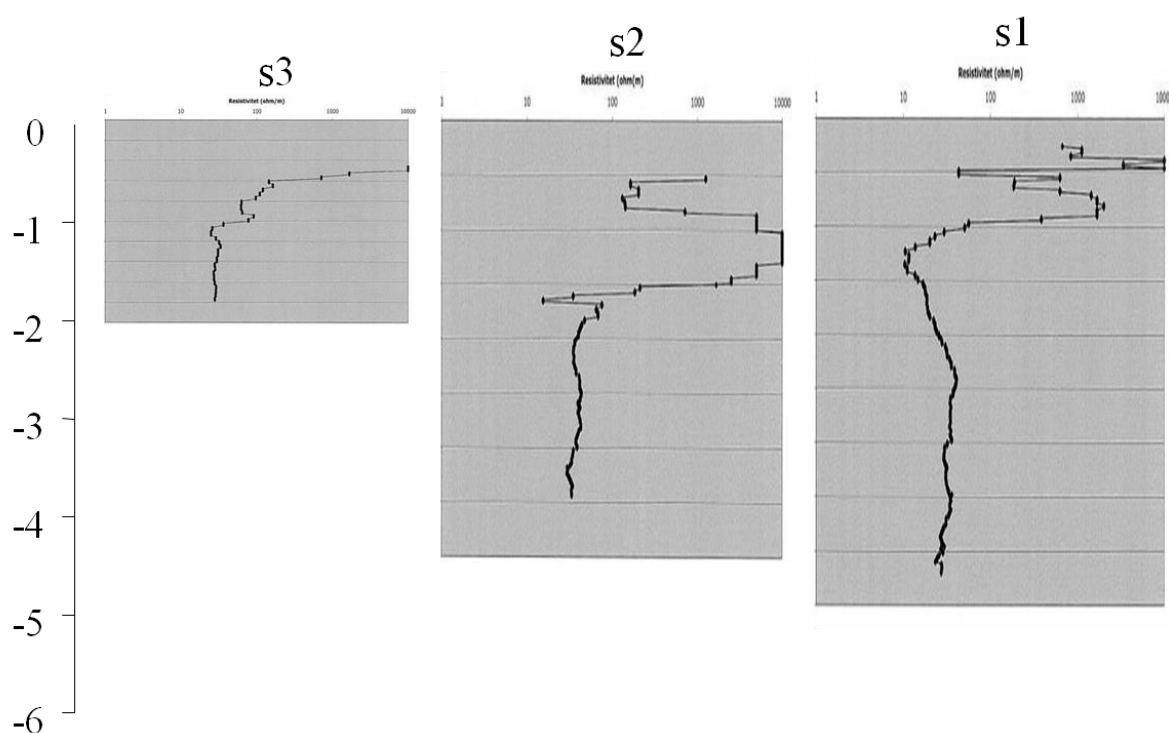
Figur 28 visar ett förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat i den västra randzonen av delområde On Off, dvs. vid observationspunkt On Off V. Observationsrör On Off V är placerat ca 3,5 m väster om asfaltkanten, dvs. väster om fördröjningsmagasinet, och det är perforerat från 2,7 m ned till 3,7 meter under markytan. Mellanrummet mellan röret och borrhållet har inte tätats med bentonit. Det första vattenprovet analyserades under juli 2001 (dvs. 11 månader efter det första provtagningstillfället på delområde Bauhaus). Kloridhalten steg sedan långsamt under de första 2-3 åren, för att sedan öka snabbare (Figur 29). Sulfathalten har däremot stigit långsamt under hela mätperioden. Grundvattennivån i observationsröret har varierat mellan 26,3 och 26,7 möh (Tabell 3), eller mellan 1,2 och 1,6 meter under markytan.



Figur 30. Resistivitetssektioner (Ωm) som är parallella med asfaltskanten (Resistivitetsmätning geo 1). (övre figuren) Resistivitetsmodell för en 25 cm bred vertikal skiva mellan 0 och 0,25 m från asfaltskanten. (undre figuren) Resistivitetsmodell för en 25 cm bred vertikal skiva mellan 1,25 och 1,50 m från asfaltskanten. Alla sektioner redovisas i bilaga C.

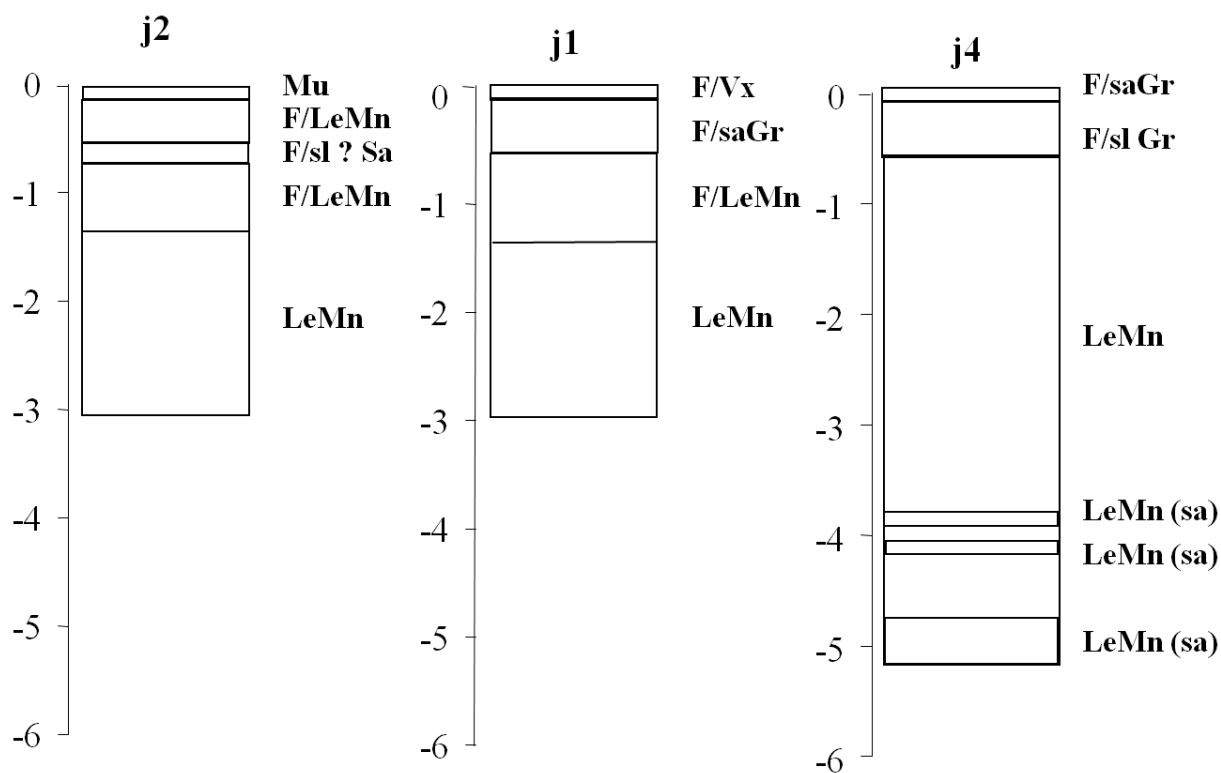
Figure 30. Resistivity sections (Ωm) which are parallel to the asphalt edge (Resistivity measurement geo 1). (upper figure) Resistivity model for a 25 cm wide vertical section between 0 and 0.25 m from the asphalt edge. (lower figure) Resistivity model for a 25 cm wide vertical section between 1.25 and 1.50 m from the asphalt edge. All sections are presented in Annex C.

Tidigare resistivitetsmätningar på leriga moräner och lermoräner tyder på att resistiviteten i lermoräner är låg, i storleksordningen 30 – 60 Ωm (se kap 3.1.5). En avlång struktur med mycket högre resistivitet (upp till flera hundra Ωm) utanför asfaltkanten (Figur 30 (undre figuren) och bilaga C) stöder förekomsten av ett fördröjningsmagasin (med grovkornigt material) enligt figur 27. Förekomsten av magasinet stöds även av resistivitetssondering s1-s3 (Figur 31). Enligt figur 27 skall dräneringsrörets vattengång ligga 26,6-26,65 mhö, vilket motsvarar ungefär 1,2 meter under markytan, vilket tyder på att fördröjningsmagasinet kan fungera som en dränering av ytliga grundvatten vid höga grundvattennivåer. Magasinets botten ligger troligen ytterligare 1-3 dm djupare (se figur 30). Ytliga relativt tunna lager med sandigt grus (0,5 m) i profil j1 (Figur 32) och ett område med hög resistivitet (upp till flera hundra Ωm) i sondering s1 (Figur 31) och figur 30 (övre figuren) tyder på att överbyggnadens bär- och förstärkningslager, se profil j4 i figur 32, sticker ut under asfaltkanten.



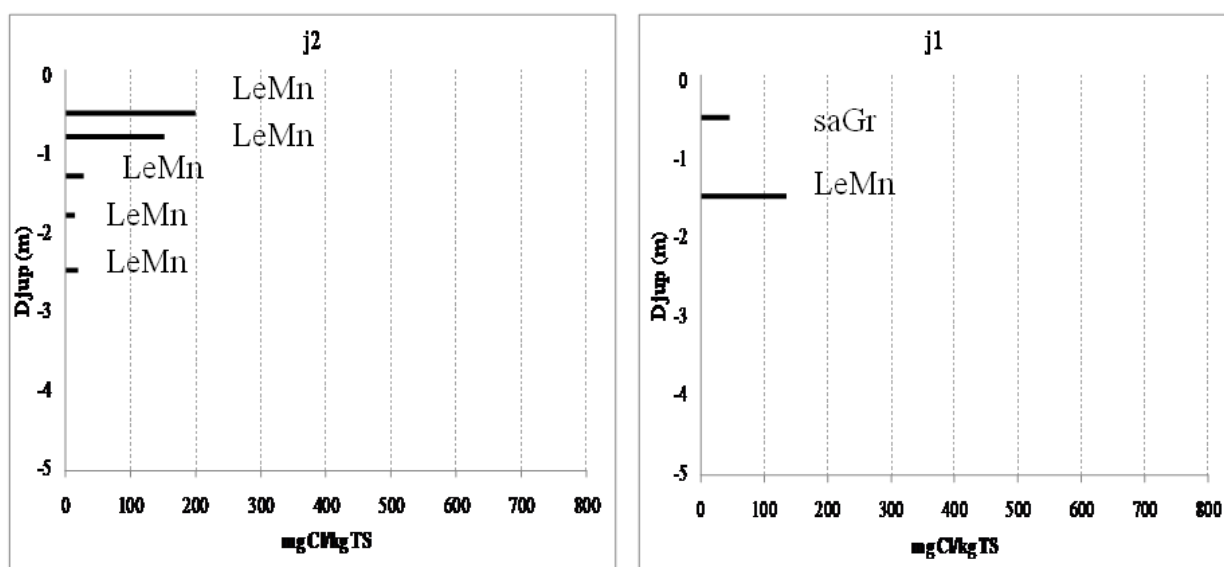
Figur 31 Skenbar resistivitet (Ωm) från sondering s1, s2 och s3.

Figure 31. Apparent resistivity (Ωm) from sounding s1, s2 och s3.



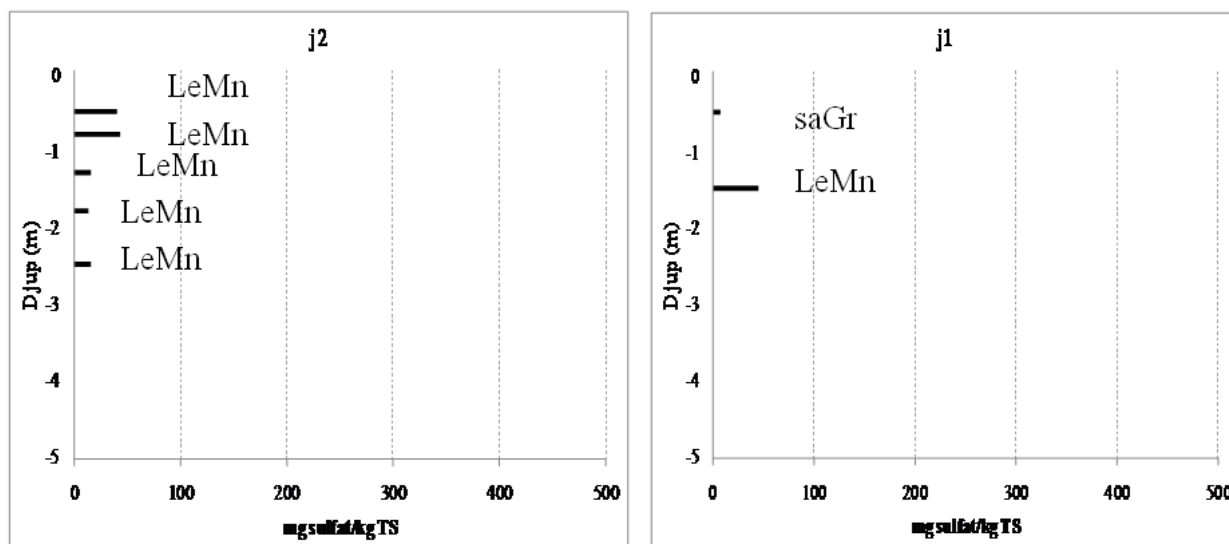
Figur 32. Jordartsprofil j1, j2 och j4.

Figure 32. Soil profile j1, j2 and j4.



Figur 33. Vattenlösliga mängder av klorid (mg/kg TS) i jordartsprofil j1 och j2.

Figure 33. Water soluble quantities of chloride (mg/kg TS) in soil profile j1 and j2.



Figur 34. Vattenlösliga mängder av sulfat (mg/kg TS) i jordartsprofil j1 och j2.

Figure 34. Water soluble quantities of sulfate (mg/kg TS) in soil profile j1 and j2.

De lägsta resistiviteter (< 15 Ω m) återfinns huvudsakligen i den omättade zonen och den övre delen av den mättade zonen mellan asfaltkanten och fördröjningsmagasinet (Figur 30 (övre figuren) och bilaga 3). I vissa fall överlagras skiktet av lager med mycket högre resistivitet (upp till flera hundra Ω m). Dessa variationer framträder även i resistivitetssondering s1 (Figur 31).

De vertikala profilerna i figur 33 indikerar kraftigt förhöjda halter av vattenlöslig klorid i de ytliga moränlagren jämfört med halterna i referensprofilen (Figur 26). Samma mönster framträder även för sulfat (Figur 34), men några kraftiga höjningar jämfört med nivåerna i referensprofilen kan inte noteras. Det ytliga lagret med sand/grus i profil j1 innehåller däremot låga halter av både klorid och sulfat.

Omfattande ytavrinning mot randzonen (en ca 10 m bred asfaltsyta avvattnas) och vattensamlingar utmed asfaltkanten vid häftiga regn (Figur 35) tyder på en koncentrerad infiltration av dagvatten utanför asfaltkanten.

Jämförelser mellan halterna i figur 33 och 34 med resistivitetssektionerna (Figur 30 och bilaga 3) och sondering s1 (Figur 31) tyder på att de låga resistiviteter nära markytan sammanfaller med förhöjda salthalter (främst klorid). Kloriderna kan spridas till marken i randzonen via infiltration av dagvatten som tidvis kan vara kontaminerat av vägsalt och genom utlakning från slaggruset. Sulfater sprids däremot troligen huvudsakligen via utlakning från slaggruset



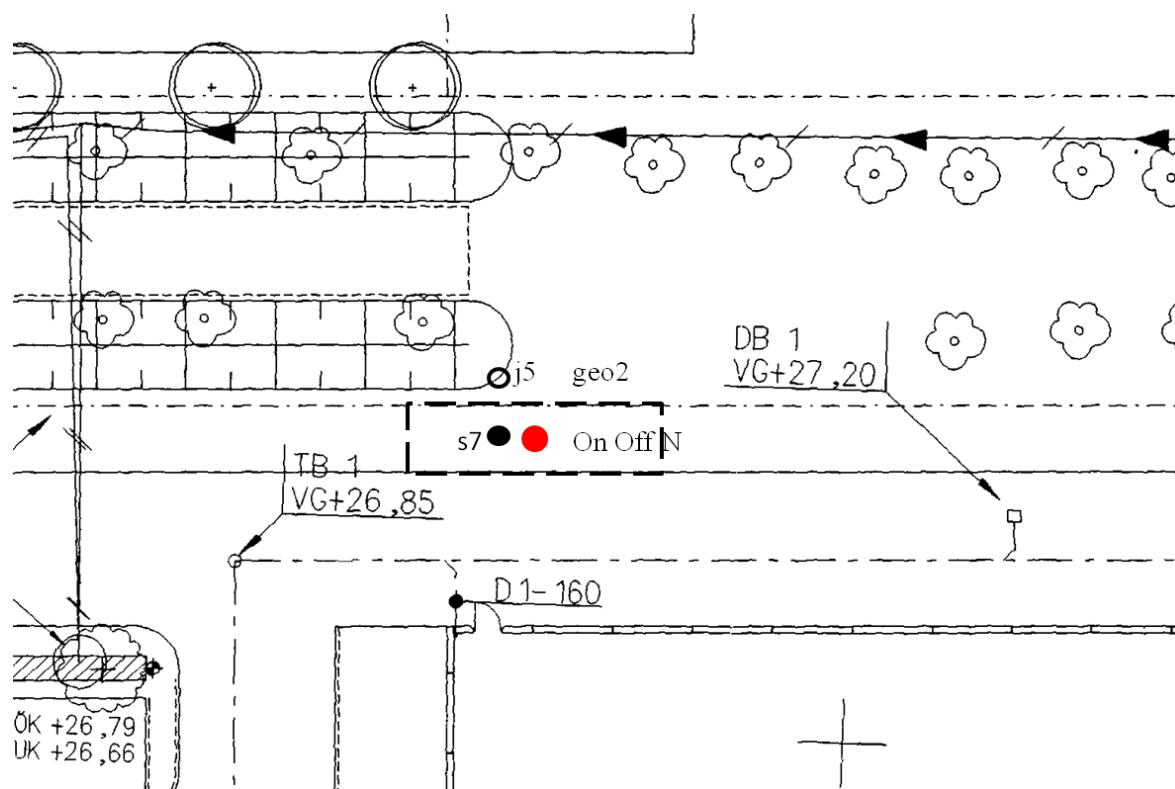
Figur 35. Vattensamlingar utmed asfaltkanten.

Figure 35. Water collections along the asphalt edge.

Simuleringar av emissionsscenario 1 (se figur 17 och bilaga F) tyder på att en koncentrerad infiltration av dagvatten i randzonen ger upphov till horisontella masstransporter av lösta ämnen (om lermoränen är anisotrop med en låg vertikal hydraulisk konduktivitet) i de övre jordlagren som kan dräneras av fördröjningsmagasin och lednings- och rörgravar. Beräkningarna visar vidare att huvuddelen av utlakningsplymen från slaggruset, som kan innehålla klorid och sulfat, rör sig in under asfaltsbeläggningen. Klorid som är löst i det infiltrerande dagvattnet kommer däremot i högre grad att spridas ut i randzonen. Detta kan vara en viktig orsak som bidrar till den snabbare ökningen av kloridhalten vid observationsrör On Off V jämfört med sulfathaltens mycket långsamma ökning (Figur 29). Stigande kloridhalter redan under det första året i observationsrör On Off V tyder på att den vertikala spridningen av klorid i lermoränen underskattas i modelleringarna.

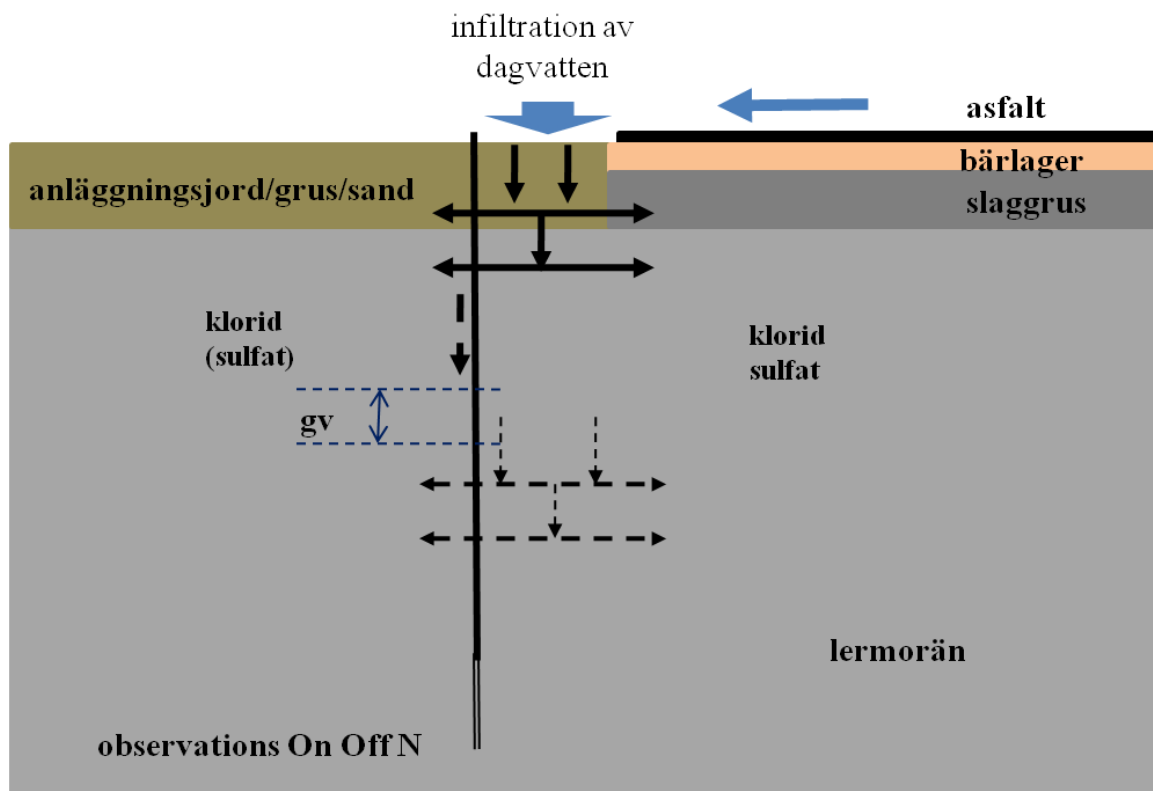
6.1.2 Observationspunkt On Off N

Observationspunkt On Off N är placerad utmed den norra randzonen av delområde On Off (Figur 36). Undersökningen är baserad på resultat från ett observationsrör (On Off N), en analys av en jordartsprofil (j5), en resistivitetssondering (s7) och en yttäckande resistivitetsmätning (geo 2).



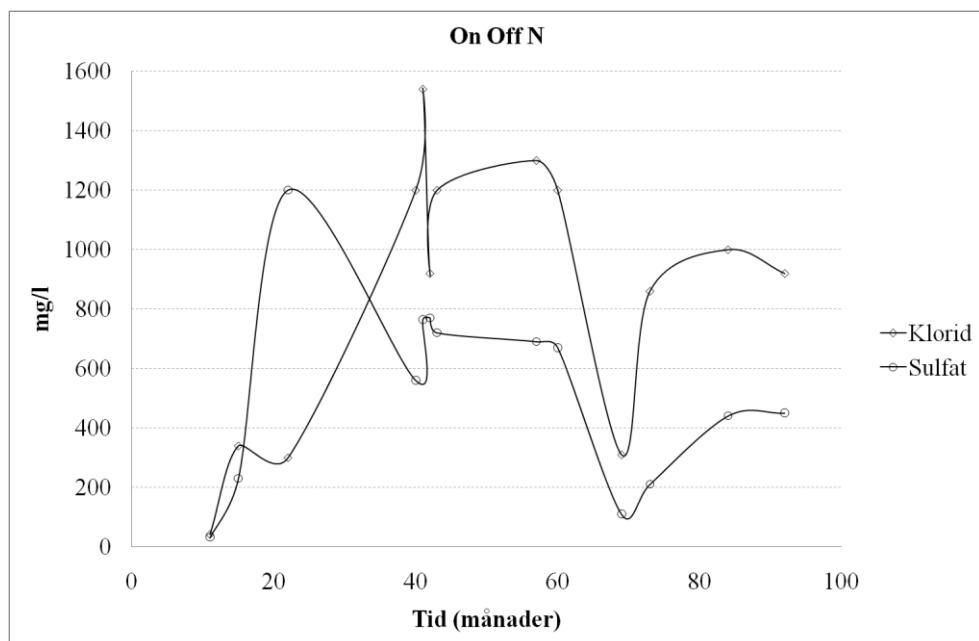
Figur 36. Observationspunkt On Off N. Observationsrör (röd prick), jordartsprofiler (svart ring), resistivitetssonderingar (svart prick) och yttäckande resistivitetsmätningar (svarta streckade linjer).

Figure 36. Observation point On Off N. Ground water pipes (red dot), soil profiles (black ring), resistivity soundings (black dot) and surface resistivity measurements (black dashed lines).



Figur 37. Förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid norra randzonen av delområde On Off. En koncentrerad infiltration av dagvatten och en relativt hög grundvattenyta leder sannolikt till horisontella transporter av lösta ämnen i ytliga jordlager med hög genomsläpplighet. Spridningen av lösta ämnen i lermoränen kan dessutom öka genom snabbare transporter via kanaler (inklusive mellanrummet mellan röret och borrhålet), sprickor och grovkroniga jordlager (streckade pilar).

Figure 37. Proposed emission model for chloride and sulfate in the northern peripheral zone of subarea On Off. A concentrated infiltration of storm water and a relatively high ground water level is likely to generate horizontal transports of dissolved substances in shallow soil layers with high permeability. The migration of dissolved substances in the clay till may increase by faster transports through channels, cracks and coarse grained soil layers (dashed arrows).

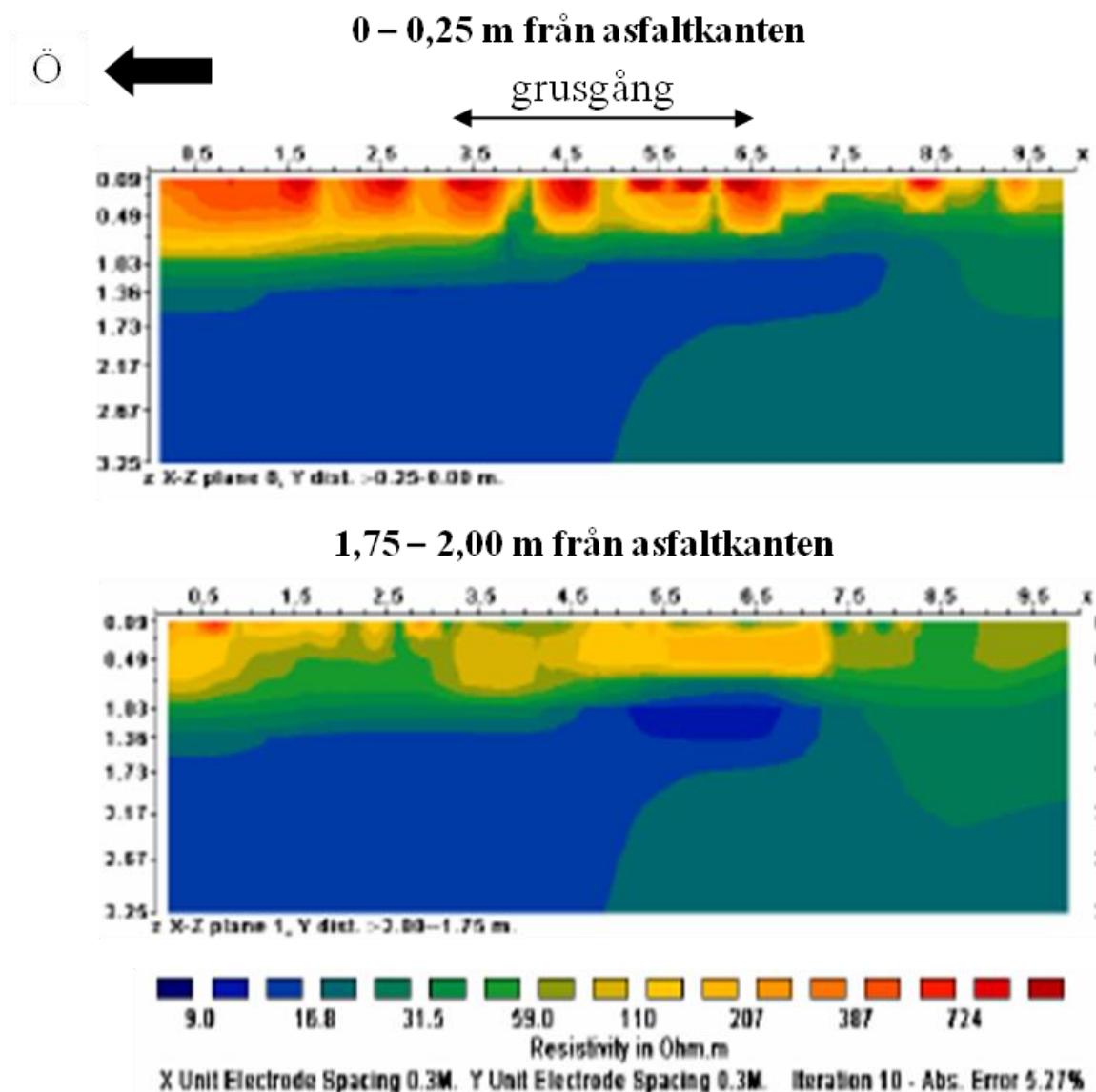


Figur 38. Halterna av klorid och sulfat i grundvatten från observationsrör On Off N.

Figure 38. The concentrations of chloride and sulfate in groundwater from ground water pipe On Off N.

Figur 37 visar ett förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat i den norra randzonen av delområde On Off, dvs. vid observationspunkt On Off N. Observationsrör On Off N är placerat i en grusgång drygt 1 m norr om asfaltkanten. Röret är perforerat från 3,2 m ned till 4,2 meter under markytan. Mellanrummet mellan röret och borrhållet har inte tätats med bentonit. Halterna av klorid och sulfat steg snabbt efter den första mätningen (Figur 38). Redan fyra månader efter det första provtagningstillfället hade halterna av klorid och sulfat i vattenproverna stigit med en tiopotens. Under större delen av mätperioden har kloridhalten varierat mellan 900 och 1300 mg/l och sulfathalten har varierat mellan 500 och 700 mg/l. Grundvattennivån i observationsröret har varierat mellan 26,5 och 27,0 möh (Tabell 3), eller mellan 1,3 och 1,9 meter under markytan.

Enligt figur 36 så skall det inte finnas något fördröjningsmagasin utmed norra randzonen som vid den västra. Däremot finns ett dagvattenrör som ligger 1-2 m från asfaltkanten inlagt i ritningen.

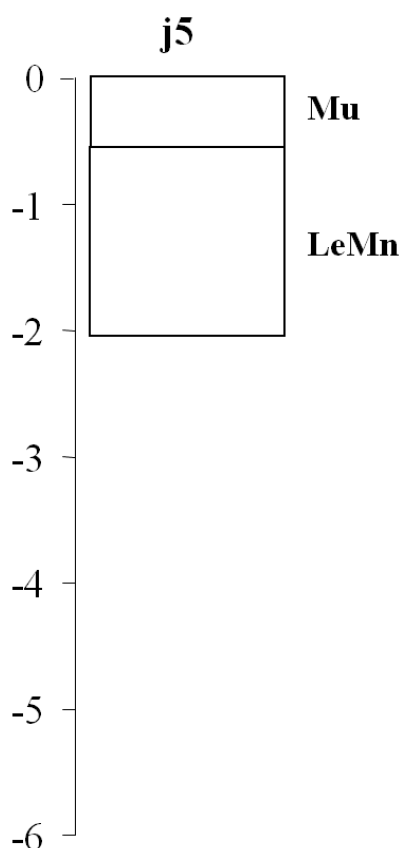


Figur 39. Resistivitetssektioner (Ωm) som är parallella med asfaltkanten (Resistivitetsmätning geo 2). (övre figuren) Resistivitetsmodell för en 25 cm bred vertikal skiva mellan 0 och 0,25 m från asfaltkanten. (undre figuren) Resistivitetsmodell för en 25 cm bred vertikal skiva mellan 1,75 och 2,00 m från asfaltkanten. Alla sektionerna redovisas i bilaga C.

Figure 39. Resistivity sections (Ωm) which are parallel to the asphalt edge (Resistivity measurement geo 2). (upper figure) Resistivity model for a 25 cm wide vertical section between 0 and 0.25 m from the asphalt edge. (lower figure) Resistivity model for a 25 cm wide vertical section between 1.75 and 2.00 m from the asphalt edge. All sections are presented in Annex C.

Tidigare resistivitmätningar på leriga moräner och lermoräner tyder på att resistiviteten i lermoränen är låg, i storleksordningen 30 – 60 Ωm (se kap. 3.1.5). Ytliga lager med mycket högre resistivitet (upp till flera hundra Ωm) vid asfaltkanten (Figur 39 (övre figuren)) skulle kunna tyda på att överbyggandens bär- och förstärkningslager sticker ut under asfaltkanten, liksom vid den västra randzonen. Andra resistivitetssektioner (Figur 39 (undre figuren) och bilaga C) visar att även jordlagerprofiler längre ut från asfaltkanten inleds med lager (0,5 – 1,0 m) som har en hög resistivitet. Grusgången ungefärliga läge är utmärkt i figur 39. Jordartsprofil j5 från grusgångens västra kant visar ett ungefär 0,5 m tjock lager av anläggningsjord (Mu) som ligger direkt på moränen (Figur 40).

Profilerna i figur 39 indikerar ett område med låg resistivitet ($< 15 \Omega\text{m}$) vid grusgången och öster om grusgången, dvs. områden som avvattnar vägbanan (se figur 41). Väster om grusgången tycks dagvattenflödet vara mycket mindre. De vertikala profilerna i figur 42 (jordartsprofil j5) indikerar däremot inte några kraftiga höjningar av mängden vattenlöslig klorid eller sulfat i moränen på 0,6 och 1,5 meters djup jämfört med referensnivåerna i figur 26. Resistivitetssondering s7 indikerar varierande resistivitet för olika lager i jordartsprofilen (Figur 43).



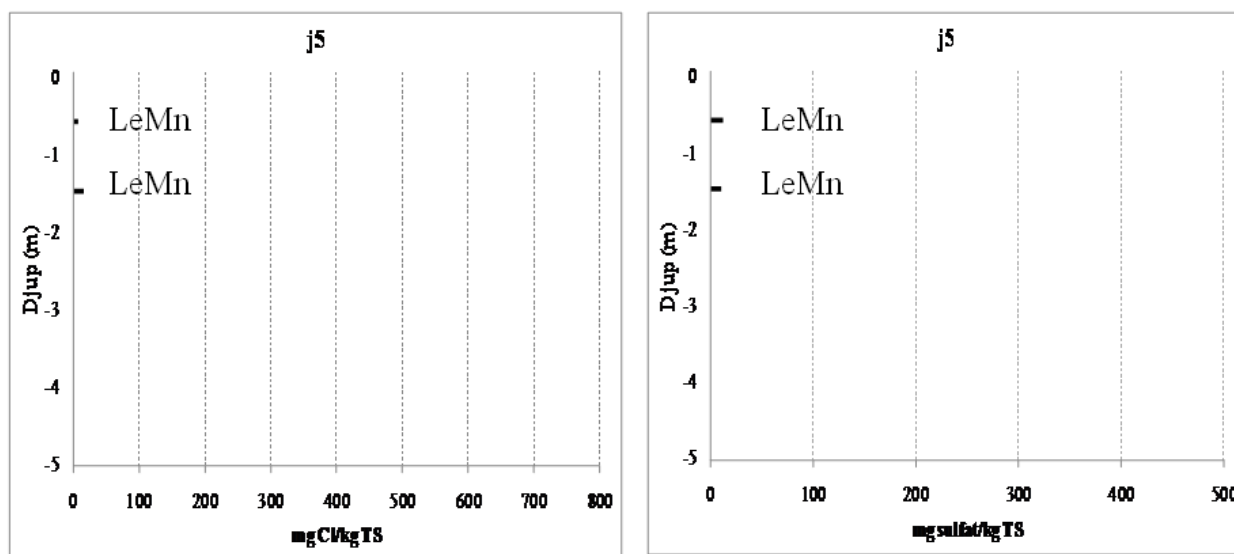
Figur 40. Jordartsprofil j5.

Figure 40. Soil profile j5.



Figur 41. Vattenpölar på grusgången.

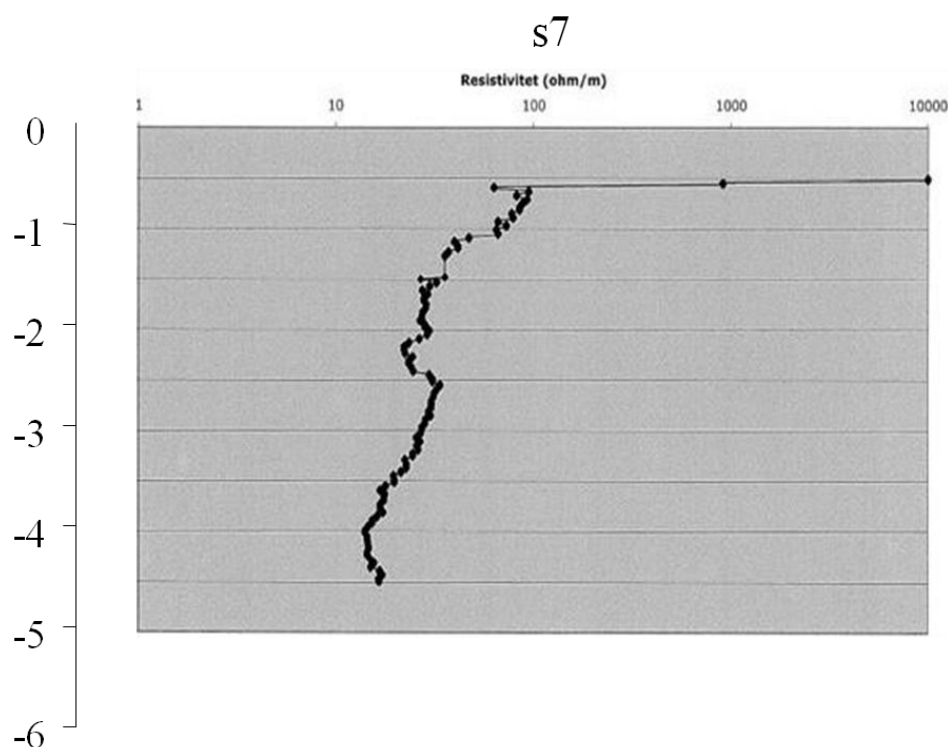
Figure 41. Water collections on the gravel path.



Figur 42. Vattenlösliga mängder av klorid och sulfat (mg/kg TS) i jordartsprofil j5.

Figure 42. Water soluble quantities of chloride and sulfate (mg/kg TS) in soil profile j5.

Omfattande ytvavrinning ut på grusgången från körbanan söder om observationspunkten samt vattensamlingar på grusgången vid häftiga regn (Figur 41) tyder på att infiltrationen av dagvatten vid observationspunkt On Off N koncentreras till grusgången.



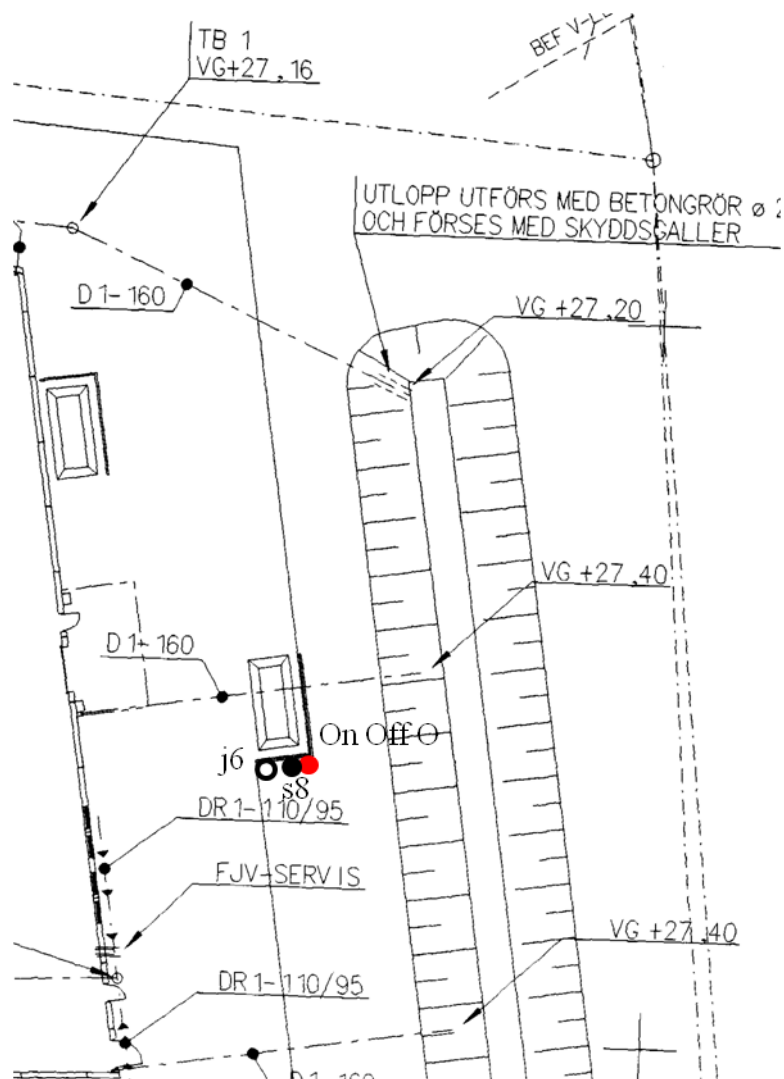
Figur 43. Skenbar resistivitet (Ωm) från sondering s7.

Figure 43. Apparent resistivity (Ωm) from sounding s7.

Simuleringar av emissionsscenario 1 (se figur 17 och bilaga F) tyder på att en koncentrerad infiltration av dagvatten i randzonen ger upphov till horisontella masstransporter av lösta ämnen (om lermoränen är anisotrop med en låg vertikal hydraulisk konduktivitet) i de övre jordlagren som kan dräneras av lednings- och rörgravar. Detta skulle kunna förklara den låga resistiviteten vid grusgången, men inte den låga resistiviteten på större djup öster om grusgången. De snabba förändringarna av vattenkvaliteten som upptäcktes redan efter några månader i observationsrör On Off N skulle kunna förklaras av snabba transportvägar i mellanrummet mellan observationsröret och borrhålet. Ett nätverk av kanaler och sprickor i de övre delarna av lermoränen kan dessutom öka spridningen av salter i moränen jämfört med modelleringarna. Kanalerna och sprickorna kan vara naturliga (se kap. 2.3) eller de kan ha bildats under eller efter anläggningsfasen.

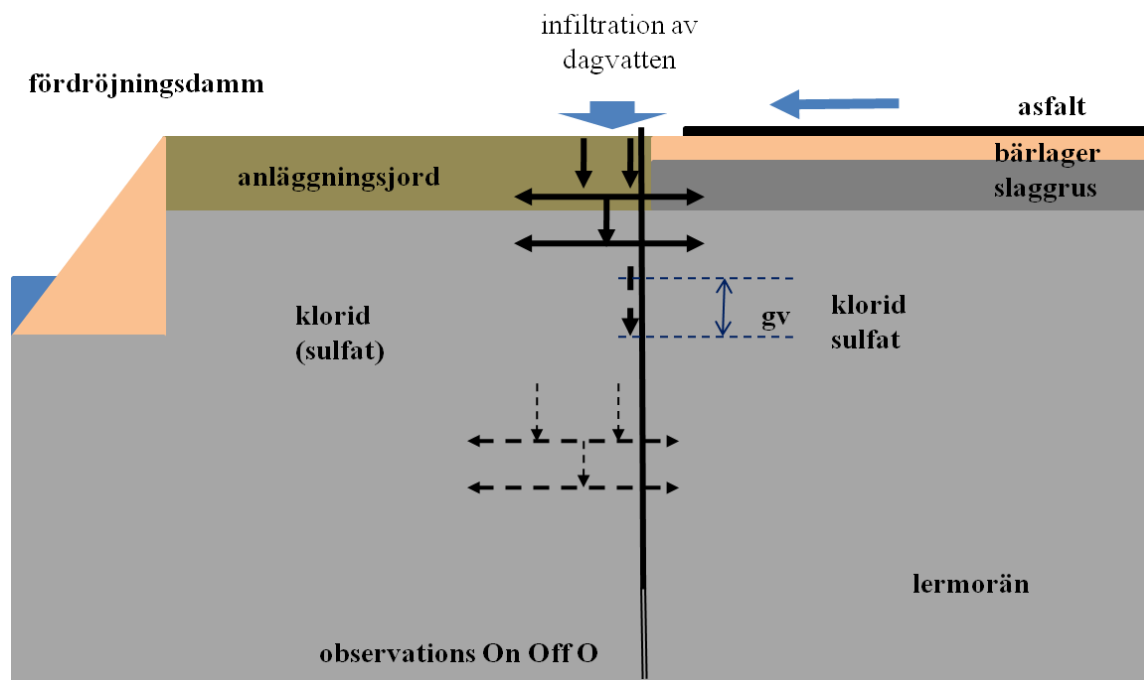
6.1.3 Observationspunkt On Off O

Observationspunkt On Off O är placerad utmed den östra randzonen av delområde On Off (Figur 44). Undersökningen baseras på resultat från ett observationsrör (On Off O), en analys av en jordartsprofil (j6) och en resistivitetssondering (s8).



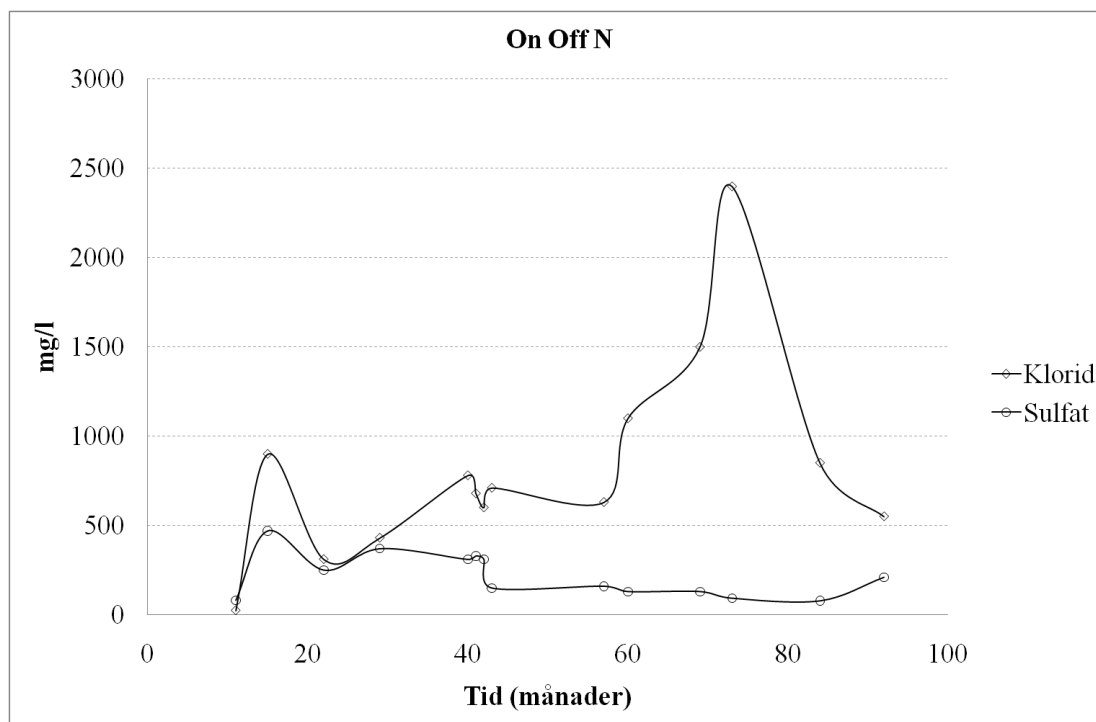
Figur 44. Observationspunkt On Off O. Observationsrör (röd prick), jordartsprofiler (svart ring) och resistivitetssonderingar (svart prick).

Figure 44. Observation point On Off O. Ground water pipes (red dot), soil profiles (black ring) and resistivity soundings (black dot).



Figur 45. Förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid östra randzonen av delområde On Off. En koncentrerad infiltration av dagvatten och en relativt hög grundvattenyta leder sannolikt till horisontella transporter av lösta ämnen i ytliga jordlager med hög genomsläpplighet. Spridningen av lösta ämnen i lermoränen kan dessutom öka genom snabbare transporter via kanaler (inklusive mellanrummet mellan röret och borrhålet), sprickor och grovkroniga jordlager (streckade pilar).

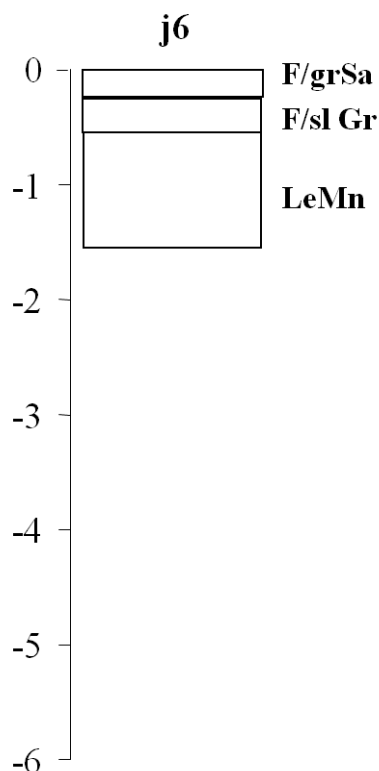
Figure 45. Proposed emission model for chloride and sulfate in the eastern peripheral zone of subarea On Off. A concentrated infiltration of storm water and a relatively high ground water level is likely to generate horizontal transports of dissolved substances in shallow soil layers with high permeability. The migration of dissolved substances in the clay till may increase by faster transports through channels, cracks and coarse grained soil layers (dashed arrows).



Figur 46. Halterna av klorid och sulfat i grundvatten från observationsrör On Off O.

Figure 46. The concentrations of chloride and sulfate in groundwater from ground water pipe On Off O.

Figur 45 visar ett förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat i den östra randzonen av delområde On Off, dvs. vid observationspunkt On Off O. Observationsrör On Off O är placerat strax utanför asfaltkanten. Röret är perforerat från 4 m ned till 5 meter under markytan. Mellanrummet mellan röret och borrhållet har inte tätats med bentonit. Redan fyra månader efter det första provtagningsstillfället hade halterna av klorid och sulfat i vattenproverna stigit kraftigt (Figur 46). Kloridhalterna var sedan relativt stabila under flera år, men efter ungefär 4 år började halterna stiga. Vid de senaste analystillfällena har kloridhalterna däremot minskat. Sulfathalterna har däremot varit relativt konstanta under hela provtagningsperioden. Längs hela den östra randzonen av delområde On Off ligger en fördröjningsdamm (Figur 44). Dammen börjar ungefär 3,5 m öster om observationsrör On Off O. Vattengången i utloppsrören i den södra och norra delen av magasinet varierar mellan 27,15 och 27,20 mhö. Dagvatten från tak och asfalterade ytor leds till magasinet. Grundvattennivån i observationsröret har varierat mellan 27,2 och 27,6 möh, eller mellan 1,1 och 1,5 meter under markytan, vilket skulle kunna tyda på att fördröjningsdammen kan fungera som en dränering av ytliga grundvatten vid höga grundvattennivåer. Detta skulle kunna förklara höga halter av sulfater (81-477 mg/l) i vattenprover från dammen. I motsvarande fördröjningsdamm i delområde K-Rauta varierar sulfathalterna mellan 22 och 25 mg/l.



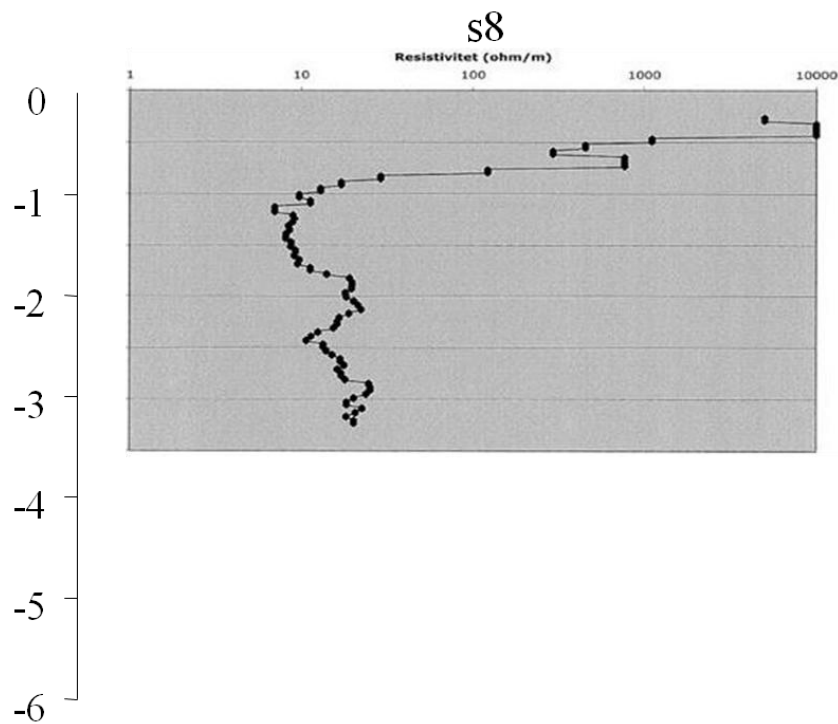
Figur 47. Jordartsprofil j6.

Figure 47. Soil profile j6.

Tidigare resistivitetmätningar på leriga moräner och lermoräner tyder på att resistiviteten i lermoränen är låg, i storleksordningen 30 – 60 Ωm (se kap. 3.1.5). Jordartsprofil j6 (Figur 47) och ytliga lager med mycket högre resistivitet (upp till flera tusen Ωm) i sondering s8 (Figur 48) indikerar att överbyggandens bär- och förstärkningslager sticker ut under asfaltkanten.

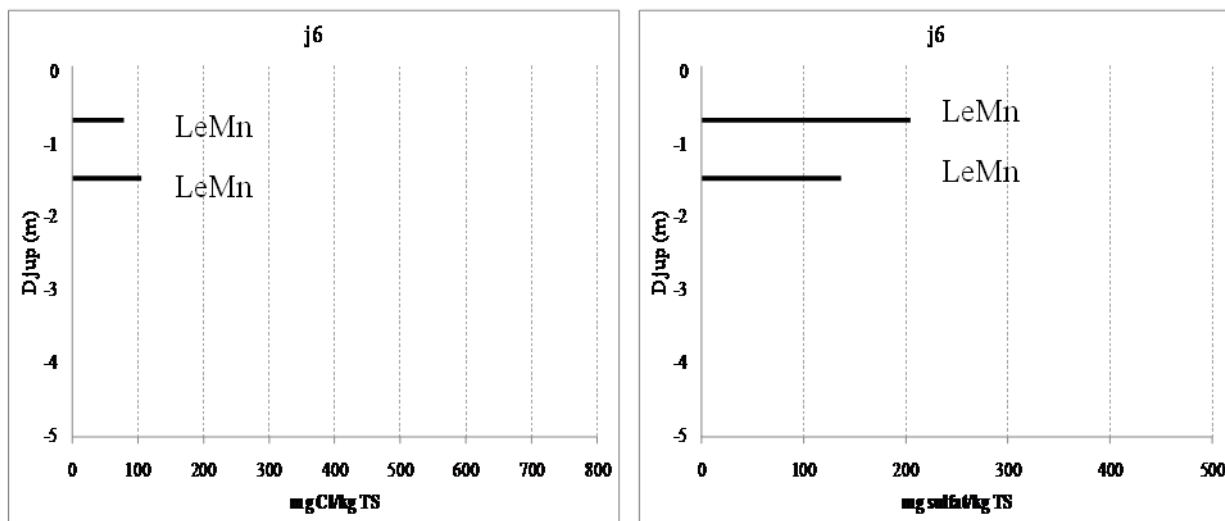
De vertikala profilerna i figur 49 indikerar kraftigt förhöjda halter av vattenlöslig klorid och sulfat i moränen på 0,7 och 1,6 meters djup jämfört med referensprofilen (Figur 26). Sulfathalterna minskar med ökande djup. De höga salthalterna i moränen sammanfaller med ett avsnitt med mycket låg resistivitet (kring 10 Ωm) i figur 48. Kring 2,5 meters djup finns ett annat avsnitt med låg resistivitet.

Omfattande ytavrinning från en 8 m bredd asfaltyta och vattensamlingar utmed asfaltkanten vid häftiga regn (Figur 50) tyder på en koncentrerad infiltration av dagvatten utanför asfaltkanten.



Figur 48. Skenbar resistivitet (Ωm) från sondering s8.

Figure 48. Apparent resistivity (Ωm) from sounding s8.



Figur 49. Vattenlösliga mängder av klorid och sulfat (mg/kg TS) i jordartsprofil j6.

Figure 49. Water soluble quantities of chloride and sulfate (mg/kg TS) in soil profile j6.



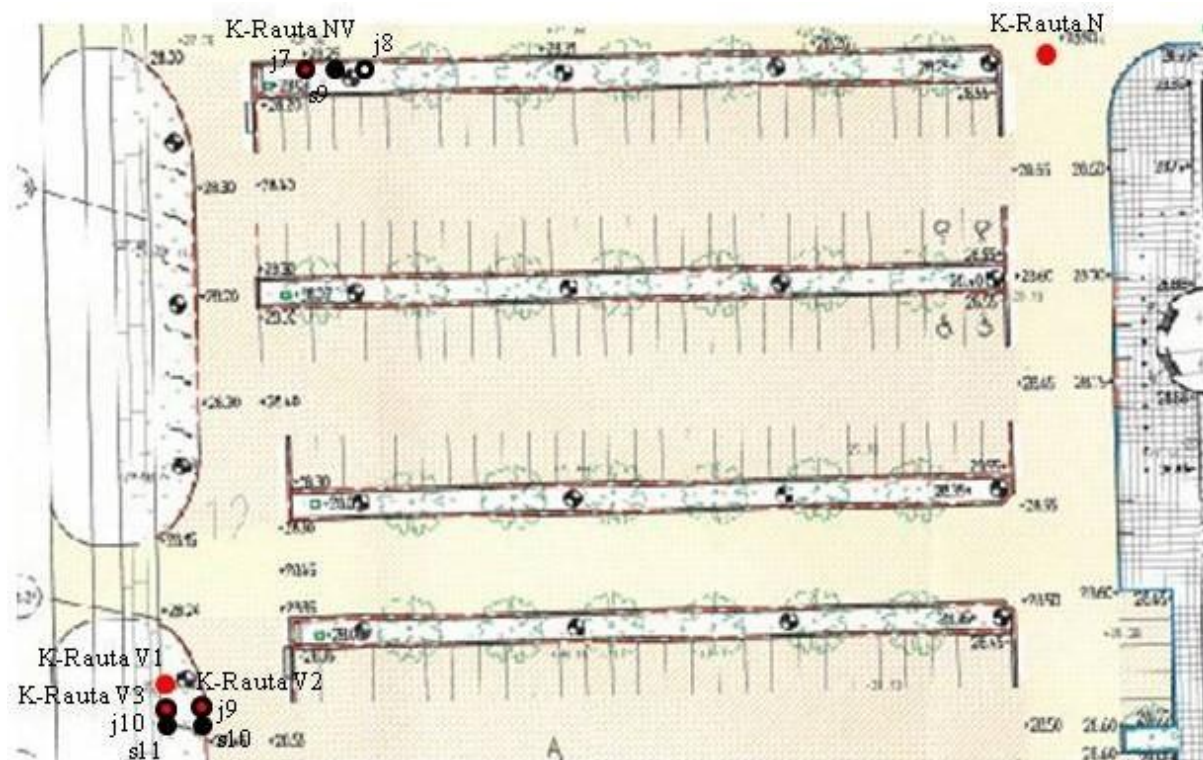
Figur 50. Vattensamlingar utmed asfaltkanten.

Figure 50. Water collections along the asphalt edge..

Simuleringar av emissionsscenario 1 (se figur 17 och bilaga F) tyder på att en koncentrerad infiltration av dagvatten i randzonen ger upphov till horisontella masstransporter av lösta ämnen (om lermoränen är anisotrop med en låg vertikal hydraulisk konduktivitet) i de övre jordlagren som kan dräneras av fördröjningsmagasin och lednings- och rörgravar. Detta skulle kunna förklara det övre avsnittet med låg resistivitet i figur 48 och de höga halterna av sulfat i fördröjningsdammen. De snabba förändringarna av vattenkvaliteten som upptäcktes redan efter några månader i observationsrör On Off O skulle kunna förklaras av snabba transportvägar i mellanrummet mellan observationsröret och borrhålet. Ett nätverk av kanaler och sprickor i de övre delarna av lermoränen kan dessutom öka spridningen av salter i moränen jämfört med modelleringarna. Kanalerna och sprickorna kan vara naturliga (se kap. 2.3) eller de ha bildats under eller efter anläggningsfasen.

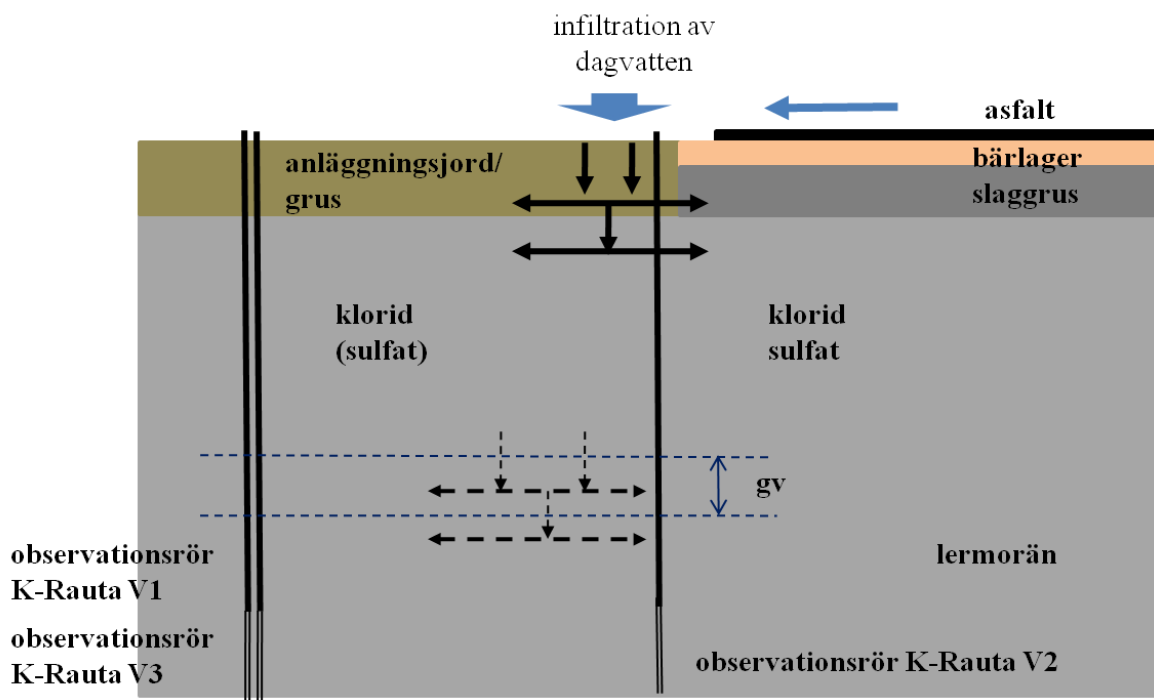
6.1.4 Observationspunkt K-Rauta V

Observationspunkt K-Rauta V är placerad utmed den västra randzonen av delområde K-Rauta (Figur 51). Undersökningen baseras på resultat från tre observationsrör (On Off V1, V2 och V3), två analyser av jordartsprofiler (j9 och j10) och två resistivitetssonderingar (s10 och s11).



Figur 51. Observationspunkt K-Rauta V. Observationsrör (röd prick), jordartsprofiler (svart ring) och resistivitetssonderingar (svart prick).

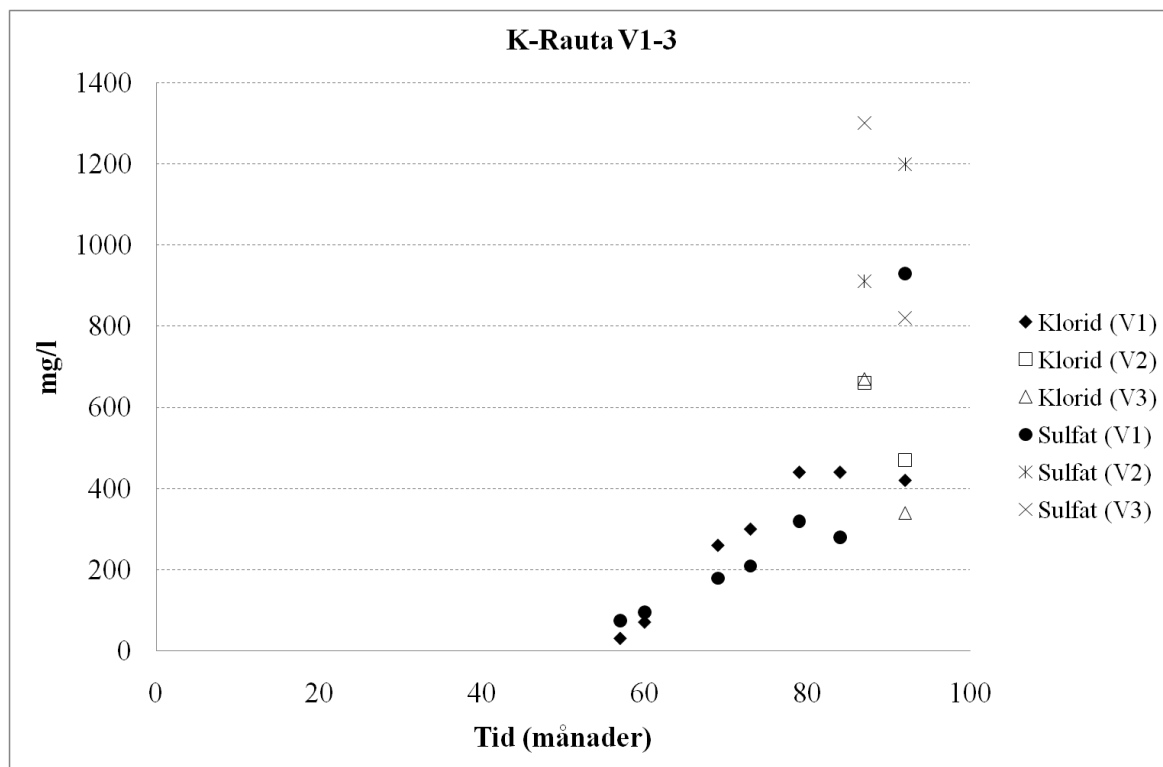
Figure 51. Observation point K-RautaV. Ground water pipes (red dot), soil profiles (black ring) and resistivity soundings (black dot).



Figur 52. Förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid västra randzonen av delområde K-Rauta. En koncentrerad infiltration av dagvatten leder sannolikt till en spridning av lösta ämnen i ytliga jordlager med hög genomsläpplighet. Spridningen av lösta ämnen i lermoränen kan dessutom öka genom snabbare transporter via kanaler, sprickor och grovkroniga jordlager (streckade pilar), speciellt inom delområdet K-Rauta där den omättade zonen är mäktigare.

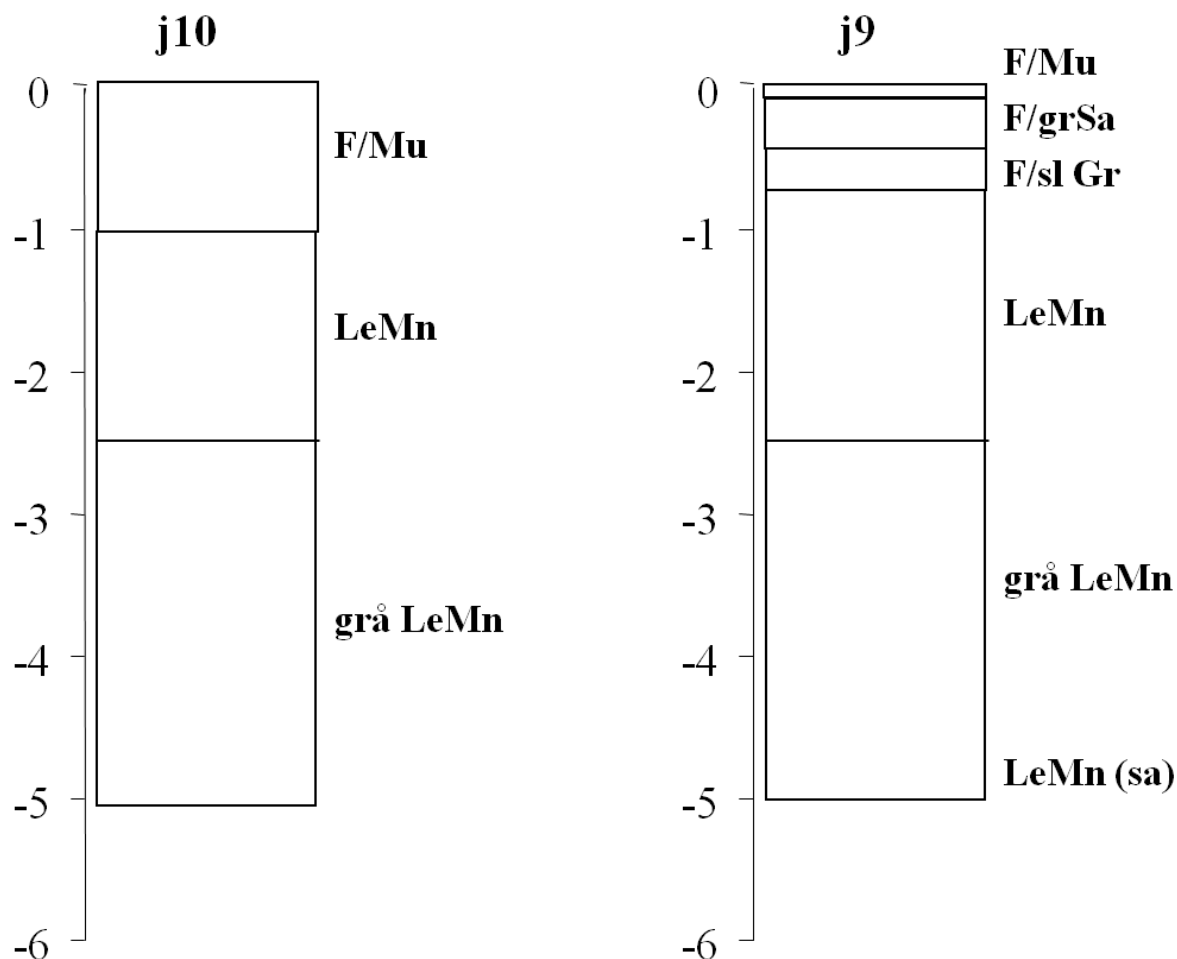
Figure 52. Proposed emission model for chloride and sulfate in the western peripheral zone of subarea K-Rauta. A concentrated infiltration of storm water is likely to generate horizontal transports of dissolved substances in shallow soil layers with high permeability. The migration of dissolved substances in the clay till may increase by faster transports through channels, cracks and coarse grained soil layers (dashed arrows), especially in the subarea K-Rauta where the unsaturated zone is thicker.

Figur 52 visar ett förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat i den västra randzonen av delområde K-Rauta, dvs. vid observationspunkt K-Rauta V. Observationsrör K-Rauta V2 är placerat strax utanför asfaltkanten, medan observationsrör K-Rauta V1 och V3 är placerade 3 m väster om asfaltkanten. Rör K-Rauta V1 är perforerat från 5 m ned till 6 meter under markytan. Övriga rör är perforerade från 4 m ned till 5 meter under markytan. Mellanrummet mellan röret och borrhållet har tätats med bentonit vid observationsrör K-Rauta V2 och V3, men inte vid rör K-Rauta V1. Klorid- och sulfathalterna har ökat konstant sedan det första provtagningstillfället (Figur 53) (dvs. ca 5 år efter det första provtagningstillfället på delområde Bauhaus). Halterna som uppmätts i observationsrör K-Rauta V2 och V3 tycks sammanfalla relativt väl med trenderna i K-Rauta V1. Grundvattennivån i observationsrören har varierat mellan 21,8 och 23,0 möh (Tabell 3), eller mellan 2,9 och 3,6 meter under markytan. Enligt figur 51 skall det inte finnas några fördröjningsmagasin utmed den västra randzonen.



Figur 53 Halterna av klorid och sulfat i grundvatten från observationsrör K-Rauta V1, V2 och V3.

Figure 53. The concentrations of chloride and sulfate in groundwater from ground water pipe K-Rauta V1, V2 och V3.

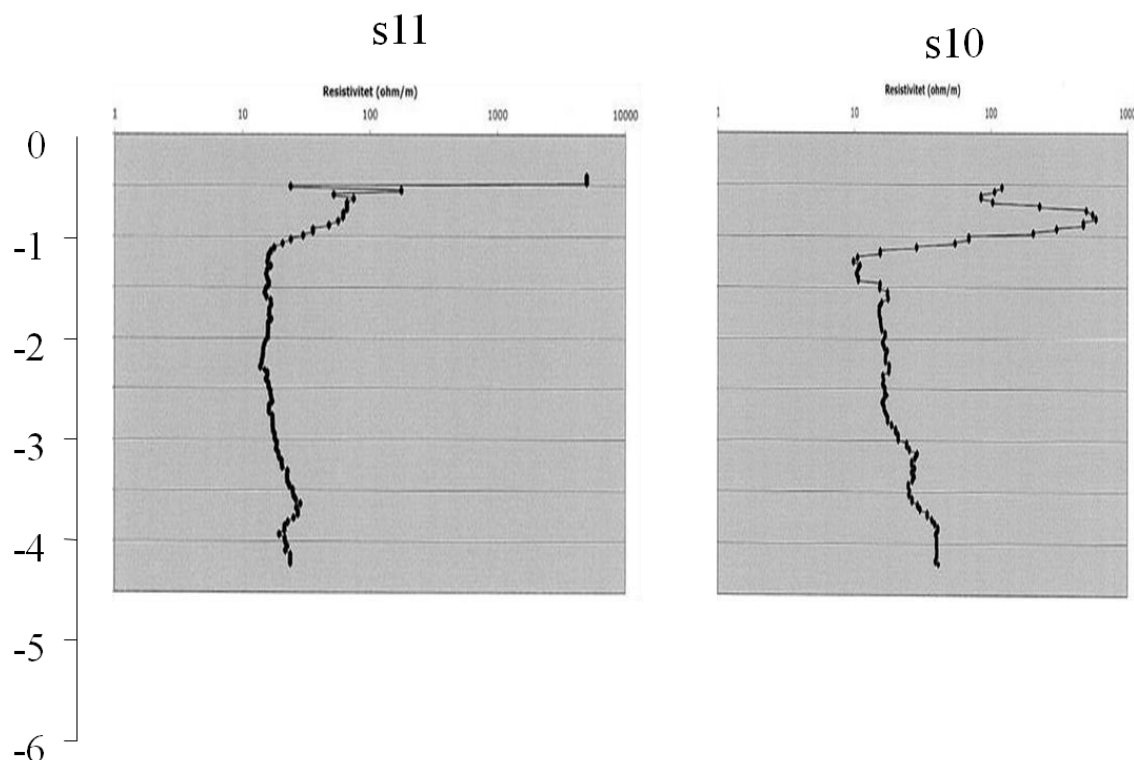


Figur 54. Jordartsprofil j9 och j10.

Figure 54. Soil profile j9 and j10.

Tidigare resistivitmätningar på leriga moräner och lermoräner tyder på att resistiviteten i lermoränen är låg, i storleksordningen 30 – 60 Ωm (se kap. 3.1.5). Ytliga lager med sandigt grus ovanpå slaggrus i profil j9 (Figur 54) och ytliga lager med mycket högre resistivitet (upp till flera hundra Ωm) i sondering s10 (Figur 55) strax utanför asfaltkanten tyder på att överbyggnadens bär- och förstärkningslager sticker ut under asfaltkanten. Längre ut i randzonen, ungefär 3 m från asfaltkanten, ligger ca 1 m anläggningsjord direkt på moränen (sekvens j10 i figur 54).

Resistivitetssondering s10 och s11 vid asfaltkanten respektive 3 m väster om asfaltkanten uppvisar en svagt ökande resistivitet med ökat djup (Figur 55). Strax under de ytliga lagren med hög resistivitet vid asfaltkanten (sondering s10) finns ett kortare avsnitt (0,5 m) med mycket låg resistivitet (kring 10 Ωm).



Figur 55. Skenbar resistivitet (Ωm) från sondering s10 och s11.

Figure 55. Apparent resistivity (Ωm) from sounding s10 and s11.

Omfattande ytavrinning mot randzonen (en ca 6 m bred asfaltyta avvattnas) och vattensamlingar utmed asfaltkanten vid häftiga regn (Figur 56) tyder på en koncentrerad infiltration av dagvatten utanför asfaltkanten.

Simuleringar av emissionsscenario 1 (se figur 17 och bilaga F) tyder på att en koncentrerad infiltration av dagvatten i randzonen ger upphov till horisontella masstransporter av lösta ämnen (om lermoränen har är anisotrop med en låg vertikal hydraulisk konduktivitet) i de övre jordlagren som kan dräneras av lednings- och rörgravar. Detta skulle kunna förklara avsnittet med låg resistivitet i sondering s10 (Figur 55). Ett nätverk av kanaler och sprickor i de övre delarna av lermoränen skulle kunna förklara ökande salthalter i observationsrören, även i de rör som tätats med bentonit. Kanaler och sprickor kan vara naturliga (se kap. 2.3) eller de kan ha bildats under eller efter anläggningsfasen.

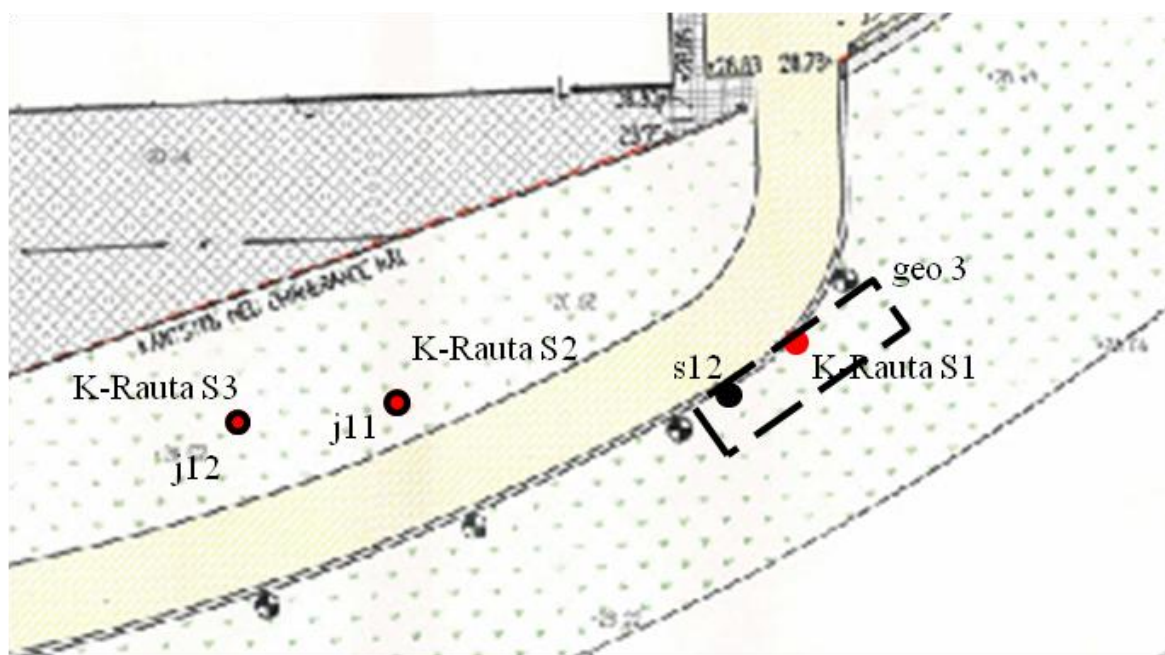


Figur 56. Vattensamlingar utmed asfaltkanten.

Figure 56. Water collections along the asphalt edge.

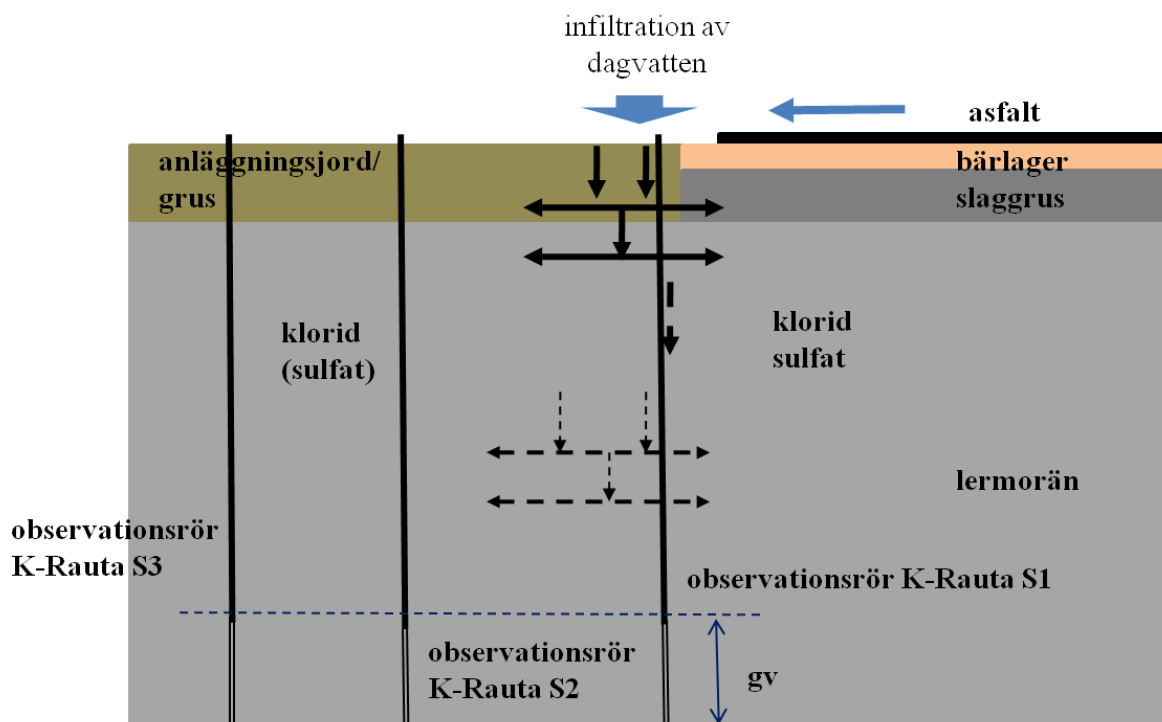
6.1.5 Observationspunkt K-Rauta S

Observationspunkt K-Rauta S är placerad utmed den södra randzonen av delområde K-Rauta (Figur 57). Undersökningen baseras på resultat från tre observationsrör (K-Rauta S1, S2 och S3), två analyser av jordartsprofiler (j11 och j12) och en yttäckande resistivitetsmätning (geo 3). En påbörjad resistivitetssondering (s12) fick avbrytas pga att sonden fastnade i jordmaterialet.



Figur 57. Observationspunkt K-Rauta S. Observationsrör (röd prick), jordartsprofiler (svart ring), resistivitetssonderingar (svart prick) och yttäckande resistivitetsmätningar (svarta streckade linjer).

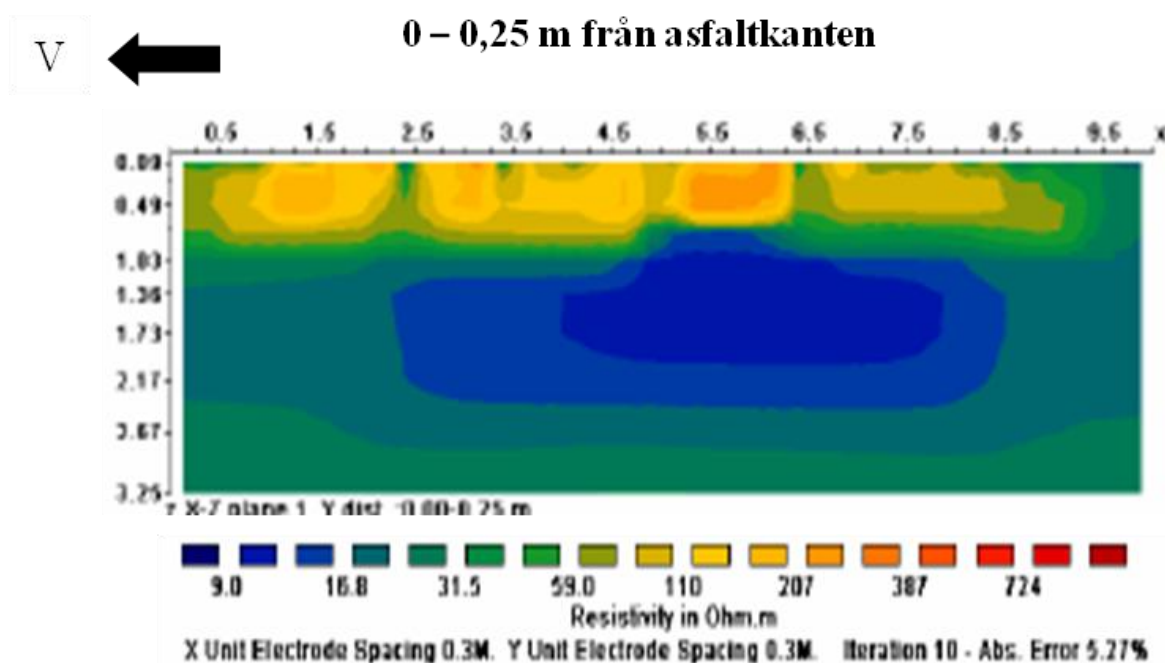
Figure 57. Observation point K-Rauta S. Ground water pipes (red dot), soil profiles (black ring), resistivity soundings (black dot) and surface resistivity measurements (black dashed lines).



Figur 58 Förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid södra randzonen av delområde K-Rauta. En koncentrerad infiltration av dagvatten leder sannolikt till en spridning av lösta ämnen i ytliga jordlager med hög genomsläpplighet. Spridningen av lösta ämnen i lermoränen kan dessutom öka genom snabbare transporter via kanaler, sprickor och grovkroniga jordlager (streckade pilar), speciellt inom delområdet K-Rauta där den omättade zonen är mäktigare.

Figure 58. Proposed emission model for chloride and sulfate in the southern peripheral zone of subarea K-Rauta. A concentrated infiltration of storm water is likely to generate horizontal transports of dissolved substances in shallow soil layers with high permeability. The migration of dissolved substances in the clay till may increase by faster transports through channels, cracks and coarse grained soil layers (dashed arrows), especially in the subarea K-Rauta where the unsaturated zone is thicker.

Figur 58 visar ett förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat i den södra randzonen av delområde K-Rauta, dvs. vid observationspunkt K-Rauta S. Observationsrör K-Rauta S1 är placerat strax söder om den asfalterade körvägen, medan observationsrör S2 och S3 är placerade i gräsytan norr om körbanan. Observationsrör K-Rauta S2 är perforerat från 5 m ned till 6 meter under markytan, medan rör K-Rauta S1 är perforerat från 4,5 m ned till 5,5 meter under markytan och rör K-Rauta S3 från 7 m ned till 9 meter under markytan. Mellanrummet mellan röret och borrhållet har tätats med bentonit vid observationsrör K-Rauta S2 och S3, men inte vid rör K-Rauta S1. Rör K-Rauta S3 gjordes djupare än K-Rauta S1 eftersom det senare röret har varit torrt vid flera provtagningstillfällen. Halterna av klorid och sulfat har varierat mellan 68 och 270 mg/l respektive 140 och 230 mg/l i vattenprover från observationsrör K-Rauta S1 och S3, utom vid ett tillfälle då halterna var 3-4 gånger högre. De uppmätta grundvattennivåerna i rören har varierat mellan 21,8 och 23,0 möh, eller mellan 5,4 och 6,7 meter under markytan, vilket är de lägsta uppmätta nivåerna inom hela undersökningsområdet.



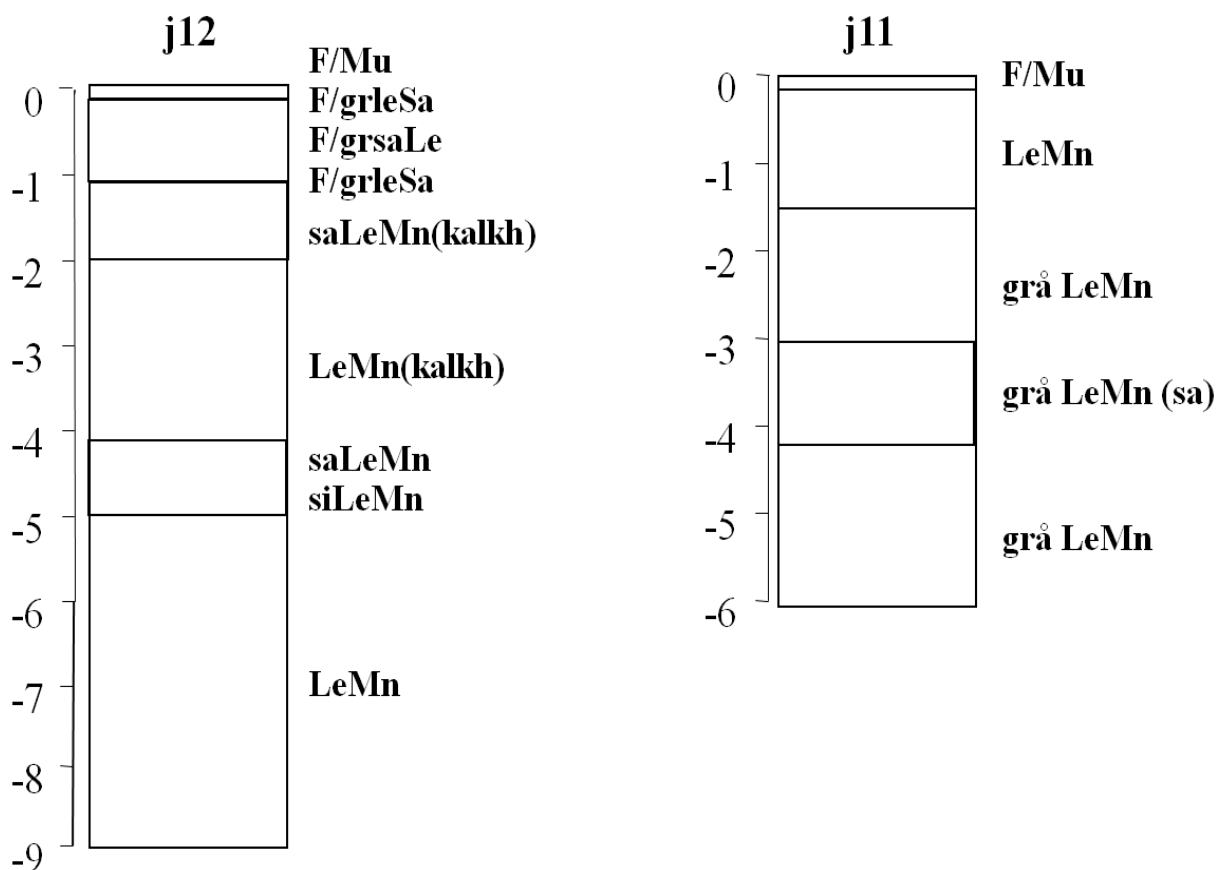
Figur 59. Resistivitetssektion (Ωm) som är parallella med asfaltkanten (Resistivitetsmätning geo 3). Resistivitetsmodell för en 25 cm bred vertikal skiva mellan 0 och 0,25 m från asfaltkanten. Alla profilerna redovisas i bilaga C.

Figure 59. Resistivity section (Ωm) which is parallel to the asphalt edge (Resistivity measurement geo 3). Resistivity model for a 25 cm wide vertical section between 0 and 0.25 m from the asphalt edge. All sections are presented in Annex C,

Tidigare resistivitetsmätningar på leriga moräner och lermoräner tyder på att resistiviteten i lermoränen är låg, i storleksordningen 30 – 60 Ωm (se kap. 3.1.5). Ytliga lager med mycket högre resistivitet (upp till flera hundra Ωm) i figur 59 som minskar i tjocklek med ökande

avstånd från asfaltkanten (Bilaga C) tyder på att körbanans bär- och förstärkningslager sticker ut under asfaltsbeläggningen. Jordartsprofilerna j11 och j12 tyder på att de översta jordlagren i gräsyrtorna norr om körbanan kan variera från tunna skikt med mulljord till blandningar med grus, sand och lera (Figur 60).

Vertikala zoner som övergår i ett horisontellt lager med mycket låg resistivitet ($< 20 \Omega\text{m}$), se bilaga 3, kan tyda på att detta har skett en spridning av salter i de övre jordlagren, ned till 2-2,5 meters djup.



Figur 60. Jordartsprofil j11 och j12.

Figure 60. Soil profile j11 and j12.



Figur 61 Vattensamlingar utmed asfaltkanten.

Figure 61. Water collections along the asphalt edge.

Omfattande vattensamlingar utmed asfaltkanten vid häftiga regn (Figur 61) tyder på en koncentrerad infiltration av dagvatten utanför asfaltkanten.

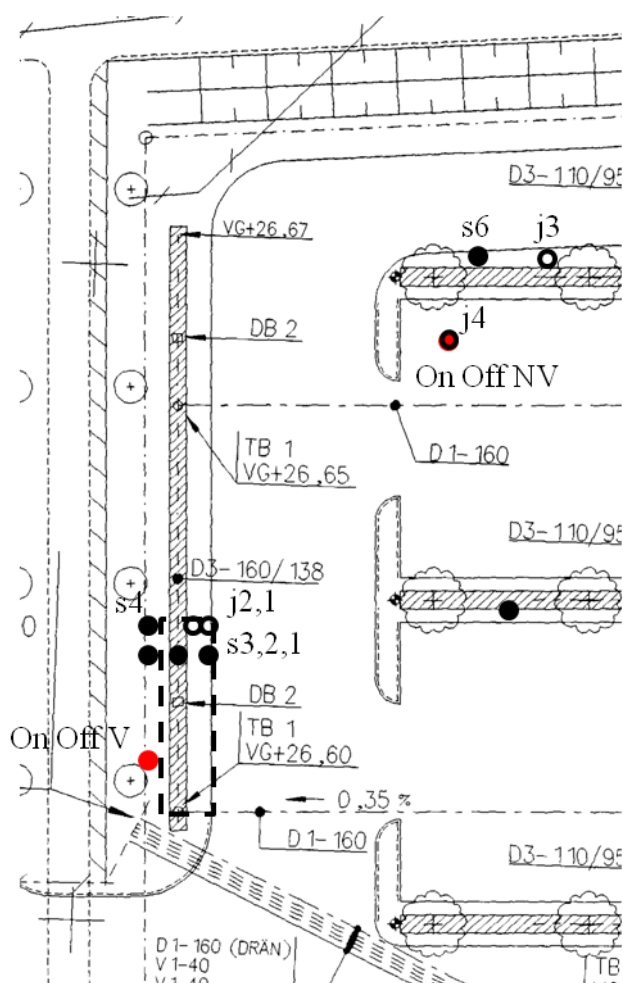
Simuleringar av emissionsscenario 1 (se figur 17 och bilaga F) tyder på att en koncentrerad infiltration av dagvatten i randzonen ger upphov till horisontella masstransporter av lösta ämnen (om lermoränen är anisotrop med en låg vertikal hydraulisk konduktivitet) i de övre jordlagren som kan dräneras av fördröjningsmagasin samt lednings- och rörgravar. Ett nätverk av kanaler, sprickor och lager med grövre material i de övre delarna av lermoränen kan förklara områdena med låg resistivitet i resistivitetsmodellerna (Figur 59 och bilaga 3). Kanaler och sprickor kan vara naturliga (se kap. 2.3) eller de kan ha bildats under eller efter anläggningsfasen.

6.2 Emissioner vid fördröjningsmagasin

Emissioner av klorid och sulfat vid fördröjningsmagasin har studerats i två olika observationspunkter

- On Off NV
- K-Rauta NV

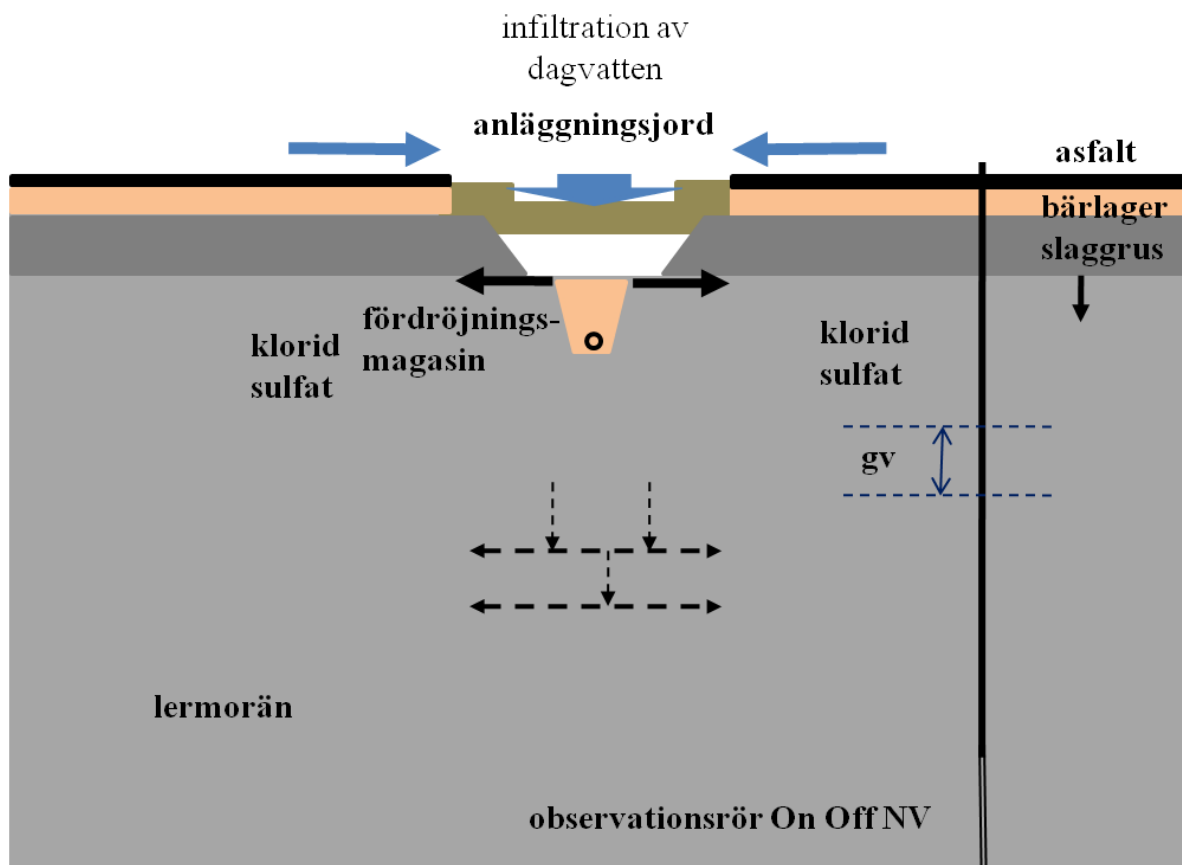
6.2.1 Observationspunkt On Off NV



Figur 62 Observationspunkt On Off NV. Observationsrör (röd prick), jordartsprofiler (svart ring) och resistivitetssonderingar (svart prick).

Figure 62. Observation point On Off NV. Ground water pipes (red dot), soil profiles (black ring) and resistivity soundings (black dot).

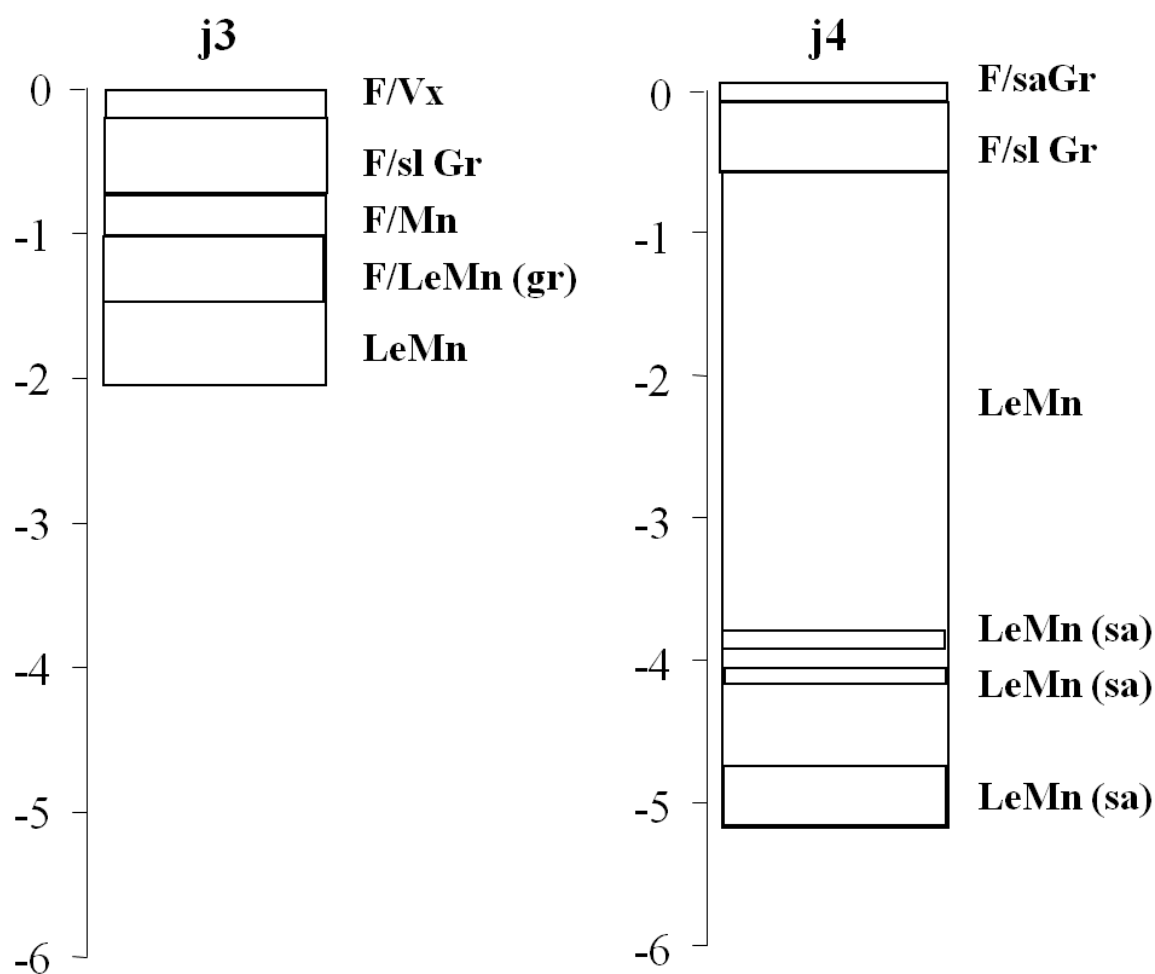
Observationspunkten On Off NV är placerad i det nordvästra hörnet av delområde On Off (Figur 60) vid ett dränerat fördröjningsmagasin. Undersökningen baseras på resultat från ett observationsrör (On Off NV), två analyser av jordartsprofiler (j3 och j4) och en resistivitetssondering (s6).



Figur 63. Förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid dränerade fördröjningsmagasin i delområde On Off. Förorenade dag- och lakvatten som läcker från magasinet kan spridas via mera genomsläppliga lager och via närverk av kanaler och sprickor i lermoränen (streckade pilar).

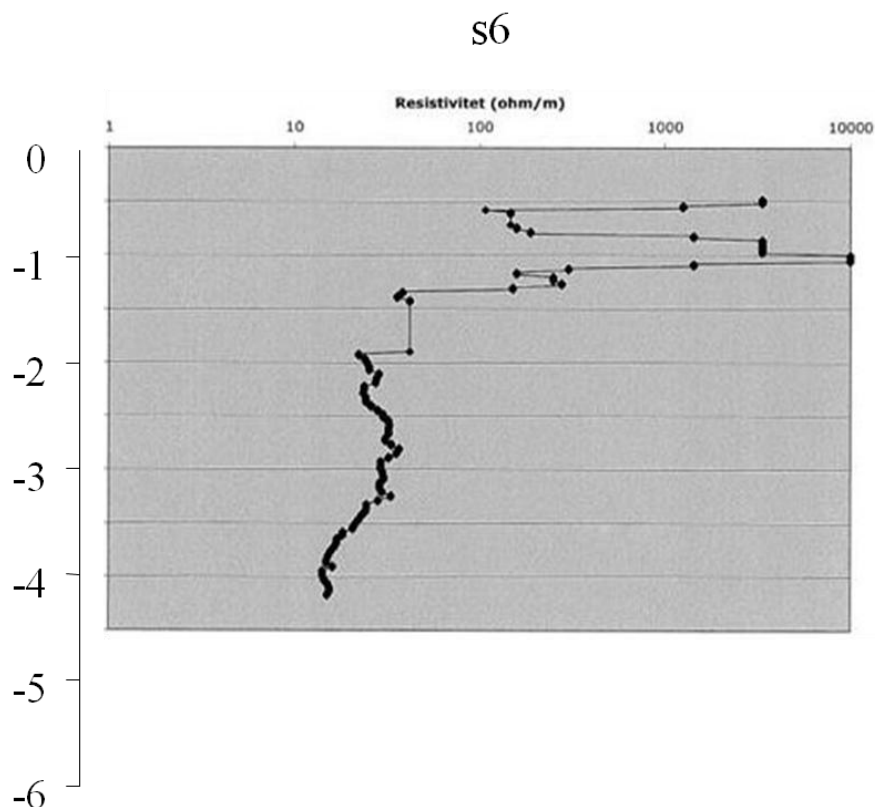
Figure 63. Proposed emission model for chloride and sulfate at drained detention trenches in subarea On Off. Contaminated storm waters and leachates leaking from the trench can migrate through more permeable layers and through networks of channels and cracks in the clay till (dashed arrows).

Figur 63 visar ett förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid dränerade fördröjningsmagasin i delområde On Off, dvs. vid observationspunkt On Off NV. Fördröjningsmagasinet är täckt och ytan är utformad som ett gräsbevuxet u-format dike. Diket är 3 m brett och botten ligger ca 2 dm under asfaltkanterna. Avståndet mellan fördröjningsmagasinen är ca 16 m, vilket gör att ett magasin inom parkeringsytorna avvattnar i storleksordningen 16 m asfalt. Observationsrör On Off NV är placerat ca 3 m söder om magasinets södra asfaltkant. Röret är perforerat från 3,3 m ned till 4,3 meter under markytan och mellanrummet mellan röret och borrhållet har tätats med bentonit. Ett vattenprov från röret innehöll 437 mg Cl/l och 312 mg SO₄/l. Grundvattennivån i röret har vid ett tillfälle uppmätts till 26,2 möh eller 2,0 meter under markytan.



Figur 64 Jordartsprofil j3 och j4.

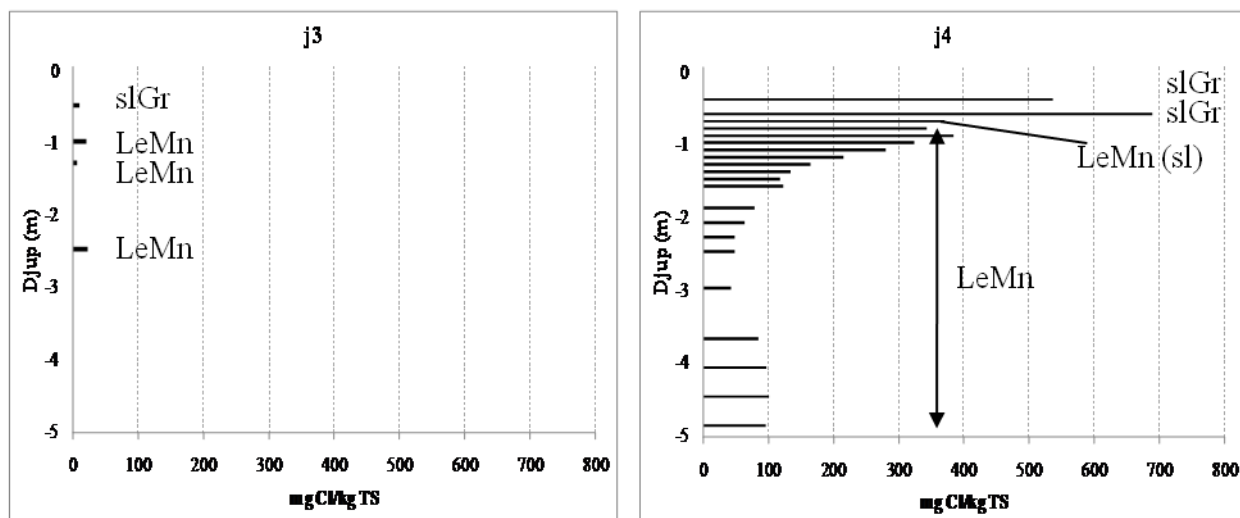
Figure 64. Soil profile j3 and j4.



Figur 65. Skenbar resistivitet (Ωm) från sondering s6.

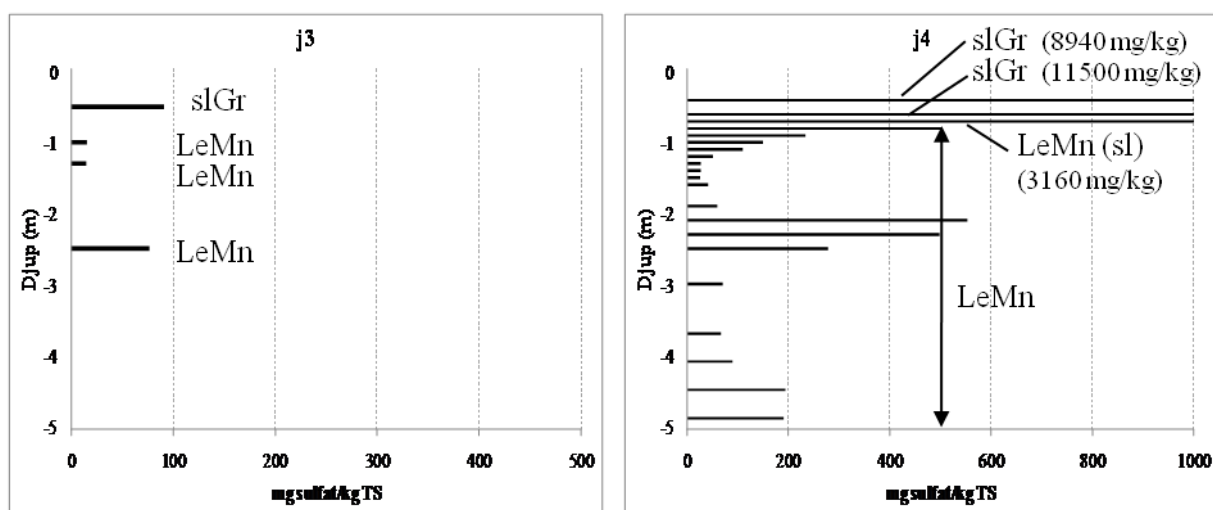
Figure 65. Apparent resistivity (Ωm) from sounding s6.

Tidigare resistivitetsmätningar på leriga moräner och lermoräner tyder på att resistiviteten i lermoränen är låg, i storleksordningen 30 – 60 Ωm (se kap. 3.1.5). Ytliga lager av slaggrus i sekvens j3 (Figur 64) och med mycket högre resistivitet (flera hundra Ωm) i sondering s6 (Figur 65) tyder på att överbyggnadens förstärkningslager, se sekvens j4 i figur 64, sticker ut under asfaltkanten. Enligt en planritning över fastigheten skall dräneringsrörets (diameter 110 mm) vattengång vara 27 möh, vilket motsvarar ungefär 1,2 meter under markytan. Fördröjningsmagasinets botten ligger då troligen ytterligare någon dm djupare, se magasinet i västra randzonen (kap. 6.1.1.).



Figur 66. Vattenlösliga mängder av klorid (mg/kg TS) i jordartsprofil j3 och j4.

Figure 66. Water soluble quantities of chloride (mg/kg TS) in soil profile j3 and j4.



Figur 67. Vattenlösliga mängder av sulfat (mg/kg TS) i jordartsprofil j3 och j4. Observera att skalan på de horisontella axlarna varierar.

Figure 67. Water soluble quantities of sulfate (mg/kg TS) in soil profile j3 and j4. Note that the scale on the horizontal axis varies.

De vertikala profilerna från kanten av fördröjningsmagasinet (sekvens j3 i figur 66) tyder på låga halter av vattenlöslig klorid i såväl slaggrus som moränlager i anslutning till magasinet, som är på samma nivå som halterna i referensprofilen (Figur 26). Halterna av sulfat (sekvens j3 i figur 67) är däremot högre i slaggruset och på 2,5 meters djup i moränen jämfört med nivåerna i referensprofilen. Resistivitetssondering s6 (Figur 65) indikerar två nivåer med lägre

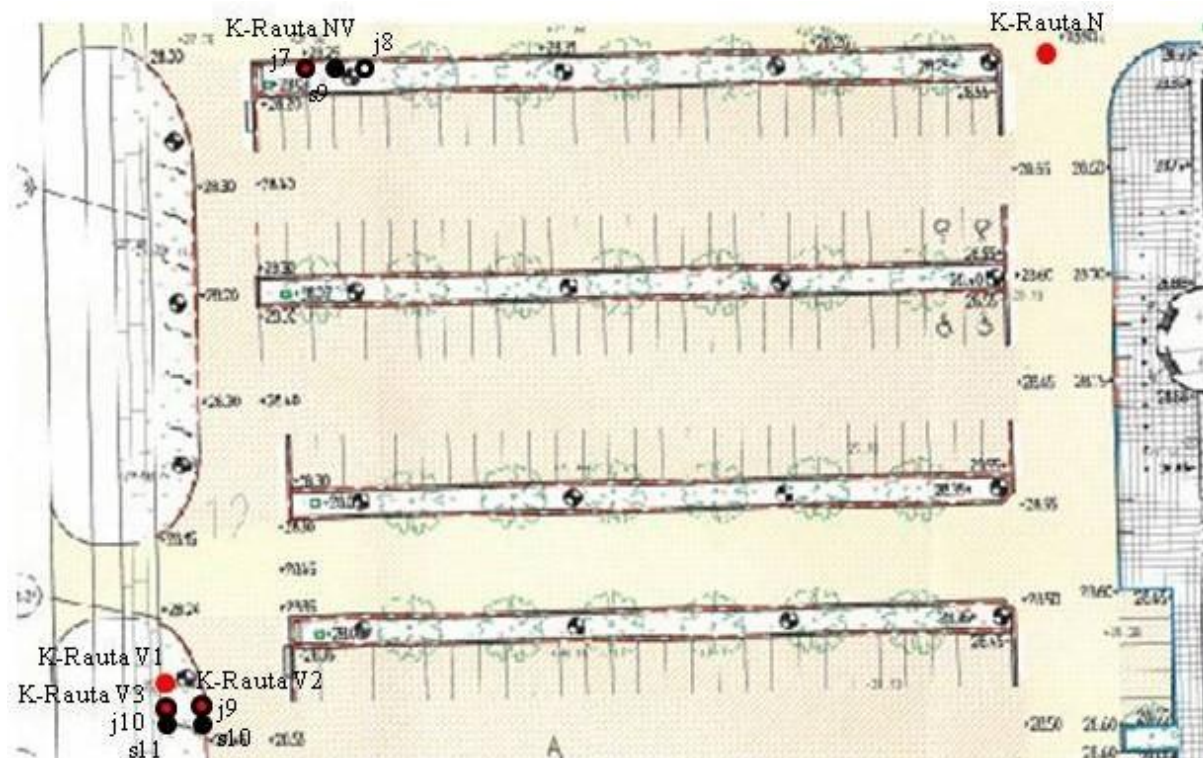
resistivitet ($< 20 \Omega\text{m}$); en nivå vid 1,5-2,0 meter under markytan och en annan nivå kring 4 meter under markytan. Den övre nivån är otydlig pga. mättekniska problem.

De vertikala profilerna i anslutning till observationsröret indikerar förhöjda halter av vattenlöslig klorid (sekvens j4 i figur 66) och sulfat (sekvens j4 i figur 67) under slaggruset. De översta 4 decimetrarna av lermoränen innehåller mellan 300 och 400 mg Cl/kg TS. Sedan sjunker halterna snabbt och på 1,5 meters djup (0,9 m under slaggruset) har halterna sjunkit till 120 mg Cl/kg TS. Halterna fortsätter sedan att sjunka och vid 2,3 meters djup (1,7 m under slaggruset) planar de ut mellan 40 och 50 mg Cl/kg TS. Redan innan 4 meters djup börjar halterna åter stiga och planar sedan ut vid 100 mg Cl/kg TS mellan 4 och 5 meters djup. Strax under slaggruset innehåller lermoränen mer än 3000 mg vattenlöslig sulfat/kg TS (sekvens j4 i figur 67). Halten sjunker sedan snabbt och på 1,2 meters djup (0,6 m under slaggruset) är halten strax under 30 mg sulfat/kg TS. Ytterligare två nivåer med kraftigt förhöjda sulfathalter jämfört med referensprofilen (Figur 26) kan noteras i sekvens j4; en mellan 2,0 och 2,3 meter under markytan (1,4-1,7 m under slaggruset) och en mellan 4,4 och 4,9 meter under markytan (3,8-4,3 m under slaggruset). Dessa nivåer sammanfaller relativt väl med områdena med låg resistivitet i sonderingsprofilen s6 (Figur 65).

Simuleringar av emissionsscenario 2 (se figur 18 och bilaga F) tyder på att läckage av dag- och lakvatten från fördröjningsmagasinet kan förklara den övre nivån med låg resistivitet i sondering s6 (Figur 65). Ett nätverk av kanaler, sprickor och lager med grövre material i lermoränen kan förklara förekomsten av lager med förhöjda klorid- och sulfathalter (Figur 66 och 66) och låga resistiviteter (Figur 65) på djupare nivåer samt förhöjda salthalterna i vatten från observationsrör On Off NV. Kanalerna och sprickorna kan vara naturliga (se kap. 2.3) eller de kan ha bildats under eller efter anläggningsfasen. Koncentrationsgradienterna för klorid och sulfat under slaggruset indikerar långsamma spridningsförlopp under asfaltsbeläggningarna när vattenflödet är ytterst begränsat.

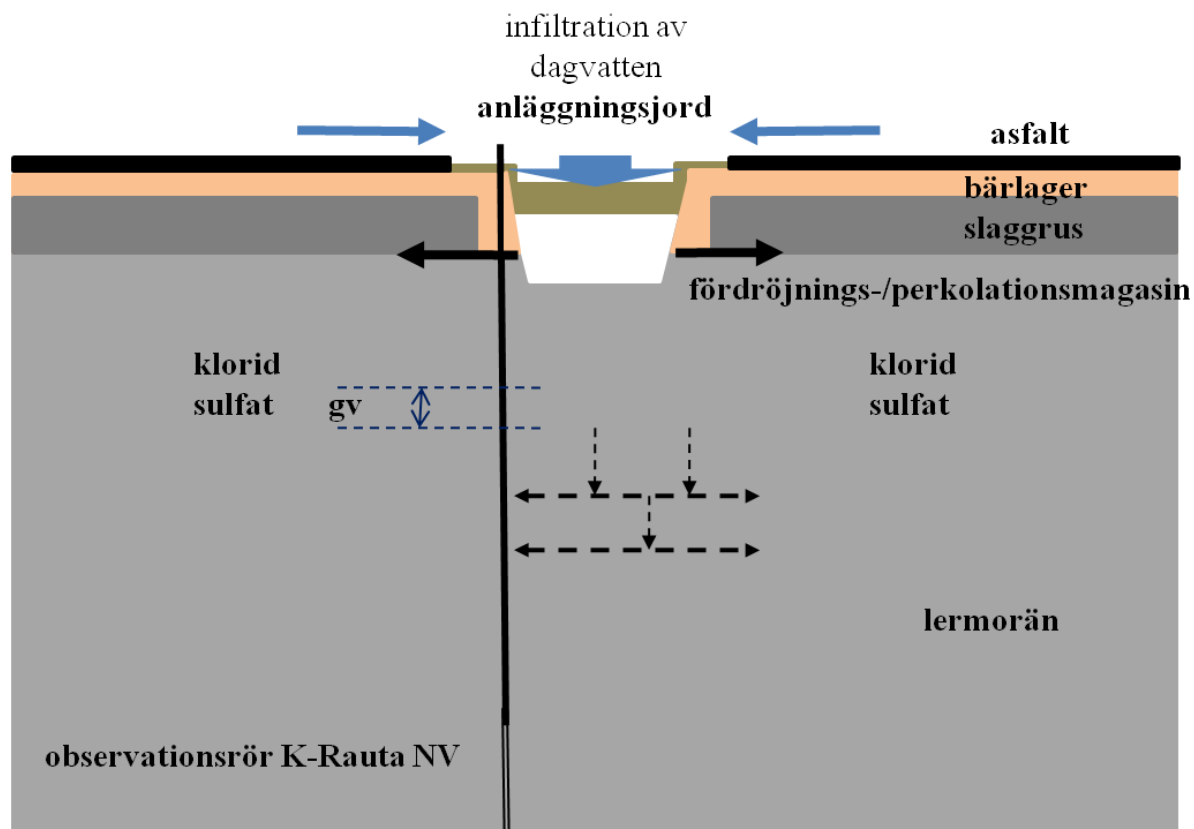
6.2.2 Observationspunkt K-Rauta NV

Observationspunkt K-Rauta NV är placerad i det nordvästra hörnet av delområde K-Rauta (Figur 68) vid ett kombinerat fördröjnings- och perkolationsmagasin. Undersökningen baseras på ett observationsrör (K-Rauta NV), två analyser av jordartssekvenser (j7 och j8) och en resistivitetssondering (s9).



Figur 68. Observationspunkt K-Rauta NV. Observationsrör (röd prick), jordartsprofiler (svart ring) och resistivitetssonderingar (svart prick).

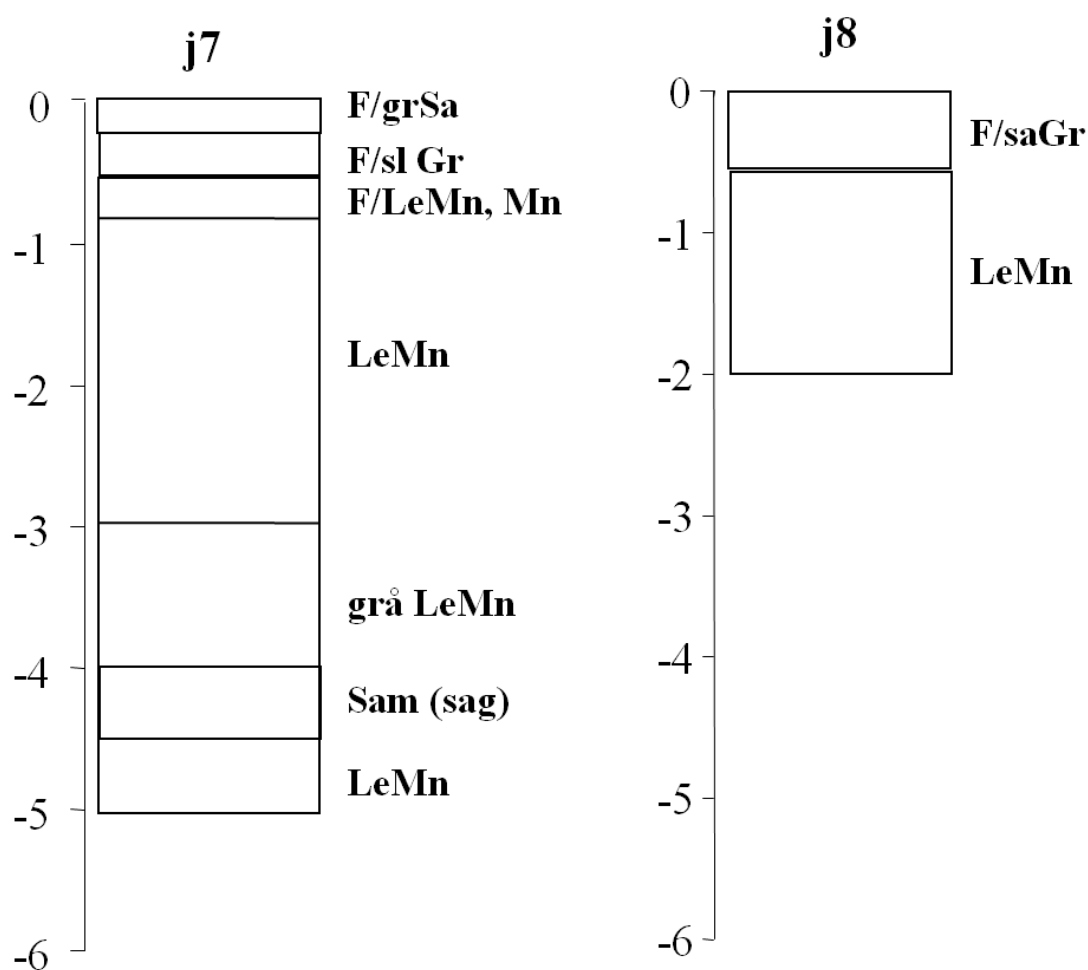
Figure 68. Observation point K-Rauta NV. Ground water pipes (red dot), soil profiles (black ring) and resistivity soundings (black dot).



Figur 69. Förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid kombinerade fördröjnings- och perkulationsmagasin inom delområde K-Rauta. Förorenade dag- och lakvatten som läcker från magasinet kan spridas via mera genomsläppliga lager och via närverk av kanaler och sprickor i lermoränen (streckade pilar).

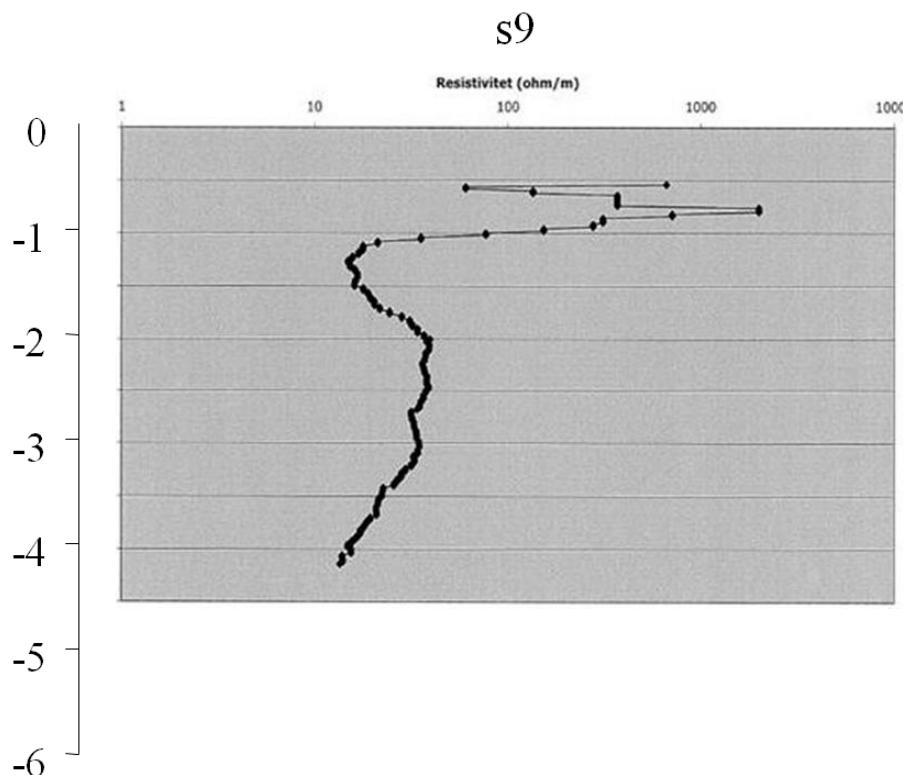
Figure 69. Proposed emission model for chloride and sulphate at combined detention and percolation trenches in subarea K-Rauta. Contaminated storm waters and leachates leaking from the trench can migrate through more permeable layers and through networks of channels and cracks in the clay till (dashed arrows).

Figur 69 visar ett förslag på spridningsmodell för klorid och sulfat vid kombinerade fördröjnings- och perkolationsmagasin inom delområde K-Rauta, dvs. vid observationspunkt K-Rauta NV. Fördröjningsmagasinet är täckt och ytan är utformat som ett gräsbevuxet u-format dike. Diket är ca 3 m brett och botten ligger ca 2 dm under asfaltkanterna. Avståndet mellan fördröjningsmagasinen är ca 16 m, vilket gör att ett magasin inom parkeringsytorna avvattnar i storleksordningen 16 m asfalt. Observationsrör K-Rauta NV är placerat i norra kanten av magasinet. Röret är perforerat från 2,7 m ned till 3,7 meter under markytan och mellanrummet mellan röret och borrhållet har tätats med bentonit. Halterna av klorid och sulfat i vattenprover från röret har varierat mellan 550 och 720 mg/l respektive 560 och 720 mg/l vid två provtagningstillfällen. Grundvattennivån i röret har varierat mellan 26,8 eller 27,0 möh (Tabell 3), eller mellan 1,5 och 1,7 meter under markytan.



Figur 70. Jordartsprofil j7 och j8.

Figure 70. Soil profile j7 and j8.

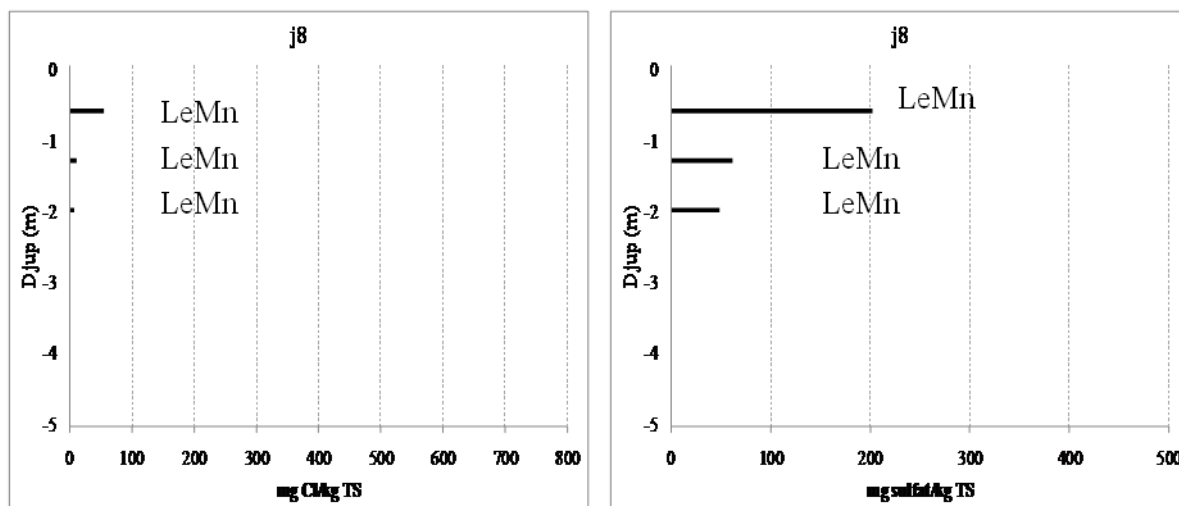


Figur 71. Skenbar resistivitet (Ωm) från sondering s9.

Figure 71. Apparent resistivity (Ωm) from sounding s9.

Tidigare resistivitetsmätningar på leriga moräner och lermoräner tyder på att resistiviteten i lermoränen är låg, i storleksordningen 30 – 60 Ωm (se kap. 3.1.5). Ytliga lager av grusig sand ovanpå slaggrus i sekvens j7 och sandigt grus i sekvens j8 (Figur 70) med mycket högre resistivitet (flera hundra Ωm) i sondering s9 (Figur 71) tyder på att överbyggnadens bär- och förstärkningslager sticker ut under asfaltkanten. Till skillnad från fördröjningsmagasinen inom delområde On Off så saknar magasinen inom delområde K-Rauta dräneringsrör. I lågpunkten av diket finns däremot en dagvattenbrunnen.

De vertikala profilerna från kanten av magasinet (profil j8 i figur 72) tyder på något förhöjda halter av vattenlöslig klorid i moränen strax under sand/grus-lagret (0,6 meters djup) jämfört med halterna i referensprofilen (Figur 26). På större djup (1,3 och 2 meter under markytan) är halterna i nivå med halterna i referensprofilen. Halterna av sulfat (sekvens j8 i figur 72) uppvisar samma mönster, men koncentrationerna är generellt högre jämfört med halterna i referensprofilen (Figur 26). Resistivitetssondering s9 (Figur 71) indikerar två nivåer med lägre resistivitet ($< 20 \Omega\text{m}$); en nivå mellan 1,0 och 1,7 meter under markytan och en annan nivå kring 4 meter under markytan, dvs. en resistivitetsprofil som liknar den vid fördröjningsmagasinet i delområde On Off (Figur 65).



Figur 72. Vattenlösliga mängder av klorid och sulfat (mg/kg TS) i jordartsprofil j8.

Figure 72. Water soluble quantities of chloride and sulphate (mg/kg TS) in soil profile j8.

Simuleringar av emissionsscenario 2 (se figur 18 och bilaga 6) tyder på att läckage av dag- och lakvatten från fördröjnings-/perkulationsmagasinet kan förklara den övre nivån med låg resistivitet i sondering s9 (Figur 71) och den höga sulfathalten i profil j8 (Figur 72). Ett nätverk av kanaler, sprickor och lager med grövre material i lermoränen kan förklara förekomsten låga resistiviteter (Figur 71) på djupare nivåer samt förhöjda salthalterna i vatten från observationsrör K-Rauta NV. Kanalerna och sprickorna kan vara naturliga (se kap. 2.3) eller de kan ha bildats under eller efter anläggningsfasen.

7 FLÖDEN AV KLORID OCH SULFAT

Exploateringen av undersökningsområdet och byggandet av olika byggnader och anläggningar (parkeringsplatser och körbanor) har förändrat flödet av klorid och sulfat i området (se figur 19 och 20).

I samband med uppförandet av byggnader och anläggningar sker en tillfällig ökning av inflödet av klorid och sulfat till området. I denna studie kommer det ökade inflödet av klorid och sulfat till följd av användningen av slaggrus i parkeringsplatser och körbanor att beaktas. Andra tillfälliga flöden som t.ex. användningen av gipsskivor i byggnader kommer däremot inte beaktas i denna studie. Upplagrade mängder av olika ämnen i byggnader och anläggningar kan sedan spridas till omgivningarna under lång tid.

Underhållet av byggnaderna och anläggningarna kan däremot ge upphov till återkommande flöden av olika ämnen till området. I denna studie kommer enbart inflödet i samband med saltning med NaCl för halkbekämpning att beaktas. En stor mängd av den tillförda mängden kommer emellertid snabbt att ledas bort från området vid dagvattenssystemet.

Det finns emellertid en risk för att det ökade inflödet av klorid och sulfat till området kan spridas ner i moränen och i värst fall till grundvattenakvifären i berggrunden under moränen.

7.1 Inflöde till undersökningsområdet

Före exploateringen av undersökningsområdet dominerade sannolikt det atmosfäriska nedfallet nettoinflödet av klorid och sulfat till området. Användningen av slaggrus gav sedan upphov till ett stort tillfälligt inflöde av klorid och sulfat, medan upprepade saltningar med NaCl för halkbekämpning har gett upphov till återkommande inflöden av klorid.

7.1.1 Atmosfärisk deposition (AD)

Den årliga depositionen från atmosfären (g/m^2) av klorid och sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) vid 6 mätstationen utmed västkusten mellan 1997 och 1999 presenteras i tabell 8. Värdena som baseras på månadsprovtagning tyder på att depositionen av klorid utmed västkusten kan variera mellan 1,5 och 3,6 g/m^2 , medan depositionen av sulfat kan variera mellan 0,4 och 1,0 g/m^2 .

Maxe [28] fann att depositionen av klorid i södra Sverige ökade österut, från 6 g/m^2 i de västra delarna till 1 g/m^2 i de östra delarna. Månadsvärden för depositionen av klorid och sulfat vid mätstation Rörvik (Kungsbacka kommun) under perioden 1997 – 1999 tyder på stora tidsmässiga variationer (Tabell 9). Kustnära mätningar av Lövblad [29] indikerar tydliga säsongsvariationer för kloridhalterna i nederbörden. De högsta halterna uppmättes under senhöst (oktober-november) under starka stormar. Gustafsson et al. [30] konstaterade att västvindarnas styrka och mängden nederbörd var de viktigaste faktorerna som påverkar den tidsmässiga variationen och den rumsliga fördelningen. Den årliga saltdepositionen påverkas också mycket av enskilda cykloner med högt saltinnehåll. I södra Sverige är även kloridhalterna i skogsmark högre i de västra delarna än i de östra enligt Johansson et al. [31].

De västra kustområdena uppvisar också förhöjda kloridhalter i mark- och grundvatten (Tabell 10).

Tabell 8. Årlig deposition från atmosfären (g/m^2) av klorid och sulfat ($\text{SO}_4\text{-S}$) vid 6 mätstationer utmed västkusten [32].

Mätstation	Granan	Svartedalen	Rörvik	Boa-berg	Vavihill	Arup
Klorid						
1997	1,52	2,78	1,67	2,10	2,74	1,56
1998	2,08	2,85	2,38	2,43	2,64	1,59
1999	2,67	3,58	3,39	2,70	2,26	1,61
Sulfat						
1997	0,62	0,68	0,45	0,74	0,96	0,60
1998	0,62	0,73	0,46	0,70	0,87	0,68
1999	0,77	0,91	0,57	0,72	0,67	0,53

Tabell 9. Månadsdeposition från atmosfären (g/m^2) av klorid vid mätstation Rörvik [32].

	1997	1998	1999	1997	1998	1999
	Klorid			Sulfat		
Januari	0,063	0,158	0,263	0,039	0,024	0,048
Februari	0,39	0,249	0,212	0,063	0,046	0,035
Mars	0,093	0,196	0,072	0,023	0,024	0,076
April	0,128	0,029	0,471	0,032	0,042	0,035
Maj	0,036	0,054	0,028	0,025	0,022	0,026
Juni	0,025	0,26	0,133	0,035	0,068	0,061
Juli	0,043	0,259	0,049	0,029	0,033	0,036
Augusti	0,023	0,21	0,044	0,033	0,043	0,041
September	0,234	0,072	0,047	0,066	0,028	0,046
Oktober	0,452	0,71	0,525	0,044	0,072	0,059
November	0,029	0,071	0,114	0,018	0,016	0,017
December	0,148	0,113	1,436	0,041	0,044	0,088

Tabell 10. Kloridhalter i markvatten och grundvatten ([33], [34]).

	Kloridhalt i markvatten	Kloridhalt i grundvatten
	mg/l	mg/l
Götaland (västkusten)	10 - >20	20
Svealand	2,5 – 10	5
Norrland	< 2,5	5

Undersökningsområdet omfattar kvarteren Gylfe 1 och 6 samt delar av fastigheterna Vintrie 13:1 och 24:3. Totalt berörs en yta på ungefär 11,5 ha, inklusive byggnader, parkeringsplatser, körbanor, fördröjnings- och perkolationsmagasin samt randzoner med gräsytor, fördelat på

- Bauhaus 4,3 ha
- On Off 3,3 ha
- K-Rauta 3,9 ha

Om man antar att det årliga atmosfäriska nedfallet av klorid inom undersökningsområdet har varit i genomsnitt 4 g/m^2 under perioden 2000 till 2008 så skulle ungefär 460 kg klorid tillförts området varje år genom atmosfäriskt nedfall (Tabell 11). Antar man att det årliga nedfallet av sulfat beräknat som SO_4 (inte som $\text{SO}_4\text{-S}$) under samma period har varit i genomsnitt 3 g/m^2 så skulle ungefär 345 kg sulfat tillförts området varje år (Tabell 12).

Tabell 11. Den totala atmosfäriska depositionen av klorid (kg) på undersökningsområdet sedan anläggandet av parkeringsplatsen vid delområde Bauhaus.

	Bauhaus	On Off	K-Rauta	TOTALT
2000 (från maj)	100	77	91	268
2001	172	132	156	460
2002	172	132	156	460
2003	172	132	156	460
2004	172	132	156	460
2005	172	132	156	460
2006	172	132	156	460
2007	172	132	156	460
2008 (tom juni)	86	66	78	230
2008	1 390	1 067	1 261	3 718

Tabell 12. Den totala atmosfäriska depositionen av sulfat (kg) på undersökningsområdet sedan anläggandet av parkeringsplatsen vid delområde Bauhaus.

	Bauhaus	On Off	K-Rauta	TOTALT
2000 (from maj)	75	58	68	201
2001	129	99	117	345
2002	129	99	117	345
2003	129	99	117	345
2004	129	99	117	345
2005	129	99	117	345
2006	129	99	117	345
2007	129	99	117	345
2008 (tom juni)	65	50	59	174
2008	1 043	801	946	2 790

7.1.2 Saltning (S)

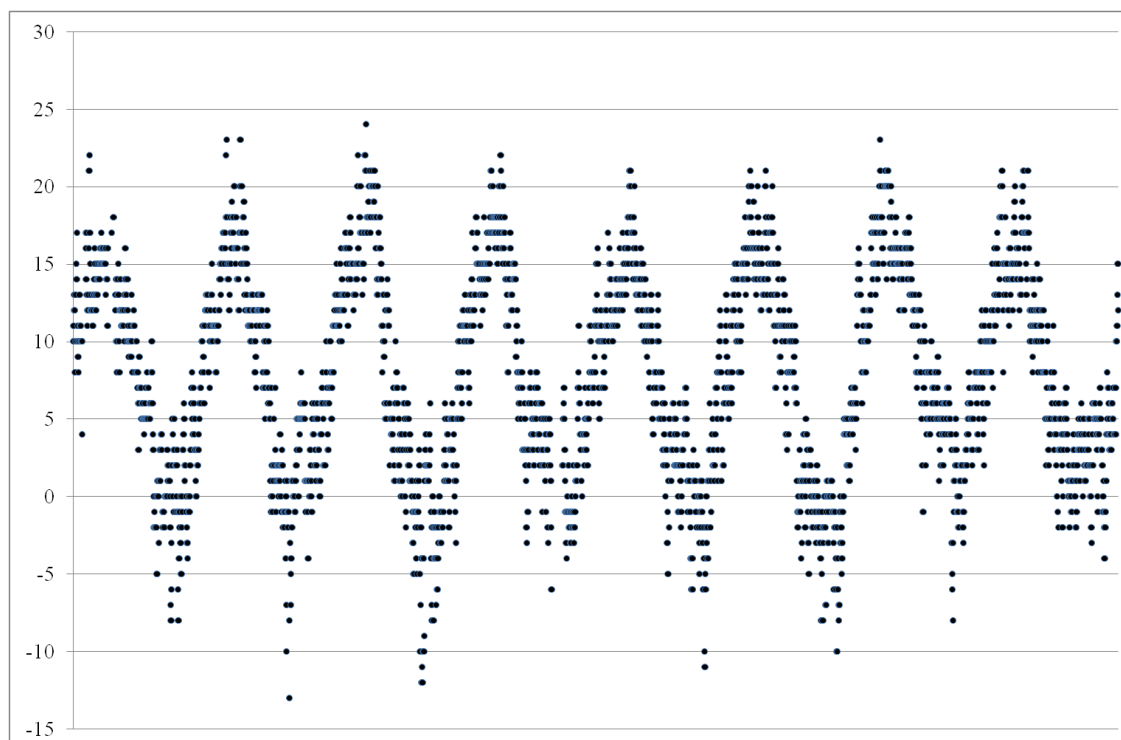
Klorid kan tillföras undersökningsområdet under vintersäsongen genom saltning av körbanor och parkeringsytor. Vinterhållningen för samtliga delområden samt en fastighet med butiken Dormy sköts av Sesab. Vid varje saltningsrunda används ca 1 ton vägsalt (Baric personlig kommunikation). De asfalterade ytorna inom de olika delområdena, exklusive inhägnade öppna lagerutrymmen, har uppskattats till 1,7 ha (Bauhaus), 1,4 ha (On Off) och 1,1 ha (K-Rauta). Parkeringsytor och körbanor i anslutning till Dormy har uppskattats till 0,4 ha. Detta innebär att vägsaltet i först hand sprids på en yta av ungefär 4,5 ha.

Vägsalt innehåller minst 98 % ren NaCl. Resten av saltet består huvudsakligen av gips (CaSO_4) och fukt samt små mängder natriumferrocyanid ($\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \times 3\text{H}_2\text{O}$). Snö och is kan smältas ned till $-12\text{ }^\circ\text{C}$ mha vägsalt [35]. Ett kg NaCl innehåller ungefär 60 vikt-% Cl och 40 vikt-% Na.

Tabell 13. Uppskattade saltgivor på asfaltsyterna inom undersökningsområdet under vintersäsongerna 2005/06, 2006/07 och 2007/08 enligt bearbetade uppgifter från Baric (personlig kommunikation).

Vintersäsong	kg NaCl/m ²	kg Cl/m ²
2005/06	1,1	0,7
2006/07	0,3	0,2
2007/08	0,3	0,2

Under vintersäsongen 2000/01 saltade Vägverket det statliga vägnätet i Skåne med 4-6 ton/km, vilket motsvarar ungefär 0,53-0,80 kg/m². En uppskattning av de årliga saltgivorna per m² inom undersökningsområdet under perioden 2005 – 2008 som baseras på uppgifter från Sesab (Baric personlig kommunikation) presenteras i tabell 13. Perioden innehåller tre vintersäsonger med kraftigt varierande saltgivor. Den höga saltgivan under vintersäsongen 2005/06 sammanfaller med en period med låga dygnsmedeltemperaturer under vinterhalvåret jämfört med vintersäsongerna 2006/07 och 2007/08 enligt uppgifter från Sturups flygplats (Figur 73).



Figur 73. Dygnsmedeltemperaturvärden från Sturups flygplats mellan maj 2000 och april 2008 [36].

Figure 73. Daily mean temperature values from Sturup Airport between May 2000 and April 2008 [36].

Det uppskattade inflödet av klorid till de olika delområdena via saltning under perioden 2000 – 2008 (Tabell 14) baseras på temperaturvariationerna i figur 68 och saltgivorna i tabell 13. Höga saltgivor (0,7 kg Cl per m²) har förutom vintersäsongen 2005/05 även tilldelats säsongen 2002/03. Övriga vintersäsonger har tilldelats de lägre saltgivorna (0,2 kg Cl per m²) i tabell 13.

Tabell 14. Inflödet av klorid (kg) till de olika delområdena vid användning av vägsaltning.

Säsong	Bauhuas	ON Off	K – Rauta	TOTALT
2000/01	3 400			3 400
2001/02	3 400	2 800		6 200
2002/03	11 900	9 800		21 700
2003/04	3 400	2 800		6 200
2004/05	3 400	2 800		6 200
2005/06	11 900	9 800	7 000	28 700
2006/07	3 400	2 800	2 000	8 200
2007/08	3 400	2 800	2 000	8 200
2000-2008	44 200	33 600	11 000	88 800

Uppskattningarna i tabell 14 tyder på att det har skett en markant ökning av inflödet av klorid till undersökningsområdet genom användningen av vägsalt. Även om uppskattningarna är osäkra så tycks det rör sig om en ökning med 10 gånger eller kanske ända upp till 30 gånger eller mer jämfört med den atmosfäriska depositionen. En stordel av saltmängden har emellertid snabbt letts bort från området via dagvattenssystemet.

7.1.3 Användning av slaggrus

Enligt Grönholm (personlig kommunikation) så har ca 40 000 ton (våt vikt) slaggrus använts vid Svågertorp. Om man antar att fukthalten är 20 volym-% så skulle det motsvara ungefär 32 000 ton TS (torrsubstans). En undersökning av slaggrus från Sysav [37] tyder på att 4124 mg Cl/kg TS lakas ut under ett kolonnförsök, vilket kan användas som en uppskattning av totalhalten eftersom kloridjoner är lösliga och mobila. Lakbarheten av SO₄-S vid L/S=10 är 2956 mg/kg TS, vilket motsvarar 8868 mg SO₄ per kg TS. Tillgängligheten kan däremot vara dubbelt så stor, 16500 mg SO₄/kg TS enligt Grönholm (personlig kommunikation).

Tabell 15 Inflödet av klorid (kg) till de olika delområdena.

	Yta (ha)	Mängd (ton TS)	Mängd Cl (kg)
Bauhaus	1,7	13 250	54 600
On Off	1,4	10 950	45 200
K-Rauta	1,0	7 800	32 200
TOTALT	4,1	32 000	132 000

Tabell 16. Inflödet av sulfat (kg) till de olika delområdena med slaggrus.

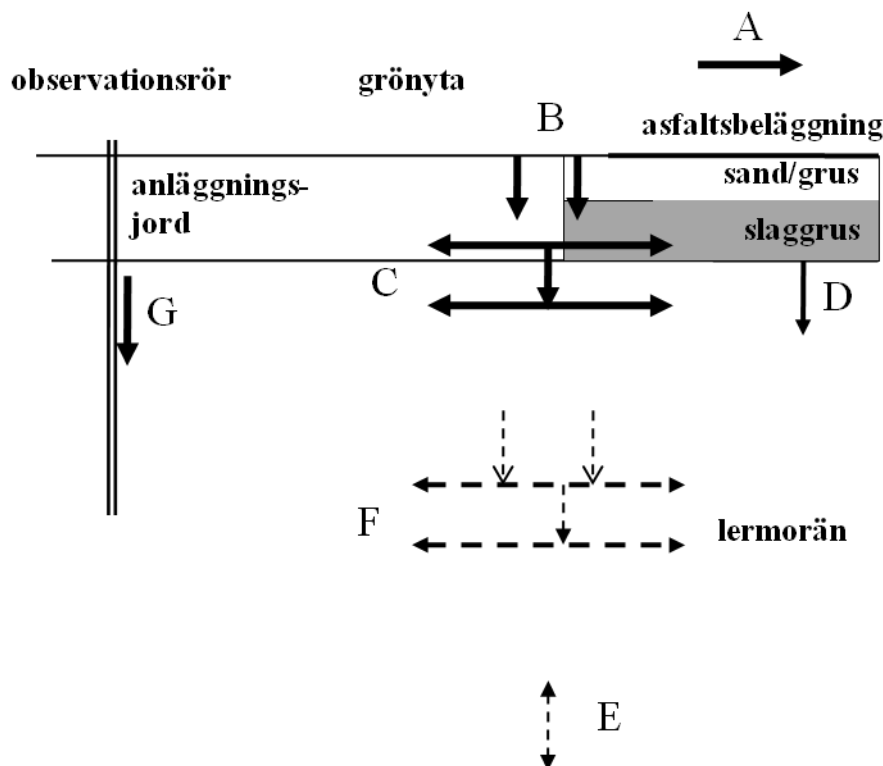
	Yta (ha)	Mängd (ton TS)	Mängd SO ₄ (kg)	
			L/S=10	Tillgänglig
Bauhaus	1,7	13 250	117 500	218 600
On Off	1,4	10 950	97 100	180 700
K-Rauta	1,0	7 800	69 200	128 700
TOTALT	4,1	32 000	283 800	528 000

Användningen av slaggrus vid byggandet av asfalterade parkeringsplatser och körbanor har lett till ett ökat inflöde och en ackumulering av klorid och sulfat i området (Figur 15 och 16). Stora mängder sulfat har sannolikt också ackumulerats i området genom användningen av t.ex. gipsskivor vid uppförandet av olika byggnader. Mängden klorid i tabell 15 kan vara något större än det totala inflödet med vägsalt under perioden 2000-2008 och således mycket större än den atmosfäriska depositionen under perioden 2000-2008. Exploateringen av området har också lett till en ackumulering av stora mängder sulfat i byggnader och anläggningar jämfört med det atmosfäriska nedfallet.

7.2 Spridningsvägar för klorid och sulfat i marklagren

Grundvattenbildningen i undersökningsområdet är sannolikt mycket låg, det är till och med möjligt att den är negativ, dvs. området fungerar som ett utströmningsområde. Uppförandet av byggnader och hårdgjorda ytor minskar infiltrationen av nederbörd i området. En stor del av nettonederbörden (nederbörden minus evapotranspirationen) kommer att ledas bort från området till dagvattennätet via olika dagvattensystem. Infiltrationen av vatten kommer att koncentreras till grönytor i randzoner utanför asfaltkanterna och till perkolationsmagasin. Dagvatten kan även läcka ut i marken från dagvattensystemet (fördröjningsmagasin och fördröjningsdammar). Vatten som infiltrerar ner i marken kommer sannolikt i hög grad snabbt att dräneras bort från området via dräneringar (inklusive dagvattensystemen) och rör- och ledningsgravar.

Avledningen av dagvatten innebär att huvuddelen av kloriderna som tillförts genom användning av vägsalt för halkbekämpning kommer att ledas bort från undersökningsområdet via dagvattensystemet (A i figur 74). En mindre del av dagvattnet kommer emellertid att infiltrera ner i marken vid olika infiltrationsytor (B i figur 74). Dagvatten kan även spridas ner i marken från perkolations- och fördröjningsmagasin. Det kombinerade fördröjnings- och perkolationsmagasinet inom delområdet K-Rauta medför sannolikt att infiltrationen av dagvatten är större inom detta delområde jämfört med övriga delområdena.



Figur 74. Olika spridningsvägar för klorid och sulfat i marklagren.

Figure 74 Different emission pathways for chloride and sulfate in the soil layers.

Den hydrauliska konduktiviteten i lermoräner är vanligtvis mycket låg, men kanaler och sprickor kan öka genomsläppligheten kraftigt (se kap. 2.3). Mängden sprickor minskar dock vanligtvis med ökat djup, vilket gör att genomsläppligheten är störst i de övre lagren. Det är också möjligt att sprickor kan ha bildats i moränen under eller efter anläggningsfasen. En kombination av stora vattenflöden vid infiltrationszonerna (grönytor och fördröjnings- och perkolationsmagasin) och ytliga jordlagren med hög genomsläpplighet (inklusive de övre moränlagren) leder sannolikt till en horisontell utbredning av lösta salter (C i figur 74), speciellt inom delområdena Bauhaus och On Off där grundvattennivåerna är relativt höga. I delområde K-Rauta där den omättade zonen är mäktigare, ökar sannolikt den vertikala utbredningen av salter i lermoränen. Den horisontella spridningen av lösta ämnen ut från undersökningsområdet begränsas troligtvis i hög grad av dräneringar (inklusive fördröjningsmagasin) och lednings- och rörgravar.

Ett nätverk av kanaler och sprickor tillsammans med horisontella lager med högre genomsläppligheten fungerar troligen som transportkanaler för lösta salter och andra ämnen i de övre delarna av lermoränen (F i figur 74). Detta kan förklara förekomsten av lager med förhöjda salthalter på några meters djup och ökande salthalter i grundvatten från olika observationsrör. Snabba förändringarna av vattenkvaliteten (redan efter några månader) i observationsrör som saknar bentonittätning skulle kunna förklaras av snabba transportvägar i mellanrummet mellan observationsröret och borrhålet (G i figur 74).

Resultat från undersökningar under asfaltsbeläggningarna tyder på att transporterna av lösta ämnen från slaggruset ner i lermoränen vid låga vattenflöden är mycket långsamma (D i figur

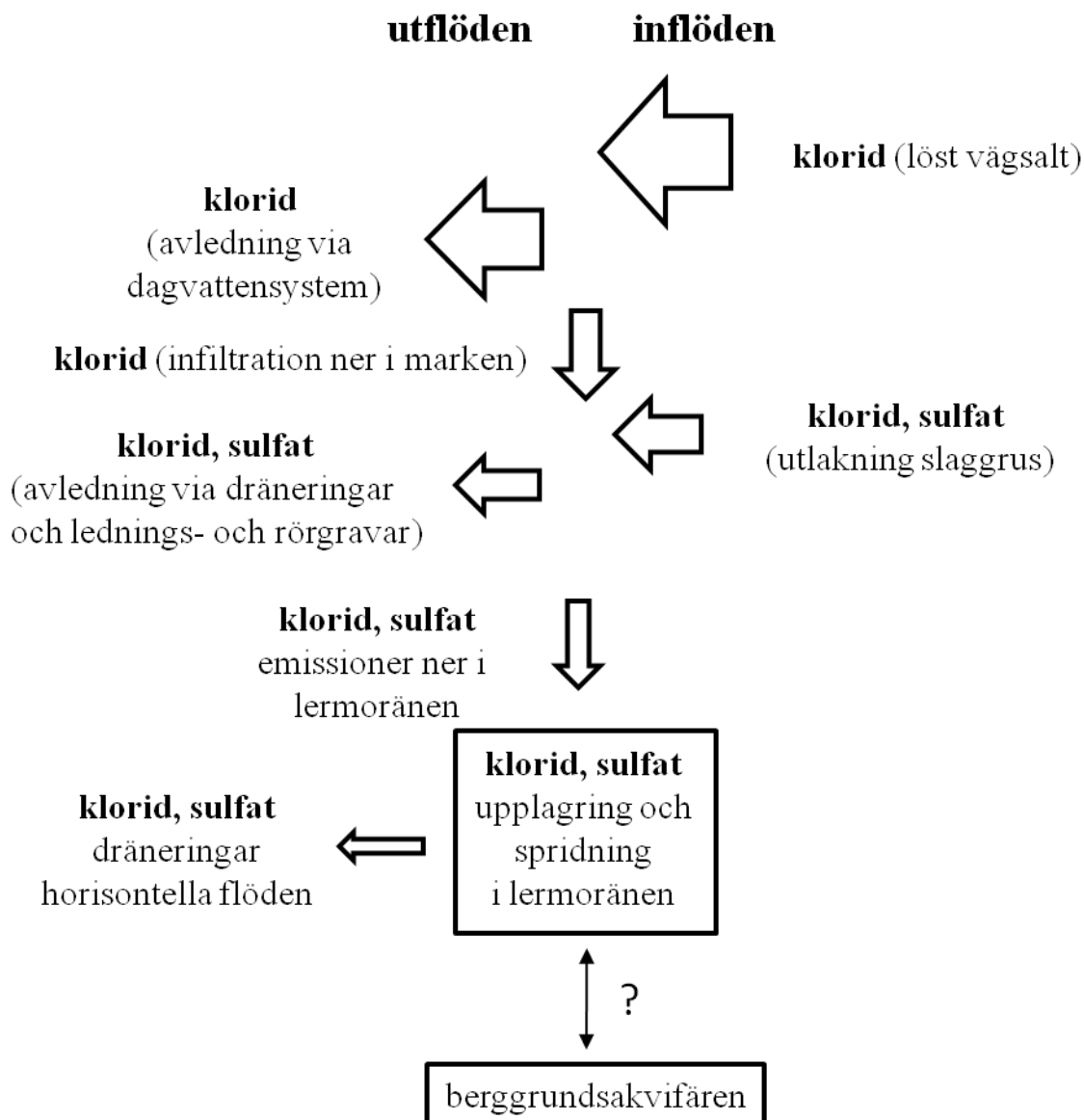
74). Förhöjda sulfathalter i lermoränen kunde noteras ned till 0,6 meters djup, medan klorider kan ha spridits djupare. Den vertikala spridningen av klorid ner i moränen är svår att bedöma, eftersom halterna i moränen kan vara påverkade av emissioner från ett fördröjningsmagasin. Detta innebär att spridningen av många andra ämnen, som t.ex. tungmetaller, ner i lermoränen sannolikt är mycket begränsad. Under en undersökning av en fransk vägkonstruktion med bottenaska från avfallsförbränning som förstärkningslager konstaterade Legrett [38] att spridningen av tungmetaller ner i undergrunden under vägbeläggningen var mycket begränsad (endast några få centimeter) efter 20-22 år.

Transporten av mobila ämnen som klorid och sulfat ner till akvifären i kalkberget (E i figur 74) styrs sannolikt av molekylär diffusion (koncentrationsskillnader) eftersom läckaget av grundvatten från moränen till berggrunden troligen är mycket litet, det är t.o.m. möjligt att vattenrörelserna är riktade från berggrunden upp i moränen. Detta gäller speciellt för delområdena Bauhaus och On Off som kan vara påverkade av infiltrationsbrunnar. Skillnaderna mellan grundvattennivån i moränen och trycknivån i berggrunden är troligen också små inom delområde K-Rauta trots att trycknivån i berggrunden är avsänkt. Detta beror på att grundvattennivån i moränen också har sjunkit. Avsänkningen i morän beror däremot sannolikt på att grundvattnet dräneras ut mot vägsärningen norr om Yttre Ringleden.

7.3 Miljöpåverkan

Det ökade inflödet av klorid och sulfat till undersökningsområdet kommer sannolikt inte att ha några mätbara effekter på grundvattnet i berggrundsakvifären (Figur 75). Däremot kommer det att ske en lokal påverkan på undergrunden och grundvattnet i moränen, men effekterna kommer att variera kraftigt. Detta är emellertid ett mindre problem eftersom grundvattnet i moränen inte utgör någon skyddsvärd grundvattenresurs samtidigt som det kan vara påverkat av tidigare aktiviteter som jordbrukskötsel.

Lermoränen fungerar som en effektiv barriär som kraftigt reducerar emissioner vid markytan genom långa transporttider, avledning, upplagring och utspädning (Figur 75).



Figur 75. Ett förenklat schematiskt flödesdiagram som beskriver flöden av klorid och sulfat i marklagren inom undersökningsområdet. Det har inte varit möjligt att kvantifiera olika flöden, men storleken på pilarna illustrerar en mycket grov uppskattning av storleken på olika flöden.

Figure 75. A simplified schematic flow chart describing the flow of chloride and sulfate in the soil layers in the study area. It was not possible to quantify the different flows, but the size of the arrows illustrates a very rough estimate of the size of different flows.

Huvuddelen av vägsaltet som använts för halkbekämpning kommer att ledas bort från området via olika dagvattenssystem. En del dagvatten kommer att infiltrera ner i marken vid infiltrationsytor och perkolations- och fördröjningsmagasin. Kontaminerade dagvatten som infiltrerat ner i marken och lakvatten från slaggruset kommer sannolikt i hög grad att spridas horisontellt via mer genomsläppliga lager nära markytan. Den horisontella utbredningen av klorid och sulfat kommer dock att begränsas av dräneringar och lednings- och rörgravar. En viss mängd av emissionerna kommer också att spridas och lagras upp i lermoränen. Kanaler och sprickor kan öka spridningen av salter ner i moränen. Sprickorna kan vara naturliga och de kan ha bildats under eller efter anläggningsfasen. Förekomsten av kombinerade fördröjnings- och perkolationsmagasin och en avsänkt grundvattennivå i moränen kan öka den vertikala spridningen av klorid och sulfat i lermoränen inom delområde K-Rauta. Effekterna på grundvattnet i berggrunden blir emellertid begränsade eftersom grundvattnet i lermoränen inom delområde K-Rauta sannolikt dräneras ut mot vägs kärningen norr om Yttre Ringleden. Samtidigt kommer sannolikt läckaget från moränen till berggrunden att vara litet.

Man kan konstatera att resultaten från kontrollprogrammet inte säger så mycket om miljöpåverkan, framför allt inte påverkan av den skyddsvärda grundvattentillgången under lermoränen. Iakttaga förändringar av klorid- och sulfathalterna i grundvatten från moränen bestäms dessutom i hög grad av var observationsrören är placerade och hur de installerades. De snabbaste förändringarna av grundvattnets kvalitet i moränen kan förväntas vid infiltrationszoner (infiltrationsytor och fördröjnings- och perkolationsmagasin), speciellt om observationsrören inte är tätade med bentonit. Då kan förorenade dag- och lakvatten läcka ner i moränen via kanaler i mellanrummet mellan observationsröret och borrhålet.

8 Slutsatser

Den samlade bedömningen inom ramarna för detta projekt är att ett ökat inflöde av klorid och sulfat till undersökningsområdet till följd av utbyggnaden av Svågertorpsområdet inte kommer att ha några mätbara effekter på grundvattnet i berggrundsakvifären. Däremot kommer det att ske en viss lokal påverkan på undergrunden och grundvattnet i moränen, men effekterna kommer att variera kraftigt. Detta är emellertid ett mindre problem eftersom grundvattnet i moränen inte utgör någon skyddsvärd grundvattenresurs samtidigt som det kan vara påverkat av tidigare aktiviteter som t.ex. jordbrukskötsel.

Lermoränen fungerar som en effektiv barriär som förhindrar att emissioner vid markytan påverkar berggrundsakvifären genom att transporttiderna blir långa och att föroreningar avleds, lagras upp och späds ut.

Vägsalt som använts för halkbekämpning på körvägar och parkeringsplatser leds huvudsakligen bort från undersökningsområdet via olika dagvattensystem. En del vatten kommer emellertid att infiltrera ner i marken vid infiltrationsytor och perkolations- och fördröjningsmagasin. Kontaminerade dagvatten som infiltrerat ner i marken och lakvatten från slaggruset kommer sannolikt i hög grad att spridas horisontellt i de övre mera genomsläppliga marklagren. Den horisontella utbredningen av lösta ämnen som t.ex. klorid och sulfat begränsas av dräneringar och lednings- och rörgravar. En viss mängd av emissionerna kommer att spridas och lagras upp i lermoränen. Mindre mobila ämnen som t.ex. tungmetaller kommer däremot att spridas mycket långsamt i lermoränen. Förekomsten av fördröjning-/perkulationsmagasin och en avsänkt grundvattennivå i moränen kan öka spridningen av klorid och sulfat ner i lermoränen inom delområde K-Rauta. Effekterna på grundvattnet i berggrundsakvifären blir dock begränsade eftersom grundvattnet i lermoränen inom delområde K-Rauta sannolikt dräneras ut mot vägskärningen norr om Yttre Ringleden, samtidigt som läckaget från moränen till berggrunden är litet.

Man kan konstatera att resultaten från kontrollprogrammet inte säger så mycket om miljöpåverkan, framför allt inte påverkan av den skyddsvärda grundvattentillgången under lermoränen. Iakttaga förändringar av klorid- och sulfathalterna i grundvatten från moränen bestäms dessutom i hög grad av var observationsrören är placerade och hur de installerades. De snabbaste förändringarna kan förväntas vid infiltrationszoner (grönytor, fördröjningsmagasin och fördröjningsdammar samt perkulationsmagasin), speciellt om observationsrören inte är tätade med bentonit. Utanför infiltrationszonerna styrs förändringarna däremot i högre grad av långsamma transporter i moränen.

9 Rekommendationer

Erfarenheterna från detta projekt tyder på att det är viktigt att syftet med ett miljökontrollprogram är väl definierat och att informationen från kontrollpunkterna kan användas för att uppnå det fastställda syftet, speciellt när slaggrus används i bärande konstruktioner på undergrunder med låg genomsläpplighet. Ett felaktigt installerat observationsrör i en lermorän kan t.ex. ge upphov till halter av olika ämnen i vattenproverna som inte är representativa för grundvattnet.

Används slaggrus däremot i bärande konstruktioner på mera genomsläppliga undergrunder så ökar sannolikt spridningen av olika ämnen i undergrunden. Det är därför viktigt att tänka på att kanaler och sprickor kan öka genomsläppligheten i lermoräner kraftigt, framför allt nära markytan. Då kan det vara viktigt att reducera emissionerna av salter (och andra ämnen) ner i marken. Detta kan göras genom att

- förbehandla slaggruset

Kloriderna i slaggruset kan reduceras kraftigt genom tvättning. Det kan däremot bli nödvändigt med andra metoder för att reducera utlakningen av andra ämnen.

- öka avledning av dagvattnet

En ökad avledning av dagvatten kan minska infiltrationen av nederbörd och dagvatten, liksom slaggrusets exponering för utlakning. Spridningen av olika ämnen från slaggruset kommer då i hög grad att begränsas till en långsam spridning under de hårdgjorda ytorna.

- förändra konstruktionen så att utlakningen minskar

Slaggrusets exponering för utlakning kan också reduceras genom att slaggrus inte används ute vid asfaltkanterna eller om det avskärmas från områden med infiltration och perkolation på annat sett.

10 Forskningsbehov

Arbetet med projektet visar att det saknas kunskap om hur föroreningar sprids i täta jordarter som lermoräner. Resultaten i denna studie, liksom i andra undersökningar, tyder på att kanaler och sprickor kan underlätta transporter av lösta ämnen ner genom de övre lagren av en lermorän. Transporterna längre ner i moränen har däremot inte varit möjliga att studera i detta projekt. Bättre kunskaper om masstransporter i lermoräner kan vara av stor betydelse om en anläggning skall byggas på ett tunnare skikt av t.ex. en lermorän.

Det förfaller också viktigt att utreda hur anläggningar som parkeringsplatser och vägar kan konstrueras för att reducera spridningen av föroreningar till omgivningarna. Detta kan vara av speciell vikt när anläggningen uppförs på en mera genomsläpplig undergrund.

11 Litteraturreferenser

- [1] RVF (2006) Svensk Avfallshantering 2006, Svenska Renhållningsverksföreningen.
- [2] Arm, M. (2007) Sammanställning av material och användningsområden – Underlag i regeringsuppdrag ”Återvinning av avfall i anläggningsarbeten”. Dnr 2-0609-0550, Statens Geotekniska Institut.
- [3] Bendz, D., Wik, O., Mark, E., Håkansson, K. (2006) Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande – etapp 2. Rapport 979, Värmeforsk.
- [4] Hartlén, J., Grönholm R. (2002) Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall. RVF Rapport 02:10, 2002.
- [5] Flyhammar, P. (2006) Kvalitetssäkring av slaggrus. Miljömässiga egenskaper. Rapport 973, Värmeforsk.
- [6] SGI (2006) Handbok. Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten. Information 18:5, Statens Geotekniska Institut.
- [7] Lie, B., Schöön, A., Sjöberg, A. (1998) Grundvattenmodellering med GMS vid Öresundsbrons landanslutningar i södra Malmö. Master of Thesis, Inst. För Geoteknologi, avd för Teknisk Geologi, Lunds Tekniska Högskola, Lund University.
- [8] Ringberg B. (1975) Beskrivning till jordartskartan Trelleborg NV/MALMÖ SV. Jordartsgeologiska kartblad skala 1:50000, Serie Ae, Nr 23, Sveriges Geologiska Undersökning.
- [9] Wall, H., Andersson, J. (1999) Skattning av en akvifers hydrauliska egenskaper med stokastisk FEM. med exempel från Malmöområdet. Master's Dissertation, Department of Building and Environmental Technology, avd. för teknisk geologi, Lunds Universitet.
- [10] Håkansson, Å. (1999) Inverse groundwater modelling – a tool for hydrogeological investigations. An example from the Malmö area. Licentiate thesis, Dept of Engineering Geology, Lund Institute of Technology, Lund University.
- [11] Malmö stad (2000) Malmö grundvatten. Miljöförvaltningen, Malmö Stad.
- [12] Gustafsson, O. (1972) Beskrivning till hydrogeologiska kartbladet Trelleborg NV/Malmö SV. Hydrogeologiska kartblad skala 1:50000, Serie Ag, Nr 4, Sveriges Geologiska Undersökning.
- [13] J&W (1995) Ansökan om tillstånd att, för utbyggnad av Öresundsförbindelsens svenska anslutningar, sänka grundvattennivån permanent och temporärt mm vid trafikplatserna trafikplatserna Bunkeflövägen (Broläge 2), Vintrie (Broläge 4), Tygelsjöstigen (Broläge 5) och Petersborg (Broläge 8) i Malmö Kommun, Skåne län, Bilaga 3, J & W.
- [14] J&W (2001) Utredning – påverkan av övre akvifären längs svenska anslutningsförbindelsen, delsträcka I, J&W Energi och Miljö.
- [15] SCC (2003) KR Fastigheter i Malmö AB. Kv Gylfe 2, Svågertorp, Malmöteknisk PM – geoteknik.
- [16] Klint, K.E.S., Gravesen, P. (1999) Fractures and biopores in Weichselian clayey till aquitards at Flakkebjerg, Denmark, Nordic Hydrology, 30 (4/5), 267-284.

-
- [17] Gravesen, P., Klint, K.E.S., Jacobsen, O.S., Harrar, W.G., Felding, G., Jørgensen, P., Fomsgaard, I., Spliid, N.H. (2000) Transport af vand og pesticider i opsprækket moræneler. Miljøforskning nr 42, Det Strategiske Miljøforskningsprogram.
- [18] Carlsson, L., Gustafsson, G. (1991) Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik. Reviderad utgåva av R41:1984. Rapport R66:1991, Bygghälsökningsrådet.
- [19] SGF/BGS (2001) Beteckningssystem för geotekniska utredningar. SGF/BGS beteckningssystem version 2001:2, Svenska geotekniska Föreningen och Byggnadsgeologiska Sällskapet.
- [20] Dahlin, T., Gass, R., Jeppsson, H. (1999) Resistivitetmätning som förundersökningsmetod vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. Procs. Rock Mechanics Meeting, 10 March 1999, Stockholm.
- [21] Robinson, E.S., Cruik, C. (1988) Basic Exploration geophysics, Wiley, New York.
- [22] Palacky, G.J. (1987) Resistivity characteristics of geologic targets, in Electromagnetic methods in Applied geophysics, ed. M.N. Nabighian, Soc. Of Expl. Geoph., Tulsa, p 53-130.
- [23] Sandberg (2000) Geofysik – Grundvandsskortläggning. Kursusnoter, Geofysiksamarbejdet, Geofysisk Afdeling, Geologisk Institut, Aarhus Universitet.
- [24] Leveen, F., Palm, M. (2000) Utvärdering av kombinerad resistivites- och cpt-sond. Master's Dissertation, avd. för Teknisk Geologi, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet.
- [25] Bjulemar, L., Roupe, E. (1996) Undersökning av saltsprångskikt i grundvattenmagasin vid Lernacken och Limhamns kalkbrott. Master of Science Thesis, Inst. För Geoteknologi, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet.
- [26] Flyhammar, P., Bendz, D. (2008) Solute transport mechanisms in pavement constructions – evaluation of lysimeter experiment. (submitted for publication)
- [27] Šimůnek, J., Šejna, M., van Genuchten, M.Th. (2007) The Hydrus software package for simulating the two- and three-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. User manual Version 1.02. PC-Progress, Prague, Czech Republic.
- [28] Maxe, L. (2001) Sources of major chemical constituents in surface water and groundwater of southern Sweden, Nordic Hydrology 32 (2), 115-134.
- [29] Löfblad, G. (1990) Luftföroreningshalter och depositions i bakgrundsluft – variationer i tid och rum. Naturvårdsverket rapport 3812.
- [30] Gustafsson, M.E.R., Hallgren Larsson, E. (2000) Spatial and temporal patterns of chloride deposition in Southern Sweden. Water, Air and Soil Pollution, 124 (3-4), 345-369.
- [31] Johansson E., Sandén, P. och Öberg, G. (2003) Spatial patterns of organic chlorine and chloride in Swedish forest soil. Chemosphere 52, 391-397.
- [32] Kindblom, K., Svensson, A., Sjöberg, K., Persson, C. (2001) Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999. IVL-rapport B 1420.
- [33] Lundmark, A. (2005) Modellering av vägsaltets påverkan på vattnet i marken i en vägnära miljö. Svensk sammanfattning av licentiatavhandlingen: Modelling the impacts of deicing salt on soil water in a roadside environment. Inst för Mark- och Miljöteknik, Centrum för forskning och utbildning i drift och underhåll av infrastruktur, KTH.

-
- [34] Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – grundvatten. Naturvårdsverket Rapport 4915.
- [35] Vägverket (2008) Fakta om snö - is – salt. Vägverket [www.vv.se]. Tillgänglig på http://www.vv.se/templates/page3_23867.aspx. Hämtat 2008-04-01.
- [36] Sturup (2008) Historik för Malmö Sturup, Sweden. Weather Underground [www.wunderground.com]. Tillgänglig på http://www.wunderground.com/history/airport/ESMS/2000/5/26/DailyHistory.html?req_city=NA&req_state=NA&req_statename=NA. Hämtat 2008-05-01.
- [37] Svensson, M. (2003) Leaching properties of foamed bitumen treated municipal solid waste incineration bottom ash. Master of Thesis, Engineering Geology, Lund University.
- [38] Leggett, D. (1999) Existing construction – inspection report. ALT-MAT, Deliverable D4, vol. 3, Version 1.0, 03/06/99, 27-68.

Personlig kommunikation

Grönholm Raul, Sysav Utveckling AB
Carina Baric, Sesab

Kartor

Hydrogeologiska kartbladet Trelleborg NV/Malmö SV. Hydrogeologiska kartblad skala 1:50000, Serie Ag, Nr 4, Sveriges Geologiska Undersökning.
Jordartskartan Trelleborg NV/MALMÖ SV. Jordartsgeologiska kartblad skala 1:50000, Serie Ae, Nr 23, Sveriges Geologiska Undersökning.

BILAGOR

A Grundvattenkvalitet

(röda siffror markerar värden under detektionsgränsen)

Bauhaus N

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2000-08-11	8,2	6	54	110	190	81,0	8,6	16	2,3	35	0,05	18	1	0,43	0,50	5,2	8,2	5	0,42	11
2001-06-19	7,8	410	230	410	140	240	13	320	4,4	44	0,07	1	1	0,14	1,2	3,5	7,3	8,3	2,2	9
2002-06-04	7,7	170	96	75	150									0,03		1,9	2,8	0,73	0,60	2,2
2003-01-24								76												
2003-12-16	7,1	530		310		328	26	144	22	362	0,29	44	5,1	1,4	0,79	1,5	45	7,7	4,6	41,8
2004-02-23	7,1	613		307		334	28	118	20	0,40	0,002	55	1,9	0,18	1,00	0,93	8,2	4,1	1,3	6,2
2004-03-23	7,9	560	270	320	260	360	28		25	4600	5,3	88	2,7	0,29	2,8	8,5	610	7,0	34	430
2005-05-03	7,7	490	220	350	270	300	20	82	13	100	0,2	2,4	2	0,2	2	2	3,3	3,8	0,5	11
2005-08-23	7,3	420	220	300		310	20	140	15	10	0,02	8,5	2	0,2	2	2	5,0	4,0	0,5	10
2006-05-02	7,3	780	259	340	310	310	24	180	13	2	4	9,3	1,3	0,08	0,73	0,54	2,4	3,9	0,1	2,6
2006-09-12	7,4	470	190	250	470	260	23	190	11	1	2	23	0,47	0,03	0,26	0,2	0,74	0,2	0,05	7,3
2007-08-30	7,2	750	257	260	410	250	25	260	20	2	4	120	0,81	0,04	2,2	0,4	2,0	1,4	0,1	6,7
2008-04-17	7,5	620	260	260	260	250	19	240	16	2	4	1,9	0,82	0,05	0,65	1,1	2,4	0,4	0,1	3,3

Bauhaus O

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2000-08-11	7,7	72	22	25	330	120	8,4	16	1,4	6,1	0,05	15	1	0,08	0,36	3,4	2,8	1,3	0,09	5,7
2001-06-19	7,2	540	1692	160	140	700	23	320	2,6	0,04	0,25	0,87	1	0,17	4,0	0,93	3,2	16	0,06	2
2002-06-04	7,2	330	910	52	250									0,11		0,49	2,2	1,7	1,1	3,1
2003-01-24	7,7	180	200	50		162	6,2	76	0,56	1,6	0,001	0,66	10	0,02	0,18	0,57	1,5	0,90	0,03	0,75
2003-12-16	7,5		290	37		163	5,7	144	0,87	408	0,36	24	2,4	0,05	0,44	1,2	3,1	1,6	0,69	2,5
2004-02-23	7,5		180	33		110	3,8	118	0,72	249	0,20	14	2,1	0,03	0,27	0,90	2,8	1,3	0,44	1,7
2004-03-23																				
2005-05-03	7,5	250	790	160	3400	300	12	82	2,9	10	0,02	200	2	0,2	2	2	2,9	4,9	0,5	10
2005-08-23	7,2	250	630	150	271	390	16	140	2,8	530	0,02	520	2	0,2	2	2	2,5	2,9	0,5	17
2006-05-02	7,3	280	1000	140	250	360	18	180	3,0	2,5	67	210	2,4	0,08	0,96	15	4,1	14	0,15	66
2006-09-12	7,1	285	950	130	320	390	18	190	4,0	2,5	4,9	700	3,0	0,12	1,8	0,4	3,4	0,4	0,16	17
2007-08-30	7,1	331	1200	130	310	390	24	260	4,9	2	4	470	1,2	0,09	1,1	0,4	3,5	3,1	0,1	34
2008-04-17	7,3	520	1300	130	220	450	20	240	4,7	2	4	110	2,1	0,09	0,96	0,4	4,7	1,2	0,1	56

Bauhaus S

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2000-08-11	7,4	92	21	32	500	150	11	46	0,95	12	0,05	5,6	1	0,08	0,30	6,1	3,1	4,4	0,2	5,8
2001-06-19	7,1	220	380	100	520	300	30	93	7,4	24	0,08	4,2	1	1,0	0,63	2,8	9,1	12	17	25
2002-06-04																				
2003-01-24																				
2003-12-16	7,6		280	310		124	10	247	24	778	0,61	27	2,7	0,10	1	2,7	14	5,9	1,5	6,5
2004-02-23	7,6		293	305		145	13	254	21	0,24	0,0009	0,90	0,7	0,04	0,39	0,94	6,2	3,1	0,66	3
2004-03-23	8,2	280	540	390	180	200	17	340	29	440	0,46	7,5	0,70	0,1	10	2,9	10	3,3	0,66	12
2005-05-03	7,8	130	180	140	370	120	8,1	120	19	1,9	0,07	48	1,3	0,06	0,31	0,2	9,1	30	0,05	51
2005-08-23	7,3	210	310	400	490	260	16		27	10	0,03	130	2,1	0,2	2	2	2	11	0,5	10
2006-05-02	7,3	217	630	180	300	220	17	190	23	2,3	25	14	1,2	0,04	0,70	5,1	4,1	7	0,1	31
2006-09-12	7,4	202	420	260	410	170	13	260	32	4	23	170	3,2	0,02	0,65	0,2	2,5	1,3	0,05	3,2
2007-08-30	7,2	158	2900	410	620	130	10	180	29	2,2	4,4	94	0,85	0,02	1,1	0,2	4,1	6,2	0,05	20
2008-04-17	7,6	120	140	130	330	98	6,5	95	16	2,8	2	1,2	1,1	0,02	0,27	0,37	6,7	1,0	0,05	7,7

Bauhaus V

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2000-08-11	7,4	80	13	37	440	150	12	14	1,3	8,1	0,05	23	1	0,08	0,32	4,2	4,0	4,1	0,29	11
2001-06-19	7,3	160	220	150	1100	230	18	79	11	41	0,09	45	1	2,4	0,75	4,2	23	10	20	57
2002-06-04	7,0	310	690	220	440									0,62		0,62	2,2	1,85	0,56	11
2003-01-24																				
2003-12-16	7,2		300	150		239	19	89	3,0	154	0,29	213	3,9	0,04	0,80	0,35	1,8	1,8	0,92	4,1
2004-02-23	7,2		388	138		273	22	97	3,1	0,40	0,001	234	1,5	0,05	1,6	0,04	0,86	2,5	0,83	15
2004-03-23	8,0	210	430	110	270	230	18	170	3,7	1300	1,4	180	2,70	0,1	2,0	2,2	5,1	2,1	1,3	10
2005-05-03	7,4	700	1600	540	330	630	34	460	11	770	0,02	260	2	0,38	3,1	2	5,2	16	0,5	160
2005-08-23																				
2006-05-02	7,5	190	580	84	220	60	2,9	240	3,7	13	18	110	1,2	0,02	1,4	0,2	6,9	4,6	0,06	29
2006-09-12	7,5	110	220	96	200	77	4,3	160	5,0	7,6	15	130	1,2	0,02	0,77	0,26	4,5	0,84	0,06	28
2007-08-30																				
2008-04-17	7,7	130	300	55	160	64	3,5	160	3,1	17	9,7	5,2	0,90	0,06	0,23	0,32	11	0,98	0,09	12

On Off N

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2001-07-03	7,3	79	42	32	410	130	11	22	1,8	5,8	0,06	1	1,4	0,05	0,22	1,5	0,93	3,5	0,06	2
2001-11-09	7,1	200	340	230	380	292	17	90	1,4	264	0,41	17	0,7	0,01	0,28	0,61	1,6	1,7	0,44	2,1
2002-06-05	7,2	320	300	1200	310									0,05		0,52	6,0	5,1	0,62	4,4
2003-01-24																				
2003-12-16	7,3		1200	560		709	51	245	3,7	169	0,12	13	8,1	0,05	0,13	0,44	1,8	3,4	0,24	2,7
2004-01-19	7		1540	765		810	58	316	3,5	10	0,02	7,9	2	0,2	2	2	7,5	3,2	3,7	4,0
2004-02-23	8,1	457	920	770	340	898	23	540	3,4	2	0,004	8,6	5,2	0,04	0,10	0,33	2,0	1	0,70	14
2004-03-23	7,0	510	1200	720	300	430	34	280	2,8	130	0,14	9,5	0,9	0,12	1	1,4	8,9	3,6	0,5	53
2005-05-03	7,5	600	1300	690	310	720	35	250	2,3	830	0,02	2,1	2	0,2	2	2	3,5	8,3	0,5	10
2005-08-23	7,1	450	1200	670	330	700	42	280	2,6	820	0,02	15	2,2	0,2	2	2	3,2	2	0,5	10
2006-05-02	7,6	158	310	110	450	110	5,4	230	1,1	2,5	5,1	2,0	0,86	0,02	0,26	1,1	5,4	1,7	0,05	1,6
2006-09-12	7,4	295	860	210	390	310	16	420	2,4	3,8	4,7	4,1	1,6	0,04	0,64	0,71	3,7	0,1	0,1	9,5
2007-08-30	7,1	352	1000	440	530	400	30	420	4,1	5	10	8,0	1	0,1	1	1	3,9	1,1	0,25	17
2008-04-17	7,5	400	920	450	470	400	21	280	2,5	2	4	0,87	1,4	0,04	0,84	0,45	3,5	0,4	0,1	9,8

On Off O

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2001-07-03	7,4	77	23	81	540	110	15	23	4,1	4	0,05	24	1	0,05	0,67	1,6	0,98	4,2	0,06	2
2001-11-09	7,2	410	900	470	280	345	34	461	11	401	0,65	99	3	0,05	1,24	0,92	2,3	3,8	0,83	4,0
2002-06-05	7,5	180	310	250	270									0,04		3,0	2,2	1,8	0,44	1,2
2003-01-24	8,0	263	430	370		356	29	69	3,3	1,2	0,0004	3,2	18	0,04	0,13	1,1	0,94	1,7	0,04	3,6
2003-12-16	7,2		780	310		426	35	180	5,4	115	0,10	24	7,5	0,01	0,59	0,89	1,7	3,5	0,34	3,1
2004-01-19	7,4		679	329		220	29	199	4,2	10	0,05	4,2	2	0,2	2	2,3	2,5	2,1	1,1	3,7
2004-02-23	8,1	290	600	310	210	364	24	220	3,9	0,4	0,002	11	1,9	0,04	0,15	1,9	1,0	1	0,71	12
2004-03-23	7,4	290	710	150	240	320	15	260	4,0	200	0,19	4,3	1,3	0,1	1,2	3,6	2,7	2	0,5	30
2005-05-03	7,8	230	630	160	260	200	13	210	3,1	0,01	0,02	2	2	0,2	2	2,4	2,4	2,9	0,5	24
2005-08-23	7,4	370	1100	130	230	440	25	360	5,3	570	20	2	2	0,2	2	2	2	2	0,5	10
2006-05-02	7,4	490	1500	130	260	320	24	450	4,7	5	28	3,4	1,4	0,1	1	7,8	1,9	6,5	0,25	28
2006-09-12	7,4	750	2400	93	220	500	34	690	8,5	3	5,9	14	9,3	0,14	1,3	1,2	2,8	0,2	0,08	27
2007-08-30	7,5	284	850	78	1000	100	10	610	7,3	2	4	1,6	0,98	0,04	0,4	1,4	3,2	0,88	0,1	4,6
2008-04-17	8,0	250	550	210	310	84	5,5	320	8,4	2,8	4	0,78	0,50	0,04	0,4	2,4	2,8	0,4	0,1	4,6

On Off S

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2001-07-03	7,6	64	16	32	340	100	12	16	5,8	4	0,05	2,7	1	0,05	0,45	0,63	1,0	3	0,06	2
2001-11-09	7,2	200	410	270	240	365	21	55	3,06	85,5	0,13	52	0,6	0,02	0,39	0,28	4,2	2,8	0,52	3,2
2002-06-05	7,1	480	1100	810	330									0,11		0,34	4,2	4,1	0,68	2,4
2003-01-24	7,6	432	950	1310		701	29	323	2,8	1,2	0,01	1,33	28	0,07	0,10	0,97	5,9	2,9	0,09	3,0
2003-12-16	7,1		960	980		676	45	279	5,2	201	0,18	37	5,9	0,14	0,37	1,0	8,3	4,7	0,57	4,2
2004-01-19	7,2		1180	873		390	27	428	3,1	10	0,02	3,2	2	0,2	2	2	11	2,1	3,1	3,2
2004-02-23	8,1	476	1100	790	180	689	22	460	8,0	2	0,004	3,7	4,6	0,04	0,09	1,2	4,6	2,8	0,62	21
2004-03-23	7,2	420	740	860	320	550	17	430	4,1	99	0,08	3,6	1,1	0,1	1,1	2,8	13	2	0,5	20

On Off V

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2001-07-03	7,4	79	30	31	740	130	10	16	18	7,6	0,07	2,3	1	0,05	0,29	3,9	0,89	3,2	0,06	2
2001-11-09	7,3	81	46	33	410	160	11	17	1,2	1310	2,1	72	0,70	0,08	1,64	3,5	3,1	4,0	2,78	9,9
2002-06-05	7,3	94	87	39	390									0,05		0,94	0,94	0,84	0,52	1,5
2003-01-24	7,5	101	170	87		163	12	19	0,80	1,4	0,0004	0,446	14	0,01	0,10	0,82	0,71	0,75	0,06	2,2
2003-12-16	7,4		160	65		226	13	23	1,0	830	0,55	88	2,14	0,29	1,18	1,4	2,3	1,7	2,5	7,8
2004-01-19	7,3		154	56,9		190	12	25	0,84	10	0,02	1,1	2	0,2	2	2	2	0,70	0,27	2,4
2004-02-23	7,7	122	160	65	230	172	14	29	2,0	0,2	0,0004	71	0,8	0,01	0,09	0,79	0,71	2,6	2,5	15
2004-03-23	7,3	120	200	70	300	210	12	31	1	300	3,3	2	1,9	0,11	1,9	5,3	4,7	2	0,05	10
2005-05-03	7,7	180	480	100	240	270	16	56	1,0	0,01	0,02	2	2	0,2	2	2	2	3,1	0,5	10
2005-08-23	7,4	160	320	86	270	290	16	35	1	1,3	11	0,9	2,5	0,02	0,37	0,66	1,3	0,36	0,05	1,9
2006-05-02	7,4	146	360	170	400	250	16	56	1,1	1	2	1,7	1	0,02	0,44	0,2	1,6	2,1	0,05	4,2
2006-09-12	7,5	164	450	130	240	280	18	63	1,4	1,4	2,7	23	1,4	0,02	0,57	0,2	1,2	0,2	0,05	3,1
2007-08-30	7,2	233	750	110	920	340	32	130	2,5	2	4	39	0,89	0,04	1,2	0,4	1,4	1,7	0,1	4,1
2008-04-17	7,6	260	700	130	240	310	19	110	1,7	2,0	4	1,5	1,2	0,04	0,63	0,4	1,7	0,4	0,1	5,9

On Off NV

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2008-04-30	7,29	251	406	450	96	259,7	24,2	422	6,63	315,7	218	594	3,99	0,22	8,36	7,5	36	37,8	1,03	102
2008-05-01	7,45	161	239	315	56	212,1	12,2	197	3,48	154,9	101	220	2,14	0,03	2,72	4,4	9	15,2	0,37	23,7
2008-05-01	7,34	245	425	315	87	234,4	21,7	422	4,89	289,9	182	248	3,95	0,11	4,21	8,0	22	20,1	0,85	52,6
2008-05-02	7,31	247	454	306	95	234,8	21,9	422	4,66	253,7	160	229	3,99	0,12	2,9	8,5	13	17,6	0,83	45,5
2008-05-03	7,41	184	311	273	63	196,5	14,9	334	2,71	132,3	91	81,5	2,59	0,01	1,56	5,8	7	12,4	0,31	13,6
2008-05-04	7,32	239	437	312	85	213,4	20,5	422	3,49	105,3	57	96,4	3,6	0,05	1,7	7,8	11	14,0	0,36	21,6

VÄRMEFORSK

K-Rauta N

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2005-05-03	7,5	600	1300	810	200	750	13	230	2	880	20	1500	2,3	0,2	4,7	2	3,9	23	0,5	10
2005-08-23	7,2	520	1300	780	280	870	13	200	2,1	870	21	1300	5,1	0,2	6,1	2	2,2	8,1	0,5	10
2006-05-02																				
2006-09-14																				
2007-03-27																				
2007-08-30	7,1	510	1200	630	480	220	7,8	630	4,4	14	18	720	1,2	0,1	5,3	1	5,1	19	0,25	86
2007-11-22	8,0	289	770	460	260	120	7,5	500	2,6	8,0	12	380	0,75	0,04	4,0	0,4	4,0	12	0,1	89
2007-11-22																				
2008-04-17	7,9	280	550	560	570	280	24	200	5,5	2,6	4	32	5,10	0,08	1,0	0,4	21	7,3	0,11	18

K-Rauta NV

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2007-11-22	8,0	247	720	620	220	450	45	180	8,5	5,1	4	47	3,1	0,09	0,6	0,4	19	7,7	0,1	29
2008-04-17	7,9	280	550	560	570	280	24	200	5,5	2,6	4	32	5,1	0,08	1,0	0,4	21	7,3	0,11	18

K-Rauta O

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2005-05-03	7,8	68	22	66	340	110	11	20	1,5	1,9	2,3	92	2,5	0,02	0,95	0,2	1,3	1,5	0,05	5,6
2005-08-23	7,6	65	18	62	320	120	18	22	1,5	2,6	7,3	77	2,6	0,02	0,70	0,2	1,1	0,97	0,05	4,6
2006-05-02	7,5	59	26	62	1100	110	14	21	1,7	1,4	2	130	0,89	0,02	0,69	0,2	0,79	1,1	0,05	2,8
2006-09-14	8	69	41	78	310	95	14	29	2,1	3,1	2	0,9	1,1	0,02	0,2	0,2	1	0,2	0,05	1,7
2007-03-27	7,6	79	94	75	330	120	18	28	2,3	2,3	2	20	0,83	0,02	0,24	0,2	0,94	0,2	0,05	7,2
2007-08-30																				
2007-11-22	7,9	30	28	24	120	47	3,4	17	4,9	12	31	0,2	3,8	0,04	2	0,43	25	1,3	0,08	100
2007-11-22																				
2008-04-17	7,7	93	140	65	280	140	18	30		1,0	2,1	110	1,9	0,03	0,65	0,2	4,5	0,88	0,38	31

K-Rauta S

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2005-05-03	7,8	110	68	230	780	170	14	59	4,2	4,2	2,2	59	1,5	27	0,81	0,2	4,0	5,6	0,05	1,5
2005-08-23																				
2006-05-02																				
2006-09-14																				
2007-03-27																				
2007-08-30	7,8	168	270	140	690	75	6,3	300	8,0	7,4	22	40	2,7	0,02	0,84	0,2	36	6,3	0,05	4,4
2007-11-22						92	7,0	260	6,4	6,8	23	23	4,8	0,02	0,28	0,28	17	3,0	0,05	3,2
2007-11-22																				
2008-04-17																				

K-Rauta S2

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2007-11-22	8,0	289	770	460	260	120	7,5	500	2,6	8,0	12	47	0,75	0,04	4,0	0,4	4,0	12	0,1	29
2008-04-17	7,5	130	120	170	1300	140	14	100	4,8	1,0	2	36	2,5	0,03	0,54	0,2	4,5	10	0,05	5,5

K-Rauta V

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2005-05-03	7,9	69	31	75	310	130	51	15	2,1	4,9	2	0,9	0,3	0,04	0,21	0,61	1,1	1,9	0,19	11
2005-08-23	7,6	87	71	96	460	160	57	21	2,6	2,9	5,9	1,6	0,69	0,02	0,23	0,45	1,3	0,74	0,05	1,6
2006-05-02	7,5	125	260	180	280	210	19	25	3,1	2,5	3,7	0,31	0,85	0,02	0,38	0,2	1,6	2,2	0,055	5,8
2006-09-14	7,8	141	300	210	260	260	28	47	5,5	5,2	3,5	1,3	1,1	0,03	0,38	0,2	1,7	0,2	0,05	3,1
2007-03-27	7,4	185	440	320	940	280	28	50	4,5	1	2	13	1,7	0,05	0,60	0,2	1,8	0,2	0,05	2,5
2007-08-30	7,4	186	440	280	810	280	31	54	4,9	1	2	22	1,1	0,03	0,76	0,2	1,6	2,0	0,05	2,6
2007-11-22																				
2007-11-22																				
2008-04-17	7,6	300	420	930	930	410		210	9,1	2	150	75	2,2	0,04	2,7	0,4	0,4	2,6	0,1	2

K-Rauta V2

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2007-11-22	7,8	280	660	910	520	400	38	430	15	5	10	420	4	0,1	2,4	1	3,6	5,6	0,25	12
2008-04-17	7,3	360	470	1200	2400	450	36	270	9,3	5	10	27	2,4	0,1	1,0	1	12	4,1	0,25	11

K-Rauta V3

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2007-11-22	7,7	294	670	1300	340	670	52	240	9	5	10	22	1	0,1	1,4	1	1	1	0,25	5
2008-04-17	7,5	280	340	820	1000	250	19	290	10	2	4	44	1	0,04	0,87	0,4	7,3	3,2	0,1	12

Referensrör (vid Arken ZOO)

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2005-04-29	7,54	46	11	27	60	92,4	5,49	9,9	4,92	347,5	30,2	8,7	0,58	0,02	0,26	1,5	1	4,6	0,18	1,2
2005-04-29	7,42	55	20	30	71	109,3	5,32	11,5	3,99	107,1	7,4	3,3	0,83	<	0,24	1,8	1	5,3	0,06	0,8
2006-04-29	7,40	61	23	33	78	116,7	6,28	14,3	4,68	23,2	2,2	1,7	0,90	<	0,23	2,0	1	6,0	0,02	1,1

Dagvattenmagasin

	pH	Kond	Klorid	Sulfat	Alk	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		mS/m	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l
2008-03-20																				
On Off 1	8,04	173	255	477	24	221	21,0	209,8	3,93	3,8	7	23,9	2,81	0,01	0,77	4,6	4,0	11,4	0,01	3,8
On Off 2 (Ost)	7,83	101	228	81	32	68,9	5,04	169,4	4,50	5,8	10	1,4	1,57	0,01	0,15	4,0	3,0	3,1	0,01	3,5
K-Rauta 1	9,24	25	35	24	10	17,9	1,32	33,2	2,69	47,6	38	3,5	0,45	0,01	0,13	1,5	17	1,3	0,1	37,8
K-Rauta 2 (Ost)	9,20	22	29	21	12	21,2	1,05	22,8	1,93	75,7	79	3,6	0,39	0,01	0,11	1,3	24	2,0	0,18	45,2

B Analyser av jordprover

Halter i extraktionsvätskan (vatten)

Obs.punkt	Jordartsp rofil	Djup	Vattenhalt	Kond	Klorid	Sulfat	Florid	Ca	Mg	Na	K	Al	Fe	Mn
		(m)	(%)	(mS/m)	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
On Off V	j2	0,5	13,9	14,4	34,5	2,34	0,79	1,30	0,44	35,7	2,26	3,85	6,31	0,02
On Off V	j2	0,8	12,2	18,9	26,7	2,54	1,94	9,45	2,60	48,7	6,69	16,97	15,05	0,05
On Off V	j2	1,3	12,7	12,6	4,99	0,92	0,22	6,91	0,43	27,8	1,82	1,35	2,07	0,01
On Off V	j2	1,8	12,8	18,8	2,65	0,78	0,19	3,66	1,35	52,0	3,20	8,14	9,59	0,03
On Off V	j2	2,5	11,9	14,9	3,42	0,94	0,25	5,10	1,75	37,7	3,23	10,65	15,93	0,05
On Off V	j1	0,5	6,3	8,1	3,41	0,66	0,10	5,31	1,20	16,4	2,33	3,75	3,85	0,08
On Off V	j1	0,5	12,5	15,5	8,02	1,38	0,27	5,82	0,76	36,1	1,62	3,78	6,53	0,03
On Off V	j1	1,5	13,4	17,1	23,5	2,63	0,31	28,88	1,92	32,7	3,79	9,43	6,96	0,05
On Off NV	j3	0,5	22,7	14,4	1,56	4,69	0,28	21,20	0,60	14,2	1,28	0,63	0,21	0,01
On Off NV	j3	1,0	16,2	15,9	3,48	0,86	1,03	7,52	2,60	38,5	5,11	21,23	34,90	0,11
On Off NV	j3	1,3	16,3	12,7	1,14	0,84	2,39	2,35	0,27	34,9	0,89	2,01	2,79	0,01
On Off NV	j3	2,5	14,5	16,3	3,94	4,37	0,57	5,05	0,41	39,7	0,78	1,71	2,67	0,01
On Off N	j5	0,6	13,4	12,9	1,37	0,72	0,77	9,89	1,44	29,2	2,91	8,91	8,80	0,04
On Off N	j5	1,5	14,5	13,6	2,70	0,61	1,83	7,03	0,38	31,4	0,52	1,56	1,84	0,01
On Off O	j6	0,7	11,4	22,5	14,06	12,12	0,22	15,43	0,98	41,9	4,67	2,26	1,81	0,02
On Off O	j6	1,6	11,3	19,7	18,76	8,09	0,22	17,65	1,05	41,4	2,45	4,33	3,54	0,03
K-Rauta NV	j8	0,6	12,8	19,4	9,72	11,78	0,46	18,28	1,05	28,9	2,84	2,81	2,10	0,02
K-Rauta NV	j8	1,3	15,0	10,5	1,96	3,50	0,23	13,28	0,73	11,4	2,42	1,16	0,90	0,01
K-Rauta NV	j8	2,0	12,5	11,5	1,25	2,85	0,20	8,43	0,47	20,7	1,03	1,29	1,61	0,02

VÄRMEFORSK

Obs.punkt	Jordartsprofil	Djup	Vattenhalt	Kond	Klorid	Sulfat	Jordartsprofil	Djup	Vattenhalt	Kond	Klorid	Sulfat
		(m)	(%)	(mS/m)	mg/l	mg/l		(m)	(%)	(mS/m)	mg/l	mg/l
On Off NV	j4	0,4	17,7	236,2	88,3	490,7	Referens	0,05	11,9	12,12	1,4	5,1
On Off NV	j4	0,6	21,5	278,8	108,2	601,8	Referens	0,25	12,4	9,62	0,7	1,2
On Off NV	j4	0,7	13,3	119,6	64,3	182,6	Referens	0,35	10,8	9,39	1,1	1,5
On Off NV	j4	0,8	10,9	47,4	61,1	30,0	Referens	0,6	10,8	9,37	1,7	0,3
On Off NV	j4	0,9	13,5	40,5	66,4	13,5	Referens	0,95	11,3	8,04	1,1	0,8
On Off NV	j4	1,0	13,0	30,1	56,4	8,7	Referens	1,1	11,4	7,67	0,6	0,2
On Off NV	j4	1,1	13,4	26,2	48,6	6,4	Referens	1,75	11,5	7,88	0,3	1,1
On Off NV	j4	1,2	12,9	22,2	37,5	3,0	Referens	2,25	10,8	7,82	0,5	0,4
On Off NV	j4	1,3	14,1	18,0	28,3	1,6	Referens	2,75	11,8	8,88	4,9	0,9
On Off NV	j4	1,4	14,1	14,8	23,1	1,6	Referens	3,25	11,1	7,82	0,5	0,8
On Off NV	j4	1,5	13,4	13,9	20,5	1,5	Referens	3,75	11,5	7,62	0,5	0,7
On Off NV	j4	1,6	14,1	14,9	21,1	2,4	Referens	4,75	12,7	9,97	0,8	3,4
On Off NV	j4	1,9	11,8	13,6	13,9	3,5	Referens					
On Off NV	j4	2,15	12,7	29,8	11,1	32,2	Referens					
On Off NV	j4	2,35	13,0	27,8	8,4	28,9	Referens					
On Off NV	j4	2,55	12,1	21,3	8,6	16,3	Referens					
On Off NV	j4	3,05	11,6	13,3	7,6	4,2	Referens					
On Off NV	j4	3,75	10,7	14,3	15,1	4,0	Referens					
On Off NV	j4	4,1	11,9	15,8	17,1	5,3	Referens					
On Off NV	j4	4,5	10,6	20,2	18,0	11,6	Referens					
On Off NV	j4	4,9	11,0	19,7	17,1	11,3	Referens					

Mobiliserad mängd (mg/kg) under vattenextraktion

Obs.punkt	Jordartsprofil	Djup (m)	Klorid mg/kg	Sulfat mg/kg	Florid mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	Na mg/kg	K mg/kg	Al mg/kg	Fe mg/kg	Mn mg/kg
On Off V	j2	0,5	200,35	13,59	4,59	7,54	2,54	207,03	13,13	22,34	36,67	0,11
On Off V	j2	0,8	152,05	14,46	11,05	53,84	14,82	277,50	38,10	96,63	85,68	0,31
On Off V	j2	1,3	28,57	5,25	1,26	39,59	2,46	159,01	10,41	7,73	11,84	0,07
On Off V	j2	1,8	15,20	4,46	1,09	21,01	7,76	298,12	18,36	46,69	54,98	0,18
On Off V	j2	2,5	19,40	5,36	1,42	28,96	9,95	213,66	18,34	60,41	90,36	0,28
On Off V	j1	0,5	18,19	3,49	0,53	28,34	6,39	87,59	12,42	19,99	20,53	0,44
On Off V	j1	0,5	45,81	7,88	1,54	33,22	4,36	206,29	9,24	21,59	37,33	0,19
On Off V	j1	1,5	135,60	15,18	1,79	166,65	11,08	188,91	21,84	54,42	40,15	0,30
On Off NV	j3	0,5	10,09	30,35	1,81	137,16	3,89	91,58	8,31	4,11	1,37	0,05
On Off NV	j3	1,0	20,78	5,15	6,14	44,83	15,52	229,60	30,47	126,59	208,12	0,63
On Off NV	j3	1,3	6,80	5,02	14,28	14,01	1,63	208,77	5,29	12,01	16,66	0,05
On Off NV	j3	2,5	23,05	25,55	3,33	29,51	2,42	232,19	4,57	10,00	15,61	0,07
On Off N	j5	0,6	7,92	4,14	4,45	57,10	8,33	168,43	16,82	51,47	50,79	0,24
On Off N	j5	1,5	15,79	3,56	10,70	41,10	2,22	183,40	3,02	9,12	10,74	0,03
On Off O	j6	0,7	79,31	68,34	1,24	87,01	5,52	236,14	26,34	12,75	10,20	0,09
On Off O	j6	1,6	105,80	45,61	1,24	99,53	5,92	231,63	13,84	24,39	19,96	0,16
K-Rauta NV	j8	0,6	55,76	67,57	2,64	104,85	6,03	165,70	16,29	16,10	12,03	0,11
K-Rauta NV	j8	1,3	11,53	20,61	1,35	78,13	4,27	66,83	14,26	6,81	5,28	0,04
K-Rauta NV	j8	2,0	7,16	16,27	1,14	48,17	2,69	118,37	5,87	7,38	9,20	0,14

VÄRMEFORSK

Obs.punkt	Jordartsprofil	Djup	Klorid	Sulfat	Jordartsprofil	Djup	Klorid	Sulfat
		(m)	mg/kg	mg/kg		(m)	mg/kg	mg/kg
On Off NV	j4	0,4	537	8943	Referens	0,05	7,95	86,8
On Off NV	j4	0,6	689	11499	Referens	0,25	4,00	20,5
On Off NV	j4	0,7	371	3159	Referens	0,35	6,17	25,2
On Off NV	j4	0,8	343	505	Referens	0,6	9,53	5,04
On Off NV	j4	0,9	384	234	Referens	0,95	6,20	13,5
On Off NV	j4	1,0	324	150	Referens	1,1	3,39	3,39
On Off NV	j4	1,1	281	111	Referens	1,75	1,69	18,6
On Off NV	j4	1,2	215	51,7	Referens	2,25	2,80	6,72
On Off NV	j4	1,3	165	27,9	Referens	2,75	27,8	15,3
On Off NV	j4	1,4	134	27,9	Referens	3,25	2,81	13,5
On Off NV	j4	1,5	118	26,0	Referens	3,75	2,82	11,9
On Off NV	j4	1,6	123	41,9	Referens	4,75	4,58	58,4
On Off NV	j4	1,9	78,8	59,5	Referens			
On Off NV	j4	2,15	63,6	553	Referens			
On Off NV	j4	2,35	48,3	498	Referens			
On Off NV	j4	2,55	48,9	278	Referens			
On Off NV	j4	3,05	43,0	71,3	Referens			
On Off NV	j4	3,75	84,5	67,2	Referens			
On Off NV	j4	4,1	97,0	90,2	Referens			
On Off NV	j4	4,5	101	195	Referens			
On Off NV	j4	4,9	96,1	190	Referens			

Totalhalter (mg/kg TS)

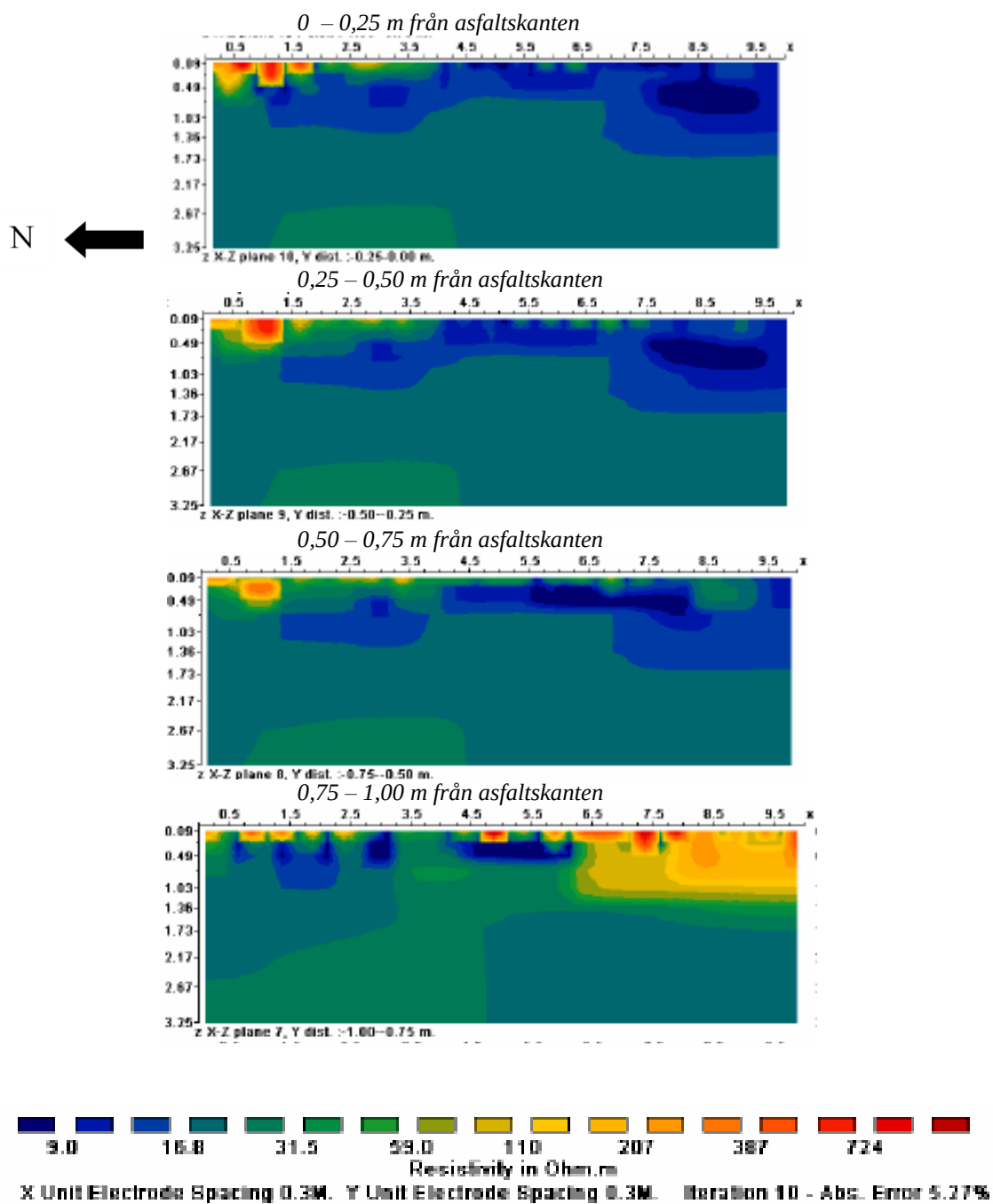
Obs.punkt	Jordartsprofil	Djup	Al	As	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	Li
On Off V	j2	0,5	22164	4,80	78,7	3625	0,23	5,08	30,50	11,14	19810	0,00	5529	16,4
On Off V	j2	0,8	16255	4,30	56,7	99406	0,21	3,64	18,40	7,55	14642	0,00	4544	15,3
On Off V	j2	1,3	15149	4,52	53,4	102759	0,21	3,86	17,44	8,39	14501	0,00	4799	15,9
On Off V	j2	1,8	15189	5,28	61,0	86863	0,25	5,77	17,63	10,44	14601	0,00	4850	15,5
On Off V	j2	2,5	13975	4,19	51,5	81206	0,23	4,81	17,02	8,72	14075	0,00	4437	15,8
On Off V	j1	0,5	9766	1,27	23,3	10397	0,16	8,97	43,82	44,98	19925	0,00	1429	9,3
On Off V	j1	0,5	17123	4,22	58,9	78762	0,24	4,94	19,58	27,14	15505	0,00	4067	15,6
On Off V	j1	1,5	45941	5,01	60,5	94634	0,24	5,64	18,89	10,14	16505	0,00	5158	15,6
On Off NV	j3	0,5	24120	17,10	709,0	69112	5,89	11,85	221,66	1916,29	37744	0,23	3828	18,0
On Off NV	j3	1,0	7640	5,84	77,5	23914	0,14	5,79	33,84	10,96	23371	0,00	6370	20,8
On Off NV	j3	1,3	20312	1,66	54,9	5837	0,16	3,03	12,88	6,02	10485	0,00	1025	8,7
On Off NV	j3	2,5	14253	5,61	75,2	77714	0,17	5,69	27,74	12,21	19588	0,00	6343	22,9
On Off N	j5	0,6	27366	4,90	49,6	101837	0,28	4,98	17,13	12,34	15919	0,00	4323	16,4
On Off N	j5	1,5	16233	4,20	92,9	79343	0,17	5,65	33,70	11,05	22314	0,00	7460	27,8
On Off O	j6	0,7	19220	4,55	63,7	87280	0,22	4,70	26,34	12,82	16292	0,00	5338	17,4
On Off O	j6	1,6	15962	4,44	66,8	76579	0,16	5,44	28,12	10,71	18549	0,00	5900	20,8
K-Rauta NV	j8	0,6	12830	4,50	59,3	78148	0,22	4,84	19,04	12,81	16117	0,00	4674	16,9
K-Rauta NV	j8	1,3	16117	4,88	44,9	119880	0,20	4,48	16,23	14,18	14478	0,00	4070	16,8
K-Rauta NV	j8	2,0	13584	4,29	58,4	84851	0,20	4,42	18,77	8,52	15303	0,00	5247	17,9

VÄRMEFORSK

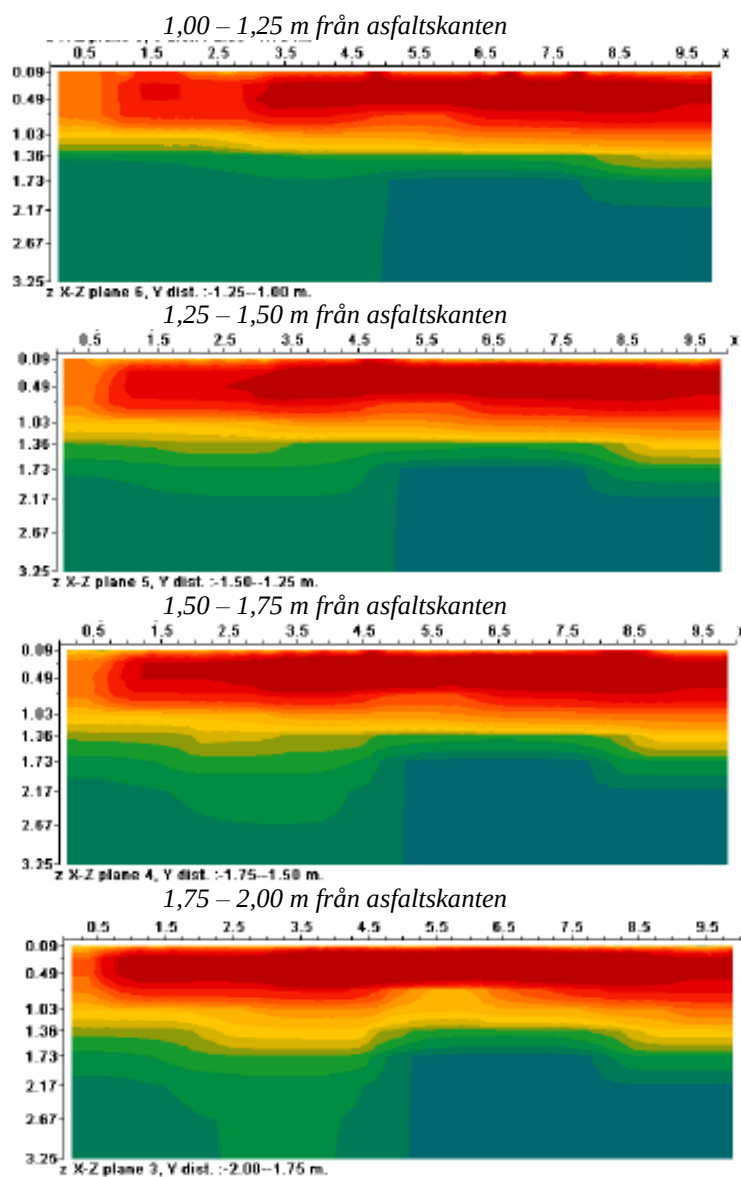
Obs.punkt	Jordartsprofil	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	S	Sb	Si	Sr	V	Zn
On Off V	j2	3939	181	0,084	891	15,7	316	8,89	92	0,012	1216	29	39,1	37,2
On Off V	j2	3500	233	0,092	776	9,6	318	5,95	1193	0,014	1264	185	28,5	29,2
On Off V	j2	3483	281	0,360	478	10,2	332	4,66	1219	0,022	1182	201	28,5	30,8
On Off V	j2	3967	402	0,324	917	14,9	370	5,69	1037	0,020	1005	209	30,3	31,6
On Off V	j2	4143	261	0,286	599	12,4	312	6,73	1005	0,021	983	183	27,5	34,9
On Off V	j1	6545	360	0,304	503	28,7	336	17,32	280	0,069	482	27	33,0	69,9
On Off V	j1	3694	254	0,311	619	12,5	470	10,88	1039	0,071	1082	158	28,3	54,0
On Off V	j1	3481	261	0,185	520	11,6	319	6,11	1119	0,014	1548	203	31,4	30,7
On Off NV	j3	5179	556	3,864	4906	430,2	3172	744,84	2252	7,012	247	169	31,8	3085,9
On Off NV	j3	4320	319	0,290	659	15,9	308	10,36	346	0,015	893	72	42,3	45,8
On Off NV	j3	1827	60	0,135	561	8,9	255	9,72	231	0,005	299	19	12,8	43,1
On Off NV	j3	6211	322	0,298	705	14,8	378	8,42	942	0,011	901	162	34,3	39,6
On Off N	j5	3567	257	0,449	455	10,4	403	7,14	1197	0,022	1052	211	28,2	37,7
On Off N	j5	5395	280	0,102	586	14,2	282	7,64	972	0,007	777	98	41,5	50,8
On Off O	j6	4374	256	0,346	541	12,7	369	7,72	1125	0,023	825	210	30,0	39,6
On Off O	j6	5128	246	0,289	687	13,2	353	7,62	949	0,012	786	163	34,2	40,8
K-Rauta NV	j8	3590	267	0,248	469	12,1	325	8,15	1021	0,035	1529	174	29,8	39,4
K-Rauta NV	j8	3912	321	0,462	283	11,4	324	7,44	1401	0,035	1562	187	26,3	37,0
K-Rauta NV	j8	4432	232	0,317	412	10,8	335	5,63	1034	0,012	1010	207	30,2	32,9

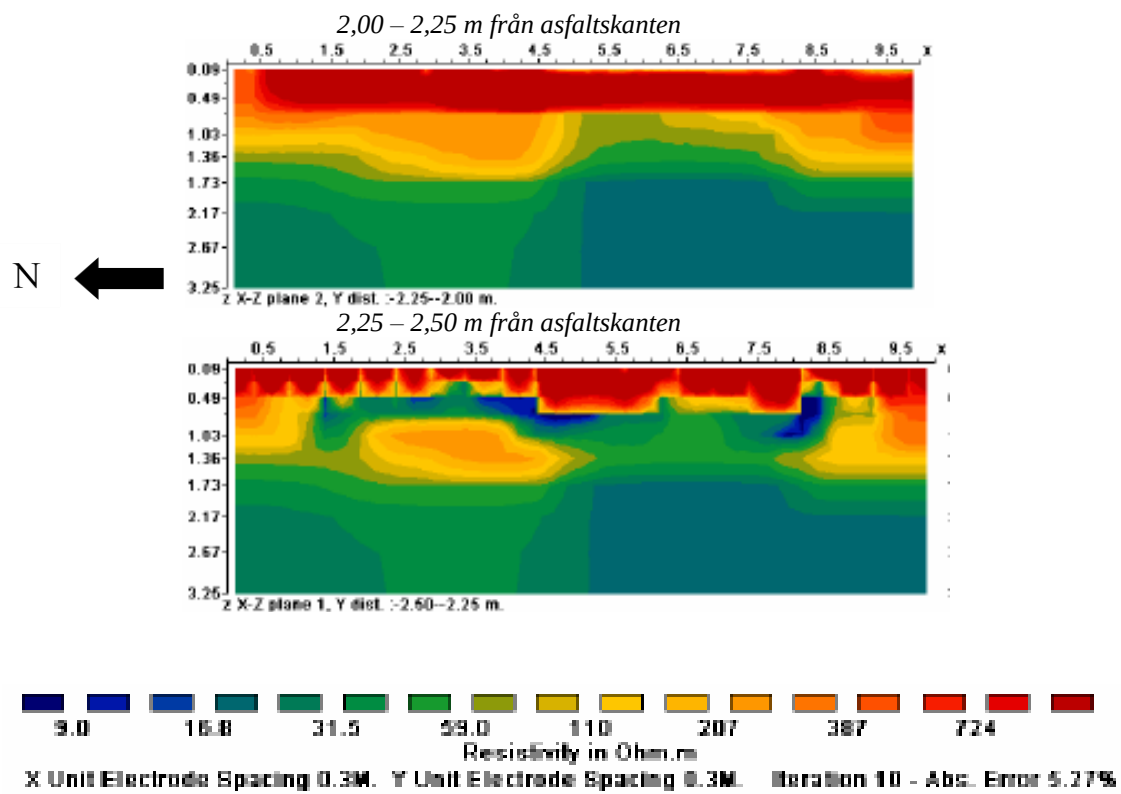
C Resistivitetsmätningar

Observationspunkt On Off V

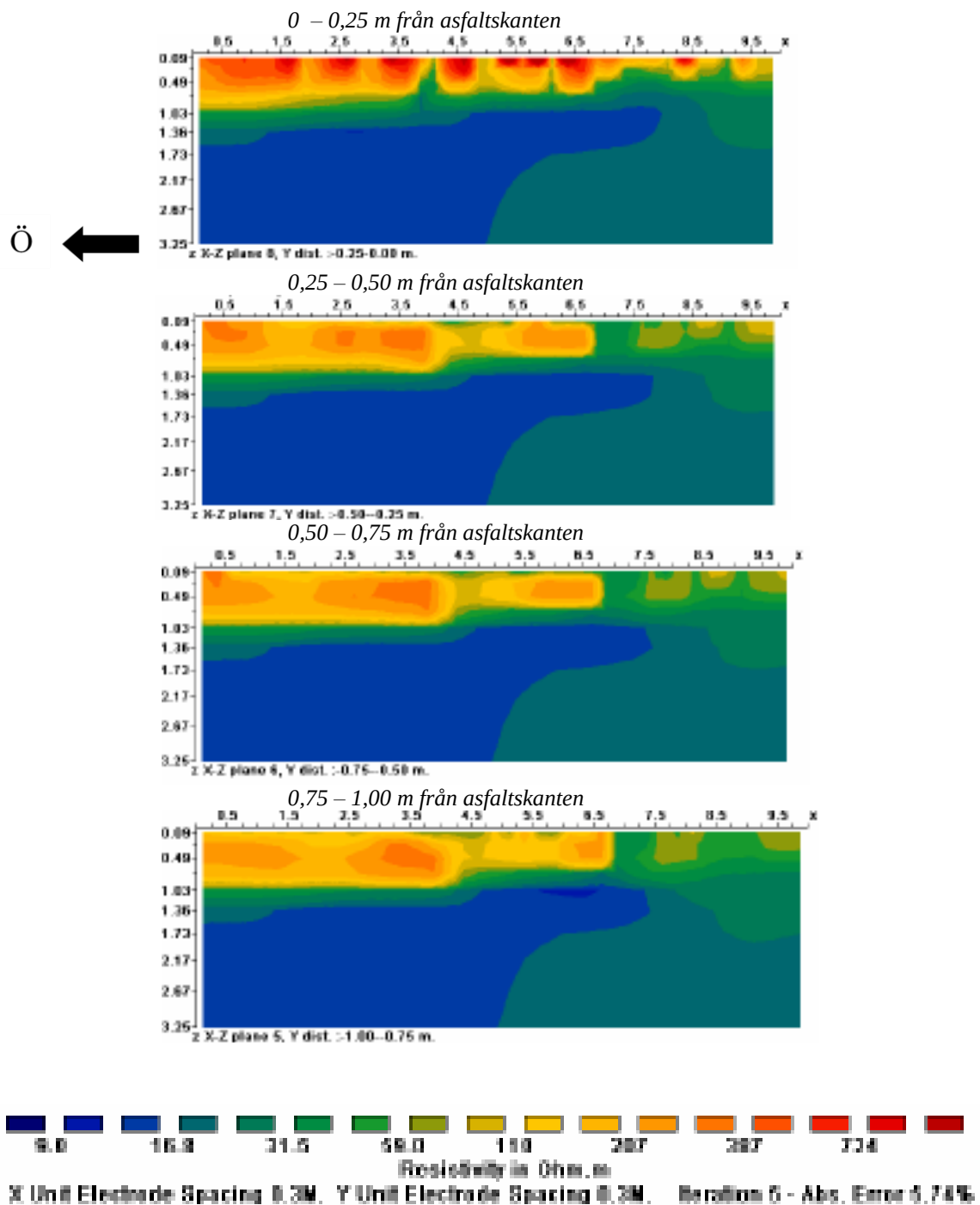


N ←

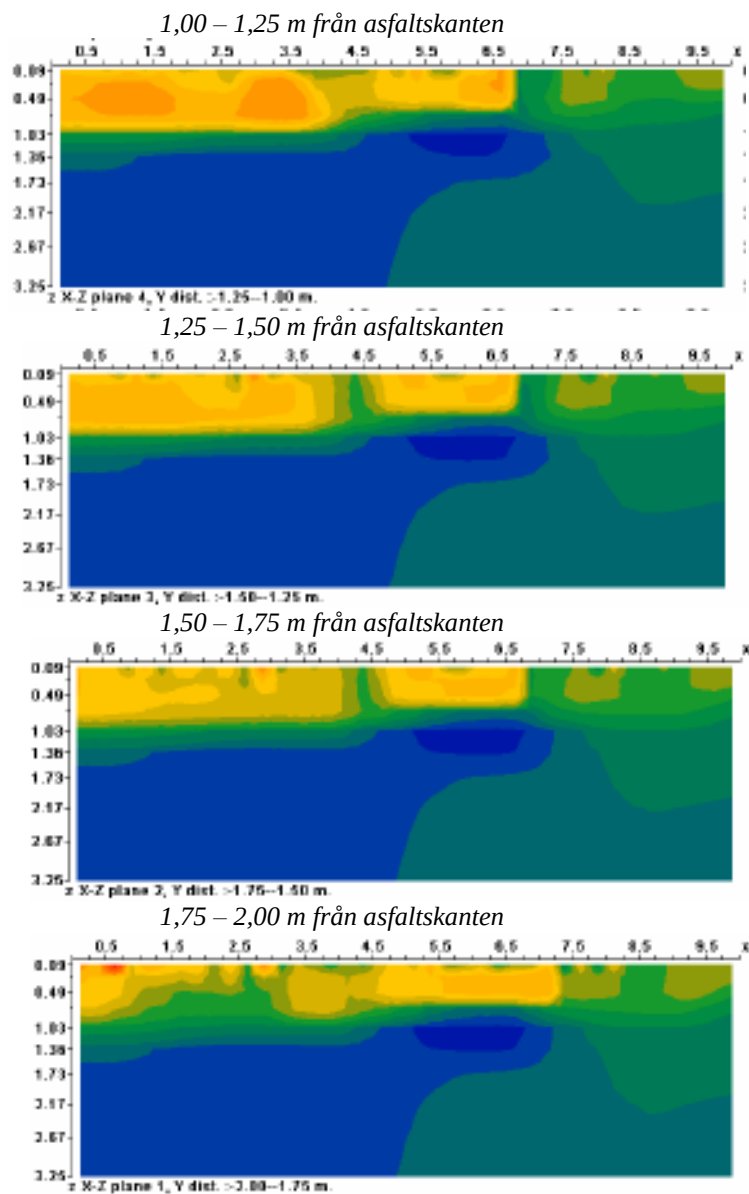




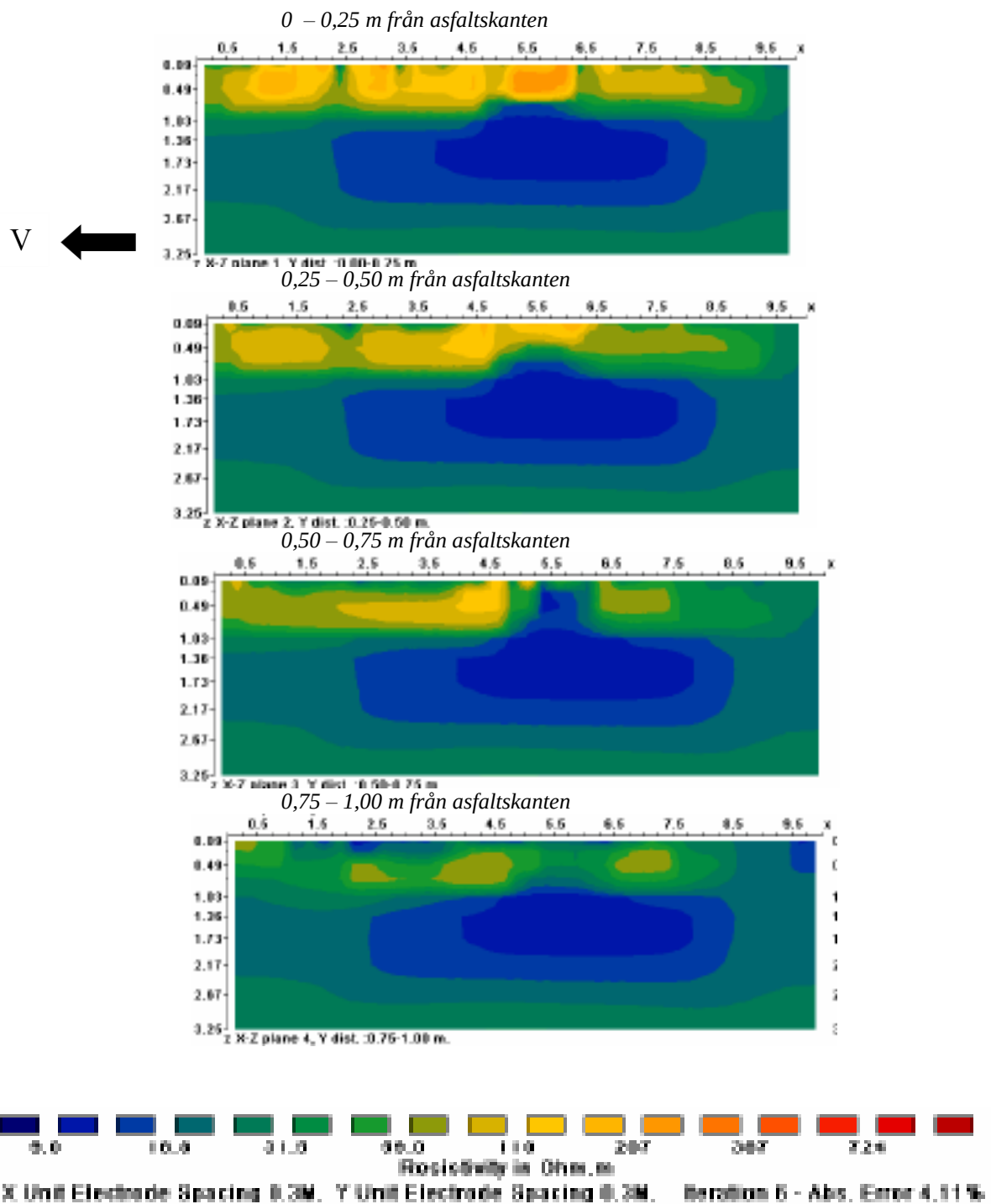
Observationspunkt On Off N

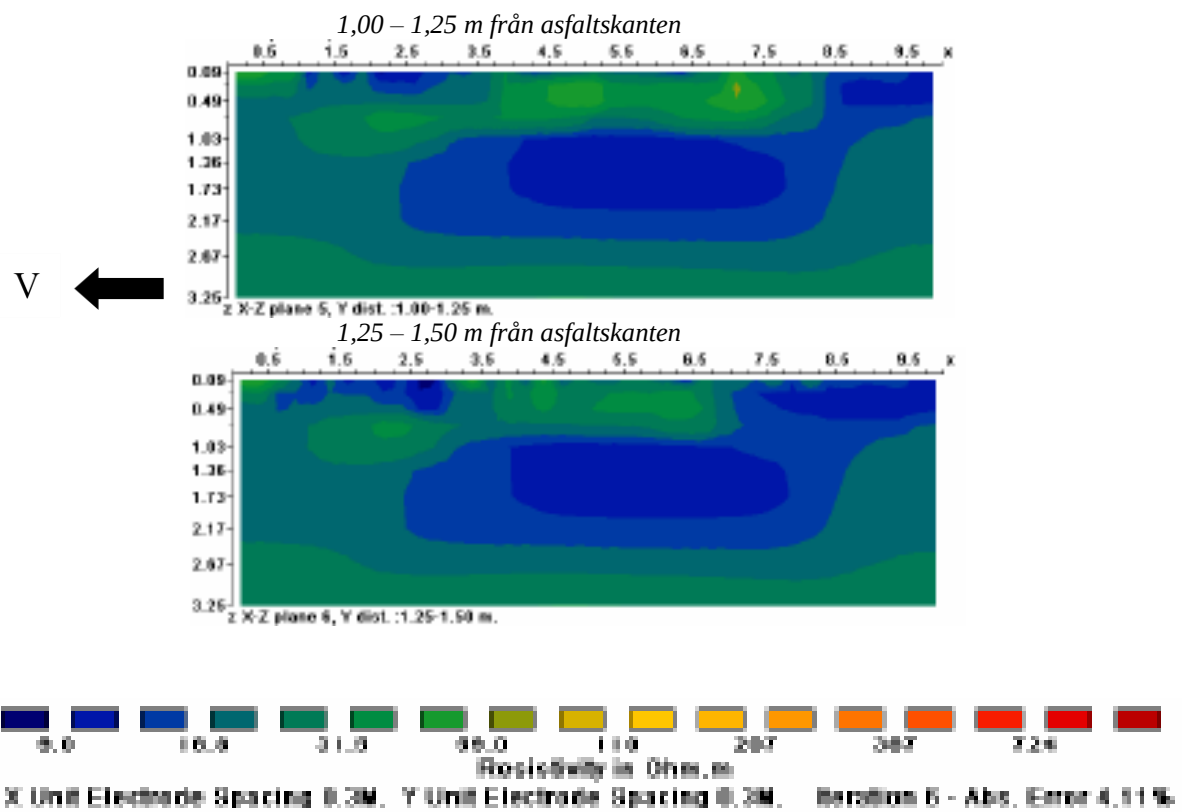


Ö ←



Observationspunkt K-Rauta S

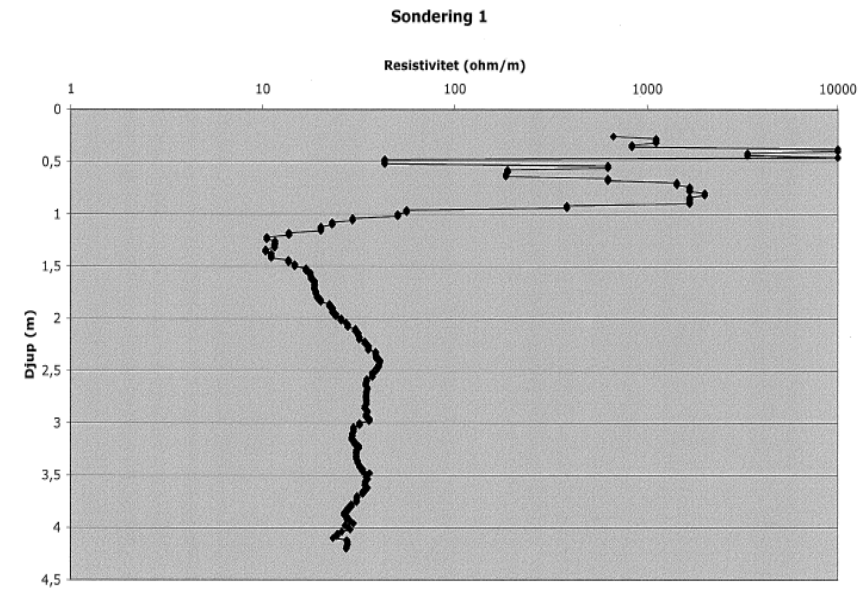
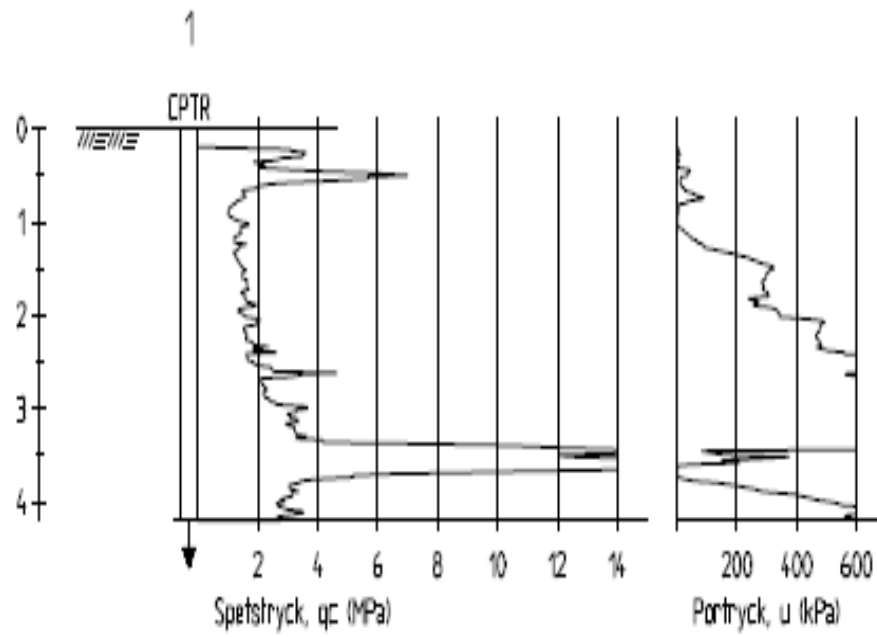




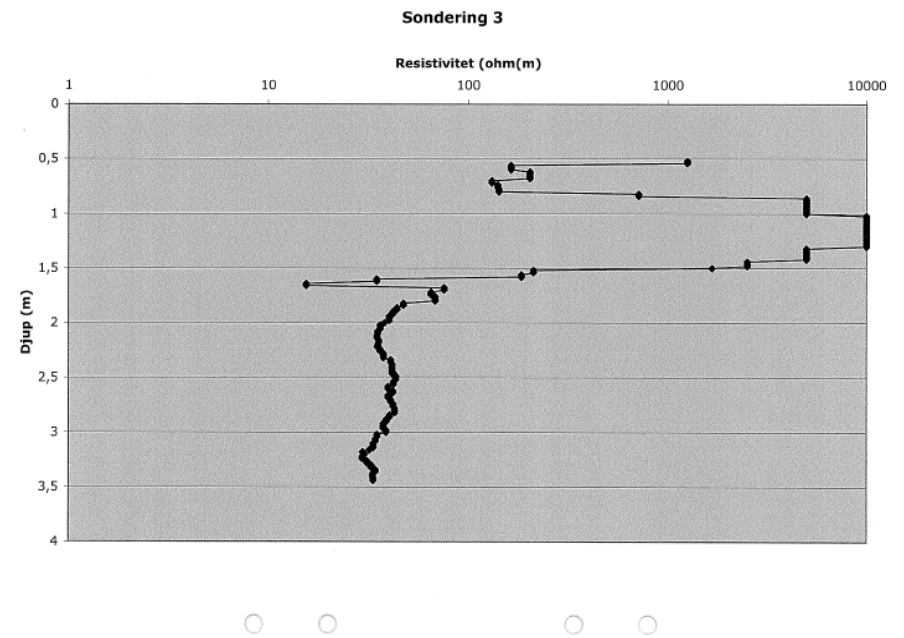
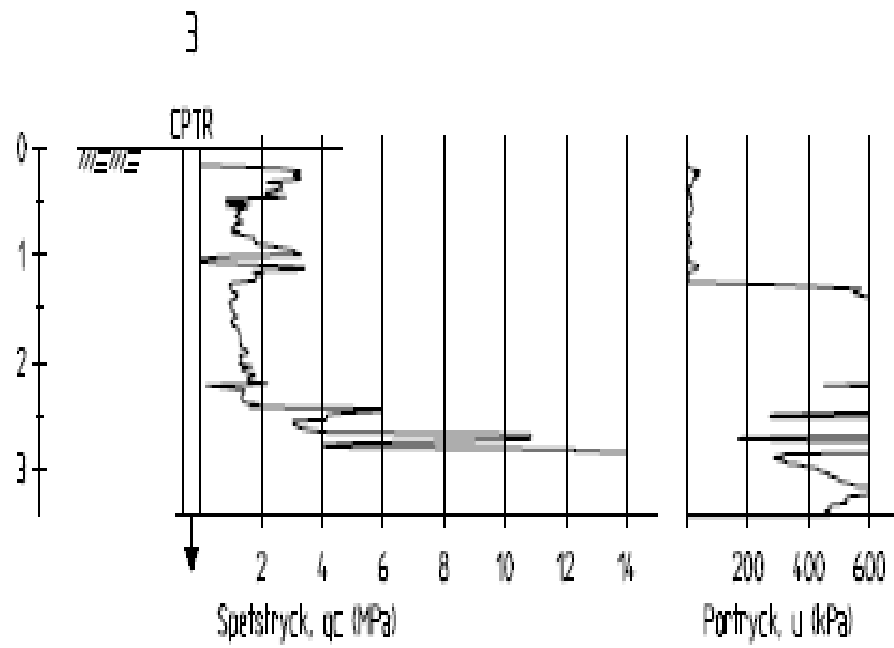
D Sonderingar

(spetstryck, portryck, elektrisk konduktivitet)

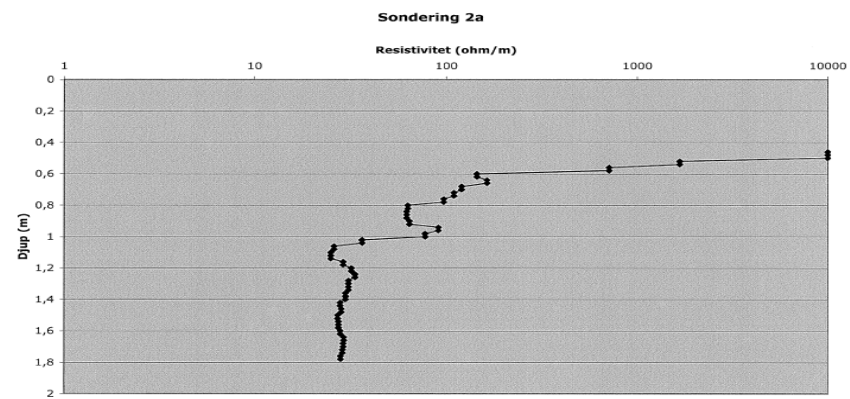
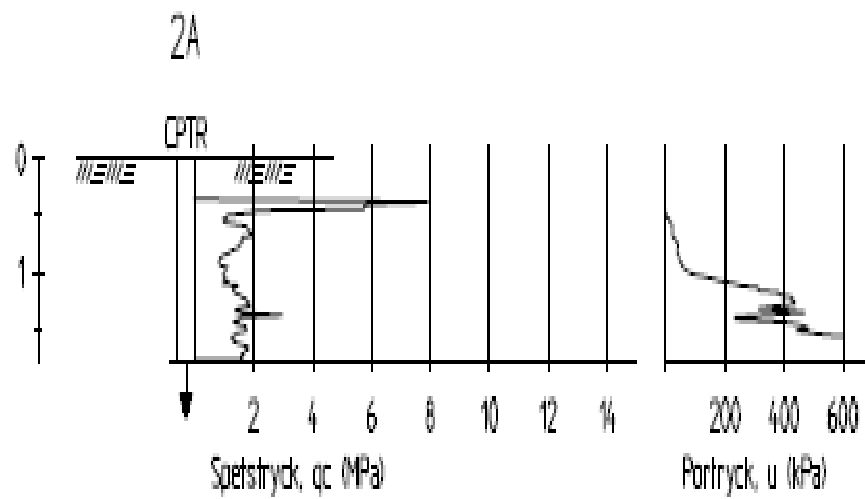
Sondering s1



Sondering s2



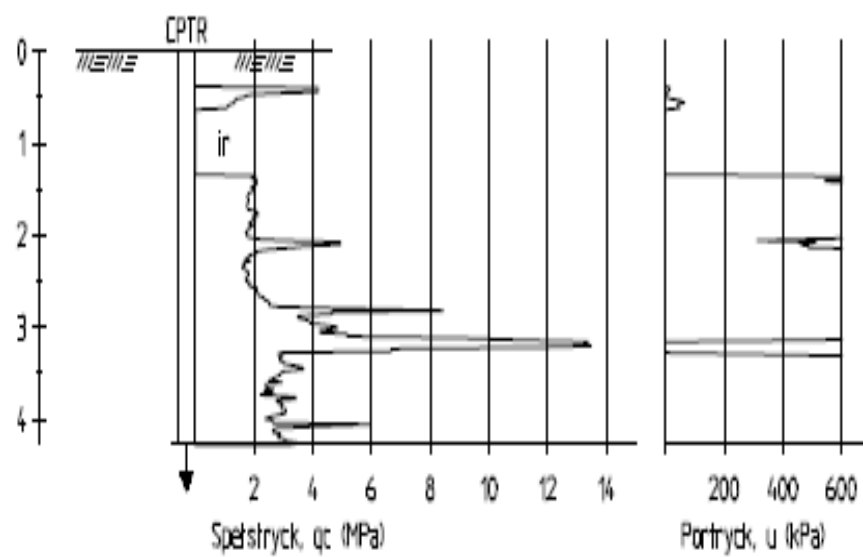
Sondering s3



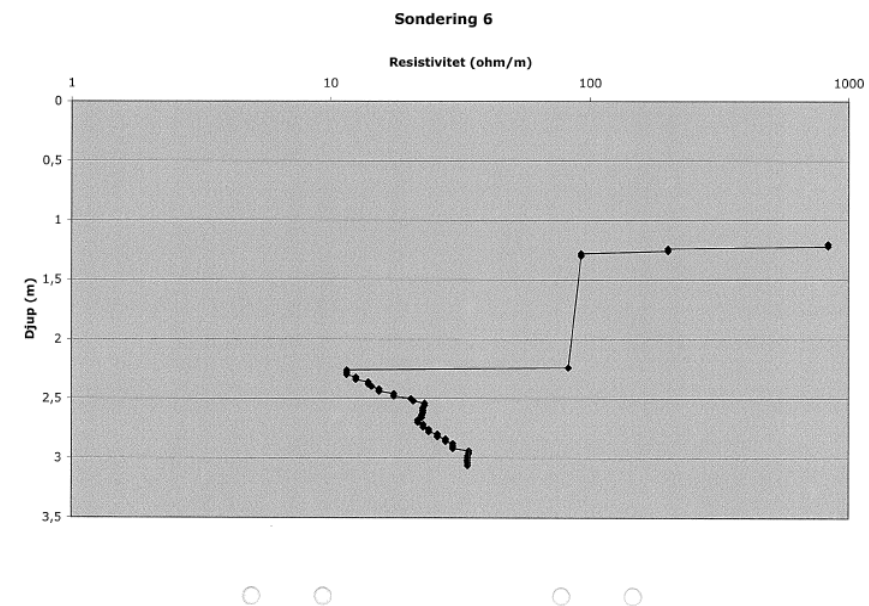
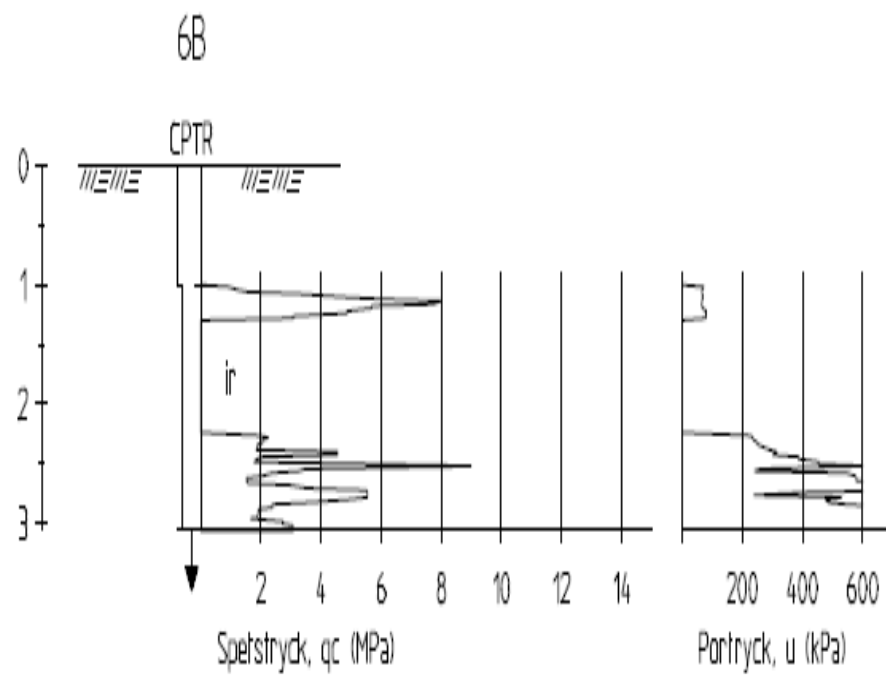
○ ○ ○ ○

Sondering s4

2

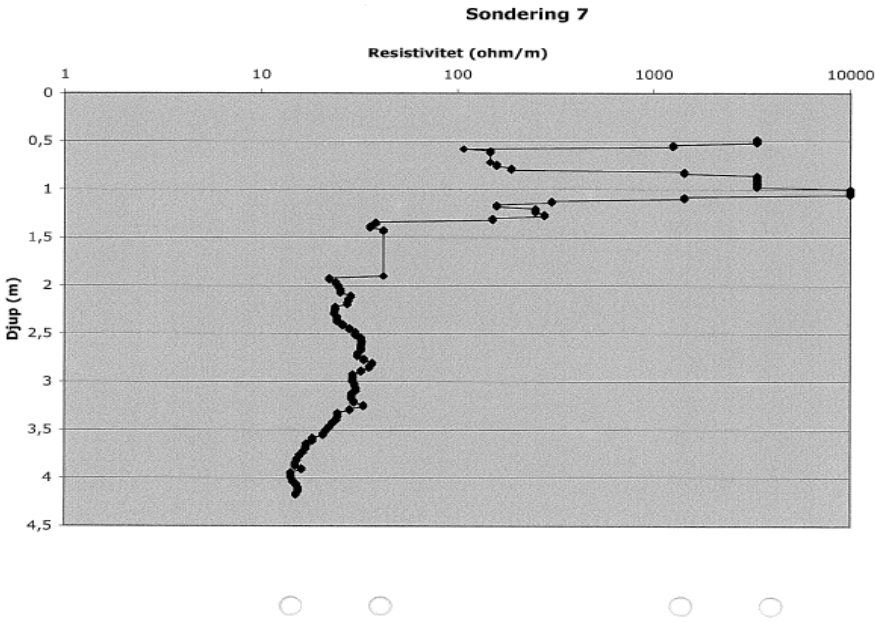
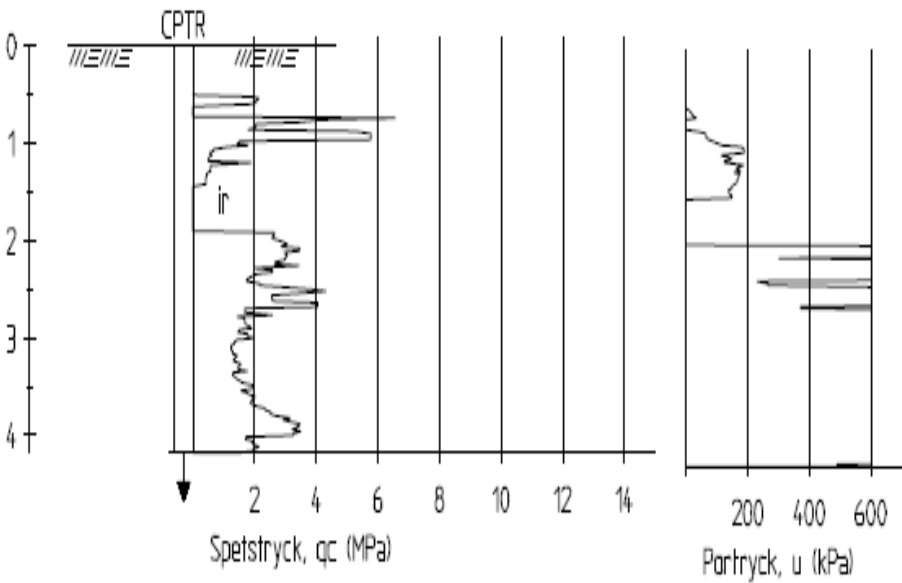


Sondering s5



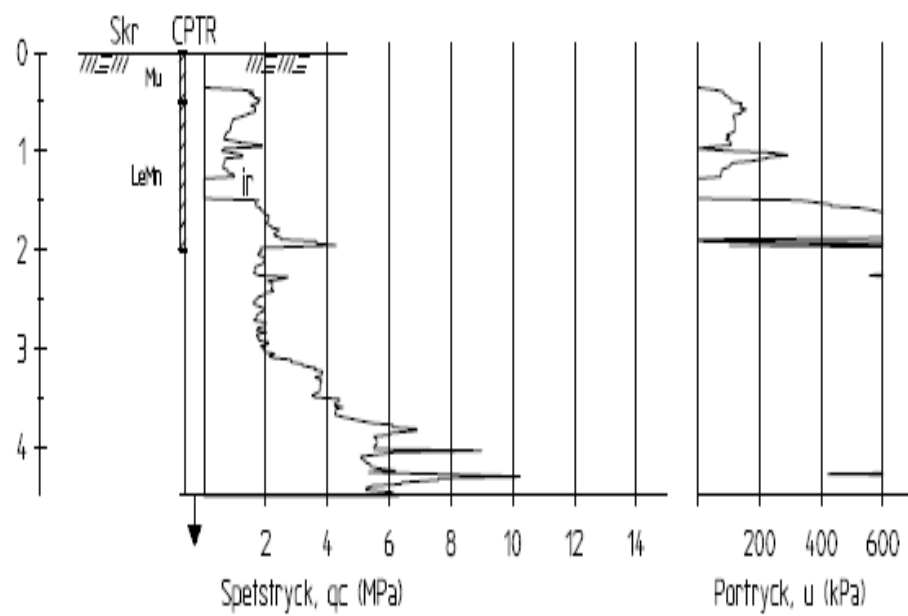
Sondering s6

7

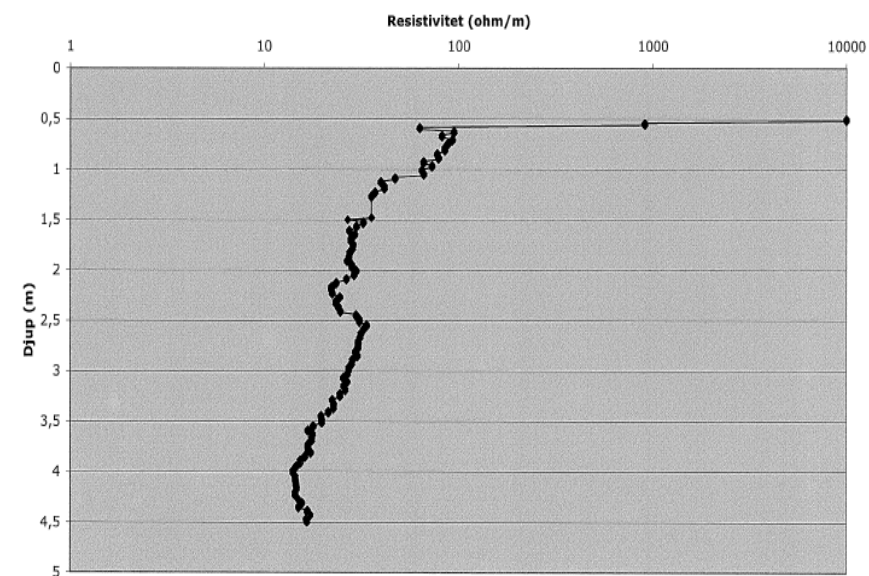


Sondering s7

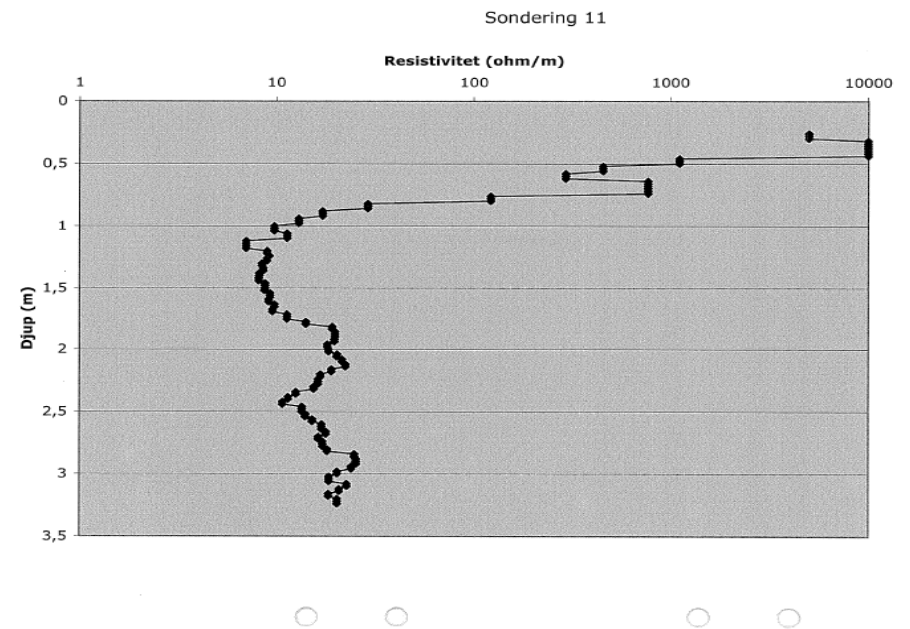
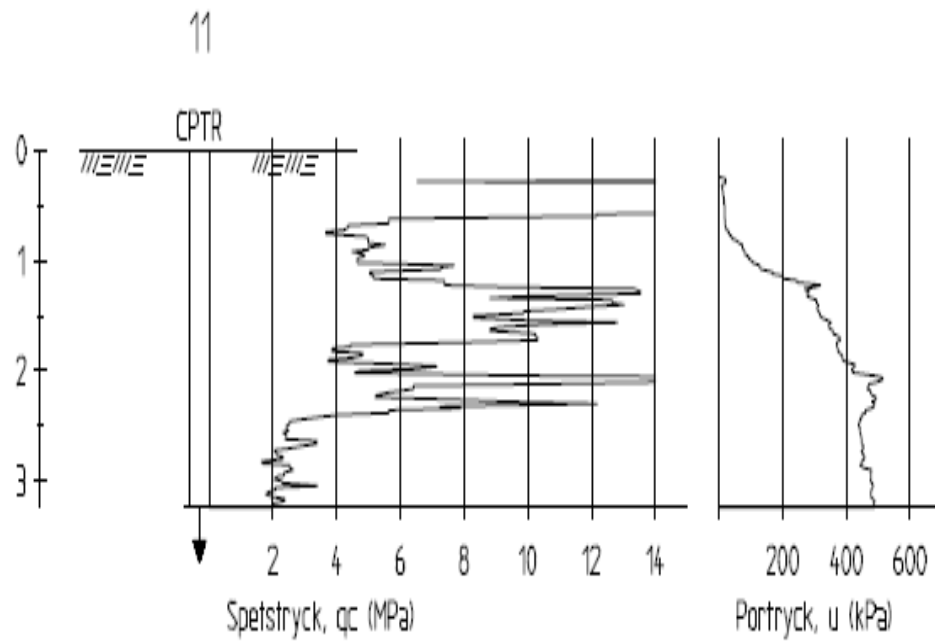
9



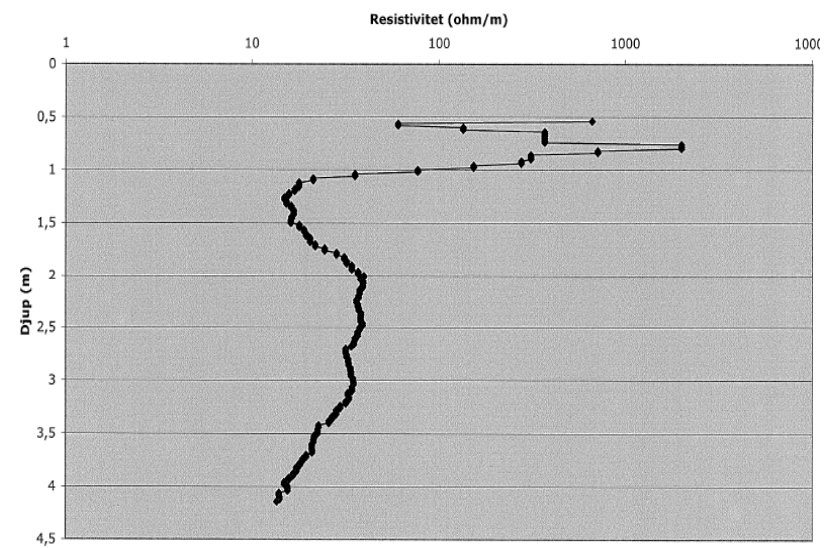
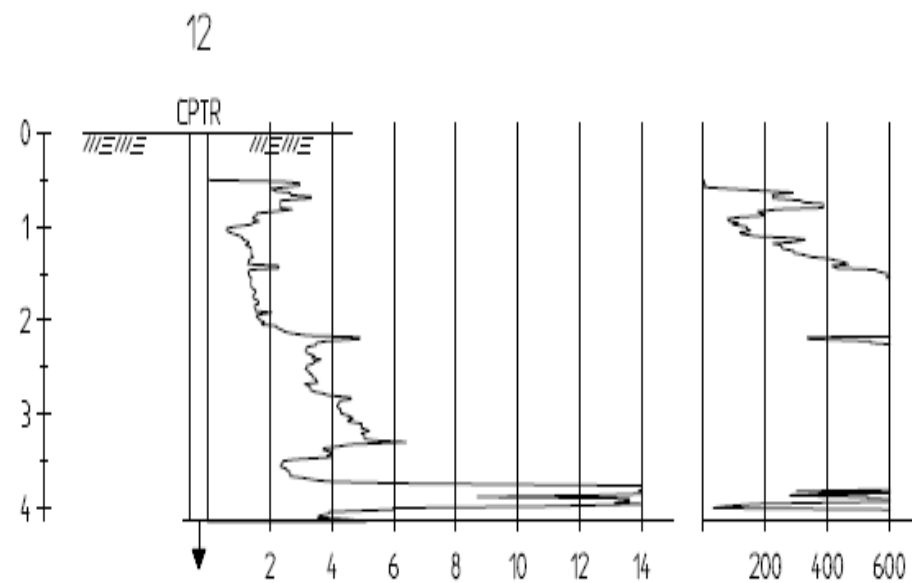
Sondering 9



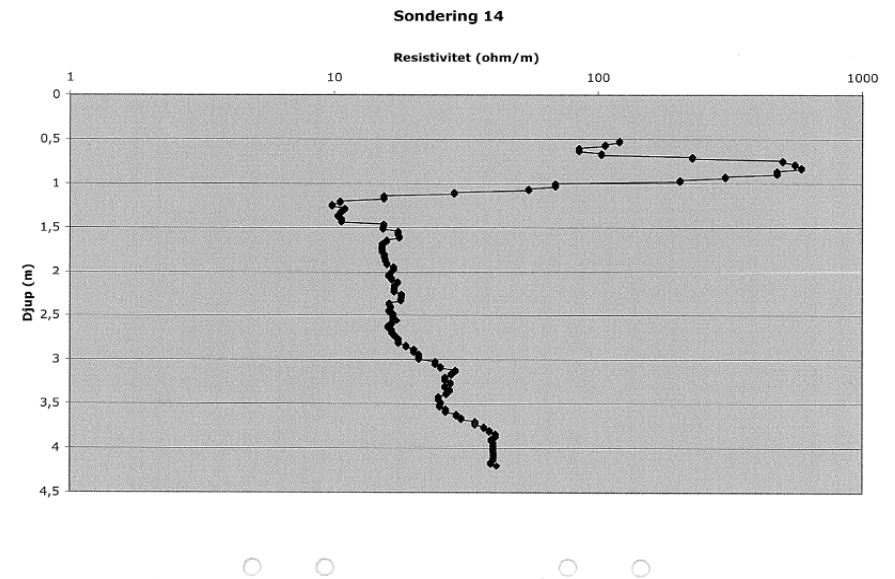
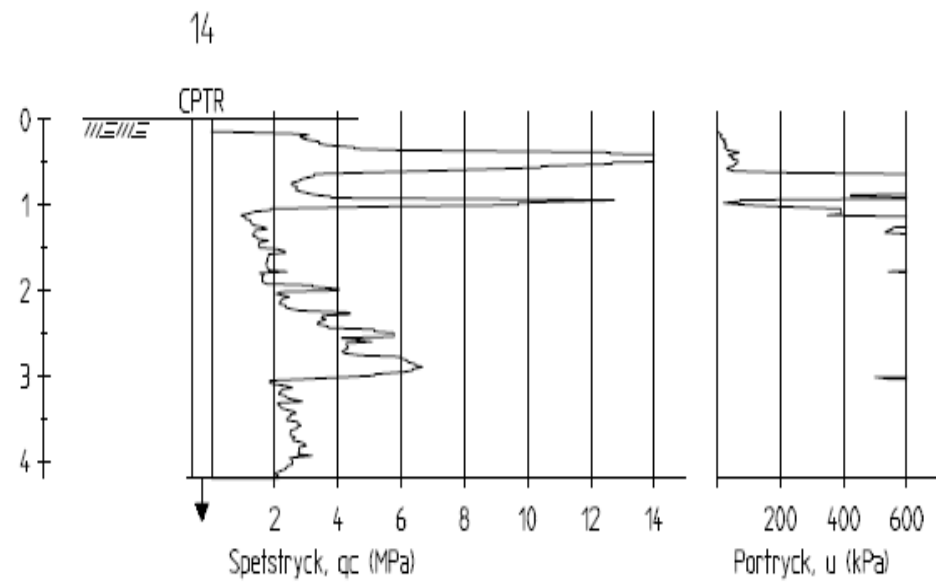
Sondering s8



Sondering s9

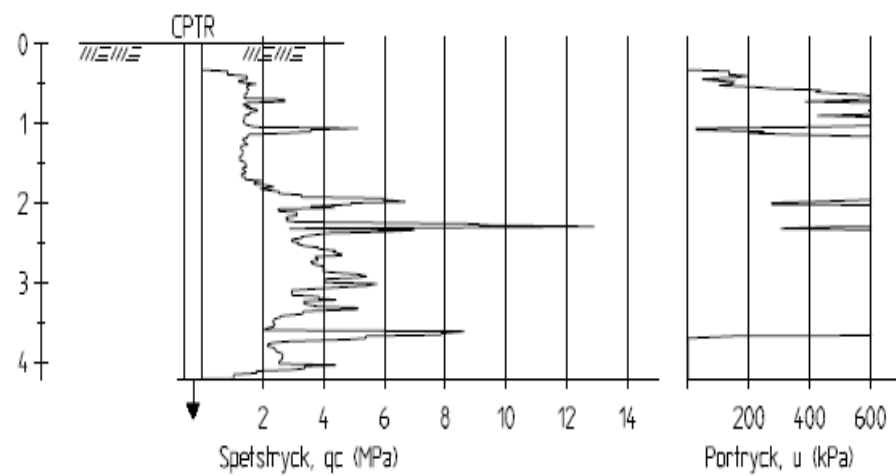


Sondering s10

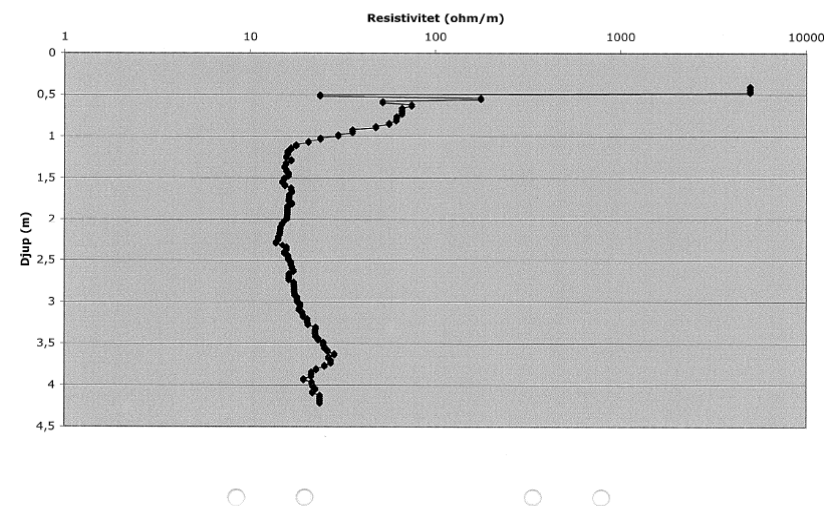


Sondering s11

15

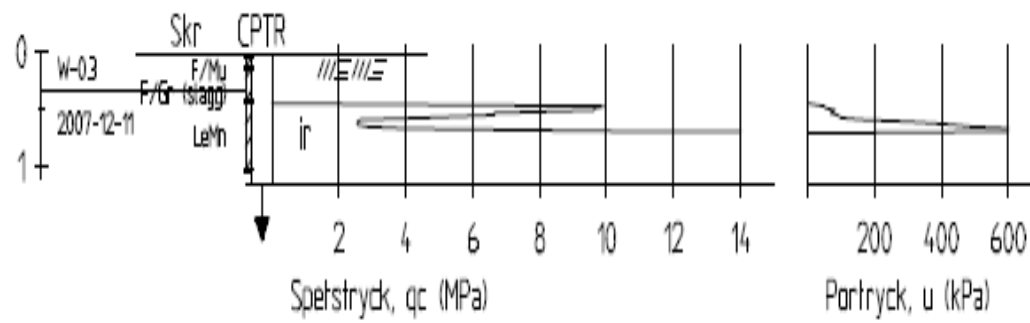


Sondering 15



Sondering s12

16



E Numeriska modelleringar

Emissionsscenario 1

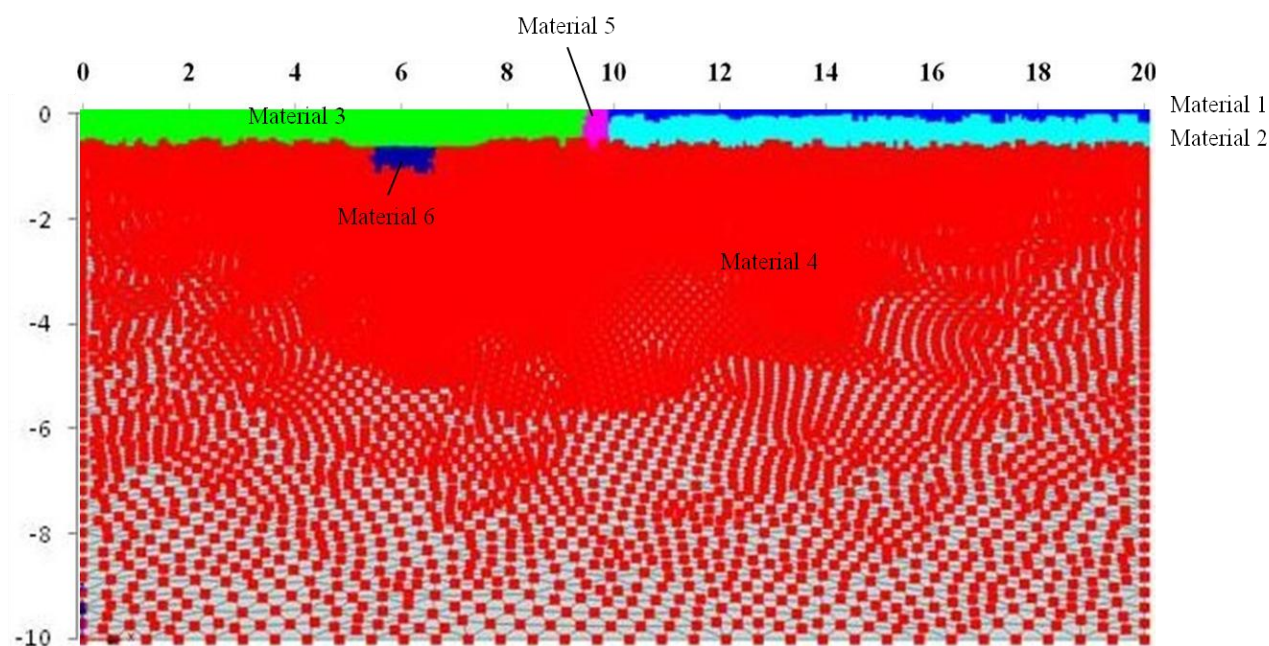
Fem olika simuleringar (Scenario 1A-1E) har utförts på emissionsscenario 1 (Tabell 17, kap. 3.2). Det som skiljer simuleringarna åt är vilka emissionskällor (vägsalt och slaggrus) som beaktas och den initiala grundvattennivån (Tabell E-1). Dessutom utfördes en simulering (Scenario 1F) utan att den molekylära diffusionen beaktades och ett fördröjningsmagasin med dränering ingår bara i scenario 1C. En vertikal hydraulisk konduktivitet på 10^{-9} m/s och en horisontell konduktivitet på 10^{-7} m/s användes. Den horisontella hydrauliska konduktiviteten baseras på resultat från slug-tester (se kap. 5,3) och den vertikala hydrauliska konduktiviteten baseras på resultat från pumptester (se kap. 2.3). Det är troligt av den vertikala hydrauliska konduktiviteten är mindre än den horisontella, eftersom moränen är skiktad och vissa lager kan innehålla grövre material.

Tabell E:1. Simuleringar.

	vägsalt	slaggrus	$k_{\text{vertikalt}}$	$k_{\text{horisontellt}}$	grundvattennivå	diffusion
Scenario			(m/s)	(m/s)	(m)	
1A		x	10^{-9}	10^{-7}	2	ja
1B	x	x	10^{-9}	10^{-7}	2	ja
1C	x	x	10^{-9}	10^{-7}	2	ja
1D	x	x	10^{-9}	10^{-7}	6	ja
1E	x	x	10^{-9}	10^{-7}	6	nej

Material

Fördelningen av olika material (Tabell E:2) i emissionsscenario 1 visas i figur E:1. Den 2-dimensionella modellen är 20 m lång och 10 m djup. Fördröjningsmagasinet (Material 6) med ett dräneringsrör (diameter 100 mm) i botten ingår emellertid bara i simulering scenario 1C.



Figur E:1. Fördelningen av olika material i emissionsscenario 1.

Tabell E:2. Typ av material och klassificering.

	Typ av material	Klassificering	Klassificering ^a	Amn.
Material 1	Bärlager	grusig sand	loamy sand	kompakterad
Material 2	Förstärkningslager	slaggrus		kompakterad
Material 3	Anläggningsjord		sandy loam	ej kompakterad
Material 4	Undergrund	lermorän	loam	ej kompakterad
Material 5	Bärlagermaterial	grusig sand	Loamy sadn	ej kompakterad
Material 6	Kringfyllnad	sand	sand	ej kompakterad

^a enligt USDA (United States Department of Agriculture)

De hydrauliska parametrarna för de olika materialen sammanfattas i tabell E:3. Parametervärdena för slaggrus i tabell E:3 baseras på kalibrerade värden från ett laborieförsök (Flyhammar och Bendz, 2008), utom den hydrauliska konduktiviteten. Den hydrauliska konduktiviteten för kompakterad grusig sand och slaggrus baseras på uppgifter från Andersson et al. (1999). Övriga parametervärden hämtades ur en katalog med parametervärden för olika jordarter från Carsel and Parrish (1988) som finns tillgänglig i Hydrus. Det är bara material 4, lermorän, som antas vara anisotrop med olika hydrauliska egenskaper i olika riktningar, se tabell E:1. För övriga material används samma hydrauliska konduktivitet både i horisontell riktning som i vertikal riktning.

Tabell E:3. Hydrauliska parametervärden.

	Q_r	Q_s	α	N	K_s^a cm/s	I
Material 1	0,057	0,41	0,124	2,28	0,0004	0,5
Material 2	0,166	0,491	0,2056	1,78	0,0001	0,5
Material 3	0,065	0,41	0,075	1,89	0,00122801	0,5
Material 4	0,078	0,43	0,036	1,56	0,00001 ^b 0,0000001 ^c	0,5
Material 5	0,057	0,41	0,124	2,28	0,004	0,5
Material 6	0,045	0,43	0,145	2,68	1	0,5

^a hydraulisk konduktivitet under mättade förhållanden

^b horisontell hydraulisk konduktivitet

^c vertikal hydraulisk konduktivitet

Transportparametrarna som använts i simuleringarna redovisas i tabell E:4. Värdena för dispersionskoefficienterna baseras på följande samband:

$$\alpha_L = 0,1 \cdot L \text{ och } \alpha_T = 0,1 \cdot \alpha_L$$

där

L är tjockleken på ett lager i den omättade zonen eller längden från emissionskällan till randen av modellen i grundvattenzonen.

α_L är den longitudinella dispersionskoefficienten

α_T är den transversella dispersionskoefficienten

Tabell E:4. Dispersionskoefficienter.

	α_L	α_T
	cm	cm
Material 1	2	0,2
Material 2	4	0,4
Material 3	6	0,6
Material 4	100	10
Material 5	6	0,6

I simuleringarna användes D (molekylär diffusion) = $0,00002 \text{ cm}^2/\text{s}$. För att simulera utlakningen från slaggruset användes $K_D = 0,751$. Detta värde skall emellertid inte förväxlas med en vanlig distributionskoefficient. Värdet bestämdes genom kalibrering mot resultat från ett laboratorieförsök, se Flyhammar och Bendz (2008).

Randvillkor

Modellens två vertikala avgränsningar definierades som **constant head**, dvs. gränser med konstanta trycknivåer (konstant grundvattennivå). I vissa simuleringar användes randvillkoret **seepage face** för den övre omättade delen av den vertikala avgränsningen, utan att det förändrade simuleringarna i någon högre grad. Dräneringsröret i fördröjningsmagasinet definierades som **seepage face**, dvs en gräns där vatten kan flöda ut ur omgivande material när det är mättat. Fördröjningsmagasinet och dräneringsröret ingår dock, som nämnts ovan, bara i scenario 1C. En 1,4 m bred zon mellan 8,7 m och 10,1 m längs modellens övre avgränsning definierades som **variable flux**, dvs. en gräns där vattenflödet varierar. Avrinningen av dagvatten från 6 m asfalt fördelas på tre infiltrationszoner så att 70 % infiltrerar närmast asfaltkanten mellan 9,5 och 10,1 m (bredd: 0,6 m), 30 % infiltrerar mellan 9,1 och 9,5 m (bredd: 0,4 m) och 10 % infiltrerar mellan 8,7 och 9,1 m (bredd: 0,4 m). Avrinningen utgörs av nederbörden som fallit på asfaltsytorna minus infiltrationen genom asfalten (4 % av nederbörden) och övriga förluster (t.ex. evaporation). De övriga förlusterna varierar under åren enligt uppgifter presenterade av Ragab et al. (2003). Vattenflödet i infiltrationszonerna bestäms av avrinningen från asfaltytorna och nederbörden som faller direkt på zonerna minus evapotranspiration (som baseras på månadsvärden presenterade av Rodhe et al., 2004) och andra förluster (som uppskattats till 10 %). Dygnsvärden för nederbörden från station Malmö A (SMHI) mellan 2000-01-01 och 2008-04-30 användes i simuleringarna.

Modellens övriga avgränsningar har definierats som **no flux**, dvs. det förekommer inga vattenflöden över dessa gränser.

Modellens vertikala avgränsningar, infiltrationszonerna och dräneringsröret har definierats som **third-type solute transport**, dvs. gränser där masstransport kan förekomma. Utmed övriga avgränsningar förekommer inga masstransporter. Kloridtransporten via infiltrationszonerna är helt beroende av användningen av vägsalt. I beräkningarna antas att allt vägsalt som sprids på asfaltsytorna (6 m breda) under en månad kommer att transporteras på ytorna mot infiltrationszonerna och spridas ner i marken under samma månad. Den genomsnittliga kloridhalten i vattenflödet vid infiltrationszonerna under den aktuella månaden uppskattas genom att den använda saltmängden, som baseras på uppgifter från Basic (personlig kommunikation), divideras med mängden vatten som infiltrerat i

infiltrationszonerna. Infiltration av vatten med klorid kommer således att begränsas till månader då det förekommit spridning av vägsalt, dvs. under vintersäsongen. Användningen av vägsalt under simuleringarna baseras på antagandena i tabell 14 (kap. 7.1.2).

Begynnelsevillkor

Begynnelsehalten av klorid i vattenfasen i slaggruset har satts till 4500 mg/l, vilket motsvarar den uppmätta halten för L/S 0-0,1 under ett kolonnförsök på slaggrus (Svensson, 2003).

Grundvattnets begynnelsenivå varierar mellan 2 eller 6 m (Tabell E:1). Vid grundvattenytan är trycknivån 0. Trycknivån i den mättade zonen ökar sedan linjärt med ökat djup, upp till 800 cm vid den nedre avgränsningen för modellen. Trycknivån i den omättade zonen minskar linjärt mot markytan, ned till -200 cm. För scenario 1D och 1E då grundvattnets begynnelsenivå är 6 m innebär det att trycknivån (- 200 cm) är konstant inom de översta 4 metrarna.

Emissionsscenario 2

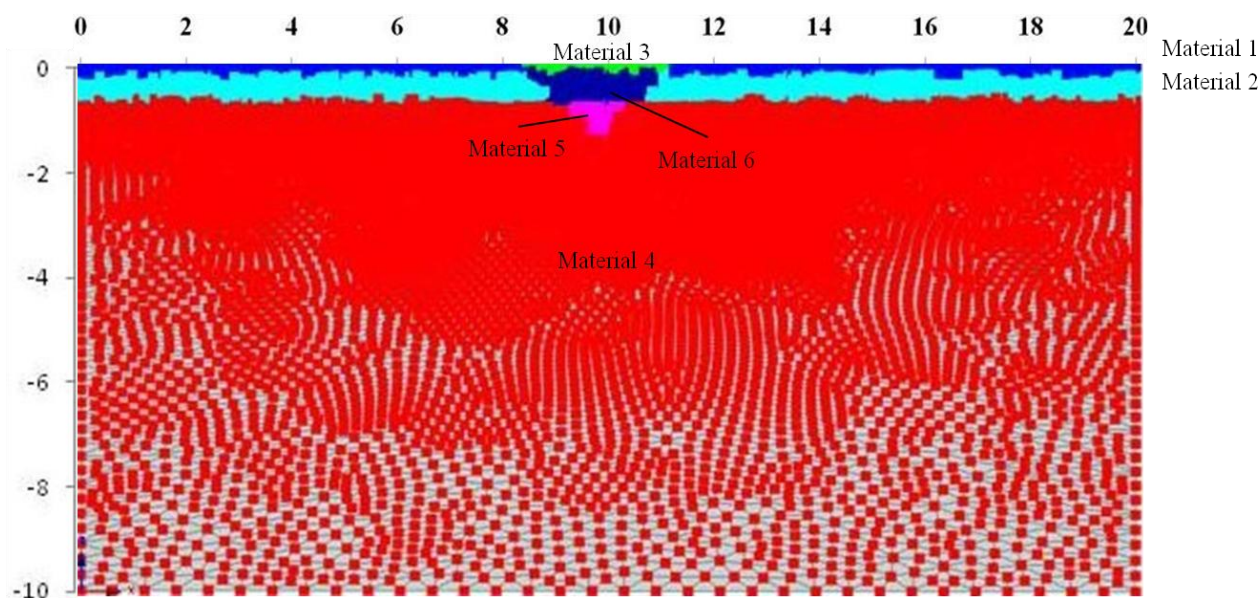
Trea olika simuleringar (Scenario 2A-2C) har utförts på emissionsscenario 2 (Tabell 17, kap. 3.2). Det som skiljer simuleringarna åt är vilka emissionskällor (vägsalt och slaggrus) som beaktas och den initiala grundvattennivån (Tabell E:5). En vertikal hydraulisk konduktivitet på 10^{-9} m/s och en horisontell konduktivitet på 10^{-7} m/s användes. Den horisontella hydrauliska konduktiviteten baseras på resultat från slug-tester (se kap. 5,3) och den vertikala hydrauliska konduktiviteten baseras på resultat från pumptester (se kap. 2.3). Det är troligt av den vertikala hydrauliska konduktiviteten är mindre än den horisontella, eftersom moränen är skiktad och vissa lager kan innehålla grövre material.

Tabell E:5. Simuleringar.

	vägsalt	slaggrus	$k_{\text{vertikalt}}$	$k_{\text{horisontellt}}$	grundvattennivå	diffusion
Scenario			(m/s)	(m/s)	m	
2A		x	10^{-9}	10^{-7}	2	ja
2B	x	x	10^{-9}	10^{-7}	2	ja
2C	x	x	10^{-9}	10^{-7}	6	ja

Material

Fördelningen av olika material (Tabell E:6) i emissionsscenario 2 visas i figur E:2. Den 2-dimensionella modellen är 20 m lång och 10 m djup. I botten av fördröjningsmagasinet finns ett dräneringsrör (diameter 100 mm).



Figur E:2. Fördelningen av olika material i scenario 2.

Tabell E:6. Typ av material och klassificering.

	Typ av material	Klassificering	Klassificering ^a	Amn.
Material 1	Bärlager	grusig sand	loamy sand	kompakterad
Material 2	Förstärkningslager	slaggrus		kompakterad
Material 3	Anläggningsjord		sandy loam	ej kompakterad
Material 4	Undergrund	lermorän	loam	ej kompakterad
Material 5	Kringfyllning	sand	sand	ej kompakterad
Material 6	Resterande fyllning	grusiga sand	loamy sand	ej kompakterad

^a enligt USDA (United States Department of Agriculture)

De hydrauliska parametrarna för de olika materialen sammanfattas i tabell E:7. Parametervärdena för slaggrus i tabell E:7 baseras på kalibrerade värden från ett laboratorieförsök (Flyhammar och Bendz, 2008), utom den hydrauliska konduktiviteten. Den hydrauliska konduktiviteten för kompakterad grusig sand och slaggrus baseras på uppgifter Andersson et al. (1999). Övriga parametervärden hämtades ur en katalog med parametervärden för olika jordarter från Carsel and Parrish (1988) som finns tillgänglig i Hydrus. Det är bara material 4, lermorän, som antas vara anisotrop med olika hydrauliska egenskaper i olika riktningar, se tabell E:5. För övriga material används samma hydrauliska konduktivitet både i horisontell riktning som i vertikal riktning.

Tabell E:7. Hydrauliska parametervärden.

	Q_r	Q_s	Alpha	N	K_s^a cm/s	I
Material 1	0,057	0,41	0,124	2,28	0,0004	0,5
Material 2	0,166	0,491	0,2056	1,78	0,0001	0,5
Material 3	0,065	0,41	0,075	1,89	0,00122801	0,5
Material 4	0,078	0,43	0,036	1,56	0,00001 ^b 0,0000001 ^c	0,5
Material 5	0,045	0,43	0,145	2,68	1	0,5
Material 6	0,057	0,41	0,124	2,28	0,004	0,5

^a hydraulisk konduktivitet under mättade förhållanden

^b horisontell hydraulisk konduktivitet

^c vertikal hydraulisk konduktivitet

Transportparametrarna som använts i simuleringarna redovisas i tabell E:8. Värdena för dispersionskoefficienterna baseras på följande samband:

$$\alpha_L = 0,1 \cdot L \text{ och } \alpha_T = 0,1 \cdot \alpha_L$$

där

L är tjockleken på lager i den omättade zonen och längden från emissionskällan till randen av modellen i grundvattenzonen.

α_L är den longitudinella dispersionskoefficienten

α_T är den transversella dispersionskoefficienten

Tabell E:8. Dispersionskoefficienter.

	α_L	α_T
	cm	cm
Material 1	2	0,2
Material 2	4	0,4
Material 3	6	0,6
Material 4	100	10
Material 5	6	0,6

I simuleringarna användes D (molekylär diffusion) = $0,00002 \text{ cm}^2/\text{s}$. För att simulera utlakningen från slaggruset användes $K_D = 0,751$ använts. Detta värde skall emellertid inte förväxlas med en vanlig distributionskoefficient. Värdet bestämdes genom kalibrering mot resultat från ett laboratieförsök, se Flyhammar och Bendz (2008).

Randvillkor

Modellens två vertikala avgränsningar definierades som **constant head**, dvs. gränser med konstanta trycknivåer (konstant grundvattennivå). I vissa simuleringar användes randvillkoret **seepage face** för den övre omättade delen av den vertikala avgränsningen, utan att det förändrade simuleringarna i någon högre grad. Dräneringsröret i fördröjningsmagasinet definierades som **seepage face**, dvs en gräns där vatten kan flöda ut ur omgivande material när det är mättat. En 2,8 m bred zon mellan 8,3 m och 11,1 m längs modellens övre avgränsning definierades som **variable flux**, dvs. en gräns där vattenflödet varierar. Avrinningen av dagvatten från 8 m asfalt på båda sidorna om magasinet fördelades jämnt över infiltrationszonen. Avrinningen utgörs av nederbörden som fallit på asfaltsytor minus infiltrationen genom asfalten (4 % av nederbörden) och övriga förluster (t.ex. evaporation). De övriga förlusterna varierar under åren enligt uppgifter presenterade av Ragab et al. (2003). Vattenflödet i infiltrationszonen bestäms av avrinningen från asfaltsytor och nederbörden som faller direkt på zonen minus evapotranspiration (som baseras på månadsvärden presenterade av Rodhe et al., 2004) och andra förluster (som uppskattats till 10 %). Dygnsvärden för nederbörden från station Malmö A (SMHI) mellan 2000-01-01 och 2008-04-30 användes i simuleringarna.

Modellens övriga avgränsningar har definierats som **no flux**, dvs. det förekommer inga vattenflöden över dessa gränser.

Modellens vertikala avgränsningar, infiltrationszonerna och dräneringsröret har definierats som **third-type solute transport**, dvs. gränser där masstransport kan förekomma. Utmed övriga avgränsningar förekommer inga masstransporter. Kloridtransporten via infiltrationszonerna är helt beroende av användningen av vägsalt. I beräkningarna antas att allt vägsalt som sprids på asfaltsytor (8 m breda) under en månad kommer att transporteras på ytorna mot infiltrationszonerna och spridas ner i marken under samma månad. Den genomsnittliga kloridhalten i vattenflödet vid infiltrationszonerna under den aktuella månaden uppskattas genom att den använda saltmängden, som baseras på uppgifter från Basic (personlig kommunikation), divideras med mängden vatten som infiltrerat i infiltrationszonerna. Infiltration av vatten med klorid kommer således att begränsas till månader då det förekommit spridning av vägsalt, dvs. under vintersäsongen. Användningen av vägsalt under simuleringarna baseras på antagandena i tabell 14 (kap. 7.1.2).

Begynnelsevillkor

Begynnelserhalten av klorid i vattenfasen i slaggruset har satts till 4500 mg/l, vilket motsvarar den uppmätta halten för L/S 0-0,1 under ett kolonnförsök på slaggrus (Svensson, 2003).

Grundvattnets begynnelsenivå varierar mellan 2 eller 6 m (Tabell E:1). Vid grundvattenytan är trycknivån 0. Trycknivån i den mättade zonen ökar sedan linjärt med ökat djup, upp till 800 cm vid den nedre avgränsningen för modellen. Trycknivån i den omättade zonen minskar linjärt mot markytan, ned till -200 cm. För scenario 1D och 1E då grundvattnets begynnelsenivå är 6 m innebär det att trycknivån (-200 cm) är konstant inom de översta 4 metrarna.

Andersson, H., Arm, M., Carling, M., Schouenborg, B. (1999) Provtagningsmetoder för alternativa material till vägbyggnad – undersökning av rostereldad kolbottenaska, slaggrus och krossad betong. VTI/SGI.

Carsel, R.F., and Parrish, R. S. (1988) Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics, *Water Resour. Res.*, 24, 755-769.

Flyhammar, P., Bendz, D. (2008) Solute transport mechanisms in pavement constructions – evaluation of lysimeter experiment. (submitted for publication)

Ragab, R., Posier, P., Dixon, A., Bromley, J., Cooper, J.D. (2003) Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation.

Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J., Pers, C. (2004) Grundvattenbildning i svenska typjordar – översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell. Report Series A, No. 66, Uppsala University, Department of Earth Sciences, Hydrology.

Svensson, M. (2003) Leaching properties of foamed bitumen treated municipal solid waste incineration bottom ash. Master of Thesis, Engineering Geology, Lund University.

F Simuleringar - Resultat

Emissionsscenario 1 - randzon**Scenario 1A**

Emissionskälla: slaggrus,
Ingen dränering via fördröjningsmagasin
Initial trycknivå grundvatten = 2 m
 $k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

Scenario 1B

Emissionskälla: vägsalt och slaggrus
Ingen dränering via fördröjningsmagasin
Initial trycknivå grundvatten = 2 m
 $k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

Scenario 1C

Emissionskälla: vägsalt och slaggrus
Dränering via fördröjningsmagasin
Initial trycknivå grundvatten = 2 m
 $k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

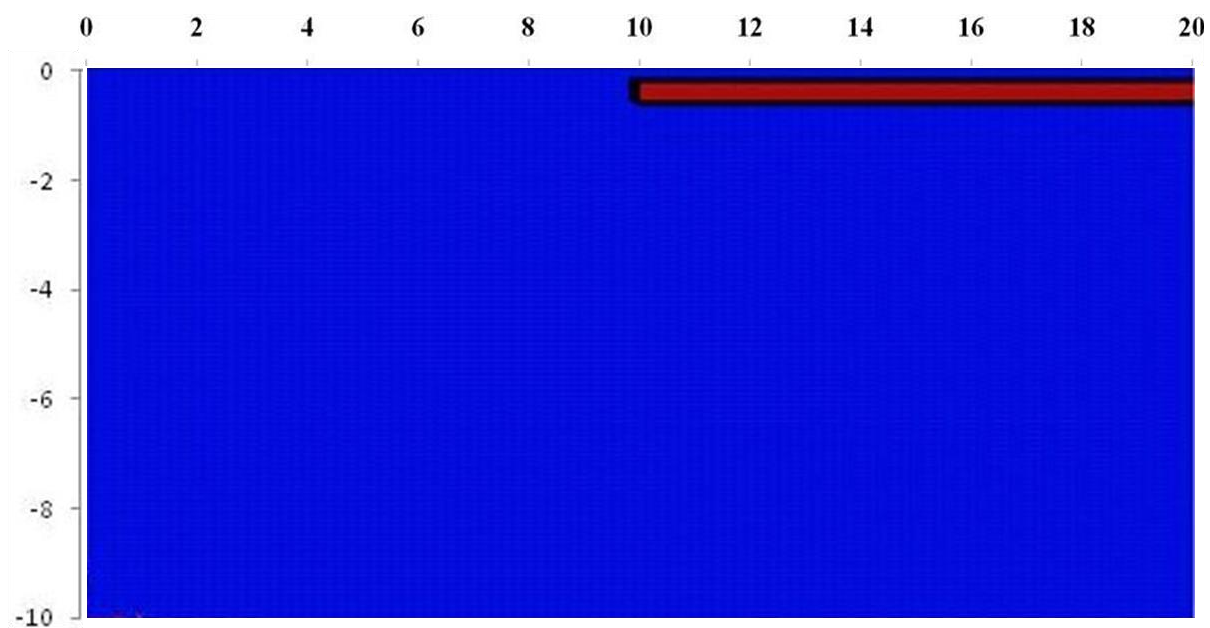
Scenario 1D

Emissionskälla: vägsalt och slaggrus
Ingen dränering via fördröjningsmagasin
Initial trycknivå grundvatten = 6 m
 $k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

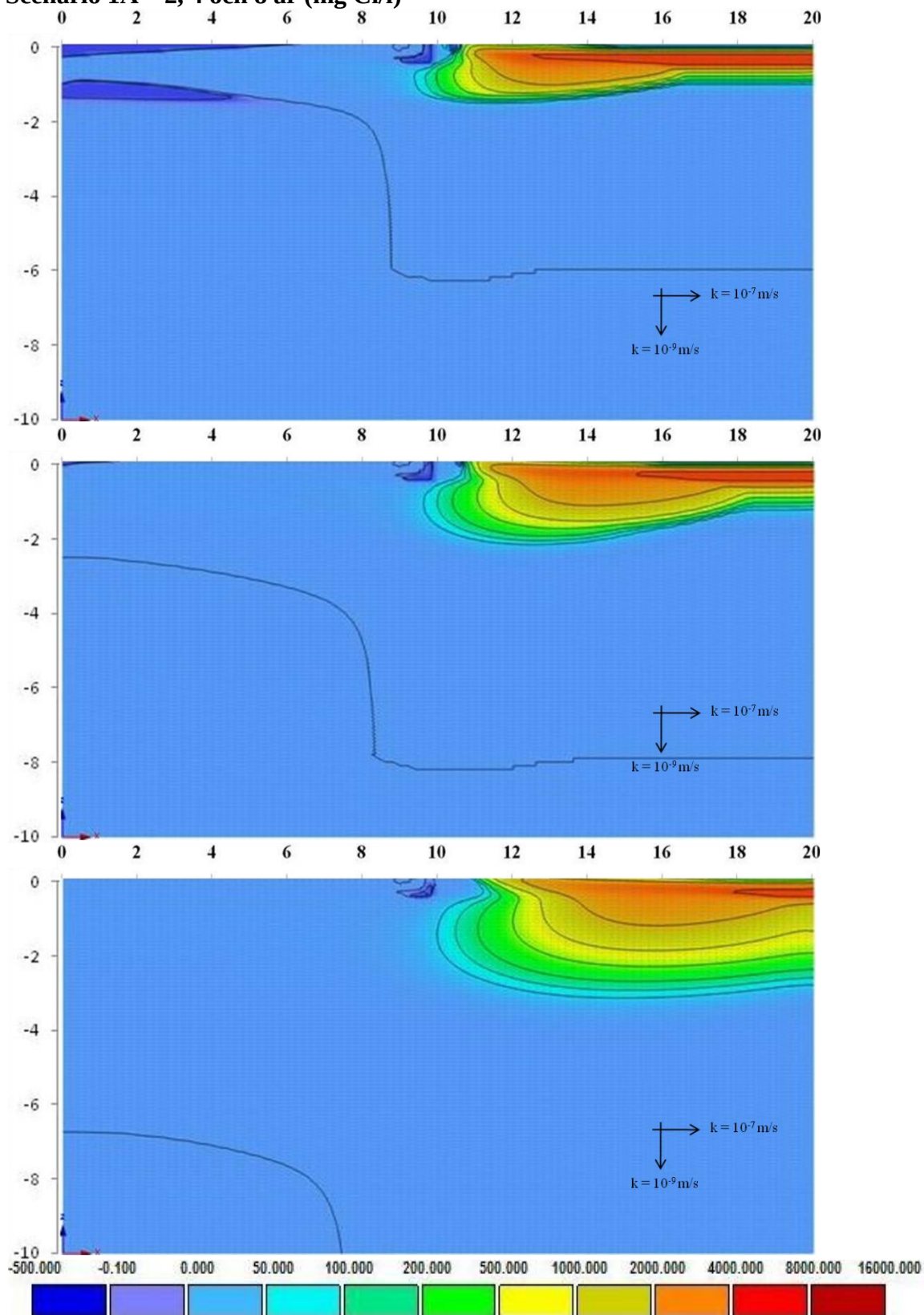
Scenario 1E

Emissionskälla: vägsalt och slaggrus
Ingen dränering via fördröjningsmagasin
Molekylär diffusion har inte beaktats
Initial trycknivå grundvatten = 6 m
 $k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

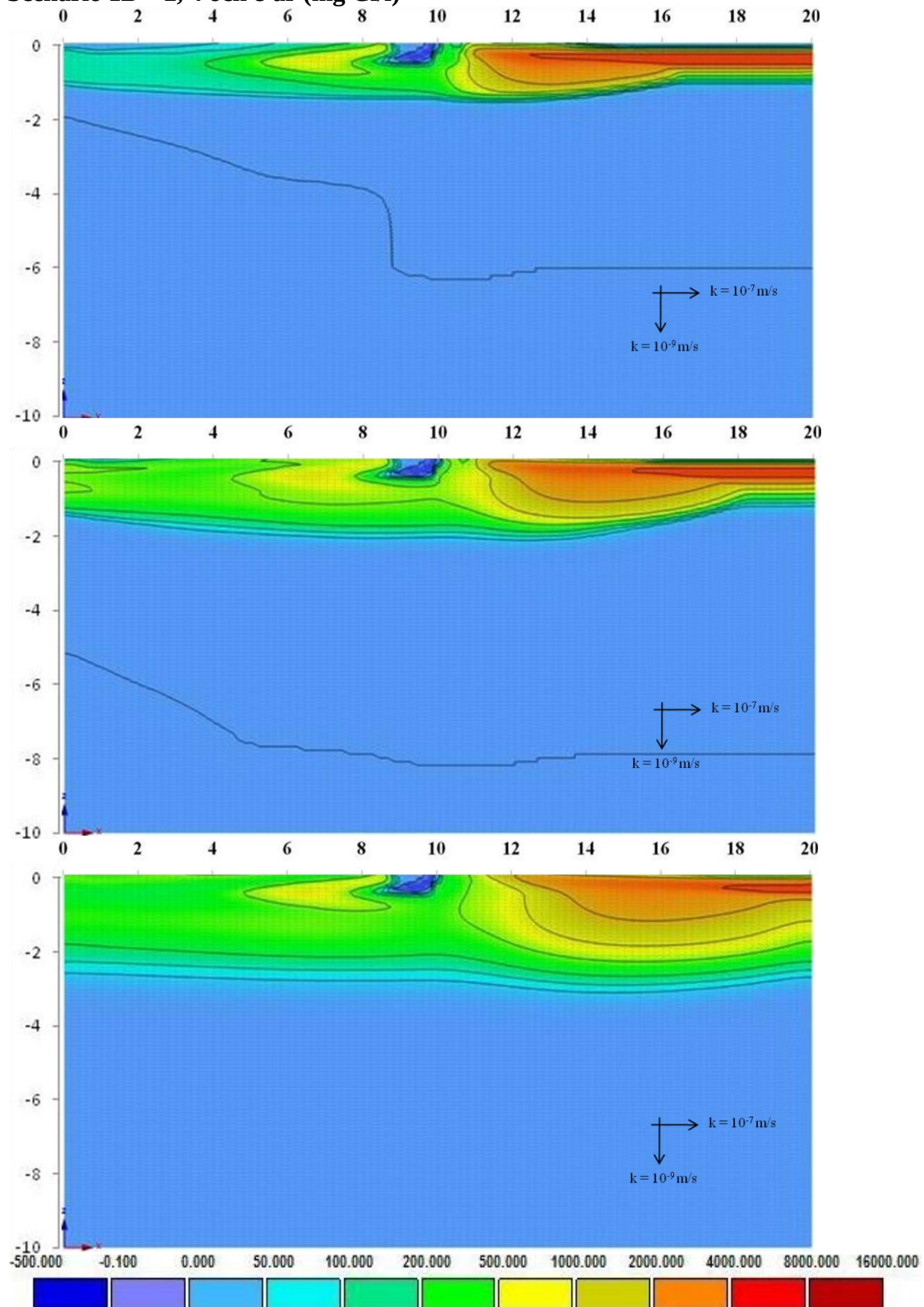
Den initiala koncentrationen av klorid i slaggruset (rött i figuren nedan) har satts till 4500 mg/l., bilaga 5.



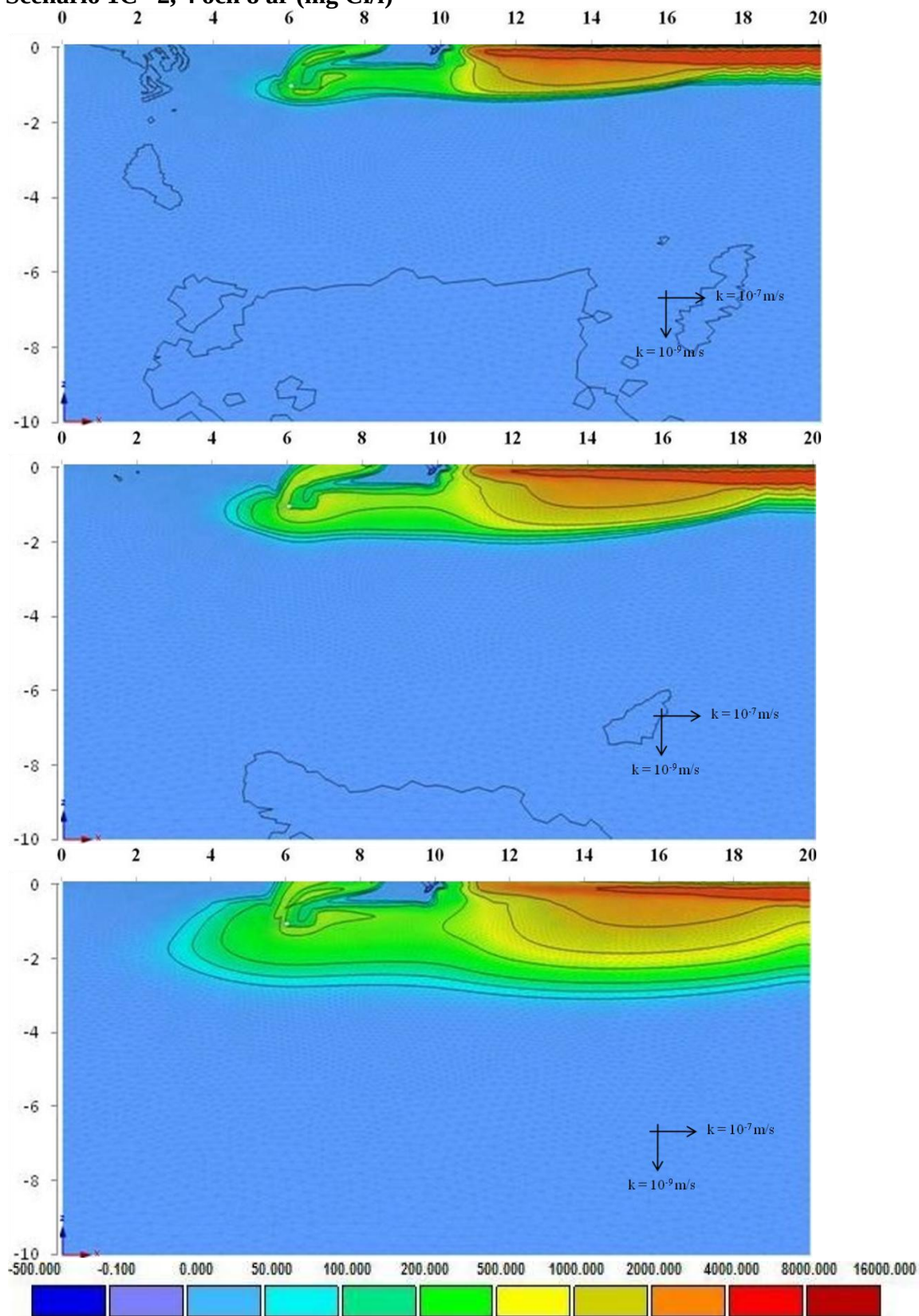
Scenario 1A – 2, 4 och 8 år (mg Cl/l)



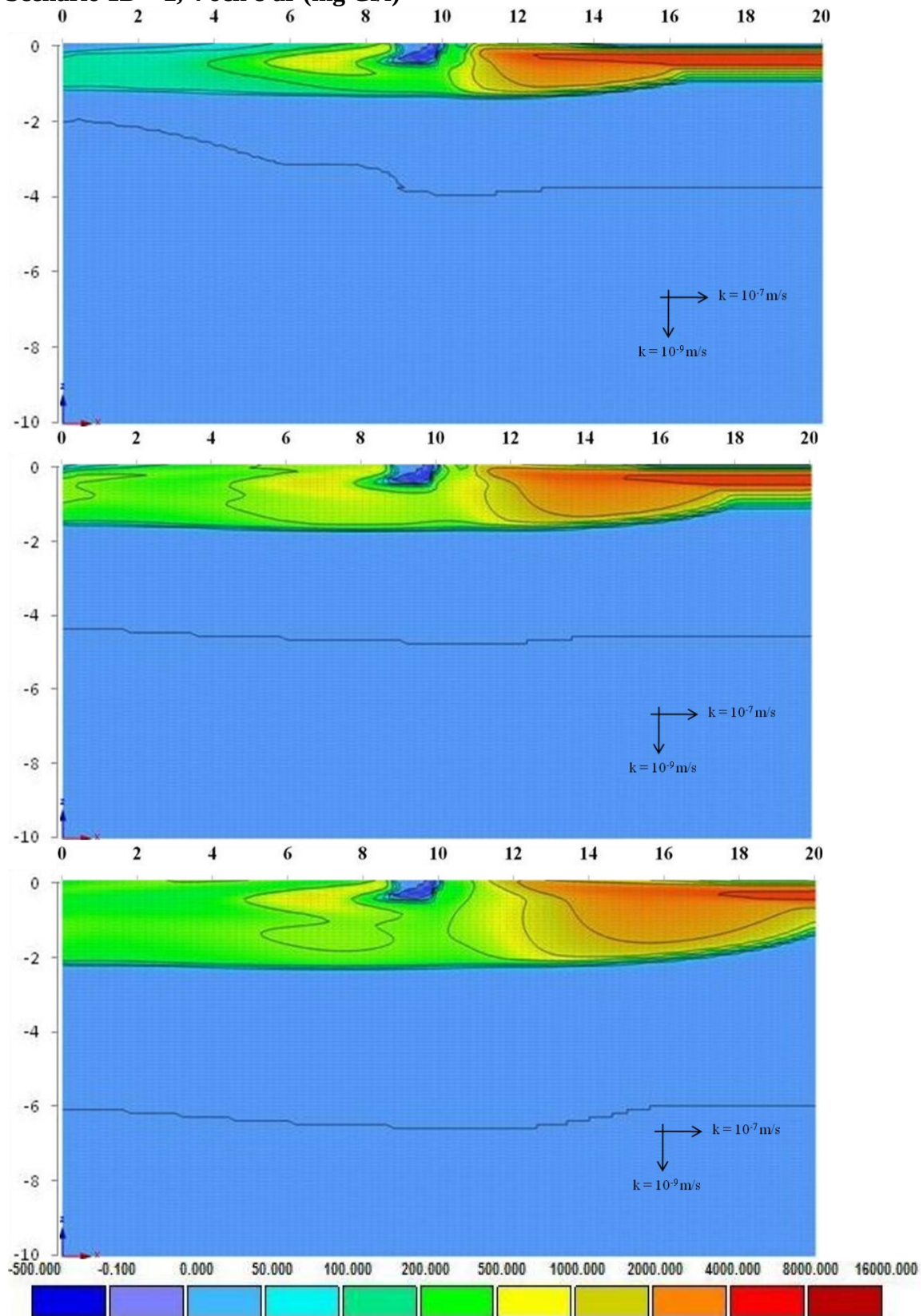
Scenario 1B – 2, 4 och 8 år (mg Cl/l)



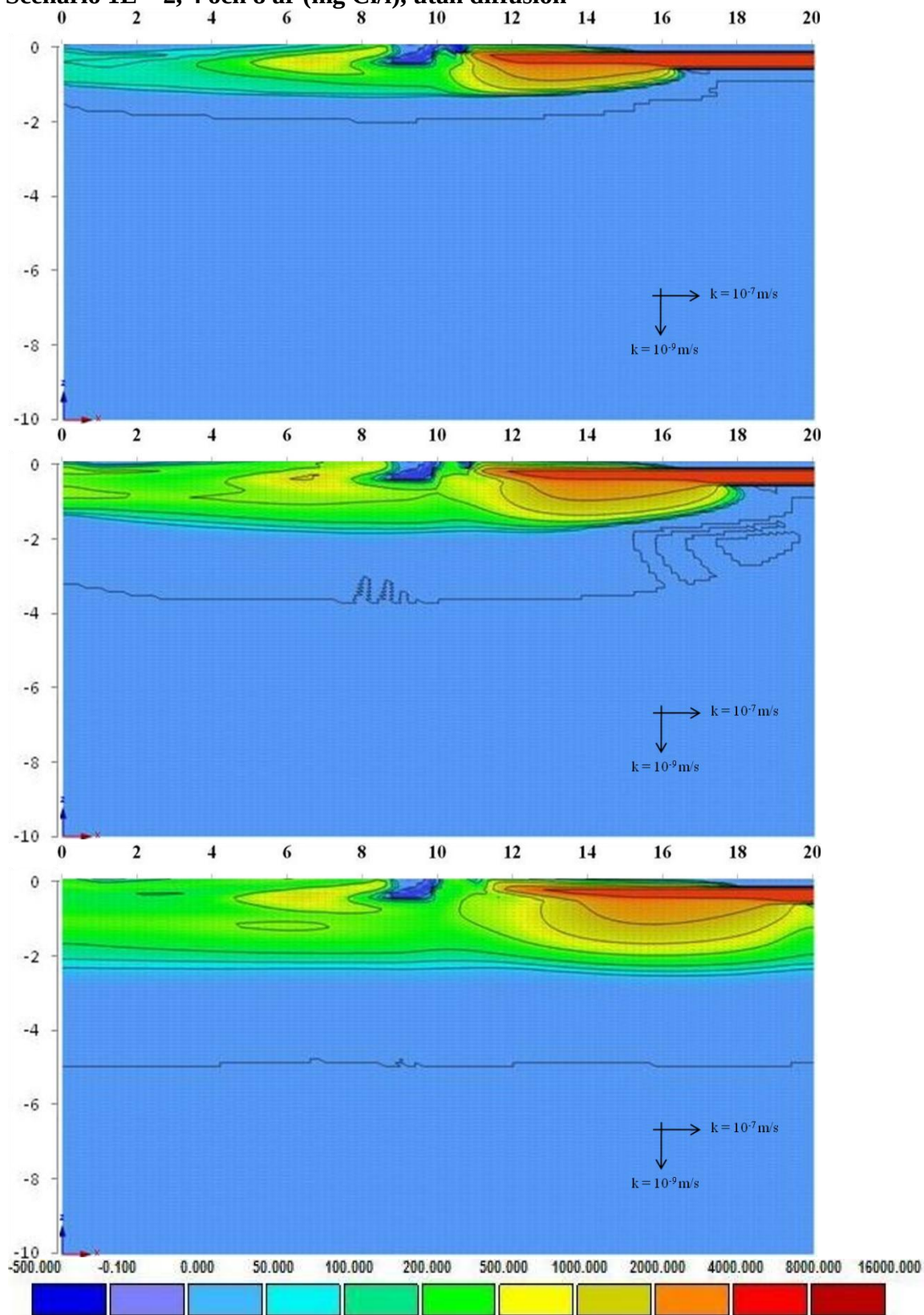
Scenario 1C– 2, 4 och 8 år (mg Cl/l)



Scenario 1D – 2, 4 och 8 år (mg Cl/l)



Scenario 1E – 2, 4 och 8 år (mg Cl/l), utan diffusion



Emissionsscenario 2 - fördröjningsmagasin

Scenario 2A

Emissionskälla: slaggrus,

Initial trycknivå grundvatten = 2 m

$k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

Scenario 2B

Emissionskälla: vägsalt och slaggrus

Initial trycknivå grundvatten = 2 m

$k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

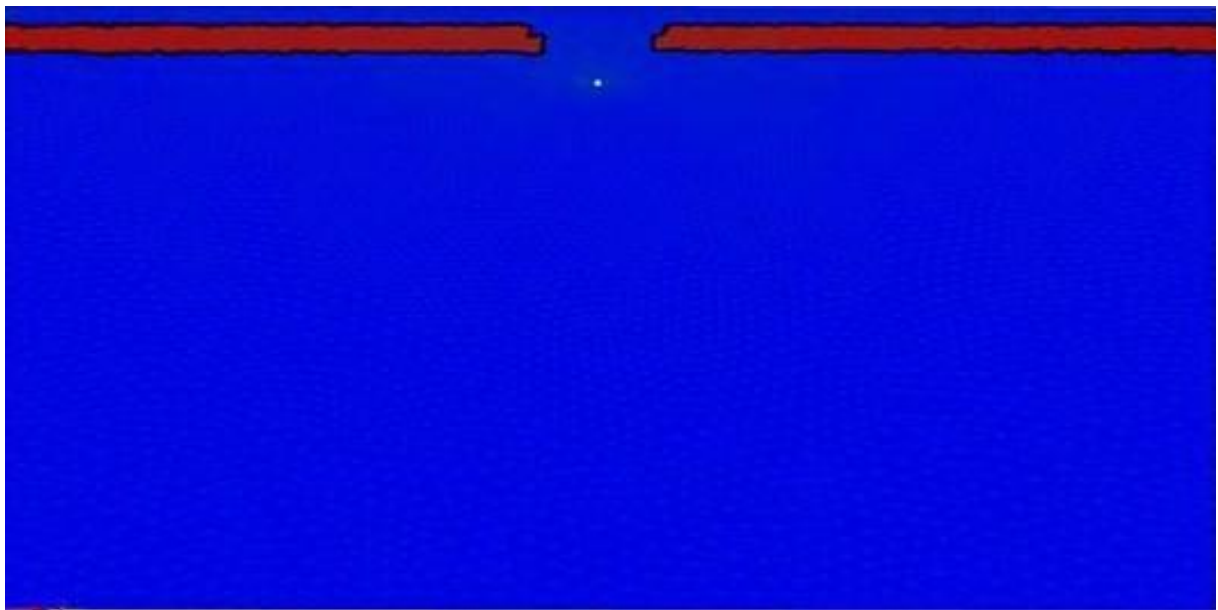
Scenario 2C

Emissionskälla: vägsalt och slaggrus

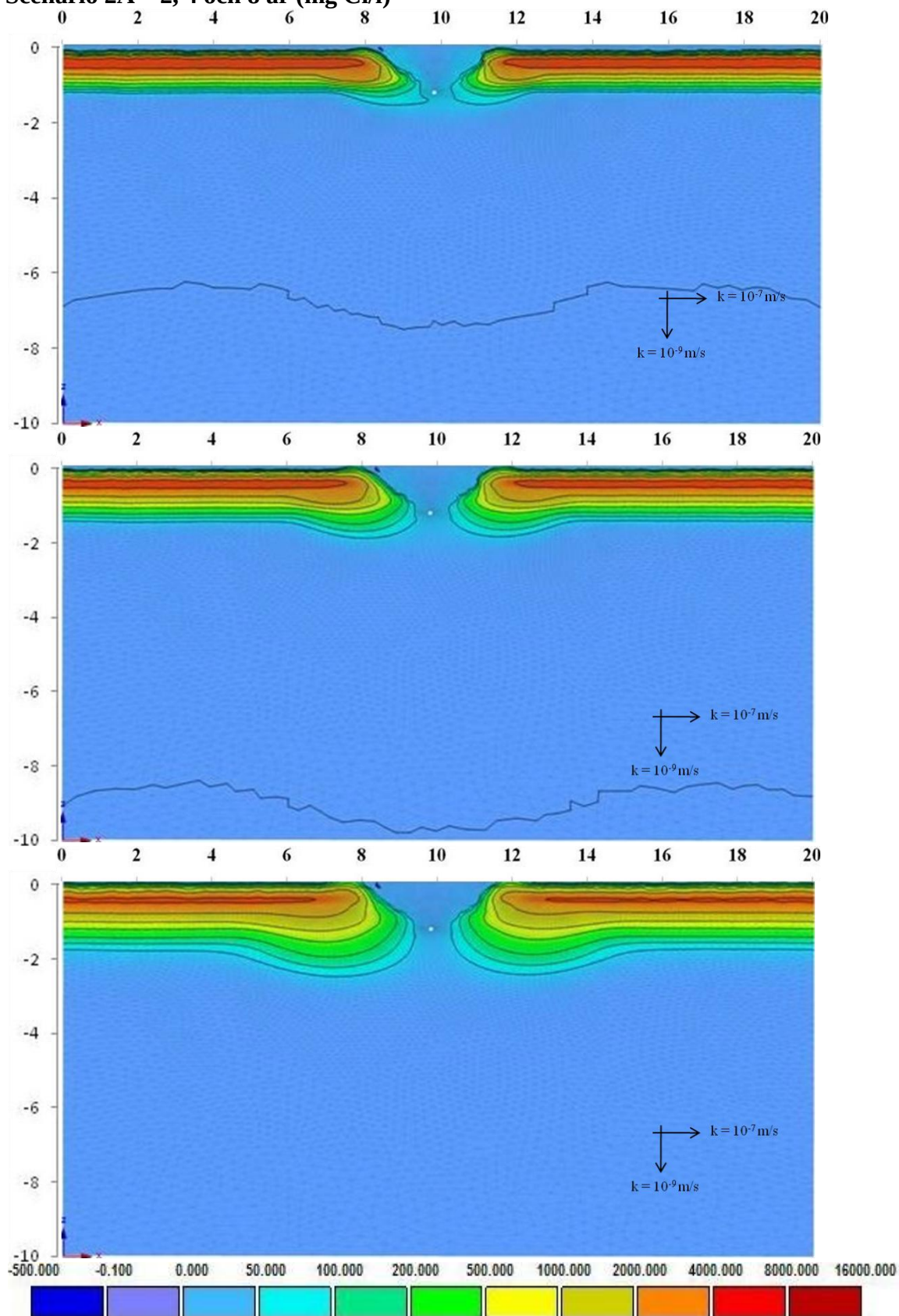
Initial trycknivå grundvatten = 6 m

$k_{\text{morän, v}} = 10^{-9}$ m/s, $k_{\text{morän, h}} = 10^{-7}$ m/s

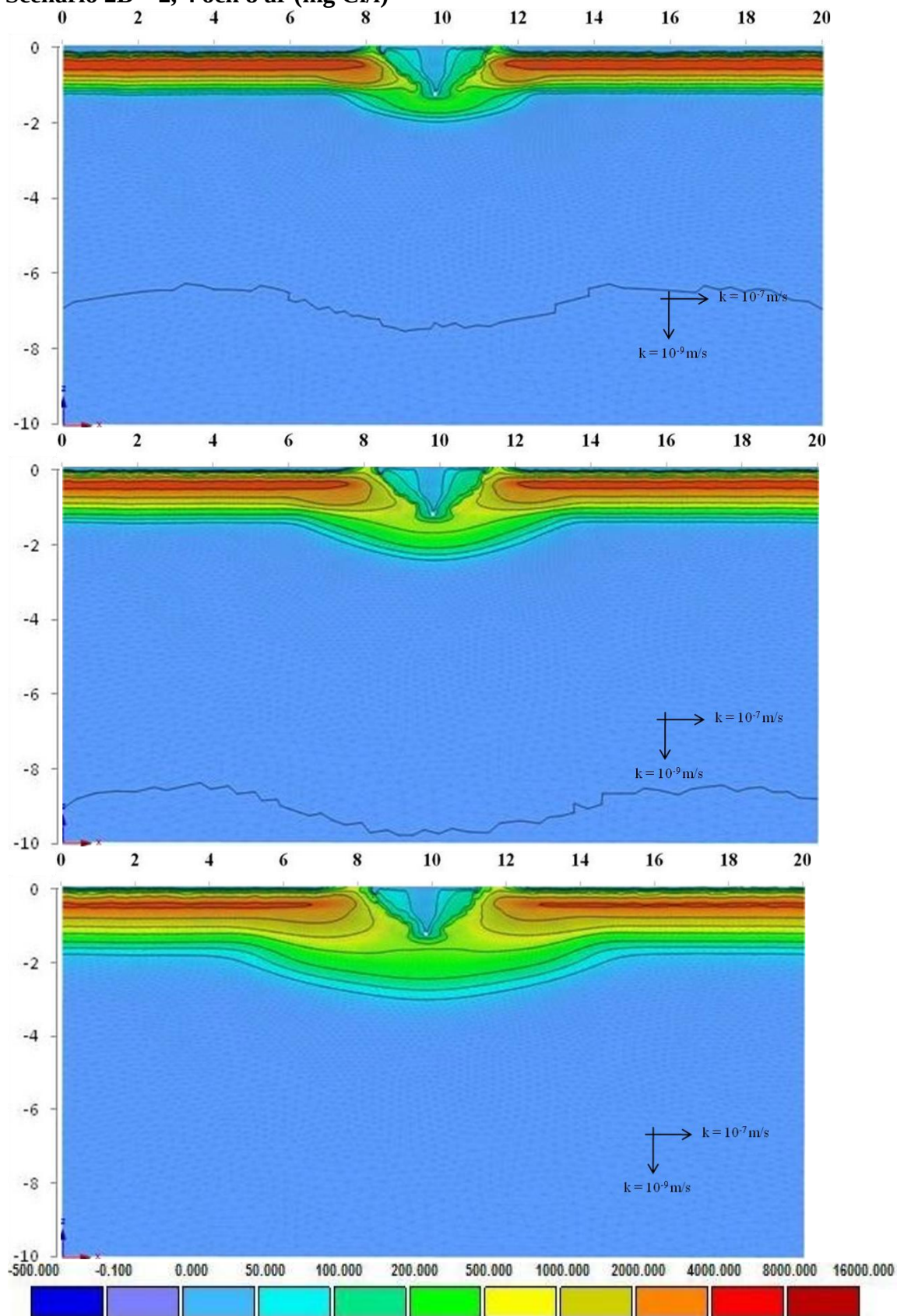
Den initiala koncentrationen av klorid i slaggruset (rött i figuren nedan) har satts till 4500 mg/l, se bilaga 5.



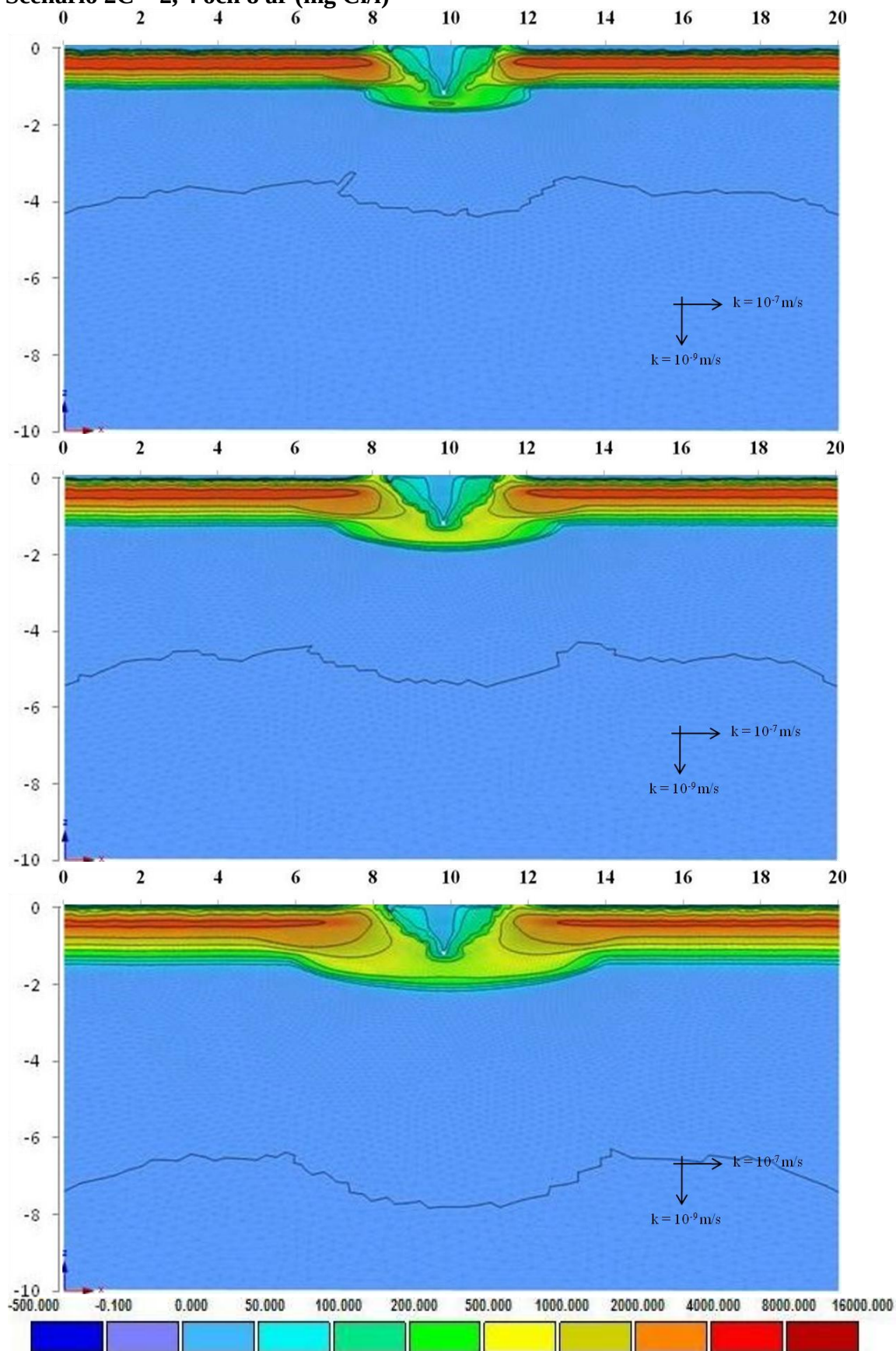
Scenario 2A – 2, 4 och 8 år (mg Cl/l)



Scenario 2B – 2, 4 och 8 år (mg Cl/l)



Scenario 2C – 2, 4 och 8 år (mg Cl/l)



G Grundvattennivåer

Djup under markytan

	2007-05-24	2007-07-31	2007-08-05	2008-02-21	2008-06-02
Bauhaus N	2,38	2,03	2,15		2,42
Bauhaus O					0,93
Bauhaus S	1,55	1,20	1,41		1,67
Bauhaus V					1,77
On Off N	1,84	1,35	1,54		1,91
On Off NV					2,01
On Off O	1,38	1,08	1,25	1,50	1,44
On Off S					
On Off V	1,48	1,16	1,26	1,55	1,47
On Off Vextra					1,52
K-Rauta N	2,17	1,60	1,76		2,37
K-Rauta NV				1,68	1,46
K-Rauta O	2,07	1,68	1,79		2,14
K-Rauta S1	5,45				5,46
K-Rauta S2					
K-Rauta S3					6,68
K-Rauta V1	3,33	2,92	3,01	3,61	3,39
K-Rauta V2				3,02	3,21
K-Rauta V3				3,26	3,14
Referens					2,76

Meter över havsytan (möh)

	2007-05-24	2007-07-31	2007-08-05	2008-02-21	2008-06-02
Bauhaus N	25,02	25,37	25,25		24,98
Bauhaus O					27,16
Bauhaus S	26,59	26,94	26,73		26,47
Bauhaus V					25,66
On Off N	26,54	27,03	26,84		26,47
On Off NV					26,19
On Off O	27,27	27,57	27,40	27,15	27,21
On Off S					
On Off V	26,37	26,69	26,59	26,30	26,38
On Off Vextra					26,33
K-Rauta N	26,30	26,87	26,71		26,10
K-Rauta NV				26,79	27,01
K-Rauta O	26,61	27,00	26,89		26,54
K-Rauta S1	22,98				22,97
K-Rauta S2					
K-Rauta S3					21,75
K-Rauta V1	24,95	25,36	25,27	24,67	24,89
K-Rauta V2				25,26	25,07
K-Rauta V3				25,02	25,14
Referens					

H Förkortningar (enligt SGF/BGS, 2001)

Jord

Huvudord		Tilläggord		Skikt/lager	
Dy	dy	bl	blockig	<u>dy</u>	dyskikt
F	yllning	dy	dyig	<u>gy</u>	gyttjeskikt
Gy	gyttja	gy	gyttjig	<u>()</u>	tunnare skikt
Gy/Le	kontakt, gyttja överst och ler underst	()	något	<u>gr</u>	grusskikt
Gr	grus	gr	grusig	<u>le</u>	lerskikt
J	jord	le	lerig	<u>mu</u>	mullskikt
Le	lera	mu	mullhaltig	<u>sa</u>	sandskikt
Mn	morän	sa	sandig	<u>si</u>	siltskikt
BlMn	block- och stenmorän	si	siltig	<u>sk</u>	skalskikt
StMn	stenmorän	sk	med skal	<u>st</u>	stenskikt
GrMn	grusmorän	st	stenig	<u>su</u>	sulfidjordskikt
SaMn	sandmorän	su	sulfidhaltig	<u>t</u>	torvskikt
SiMn	siltmorän	vx	med växtdelar	<u>vx</u>	växtdelar
LeMn	Lermorän (moränlera)	v	varvig		
Mu	mulljord				
Sa	sand	sl	slaggrus		
Si	silt				
Sk	skaljord				
Skgr	skalgrus				
Sksa	skalsand				
St	stenjord				
Su	sulfidjord				
SuLe	sulfidlera				
SuSi	sulfidsilt				
T	torv				
Tl	lågformultnad torv				
Tm	mellantorv				
Th	högförmultnad torv				
Vx	växtdelar (trärester)				
t	torrskorpa				
	(efter huvudord)				

Tilläggsord placeras före huvudord och så, att den kvantitativt större fraktionen står efter den mindre.

Skiktangivelser står efter huvudordet.

Mineraljordar kan indelas i grupperna fin-, mellan- och grov-, resp f, m och g,t ex Saf = finsand.

Tilläggsordet sl har använts för att beskriv ett sandigt grus (saGr) som består av slaggrus, dvs sl saGr.

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35