

### 3. Inducerad infiltration

#### 3.1 Oskarshamn

Vid tidpunkten för forskningsansökan utförde VBB VIAK undersökningar för att utreda möjligheterna att anlägga en grundvattentäkt i Påskallaviksåsen vid Björnhult ca 12 km nordväst om Oskarshamn (figur 3.1). Grundvattentäkten skulle baseras på konstgjord grundvattenbildning med vatten från sjön Stor-Brå. I första hand skulle möjligheterna för inducerad infiltration undersökas. Inom ramen för undersökningarna utfördes bl a drivning av 12 st grundvattenrör och en brunn anlades i juni 1991 (VIAK, 1988; VBB VIAK, 1992).

Platsen ansågs representera ett typiskt läge för en grundvattentäkt med inducerad infiltration och anläggningen bedömdes som intressant för forskningsändamål främst av två skäl. Dels ansågs förutsättningarna för att bestämma strömningsvägar och uppehållstider som gynnsamma då höga berglägen avgränsade ett ca 300 m långt åsavsnitt där den inducerade infiltrationen bedömdes komma att äga rum. Dels erbjöd tidplanen för grundvattenundersökningen också forskningsprojektet möjlighet att genom provtagning från propumpningens början fastställa strömningsvägar och uppehållstider med hjälp av naturliga spårämnen.

##### 3.1.1 Metodik

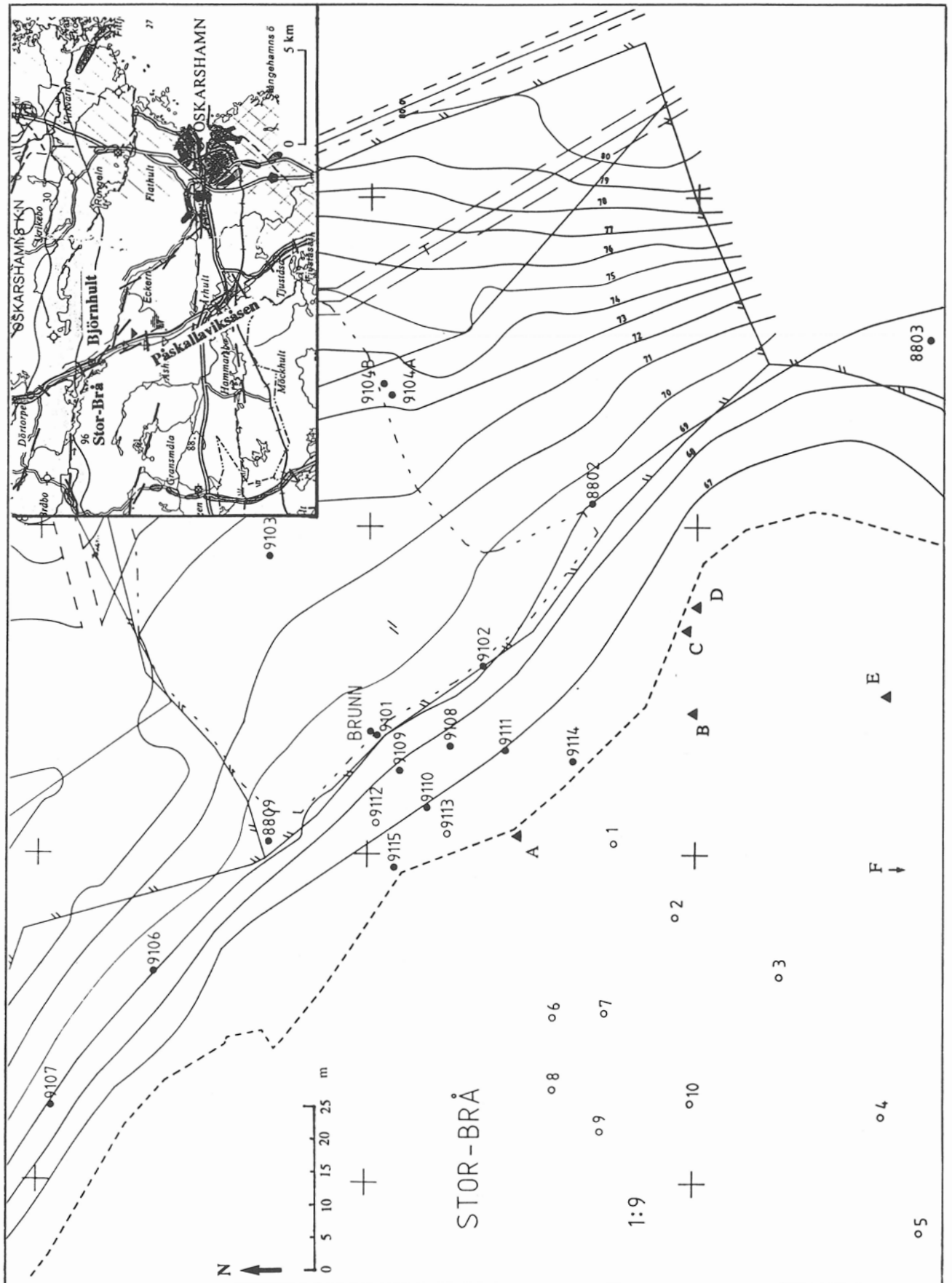
För att följa vattenkvalitetens utveckling drevs för forskningsprojektets räkning 7 st kompletterande grundvattenrör mellan sjön och uttagsbrunnen, rören 9109-9115, se figur 3.1. Rören 9109-9112 är alla mellan 11 och 12 m djupa och har silar varannan meter i hela den vattenförande mäktigheten. Rören 9113-9115 sitter endast någon meter från sjökanten och är 2-3 m djupa och öppna den nedersta metern. Vid rördrivningen gjordes en okulär bedömning av jordarten och jordprover uttogs.

Brunnen är en 13 m djup rörfilterbrunn med diametern 250 mm och en 3 m lång intagssil i botten. Propumpningen påbörjades 910821 och uttaget var 23 l/s. Under propumpningen minskades sedan uttaget vid tre tillfällen på grund av för kraftigt sjunkande grundvattennivåer (911008 till 14 l/s, 911022 till 13 l/s och 911031 till 9,5 l/s). Propumpningen avbröts 911125.

Innan propumpningen startades togs referensvattenprover i ett 15-tal punkter. I sjön, brunnen och rören 9108-9112 togs sedan under pumpningens gång vattenprover vid drygt ett 30-tal tillfällen. Från daglig provtagning inledningsvis glesades sedan provtagningen ut för att sista månaden ske veckovis. I röret 9114 togs provet fram till 910905. Därefter låg grundvattentytan under rörbotten. Rören 9113 och 9115 fungerade otillfredsställande på grund av inträngande finmaterial och provtogs endast inledningsvis. Vissa rör, som inte var belägna mellan sjön och brunnen, provtogs vid enstaka tillfällen.

Vid provtagningen mättes konduktivitet och temperatur. Ett särskilt vattenprov togs för radonanalys vilken utfördes direkt efter provtagningen. Radonanalysen utfördes med fältinstrumentet RDA-200, EDA Instruments Inc. Avgasningen av vattenproven gjordes enligt samma procedur som vid Sveriges Geologiska Undersökning, SGU, där instrumentet också används. Resultaten, som är beroende av avgasningsproceduren, erhöles som antal registreringar per minut (counts per minute, cpm). Någon kalibrering för överföring av resultaten till absolutvärden har inte gjorts. I rören 9109-9112, som var öppna längs hela den vattenförande mäktigheten, utfördes också mätning av temperatur och resistivitet vid 17 tillfällen från 910820 fram till 910916. Resistivitetsvärdena har omräknats till 25°C.

På referensvattenproverna och de prover som togs de två första pumpdagarna utfördes ett stort antal analyser för att användas som grund för det fortsatta analysarbetet. De därefter tagna proverna frystes direkt efter ankomsten till laboratoriet. Analysarbetet har sedan gjorts



Figur 3.1. Detaljkarta över undersökningsområdet vid Stor-Brå, Björnhult, Oskarshamn, med översiktskarta över Paskallavikssåsen (översikten från SGU 1981b).

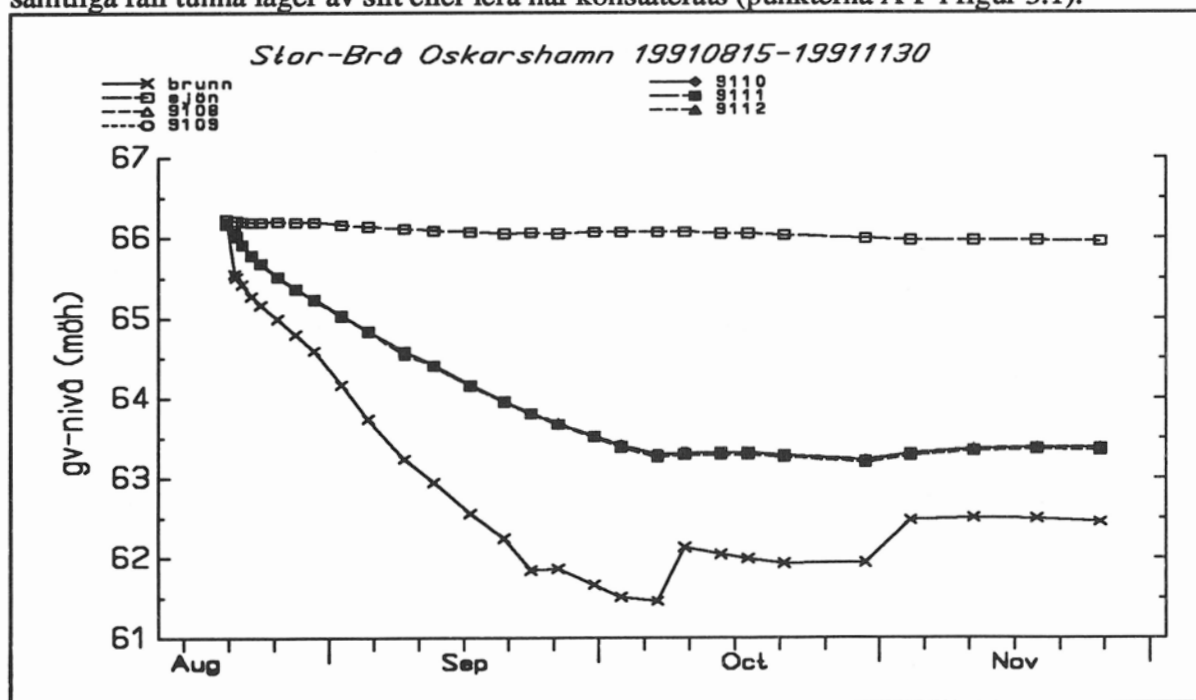
stegvis. Först utvaldes ett relativt stort antal prover för analys av klorid och kisel som bedömdes vara intressanta att testa som spårämnen för bestämning av vattnets vägar, uppehållstider och inblandningen av sjövattnen. Urvalet baserades på de i fält mätta temperaturerna och konduktiviteterna. Slutligen utvaldes ett mindre antal prover för analys av organiskt kol, alkalinitet, järn, mangan, natrium, kalium, kalcium och magnesium.

Sedimentprovtagning utfördes i 6 punkter i sjön, se figur 3.1. Vidare gjordes sticksondering i ett relativt stort antal punkter för att klarlägga utbredningen av organiska sediment i viken.

### 3.1.2 Resultat

Rörborringarna mellan sjön och brunnen visar på ett i huvudsak sandigt och grusigt material (VBB VIAK, 1992). Borrningarna 9109-9112 (se figur 3.1), som är 11-12 meter djupa, når ner till 55-56 m ö h. Intilliggande borrningar visar att berget ligger på nivån 53-55 m ö h och i vissa punkter överlagras av ett någon meter mäktigt, hårt och dåligt sorterat material, troligen morän. Norr och söder om brunneens närområde visar rörborringarna på en stigande bergyta och ca 150 m bort i vardera riktningen går berget i dagen. I rörborringarna 9110, 9112, 9113 och 9115 finns inslag av finkorniga sediment i de översta två metrarna i lagerföljden, i vissa fall silt och i andra siltig sand. Finkorniga sediment har däremot inte konstaterats i rören 9108, 9109, 9111 och 9114.

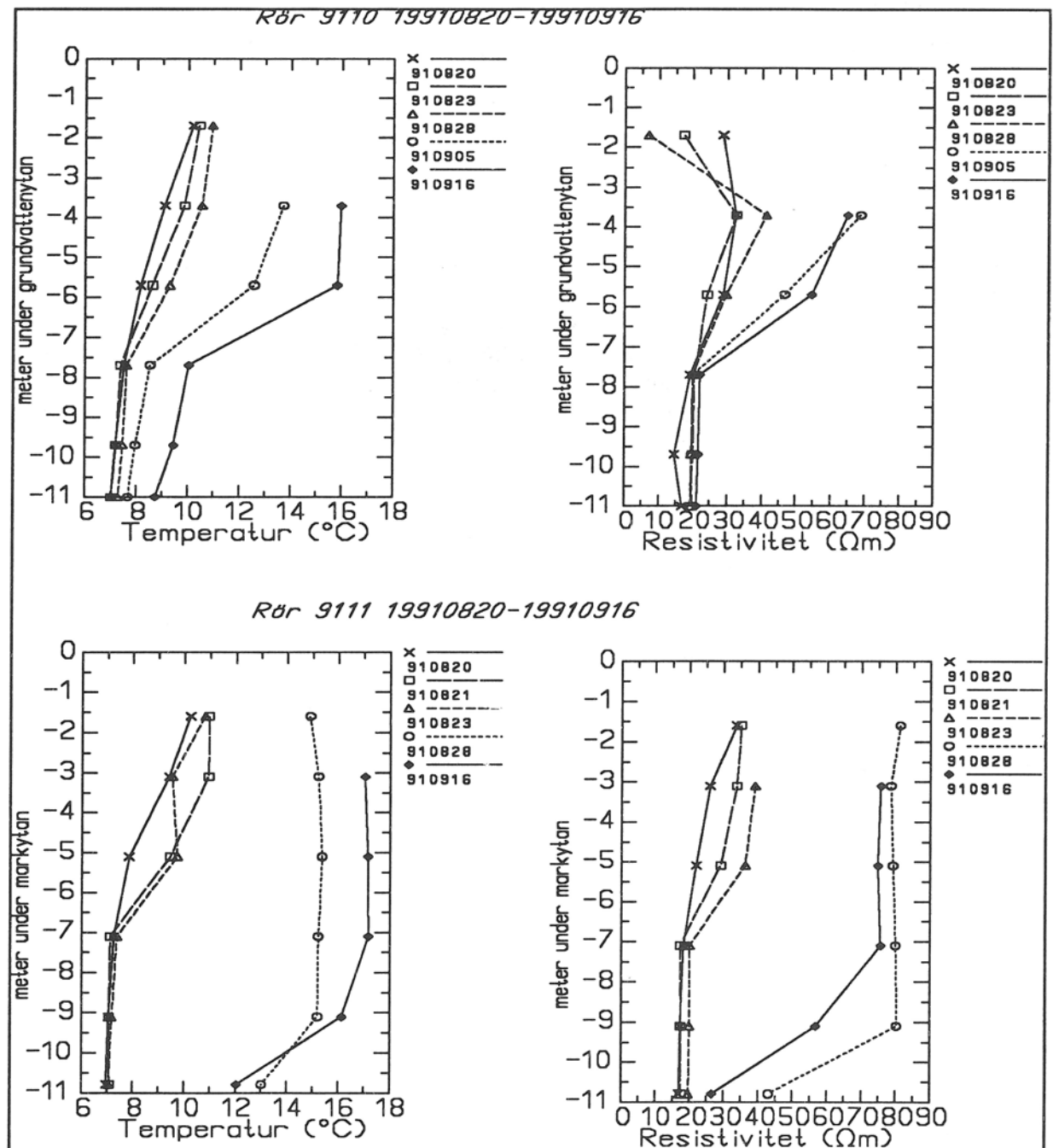
Grundvattennivåernas utveckling i brunnen och i några rör redovisas i figur 3.2. Avsänkningen i brunnen var ca 4,7 m 911009, då uttaget minskades för att undvika att nivån sjönk till pumpens intagsnivå. Då pumpningen avslutades uppgick avsänkningen till 3,7 m. Avsänkningen i rören 9108-9112 uppgick som mest till knappt 3 meter. De uppmätta nivåerna visar att den hydrauliska kontakten med sjön är dålig. Grundvattennivån i rör belägna mycket nära sjön låg nästan 3 meter under sjöns vattennivå. Uppenbarligen finns lager av tätande organiska eller finkorniga oorganiska sediment i den helt dominerande delen av det område av sjön som berörs av avsänkningstratten. Detta styrks av de sedimentprover som tagits, där i samtliga fall tunna lager av silt eller lera har konstaterats (punkterna A-F i figur 3.1).



Figur 3.2 Grundvattennivåns utveckling i uttagsbrunnen och i rören 9108-9112. Som jämförelse redovisas också vattennivån i sjön. Nivåerna i rören är i stort sett identiska varför de inte kan särskiljas i denna figur.

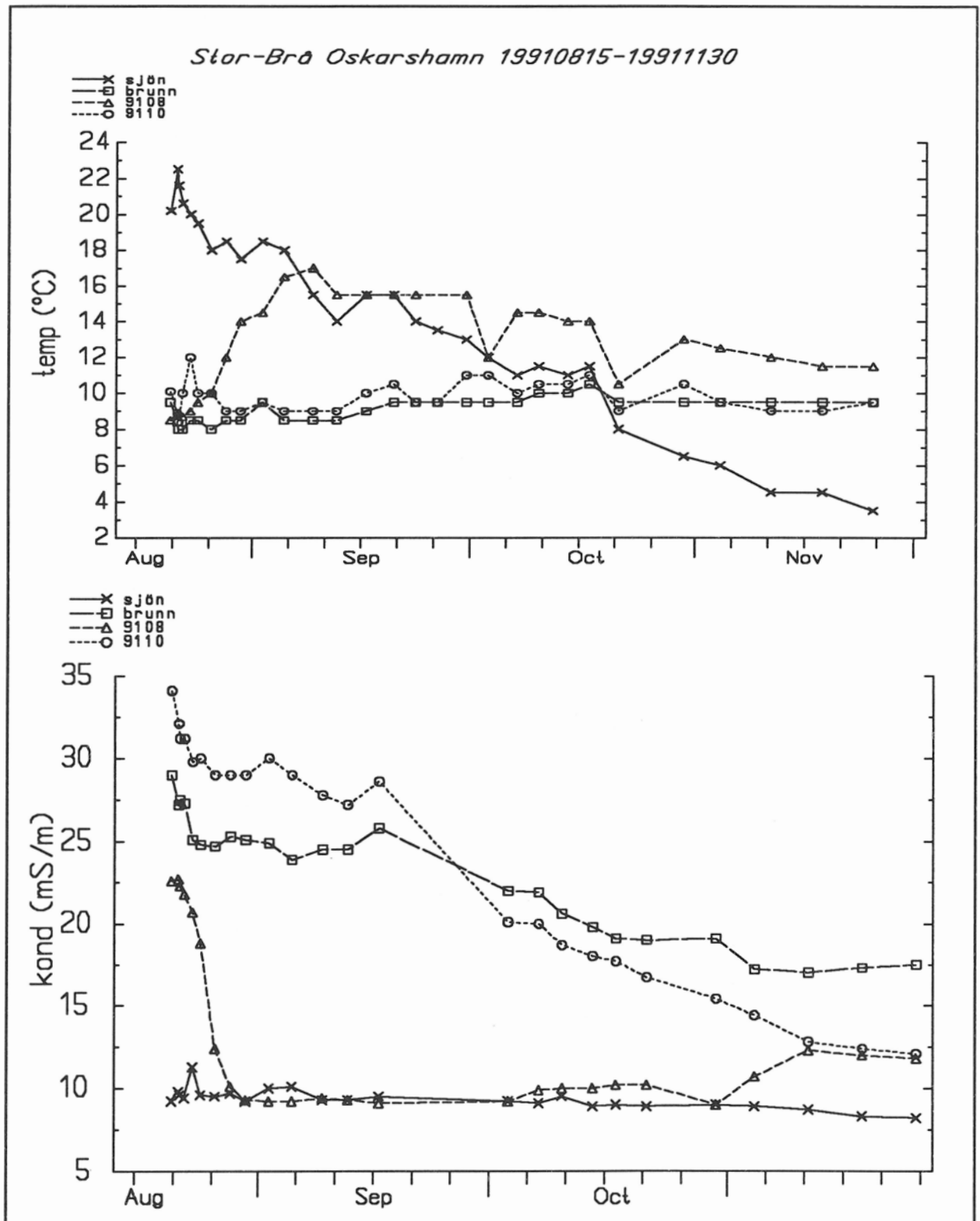
Sticksonderingarna visar också på ett område med organiska sediment i ett stråk från punkten E och upp mot punkterna 6-10, se figur 3.1. Dessa resultat innebar att platsen bedömdes som olämplig som grundvattentäkt baserad på inducerad infiltration (VBB VIAK, 1992).

Variabiliteten i kontakten med sjön illustreras i figuren 3.3. Där redovisas några av mätningarna av temperatur och resistivitet i rören 9110 och 9111. I rör 9110 kan endast en sjövattnepåverkan påvisas i den övre delen av den mättade zonen, medan i rör 9111 påverkan är snabbare och berör hela den vattenförande mäktigheten.



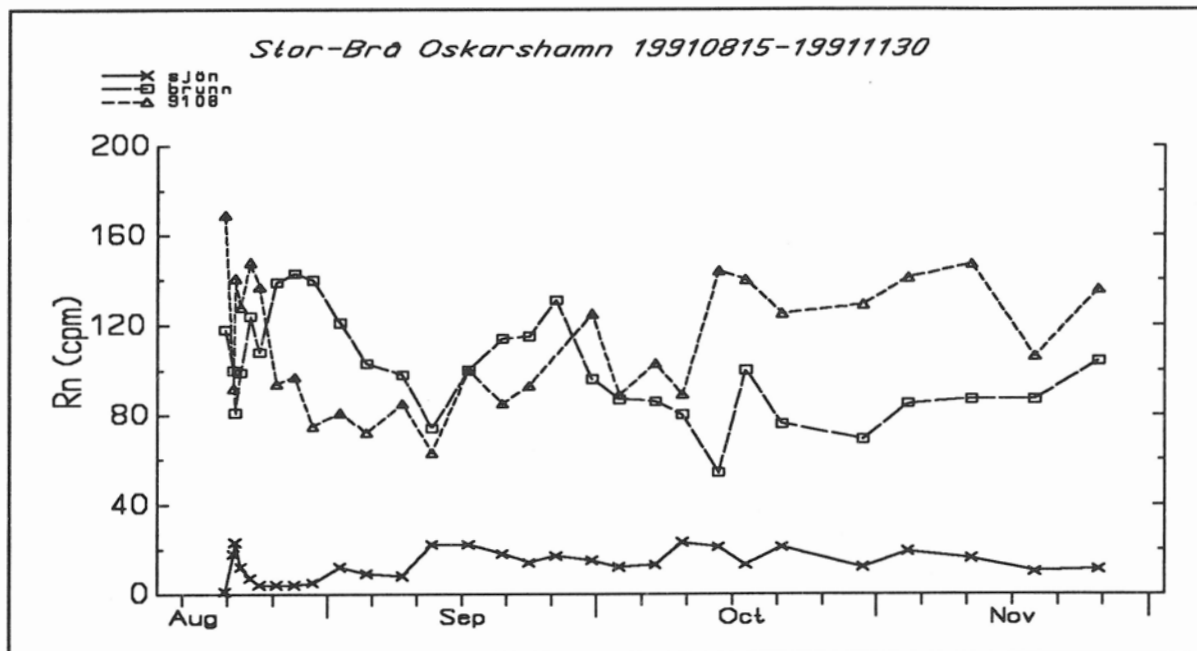
Figur 3.3 Resultat av mätningar av temperatur och resistivitet i rören 9110 och 9111 under perioden 910820-910916. Stor-Brå, Björnhult, Oskarshamn. (Resistivitet är omvänt proportionell mot konduktivitet vilket innebär att konduktiviteten ökar i takt med att resistiviteten minskar.)

Temperatur och konduktivitet mättes i fält och gav en god bild över sjövattnets inträngande i grundvattenmagasinet. Som exempel visas dessa parametrars utveckling under provpumpningen i sjön och uttagsbrunnen samt i rören 9108 och 9110, figur 3.4.



Figur 3.4 Temperatur och konduktivitet i sjön och i vatten från uttagsbrunnen samt rören 9108 och 9110.

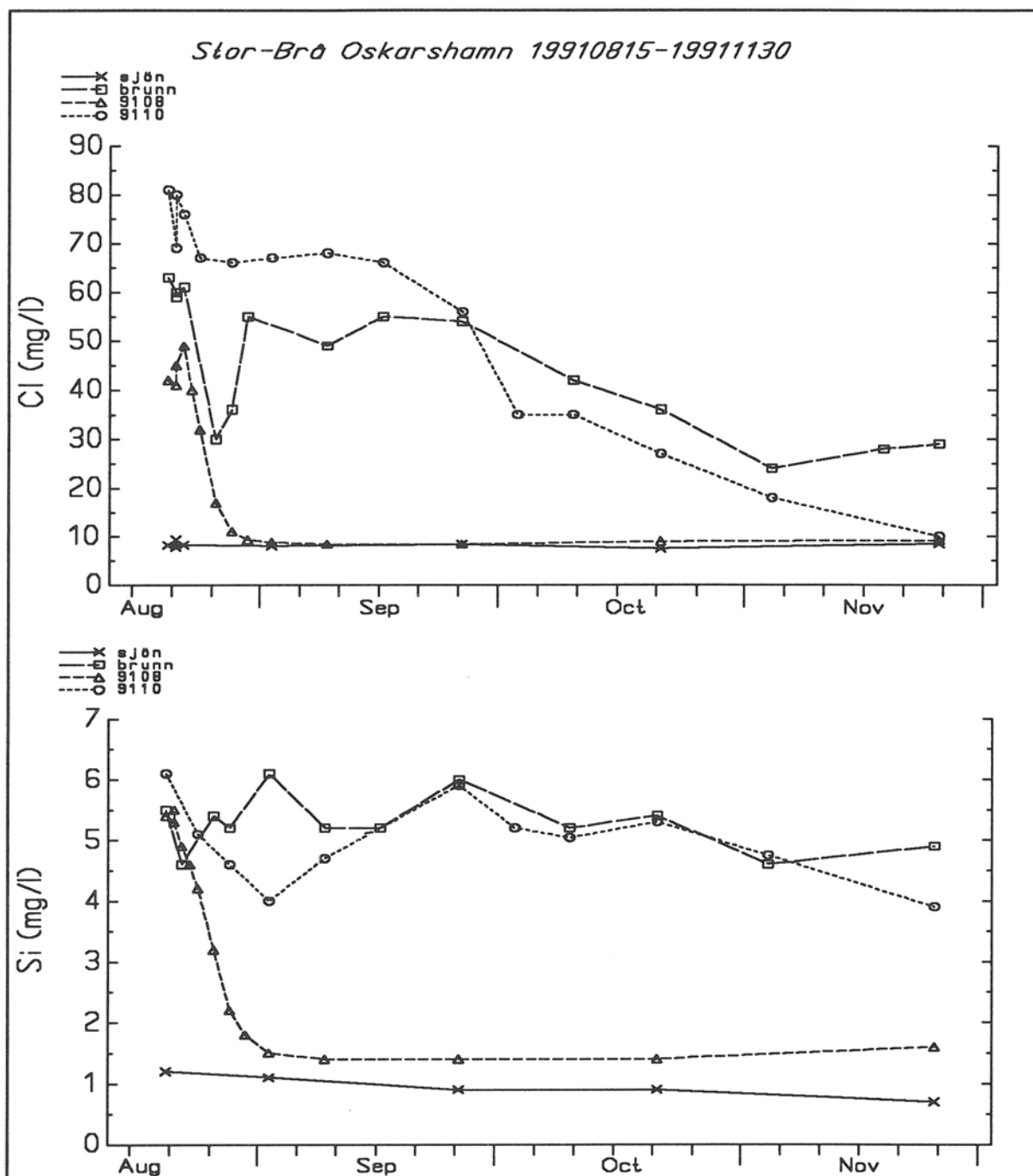
Mätvärdena för radoninnehållet i grundvattnet var ca 100 cpm och i sjön ca 10 cpm. Värdena i grundvattnet varierade dock relativt kraftigt mellan olika punkter och mellan olika provtagningstillfällen. I figur 3.5 redovisas som exempel relativa radonvärden från sjön, uttagsbrunnen och rör 9108. Ingen tydlig koppling till sjövattneträngningen kan utläsas.



Figur 3.5 Mätvärden för mängden löst radon i sjön, i vatten från uttagsbrunnen och rör 9108 (som counts per minute).

Halterna av klorid och kisel i sjön var i stort sett konstanta under provpumpningstiden, ca 8 respektive 1 mg/l. I figur 3.6 visas klorid- och kiselhaltens utveckling över tiden i sjön och uttagsbrunnen samt i rören 9108 och 9110. I båda rören var kloridhalten i slutet av provpumpningen i stort sett den samma som i sjön, dvs allt vatten kunde antas härstamma från sjön. I brunnen bestod, baserat på kloridhalten, däremot endast 60-70% av det uppumpade vattnet av infiltrerat sjövätt vid provpumpningens avslutande. Kiselhaltarna visade också en sjunkande trend men nådde inte ner till sjöns nivå. Generellt gäller att de rör till vilka transporttiden från sjön var kort (några dagar) nådde kiselhalten i stort sett ned till sjöns nivå medan där transporttiden var längre, kiselhalten väsentligt översteg sjöns nivå. Detta indikerar att kisel tillförs genom vittring.

Kloridhalten har använts för att beräkna uppehållstiden för vattnet från infiltrationen i sjöbotten fram till provtagningspunkten. Med uppehållstid menas den tid som nyss inkommet vatten i medeltal stannar i magasinet. I tabell 3.1 redovisas dessa uppehållstider för uttagsbrunnen och sex rör belägna mellan denna och sjön.



Figur 3.6 Klorid- och kiselhalternas utveckling i sjön och vatten från uttagsbrunnen samt i rören 9108 och 9110.

Halten organiskt material i sjön var relativt konstant under provpumpningsperioden och uppgick, angivet som TOC, till ca 10 mg/l. Det sista provet taget när provpumpningen avslutades avvek dock från övriga prover (6,1 mg/l). TOC-halten i grundvattnet innan sjövattnen infiltrationen inducerades var relativt lika i de olika provtagningspunkterna, 1,0-1,5 mg/l.

I figur 3.7 visas som exempel utvecklingen av organiskt material i sjön och i vatten från uttagsbrunnen samt från rören 9108 och 9110. I tabell 3.4 visas TOC-reduktionen, beräknat som  $[1 - (\text{TOC}_{\text{prov}} / \text{TOC}_{\text{sjön}})] \times 100$ , tillsammans med närmaste avstånd till sjön och uppe-

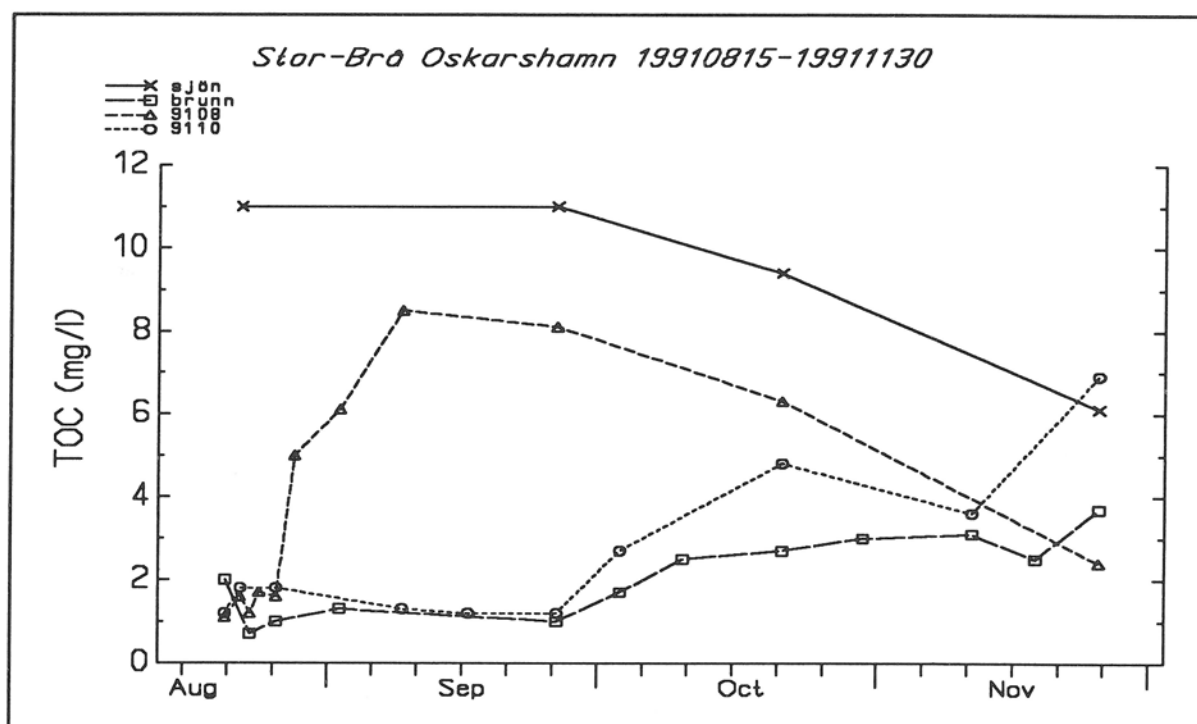
hållstid för uttagsbrunnen och några rör mellan denna och sjön. Reduktionen är beräknad på prover där andelen vatten med sjöursprung översteg 50% och justerade för blandningsförhållandet.

TOC-halten i vatten från rör 9108, där uppehållstiden är kort, är i likhet med i sjön låg vid det sista provtagningstillfället. Detta styrker att den i sjön uppmätta lägre TOC-halten i slutet av provpumpningsperioden är reell, vilket med hänsyn även till årstiden verkar rimligt. Detta ökar osäkerheten i beräkningarna av TOC-reduktionen.

Halten organiskt material i vatten från uttagsbrunnen den sista provpumpningsmånaden är uttryckt som TOC ca 3 mg/l eller som kemisk syreförbrukning ( $COD_{Mn}$ ) drygt 10 mg/l.

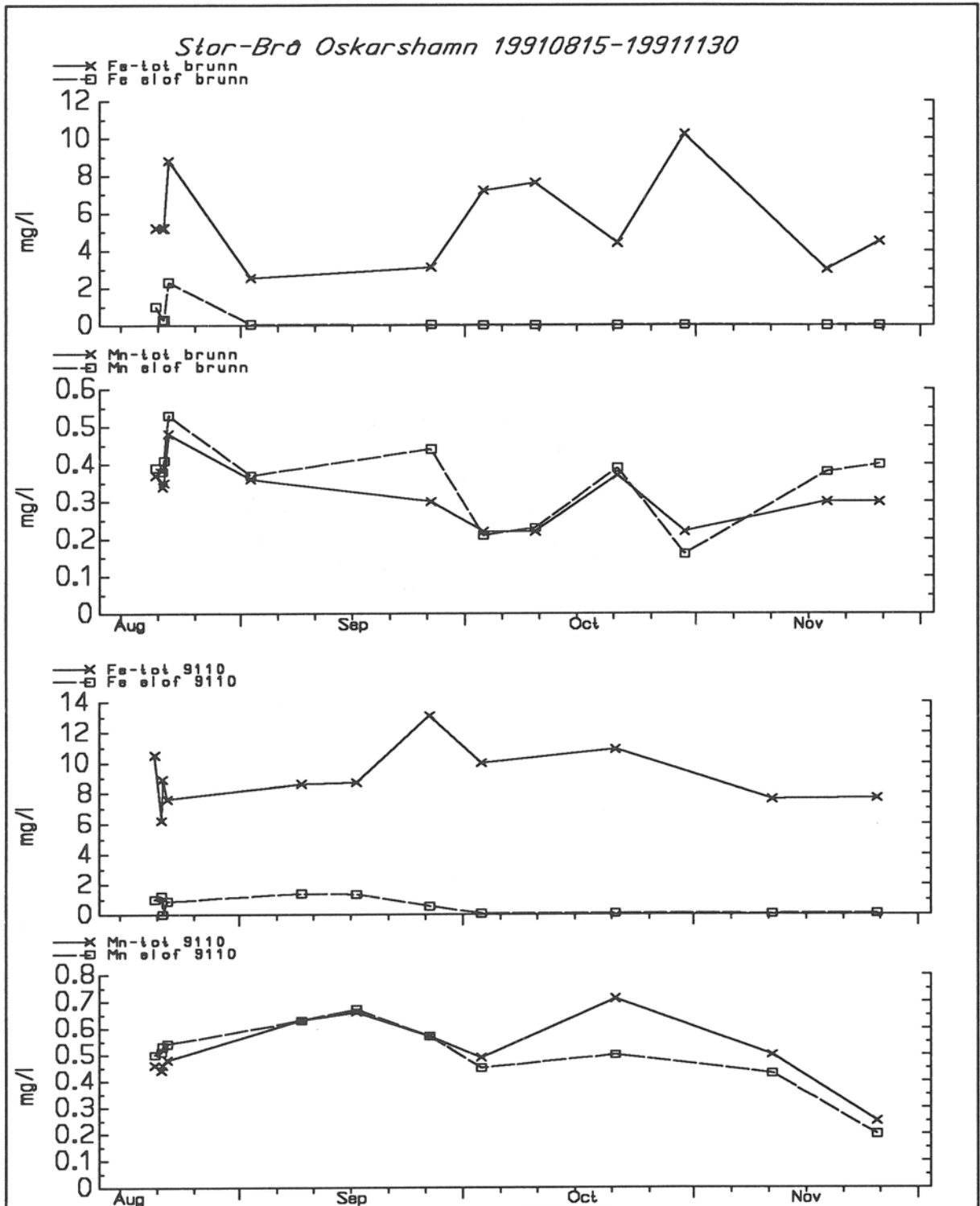
**Tabell 3.1.** Sammanställning av närmaste avstånd till sjön, uppehållstid och reduktion av TOC beräknat som  $[1 - (TOC_{prov}/TOC_{sjön})] \times 100$  för uttagsbrunnen och några rör belägna mellan denna och sjön.

Provtagningspunkt	Avstånd till sjön (m)	Tid(dygn)	TOC-reduktion (%)
Brunnen	23	50	60
9108	16	5	40
9109	15	40	60
9110	8	40	50
9111	10	5	30
9112	9	20	70
9114	2	1	0



**Figur 3.7** Halten organiskt material (TOC) i sjön och i vatten från uttagsbrunnen samt från rören 9108 och 9110.



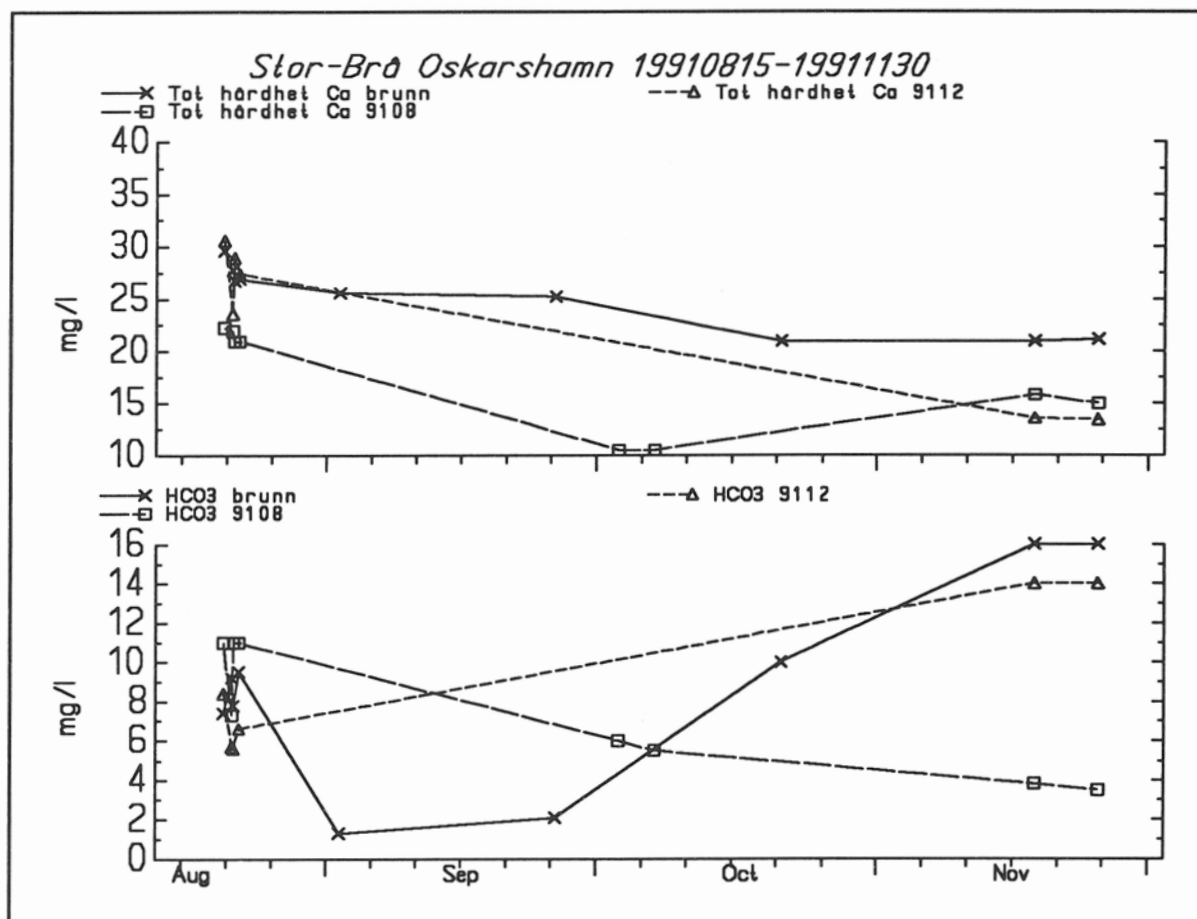


Figur 3.8 Järn- och manganhalter i vatten från uttagsbrunnen och från rör 9110 (elof = efter luftning och filtrering).

Totalhalterna av järn är mycket höga i grundvattnet och de totala manganhalterna är relativt höga, för järn flera mg/l och för mangan ca 0,5 mg/l. I sjön är motsvarande halter i medeltal ca 0,2 respektive 0,1 mg/l. Allmänt styrs halterna av löst järn och mangan i grundvattnet främst av redoxförhållandena men även pH kan inverka om detta är lågt. pH-värdena är här relativt höga, i sjön ca 7 och i grundvattnet ca 6, varför de höga järn- och manganhalterna kan förutsättas bero på att reducerande förhållanden råder i grundvattenzonen. Järn och

mangan kan även bindas till organiska komplex och ge höga halter i vattnet även om syreförhållandena och pH-värdena är sådana att lösligheten är låg. I det här aktuella fallet avskiljs järnet lätt med hjälp av luftning och filtrering, vilket inte gäller för manganet. Järn- och manganhalterna sjunker något när sjövattnet tränger in i grundvattenmagasinet men de är fortsatt höga. Som exempel visas förhållandena i rör 9110 och i brunnen, figur 3.8. Uppenbarligen förbrukas det i sjövattnet lösta syret snabbt och de reducerande förhållandena i grundvattenmagasinet består. Det kan inte urskiljas någon tendens till att andelen lättfällt järn minskar med ökande TOC-halter, vilket skulle kunna ha inträffat om järnet bundits till organiska komplex.

I figur 3.9 visas utvecklingen av totalhårddheten och alkaliniteten i rören 9108, 9112 och brunnen. Totalhårddheten i sjövattnet var ca 13 mg/l (som Ca) och alkaliniteten ca 15 mg/l ( $\text{HCO}_3$ ). Hårddheten sjunker i grundvattenmagasinet när det mjukare sjövattnet tränger in och når i rören 9108 och 9112 sjöns nivå i slutfasen av provpumpningen medan hårddheten i brunnen motsvarar blandningsförhållandena. Alkaliniteten är vid provpumpningens start 11 mg/l i rör 9108. Den sjunker sedan ned till ca 4 mg/l vid pumpningens slut trots att vattnet då helt är av sjöursprung. En möjlig förklaring till detta är att alkaliniteten förbrukas vid oxidation av järnet. I brunnen sjunker alkaliniteten också kraftigt under den första månaden av provpumpningen men stiger sedan till en nivå nära sjöns. Generellt gäller att alkaliniteten kan förändras starkt vid oxidation av höga järn- och manganhalter.



Figur 3.9 Totalhårddhet och alkalinitet i vatten från uttagsbrunnen samt från rören 9108 och 9112.

### 3.1.3 Kommentarer

Med hjälp av naturliga spårämnen var det möjligt att relatera vattenkvalitetens förändringar till uppehållstiden från infiltrationen i sjöbotten till olika observationpunkter i grundvattenmagasinet. Konduktiviteten och temperaturen fungerade utmärkt som indikatorer på att inducerat sjövattnet hade nått provtagningspunkterna. För mera exakta beräkningar av uppehållstider och blandningsförhållanden var klorid ett lämpligt spårämne. Kisel visade sig också fungera väl som spårämne när uppehållstiden endast uppgick till några dagar. Försöken att använda radon som spårämne misslyckades.

De utförda undersökningarna visade på en sämre hydraulisk kontakt mellan sjön och grundvattenmagasinet än förväntat. Frågan inställer sig om den dåliga kontakten kunde ha förutsetts? Från geologisk synpunkt fanns anledning att fråga sig om de sandiga sediment som dominerade sjöbotten närmast brunnsområdet var svallsediment och därmed kunde vara underlagrade av finkorniga sediment. De borrhningar som gjordes mellan sjön och brunnen visade emellertid på varierande förhållanden och i vissa punkter saknades indikationer på förekomst av finsediment. Ett problem är att det med den vid grundvattenundersökningar traditionellt använda borrhningstekniken kan det vara svårt att upptäcka tunna lager av finkorniga sediment.

Försöken med observationsrör mellan sjön och uttagsbrunnen, som var öppna längs hela den vattenförande mäktigheten, föll väl ut och gav information om vertikala skillnader i vattenflödet.

Avskiljningen av organiskt material fram till uttagsbrunnen var dålig, trots den relativt långa uppehållstiden. COD<sub>Mn</sub> uppmättes till ca 10 mg/l i slutet av provpumpningen. En kemisk syreförbrukning på 4 mg/l gör att vattnet klassas som tjänligt med anmärkning och önskvärt är < 2 mg/l (Statens Livsmedelsverk, 1993). Avskiljningen av organiskt material var alltså ur denna synvinkel otillfredsställande.

För studier av problemet med de ofta stigande järn- och manganhalterna vid inducerad infiltration var den aktuella platsen olämplig. De formulerade hypoteserna gällande järn- och manganproblemen vid inducerad infiltration kunde därmed ej heller testas.

Totalhalterna av järn och mangan var, som redovisats, naturligt höga i grundvattenmagasinet. Allmänt styrs halterna av löst järn och mangan främst av syreförhållandena men även pH kan inverka om detta är lågt. pH-värdena är här relativt höga, i sjön ca 7 och i grundvattnet ca 6, varför de höga järn- och manganhalterna kan förutsättas bero på att reducerande förhållanden råder i grundvattenzonen. Järn och mangan kan även bindas till organiska komplex och ge höga halter i vattnet även om syreförhållandena och pH-värdena är sådana att lösligheten är låg. I det här aktuella fallet avskiljs järnet lätt med hjälp av luftning och filtrering, vilket inte gäller för manganet. Järn- och manganhalterna sjunker något när sjövattnet tränger in i grundvattenmagasinet men de är fortsatt höga. Uppenbarligen förbrukas det i sjövattnet lösta syret snabbt och de reducerande förhållandena i grundvattenmagasinet består. Det kan inte urskiljas någon tendens till att andelen lättfällt järn minskar med ökande TOC-halter, vilket skulle kunna ha inträffat om järnet bundits till organiska komplex.

En möjlig förklaring till att alkaliniteten sjönk i grundvattenmagasinet vid den inducerade infiltrationen, trots att alkaliniteten är högre i sjön än i grundvattenmagasinet, är att alkaliniteten förbrukades vid oxidation av järnet. Generellt gäller att alkaliniteten kan förändras starkt vid oxidation av höga järn- och manganhalter.

## 3.2 Surahammar

Centralorten i Surahammars kommun har sedan 1950-talet utnyttjat en grundvattentäkt i Strömsholmsåsen vid Rävsnäs norr om Surahammar för vattenförsörjning. Under 1970-talet togs en ny grundvattentäkt i åsen vid Färmsbo i bruk för i första hand vattenförsörjningen i Virsbo samhälle i den norra kommundelen. De båda vattentäkterna sammanbands med en vattenledning. Sedan mars 1991 tas 4500 m<sup>3</sup>/d ut vid Rävsnäs.

Strömsholmsåsen kan betecknas som en typisk mellansvensk rullstensås. Den är inom Surahammars kommun sammanhängande i ett förhållandevis flackt landskap. Grundvattentäkten vid Rävsnäs är anlagd i ett naturligt utflödesområde för åsens grundvatten. Området gränsar till ett sankområde, som med tiden orsakade ökade halter av järn och mangan i grundvattnet.

Söder om Rävsnäs vid Hedvallsbron korsas Strömsholmsåsen av Kolbäcksån (figur 3.10). För att öka grundvattentillgången vid vattentäkten och motverka den kvalitetsförsämring som sänkningen av grundvattennivån vid Rävsnäs medförde, framstod det fördelaktigt att utnyttja förutsättningen för inducerad infiltration vid det norra brofästet och använda grundvatten för konstgjord infiltration. 1989 togs en anläggning för detta system i drift.

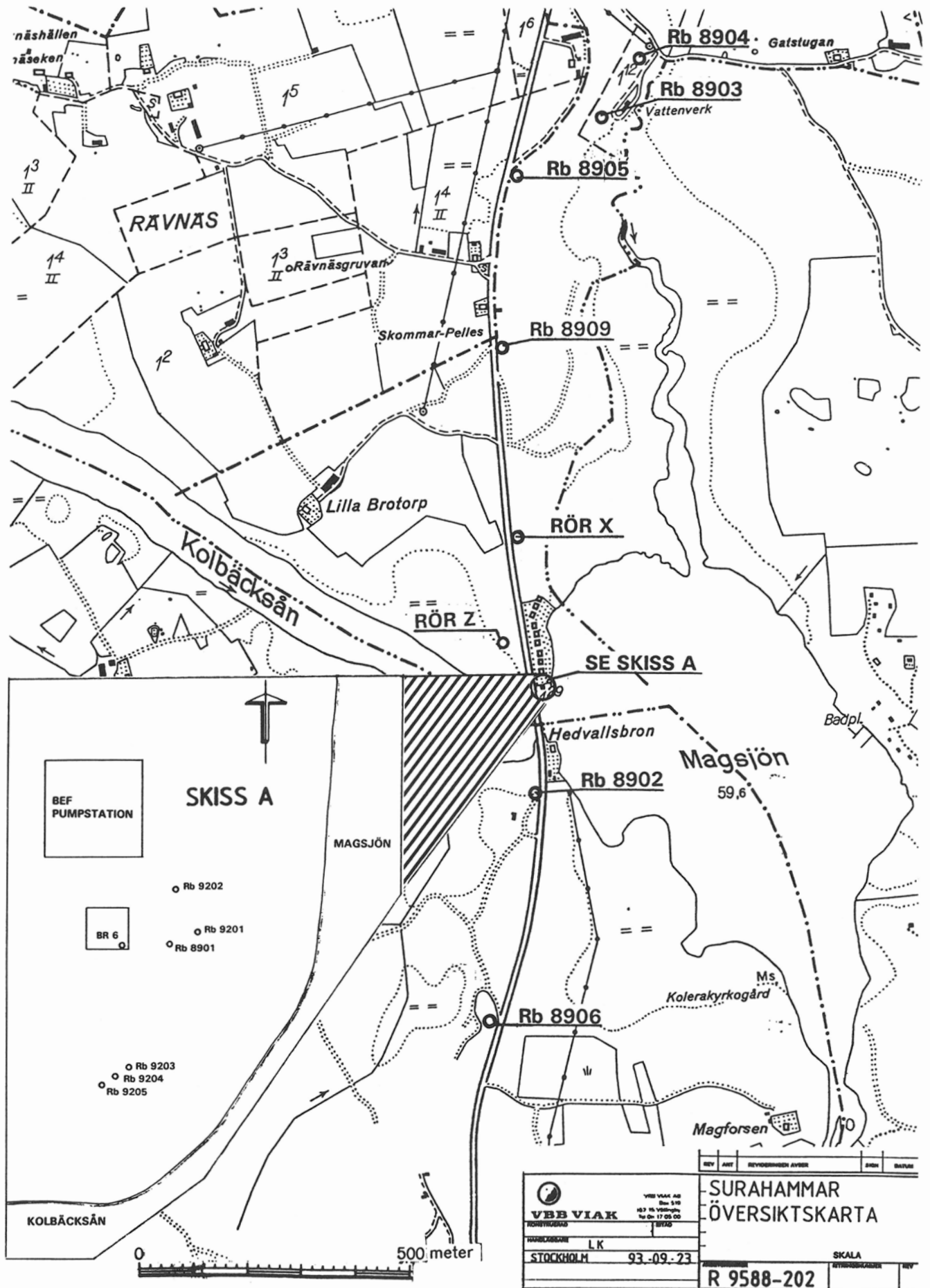
En noggrann magasinsanalys utfördes 1990 av VBB VIAK i brunn 6 vid Hedvallsbron. Magasinsanalysen visade att ett uttag utöver den naturliga grundvattenbildningen kunde ske eftersom det komparerades av inducerad infiltration (VIAK, 1990). En inducerad infiltration kunde även konstateras genom att studera vattenanalyser från brunn 6 och jämföra dessa med andra brunnar i Strömsholmsåsen. Brunnen konstruerades med ett mycket långt filter, 17 meter, delvis för att man i liknande fall har haft problem med igensättning och delvis för att man ville vara säker på att kunna ta upp ett kallt vatten under hela året.

För projektet fanns här möjlighet att studera vattenkvalitetens förändring längs dess väg från Kolbäcksån till brunnen vid Hedvallsbron, att undersöka om koncentrerade infiltrationszoner kunde lokaliseras och att se hur vattnets strömvägar och uppehållstider inverkar på vattenkvaliteten. Naturliga skillnader i fluoridhalter mellan grundvattnet och Kolbäcksån antydde att fluorid kunde användas som spårämne.

### 3.2.1 Metodik

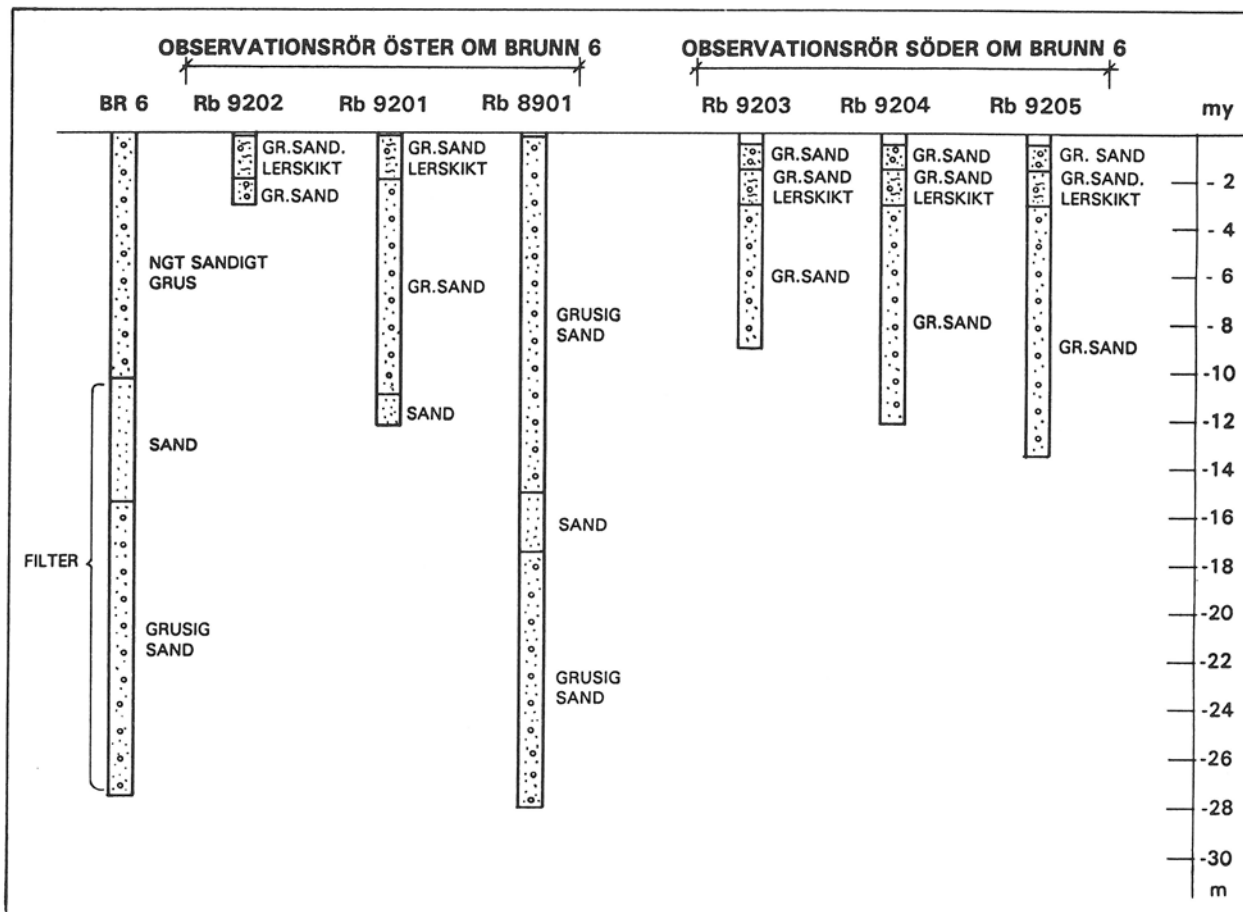
För att söka bästa placering av kompletterande observationsrör, utfördes först en jordarts- och sedimentkartering av området kring brunn 6 vid Hedvallsbron (figur 3.10). Det bedömdes att bäst infiltrationsmöjligheter torde finnas från Kolbäcksån, söder om brunn 6, där åsens mer centrala delar blottas. Längs uddens östra strand, mot Magsjön, var jordlagerföljden betydligt mer skiktad och här påträffades ett 0,5 till 1 meter mäktigt lerlager i Magsjöns botten-sediment.

Fem kompletterande observationsrör sattes i maj 1992 för att möjliggöra grundvattenprovtagning dels från olika djup men även från skilda åspartier (figur 3.11). Rören placerades i två grupper; en söder om uttagsbrunnen (brunn 6) i riktning mot Kolbäcksån, där grovt åsmaterial blottas vid åkanten (Rb 9203-05), samt en grupp öster om brunn 6 nära stranden till Magsjön (Rb 8901, 9201, 9202). Rörens infiltrationsdel (vilken utgjordes av den nedersta metern) placerades på olika djup. Nivåskillnaderna blev av borrhäkniska skäl störst i rörgruppen öster om brunn 6, där de tre rören spetsar sitter i var sitt jordlager — grusig sand, sand respektive grusig sand.



Figur 3.10 Karta över vattenverksområdet i Rävsnäs och detaljkarta över undersökningsområdet vid Hedvallsbron, Surahammar.

I observationsrören utfördes regelbunden mätning av nivå, temperatur och konduktivitet under maj-augusti 1992 och under januari-juni 1993. Motsvarande mätning utfördes samtidigt i Kolbäcksån, i brunn 6 samt i ytterligare ett observationsrör som representerar grundvatten från åsen, utan inblandning av infiltrerat vatten (Rb 8902 eller Rb 8906). Vid sex tillfällen under året utfördes även vattenprovtagning. Analyser av järn och mangan utfördes på såväl obehandlat som luftat och filtrerat vatten. Vidare analyserades fluorid och organiskt kol. Vattenprover sparades även vid varje tillfälle för eventuella kompletterande analyser. Vid ett tillfälle mättes temperatur och konduktivitet på olika nivåer i brunn 6.



Figur 3.11 Jordlagerföljderna i observationsrören vid Hedvallsbron, Surahammar.

### 3.2.2 Resultat

Vattnet i observationsrören mellan Kolbäcksån och brunn 6, har olika karaktär trots att de alla är placerade inom ett litet område. Diagram över analysresultaten finns i figur 3.12 och 3.13.

Av de sex observationsrör som finns mellan Kolbäcksån och brunn 6 är det vattnet från det djupaste observationsröret (28 meter), Rb 8901, som är mest likt grundvattnet. Konduktiviteten var under provtagningsperioden mellan 8 och 11 mS/m. Temperaturen var i detta observationsrör mer utjämnad än i övriga rör.

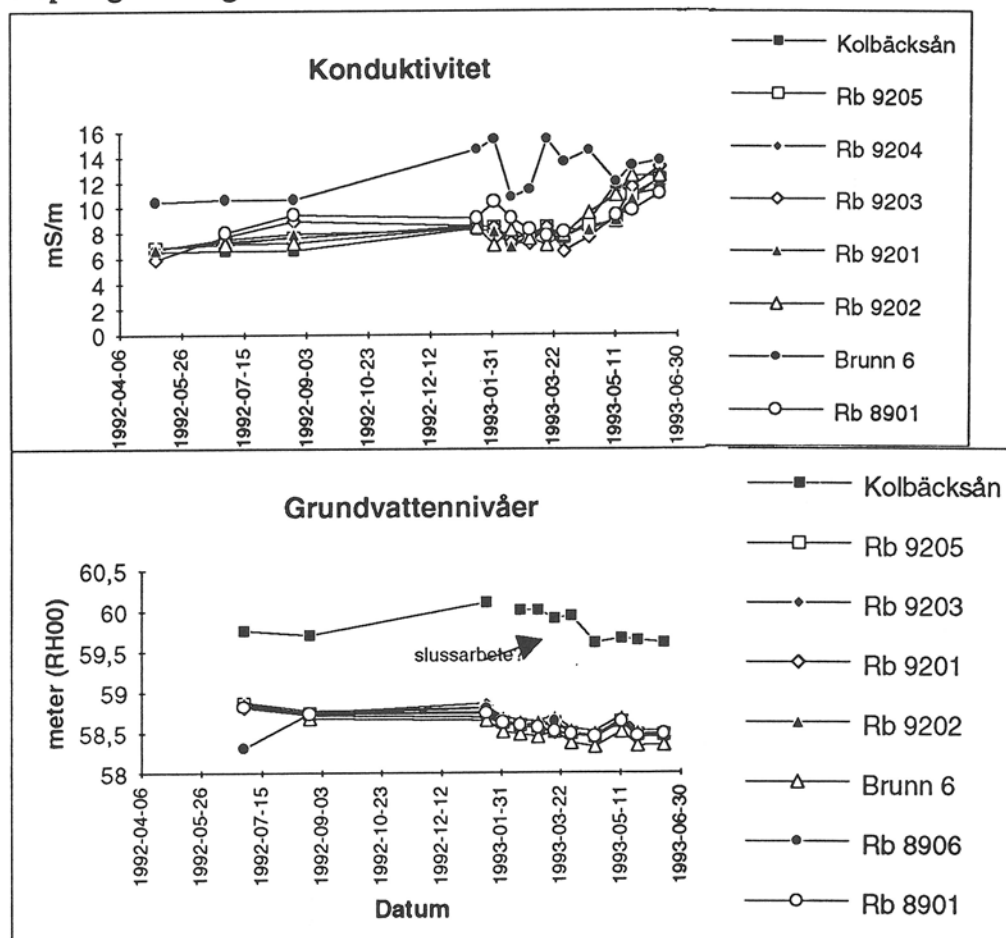
Fluoridhalten i vatten från Rb 8901 var även relativt hög, mellan 0,2 och 0,8 mg/l, med undantag för provtagningsstillfället i augusti -92, då fluoridhalten var 1,5 mg/l. Vidare var kon-

centrationen av järn hög, den pendlade mellan 1,0 och 2,3 mg/l. Järnet kunde emellertid luftas bort relativt enkelt i de flesta vattenproverna, dock ej vid sista provtagningen i juni -93.

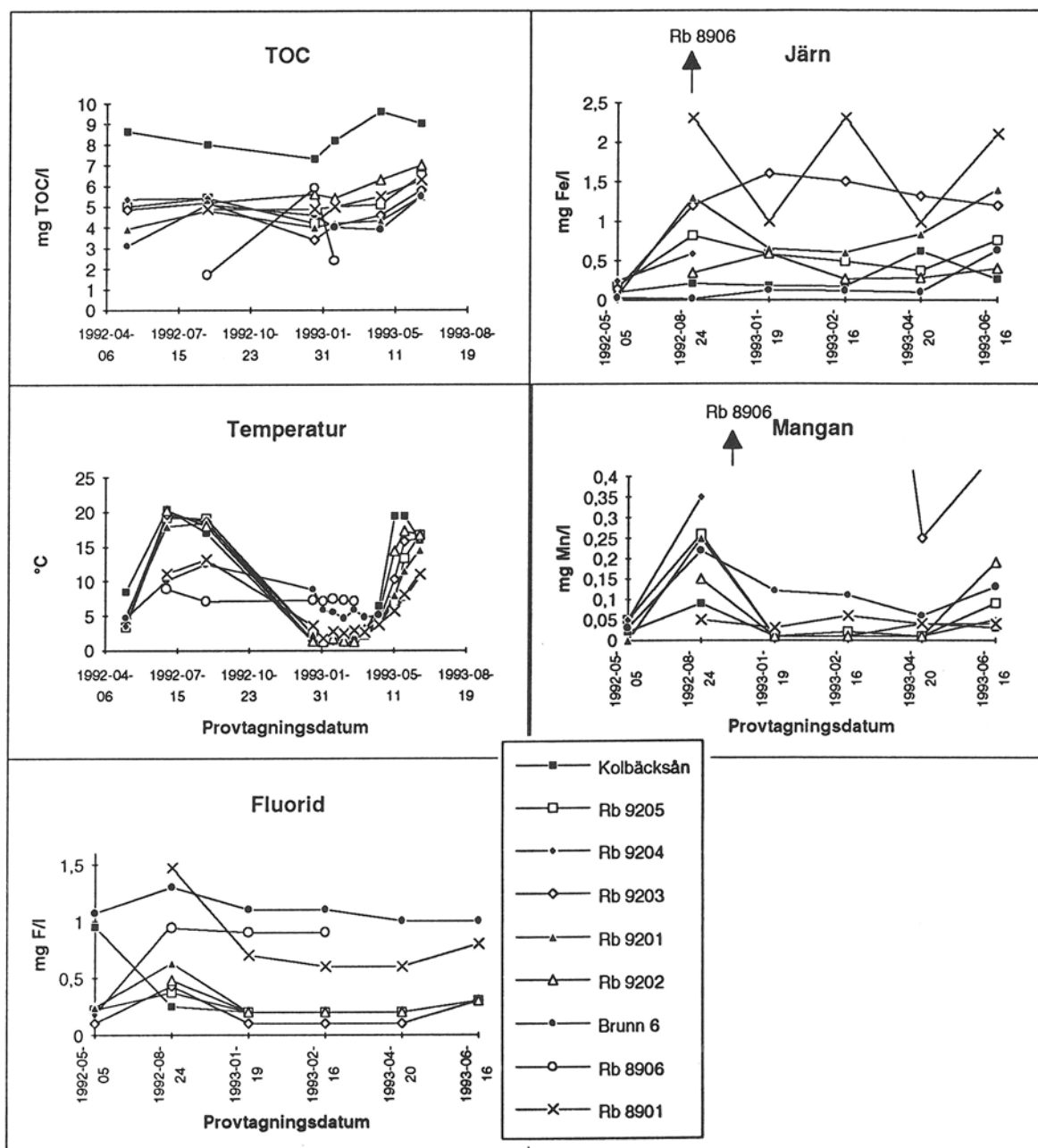
Rb 9202 och 9203 är de grundaste rören, 6 respektive 9 meter djupa. Temperaturmässigt ligger de mycket nära Kolbäcksåns värden. Vatten från Rb 9202 har ca 1-2 mg/l högre halt TOC jämfört med Rb 9203. I vatten från Rb 9203 var fluoridhalterna lägre än i Kolbäcksås. Fluoridhalten var något förhöjd vid två tillfällen, i augusti -92 och i juni -93. Järnhalten var högre i vatten från Rb 9203 än från Rb 9202 (mellan 1 och 1,5 mg/l respektive mellan 0,2 och 0,6 mg/l) och järnet var svårare att avskilja genom luftning och filtrering. Manganhalten var mycket hög i vatten från Rb 9203, mellan 0,25 och 1,8 mg/l med medianvärdet 1,3 mg/l.

Rb 9201 och Rb 9205 är medeldjupa observationsrör (12,2 m resp. 13,5 m), placerade öster respektive söder om brunn 6. Vattenkvaliteten är relativt lika men vissa skillnader kan konstateras. Vatten från Rb 9201 hade mindre temperaturvariationer, lägre koncentration TOC, högre fluoridhalt vid provtagningstillfället i augusti, högre järnhalt, samt något lägre manganhalt än vatten från Rb 9205. Förändringen av vattentemperaturen under året var något mindre i vatten från de båda rören Rb 9201 och 9205 jämfört med de grundare rören, speciellt gäller detta Rb 9201. TOC-halten var låg, 3,9 till 5,5 mg/l i vatten från Rb 9201. Analysresultaten tyder på att vatten från Rb 9201 har större grundvattenandel än det från Rb 9205 och är en god indikation på att sjövattnet infiltrerades från södra delen av udden.

Järnhalten var maximalt 1,4 mg/l i vatten från Rb 9201 och från Rb 9205 och låg i allmänhet under 1 mg/l. De högre järnhalterna uppmättes i augusti -92 och i juni -93. Vid dessa tillfällen var järnet relativt svårt att avskilja genom luftning och filtrering, endast 30 - 40 procent av ursprungshalten gick att få bort.



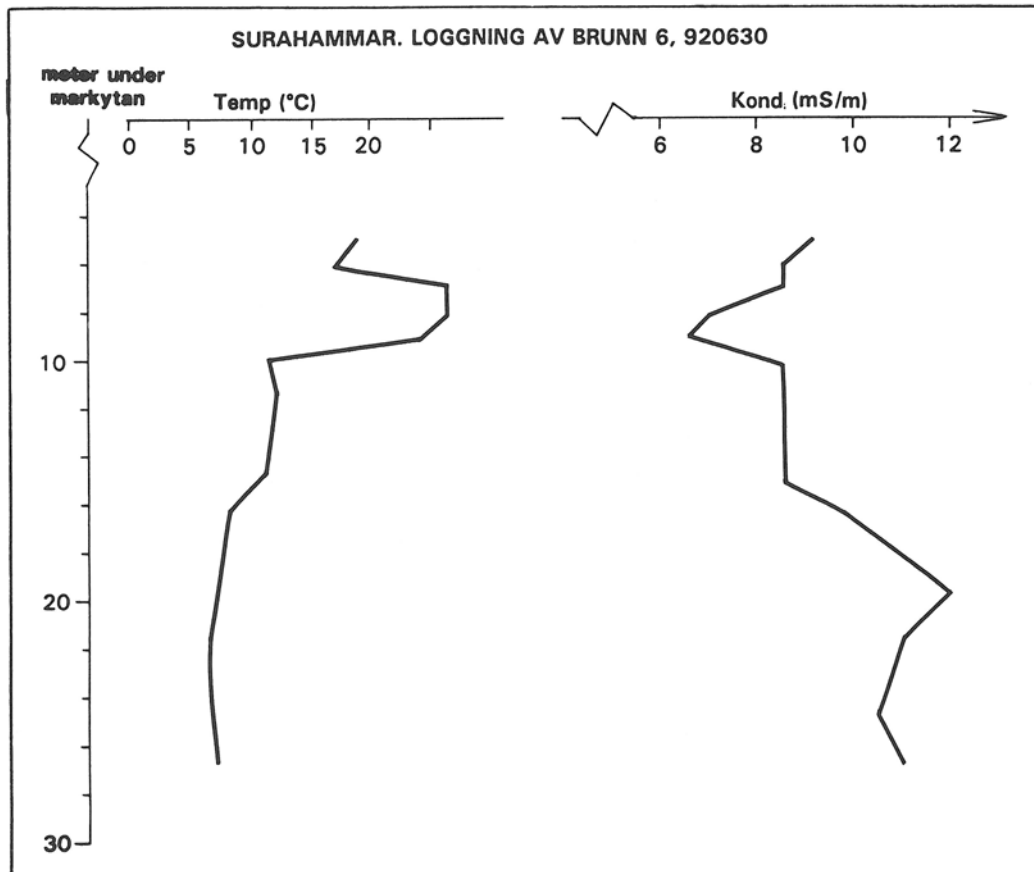
Figur 3.12 Resultat av mätning av elektrisk konduktivitet och vattennivåer i Surahammar



**Figur 3.13** Analysresultat för TOC, järn, mangan, fluorid samt temperatur vid de olika provtagningsstillfällena i Surahammar.

Figur 3.14 visar resultatet av temperatur- och konduktivitetmätningar i brunn 6 i juni 1992. Brunnens filterdel är belägen från 11 meters djup och nedåt. De extrema värdena över 10 meters djup beror på störningar från pumpen som sitter i filtrets överkant. Temperaturen är omkring 10 grader i vatten från sandlagret och något lägre i vatten från det djupare lagret med grusig sand. Konduktiviteten är ca 8,5 mS/m i vatten från sandlagret och något högre, mellan 10 och 12 mS/m i vatten från de djupare jordlagren.





Figur 3.14 Resultat från temperatur- och konduktivitetmätningar 1992-06-30 i brunn 6 vid Hedvallsbron, Surahammar.

### 3.2.3 Kommentarer

I denna studie har vi sett att den inducerade infiltrationen till större delen sker söderifrån, från Kolbäcksån. Eftersom Kolbäcksån skär genom Strömsholmsåsen, saknas svallsediment på detta ställe. Däremot finns finkorniga svallsediment längs Magsjöns stränder, vilket även kunde konstateras i den sedimentprovtagning som utförts. Även om svallsediment saknas, kan ändå bottensediment och vegetation på åbottnen utgöra ett visst motstånd för infiltrationen. Då vattennivån i Kolbäcksån är hög, minskar därför motståndet mot infiltration samtidigt som infiltrationsarean ökar. På grund av den goda hydrauliska kontakten mellan Strömsholmsåsen och Kolbäcksån, torde infiltrationskapaciteten vara relativt stor under hela året, däremot kan kvaliteten på det infiltrerade vattnet variera betydligt, beroende på vilka infiltrationsytor som nyttjas.

Detta skulle innebära att det infiltrerade vattnet vid Hedvallsbron i Surahammar kan få försämrad kvalitet vid lägre vattennivåer i Kolbäcksån, då det infiltrerade vattnet måste passera humusrika bottensediment med reducerande miljö och därmed ökad förekomst av järn och mangan i vattnet. Under perioder med hög vattennivå i Kolbäcksån, kan vattnet infiltreras över en större yta med tunnare bottensediment, mindre vegetation och lägre mikrobiell aktivitet, vilket medför en vattenkvalitet där istället för järn- och manganproblem halterna av organiskt material och temperaturen periodvis kan vara förhöjda.

Enligt mätningar av temperatur och konduktivitet som utfördes i brunn 6 var vattenkvaliteten beroende av vilken nivå eller vilken lager mätningarna skedde i. Vattnet från det fem meter mäktiga sandlagret var något varmare och hade något lägre konduktivitet än vatten från

underliggande lager. Grundvattnet i de yligare jordlagren har normalt kortare uppehållstid än i underliggande lager, vilket innebär att konduktiviteten ökar med djupet. I detta fall kan även finnas andra förklaringar, t ex att sandlagret av någon anledning har bättre kontakt med Kolbäcksåns vatten och på så sätt återspeglar dess vattenkvalitet.

Den naturliga fluoridhalten i Strömsholmsåsens grundvatten har möjliggjort en uppskattning av andelen grundvatten i tagna vattenprover. Det vore värdefullt att även kunna uppskatta uppehållstiden, vilket torde kunna genomföras med hjälp av ett tillsatt, lämpligt spårämne.

## 4. Allmän diskussion och slutsatser

### 4.1 Bassänginfiltration

Framkomna resultat har kunnat belysa en del av de problemställningar som projektet varit inriktat på. Vattenkvalitetens utveckling i relation till förekomsten av en omättad zon visade sig vara svårt att studera eftersom mätnadsgraden är svår att variera i en fullskaleanläggning. Vattenkvalitetens utveckling har därför följts under rådande, omättade förhållanden. För vidare studier av detta samband torde kolonnförsök under kontrollerade former vara lämpligt. Viktiga resultat beträffande avskiljning av organiskt material har framkommit, men också väckt nya frågor. Resultaten angående förekomst av järn och mangan i grundvattnet liksom uppehållstidens betydelse för vattenkvaliteten, understryker *vikten av god kännedom om de hydrogeologiska förhållandena på platsen.*

**Spårämnen** I anläggningar för dricksvattenändamål får inga spårämnen användas som kan tänkas ha några som helst negativa hälsoeffekter. Spårämnet får inte heller ge någon effekt på smak, lukt eller färg. (En bedömning av den juridiska aspekten i detta sammanhang pågår hos Livsmedelsverket i skrivande stund.) Negativa joner, som den i Järna använda kloridjonen, är intressanta som spårämnen eftersom de inte fastläggs i marken. Flera negativa joner uppfyller ovannämnda villkor. Jodid har med framgång använts vid anläggningar för bassänginfiltration (Johansson, 1987 och 1988). Jodid skall dock inte användas om vattnet senare kloreras eftersom jodiden då kan oxideras till fri jod som ger smak även vid mycket låga koncentrationer. Vid användning av positiva joner föreligger risk för fastläggning. Litium, som användes i Järna, har dock mindre benägenhet att fastläggas än de vanligast förekommande positiva jonerna Na, K, Ca och Mg. I Järna fungerade litium utmärkt.

*Spårämnesstudien i Järna illustrerar tydligt vilket värdefullt hjälpmedel spårämnes-tekniken är vid anläggande och drift av bassänginfiltration. Uppgifter kan erhållas om strömningsvägar, uppehållstider och återvinningsgrad. Det blir härigenom möjligt att optimera anläggningens utformning och drift liksom att på ett meningsfullt sätt studera sambandet mellan det infiltrerade vattnets och brunnsvattnets kvalitet.*

**Mätnadsgrad** Vid samtliga provtagningstillfällen perkolerade vattnet genom omättade partier av filtersanden. Vid omättade förhållanden finns en större kontaktyta mellan vattnet och markpartiklarna, vilket troligen resulterar i bättre mekanisk avskiljning av suspenderat material liksom i bättre kemisk adsorption än då porerna är mättade med vatten (Jacks & Frycklund, 1993). Eftersom avskiljningen under mättade förhållanden inte kunnat studeras har någon fullständig jämförelse inte kunnat göras. Mätnadsgraden ökade dock med tiden och det är inte otänkbart att vissa zoner under vissa perioder blev helt mättade, vilket skulle leda till sämre avskiljning av suspenderat och organiskt material. För att klargöra mätnadsgradens inverkan på avskiljningen krävs dock vidare studier.

**Dämning** Resultaten från både Järna och Södertälje tyder på att finmaterial ackumulerats i gränsskiktet mellan filtersanden och det underliggande naturmaterialet, i synnerhet nära infiltrationsvattnets utlopp i bassängen. Skiktet dämmer upp infiltrationsvattnet så att vattenhalten ovanför det stiger, vilket troligen försämrar avskiljningsprocesserna (Jacks & Frycklund, 1993). Skiktet fungerar också som filter och skyddar djupare delar av akviferen från suspenderat material.

För att undvika den oönskade förhöjningen av vattenhalten och samtidigt behålla filtereffekten, kan ett finkornigt skikt i ytan av filtersanden byggas upp och de påträffade djupa skikten med finmaterial rensas bort. Ett ytligt skikt har fördelen att det är mer lättåtkomligt för tvätt eller utbyte än det som påträffats i botten av filtersanden. Ett ytligt skikt bör byggas upp med hänsyn till vedertagna filterregler (Vattenfall, 1988) för att förhindra materialtransport och erosion.

*Tillgång till stora ytor ter sig vid bassänginfiltration gynnsamt för att fördröja igensättningsprocessen och den minskade infiltrationskapaciteten.* Genom den lägre ytbelastning som en större infiltrationsyta medför, är också förutsättningarna bättre för att behålla en omättad zon med låg mättnadsgrad. Om infiltrationsytorna är fördelade på flera skilda bassänger uppnås ytterligare fördelar genom att driften kan växlas mellan bassängerna vid rensningstillfällen o dyl, utan avbrott i infiltrationen.

**Uppehållstid** Uppehållstiden i marken har mindre betydelse för järn, mangan och organiskt material, mätt som TOC, som under vissa förhållanden avskiljs effektivt redan i filtersanden. Även parametrar som COD, färg och turbiditet kan reduceras i filtersanden och därmed vara mindre beroende av en lång uppehållstid. Kalcium och magnesium som utgör vattnets hårdhet, kan däremot kräva en viss uppehållstid för att reaktioner i marken skall hinna påverka det infiltrerade vattnets kvalitet.

**TOC** Studierna i Järna visar att TOC-halten i vattnet sommartid sjunker snabbt när vattnet perkolerar genom filtersanden. *Under de gynnsamma förhållanden som rådde i augusti frångickes 50 % av det ursprungliga TOC-innehållet redan i de översta 20 centimetrarna.* Detta tyder på att de lokala betingelserna i denna del av filtersanden är viktigare även för denna process än den fortsatta transporten och uppehållstiden i marken. Mycket tyder också på att mikroorganismer ger ett stort bidrag till de processer som gör att TOC-halten i vattnet sjunker. Resultaten visar att temperaturen är en betydelsefull faktor. Detta beror i sin tur på flera faktorer som påverkas av temperaturen. Aktiviteten hos de mikroorganismer som är verksamma i filtersandens övre del regleras av temperaturen, bl a för att de tillförs mer näring genom ett varmare vatten. Dessutom ökar de sk Browniska rörelserna vilket ökar sannolikheten för att molekyler i infiltrationsvattnet ska kollidera med markpartiklarna och adsorberas där. Indirekt medför därför en hög vattentemperatur och näringstillgång att processerna effektiviseras.

Inom projektets ramar har TOC,  $COD_{Mn}$  (total organic carbon respektive chemical oxygen demand) och färgtal bestämts för vattenproverna. De tre analysmetoderna ger vissa upplysningar om vattnets innehåll av organiska ämnen, och mäter olika egenskaper hos vattnet som inte är linjärt korrelerade med varandra. Detta syns tydligt i erhållna resultat (bilaga 4.1) från infiltrationsvattnet, brunn 6, 9101 och 9102 i Järna, där variationen hos de tre parametrarna inte är samstämmig. Olika typer av organiska ämnen och organismer har olika oxidationstal, t ex har oxalsyra oxidationstal +3 och alger och bakterier i genomsnitt oxidationstal mellan -1 och -2. *Resultaten av TOC- respektive  $COD_{Mn}$ -analyser beror på vilken typ av organiska ämnen som finns i vattnet.*

Det genomsnittliga oxidationstalet för det organiska materialet kan bestämmas genom en sammanvägning av TOC- och COD<sub>Mn</sub>-analyserna (Stumm & Morgan 1981). En sådan sammanvägning av resultaten från Järna visar att oxidationstalet för infiltrationsvattnets organiska material sjönk när den förmodade mikrobiella aktiviteten sjönk. Hur dessa resultat ska tolkas är idag oklart, men parallella analyser av TOC och COD<sub>Mn</sub> kan vara en väg att gå vidare med forskningen om hur organiskt material uppträder i infiltrations- och brunnsvatten vid konstgjord grundvattenbildning. Frågor som väcks i detta sammanhang är: var hamnar den typ av lågmolekylära organiska föreningar som ger dålig lukt och smak till vattnet? Bildar organiska ämnen med visst oxidationstal speciellt farliga klororganiska föreningar?

Vilken analysmetod som är lämpligast för bestämning av organiskt material beror naturligtvis på syftet med analysen. Vid analyser av dricksvatten finns intresse av att kunna bedöma hur omfattande tillväxten av mikroorganismer i ledningsnätet kan bli. Bestämning av innehållet av assimilerbart organisk kol, AOC, ger sådana möjligheter. Det är också angeläget att kunna undvika de ovan nämnda organiska ämnen som ger estetiska eller hälsomässiga problem. Den analysmetod som idag används rutinmässigt vid svenska vattenverk är COD<sub>Mn</sub>, som innebär en mätning av den kemiska syreförbrukningen vid tillsats av kaliumpermanganat. Det är tveksamt att som enda metod använda denna för att bestämma innehållet av organiska ämnen i vatten, eftersom även oorganiska ämnen kan oxideras vid denna metod medan svårnedbrytbara organiska ämnen kan undgå oxidation (Thurman, 1985). Härav följer att mer differentierade analysmetoder för bestämning av organiskt material vid vattenverken, synes angeläget.

**Akkumulation** Den mängd organiskt material som ackumulerats i filtersanden i Järna var större än den mängd som tillförts med infiltrationsvattnet, utan korrigerings för nedbrytning och bortförsl med vattnet. *Det pågick alltså en produktion av organisk substans genom fotosyntes, i och ovanför filtersanden.* Av detta kan slutsatsen dras att budgetberäkning på organiskt material bara genom övervakning av halterna i infiltrationsvattnet inte är lämpligt. För järn och mangan kunde den samlade mängd av metallerna som tillförts med infiltrationsvattnet återfinnas fastlagd i filtersandens övre del efter projektiden. *Dessa resultat visar att endast den övre delen av filtersanden är verksam vid avskiljning av järn och mangan, uppehållstiden är utan betydelse. Däremot kan ändrade pH- och redoxförhållanden i en senare del av vattnets väg, liksom inblandning av naturligt grundvatten göra att järn- och manganhalterna förändras.* Detta sker också i Järna.

**Kalkinblandning** Försöket med inblandning av kalk i infiltrationsbädden har slagit väl ut. I detta fall erhöles en tillräcklig höjning av alkalinitet och hårdhet för att vattnet ska kunna släppas direkt ut på ledningsnätet utan extra behandling. Inga igensättningsproblem har förekommit. Kalken bör ej blandas in i bäddens ytskikt då detta riskerar att leda till algblomning. Vidare blir avskiljningen av humus i bäddens överyta sämre om kalken finns i ytskiktet. Av de mätningar av koldioxidhalten i infiltrationsbäddarna i Södertälje och Emmaboda (Frycklund & Jacks 1993) som hittills utförts förefaller det som om koldioxidhalten genom nedbrytning av organisk substans höjs till halter som är ca 10 gånger större än atmosfärsluftens genom nedbrytning av något mindre än 2 mg TOC/l. Detta innebär att ca 6 mg/l av aggressiv kolsyra tillförs vattnet och att tillskottet av hårdhet och alkalinitet i en kalkbädd blir ca 6 mg Ca/l respektive 16 mg HCO<sub>3</sub>/l. Detta betyder i så fall att man vid ett mycket mjukt infiltrationsvatten inte når ända fram till ett acceptabelt ledningsvatten.

*Sammanfattningsvis kan fastslås att kalkinblandning i infiltrationsbädden är en enkel och billig metod som höjer vattnets hårdhet och alkalinitet närmare de värden som gör det lämpligt som ledningsvatten. Sannolikt behövs dock en efterbehandling vid mycket mjuka vatten.*

*Grundvattnets karaktär har genom kalkningen förändrats från ett mjukt, mineralfattigt vatten till ett hårdare, mindre aggressivt och mer mineralrikt vatten.*

De lokala variationerna av förhållandena i filtersanden är stora, även inom små avstånd. Kvaliteten på det vatten som kan tas tillvara under en infiltrationsbassäng är resultatet av de sammanlagda förhållandena längs vattnets vägar, vilket ger anledning att försöka summera förhållandena. Det är viktigt att notera att dessa förändras väsentligt under årstidernas gång. Under perioder då tillförseln av TOC i infiltrationsvattnet är stor, sker också en god avskiljning av dessa ämnen i filtersanden. Mikroorganismernas goda förmåga att anpassa sig till miljön, bidrar säkert till detta. Årstidsvariationen betyder primärt inte så mycket för halterna av järn och mangan i grundvattnet. Däremot medför de höga tillförda TOC-halterna igensättningar i infiltrationsbassängen, ändrade driftförhållanden och därmed ändrade flödesmönster i magasinet. I Järna innebär detta att ett syrefattigt, järn- och manganrikt grundvatten når uttagsbrunnen. Den slutsats som kan dras av detta är att en anläggning för konstgjord infiltration kan behöva dimensioneras för de starkt skilda driftförhållanden som kan följa av de naturliga årstidsvariationerna.

## 4.2 Inducerad infiltration

Viktiga erfarenheter har erhållits när det gäller undersökningsmetodik för anläggande och drift av vattentäcker baserade på inducerad infiltration. *God kännedom om de hydrogeologiska förhållandena är en grundförutsättning.* Kontakten mellan yt- och grundvatten är naturligtvis av avgörande betydelse för grundvattnets kvantitet och kvalitet. Generellt gäller att en detaljerad geologisk modell bör upprättas över undersökningsområdet. Särskilt bör eventuell förekomst av svallsediment beaktas. Bottensedimenten i sjön eller vattendraget skall också undersökas. I Oskarshamnsvället visade sig kontakten mellan sjön och grundvattenmagasinet vara relativt dålig. I undersökningsborringar och sonderingar hade finsediment dock endast påvisats i vissa punkter. Det vore också önskvärt att utprova en borrhörningsteknik, där till rimlig kostnad även tunna skikt av finsediment kunde upptäckas. En annan möjlig komplettering kan vara undersökningar med georadar. Rätt utförda kan georadarmätningar även påvisa tunna skikt av finsediment. Även om denna typ av undersökningar indikerar förekomst av finkorniga sediment i lagerföljden kan det emellertid vara svårt att kvantifiera dessas inverkan på infiltrationsförhållandena. Detta särskilt med hänsyn till att ett mycket begränsat område med goda

infiltrationsförhållanden inom brunnens influensområde kan vara tillräckligt för att tillgodose infiltrationsbehovet. Svårigheten att kvantifiera inverkan av påvisade lager med finsediment genom borrhningar talar för att hydrauliska tester bör göras tidigt i ett undersökningsprogram. Även enkla provpumpningar i observationsrör eller provisoriska brunnar kan ge mycket värdefull information.

**Ytvattennivå** Variationer i ytvattennivån kan starkt påverka infiltrationsförhållandena. Vid låga vattennivåer kanske infiltrationen i huvudsak äger rum via relativt finkorniga oorganiska och/eller organiska bottensediment medan det vid höga vattennivåer kan finnas en direkt kontakt mellan ytvattnet och akviferens grovkorniga sediment. Gustafson (1982) konstaterade vid studier av inducerad infiltration vid Långholmen, Kristinehamn, att sjövattnivån inverkar på den inducerade infiltrationens omfattning. Vid högre vattennivåer minskade motståndet för den inducerade infiltrationen genom att mäktigheten på de tätande lagren, åsens svallsediment, minskade samtidigt som infiltrationsytan ökade. En liknande ökning av infiltrationskapaciteten vid höga vattennivåer har bl a iakttagits vid Kungsbacka kommuns vattentäkt vid Fjärås-Bräcka (Lars Nilsson, VBB VIAK, personlig kontakt, 1993).

Ytvattennivån kan även inverka på vattenkvaliteten. Resultaten från undersökningarna i Surahammar visar att andelen grundvatten var större vid låga vattennivåer i Kolbäckssån samtidigt som järn- och manganhalterna var högre, på vissa ställen högre än i grundvattnet. *En möjlig förklaring är att vid låga nivåer sker infiltrationen till större del genom organiska bottensediment med reducerande miljö vilket medför en ökning av järn och mangan i löst form. På motsvarande sätt kan höga ytvattennivåer leda till större andel ytvatten vilket skulle kunna medföra högre organiskt innehåll.* Detta har dock ej kunnat konstateras i denna studie. Det skulle vara intressant att i Surahammar gå vidare med undersökningar gällande ytvattennivåns inverkan på järn- och manganförekomsten.

**Hydrogeologi** Om den geologiska formationen är mäktig är det viktigt att försöka att få en god bild av vertikala variationer gällande genomsläpplighet, kontakt med ytvattendraget, uppehållstid och vattenkvalitet. Det kan vara lämpligt att utföra provpumpningar och vattenprovtagningar på flera djup. Väsentliga vertikala variationer påvisades både i Oskarshamns- och Surahammarsfallet. Den i Oskarshamn använda metodiken med grundvattenrör, belägna mellan uttagsbrunnen och sjön och som var öppna längs hela den vattenförande mäktigheten, visade sig ge värdefull information om uppehållstider på olika djup vid loggning av konduktivitet och temperatur. Detta skulle kunna kombineras med användande av manschetter för uttag av vattenprover på olika djup.

**Spårämnen** *Spårämnesteknik visade sig vara mycket användbar för bestämning av uppehållstider och blandningsförhållanden. För att bestämma uppehållstider med naturliga spårämnen krävs i allmänhet att försöket utförs direkt i samband med att pumpningen som inducerar infiltrationen startar eller att anläggningen varit avstängd så länge att inget vatten i grundvattenmagasinet längre har sjöursprung.* Konduktiviteten, som är ett mått på vattnets totala salthalt, kan ofta användas som en indikator vid inducerad infiltration men för mera exakta bestämningar av uppehållstider och blandningsförhållanden krävs ett spårämne som väl följer vattnet och inte fastläggs, bryts ner eller deltar i andra reaktioner. Gynnsamma förutsättningar är att:

- halterna av spårämnet i yt- och grundvatten skiljer sig väsentligt
- koncentrationen av spårämnet i ytvattnet inte varierar över tiden och att den rumsliga variationen är liten i grundvattenmagasinet när studien inleds

Klorid och fluorid är i dessa avseenden ofta lämpliga spårämnen om också de två ovannämnda villkoren uppfylls. Kisel visade sig vara ett användbart spårämne när uppehållstiderna var korta (några dagar). Vid längre uppehållstider tillfördes det infiltrerade vattnet uppenbarligen kisel genom vittring, varför särskilt bestämningen av blandningsförhållandena blir vanskelig.

*En parameter som varierar med känd regelbundenhet kan också ge möjlighet att bestämma uppehållstiden.* Temperatur är en sådan parameter som dessutom är lätt att följa kontinuerligt i fält. En svårighet är att beräkna hur värmeutbytet och värmeledningen i akvifermaterialet påverkar vattnets temperatur. Den relativa halten av den naturliga stabila isotopen syre-18 varierar i ytvattnet med temperaturen och därmed kan vatten som infiltrerar på sommaren och vintern skiljas åt. I de i projektet studerade fältområdena var dock uppehållstiderna alldeles för korta för att årstidsvariationer i syre-18 skulle ha kunnat användas.

Försöket att använda radon som spårämne föll inte väl ut. Det är oklart om de stora variationerna mellan på varandra följande mätningar i grundvattnet avspeglar reella variationer eller betingas av brister i provtagnings- och analysmetodik. Avsaknaden av tydligt sjunkande trender i grundvattnets radonhalt tyder dock på att radonhalten snabbt höjs i det infiltrerade vattnet till i stort sett samma nivå som i det naturligt bildade grundvattnet. Det vore emellertid önskvärt att ytterligare testa möjligheterna att använda radon som spårämne vid inducerad infiltration.

#### **Infiltrationszoner**

Ett generellt problem är att den exakta infiltrationsplatsen (-erna) inte kunnat fastställas varför endast uppehålls- och transporttider kunnat bedömas och inte strömningsvägarna. Det man skulle vilja uppnå är att ett "vattenpaket" kunde följas från infiltrationen till uttagspunkten. Härigenom skulle vattenkvalitetens utveckling bättre kunna följas. Detta skulle också ge möjlighet till matematisk modellering av vattenkvalitetens förändring. Det vore av stort värde att utveckla metodik för att kunna identifiera var infiltrationen äger rum. En framkomlig väg skulle kunna vara att kombinera en bättre kunskap om bottenförhållanden enligt vad som diskuterats ovan med injektering av ett spårämne i ett antal punkter i bottensedimenten.

#### **TOC**

Avskiljningen av organiskt material var otillfredsställande i Oskarshamnshamnsfallet trots relativt långa transporttider till flera av rören och till brunnen. *Det vore önskvärt att närmare karakterisera det organiska materialet i uttagsbrunnarna från ett antal anläggningar baserade på inducerad infiltration, några där avskiljningen är god och några där den är dålig.* Ett krav på dessa anläggningar måste vara att uppehållstiderna är kända. Om tydliga skillnader upptäcks vad avser det organiska materialets karaktär bör studier utföras under mer kontrollerade former, lämpligen i form av kolonnförsök. Härigenom skulle också möjligheterna till att påverka avskiljningen in-situ kunna bedömas.



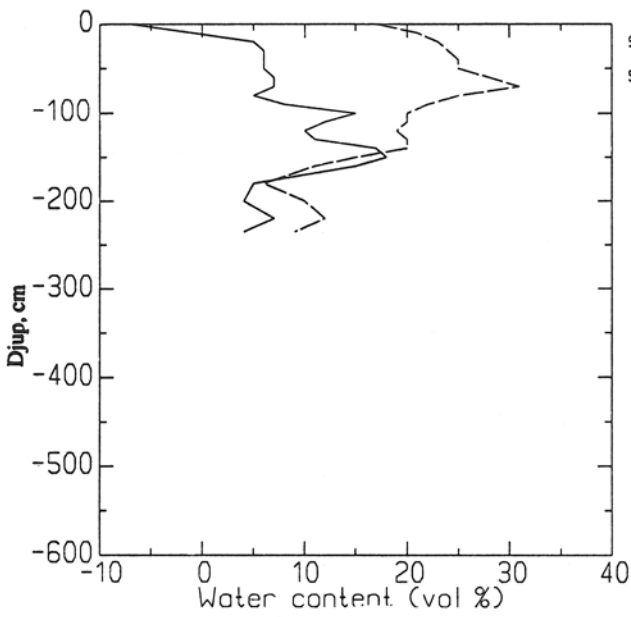
**Organiska metallkomplex** Frågetecknen kvarstår också vad det gäller det organiska materialets koppling till de höga järn- och manganhalter. Dessa frågetecknen är avgörande för bedömningen av möjligheterna att åtgärda dessa problem in situ genom manipulering av pH och syreförhållanden. Detta är ett problem av generellt intresse. Fortsatta undersökningar bör utföras vid en eller flera anläggningar med en god hydraulisk kontakt mellan yt- och grundvatten och problem med förhöjda halter av organiskt material samt av järn och mangan. För att sådana undersökningar skall lyckas krävs att vattnets vägar vid försöksplatserna kan bestämmas med hjälp av de tekniker som har diskuterats ovan.

## Referenser

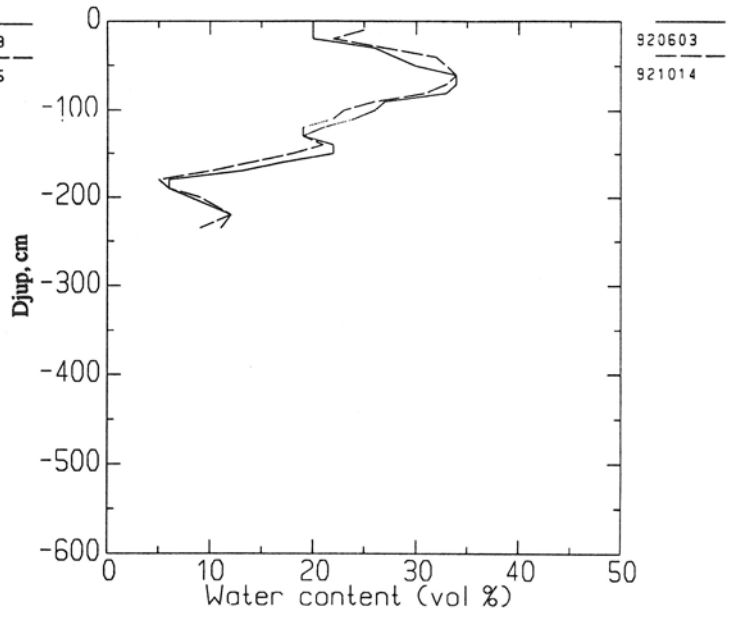
- Almén, K-E. & Talme, O. 1978. Jordartsanalys, Laboratorieanvisningar, del 2. Kvartärgeologiska institutionen, Stockholms Universitet.
- Brandesten, C-O. 1983. Undersökning av grundvattentäkter med konstgjord grundvattenbildning i Kronobergs län med avseende på eventuell försurning. Opublicerad rapport. Inst. för kulturteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, 60 s.
- Freeze, R. A. & Cherry J. A. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inc, New Jersey. 604 s.
- Frycklund, C. 1992. Artificial groundwater recharge - state of the art. VAV·VA-Forsk rapport nr 1992-04. 55 s.
- Frycklund, C. & Jacks, G. 1993. Konstgjord infiltration vid Emmaboda vattenverk. Vatten 49: 49-55.
- Gustafson, G. 1978. Studies of the hydrogeology of subaqueous eskers. Dissertation. Publ. A 26, Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet, Göteborg.
- Gustafson, G. 1982. Langholmen - Bank recharge to an esker aquifer in Sweden. In: DVWK Bullentin 11, Artificial Groundwater Recharge, International Symposium on Artificial Groundwater Recharge, Dortmund, 1979, 155-169. Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.
- Hillel, D. 1980. Fundamentals of soil physics. Academic Press Inc. 413 s.
- Jacks, G. & Frycklund C. 1993. Mättad/omättad strömning i infiltrationsbäddar - effekter på reningen. Forskningsansökan till VAV·VA-Forsk.
- Johansson, P-O. 1987. Spårämnesförsök för bestämning av andelen återvunnet vatten vid försöksanläggning för konstgjord infiltration i Augerum, Karlskrona kommun. Opublicerad rapport. Inst för kulturteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Johansson, P-O. 1988. Spårämnesförsök för bestämning av strömningsförhållandena i samband med lokalisering av eventuell anläggning för avloppsinfiltration för Åre. Opublicerad rapport. Inst för kulturteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Knutsson G. & Morfeldt C-O. 1993. Grundvatten, teori och tillämpning. Byggtjänsts Förlag, Solna. 304 s.
- Morosini, M. 1989. The artificial recharge of Tunåsen, Uppsala. A hydrochemical consideration. Licentiatavhandling. Kvartärgeologiska avdelningen, Uppsala universitet, Rapport 139, 78 s.
- SGU, 1968. Geologiska kartbladet Stockholm SV. Sveriges Geologiska Undersökning Serie Ae nr 4.
- SGU, 1981a. Jordartskartan Strängnäs SO. Sveriges Geologiska Undersökning Serie Ae nr 39.
- SGU, 1981b. Hydrogeologiska kartan över Kalmar län. Sveriges Geologiska Undersökning Serie Ah nr 1.
- Soil Survey Laboratory Methods for collecting soil samples, USDA, 1972. Metod 6C2b och 6C5.
- Statens livsmedelsverks kungörelse om dricksvatten. 1993. SLV FS 1993:35. 73 s.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1981. Aquatic chemistry. John Wiley & Sons. 780 s.

- Sundlöf, B. 1989. In situ-behandling av surt grundvatten. Licentiatavhandling. Trita-Kut 1051. Inst. för Mark- och vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm. 70 s.
- Sundlöf, B. & Kronqvist, L. 1992. Konstgjord grundvattenbildning. VAV·VA-Forsk Rapport nr 1992-13, 54 s.
- Thurman, E.M. 1985. Organic Geochemistry of Natural Waters. Martinus Nijhoff / Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. 497 s.
- VBB VIAK, 1992. Oskarshamns kommun. Fortsatta grundvattenundersökningar vid Stor-Brå. Etapp I och II. Opublicerad rapport, Jönköping.
- VBBs normer för filtersand och filtergrus. — Långsamfiltersand, 1972-04-18. 1972.
- VIAK, 1988. Oskarshamns kommun. Grundvattenundersökningar i Björnhult-Århultområdet, Jönköping. Opublicerad rapport.
- VIAK, 1990. Provpumpning med magasinanalys, Hedvallsbron, Surahammar kommun. opublicerad rapport 1990-07-18.
- Vattenfall, 1988. Jord- och stenfyllningsdammar. ISBN 91-7186-271-4. 242 s.

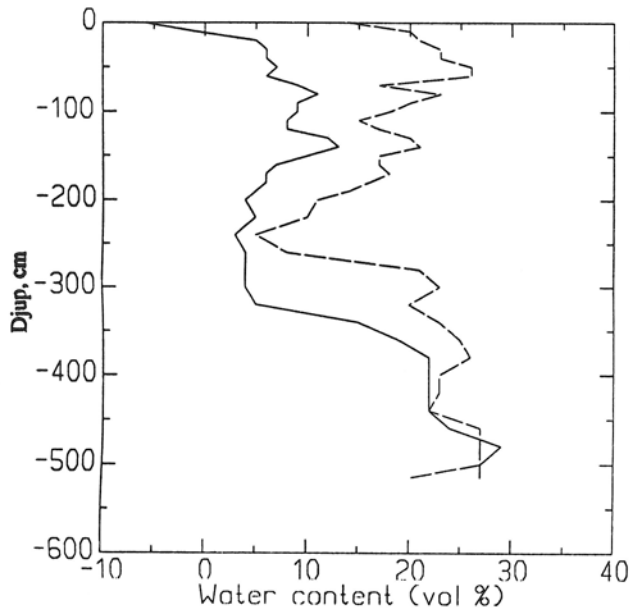
MRK 1 JÄRNA 1991-12-19 / 1992-05-05



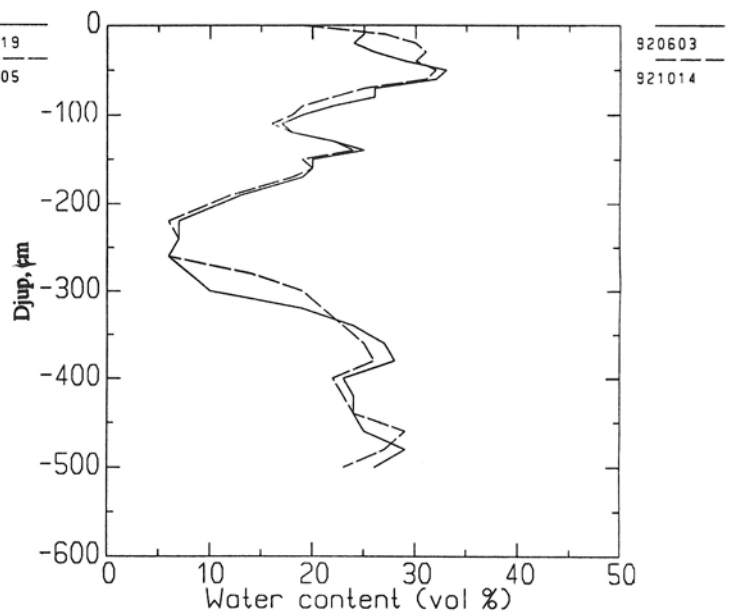
MRK 1 JÄRNA 1992-06-03 / 1992-10-14



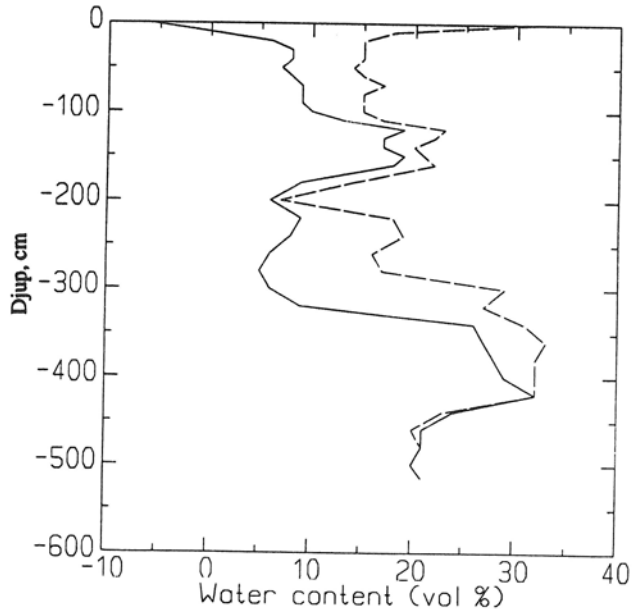
MRK 2 JÄRNA 1991-12-19 / 1992-05-05



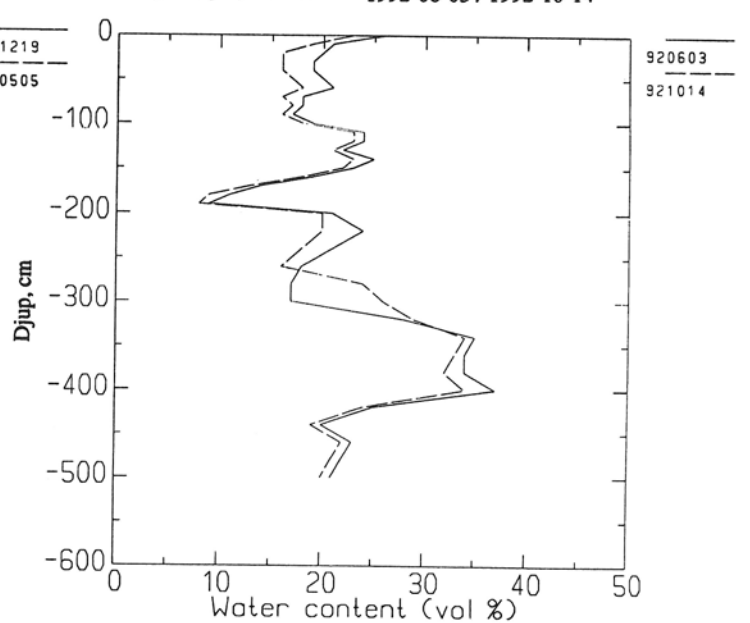
MRK 2 JÄRNA 1992-06-03 / 1992-10-14



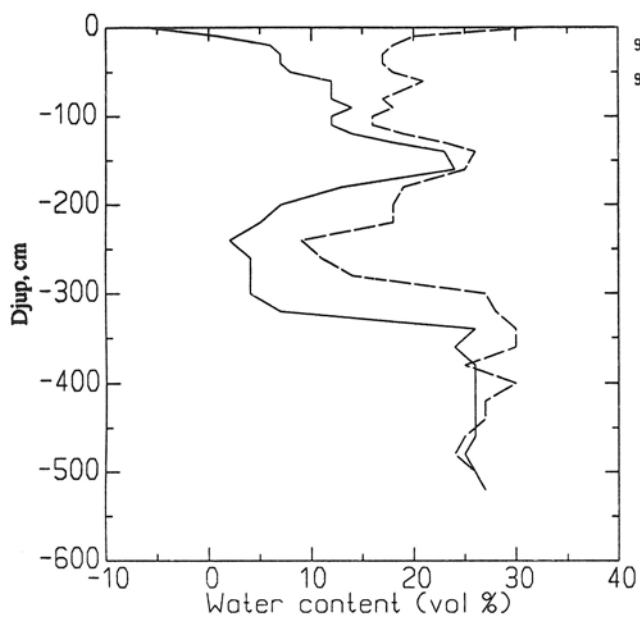
MRK 3 JÄRNA 1991-12-19 / 1992-05-05



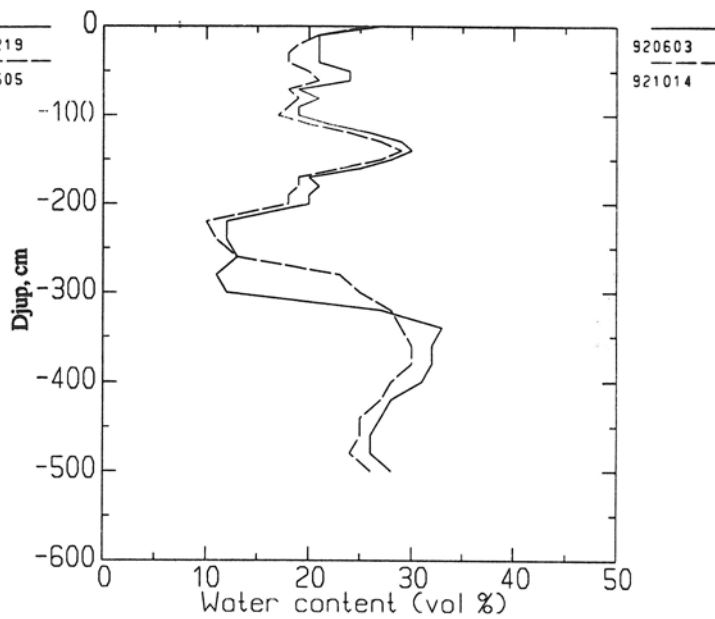
MRK 3 JÄRNA 1992-06-03 / 1992-10-14



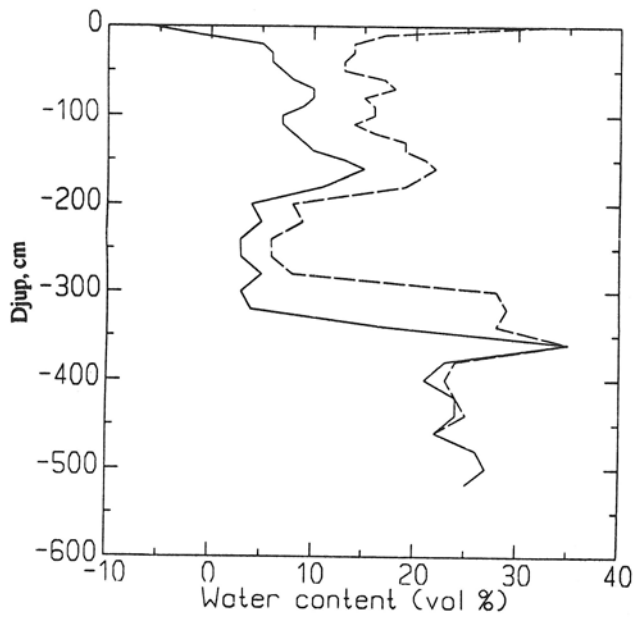
MRK 4 JÄRNA 1991-12-19 / 1992-05-05



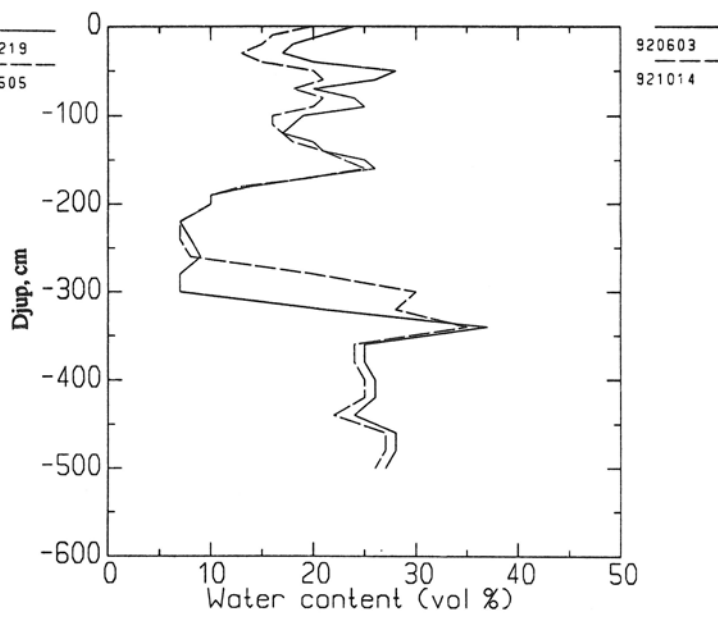
MRK 4 JÄRNA 1992-06-03 / 1992-10-14



MRK 5 JÄRNA 1991-12-19 / 1992-05-05



MRK 5 JÄRNA 1992-06-03 / 1992-10-14



Vattnets kvalitetsutveckling, med avseende på TOC-halt (Toatal Organic Carbon), från infiltrationsvattnet och ner i filtersanden.  
 Provpunkt och provdjup angivet som 1:10 för provpunkt 1, 10 cm djup. Myrstugan, Järna 1992.

datum: provpunkt	25 mars		6 maj		2 juni		29 juni		28 juli		25 aug		14 okt	
	TOC mg/l	minskn jfr infvtn	TOC mg/l	minskn jfr infvtn	TOC mg/l	minskn jfr infvtn	TOC mg/l	minskn jfr infvtn	TOC mg/l	minskn jfr infvtn	TOC mg/l	minskn jfr infvtn	TOC mg/l	minskn jfr infvtn
infiltration	8,0		8,9		9,2		8,5		7,7		9,4		3,8	
1:10	---	---	7,1	20%	7,3	21%	6,4	25%	4,5	41%	5,8	38%	5,3	-42%
1:20	7,2	11%	7,2	19%	6,3	32%	6,0	29%	6,3	18%	5,0	47%	4,4	-16%
1:50	7,1	11%	7,2	18%	7,2	22%	5,8	32%	4,3	44%	5,1	46%	6,3	-67%
1:115	6,2	22%	6,6	25%	6,6	28%	5,0	41%	5,0	36%	4,3	55%	4,6	-22%
2:15	---		8,1	8%	8,5	8%	6,2	28%	5,4	30%	4,3	55%	5,0	-34%
2:30	---		7,1	20%	7,1	23%	5,6	34%	4,9	37%	5,4	43%	3,9	-4%
2:50	---		7,1	20%	6,8	26%	5,9	31%	4,8	39%	4,3	54%	3,6	4%
2:85	---		6,7	24%	6,4	30%	5,7	33%	4,3	44%	4,5	52%	3,8	-1%
3:15			9,30	-5%	---	---	7,85	8%	7,15	8%	5,06	46%	6,07	-62%
3:50			7,19	19%	---	---	6,55	23%	---	---	---	---	---	---
4:10			---	---	8,00	13%	6,61	22%	5,10	34%	4,95	47%	4,17	-11%
4:20	7,92	1%	8,47	5%	8,16	11%	---	---	---	---	---	---	---	---
4:50	7,18	10%	6,53	26%	6,37	31%	5,11	40%	4,56	41%	3,89	59%	3,65	3%
4:115	6,85	15%	6,87	23%	---	---	---	---	4,91	37%	4,79	49%	3,26	13%
Brunn 6	4,6		3,8		3,9		3,4		2,9		4,5		1,7	

Kommentar: Minskning % = ( 1 - TOC-halt i aktuellt prov / TOC-halt i infiltrationsvattnet ) · 100.

Vattenkvalitetsutvecklingen m a p organiskt material, TOC, från infiltrationsvattnet och ner till 20 cm djup i filtersanden.  
Myrstugan, Järna 1992.

datum:	25 mars TOC mg/l	minskn jfr infvtn	6 maj *) TOC mg/l	minskn jfr infvtn	2 juni TOC mg/l	minskn jfr infvtn	29 juni **) TOC mg/l	minskn jfr infvtn	28 juli TOC mg/l	minskn jfr infvtn	25 aug TOC mg/l	minskn jfr infvtn	14 okt TOC mg/l	minskn jfr infvtn
infiltrations- vatten	8,0		8,9		9,2		8,5		7,7		9,4		3,8	
medelvärde på 20 cm nivå	7,4	8%	6,6	26%	7,5	18%	6,0	29%	6,4	17%	5,7	39%	4,4	-16%
standard- avvikelse	0,1		0,6		0,7		0,8		1,9		1,4		0,9	
antal prover	17		19		18		18		14		17		12	

Kommentar: Minskning % = ( 1 - TOC-halt i aktuellt prov / TOC-halt i infiltrationsvattnet ) · 100.

\*) infiltrationsvattnet provtogs 6 maj, 20 cm-lysimetrarna den 4 maj.

\*\*) infiltrationsvattnet provtogs 29 juni, 20 cm-lysimetrarna den 28 juni

Halten organiskt material i filtersanden, mätt som glödförlust vid 550°C; Fe-tot och Mn-tot är totalhalt i filtersanden, bestämd genom extraktion med natriumdithionit; Fe-org och Mn-org är organiskt bunden fraktion, bestämd genom extraktion med natriumpyrofosfat. Variationsbredden är angiven för vissa resultat. Myrstugan, Järna.

provdjup,cm (n=antal prover)	dec 1991				april 1993					
	org mtrl, vikts-%	Fe-tot mg/100 g filtersand	Fe-org mg/100 g filtersand	Mn-tot mg/100 g filtersand	Mn-org mg/100 g filtersand	org mtrl, vikts-%	Fe-tot mg/100 g filtersand	Fe-org mg/100 g filtersand	Mn-tot mg/100 g filtersand	Mn-org mg/100 g filtersand
0-5 (n)	0,8 ± 0,1 (7)	134 ± 18 (30)	15 ± 5 (30)	3,4 ± 1,0 (30)	1,5 ± 0,5 (30)	1,8 ± 0,3 (41 <sup>b</sup> )	250 ± 70 (30/56*)	77 ± 26 (30/56*)	35 ± 11 (30/56*)	11 ± 4 (30/56*)
5-15 (n)	0,7 ± 0,2 (33)	108 ± 19 (5/33**)	13 ± 2,5 (5/33**)	1,8 ± 0,4 (5/33**)	1,1 ± 0,2 (5/33**)	1,0 ± 0,2 (33 <sup>b</sup> )	142 ± 19 (5/33**)	29 ± 9 (5/33**)	4,4 ± 1,1 (5/33**)	2,1 ± 1,0 (5/33**)
15-25 (n)	0,7 ± 0,2 (33)	123 ± 10 (5/33**)	10 ± 2 (5/33**)	1,8 ± 0,3 (5/33**)	0,7 ± 0,2 (5/33**)	0,9 ± 0,2 (33 <sup>b</sup> )	121 ± 21 (5/33**)	21 ± 4 (5/33**)	1,8 ± 0,4 (5/33**)	0,9 ± 0,3 (5/33**)
25-35 (n)	0,7 ± 0,1 (33)	121 (5/33**)	10 (5/33**)	1,6 (5/33**)	0,7 (5/33**)	0,9 ± 0,1 (32 <sup>b</sup> )	113 (5/33**)	15 (5/33**)	1,7 (5/33**)	0,8 (5/33**)
35-45 (n)	0,6 ± 0,2 (32)	109 (5/33**)	9 (5/33**)	1,4 (5/33**)	0,7 (5/33**)	0,8 ± 0,2 (33 <sup>b</sup> )	120 (5/33**)	13 (5/33**)	2,3 (5/33**)	0,8 (5/33**)
45-55 (n)	0,7 ± 0,2 (33)	104 (5/33**)	8 (5/33**)	1,3 (5/33**)	0,6 (5/33**)	0,7 ± 0,1 (2)	126 (5/33**)	14 (5/33**)	2,6 (5/33**)	1,2 (5/33**)
45-65 (n)	--	--	--	--	--	0,75 ± 0,15 (30 <sup>b</sup> )	--	--	--	--
55-70 (n)	0,6 ± 0,2 (33)	--	--	--	--	1,4 ± 0,9 (3)	--	--	--	--
65-85 (n)	--	--	--	--	--	1,0 ± 0,2 (30 <sup>b</sup> )	--	--	--	--
85-90 (n)	--	--	--	--	--	0,95 (15 <sup>b</sup> )	--	--	--	--
70 (n)	--	--	--	--	--	3,1 (1)	2009 (1)	594 (1)	79 (1)	12 (1)

a) Består av två samlingsprover med vardera 15 prover samt 11 enskilda prover.

b) Består av två samlingsprover med vardera 15 prover samt 3 enskilda prover.

c) Består av två samlingsprover med vardera 15 prover samt 2 enskilda prover.

d) Består av två samlingsprover med vardera 15 prover.

e) Består av ett samlingsprov med 15 prover.

\*\*\*) Representerar 28 enskilda prover plus två samlingsprover från vardera 28 punkter.

\*\*\*\*) Representerar 3 enskilda prover plus två samlingsprover från vardera 15 punkter.



## Järna 1992

## Vattenkvalitetsutvecklingen med tiden, avseende TOC, COD-Mn, färg och temperatur

datum:	25 mars				6 maj				2 juni				29 juni			
	provpunkt	TOC mg/l	COD-Mn mg O <sub>2</sub> /l	färg-tal	temp °C	TOC mg/l	COD-Mn mg O <sub>2</sub> /l	färg-tal	temp °C	TOC mg/l	COD-Mn mg O <sub>2</sub> /l	färg-tal	temp °C	TOC mg/l	COD-Mn mg O <sub>2</sub> /l	färg-tal
infiltration	8,0	8,0	60	3,0	8,9	10,0	50	12,1	9,2	7,4	35	19,2	8,5	8,5	35	18,1
9101	4,9	4,3	15	3,3	5,0	5,0	30	7,1	5,0	4,3	15	20,4	4,8	5,0	60	20,1
9102	5,3	4,7	20	4,2	4,7	6,3	25	9,8	4,4	8,5	35	19,9	3,0	3,6	35	20,3
Brunn 6	4,6	4,0	15	4,5	3,8	4,0	15	5,9	3,9	5,0	15	11,9	3,4	3,7	20	14,9

datum:	28 juli				25 aug				14 okt			
	provpunkt	TOC mg/l	COD-Mn mg O <sub>2</sub> /l	färg-tal	temp °C	TOC mg/l	COD-Mn mg O <sub>2</sub> /l	färg-tal	temp °C	TOC mg/l	COD-Mn mg O <sub>2</sub> /l	färg-tal
infiltration	7,7	8,2	35	18,2	9,4	7,8	30	15,8	3,8	6,7	20	5,2
9101	4,3	4,6	30	19,1	6,2	3,9	20	16,4	---	---	---	---
9102	2,4	2,6	30	19,9	4,8	2,4	35	16,7	4,0	5,1	20	---
Brunn 6	2,9	3,6	15	15,9	4,5	3,2	15	14,9	1,7	2,8	10	---



## Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien – 1994-06-25

- 1992-01 Hydraulisk analys av vattenledningsnät, *Lennart Andersson*
- 1992-02 Samverkan mellan avloppsnet och reningsverk, *Claes Hernebring*
- 1992-03 Lukt- och smakstörningar i dricksvatten, *Kjell Kihlberg, Roger Sävenhed*
- 1992-04 Artificial Groundwater Recharge – State of the Art, *Cristina Frycklund*
- 1992-05 Analysmetod för kloridoxid, klorit och klorat, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1992-06 Undersökning av förfilter för järn- och manganreduktion vid dricksvattenrening, *Tibor Nemeth, Åke Elgemark*
- 1992-07 Inventering av datorbaserade system för övervakning och styrning inom kommunal teknik, *Bengt Zagerholm*
- 1992-08 Bräddning – Problemets omfattning i svenska tätorter, *Mats Andreason, Johan Larsson*
- 1992-09 Lokal dagvattenhantering — Erfarenheter från några anläggningar i drift, *Eva Jansson, Bo Lind, Björn Malbert*
- 1992-10 PRISEK Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi – Ekonomisk modell och systematisk effektredovisning för värdering och prioritering av va-åtgärder, *Bertil Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1992-11 Konditionsstabilitet hos avloppsledningar av betong, *Viveka Lidström*
- 1992-12 Skadefall på nylagda betongledningar, *Ann-Christin Sundahl*
- 1992-13 Konstgjord grundvattenbildning, *Bertil Sundlöf, Lars Kronqvist*
- 1992-14 Trädrötter och ledningar, *Örjan Ståhl*
- 1992-15 Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat, *HB Wittgren, Kenth Hasselgren*
- 1992-16 Vattenboken – En bok för mellanstadiet om vårt svenska vatten, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-17 Vattenboken – Lärarboken, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-18 Utvärdering av VA-FORSK, *Björn Svedinger*
- 1992-19 Härdgöring av dricksvatten med krita-kolsyra – ett alternativ till kalk-kolsyra, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1993-01 Alternativ va-teknik – Exempelsamling, *Per-Arne Malmqvist, Agneta Samuelsson*
- 1993-02 Luft- och sedimentansamlingar i tryckledningar – Inledande studie, *Lennart Jönsson*
- 1993-03 Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt litteraturstudie, *Heléne Annadotter*
- 1993-04 Simulering av hydrologin inom urbana områden. Metodikmanual – MouseNAM, *Lars-Göran Gustafsson*
- 1993-05 Användning av kloridoxid — Reaktorstudier och halter i distributionssystemet vid nio vattenverk, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1993-06 Slamspridning på åkermark, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
- 1993-07 Analys av tillförselgrad till avloppsverk — svårigheter och möjligheter. Tillämpning på tillrinningen till Tivoliverket i Sundsvall, *Claes Hernebring*
- 1993-08 Indirekt nederbördspåverkan i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Björn Marklund, Rune Olsson, Bengt-Lennart Peterson, Tore Wästlin*
- 1993-09 Franska va-driftentreprenader, *Lise-Lotte Nilsson*
- 1993-10 Generell kravspecifikation för styr- och övervakningssystem, *Bengt Zagerholm*
- 1993-11 Va på entreprenad, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1993-12 Renovering av avloppsledningar. Riktlinjer för dokumentering och kvalitetskontroll, *Björn Borstad, Inge Faldager, Thomas Johansson*
- 1993-13 Simulering av vattenledningsnät med Piccolo — en utvärdering, *Krister Törneke*
- 1993-14 Drömmen om att allt ska förbli som det var — några reflexioner om konkurrens och strategier för förändring inom va-branschen, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1993-15 Kostnader för drift av avloppsreningsverk, *Peter Balmér, Bengt Mattsson*
- 1993-16 Röt-kammars förmåga att bryta ned organiska föreningar i slam, *Hans Ring*
- 1994-01 Va-ledningars kondition, *Peter Stahre, Ann-Christin Sundahl, Viveka Lidström*
- 1994-02 Tillämpning av kvicksilverfri COD-analys inom va-tekniken, *Evy Axén, Gregory M Morrison*
- 1994-03 Drifterfarenheter med biologisk kvävereduktion, *Magnus Emanuelsson*
- 1994-04 Bestämning av nitrat i kommunalt avloppsvatten — en metod lämpad för automatiserad övervakning och kontroll, *Christer Björklund, Bo Karlberg, Maikael Karlsson*
- 1994-05 Vattenförbrukningens dygnsvariation, *Lars Nikell*
- 1994-06 Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling, *Thomas Larm*
- 1994-07 Svavelväteproblem i avloppsledningar — praktiska drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar, *Anders Ledskog, Sven-Gunnar Larsson, Bo-Göran Lindqvist*
- 1994-08 Konstgjord grundvattenbildning — Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration, *Cristina Frycklund, Gunnar Jacks, Per-Olof Johansson, Kerstin Lekander*

## Övrig Publicering

Video Vatten och Avlopp för låg- och mellanstadiet

Påverkan på vattenkvaliteten i Stångån för utsläpp inom Linköpings tätort, Stadsb 2, 1991

Plats för regn. VA-FORSK och MOVIUM, 1990

Klororganiska föreningar från disk- och blekmedel. Naturvårdsverket Rapport 4009, 1992

Kartläggning av förekomsten av legionella i svenska vattensystem, Byggforskningsrådet R9:1993

Förbättrad behandlingsteknik för tvättvatten från bilvårdsanläggningar, IVL B 1093

Grundvatten — teori och tillämpning, Svensk Byggtjänst, 1993

Teknisk service i Europa, Svenska Kommunförbundet, 1993

