

Bista

Natriumnaftinonat testades vid försöket i Jägarbacken men en betydande fastläggning gjorde att spårämnet endast kunde detekteras upp till ett avstånd av ca 60 m från infiltrationsbassängen. I Bista tillsattes därför natriumnaftionatet direkt till grundvattenmagasinet genom injicering i ett grundvattenrör. Doseringen skedde som en snabb puls och inte under 48 timmar som i Jägarbacken. Mängden spårämne var dock ungefär densamma.

3.2.5 Försöksuppläggning

För försöket i Jägarbacken löstes 3 000 kg NaCl upp i 12 m³ vatten, samtidigt som 6 kg natriumnaftinonat löstes i 120 l vatten. Lösningarna tillsattes var för sig men samtidigt under ca två dygn (960611-960612). För försöket i Bista löstes 2 000 kg NaCl upp i 12 m³ vatten, medan 5,85 kg natriumnaftinonat löstes i 120 l vatten. NaCl-lösningen tillsattes under ca två dygn (961007-961008). Natriumnaftinonat-lösningen tillsattes momentant.

För att kunna lösa upp stora mängder salt måste tillräckligt stora kärl finnas tillgängliga. I de här genomförda försöken har containrar (15 m³) använts. I doseringskärlen måste omrörning (alternativt rundpumpning) ske kontinuerligt för att få en homogen spårämneskoncentration. Upplösningen startades flera dygn innan försökets start för att allt salt skulle ha lösts upp. Det är viktigt att kontrollera att saltets löslighet inte överskrids. För NaCl är lösligheten t ex ca 350 g/l. Mängden doserad spårämneslösning kontrollerades flera gånger per dygn genom att doseringspumparnas flöde avlästes. En större mängd spårämneslösning än vad som åtgår om försöket genomförs planerligt blandades till för att lämna utrymme för mindre fel i doseringen och eftersom det är svårt att tömma kärlen helt.

Erfarenheten visar att det är svårt att hålla ett jämnt flöde under doseringsperioden. Vid försöket i Jägarbacken tillsattes lösningen för fort och lösningen tog därför slut efter ca 39 timmar istället för efter 48 timmar som var avsett.

Kloridlösningen blandades in i det vatten som leddes till infiltrationsbassängen. Vattenflödet ut på bassängen och spårämneskoncentrationen i bassängen kontrollerades enligt provtagningsprogram.

Försökens uppläggning vid de olika vattentäkterna redovisas ovan i *tabell 2*. För varje försök etablerades ett provtagningsprogram. Eftersom det var viktigt att fastställa om några mycket snabba flöden ("kortslutningar") kunde förekomma var provtagningsfrekvensen hög under de första dygna. Proven analyserades i omgångar, den första analysen gjordes efter cirka en vecka, för att anpassa provtagningen. Provpunkter uteslöts från vidare provtagning när "toppen" avklingat. I *tabell 3* redovisas provtagningen vid Jägarbacken som den kom att utföras. En mer differentierad provtagning där vissa provpunkter uteslöts vid vissa provtagningstillfällen planerades initiiellt, men frångicks för att få ett mer enhetligt material. Detta underlättade för provtagarna och vid den kommande bearbetningen.

Tabell 3. Provtagningsprogram Jägarbacken.

Jägarbacken	Dygn 1-2	Dygn 3-5	Dygn 6-12	Dygn 13-24	Dygn 27-45	Dygn 49-77
Infiltrationsdamm	3 ggr/dygn	2 ggr/dygn	1 gång/dygn	3 ggr/vecka	2 ggr/vecka	1 gång/vecka
Grundvattenrör	3 ggr/dygn	2 ggr/dygn	1 gång/dygn	3 ggr/vecka	2 ggr/vecka	1 gång/vecka
Uttagsbrunnar	3 ggr/dygn	2 ggr/dygn	1 gång/dygn	3 ggr/vecka	2 ggr/vecka	1 gång/vecka

3.2.6 Provtagning och analyser

Prov har tagits i plastflaskor (polyeten) och förvarats svalt och mörkt vid vattenverket innan de skickats till laboratoriet på KTH, Stockholm där analyserna utförts. Proven kylförvarades vid laboratoriet i väntan på analys. Försök visade att kylförvaringen (upp till 18 dagar) inte påverkade resultaten vad avsåg natriumnaftionat nämnvärt.

Natriumnaftionat

Natriumnaftionat är ett fluorescerande spårämne. Detta innebär att om en vattenlösning av ämnet utsätts för ljus kommer ljus av en annan våglängd återsändas. För natriumnaftionat rekommenderas att provet belyses med ultraviolett ljus med våglängden 325 nm (excitationsvåglängd) och att fluorescensen mäts vid 420 nm (emissionsvåglängd). Vid måttliga koncentrationer (< 1 mg/l) är fluorescensen direkt proportionell mot koncentrationen (Wernli, 1986). Fluorescensen har analyserats med en Turner 430 spectrofluorometer. Ingen förbehandling har utförts på proven. Naturliga vatten har p g a innehåll av lösta organiska ämnen en viss egenfluorescens. I *tabell 4* visas bakgrundsfluorescensen för provtagningspunkterna i Örebro uttryckt som om den vore betingad av natriumnaftionat. Som nollreferens har avjoniserat vatten använts.

Tabell 4. Bakgrundsfluorescens uttryckt som om det vore natriumnaftionat ($\mu\text{g/l}$).

Spårämnesförsök Jägarbacken

Provpunkt	Antal prov	Medel	Stdav
J1	7	11.0	0.7
J2	9	9.6	0.4
J3	9	8.9	0.6
J5	16	5.4	0.4
J7	16	6.6	0.5
J9	15	8.5	0.5
B4	12	3.7	0.2
B5	13	5.0	0.2
9601	12	8.5	1.2
9602	15	10.2	1.7
9603	8	10.6	1.3
9604	14	8.2	1.7
9605	15	9.8	1.4
9606	13	8.0	1.3
9607	14	4.5	1.4
9608	6	12.0	3.3
Inf ofälld	1	25.6	-
Inf fälld	8	12.3	0.6

Spårämnesförsök Bista

Provpunkt	Antal prov	Medel	Stdav
B3	11	4.6	0.5
9612	7	5.6	0.7
9613	10	4.5	0.2

Standardprov har beretts av natriumnaftionat i avjoniserat vatten. Det är viktigt att standardprov och prov har samma temperatur vid analys, därför har proven tillåtits anta rumstemperatur inför analys. Mindre grumlighet bör inte påverka analysen enligt manualen (*Manual, 1973*) men vid analysen uppmärksammades att vid påtagligt grumliga prov föreföll en del av fluorescensen skymmas. På försök filtrerades några av noll-proven (filter 0.45 respektive 0.20 μm) dels naturliga och dels efter tillsats av en mindre mängd natriumnaphthionat. I proven utan tillsats sjönk i regel fluorescensen. Detta tolkades bero på att partiklar som antingen fluorescerade själva eller hade fluorescerande ämnen bundna filtrerades bort. I några av proven där natriumnaftionat tillsatts steg istället fluorescensen vilket kan bero på att partiklar som skymt fluorescensen filtrerades bort. Resultaten var inte entydiga men eventuellt borde naturvattenprov filtreras (0.20 μm) innan analys för att få stabilare resultat men detta genomfördes inte. Det bedömdes att det borde vara fullt möjligt att hitta topparna även utan filtrering.

Om filtrering utförs är det viktigt att hålla mycket god hygien eftersom kontakt med fingrar på filter eller i vattnet ger påtagligt förhöjd fluorescens.

I *tabell 4* anges medelvärden för prov tagna innan spårämnestoppen nådde provpunkten, jämför avsnitt 3.2.7. Noteras kan den höga fluorescensen i infiltrationsvattnet under den tid den kemiska fällningen var avstängd. När fällningen är igång halveras fluorescensen. Samtliga vattenprov i brunnar och grundvattenrör har lägre fluorescens än infiltrationsvattnet. Att avskiljningen av organiska ämnen fortsätter även under transporten genom akviferen antyds av det faktum att de observationspunkter som ligger nära bassängen har relativt hög fluorescens jämfört med observationspunkter längre bort (jämför avsnitt 3.2.7).

Elektrisk ledningsförmåga- konduktivitet

Vattnets förmåga att leda elektrisk ström beror på innehållet av joner. Beroende på jonens storlek och laddning är jonens förmåga att leda elektrisk ström olika stor, *se tabell 5*.

Tabell 5. Olika joners ungefärliga specifika ledningsförmåga.

Jon	(mS/m)/(mekv/l)	(µS/cm)/(mekv/l)	(mS/m)/(mg/l)
H ₃ O ⁺	32	320	
K ⁺	6.6	66	0.17
Na ⁺	4.5	45	0.20
Ca ²⁺	5.2	52	0.26
Mg ²⁺	4.7	47	0.39
OH ⁻	10	100	
HCO ₃ ⁻	4.0	40	0.066
SO ₄ ⁻	7.4	74	0.15
Cl ⁻	6.8	68	0.19

Mätning av ledningsförmågan har utförts så noggrant som möjligt. Instrumentets avläsningsnoggrannhet är fyrsiffrig upp till 200 µS/cm och däröver tresiffrig. Ledningsförmågan ökar med temperaturen. Därför har provvattnets temperatur (0.1 C° avläsningsnoggrannhet) mätts vid analysen. Ledningsförmågan har sedan kunnat räknas om till att gälla vid 22 °C. Denna temperatur valdes eftersom den ungefär motsvarade rumstemperaturen och därmed också provens temperatur. Resultaten redovisas i enheten µS/cm, 1µS/cm motsvarar 0.1 mS/m. I *tabell 6* anges medelvärden för lednings-

förmågan innan spårämnet nådde provpunkten. I några fall har de första proven, dvs prov tagna innan spårämnestillsatsen uteslutits eftersom de har avvikit från övriga. Avvikelsen skulle kunna bero på att provet tagits under en annan pumpningssituation än den som rådde under försöket men viktigare var förmodligen att vattenkvaliteten inte hunnit stabiliseras i de tämligen nysatta rören. I övrigt har ett (1) uppenbart avvikande värde uteslutits från medelvärdesberäkningarna. I infiltrationsbassängerna har värden som var påverkade av salttillsatsen uteslutits. Vidare har övriga värden från bassängerna delats upp i två perioder eftersom ledningsförmågan vid båda försöken (av okända anledningar) började fluktuera i senare delen av provtagningsperioden.

Tabell 6. Bakgrundsvärden elektrisk ledningsförmåga ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Spårämnesförsök Jägarbacken

Provpunkt	Antal prov	Medel	Stdav
J1	7	128.7	1.3
J2	8	135.3	0.7
J3	8	132.0	0.6
J5	34	158.5	3.9
J7	32	366	2.6
J9	19	183.7	0.9
B4	29	163.6	0.8
B5	31	200	1.2
9601	12	130.6	4.0
9602	14	116.4	5.4
9603	8	125.2	1.8
9604	20	117.5	1.0
9605	19	110.1	0.9
9606	12	120.3	2.7
9607	18	149.5	1.7
9608	5	121.5	1.9
Inf t o m 23 juni	15	136.2	6.5
Inf efter 26 juni	13	151.0	20.5

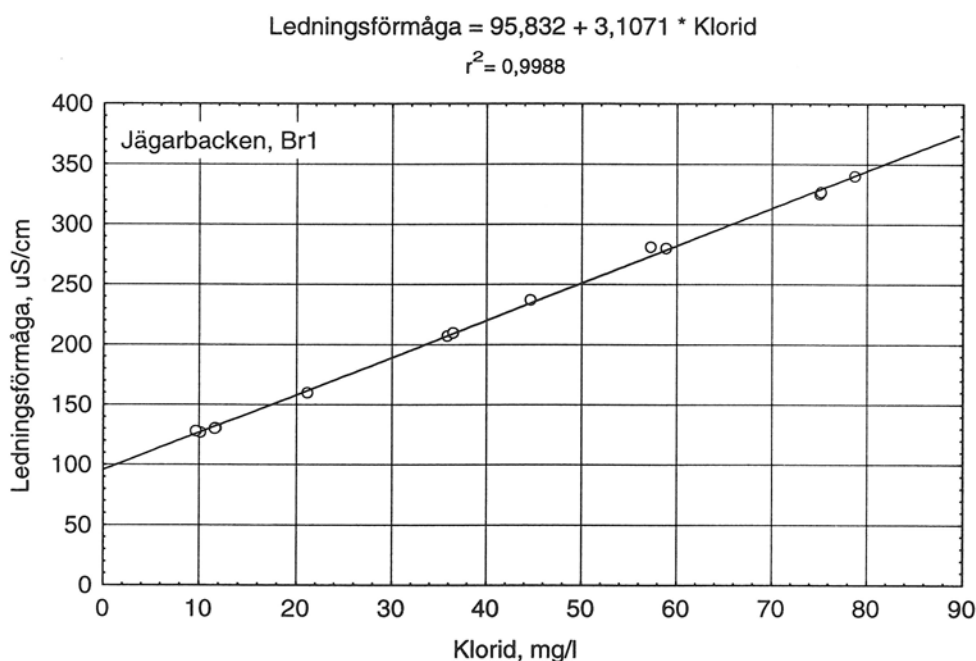
Spårämnesförsök Bista

Provpunkt	Antal prov	Medel	Stdav
B2	25	222	1.5
B3	9	145.3	0.6
B4	24	174.7	0.4
9612	6	137.7	0.3
9613	7	166.5	1.6
230	16	288	4.6
Inf t o m 18 okt	9	136.9	2.3
Inf efter 21 okt	6	157.2	8.7

Klorid, övriga anjoner och katjoner

Ett antal (ca 100) prov från försöket i Jägarbacken valdes ut för analys av klorid. Klorid analyserades med jonkromatograf, vid denna analys framkom även sulfat och nitrat-halten. För att undersöka om betydande jonbyteseffekter förekom analyserades även katjoner (natrium, kalium, magnesium och kalcium) för några tidsserier (ICP). Proven analyserades utan provbehandling förutom filtrering.

Ledningsförmågan är väl korrelerad (r^2 -värden 0.95-1.00) med kloridhalten för de provpunkter som uppvisar tydlig spårämnestopp (J1, J2, J3, 9601, 9602, 9603, 9608). För varje provpunkt kan förhållandet beräknas med hjälp av linjär regression (*figur 8*).



Figur 8. Ledningsförmågens beroende av kloridhalten. Exempel från brunn J1, Jägarbacken.

Generellt kan förhållandet uttryckas:

$$\text{Ledningsförmågan } (\mu\text{S/cm}) = A + B \times \text{Klorid (mg/l)}$$

A kan förväntas vara olika för de olika provpunkterna främst beroende på tillskott av joner genom vittring (jämför *tabell 6*). För B kan medelvärdet 3.24 beräknas ($n=7$; $\sigma_n=0.27$). Linjens lutning och punkternas läge beror inte enbart på kloridhalten utan även på den katjon som åtföljer den ökade kloridkoncentrationen, dvs i huvudsak natrium men även kalcium och magnesium. Højning av ledningsförmågan med en enhet ($\mu\text{S/cm}$) motsvarar en kloridökning med 0.3 mg/l. Det är alltså lätt att identifiera kloridtoppar

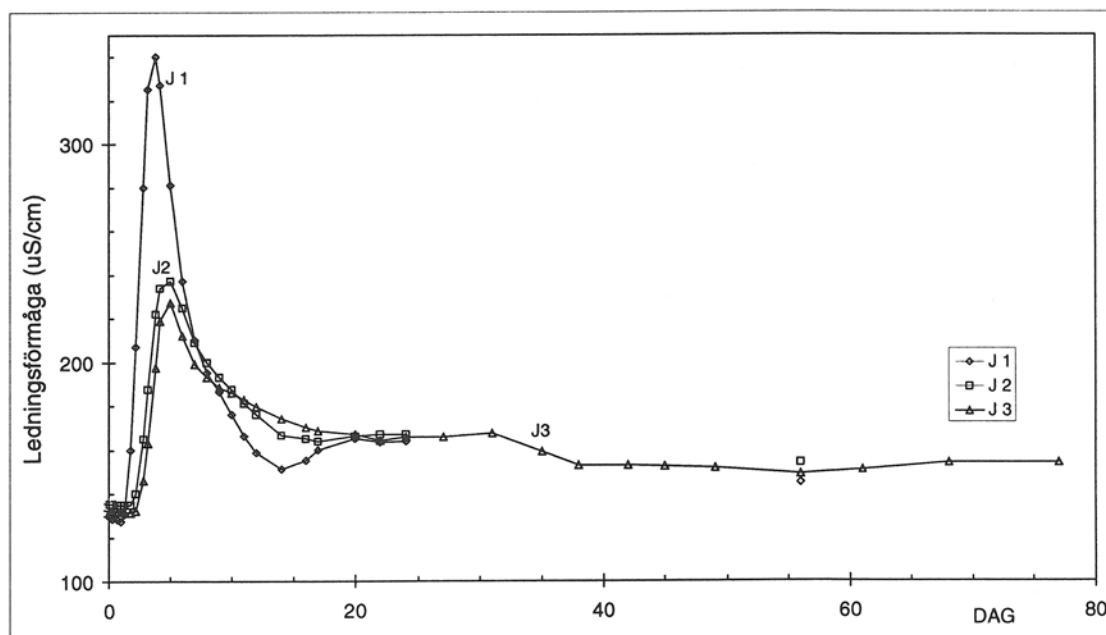
med hjälp av ledningsförmågan. För att kunna använda ledningsförmågan istället för klorid vid kvantitativa beräkningar (t ex andel återvunnet spårämne) är det emellertid nödvändigt att den övriga vattenkemin är stabil.

3.2.7 Resultat

Eftersom klorid kan betraktas som ett konservativt spårämne grundar sig presentationen av resultatet från spårämneshörsöket vad gäller vattnets strömning etc på mätningar av klorid (oftast detekterad genom mätning av vattnets ledningsförmåga).

Utvärdering av kloridtillsatsen, Jägarbacken

Vid försöket i Jägarbacken nådde kloriden snabbt de tre närmaste brunnarna (*figur 9*). Till brunn J3 som ligger längst bort av dessa (220 m) ankom spårämnet efter knappt tre dygn. Till de brunnar som låg något längre bort i samma riktning (270-360 m) var transporttiden betydligt längre (ca 50 dygn) i de fall salttoppen alls kunde detekteras. Endast ca 1/6 av kloriden återfanns under de första 50 dagarna. Det är tydligt att en del vatten inte fångas in av brunnarna. Provtagning i observationsrör visar att grundvattnet även strömmar åt andra håll än där brunnarna placerats.

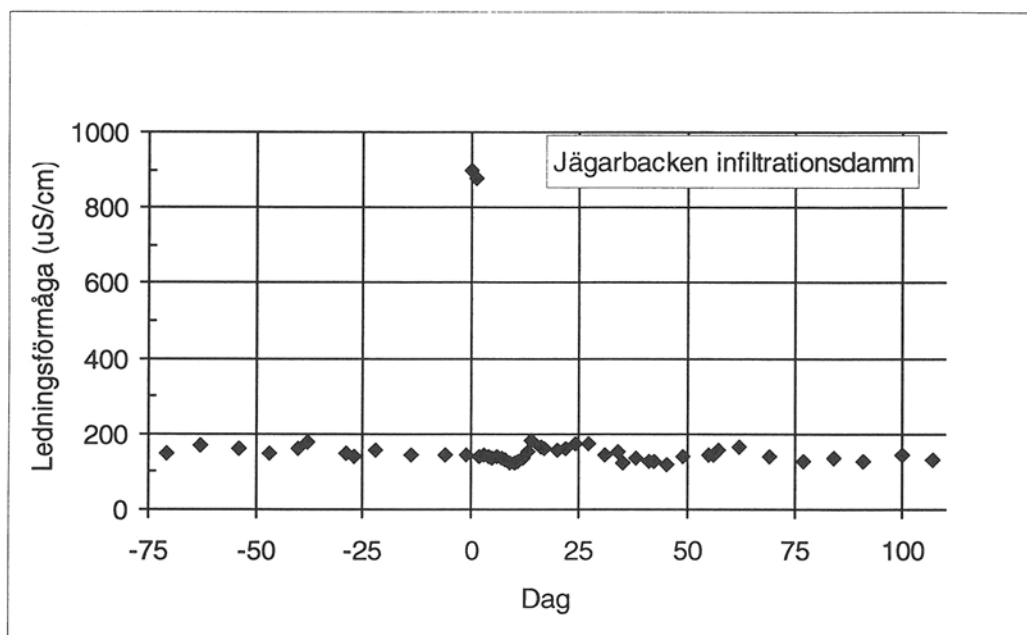


Figur 9. Elektrisk ledningsförmåga i de tre brunnarna närmast infiltrationsdammen (J1-J3).

Ledningsförmågan återgår inte till de värden som uppmättes direkt innan försöket. Den kemiska fällning som utförs på infiltrationsvattnet, jämför ovan, var tillfälligt avstängd före spårämneshörsöket och påbörjades samtidigt som försöket kan beräknas ge 10 mg/l

Cl extra. Tillsammans med en medföljande katjon motsvarar detta ca 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ extra vilket motsvarar skillnaden i ledningsförmåga före och efter försöket vid de provpunkter som svarade snabbt på spårämnestillsatsen. Efter försöket kommer en ny topp i ledningsförmåga i bassängen. Denna slår igenom i flera av provpunkterna.

I figur 10 har tillgängliga mätningar av ledningsförmågan i infiltrationsvattnet sammanställts. Under försöket, fram till 69 dygn efter tillsatsen, utgörs värdena av mätningar från prov tagna direkt i bassängen. Dessa prov har analyserats vid KTH. Innan och efter denna period ligger mätningar av råvatten respektive av vattnet efter fällning till grund för diagrammet. Dessa värden har justerats för att i möjligaste mån motsvara mätningarna utförda vid KTH. Det är tydligt att infiltrationsvattnets ledningsförmåga varierar relativt kraftigt över den långa tidsperiod som är aktuell (flera månader). Detta är naturligt och svårt att komma ifrån, men en fluktuerande basnivå innebär att det blir svårt att avgöra när en spårämnestopp klingat av. En del av denna osäkerhet hade undvikits om kloridanalyser hade utförts på samtliga prover eftersom variationerna i ledningsförmågan i infiltrationsvattnet förmodligen endast till en mindre del betingas av variationer i kloridhalten. Detta var dock inte praktiskt genomförbart.



Figur 10. Ledningsförmåga i infiltrationsvattnet i Jägarbacken. Sammanställning av prov från råvatten, efter fällning respektive från prov tagna direkt i dammen.

I tabell 7 visas spårämnestoppens toppens ankomsttider i de olika provpunkterna. Tillsatsen pågick under relativt kort tid (2 dygn) varför ingen stabil kloridnivå (platå) erhöles i någon av provpunkterna. Det högsta uppmätta värdet är därför lägre än om tillsatsen fått pågå under en längre tidsperiod. Andelen märkt vatten vid toptillfället anges för varje punkt i tabell 7. För att få ett stabil platå måste egentligen tillsatsen fortgå under minst så lång tid som toppens utsträckning, dvs som minst 10 dagar för brunn J1 eller 5 dagar för rör 9608. För att uppnå platå vid övriga provpunkter måste tillsatsen pågå i flera veckor eller månader.

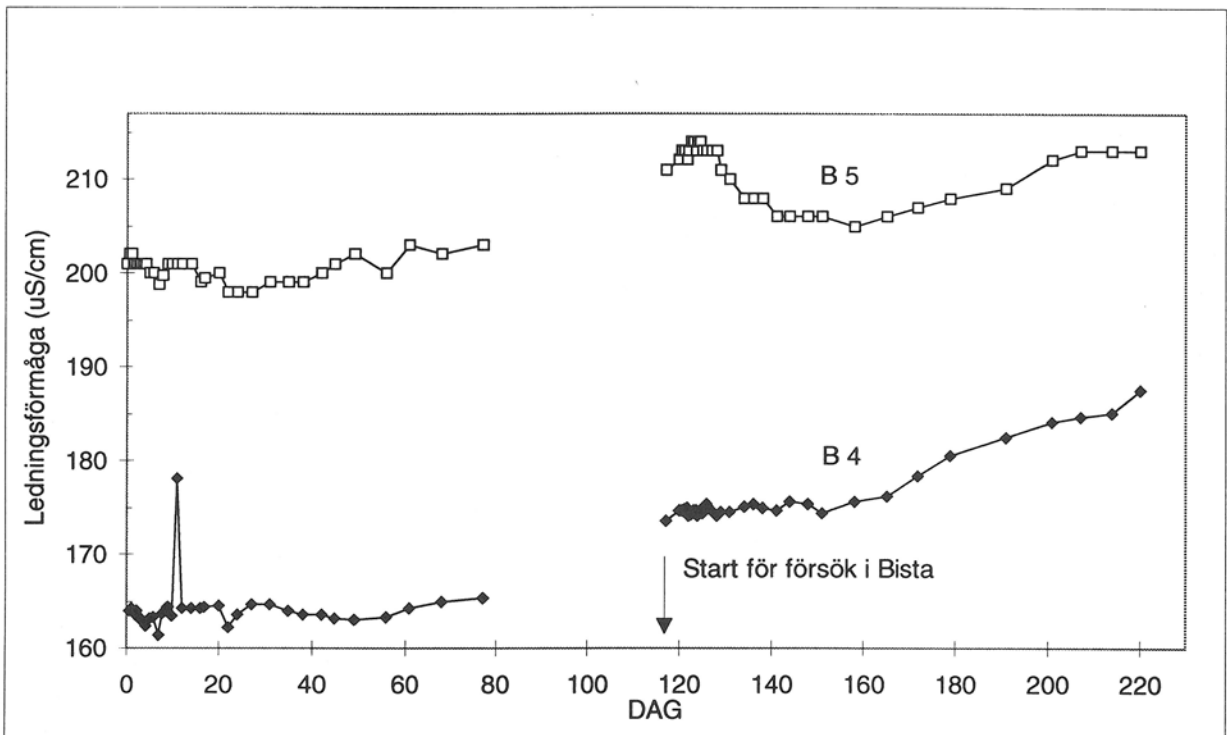
Tabell 7. Jägarbacken, sammanställning brunnar och rör.

Provpunkt	Avstånd	Uttag	Temp	Tid efter start tillsats, dygn			Toppens hastighet	Högsta uppmätta värde	Andel märkt vatten vid topp	Andel av pulsen
	m	l/s	°C	Början	Topp	Slut	m/d	(µS/cm)		
9601	20		12.5	5	7	38	3.3	511	0.42	2.02
9602	45		12.5	6	12		4.1	516	0.50	1.36
9603	70		13.1	2.8	4.2		22	529	0.44	0.96
9604	55		8	14	24		2.4	225	0.14	
9605	80		10.4	12	49		1.7	154.2	0.06	
9606	125		5.1	8	38		3.4	171.3	0.06	
9607	155		5.4	14						
9608	105		14.7	1	2.8	6	58	530	0.43	0.61
J1	160	2	9.8	1.5	3.8	12	57	340	0.24	0.72
J2	190	2	8.4	2	5	17	47	237	0.16	0.54
J3	220	25	7.4	2.5	5	38	55	227	0.11	0.81
J5	270	20	7.3	50	91		3.0	231	0.10	
J7	360	25	7.6							
J9	275	?	5.6	16	68		4.1	213	0.04	
B4	285	lite	6.7	65						
B5	300	lite	8.4	25	125		2.4	214	0.02	(0.72)

Vid spårämnesförsök är det värdefullt att erhålla en stabil plåt eftersom man då med god säkerhet kan beräkna hur mycket vatten som kommer från bassängen och hur mycket som kommer från annat håll. Eftersom detta inte var möjligt har blandningsförhållandena beräknats baserat på ytorna under genombrottskurvorna (se avsnitt 2.6). I tabell 7 anges hur stor del av pulsen som har återfunnits i olika provtagningspunkter. Denna beräkning innehåller en ganska stor osäkerhet p g a problem med varierande ledningsförmåga i infiltrationsvattnet som gör det svårt att avgränsa basnivån respektive var pulsen slutar. För brunn J5 är toppen så utsträckt att värdet (72%) får bedömas som mycket osäkert. För brunnarna J1-J3 är emellertid topparna väl definierade. Det kan observeras att för brunnarna J1 och J2 beräknas ett stort inslag av annat vatten medan brunn J3 har en liten andel. Det kan möjligen vara en följd av att uttaget i de två första brunnarna är litet och att vatten från annat håll kan utgöra en relativt stor andel. I brunn J3 är emellertid uttaget stort och den allra största delen av vattnet torde komma ifrån infiltrationen. För rör 9603 återfinns i stort hela pulsen (96%). Detta observationsrör är beläget intill bassängen i huvudströmningsriktningen och det är rimligt att allt vatten

kommer från infiltrationen. För rör 9601 respektive 9602 som också är belägna nära bassängen men inte i huvudströmningsriktningen har *en större puls än i bassängen* uppmätts. Detta är inte rimligt. En möjlig förklaring är att pumpningen för att tömma rören i samband med den intensiva provtagningen i början av försöket har dragit in spårämnesmärkt vatten ifrån bassängen. Om detta är fallet innebär det att beräknade strömningshastigheter till dessa rör är något för höga.

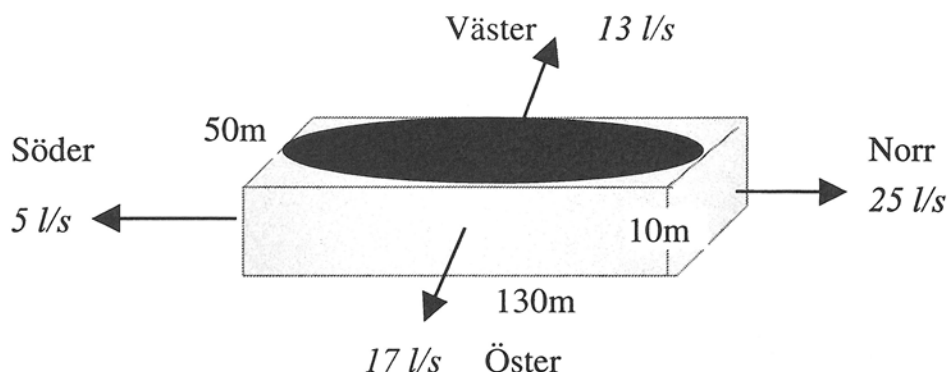
Brunnarna B4 och B5 i Bista tillförs också vatten från infiltrationsbassängen i Jägarbacken (*figur 11*). Eftersom strömningstiden är mycket lång hann provtagningen avslutas innan toppen kom fram. Toppen, tydligast för brunn B5, detekterades istället av en slump när försöket i Bista inleddes.



Figur 11. Elektrisk ledningsförmåga i brunnarna B4 och B5 vid spårämneshörsök i Jägarbacken respektive Bista.

Om man kan antaga att de från spårämneshörsöken i observationsrör och brunnar beräknade hastigheterna är representativa för grundvattnets flödeshastighet ut från bassängen åt respektive håll under rådande infiltrations- och uttagssituation kan en uppskattning göras av flödet från bassängen åt olika håll. Om bassängens geometri förenklas till en rektangel med längden 130 m och bredden 50 m och om man förenklat antar att utflödet från bassängen sker tvärs dessa kanter och över en 10 m mäktig mättad zon med en porositet av 35 % fördelas flödet under försöket till 17 l/s österut (mot rör 9601-9602) 5 l/s söderut (mot brunn B4 och B5) och 13 l/s västerut (mot rör 9605-9606) (*figur 12*). Denna uppskattning ger således att 35 l/s av infiltrerade 60 l/s skulle röra sig åt andra håll än direkt norrut där de största uttagen sker. De 25 l/s som återstår motsvarar relativt väl uttaget i brunnarna J1-J3 (29 l/s under full drift, lägre under försöket). Det är svårt att bedöma hur väl denna uppskattning motsvarar de verkliga förhållandena.

Tveksamma punkter är bl a inhomogeniteter i det geologiska materialet eller att hastigheten till provtagningsrören kan ha påverkats av pumpning vid provtagning.

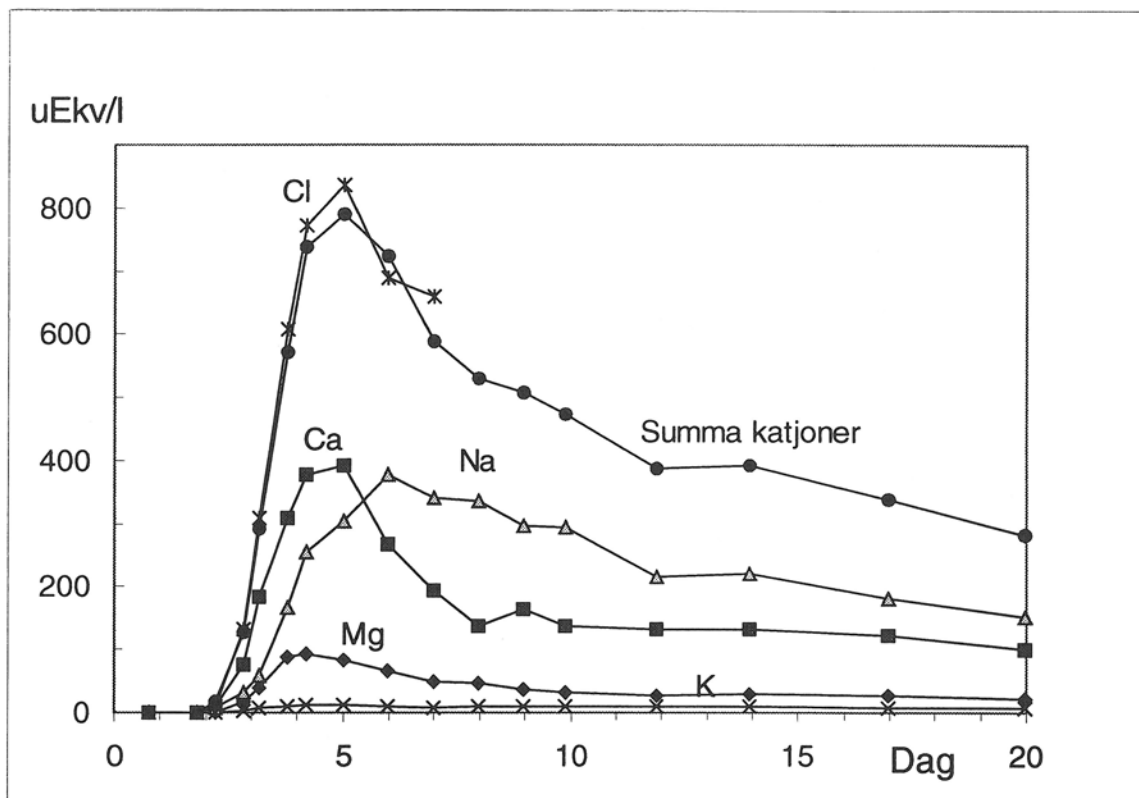


Figur 12. Uppskattning av flödet från infiltrationsbassängen, Jägarbacken.

Resultatet överensstämmer emellertid med den långa tid det tar för spårämnet att nå brunn J5. Om huvuddelen av flödet var riktat direkt norrut, borde toppen kommit fram mycket snabbare (efter ca 15 dygn). Eftersom spårämnet ändå når brunn J5 kan en möjlighet vara att flödet som går ut genom sidorna strömmar runt området med brunnarna J1-J3 innan det når brunn J5 (se figur 4).

Utvärdering av katjonbyte, Jägarbacken

För några tidsserier (brunnarna J1-J3, 9608 respektive prov från infiltrationsbassängen) analyserades även katjonerna (ej pH). Resultatet visade på ett betydande jonbyte. Vid infiltration, perkolation och strömning i grundvattenzonen har det natrium som tillsattes som spårämne (NaCl) delvis bytts mot andra katjoner. Natrium från spårämnesförsöket hade trängt ut främst kalcium och magnesium. De högsta halterna av kalcium och magnesium uppnås innan kloriden når sitt högsta värde. Natrium- och även kaliumtoppen sammanfaller med kloridtoppen (figur 13).



Figur 13. Tillskott av joner vid spårämnesförsök (dvs bakgrundsvärden bortdragna). Brunn J3 Jägarbacken.

I tabell 8 har resultaten av undersökningarna sammanställts. I tabellen framgår att jonbytet är stort. Den relativa fördelningen av de olika huvudkatjonerna varierar något över tiden i infiltrationen vilket framgår av värdena (medelvärden av flera mätningar) i vänstra delen av tabellen. I mittdelen av tabellen anges fördelningen i provtagningspunkterna innan toppens ankomst. Inga systematiska skillnader som skulle kunna bero t ex på avståndet från infiltrationsbassängen är uppenbara. I högra delen av tabellen presenteras fördelning av katjoner i själva toppen (dvs summerat för hela toppen och med bakgrunden är borträknad). Naturligt nog ökar jonbytet betydelse med avståndet. Andelen natrium minskar från 0.667 till 0.518 mellan rör 9608 som är beläget 105 m från bassängen och brunn J3 som ligger drygt dubbelt så långt bort (220 m). Att skillnaderna inte blir större (dvs en dryg fördubbling som avståndet), kan bero på att "avståndet" är vagt definierat, bassängen har en betydande utsträckning i den aktuella riktningen. Viktigare är förmodligen att jonbytet är störst i början när koncentrationen av natrium är hög jämfört med tidigare.

Tabell 8. Relativ fördelning (andelar) av baskatjoner i infiltrationsvatten, grundvatten samt i toppen förorsakad av spårämnesförsöket.

	Infiltration			Relativ fördelning katjoner innan topp (bakgrund)				Relativ fördelning av katjoner i toppen (summerat)			
	960515	960613	960625 960703 960615 960618	9608	J1	J2	J3	9608	J1	J2	J3
Kalcium	.620	.625	.638	.607	.598	.622	.612	.265	.288	.342	.374
Magnesium	.182	.151	.152	.150	.155	.153	.157	.060	.061	.081	.088
Natrium	.165	.194	.180	.205	.213	.193	.199	.667	.634	.562	.518
Kalium	.033	.030	.031	.038	.035	.032	.031	.008	.017	.018	.020

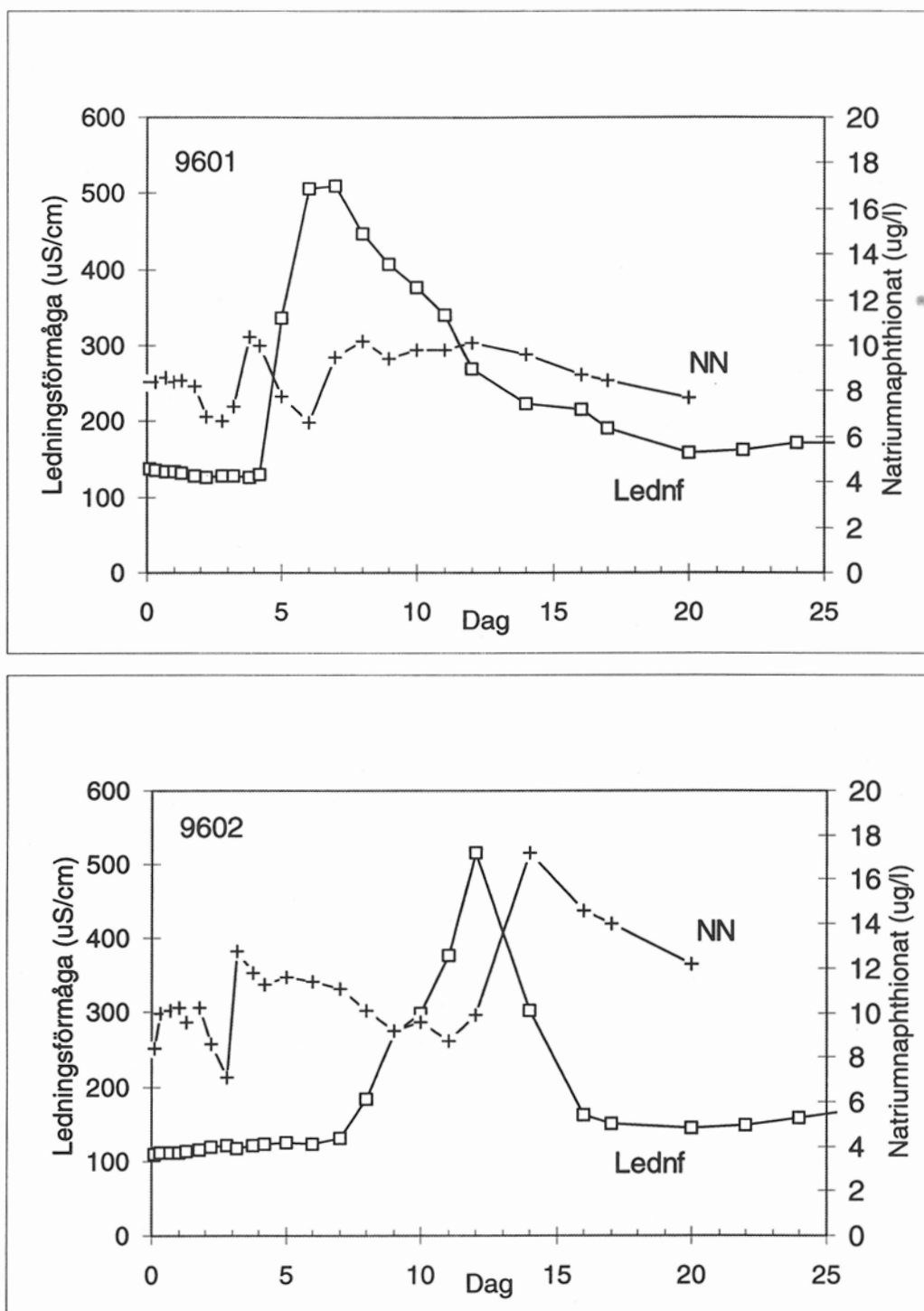
Utvärdering av natriumnaftionat, Jägarbacken

Natriumnaftionatet uppvisade vid försöket i Jägarbacken en betydande fastläggning. Endast i tre provpunkter (9602, 9603 och 9608) kunde tydliga toppar urskiljas. Avståndet från bassängcentrum är 45 m till 9602, 70 m till 9603 och 105 m till 9608. Natriumnaftionattoppen skulle vara möjliga att urskilja även utan kloridtoppen (med åtföljande ledningsförmåga) som stöd. I två av provpunkterna, 9602 respektive 9608, sammanföll natriumnaftionattoppvärdet inte helt med kloridtoppvärdet utan var förskjutet till nästa provtagningstillfälle.

I försöket tillsattes både klorid och natriumnaftionat till infiltrationsvattnet och koncentrationerna i bassängen kan tas till utgångspunkt för beräkningarna. Om man jämför toppvärdet för natriumnaftionatet med toppvärdet för klorid (och därvid bortser från förskjutningen) framkommer efter justering för respektive nollvärden att endast en bråkdel av natriumnaphthionatet kommit fram. Natriumnaftionattoppen är störst i rör 9603 men motsvarar trots detta endast 8.1 % av kloridtoppen. För rör 9608 motsvarar naftionattoppen endast 3.6 % av kloridtoppens toppvärde trots att detta rör var den punkt som svarade snabbast på spårämnestillsatsen. För rör 9602 är motsvarande värde 5.1 %.

Mellan rör 9602 och bassängen ligger rör 9601. Detta rör uppvisar ingen natriumnaftionattopp trots att kloridtoppen var lika stor som för 9602 och dessutom mycket tidigare, jämför *figur 14*. Detta indikerar att fastläggningen sker i lokala miljöer och kan variera mycket mellan olika markpartier, t ex olika djup. Rör 9602 når något djupare än rör 9601. Eftersom rör 9601, som ligger i omedelbar anslutning till infiltrationsbassängen, så snabbt nåddes av kloridpulsen är det osannolikt att fastläggningen beror på att vattnet har passerat ett finkornigt material. Förmodligen är det snarare så att akvifersmaterialet har speciella mineralogiska eller kemiska egenskaper. Vilka dessa är har inte undersökts. I grusavlagringar kan t ex sektioner med rostutfällningar och

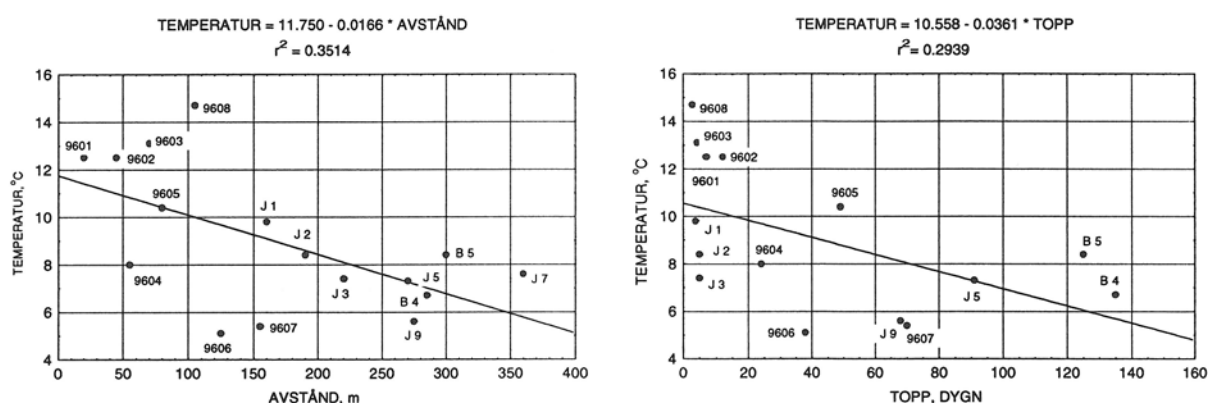
utfällningar av organiska ämnen förekomma. Andra faktor som kan variera är pH och redoxförhållanden.



Figur 14. Ledningsförmåga och natriumnaphthionat (NN) i rör 9601 respektive 9602 i Jägarbacken.

Utvärdering av temperaturen, Jägarbacken

Vid spårämnesförsökets start mättes även temperaturen i de olika provpunkterna (960611). Temperaturen på vattnet i infiltrationsbassängen varierade mellan 16 och 20°C. Temperaturen i grundvattnet var genomgående lägre (tabell 7). Detta är en reminiscens av det kalla vatten som infiltrerat under vinterhalvåret. I figur 15 visas temperaturen i de olika provtagningspunkterna dels som en funktion av avståndet till infiltrationsbassängen och dels som en funktion av toppens ankomsttid, dvs ett mått på det hydrauliska sambandet med bassängen.



Figur 15. Temperaturens beroende av avståndet från respektive hydrauliska sambandet med bassängen. Jägarbacken. Temperatur mätt 960611.

Höga temperaturer har rören 9601-9603, som är satta ytligt nära bassängen, samt rör 9608 som pumpats under försöket. Dessa är belägna norr och öster om bassängen. I förhållande till dessa har brunnarna J1-J3 betydligt lägre temperatur trots att infiltrationsvattnet når dessa punkter lika snabbt. Avståndet från bassängen är emellertid längre och brunnarna kan utnyttja ett djupare grundvatten än rören. Det är tydligt att den stora vattenomsättningen ännu i juni inte lyckats värma upp den fasta fasen efter vintern. Väster om bassängen är temperaturen i provpunkterna 9604-9606 genomgående lägre vilket indikerar en lägre vattenomsättning. Även i rör 9607, som ligger norr om bassängen men inte i stråket med brunnar, är temperaturen mycket låg vilket indikerar låg vattenomsättning. Den något högre temperaturen i 9605 kan möjligen bero på påverkan från infiltration i bassäng 2 under våren. Brunn J9 har låg temperatur som är förenlig med det stora avståndet från bassängen. Den relativt höga temperaturen i brunn J7 kan vara en följd av att denna brunn möjligen inte tillförs vatten från infiltrationen (inget spårämne påvisat). Temperaturen i J7 skulle då kunna avspejla den naturliga grundvattentemperaturen. Denna brunn har också en avvikande kemi som resulterar i betydligt högre ledningsförmåga (tabell 6). Motsvarande gäller möjligen även, fast i mindre utsträckning, brunnen B5 som har relativt hög ledningsförmåga och temperatur. I denna punkt har emellertid en ledningsförmågetopp påvisats så åtminstone en del av vattnet kommer från bassängen i Jägarbacken. Därutöver kommer en del av vattnet från infiltrationsbassängerna i Bista.

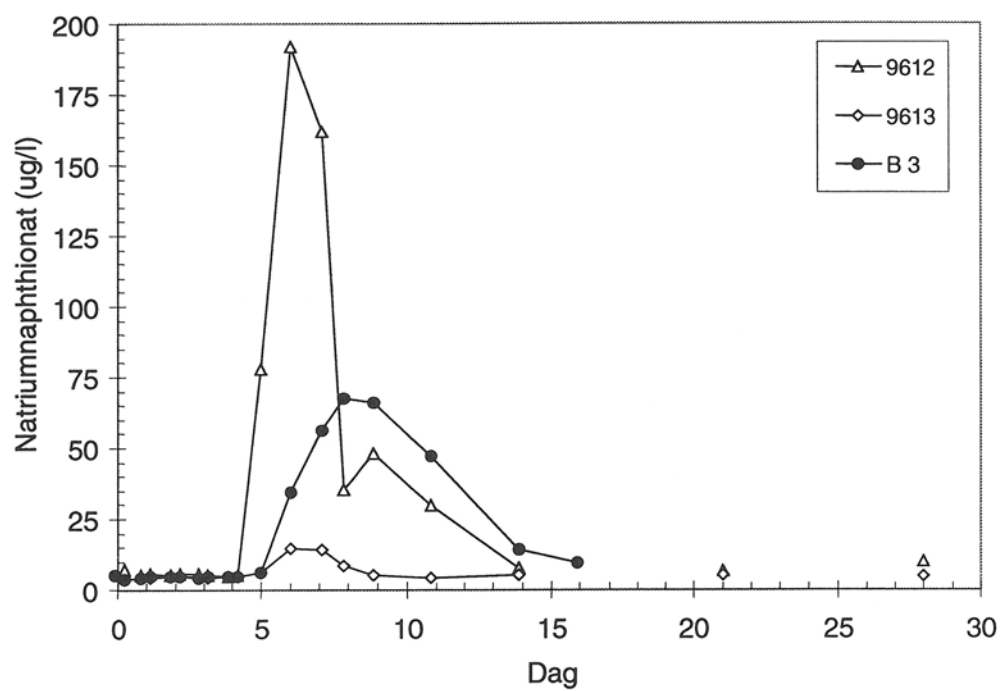
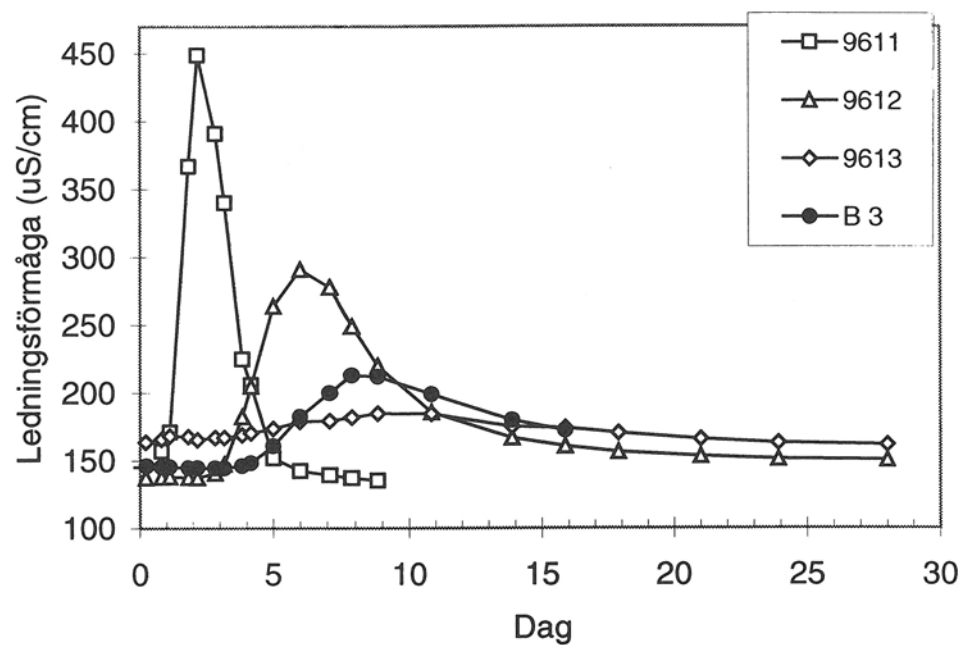
Temperaturskillnaderna mellan det ytvatten som infiltreras och det naturliga grundvatten som förmodligen nybildades under vintern är så stor att densitetsskillnaden kan påverka strömningen. En temperaturskillnad på 10 °C (mellan 5 och 15 °C) ger en densitets-skillnad på 0.00086 g/cm³ i rent vatten (Eklöf, 1971). Detta motsvarar de densitets-gradienter som visats kunna påverka strömningen vid saltförsök (*jämför avsnitt 2.4.1*). Detta kan konservera temperaturskillnaderna. Vatten som infiltrerar under sommaren flyter ovanpå vintervattnet. Omvänt kan vatten som infiltrerar under vintern sjunka mot botten. Det är emellertid svårt att tänka sig att en stabil temperaturskiktning bibehålls året runt med den stora vattenomsättningen i akviferen. Inverkan av en eventuell temperaturskiktning på spårämnesförsökets resultat har inte utvärderats.

Utvärdering klorid, Bista

I Bista har klorid endast detekterats genom mätning av den elektriska ledningsförmågan.

Utvärdering natriumnaftionat, Bista

Eftersom natriumnaftionatförsöket i Jägarbacken visat på så stor fastläggning även i de fall spårämnet hade detekterats, genomfördes försöket i det angränsande vattentäktsområdet Bista på ett delvis annorlunda sätt. Natriumnaftionat tillsattes i ett grundvattenrör som installerats alldeles intill infiltrationsbassängerna i den förmodade huvudflödesriktningen. Genom att injicera spårämnet direkt i akviferen så eliminerades risken att natriumnaftionatet fastlades eller bröts ned i bassängen eller under transporten genom den omättade zonen. Detta innebar att försöket genomfördes under förhållanden som var mer jämförbara med de tyska försök som visat att natriumnaftionat kunde användas som spårämne i grusavlagringar (Reichert & Hörtzl, 1992). En nackdel är att det inte är meningsfullt att jämföra ankomsttider för natriumnaftionat med klorid som tillsattes i en av bassängerna. Inte heller kan topparnas storlek direkt jämföras. Kloridtoppen (detekterad genom ledningsförmågemätning) inföll efter ca två dygn i injiceringsröret 9611. I rör 9613 inföll natriumnaftionatstoppen ca tre dygn före kloridtoppen medan topparna sammanföll för rör 9612 respektive brunn B3 (*figur 16*). Genom att injicera natriumnaftionat i en punkt direkt i akviferen så undviks utspädning i infiltrationsbassängen och ämnet kommer blandas in i en mycket mindre volym av grundvattnet. Detta förklarar de relativt höga halter som uppmätts i rör 9612 och brunn B3 (75 m respektive 110 m från injiceringspunkten).



Figur 16. Elektrisk ledningsförmåga respektive natriumnaphthionat vid försök i Bista.

3.3 Blacksta i Kumla

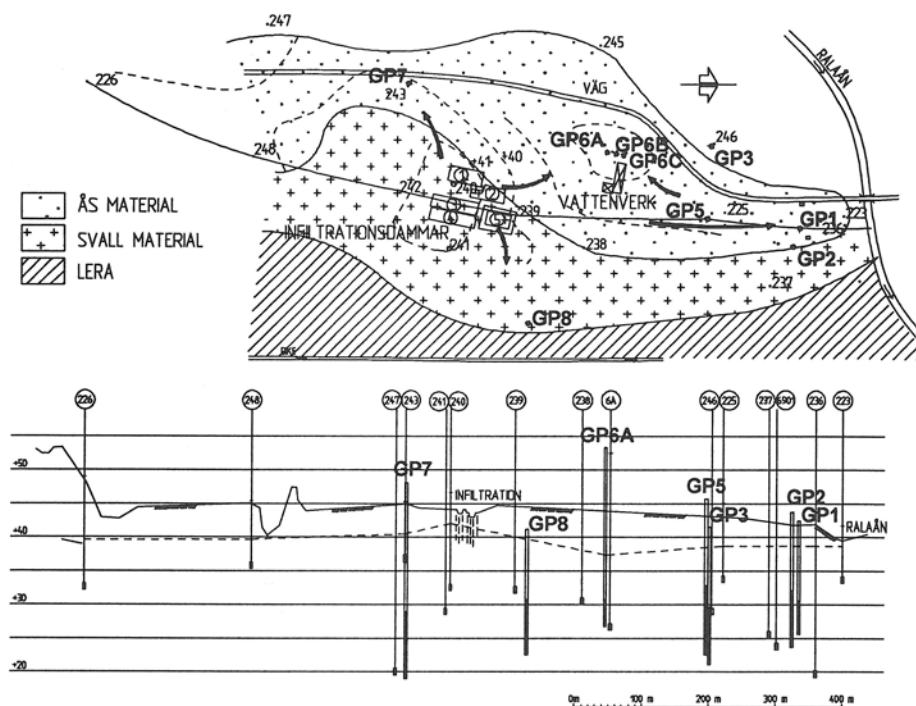
3.3.1 Vattentäktens hydrogeologi

Vattenförsörjningen för Kumla och Hallsberg är baserad på grundvattenuttag ur Hallsberg-Kumlaåsen, dvs samma isälvsavlagring som utnyttjas för Örebro kommuns vattenförsörjning i Jägarbacken och Bista. Vattentäkten är belägen vid Blacksta, ca 2.5 km söder om Kumla centrum. Här går åsen i dagen i en markerad höjdrygg. Norr om vattentäkten korsas åsen av Ralaån, en viss hydraulisk kontakt mellan åsen och ån bedöms föreligga. Norr om ån är åsen täckt av lera på en ca 500 m lång sträcka.

Åsens kärna ligger inom det område där åsmaterialet går i dagen, men relativt genomsläppligt material finns även delvis under leran i åsens randområden. Permeabiliteten (den hydrauliska konduktiviteten) i åskärnan har på basis av provpumpning bedömts till storleksordningen 10^{-2} m/s, den avtar sedan mot randområdena. Djupet till grundvattenytan är relativt litet, ca 1-2 m vid infiltrationen.

Det "naturliga" strömningsmönstret i området är stört av de uttag av grundvatten och bassänginfiltration som har förekommit under lång period. Vid Blacksta är den huvudsakliga strömningen riktad längs åsen mot Ralaån, från såväl söder som norr. Eventuellt kan periodvis viss inströmning från Ralaån förekomma då stora uttag görs nära ån. De geologiska huvuddragen samt grundvattnets strömningsmönster framgår av figur 17.

Vattenomsättningen bestäms till största delen av infiltrationen och uttaget som båda är av samma storleksordning (ca 100 l/s). Det naturliga grundvattenflödet har uppskattats till ca 10 l/s, ett värde som tycks vara något lågt.



Figur 17. De geologiska huvuddragen samt grundvattnets strömningsmönster vid Blacksta. Profil med brunnarnas och observationsrörens lägen, djup och intagssilarnas lägen.

3.3.2 Vattentäktens konfiguration

Råvatten för infiltration tas från sjön Tisaren. Det pumpas via en reservoar (Hjälmsättersdammen) till vattenverket i Blacksta. Efter förbehandling (*se vidare nedan*) beskickas det på fem stycken infiltrationsbassänger lokaliserade intill varandra. De ligger inom samma område, lite perifert på åsens östra sida. Vid försöket användes tre av bassängerna, med en total infiltrationsarea på ca 3 000 m². Infiltrationsvattensmängden varierar mellan ca 60 och 110 l/s, vid försöket infiltrerades ca 64 l/s. Vattendjupet i bassängerna varierar beroende på när de rensats, men var vid försöket ca 1-2 m. Uttagsbrunnar är lokaliserade längs åsen, dels norr om infiltrationen ("nedströms") och dels söder om ("uppströms") samt öster om (för att fånga det utläckage som periodvis förekommer åt sidan). Vid försöket var det totala uttaget ca 140 l/s, fördelat på brunn GP2 (23 l/s), brunn GP5 (35 l/s), brunn GP6A (23 l/s), brunn GP7 (23 l/s) och brunn GP8 (35 l/s). Brunnarnas och observationsrörens lägen, djup och intagssilarnas lägen framgår av *figur 17*.

3.3.3 Vattenkvalitet

Infiltrationsvattnet har en kvalitet som i stort motsvarar de krav som ställs på råvatten för ytvattentäkter. Värdena för COD_{Mn}, färg och mangan ligger ibland i närheten av angivna riktvärden (10, 50 respektive 0,3 mg/l) men väl under gränsvärdena. Infiltrationsvattnet förbehandlas genom mikrosilning innan det fördelas på infiltrationsbassängerna. Grundvattnets kvalitet karakteriseras av låga kloridhalter (ca 10 mg/l) och nitrathalter på 0.12-0.25 mg/l, samt ibland förhöjda manganhalter (> 0,05 mg/l). Förhöjda halter av järn förekommer överlag i brunn GP 3 (> 0,7 mg/l), samt sporadiskt i brunn GP 1 (> 0,3 mg/l), medan övriga brunnar uppvisar halter lägre än 0,1 mg/l. Skillnader förekommer även vad avser hårdheten där brunn 1 uppvisar värden högre än 15 °dH medan övriga ligger lägre. Värdet för pH ligger i intervallet 6,5 - 8.

Värdena för konduktiviteten på grundvattnet varierar inom området. De lägsta värdena uppmättes närmast infiltrationsbassängerna (ca 100 µS/cm) och ligger i samma storleksordning som det infiltrerade ytvattnet. Konduktivitetsvärdena ökar sedan med avståndet till ca 200 µS/cm. Konduktivitetsvärdena i de östra delarna är högre än i det övriga området och uppgår till 400 - 600 µS/cm.

Efter att grundvattnet har pumpats upp ur brunnarna tillsätts periodvis kaliumpermanaganat för att förbättra utfällningen av järn och mangan. Vattnet desinficeras med en låg dos natriumklorit och leds ut till förfilter och snabbfilter. Därefter pH-justeras vattnet med natronlut och uppsamlas i en lågreservoar innan distribueras på nätet.

3.3.4 Försöksuppläggning

Syftet med försöket i Blacksta var att undersöka om nitrat skulle kunna användas vid spårämnesundersökningar i samband med infiltration. Klorid användes som referensspårämne. För försöket löstes 3 000 kg NaCl samt 600 kg Ca(NO₃)₂ upp i 12 m³ vatten. Båda spårämnena tillsattes samtidigt under två dygn (970414-970415) till samtliga infiltrationsbassänger (bassäng 5 ur drift). Relationen mellan NO₃-N och Cl är 0.056 (räknat i mg/l).

3.3.5 Provtagning och analyser

Provtagning och analys av vattnets temperatur och ledningsförmåga har utförts av personal vid Blacksta vattenverk. För analys av ledningsförmågan användes ett instrument med automatisk temperaturkorrigering. Analyserna utfördes direkt vid provtagningen ("i fält"). Resultaten anges för ledningsförmågan vanligtvis med 2-siffrig noggrannhet. Ett mindre antal prover valdes ut för analys av klorid och nitratkväve. I analysen ingick även kalcium, magnesium, kalium och sulfat, dessutom i några fall järn och mangan. Dessa analyser utfördes av Svelab, Örebro, med jonkromatograf (anjoner) och ICP (katjoner).

3.3.6 Resultat

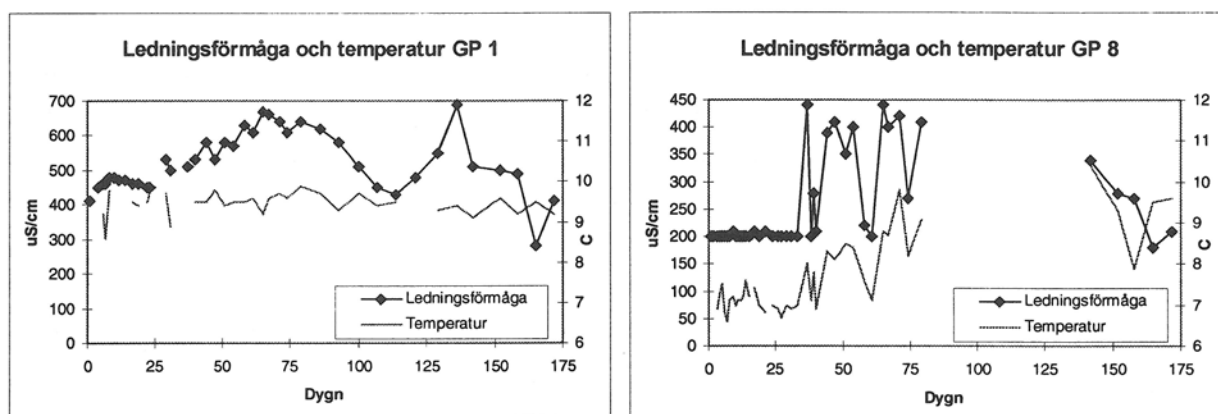
Uppmätt bakgrundsvärde för ledningsförmåga varierar stort mellan provtagningspunkterna. I *tabell 9* har provtagningspunkterna delats in i olika grupper efter ledningsförmågan och efter temperaturen vid försökets början.

Tabell 9. Sammanställning av temperatur och ledningsförmåga (bakgrundsvärden), Blacksta. Medelvärden för 4 provtagningsstillfällen 17-20 april; 8-29 juli respektive 11 september-2 oktober.

	Typ av vatten	Ledningsförmåga μS/cm	Temperatur °C		
		Vår	Vår	Sommar	Höst
239	Nytt vatten	90	4.4	15.8	20.4
240		85	5.5		
238	Vintervatten	170	4.4	5.5	5.0
241		170	3.3		
242		190	2.7		
GP 6A	Låg ledningsförmåga	192	7.5	7.2	11.8
GP 8		200	7.0		9.1
GP 2		210	8.4	7.8	9.2
GP 5		265	6.6	8.6	13.4
GP 7	Medelhög lednförmåga	402	7.6	8.4	9.6
GP 1		455	9.1	9.5	9.4
245	Hög ledningsförmåga	615	7.2		
GP 3		645	7.4	8.9	9.2

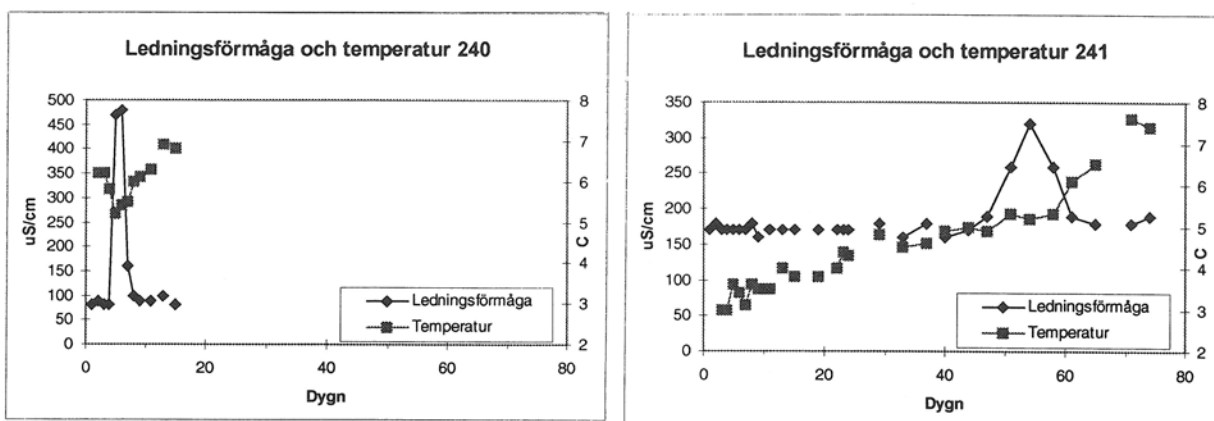
Det som benämns nytt vatten i *tabell 9* avser vatten som nyligen infiltrerats. Detta vatten kombinerar relativt låg temperatur med låg ledningsförmåga. Det som benämns vinter-vatten kan förmodas ha infiltrerat under vinterperioden. Detta vatten är kallare (rör 241, 242) och har en inte fullt lika låg ledningsförmåga. Ett frågetecken måste sättas för rör 238. I detta rör består den låga temperaturen under sommaren med undantag för några enstaka provtagningstillfällen.

Ledningsförmågan kan öka huvudsakligen genom vittring och genom eventuell inblandning av relik salt. Vittringsbidraget ökar med den tid vattnet är i marken men beror också på det geologiska materialets beskaffenhet. Stora variationer kan uppstå vid t ex intermittent pumpning (jämför *figur 18*). Även temperaturen kan variera p g a variationer i pumpning. Temperaturen visar överlag en förhöjning under sommaren. Mest markant är den för brunnarna GP 5 och GP 6A. Eftersom brunnarna tar vatten så djupt under markytan torde vattentemperaturen avspegla infiltrationsvattnets temperatur men med en fördröjning som beror på att omgivande fast material måste värmas upp.



Figur 18. Variationer i ledningsförmåga och temperatur i brunn GP1 och GP8 i Blacksta.

Variationerna i vattnets ledningsförmåga och salthalt gör det svårt att detektera spårämnestopparna. Tydliga toppar föreligger främst från observationsrören i direkt anslutning till bassängen, se *figur 19*. Rör 240 som ligger centralt i bassängområdet nås redan dag 4 av spårämnen (detekterat som förhöjd ledningsförmåga). Pulsen passerar snabbt och dag 8 är ledningsförmågan nere på ursprunglig nivå. Rör 241 reagerar betydligt långsammare med ett högsta värde dag 54. Rör 242 uppvisar ingen tydlig topp i ledningsförmåga. Detta rör tar emellertid in vatten djupt, ca 20 m under grundvattenytan. Enligt den på nivåmätningar konstruerade strömbilden borde området tillföras vatten från infiltrationen men det är fullt möjligt att detta vatten passerar ovanför intagsnivån.



Figur 19. Genombrottskurvor för rör 240 och 241. Dag 1 den dag då spårämnet började tillsättas (970414).

Det är tveksamt om spårämnet nått någon av brunnarna. I brunn GP1 stiger ledningsförmågan kring dag 28 för att nå en topp dag 64. De kemiska analyserna visar emellertid att detta till största delen beror på att sulfat, kalcium och magnesium uppvisar en kraftig ökning. Vad ökningen av sulfat och katjoner betingas av är oklart. Möjliga förklaringar är ökad oxidation av marksvavel under sommarperioden med lägre grundvattennivåer eller att vatten från ett delvis annat djup med en avvikande kemi tas in.

Att stora svängningar i kemin är möjliga demonstreras av resultaten från brunn GP8 där vatten med låga halter växlar med höga halter. Skillnaderna berör förutom sulfat, kalcium, magnesium, kalium även klorid och nitrat. Dessa dag-till-dag variationer betingas troligen av att brunnen inte är i drift kontinuerligt. Beroende på om pumpen går eller ej tycks man få in olika vatten i brunnen. Att skillnaderna beror på att olika vatten kommer till brunn GP8 indikeras också av de samstämmiga temperaturväxlingarna.

Eftersom klorid endast med säkerhet kunde detekteras i punkterna närmast infiltrationsbassängen är det svårt att utvärdera hur nitrat fungerade på längre sträckor. Relationen mellan nitratkväve och klorid uppmättes till 0.049 i bassängen. Att detta avviker från det teoretiskt beräknade värdet i tillsatsen (0.056) förklaras åtminstone delvis med vatteninnehållet i kalciumnitrat. I tabell 10 anges bakgrundshalterna för de olika provpunkterna och den framräknade kvoten $\text{NO}_3\text{-N} / \text{Cl}$ (bakgrundsvärden bortdragna). Av tabellen framgår att under dessa relativt korta tider och avstånd har nitrat fungerat bra. Skillnaden mellan den framräknade kvoten för bassängen och rör 241 är liten. Avståndet från närmaste bassängkant till rör 241 är ca 40 m och det högsta värdet uppmättes dag 54. Eftersom provtagningen vid denna tidpunkt var ganska gles (ca 2 gånger per vecka) är det inte möjligt att urskilja någon eventuell fördröjning relativt kloridtoppen.

Tabell 10. Jämförelse mellan spårämnena nitrat-kväve och klorid. Blacksta.

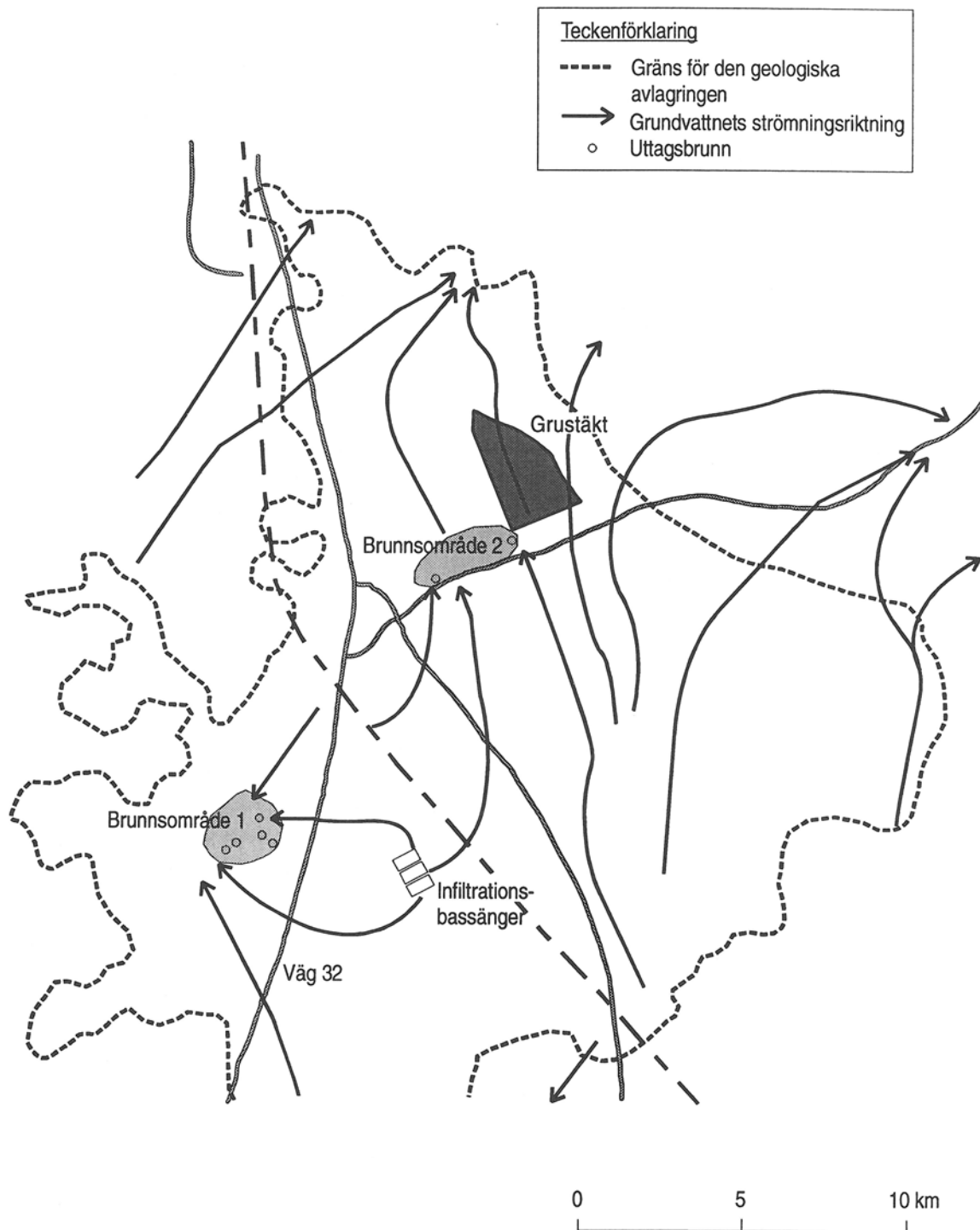
	Bakgrundsvärden			Vid toppen				
	Lednings- förmåga	NO ₃ -N	Cl	Datum	Lednings- förmåga	NO ₃ - N	Cl	Kvot
	µS/cm	mg/l	mg/l		µS/cm	mg/l	mg/l	
Infiltrationsdamm	90	0.13	5.8	970415	470	120	5.7	0.048
240	80	<0.1	6.4	970418	470	4.6	110	0.044
				970419	480	4.8	110	0.046
241	170	<0.1	5.8	970603	260	1.2	32	0.046
				970606	320	1.5	40	0.044
				970610	260	1.1	32	0.042

3.4 Högby i Mjölby

3.4.1 Vattentäktens hydrogeologi

Mjölbyterrassen, som ingår i den mellansvenska israndzonen, är en komplex isälvs-avlagring av deltatyp. Den aktuella vattentäkten är lokaliserad till den norra delen av avlagringen, den s k Högby-platån. Jordlagerföljden består av olika fraktioner av sand med inslag av grus och silt, den totala jordlagermäktigheten uppgår till ca 30-35 m. Avlagringen är mycket inhomogen, med stora variationer lokalt. De vattenförande egenskaperna bedöms dock överlag vara goda. Djupet till grundvattenytan är stort, den omättade zonens mäktighet uppgår till ca 10-20 m. Vid infiltrationsområdet är den ca 15-20 m.

Strömbilden visar i huvudsak en nordvästlig grundvattenströmning, med en eventuell delström med mer nordlig riktning. Även en viss inströmning av grundvatten från slätten väster om Mjölby-terrassen tycks förekomma. Det naturliga grundvattenflödet har uppskattats till ca 20 l/s i samband med lokaliseringen av vattentäkten, ett värde som tycks vara något lågt. De geologiska huvuddragen samt grundvattnets strömningmönster framgår av *figur 20*.



Figur 20. De geologiska huvuddragen samt grundvattnets strömningsmönster vid Högby.

3.4.2 Vattentäktens konfiguration

Råvatten för infiltration tas från Svartån, ett vattendrag som går genom jordbruksmark på en lång sträcka. Uttaget görs vid en punkt ca 1 km uppströms Mjölby centrum. Efter förbehandling (mikrosilning) pumpas vattnet till Högby där det beskickas på två infiltrationsbassänger som används växelvis. Total infiltrationsarea är ca 2 100 m², jämnt fördelat på de två bassängerna. Mängden infiltrerat vatten uppgår till ca 70 l/s. Uttagen görs på två olika platser, dels väster om infiltrationen (brunnsområde 1) och dels norr om infiltrationen (brunnsområde 2). Lägena för de två brunnsområdena samt infiltrationen framgår av *figur 20*. Avståndet från infiltrationsbassängerna till brunnsområde 1 är ca 400-500 m. Här sker uttag i brunnarna 1-5 (totalt 63 l/s) och vattnet utnyttjas för produktion. Brunnarna går i drift efter ett cykliskt program. Avståndet mellan infiltrationen och brunnsområde 2 är ca 900 - 1 000 m. Uttag görs här under 8 timmar per dygn i två brunnar (6 och 7) och uppgår till totalt 17 l/s. Vattnet från dessa brunnar leds till en VYR-anläggning där det syresätts, vattnet tillförs därefter brunnsområde 1 via speciella brunnar. Inom respektive brunnsområde ligger brunnarna koncentrerade.

Mellan infiltrationsområdet och brunnsområde 1 går väg 32. Eftersom vägen flyttades till detta läge efter att vattentäkten togs i drift har skyddsåtgärder vidtagits. Inom inre skyddsområde har tätning med bentonitmatta utförts längs vägen, motsvarande en sträcka av ca 2 km. Detta är första gången bentonitmatta har utnyttjats för skydd av vattentäkt i Sverige. Dokumentation av arbetet med tätningen samt uppföljning av dess funktion har genomförts av VTI 1992 och 1997.

Flertalet befintliga observationsrör är nedförda genom hela grundvattenförande zonen, vissa ner i de hårda och finkorniga bottenlagren eller till stopp mot berg. Vissa observationsrör har dålig kontakt med grundvattenmagasinet och djupet till grundvattnet är stort. Några observationspunkter mellan bassäng och brunnar utnyttjades inte vid försöket.

3.4.3 Vattenkvalitet

Infiltrationsvattnet uppfyller kravet på ett råvatten för ytvattentäkt. Värdena för COD_{Mn}, färg och nitrit-kväve ligger ibland i närheten av angivna riktvärden eller gränsvärden.

Grundvattenkvaliteten från de två brunnsområdena skiljer sig något åt. Inom brunnsområde 1 (brunn 1 - 5) sker som nämnts ovan en behandling enligt VYR-metoden genom att utnyttja vatten från brunnsområde 2 (brunn 6 och 7) som syresätts innan det injekteras i grundvattenmagasinet. Kvaliteten på det obehandlade grundvattnet, brunnsområde 1, karakteriseras av ett medelhårt vatten med ibland något förhöjda (ej över gällande gränsvärden) halter av nitrat-kväve och kalcium. Vattnet inom brunnsområde 1 har lägre värden på konduktivitet, alkalinitet, totalhårdhet, kalcium och sulfat, men högre för pH och fluorid. Konduktiviteten på grundvattnet är högre inom brunnsområde 2 än inom brunnsområde 1, och ligger högre än värdet för ytvatten. Någon ytterligare behandling görs inte av vattnet innan det distribueras till konsumenterna.

3.4.4 Försöksuppläggning

För försöket i Högby löstes 10 000 kg NaCl upp i 36 m³ vatten. Lösningen tillsattes under 3 dygn (961203-961205). Provtagning av vattnet och mätningar av konduktivitet utfördes i samtliga brunnar i de två brunnsområdena under relativt lång tid (ca 6 månader). Syftet med försöket var främst att bestämma uppehållstiden mellan infiltrationsområde och uttagsområdena.

3.4.5 Resultat

Betydande tidsmässiga variationer i konduktiviteten uppmättes i brunnarna. Detta bedöms vara kopplat till det sätt anläggning drivs. I och för sig är driften fast men uttagsbrunnarna går i produktion enligt ett cykliskt mönster och syresätts också cykliskt. Härvid tillförs vatten med avvikande kvalitet från brunnsområde 2 till brunnsområde 1. Brunnarna inom brunnsområde 1 har dessutom vatten med sinsemellan olika konduktivitet, eftersom brunnarna ligger nära varandra så påverkar de varandra vid den intermittenta driften. Försök gjordes att separera inverkan av spårämnesförsöket från övriga variationer, men detta var inte möjligt. Såväl anläggningen som geologin i området kan sägas vara komplex vilket försvårar utvärderingen. Erfarenheterna från driften av vattentäkten visar att brunnsvattnets hårdhet minskat sedan infiltrationen påbörjades, vilket indikerar att infiltrationsvattnet når brunnarna. Sedan infiltrationen påbörjades har grundvattennivån stigit, detta är ett tecken på att infiltrerat vatten fyller på grundvattenmagasinet i området. Resultaten från spårämnesförsöket visar dock att någon snabb och direkt kommunikation inte föreligger mellan infiltrationsbassängerna och brunnsområdena.

Bristen på observationspunkter mellan infiltration och uttagsbrunnar gjorde dessutom att det inte var möjligt att följa en eventuell saltpuls.

Inom ramen för den uppföljning av tätningen av väg 32 som VTI har genomfört, har vattenkvalitet mm i anslutning till vägen (dvs mellan infiltrationen och brunnsområde 1) studerats vid ett flertal tillfällen efter saltningssäsongen. Provtagning utfördes i april 1997. Vad gäller natriumhalten i grundvattnet kan inga speciella förändringar skönjas vid detta tillfälle. Kloridhalten i vissa observationspunkter har sjunkit medan den har stigit i en punkt. I detta fallet har dock en ökning kunnat noteras redan vid tidigare provtagning. Någon koppling mellan förändringarna i vattenkvalitet och spårämnesförsöket bedöms inte finnas. Vid ytlig provtagning av sand nära vägen kunde en ökning av såväl innehållet av natrium som klorid konstateras. Detta kan bero på vägsaltningen.

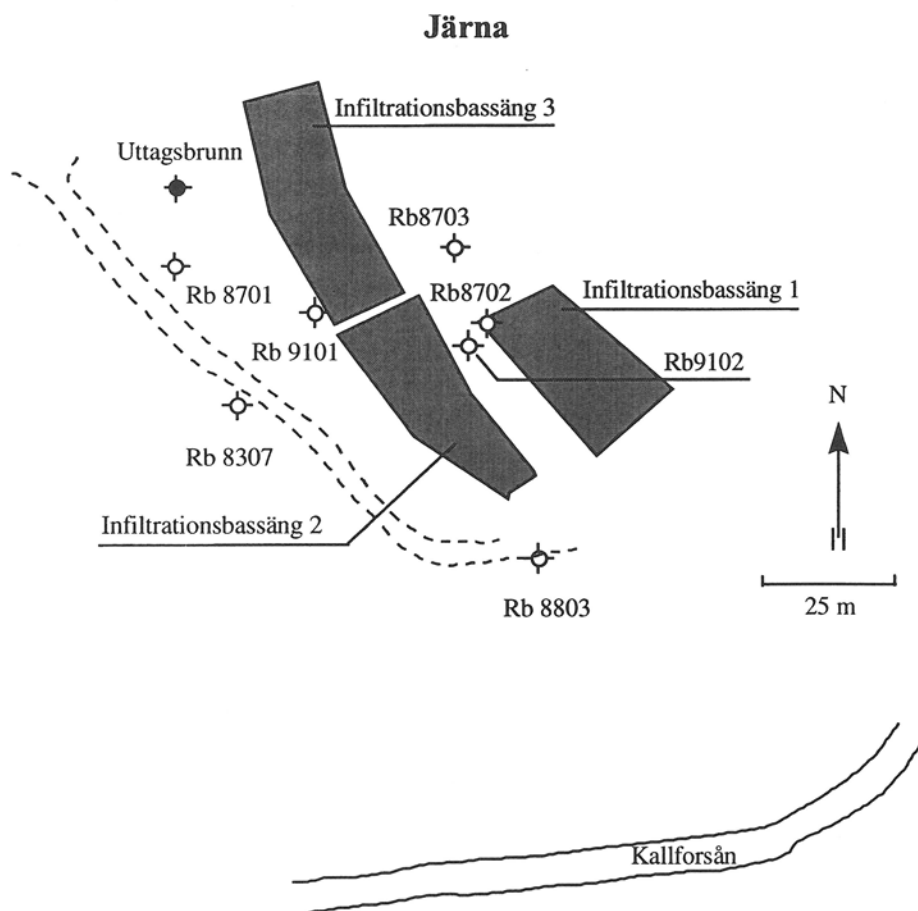
3.5 Försök med litium och klorid i Järna, Södertälje kommun

3.5.1 Bakgrund

Inom ramen för forskningsprojektet "Konstgjord grundvattenbildning - processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration" (Frycklund et al., 1994) genomfördes ett spårämnesförsök vid Södertälje kommuns infiltrationsvattentäkt Myrstugan i Järna. Vid försöket användes litium och klorid som spårämnen.

Vid tiden för spårämnesförsöket producerades dricksvatten för Järna tätort genom att vatten från Kallforsån infiltrerades i en mindre isälvsavlagring i direkt anslutning till vattenverket, se *figur 21*.

Under försöket infiltrerades vatten 13 tim/d i bassängerna 1 och 2 medan bassäng 3 var avstängd. Infiltrationsmängderna var 1128 m³/d i bassäng 1 och 1106 m³/d i bassäng 2 vilket motsvarar en hydraulisk belastning av ca 2 m³/m²/d. Uttaget var 2966 m³/d. Bassängbottnarna är belägna på olika nivåer vilket innebär att avståndet ner till grundvattenytan var drygt 3 m i bassäng 1 och 6 m i bassäng 2. Avståndet till uttagsbrunnen från närmaste bassängkant var för bassäng 1 ca 60 m och för bassäng 2 ca 45 m.



Figur 21. Vattentäkten Myrstugan i Järna.

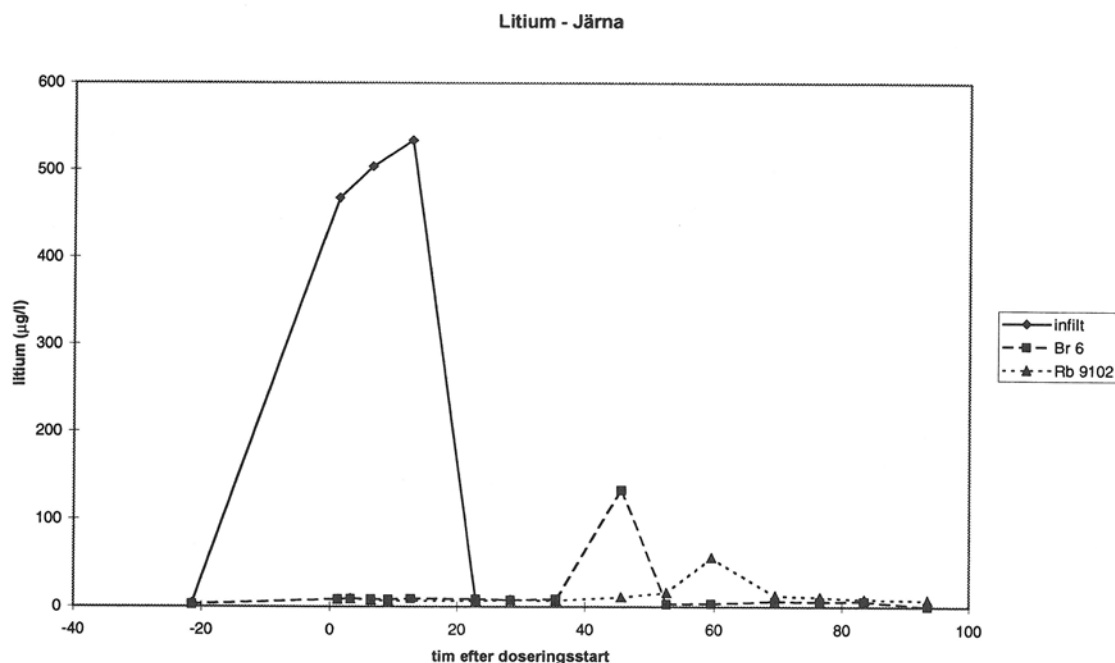
3.5.2 Försöksuppläggning

I bassäng 1 användes klorid i form av natriumklorid (NaCl) som spårämne medan litium i form av litiumklorid (LiCl) användes i bassäng 2. Doseringen var avsedd att ske under ett helt infiltrationsintervall (13 tim) men p g a pumpproblem doserades NaCl till bassäng 1 endast under 9 tim. Kloridhalten i bassäng 1 höjdes från naturliga 10 mg/l till ca 260 mg/l medan litiumhalten i infiltrationsbassäng 2 uppgick till ca 540 µg/l. Den naturliga litiumhalten var < 5 µg/l.

3.5.3 Resultat

Förhöjda kloridhalter kunde endast påvisas i Rb 9102 som är beläget omedelbart intill bassäng 1 och vars intagssil ligger strax under grundvattenytan. En något förhöjd halt noterades där ett dygt dygn efter det att doseringen påbörjades och en maximal koncentration på drygt 160 mg/l noterades efter drygt 2 dygn. Inga förhöjda kloridhalter noterades i övriga grundvattenrör eller i uttagsbrunnen.

Förhöjda litiumhalter påvisades i Rb 9102 och i uttagsbrunnen, se *figur 22*. Uppehållstiden från bassäng 2 till uttagsbrunnen (Br 6) var ca 2 dygn och den högst uppmätta halten var ca 130 µg/l.



Figur 22. Variationer i litiumkoncentration i Järna

3.5.4 Kommentarer

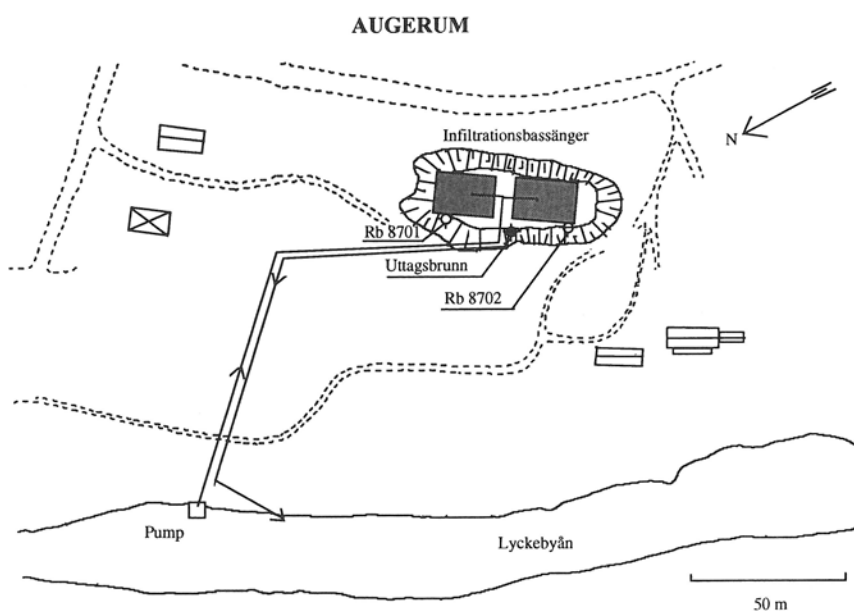
Att förhöjda kloridhalter endast kunde uppmätas i Rb 9102 var överraskande. Ingen förhöjning noterades exempelvis i Rb 8702 trots att det är beläget i bassäng 1 men med intagssilen 14 m under grundvattenytan. Generellt är grundvattenrörens silar belägna långt under grundvattenytan vilket torde vara förklaringen till att inga förhöjda halter påvisades i någon riktning. Resultatet visar hur viktigt det är att sätta särskilda rör för spårämnesförsök med intagssilar i grundvattenytan eller längs hela den vattenförande mäktigheten beroende på läge. Att inga förhöjda halter påvisades i uttagsbrunnen tolkades som att infiltrationen i bassäng 2 dämde bort det i bassäng 1 infiltrerade vattnet som därmed inte nådde uttagsbrunnen, i vart fall inte inom den tid som provtagningen pågick (1 vecka).

Litium fungerade bra som spårämne i det aktuella fallet där sträckan mellan infiltrationsbassängen och uttagsbrunnen var kort. Vid längre avstånd ökar risken för att fastläggningen blir så stor att spårämnet inte kan påvisas. Under lämpliga förhållanden innebär dock de små spårämnesmängderna, som åtgår då litium används, praktiska fördelar. I det aktuella försöket åtgick 400 kg NaCl mot endast 4 kg LiCl.

3.6 Försök med jodid i Augerum, Karlskrona kommun

3.6.1 Bakgrund

I en försöksanläggning för konstgjord infiltration i Augerum i Karlskrona kommun utfördes ett spårämnesförsök med jodid 1987 (Johansson, 1987). Vatten från Lyckebyån infiltrerades i två bassänger belägna i ett nedlagt grustag strax norr om Augerums gård, se *figur 23*.



Figur 23. Vattentäkten vid Augerums gård.

Spårämnesförsöket förorsakades av osäkerhet kring hur mycket av det förbehandlade infiltrationsvattnet som återvanns. Infiltrationen uppgick till 15 l/s och uttaget var lika stort. Infiltrationen motsvarade en hydraulisk belastning av $2.6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. Grundvattennivån var belägen ca 3.5 m under botten av infiltrationsbassängerna medan den närbelägna uttagsbrunnens intagssil låg 10.5-17 m under markytan. För att få indikationer på ett eventuellt förbiflöde sattes två ytliga grundvattenrör med intagssilarna i den översta metern av grundvattenzonen i direkt anslutning till bassängerna.

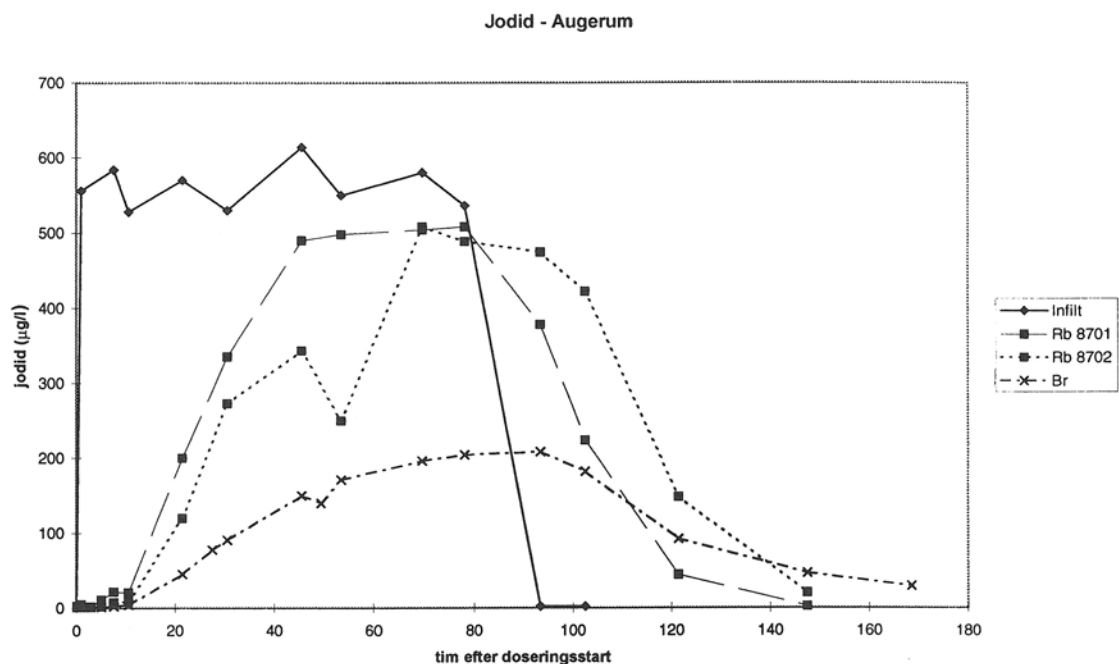
3.6.2 Försöksuppläggning

Överslagsmässiga beräkningar av det infiltrerande vattnets uppehållstid i den omättade och mättade zonen gjordes baserat på geometri, jordarter och hydrauliska tester. Målsättningen var att doseringen av spårämnet skulle pågå så länge att en koncentrationsplata uppnåddes i uttagsbrunnen. Dosering under ca 4 dygn bedömdes som tillräckligt för att uppfylla denna målsättning.

Jodid valdes preliminärt som ett lämpligt spårämne. pH-värdet i infiltrationsvattnet var 7.1 och i grundvattnet 6.6. Innan ett slutligt spårämnesval gjordes analyserades också den naturliga halten av jodid i grundvattnet och befanns ligga på ca 10-15 $\mu\text{g/l}$. För att under 100 timmar ge en önskad halt av 500 $\mu\text{g/l}$ i infiltrationsvattnet åtgick 3.5 kg KI.

3.6.3 Resultat

Resultaten av försöket redovisas i *figur 24*. Koncentrationen i infiltrationsvattnet var relativt konstant men en mindre felinställning av doseringspumpen medförde en något högre halt än avsett (ca 560 $\mu\text{g/l}$) och att doseringslösningen tog slut redan efter 90 timmar. I Rb 8701 och Rb 8702 påvisades spårämnet efter ca 5 respektive 7.5 timmar. Koncentrationsplataer på ca 500 $\mu\text{g/l}$ uppnåddes i rören. Den första indikationen på att spårämnet nått uttagsbrunnen erhöles efter ca 10.5 timmar och halten steg sedan långsamt till drygt 200 $\mu\text{g/l}$.



Figur 24. Variationer i jodidkoncentration i Augerum.

3.6.4 Kommentarer

Koncentrationsplatåerna på ca 500 µg/l i de ytliga grundvattenrören visar att fastläggningen i infiltrationsbassängen och den omättade zonen var liten. Risker för fastläggning bör ha varit störst här med tanke på att organiskt material och järn anrikas på botten av bassängerna och närmast där under. De i stort symmetriska formerna på koncentrationskurvorna både i grundvattenrören och i uttagsbrunnen indikerar också att någon betydande fastläggning av spårämnet inte har ägt rum. Slutsatsen av försöket var alltså att troligen mindre än hälften av det infiltrerande vattnet återvanns i uttagsbrunnen medan resten av det uppumpade vattnet hade grundvatten ursprung.

4 SAMMANFATTANDE RESULTAT AV FALLSTUDIERN

Val av spårämnen och försöksanläggningar

Efter en grundlig genomgång och analys av olika spårämnens användbarhet för undersökningar avseende konstgjord grundvattenbildning (*kapitel 2*), valdes följande spårämnen ut för test: klorid (NaCl), natriumnaftionat ($\text{C}_{10}\text{H}_8\text{NNaO}_3\text{S}$) och nitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$). Den praktiska metodiken vid genomförandet testades genom försök med de utvalda spårämnena i vattenförsörjningsanläggningarna Jägarbacken och Bista vid Skråmsta vattenverk i Örebro, Blacksta i Kumla samt Högby i Mjölby (*kapitel 3*). Vid val av spårämnena togs hänsyn till att samtliga dessa anläggningar är i produktion och att några hälso-, lukt-, färg- eller smakproblem därför inte fick orsakas. Klorid användes som referensämne parallellt med test av natriumnaftionat respektive nitrat.

Resultat avseende spårämnena

I Örebro användes natriumnaftionat som tidigare använts i grusavlagringar i Tyskland med goda resultat. Försöken med dosering i infiltrationsbassäng (Jägarbacken, Örebro) visade emellertid att detta ämne lades fast i betydande utsträckning i jämförelse med den klorid (NaCl) som tillsattes samtidigt. Jämförande försök gjordes därför med att injicera natriumnaftionat direkt i grundvattenmagasinet (Bista, Örebro) varvid det kunde detekteras på större avstånd. Vad gäller klorid kom detta fram till en del av uttagsbrunnarna i båda försöksområdena (Jägarbacken respektive Bista), men stora delar av det tillsatta saltet återfanns inte.

I det ena området (Jägarbacken) analyserades även baskatjonerna. Det visade sig att ett betydande jonbyte ägt rum. Natrium hade trängt ut främst kalcium och magnesium. Motsvarande effekter vid spårämneshöjning har även kommenterats av Käss (1992) i samband med tillsats av KCl vid spårämneshöjning. Omfattningen av jonbytet utgör ett mått på vattnets kontakt med den fasta fasen. Eftersom jonbytesreaktioner åtminstone som ett första antagande brukar ses som snabba visar storleken av jonbytet snarare hur stor mängd fast material vattnet passerat än hur lång tid kontakten har pågått. En kvantifiering av jonbytet är av intresse eftersom det indikerar systemets möjlighet att fastlägga och på så sätt fördröja eller förhindra transporten av föroreningar i katjonform (främst metaller). En viss förhöjning av sulfathalten i samband med kloridtoppens ankomst visar också på en begränsad anjonbyteskapacitet hos materialet.

I Blacksta (Kumla) tillsattes salt (NaCl) och en mindre mängd nitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) samtidigt. Resultaten visar att nitrat fungerade väl i denna miljö på de relativt korta avstånd där även klorid har återfunnits. Det är tveksamt om t ex en betydligt större tillsats av nitrat hade medfört att nitrat skulle kunnat detekteras i mer avlägset belägna rör. Inför försöket kontrollerades att halterna av järn och mangan inte var höga. Erfarenheterna från den fortsatta provtagningen visade emellertid att järn och särskilt mangan

uppträder intermittent i flera provpunkter. Nitrat kan reduceras till fri kvävgas i närvaro av tvåvärda järnjoner. För att processen ska äga rum måste det järn som åtgår ersättas med nytt från den fasta fasen. En källa till tvåvärt järn kan vara pyrit, FeS_2 (Appelo & Postma 1994). Ökningen i sulfathalter, t ex i brunn GP1 under sommaren, kan ha varit en följd av oxidation av pyrit.

Att det kan vara olämpligt att använda nitrat som spårämne i akviferer med höga järnhalter eller höga halter organiskt material visas av det försök med att tillsätta nitrat för att behandla järnrikt grundvatten som utförts av Vanek (1990). Vid en vattentäkt som utnyttjar åsmaterial under ett tjockt lertäcke (Knislinge) tillsattes 500 kg NaNO_3 kontinuerligt under 50 dagar. Denna mängd är jämförbar med mängden som tillsattes vid spårämneshöjningen i Blacksta (Kumla). Efter försöket beräknades att 90 % av nitraten hade denitrifierats, dvs reducerats av organiskt material, en mindre del av nitraten hade gått åt till att oxidera järnjoner. Grundvattnet i Knislinge innehöll från början höga järnhalter (3-4 mg/l) och mycket organiskt material (COD 15-20 mg/l). Även om dessa halter är högre än vad som uppmätts i Blacksta är det möjligt att, kanske främst genom pyritoxidation, betydande nitratförluster skulle kunna förekomma på längre avstånd från infiltrationsbassängerna. Vid eventuella fortsatta försök med att använda nitrat som spårämne bör vattenkemin och dess variationer noggrant kartläggas genom att ställa samman analyser från tidigare år. I det aktuella fallet fanns dock endast enstaka individuella analyser från brunnarna tillgängliga. Längre serier förelåg som blandprov från flera brunnar. Höga och varierande sulfathalter kan ses som ett varningstecken på t ex möjlig pyritförekomst.

För att bredda studien gjordes jämförelser med tidigare utförda försök med jodid (KI) och litium (LiCl). Jodid är praktiskt att använda eftersom de naturliga koncentrationerna är låga och endast små mängder behöver tillsättas. Nackdelen är att jodid kan fastläggas på organiskt material samt på järn- och aluminiumhydroxider vid låga pH. Jodid kan inte användas då dricksvattnet kloreras eftersom smakproblem kan uppstå. Litium har visat sig användbart på korta sträckor, men risk för fastläggning föreligger.

Resultat från spårämneshöjningen

De frågeställningar som främst har studerats i fallstudierna är:

- hydraulisk kontakt mellan infiltrations- och uttagsområden
- strömningsmönster
- uppehållstid
- återvinning av infiltrerat vatten

De båda fallstudierna i Örebro visade att det är möjligt att fastställa om hydraulisk kontakt föreligger mellan infiltrations- och uttagsområden. Resultaten gav en god bild av strömningsmönstret och ökad kunskap om vattentäkten. Ett relativt omfattande nät av observationspunkter erfordras dock för att inte "missa" spårämneshöjningen. Observationsrör bör finnas mellan infiltration och uttagspunkter. Installation av kompletterande observationsrör genomfördes i Jägarbacken och Bista (Örebro). Vid vattentäkten Högby (Mjölby) fanns inte några observationspunkter mellan infiltrations- och uttagsområden. Detta gjorde det omöjligt att följa spårämneshöjningen, bedöma transporttiden osv. Testen

visar att vid en komplex anläggning, som den i Högby, erfordras omfattande bakgrundsdata och ett stort nät av observationspunkter för att uppnå ett användbart resultat. I denna typ av anläggningar föreligger ofta frågetecken avseende vattnets strömningsvägar och transporttider samt blandningsförhållanden. För att inte "missa" spårämnespulsen i djupled bör observationsrör på längre avstånd från infiltrationsbassängerna vara öppna längs hela akviferens mäktighet alternativt vara drivna till olika djup. Eftersom befintliga observationsrör vid samtliga studerade anläggningar främst var installerade med syfte att klarlägga jordlagerföljden i hela akviferen eller för att lokalisera uttagslägen var dessa drivna till stort djup och endast öppna i sin nedersta del. Sannolikt var de djupa observationspunkterna en bidragande orsak till svårigheterna att följa spårämnespulsen vid Blacksta (Kumla).

Erfarenheten från Jägarbacken visar att det är möjligt att klarlägga uppehållstiden. Det kan dock vara svårt att förutse hur lång tid det kan ta innan spårämnet kommer fram till en brunn. I Jägarbacken var variationen i tid mellan de olika brunnarna betydande. Om man jämför brunn J3 och J5, som ligger efter varandra i vad som bedömdes vara den huvudsakliga strömningsriktningen och där brunn J5 ligger endast 50 meter längre bort från bassängen, så är det mycket förvånande att toppen i brunn J3 nåddes efter 5 dygn medan det tog tre månader till brunn J5. Det är alltså nödvändigt att så långt som möjligt planera för att försöket kan behöva pågå under mycket lång tid. Det kan vara svårt att hålla en konstant driftsituation under längre tid, men det bör eftersträvas. Andelen vatten som kommer från infiltrationen kan antingen beräknas från en stabil koncentrationsplata, om en sådan uppnås, eller genom att jämföra ytorna under spårämneskurvorna i ett tids-koncentrationsdiagram för vattnet i bassängen och i observationspunkten. I de studerade anläggningarna är uppehållstiderna långa, vilket kräver långvarig tillsättning för att en plata ska uppnås. Detta var inte praktiskt möjligt eftersom tillsättning i sådant fall skulle pågått under veckor eller månader, varför den senare metodiken fick användas (se *avsnitt 2.6*).

För att möjliggöra en säker utvärdering av försöken bör man också beakta att grundvattnets kvalitet ofta uppvisar en naturlig tidsvariation om spårämnet som används även förekommer naturligt, t ex klorid, och om flödestiderna är långa. Vid vattentäkter i produktion följs normalt vattenkvaliteten löpande i uttagsbrunnarna, men på grund av heterogeniteter i akviferen förekommer ofta lokala rumsliga variationer i vattenkemin som inte framgår vid denna provtagning. Nollprovtagning gjordes därför i samtliga provtagningspunkter åtminstone två gånger, dels veckan före försöket och på morgonen den dag spårämnet tillsattes. Det visade sig att denna provtagning inte var tillräcklig, det hade underlättat utvärderingen om längre mätserier varit tillgängliga eftersom kemin varierade mycket i tiden. I Jägarbacken berodde förmodligen detta på variationer i råvattnets kvalitet. Därför bör även prov tas i bassängen dels under en längre period före försöket och dels under huvuddelen av försöksperioden. I Blacksta var sannolikt variationen i vattenkvalitet kopplad till intermittenta uttag eller säsongsmässiga variationer i grundvattenkemin. Denna senare variation kan t ex vara betingad av årstidsfluktuationer i grundvattenstånd i tillströmningsområdet. Vid vattentäkten i Högby förekom stora och snabba variationer i uttagsbrunnarnas vattenkvalitet, vilket försvårade utvärderingen. Detta berodde på att vatten från ett annat område med en avvikande kvalitet blandas in i samband med intermittent syresättning samt på variationer i uttagen. Driftsituationen var således mycket komplex.

För planeringen av försöken erfordrades information om vattentäkten och vattenkemin. Tillgängligt underlag sammanställdes och utvärderades därför före försöken. För att underlätta förarbetet för spårämnesförsöket bör allt befintligt analysmaterial från vattentäkten (råvatten respektive olika uttagsbrunnar och eventuella analyser från observationsrör) sammanställas och utvärderas. Mätning av temperatur och ledningsförmåga i de olika provtagningspunkterna ger ibland en indikation om vattnets omsättning i olika punkter (jfr Blacksta, *tabell 9*). Om ett spårämne som förekommer naturligt ska användas är det viktigt att naturliga nivåer och variationer i halten är kända för de olika provtagningspunkterna. Även om ett ämne som förekommer i mycket låga koncentrationer (t ex jodid) ska användas, bör så mycket information som möjligt sammanställas för att bedöma risken för fastläggning (vid lågt pH). Förberedande arbeten erfordrades också för att få en klar bild av utgångsläget vid den aktuella tidpunkten. Grundvattennivåer mättes i samtliga tillgängliga rör vid ett tillfälle med de infiltrations- och uttagsförhållanden som skulle råda under försöket för att konstruera en representativ strömbild. Under försöket mättes sedan grundvattennivåerna i ett begränsat antal rör som bestämts i försökets inledning.

Genomförandet av försöken krävde resurser för provtagning och uppföljning av resultaten för att kunna styra försöken. Provtagning i produktionsbrunnar är praktiskt och här är omsättningen av vatten god. Det visade sig vara en fördel att kunna utnyttja ytliga observationspunkter för provtagning i närheten av infiltrationsbassängen. Dessa gav även möjlighet att studera den omättade zonens effekt på infiltrationsvattnets kvalitet. För att provtagningen ska ge representativa prover är det viktigt att omsättningen av vatten är god. Både nysatta och gamla observationsrör behöver förmodligen pumpas antingen kontinuerligt eller upprepade gånger innan försökets början. Det försök med kontinuerlig pumpning med låg kapacitet som gjordes i observationsrör visar att detta är en fördel. Härvid erhålls bättre möjlighet att täcka in en större del av akviferen vid provtagning, och inte enbart en smal strömbana. Vid brunnar där pumpning med större kapacitet sker förändras strömningsförhållandena och vattenkvaliteten inom en större del av akviferen ”integreras”.

5 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

Resultaten visar att spårämnet klorid (NaCl) fungerar bra vid försök vid konstgjord grundvattenbildning, utspätt ger det inte några problem med densitetsskiktning (se *avsnitt 2.4.1*). När stora volymer vatten ska märkas kan spårämnet bli svårhanterligt på stora mängder. Korrosion kan dessutom ge vissa problem med pumpar och installationer. Ur hälsosynpunkt är klorid bra, men vid halter högre än ca 300 mg/l kan det ge smak. Klorid är billigt samtidigt som kostnaden för kloridanalyser är låg. Analyserna är dessutom tillgängliga med tillräcklig precision vid alla vattenlaboratorier. Genom att mäta konduktiviteten kan spårämnet enkelt detekteras i fält, vilket också är en fördel. För utvärderingen krävs emellertid hög noggrannhet (3-siffrig) vilket innebär att fältmätningarna bör kompletteras med noggranna mätningar på laboratorium.

Resultaten visade på nedbrytning och fastläggning av natriumnaftionat ($\text{C}_{10}\text{H}_8\text{NNaO}_3\text{S}$) då det tillsattes i bassäng. Vid injicering direkt i grundvattenmagasinet kunde det detekteras på större avstånd. Det försök som gjordes med nitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) visade att långa uppehållstider och stora naturliga svängningar i vattenkemin störde utvärderingen i den fallstudien. Någon nitratreduktion kunde inte spåras men generellt måste denna risk beaktas. En fördel med nitrat är att det är billigt och att mindre mängder än klorid erfordras. Tidigare utförda försök med jodid (KI) och litium (LiCl) visade på deras användbarhet vid infiltrationsanläggningar. För jodid föreligger risk för fastläggning till organiskt material samt järn- och aluminiumhydroxider. Det senare vid pH lägre än 6.5-7. Jodid kan inte användas i anläggningar i drift om klorering sker eftersom smakproblem kan uppstå. Litium kan endast rekommenderas för kortare avstånd mellan infiltration och uttag.

När det gäller spårämnena som tillsätts bedöms klorid sammantaget vara det mest användbara. Nackdelen med att stora mängder måste hanteras kompenseras av den mycket enkla metodiken vid detekteringen. Kostnaden är låg både för själva spårämnet och för analyserna. I och med att konduktivitmätningar, som enkelt utförs i fält, kan användas minskar också behovet av provtagning och laboratorieanalyser.

Om det är möjligt att använda naturligt förekommande spårämnena så är detta ofta en fördel, de tidsmässiga variationerna i halter måste dock vara väl kända. Möjligheterna är speciellt goda i samband med arbeten för en ny vattentäkt, t ex vid provinfiltration eller provpumpning. Under förutsättning att de naturliga skillnaderna mellan vattentyperna är tillräckligt stora kan blandningsförhållanden mm bestämmas. Det är viktigt att beakta att reaktioner, t ex jonbyte eller redoxreaktioner, kan påverka koncentrationerna i de olika vattentyperna, särskilt vid förändrade strömningsmönster.

Resultaten visar att spårämnesförsök är en användbar undersökningsmetod vid vattenförsörjningsanläggningar med konstgjord grundvattenbildning. De frågeställningar som främst är lämpliga att studera är följande:

- hydraulisk kontakt mellan infiltrations- och uttagsområden
- uppehållstid
- strömningmönster
- återvinning av infiltrerat vatten
- blandning mellan infiltrerat vatten och naturligt grundvatten

Syftet med undersökningen bestämmer försökets uppläggning och val av spårämne.

För att kunna genomföra ett framgångsrikt spårämneshörsök erfordras god kunskap om vattentäktens hydrogeologi och vattenkemi. Det bör vara en strävan att hålla stationära förhållanden under försöket, det kan dock finnas svårighet att vidmakthålla detta under längre tid om anläggningen är i produktion samtidigt.

Vid planering av spårämneshörsök är det viktigt att erforderlig information finns tillgänglig. För att förenkla arbetet har följande checklista tagits fram.

Checklista

Vattentäkt

- karta över vattentäkten (konfiguration)
- information om geologin i området
- strömbild (vid aktuell driftsituation)
- infiltrationsbassänger (läge-yta-djup-volym-spridning)
- brunnar (läge-typ-djup-lagerföljd mm)
- observationspunkter (utformning, djup till intagssil, djup till grundvattenyta)
- avstånd mellan infiltrationsbassänger och brunnar
- omätnad zon (vid infiltration, brunnar osv)
- bedömd uppehållstid (k-värde)
- bedömt naturligt grundvattenflöde
- grundvattenkvalitet (naturlig -före infiltration, brunnsvatten-efter infiltration)
- bakgrundsdata kemi (0-nivå för spårämne, variationer mm)
- bakgrundsdata grundvattennivåer
- råvatten för infiltration (källa, kvalitet, variationer mm)

Vattenverk

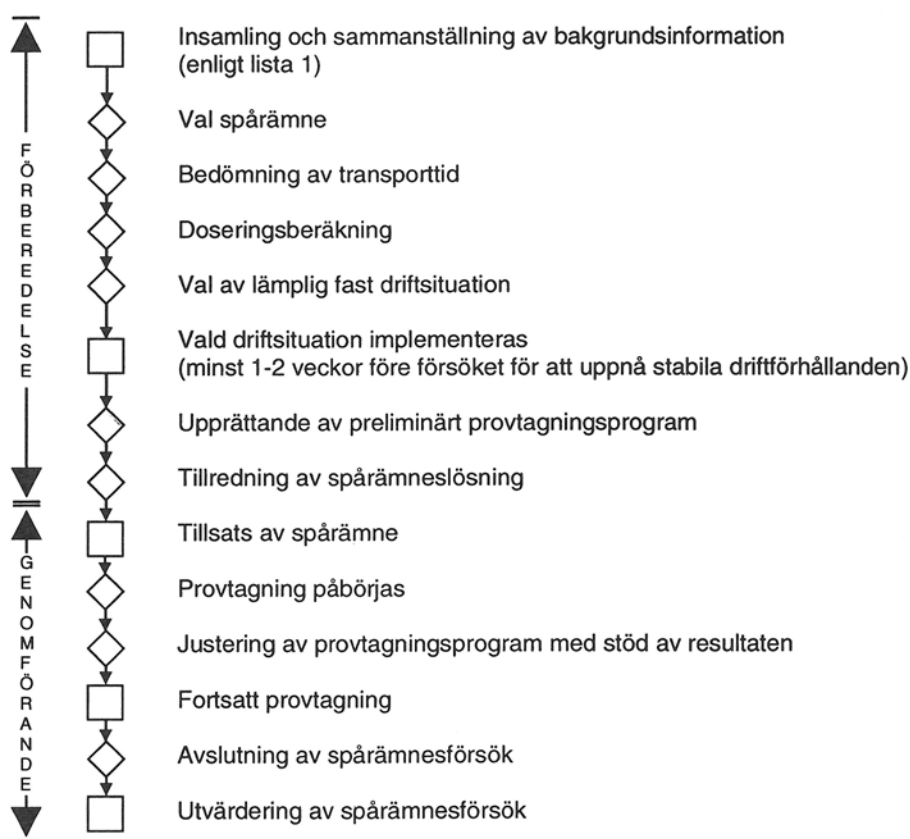
- förbehandling (process, kemikalier mm)
- efterbehandling (process, kemikalier, inblandning av annat vatten genom t ex syresättning mm)
- lämplig punkt för inblandning av spårämne
- analysmöjligheter vid vattenverket (konduktivitet mm)

Driftsituation

- total uttagsmängd
- fördelning av uttag på olika brunnar
- total infiltrationsmängd
- fördelning av infiltration på olika bassänger
- provtagningsmöjligheter (pump till observationsrör, kranar vid brunnar osv)

Ofta krävs också kompletterande arbeten, t ex installation av nya observationsrör, för att kunna följa spårämnespulsen. Resurser måste avsättas för provtagning, både för att dokumentera spårämnespulsen men också för uppföljning av resultaten för att kunna styra försöken.

Vid genomförandet av spårämnesförsök är det viktigt att veta vilka moment som ingår, vilken information som erfordras osv. För att förenkla arbetet redovisas en principiell arbetsgång i *figur 25*.



Figur 25. Flödesschema med arbetsgång vid spårämnesförsök.

Sammantaget kan sägas att spårämnesförsök kan ge värdefull information, men att resurser krävs för såväl förberedelser som genomförande. Denna merkostnad måste dock ställas i relation till den nya information som erhålls. Det är viktigt att de resultat som erhålls vid spårämnesförsök tas tillvara och utnyttjas i praktiken. Om det visar sig att behov av förändringar finns bör åtgärder genomföras för att förbättra vattentäkten,

genom justering av uttagpunkter, infiltration osv. Försöken i Jägarbacken och Bista har gett ny information om hur vattentäkten verkligen fungerar, kunskap som gett möjligheter att förbättra såväl infiltration som uttag.

Resultaten kan också utnyttjas för etablering och kalibrering av datormodeller som sedan kan användas för optimering av driften. Dessutom finns t ex möjlighet att avgränsa skyddsområde baserat på verkliga transporttider, och inte teoretiskt framräknade vilket vanligtvis är fallet. På detta sätt erhålls gränsdragningar som är mer realistiska och som kan ge den aktuella vattentäkten ett verkligt skydd. Kännedom om vattnets strömningsvägar och transporttider ger också viktig information som kan användas vid eventuella föroreningssituationer. Detta ger underlag för utarbetande och genomförande av väl avpassade skyddsåtgärder.

Referenser

Aastrup, M., Thunholm, B., Johnson, J., Bertills, U. & Berntell, A. 1995. Grundvattnets kemi i Sverige. Naturvårdsverket rapport 441551.

Adar, E.M. & Leibundgut, C. (eds) 1995. Application of tracers in arid zone hydrology. IAHS Publication No 232. 452 sid.

Appelo, C. A. J. & Postma, D. 1994. Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema. 536 sid.

Benson, C.F. & Bowman R.S. 1994. Tri- and tetrafluorobenzoates as nonreactive tracers in soil and groundwater. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:1123-1129.

Barczewski, B. & Marschall, P. 1992. Development and application of a lightfibre fluorometer for tracer tests. In: Tracer Hydrology, Hötzl & Werner (eds). Balkema, Rotterdam.

Bowman, R.S. & Gibbens J. F. 1992. Difluorobenzoates as nonreactive tracers in soil and ground water. Groundwater 30:1 p. 8-14.

Bryan, P.E., Kuzminski, L.N, Sawyer, F.M. & Feng T.H. 1973. Taste thresholds of halogens in water. J. of American Water Works Ass., May Issue, p. 363-367.

Cook, P.G. & Solomon, D.K. 1995. Transport of atmospheric trace gases to the water table: Implications for groundwater dating with chlorofluorocarbons and krypton 85. Water Resources Research 31:2 p. 263-270.

Davies, S.N., Campbell, D. J., Bentle, H. W. & Flynn, T. J. 1985. Ground-water tracers. Nat. Water Well Ass. Worthington, Ohio.

Drever, J.I. 1982. The geochemistry of natural waters. Prentice Hall. N.J. 388 sid.

Gelhar, L.W., Welty, C. & Rehfeldt, K.R. 1992. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. Water Resources Research 28:7 p. 1955-1974.

Eklöf, O. 1971. Fysikhandboken. Tabeller och formler. Biblioteksförlaget Stockholm. 84 sid.

- Frycklund, C., Jacks, G., Johansson, P.-O. & Lekander, K., 1994. Konstgjord grundvattenbildning - Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration. VA-Forsk, Rapport 1994-08.
- Hansson, R.C., Henderson, M.J., Jack, P. & Taylor, R.D. 1987. Iodoform taste complaints in chloramination. *Water Research* vol 21, No 10, p 1265-1271.
- Hanson, G. 1998. Konstgjord grundvattenbildning- 100-årig teknik inom svensk vattenförsörjning. Pågående VA-forsk uppdrag.
- Harvey, R.W., Kinner, N.E., MacDonald, D., Metge, D.W. & Bunn, A. 1993. Role of physical heterogeneity in the interpretation of small-scale laboratory and field observations of bacteria, microbial-sized microsphere, and bromide transport through aquifer sediments. *Water Resources Research* 29:8 p. 2713-2721.
- Hoehn, E., von Gunten, H. R. 1989. Radon in groundwater: A tool to assess infiltration from surface water to aquifers. *Water Resources Research* 25:8 p. 1795-1803.
- Hötzl, H. & Werner, A. (eds) 1992. *Tracer Hydrology*. Balkema, Rotterdam. 464 sid.
- Jacobsen, O.H., Leij, F.J., van Genuchten, M.Th. 1992. Parameter determination for chloride and tritium transport in undisturbed lysimeters during steady flow. *Nordic Hydrology* 23 p 89-104.
- Jansa, V., 1978. Rapport angående undersökningar av grundvattenbildning genom konstgjord infiltration. Vattenbyggnadsbyrån.
- Jensen, K.H., Bitsch, K. & Bjerg, P.L. 1993. Large-scale dispersion experiments in a sandy aquifer in Denmark: Observed tracer movements and numerical analysis. *Water Resources Research* 29:3, p. 673-696.
- Johansson, P.-O., 1987. Spårämnesförsök för bestämning av andelen återvunnet vatten vid försöksanläggningen för konstgjord infiltration i Augerum, Karlskrona kommun. Inst. för kulturteknik, KTH.
- Knutsson, G. 1970. Spårämnen som hjälpmedel vid grundvattenundersökningar. I *Grundvatten*. Red. Eriksson, E., Gustafsson, Y. & Nilsson, K. Sid 147-191. P A Norstedt & Söners förlag. Stockholm.
- Käss, W. 1992. *Geohydrologische Markierungstechnik. Lehrbuch der Hydrogeologie*. Bd. 9 Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart. 519 sid.

Käss, W. 1998. Tracing technique in geohydrology. Balkema. 581 pp.

LeBlanc, D.R. & Garabedian, S.P., Hess, K.M., Gelhar, L.W., Quadri, R.D., Stollenwerk, K.G. & Wood, W.W. 1991. Large scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod Massachusetts. 1. Experimental design and observed tracer movement. *Water Resources Research* 27:5, p. 895-910.

Leibundgut, C. (ed.) 1995. Tracer technologies for hydrological systems. IAHS Publication No. 229. 319 sid.

Levy, B.S. & Chambers, R.M. 1987. Bromide as a conservative tracer for soil-water studies. *Hydrological processes*, vol 1, p. 385-389.

Lundström, U. & Olin, Å. 1985. Undersökning av bromidhalten i nederbörd, yt- och grundvatten i Sverige. Slutrapport till Statens Naturvårdsverk. Stencil 21 sid.

Lundström, U. & Olin, Å. 1986. Bromide concentration in Swedish precipitation, surface and ground waters. *Water Research*. Vol 20, No 6, p. 751-756.

McKay, L.D., Cherry, J.A., Bales, R.C., Yahya, M.T. & Gerba, C.P. 1993. A field example of bacteriophage as tracers of fracture flow. *Environ. Sci. Technol.* 27:6 p. 1075-1079.

Reichert, B. & Hötzl, H. 1992. Transport processes by bank filtration in heterogeneous porous media. In: *Tracer Hydrology*, Hötzl & Werner (eds). Balkema, Rotterdam.

Reilly, T.E., Plummer, L.N., Phillips, P.J. & Busenberg, E. 1994. The use of simulation and multiple environmental tracers to quantify groundwater flow in a shallow aquifer. *Water Resources Research* 30:2 p. 421-433.

Saxena, R.K. 1987. Oxygen-18 fractionation in nature and estimation of groundwater recharge. Doctoral thesis at Uppsala University, Dep. Of Physical Geography, Div. of Hydrology. Report Series A: No 40. 149 sid.

Schlichter, C.S. 1902. The motions of underground waters. U.S. Geological Survey Water-Supply, Paper 67.

Stetzenbach, K.J., Jensen, S.L. & Thompson, G.M. 1982. Trace enrichment of fluorinated organic acids used as ground-water tracers by liquid chromatography. *Environ. Sci. Technol.*, Vol 16:5 p. 250-254.

Vanek, V. 1990. In situ treatment of iron-rich groundwater by the addition of nitrate. Limnology, Dept of Ecology, University of Lund. 33 sid.

VBB Viak, 1993. Eskilstuna kommun. Hyndevadsverket. Redogörelse för spårämnesförsök i syfte att bestämma vattnets transporttid mellan infiltrationsbassänger och södra brunnsområdet vid konstgjord infiltration.

Wernli, H.R. 1986. Naphthionat - ein neuer Fluoreszenztracer zur Wassermarkierung. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 30 (1) p. 16-19.

Wilson, R.D. & Mackay, D. M. 1993. The use of Sulphur Hexafluoride as a Conservative Tracer in Saturated Sandy Media. Groundwater 31:5 p. 719-724.

Yoshida, S., Muramatsu, Y. & Uchida, S., 1992. Studies on the sorption of I^- and IO_3^- onto andosols. Water, Air and Soil Pollution 63 p. 321-329.

Underlag

Örebro stadsfullmäktiges protokoll och handlingar 1915, Serie A no 53, Utvidgning af Skråmsta vattenverk.

Örebro vattenförsörjning, Skråmsta. Rapport över utförda rekognoseringsborrningar, VBB 62-10-08.

Örebro kommun, Utredning av möjligheterna att öka grundvattenuttaget i området söder om Skråmsta vattentäkt vid Sandtorp. KM 80-09-12.

Kumla vattenförsörjning, PM angående utförande av infiltrationsförsök vid Blacksta. VBB 67-01-05.

Kumla vattenförsörjning, Redogörelse för utförda infiltrationsförsök vid Blacksta. VBB 68-05-07.

Kumla kommun, Grundvattentäkten vid Blacksta, Matematisk modellstudie. VBB 82-03-22.

Mjölby kommun, Centralortens vattenförsörjning. Vattenbyggnadsteknisk utredning, K-KONSULT 87-10-23.

Utläggning av bentonitmatta längs sträcka av väg 32 i Mjölby kommun. VTI nr V200, 1992.

Uppföljande undersökningar våren 1997 av bentonitmatta vid väg 32 i Mjölby. VTI utlåtande nr 639, 1997.

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien fr o m 1995

- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Weland, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledning. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legeth*
- 1996-01 Organiskt avfall som växtnäringsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Clæs Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlagring för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutvärdering av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skepnad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läcköskning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattning av avloppsslam med naturnära metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningsslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course"
José-Ignacio Ramírez
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluen i avloppsslam – En studie av Lingsheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltation – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg,
Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*
- 1998-12 Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – Undersökningar med
screeningmetoden och renkulturer av nitrifikationsbakterier, *Karin Jönsson, Camilla Grunditz*
- 1998-13 Katjoniska polyakrylamider – Inverkan på markens mikrobiologi, *Mats Johansson, Nicklas Paxéus, Cajsa Wahlberg, Lennart Torstensson*
- 1998-14 Miljöledningssystem för avloppssystem – En handledning, *Ann-Carin Andersson, Ann-Charlotte Bauer*
- 1998-15 Dricksvattensituationen i Sverige, *Anders Hult*
- 1998-16 Systemanalys VA – Hygienstudie, *Ann Albiñ, Thor Axel Stenström*
- 1998-17 Hur tolkas en LCA-rapport? *Göran Svensson*
- 1999-0 VA-FORSK-rapporter 1992-1998
- 1999-01 Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering,
Janusz Niemczynowicz
- 1999-02 Miljöföroreningar i dricksvatten, *Olof Bergstedt, Nicklas Paxéus, Henrik Rydberg*
- 1999-03 Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk,
Claes Hernebring, Bengt Zagerholm
- 1999-04 Kundenkäter inom VA – handledning och förslag till frågeformulär, *Jan Lille*
- 1999-05 Bevattnings av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten, *Kenth Hasselgren*
- 1999-06 Kartläggning av retention av fosfor och metaller i kommunala slamdeponier – modellområde
Avan i Gävle, *Emil Rydin, Kristian Persson, Curt Forsberg*
- 1999-07 Utveckling av en biosensor för denitrifikationshämning, *Lena Gumaelius, Gunnel Dalhammar*
- 1999-08 VA-försörjning och avfallshantering i lokal Agenda 21 i Skåne – erfarenheter från 20 kommuner,
Peder Hjorth
- 1999-09 Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar, *Tina Karlberg, Erik Norin*
- 1999-10 Kompletterande avloppslösningar i flerfamiljshus och offentliga lokaler, *Jan-Erik Haglund, Birgitta Olofsson, Maria Rydén, Henrik Tideström*
- 1999-11 Slamförbränning, *Katarina Starberg, Jan-Erik Haglund, Jan Hultgren*
- 1999-12 Organiska för(ör)eningar i avloppsvatten från kommunala reningsverk, *Nicklas Paxéus*
- 1999-13 Tillämpning av hydrologiska modeller i vattenplanering, *Lars Kylefors, Thomas Gumbricht, Lars-Göran Gustafsson*
- 1999-14 Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning, *Lena Tilly, Lena Maxe, P-O Johansson*