

Spårämnesförsök som undersöknings- metodik vid konstgjord grund- vattenbildning

***Lena Tilly
Lena Maxe
Per-Olof Johansson***



•14

Utgiven av VAV AB

**VA-FORSK
RAPPORT
1999 • 14**

 **VA-FORSK**

VAV

VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Ola Burström, ordförande	Skellefteå
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
VD Roger Bergström	VAV
Enhetschef Bengt Göran Hellström	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Nina Jarlbäck	Eskilstuna
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
VA-chef Stefan Marklund	Luleå kommun
Ledamot i KS o KF Håkan Mattsson	Ystad
Ledamot i KS Åsa Möller	Sundsvall
Avd chef Peter Stahre	VA-verket Malmö
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet
Asle Aasen, adj	NORVAR, Norge
Forskningschef Jan Falk, sekreterare	VAV

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande VAVs ståndpunkt.

VA-FORSK
VAV AB
101 53 STOCKHOLM
Tel: 08-677 25 70
Fax: 08-677 25 75

VAV AB är servicebolag till Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen

Spårämnesförsök som undersöknings- metodik vid konstgjord grund- vattenbildning

***Lena Tilly
Lena Maxe
Per-Olof Johansson***

**VA-FORSK
RAPPORT
1999 • 14**



VAV

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning
Title of the report:	Use of tracer tests in artificial recharge
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	1999-14
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-28-6
Författare:	Lena Tilly, VAI VA-Projekt AB, Lena Maxe KTH, P-O Johansson, SWECO
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	95-125
Projektets namn:	Kontakt infiltration- brunnsområde
Projektets finansiering:	VA-FORSK
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tfn 08-457 11 00
Rapportens omfattning Sidantal:	88
Format:	A4
Upplaga:	1200
Sökord:	Bassänginfiltration, dricksvatten, fallstudier, grundvattentäkt, konstgjord grundvattenbildning, spårämnen, spårämnesförsök, vattenförsörjning
Keywords:	Artificial recharge, case studies, drinking water, pond infiltration, tracer, tracer tests, ground water supply
Sammandrag:	Rapporten beskriver försök med tre olika spårämnen i fyra vattenförsörjningsanläggningar baserade på konstgjord grundvattenbildning i bas-sänger. Det praktiska genomförandet av spårämnesförsök struktureras med hjälp av en checklista avseende underlagsmaterial och en principiell arbetsgång.
Abstract:	The report describes tracer tests with different tracers used in parallel in four Swedish water supply areas based on artificial recharge in open ponds in glacio-fluvial deposits. A checklist for collection of background data and a general work plan for practical application are presented.
Målgrupper:	Dricksvattenproducenter Forskare Konsulter Miljövårdsmyndigheter
Utgivningsår:	1999
Pris 1999:	200 kr, exkl moms
Omslagsbild:	Per Leander

SAMMANFATTNING

Studien inleds med en **analys av olika typer av spårämnen**. Deras **möjligheter och begränsningar** för användning vid undersökningar i anläggningar för konstgjord grundvattenbildning i bassänger belyses. För att testa ett antal möjliga spårämnen och den praktiska metodiken vid genomförandet gjordes **spårämnesförsök** i vattenförsörjningsanläggningarna Jägarbacken och Bista vid Skråmsta vattenverk i Örebro, Blacksta i Kumla samt Högby i Mjölby. Vid val av spårämnen togs hänsyn till att samtliga anläggningar är i produktion och att några hälso-, smak-, lukt- eller färgproblem därför inte fick orsakas. Följande ämnen valdes ut för test: **klorid** (NaCl), **natriumnaftionat** ($\text{C}_{10}\text{H}_8\text{NNaO}_3\text{S}$) och **nitrat** ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$).

Klorid användes som referensämne parallellt med test av natriumnaftionat respektive nitrat. Resultaten visade på en omfattande fastläggning av natriumnaftionat då det tillsattes i bassäng. Jämförande försök gjordes därför med att injicera natriumnaftionat direkt i grundvattenmagasinet, varvid det kunde detekteras på större avstånd. Någon direkt jämförelse med kloridpulsen var ej möjlig eftersom denna tillsattes i bassäng. Det försök som gjordes med nitrat visade på långa uppehållstider och stora naturliga svängningar i vattenkemin störde utvärderingen i det aktuella fallet. Någon nedbrytning kunde ej spåras. Nitrat kan vara användbart, men hänsyn måste tas till risken för nitratreduktion. 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 vid låga pH samt att det inte kan användas då dricksvattnet kloreras. För litium finns risk för fastläggning, det kan dock vara användbart på korta sträckor. Sammantaget bedöms fortfarande **klorid vara det mest användbara spårämnet**. Nackdelen är att stora mängder måste hanteras, detta kompenseras dock av den mycket enkla metodiken vid detekteringen. Ledningsförmågan kan mätas i fält, kontinuerligt registrerande instrument kan också användas. Kloridanalyser är billiga och tillgängliga med tillräcklig precision vid alla vattenlaboratorier.

Resultaten visar att spårämnesförsök kan ge värdefull information vid vattenförsörjningsanläggningar med konstgjord grundvattenbildning; gällande hydraulisk kontakt mellan infiltrations- och uttagsområden, uppehållstid, strömningmönster samt återvinning av infiltrerat vatten. För planeringen av ett försök erfordras att tillgängligt underlag om vattentäkten och vattenkemin sammanställs och utvärderas. Ofta krävs också kompletterande arbeten, t ex installation av nya observationsrör, för att kunna följa spårämnet. Dessa ger samtidigt ytterligare information om hur vattentäkten verkligen fungerar. Resultaten från spårämnesförsöken ger underlag till förbättringar av vattentäkten, optimering av driften, avgränsning av skyddsområden, beredskap för eventuella föroreningsincidenter mm.

För att förenkla det praktiska genomförandet av spårämnesförsök vid vattentäkter i produktion har en **checklista** för sammanställning av erforderligt underlag tagits fram för planeringen samt en **principiell arbetsgång**.

SUMMARY

The study includes a thorough **analysis of different types of tracers and their application** for use in artificial recharge in open ponds. Tracer tests were carried out in four Swedish water supply areas in glaciofluvial deposits, Jägarbacken and Bista at Skråmsta waterworks in Örebro, Blacksta waterworks in Kumla and Högby waterworks in Mjölby. Different tracers were used in parallel in order to evaluate their suitability for the specific purpose. As all the waterworks were producing drinking water, the choice of tracers were limited as the tracer and its possible metabolites must not be harmful to human health. Further, the tracer should not present any problems regarding taste, odour or colour and it should be environmentally safe. The tracers chosen for tests were, **chloride** (NaCl), **Sodium Naphthionate** (C₁₀H₈NNaO₃S), and **nitrate** (Ca(NO₃)₂).

Chloride was used as reference tracer in combination with Sodium Naphthionate and Nitrate respectively. Sodium Naphthionate exhibited large adsorption when added to the infiltration pond. When Sodium Naphthionate was injected into the aquifer it was easily detected at a longer distance. In the test made with nitrate no degradation was found but it was only possible to follow the tracer for a short distance. Large natural fluctuations in water chemistry disturbed the evaluation. Nitrate may be an alternative tracer in some aquifers, but it is necessary to consider the possibility for nitrate reduction. In order to enlarge the study, earlier tests with iodide (KI) and lithium (LiCl) were included. Iodide is convenient to use as the natural concentrations are very low and only small amounts need to be added. The drawbacks are that it may sorb to mineral phases at low pH, and that substances giving taste or toxic substances may form if the drinking water is chlorinated. Due to the risk for retention lithium is only suitable for short distances. The results show that **chloride is the most practical tracer**. Due to the large amount needed for a distinct response it is inconvenient to handle, but this is compensated by the very simple detection by EC measurements. The chemical analysis of chloride is available with sufficient precision at all laboratories.

The conclusion is that **tracer tests are valuable tools** for studies in water supply areas based on artificial recharge; to confirm hydraulic contact between recharge area and abstraction area, for determination of residence time, flow pattern, and rate of recovery of infiltrated water. Extensive background data on water chemistry and hydrogeology of the water supply area is necessary as input for the planning of a test. Complementary work, for example installation of observation wells, is often needed in order to follow the tracer. The results from the tracer tests could be used for improvement of the water supply area, for optimisation of recharge and abstraction, for creation of protection zones, for preparation of emergency plans and actions for contamination incidents etc.

In order to simplify the use of tracer tests in water supply areas producing drinking water, a **check list** for collection of background data and a **general work plan** for practical application are presented.

FÖRORD

Metoden att förstärka grundvattentillgången med infiltration av ytvatten, konstgjord grundvattenbildning, utnyttjas sedan länge för produktion av kommunalt dricksvatten i Sverige. Den kan även betraktas som en naturanpassad beredningsmetod för ytvatten, ett miljövänligt alternativ till de beredningsmetoder där mer kemikalier används. Metodens funktion beror till stor del av de lokala naturförutsättningarna och går inte att styra eller förutse på samma sätt som en process inom vattenverkets ”fyra väggar”. Hur vattnet rör sig i marken är fundamentalt i sammanhanget, men i många vattenförsörjningsanläggningar baserade på konstgjord grundvattenbildning är kontakten mellan infiltrations- och uttagsområde inte klarlagd och än mindre säkerställd. Föreliggande rapport visar på hur spårämnesförsök kan användas för att öka kunskapen om förhållandena vid denna typ av anläggningar.

Arbetet har genomförts av en projektgrupp bestående av både praktiker och forskare. Lena Tilly (VAI VA-Projekt AB) har varit projektledare och ansvarig för planering och genomförande av försöken. Lena Maxe (avdelningen för mark- och vattenresurser, KTH) och Per-Olof Johansson (avdelningen för mark- och vattenresurser KTH vid starten av projektet, numera SWECO) har gemensamt ansvarat för litteraturgenomgången. Per-Olof Johansson har ansvarat för uppläggningsen av försöken och bidragit med det äldre material från tidigare försök som redovisas. Lena Maxe har ansvarat för utvärdering av analysdata från de i projektet genomförda försöken. Analyser av vattenprov i samband med försöken i Örebro har utförts på laboratoriet vid avdelningen för mark- och vattenresurser respektive institutionen för biokemi vid KTH, till största delen av Lena Maxe.

Förutom finansiering från VA-Forsk har även finansiering erhållits från Örebro kommun, Kumla kommun samt Mjölby kommun. Från dessa har följande personer medverkat: Royne Larsson (Örebro kommun), Mats Iggmark och Marcel Minnegal (Kumla kommun) samt Per-Arne Carlsson (Mjölby kommun). Vattenverkens personal har bidragit med eget arbete och aktivt medverkat vid försöken.

En referensgrupp bestående av Örjan Cronström, VD för Sydvatten, och Peeter Maripuu, teknisk chef i Lysekil, har följt projektet.

Stockholm i februari 1999

Lena Tilly

Lena Maxe

Per-Olof Johansson

1	INLEDNING	1
2	SPÅRÄMNER OCH SPÅRÄMNESFÖRSÖK	3
2.1	Kort historik	3
2.2	Motiv för spårämnesförsök	4
2.3	Val av spårämne	5
2.4	Olika typer av spårämnen	8
2.4.1	Salter (enkla an- och katjoner)	8
2.4.2	Färgämnen	11
2.4.3	Stabila isotoper	12
2.4.4	Oladdade föreningar	13
2.4.5	Kolloida partiklar och organismer	13
2.4.6	Övriga spårämnen	14
2.5	Planering och genomförande av spårämnesförsök	16
2.5.1	Ändamål och underlagsmaterial	16
2.5.2	Spårämnesdosering	17
2.5.3	Provtagning	18
2.5.4	Driftförhållanden och övervakning av försöket	19
2.5.5	Kostnader	19
2.6	Utvärderingsmetodik	19
3	FALLSTUDIER	23
3.1	Inledning	23
3.2	Jägarbacken och Bista i Örebro	24
3.2.1	Vattentäktens hydrogeologi	24
3.2.2	Vattentäktens konfiguration	26
3.2.3	Vattenkvalitet	32
3.2.4	Val av spårämne	32
3.2.5	Försöksuppläggning	33
3.2.6	Provtagning och analyser	34
3.2.7	Resultat	39

3.3	Blacksta i Kumla	50
3.3.1	Vattentäktens hydrogeologi	50
3.3.2	Vattentäktens konfiguration	51
3.3.3	Vattenkvalitet	51
3.3.4	Försöksuppläggning	51
3.3.5	Provtagning och analyser	52
3.3.6	Resultat	52
3.4	Högby i Mjölby	55
3.4.1	Vattentäktens hydrogeologi	55
3.4.2	Vattentäktens konfiguration	57
3.4.3	Vattenkvalitet	57
3.4.4	Försöksuppläggning	58
3.4.5	Resultat	58
3.5	Försök med litium och klorid i Järna, Södertälje kommun	59
3.5.1	Bakgrund	59
3.5.2	Försöksuppläggning	60
3.5.3	Resultat	60
3.5.4	Kommentarer	61
3.6	Försök med jodid i Augerum, Karlskrona kommun	61
3.6.1	Bakgrund	61
3.6.2	Försöksuppläggning	62
3.6.3	Resultat	62
3.6.4	Kommentarer	63
4	SAMMANFATTANDE RESULTAT AV FALLSTUDIERN	65
	Val av spårämnen och försöksanläggningar	65
	Resultat avseende spårämnen	65
	Resultat från spårämnesförsöken	66
5	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	69
	Checklista	70

REFERENSER

73

UNDERLAG

77

1 INLEDNING

En ökande andel av den kommunala vattenförsörjningen baseras på konstgjord grundvattenbildning. Den pågående diskussionen avseende krav på förbättrad vattenkvalitet, minskad kemikalieanvändning och behov av skyddsbarriärer indikerar att metoden kommer att utnyttjas ännu mer i framtiden. VA- Forsk har finansierat forskning i detta ämne främst avseende kunskapsläge och kemiska processer (Frycklund 1992, Sundlöf & Kronqvist 1992, Frycklund et al. 1994, Hanson 1998).

För att en grundvattentäkt förstärkt med konstgjord grundvattenbildning ska fungera tillfredsställande är kontakten mellan infiltrationsområde och brunnar av avgörande betydelse. Den bestämmer såväl återvinningen av infiltrationsvattnet som dess uppehållstid. Förlorat infiltrationsvatten innebär ökad kemikalieanvändning i de fall förbehandling av infiltrationsvattnet tillämpas och medför även i övrigt oönskade kostnader. Förlorat infiltrationsvatten kan även ge upphov till negativa konsekvenser, t ex i samband med utläckage. Upphållstiden i marken är viktig eftersom den påverkar reningseffekt och temperaturutjämning i marklagren.

För att studera dessa frågor har ibland spårämnesförsök utförts vid vattentäkter. Ett spårämne är ett naturligt förekommande eller tillsatt ämne som används för att studera vattnets strömning eller den vattenburna ämnestransporten. Med ett idealt spårämne menas ett ämne som helt följer vattnet utan att fastläggas eller brytas ner. Spårämnen har vid olika försök tillförts infiltrationsvattnet och uppehållstider och andel återvunnet vatten har beräknats. Ofta har det vid dessa försök visat sig att resultaten från spårämnesförsöken ger en helt annan bild av vattenomsättningen än den som fanns innan försökets genomförande. Såväl de ansvariga för vattentäkten som den hydrogeologiska expertisen har ofta överraskats av de erhållna resultaten. För att få ett rättvisande underlag borde spårämnesförsök användas som en rutinmetod vid anläggande eller förändring av driften vid vattenförsörjningsanläggningar med konstgjord grundvattenbildning. Även befintliga anläggningar borde undersökas för att få ett optimalt utnyttjande av infiltrationsvattnet och för att kunna utnyttja markens renande verkan på bästa sätt. Kännedom om vattnets strömningsvägar och transporttider ger också en beredskap inför eventuella föroreningstillbud och möjliggör att adekvata skyddsåtgärder kan vidtagas.

Målet med denna studie är att belysa vilka möjligheter och begränsningar som finns att använda spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning. Litteratur inom spårämnesområdet har sammanställts och fyra spårämnesförsök har genomförts. Dessutom har resultat från några tidigare utförda studier utnyttjats vid utvärderingen.

2 SPÅRÄMNINGEN OCH SPÅRÄMNINGSFÖRSÖK

2.1 Kort historik

Spårämnesförsök har länge använts vid grundvattenundersökningar för att bestämma grundvattnets strömningsvägar och strömningshastigheter. Tidiga undersökningar med färgämnen och salter, främst i karstområden, finns rapporterade från Tyskland under senare delen av 1800-talet och början av 1900-talet. Då salter användes, vanligen NaCl eller NH_4Cl , bestämdes antingen kloridhalten på laboratorium eller så mättes vattnets elektriska ledningsförmåga i fält. Färgämnen och salter var de helt dominerade spårämnestyperna fram till 1950-talet då olika typer av radioaktiva spårämnen successivt började användas, t ex tritium, jodid-131 och krom-51-EDTA. Fördelarna med de radioaktiva spårämnena är framförallt att de är detekterbara vid mycket låga koncentrationer. De gammastrålände ämnena kan dessutom enkelt mätas direkt i fält. Nackdelen är de risker som den radioaktiva strålningen innebär. Idag betraktas det som mycket tveksamt att tillföra radioaktiva ämnen till den naturliga miljön. Detta har inneburit att användningen av denna typ av spårämnen nästan helt har upphört i grundvattensammanhang. Tritium, som avger beta-strålning, används dock fortfarande i viss utsträckning. I grundvattensystem som används för vattenförsörjning är det direkt olämpligt att tillsätta radioaktiva spårämnen. Genom s k aktiveringsanalys, där ett icke radioaktivt ämne bestrålas så att det avger radioaktiv strålning, möjliggörs detektion av mycket låga halter. De relativt komplicerade och kostsamma analysförfarandet har dock gjort att denna teknik inte använts i någon större omfattning i praktiska grundvattensammanhang. Dessutom har förfinade eller nya analysmetoder medfört att detektionsgränserna för vanliga kemiska analyser för många ämnen sänkts dramatiskt.

Intresset för olika stabila isotoper har däremot ökat starkt sedan 1970-talet. Syre-18 och deuterium är av särskilt intresse eftersom de liksom tritium utgör en del av själva vattnet. Andra stabila isotoper som använts i grundvattenundersökningar är klorid-36, kol-14, svavel-34 och kväve-15.

Flera artificiella ämnen har fått en sådan spridning i miljön att de kan användas som spårämnen. Detta gäller t ex tensider som liksom bor spridits via tvättmedel och freoner.

De ovannämnda spårämnena är alla antingen delar av själva vattenmolekylen eller lösta i vatten. Kolloida partiklar och organismer används också som spårämnen. En fördel med dessa är att en mycket stor utspädning kan accepteras. Endast enstaka partiklar krävs för att klarlägga en kontakt mellan injiceringspunkten och uttagspunkten. I strömmande vatten kan också en anrikning in-situ åstadkommas genom att ett filter av lämplig storlek används. Dessa spårämnen är av särskilt intresse vid bedömning av risker för spridning av patogener. Det första spårämnesförsöket med bakterier utfördes för mer än hundra år sedan. På 1950-talet gjordes de första försöken med sporer (*Lycopodium*). Även sporer, infärgade med fluoroscerande färgämnen testades. Genom sin storlek (ungefär 25-40 μm) är sporer dock inte lämpliga i porakviferer. Under 1970-talet började s k bakteriofager (virus som endast angriper bakterier) att användas som

spårämnen. Med hjälp av bakteriofager kan man få en uppfattning om risken för spridning av virus. Bakteriofagerna är så små att de även kan användas i porakviferer (0.02-0.08 μm). På slutet av 1980-talet prövades för första gången fluorescerande sk mikrokulor som spårämnen. Detta är små partiklar som färgas med något fluorescerande färgämne. Mikrokulor av denna typ framställs i storlekarna 0.05-90 μm och kan användas för att bedöma risken för bakteriespridning. (För en mer utförlig historik rekommenderas Käss, i engelsk översättning 1998 samt ursprunglig tysk version från 1992.)

2.2 Motiv för spårämnesförsök

Ett spårämnesförsök kan ge svar på en rad olika frågor gällande:

- var grundvattenbildningen sker
- vattnets strömningsvägar
- vattnets strömningshastigheter
- vattnets uppehållstid och dess fördelning
- andel vatten med olika ursprung

Traditionellt är detta de vanligaste frågeställningarna vid spårämnesförsök. Under senare år har ett ökande antal spårämnesförsök också utförts för att bestämma parametrar till de transportmodeller som allt oftare används vid grundvattenutredningar, främst avseende dispersion, sorption och nedbrytning. För de traditionella frågeställningarna liksom för bestämning av dispersionsparametrarna bör ett idealt spårämne användas. Sorption och nedbrytning bör undersökas med det ämne man är intresserad av eller ett ämne vars transportegenskaper liknar detta.

Olika krav ställs på spårämnet och försökets utförande beroende på vilka frågeställningar som skall besvaras.

Vid bassänginfiltration vill man först och främst försäkra sig om att det finns en god hydraulisk kontakt mellan infiltrationsbassängerna och uttagsbrunnarna. Flera exempel finns på att tunna lågpermeabla skikt i den omättade zonen medfört att det infiltrerade vattnet inte tillförts det primära grundvattenmagasinet utan att istället ett sekundärt grundvattenmagasin bildats vars vatten sedan läckt ut på marken eller till ett ytvattendrag. Heterogeniteter i grundvattenzonen, exempelvis zoner med lägre genomsläpplighet eller höga berggrundslägen, kan också medföra att grundvattenflödet avlänkas så att ingen eller dålig kontakt finns mellan infiltration och uttag. Särskilt för grundvatten-täkter belägna i områden med en heterogen geologi kan detta vara ett stort problem (t ex i sk randbildningar där inlandsisens kant stått stilla en längre period eller rört sig fram och tillbaka). Exempel på dessa typer av problem finns beskrivna i Hanson (1998). Ett spårämnesförsök för att klarlägga om en hydraulisk kontakt finns eller ej är den typ av försök som ställer minst krav på valet av spårämne. En viss fastläggning och fördröjning kan accepteras om motivet för försöket endast är att konstatera om kontakt finns eller inte. Om strömningshastigheter och uppehållstidsfördelning skall studeras kan däremot inte en interaktion med akvifermaterialiet som innebär fördröjningar accepteras. Om

andelen återvunnet vatten skall bestämmas ställs ytterligare krav på försökets utformning. Vid dosering under en kortare tid medför dispersionen att den observerade maximala koncentrationen i en uttags- eller observationspunkt inte direkt kan användas för att beräkning av blandningsförhållandet. Ett spårämne kan behöva doseras under mycket lång tid för att uppnå en platåkoncentration i uttagspunkten om avståndet mellan infiltration och uttag är stort. Om det är möjligt, kan det i dessa fall vara bättre att använda i vattnet naturligt förekommande spårämnen.

Vid inducerad infiltration är frågan hur god kontakten med ytvattendraget eller sjön är och var kontakten finns. Vattnets strömningsvägar och uppehållstid från infiltrationen i strandkanten eller botten fram till uttagsbrunnen är också av intresse vid bedömning av t ex skyddet mot föroreningar i ytvattnet. Bottensedimentens mäktighet och sammansättning samt variationerna i dessa är av avgörande betydelse för kontakten. Det har dock ofta visat sig svårt att på grundval av borrhningar och geofysiska undersökningar bedöma kontakten mellan yt- och grundvatten. Det är först vid provpumpningar som tillförlitlig information har kunnat erhållas. Om provpumpningen kombineras med att mätning av temperatur och analys av naturliga spårämnen kan ytterligare värdefull information erhållas. Spårämnen kan också injiceras i observationsrör belägna mellan uttagspunkten och vattendraget eller sjön.

2.3 Val av spårämne

Det är viktigt att tydligt precisera ändamålet med det försök som ska utföras. Vilken eller vilka frågor skall besvaras? Vidare bör man ha en god kännedom om de hydrogeologiska förhållandena i försöksområdet, både i hydrauliskt och kemiskt avseende.

En huvudindelning av spårämnena kan göras i naturliga och tillsatta. En principiell skillnad är att "input-funktionen" inte kan styras och oftast är mindre välbestämd för ett naturligt spårämne, både i tid och med avseende på koncentrationer. Om ett tillsatt spårämne används kan man däremot bestämma var, när, hur länge och i vilken mängd ämnet skall doseras. Om det finns naturliga skillnader mellan ytvattnets och grundvattnets innehåll av ett lämpligt spårämne är det emellertid fördelaktigt att kunna utnyttja detta, inte minst ur kostnadssynpunkt. Svårigheter kan dock uppstå främst p g a tidsmässiga variationer i ytvattnets innehåll av spårämnet och en rumslig variation i grundvattenkvaliteten. Det senare innebär att det kan vara svårt att erhålla ett representativt värde för koncentrationen av spårämnet i akviferen, vilket är viktigt vid beräkningar av andelen vatten av yt- och grundvattenursprung. Den tidsmässiga variationen i grundvattnet brukar i allmänhet vara mindre. När det gäller de tidsmässiga variationerna i ytvattnet är tidsskalan i denna variation i relation till uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagspunkterna av avgörande betydelse för utvärderingsmöjligheterna. En säsongsvariation kan t ex inte användas för att bestämma uppehållstiderna om dessa är korta. En unik möjlighet för att utnyttja naturliga spårämnen finns i anläggningsskedet när en provpumpning eller provinfiltration genomförs. Då kan naturliga skillnader användas direkt för att bestämma uppehållstidsfördelning.

En rad faktorer styr vilket eller vilka spårämnen som bör väljas vid en studie. Viktiga aspekter är:

- ***ämnets uppträdande i infiltrationsbassängen***

Om ämnet ska tillsättas direkt i bassängen får det inte vara flyktigt. Vidare får det inte brytas ned under inverkan av solljus. I de fall uppehållstiden i bassängen är lång bör även möjligheten till andra typer av nedbrytning, t ex mikrobiell, övervägas liksom risken att ämnet tas upp av eventuella växter. Det bör också beaktas att ämnet kan läggas fast i de utfällningar som ansamlas i botten av bassängen.

- ***ämnets transportegenskaper***

Om själva vattentransporten är av huvudintresse skall ett ämne väljas som i så stor utsträckning som möjligt har samma transportegenskaper som vattnet, dvs det skall ha liten benägenhet för adsorption, jonbyte, nedbrytning etc. Vidare bör spårämnet inte påverka vattnets fysikaliska och kemiska egenskaper så att strömningsförhållandena störs, t ex genom en densitetshöjning. Om däremot transporten av ett visst ämne eller någon mikroorganism skall studeras kan dessa användas som spårämne. Detta är emellertid ofta olämpligt och istället får ett spårämne med så lika transportegenskaper som möjligt användas. Att på detta sätt försöka välja ett ämne som liknar de ämnen man är intresserad av är tilltalande men ännu så länge inte så väl utvecklat. De grundläggande förhållandena för ämnens uppträdande är ännu inte tillräckligt kända och kvantifierade i olika (sub)miljöer och ofta får man ett annat resultat än väntat.

- ***låg naturlig halt vid användning av tillsatt spårämne***

En låg och stabil naturlig koncentration av det tillsatta spårämnet medför att en mindre mängd spårämne åtgår och att utvärderingen underlättas eftersom även små differenser kan urskiljas.

- ***detekterbarhetsgräns***

En låg detekterbarhetsgräns innebär fördelar både för naturliga och tillsatta spårämnen. En större utspädning i systemet kan accepteras. Om villkoret om en låg och stabil naturlig koncentration är uppfyllt kan då mängden tillsatt spårämne minimeras.

- ***vattenlöslighet***

En hög vattenlöslighet är en fördel eftersom en mindre volym spårämneslösning då behöver hanteras. Detta gäller särskilt då spårämnet skall tillsättas via grundvattenobservationsrör.

- ***analysförfarande och analyskostnader***

Det ideala är om spårämnet kan detekteras genom kontinuerliga in-situmätningar i observationsrör eller brunnar. Detta är t ex möjligt då klorid används som spårämne genom mätning av vattnets ledningsförmåga. En utveckling pågår också av fiberfluorometrar för in-situ mätning då fluoroscerande färgämnen används (Barczewski & Marschall, 1992). Om mätning inte kan göras in-situ är det oftast en stor fördel om mätningen ändå kan utföras i fält på uttagna vattenprover. Härigenom underlättas styrningen av försöket och provtagningsprogrammet (provtagningspunkter och provtagningsfrekvens) kan direkt anpassas efter de erhållna resultaten. Om laboratorieanalyser är nödvändiga är det viktigt att överenskommelser görs i god tid med laboratoriet gällande provtransport, tid för analyser och tidpunkt för analysvar. Detta är särskilt viktigt om försökets fortsatta genomförande skall anpassas efter erhållna analys-

resultat. Det är också en fördel om den analysmetod som krävs inte är alltför exklusiv utan kan utföras på många laboratorier.

Analyskostnaderna skiljer sig mycket för de spårämnen som kan vara aktuella att använda och kan vara avgörande för om ett spårämne är möjligt att utnyttja eller inte.

- ***interaktion vid försök med flera spårämnen***

Ibland vill man använda flera spårämnen samtidigt, t ex för att studera infiltration, strömning och blandning av vatten från flera bassänger. Riskerna för att spårämnena skall påverka varandra eller att störningar vid analysen skall uppkomma måste då beaktas.

- ***hälsoaspekter***

Vid dricksvattenanläggningar kan endast spårämnen som i de aktuella koncentrationerna är helt ofarliga för människan komma i fråga. Eventuella risker för att spårämnet omvandlas eller tillsammans med något annat ämne bildar en hälsovådlig förening måste beaktas. Hänsyn måste också tas till hälsoaspekter kopplade till beredningen av spårämneslösningen och vid spill.

Om rikt- och gränsvärden för spårämnet finns för dricksvatten kan dessa användas. För många spårämnen saknas dock svenska riktvärden. Internationella gränsvärden kan då användas som underlag för en bedömning. I övrigt får i litteraturen tillgängliga toxikologiska utredningar utgöra underlag. För anläggningar i drift bör samråd ske med Statens Livsmedelsverk i det fall svenska gräns- och riktvärden saknas. För alla försök i anläggningar i drift skall tillstånd från den aktuella kommunens miljö- och hälsoskyddskontor inhämtas.

- ***lukt, smak och färg***

Vid dricksvattenanläggningar i drift får ingen risk finnas att spårämnet påverkar vattnets smak, lukt eller färg. Även här måste eventuella omvandlingar eller reaktioner med andra ämnen beaktas.

- ***övrig miljöpåverkan***

Eventuell akut eller långsiktig miljöpåverkan måste beaktas. Kan flora eller fauna påverkas negativt av pumpat eller utläckande grundvatten? Det är inte ovanligt att sådan effekter kan erhållas vid lägre koncentrationer än de för dricksvatten gällande gräns- och riktvärdena.

- ***tillgänglighet och kostnader för spårämnet***

Tillgänglighet och kostnader för de spårämnen som kan vara aktuella att använda skiljer sig väsentligt. Skillnaderna är så stora att kostnaderna kan vara avgörande för om ett spårämne är aktuellt att använda eller inte.

2.4 Olika typer av spårämnen

En indelning av de tillgängliga spårämnena kan göras i följande kategorier:

- Salter (an- och katjoner)
- Färgämnen (fluoroserande och icke-fluoroserande)
- Stabila isotoper
- Kolloida partiklar och organismer (mikrokulor, bakterier, bakteriofager)
- Övriga (temperatur, radon etc)

Nedanstående sammanställning är resultatet av en litteraturgenomgång av både svensk och internationell litteratur inom området. Under detta arbete har flera viktiga sammanställningar och samlingsvolymerna gällande spårämnesteknik för grundvattenundersökningar påträffats. Bland dessa kan nämnas: Knutsson (1970), Davis et al (1985), Hötzl & Werner (1992), Käss (tysk version 1992, i engelsk översättning 1998), Adar & Leibundgut (1995) respektive Leibundgut (1995).

2.4.1 Salter (enkla an- och katjoner)

Anjoner är användbara vid spårämnesförsök. Eftersom markpartiklarna i huvudsak är negativt laddade kommer negativt laddade joner (anjoner) inte att fastläggas. Undantag från denna regel förekommer dock. Markpartiklarnas negativa ytladdning övergår vid lägre pH-värden till positiv varvid adsorption av anjoner möjliggörs. Vid vilket pH-värde detta sker (isoelektriska punkten) varierar för olika mineral och är inte särskilt väldefinierat (Drever, 1982). Utfällningar i rostjorden kan liksom järnutfällningar nere i akviferen ge problem vid låga pH-värden ($\text{pH} < 6.5-7$) vid spårämnesförsök med små tillsatser (gäller främst bromid och jodid). Katjoner är i allmänhet olämpliga som spårämnen eftersom de i stor utsträckning adsorberas i marken, ofta genom s k katjonbyte. Litium har emellertid använts relativt ofta.

Klorid

Klorid har använts i stor utsträckning vid spårämnesförsök. Det är välkänt, billigt, lätt tillgängligt, lätt att analysera och inga miljö- eller hälsorisker behöver befaras vid rimliga tillsatser. De flesta kloridsalter är lösliga och eftersom klorid förekommer som en negativ jon så brukar den inte fastna på de i huvudsak negativt ytladdade markpartiklarna.

Då klorid förekommer naturligt i relativt höga och dessutom ofta varierande halter i grundvattnet måste stora mängder (av t ex NaCl) tillsättas för att ge ett klart utslag. Detta gäller i synnerhet under HK (Högsta kustlinjen) där grundvattnets salthalt ofta är förhöjd p g a det relikta salt som finns kvar i sediment och berggrund. Även grundvatten i sedimentär berggrund har ofta högre kloridhalter än den nivå som betingas av deposi-

tionen av klorid med nederbörd eller som torr deposition. Till detta kommer att klorid är ett ämne som har en mycket vid användning i vårt samhälle. Exempelvis ger vägsaltningen ett salttillskott till många akviferer.

Eftersom saltet oftast tillsätts i hög koncentration är det möjligt att mäta vattnets konduktivitet, dvs elektriska ledningsförmåga, för att indikera spårämnestoppen. Redan 1902 publicerade Schlichter resultat från spårämnesundersökningar med salt (NH_4Cl) där grundvattnets flödes hastighet bestämts med hjälp av kontinuerlig registrering av vattnets konduktivitet direkt i fält (Schlichter, 1902; refererad av Knutsson, 1970).

När koncentrerade saltlösningar används måste man emellertid beakta risken för att den tunga saltlösningen kan sjunka mot botten i akviferen och således ha ett strömningsmönster som avviker från den naturliga. Att detta gäller även vid relativt små skillnader i densitet framkom t ex vid spårämnesförsök i sandiga sediment i västra Danmark där saltlösning (NaCl) med en koncentration av 10.6 g/l injicerades i akviferen. Saltlösningen hade en densitet av 1.007 g/cm^3 medan grundvattnet i det aktuella fallet hade en densitet på 1.000 g/cm^3 . Denna densitetsskillnad räckte för att det spårämnesmärkta vattnet skulle sjunka mot botten (Jensen et al., 1993). Att ännu lägre salthalter kan ge upphov till densitetsbetingad strömning visades i en likartad hydrogeologisk miljö i Cape Cod i Massachusetts, USA. En totalhalt av salter på 890 mg/l (densitet 1.00089 g/cm^3) i den tillsatta lösningen innebar en tillräcklig densitetsskillnad för att ge en sjunkning genom grundvatten med en densitet av 1.00004 g/cm^3 (LeBlanc et al., 1991).

En annan svårighet vid spårämnesförsök med klorid (liksom med andra anjoner) är att klorid tenderar att röra sig med det vatten som rör sig snabbast genom marken. Vid försök där tritium (som $^3\text{H}_2\text{O}$) och klorid tillsätts samtidigt kan kloridtoppen komma före tritiumtoppen. Ett exempel på detta är de försök med omättad strömning genom sand i kolonner som redovisas av Jacobsen et al (1992). Eftersom markpartiklarna oftast har en övervägande negativ ytladdning kommer den likaledes negativt laddade kloridjonen stötas ut från markpartiklarna. Detta innebär att kloridjonen (liksom medföljande katjon) förhindras att nå in i markens minsta porrum utan istället följer det vatten som flödar snabbast i de större porerna.

Vid försök med klorid vid vattentäkter bör inte smakgränsen, 300 mg/l, överskridas.

Bromid

Bromid har använts i många spårämnesundersökningar, både i den omättade zonen och i grundvattnet. Bromid betraktas oftast som konservativt (se t ex Levy & Chambers, 1987). Emellertid kan fastläggningen av bromid vara betydande t ex i rostjords-horisonten (Maxe, opublicerat material).

Den naturliga halten av bromid är mycket lägre än för klorid vilket innebär stora fördelar vid spårämnesundersökningar eftersom mindre mängder salt behöver hanteras. Lundström och Olin (1985, 1986) ger en sammanställning av bromidhalter i olika system. Liksom klorid kommer bromid från havet. I nederbörden är medelvärdet för kvoten Br/Cl (räknat i mol) $2 \cdot 10^{-3}$. Eftersom halten klorid i det vatten som infiltrerar (dvs med hänsyn taget till tillskott från torr deposition och koncentration genom evapotranspiration) kan beräknas till 2 - 15 mg/l i södra Sverige kan halter kring 10-60 $\mu\text{g/l}$ förväntas i grundvattnet. Ofta är emellertid halterna högre. I brunnar påverkade av

(relikt) saltvatten kan bromidhalter på flera milligram förekomma. Bromid bör inte användas som spårämne vid vattentäkter där vattnet kloreras eftersom toxiska ämnen (trihalometaner innehållande brom) kan bildas (Hansson et al, 1987).

Jodid

Jodid har inte haft en lika omfattande användning som spårämne som klorid och bromid. Många undersökningar har dock gjorts med radioaktiva jodidisotoper. Transport- och fastläggningsmekanismer har då studerats för att öka kunskapen om spridningen vid ett radioaktivt utsläpp. Förbättrade analysmetoder gör det idag intressant att använda icke-radioaktiv jodid som spårämne. Jodid kan relativt enkelt och billigt analyseras ned till nivåer på enstaka $\mu\text{g/l}$ (100-150 kr/analys). Den naturliga halten av jodid är oftast mindre än $10 \mu\text{g/l}$. I områden med relikt havsvatten kan dock halten liksom för bromid vara mångfalt högre.

Jodid kan fastläggas främst till organiskt material och järn- och aluminium(hydr)oxider (se t ex Yoshida et al., 1992). Fastläggningen till de senare ökar med sjunkande pH och kan vara betydande vid pH lägre än 6.5-7.

I Sverige har jodid i form av kaliumjodid och natriumjodid använts vid flera spårämnesförsök vid infiltrationsvattentäkter (se t ex avsnitt 3.6). De låga naturliga halterna och den låga detektionsgränsen innebär att endast små spårämnesmängder krävs. Jämfört med ett kloridförsök kanske bara 0.1-0.5 % av mängden behövs, vilket innebär stora praktiska fördelar. Jodid skall emellertid inte användas vid vattenförsörjningsanläggningar i drift där klorering sker. Jodiden kan oxideras till fri jod och ger då smak vid koncentrationer av ca 0.1 mg/l (Bryan et al., 1973). Om klorering sker med kloraminmetoden kan jodoform (CHI_3) bildas som ger smak redan vid halter på $5 \mu\text{g/l}$ (Hansson et al., 1987). Jodiden i sig har i de koncentrationer som är aktuella i spårämnesförsöken (oftast $< 0.5 \text{ mg/l}$) annars inga hälsoeffekter. Däremot är kunskapen om eventuella hälsoeffekter av trihalometaner som kan bildas vid kloreringen bristfällig.

Innan ett spårämnesförsök med jodid genomförs bör den naturliga koncentrationen i grundvattnet kontrolleras om anläggningen ligger i ett område där relikt havsvatten kan finnas. Risker för fastläggning till organiskt material innebär att ett försök helst bör göras när bassängerna är nyrensade eller att spårämnestillsättningen sker i grundvattentrör direkt ner i grundvattenzonen. Risker för fastläggning till främst järn- och aluminium(hydr)oxider gör att jodid är mindre lämpligt som spårämne om pH i infiltrations- eller grundvattnet är lägre än 6.5-7.

Fluorid, molybdat och litium

Fluorid, molybdat och litium användes som spårämne tillsammans med bromid vid ett mycket omfattande försök i en akvifer i Cape Cod, Massachusetts, USA (LeBlanc et al., 1991). Spårämnena injicerades direkt i akviferen. Eftersom fluorid mycket snabbt fastlades i akvifersmaterialet (sand och grus) uteslöts den emellertid från vidare undersökningar. Även för molybdat och litium var fastläggningen betydande. Dessa spår-

ämnen rörde sig ca 50 % långsammare än bromid p g a fastläggning. Litium har dock använts med gott resultat vid en infiltrationsanläggning i Järna (se avsnitt 3.5).

De naturliga halterna av fluorid i svenska grundvatten ligger vanligen på 0.1-1.0 mg/l (Aastrup et al., 1995). Detta innebär att det inte är möjligt att använda fluorid i vattentäkter som används för produktion av dricksvatten eftersom negativ påverkan på tänder hos små barn erhålls redan vid 1.5 mg/l.

Nitrat

Nitrat har i många fall kunnat användas som spårämne. Det vanliga är då att läckage från åkermark eller annan typ av grundvattenförorening, t ex från avlopp visar på vattnets strömningsvägar genom landskapet. Att tillsätta nitrat som spårämne syns emellertid vara mindre vanligt. Nitrat anses inte fastläggas i marken. Under rotzonen, borde nitrat kunna fungera väl som spårämne. I akviferer som innehåller tvåvärt järn eller organiskt material kan emellertid nitrat reduceras till kvävgas. En fördel med att använda nitrat som spårämne är att det är välkänt, lätt tillgängligt och möjligt att analysera med standardmetoder. Ytterligare en fördel är att gränsvärden för dricksvatten finns etablerade.

Fluorerade bensoater

Det finns en hel rad fluorerade bensoater som kan användas som spårämnen. Difluorbensoat (DFBA), trifluorbensoat (TFBA), trifluormetylbensoat (TFMBA), tetrafluorbensoat (TEFBA) m fl har alla isomera former vilket ger ett mycket stort urval. Analysen utförs med kromatografisk teknik (HPLC). Med hjälp av förkoncentrering av provet kan ppb- nivåer analyseras (Stetzenbach et al., 1982). Bowman & Gibbens (1992) och Benson & Bowman (1994) har prövat ett antal av dessa föreningar både i laboratorieförsök och i fält. De påpekar att toxiciteten måste undersökas innan de används i försök som kan påverka vattentäkter. I övrigt visar sig föreningarna fungera bra som spårämnen. De olika föreningarna föreligger i anjonform, åtminstone vid pH-värden över 5. Försöken visar att de rör sig i mark ungefär som bromid, i vissa jordar kan anjonadsorption förekomma. Vid låga pH-värden är även adsorption till organiskt material tänkbar.

2.4.2 Färgämnen

Färgämnen har använts som spårämnen under mycket lång tid, särskilt för olika typer av mätningar i ytvattendrag samt i karst. De viktigaste färgämnena är fluorescerande. Dessa kan detekteras i mycket låga koncentrationer. Omfattande översikter över fluorescerande spårämnen ges av Smart & Laidlaw (1977) respektive Käss (1992). Den uppmätta fluoroscensen påverkas av pH och temperatur vid mättillfället varför dessa faktorer måste kontrolleras. Några av ämnena är emellertid mindre känsliga för dessa faktorer. Vidare bryts några av ämnena snabbt ned under inverkan av solljus. Enligt den historik som Smart & Laidlaw presenterar har Uranine (=fluorescein) använts sedan slutet på 1800-talet. Eftersom det bryts ned i solljus introducerades i början på 1960-talet Rhodamine B för kvantitativa spårämnesförsök i ytvattensystem. Eftersom Rhodamine

B visade sig adsorberas i stor utsträckning kom Sulpho Rhodamine B som inte adsorberades lika lätt i användning, detta spårämne var emellertid ganska dyrt och ersattes senare med Rhodamine WT. Pyranine och Lissamine FF är andra spårämnena som adsorberas i mindre utsträckning, men dock i så hög utsträckning att användning i porakviferer kan vara olämplig. Vid försök vid Neckars strandavlagringar framkom att Pyranine utnyttjade preferentiella flödesvägar i makroporer. Natriumnaftionat (Sodium Naphthionate) som användes samtidigt visade sig kunna diffundera in i zoner med låg vattenrörlighet vilket gav en uttalad svans (Reichert & Hörtzl, 1992). I detta försök var emellertid spårämnena användbara på avstånd upp till 100 m. En särskild grupp spårämnena utgörs av s k optiska vitmedel ("optical brighteners"), t ex Photine CU.

I tabell 1 redovisas viktiga egenskaper för fluorocerande färgämnen.

Tabell 1. Fluorescerande färgämnen (efter Smart & Laidlaw, 1977; förutom för Na-Naphthionate som är efter Käss, 1992).

	Detektionsgräns, µg/l	Temperatur beroende	pH-beroende mellan pH 6-8	Fotokemisk nedbrytning	Adsorption på humus	Adsorption på kaolinit	Kostnad
BLÅ							
Amino G Acid	0.51	litet	lite	måttlig	stor	rel liten	hög
Photine CU	0.36	litet	ja	stark	mkt stor	rel liten	hög
GRÖN							
Uranine	0.29	måttligt	ja	stark	mkt stor	ganska stor	hög
Lissamine FF	0.29	litet	nej	liten	stor	ganska stor	mkt hög
Pyranine	0.087	litet	ja	stark	stor	rel liten	hög
ORANGE							
Rhodamine B	0.010	stort	nej	liten	extremt stor	extremt stor	låg
Rhodamine WT	0.013	stort	nej	liten	mkt stor	stor	ganska hög
Sulpho Rhodamine B	0.061	stort	nej	liten	stor	mkt stor	ganska hög
BLÅ-GRÖN							
Na-Naphthionate			nej	stark			

2.4.3 Stabila isotoper

Naturligt förekommande stabila isotoper kan användas som spårämne om halten i infiltrationsvattnet och i grundvattnet är olika eller om halten i infiltrationsvattnet varierar i tiden i en lämplig tidsskala. Den stabila isotop som främst är av intresse vid

svenska infiltrationsanläggningar är ^{18}O som ingår i vattnet som H_2^{18}O . Halten av ^{18}O i nederbörden uppvisar i Sverige en tydlig årstidsvariation med låga halter vintertid (Saxena, 1987). Om infiltrationen inleds vid en lämplig tidpunkt kan skillnader i ^{18}O -halten mellan infiltrationsvattnet och grundvattnet användas för att bestämma uppehållstider både vid anläggningar baserade på inducerad infiltration och bassänginfiltration. Om uppehållstiderna i grundvattnet är långa kan också årstidsvariationen i en anläggning i drift ge intressant information om uppehållstiden.

2.4.4 Oladdade föreningar

Svavelhexafluorid

Svavelhexafluorid, SF_6 , har av Wilson och Mackay (1993) föreslagits som ett möjligt spårämne för grundvattenundersökningar. Svavelhexafluorid är en oladdad molekyl vilket minskar risken för fastläggning. Ämnet förekommer i gasfas vid rumstemperatur men är relativt lösligt i vatten (35 mg/l vid 25 °C). Eftersom detektionsgränsen är mycket låg (5 µg/l vid rutinanalys med gaskromatografi respektive 1 ng/l vid förfinad teknik som är under utveckling) kan stora utspädningar (i normalfallet ca 1 000 gånger) tålas vid försök. Bakgrundshalterna uppges vara mycket låga, 1-2 ppt (parts per trillion), i atmosfären. Ämnet är smak- och luktlöst. Hanteringen vid försöket underlättas av att ämnet inte bedöms vara giftigt. Vid försök injicerar man en vattenlösning som mättats med SF_6 . Eftersom SF_6 lätt övergår till gasfas kan den inte användas vid försök i kontakt med atmosfären eller om luftfickor kan finnas nere i grundvattenmagasinet. Det är alltså inte lämpligt att använda SF_6 för försök i öppna infiltrationsbassänger.

Starka komplex, t ex Cr-EDTA, har med goda resultat prövats tidigare (Knutsson, 1970). Syftet har varit att kunna använda radioaktiva metallisotoper. Denna tillämpning är inte tänkbar vid vattentäkter, men motsvarande metallkomplex med stabila isotoper skulle möjligen kunna användas.

2.4.5 Kolloida partiklar och organismer

Mikrokulor (Microspheres), bakteriofager, bakterier och sporer har använts som spårämnen. Fördelen med att använda denna typ av spårämnen är att de kan ge en bättre bild av transporten av bakterier och andra smittämnen än vattenlösliga spårämnen. Gemensamt är också att många olika varianter går att framställa/använda och att det sedan går att skilja på dessa vid analys. Ibland särskiljs de genom infärgning, ofta med fluorescerande färgämne. Allmänt gäller att de ofta kan röra sig fortare genom akviferen än huvuddelen av vattnet eller ett vattenlösligt spårämne. Exempelvis skiktning eller andra strukturer i akviferen kan sannolikt spela stor roll. Genom ett noggrant val av spårämne eller kombination av spårämnen (varav ett kan anses följa vattnet) kan akviferens egenskaper belysas. Fastläggning av partiklar med olika storlek och ytladdning kan studeras. Ofta visar genomförda försök oförutsedda resultat. T ex kan partiklars rörelse i jämförelse med ett löst spårämne vara olika i angränsande nivåer i en akvifer liksom fastläggningen av partiklar kan variera (McKay & Cherry, 1993).

Mikrokulor

Mikrokulor av plast har visat sig kunna röra sig fortare än vattenlösliga spårämnen (Käss, 1992). Det anses bero på att de rör sig i de grövre porerna medan vattenlösliga spårämnen också tränger in i finare porsystem. Kulorna kan emellertid också fastna i marken och på så sätt få en långsammare rörelse. Mikrokulor finns i olika storlekar, normalt mellan 0.05-90 μm . I en del försök fastnar stora kulor i större utsträckning är små medan andra undersökningar visar på motsatt resultat (Harvey et al., 1993).

Bakteriofager

Bakteriofager är virus som angriper bakterier. Vanligtvis används fager som endast kan utnyttja en sorts bakterie. Denna bakterie bör inte finnas naturligt i grundvattenmiljön. Bakteriofager har en storlek på ca 0.02-0.08 μm , vilket innebär att de t ex i leror med utbildat spricksystem håller sig till sprickorna även om viss indiffusion i större porer förekommer liksom fastläggning på sprickväggarna. De flesta bakteriofager är hydrofoba och fastnar därför inte gärna på mineralytor (McKay & Cherry, 1993). Bakteriofager kan vara svåra att använda vid långtidsförsök eftersom de kan inaktiveras. Benägenheten att inaktiveras varierar starkt mellan olika fager.

Sporer

Sporer är mycket beständiga och tåliga. Sporer kan färgas in med en rad olika färgämnen. Den spor som främst har använts (från *Lycopodium clavatum*) är stor, 30 μm , vilket begränsar användbarheten i porakviferer. Sporer har använts vid undersökningar i karstområden (Käss, 1992).

Bakterier

Bakterier har utnyttjats i 100 år vid spårämneshörsök (Käss, 1992). Den bakterie som använts mest är *Serratia marcescens* (Käss, 1998). Den är 0.3-0.5 μm tjock och 1.0-1.5 μm lång. Den anses lätt att hantera. Antibiotikaresistenta stammar har orsakat allvarliga infektioner särskilt i sjukhusmiljö. Det finns även en rad andra bakterier som använts vid spårämneshörsök (se Käss, 1992).

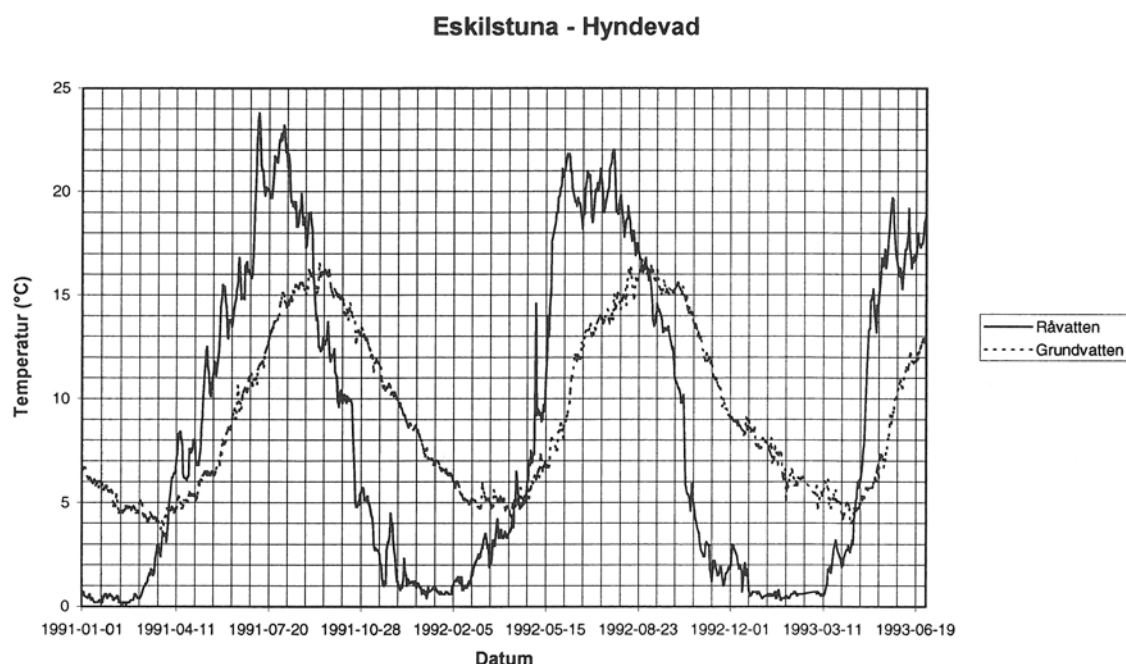
2.4.6 Övriga spårämnen

Vattentemperaturen har i många svenska infiltrationsanläggningar använts för att uppskatta uppehållstiderna. Som en tumregel har man räknat med att vattnet rört sig med dubbla hastigheten för temperaturvågen. Grunden till denna tumregel härrör från undersökningar som VBB gjorde i Hyndevad, Eskilstuna under 1950-talet (Jansa, 1978). Upphållstiden beräknades till ca 20 dagar. Följande formel användes vid dessa undersökningar:

$$v_n = (0.46n + 0.54) * A/n_e$$

där v_n = vattnets medelhastighet, n = total porositet, A = temperaturvågens hastighet och n_e = effektiva porositeten (kinematiska porositeten)

Beräkningarna förutsätter att det i varje punkt föreligger en temperaturjämvikt mellan vattnet och akvifermaterialet. Den effektiva porositeten, som ingår som ingångsdata i beräkningen, sattes vid beräkningarna i Eskilstuna lika med den totala porositeten. Den naturliga heterogeniteten i akviferen i olika skalor medför att det är mycket svårt att bedöma hur stor del av den totala porositeten som verkligen deltar i strömningen och i vilken utsträckning. Heterogeniteten medför att uppskattningar med ovanstående tumregel innebär en överskattning av uppehållstiden. I Hyndevadsanläggningen utförde VBB VIAK ett spårämnesförsök med klorid 1992-93 (VBB VIAK, 1993). Försöket visade att uppehållstiden från bassängen närmast uttagsbrunnarna (ca 300 m) var 5 dygn och uppehållstiderna i anläggningen bedömdes ligga mellan 5 och 10 dagar. Om dessa resultat överförs till 50-talets driftsituation skulle uppehållstiden vara ca 8 dagar jämfört med de 20 dagar som den temperaturbaserade beräkningen resulterade i. I figur 1 redovisas temperaturvariationerna i infiltrationsvattnet och grundvatten (blandning från alla brunnar i drift) i Hyndevad 1991-01-01 till 1993-06-30. Färförskjutningen mellan de båda kurvorna är 40-50 dagar.



Figur 1. Temperaturen i infiltrationsvattnet och uttagsbrunn i Hyndevad, Eskilstuna.

Idag finns tillgång till grundvattenmodeller där grundvatten och värmetransport kan beräknas. Svårigheten med att bestämma akviferens heterogenitet kvarstår dock.

I vissa geologiska miljöer har grundvattnet en förhöjd radonhalt. Detta kan i princip utnyttjas för att uppskatta uppehållstider när en infiltrationsanläggning startas och för att uppskatta blandningsförhållandena mellan infiltrerat vatten och grundvatten i en anläggning i drift. Ett exempel på ett framgångsrikt försök att använda radon som spårämne vid inducerad infiltration rapporteras av Hoehn och Gunten (1989). I ett VA-Forsk projekt gällande inducerad infiltration i Oskarshamns kommun erhöles dock inga utvärderbara resultat (Frycklund et al., 1994).

En särskild grupp av spårämnen är de ämnen som kan användas för datering. Mänsklig verksamhet har medfört att en rad gaser har tillförts atmosfären. En del av dessa har, om än oönskade ur andra aspekter, möjliggjort datering av grundvatten. Tidigare har främst tritium kunnat användas men nu har en hel rad CFC (freoner) tillkommit. Eftersom dessa är vattenlösliga, stabila och det är känt hur länge de funnits tillgängliga kan de användas för datering. Eftersom dessa gasformiga ämnen kan påverka vattnet under hela passagen genom den omättade zonen bör gasutbytet mellan atmosfären och markluften närmast grundvattenytan tas med i beräkningarna, särskilt vid större djup till grundvattenytan (>10 m) (Cook & Solomon, 1995). Ädelgasen Krypton-85 är ett annat exempel på en gas som kan användas för datering. Halten av ⁸⁵Kr har stigit sedan slutet av 1950-talet (Käss, 1992). Dessa ämnen kan användas för att datera grundvattenåldrar upp till några tiotal år. Tillsammans med modellering av grundvattenmagasinet kan man genom att använda flera av dessa spårämnen få en mycket bra bild av flödessystem och strömningshastigheter (Reilly et al., 1994).

2.5 Planering och genomförande av spårämnesförsök

2.5.1 Ändamål och underlagsmaterial

För att uppnå ett gott resultat vid ett spårämnesförsök krävs en noggrann planering. Ändamålet med undersökningen måste preciseras. Vilken typ av resultat eftersträvas? En god hydrogeologisk kunskap om försöksområdet är mycket viktig. Detsamma gäller driftförhållandena för befintliga anläggningar. En konceptuell modell över grundvattenförhållandena i området bör upprättas som innefattar systemgränser, grundvattenbildning (också andra källor än den inducerade eller konstgjorda infiltrationen), strömningsförhållanden, samt uttag och utläckage. Överslagberäkningar bör göras av uppehållstider i den omättade zonen och i grundvattenzonen baserat på infiltration, vattenhalt i den omättade zonen och vattenvolymen i grundvattenzonen samt hydraulisk konduktivitet. Vid en befintlig anläggning finns oftast hydrogeologiska data från geofysiska undersökningar och/eller borrhningar samt provpumpnings- och driftdata tillgängliga som underlag för dessa överslagsberäkningar. Vattenkemiska data är viktiga som underlag för bedömningar gällande vilket spårämne som skall väljas, exempelvis med avseende på risker för fastläggning, fördröjning och nedbrytning. Vid planerade anläggningar bör ett spårämnesförsök föregås av ovanstående typ av undersökningar.

Det blir allt vanligare att matematiska grundvattenmodeller används och om en sådan finns kalibrerad för försöksområdet kan denna användas för planering av försöket. Om ingen modell finns anpassad men tillräckligt med data finns för att tillåta en meningsfull kalibrering kan det vara lämpligt att utföra modelleringen före spårämnesförsöket. Spårämnesförsöket kan därefter användas för omkalibrering av modellen och därmed öka dess användbarhet vid drift och förändringar av anläggningen.

2.5.2 Spårämnesdosering

Kriterierna för val av lämpligt spårämne har diskuterats ovan. Var ett spårämne skall tillsättas, i vilken mängd (koncentration) och hur länge är också huvudfrågor. Vid bassänginfiltration är det lämpligt att tillsätta spårämnet i infiltrationsvattnet innan detta leds ut på bassängerna. Härigenom följs vattnet hela vägen från infiltrationen till uttags- eller observationspunkterna. Om en stor vattenvolym finns i bassängen blir dock "input-funktionen" inte distinkt eftersom spårämneskoncentrationen höjs och avklingar successivt efter påbörjad respektive avslutad dosering. Alternativt kan spårämnet tillsättas direkt i grundvattenmagasinet. Vid detta förfarande erhålls dock ingen information om uppehållstiden i den omättade zonen och blandningsförhållanden kan inte beräknas. I de fall koncentrerade saltlösningar används ökar också risken för att spårämnet sjunker mot botten av akviferen. Ett skäl för att ändå dosera direkt i grundvatten-zonen kan vara befarad fastläggning av det valda spårämnet i organiskt material eller järn- och aluminiumhydroxider som ansamlats på bassängbotten.

Hur stor mängd spårämne som skall doseras och i vilka koncentrationer måste baseras på infiltrerad vattenmängd, bedömd spädning och dispersion i grundvattenmagasinet, eventuell fastläggning, detektionsgränser vid analys och högsta acceptabla halter i uttaget eller utläckande grundvatten samt grundvattenuttagets storlek. Erfarenheter från många försök visar att den nödvändiga spårämnesmängden ofta underskattas vilket resulterar i att spårämnet inte kan detekteras, analysen blir osäker eller att variationer i den naturliga halten omöjliggör en utvärdering. Detta är kanske den vanligaste orsaken till att ett spårämnesförsök misslyckas.

Ett spårämne kan tillsättas momentant eller under en viss period. Vad som är att föredra beror på ändamålet med försöket. För att bekräfta en hydraulisk kontakt, bestämma stömningsriktningar och strömningshastigheter liksom för att bestämma dispersionsparametrar är en momentan dosering att föredra då "input-funktionen" blir mer distinkt. Det är dock viktigt att den totalt tillsatta spårämnesmängden inte blir så liten att utvärderingen försvåras. En alltför hög koncentration kan ge påverkan genom densitetsskiktning. Om blandningsförhållanden skall beräknas är det fördelaktigt att dosera under en längre tid. En konstant koncentration i det infiltrerande vattnet kan då uppnås under längre period även om det den fria vattenvolymen i infiltrationsbassängerna är stor. Vid en längre dosering kan också en plåtkoncentration uppnås i närbelägna uttags- eller observationspunkter, vilken kan användas för blandningsberäkningar. Om uppehållstiderna är långa krävs dock mycket långa doseringstider för att plåtkoncentrationer skall uppnås. Blandningsförhållandena får då istället beräknas med utgångspunkt från ytan under en erhållen genombrottskurva (se avsnitt 2.6). En fördel med en längre dosering är också att risken att missa en koncentrationstopp i en provtagnings- eller observationspunkt blir mindre och att provtagning inte behöver ske lika frekvent men under en längre period.

För att bestämma blandningsförhållanden kan ofta naturligt förekommande spårämnen vara bättre lämpade, under förutsättning att tillräckliga skillnader finns mellan det infiltrerande ytvattnet och grundvattnet.

2.5.3 Provtagning

Valet av provtagnings- och observationspunkter är mycket betydelsefullt. Allmänt gäller att ett stort antal punkter ger en bättre information om förhållandena och en bättre möjlighet att följa försöket och anpassa det efter erhållna resultat. Observationspunkter bör finnas i alla riktningar från infiltrationsplatsen och på olika avstånd från denna. I det fall infiltration görs i bassäng bör observationsrör finnas i omedelbar anslutning till bassängen med intagssilar i grundvattenytan. Härigenom kan uppehållstiden och eventuella fastläggningsproblem i den omättade zonen klarläggas. Dessa rör är också värdefulla för att bedöma vilka effekter avseende vattenbehandling som erhålls i den omättade zonen.

Observationspunkter mellan infiltrationsplatsen och uttagspunkterna är av särskilt intresse för att kunna följa försökets utveckling. Ett vanligt problem är att intagssilarna på observationsrör, som satts för andra ändamål än spårämneshöjningsförsöket, oftast är korta och sitter i rörens nedersta del. Detta innebär att risken är stor att en förbiströmmande spårämnespulv inte når röret. För spårämneshöjningsförsöket bör därför några kompletterande rör installeras som är öppna längs hela akviferens vattenförande mäktighet. Alternativt kan rör med intagssilar på olika djup installeras. Härigenom kan en eventuell vertikal skiktning klarläggas. I något eller några observationsrör kan också pumpar installeras för att ytterligare minska risken för att missa en förbiströmmande spårämnespulv. Pumpningen bör ske kontinuerligt med mycket låg kapacitet för att minimera störningen av strömningsförhållandena.

Vid inducerad infiltration bör observationspunkter finnas i olika riktningar mellan ytvattendraget eller sjön och uttagspunkten. Här är det dock mycket svårt att på förhand veta var infiltrationen kommer att ske varför det är svårt att lokalisera rören optimalt. Rör med intagssilar på olika djup kan ge indikationer på om infiltrationen sker i strandkanten eller på större djup.

Vid provtagning i observationsrör skall vattnet i dessa omsättas före provtagning. De viktigaste provtagningspunkterna ur praktisk synpunkt är emellertid uttagsbrunnarna. Om flera uttagsbrunnar finns är det viktigt att dessa kan provtas individuellt.

Provtagningsintervallet måste bestämmas utifrån överslagsberäkningar för möjliga uppehållstider. Om ett spårämne används som möjliggör kontinuerlig in-situ mätning är detta inget problem. Om momentan provtagning måste ske bör intervallet relateras till uppehållstiden. Eftersom osäkerheten vad gäller uppehållstiderna oftast är stor innebär detta tät provtagning inledningsvis och sedan ett successivt ökande provtagningsintervall. Generellt gäller att prov skall tas tätt men att alla prover sedan kanske inte behöver analyseras. Även om laboratorieanalyser krävs bör man försöka göra analyser vid ett eller flera tillfällen under försökets gång för att ha möjlighet att anpassa den fortsatta provtagningen både med avseende på provtagningspunkter och provtagningsintervall.

Beroende på vilket spårämne som används är kraven vid förvaring och transport av prover olika. Samråd bör här ske med laboratoriet.

2.5.4 Driftförhållanden och övervakning av försöket

För en infiltrationsanläggning skall representativa driftsförhållanden väljas vad gäller infiltrerade och uttagna mängder och dessas fördelning på olika infiltrationsbassänger och uttagspunkter. För att underlätta utvärderingen bör försöket göras under stationära förhållanden, dvs infiltration och uttag bör vara konstanta under försöket men även under en tillräckligt lång tid före försöket.

I samband med försöket är det viktigt att såväl infiltrerade som uttagna vattenmängder mäts. Vidare bör grundvattennivåer mätas för att se om stationära förhållanden råder. Vattendjupet i bassängerna bör också följas.

2.5.5 Kostnader

Vid planering av försöket måste hela tiden kostnadsaspekterna beaktas och ofta kompromisser görs mellan en ideal försöksutformning och kostnader. Generellt sett är dock kostnaderna för spårämnesförsöket oftast små i relation till kostnader förknippade med andra typer av undersökningar och anläggningskostnader. Rördrivningskostnaderna för att erhålla kompletterande observationspunkter med lämplig lokalisering och utformning kan utgöra en betydande del av försökskostnaden. Denna kostnad är dock oftast väl motiverad av att riskerna för att misslyckas med försöket minskar samt att ytterligare information om strömningsförhållandena mm kan erhållas.

2.6 *Utvärderingsmetodik*

Vid utvärdering av ett spårämnesförsök studeras spårämneskoncentrationen samt dess rumsliga och tidsmässiga variation. För att maximalt kunna utnyttja den information som försöket ger och för att kunna dra riktiga slutsatser av försöket är det viktigt att förstå de grundläggande transportmekanismerna. Ett spårämnes transport i grundvattnet sker genom att det följer med vattnet i dess flödesriktning (advektion). Vattenflödet kan beskrivas med Darcy's lag:

$$Q = A \times K \times I$$

$$v = Q/A = K \times I$$

$$v_p = v/n$$

Q = volymflödet (m^3/s)

A = area vinkelrät mot flödesriktningen (m^2)

K = hydraulisk konduktivitet
(vattengenomsläpplighet) (m/s)

I = hydraulisk gradient (-)

v = specifikt flöde (m/s)

v_p = vattenhastighet (m/s)

n = effektiv porositet (kinematisk porositet) (-)

Det specifika flödet och vattnets hastighet får inte förväxlas. Vattnets hastighet är alltid högre eftersom flödet endast äger rum i porerna. Hur stor del av porsystemet som utnyttjas beror på akvifermaterialet. För de grovkorniga sediment som är aktuella vid konstgjord grundvattenbildning är den kinematiska porositeten nästan lika stor som den totala porositeten. Överslagsmässigt kan den verkliga vattenhastigheten antas vara ca tre gånger större än det framräknade specifika flödet.

Varierande porstorlek och olika hastigheter i den enskilda poren betyder att ett spårämne kommer att röra sig med olika hastighet i marken beroende på flödesvägen. Detta fenomen kallas dispersion. Dispersion sker i huvudsak i flödesriktningen, men även tvärs denna. I ett spårämnesförsök yttrar det sig som en utvidgning i tiden och en minskning av koncentrationen av den spårämnespuls som uppmäts i en observationspunkt.

En viktig faktor att beakta både vid planering, genomförande och utvärdering är om en tre-dimensionell analys är nödvändig eller om flödet kan behandlas som en- eller två-dimensionellt. Vid infiltrationsanläggningar med ett divergerande flöde i närheten av infiltrationsbassängerna och ett konvergerande flöde vid brunnarna är en förenkling till en en-dimensionell analys olämplig. Om en förenkling till två dimensioner (i horisontal planet) kan göras beror på akviferens geometri och heterogenitet i vertikalled. I typiska svenska akviferer är utbredningen i horisontalplanet mycket större än i djupled (ungefär 10-100 gånger större). I infiltrationsbassängernas närhet får flödet dock oundvikligen en betydande vertikal komponent. På längre avstånd kan vertikala skillnader i hydraulisk konduktivitet medföra att en två-dimensionell analys ger en felaktig bild. Om en två-dimensionell analys skall göras är det viktigt att observationsrören är öppna längs hela den vattenförande mäktigheten. För att en tre-dimensionell analys skall bli meningsfull krävs observationer på olika djup.

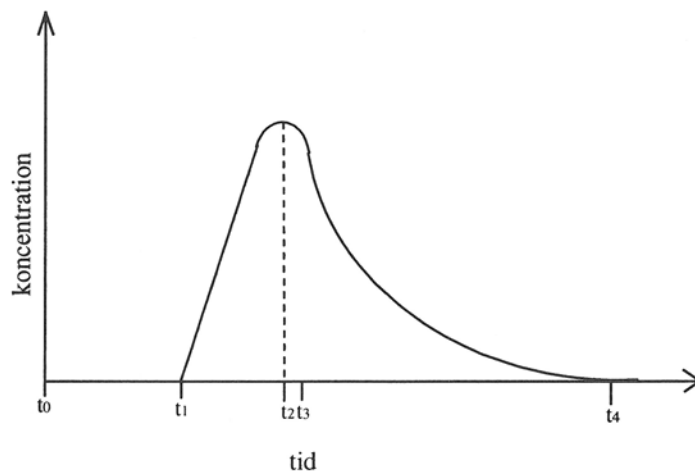
Om spårämnet inte är idealt kan spårämnesspridningen också påverkas av adsorption, jonbyte och nedbrytning. Allmänt sett leder adsorption och jonbyte, om processen är reversibel, till en fördröjning av spridningen och därmed till en utvidgning i tiden av spårämnespulsen i en observationspunkt.

Om det finns ett tillräckligt stort antal observationspunkter kan den rumsliga spårämnesutbredningen bestämmas för olika tidpunkter och presenteras på kartor eller tre-dimensionella grafer med isokoncentrationer. Denna typ av presentationer ger en bra

och illustrativ information om strömningsförhållandena. Informationen kan dessutom användas för att bestämma dispersionsparametrar och för att kalibrera grundvatten-transportmodeller. Den vanligaste analysen vid spårämnesförsök sker dock med utgångspunkt från s k genombrottskurvor för olika observationspunkter. I många fall finns inte tillräckligt många observationspunkter för att kunna konstruera en isokoncentrationskarta.

I *figur 2* visas en typisk genombrottskurva där spårämneskoncentrationen plottats mot tiden. När det gäller uppehållstidfördelningen är det flera tider som är intressanta vid en infiltrationsanläggning:

- tidpunkt för första detekterbara spårämneskoncentrationen (t_1)
- tidpunkt för maximal spårämneskoncentration (t_2)
- tidpunkt när 50 % av spårämnet har passerat (t_3)
- tidpunkt för sista detekterbara spårämneskoncentration (t_4)



Figur 2. Genombrottskurva.

Den kortaste uppehållstiden (t_1) är av intresse främst när det gäller transport av patogener och ämnen som är toxiska i låga koncentrationer. Detta är den tid som är tillgänglig för nedbrytning av en förorening eller för att upptäcka en förorening i infiltrationsvattnet innan den hinner nå en uttagsbrunn. Om genombrottskurvan är symmetrisk, kan den maximala koncentrationen (vid t_2) användas för att beräkna den genomsnittliga uppehållstiden. Den visar också vilken koncentration som erhålls i uttagspunkten vid en viss koncentration i det infiltrerande vattnet, vilket kan vara värdefullt vid bedömning av risken att gränsvärden överskrids vid en förorenings-situation. Detta förutsätter emellertid att spårämnestillsatsen pågått under minst lika lång tid som tillflödet av den förväntade föroreningen. Tidpunkten när 50 % har passerat (t_3) ger den genomsnittliga uppehållstiden som är av intresse för att bedöma möjligheter för nedbrytning av organiskt material och tillgänglig tid för vattnet att erhålla en grundvattenliknande karaktär. Tidpunkten för den sista detekterbara koncentrationen (t_4) är värdefull för att bedöma hur länge en eventuell förorening kan komma att finnas kvar i

grundvattenmagasinet. Om ett spårämne med andra transportegenskaper än det ämne man är intresserad av använts måste detta beaktas vid utvärderingen av de praktiska konsekvenserna vid en föroreningsituation.

För en typisk genombrottskurva (*figur 2*) är den stigande fasen brantare än recessionsdelen. Generellt gäller att dispersionen ökar med avståndet vilket ger mer utdragna spårämnepulser med ökande avstånd från infiltrationsplatsen. En utmärkt sammanställning gällande dispersion och dess skalberoende som den beräknats ur spårämneshöjningsförsök finns i Gelhar et al., 1992.

Om reversibel adsorption eller jonbyte inverkar på spårämneshöjningen ger detta upphov till en skev genombrottskurva där "svansen" kan bli lång.

Om ett idealt spårämne har använts kan också mängden återfunnet spårämne och blandningsförhållandena beräknas ur genombrottskurvan. Genom att integrera koncentrationsskurvan över tiden erhålls en storhet med dimensionen $ML^{-3}T$. För att kunna beräkna mängden återfunnet spårämne måste denna storhet multipliceras med ett volymflöde (dimension L^3T^{-1}). I en uttagsbrunn gör man detta genom att multiplicera med uttaget. I ett observationsrör får man använda den erhållna flödes hastigheten (LT^{-1}) och multiplicera med en representativ tvärsnittsarea. Vid divergerande flöde, som i närheten av en bassäng, ökar tvärsnittsarean med 2π gånger avståndet vid ett tvådimensionellt horisontellt flöde om bassängen kan antas vara cirkulär.

Dispersionen medför som tidigare påpekats att en spårämneshöjning utvidgas i tiden och att den maximala koncentrationen minskar. Om ingen inblandning av ej infiltrerat vatten sker så förändras emellertid inte spårämneshöjningens storlek vid stabila strömningförhållanden. Genom att beräkna ytan under infiltrationspulsen och ytorna under erhållna genombrottskurvor kan alltså blandningsförhållandena beräknas i olika punkter. Om spårämnet också förekommer naturligt i vattnet är det mycket viktigt att de naturliga variationerna är väl kända. En betydande del av ytan kan ligga i "svansar" med låga koncentrationer, vilket gör blandningsberäkningarna osäkra.

3 FALLSTUDIER

3.1 Inledning

För att testa ett antal möjliga spårämnen och den praktiska metodiken vid genomförandet gjordes spårämneshörsök i vattenförsörjningsanläggningarna Jägarbacken och Bista vid Skrämsåta vattenverk i Örebro, Blacksta i Kumla samt Högby i Mjölby. Vid val av spårämnen togs hänsyn till att samtliga anläggningar är i produktion och att några hälso-, lukt-, färg- eller smakproblem därför inte fick orsakas. Följande ämnen valdes ut för test: klorid (NaCl), natriumnaftionat ($\text{C}_{10}\text{H}_8\text{NNaO}_3\text{S}$) och nitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$). Klorid användes som referensämne parallellt med test av natriumnaftionat (NN) och nitrat.

I nedanstående *tabell 2* redovisas den principiella försöksuppläggningsen.

Tabell 2. Försöksuppläggning

Kommun	Örebro		Mjölby	Kumla
Vattentäkt	Jägarbacken	Bista	Högby	Blacksta
Infiltrationsmängd	60 l/s	33 l/s (damm 3) 60 l/s inkl damm 2	70 l/s	93 l/s
Doseringstid, spårämne	39 tim (klorid och NN)	NN momentant /klorid 48 tim	72 tim	48 tim
Spårämne	Na-Naftionat	Na-Naftionat		$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$
Beredning	6 kg i 120 l vatten	5.85 kg i 120 l vatten		600 kg i 12 m ³ vatten
Halt i lösning	50 g/l	48.75 g/l		50 g/l
Doseringsflöde	2.0 l/h	Momentan tillsats		240 l/h
Spårämnestillsats	3.9 kg Na-Naphthionat	5.85 kg Na-Naphthionat		
Beräknad halt i infiltration	0.415 mg/l	-		5.2 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ + bakgrundshalt
Uppmätt halt i infiltration	0.381 mg/l	-		
Spårämne	NaCl	NaCl	NaCl	NaCl
Beredning	3000 kg i 12.5 m ³ vatten	2000 kg i 12 m ³ vatten	10 000 kg i 36 m ³ vatten	3000 kg i 12 m ³ vatten
Halt i lösning	240 g NaCl /l	167 g NaCl /l	280 g NaCl /l	250 g NaCl /l
Doseringsflöde	320 l/h	480 l/h	450 l/h	240 l/h
Spårämnestillsats	1820 kg Cl	1165 kg Cl		
Beräknad halt i infiltration (+naturlig halt)	216 mg Cl/l	409 (damm 3) resp 225 (inf.område) mg Cl/l	303 mg Cl/l	114 mg Cl /l
Uppmätt halt	273 mg Cl/l			

3.2 Jägarbacken och Bista i Örebro

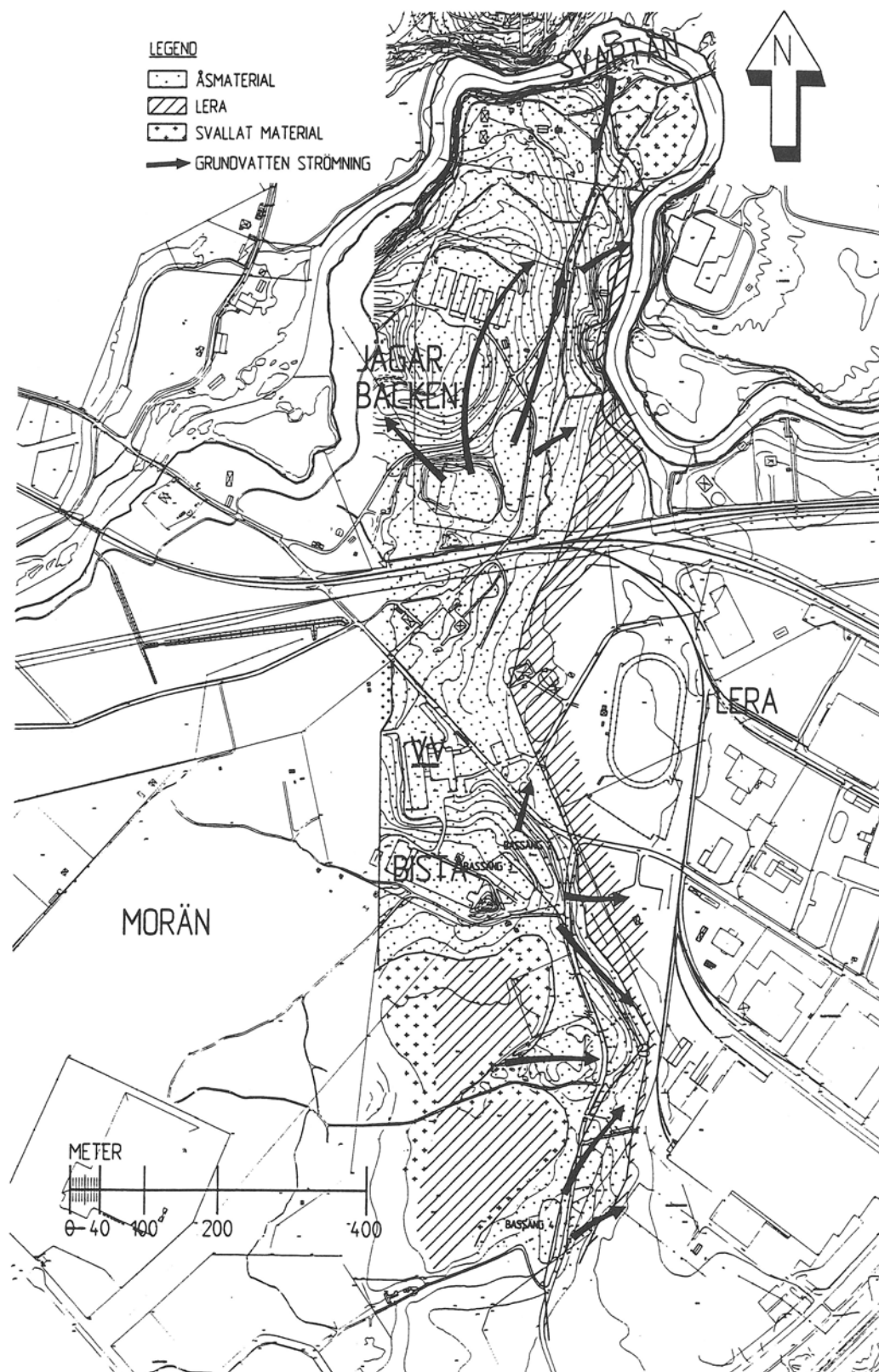
3.2.1 Vattentäktens hydrogeologi

Den största grundvattenförande formationen i området är den sk Hallsberg-Kumlaåsen, en isälvsavlagring som löper i nord-sydlig riktning och har en avsevärd längd. Huvudorten Örebros anläggning för vattenförsörjning är lokaliserad till åsen, som löper väster om tätorten. Vattenförsörjningen är uppdelad på tre vattentäktsområden (Jägarbacken-Bista-Eker), samtliga tre baseras på grundvattenuttag ur åsen förstärkt med bassänginfiltration. Jägarbacken och Bista ingår i samma hydrogeologiska enhet, medan Eker ligger norr därom i en annan enhet (utan hydraulisk kontakt).

Isälvsavlagringens storlek är betydande, vid Jägarbacken utgör den en tydlig höjdrygg. Svartån löper längs åsen på en sträcka av ca 2 km och skär igenom den vid Karlslund. Ån kan till stor del sägas utgöra begränsning av vattentäktsområdet Jägarbacken. Norr om ån fortsätter avlagringen delvis dold under lerlager. Väster om åsen förekommer moränområden, och i öster ansluter den till och överlagras av lerområden, mot söder ansluter den till Bista-området. Vid Bista har avlagringen ingen tydlig åsform utan är relativt utbredd. I öster ansluter den till och överlagras av lerområden, mot söder dyker den ner under lera på en kortare sträcka. De geologiska huvuddragen framgår av *figur 3*. Öster och väster om området stiger bergytan. Stora variationen i åsens uppbyggnad förekommer, vilket även återspeglas i jordlagrens sammansättning och deras vattenförande egenskaper.

Det ”naturliga” strömningmönstret i området är svårt att bedöma eftersom de störningar i form av uttag av grundvatten och bassänginfiltration som har förekommit under lång period inom området har påverkat förhållandena. Vid Jägarbacken är den huvudsakliga strömningen riktad mot norr med en viss solfjädersformad utspridning mot öster och väster, dvs mot Svartån. På vissa ställen där Svartån eroderat ner är stränderna relativt branta, sannolikt förekommer här åtminstone periodvis utläckage i form av källflöden över eller under åns yta. De uttag som förekommer nära ån tycks inducera en grundvattenströmning under ån från åspartiet i norr och inte ett inflöde av åvatten. Detta kan urskiljas med hjälp av vattenkvaliteten. Vid Bista är den huvudsakliga strömningen riktad tvärs åsen, från väster mot öster. På lokaliseringsen av infiltrationsbassänger och brunnar har en strömning inducerats i riktning längs åsen (nord-syd respektive syd-nord). Strömningmönstret framgår av *figur 3*.

Den omättade zonens mäktighet, dvs djupet till grundvattenzonen, varierar betydligt inom området (mellan ca 5 och 20 m). Grundvattennivåerna har en säsongsmässig variation. Givetvis finns även kopplingar till variationer i mängden infiltrerat respektive uttaget vatten. I samband med långvarig torka sommartid, då vattenkonsumtionen samtidigt ökat avsevärt, har betydande nivåsenkningar noterats. Den totala naturliga grundvattenbildningen för hela åsavsnittet (dvs Jägarbacken och Bista) har uppskattats till ca 20-30 l/s. Detta stämmer väl med tidigare erfarenheter från vattentäkten. Kontinuerliga uttag i denna storleksordning gjordes innan bassänginfiltrationen påbörjades.



Figur 3. De geologiska huvuddragen samt strömningsmönstret för grundvatten vid Jägarbacken och Bista.

3.2.2 Vattentäktens konfiguration

Råvatten för infiltration tas från den närliggande Svartån vid en punkt ca 2 km väster om vattenverket, på detta sätt erhålls självfall in till verket. Efter förbehandling i vattenverket (se vidare nedan) pumpas vattnet till Jägarbacken och Bista.

Jägarbacken

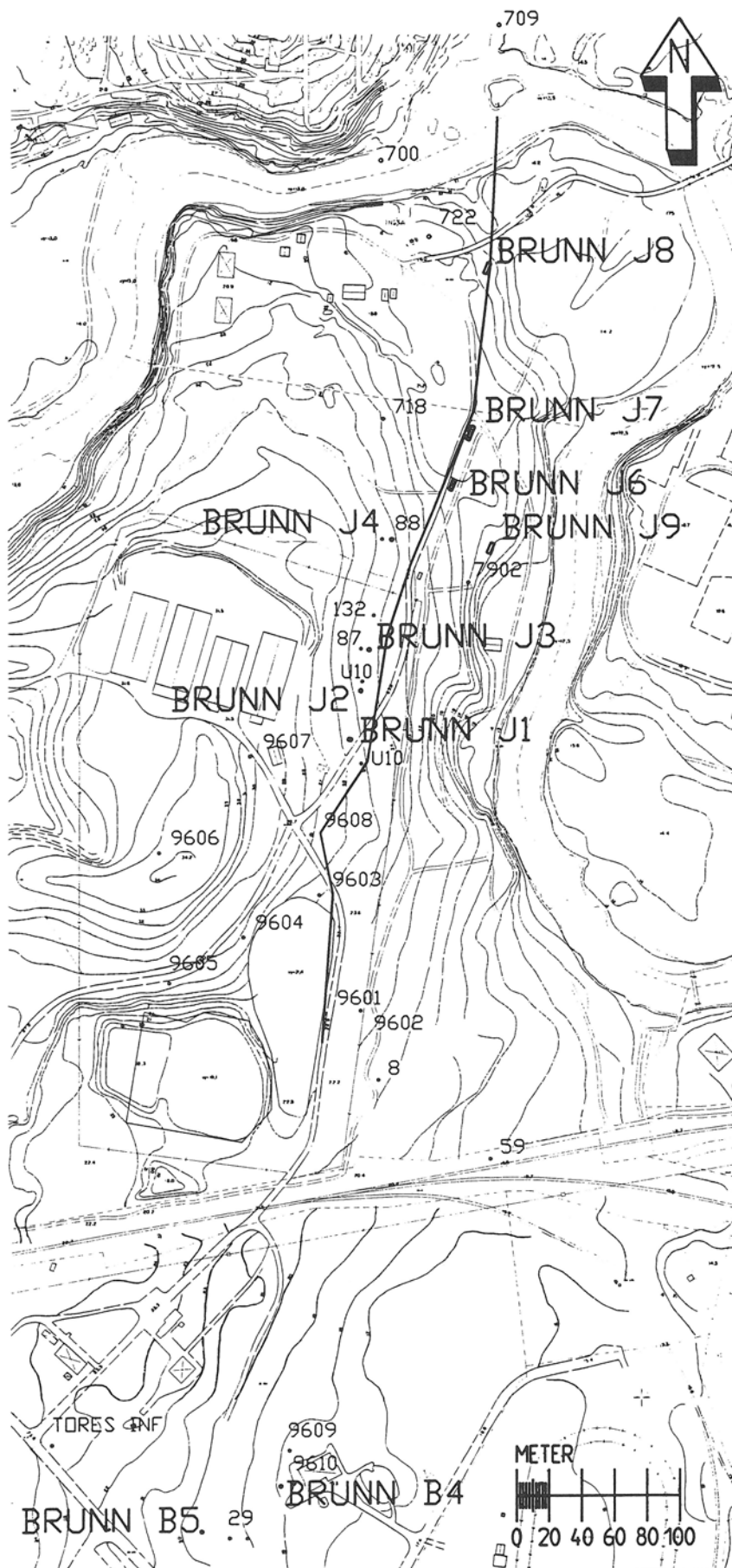
Vid Jägarbacken beskickas vattnet på två bassänger, bassäng 1 har 2850 m² yta och bassäng 2 har 3527 m² yta. Vid försöket i Jägarbacken var endast bassäng 1 i drift. Bassängerna hade rensats några veckor före försöket genom att det ytliga sandskiktet schaktats ur, tvättats och återfyllts. Mängden infiltrerat vatten varierar mellan ca 60 och 100 l/s, vid försöket infiltrerades ca 60 l/s. Beskickningen sker i en punkt. Vattendjupet i bassäng 1 varierar beroende på hur nyligen rensning gjorts, men är normalt relativt litet. Vid försöket uppgick vattendjupet som mest till ca 0.5 m. Ca 80 % av bassängens yta var täckt av vatten vid försöket. Det framgick av konduktivitetsmätningar att spårämnet inte spreds ut jämnt över hela bassängen, vilket indikerar att infiltration inte skedde över hela bassängytan utan delen närmast beskickningspunkten var mest aktiv. Den omättade zonen mäktighet i nära anslutning till bassängen uppgår till ca 5-6 m.

Inom området förekommer nio stycken uttagsbrunnar (J1-J9). Åtta av dessa (J1-J8) är i princip lokaliserade på en rät linje norr om infiltrationsbassäng 1. Brunn J9 är belägen öster om denna linje. Lägena för brunnar och bassänger framgår av *figur 4*.

Avståndet från infiltrationsbassäng 1 till respektive brunn framgår av följande uppställning. Avståndet är räknat från centrum av den aktiva delen av bassängen.

J1	160 m
J2	190 m
J3	220 m
J4	285 m
J5	270 m
J6	330 m
J7	360 m
J8	450 m
J9	275 m

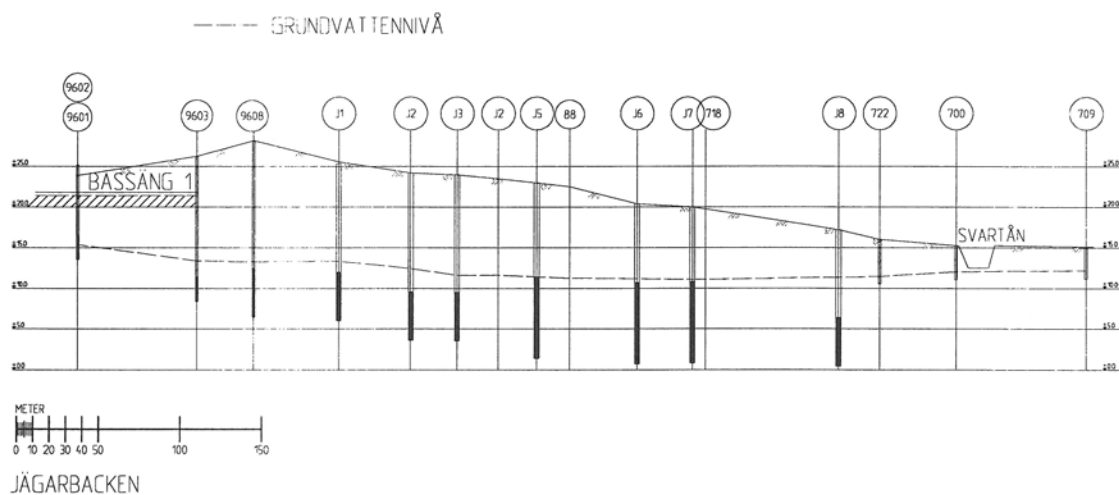
Dessutom är två brunnar (B4 och B5) lokaliserade ca 300 m söder om infiltrationen. De ingår i vattentäktsområdet Bista, men brunnarna tycks ligga i blandzonen mellan de två vattentäkterna och får tillskott från båda infiltrationsanläggningarna.



Figur 4. Vattentäktens konfiguration vid Jägarbacken.

Uttagsmängderna i respektive brunn mäts inte på sådant sätt att de kan redovisas var för sig, utan som en totalsumma för hela vattentäktsområdet. En viss information finns dock om fördelningen på uttag mellan brunnarna. Den största vattenmängden tas i brunnarna J3, J5 och J9. Mindre mängder tas i brunnarna J1 och J2, beroende på begränsad brunnskapacitet. Den totala uttagsmängden varierar mellan ca 60 och 100 l/s, vid försöket var uttaget ca 60 l/s. Vissa brunnar används inte p g a dålig vattenkvalitet (se vidare nedan). Detta gäller brunnarna J6, J7 och J8.

För att lokalisera lämpliga observationspunkter har befintliga observationsrör inventerats, samtliga dessa rör var drivna till stort djup. De har endast en kort intagsdel, som således är placerad nära botten av akviferen. Syftet med dem tycks främst ha varit att klarlägga lagerföljden och att lokalisera brunnslägen. Åtta kompletterande rör har installerats vid Jägarbacken (9601-9608). De nya observationsrören har placerats där luckor har noterats, speciellt i anslutning till den infiltrationsbassäng som utnyttjades vid försöket. Dessa observationsrör har utformats så att provtagning från ytligare delar av akviferen samt från en större andel av den grundvattenförande zonen ska kunna göras. Intagsdelen har därför gjorts längre (i medeltal ca 3 m) och lokaliserats ytligare. Bassängernas, brunnarnas samt observationsrörens läge, djup och intagssilens läge framgår av *figur 5*.



Figur 5. Brunnarnas och observationsrörens läge, djup och intagssilens läge vid Jägarbacken.

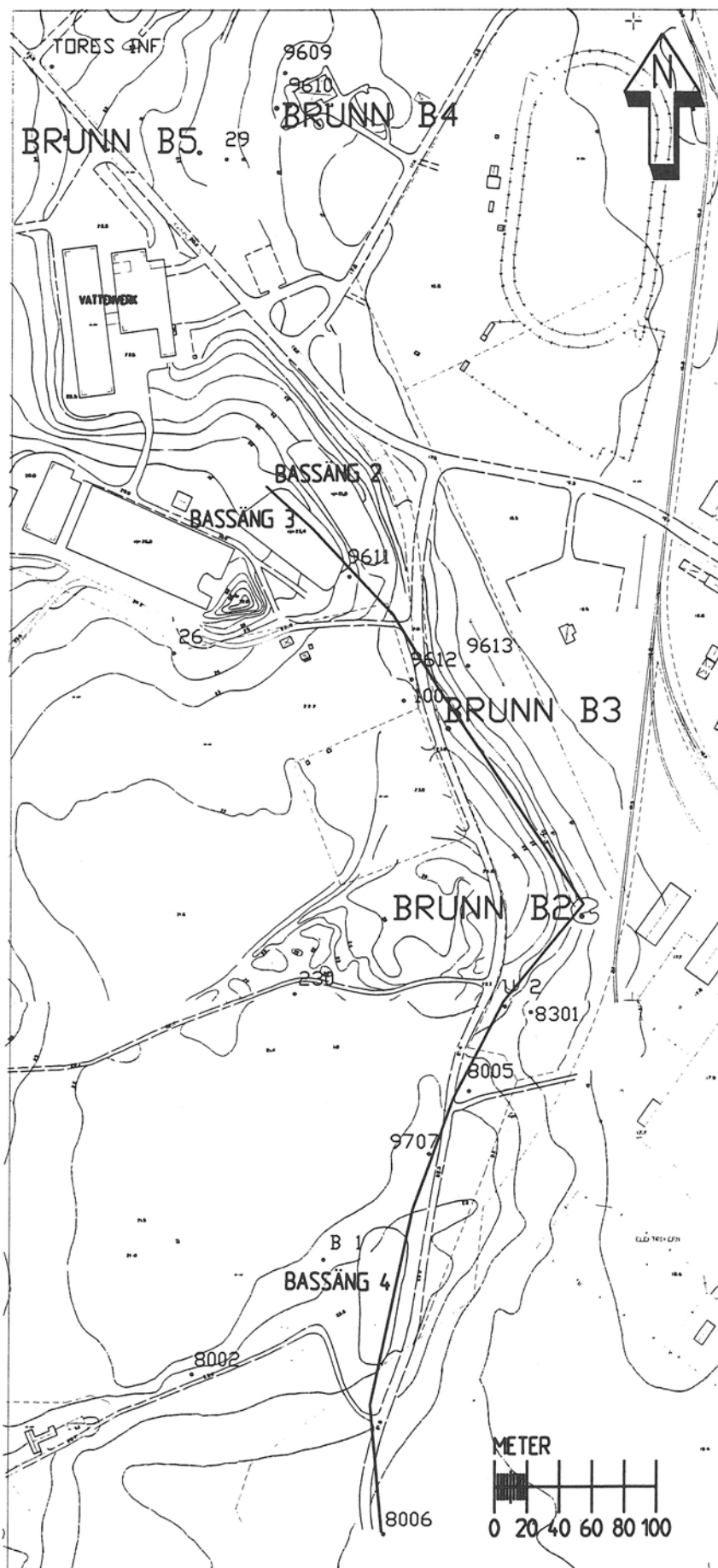
Avståndet mellan bassäng och observationsrör redovisas i nedanstående tabell. Avståndet är räknat från centrum av den aktiva delen av bassängen.

9601	20 m
9602	45 m
9603	70 m
9604	55 m
9605	80 m
9606	125 m
9607	155 m
9608	105 m

Bista

Det förbehandlade vattnet pumpas även till Bista där det beskickas på tre bassänger, två närliggande benämnda Bista 2 och 3, och en belägen längre söderut vid Sandtorp, benämnd 4. Bassäng 2 har 1445 m² yta (bassängbotten +24.8) och 3 har 1976 m² yta (bassängbotten +22.8). För spårämnesförsöket i Bista utnyttjades endast bassäng 3, men även bassängerna 2 och 4 var i drift. Bassängerna var före försöket rensade genom att det ytliga sandskiktet schaktats ur, tvättats och återfyllts. Mängden infiltrerat vatten uppgår till totalt ca 60 l/s i bassängerna 2 och 3. Vattendjupet i bassäng 3 varierar beroende på hur nyligen rensning gjorts, men är ganska stort (vid försökstillfället ca 1.5-2 m). Den omättade zonens mäktighet i nära anslutning till bassängen uppgår till ca 6-8 m. Infiltrationsbassängen vid Sandtorp, bassäng 4, beskickades under tiden för försöket med ca 30 l/s.

Fyra uttagsbrunnar (B2-B5) finns i området. Brunnarna B2 och B3 är belägna sydost om infiltrationsbassäng 3, medan brunnarna B4 och B5 ligger norr om infiltrationsbassäng 3. Lägena för brunnar och bassänger framgår av *figur 6*.



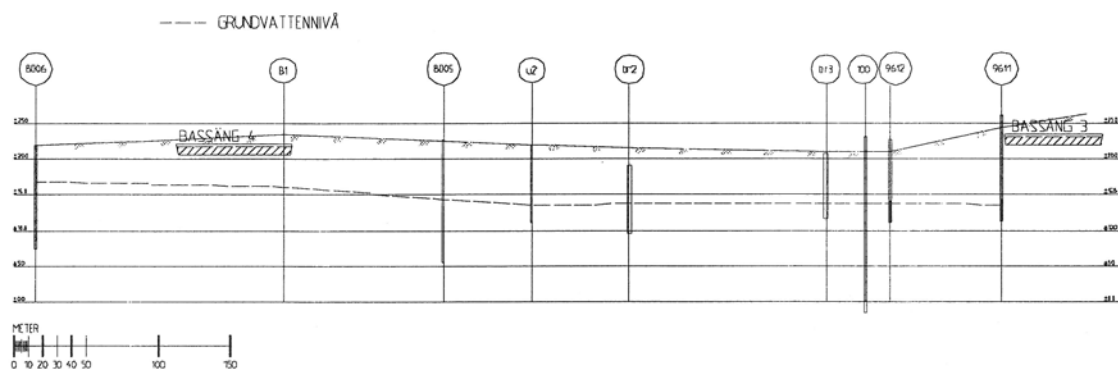
Figur 6. Vattentäktens konfiguration vid Bista.

Avståndet från infiltrationsbassäng 3 till respektive brunn framgår av följande uppställning. Avståndet är räknat från centrum av bassängen.

B2	290 m
B3	150 m
B4	220 m
B5	220 m

Den totala uttagsmängden i brunnarna varierar mellan ca 60 och 100 l/s, vid försöket var uttaget ca 60 l/s. Några exakta uppgifter om uttaget i respektive brunn finns inte. En viss information finns dock om fördelningen på uttag mellan brunnarna. De största uttagen görs i brunnarna B2 (ca 20-30 l/s) och B3 (ca 50-70 l/s). I brunnarna B4 och B5 görs endast små uttag, främst med syfte att hålla nere grundvattenytan vid det närliggande gamla vattenverket som är lågt beläget.

För att lokalisera lämpliga observationspunkter har befintliga observationsrör inventerats och tre kompletterande har installerats vid Bista (9611-9613). Bassängernas, brunnarnas samt observationsrörens läge, djup och intagssilens läge framgår av *figur 7*.



3.2.3 Vattenkvalitet

Råvattnet för infiltration tas från Svartån, ett vattendrag som på en lång sträcka går genom både skogs- och jordbruksmark. Det är relativt mycket belastat av organiskt material (humus, suspenderat material). Vattnet förbehandlas genom kemisk fällning med ekoflock och polymer. Dessa fällningskemikalier innehåller klorider. Doseringen beror av råvattenkvaliteten, under de perioder då Svartån har högt organiskt innehåll måste en relativt hög dos användas för att uppnå tillräcklig fällning. Normal dos av fällningskemikalien uppgår till ca 50 ml/m³. Därefter sker en sedimentering och snabbfiltrering. Kalk tillsätts före infiltrationen. I samband med starten av försöket i Jägarbacken var den kemiska fällningen tillfälligt avstängd.

Vattnet i brunnarna i Jägarbacken karakteriseras av lågt pH-värde (<7) och låg hårdhet (dH°<7). Vattenkvaliteten skiljer sig sinsemellan brunnarna, brunnarna J7 och J8 har hög järnhalt, medan brunnarna J4 samt J6-J9 har hög manganhalt.

Även vattnet i brunnarna i Bista karakteriseras av lågt pH-värde och låg hårdhet (dH°<5.5). Vattenkvaliteten skiljer sig emellan brunnarna, brunn B2 har hög järnhalt, medan brunnarna B2 och B5 har hög manganhalt. I brunn B5 har vid något tillfälle förhöjd nitrithalt noterats.

Före distribution på nätet görs efterbehandling med klorering samt pH-justering med kalk.

3.2.4 Val av spårämne

Jägarbacken

Avsikten med försöket var att använda två spårämnen parallellt - ett där omfattande erfarenheter fanns och ett som tidigare inte testats i Sverige. De spårämnen som valdes var klorid (NaCl) och natriumnaftionat (C₁₀H₈NNaO₃S). Klorid har tidigare använts som spårämne i grundvattenundersökningar i samband med konstgjord grundvattenbildning och har visat sig fungera bra. Nackdelen är att stora mängder salt (1000-tals kg) åtgår vid stora vattenmängder. Natriumnaftionat är ett fluorescerande spårämne som på senare tid testats i Tyskland, även i sand- och grusakviferer. Spårämnet är detekterbart i mycket låga koncentrationer (enstaka µg/l) och störningarna är små. Detta medför att endast en mindre spårämnesmängd (några kg) åtgår även vid relativt stora vattenmängder. Vidare fastläggs natriumnaftionatet endast i mycket ringa utsträckning enligt de tyska studierna och det har inga hälsoeffekter i de här aktuella halterna. Livsmedelsverket hade inget att invända mot att det användes i den här aktuella typen av försök och detsamma gällde Örebro kommuns Miljö- och hälsoskyddskontor som också tillfrågades innan försöket påbörjades.