

# Hydrauliken kring ny grundvattentäkt i Tranås - validering av dimensionerings- beräkningar genom spårämnesförsök

Hydraulics within a new water supply plant  
in Tranås - validation of dimensioning calculations

---

Christian Johansson



## REFERAT

### Hydrauliken kring ny grundvattentäkt i Tranås – validering av dimensioneringsberäkningar genom spårämnesförsök

*Christian Johansson*

Huvuddelen av råvattnet som används för dricksvattenproduktion i Tranås kommun tas i dagsläget i form av ytvatten från sjön Sommen. Sommenvattnets ökade färgtal har medfört att även färgen på vattnet som slutligen når konsumenterna ökat. För att få bukt med detta problem har vattenverken i Tranås kommun ökat sin dosering av fällningskemikalier. Då färgtalet i Sommens vatten fortsätter att öka, krävs mer och mer kemikalier för att uppnå samma reningsresultat. Konsekvenserna blir bland annat att kostnaderna för att rena vattnet ökar gradvis, liksom mängden utfällda restprodukter i det nuvarande långsamfiltret. Av denna anledning har Tranås kommun kommit fram till att det vore mer fördelaktigt att ta vattenverkets råvatten från en grundvattentäkt. The Water Harvesting Co. och sedermera teknikkonsultföretaget ÅF har därför, sedan 2001, arbetat med att utforma denna nya vattentäkt.

För att i största möjliga utsträckning undvika användandet av kemikalier vid reningen av grundvattnet, används en reningsteknik som bygger på biokemisk oxidation. Det innebär att eventuellt organiskt material oxideras till koldioxid och vatten, samtidigt som lösta metaller som järn och mangan oxideras och fälls ut på de sand- och gruskorn som utgör akvifärmaterialet. Oxidationen uppnås genom att vattnet i akvifären pumpas upp, syresätts och injiceras tillbaka till akvifären. Uppumpning och injektion av vattnet sker via 44 så kallade satellitbrunnar borrhade enligt en cirkulär konfiguration. I cirkelns centrum finns tre råvattenbrunnar som levererar vatten till vattenverket. På vattenverket kan vattnet, om nödvändigt, behandlas ytterligare.

Syftet med examensarbetet var att undersöka hydrauliken kring brunngruppen och därigenom förhoppningsvis kunna validera de teoretiska beräkningar som gjorts vid dimensionering av anläggningen. För att göra detta gjordes en form av spårämnesförsök med syre som spårämne.

Den samlade bedömningen är att de resultat som framkom vid försöken stämmer väl överens med de teoretiska beräkningar som tidigare gjorts. Sett ur ett hydrauliskt perspektiv bör anläggningen därför ha goda förutsättningar att kunna leverera ett råvatten av god kvalitet till vattenverket.

Nyckelord: Tranås, grundvatten, isälvsavlagring, inducerad infiltration, biokemisk oxidation, spårämnesförsök, dricksvatten

*Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet  
Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA, Sverige  
ISSN 1401-5765*

## **ABSTRACT**

### **Hydraulics within a new water supply plant in Tranås – validation of dimensioning calculations by tracer tests**

*Christian Johansson*

The main part of the drinking water that is used in Tranås is taken from the lake Sommen. Since the colour of the water in Sommen has increased, so has the colour of the water which is distributed to the consumers. To deal with this problem the water treatment plant has been forced to increase the use of chemicals that is used to reduce the content of suspended material in the water. The increased use of chemicals results in increased costs to treat the water. As the content of suspended materials continues to increase, so does the costs as well as the environmentally harmful waste that is produced in the process. Due to these problems, the consulting firm ÅF has been engaged to design and set up a new water supply plant based on ground water.

In order to reduce the use of chemicals in the treatment process, a treatment technique based on a process called biochemical oxidation is used. It means that metals in the water, like in this case iron and manganese, is oxidized and deposited on the grain of which the aquifer consists. In order to create as good conditions as possible for the oxidation process, water is pumped up, oxygenated and then pumped back into the aquifer. The plant consists of 44 oxygenation wells in a circular configuration. In the center of the circle there are three wells which deliver the crude water to the water treatment plant where it, if necessary, will be treated further.

The aim of this project was to study the hydraulics of the well system and thereby validate the dimensioning calculations that were made during the construction process. The method was to perform a type of tracer test, where oxygen was used as a tracer.

The results of the analysis showed a relatively good agreement with the calculations that were made in the construction process. From a hydraulic point of view, the ground water supply plant should be able to distribute crude water of good quality to the water treatment plant.

**Keywords:** Tranås, alluvial deposit, ground water, biochemical oxidation, tracer test, drinking water

*Department of Earth Sciences, Uppsala University  
Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA, Sweden  
ISSN 1401-5765*

## FÖRORD

Detta projekt har utförts som examensarbete inom civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Projektet har utförts på uppdrag av teknik-konsultföretaget ÅF och omfattar 30 högskolepoäng. Auli Niemi, professor i grundvattenmodellering, på Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Universitet har varit ämnesgranskare och Allan Rodhe, professor i hydrologi vid samma institution har varit examinator.

Johan von Garrelts på ÅF har varit handledare och förtjänar ett stort tack för att jag fick chansen att genomföra projektet, samt för handledning och svar på alla frågor som dykt upp under arbetets gång. Jag vill också tacka Fredrik Wolff, driftchef på VA-verken i Tranås, och Nils-Evert Fransson, Fredriks föregångare som initierat projektet i Tranås, för hjälp och svar på många frågor relaterade till Vattenverksdelen av projektet. Nils-Evert ska också ha ett stort tack för trevligt sällskap samt bra synpunkter under det första spårämnesförsöket.

Uppsala, april 2009

*Christian Johansson*

Copyright © Christian Johansson och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet.

UPTEC W 09 011, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala 2009.



## Populärvetenskaplig sammanfattning

### Hydrauliken kring ny grundvattentäkt i Tranås – validering av dimensioneringsberäkningar genom spårämnesförsök

*Christian Johansson*

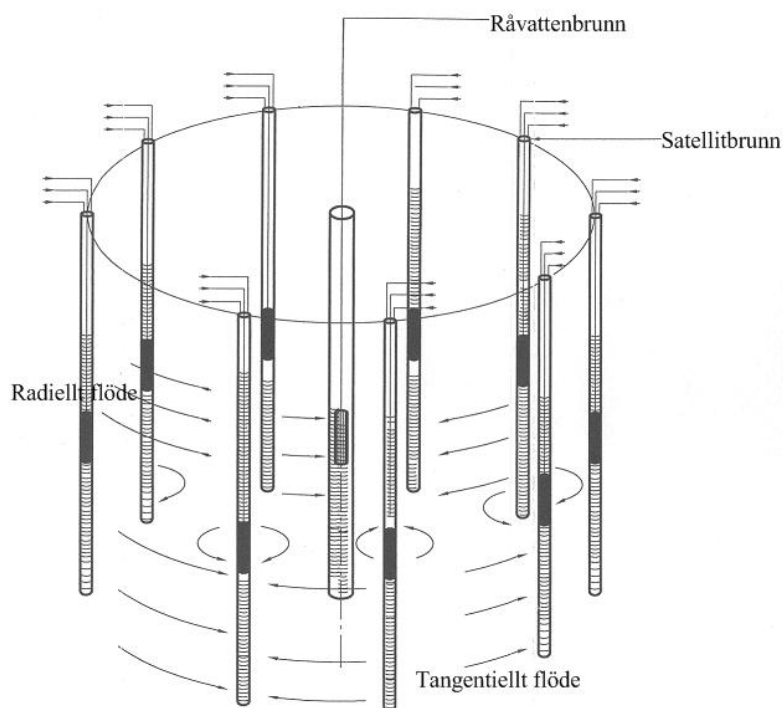
Färgtal är ett begrepp som används för att beskriva ett vattens klarhet. Ju klarare vatten, desto lägre är dess färgtal. Precis som i många andra vattendrag i södra Sverige har färgtalet i sjön Sommens vatten ökat sedan början av 1990-talet. Vattnet har under dessa år fått en mer gulbrun ton. Den gulbruna färgen beror i huvudsak på att regn- och smältvatten som rinner genom marken för med sig humusämnen ut till ytvattendragen. Humusämnena är gulbruna i färgen och består av organsikt material som bildats vid nedbrytning av döda växt- och djurdelar. Eftersom huvuddelen av dricksvattnet i Tranås kommun produceras av råvatten från Sommen, har det ökade färgtalet i Sommens vatten medfört att även vattnet som distribueras till konsumenterna har fått en gulare färg. För att få bukt med detta problem har man vid vattenverket i Fröafall, som distribuerar vattnet till större delen av konsumenterna i Tranås kommun, ökat doseringen av fällningskemikalier. Att öka kemikaliedoseringen medför dock dels att kostnaderna för att rena vattnet ökar, dels att mängden miljöfarliga restprodukter som produceras vid reningsprocessen ökar. Då färgtalet i Sommen fortsätter att öka har man i Tranås kommit fram till att det skulle vara mer fördelaktigt att i stället ta vattnet från en grundvattentäkt. Efter att SGU, Sveriges Geologiska Undersökning, pekat ut ett område några kilometer sydost om Tranås stad som lämpligt för grundvattenuttag, har teknik-konsultföretaget ÅF arbetat med utformningen av denna nya vattentäkt. Anläggningen beräknas kunna tas i drift under våren 2009.

Området där anläggningen etablerats är en udde vid Sommen. Grundvattenmagasinet inryms i ett 30-50 meter mäktigt täcke av högpermeabla isälvsavlagringar. Isälvsavlagringarna underlagras av berg och lera. Tät lermorän fungerar som grundvattendelare i västlig riktning medan högpermeabla isälvsavlagringar avgränsar mot sjön i öster. Grundvattenmagasinet läge gör att magasinet endast har god hydraulisk kontakt med sjön och vid uttag ur magasinet kommer huvuddelen av nybildningen att ske genom så kallad inducerad infiltration. Inducerad infiltration innebär att ytvatten tränger in i ett angränsande grundvattenmagasin till följd av avsänkning av grundvattennivån. Då grundvattennivån sänks, genom exempelvis pumpning ur magasinet, sänks trycknivån i magasinet så att en gradient skapas riktad från ytvattendraget mot grundvattenmagasinet. Konsekvensen blir därför att den naturliga flödesriktningen byter håll och tidigare utströmningsområden blir inströmningsområden och vice versa. Uppskattningsvis kommer mellan 60 och 80 % av grundvattnet i magasinet att utgöras av inducerat sjövattnet.

Reningstekniken som används baseras på så kallad biokemisk oxidation. Det innebär att eventuellt organsikt material oxideras till koldioxid och vatten, samtidigt som lösta metaller som järn och mangan oxideras och fälls ut på de sand- och gruskorn som utgör akvifärematerialet. Tanken är att i yttersta mån undvika tillsats av fällningskemikalier i reningsprocessen. En lägre kemikalieförbrukning innebär att kostnaderna för att rena vattnet minskar, samtidigt som mindre miljöfarligt restavfall produceras i processen. För att skapa en så fördelaktig miljö som möjligt för oxidationsprocessen pumpas vatten upp, syresätts och pumpas tillbaka, injiceras, ner i akvifären igen. Anläggningen utgörs av 44 så kallade satellitbrunnar borrhade i en, på ytan, cirkulär konfiguration. I mitten av

cirkeln finns tre råvattenbrunnar som distribuerar vattnet vidare till vattenverket i Fröafall.

Två flöden med syresatt vatten i jorden inom brunngruppen är grundläggande för att processen ska fungera. Det första är en tangentiell strömning, riktad från de infiltrerande till de uppumpande satellitbrunnarna. Det andra flödet är en radiell strömning, riktad från satellitbrunnarna i cirkelns periferi in mot de distribuerande råvattenbrunnarna i dess centrum. Flödena visas i figuren nedan. Under förutsättning att hastigheten på den tangentiella tillströmningen, vid satellitbrunnarna, är större än den radiella, bildas en mikrobiologiskt aktiv oxidationszon med syresatt vatten. Oxidationszonen uppträder först som en cylinderformad skärm runt brunngruppen. När någon av råvattenpumparna tas i drift flödar vattnet mot brunnsgruppens centrum och så småningom är allt vatten inom brunngruppen syresatt. När vatten, med höga halter av järn och mangan, flödar genom oxidationszonen, sker reningsprocessen på ytan av akvifärmaterialet.



*De två viktiga flödena runt brunngruppen. Det tangentiella flödet, riktat från de infiltrerande till de uppumpande satellitbrunnarna och det radiella flödet, riktat från satellitbrunnarna in mot råvattenbrunnen i mitten av brunngruppen.*

Syftet med examensarbetet var att praktiskt undersöka hydrauliken kring brunngruppen. Förhållandet mellan den radiella och tangentiella hastigheten undersöktes, liksom vattnets uppehållstid inom brunngruppen. Dessutom skulle uppehållstiden för vattnet som induceras från sjön till brunngruppen bestämmas. Förhoppningen var att kunna validera de teoretiska beräkningar som gjorts vid dimensionering av anläggningen.

För att undersöka hydrauliken gjordes en form av spårämnesförsök med syre som spårämne. Den tangentiella hastigheten kunde bestämmas genom att, vid syresättning enligt ordinarie drift, följa hur syrgashalten förändrades i de uppumpande satellitbrunnarnas vatten. Med vetskap om tiden då syrgashalten stabiliserats på en förhöjd nivå samt avståndet mellan injicerande och uppumpande brunn, erhöles denna hastighet.



Uppehållstiden inom brunngruppen bestämdes sedan genom att ta en av råvattenbrunnarna i cirkelns centrum i drift. Syrgashalten i vattnet som pumpas ur råvattenbrunnen mättes på samma sätt som i föregående försök. Uppehållstiden kunde då erhållas som tiden det tog för syret att också här stabiliseras på en förhöjd nivå. Utgående från denna uppehållstid kunde uppehållstiden för sjövattnet som infiltrerar grundvattenmagasinet från Sommen bestämmas. Tiden beräknades genom en enkel matematisk modell under antagandet att akvifären är homogen och isotrop. Antagandet innebär att de hydrauliska egenskaperna är desamma oavsett vilken punkt i akvifären som studeras. Även den radiella hastigheten beräknades utgående från vattnets uppehållstid inom brunngruppen.

Resultaten pekar på att de teoretiska beräkningar som gjorts vid dimensionering av anläggningen verkar stämma även i praktiken. Med hydrauliken som utgångspunkt bör anläggningen ha goda förutsättningar att leverera ett råvatten av mycket god kvalitet till vattenverket i Fröafall. Huvuddelen av invånarna i Tranås kan därför se fram emot att, från och med våren 2009, få ett klarare vatten i sina kranar. Ett vatten som också luktar mindre och har en friskare smak.



# INNEHÅLL

1. INLEDNING .....	1
2. OMRÅDESBESKRIVNING .....	3
2.1. LOKALISERING.....	3
2.2. HYDROGEOLOGI.....	3
2.3. SOMMEN .....	6
3. VATTENTÄKTEN.....	8
3.1. ALLMÄNT OM GRUNDVATTENTÄKTER.....	8
3.2. RENINGSTEKNIKEN .....	8
3.3. PROCESSBESKRIVNING.....	9
3.4. BRUNNARNAS KONSTRUKTION .....	12
3.5. LUFTNING OCH AVGASNING.....	13
4. METOD.....	15
4.1. TEORI .....	15
4.1.1. Grundvattnets hastighet .....	15
4.1.2. Spårämnesförsök.....	16
4.1.3. Tidigare hydrauliska beräkningar .....	17
4.2. UTFÖRANDE.....	18
4.2.1. Vattnets tangentiella partikelhastighet.....	18
4.2.2. Vattnets uppehållstid inom brunnsgruppen .....	20
4.2.3. Vattnets radiella partikelhastighet.....	20
4.2.4. Vattnets uppehållstid från sjön till brunnsgruppen .....	22
5. RESULTAT .....	24
5.1. VATTNETS TANGENTIELLA PARTIKELHASTIGHET .....	24
5.2. VATTNETS UPPEHÅLLSTID INOM BRUNNSGRUPPEN.....	24
5.3. VATTNETS RADIELLA PARTIKELHASTIGHET.....	25
5.4. VATTNETS UPPEHÅLLSTID FRÅN SJÖN TILL BRUNNSGRUPPEN....	26
6. DISKUSSION .....	28
6.1. TANGENTIELL OCH RADIELL PARTIKELHASTIGHET .....	28
6.2. UPPEHÅLLSTIDER.....	29
7. SLUTSATS .....	31
8. REFERENSER.....	33

BILAGA A. FÖRTECKNING ÖVER SATELLITBRUNNAR.....	35
BILAGA B. FÖRTECKNING ÖVER RÅVATTENBRUNNAR .....	37
BILAGA C. TIDIGARE BERÄKNINGAR .....	39
BILAGA D. SYREMÄTARE AM39.....	41
BILAGA E. KARTA ”Situationsplan” .....	43

## 1. INLEDNING

Huvuddelen av råvattnet som används för framställning av dricksvatten i Tranås kommun tas i dagsläget i form av ytvatten från sjön Sommen. Precis som i många andra vattendrag i södra Sverige har färgtalet i Sommens vatten ökat sedan början av 1990-talet (Löfgren och Lundin, 2003). Färgtal är ett begrepp som brukar användas för att beskriva ett vattens klarhet. Ju mer färgat vattnet är, desto högre är dess färgtal. I svenska vattendrag beror den gulbruna färgen i huvudsak på humusämnen som lakas ut från omgivande terräng, när regn- och smältvatten rinner genom marken. När vattnet når ytvattendragen färgar humusämnena vattnet gulbrunt. Humushalten i vattnet beror därför bland annat på avrinningsområdets klimat, markförhållanden och vegetation. Exempelvis leder ökad nederbörd till högre grundvattennivåer. De högre grundvattennivåerna gör att vattnet uppehåller sig högre upp i markprofilen där materialet till större del utgörs av humusämnena. Eftersom humuspartiklarna transporteras med grundvattnet ut till ytvattendragen, leder därför en ökad nederbörd till en ökad humushalt i vattnet. Av samma anledning leder mer skogsavverkning till att närliggande vattendrags humushalt ökar, eftersom avverkningen får till följd att grundvattennivåerna höjs. Mot bakgrund av dessa orsaker är det lätt att inse att färgtalet i svenska vatten varierar kraftigt, både vad gäller geografiskt läge och tid på året. I Sverige finns de mest färgade vatten i de sydöstra delarna (Löfgren och Lundin, 2003). Då merparten av de simuleringar som gjorts av Skandinavien's framtida klimat enligt Löfgren m.fl. (2003), antyder en ökning av både temperatur och, i sammanhanget ännu viktigare, nederbörds-mängd, är det rimligt att anta att även humushalten, och därmed färgtalen, kommer fortsätta att öka i våra svenska vatten.

Det ökade färgtalet i råvattnet från Sommen medför att även färgen på vattnet som slutligen når konsumenterna ökar. För att få bukt med detta problem har vattenverken i Tranås kommun ökat sin dosering av fällningskemikalier. De kemikalier som används idag är teknisk kalk, koldioxid, natriumhypoklorit och ammoniak (Forsell och Horndahl, 2005). Den ökade användningen av fällningskemikalier innebär dock en ökad kostnad för att rena vattnet, samtidigt som de miljöfarliga restprodukterna som fälls ut vid behandlingen i det nuvarande långsamfiltret ökar. Då färgtalet i Sommen fortsätter att öka (Sparrman, 2009), krävs mer och mer kemikalier för att rena vattnet och kostnaderna ökar därför gradvis, liksom mängden utfällda restprodukter. Av denna anledning har Tranås kommun kommit fram till att det vore mer fördelaktigt att ta vattenverkets råvatten från en grundvattentäkt. Förhoppningen är att kemikalieförbrukningen vid vattenverket i Fröafall då ska minska väsentligt. Kommunen avser att konvertera den nuvarande ytvattenanläggningen till reservvattentäkt (Forsell och Horndahl, 2005).

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning, anlätades 1999 för att utföra förundersökningar angående förutsättningar för grundvattenuttag inom Tranås kommun. I rapporten "Geofysisk undersökning av isälvsavlagringar vid Scoutvik, Hättebaden, Sännevadet och Rommanäs", från 1999, pekar SGU ut en akvifär på fastigheten Smörstorp 2:18, i området Scoutvik, som mycket lämplig för detta ändamål. Eftersom den befintliga råvattenpumpstationen, med tillhörande ledningsnät mot vattenverket i Fröafall, dessutom finns på fastigheten, verkade platsen än mer lämpad. The Water Harvesting Co. och sedermera teknikkonsultföretaget ÅF har därför, sedan 2001, arbetat med att utforma denna nya vattentäkt. Anläggningen beräknas kunna tas i drift under våren 2009.

Området som innefattar akvifären utgörs av en liten udde, av högpermeabla isälvs-avlagringar underlagrade och berg och lera, vid Sommen. Då uttag sker ur akvifären kommer huvuddelen av det nybildade grundvattnet att utgöras av inducerat sjövattnet från Sommen. Anläggningen består av en cirkulär brunngrupp där cirkelns rand utgörs av så kallade satellitbrunnar som pumpar upp vatten ur akvifären. Vattnet pumpas till en teknikbyggnad där det syresätts för att sedan pumpas tillbaka ner i akvifären. Också det sker via satellitbrunnarna. Dessa steg utgör syresättningsprocessen. Under denna process skapas ett flöde från de uppumpande mot de infiltrerande satellitbrunnarna. Flödet kommer härnäst benämnas det tangentiella flödet eftersom det sker i cirkelns tangentialriktning. I centrum av cirkeln finns tre råvattenbrunnar som distribuerar vattnet vidare till vattenverket. När någon av råvattenbrunnarna är i drift skapas ett flöde riktat mot denna i cirkelns centrum. Detta flöde kommer att refereras till som det radiella flödet.

Syftet med detta examensarbete är att undersöka grundvattnets hydraulik kring anläggningen då denna tas i drift. Målsättningen är att kunna validera de teoretiska beräkningar som gjorts vid dimensionering av anläggningen. Uppdragsgivaren ÅF vill i synnerhet ha svar på följande tre, för processen mycket intressanta, frågor:

- (i) Hur ser förhållandet ut mellan vattnets tangentiella och radiella partikelhastighet vid satellitbrunnarna?
- (ii) Vilken är vattnets uppehållstid inom brunngruppen?
- (iii) Vilken är uppehållstiden för det inducerade sjövattnet in till satellitbrunnarna?

## 2. OMRÅDESBESKRIVNING

### 2.1. LOKALISERING

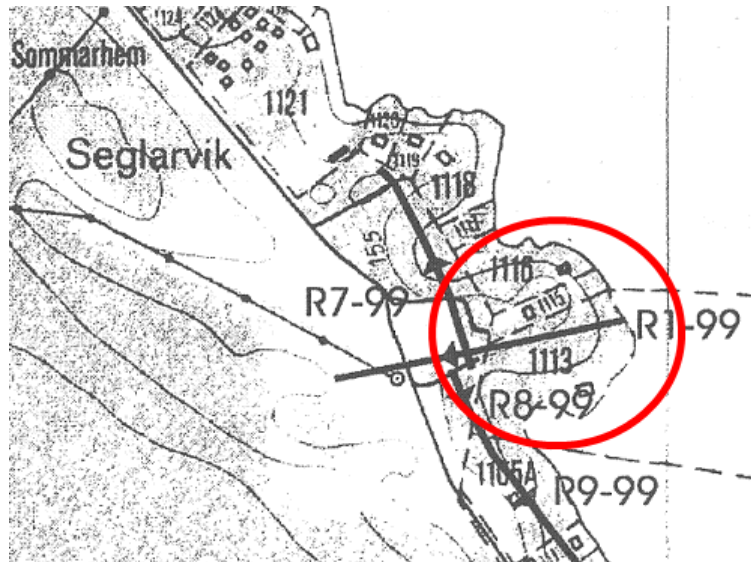
Vattentäkten ligger på en udde i sjön Sommen. Området, Scoutvik, ligger strax sydost om Tranås i norra Småland, se Figur 1. Området som innefattar grundvattenmagasinet utgörs av terrängen mellan en väg i väster och Sommen i öster. Udden är sparsamt beväxt av främst tall, med visst inslag av ung lövvegetation. Större delen av udden utgörs av en plåtå, belägen cirka 10 meter över Sommens vattennivå. Uddens nordöstra sida sluttar brant ner mot sjön. Udden tillhör en fastighet som redan ägs av Tranås kommun eftersom kommunens nuvarande råvattenpumpstation är belägen på fastigheten.



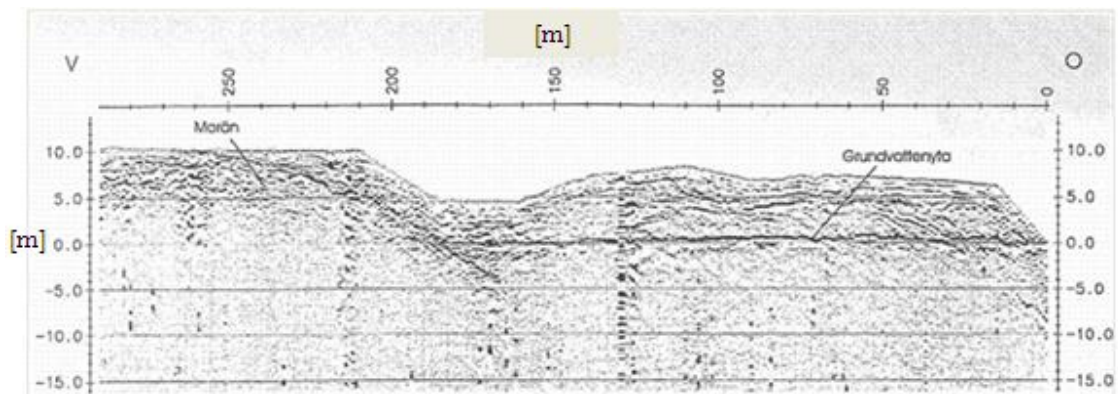
**Figur 1.** Vattentäktens lokalisering. Anläggningen återfinns på den i rött inringade Scoutviksudden (© Lantmäteriet, medgivande 202100-2939 I 2008/1962).

### 2.2. HYDROGEOLOGI

Markradarundersökningar utförda av SGU 1999, visar att området som inrymmer grundvattenmagasinet består av ett cirka 30-50 meter mäktigt täcke av högpermeabla isälvsavlagringar. Isälvsavlagringarna avgränsas av Sommen i öster och av tät lermorän i väster, under en lågpunkt i terrängen ungefär i höjd med vägen (Wällberg, 1999). Markradarprofilens sträckning (R 1-99) i området, visas i Figur 2 och resultatet av undersökningen visas i Figur 3.



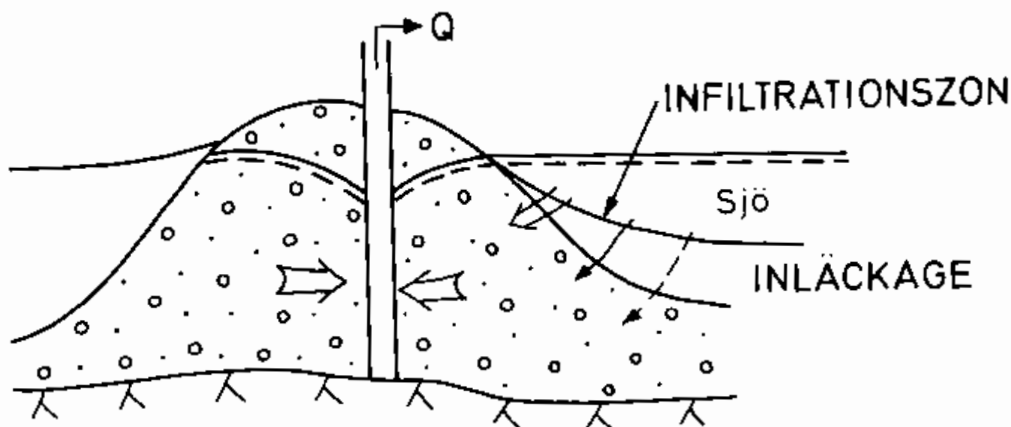
**Figur 2.** Markradarprofilens sträckning, R 1-99, över Scoutviksudden (Wällberg, 1999). Udden vattentäkten är lokaliserad på är markerad med rött.



**Figur 3.** Resultat av markradarundersökningen av profil R 1-99 (Wällberg, 1999). Profilen löper från väst till öst och nämnd väg går strax väster om lågpunkten i terrängen. Nollnivån i figuren utgörs av Sommens vattenstånd och grundvattentytan syns tydligt på denna nivå.

De högerpermeabla isälvsavlagringarna utgörs mestadels av sandigt grus och underlagras i öst direkt av berg medan de i väst först underlagras av lera och därefter av berg. Mäktigheten minskar drastiskt i västlig riktning (Westerberg, 2005). Grundvattenmagasinets läge, mellan Sommen och den lågpermeabla lermoränen gör att huvuddelen av grundvattnet, uppskattningsvis omkring 60-80 % utgörs av så kallat inducerat sjövattnet från Sommen. Inducerad infiltration innebär att ytvatten tränger in i ett angränsande grundvattenmagasin till följd av avsänkning av grundvattennivån, se Figur 4. Då grundvattennivån sänks, exempelvis till följd av pumpning ur magasinet, sänks trycknivån i magasinet så att en gradient skapas riktad från ytvattendraget mot grundvattenmagasinet. Konsekvensen blir därför att det naturliga flödet byter riktning så att tidigare utströmningsområden blir inströmningsområden och vice versa (Carlsson och Gustafsson, 1991).





**Figur 4.** Principbild av inducerad infiltration. Vid pumpning ur grundvattenmagasinet sänks grundvattentytan vilket leder till att en gradient skapas från sjön mot grundvattenmagasinet. Sjövattnet flödar därför in i grundvattenmagasinet. Från Carlsson och Gustafsson, 1991.

Anledningen till den höga andelen inducerat sjövattnet i detta grundvattenmagasin är att den täta lermoränen fungerar som en grundvattendelare, samtidigt som god hydraulisk kommunikation finns mellan sjön och den högpermeabla isälvsviltsformationen. Av denna anledning följer också grundvattennivåerna i de högpermeabla isälvsviltsavlagringarna Sommens vattenstånd mycket väl och tidsförloppet mellan nivåvariationerna i Sommen, och i grundvattenrören på udden, är mycket kort. Därutöver breder grundvattenmagasinet ut sig en god bit även under sjön (Westerberg, 2005). Den opåverkade grundvattentytan återfinns på runt 8-10 meters djup, det vill säga på en nivå motsvarande Sommens vattenstånd.

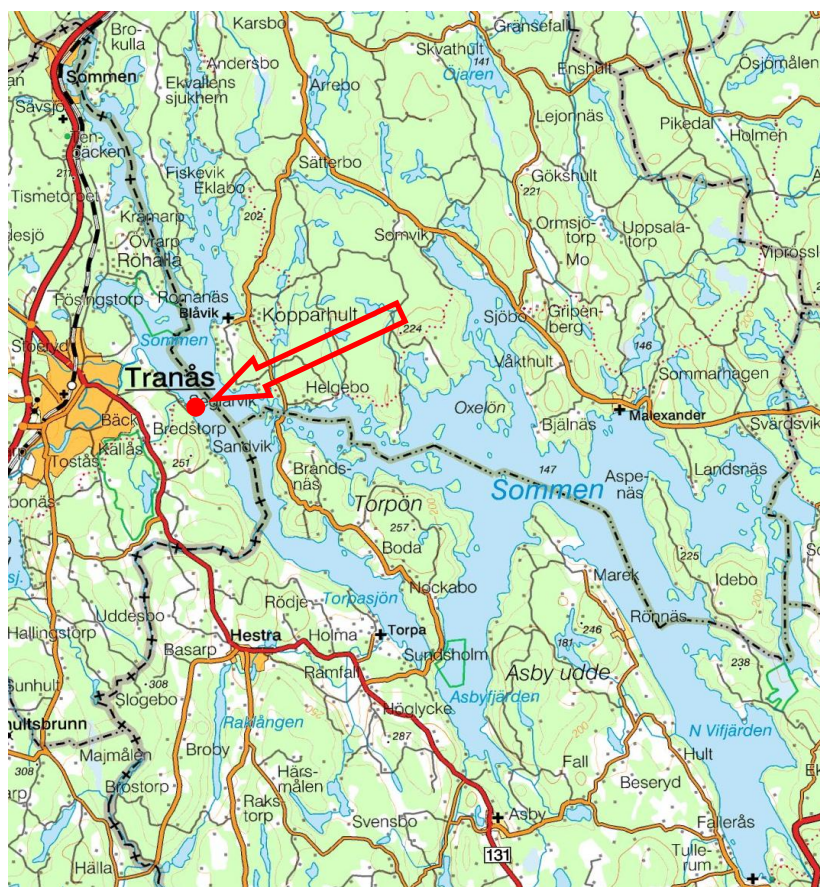
Den täta lermoränens avgränsande av grundvattenmagasinet bekräftas av de provpumpningar som genomförts av The Water Harvesting Co. (von Garrelts, 2005). Provpumpningarna visade på en snabb respons i de observationshål som borraras i området mellan vägen och sjön. Området syns i Figur 3 mellan 0 och 200 m. Däremot förekom ingen avsänkning i det observationshål som är beläget på andra sidan vägen, i Figur 3 vid cirka 250 m. Grundvattennivån väster om vägen bestäms i huvudsak av nederbörden och beror endast till väldigt liten del av nivåvariationerna i Sommen (Westerberg, 2005).

Provpumpningarna visade också att området lämpar sig ypperligt för vattenuttag då mycket stora volymer kunde tas ut ur magasinet utan någon betydande avsänkning som följde. Under 2004 genomförde The Water Harvesting Co. en provpumpning där uttaget var drygt 6200 m<sup>3</sup>/dygn vilket ungefärligen motsvarar det tänkta uttaget. Provpumpningen pågick ungefär en månad under oktober och november och den orsakade en avsänkning på maximalt cirka 60 cm vilket anses vara väldigt lindrigt. Den begränsade avsänkningen kan förklaras med att transmissiviteten för isälvsviltsformationen är mycket hög. Transmissivitet kan kort förklaras som hela jordlagrets vattenledningsförmåga, det vill säga som produkten av den hydrauliska konduktiviteten och mäktigheten på det vattenmättade jordlagret (Domenico och Schwartz, 1998). Då det vattenmättade lagret består av högpermeabelt sandigt grus, med en konduktivitet runt  $2 \cdot 10^{-1}$  m/s (von Garrelts, 2005), och dessutom i genomsnitt är drygt 30 meter mäktigt, blir transmissiviteten hög.

Det har, utgående från provpumpningarna, också gjorts en modellering av grundvattensituationen i området. Med hjälp av denna modell har simuleringar av det planerade vattenuttaget, cirka 6000 m<sup>3</sup>/dygn, gjorts. Även dessa visar att området lämpar sig väl för uttag i denna storleksordning och att influensområdet blir litet (Westerberg, 2005).

### 2.3. SOMMEN

Sjön Sommen är belägen i norra Småland och breder ut sig både i Östergötlands och i Jönköpings län. Det omgivande landskapets dramatiska topografi gör att sjön har en mycket oregelbunden geometri, se Figur 5. Sjön kan i stort delas upp i ett östligt och ett västligt bäcken. Gränsen går längs sundet mellan Torpön och fastlandet (Länsstyrelsen Östergötland, 2008). Det område som studeras i detta projekt återfinns med denna uppdelning i det västra bäckenet. Sommens största tillflöde är Svartån, vilken också avvattnar sjön (SMHI, 2009). Sjövattnets karaktär skiljer sig något åt mellan de båda bäckena. Den västra delen av sjön är något mindre näringsfattig än den östra, och det är också i den västra delen som sjön är som djupast. Även omsättningstiden varierar kraftigt mellan de båda bäckena, 11 år i det östra och 1,5 år i det västra bäckenet (Fransson, 2001). De två nuvarande råvattenintagen finns på två olika djup i det västra bäckenet. Sommens vatten har ett pH-värde runt 7-8, en god buffertförmåga mot försurning och håller allmänt sett en mycket god kvalitet (Länsstyrelsen Östergötland, 2008).



**Figur 5.** Kartan visar Sommens oregelbundna geometri. Det västra bäckenet, med det studerade området markerat med rött, avgränsas av sundet mellan Torpön och fastlandet (© Lantmäteriet, medgivande 202100-2932 I 2008/1962).

Sommenvattnets höga kvalitet bekräftas bland annat av det rika djurliv som finns i och omkring sjön. Fiskarter som storröding och nedströmslekande insjööring lever i sjön och fåglar som fiskgjuse och storlom häckar här (Fransson, 2001). Bland annat det rika djurlivet har bidragit till att sjön numera klassas som riksintresse. Enligt 4 kap 2 § Miljöbalken får därför ingen exploatering som kan skada områdets natur- eller kulturvärden ske. Exploatering kan dock medges om den anses nödvändig för att utveckla befintlig tätort (Forsell och Horndahl, 2005).

Sjön har en yta på runt 132 km<sup>2</sup> och dess avrinningsområde är cirka 1 900 km<sup>2</sup> stort. Vattennivån i sjön styrs utgående från en vattendom från 1916. Domen innebär en tillåten regleringsamplitud på 1,5 m, vilket också motsvarar Sommens naturliga nivåvariation. Nivåerna innebär 145,8-147,3 meter över havet. Numera är det MSS, Motala Ströms Samhällighetsförening, som ser till att vattendomen följs. MSS bokför också kontinuerligt Sommens vattenstånd och beräknar det vattenstånd som skulle råda om sjön vore oreglerad (Tekniska Verken, 2008).

### 3. VATTENTÄKTEN

#### 3.1. ALLMÄNT OM GRUNDVATTENTÄKTER

Att använda grundvatten i stället för ytvatten som råvatten till dricksvattenproduktion har flera fördelar. Exempelvis håller grundvatten över året en jämnare temperatur, samtidigt som det generellt har en bättre mikrobiologisk kvalitet (Löfgren m.fl., 2003). I likhet med vattnet i Sommen är en ökande humushalt ofta ett problem med ytvatten. Humusämnen i vattnet kan utnyttjas av bakterier och svampar, vilket kan leda till kraftig tillväxt av mikroorganismer i exempelvis ledningsnät. Mikroorganismerna kan i sin tur orsaka sjukdomsframkallande organismer, samt problem med smak och lukt (Löfgren m.fl., 2003). Grundvatten däremot, innehåller i normalfallet en mycket lägre halt humusämnen. Det vanligast förekommande problemet vad gäller grundvatten är föroreningsrelaterat. Ytvatten blir förvisso snabbare och lättare påverkat av föroreningar, men om ett grundvattenmagasin väl blivit förorenat, kan det ofta innebära enorma problem. Föroreningar i grundvatten är svårare att upptäcka, men värre är att det sedan också är svårare att kontrollera och sanera föroreningar i grundvatten. Ett förorenat grundvattenmagasin kan behöva flera decennier för att återhämta sig (Fetter, 2001).

Det finns en mängd tänkbara orsaker till att svenska grundvattenmagasin kan förorenas. Ett vanligt problem i jordbrukslandskap är läckage av näringsämnen, framförallt kväve. Oftast blir konsekvensen att vattnet får för höga nitrathalter. Ett annat stort problem är att det i Sverige sprids ut stora mängder salt på vägarna. Vägsaltet löser sig lätt i vatten och når sedermera grundvattnet (Vattenportalen, 2006). Även läckage från deponier bör nämnas. Deponierna skall ha ett tätt bottenskikt och eventuellt lakvatten skall ledas bort och samlas upp. Likafullt förekommer i många fall läckage från deponierna. Vad lakvattnet innehåller beror givetvis på vad som förvaras på deponin i fråga. Om deponiavfallet exempelvis kommer från industrin kan det ofta handla om tungmetaller som koppar, bly, kvicksilver eller kadmium.

Ett vanligt förekommande problem med råvatten från grundvattentäkter i Sverige är höga halter av metaller, företrädesvis järn och mangan (Knutsson och Morfeldt, 1995). Så är även fallet med grundvattnet i det i detta projekt studerade magasinet på Scoutviksudden. Det opåverkade grundvattnets järnhalt är drygt 2 mg/l och manganhalten ligger runt 0,4 mg/l (von Garrelts, 2003). Dessa värden kan jämföras med Livsmedelsverkets gränsvärden för tjänligt dricksvatten, 0,1 mg/l för järn och 0,05 mg/l avseende mangan (SLV, 2005). Höga järn- och manganhalter kan exempelvis ge upphov till problem med missfärgning av tvätt och sanitetsporcelain samt igensättning av ledningsnät (Knutsson och Morfeldt, 1995).

#### 3.2. RENINGSTEKNIKEN

Ett sätt att utan kemikalier rena vattnet, är att syresätta det för att därefter åter låta det infiltrera i marken, så kallad återinfiltration. Tekniken bygger på biokemisk oxidation, vilket innebär att eventuellt organiskt material oxideras till koldioxid och vatten, samtidigt som även lösta metaller som järn och mangan oxideras. Metalloxiderna faller sedan ut på de sand- och gruskorn som utgör akvifärmaterialet. Exempel på markkemiska reaktioner, där löst järn och mangan oxideras är enligt Eriksson m.fl. (2005)



Det finns en mängd olika sätt att utforma återinfiltrationsanläggningar. Ett av de vanligaste är återinfiltration genom bassänger, då vatten pumpas upp ur akvifären, syresätts genom exempelvis fontäner eller sprinklersystem, för att sedan genom anlagda infiltrationsbassänger, infiltrera marken. Vattnet tas sedan ut från en uttagsbrunn nedströms bassängerna. Med den metod som används i detta fall pumpas vattnet i stället tillbaka ner i marken genom så kallade injektionsbrunnar, där vattnet fördelas över hela brunnens djup.

Reningstekniken vid återinfiltration är en in-situmetod och bygger på de processer som redan sker naturligt i marken, men dessa processer snabbas på väsentligt. Fördelarna med denna typ av reningsanläggning, jämfört med konventionella anläggningar, där vattnet exempelvis renas genom långsamfilter, är många. De kräver mindre tillsats av kemikalier och producerar inget restavfall. Risken för igensättning av brunnar och ledningar är väldigt låg och både investerings- och underhållskostnader är avsevärt lägre än för konventionella anläggningar (ÅF, 2006).

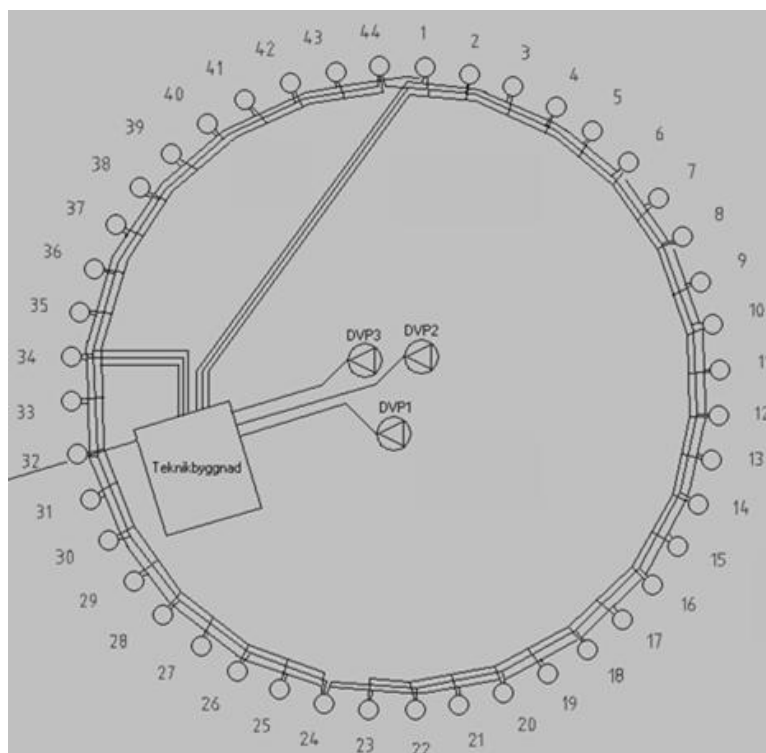
### **3.3. PROCESSBESKRIVNING**

Anläggningen är konstruerad enligt en, på ytan, cirkulär konfiguration, se Figur 6. Cirkelns rand utgörs av 44 så kallade satellitbrunnar och i dess centrum finns tre råvattenbrunnar, i figuren betecknade DVP 1, 2 och 3. Det inbördes avståndet mellan de tre råvattenbrunnarna varierar mellan sex och åtta meter och geometrin visas i Figur 6.

I tidigare projekt med vattenuttag i samma storleksordning har inte någon brunnsgroup av denna storlek använts. Anläggningar som krävt så många brunnar har i stället delats upp på flera mindre brunnsgroups med en råvattenbrunn i mitten av varje brunnsgroup. Idén med flera brunnsgroups har övervägts även i detta fall. Dock är området på udden så begränsat att de olika brunnsgropperna hydrauliskt skulle ha stört varandra. Därför beslutades att anläggningen i stället skulle utgöras av en enda stor brunnsgroup med tre centralt placerade råvattenbrunnar. Eftersom en så effektiv inducering av sjövattnet som möjligt eftersträvas, placerades brunnsgroppen på den östra delen av udden. Anledningen är att djupet till tätskiktet är störst där, vilket ger störst transmissivitet, samtidigt som avståndet till sjön är litet, vilket gör att god hydraulisk kontakt fås mellan magasinet och sjön.

Var och en av de tre råvattenpumparna har själv kapacitet att försörja vattenverket i Fröafall med det beräknade dygnsbehovet på 6000 m<sup>3</sup>. Pumparna kommer oftast att vara i drift en i taget enligt ett alternerande schema. Maximalt kan två pumpar vara i drift samtidigt, vilket kan behövas under vattenförbrukningstoppar som främst inträffar under morgontimmarna. Två pumpar kan ibland också behövas under eftermiddagar och kvällar. Anledningen till att man har valt att ha tre råvattenbrunnar är att man vill ha möjlighet att utföra underhåll och reparationer på en av pumparna utan att behöva riskera att driften störs.

Pumparna i satellitbrunnarna beräknas var och en pumpa med ett flöde av 5 l/s vilket motsvarar 18 m<sup>3</sup>/h. Flödet från råvattenpumparna beräknas initialt vara 300 m<sup>3</sup>/h.



**Figur 6.** Brunnarnas konfiguration på markytan. Ur *Funktionsbeskrivning Scoutviks vattentäkt* (Lyrmalm, 2007).

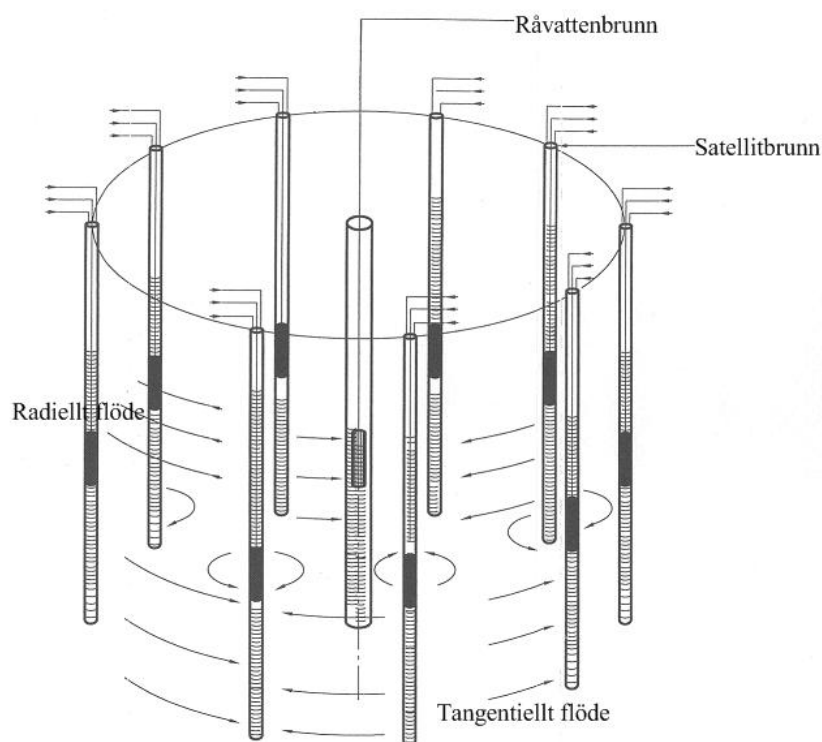
Cirkelns diameter är 51,8 meter och satellitbrunnarna är borrade med ett inbördes avstånd av 3,7 meter. Cirkeln är, ur ett processtekniskt perspektiv, uppdelad i två sektioner och varje sektion är i sin tur uppdelad i två grupper. Sektion 1 utgörs av brunn 1-22, och sektion 2 följaktligen av brunn 23-44.

Inom sektionerna delas brunnarna upp i två grupper, de med jämna brunnnummer i en grupp, och de med udda i en grupp. Syresättningsprocessen programmeras för fyra olika driftfall vilka redovisas nedan.

- Driftfall 1: Vatten pumpas upp från jämna brunnar i sektion 1, syresätts och injiceras i udda brunnar i sektion 1. Injektion sker också i brunn nummer 23, det vill säga den udda brunn i sektion 2, som finns närmast intill den sista jämna brunnen i sektion 1.
- Driftfall 2: Vatten pumpas upp från udda brunnar i sektion 1, syresätts och injiceras i jämna brunnar i sektion 1. Injektion sker också i brunn nummer 44, det vill säga den jämna brunn i sektion 2, som finns närmast intill den första udda brunnen i sektion 1.
- Driftfall 3: Vatten pumpas upp från udda brunnar i sektion 2, syresätts och injiceras i jämna brunnar i sektion 2. Injektion sker också i brunn nummer 22, det vill säga den jämna brunn i sektion 1, som finns närmast intill den första udda brunnen i sektion 2.
- Driftfall 4: Vatten pumpas upp från jämna brunnar i sektion 2, syresätts och injiceras i udda brunnar i sektion 2. Injektion sker också i brunn nummer 1, det vill säga den udda brunn i sektion 1, som finns närmast intill den sista jämna brunnen i sektion 2.

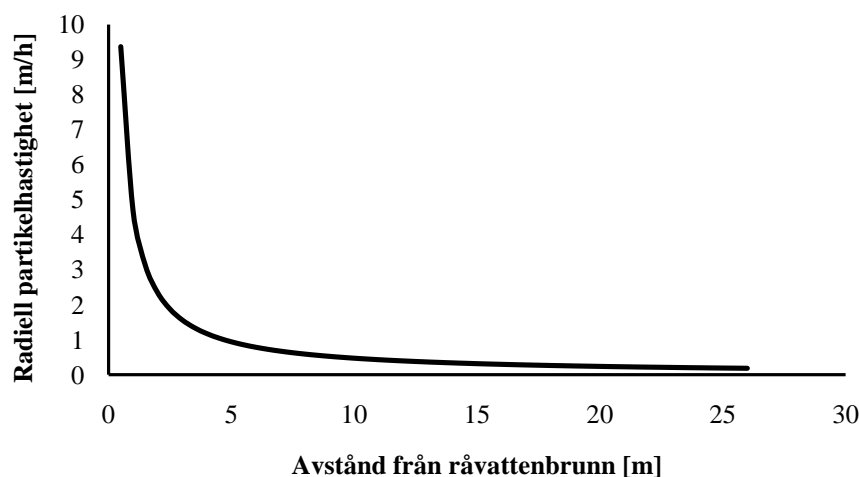
Alla fyra driftfall innebär således att uppumpning sker från 11 brunnar och injektion sker i 12 brunnar samtidigt. Pumpningen från råvattenbrunnarna beräknas vara i drift cirka 20 timmar per dygn och troligtvis kommer det vara tillräckligt att syresättningsprocessen är i drift under dygnets resterande fyra timmar.

Två flöden med syresatt vatten i jorden inom brunngruppen är grundläggande för att processen ska fungera. Det första är det tangentiella flöde som sker i cirkelns tangentriktning, från de satellitbrunnar där infiltration sker, mot de uppumpande satellitbrunnarna. Det andra flödet är det radiella flödet, riktat från satellitbrunnarna i cirkelns periferi in mot råvattenbrunnarna i dess centrum. En principiell skiss av brunngruppen med dessa flöden visas i Figur 7.



**Figur 7.** Principiell skiss över brunngruppen (ÅF, 2006). Det tangentiella flödet syns riktat från injicerande satellitbrunnar mot uppumpande och det radiella flödet från cirkelns periferi mot råvattenbrunnen i cirkelns centrum.

Då avståndet mellan infiltrerande och uppumpande satellitbrunn är relativt litet samtidigt som vatten infiltreras och pumpas upp med samma flöde, blir den tangentiella hastigheten i princip densamma under hela sträckan brunnarna emellan. Hastigheten på den radiella strömningen däremot, är högst närmast råvattenbrunnen och avtar därefter längre ut mot satellitbrunnarna. En profil över hur den radiella hastigheten beräknas variera med avståndet från råvattenbrunnen kan konstrueras utgående från ekvation (C4) i Bilaga C och visas i Figur 8.



**Figur 8.** Den radiella hastighetens beräknade variation med avståndet från pumpande råvattenbrunn. Satellitbrunnarna återfinns på 25,9 meters avstånd.

Under syresättningsprocessen skapar det tangentiella flödet en mikrobiologiskt aktiv oxidationszon med syresatt vatten (ÅF, 2006). Oxidationszonen uppträder först som en cylinderformad skärm på djupet runt brunngruppen. När någon av råvattenpumparna tas i drift flödar vatten radiellt in mot brunngruppens centrum och så småningom är allt vatten inom brunngruppen syresatt. När vatten, med höga halter av järn och mangan, flödar genom oxidationszonen, sker reningsprocessen på ytan av akvifärmaterialet. Eftersom processytan utgörs av den sammanlagda ytan på de fraktioner av sand och grus som utgör akvifärmaterialet, blir den totala processytan i akvifären stor. Därmed blir också risken för igensättning av materialet liten och drifftiden beräknas till hundratals år. Då vattnet slutligen når råvattenbrunnarna i mitten av cylindern har, i grundvattnet eventuellt förekommande löst järn och mangan, oxiderats och fällts ut. Processen gör att vattnet som pumpas från anläggningen till vattenverket inte ska kräva vidare behandling av varken järn eller mangan.

För en mer ingående redogörelse av kemin i dessa processer hänvisas till examensarbetet "Förutsättningar för rening av järn och mangan vid ny grundvattentäkt i Tranås" (Sparman, 2009).

Som redan nämnts beräknas inte processen med råvattenpumpning behöva vara i drift samtidigt som syresättningsprocessen. Skulle processerna ändå under någon period behöva vara i drift parallellt, kan de vara det under en viktig förutsättning. Om en enskild vattenpartikel vid cirkelns rand betraktas då de båda processerna är i drift, kommer vattenpartikeln att ha två hastighetskomponenter, en tangentiell och en radiell. Förutsättningen som då måste gälla för att oxidationszonen ska kunna bildas och upprätthållas är att den tangentiella hastighetskomponenten är större än den radiella hastighetskomponenten.

### 3.4. BRUNNARNAS KONSTRUKTION

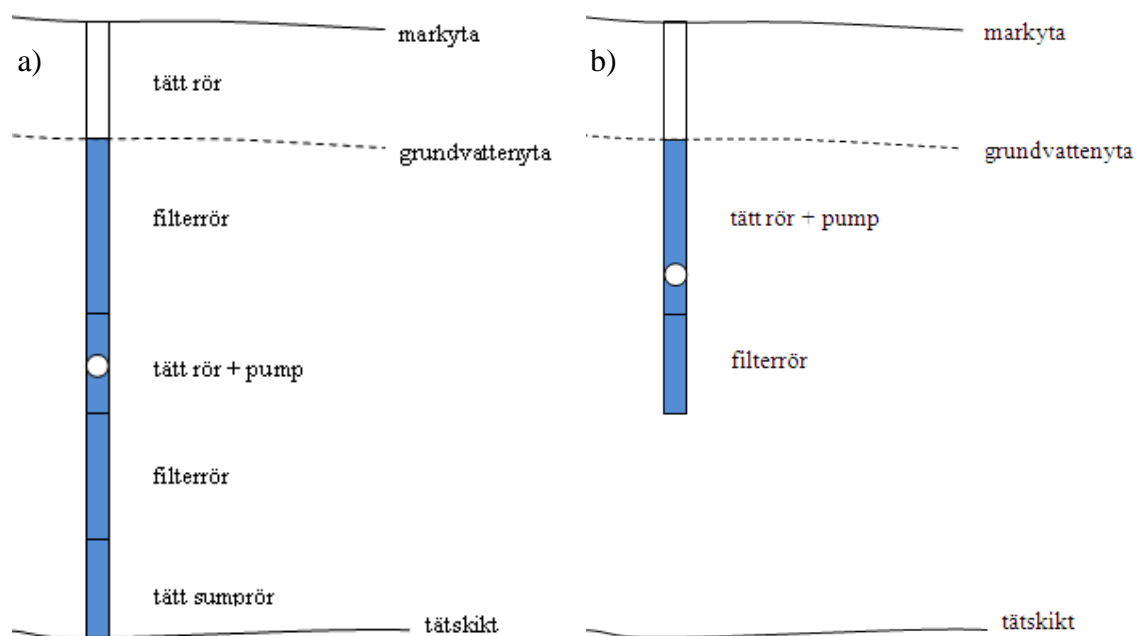
Satellitbrunnarnas djup varierar beroende på djupet till tätskiktet vid den aktuella brunnen. De grundaste brunnarna är omkring 35 meter djupa medan de djupaste sträcker sig drygt 50 meter ner i profilen. De exakta djupen för varje brunn redovisas i Bilaga A. Den principiella utformningen är densamma för alla satellitbrunnar men filterkonfigurationen varierar beroende på hur djup den enskilda brunnen är. I princip är de konstruerade så att det närmast markytan finns en sektion med tätt rör som sträcker sig



ner till det djup där grundvattenytan i normalfallet återfinns. Här följs den täta sektionen av ett längre avsnitt med filterrör som i sin tur följs av en kortare sektion med tätt rör. I mitten av detta täta avsnitt sitter pumpen monterad. Därefter kommer åter en kortare bit med filterrör. Satellitbrunnarna avslutas sedan med ett tätt sumprör med en ekplugg i botten. Att pumpen sitter monterad i det täta avsnittet mellan två filterrör, gör att den förses med vatten både under- och ovanifrån. Placeringen gör också att pumparna får en bra kylning. Filterrören utgörs av rör med slitsar om 0,5 mm. Utformningen gör att pumpen vid uppumpning tar vatten längs hela den mättade profilen, likväl som att vatten i injektionsfallet fördelas jämnt över alla vattenmättade nivåer.

Råvattenbrunnarnas konstruktion skiljer sig väsentligt från satellitbrunnarnas. Längst ner har de sex meter filterrör med slitsar om 2,0 mm. Ovanför är de täta hela vägen upp till markytan. Pumpen finns placerad i den nedre delen av den täta sektionen. Längden på denna sektion varierar mellan de tre brunnarna och beror på hur djup brunnen är. Råvattenbrunnarnas djup varierar mellan cirka 27 och 30 meter.

En principiell skiss över de båda brunnstyperna visas i Figur 9 och en förteckning över exakta mått över satellitbrunnarna återfinns i Bilaga A och råvattenbrunnarna i Bilaga B.

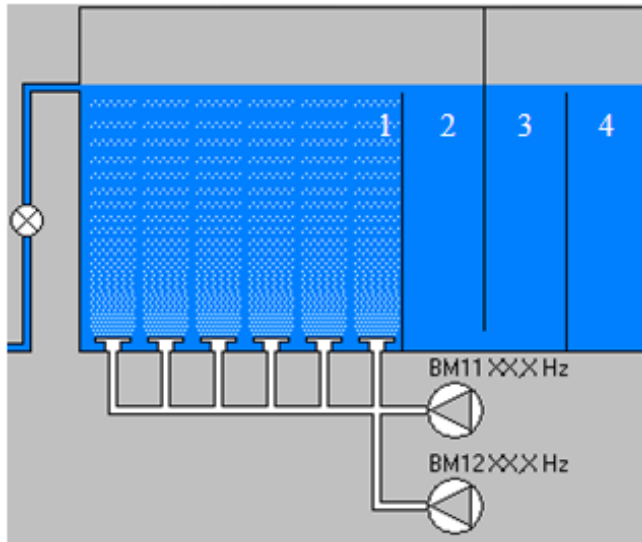


**Figur 9.** Principiell skiss över de två olika brunnstyperna, a) satellitbrunn och b) råvattenbrunn.

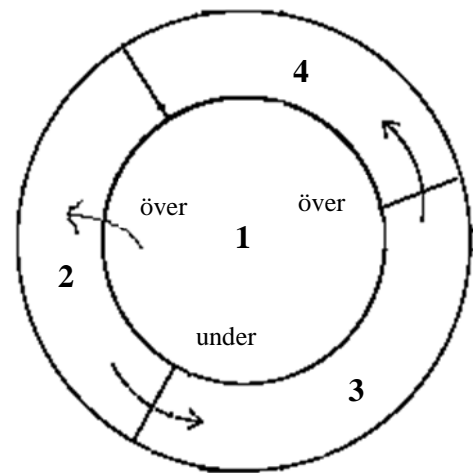
### 3.5. LUFTNING OCH AVGASNING

Syresättningsprocessen är utformad så att det uppumpade vattnet flödar in i en cylinderformad tank med fyra kommunicerande fack. I botten av det fack det uppumpade vattnet först leds till, fack 1 i Figur 10 och 11, sitter 20 dysor monterade. Vattnet syresätts genom att luft blåses in i tanken genom dysorna då dessa är anslutna till två frekvensstyrda blåsmaskiner. Avgränsningen från det första facket till det andra, är ett skott som sitter monterat tätt mot botten medan det i överkant är lägre än övriga väggar. Vattnet strömmar därför över skottet och ut till det andra facket varifrån vattnet strömmar vidare till det tredje facket genom en öppning närmast botten. Från det tredje

till det fjärde och sista facket strömmar vattnet återigen på ovansidan av skiljeväggen. Konstruktionen gör att vattnet får ett turbulent flöde och eventuella gaser i vattnet, främst kvävgas, kan avgå till omgivningen. Vattnet som sedan skall injiceras i satellitbrunnarna tas slutligen ut vid botten av det fjärde facket. En skiss över hur tanksystemet är konstruerat visas i Figur 10. Observera att bilden i Figur 10 är principiell och att den verkliga utformningen visas i Figur 11.



**Figur 10.** Principiell skiss över tanksystemet med dysor. Ur Funktionsbeskrivning Scoutviks vattentäkt. ( Lyrholm, 2007).



**Figur 11.** Skiss över tanken sedd uppifrån.

Initialt kommer börvärdet på syrgashalten i det vatten som syresätts att vara 8,0 mg/l. Därefter kommer värdet att styras utifrån reningsresultaten på grundvattnet och med tiden väntas ett lägre börvärde vara tillräckligt.

## 4. METOD

### 4.1. TEORI

#### 4.1.1. Grundvattnets hastighet

Två olika definitioner för att beskriva grundvattens strömningshastighet är viktiga i sammanhanget. Dessa är Darcyhastighet och partikelhastighet.

Darcyhastigheten,  $v_d$ , kan härledas utgående från Darcys lag som i sitt grundutförande skrivs

$$Q = -KA \frac{d\phi}{dx} \quad (1)$$

där  $Q$  = vattenföring [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]

$K$  = hydraulisk konduktivitet [ $\text{m/s}$ ]

$A$  = betraktad tvärsnittsarea i marken [ $\text{m}^2$ ]

$\frac{d\phi}{dx}$  = totalpotentialgradient [ $\text{m/m}$ ].

Darcys lag kan alltså också skrivas

$$\frac{Q}{A} = -K \frac{d\phi}{dx} = v_d \quad (2)$$

Termen  $Q/A$  får då sorten  $\text{m/s}$ , och därmed dimensionen hastighet. Termen representerar dock inte vattnets hastighet utan beskriver vattenföring per tvärsnittsarea, det vill säga ett flöde. Anledningen är att vattnet endast kan flöda genom de öppna porerna medan en del av den i ekvation (2) betraktade tvärsnittsarean utgörs av fasta partiklar. Konsekvensen blir att Darcyhastigheten är mindre än vattnets egentliga hastighet, eftersom samma volym vatten per tidsenhet enligt ekvationen får strömma genom en större tvärsnittsarea.

För att ta hänsyn till att vattnet endast kan strömma genom en viss del av markens tvärsnittsarea införs begreppet kinematisk porositet,  $p_k$ . Den kinematiska porositeten definieras som den del av porsystemet som kan leda vatten. Vid grundvattenströmning, alltså vid mättade markförhållanden, är den kinematiska porositeten lika med den totala porositeten,  $p$ . Förutsättningen är att det handlar om en tillräckligt grovkornig jord, med fraktioner i storleksordningen från sand och uppåt, vilket gör att adsorptivt bundet vatten kan försummas (Grip och Rodhe, 2003). Vattnets partikelhastighet,  $v_p$ , kan då definieras som

$$v_p = \frac{v_d}{p_k} = \{\text{grovkornig jord}\} = \frac{v_d}{p}, \quad (3)$$

och beskriver vattenpartiklarnas genomsnittliga hastighet mellan två punkter, det vill säga vattnets medelpartikelhastighet under sträckan. Denna hastighet är den som är av intresse vid studier av grundvattens uppehållstid och rörelse. Vattnets medelpartikelhastighet mellan två punkter ges också av

$$v_p = \frac{L}{t}, \quad (4)$$

där  $L$  = avstånd mellan två punkter [m]

$t$  = tid det tar för vattnet att flöda mellan två punkter [h].

Ekvation (4) är enligt Todd (1980) lämplig att utnyttja vid spårämnesförsök.

#### 4.1.2. Spårämnesförsök

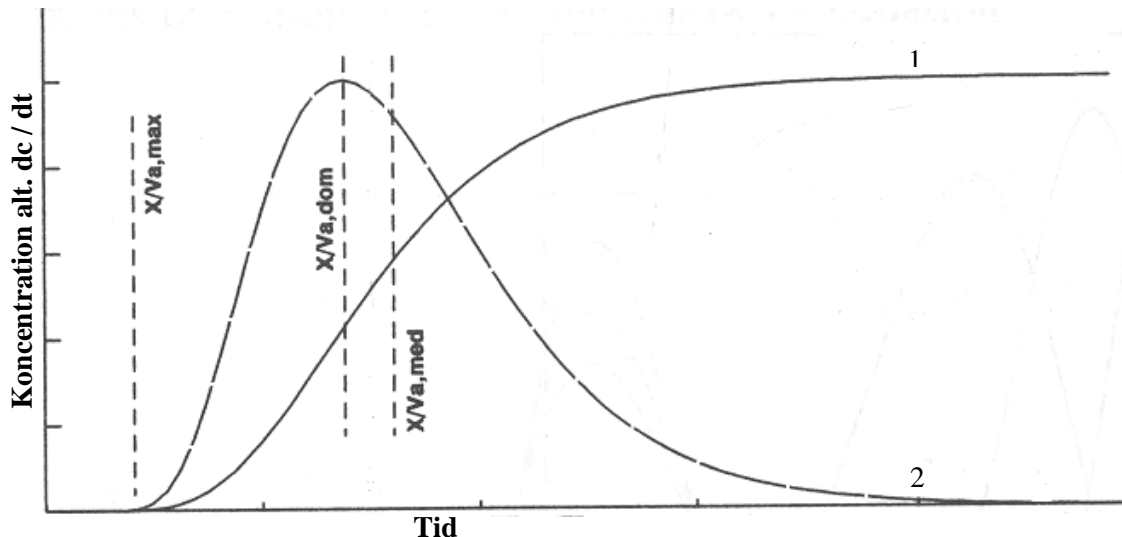
För att kunna besvara de tre frågor som redovisas i syftet, görs en form av spårämnesförsök. Det finns enligt Todd (1980) vissa kriterier som ska uppfyllas av ett idealt spårämne i poröst medium. Ämnet ska

- (i) även vid måttliga koncentrationer kunna bestämmas kvantitativt
- (ii) i princip inte förekomma i det naturliga vattnet
- (iii) inte reagera kemiskt med det naturliga vattnet eller absorberas till omgivande poröst medium
- (iv) vara säkert ur hälsosynpunkt
- (v) vara billigt och lättillgängligt

Spårämnet som används är i det här fallet syre, vilket av ett flertal anledningar, anses vara det mest förnuftiga alternativet. Till att börja med rör det sig om en dricksvattentäkt som inom en snar framtid ska tas i drift, vilket gör att tillsatser av väl beprövade spårämnen, såsom någon form av salt eller radioaktiv isotop, gärna undviks. Eftersom syresättning är en del av reningsprocessen ska syresättningsförsök ändå göras innan anläggningen tas i drift, vilket gör att befintlig utrustning kan användas vid spårämnesförsöket.

Inget spårämne uppfyller alla ovan nämnda kriterier, men spårämnet väljs så att det passar den aktuella situationen så väl som möjligt (Käss, 1998). Vad beträffar den andra och tredje punkten kan syrets lämplighet som spårämne diskuteras. I detta fall är det dock inte de exakta halterna som är det intressanta. Det räcker att kunna se en signifikant ökning och ett stabilt förhöjt värde av syrgashalten för att erhålla en genombrottskurva. Vad som skulle kunna ställa till med problem är om så mycket syre skulle gå åt till att oxidera det järn och mangan som finns i vattnet, att allt tillsatt syre används i dessa processer. Det skulle kunna få till följd att ingen förhöjd syrgashalt syns i det uppumpade vattnet. För att undvika detta problem sätts börvärdet i det vatten som syresätts så pass högt, i förhållande till uppmätta järn- och manganhalter samt syrgashalt i det orörda vattnet, att risken för att detta problem skall uppstå minimeras.

Vid ett spårämnesförsök erhålls en genombrottskurva som visar hur koncentrationen av spårämnet varierar med tiden i en observationsbrunn. Vid en steginjektion, där tillförseln av spårämne ökar momentant till ett konstant värde, blir genombrottskurvan en monotont ökande funktion som planar ut mot ett konstant värde (graf 1 i Figur 12). Tidsderivatan av denna funktion, graf 2 i Figur 12, representerar genombrottskurvan för en momentan injektion.



**Figur 12.** Principiell genombrottskurva för steginjektion av spårämne (graf 1) och för momentan injektion (graf 2). (Graf 2 beskriver tidsderivatan av graf 1). Modifierad ur Käss (1998).

Ur genombrottskurvan kan tre hastigheter bestämmas. Vattnets maximala hastighet bestäms ur tiden för spårämnets första detektion (Käss, 1998). Den dominerande hastigheten korresponderar mot tiden för spårämnets maximala koncentrationsökning vid steginjektion, det vill säga då derivatan  $dc/dt$  når sitt maximum. Vattnets medianhastighet kan bestämmas ur den tid då halva koncentrationsökningen ägt rum. Svårare är att bestämma vattnets medelhastighet. Vore genombrottskurvan symmetrisk skulle också kurvan som visar derivatan varit symmetrisk kring det maximala värdet. Då skulle medelhastigheten, medianhastighet och dominerande hastighet vara lika. På grund av bland annat dispersion ser genombrottskurvans tidsderivata dock ofta ut som i Figur 12, med en mer eller mindre lång "svans". För att kunna beräkna vattnets medelhastighet måste data fram till dess att svansen försvunnit finnas tillgängligt. Är svansen inte alltför utdragen kan medelhastigheten approximeras någorlunda väl med medianhastigheten.

#### 4.1.3. Tidigare hydrauliska beräkningar

Anläggningen har dimensionerats efter beräkningar baserade på hur mycket järn- och manganhalterna måste reduceras i processen, samt hur stort vattenuttag som behövs. Efter omfattande analyser av den rådande kvaliteten på grundvattnet fanns att vattnet som ska strömma genom oxidationszonen behöver en uppehållstid på minst tre dygn för att järn- och manganhalterna ska hinna reduceras till önskad nivå (ÅF, 2006). Vattenbehovet är i dagsläget  $6000 \text{ m}^3/\text{dygn}$ , men i framtiden beräknas behovet kunna öka till  $8000 \text{ m}^3/\text{dygn}$ . Man tänker sig även i framtiden kunna leverera vatten till grannkommunen Boxholm.

Hänsyn måste förutom vad som nämns ovan även tas till andra faktorer och villkor. En viktig faktor i sammanhanget är igensättningsrisken på grund av järn- och manganutfällningar på akvifärmaterialet. Villkor som måste uppfyllas är enligt ÅF (2006) att

- (i) vattnets tangentiella partikelhastighetskomponent, vid satellitbrunnarna, måste vara större än den radiella komponenten.
- (ii) vattnets radiella partikelhastighet måste vara mindre än  $0,36 \text{ m/h}$  vid satellitbrunnarna för att uppnå önskad uppehållstid.

Villkor (i) är endast relevant om de båda processerna med syresättning och råvatten-pumpning sker samtidigt. Med största sannolikhet kommer det scenariot inte att inträffa men för att vara garaderad i det fall det är nödvändigt sätts detta villkor ändå upp.

I Bilaga C finns en detaljerad redogörelse av de beräkningar som gjorts i de olika stegen vid dimensionering av anläggningen. Dimensioneringen har gjorts utgående från den beräknade uppehållstiden och erforderligt vattenuttag. En sammanställning över värden på de parametrar som används i beräkningarna återfinns i Tabell 1.

**Tabell 1.** Data över brunninstallationer samt markförhållanden (ÅF, 2006)

Parameter	Innebörd	Värde
Q	Uttagsflöde (dygnsvärde)	6000 m <sup>3</sup> /dygn
Q <sub>t</sub>	Uttagsflöde (timvärde)	6000/20 m <sup>3</sup> /h
Q <sub>s</sub>	Syresättningsflöde/brunn	18 m <sup>3</sup> /h
[Fe]	Järnhalt i det naturliga grundvattnet	0,6 mg/l <sup>a</sup>
[Mn]	Manganhalt i det naturliga grundvattnet	0,2 mg/l <sup>a</sup>
S	Aktiv filterrörlängd	6 m
2r	Inbördes avstånd mellan satellitbrunnar	3,7 m
H	Akvifärens mäktighet	34 m
p	Total porositet	0,3

<sup>a</sup> Anledningen till de lägre halterna än vad som anges under avsnitt 1.3.1. är att halterna kraftigt reducerats till följd av markaktiviteter såsom exempelvis borring och syresättningsstester.

Ekvation (C1) i Bilaga C visar att brunnsgruppens radie bör göras större än 14,5 m för att minimera risken för igensättning på grund av järn- och manganutfällningar. Då brunnsgruppens radie är 25,9 m bör igensättningsrisken vara minimal. Resultaten som tas fram via spårämnesförsöken ska jämföras med resultaten av de teoretiska beräkningarna. De teoretiskt beräknade värdena av de parametrar som studeras närmare i detta projekt redovisas i Tabell 2.

**Tabell 2.** Teoretiskt beräknade värden av hydrauliska parametrar som studeras i detta projekt (ÅF, 2006)

Parameter	Teoretiskt beräknat värde
Vattnets uppehållstid inom brunnsgruppen	3,6 dygn
Vattnets radiella partikelhastighet (medelvärde)	0,18 m/s
Vattnets tangentiella partikelhastighet (medelvärde)	0,23 m/s

Vad gäller vattnets uppehållstid från sjön till brunnsgruppen finns inga tidigare beräkningar att jämföra de framtagna resultaten med. Anledningen till att frågan ändå finns med i syftet är att denna uppehållstid är mycket intressant vid ett eventuellt föroreningsscenario. Denna uppehållstid kan även vara av intresse vid framtida beräkningar av vattenkemin i akvifären.

## 4.2. UTFÖRANDE

### 4.2.1. Vattnets tangentiella partikelhastighet

För att bestämma vattnets tangentiella partikelhastighet, det vill säga hastigheten med vilken vattnet förflyttar sig från injektionsbrunnarna mot de uppumpande brunnarna längs brunnscirkelns periferi, gjordes ett spårämnesförsök med syre som spårämne.

Försöket utfördes då syresättningsprocessen testkördes för allra första gången, vilket gjorde att vid försökets början fanns inget syrsatt vatten i akvifären. Syrgashalten var då endast måttligt förhöjd till följd av den aktivitet som tidigare rått i jorden, såsom exempelvis borring.

Försöket gick till så att anläggningen i princip kördes enligt driftfall 2, vilket tidigare beskrivits i avsnitt 3.3., med den skillnaden att syresättningsprocessen kördes konstant och inte varvades med råvattenpumpning. Då syresättning körs konstant är endast satellitbrunnarna i drift och det enda flöde som då skapas i jorden, är det sökta tangentiella flödet satellitbrunnarna emellan. Syrgashalten i det uppumpade vattnet studerades och mättes kontinuerligt. Mätningarna av syrgashalten gick till så att en del av det uppumpade vattnet leddes från tryckledningen via en pvc-slang, se Figur 13, till en bägare där syrgashalten mättes.



**Figur 13.** Provtagning från tryckledning med uppumpat vatten vid syresättningsförsök för bestämning av vattnets tangentiella partikelhastighet.

Då provet togs var alla pumpar utom den i den brunn, ur vilken provet togs, tvungna att stängas av under cirka två minuter. Anledningen var att flödet i tryckledningen blev så stort då alla pumpar var i drift samtidigt att ejektorverkan uppstod. Slangens mynning placerades på botten av bägaren så att det inflödande vattnet aldrig hade kontakt med omgivande luft. I bägaren mättes syrgashalten manuellt med en portabel syrgashaltmätare av modell Meinsberg AM 39. Försöksuppställning visas i Figur 14 och syrgashaltmätaren och dess specifikationer återfinns i Bilaga D.



**Figur 14.** Försöksuppställning vid syresättningsförsök för bestämning av vattnets tangentiella partikelhastighet.

Syrgashalten på det vatten som syresattes för att sedan injiceras i jorden hade ett börvärde på 8,0 mg/l medan det vatten som initialt fanns i akvifären hade en avsevärt lägre syrgashalt. Tidigare undersökningar visar att syrgashalten legat mellan 1,5 mg/l och 2,0 mg/l (von Garrelts, 2003). En ökning av syrgashalten förväntades därför då det syresatta vattnet nådde de uppumpande brunnarna. Ur genombrottskurvan som erhöles kunde tiden det tog för det syresatta vattnet att flöda från injektions- till pumpbrunn bestämmas. För att approximera medelhastigheten med medianhastigheten bestämdes tiden då halva koncentrationsökningen ägt rum. Ekvation (4) kunde därefter utnyttjas för att beräkna vattnets partikelhastighet, vilken här är densamma som den sökta tangentiella partikelhastigheten.

#### **4.2.2. Vattnets uppehållstid inom brunngruppen**

Det praktiska arbetet vid det andra spårämnesförsöket, vilket syftade till att bestämma vattnets uppehållstid inom brunngruppen, startades av Johan von Garrelts och Nils-Evert Fransson. En råvattenpump togs i drift och råvattenpumpningen gick konstant under hela försöket med alternerande drift mellan de tre råvattenpumparna. Syrgashalten mättes på det vatten som pumpades ut från anläggningen av råvattenpumpen. Mätningarna utfördes främst av von Garrelts och Fransson men ibland även av Tranås kommuns vattenverkspersonal. Mätningarna gjordes enligt samma tillvägagångssätt och med samma utrustning som vid det första försöket. Börvärdet på syrgashalten i det syresatta vattnet var detsamma som i tidigare försök, det vill säga 8,0 mg/l, och bakgrundsvärdet på syrgashalten i vattnet i akvifären var runt 2 mg/l.

Upphållstiden erhöles därefter enligt samma metod som tiden vid det första spårämnesförsöket bestämdes. Under försöket var råvattenbrunnen i kontinuerlig drift men då anläggningen körs enligt normal drift kommer råvattenpumpning endast att ske 20 timmar per dygn. För att bestämma uppehållstiden vid normal drift måste därför den observerade uppehållstiden multipliceras med en faktor (24/20).

#### **4.2.3. Vattnets radiella partikelhastighet**

Under försöket som gjordes för att bestämma vattnets uppehållstid inom brunngruppen var endast råvattenpumpning i drift. Det enda flöde som då skapades var det radiella flöde för vilket hastigheten söktes. Då den erhållna uppehållstiden sattes in i ekvation (4), erhöles ett medelvärde på vattnets radiella partikelhastighet mellan satellitbrunnarna och den pumpande råvattenbrunnen. Den hastighet som söktes var dock inte medelhastigheten utan den radiella partikelhastigheten vid satellitbrunnarna, det vill säga på



avståndet 25,9 m från råvattenbrunnen. För att kunna bestämma den sökta hastigheten utnyttjades att medelvärdet på den radiella partikelhastigheten kan uttryckas som

$$\bar{v}_r = \frac{R_0 - R_1}{T_{brunnsgrupp}} \quad (5)$$

då vattnet strömmar från satellitbrunnarna vid radien  $R_1$  till råvattenbrunnen vid radien  $R_0$ .  $T_{brunnsgrupp}$  är den tid som åtgår för att vattnet ska strömma från  $R_1$  till  $R_0$ , det vill säga den uppehållstid som uppmättes under spårämnesförsöket. Vattnets uppehållstid inom brunnsgruppen kan också beskrivas med integralen

$$T_{brunnsgrupp} = \int_{R_1}^{R_0} \frac{1}{v_r(R)} dR \quad (6)$$

där  $v_r(R)$  = vattnets radiella partikelhastighet vid radien  $R$ , alltså på avståndet  $R$  från råvattenbrunnen.

$v_r(R)$  kan även enligt ekvation (C4) skrivas som

$$v_r(R) = \frac{Q_t}{2\pi RHp}$$

där  $\frac{Q_t}{2\pi Hp} = \text{konstant} = C$  (7)

Ekvationerna (7) och (C4) ger därefter att

$$v_r(R) = \frac{C}{R} \quad (8)$$

Vidare kombineras ekvationerna (6) och (8) med ekvation (5), vilket ger att medelhastigheten kan uttryckas som

$$\bar{v}_r = \frac{R_0 - R_1}{\frac{1}{C} \int_{R_1}^{R_0} R dR} \quad (9)$$

Konstanten  $C$ , vilken får enheten  $m^2/h$ , kan då beräknas ur

$$C = \frac{\bar{v}_r \int_{R_1}^{R_0} R dR}{R_0 - R_1} \quad (10)$$

Med detta uttryck för  $C$  kunde  $v_r(R)$  bestämmas ur ekvation (8). Med hjälp av det erhållna uttrycket kunde en kurva över hur vattnets radiella partikelhastighet varierar med avståndet från råvattenbrunnen konstrueras. Genom att sätta  $R$  till 25,9 m bestämdes den sökta radiella partikelhastigheten.

Då  $C$  bestämts praktiskt kunde också en kontroll göras av konstanterna akvifärhöjd,  $H$ , och porositet,  $p$ . Kontrollen gjordes eftersom det i dessa konstanter ingår en viss osäkerhet. Kontrollen gjordes som en form av känslighetsanalys, genom att ur ekvation (7) lösa ut en av konstanterna  $H$  respektive  $p$  och inom rimliga gränser variera den andra parametern. Då det också finns en osäkerhet i uttagsflödet,  $Q_t$ , upprepades processen för olika värden på  $Q_t$ .

#### 4.2.4. Vattnets uppehållstid från sjön till brunngruppen

Sjövatten infiltrerar grundvattenmagasinet längs hela djupet, se Figur 4. Strömningsavståndet från sjön till närmsta satellitbrunn blir därför olika beroende på vilket sjödjup vattnet infiltrerar från. För att få en så korrekt och tydlig bild som möjligt av uppehållstiden, konstruerades en profil över hur uppehållstiden varierar beroende på vilket djup vattnet infiltrerar från.

För att göra denna profil behövdes information om hur stort avståndet är från sjöbotten på ett visst djup till närmsta brunn, infiltrationsavståndet. Botten i denna del av sjön har en relativt konstant lutning på cirka 65 grader relativt horisontalplanet ner till maxdjupet 50 meter. Vid beräkningarna antogs dock att vatten endast flödar in mot brunngruppen från sjöns yta och ner till 40 meters djup. Anledningen är att endast ett horisontellt flöde antas förekomma och det största djup ett sådant flöde förekommer är ett djup motsvarande botten på den djupaste brunnen. Den närmsta brunnen, vilken också är en av de djupaste, är borrad till cirka 50 meter under markytan. Djupet motsvarar 40 meter under sjöns vattenyta eftersom brunngruppen är anlagd på en platå ungefär 10 meter över sjöns vattenyta.

Det horisontella avståndet från sjöns vattenyta till närmsta brunn,  $A_0$ , togs ut från en karta över området. Kartan "Situationsplan" återfinns i Bilaga E. Avståndet från brunngruppen till olika djup beräknades ur Figur 15 som

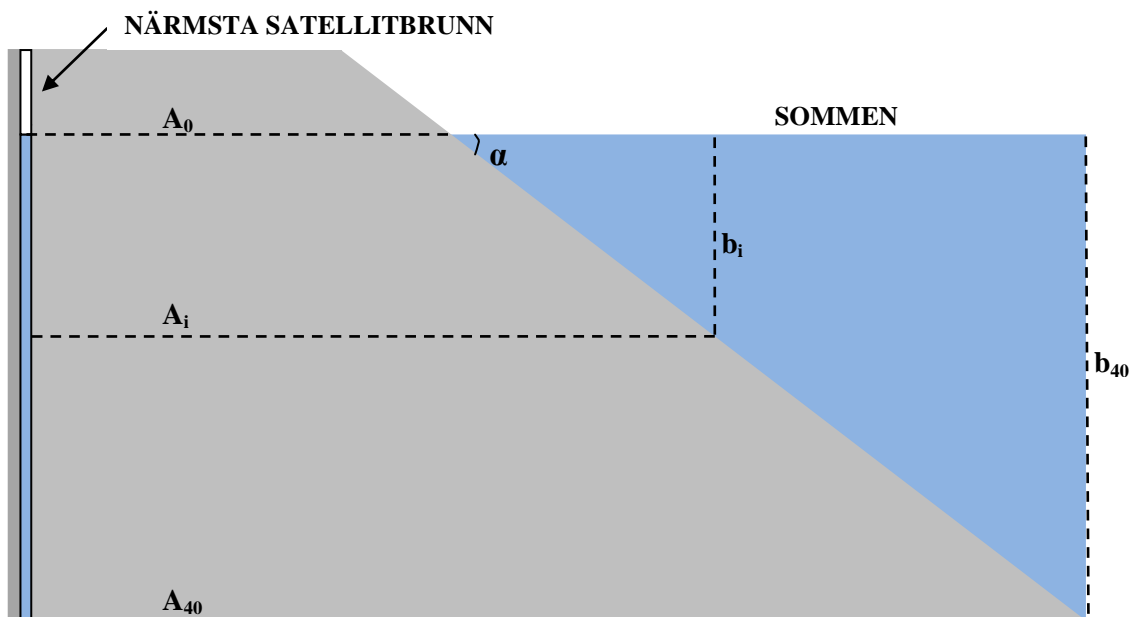
$$A_i = A_0 + \frac{b_i}{\tan \alpha} \quad (11)$$

där

$A_i$  = avstånd från sjön till närmsta brunn vid djupet  $i$ ,  $i = [0,40]$

$b_i$  = djup under sjöns yta,  $i = [0,40]$

$\alpha$  = sjöbottens lutning =  $65^\circ$



Figur 15. Principiell skiss över hur avståndet från sjön till närmsta brunn varierar med sjödjupet.

Utgående från ekvation (11) konstruerades en kurva över hur strömningsavståndet från sjön till brunnsgruppen varierar med djupet under sjöns vattenyta.

Då akvifären antogs vara homogen och isotrop bestämdes, utgående från erhållen uppehållstid inom brunnsgruppen, även uppehållstiden för det inducerade vattnet, från sjön till brunnsgruppen. Antagandet som därmed gjordes var att den cirkulära strömningsmodell som antagits inom och runt brunnsgruppen också gäller mellan sjön och brunnsgruppen. Uppehållstiden bestämdes genom att utnyttja vetskapen om att tiden är proportionell mot avståndet i kvadrat, vilket ekvation (C3) visar.

$$T = \frac{\pi R^2 H p}{Q} \quad (C3)$$

Ekvationerna (C3) och (7) ger, tillsammans med att  $Q_t$  [m<sup>3</sup>/dygn] =  $Q/20$  [m<sup>3</sup>/h] (eftersom råvattenpumpning sker 20 timmar per dygn), att uppehållstiden kan beskrivas med uttrycket

$$T = \frac{R^2}{40C} \quad (12)$$

Uttrycket beskriver hur uppehållstiden varierar med avståndet till råvattenbrunnen. Uppehållstiden som eftersöks är uppehållstiden från sjön till brunnsgruppen, det vill säga till närmsta satellitbrunn. Därför måste vattnets uppehållstid inom brunnsgruppen subtraheras från uttrycket (12). Vattnets uppehållstid från sjön till brunnsgruppen kan således uttryckas som

$$T_{\text{sjö} \rightarrow \text{brunnsgrupp}} = \frac{R^2}{40C} - T_{\text{brunnsgrupp}} \quad (13)$$

Eftersom konstanten C är praktiskt bestämd genom spårämnesförsöket beskriver ekvation (13) hur uppehållstiden enligt spårämnesförsöket varierar med avståndet från råvattenbrunnen. Tillsammans med kurvan över hur strömningsavståndet varierar med djupet under sjöns yta kunde slutligen en kurva över hur uppehållstiden varierar, beroende på djupet vattnet infiltrerar från, konstrueras.

Den mest intressanta uppehållstiden ur ett föroreningsperspektiv är förstås den kortaste, det vill säga uppehållstiden för det vatten som infiltrerar närmast ytan. För att dessutom få ett representativt värde som kan vara användbart vid framtida beräkningar av vattenkemin, beräknades slutligen också ett medelvärde på vattnets uppehållstid från sjön till brunnsgruppen. Medelvärdet på vattnets uppehållstid från sjön till brunnsgruppen kan uttryckas som

$$\bar{T}_{\text{sjö} \rightarrow \text{brunnsgrupp}} = \frac{1}{R_2 - R_1} \int_{R_1}^{R_2} T dR \quad (14)$$

där  $R_1$  = Horisontella avståndet från sjön till närmsta satellitbrunn för det vatten som infiltrerar från stranden

och  $R_2$  = Horisontella avståndet från sjön till närmsta satellitbrunn för det vatten som infiltrerar från störst djup

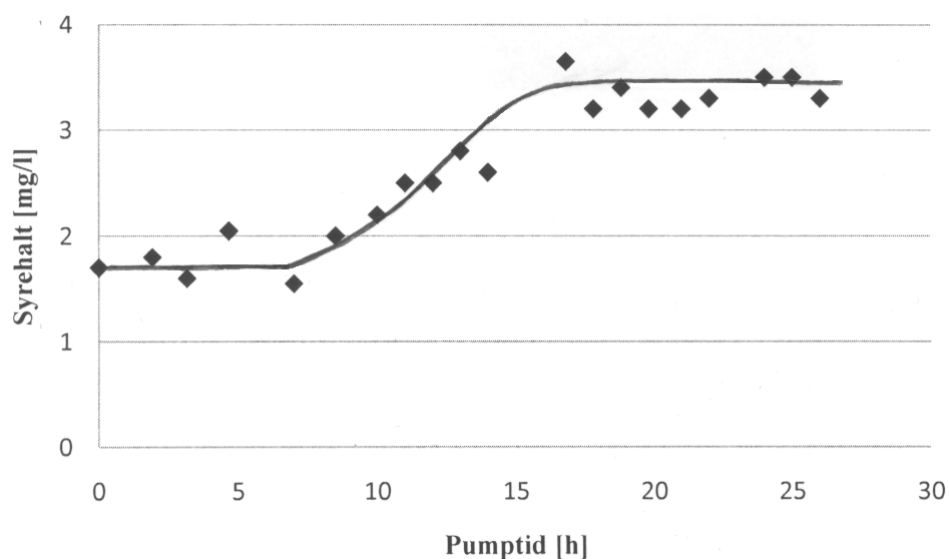
Ekvationerna (12) och (14) ger tillsammans att medelvärdet kan beräknas ur

$$\bar{T}_{\text{sjö} \rightarrow \text{brunnsgrupp}} = \frac{1}{40C(R_2 - R_1)} \int_{R_1}^{R_2} R^2 dR \quad (15)$$

## 5. RESULTAT

### 5.1. VATTNETS TANGENTIELLA PARTIKELHASTIGHET

Det spårämnesförsök som gjordes visade att grundvattnet vid försökets start hade en syrgashalt på 1,6 mg/l. Efter cirka åtta timmar började syrgashalten stiga för att efter omkring 18 timmar ha stabiliserats runt maxvärdet, 3,5 mg/l, se Figur 16.



**Figur 16.** Genombrottskurva vid syresättningsförsök för bestämning av vattnets tangentiella partikelhastighet.

Vattnets medelhastighet mellan brunnarna approximerades med medianhastigheten, det vill säga att hastigheten beräknades ur den tid då halva syreökningen ägt rum. En manuell anpassning gjordes till genombrottskurvan. Genom anpassningen bestämdes att syrgashalten under försöket steg från 1,6 mg/l till omkring 3,4 mg/l. Mediantiden erhöles därför som tiden då syrgashalten nått 2,5 mg/l. En visuell tolkning av kurvan i Figur 16 gav att tiden som sedan kunde användas i ekvation (4) var cirka 13 h.

Slutligen gav ekvation (4) att den tangentiella hastigheten vid försökstillfället var ungefär 0,28 m/h.

### 5.2. VATTNETS UPPEHÅLLSTID INOM BRUNNSGRUPPEN

Tyvärr saknas en del dokumentation från det andra spårämnesförsöket men de viktigaste punkterna finns ändå dokumenterade. Någon genombrottskurva kunde på grund av den saknade informationen inte presenteras, men analysen av försöket kunde ändå göras på samma sätt som vid det första försöket. Syrgashalten i det vatten som pumpades med råvattenpumpen i brunnsgruppens centrum stabiliserades kring 3,2 mg/l.

Uppehållstiden beräknades vid försöket till cirka 79 timmar, omkring 3,3 dygn. När hänsyn tagits till att råvattenpumpning vid ordinarie drift endast kommer att ske 20 timmar per dygn bestämdes vattnets uppehållstid inom brunnsgruppen till knappt 4 dygn.

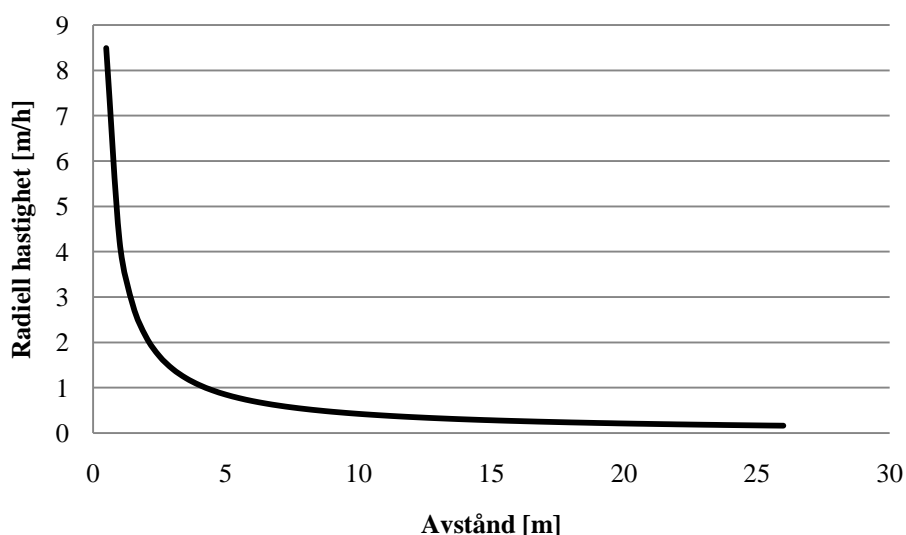
### 5.3. VATTNETS RADIELLA PARTIKELHASTIGHET

Då vattnets uppehållstid inom brunngruppen, 79 h, sätts in i ekvation (4) blir resultatet att medelvärdet på den radiella partikelhastigheten var cirka  $0,33 \text{ m/h} = \bar{v}_r$ . Tillsammans med att

$$R_0 = 0,084 \text{ m} \quad (\text{infiltrationsrörets radie})$$

och att  $R_1 = 25,9 \text{ m}$

ger ekvation (10) att konstanten  $C \approx 4,26 \text{ m}^2/\text{h}$ . Insatt i ekvation (8) kan därefter en kurva, över hur vattnets radiella partikelhastighet enligt spårämnesförsöket varierar med avståndet från råvattenbrunnen, konstrueras. Kurvan visas i Figur 17.



**Figur 17.** Radiell partikelhastighet, baserad på spårämnesförsök, som funktion av avstånd från pumpande råvattenbrunn.

Eftersom den sökta hastigheten var den vid satellitbrunnarna, sattes  $R$  i ekvation (8) till 25,9 m. Ekvation (8) ger då att den sökta hastigheten var  $v_r(25,9) \approx 0,16 \text{ m/s}$ .

Känslighetsanalysen i Tabell 3 visar exempel på kombinationer av konstanterna akvifärhöjd,  $H$ , porositet,  $p$ , och uttagsflöde,  $Q_t$ , som via ekvation (7) ger det värde på  $C$  som erhöles genom spårämnesförsöket. Vid de teoretiska beräkningar som gjorts vid dimensionering av anläggningen har värdena 34 m, 0,3 respektive  $300 \text{ m}^3/\text{h}$  använts.

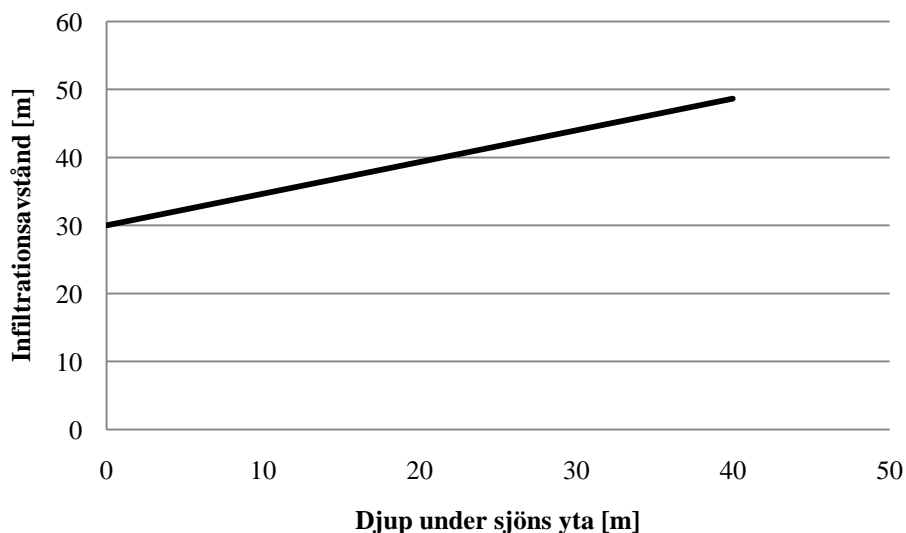
**Tabell 3.** Variation av akvifärhöjd,  $H$ , och porositet,  $p$ , med olika värden på uttagsflödet,  $Q_t$

$H$ [m]	$P$ [-] ( $Q_t=300 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$P$ [-] ( $Q_t=280 \text{ m}^3/\text{h}$ )	$P$ [-] ( $Q_t=320 \text{ m}^3/\text{h}$ )
30	0,37	0,35	0,40
31	0,36	0,34	0,39
32	0,35	0,33	0,37
33	0,34	0,32	0,36
34	0,33	0,31	0,35
35	0,32	0,30	0,34
36	0,31	0,29	0,33
37	0,30	0,28	0,32
38	0,30	0,28	0,32

Tabell 3 visar att både akvifärhöjden och porositeten troligtvis är något större än vad som angivits. Eventuellt kan uttagsflödet ha varit något mindre än de angivna  $300 \text{ m}^3/\text{h}$ .

#### 5.4. VATTNETS UPPEHÅLLSTID FRÅN SJÖN TILL BRUNNSGRUPPEN

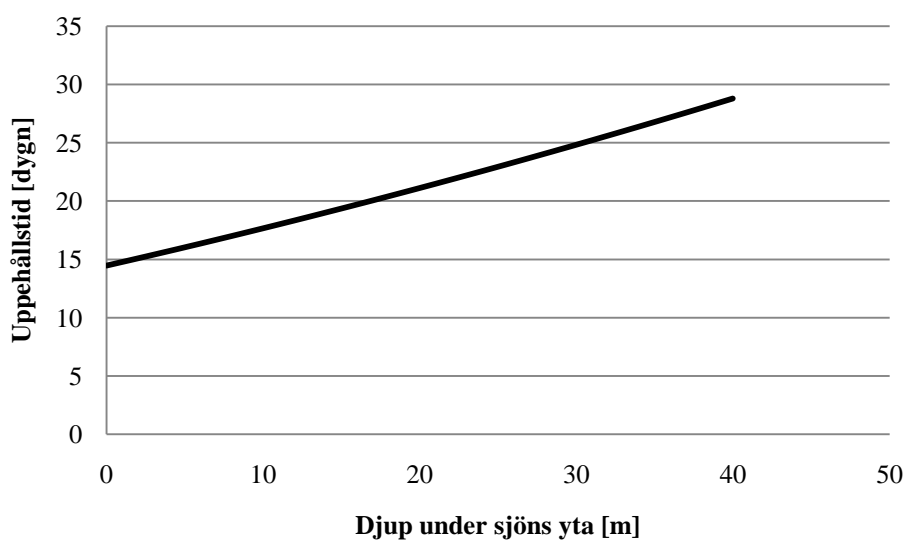
Från kartan "situationsplan" bestämdes att avståndet,  $A_0$ , approximativt är 30 meter. Då detta värde på  $A_0$  sätts in i ekvation (11) kan en kurva över hur strömningsavståndet varierar med sjödjupet erhållas. Kurvan visas i Figur 18.



**Figur 18.** Diagrammet visar hur strömningsavståndet varierar med djupet under sjöns vattenyta.

Det vatten som infiltrerar från Sommens yta har ett horisontellt strömningsavstånd till brunngruppen på 30 meter. Avståndet för vattnet som infiltrerar från 40 meters djup är knappt 49 meter.

Kurvan över hur uppehållstiden varierar beroende på djupet vattnet infiltrerar från visas i Figur 19.



**Figur 19.** Grundvattnets uppehållstid från sjön till brunngruppen vid inducerad infiltration från olika djup i sjön.

Figur 19 visar att uppehållstiden för sjövattnet som infiltrerar närmast stranden har en uppehållstid på drygt 14 dygn, alltså runt 2 veckor. Uppehållstiden ökar ju större djup sjövattnet infiltrerar från. Det vatten som infiltrerar från 40 m djup har en uppehållstid på cirka 29 dygn, det vill säga knappt en månad.

Uppehållstidens medelvärde kunde ur ekvation (15) bestämmas till 21 dygn. Medelvärdet på det från Sommen infiltrerade vattnet är därför 3 veckor.

## 6. DISKUSSION

### 6.1. TANGENTIELL OCH RADIELL PARTIKELHASTIGHET

Den tangentiella hastighet som uppmättes genom spårämnesförsöket var 0,28 m/h. Denna skall jämföras med den som beräknats rent teoretiskt, vilken bestämdes till 0,23 m/h. Denna teoretiska hastighet beror dock, som synes i ekvation (C5), bland annat av porositeten,  $p$ . Porositeten är angiven till 0,3 vilket i princip innebär att porositeten skulle kunna anta alla värden mellan 0,25 och 0,34. Används porositeten 0,26 vid beräkningarna blir den teoretiska hastigheten 0,26 m/h. En annan faktor som kan påverka är syresättningsflödet,  $Q_s$ , alltså det flöde med vilket vatten pumpas upp ur, och ner i satellitbrunnarna. Om detta flöde under försöket var större än angivna  $18 \text{ m}^3/\text{h}$  påverkas den praktiskt bestämda hastigheten så att denna blir för stor. Den analys som gjordes av konstanterna akvifärhöjd,  $H$ , och porositet,  $p$ , efter det andra spårämnesförsöket, antyder dock att  $H$  och  $p$  eventuellt är något större än de angivna värdena. Det skulle i sin tur kunna peka på att troligt är att syresättningsflödet faktiskt var för stort under det första spårämnesförsöket, genom vilket den tangentiella hastigheten bestämdes. Förklaringen kan vara att halva brunngruppen kördes under försöket medan vattenproverna endast kunde tas ur en enda brunn. Flödesmätning finns på varje individuell brunn men visarinstrumentet i teknikhuset, där mätningarna utfördes, visar endast ett summerat flöde för samtliga brunnar i drift. Konsekvensen blir att man ifrån teknikhuset inte med säkerhet kan säga hur mycket vatten som injiceras i respektive brunn.

Att bestämma den radiella hastigheten är något mer invecklat än att bestämma den tangentiella hastigheten med denna metod. Anledningen är att den hastighet som bestäms genom spårämnesförsöket är en medelhastighet över hela sträckan mellan satellitbrunn och råvattenbrunn. Den sökta radiella partikelhastigheten är dock hastigheten vid satellitbrunnarna och för att kunna bestämma denna krävs en mindre matematisk manöver. Då detta gjorts kunde den radiella hastigheten bestämmas till 0,16 m/h, att jämföras med den teoretiskt beräknade, 0,18 m/h. Den praktiskt bestämda hastigheten blev därmed väldigt lik den teoretiskt beräknade hastigheten. Med denna mycket lilla differens dem emellan får resultatet anses bra med tanke på de osäkerheter som finns i exempelvis porositet, akvifärhöjd och uttagsflöde. Den lilla differens som ändå finns beror på att den radiella hastigheten bestämts utgående från vattnets uppehållstid inom brunngruppen, vilken blev något större än den teoretiska tiden. Villkor (ii) under avsnitt 4.1.3., att den radiella partikelhastigheten vid satellitbrunnarna måste vara mindre än 0,36 m/h, uppfylls med god marginal.

Vid jämförelse mellan vattnets praktiskt bestämda radiella och tangentiella partikelhastighet, fås att den tangentiella är något större än den radiella, 0,28 m/h jämfört med 0,18 m/h. Enligt villkor (i) under avsnitt 4.1.3. måste den tangentiella hastighetskomponenten, vid satellitbrunnarna, vara större än den radiella komponenten. Anledningen är att endast då kan den för reningsprocessen nödvändiga hydrauliska skärmen bildas. Också detta villkor uppfylls enligt undersökningen. Dock kan osäkerheterna som just diskuterats ovan vara värda att tänka på i detta sammanhang. Vad som kan vara värt att ha i åtanke då villkor (i) diskuteras i detta sammanhang, är att den tangentiella hastigheten endast studerats i sektion 1, medan den radiella studerats över hela brunngruppen. Konsekvensen blir ett något missvisande förhållande dem emellan. Värdet på den tangentiella hastigheten blir rimligen mindre än om det, precis som för den radiella hastigheten, skulle bestämts för hela brunngruppen. Anledningen är att grundvattenzonens mäktighet är större i sektion 1 än i sektion 2. Därmed blir även



akvifärhöjden större i sektion 1 än i brunngruppen i övrigt. Beträktad över hela brunngruppen borde därför den tangentiella hastigheten vara något högre än den som bestämts för sektion 1. Resonemanget talar därmed för att villkoret uppfylls med större marginal sett över hela brunngruppen. Man skall också komma ihåg att villkor (i) endast är relevant i det fall processerna med syresättning och råvattenpumpning är i drift samtidigt. Med stor sannolikhet kommer så inte att bli fallet.

Troligtvis kommer reduktions- och därmed syresättningsbehovet också att minska med tiden. Anledningen är att de järn- och manganhalter som grundvattnet beräknades innehålla vid dimensionering av anläggningen grundades på provtagningar som gjorts av grundvattnet då vattnet i akvifären stod still. Allt eftersom anläggningen är i drift kommer karaktären på vattnet i akvifären att närma sig Sommens vatten, eftersom vattnet inte kommer att stanna i isälvsformationen lika länge innan det syresätts och tas ut. Vattnet i Sommen har väsentligt lägre halter av både järn och mangan, vilket gör att renings- och syresättningsbehovet av det uttagna vattnet sannolikt kommer att minska. Det för med sig att det är rimligt att anta att sannolikheten för att de båda processerna ska behöva vara i drift samtidigt blir än mindre.

## 6.2. UPPEHÅLLSTIDER

Vattnets uppehållstid inom brunngruppen bestämdes under spårämnesförsöket till 3,3 dygn, vilket motsvarar knappt 4 dygn vid ordinarie drift då råvattenpumpningen endast är i drift 20 timmar per dygn. Tiden som använts i beräkningarna vid dimensionering av anläggningen är 3,6 dygn. Tiden som bestämdes praktiskt stämmer därmed förhållandevis bra överens med de teoretiska beräkningarna. Överensstämmelsen tyder på att den antagna modellen angående cirkulär strömning någorlunda väl beskriver vattnets strömningsmönster, åtminstone inom brunngruppen. En anledning till att den praktiskt bestämda uppehållstiden ändå blev något högre än den teoretiskt beräknade skulle kunna vara om uttagsflödet,  $Q$ , under försöket var mindre än de  $6000 \text{ m}^3/\text{dygn}$  som använts vid de teoretiska beräkningarna. Att så var fallet är rimligt att tro då känslighetsanalysen av akvifärhöjd,  $H$ , och porositet,  $p$ , visar att dessa konstanter troligtvis är något större än de värden som använts vid de teoretiska beräkningarna. Ekvation (C3) visar att större värden på  $H$  och  $p$  resulterar i en kortare uppehållstid. Ekvationen visar också att ju lägre uttagsflödet är i råvattenbrunnen desto längre blir uppehållstiden inom brunngruppen.

För att praktiskt bestämma uppehållstiden för det inducerade sjövattnet användes samma cirkulära modell som användes för att bestämma vattnets uppehållstid inom brunngruppen. Modellen utvidgades därefter till sjön under antagandet att endast en horisontell tillströmning förekommer. Antagandet stämmer troligtvis bättre överens med verkligheten ju närmare satellitbrunnarna flödet betraktas. Ju längre bort från satellitbrunnarna flödet studeras, desto troligare är det att flöden förekommer även i andra riktningar eftersom avsänkningstrattens attraherande av vatten minskar med avståndet. Eftersom den kortaste uppehållstiden, det vill säga uppehållstiden för det sjövattnet som infiltrerar närmast stranden, var den tid att lägga störst vikt vid, ansågs problemet i sammanhanget dock som lindrigt. Uppehållstiden bestämdes till drygt två veckor för vattnet som infiltrerar närmast stranden och till knappt en månad för det vatten som infiltrerar från 40 m djup. Uppehållstidens medelvärde bestämdes till 3 veckor.

Det finns inga tidigare beräkningar att jämföra dessa värden med. Vad som kan sägas är att de framtagna värdena verkar rimliga med tanke på framtagna hastighetsprofiler och inblandade hydrogeologers resonemang. Värt att beakta är att dessa värden bygger på modellen om cirkulär strömning vilken får anses osäker nära och under sjön. Värdena kan i alla fall ge en uppfattning om denna uppehållstid där den kortaste tiden är den mest intressanta ur ett föroreningsperspektiv. Noteras bör att dessa uppehållstider är vattnets uppehållstid från sjön till brunngruppen, det vill säga till närmsta satellitbrunn. För att erhålla tiden från sjön till dess att vattnet faktiskt pumpas ut på ledningen mot vattenverket, måste uppehållstiden inom brunngruppen, nästan fyra dygn, adderas till dessa tider.

## **7. SLUTSATS**

Resultaten i detta projekt pekar på att de teoretiska beräkningar som gjorts vid dimensionering av anläggningen verkar stämma väl överens med vad som blivit fallet i praktiken. Med tanke på de osäkerheter som finns i använda modeller och parametrar anses resultaten från de praktiska försök som gjorts inom detta projekt därför till rimlig grad kunna validera de teoretiska beräkningar som tidigare gjorts. Med hydrauliken som utgångspunkt bör anläggningen således ha goda förutsättningar att leverera ett råvatten av god kvalitet till vattenverket i Fröafall.



## 8. REFERENSER

- Carlsson L. och Gustafsson G., (1991), *Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik*, Byggforskningsrådet, Rapport R66:1991, Stockholm
- Domenico P.A. och Schwartz F.W., (1998), *Physical and Chemical Hydrogeology* 2:nd ed., John Wiley & Sons Inc., New York
- Eriksson J., Nilsson I. och Simonsson M., (2005), *Wiklanders Marklära*, Studentlitteratur, Lund
- Fetter C. W., (2001), *Applied Hydrogeology*, 4th ed., Prentice-Hall Inc., New Jersey
- Forsell B. och Horndahl B., (2005), *Ansökan om tillstånd för Allmän vattenförsörjning i Tranås kommun*
- Fransson L., (2001), *Program för sjön Sommen*, SpunS – Samlat program för ett uthålligt nyttjande av sjön Sommen,  
<http://www.tranas.se/download/18.1d8d36c010a839656ef8000352/1+SPUNS.pdf>  
(081028)
- Grip H. och Rodhe A., (2003), *Vattnets väg från regn till bäck*, 3:e uppl., Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Karlshamn
- Knutsson G. och Morfeldt C-O., (1995), *Grundvatten teori & tillämpning*, AB Svensk Byggtjänst, Stockholm
- Käss W., (1998), *Tracing Technique in Geohydrology*, A.A. Balkema, Rotterdam
- Livsmedelsverket, (2005). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30 med ändringar LIVSFS 2005:10.*
- Lyrholm L-G., (2007), *Funktionsbeskrivning Scoutviks vattentäkt*, Lyrholms Automationsteknik
- Länsstyrelsen Östergötland, (2008).  
[http://www.lansstyrelsen.se/ostergotland/amnen/naturvard/ostergotlands\\_natur/sommen.htm](http://www.lansstyrelsen.se/ostergotland/amnen/naturvard/ostergotlands_natur/sommen.htm) (081028)
- Löfgren L. och Lundin L., (2003). *Mer humus i svenska vatten – bidrar även jordbruket?*. SLU. Fakta Skog. Nr. 15, 2003, SLU Reproenheten, Uppsala
- Löfgren S., Forsins M. och Andersen T., (2003). *Vattens färg - Klimatbetingad ökning av vattens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag*. Nordiska ministerrådets broschyr
- Risberg G., (2003). *Utvärdering av brunnsborring samt provpumpning vid Scoutvik, Tranås kommun*, Sveriges Geologiska Undersökning
- SMHI, mailkontakt Sara-Sofia Hellström
- Sparrman, L., (2009). *Förutsättningar för rening av järn och mangan vid ny grundvattentäkt i Tranås*. Examensarbete civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik, Geotryckeriet, Uppsala

Tekniska Verken, (2008). <http://www.tekniskaverken.se/matvarden/vattenreglering> (081209)

Todd D. K., (1980). *Groundwater Hydrology*, 2nd ed., John Wiley & Sons Inc., New York

Vattenportalen, (2006).

[http://www.vattenportalen.se/fov\\_sve\\_djup\\_sot\\_grundvatten.htm](http://www.vattenportalen.se/fov_sve_djup_sot_grundvatten.htm) (090108)

von Garrelts J., (2003). *Slutrapport steg 1 syresättningstest, Scoutvik*. The Water Harvesting Co.

von Garrelts J., (2005). *Redovisning och utvärdering av brunnsborrning samt provpumpningar vid Scoutvik, Tranås kommun*. The Water Harvesting Co.

Westerberg J. PM Hydrogeologi. *Grundvattenmodellering, Smörstorp 2:18, Scoutvik, Tranås*. Tyréns, uppdragsnummer 207202.

Wällberg B. (1999). *Tranås framtida vattenförsörjning. Geofysisk undersökning av isälvsavlagringar vid Scoutvik, Hättebaden och Romanäs*, Sveriges Geologiska Undersökning

ÅF, (2006), bakgrundsmaterial, instruktioner, ritningar, beräkningar med mera.

## BILAGA A. FÖRTECKNING ÖVER SATELLITBRUNNAR

Satellitbrunn nr.	Djup m under markytan	Filterkonfiguration
1	50.40	1+3+2+36+10
2	50.85	1+3+2+36+10
3	50.65	1+3+2+36+10
4	48.00	
5	50.55	1+3+2+36+10
6	53.75	1+3+2+39+10
7	44.60	3+3+2+30+8
8	50.50	1+3+2+36+10
9	50.60	1+3+2+36+10
10	50.70	1+3+2+36+10
11	50.75	1+3+2+36+10
12	46.90	3+3+2+39+6
13		
14	50.90	1+3+2+39+6
15	50.20	1+3+2+39+6
16	47.50	1+3+2+39+6
17		
18	44.30	
19	44.30	
20	38.40	
21	38.45	
22	38.30	
23	35.20	
24	35.30	
25	35.50	
26	35.65	2+3+2+24+6
27	36.00	
28	38.55	5+3+2+24+6
29	41.20	3+3+2+27+8
30	38.80	2+3+2+24+8
31	38.80	2+3+2+24+8
32	41.40	1+3+2+27+10
33	42.30	1+3+2+27+10
34	41.50	1+3+2+27+10
35	41.50	1+3+2+27+10
36	44.65	1+3+2+30+10
37	44.65	1+3+2+30+10
38		
39	47.35	2+3+2+30+10
40	47.55	1+3+2+33+10
41	47.50	1+3+2+33+10
42	47.50	1+3+2+33+10
43	50.20	1+3+2+36+10
44	50.70	1+3+2+36+10

**Förklaring filterkonfiguration: Exempelvis 1+3+2+36+10 innebär från botten: 1m sumprör, 3m filterrör, 2m tät rör, 36m filterrör, 10m tät rör.**





## BILAGA B. FÖRTECKNING ÖVER RÅVATTENBRUNNAR

Uttagsbrunn nummer	Djup m under markytan	Filterkonfiguration
1	29.50	6+23.50
2	27.10	6+21.10
3	27.18	6+21.18

**Förklaring filterkonfiguration: Exempelvis 6 + 23.50 innebär från botten: 6 m filterrör och 23,50 m tätt rör.**



## BILAGA C. TIDIGARE BERÄKNINGAR

Här följer en redogörelse för de olika stegen av de teoretiska beräkningar som gjorts vid dimensioneringen av anläggningen. Beräkningarna har gjorts utgående från den beräknade uppehållstiden och erforderligt vattenuttag. Alla här använda ekvationer kommer från ÅF:s bakgrundsmaterial (ÅF, 2006). En sammanställning över värden på de parametrar som används i beräkningarna återfinns i Tabell 1, avsnitt 4.1.3.

### Steg 1. Igensättningsrisk på grund av järn- och manganutfällningar

Risken för igensättning av akvifärmaterialen under en tusenårsperiod beräknas med hjälp av

$$R_{\min} = 0,23 \left( \frac{Q([Fe] + 3[Mn])}{Sp} \right)^{1/2} \quad (C1)$$

där  $R_{\min}$  = minsta radie på brunngruppen som skulle kunna innebära risk för igensättning, [m]

$Q$  = uttagsflöde [ $m^3$ /dygn]

[Fe] = järnhalt i det vatten som skall renas, [mg/l]

[Mn] = manganhalt i det vatten som skall renas, [mg/l]

$S$  = aktiv filtrerörlängd i uttagsbrunn, [m]

$p$  = total porositet, [-]

Insättning av värden ger att  $R_{\min} \approx 14,5$  m. Det vill säga, om radien på brunngruppen görs mindre än 14,5 meter, finns risk för en hydrauliskt märkbar igensättning av akvifärmaterialen. Slutsatsen härifrån blir därför att brunngruppens radie måste vara större än 14,5 meter.

### Steg 2. Brunngruppens radie

För att uppnå önskat resultat har bedömning gjorts att det krävs 44 brunnar med ett inbördes avstånd av 3,7 meter (ÅF, 2006). Brunngruppens radie,  $R$ , erhålls genom följande uttryck:

$$R = \frac{2rn}{2\pi} \quad (C2)$$

där  $R$  = brunngruppens radie

$2r$  = inbördes avstånd mellan satellitbrunnar, [m]

$n$  = antal satellitbrunnar

Ekvation (C2) ger, med insättning av värden, att brunngruppens radie blir 25,9 meter. Tillsammans med vad som erhöles under steg 1, kan därför sägas att ingen risk för igensättning bör råda under dessa förhållanden.

### Steg 3. Uppehållstid inom brunngruppen

Uppehållstiden beräknas sedan som tiden det tar att tömma hela cylindervolymen. Det görs med hjälp av ekvationen:

$$T = \frac{\pi R^2 H p}{Q} \quad (C3)$$

där  $T$  = uppehållstid inom brunngruppen, [dygn]

$H$  = akvifärens mäktighet, [m].

Med uppgifter på ingående parametrar samt den beräknade radien under steg 2, fås att den teoretiskt beräknade uppehållstiden blir 3,6 dygn.

### Steg 4. Vattnets radiella partikelhastighet vid radien $R$

Vattnets radiella partikelhastighet som funktion av avståndet från pumpande råvattenbrunn beräknas som flödet genom tvärsnittsarean:

$$v_r(R) = \frac{Q_t}{2\pi R H p} \quad (C4)$$

där  $Q_t$  = flöde, [m<sup>3</sup>/h]

$v_r$  = radiell partikelhastighet, [m/h]

Vattnets teoretiskt beräknade radiella partikelhastighet blir 0,18 m/h vid satellitbrunnarna. Kravet (ii) under avsnitt 4.1.3., att den radiella partikelhastigheten måste vara mindre än 0,36 m/h, är därmed uppfyllt.

### Steg 5. Vattnets tangentiella partikelhastighet

Den tangentiella partikelhastigheten beräknas teoretiskt enligt:

$$v_t = \frac{Q_s}{\frac{2}{3} 2r\pi H p} \quad (C5)$$

där  $v_t$  = tangentiell partikelhastighet, [m/h]

$Q_s$  = syresättningsflöde/brunn, [m<sup>3</sup>/h]

$\frac{2}{3}$  = faktor som tar hänsyn till hur stort överlappet blir mellan syresättningsradierna två intilliggande brunnar emellan. Här önskas överlappet vara drygt en meter ( $2r - \frac{2}{3} \cdot 2r = 3,7 - 3,7 \cdot \frac{2}{3} \approx 1,23$ ).

Ekvation (C5) ger att vattnets teoretiskt beräknade tangentiella partikelhastighet blir 0,23 m/h, vilket innebär att villkoret (i) uppfylls.

## BILAGA D. SYREMÄTARE AM39

Fukttålig och robust syremätare för precisionsanalys av löst syre - för användning i fält, i process och på laboratoriet.

Tydlig multifunktions LCD- display visar löst syre, i mg O<sub>2</sub>/l eller % mättnad och temperatur samtidigt.

Enkel kalibrering i 100 % mättad luft.

Levereras komplett i en kraftig bärväska inklusive syresensor med 1,5 m kabel samt tillbehör.



TEKNISK DATA	Syremätare AM39
Mätområde syre	0,00 – 20,00 mg/l ; 0,0 -200.0 %;
Mätområde temperatur	-5,0 – 50,0 °C
Omgivande temperatur	-10 – 55 °C
Temperaturkompensation automatisk	5 till + 80 °C justerbar
Kalibrering	Automatisk i mättad luft
Display	LCD 2 rader, 7 mm
Lagring av data	ca 3200 analyser
Gränssnitt	RS-232 för inställning & datautgång
Kapslingsklass	IP65
Strömkälla	9 V batteri, IEC 6F22
Mått (H x B x D)	200 x 90 x 40

	Artikelnummer
Syremätare AM39	23-4100
Reservsensor MF 41 BK	
Nätadapter N 10	
Interface med kabel AM 39	



# BILAGA E. KARTA "Situationsplan"

