



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



Rapport

R109:1986

Järnutfällningsproblem i grundvattenvärmesystem

Annika Lindblad-Pässe

INSTITUTET FÖR
BYGGDOKUMENTATION

Accnr

Plac

ser

V/A

Bygghälsningsrådet

R109:86

JÄRNUTFÄLLNINGSPROBLEM I
GRUNDVATTENVÄRMESYSTEM

Annika Lindblad-Påsse

40962

VA NYTT

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 821089-7 från Statens råd för byggnadsforskning till Geologiska institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

REFERAT

Föreliggande rapport behandlar järnutfällningsproblem i grundvattenvärmesystem. En uppföljning av 15 anläggningar har genomförts. Vatten- och utfällningsprover har tagits, mikroorganismer har undersökts och driftsproblem har studerats. Förslag till åtgärder har utarbetats, dels för att förhindra järnutfällningar i systemen och dels för att avlägsna befintliga utfällningar. Förmågan hos olika material att adsorbera järn har undersökts i laboratorium.

I Byggforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

R109:1986

ISBN 91-540-4647-5

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Liber Tryck AB Stockholm 1986

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	sid
Sammanfattning	i
1. FÖRORD	1
2. PROBLEMBESKRIVNING	2
2.1 Igensättning av brunnar och värmepumpsystem	2
2.2 Orsaker till igensättningsproblem	3
2.3 Järnutfällningar i grundvattenvärmesystem	7
2.3.1 Systembeskrivning	7
2.3.2 Problemens omfattning i värmepumpsystem	8
3. JÄRNETS FÖREKOMST I MARK OCH VATTEN	11
3.1 Förekomst av järn i mineral och bergarter	11
3.2 Järnrika bergarter i Sverige	11
3.3 Järn i jordmånsprofilen	13
3.4 Förekomst av järn i grundvatten	14
3.4.1 Järn i ytliga grundvatten	18
3.4.2 Järn i "djupa" grundvatten	19
3.5 Järn och mangan i västsvenska grundvatten	19
3.6 Var är risken störst för järn i grundvatten?	21
4. MIKROBIOLOGI	23
4.1 Vad är en bakterie?	23
4.1.1 Bakteriers storlek	24
4.1.2 Bakteriers antal	24
4.1.3 Förökning hos bakterier	24
4.1.4 Vilstadier hos bakterier	25
4.1.5 Bakteriers energiomsättning	25
4.1.6 Bakteriers miljökrav	25
4.1.7 Bakteriers systematik	26
4.2 Järnbakterier	26
4.2.1 Gallionella ferruginea	27
4.2.2 Leptothrix ochraceae	28
4.2.3 Toxothrix trichogenes	29
4.2.4 Crenothrix polyspora	30
4.2.5 Thiobacillus	31
4.3 Järnets stabilitet och järnbakteriers miljökrav	31
4.4 Mikrobiologiska undersökningar	33
4.4.1 Gallionella ferrugineas ekologi	33
4.4.2 Test för tillväxtpotential i vattenprov	35
4.4.3 Testsystem för tillväxtpotential i rinnande vatten	35
4.5 Slutsats	36
5. STUDIER AV VÄRMEPUMPSANLÄGGNINGAR	37
5.1 Inledning	37
5.2 Resultat av uppföljningsarbetet	38
5.3 Vattenbeskaffenhetens betydelse för igensättning	41
5.4 Mikroorganismers betydelse för järnutfällning	48
5.5 Systemutformningens betydelse för igensättning	48

6. LABORATOREIUNDERSÖKNINGAR

6.1	Simulering av igensättningsförloppet i en grusfilterbrunn	50
6.2	Utfällning av järn på fasta ytor	52
6.3	Utfällning av järn på olika material i strömmande vatten	54
6.4	Slutsats	54

7. ÅTGÄRDER

7.1	Inledning	55
7.2	Projektering	55
7.2.1	Förebyggande undersökningar	55
7.2.2	Gränsvärden	57
7.2.3	Utformning av system då risk för järnutfällningar finns	57
7.2.4	Blandning av vatten med olika kvalitet i brunnarna	59
7.3	Utfällningsproblem i befintliga anläggningar	59
7.3.1	Kemikalier för kemisk rensning	60
7.3.2	Klorering	61
7.4	Åtgärdstester i full skala	63
7.4.1	Kristinehamn. Rensning av brunnar igensatta med bakteriella järnutfällningar	63
7.4.2	Yngsjö. Rensning av igensatta brunnar	65
7.5	Slutord	68

8. SLUTSATSER OCH DISKUSSION

BILAGA I. KORT ORIENTERING OM GRUNDVATTENKEMI

1.	Vattnets kretslopp	1.1
2.	Allmänt	1.1
3.	Viktiga begrepp inom grundvattenkemi	1.2
3.1	pH	1.2
3.2	Alkalinitet	1.3
3.3	Reduktion och oxidation	1.3
4.	Oorganiska ämnen i grundvatten	1.5
5.	Organiska ämnen i grundvatten	1.6
6.	Gaser i grundvatten	1.6
7.	Viktiga processer som påverkar grundvattnets sammansättning	1.7
7.1	Utlösning och hydrolys	1.7
7.2	Adsorption och jonbyte	1.8
7.3	Sorption och filtereffekt	1.10
8.	Grundvattnets kvalitetsutveckling	1.11
8.1	Nederbörd	1.11
8.2	Evapotranspiration	1.11
8.3	Påverkan på vattnets sammansättning i markens omättade zon	1.12
8.4	Påverkan på vattnets sammansättning i markens mättade zon	1.13
9.	Utveckling av redoxförhållanden i grundvatten	1.13
10.	Exempel på grundvattnets sammansättning i olika bergarter	1.18

BILAGA II. UPPFÖLJNINGSANLÄGGNINGAR

- | | | |
|----|---|-----|
| 1. | Provtagning och analyser av vattnet | 2.1 |
| 2. | Beskrivning av de undersökta anläggningarna | 2.3 |

BILAGA III.

Pedersen K, Hallbäck E-L, 1985. Rapid biofilm development in deep ground water by *Gallionella ferruginea*. Särtryck ur Vatten 41.4.

SAMMANFATTNING

Kapitel 2. PROBLEMBESKRIVNING

I grundvattenvärmsystem är det vanligt med problem på grund av vattnets beskaffenhet. De problem som observerats är igensättning, i första hand på grund av järnutfällningar samt korrosion. Ca hälften av de anläggningarna som studerats inom projektet har haft allvarliga problem med järnutfällningar. Igensättningsproblemen yttrar sig vanligen så att:

- * vattennivån i uttagsbrunnen sjunker
- * för liten vattenmängd erhålls från brunnen
- * trycket ökar i infiltrationsbrunnen
- * för liten effekt erhålls från värmepumpar och värmeväxlare

Följande faktorer har avgörande betydelse för problemens omfattning: vattenbeskaffenhet, geologi, mikrobiologi, järnbakterier, tryck och hastighetsfördelning, flöde, material samt korrosion.

Det kan befaras att problem kommer att uppstå i många fler anläggningar i framtiden eftersom det är vanligt att järn och manganhalterna ökar vid stora vattenuttag. Värt att notera i sammanhanget är att endast ett fåtal av de tidigast byggda anläggningarna har vattenanalyser gjorda innan värmepumpen installerades.

Intresset för igensatta brunnar och järnbakterier har blivit mycket stort även i USA på sista tiden på grund av att problemen tycks öka samt att brunnborrning och utrustning har blivit så dyrt att restaurering av brunnar har blivit ekonomiskt intressant. Forskningen skall intensifieras inom området.

Kapitel 3. JÄRNETS FÖREKOMST I MARK OCH VATTEN

Järn är ett av de vanligaste elementen i jorden som helhet. I jordens krusta är ca 5 % järn. Det är sällsynt i gedigen form men finns i många olika mineral. Järnhalten är hög bl a i basiska mörka bergarter, sandsten, skiffer och vissa kalkstenar.

Förekomst av speciellt järnrika bergarter kan vara värdefullt att känna till eftersom dessa ökar risken för höga järnhalter i grundvattnet. I kapitel 2 redogörs mycket kortfattat för var bergarter med mycket järn kan påträffas i Sverige. För mer detaljerade upplysningar om bergarter hänvisas till Sveriges Geologiska Undersöknings kartor i serie Aa och Af m fl.

I den jordmånstyp, podsolen, som är vanligast förekommande i Sverige finns rikligt med järn bundet. Om grundvattenytan stiger upp i de skikt där järnet finns och reducerande förhållanden råder kan järnet lösas i grundvattnet som tvåvärdade joner.

Koncentrationen av järn i grundvatten står i relation till vattnets kemiska jämviktsförhållanden. Järn förekommer vanligen som Fe^{2+} löst i grundvatten. Fe^{3+} finns i sura lösningar.

I kapitlet redovisas stabilitets och löslighetsdiagram för järn. Ur diagrammen kan utläsas att järnets löslighet är låg vid mycket reducerande förhållanden över ett stort pH-område samt vid moderat oxiderande

förhållanden och $\text{pH} > 5$. Mellan dessa två ytterligheter är lösligheten för järn stor i vatten.

Histogram redovisas för järn och mangan i grävda respektive borrhade brunnar i Västsverige. 75 % av brunnarna har vatten med en järnhalt som är mindre än 0.5 mg/l både i grävda och i bergborrade brunnar. Motsvarande värden för mangan är 0.15 mg/l i grävda brunnar respektive 0.25 mg/l i bergborrade.

Sammanfattningsvis kan sägas att risken för höga järnhalter styrs av förekomst av organiskt material vilket ger reducerande miljö, geohydrologiska förhållanden samt förekomst av järnrika mineral och bergarter. Täta jordarter ger liten grundvattenbildning och reducerande miljö uppstår när vattnets syre förbrukas. Tilläggas kan att surt grundvatten ökar risken för höga järnhalter.

Kapitel 4. MIKROBIOLOGI

I kapitlet beskrivs inledningsvis vad mikroorganismer och speciellt bakterier är. Bland annat behandlas bakteriers förökning, vilstadiet, energiomsättning, miljökrav och systematik.

Järnbakterier är ett samlingsnamn på en mycket heterogen grupp bakterier. Gruppens gemensamma nämnare är att de alla på olika sätt påtagligt påverkar järnets jämvikter i vattensystem. Om ett område där järnbakterier finns skall dräneras eller utnyttjas som vattentäkt, kan det bli problem med igensättning av dräneringar, vattenledningar, brunnar eller värmepumpar. I detta kapitel beskrivs fem olika järnbakterier. En av dessa, *Gallionella ferruginea*, behandlas ingående på grund av sin allmänna förekomst i vissa grundvatten och sitt speciella levnadssätt. Det är den bakterie som, inom projektet, har påträffats i de flesta grundvattenvärmeanläggningar med problem.

Gallionella ferruginea: Odlingsförsök inom projektets ram, tyder på att *G. ferruginea* producerar stjälkar när miljön är sådan att bakterien inte kan tillväxa och dela sig i nämnvärd omfattning. Vid optimala förhållanden är *G. ferruginea* frilevande och rör sig med hjälp av minst en flagell. Bakterien har en mycket speciell energimetabolism och lever som en gradient-organism i miljöer där det finns järn (II), oorganiska salter bl a ammonium, god karbonattillgång samt låga halter syre (0.1-1 mg O_2/l). Syrehalten får inte vara för hög eftersom järn(II) inte är stabilt i syrerika miljöer. Organismen trivs bäst vid pH 6.0- 7.6, Eh +200-+350 och vid temperaturer mellan 8°C - 16°C . Den föredrar järn(II)halter mellan 5-25 mg även om den kan leva vid lägre koncentrationer. Halten koldioxid bör helst vara 20 mg CO_2/l eller mera. Låga eller inga halter av organiskt material gynnar tillväxt. *G. ferruginea* kan växa på fasta ytor och föredrar då kraftigt rinnande vatten. Bakterien kan även bilda flockar i stillastående vatten.

Leptothrix ochracea trivs i sakta rinnande vatten där halterna av olika organiska näringsämnen är låga. L. kan leva vid låga syrekoncentrationer. Den växer bäst vid pH 6-7.5, Eh +200-+400 mV samt vid temperaturer mellan 15°C och 25°C . Vidare krävs tillgång på organiskt material samt tillväxtfaktorerna (vitaminer) B_{12} , thiamin och biotin.

Toxothrix trichogenes förflyttar sig genom att glida fram på ytor.

När *T. trichogenes* glider fram över en yta efterlämnar den ett spår av någon slags polymer. Bakterien lever i vatten med en temperatur mellan 5^o-10^oC, pH 5.5-7.5, Eh +200-+400 mV och en järnhalt på mellan 1 och 2.7 mg Fe/l. Polymerspåren blir bemängda med utfällt järn och det är troligt att polymeren påskyndar utfällningsprocesserna.

Crenothrix polyspora bildar långa filament som tidvis kan sitta ihop. Efterhand antar cellerna en brunaktig färg som ett resultat av järnutfällningar på ytan. *C.* är vanlig i dräneringsledningarna och vattensamlingar rika på järn samt med en del organiskt material. Bakterien uppträder i grundvatten och rapporteras ofta från dricksvattenreservoarer och brunnar där den kan bilda tjocka brunaktiga massor.

Thiobacillus ferroxidans kan vid pH under 4.5 oxidera järn (II) under utvinning av energi. De flesta övriga arter inom släktet utför olika svaveloxidationer.

Järnbakteriernas pH- och Eh-krav sammanfaller med det område där järn(II) övergår från en vattenlöslig form till svårslösliga järn(III)-föreningar. Studeras en naturlig järnutfällning i mikroskop observeras att utfällt järn ofta sitter på och runt järnbakterierna.

Laboratoriet vid Marin Mikrobiologi vid Göteborgs universitet är ett av de få i världen som håller renkulturer av *G. ferruginea*. Undersökningar vid laboratoriet visar att stjälkbildning hos *G. ferruginea* är ett svar på någon stressfaktor i miljön. Under optimala förhållanden bildas inga stjälkar och därmed uppstår inga utfällningsproblem. *G. ferruginea*s rörlighet och förmåga att orientera sig i gradienter innebär att bakterien kan förflytta sig i grundvattenakviferer och/eller kan följa med grundvattenflöden från en brunn till en annan. Här om är mycket lite känt.

Det är värdefullt att i förväg kunna bedöma om ett visst vatten skall orsaka utfällningsproblem. En enkel uppskattning kan göras på följande sätt: Provvatten tappas upp på en 1 l flaska. Vattnet skall ha runnit så länge att det med säkerhet är vatten från brunnen som testas. Någon cm luft lämnas överst i flaskan som tillsluts och skakas om. Flaskan får stå i 15^o-20^oC. Efter 24 timmar besiktigas flaskan. Om det ligger brunaktiga flockar på botten finns risk för utfällningsproblem. En bestämning av det utfällda materialets torrsvikt ger en uppfattning om utfällningspotentialen.

Kapitel 5. STUDIER AV VÄRMEPUMPSANLÄGGNINGAR

Ett noggrant uppföljningsprogram för femton utvalda grundvattenvärmeanläggningar har genomförts. Valet av anläggningar har skett slumpvis men med ett kriterium: vattnet har innehållit järn i större eller mindre mängd.

Fyra anläggningar i Helsingborg har brunnar som är borrhade ner i sandsten, fyra i Ystad och en i Malmö är borrhade i kritkalksten. Fyra av anläggningarna har brunnar som tar vatten från ytliga sand och grusavlagringar, (Falkenberg, Lomma och Kävlinge). Två anläggningar har brunnar som är borrhade ner i granit- eller gnejsberggrund, (Mölnlycke och Örebro).

Uppföljningen har huvudsakligen bestått av besök vid anläggningarna ett par gånger per år samt kontakter med ägare och projektörer per telefon.

Vid besöken har vattenprover och om möjligt utfällningsprover tagits, systemens utformning har studerats och viss geologisk kartering har genomförts.

Det största problemet har varit igensättning av pumpar och ledningar på grund av järnutfällningar. Utfällningarna har bestått av en brun, "fluffig" substans. Utseende och sammansättning av utfällningarna har varit i stort sett lika i alla värmepumpsanläggningar med problem. Samtliga studerade utfällningar har innehållit bakterier, i första hand järnbakterien Gallionella.

Omfattningen av och orsakerna till problemen i de femton uppföljningsobjekten kan utläsas av följande tabell:

Problem	Antal	Orsaker
Mycket omfattande Nytt system har installerats	4	Höga järnhalter, järnbakterier Inläckage av luft.
Omfattande Rensas regelbundet från utfällningar	3	Järnbakterier, höga järnhalter
Problem i början speciellt med infiltrationen	3	Felaktiga installationer eller felaktigt dimensionerade infiltrationsbrunnar
Korrosion	1	Korrosivt vatten
Inga problem	4	(En anläggning har byggts om på grund av termisk "kortslutning" mel- lan uttags- och infiltrationsbrunnarna)

Orsakerna till problemen med igensättning kan grovt indelas i tre grupper: 1) vattenbeskaffenhet, 2) mikroorganismer, 3) systemutformning och drift. Dessa tre faktorer samverkar dock i de flesta fall.

Höga järnhalter ger förutsättningar för kemisk och biologisk utfällning av järn. Vattnets redoxpotential och pH har avgörande betydelse för lösligheten av järn i vatten och stabiliteten hos mineral i akviferen och material i systemet. Redoxpotentialens betydelse kan exemplifieras med en anläggning som har haft stora utfällningsproblem i infiltrationsbrunnen. Vattnet i uttagsbrunnen hade pH = 7 och Eh = 0.1 mV. Antag att Eh höjs till 0.15 mV vid passagen genom värmepumpsystemet. Då minskar lösligheten för järn ca sju gånger. Järnhalten i uttagsbrunnen var 4 mg/l. Redoxförändringen innebär att teoretiskt skulle nästan 3.5 mg järn/l kunna falla ut i ledningar och infiltrationsbrunn. Den uppmätta järnhalten i infiltrationsbrunnen var 2 mg/l.

Analys har utförts ett flertal gånger på vatten från samtliga studerade anläggningar. pH och redoxpotential har uppmätts i fält.

Järnhalten i vattnet kan skrivas som funktion av Eh och pH:

$$\text{Log Fe}^{2+} = 23.03 - (3 \text{ pH} + 16.95 \text{ Eh})$$

Sambandet blir en rät linje. Om pH och redoxvärden finns för ett vatten

kan sambandet användas för att bedömma hur mycket järn vattnet kan lösa. Ligger värdena för vattnet över linjen är lösligheten överskriden och troligen finns järnutfällningar i vattnet. Värden från uppföljningsanläggningarna visar att i anläggningar utan problem är vanligen redoxpotential och pH så låga att ytterligare järn kan lösas i vattnet.

De anläggningar som har haft allvarligast problem med järnutfällningar har också haft allvarliga konstruktionsfel sett ur vattenkemisk synvinkel. Vanligen har luft läckt in någonstans i systemet. I ett fall i en infiltrationsbrunn, i ett annat genom en ventil och i det tredje via en avloppsledning till spillvattennätet. Felaktig infiltrationsteknik är vanligt då vattnet släpps ovanför vattenytan i infiltrationsbrunnen. I ytliga grävda brunnar gör en stor vattenyta det svårt att förhindra kontakt med luften. Järnbakterier kan växa och mycket järn kan falla ut.

Kapitel 6. LABORATORIEUNDERSÖKNINGAR

För att undersöka den icke mikrobiella vidhäftningen av järn på ytor har tre olika laboratorieförsök genomförts:

1. simulering av igensättningsförloppet i en grusfilterbrunn
2. utfällning av järn på fasta ytor
3. järnutfällning på olika material i strömmande järnrikt vatten (test av resultaten från sorptionsförsöket)

Resultaten av försök 1. antyder att en stor del av järnutfällningarna i en brunn fastnar i grusmaterialet utanför filterretet. Det är därför mycket viktigt att denna del behandlas omsorgsfullt vid rensning. I försöken fastnade järnet huvudsakligen på det finkornigaste grusmaterialet i varje försök. Där erhöles också den största tryckhöjningen, vilket därmed motsvarar den största permeabilitetsminskningen. I plastfilter erhöles mycket lite utfällning.

Järnets förmåga att adsorberas till olika material har undersökts på två sätt, dels med hjälp av radioaktivt järn och dels i strömmande vatten. Försöken visar att det är stor skillnad mellan olika material i förmåga att adsorbiera järn. Tegel adsorberade t ex 100 ggr mer järn per ytenhet än PVC-plast. Stora skillnader mellan olika plasters sorptionsförmåga noterades också.

Materialvalet i ett system där järnrikt vatten pumpas kan ha stor betydelse för var utfällningar fastnar. Detta är mycket lite undersökt och utnyttjat vid konstruktion av system. Det är troligt att det kan gå att komponera ett system så att material med stor förmåga att adsorbiera utfällt järn installeras där det är lätt att rensa och material med mycket liten sorptionsförmåga där det är svårt att rensa, t ex nere i brunnen och inne i värmepumpen.

Kapitel 7. ÅTGÄRDER

För att undvika problem orsakade av vattenkvaliteten i en grundvattenvärmeanläggning är det viktigt att känna till geologiska, geohydrologiska och vattenkemiska data för området redan innan en anläggning projekteras. Dessa uppgifter ger bl a besked om risken för järn i grundvattnet och därmed risken för järnutfällningsproblem. Likväl som hydrogeologi-

ska undersökningar genomförs för att utreda hur mycket vatten som kan tas ur en brunn, bör vattenkemiska undersökningar genomföras för att bedömma risken för igensättningsproblem och korrosion i brunnar och värmepumpsystem.

En projektering av en grundvattenvärmeanläggning bör inledas med kartstudier. Lämpligt material är SGU:s jord-och bergartskartor samt hydrogeologiska kartor. Viktigt att notera är förekomsten av järnrika mineral, organiska sediment eller höga grundvattennivåer i området vilket medför risk för höga halter tvåvärt järn i vattnet. Äldre brunnar och värmepumpssystem i området kontrolleras för att konstatera problem orsakade av vattenkvaliteten. Om höga järnhalter eller igensättningsproblem finns är det viktigt att tänka igenom alternativa system eller bygga ett helt tätt system med möjligheter att enkelt sätta in rensningsåtgärder.

Vid projektering av stora anläggningar är det lämpligt att, innan brunnarna byggs, driva perforerade sonderingsrör för noggrann vattenprovtagning på olika nivåer i akviferen. Genom detta förfarande kan stora kostnader för vattenbehandling, ombyggnad eller rensning av igensatta system undvikas.

Strikta gränsvärden för järn är ointressanta eftersom vattenuttaget ur akviferen kan medföra förändringar av vattenkvaliteten och mikroorganismer kan orsaka problem under mycket varierande förhållanden. Ett gränsvärde som dock måste tillämpas är att syrehalten i vattnet skall vara noll. Då elimineras möjligheterna för kemisk järnutfällning och omöjliggör för järnbakterier att leva.

För att ytterligare eliminera risken för järnbakterier i brunnen bör alltid en chockklorering utföras i hela systemet innan anläggningen startas. Kontinuerlig drift kan minska risken för att utfällningar fäster på ytor i systemet eftersom stora flödeshastigheter förhindrar uppkomst av slamhud bildad av bakterier. Alla kopplingar, ventiler och andra anslutningar måste utformas helt täta om järn finns i vattnet. När värmepumpen slår ifrån får inte vattenpelaren i slangarna tappas tillbaka i uttagsbrunnen. Fungerande backventiler är nödvändiga både i uttags- och infiltrationsbrunnarna. Vatten som skall återinfiltreras till akviferen måste släppas långt under vattenytan i infiltrationsbrunnen så att syre inte blandas in.

För att möjliggöra en enkel och tillförlitlig vattenprovtagning måste en kran eller ventil installeras på ledningssystemet. Det är även till stor hjälp att installera ett rör eller liknande som går att ta loss med ett enkelt handgrepp. Då kan utfällningar upptäckas tidigt, och avlägsnas innan de orsakar driftsproblem.

Vatten i infiltrationsbrunnar kan ha en annan sammansättning än det som pumpas ner från uttagsbrunnen. Detta kan bero på att vattenkvaliteten förändras något under pumpningen genom systemet eller att uttagsbrunnen och infiltrationsbrunnen är olika djupa. Det sistnämnda är mycket vanligt av infiltrationstekniska skäl. Blandning av vatten med olika beskaffenhet och olika jämviktsförhållanden kan ge utfällningar av flera olika ämnen. Av denna anledning är det viktigt att vattenkvalitet både i uttagsbrunn och infiltrationsbrunn kontrolleras. Om möjligt tas vattenprover från olika nivåer i brunnen.

Igensatta brunnar och ledningar kan rensas med olika kemikalier kombinerat med mekanisk rensning. De vanligaste syrorna som används för rens-

ning är saltsyra, oxalsyra, sulfaminsyra, ättiksyra, fosforsyra och betsyra. Saltsyra, HCl, är mycket korrosiv jämfört med oxalsyra men oxalsyra är betydligt dyrare. Svavelsyra är inte lämplig för den kan bilda gips om kalcium finns tillgängligt. Effekten av saltsyra kan bli dålig vid mycket låga pH. Tillsats av stabilisatorer t ex ättikssyra kan förbättra effekten. Saltsyra kan även medföra silikatsvällning som i sin tur medför nya igensättningsproblem. Syran får inte komma i kontakt med galvaniserat material eftersom zinken förstörs och knallgas kan bildas. Tillsats av korrosionsinhibitorer, t ex tekniskt gelatin, kan skydda järn- och metalldelar mot syraangrepp.

Utfällningar som består av bakterier och utfällt järn löses bäst om de först behandlas med ett oxidationsmedel och därefter med syra. Natriumhypoklorit är ett effektivt oxidationsmedel men det är samtidigt mycket korrosivt och det är därför lämpligt att tillsätta korrosionsinhibitorer om korrosionskänsliga material finns i de system som skall rensas. Om bakterier förekommer i systemet bör en rensning avslutas med en chockklorering för att hindra att problemet återkommer efter en kort tid igen. Behandlingen bör upprepas med täta mellanrum.

I kapitlet beskrivs även två försök att avlägsna järnutfällningar, dels i ett värmepumpsystem och dels i en vattenförsörjningsbrunn.

Kapitel 8. SLUTSATSER OCH DISKUSSION

Projektet har inte kunnat ge svar på alla frågor kring järnutfällningsproblematiken. Många viktiga uppgifter finns för fortsatt arbete:

- * När projektet startade var ambitionen att noggrant undersöka hela systemen men på grund av att värmepumpsanläggningar är mycket svåråtkomliga har inte undersökningarna kunnat genomföras som planerat. Mätningar och provtagning på flera olika punkter i samma system saknas. Sådana mätningar skulle möjliggöra kartläggning av var och när förändringarna i vattnet sker, vilka medför utfällning av järn och tillväxt av järnbakterier, samt möjliggöra en bedömning av vilka åtgärder som är effektivast.
- * När vatten från uttagsbrunnen blandas i infiltrationsbrunnen kan utfällningar bildas på grund av blandning av vatten med olika jämviktsförhållanden. Detta är så gott som inte alls undersökt och provtagning när anläggningarna är i gång skulle vara mycket intressant att genomföra.
- * Olika material har olika benägenhet att adsorbera järnutfällningar. Även detta är mycket lite utrett och en systematisk undersökning av de material som finns i värmepumpssystemen skulle kunna ge möjligheter att utforma systemen så att de material unviks som har stor adsorptionsförmåga för järn.
- * Inom projektet har inte några undersökningar gjorts för att konstatera spridningen av bakterierna inom systemen men troligt är att de finns överallt. Omfattande grundforskning krävs för att helt klargöra järnbakteriernas livsbetingelser.
- * Det är mycket viktigt att den kunskap som finns om problemen och framförallt om åtgärder sprids till de som arbetar inom området.

Bilaga 1. KORTFATTAD GRUNDVATTENKEMI

I denna bilaga sammanfattas de viktigaste begreppen inom grundvattenkemi och några av de processer som påverkar grundvattnets beskaffenhet beskrivs.

Bilaga 2. BESKRIVNING AV UPPFÖLJNINGSANLÄGGNINGARNA

Bilagan innehåller beskrivning av geologi, vattenkemi, systemutformning, problem mm för de femton undersökta anläggningarna i uppföljningsprogrammet.

Bilaga 3.

Resultat redovisas från undersökningar av två av anläggningarna i Helsingborg med en biofilmreaktor.

1. FÖRORD

I början på 80-talet installerades ett stort antal värmepumpssystem i Sverige. Ett flertal av dessa utnyttjade den energi som finns grundvatten. Föreliggande projekt tillkom efter diskussion om vilka risker som ett okritiskt användande av grundvatten kunde medföra. Undertecknad hade tidigare arbetat med järnutfällningsproblem i dräneringsledningar. Det låg nära till hands att misstänka att även värmepumpar som använde grundvatten kunde råka ut för liknande problem. En förstudie genomfördes 1982 och den visade att allvarliga problem orsakade av järnutfällningar uppstått på ett tidigt stadium. Byggforskningsrådet beviljade då ett större projekt som syftade till att dels fastställa risker och omfattning av järnutfällningsproblemen och dels föreslå lösningar på problemen.

Arbetet har utförts av Annika Lindblad-Påsse vid geologiska institutionen CTH/GU i samarbete med mikrobiologerna, fil dr Karsten Pedersen och Lotta Hallbäck vid Botaniska institutionen, avdelningen för marin mikrobiologi vid Göteborgs universitet. Kapitel 4 i föreliggande rapport har skrivits av Karsten Pedersen. Projektledare har varit adj. prof. Gunnar Gustafson vid geologiska inst, CTH/GU. Handledare vid sorptionsförsök och behjälplig med granskning av de kemiska delarna av rapporten har varit professor Bert Allard vid "tema vatten", universitetet i Linköping.

De flesta bilderna i rapporten har ritats av Anita Svan, förutom de i kapitel 4 som ritats av Liselotte Molau.

Laboratorierpersonalen vid institutionen för vatten- och avlopp, CTH, har utfört samtliga vattenanalyser och bidragit med värdefulla synpunkter vid vattenprovtagningen.

Ett stort tack riktas till de brunnsbörare, värmepumpsinnehavare, värmepumpsfirmor, med flera som hjälpt mig samla in data för projektets genomförande.

Göteborg i juni 1986

Annika Lindblad-Påsse

2. PROBLEMBESKRIVNING

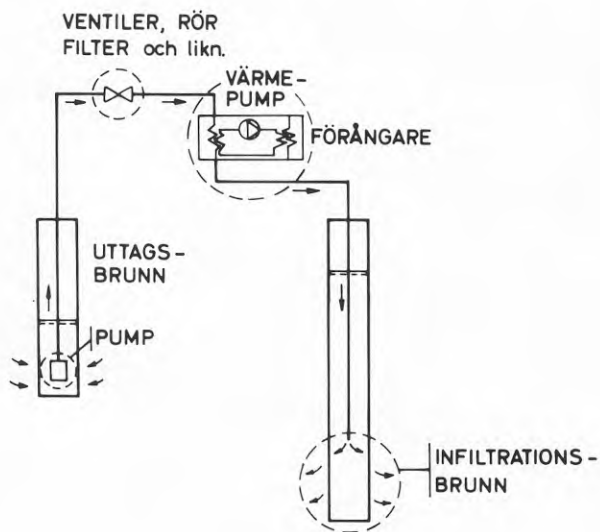
2.1 Igensättning av brunnar och värmepumpsystem

I system där grundvatten strömmar, pumpas eller förvaras är det vanligt med problem som orsakas av vattnets beskaffenhet. I brunnar t ex är det vanligt att pump och filterrör sätter igen på grund av:

- * suspenderat material
- * järn- och manganutfällningar
- * kalciumkarbonatutfällningar
- * bakterieslam

Dessa problem är kända sedan länge och finns beskrivna på många ställen i litteraturen. Se t ex Campbell, Lehr (1973), Groundwater and wells (1975), McDonald (1976), Andersson (1980), FAO (1980), Lindblad (1983), Person & Hart (1980).

I grundvattenvärmsystem är det vanligen brunnar, slangar och förångare som sätter igen, figur 2.1.



Figur 2.1. Kritiska punkter för igensättning i grundvattenvärmsystem.

Igensättningsproblemen yttrar sig vanligen så att:

- * vattennivån i uttagsbrunnen sjunker
- * för liten vattenmängd erhålls från brunnen
- * trycket ökar i infiltrationsbrunnen
- * för liten effekt erhålls från värmepumpar och värmeväxlare

2.2 Orsaker till igensättningsproblem

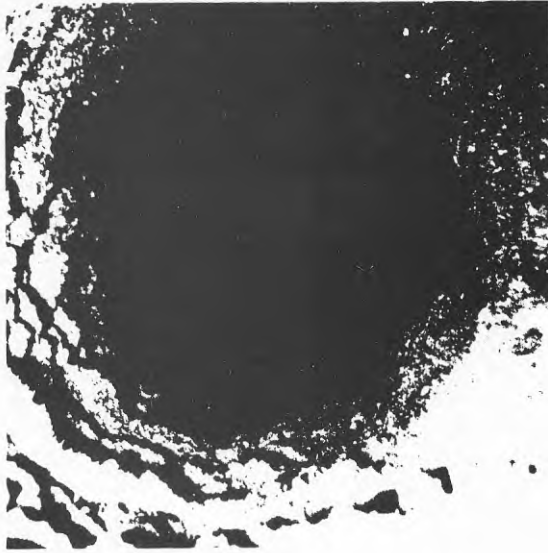
Igensättningsproblemen beror av dels fysikaliska och dels kemiska processer.

Till den första typen hör igensättning orsakad av suspenderat material (t ex borrhull) eller sand. Sand i brunnen kan bero på otillräcklig rensning innan brunnen tas i drift. Suspenderat material kan finnas i alla typer av vatten och medför att en filterkaka bildas i akviferen närmast brunnen, vilket försämrar flödet. Infiltrationsbrunnar kan även sätta igen på grund av luft eller andra gaser i vattnet. Gasbubblorna kan avsättas i porer i akviferen och på så vis minska flödet.

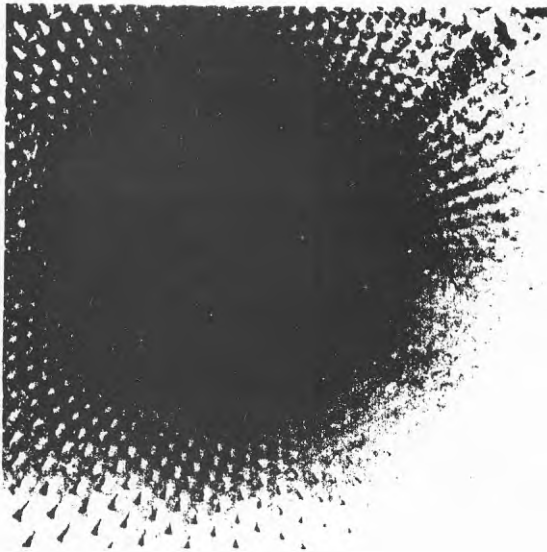
Den andra typen av igensättning, den kemiska, beror på att vattnet i systemet har en sådan sammansättning att ämnen kan falla ut och sätta igen brunnsfilter och formation. De ämnen som i första hand ger sådana problem är järn, mangan, kalciumkarbonat samt organiska ämnen t ex humus.

Ytterligare en anledning till igensättning är bakterieslam som mycket snabbt kan sätta igen t ex ett brunnsfilter. Det finns flera typer av bakterier som kan orsaka dessa problem. En vanlig typ i brunnar med järnrikt vatten är järnbakterien Gallionella. Figur 2.2 visar ett igensatt brunnsfilter.

a)

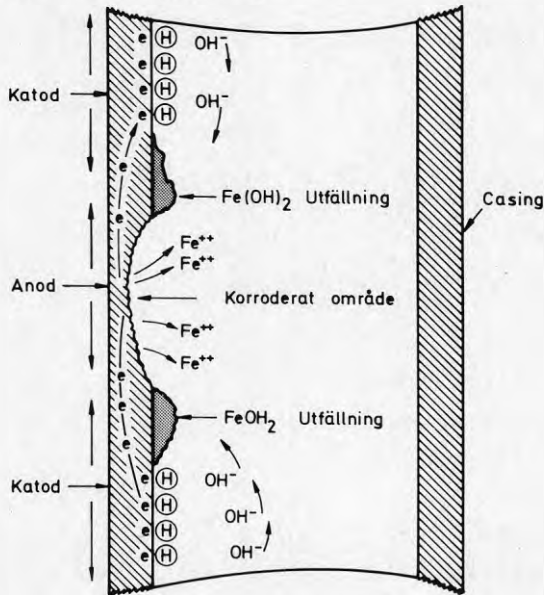


b)



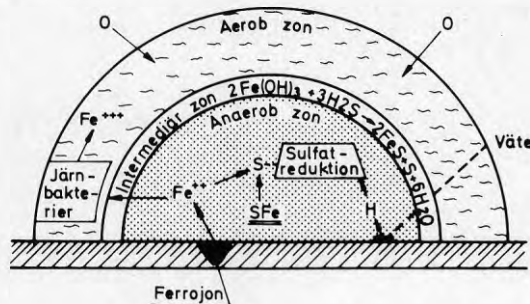
Figur 2.2. Igensättning i brunnsfilter orsakad av järnutfällningar. Bild a) visar ett filter som efter fem års drift blivit helt igensatt och bild b) visar samma filter efter rensning och ytterligare fem års drift men med behandling mot igensättning. Efter Krems 1976

I många fall följer korrosionsproblem och igensättningsproblem varandra. I system med metallrör eller brunnsfilter av metall kan korrosion ge metalljoner i vattnet. Utfällning av dessa kan sedan ske på andra ställen i systemet, figur 2.3.



Figur 2.3. Elektrolytisk korrosion av brunnsrör som medför löst järn i vattnet. Järnet fälls ut som järnhydroxid på andra delar av röret, FAO (1980).

Utfällningar kan indirekt orsaka korrosion genom att miljön under utfällningarna blir lämplig för anaeroba mikroorganismer, t ex sulfat-reducerande bakterier, som producerar korrosiva ämnen. Utfällningen bildar en s k tuberkel, en liten bubbla bestående av olika utfällningsprodukter och organismer, figur 2.4.



Figur 2.4. Sammansättningen hos en tuberkel som bildas av järnutfällningar. Efter Eistrat & Thorén (1980).

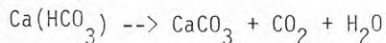
Följande faktorer har avgörande betydelse för problemens omfattning

- * vattenbeskaffenhet
- * geologi
- * mikrobiologi
- * tryck- och hastighetsfördelning
- * flöde
- * material
- * korrosion

Vattenbeskaffenhet och geologi bestämmer vattnets innehåll av lösta ämnen t ex järn. Löst Fe^{2+} faller ut som järnhydroxid om syre blandas i vattnet.

De mikrobiologiska förhållandena i vattnet avgör hastigheten och omfattningen på järnutfällningen. Förekomst av järnbakterier medför snabb utfällning. Mikrobiologisk utfällning har också större tendens att fastna på ytor än vad kemisk utfällning har, Ford (1980).

Vattnets flödes hastighet och tryckfördelning i det tekniska systemet påverkar bl a lösligheten för koldioxid och kalciumkarbonat i vattnet. En sänkning av trycket medför att kalciumkarbonat faller ut.



Finns det järn i vattnet kan även järnkarbonat falla ut.



Materialiet i brunnsrör och övriga installationer har betydelse genom bl a känslighet för korrosion.

I kapitel 7 diskuteras orsakerna till igensättningsproblemen ytterligare.

2.3 Järnutfällningar i grundvattenvärmesystem

2.3.1 Systembeskrivning

Inom föreliggande projekt har värmepumpsystem studerats i vilka grundvatten utnyttjas som värmekälla. Flera olika typer av sådana system finns. De fyra vanligaste kan beskrivas enligt följande, Ahlsell (1982):

1) Förbrukningsbrunnar där vattnet uppfordras ur en brunn, går genom värmepumpen och därefter återförs till marken i en brunn, stenkista eller dike, eller släpps direkt i ett vattendrag. Detta system kräver stora vattenuttag. För en enfamiljsvilla behövs 2000 l/h. Figur 2.5.

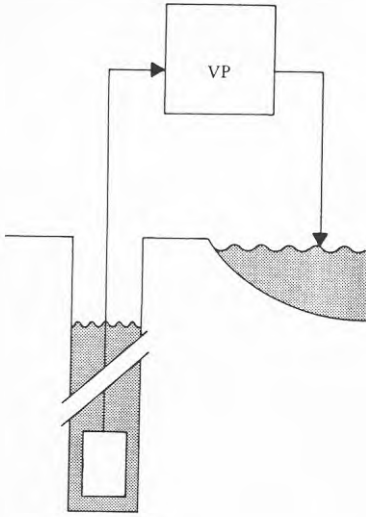
2) Recirkulationsbrunnar där vattnet återförs, efter passage genom värmepump, till samma brunn som det pumpats upp ur. Avgörande för systemets funktion är bergets temperatur och värmeledningstal, brunnens djup, lagerföljder, grundvattenomsättning m m. En fördel med recirkulationsbrunnar är att nettouttaget från grundvattenmagasinet är litet eller inget alls. Figur 2.6.

3) Kylslangbrunnar är bergborrade brunnar i vilka en slang eller rörslinga innehållande kylvätska är nedlagd. Med ett sådant system kan värme uttagas ur berget även om temperaturen är lägre än 0°C.

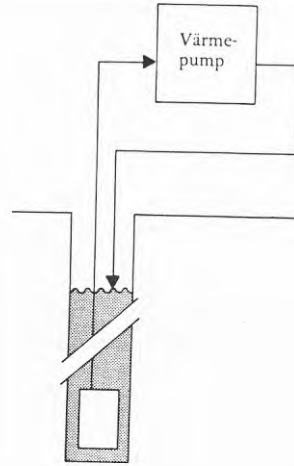
Hur stort energiuttag som är möjligt beror av berggrundens temperatur och värmeledningstal samt brunnens djup.

En fördel med kylslangbrunnar är att temperaturen kan sänkas till fryspunkten, men risk finns då för att slangar och borrhållsvägg kan frysa sönder och därmed medföra risk för förorening av grundvattnet. Figur 2.7

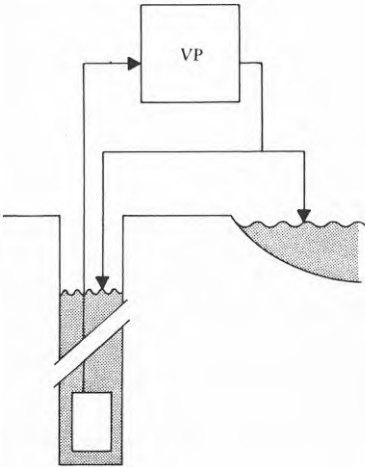
4) Kombinationsbrunnar fungerar vanligen som en recirkulationsbrunn förutom att en viss mängd vatten släpps ut för att varmare vatten skall strömma till brunnen. Temperaturen hos det inströmmande brunnsvattnet avgör hur mycket av flödet som kan recirkuleras. Ju högre temperatur desto större flöde går tillbaka till uttagsbrunnen. Figur 2.8.



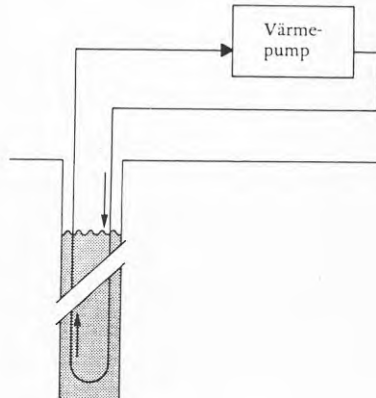
Figur 2.5. Förbrukningsbrunn.



Figur 2.6. Recirkulationsbrunn.



Figur 2.8. Kombinationsbrunn.



Figur 2.7. Kylslangbrunn.

2.3.2 Problemens omfattning i värmepumpsystem

Inom ramen för projektet har driftsproblem orsakade av vattenbeskaffenhetsundersökts i ett fyrtiotal grundvattenvärmesystem. I ca hälften av de studerade anläggningarna har allvarliga problem uppstått, huvudsakligen på grund av igensättning orsakad av järnutfällningar.

Igensättningsproblemen i värmepumpsystemen har för de drabbade medfört stora bekymmer. I flera fall har helt nya system (kylslangbrunnar) installerats därför att igensättningsproblemen inte har gått att lösa.

Inom projektet "Miljöförändringar vid väremutvinning ur berg och grundvatten", Olofsson & Eriksson, in prep, har en enkät genomförts till 230 svenska energibrunnsägare. Av dessa hade drygt 100 stycken någon typ av grundvattenvärme, antingen med återinfiltration, avledning av grundvattnet eller i kombination med bergvärme. I cirka 10 % av de system som utnyttjar vatten som köldbärare har utfällningar konstaterats. De flesta system har dock inte varit i drift så lång tid att eventuella igensättningsproblem har visat sig. 40 % av energibrunnsägarna har uppgivit att de inte vet om det finns utfällningar i systemen. Det kan befaras att många fler kan få problem i framtiden eftersom det är vanligt att järn- och manganhalterna ökar vid stora vattenuttag. Värt att notera i sammanhanget är att endast hälften av anläggningarna har vattenanalyser gjorda innan värmepumpen installerades.

Smith & Tuovinen (1985) menar att intresset för igensatta brunnar och järnbakterier har blivit mycket stort i USA på sista tiden på grund av att:

- * problemen tycks sprida sig mer och mer
- * brunnsborrning och utrustning har blivit så dyrt att restaurering av brunnar har blivit ekonomiskt intressant
- * antalet grundvattenvärmesystem har ökat. Dessa system kräver två brunnar och stora vattenmängder. Eventuella igensättningsproblem blir mycket märkbara.

Smith & Tuovinen anser att forskning inom området är nödvändig för att:

- * utarbeta metoder att förutsäga och detektera bakterieproblem i brunnar på ett tidigt stadium. Provtagningsmetodiken behöver förbättras
- * fastställa ekonomiska konsekvenser av igensatta akviferer, brunnar, pumpar och vattenledningssystem.
- * erhålla kunskap om vilka hälsoeffekter bakterieutfällningar medför
- * erhålla bättre kunskap om bakteriernas levnadsbetingelser

3. JÄRNETS FÖREKOMST I MARK OCH VATTEN

3.1 Förekomst av järn i mineral och bergarter

Järn är ett av de vanligaste elementen i jorden som helhet. I jordens krusta är ca 5 % järn. Det är sällsynt i gedigen form men finns i många olika mineral. Järn har stor betydelse för både växter och djur och påträffas därför även i markens förna.

Järnrika mineral finns inom mineralgrupperna silikater, sulfider, oxider, hydroxider och karbonater. De vanligaste mineralen inom respektive grupp och i vilka bergarter de förekommer redovisas i tabell 3.1.

3.2 Järnrika bergarter i Sverige

Järn finns i så gott som alla bergarter i större eller mindre mängder. Förekomst av speciellt järnrika bergarter kan vara värdefullt att känna till eftersom dessa ökar risken för höga järnhalter i grundvattnet. I detta avsnitt redogörs mycket kortfattat för var bergarter med mycket järn kan påträffas i Sverige. Framställningen baseras på Adersson (in prep) som gjort en sammanställning, efter Lundqvist & Magnusson (1963), av svenska berg- och jordarter som innehåller järn.

I Skåne, sydvästra Sverige och Värmland finns järnrika gnejser, gnejsgraniter, graniter och grönsten. Gnejserna innehåller magnetitkorn och kallas därav även för sydvästra Sveriges järngnejser.

Basiska järnrika bergarter finns i Värmland, östra Västergötland och i Småland som diabaser. Hornblände är det dominerande järnrika mineralet.

Järnmalmer finns i Östra delarna av nord- och mellansverige i de sk leptit- och hälleflintaserierna. Järnmalm är speciellt vanligt i Dalarna, Västmanland och Lappland men även i Södermanland, Östergötland och Uppland.

Sulfidmalmer som tex pyrit och pyrrotit finns i samma områden, speciellt rikligt i Skelleftefältet.

Järn bundet som oxider i malmer löses inte så lätt i grundvatten men

Tabell 3.1. Vanliga järnrika mineral och exempel på bergarter i vilka de förekommer. Formlerna gäller de järnrika varianterna för respektive mineral.

Silikater

Mineral	Bergart
Pyroxen FeSiO_3	Mörka basiska som tex diabas och amfibolit
Amfibol $\text{FeSiO}_2\text{OH}_2$	
Olivin Fe_2SiO_4	Granit och gnejs " "
Biotit $\text{K}(\text{Mg,Fe})_3(\text{AlSi}_3\text{O})$	
Granat $\text{Fe}_3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{12}$	
Glaukonit, liknande upp- byggnad som biotit	

Sulfider

Pyrit, marcasit FeS_2	Alunskiffer
Magnetkis Fe_{1-x}	Gabbro

Oxider

Magnetit Fe_3O_4	Järnmalm, strökor i granit
Hematit Fe_2O_3	Röd sandsten

Hydroxider

Limonit $\text{FeOOHxH}_2\text{O}$	Myrmalm
Götit $a\text{FeOOH}$	Vittringsprodukt av järnrika bergarter. Utfällning i sumpmark och källor.

Karbonater

Siderit FeCO_3	Som lerjärnsten i sandsten
-------------------------	----------------------------

Lokal påverkan på grundvattnet vid brytningsplatserna är vanligt.

Västra Sveriges urberg och stora Le-Marstrandsserien innehåller järn huvudsakligen som biotit, muskovit och magnetit men även hornblände.

I den yngre bergrunden i Sverige finns järn som pyrit i alunskiffer i Skåne, på Öland, i Västergötland, Östergötland, Närke och Jämtland.

Järnrik glaukonitsandsten finns i Skåne, Östergötland och Närke.

Kalksten kan innehålla järn som förorening. I grön kalksten är det glaukonit som bidrager med järnet och i röd kalksten är det hematit. Kalksten finns i Skåne, på Gotland och Öland, i Västergötland, Östergötland, Dalarna, Jämtland samt i Lappland.

För mer detaljerade upplysningar om bergarter hänvisas till Sveriges Geologiska Undersöknings kartor i serie Aa och Af m fl.

3.3 Järn i jordmånsprofilen

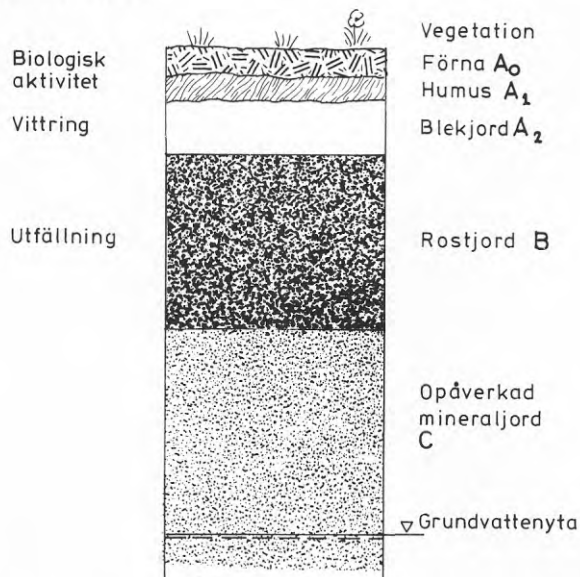
I den jordmånstyp, podsolen, som är vanligast förekommande i Sverige finns rikligt med järn bundet.

I princip är jordmånsprofilen för en podsol, figur 3.1, uppbyggt enligt följande. (Eriksson, Khunakasem (1970), Troedsson, Nykvist (1973), Pederssen (1976)):

Överst finns ett lager med förna, vilket benämns A_0 -horisonten. Det består av icke nedbrutna växt-och djurlämningar. Nästa lager kallas råhumus (A_1) och består av förmultnat organiskt material blandat med mineraljord. Därunder följer ett askgrått skikt, A_2 -horisonten. I detta skikt har mineralkornen vittrat. Järn och aluminium har bildat komplex med organiskt material och på så sätt lösts ut från mineralkornen. Den urlakade mineraljorden kommer till slut att huvudsakligen bestå av svårslöslig kvarts.

I den sk B-horisonten, som ligger under A_2 -horisonten finns stora mängder järn-, mangan och aluminiumoxider utfällda tillsammans med organiskt material av humustyp. Detta skikt har en rostbrun färg. Ytterliga-

re längre ner i marken, i det opåverkade skiktet som kan kallas modermaterial eller C-horisonten, finns järnet i andra former tex som hematit, pyrit eller järnkarbonat.



Figur 3.1. Podsolprofil.

Pedersen (1976) hävdar att orsaken till utfällning av järn och mangan i B-horisonten är att ett visst förhållande mellan organiskt material och järn respektive mellan organiskt material och aluminium överskrids. Han förklarar detta med hjälp av isoelektriska samband. De negativa laddningarna hos det organiska materialet neutraliseras av de positiva hos metalljonerna. När ett neutralt tillstånd uppkommer faller ämnena ut.

3.4 Förekomst av järn i grundvatten

I bilaga I "Kortfattad grundvattenkemi" redogörs för viktiga begrepp som kan öka förståelsen för det resonemang som nedan redovisas. Bilaga I är tänkt som komplement till den övriga framställningen och kan eventuellt vara lämpligt att läsa som inledning.

Koncentrationen av järn i grundvatten står i relation till vattnets kemiska jämviktsförhållanden. Järnet medverkar i oxidations- och reduktionsreaktioner, utfällning och utlösning av hydroxider, karbonater och

sulfider, samt bildar komplex med organiskt material, Hem (1970).

Järn förekommer vanligen som Fe^{2+} löst i grundvatten men även som tex FeOH^+ om CO_2 -halten är låg eller som FeSO_4 om sulfathalten är hög. Fe^{3+} finns i i sura lösningar. Om pH är högre än 4.8 är lösligheten för Fe^{3+} -föreningar mindre än 0.01 mg/l.

Både tvåvärt och trevärt järn kan vara komplexbundet till organiskt eller oorganiskt material. Större mängder järn kan då hållas i lösning i vatten än vad som gäller obundet järn. Om vatten som luftats och filtrerats fortfarande innehåller mycket järn är detta troligen komplexbundet.

Redoxpotential, ofta bestämd av syrehalten, och pH har stor betydelse för järnets löslighet i vatten men även löst koldioxid och svavelföreningar inverkar.

Om CO_2 , svavel och järn antages vara fixerade vid bestämda värden, kan diagram konstrueras som visar förhållandet mellan löst järn i vattnet och järn bundet som hydroxider, oxider, sulfider eller karbonat. Vid beräkningarna används termodynamiska samband. Resultaten redovisas som funktioner av pH och Eh.

Redoxpotentialen erhålls ur sambandet:

$$Eh = E^0 + \frac{RT}{nf} \log \frac{a_{\text{ox}}}{a_{\text{red}}}$$

E^0 = standardpotential

R = universella gaskonstanten

T = absoluta temperaturen

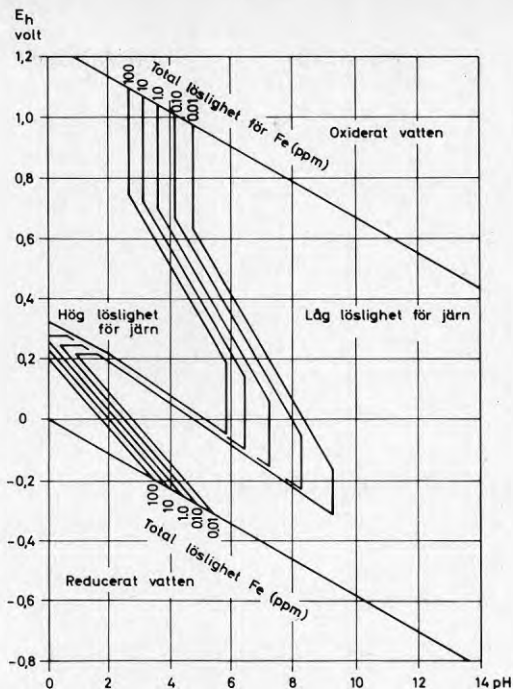
n = antal elektroner som deltar i reaktionen

f = Faradays konstant

a_{ox} = effektiva koncentrationen (aktiviteten) av oxiderad substans

a_{red} = effektiva koncentrationen (aktiviteten) av reducerad substans

Garrels & Christ (1965) har i detalj beskrivit hur stabilitetsdiagram konstrueras och Hem (1961) har beskrivit försök och beräkningar vad gäller speciellt järnets stabilitet. För begränsningar och giltighet i



Figur 3.3. Löslighet för järn som funktion av pH och Eh vid jämvikt. Systemet innehåller bikarbonat med en aktivitet av 100 mg/l och som sulfat med en aktivitet av 10 mg/l, Hem (1961).

Ur figurerna kan utläsas att järnets löslighet är låg vid:

- 1) mycket reducerande förhållanden över ett stort pH-område. Pyrit är stabilt.
- 2) moderat oxiderande förhållanden och $\text{pH} > 5$. Järn(III)hydroxid är stabilt.

Mellan dessa två ytterligheter är lösligheten för järn stor i vatten.

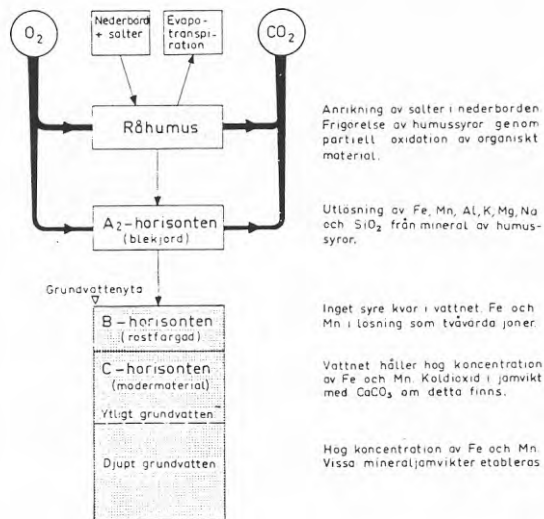
Om pH eller redoxpotential ändras påverkas även lösligheten. Om pyrit oxideras eller järn(III)hydroxid reduceras kan stora mängder järn lösas i vatten.

Naturliga vatten har oftast pH mellan 4 och 9. Om pH är lägre än 7-8 och redoxpotentialen mellan 0.1 och 0.2 volt erhålls höga järnhalter vid jämviktsförhållanden.

3.4.1 Järn i ytliga grundvatten

Den biologiska aktiviteten i de övre jordlagren kräver syre och producerar CO_2 . När grundvattennivån är låg, dvs grundvattenytan står i C-horisonten (se figur 3.1), kan O_2 diffundera ner i marken från atmosfären och CO_2 avges till atmosfären.

Om grundvattenytan stiger upp i B-horisonten förbrukas syret snabbt eftersom de biologiska processerna fortsätter även under vattenytan. O_2 -diffusionen sker mycket långsamt i vatten. Det CO_2 som produceras löses i grundvattnet. Då syret förbrukas uppstår reducerande förhållanden vilket medför att järn och mangan går i lösning som tvåvärda joner, se figur 3.4. När detta sker förlorar B-horisonten sin roströda färg och blir grå eller gråblå.



Figur 3.4. Schematisk bild över de fysikaliska och kemiska processer i en podsolprofil när grundvattenytan täcker B-horisonten. Eriksson, Kuhnakasem (1974).

3.4.2 Järn i "djupa" grundvatten

I slutna akviferer, fria från organiskt material kan vattnets syrehalt reduceras på grund av reaktioner med järnrika mineral. Mineralen kan vara silikater (biotit, klorit, amfibol, pyroxen), sulfider eller karbonater. Järnföreningar är den viktigaste faktorn för syrereduktionen i dessa akviferer. Grundvatten från djupt belägna akviferer i kristallin berggrund har vanligen en järnhalt som varierar mellan 1 och 7 mg per liter. Redoxpotentialen varierar som en funktion av pH enligt: $Eh = 0.24 - 0.06pH \pm 0.06$ (V), (Torstenfelt et al, 1983). pH i sådana akviferer tenderar att öka på grund av hydrolys av silikater vilket medför alkalin, reducerande miljö, Garrels & Christ (1965).

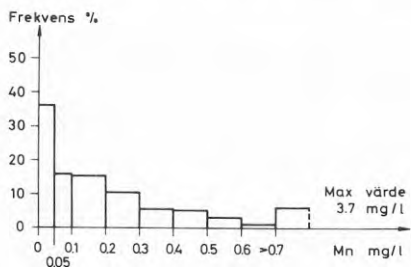
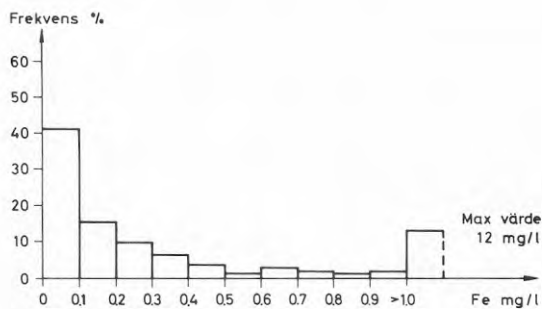
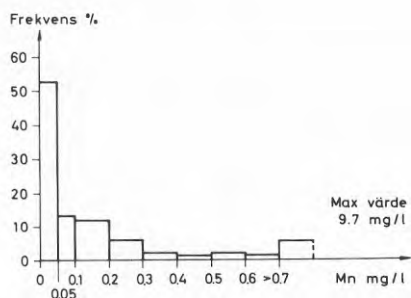
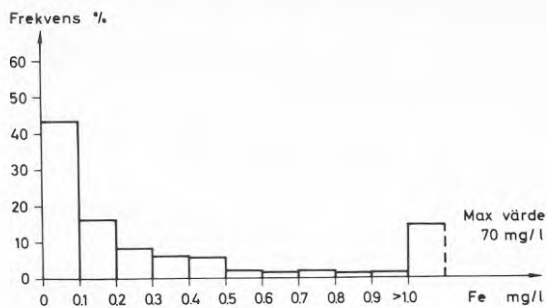
3.5 Järn och mangan i västsvenska grundvatten

Inom projektet "Surt vatten i brunnar i Västsverige", Jonasson et al (1983), har en sammanställning utförts av vattenanalyser från enskilda brunnar. Järn- och mangananalyserna från detta material har studerats separat med syftet att lokalisera områden där grundvattnet har så höga järn eller manganhalter att tekniska eller hygieniska problem kan uppstå, Lång et al (1985). I materialet ingår analyser från drygt 3000 brunnar. Resultaten presenteras bl a som kartor med uppgifter om järn-och manganhalterna i grävda respektive borrhade brunnar för varje kommun.

Det finns många osäkerhetsfaktorer i resultaten. Det är alltid mycket svårt att göra kartor med punktinformation som utgångsmaterial. Analyser från enstaka brunnar har i redovisningen fått representera en hel kommun och det medför stor osäkerhet speciellt som järn- och manganhalterna kan variera mycket mellan brunnar även i samma område. Materialet måste kompletteras med upplysningar från platsen om mer detaljerade uppgifter önskas.

Figur 3.5 visar histogram för järn och mangan i grävda respektive borrhade brunnar. I detta material har 75 % av brunnarna vatten med en järnhalt som är mindre än 0.5 mg/l både i grävda och i bergborrade brunnar. Motsvarande värden för mangan är 0.15 mg/l i grävda brunnar respektive 0.25 mg/l i bergborrade.

I en sammanställning av vattenanalydata gjord av brunnsarkivet vid Sve-



Figur 3.5. Fördelning av järn- och manganhalter i brunnar i Västsverige. a) järn i bergborrade brunnar, b) mangan i bergborrade brunnar, c) järn i grävda brunnar, d) mangan i grävda brunnar. Efter Lång et al (1985).

riges Geologiska Undersökning (Engqvist et al, 1985) presenteras liknande resultat, dels för samma område (Västsverige) och dels för hela landet.

3.6 Var är riskerna störst för järn i grundvatten?

Bara ytliga vatten med god cirkulation är oxiderande. I slutna akviferer förlorar vattnet snabbt syreinnehållet antingen "locket" består av berg, jord eller vatten.

Förekomst av järnrika mineral och bergarter ökar riskerna för höga järnhalter i grundvattnet men det är huvudsakligen vattnets redoxpotential och pH som avgör om järn löses i vattnet som Fe^{2+} .

Redoxpotentialen påverkas mycket av markens innehåll av organiskt material. Det är därför viktigare att hitta organiskt material än att påvisa järnrika mineraler när risken för höga järnhalter i grundvatten skall bedömmas.

Andersson (in prep) har sammanfattat risken för järnrika vatten i dräneringsledning. I korthet anger hon tre huvudsakliga orsaker till hög järnhalt:

- 1) förekomst av organiskt material. Detta har vanligen samband med topografin. I lågpunkter i terrängen som stått under vatten finns vanligen organiska sediment varvade med oorganiska sediment. Detta är en lämplig förutsättning för reducerat grundvatten som ger höga järnhalter.
- 2) geohydrologiska förhållanden. Dessa beror bla av topografi och jordarternas genomsläpplighet. Hög genomsläpplighet möjliggör snabb grundvattenbildning och därmed syrerikt vatten i marken. Täta jordarter däremot ger liten grundvattenbildning och reducerande miljö uppstår när vattnets syre förbrukas.
- 3) järnrika mineral och bergarter. Dessa ger förutsättningar för höga järnhalter i grundvattnet.

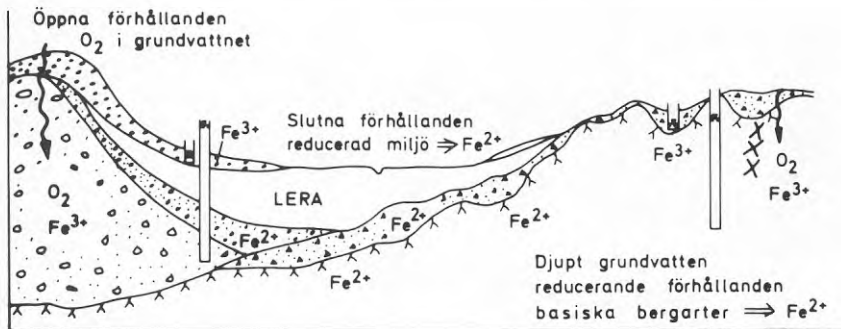
Nocke (1986) har undersökt vilka geologiska parametrar som bidrar till

höga järnhalter i ytligt grundvatten. Undersökningarna är gjorda på ett antal platser i Västergötland, Östergötland, Småland och Halland. Slutsatser av arbetet är de samma som redan nämnts med tillägget att surt grundvatten ökar risken för höga järnhalter.

Karlsson (1984) menar att djupa grundvatten i granit och gnejs är reducerade på grund av järnmineraler. Järnhalten i dessa grundvatten är vanligen hög.

För djupt belägna akviferer kan tilläggas att risken för järnrikt grundvatten är stor beroende på alla de syreförbrukande reaktioner som vatten utsatts för på vägen genom jord- och berglagren. Denna risk ökar ytterligare om grundvattenflödet är långsamt.

Figur 3.6 visar schematiskt i vilka geologiska miljöer höga järnhalter kan förväntas.



Figur 3.6. Geologiska miljöer i vilka höga järnhalter kan förväntas.

4 MIKROBIOLOGI

Mikrobiologi är läran om de encelliga organismerna. De är osynliga för vårt obeväpnade öga. Till mikroorganismerna räknas:

<u>Organism</u>	<u>storlek</u>
bakterier	1-5 mikrometer
alger (encelliga)	1-50 mikrometer
djur (encelliga)	1-100 mikrometer (kallas även protozoer)
jästsvamp	2-7 mikrometer
mögelsvamp	2-8 mikrometer breda, mm eller mer långa trådar

Dessa organismer indelas i två huvudgrupper:

Eukaryoter och prokaryoter. Eukaryoter har en väl avgränsad cellkärna vilket prokaryoter saknar. Bakterier är prokaryota, övriga organismer är eukaryota. Bakterierna är primitivt byggda och har funnits på jorden i cirka 3 miljarder år. De har en nästan obegränsad förmåga till anpassning. Olika representanter ur bakteriesläktena förmår leva på alla möjliga olika platser, från extrem ökenmiljö eller i varma källor till mera behagliga ställen i jord och vatten eller i olika anpassningar med andra organismer, t ex människans livsnödvändiga tarmbakterier. Det är viktigt att inse att sjukdomsalstrande bakterier, trots sin påtaglighet för människan utgör en obetydlig del av världens alla olika bakterier. Bakterierna är till största delen nödvändiga för att annat högre liv skall kunna existera. Inom föreliggande projekt har studerats representanter ur bakteriesläkten, vilka specialiserat sig på att leva i för andra organismer besvärliga miljöer. De får på så vis en tillvaro nästan fri från konkurrens från såväl andra bakterier som från högre växter och djur.

4.1 VAD ÄR EN BAKTERIE?

En bakterie är en encellig prokaryot organism med ett flertal speciella egenskaper som skiljer dem från andra organismgrupper. Kunskap om bakteriernas levnadssätt är viktig för förståelsen av de problem bakterier kan orsaka. Framför allt när det gäller motåtgärder är det viktigt att känna

sin motståndare. Nedan ges en kortfattad redogörelse för några av bakteriernas viktigaste egenskaper. (För den som vill veta mer om mikrobiologi är "Introduktion i mikrobiologi", utgiven av Mikrobiologiska institutionen vid Lunds Universitet (1985) ett lämpligt val.)

4.1.1 Bakteriers storlek

Medelstorleken på en bakterie är 1 mikrometer. I naturen är de vanligen ännu mindre. Det krävs elektronmikroskop för att få en fullgod bild av en bakterie. I många fall är enbart mikroskopering en otillräcklig metod för att studera bakterier och därför måste vanligen tids- och erfarenhetskrävande odlingsexperiment utföras.

4.1.2 Bakteriers antal

I många system påträffas bakterier i nästan ofattbara antal. En tiolitershink med vanligt rent friskt havsvatten från västkusten innehåller fler bakterier än det finns människor på vår jord. Ett enda gram järnutfällning av det slag som påträffas i tex brunnar, innehåller beroende på ålder cirka 4 000 000 000 järnbakterier. Bakteriers blygsamma storlek uppvägs således till fullo av bakteriesamhällets stora individtätethet.

4.1.3 Förökning hos bakterier

Till bakteriernas förbluffande egenskaper hör deras väldiga förökningshastighet. En bakterie förökar sig på enklast möjliga sätt. Den delar sig på mitten. Om tillväxtförhållandena är goda kan vissa bakterie dela sig var 20 minut. Det betyder att en enda bakterie med en normal bakterievikt på 5×10^{-13} gram efter två dygn teoretiskt kan föröka sig till en bakteriemassa med en vikt motsvarande 4 000 gånger jordens vikt. Det händer inte och det beror på att olika begränsningar inträder i bakteriens liv långt tidigare. Näringsbrist, syrebrist eller av organismen producerade tillväxthämmande ämnen kan stoppa en bakterietillväxt. Bakteriernas tillväxtkraft förklarar varför många igensättningsproblem kommer plötsligt och varför problemen emellanåt strax återkommer trots en noggrann rensning. Bakteriernas förökning följer exponentiella förlopp!

4.1.4 Vilstadier hos bakterier

När miljön blir besvärlig kan många bakteriearter bilda motståndskraftiga vilstadier. Detta får betydelse vid bekämpning och rengöring av system. En endospor från *Bacillus stearothermophilus* dör inte förrän den kokats vid 1.1 atö i mättad vattenånga (motsvarar 120°C) under 20 minuter. Strålning och kemikalier är alternativa bekämpningsmedel men sporformer överlever även klorering. Det är således mot de motståndskraftiga vilstadierna som en bekämpningsinsats måste inriktas. Överlevande vilstadier gror annars ut, förökar sig snabbt och med lite otur är problemet tillbaka snabbare än föregående gång.

4.1.5 Bakteriers energiomsättning

Allt biologiskt liv kräver energi. Högre djur och många bakteriesläkten får sin energi genom att bryta ned energirika organiska föreningar. Tillgång på organiska energirika ämnen är därför ett krav för många bakterier. En organismgrupp, växterna, tar sin energi direkt ur solljuset med vars hjälp de omvandlar koldioxid och enkla oorganiska ämnen till komplicerade växtbeståndsdelar. Bland bakterierna finns en speciell grupp, kemolitotroferna, vilka ur enkla oorganiska föreningar kan få energi till sin uppbyggnad. Exempel på föreningar som kan utnyttjas är H_2 , $Fe(II)$, H_2S , NH_4 och NO_2^- . Dessa organismer kan existera i miljöer där det inte finns tillgång på nedbrytbart organiskt material, t ex i järn- och svavelväterika grundvatten.

4.1.6 Bakteriers miljökrav

För att bakterier skall tillväxa krävs att vissa fysikaliska och kemiska parametrar ligger inom ett för varje bakterieart specifikt område. Temperatur pH och Eh (redoxpotential) är viktiga parametrar. Många bakterier måste, liksom djuren, ha syre för att kunna leva. Ett ganska stort antal bakterier har alternativa ämnesomsättningsvägar som gör att de klarar sig utan syre eller med mycket små mängder. Åter andra tål inte syre och dör om de utsätts för syrgas. Ett antal bakteriearter har specialiserat sig att växa på ytor av olika slag, där de växer bättre än i fritt vatten. Exempel på detta är t ex förångaren i en grundvattenvärme-pump.

Tillgång på vatten är ett absolut krav för bakterieaktivitet. Många bakterier överlever i luft, men de för ett aktivt liv endast i vatten.

4.1.7 Bakteriers systematik

För att få en översikt över världens alla kända bakteriearter har man indelat dem i 19 grupper. Varje grupp kännetecknas av några specifika egenskaper som en tränad mikrobiolog snart kan känna igen. Att inom varje grupp sedan hitta rätt är däremot ofta ett mycket tidsödande arbete. När man väl hittat rätt i den systematiska litteraturen finns där vanligen en hel del viktig information som underlättar vidare studier av en bakterie. Det finns två bra verk över alla kända bakterier. (Buchanan & Gibbons, 1975; Starr et al, 1981.) Dessa verk har använts vid beskrivning av bakterierna i de följande avsnitten.

4.2 JÄRNBACTERIER

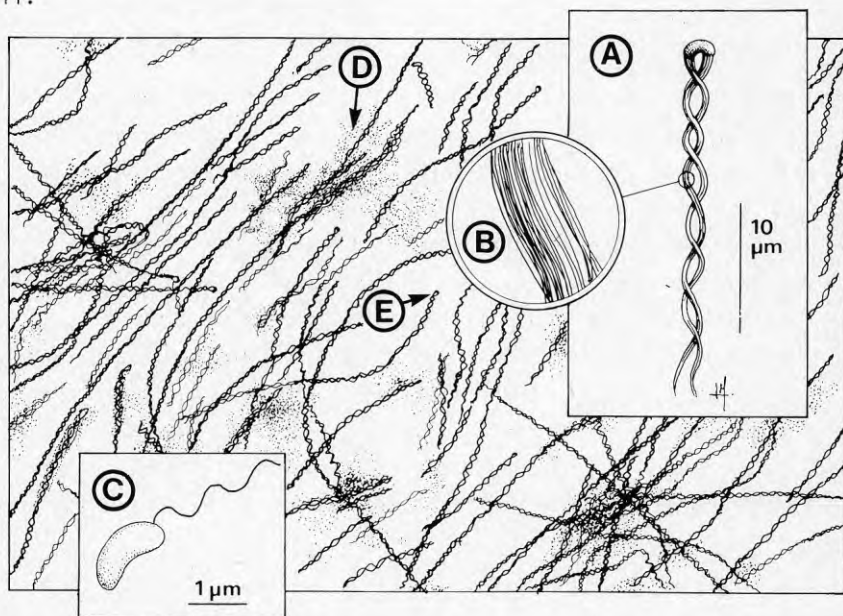
I vattendrag, sumpmark eller diken påträffas ibland mängder med rostbruna massor. Sådana fenomen är orsakade av järnbakterier. En tunn oljeliknande film av organiska bakterieproducerade ämnen på vattenytan avslöjar bakteriernas aktivitet. I naturen ställer järnbakterierna inte till med problem men om ett område där de finns skall dräneras eller utnyttjas som vattentäkt kan det bli problem med igensättning av dräneringar, vattenledningar, brunnar eller värmepumpar.

Järnbakterier är ett samlingsnamn på en mycket heterogen grupp bakterier. Gruppens gemensamma nämnare är att de alla på olika sätt påtagligt påverkar järnets jämvikter i vattensystem. Det finns representanter för järnbakterierna bland flera av bakteriesystematikens 19 huvudgrupper. Där finns de klassiska järnbakterierna som känns igen på sina speciella utseenden i form av fantasifulla utskott, skidor eller slemspår. Där finns också en annan grupp bakterier, utan särskilda yttre kännetecken, som påverkar järnets jämvikter. Denna grupp är i stort sett okänd eftersom de med sitt obetydliga utseende gått de allra flesta observatörer förbi (Ghiorse, 1984).

I detta kapitel beskrivs fem olika järnbakterier. En av dessa, *Gallionella ferruginea*, behandlas ingående på grund av sin allmänna förekomst i vissa grundvatten och sitt speciella levnadssätt.

4.2.1 *Gallionella ferruginea*

Gallionella ferruginea hör till gruppen stjälkförsedda bakterier. Bakterien förmår att producera en tvinnad stjälk av två knippen med 70-80 tunna fibrer i varje (Figur 4.1). Helt nya rön, konstaterade vid odlingsförsök inom projektets ram, tyder på att *G. ferruginea* producerar stjälkar när miljön är sådan att bakterien inte kan tillväxa och dela sig i nämnvärd omfattning (jämför 4.4.1). Vid optimala förhållanden är *G. ferruginea* frilevande och rör sig med hjälp av minst en flagell.



Figur 4.1 *Gallionella ferruginea* bildar stjälkar (A) av två knippen tunna fibrer (B). Endast den böjformade cellen högst upp på stälken (A) är levande. Vid goda tillväxtförhållanden kan man finna frilevande flagellerade celler utan stjälk (C). På och runt om stjälmaterialet fälls järnhydroxider ut efterhand (D). Cellerna (E) är svåra att se, också med ett mycket bra ljusmikroskop.

Denna bakterie har en mycket speciell energimetabolism och lever som en gradient-organism i miljöer där det finns järn (II), oorganiska salter

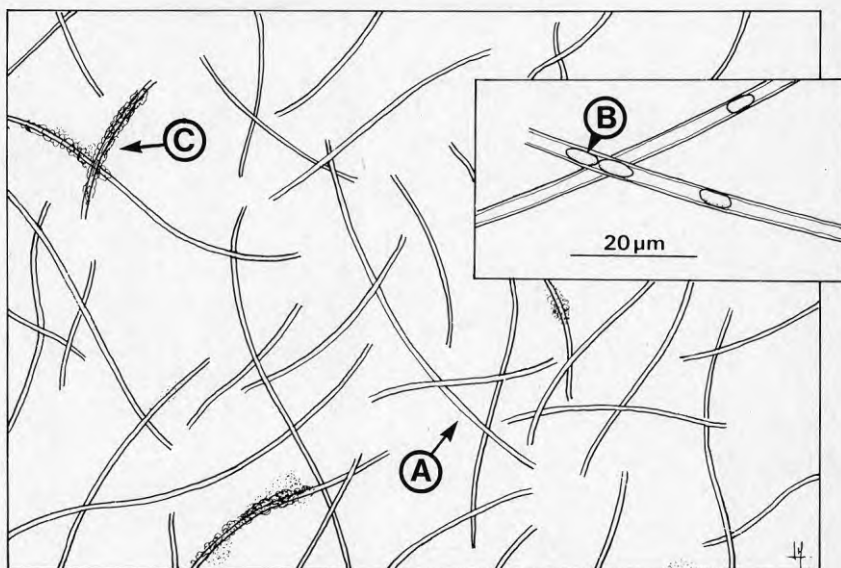
bl a ammonium, god karbonattillgång samt låga halter syre (0.1-1 mg O_2 /l). Observationer tyder på att *G. ferruginea* kan leva med järn(II) som energikälla. För att kunna göra detta behöver bakterien en viss mängd syre. Syrehalten får inte vara för hög eftersom järn(II) inte är stabilt i syrerika miljöer.

Organismen trivs bäst vid pH 6.0-7.6, Eh +200-+350 och vid temperaturer mellan 8° - 16° C. Den föredrar järn(II)halter mellan 5-25 mg även om den kan leva vid lägre koncentrationer. Halten koldioxid bör helst vara 20 mg CO_2 /l eller mera. Låga eller inga halter av organiskt material gynnar tillväxt. *G. ferruginea* kan växa på fasta ytor och föredrar då kraftigt rinnande vatten. Bakterien kan även bilda flockar i stillastående vatten.

4.2.2 *Leptothrix ochracea*

Leptothrix ochracea hör till gruppen skidbildande bakterier och är den i naturen vanligast förekommande bakterien ur denna grupp. Den trivs i sakta rinnande vatten där halterna av olika organiska näringsämnen är låg. Figur 4.2 visar hur *L. ochracea* bildar skidor och hur själva bakteriecellerna sitter inuti dessa. Efterhand som bakterierna växer bildas nya skidor och de gamla lämnas tomma. Sålunda kan mycket stora mängder material, som ofta till mer än 95% består av tomma skidor, bildas på kort tid. Efterhand som de från början tunna skidorna åldras fälls järnhydroxider ut på deras yta och de blir tjocka och mycket motståndskraftiga mot nedbrytning. Skidorna kan ligga kvar uppblandade med utfällt järn lång tid efter det att de levande cellerna lämnat dem. Trots den allmänna förekomsten av *L. ochracea* har renodling ännu ej lyckats.

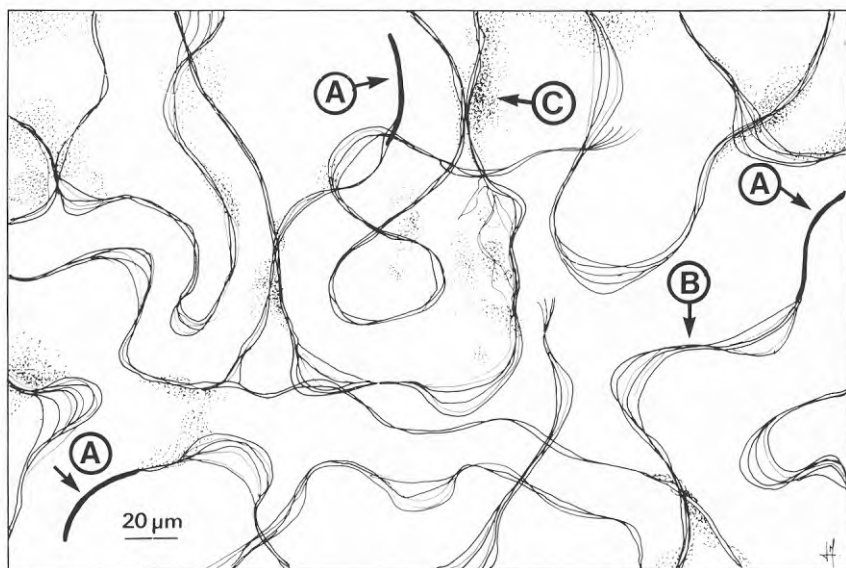
*Leptothrix*arten kan leva vid låga syrekoncentrationer. Organismgruppen växer bäst vid pH 6-7.5, Eh +200-+400 mV, vid temperaturer mellan 15° - 25° C. *Leptothrix* föredrar långsamt rinnande vatten. Vidare krävs tillgång på organiskt material samt tillväxtfaktorerna (vitaminer) B_{12} , thiamin och biotin.



Figur 4.2 Den skidbildande bakterien *Leptothrix ochracea* kan på kort tid producera stora mängder skidor (A). Inuti dessa finns bakterier (B). Efterhand som skidorna åldras lämnar bakterierna dem och järnhydroxider (C) fälls ut på skidornas ytor vilket gör dem tjocka och motståndskraftiga mot nedbrytning.

4.2.3 *Toxothrix trichogenes*

Toxothrix trichogenes kan karakteriseras som en mycket hemlighetsfull bakterie. Den tillhör gruppen glidande bakterier och som namnet antyder förflyttar den sig genom att glida fram på ytor. När *T. trichogenes* glider fram över en yta efterlämnar den, likt en skogssnigel, ett spår av någon slags polymer (Figur 4.3). Polymerspårerna antogs länge vara levande och inte förrän 1970 upptäcktes att det var trichomerer bestående av upp till 40 sammanlänkade bakterier som orsakade spårerna (Krul et al., 1970). Bakterien lever i vatten med en temperatur mellan 5^o-10^oC, pH 5.5-7.5, Eh +200-+400 mV och en järnhalt på mellan 1 och 2.7 mg Fe/l. Polymerspårerna blir bemängda med utfällt järn och det är troligt att polymeren liksom hos många andra järnbakterier påskyndar utfällningsprocesserna. Bakterien är så svårölad att den endast kunnat iakttas i sin naturliga miljö.



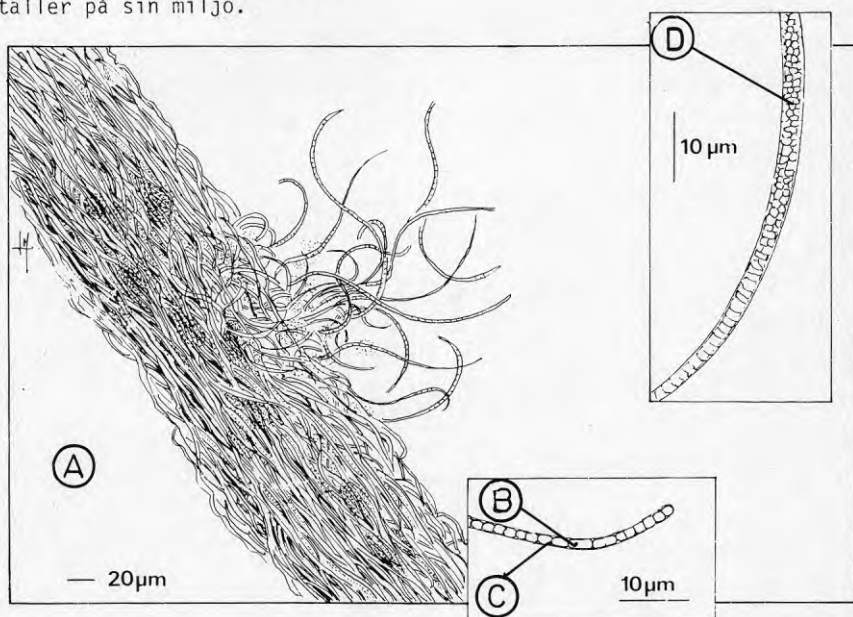
Figur 4.3 Trichomer (A) av den glidande bakterien *Toxothrix trichogenes* efterlämnar mycket karaktäristiska spår (B) av någon slags polymer på de ytor den förflyttar sig över. Efterhand fälls järnhydroxider ut på och kring polymerspårarna (C).

4.2.4 *Crenothrix polyspora*

Crenothrix polyspora hör liksom *Leptothrix* till gruppen skidbildande bakterier. Skidorna som omger *C. polyspora* är dock betydligt tunnare än hos *Leptothrix* och syns ej alltid i ljusmikroskop. Bakterien bildar långa filament som tidvis kan sitta ihop och bilda kraftiga zoogloaliknande massor (Figur 4.4). Zoogloea är en bakterie som är känd för sitt typiska växtsätt med cellerna tätt sammanlimmade av olika polymer. Efterhand antar cellerna en brunaktig färg som ett resultat av järnutfällningar på deras yta. Två olika typer av filament kan urskiljas. När *C. polyspora* växer och delar sig tvärs sin längdriktning bildas filament av enkla cellrader (Figur 4.4.C). Emellanåt delar sig cellerna både tvärs och längs med sin längdriktning och bildar då multicellulära filament (Figur 4.4.D).

C. polyspora är vanlig i dräneringsledningar och vattensamlingar rika på järn samt med en del organiskt material. Bakterien uppträder i grundvatten och rapporteras ofta från dricksvattenreservoarer och brunnar där den kan bilda tjocka brunaktiga massor.

Bakterien är känd sedan 1870-talet men odling har ännu ej lyckats på laboratorium och därför är mycket lite känt om vilka krav organismen ställer på sin miljö.



Figur 4.4 *Crenothrix polyspora* kan bilda tjocka, sega, brunaktiga massor (A) som består av filament bildade av bakterieceller (B) omgivna av ett tunnt hölje (C). Vissa filament kan vara multicellulära med en stor mängd sporliknande celler (D).

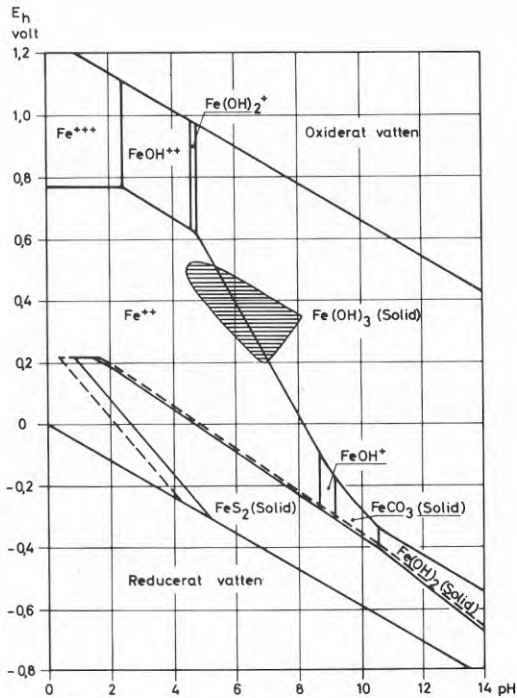
4.2.5 Thiobacillus

Släktet *Thiobacillus* omfattar 10 olika arter med mycket varierande egenskaper och miljökrav. En av dessa arter, *Thiobacillus ferrooxidans*, utnyttjas kommersiellt vid gruvdrift. *T. ferrooxidans* kan vid pH under 4.5 oxidera järn(II) under utvinnande av energi. De flesta övriga arter inom släktet utför olika svaveloxidationer.

4.3 JÄRNETS STABILITET OCH BAKTERIERS MILJÖKRAV

Järnets stabilitet i ett vattensystem är beroende av rådande pH, redoxpotential (Eh) och av koncentrationerna i systemet ingående joner (Garrels och Christ, 1965. Se även kapitel 3). Figur 4.5 visar förhållandet mellan olika järnhydroxider och järnkarbonat vid olika pH och Eh. I sam-

ma diagram är inlagt det pH- och Eh-område inom vilket järnbakterier påträffas. Järnbakteriernas pH- och Eh-krav sammanfaller med det område där järn(II) övergår från en vattenlöslig form till svårslösliga järn(III)-föreningar. Studeras en naturlig järnutfällning i mikroskop observeras att utfällt järn ofta sitter på och runt järnbakterierna. Det blir uppenbart att järnbakterierna har anpassat sitt liv till de förhållanden som råder i övergångsområdet mellan järn(II) och järn(III) samt att de intimt medverkar vid järnutfällningen i naturliga vattensystem.



Figur 4.5 Diagrammet visar förhållanden mellan metastabila järnhydroxi-der och järnkarbonat vid 25°C och 1 atmosfär för olika pH och redoxpotentialer (Eh). Det skuggade området visar inom vilka pH och Eh järnbakterier vanligen påträffas. Hem (1961).

4.4 MIKROBIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR

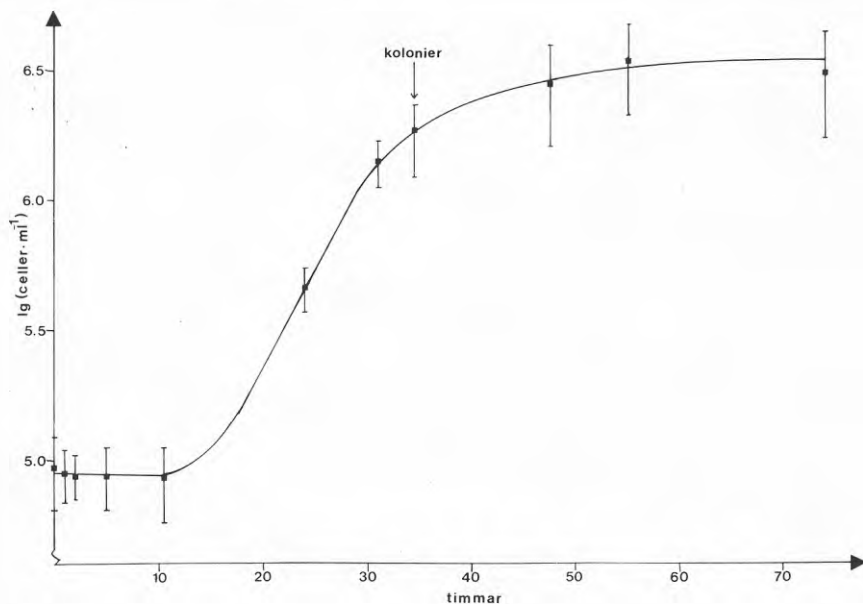
Mikroskopundersökningar av prover från uppföljningsanläggningarna har visat att det främst är *Gallionella ferruginea* som förekommer som problemorganism i grundvattenvärmesystem. Inom projektets ram har undersökningarna koncentrerats till *G. ferruginea*. Detaljerad kännedom är nödvändig för att utfällningsproblem orsakade av denna organism effektivt skall kunna undvikas. Laboratoriet vid Marin Mikrobiologi vid Göteborgs universitet är ett av de få i världen som håller renkulturer av *G. ferruginea*. Härigenom finns unika möjligheter att forska kring de mekanismer som styr bildandet av de mycket stora mängder stjälkmaterial som bakterien producerar. Som tidigare nämnts fälls stora mängder järnhydroxider ut på och runt om stjälkarna (Figur 4.1). Detta kan tidvis orsaka stora problem i anläggningar som utnyttjar brunsvatten där *G. ferruginea* trivs (Pedersen & Hallbeck, 1985). Se bilaga 4.

Odlingsförfarandet för renodling är omständigt och tidskrävande. Skruvlocksrör förses med en blandning av järnsulfid och smält agar som får stelna till en sned yta i botten på ett skruvlocksrör. Ovan den stelnade blandningen sätts en saltlösning som består av 1 g $\text{NH}_4\text{Cl}/\text{l}$, 0.2 g $\text{MgSO}_4 \times \text{H}_2\text{O}/\text{l}$, 0.1 g $\text{CaCl}_2 \times 2\text{H}_2\text{O}/\text{l}$ och 0.05 g $\text{K}_2\text{HPO}_4 \times 3\text{H}_2\text{O}/\text{l}$. Saltlösningen bubblas därefter med koldioxid tills pH sjunkit till cirka 4.8. I röret bildas nu en gradient av Järn(II) som diffunderar uppåt och syre som diffunderar nedåt. pH och Eh följer gradienten. På en viss nivå i röret blir förhållandena för växt gynnsamma. När *G. ferruginea* tillförs rören växer organismen i rörets mitt och avsätter succesivt kolonier uppåt och nedåt allteftersom förhållandena i röret förändras. I detta band sker så småningom en riklig järnutfällning. Varje rör kan på så sätt fås att producera 1 mg material innehållande cirka 6 miljoner celler och en stor mängd stjälkar. Volymsmässigt utgör *G. ferruginea* största delen av det producerade materialet. Viktmässigt består det däremot till cirka 95% av järnföreningar. Sterila rör utan tillsats av bakterier förblir stabila utan tecken på järnutfällning.

4.4.1 *Gallionella ferruginea*s ekologi

Gallionella ferruginea är en gradientorganism vilket innebär att bakterien kan orientera sig i gradienter, främst då gradienter av pH,

redox, syre och järn. I odlingsrör växer *G. ferruginea* till en början i hög koncentration i ett millimetertunnt skikt precis på den nivå i röret under vilken syret inte förmår diffundera. En orientering av detta slag kräver att bakterien är rörlig (jämför figur 4.1) och har ett utvecklat kemotaktiskt orienteringssystem. Av anledningar som vi ännu ej kan förklara övergår *G. ferruginea* så småningom till ett fastsittande stadium där stjälkar börjar produceras och celldelningen avstannar (Figur 4.6). I stort sett all uppmärksamhet i litteraturen har riktats mot stjälkarna och *G. ferruginea*s rörliga stadier har förbisetts. En möjlig tolkning av dessa nya observationer kan vara att stjätkbildning hos *G. ferruginea* är ett svar på någon stressfaktor i miljön. Under optimala förhållanden bildas inga stjälkar och därmed uppstår inga utfällningsproblem. *G. ferruginea*s rörlighet och förmåga att orientera sig i gradienter innebär att bakterien kan förflytta sig i grundvattenakviferer och/eller kan följa med grundvattenflöden från en brunn till en annan. Härom är mycket lite känt.



Figur 4.6 Tillväxt av *Gallionella ferruginea* i odlingsrör. Bakterien tillväxer exponentiellt i en frilevande flagellerad form och bildar kolonier med stjälkar först i stationär fas när celldelningen avstannar.

4.4.2 Test för tillväxtpotential i vattenprov.

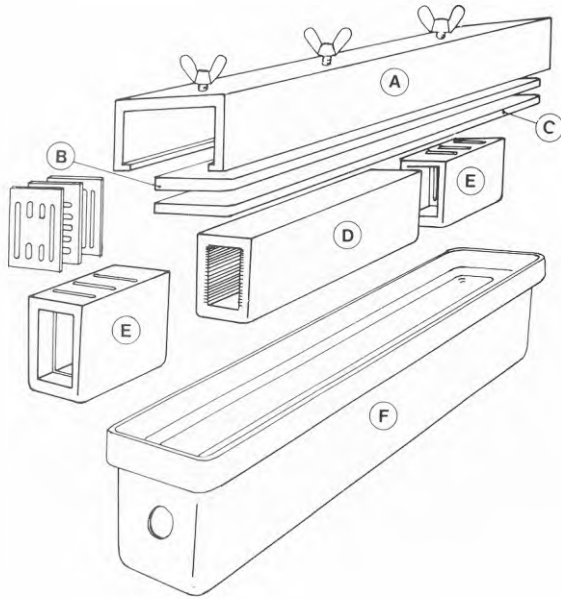
Det är mycket värdefullt att i förväg kunna bedömma om ett visst vatten skall orsaka utfällningsproblem. En mycket enkel men grov uppskattning kan göras på följande sätt. Tappa upp provvatten på en 1 l flaska. Vattenet skall ha runnit så länge att det med säkerhet är vatten från brunnen som testas. Testet fungerar inte med vatten som stått i anläggningens ledningssystem. Lämna någon cm luft överst i flaskan, tillslut och skaka om. Låt flaskan stå i 15^o-20^oC. Efter 24 timmar besiktigas flaskan. Om det ligger brunaktiga flockar på flaskans botten finns risk för utfällningsproblem. En bestämning av det utfällda materialets torrviikt ger en uppfattning om utfällningspotentialen. När detta test utförts med vatten från en anläggning erhöles 9 mg material/l. En anläggning som utnyttjar 2 m³/timme 50% av året skulle med detta vatten kunna producera maximalt 78.8 kg utfällning per år. Vattenhalten i en utfällning är 90-99% beroende på ålder. Anläggningen skulle då teoretiskt producera 0.8-8 m³ utfällning per år. Järnhalten i detta vatten var 4.2 mg/l. Utfällningspotentialen hos ett vatten är kopplad till mängd tillgängligt järn(II), syretillgången, och närvaro av järnbakterier.

I samma anläggning bestämdes antalet bakterier per ml brunnsvatten med epifluorescensteknik. Vid tid noll när testet startades fann vi 2.4 x 10⁵ bakterier/ml, främst Gallionella ferrugineas. Efter ett dygn när 9 mg utfällt järn och stjätkar producerats låg bakterietalet kvar på samma nivå. Bakterierna hade ej ökat i antal, enbart producerat stjätkar och fällt ut järn. Dessa observationer stämmer väl med våra antaganden under 4.4.1.

4.4.3 Testsystem för tillväxtpotential i rinnande vatten.

Studier av järnbakterier kan göras på många sätt. Vi har funnit biofilmreaktorn (utfällningsreaktor) i figur 4.7 mycket lämplig för undersökningar av hur järnbakterier tillväxer och fäller ut järn på ytor i vattenledningssystem. Ett utförligt exempel på hur en sådan undersökning kan utföras ges av Pedersen & Hallbeck (1985), redovisas i bilaga 5. Biofilmreaktorn utvecklades ursprungligen för att kunna studera marin mikrobiell påväxt (Pedersen, 1982a, 1982b) och har vidareutvecklats för

en rad andra tillämpade undersökningar av mikrobiell påväxt (t ex Pedersen et al., 1986).



Figur 4.7 Biofilmreaktor av polykarbonat med skjutlock av aluminium (A), trycklock av aluminium (B), O-ringtätat lock (C), provenhet med spår för 20 st testytor (140 x 24 x 0.17 mm) (D), diffusorer som sprider flödet jämnt över provytorna (E) och en vakuumformad reaktorlåda.

4.5 SLUTSATS

En målmedveten forskning kring järnbakteriers levnadsförutsättningar och ekologi kan tillsammans med kunskaper om kemiska förlopp i olika vattenmiljöer ge ny värdefull information om hur utfällningsproblem orsakade av järnbakterier undviks i framtiden.

5. STUDIER AV VÄRMEPUMPSANLÄGGNINGAR

5.1 Inledning

Ett noggrant uppföljningsprogram för femton utvalda grundvattenvärmeanläggningar har genomförts inom projektets ram. Förutom dessa anläggningar har uppgifter erhållits från ett tjugotal andra. De här sammanfattade synpunkterna innefattar i första hand de femton utvalda anläggningarna och där så anges även de övriga.

Urvalet av anläggningarna har skett i stort sett slumpvis. Ett kriterium för att en viss anläggning kommit med har varit att vattnet har innehållit järn i större eller mindre mängd. Vid kontakter med värmepumpsfirmor och brunnborrare i förstudiearbetet till detta projekt erhöles uppgifter om lämpliga anläggningar.

I bilaga II redovisas tekniska data, geologi, vattenkemi mm för de femton uppföljningsanläggningarna.

För att kunna jämföra utvecklingen i anläggningar med samma geologiska förhållanden har flera anläggningar från samma område tagits med. I vissa fall är det även samma brunnborrare som gjort brunnarna vilket eventuellt kan eliminera skillnader i resultat som beror på olika brunnutformning.

Från två platser, Ystad och Helsingborg har fyra anläggningar från respektive ort tagits med. Anläggningarna i Helsingborg har brunnar som är borrade ner i sandsten och Ystadsbrunnarna är borrade i kritkalksten. Fyra av de övriga anläggningarna har brunnar som tar vatten från ytliga sand och grusavlagringar (Falkenberg 1 och 2, Lomma och Kävlings). Två anläggningar har brunnar som är borrade ner i granit- eller gnejsberggrund.

Systemen är huvudsakligen spridda över södra Sverige, de flesta i Skåne. Se figur 5.1.

Inom projektet har även en kommunal vattentäkt i Kristinehamn studerats. Anläggningen har haft allvarliga problem på grund av igensättningar

orsakade bl a av kraftig tillväxt av järnbakterien *Crenothrix*. Se även kapitel 7.

I Yngsjö i Skåne har en brunn rensats och klorerats för att undersöka hur klor påverkar järnbakterier på lång sikt. Detta försök beskrivs i kapitel 7 "Åtgärder".

Uppföljningen har huvudsakligen bestått av besök vid anläggningarna ett par gånger per år samt kontakter med ägare och projektörer per telefon. Vid besöken har vattenprover och om möjligt utfällningsprover tagits, systemens utformning har studerats och viss geologisk kartering har genomförts.

I några system har även utförts utfällningsförsök på plattor, se även bilaga 3.



Figur 5.1. De studerade anläggningarnas läge i Sverige. • = uppföljningsanläggningar x = övriga anläggningar.

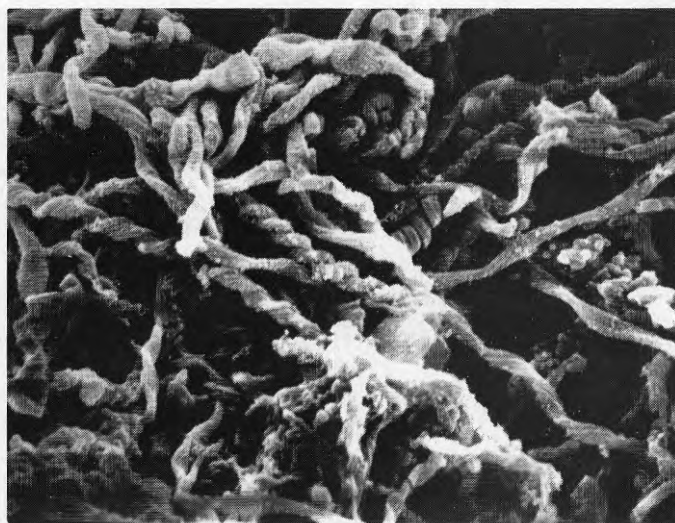
5.2 Resultat av uppföljningsarbetet

Inom projektet har det väsentligaste varit att studera problem orsakade av vattenkvaliteten, främst järnhalten, hos det grundvatten som använts i värmepumparna. Det största problemet har varit igensättning av pumpar och ledningar på grund av järnutfällningar. Utfällningarna har bestått

av en brun, "fluffig" substans. Utseende och sammansättning av utfällningarna har varit i stort sett lika i alla värmepumpsanläggningar med problem. Samtliga studerade utfällningar har innehållit bakterier, i första hand järnbakterien *Gallionella ferruginea*. Analysresultat från tre olika utfällningar redovisas i tabell 5.1. Figur 5.2 visar en typisk utfällning från en av uppföljningsanläggningarna.

Tabell 5.1. Resultat av analyser av järnutfällningar i % torrsubstans från tre värmepumpssystem.

	Prov: Mölnlycke	Örebro	Bommersvik
Analys:			
MnO	2.2	0.1	0.0
Fe ₂ O ₃	58.1	62.3	55.7
FeO	-	3.4	5.6
SiO ₂	14.2	5.7	6.6
Al ₂ O ₃	.7	-	4.5
CaO	-	1.8	-
Summa oor-			
ganiskt mtrl	75.2	73.3	72.4
Organiskt	-	-	25.3
material			



Figur 5.2. Järnbakterier från en brunn i Falkenberg. Fotot är taget i elektronmikroskop, 3000x.

Omfattningen av problemen i de femton uppföljningsobjekten kan indelas enligt tabell 5.2. Anledningen till problemen är angivet i kolumn "orsaker".

Tabell 5.2. Problemens omfattning i de femton uppföljningsanläggningarna.

Problem	Antal	Orsaker
Mycket omfattande Nytt system har installerats	4	Höga järnhalter, järnbakterier Inläckage av luft.
Omfattande Rensas regelbundet från utfällningar	3	Järnbakterier, höga järnhalter
Problem i början speciellt med infiltrationen	3	Felaktiga installationer eller felaktigt dimensionerade infiltrationsbrunnar
Korrosion	1	Korrosivt vatten
Inga problem	4	(En anläggning har byggts om på grund av termisk "kortslutning" mel- lan uttags- och infiltrationsbrunnarna)

Av de övriga ca 20 studerade anläggningarna har 14 igensättningsproblem som konstaterats bero på järnbakterier och inläckage av luft bl a i uttagsbrunnarna.

Orsakerna till problemen med igensättning kan grovt indelas i tre grupper:

- 1) vattenbeskaffenhet
- 2) mikroorganismer
- 3) systemutformning och drift

Dessa tre faktorer samverkar dock i de flesta fall.

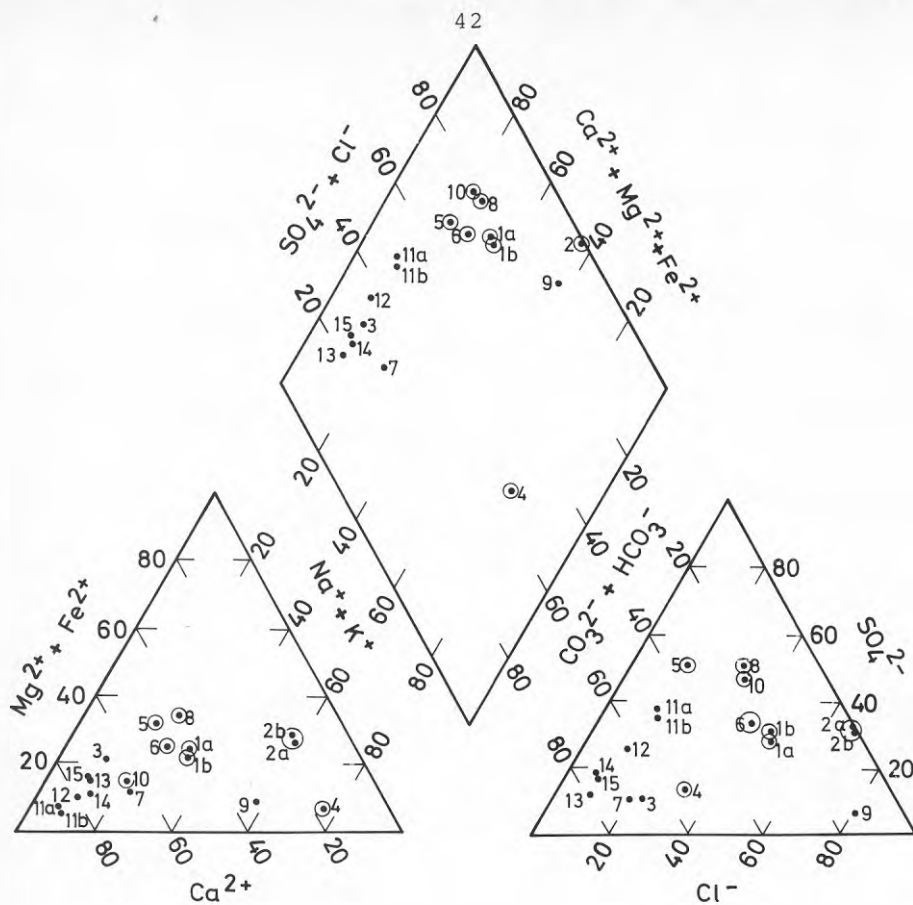
5.3 Vattenbeskaffenhetens betydelse för igensättning

Vattenkvaliteten är självklart av mycket stor betydelse när det gäller igensättningsproblem. Höga järnhalter ger förutsättningar för kemisk och biologisk utfällning av järn. Vattnets redoxpotential och pH har avgörande betydelse för lösligheten av järn i vatten och stabiliteten hos mineral i akviferen och material i systemet.

Inom projektets ram har ett flertal vattenanalyser utförts för varje uppföljningsanläggning. Resultaten av analyserna presenteras dels i detta kapitel och dels i bilaga 2.

De vanligaste jonerna i varje undesökt grundvatten har lagts in i ett sk Piper-diagram, figur 5.3, som är en kombination av två triangeldiagram, ett för katjoner och ett för anjoner, Piper (1944). Genom att resultaten från analyser av olika grundvatten redovisas i samma diagram kan innehållet av lösta ämnen jämföras. I figuren har anläggningar med återkommande järnutfällningsproblem markerats med en dubbel ring. Noteras kan att vatten från samma typ av akvifer i de flesta fall påträffas i samma område i figuren.

Anläggning nummer 9 påverkas av saltvatten från havet.



Huvudsaklig jord- Typ av brunn
el. bergart

1)	Falkenberg 1	sand	well-point
2a)	Falkenberg 2 uttag	sand	grävd
2b)	Falkenberg 2 infiltration	sand	grävd
3)	Malmö	kalksten	borrad
4)	Mölnlycke	gnejs	"
5)	Örebro	förskiffrad gnejs	"
6)	Helsingborg 1	sandsten, skiffer	"
7)	Helsingborg 2	"	"
8)	Helsingborg 3	"	"
9)	Helsingborg 4	"	"
10)	Lomma	sand	"
11a)	Kävlinge uttag	grus och sand	grävd
11b)	Kävlinge infiltration	"	grävd
12)	Ystad 1	kalksten	borrad
13)	Ystad 2	"	"
14)	Ystad 3	"	"
15)	Ystad 4	"	"

Figur 5.3. Piperdiagram med uppföljningsanläggningarna inlagda. Jonerna anges i procent milliekvivalenter. Dubbel ring anger anläggningar med återkommande igensättningsproblem.

för att kunna använda de stabilitetsdiagram och löslighetsdiagram som finns för järn är det nödvändigt att ha korrekta pH-mätningar utförda i fält. pH-mätningar utförda i laboratorium ger vanligen ett för högt värde, speciellt om vattnet innehåller mycket löst koldioxid som kan avges från vattnet under transport till laboratoriet. I tabell 5.3 redovisas pH-mätningar från fält respektive lab från uppföljningsanläggningarna vid ett provtagningstillfälle.

Tabell 5.3. Jämförelse mellan pH-mätningar i fält och i lab.

Anläggning	pH i fält	pH i lab
Falkenberg 2	6.1	6.0
Mölnlycke	6.4	7.4
Helsingborg 2	6.2	6.9
Helsingborg 4	6.0	7.2
Lomma	6.0	6.4
Kävlinge 1	6.0	7.1
Kävlinge 2	6.3	7.3
Ystad 1	6.3	6.9
Ystad 2	6.4	7.2
Ystad 3	6.4	7.2

Värden på redoxpotentialen finns från 10 av de femton uppföljningsanläggningarna men inte från de med störst problem. Redoxmätningar utfördes av praktiska skäl inte i början av projektet och dessa anläggningar var redan ombyggda när de övriga mätningarna genomfördes.

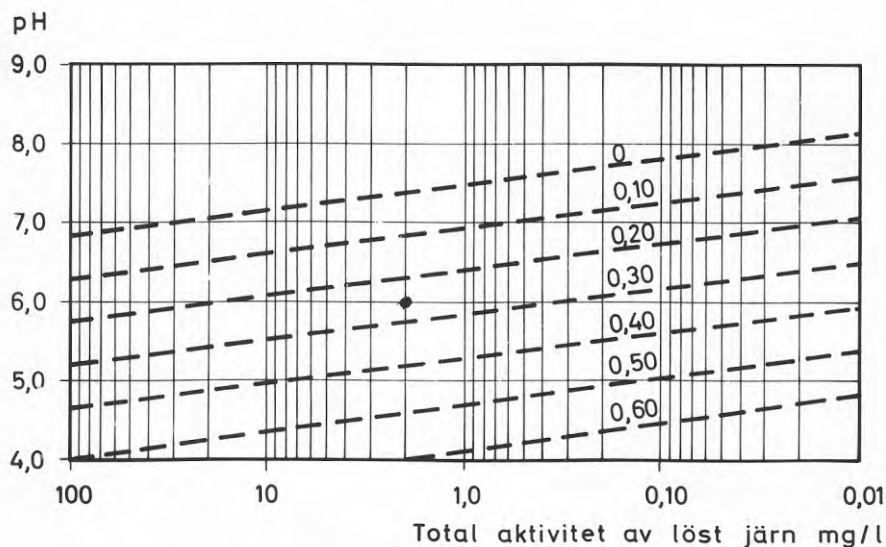
I vatten där järnföreningar styr redoxjämvikten kan redoxpotentialen bestämmas om vattnets järnhalt och pH in situ är kända, Hem (1961). I figur 5.4 redovisas ett diagram som kan användas för att bestämma redoxpotentialen på detta sätt. I figurtexten visas med ett exempel hur figuren kan användas.

Hög halt av vätekarbonat kan medföra utfällning av järnkarbonat oberoende av redoxpotential.

I tabell 5.4 redovisas redoxvärden från uppföljningsanläggningarna uppmätta i fält samt motsvarande redoxvärden ur figur 5.4. Flera av

resultaten visar en mycket god överensstämmelse. I de anläggningar med redoxvärden lägre än de teoretiska enligt Hem, luktar det starkt av svavelväte. Detta tyder på att redoxjämvikterna inte enbart styrs av järnföreningar utan även av svavelföreningar och därmed gäller inte figur 5.4.

Svavelväte finns i vatten med negativ redoxpotential. Så låga värden har inte uppmätts men det beror dels på att elektroden inte registrerar riktiga värden för svavelspecier och dels på att det är en blandning av flera redoxpars potentialer som registreras. Enligt Drever (1982) finns det inga elektroder som korrekt visar elektronöverföringen mellan HS^- och SO_4^{2-} på grund av att elektronöverföringen är för långsam. Den lägre redoxpotentialen tycks i de studerade anläggningarna förhindra igensättning. Ingen av de anläggningar som har ett noterbart lägre fältvärde än det teoretiska för järnföreningar, enligt Hem, har haft återkommande problem med igensättning. En anledning till detta kan vara att järnbakterier inte kan leva vid så låga redoxpotentialer.



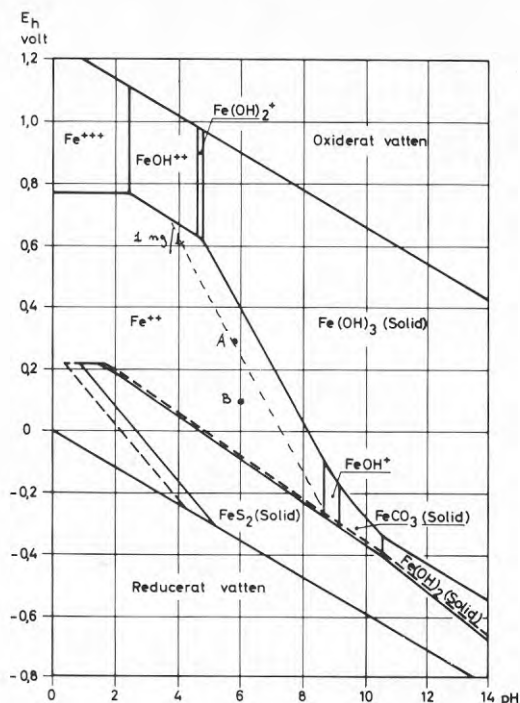
Figur 5.4. Samband mellan löst järn, pH och Eh. Värdena på de prickade linjerna är Eh-värden. Med hjälp av figuren kan värden för Eh uppskattas i järnhaltigt grundvatten. Exempel $\text{Fe} = 2.0$, pH fält = 6.0 , Eh ur figur = 0.26 volt. Efter Hem (1961).

Tabell 5.4. Jämförelse mellan Eh-värden uppmätta i fält och Eh-värden framtagna med hjälp av figur 5.4.

Anläggning	Eh, volt uppmätt i fält	Eh, volt ur figur 5.4	Kommentar
Falkenberg 2	.29	.25	Problem
Mölnlycke	.21	.21	Problem
Helsingborg 2	.16	.24	OK
Helsingborg 4	.24	.24	OK
Lomma	.23	.23	Problem
Kävlinge a	.22	.24	Probl. i början
Kävlinge b	.18	.18	Probl. i början
Ystad 1	.11	.19	OK
Ystad 2	.15	.17	OK
Ystad 4	.11	.18	OK

De i kapitel 4 presenterade diagrammen som visar järnets löslighet som funktion av Eh och pH bygger på samma teoretiska grund som den ovan redovisade metoden enligt Hem vad gäller samband mellan Eh, pH och järnhalt i ett vatten. Lösighets och stabilitetsdiagrammen ger en mer lättöverskådlig bild av vattnets stabilitet.

I figur 5.5 har lagts in analysresultat från två olika anläggningar. Järnhalt och pH är lika men redoxpotentialen är olika i vattnet. Ur figuren kan utläsas att vatten från anläggning (A) har överskridit lösligheten för järn(II) medan vatten från anläggning (B) ligger i området där lösligheten för järn(II) är hög. Anläggning A har stora utfällningsproblem medan anläggning B har fungerat bra i flera år utan problem.



Figur 5.5. Stabilitetsdiagram för järn. Värderna från två olika anläggningar är inlagda i diagrammet.

I ett stabilitetsdiagram får gränslinjen mellan löst Fe^{2+} och utfällt $\text{Fe}(\text{OH})_3$ olika läge beroende på vattnets järnhalt. Ekvationen för gränslinjen i figur 5.5 är:

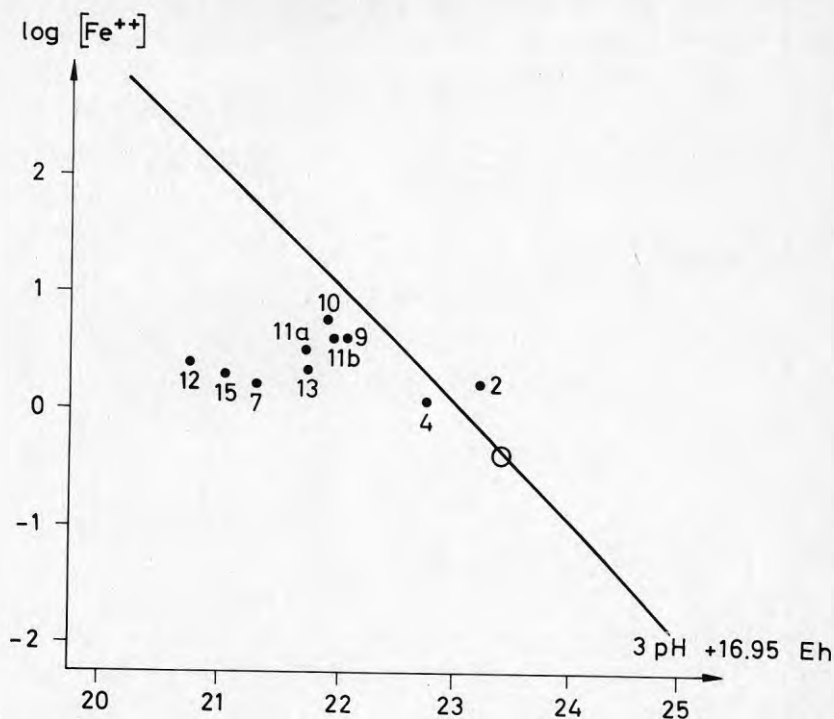
$$\text{Eh} = 1.359 - 0.059 \log(\text{Fe}^{2+}) - 0.177 \text{ pH}$$

Skrivs ekvationen om som $\log \text{Fe}^{2+}$ som funktion av Eh och pH erhålles följande samband:

$$\log \text{Fe}^{2+} = 23.03 - (3 \text{ pH} + 16.95 \text{ Eh})$$

Sambandet anges med en rät linje i figur 5.6.

I fält har Eh, pH och järnhalt uppmätts för uppföljningsanläggningarna. Dessa värden är inlagda i figur 5.6. Det vertikala avståndet till linjen visar hur mycket ytterligare järn vattnet kan lösa. Ligger värdena för anläggningen över linjen är lösligheten överskriden och troligen finns järnutfällningar i vattnet.



Figur 5.6. Löslighet för Fe^{2+} som funktion av Eh och pH. Värderna från uppföljningsanläggningarna är inlagda i figuren.

Punkt 2 visar ett vatten där lösligheten är överskriden. I den anläggningen fanns stora mängder utfällt järn i brunnen när vattenprovet togs. Punkterna 7, 12 och 15 representerar vatten som kan lösa ytterligare mycket järn. Riskerna för utfällning är därmed liten i de anläggningarna och inga problem har heller konstaterats där.

Om redoxpotentialen eller pH ändras i vattnet medför det att lösligheten för järn ändras (innebär en förskjutning utefter kurvan). Om t ex redoxpotentialen för anläggning 15 höjs från 0.11 till 0.25 hamnar det teoretiska värdet för järnets löslighet där den stora ringen visar, långt ner i figuren. Detta innebär att lösligheten för järn överskrids eftersom den uppmätta järnhalten då blir högre än den teoretiskt möjliga, och järnet faller ut.

När vatten pumpas mellan en uttagsbrunn och en infiltrationsbrunn är det mycket troligt att redoxpotentialen ändras något och därmed ändrar löslichetsförhållandena för järn. Som exempel kan nämnas en anläggning i Skåne där vattnet i uttagsbrunnen hade pH = 7 och Eh = 0.1 mV. Antag att

Eh höjs till 0.15 mV vid passagen genom värmepumpsystemet. Då minskar lösligheten för järn ca sju gånger. Järnhalten i uttagsbrunnen var 4 mg/l. Redoxförändringen innebär att teoretiskt skulle nästan 3.5 mg järn/l kunna falla ut i ledningar och infiltrationsbrunn. Den uppmätta järnhalten i infiltrationsbrunnen var 2 mg/l och inte 0.5 som skulle kunna förväntas. Detta beror antagligen dels på att pH var något lägre i infiltrationsbrunnen och därmed var lösligheten högre för Fe(II) dels på att uppehållstiden var för kort för att allt järn skulle hinna falla ut samt dels på analysmetoden för järn som visar både Fe^{2+} och Fe^{3+} .

Infiltrationsbrunnen var vid undersökningstillfället helt igensatt av järnutfällningar.

5.4 Mikroorganismers betydelse för järnutfällning

I samtliga undersökta utfällningar har stora mängder mikroorganismer påträffats. Huvudsakligen är det järnbakterien Gallionella som finns i utfällningarna men även Crenothrix och Leptothrix har påträffats. Järnbakteriernas betydelse för järnutfällningar i systemen är odiskutabelt mycket stor genom den katalyserande verkan de har. Mikroskopiering av färsk utfällningar visar att utfällningsmassorna i stort sett bara består av bakterier och utfällt järn. Se även kapitel 4 "Järnbakterier".

5.5 Systemutformningens betydelse för igensättning

De anläggningar som har haft allvarligast problem med järnutfällningar har också haft allvarliga konstruktionsfel sett ur vattenkemisk synvinkel. Fe^{2+} löst i grundvatten faller obevekligen ut som järnhydroxid om luft blandas in i vattnet.

Det kan konstateras att de omfattande problemen i de tre uppföljningsanläggningar, se anläggningarna 5,6 och 8 i bilaga II, som byggts om berodde på felaktig konstruktion. Luft läckte in någonstans i systemet. I ett fall i en infiltrationsbrunn, i ett annat genom en ventil och i det tredje via en avloppsledning till spillvattennätet. Järnhalterna i dessa systemen var mycket höga, mellan 2.5 och 22 mg Fe/l.

I anläggningarna som hade problem med järnutfällningar i början av

drifstiden berodde detta t ex på fel infiltrationsteknik dvs vattnet släpptes ovanför vattenytan i infiltrationsbrunnen.

I en anläggning var problemen stora i början av driften, men efter installation av järnfilter i brunnen försvann problemen för en tid men återkom senare. Denna anläggning tar vatten från ytliga grävda brunnar där en stor vattenyta gör det svårt att förhindra kontakt med luften. Järnbakterier frodas och mycket järn faller ut. Järnfiltret har då mycket liten effekt.

I kapitel 7 "Åtgärder" diskuteras hur systemen skall utformas för att minska risken för utfällningar.

6. LABORATORIEUNDERSÖKNINGAR

Järn(II) löst i grundvatten oxideras i närvaro av syre till Fe(III) som hydrolyseras och bildar svårslöslig järn(III)-hydroxid. Detta har diskuterats i rapporten på ett flertal ställen. Järnhydroxid fäster på ytor och kan medföra igensättning. För att undersöka den icke mikrobiella vidhäftningen av järn på ytor har ett antal laboratorieförsök genomförts:

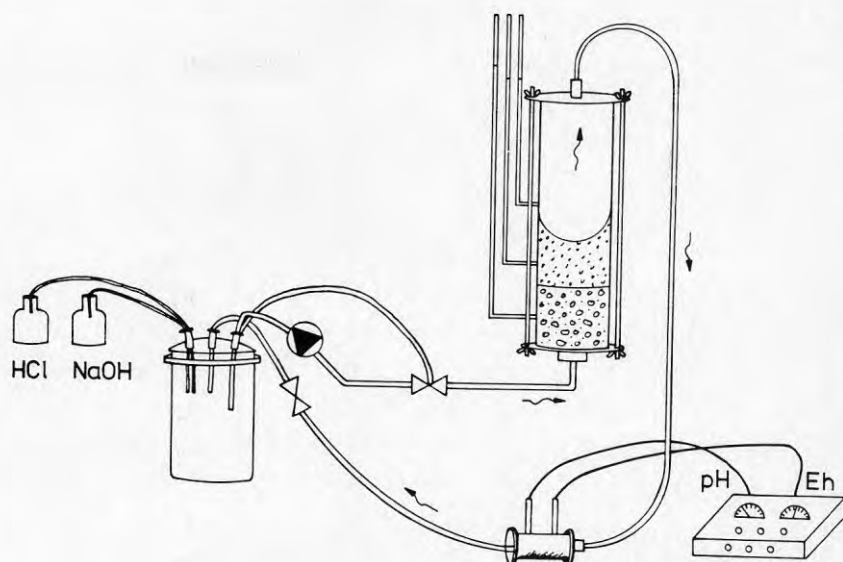
1. simulering av igensättningsförloppet i en grusfilterbrunn
2. utfällning av järn på fasta ytor
3. järnutfällning på olika material i strömmande järnrikt vatten (test av resultaten från sorptionsförsöket)

6.1. SIMULERING AV IGENSÄTTNINGSFÖRLOPPET I EN GRUSFILTERBRUNN

I denna rapport redovisas endast försöken och resultaten mycket kort. Försöken kommer att beskrivas utförligare i en kommande rapport, Lindblad-Påsse (in prep a).

En försöksserie har genomförts för att i laboratorieskala studera hur järn sätter igen en grusfilterbrunn. I dessa försök har järnrikt vatten fått strömma igenom olika grusfraktioner och plastfilter. Genom mätning av tryckförändringar över de olika materialen och analys av den mängd järn som fastnat har en uppfattning om igensättningsförloppet erhållits.

Försöksuppställningen visas i figur 6.1. I ett blandningskärl blandades kranvatten med ammoniumjärnsulfat till en järn(II)halt i vattnet av ca 10 mg/l. Lösningen pH-justerades till pH = 6. Vattnet pumpades därefter in i ett plexiglasrör som innehöll den "lagerföljd" som skulle testas. På röret fanns möjligheten att avläsa vattentrycket i stigarrör. Förändringar i pH och redoxvärden registrerades med elektroder. pH-justering utfördes i blandningskärlet med en doseringspump. Redoxpotentialen justerades inte utan var låg så länge Fe(II) fanns i vattnet. När allt järn oxiderats steg redoxpotentialen märkbart.



Figur 6.1 Försöksuppställning för simulering av igensättningsförloppet i en grusfilterbrunn.

Sammanlagt sex försöks genomfördes det kortaste på två dygn och det längsta under drygt tre veckor.

Resultaten av försöken visade att järnet huvudsakligen fastnade på det finkornigaste grusmaterialet i varje försök. Där erhöles också den största tryckhöjningen, vilket därmed motsvarar den största permeabilitetsminskningen. I plastfiltret erhöles mycket lite utfällning. Generellt kan sägas att järn fastnade proportionellt mot ytan av grusmaterialet och därför skedde den största igensättningen i det finkorniga grusfiltret.

På grund av bl a fel lagningsmetodik är inte alla försöken helt reproducerbara.

Resultaten av försöken antyder att en stor del av järnutfällningarna i en brunn fastnar i grusmaterialet utanför filtterröret. Det är därför mycket viktigt att denna del behandlas omsorgsfullt vid rensning.

6.2 UTFÄLLNING AV JÄRN PÅ FASTA YTOR

Järnets förmåga att adsorberas till olika material har undersökts i en provserie. Även detta redovisas mycket kortfattat i denna rapport bl a därför att arbetet eventuellt skall fortsätta, se Lindblad-Påsse (in prep b).

De material som testades finfördelades och placerades i en vattenlösning. Fe⁵⁹ användes som spårämne och aktiviteten i vattenfasen mättes efter olika tidsperioder. Denna aktivitet är ett mått på hur mycket av järnet som fastnat på ytan av de undersökta materialen och hur mycket som fanns kvar i vattenlösningen. Försöken visar att det är stor skillnad mellan olika material i förmåga att adsorbera järn. Figur 6.2 visar vilka material som undersökts och resultaten av försöken.

$K_d(t)$, i figur 6.2, är en fördelningskoefficient som kan tecknas:

$$K_d(t) = (C_0 - C_t) V / (C_t m)$$

där C_0 = initial aktivitet

C_t = aktivitet vid tiden t

V = vattenvolym

m = sorbentmassa (fast fas)

6.3 UTFÄLLNING AV JÄRN PÅ OLIKA MATERIAL I STRÖMMANDE VATTEN

För att ytterligare undersöka sorptionsförmågan för järn hos en del av de material som använts i försöken enligt 6.2, användes den tidigare beskrivna försöksupställningen för järnutfällning i filter enligt 6.1.

I denna försöksomgång packades material i plexiglasöret på samma sätt som i det först beskrivna försöket. Vatten med hög järnhalt fick sedan strömma igenom materialet i mellan tre dagar och en vecka.

Stora skillnader i sorptionsförmågan mellan de olika materialen erhöles vilket tidigare indikerats av sorptionsförsöken (6.2). Tegel adsorberade t ex 100 ggr mer järn per ytenhet än PVC-plast. Stora skillnader mellan olika plasters sorptionsförmåga noterades också. Även andra plaster än i sorptionsförsöket har testats. Dessa förhållanden kommer eventuellt att undersökas närmare.

6.4 Slutsats

Materialvalet i ett system där järnrikt vatten pumpas kan ha stor betydelse för var utfällningar fastnar. Detta är mycket lite undersökt och utnyttjat vid konstruktion av system. Möjligen kan det gå att komponera ett system så att material med stor förmåga att adsorbera utfällt järn installeras där det är lätt att rensa och material med mycket liten sorptionsförmåga där det är svårt att rensa, t ex nere i brunnar och inne i värmepumpen.

7. ÅTGÄRDER

7.1 INLEDNING

För att undvika problem orsakade av vattenkvaliten i en grundvattenvärmeanläggning är det viktigt att känna till geologiska, geohydrologiska och vattenkemiska data för området redan innan en anläggning projekteras. Dessa uppgifter ger bl a besked om risken för järn i grundvattnet och därmed risken för järnutfällningsproblem.

Om utfällningsproblem är konstaterade i en anläggning som tagits i drift finns det vissa åtgärder som kan förbättra situationen, i en del fall kan kanske problemen avlägsnas helt. Exempel på åtgärder är:

- a) kemisk rensning med olika syror
- b) klorering - chockklorering, underhållsklorering
- c) kontroll av systemet - tätning av brunnar
översyn av ventiler m m

I detta kapitel skall förebyggande och restaurerande åtgärder diskuteras samt exempel presenteras på genomförda rensningsprojekt.

7.2 PROJEKTERING

7.2.1 Förebyggande undersökningar

Likaväl som hydrogeologiska undersökningar genomförs för att utreda hur mycket vatten som kan tas ur en brunn, bör vattenkemiska undersökningar genomföras för att bedöma risken för igensättningsproblem och korrosion i brunnar och värmepumpsystem.

A) Brunnar finns inte i området. Ny brunn skall borras.

Om det inte finns brunnar eller liknande anläggningar i området bör undersökningarna inledas med kartstudier. Lämpligt material är SGU:s jord- och bergartskartor samt hydrogeologiska kartor i förekommande

fall. Från detta material erhålls jordarter, bergarter, topografi mm som ger underlag för bedömning av risken för järn- och mangan i grundvatt-net. Kartstudierna kompletteras lämpligen med fältundersökningar. Vik-tigt att notera är förekomsten av järnrika mineral, organiska sediment eller höga grundvattennivåer i området. De sistnämnda faktorerna kan ge reducerande miljö och därmed risk för höga halter tvåvärt järn i vatt-net. Se även kapitel 3.

B) Brunnar finns i området eller en befintlig brunn skall utnyttjas.

Om en öppen grundvattenvärmeanläggning skall byggas i ett område där det finns andra brunnar och värmepumpssystem är det lämpligt att börja med att kontrollera dessa. Är det vanligt med problem orsakade av vattenkva-liten är det viktigt att tänka igenom alternativa system eller bygga ett helt tätt system med möjligheter att enkelt sätta in rensningsåtgärder vid problem.

En mycket enkel test för att se om vattnet kan ge järnutfällningar är att fylla en flaska med vatten upp till kanten, sätta på ett lock och låta flaskan stå ett eller ett par dygn. Har det då bildats en brun fällning på botten av flaskan har vattnet möjlighet att fälla ut järn. I mikroskop är det sedan enkelt att konstatera om den vanliga järnbakte-rien Gallionella finns i utfällningen. Den har ett mycket karakteris-tiskt utseende, som en spiralvriden tråd, se figur 4.1, och är därför lätt att känna igen.

Om värmepumpsystemet skall installeras i anslutning till en befintlig brunn tas vattenprover för analyser och mikrobiologisk bedömning enligt tidigare. Även tidigare utförda undersökningar används Om järnhalten är hög och/eller järnbakterier konstateras bör brunnen chockkloreras innan anläggningen tas i drift.

C) Vattenprovtagning, stora system

Vid projektering av mycket stora anläggningar är det lämpligt att driva perforerade sonderingsrör, innan brunnarna byggs. Vattenprover kan då tas på olika nivåer i akviferen för att bestämma vattenkvaliten. Detta kan göras antingen genom provtagning på olika nivåer under borrningen

eller genom avskärmning med manschett när hålet är klart. Den sistnämnda metoden är mest praktisk och tillförlitlig eftersom borrningen då inte behöver avbrytas. Ett sådant provtagningsförfarande medför ökade projekteringskostnader men det kan förhindra att brunnen byggs så att vatten med olämplig kvalitet används. Istället kan stora kostnader för vattenbehandling, ombyggnad eller rensning av igensatta system undvikas.

7.2.2 Gränsvärden

Alla grundvatten som har järnhalter över något tiondels milligram kan orsaka problem med järnutfällningar. Ford (1980) menar att järnhalten måste vara lägre än 0.09 mg/l för att mikrobiell järnutfällning helt skall undvikas. Strikta gränsvärden för järn är ointressanta eftersom vattenuttaget ur akviferen kan medföra förändringar av vattenkvaliten. Mikroorganismer kan orsaka problem under mycket varierande förhållanden och ett gränsvärde för järnhalten kan ge en falsk föreställning om säkerhet. Ett gränsvärde som dock måste tillämpas är att syrehalten i vattnet skall vara noll. Då elimineras möjligheterna för kemisk järnutfällning och omöjliggörs för järnbakterier att leva.

7.2.3 Utformning av systemet då risk för järnutfällningar finns

A) Förebyggande åtgärder

För att eliminera risken för järnbakterier i brunnen bör alltid en chockklorering utföras i hela systemet innan anläggningen startas. Se vidare 7.3.

Kontinuerlig drift kan hindra att utfällningar fäster på ytor i systemet. Characklis (1973) menar att stor flödes hastighet, > 0.3 m/s, förhindrar uppkomst av slamhud bildad av bakterier. I värmepumpsanläggningar är flödes hastigheten vanligen högre än 0.3 m/s. Om vatten pumpas hela tiden försvåras alltså uppkomsten av utfällningar på ytor. Kontinuerlig drift är dock bara möjlig i stora system.

B) Kopplingar, ventiler

Om grundvattenkvaliten ger förutsättningar för järnutfällningar i anläggningen måste alla kopplingar, ventiler och andra anslutningar utformas helt täta. När värmepumpen slår ifrån får inte vattenpelaren i slangarna tappas tillbaka i uttagsbrunnen. Fungerande backventiler är nödvändiga både i uttagsbrunnen och infiltrationsbrunnen.

C) Uttagsbrunnar

I brunnarna är det svårt att förhindra syreinblandning. Vattenytan i och runt uttagsbrunnen fluktuerar och medför att det finns en zon i akviferen som periodvis luftas när vattenytan sjunker. När vattnet stiger igen eller vatten rinner nedåt utefter brunnsväggen, blandas luft in. Det syre som kommer in i vattnet förbrukas omedelbart vid oxidation av Fe^{2+} till Fe^{3+} . Fe^{3+} hydrolyseras till svårslöslig hydroxid som faller nedåt i brunnen och orsaker igensättning i pumpen. Problem av den här typen har försvunnit i en del anläggningar när paraffinolja hållits på vattenytan i brunnen. Syrediffusionen genom vattenytan har på så sätt hindrats. Metoden har inte studerats inom projektet utan har bara refererats muntligt från Ahlsell VVS.

Vanligen tätas brunnarna med hårt åtskruvade lock som skall utesluta luftinträning. Dessa fungerar dock inte tillräckligt effektivt. Problemet med järnutfällningar har konstaterats i flera anläggningar med denna typ av tätning.

D) Infiltrationsbrunnar

Finns det tvåvärt järn löst i vattnet faller detta ut som svårslösliga hydroxider om syre tillförs.

Vatten som skall infiltreras till akviferen måste släppas långt under vattenytan i infiltrationsbrunnen så att syre inte blandas in. Om grundvattenytan står djupt i brunnen och ingen backventil finns kan vattenpelaren tappas och undertryck uppstå i slangen. Detta kan medför att luft tränger in. Det kan vara svårt att hitta lämpliga backventiler för infiltrationsbrunnar på grund av att ventilerna vanligen ger turbulent flöde vilket inte är önskvärt.

E) Provtagning under drift

För att möjliggöra en enkel och tillförlitlig vattenprovtagning måste en kran eller ventil installeras på ledningssystemet.

På samma sätt är det till stor hjälp att installera ett rör eller liknande som går att ta loss med ett enkelt handgrepp. Då kan utfällningar upptäckas tidigt, innan de orsakar driftsproblem. Prov på utfällningen är lätta att ta ut och lämpliga åtgärder kan testas genom behandling med olika kemikalier.

7.2.4 Blandning av vatten med olika kvalité i brunnarna

I filterbrunnar i jordakviferer eller i bergbrunnar som går genom flera olika bergarter kan vatten med olika sammansättning blandas i brunnen och orsakar järnutfällningar på grund av att de etablerade kemiska jämviktsförhållandena störs. Utfällningarna fastnar i pumpen i brunnen och där märks problemen först.

Vatten i infiltrationsbrunnar kan ha en annan sammansättning än det som pumpas ner från uttagsbrunnen. Detta kan bero på att vattenkvalitén förändras något under pumpningen genom systemet eller att uttagsbrunnen och infiltrationsbrunnen är olika djupa. Det sistnämnda är mycket vanligt av infiltrationstekniska skäl. Av denna anledning är det viktigt att vattenkvalité både i uttagsbrunn och infiltrationsbrunn kontrolleras. Om möjligt tas vattenprover från olika nivåer i brunnarna. Vanligen är det vattentillgången som avgör på vilka nivåer filterrör sätts eller till vilken nivå en bergbrunn borras. I sammanhang med risk för utfällningar borde vattenkvalitén vara lika viktig.

7.3 UTFÄLLNINGSPROBLEM I BEFINTLIGA ANLÄGGNINGAR

När igensättningsproblem uppstår i färdigbyggda system får man hoppas att det finns möjligheter att ta ut vattenprover och prov på utfällningarna. I många fall är systemen byggda så att det inte går att få ett vattenprov utan att ha en VVS-installatör till hjälp! Att få ut ett representativt utfällningsprov är ännu svårare.

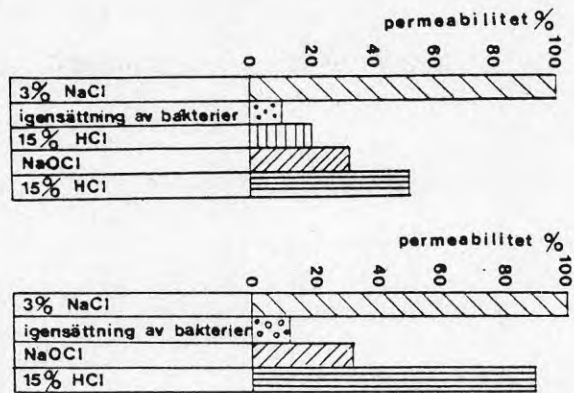
Om det finns gamla vattenanalyser används de som jämförelsematerial för att konstatera eventuella förändringar av vattenkvalitén. Vattenanalyserna ger besked om vilka ämnen det är som troligen orsakar utfällningen; järn, mangan eller kalcium.

7.3.1 Kemikalier för kemisk rensning

För att lösa upp järnutfällningar behövs vanligen starka syror. Det finns många olika att välja på och en avvägning får göras mellan ekonomi, effektivitet och eventuella negativa effekter. Saltsyra, HCl, är mycket korrosiv jämfört med oxalsyra men oxalsyra är betydligt dyrare. De vanligaste syror som används för rensning är saltsyra, oxalsyra, sulfaminsyra, ättiksyra, fosforsyra och betsyra (innehåller HCl eller H_2SO_4). Svavelsyra är inte lämplig för den kan bilda gips om kalcium finns tillgängligt. Effekten av saltsyra kan bli dålig vid mycket låga pH. Tillsats av stabilisatorer (citronsyra, ättiksyra eller "Rochelle salt") kan förbättra effekten. En annan fara med saltsyra är att den kan medföra silikatsvällning som i sin tur medför nya igensättningsproblem. Saltsyra får inte komma i kontakt med galvaniserat material eftersom zinken förstörs och knallgas kan bildas. Tillsats av korrosionsinhibitorer t ex tekniskt gelatin kan skydda järn- och metalldelar mot syraangrepp, (Anonym).

Crowe (1968) har undersökt vilka kemikalier som är effektivast mot järnutfällningar. Undersökningarna visade att utfällningar som består av bakterier och utfällt järn löses bäst om utfällningen först behandlas med ett oxidationsmedel och därefter med syra, se figur 7.1. Det oxidationsmedel som enligt Crowe är mest effektivt är natriumhypoklorit men det är samtidigt mycket korrosivt och det är därför lämpligt att tillsätta korrosionsinhibitorer om korrosionskänsliga material finns i de system som skall rensas. Gäss (1977) föreslår även kaliumpermanganat som oxidationsmedel.

Inom projektet har testats att lösa upp olika utfällningar med kemikalier. Resultaten varierade beroende på utfällningens sammansättning. Generellt kan sägas att slutsatserna enligt Crowe stämde, d v s att organiskt material löses bäst av ett oxidationsmedel. Tabell 7.1 visar resultat från ett av försöken.



Figur 7.1. Rensning av sandsten igensatt med en bakteriell järnutfällning. Figuren visar skillnaden i permeabilitetsökning mellan rensning med a) oxidationsmedel (NaOCl) och syra HCl och b) enbart oxidationsmedel. Oxidationsmedlet löser upp den organiska delen av utfällningen och syran den oorganiska. Efter Crowe (1968).

De rensningskemikalier som är tänkbara bör testas på utfällningen i laboratorium och med utgångspunkt från det bestäms typ av kemikalie, koncentration och verkningstid. I vissa fall kan t ex det oxiderande steget utelämnas och enbart syrabehandling ge ett tillfredsställande resultat.

7.3.2 Klorering

Om bakterier, tex Gallionella, är konstaterade måste anläggningen vid rensningstillfället även chockkloreras för att hindra att problemet återkommer efter en kort tid igen.

En återkommande klorering tycks förhindra tillväxt av järnbakterier, se nedan beskrivna försök i Yngsjö samt resultat enligt Ford (1980). Ford menar att igensättning orsakad av järnutfällningar kan kontrolleras genom klorering om:

pH < 6.5 och järnhalten < 3.5

pH > 6.5 och järnhalten < 1.5

Tabell 7.1. Resultat av försök att lösa upp järnutfällningar från en värmepumpsanläggning. Utfällningen innehöll ca 25 % organiskt material. Iakttagelser markerade med "M" är gjorda med hjälp av mikroskop. Slutresultaten är rangordnade från 1 till 6, med 1 som bäst.

Kemikalie	Prov nr	Utseende efter 2 h	Utseende efter 20 h	Tillsats efter 22 h	Resultat efter sammanlagt 25 h 3 h med ny lösn.	Slutavlösning efter ca 5 dygn	Slutlig rangordn.
NaOCl 1000 mg/l	1	Roströd, grumlig lösning. Ingen bottensats. M: Inga trådstrukt. små klumpar	Skiktad lösning, utseende som tidigare M: Mindre klumpar	HCl 10 %	Ljusbun lösning enstaka porösa klumpar. M: Enstaka små trådlika klumpar och "flak"	Ljusbun, klar lösning. Liten porös bottensats	2
NaOCl 1000 mg/l	2	-	-	Oxalsyra 5 %	Ljusbun lösning enstaka bruna flockar M: Enstaka ofärgade trådar och "flak"	Ljus gröngul, klar lösning. Liten porös bottensats.	2
NaOCl 100 mg/l	3	Som 1) något kompaktare klumpar.	Som 1) men med mer klumpar i lösningen.	HCl 10 %	Ljusbrun lösning med mörka klumpar M: Enstaka bruna "flak"	Brungul, klar lösning. Mer bottensats än 1) och 2).	3
NaOCl 100 mg/l	4	-	-	HCl 5 %	Ljusbun lösning med många mörka klumpar. M: Kompakta mörkbruna "flak".	Som 3) men med större och mörkare bottensats.	4
HCl 10 %	5	Ljusbun, klar lösning. Mörkbrun bottensats. M: "Flakstrukt." som bikakor.	Gulbrun klar lösning. Mörkbrun bottensats. M: Färglösa "flak"	NaOH 2.5 M	Rostbrun, homogen lösning. M: Ljusbun "flak".	Klar lösning. Stor brunröd, finfördelad bottensats.	6
HCl 10%	6	-	-	-	-	Brungul, klar lösning. Liten bottensats, som 3).	4
HCl 5 %	7	Ljusbun, klar lösning. Mörkbrun bottensats. M: Bruna klumpar med trådstrukt.	Som 5) men med fler klumpar.	-	-	Mörkt brungul, klar lösning. Mycket bottensats. "Ludd + flak".	5
HCl 5 %	8	-	-	-	-	Som 7)	5
NaOH 2.5 M	9	Mörkbrun, grumlig lösning. Ingen bottensats. M: Små klumpar.	Ljusbrun lösn. Mörkbrun tjock bottensats. M: Finfördelad, mörkbruna korn.	Oxalsyra 5 %	Ljusbun lösning med mörkbruna klumpar. M: Små kompakta mörkbruna klumpar.	Gröngul, klar lösning. Mycket liten bottensats.	1
NaOH 0.5 M	10	Som 9)	Som 9) men med större korn i bottensats.	-	-	Brungul, klar lösning. Stor, brunröd, "lerig" bottensats.	6
Oxalsyra 5 %	11	Ljusbun, klar lösning. Mörkbrun bottensats. M: Färglösa "flak" + stora mörkbruna klumpar med trådstrukt. kvar.	Gul lösning. Liten bottensats. M: Färglösa flak och små korn.	-	-	Gröngul, klar lösning. Liten porös bottensats mer än 1) o. 2)	3
Oxalsyra 5 %	12	-	-	-	-	Som 11)	3

Ford (1979) har utarbetat anvisningar för klorering av bevattningsanläggningar med utfällningsproblem. Eftersom även behandling av brunnar är beskrivet är anvisningarna användbara även i värmepumpssammanhang.

Om utfällningsproblem befaras bör en viss kostnad för rensning och skötsel vara med i driftkostnadskalkylen för systemet.

Amerikanska undersökningar visar att problemen med järnbakterier i brunnar och akviferer tycks öka snabbt (Smith & Tuovinen, 1985). Det anses tänkbart att brunnsborrharna sprider järnbakterier med borrhutrustningen. Rengöring av borrhutrustning borde alltså också vara av stor vikt för hindra en spridning av problemen. Om järnbakterierna sprids till akviferer, och brunnen vid borrhutrustningstillfället bör en chockklorering av systemet avlägsna bakterierna, eventuellt för gott.

Klorpreparat bör alltid användas med stor försiktighet. Överdoserings bör undvikas. Klor kan bilda flera mycket giftiga ämnen med bl a organiskt material, t ex klorfenoler.

7.4 ÅTGÄRDSTESTER I FULL SKALA

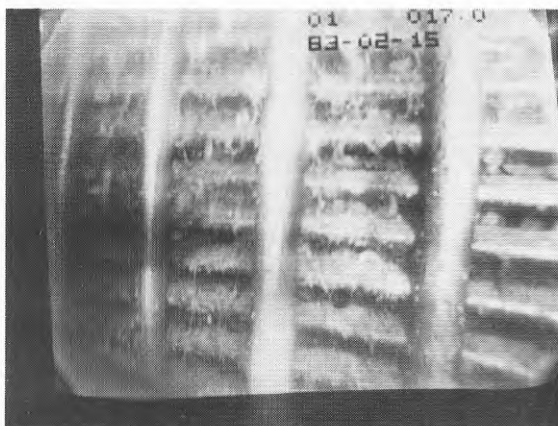
7.4.1 Kristinehamn. Rensning av brunn igensatt med bakteriella järnutfällningar.

Kristinehamns kommun baserar en del av sin vattenförsörjning på grundvatten som tas ur brunnar belägna i en rullstensås. Åsen sticker upp som en ö, Långholmen, i sjön Bergsjön. Grundvattenbildningen sker huvudsakligen genom strand och botteninfiltration. Utvecklingen av vattenkvaliteten har beskrivits dels av Gustafson (1982) och dels av Olofsson & Eriksson (1986). Manganhalten har ökat med tiden och järnhalten har periodvis varit hög.

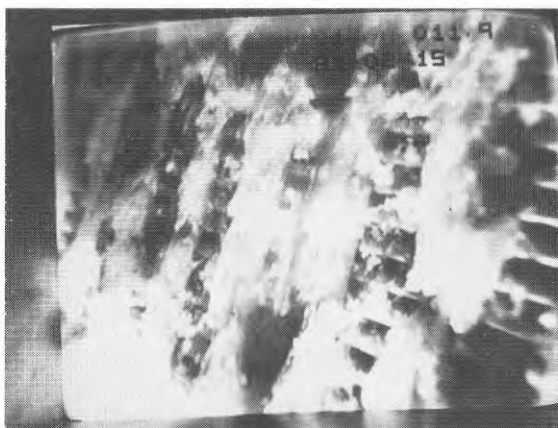
En första brunn byggdes 1972 på Långholmen och en andra 1981. Bägge brunnarna var 1983 igensatta och kapaciteten mycket reducerad.

Inom projektets ram genomfördes 1983 en provtagning av utfällningarna, test av rensningskemikalier samt utarbetades ett program för rensning av brunnarna. Vid provtagningstillfället filmades också brunnarna med TV-kamera. Då konstaterades mycket omfattande igensättningar i brunnarna på

a)



b)



c)



Figur 7.2. Järnutfällningar i filterbrunnar. Bilderna är tagna med undervattenskamera. a) och b) visar utfällningar i och utanför slitsarna i ett rostfritt filterrör, typ "Johnsson screen". c) visar utfällningar i slitsarna på ett träfilterrör, typ "OBO".

Långholmen. Stora "gardiner" av utfällt material hängde utefter brunsväggarna och filterslitsarna var till stora delar helt igensatta av utfällningsmaterial, figur 7.2. Analys av utfällningen visade att den huvudsakligen bestod av järnoxider, tabell 7.2.

Tabell 7.2. Resultat av kemisk analys av järnutfällningar från en brunn på Långholmen i Kristinehamn.

	BL1 brun utf.	BL1 svart utf.
SiO ₂	13.2	6.3
Al ₂ O ₃	5.4	3.2
Fe ₂ O ₃	33.1	45.2
MnO ₂	0.3	9.1
Organiskt material	20	-

Olika kemikalier testades på utfällningarna och resultatet blev att behandling med NaOCl (500 mg Cl/liter) följt av behandling med 10%-ig oxalsyra gav bäst resultat.

Med stöd av de resultaten utarbetades ett program för rensning av brunarna på Långholmen samt två brunnar vid vattenverket. Rensningen utfördes av en entreprenör. Behandling med kemikalier kompletterades med mekanisk rensning enligt följande;

- 1) Renspumpning med manschett
- 2) Klorering NaOCl omväxlande med att vatten pumpades ner i brunnen. Klorlösningen fick verka över en natt.
- 3) Renspumpning
- 4) Syrabehandling med oxalsyra omväxlande med vatten
- 5) Renspumpning

Resultatet av rensningen blev mycket bra den första tiden men ca två år efter rensningen sjönk brunnens kapacitet igen. En ny rensning genomfördes då.

7.4.2 Yngsjö. Rensning av igensatta brunnar.

Malmergs i Yngsjö använder grundvatten för uppvärmning av en av sina

fastigheter. I värmepumpsystemet ingår två brunnar, en uttags- och en infiltrationsbrunn.

Grundvattnet innehåller mycket järn, 2-3 mg/l och järnbakterien Gallionella har hittats i utfällningar från brunnen. Uttagsbrunnens och infiltrationsbrunnens vattenkvalite är något olika. Uttagsbrunnens vatten har högre järnhalt och lägre pH. Eftersom, med stor sannolikhet, redoxpotentialen höjts något på det vatten som pumpas ner i infiltrationsbrunnen kommer järn att falla ut när vatten från uttagsbrunnen blandas med vatten i infiltrationsbrunnen.

De nämnda faktorerna har medfört att infiltrationsbrunnen satt igen av järnutfällningar ett flertal gånger.

Inom projektet har en rensning av brunnarna genomförts samt en "långtidsklorering".

Rensning av brunnar

Vid rensningstillfället hade brunnarna varit ur drift en längre tid. Infiltrationsbrunnen var helt igensatt och tog inte emot något vatten.

Brunnarna pumpades i ca en timma innan vattenprover togs. Prover togs även på de utfällningar som i inledningsskedet pumpades ur brunnen och skrapades från pump och rör i brunnarna.

Bägge brunnarna chockklorerades. 5 liter 10-%ig natriumhypoklorit tillsattes omväxlande med vatten. En klorhalt av ca 1000 mg Cl /l erhöles på så sätt i brunnarna och 3-4 dm ut i formationen. Klorlösningen fick verka i sammanlagt 17-18 timmar. Brunnarna pumpades därefter tills vatten helt fritt från klor erhöles. Kloreringen hade ingen synbar effekt på järnutfällningarna. Klart vatten erhöles så gott som genast vid rensning.

När brunnsvattnet var fritt från klor tillsattes syra enligt följande:

Uttagsbrunn: 15 liter koncentrerad HCl omväxlande med ca 150 liter vatten. Vissa problem med "kokning" uppstod vid syratillsatserna, men dessa försvann genom försiktig tillsats av ytterligare vatten.

Infiltrationsbrunn: 40 liter syra omväxlande med 100 liter vatten.

Mängderna syra och vatten medförde att en syrakoncentration på ca 10 % erhöles i brunnarna och ca 2-3 dm ut i formationen.

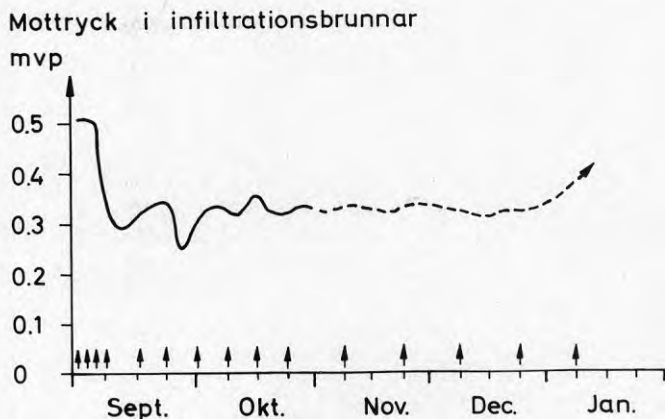
Syran fick verka i tre timmar och pumpades därefter upp i en stor container. Syrablandningen späddes kraftigt med vatten innan den släpptes i en dagvattenbrunn som mynnade i en å i närheten. (Det är lämpligt att använda kalk för neutralisering)

I uttagsbrunnen fanns antagligen inte mycket järnutfällningar. Vid renspumpningen erhöles klart vatten efter ca 5 minuter. pH steg under den tiden från ca 1 till 7 (ursprungsvärde).

Vattnet som pumpades ur infiltrationsbrunnen däremot var rödsvart i ca en timma. Därefter ljusnade det sakta under de två timmar som pumpningen pågick. pH steg under tiden från 1 till 6.5.

"Långtidsklorering"

Ca ett halvår efter rensningen genomfördes ett försök att förhindra de järnutfällningar som orsakades av bakterier. Hela systemet klorerades varje dag under första veckan och därefter en gång i veckan i ca två månader, figur 7.3.



Figur 7.3. Mottryck i infiltrationsbrunnen vid klorbehandling. Pilarna anger klortillsats.

Under resten av hösten klorerades bara var fjortonde dag. I början av januari steg mottrycket och försöket avbröts. Det hade då varit problem att kontrollera mottrycket på grund av fel på en pump. Trycket varierade mycket av den anledningen. Anläggningen fungerade dock i ett halvår mot tidigare inte alls vid försök att få igång den. Kloreringen hade en tydlig effekt.

Förutom den mikrobiologiska utfällningen bidrager antagligen rent kemisk utfällning till problemen. Den orsakas av att vattenbeskaffenheten i uttagsbrunnen och infiltrationsbrunnen är olika, som tidigare nämnts. När dessa vatten blandas faller järn ut i infiltrationsbrunnen.

Det kan vara mycket svårt att separera de två problemen och därför blir det också svårt att lösa anläggningens problem.

7.5 SLUTORD

Det är mycket svårt att utforma generella åtgärdsförslag. Många olika faktorer påverkar problemen och förhållandena vid varje anläggning; geologi, vattenkvalitet, mikrobiologi, djup och typ av brunn, tekniskt system, driftsförhållanden mm mm. Vissa ganska enkla förebyggande åtgärder bör dock kunna användas i mycket större utsträckning än vad som görs idag.

8.SLUTSATSER OCH DISKUSSION

Problemet med järnutfällningar i värmepumpsystem har konstaterats bero på tre faktorer som samverkar:

1) Vattenbeskaffenhet

2) Brister i anläggningarnas utformning eller det tekniska systemet som medför att bl a syreinnehållet förändras i vattnet när det passerar igenom systemet

3) Järnutfällande mikroorganismer

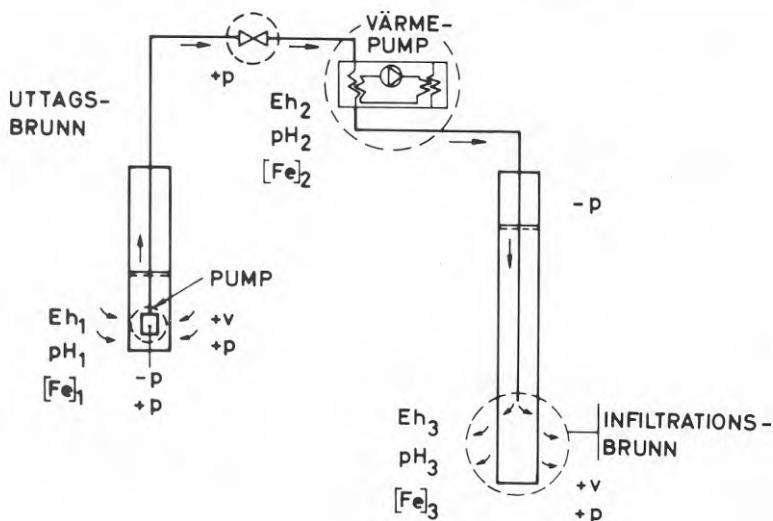
Inom projektet har huvudsakligen undersökningar gjorts av vattnets beskaffenhet, utfällningarnas sammansättning samt anläggningarnas utformning. Med hjälp av vattenprover och utfällningar har odling av bakterier genomförts. Mätningar och provtagning på flera olika punkter i samma system saknas. Sådana mätningar skulle möjliggöra kartläggning av var och när förändringarna i vattnet sker vilka medför utfällning av järn och tillväxt av järnbakterier. En mer detaljerad bild av utfällningens orsaker skulle på så sätt erhållas och med hjälp av den skulle en bedömning kunna göras av vilka åtgärder som är effektivast.

I ett idealt värmepumpsystem, sett ur perspektivet att förhindra järnutfällningar, transporteras vattnet utan att varken Eh, pH eller tryck förändras. Om så var fallet skulle inga kemiska reaktioner äga rum och järnbakterier skulle inte tillväxa (om de inte växte vid ursprungsförhållandena).

Trycket är så gott som omöjligt att hålla konstant genom hela anläggningen. I pumpen sker både trycksänkning och tryckhöjning, i brunnsfilter och sprickor sker en tryckhöjning och i infiltrationsslangen uppstår undertryck. Se figur 8.1.

Det är inte klarlagt om den korta uppehållstiden i pumpen medför några

tryckberoende kemiska reaktioner. Det har dock konstaterats att järnutfällningsproblemen vanligen börjar i pumpen i uttagsbrunnen. Detta kan dock även bero på att vatten blandas där eller att utfällningar från andra delar av brunnen sugas in i pumpen och fastnar där.



Figur 8.1. Påverkan på vattnet under passagen genom ett grundvattenvärmesystem. p = tryck. v = hastighet. Eh = redoxpotential. Fe = järnhalt.

På infiltrationssidan kan undertrycket medföra att luft tränger in och medför höjning av redoxpotentialen och därmed förändrad löslighet för järn.

De brunnar som används är vanligen olika djupa och kan därmed ha vatten av olika kvalitet. När vatten från uttagsbrunnen blandas i infiltrationsbrunnen kan utfällningar bildas på grund av blandning av vatten med olika jämviktsförhållanden. Detta är mycket lite undersökt. Provtagning när anläggningarna är i gång skulle vara mycket intressant att genomföra. Vattenprover tas då i uttagsbrunnen respektive infiltrationsbrunnen innan anläggningen startas. Sedan tas prover i infiltrationsbrunnen under drift för att konstatera eventuella effekter av vattenblandningen.

Olika material har olika benägenhet att adsorbera järnutfällningar. Även detta är mycket lite utrett. En systematisk undersökning av de material som finns i värme-pumpssystemen skulle kunna ge möjligheter att

utforma systemen så att de material undviks som har stor adsorptionsförmåga för järn. Se även kapitel 7.

Det saknas mycket kunskap om järnbakterier. Inom projektet har inte några undersökningar gjorts för att konstatera spridningen av bakterierna inom systemen men troligt är att de finns överallt.

För att helt klargöra järnbakteriernas livsbetingelser måste forskningsresurser sättas in på grundforskning kring dessa. En noggrann kartläggning av organismernas livsbetingelser bör genomföras för organism efter organism på laboratorum. Dessa resultat får sedan ligga till grund för val av lämpliga behandlingsmetoder för att undvika järnbakterier i anläggningarna.

När projektet startade var ambitionen att noggrant undersöka hela systemen, men på grund av att värmepumpsanläggningar är mycket svåråtkomliga har inte undersökningarna kunnat genomföras som planerat. Varken ledningar, infiltrationsbrunnar eller förångare har undersökts utom i enskilda fall.

Som lämplig fortsättning bör noggranna mätningar, av den typ som beskrivits tidigare i kapitlet, utföras i ett eller ett par grundvattenvärme-system.

Mycket viktigt är att den kunskap, som finns om problemen och framförallt om åtgärder, sprids till de som arbetar inom området. Först och främst bör vatten med olämplig sammansättning (hög järnhalt) inte användas. Systemen måste byggas täta och mikroorganismer avlägsnas genom desinfektion.

9 REFERENSER

- Ahlseil VVS, 1983: Stora värmepumpshandboken. Ahlseil Värmeekonomi AB. Varberg.
- Andersson, A-C, in prep: Järnutfällningsproblem i dräneringsledningar.- Geologi. Inst för VA-teknik, CTH.
- Andersson, A-C, Carlsson, L, 1980: Djupinfiltration. En metod att upprätthålla grundvattentrycket i slutna akviferer. Byggeforskningsrådet. Rapport. R166:1980.
- Andersson, A-C, Andersson, O, Gustafson, G, 1984: Brunnar. Undersökning-dimensionering- borrhning- drift. Byggeforskningsrådet. Rapport R42:1984.
- Anonym. Udsyrning.
- Buchanan, R E, Gibbons, N E, 1975: Bergey's manual of determinative bacteriology. The Williams & Wilkins Company. Baltimore.
- Campell, M D, Lehr, J H, 1973: Water well technology. McGraw-Hill. New York.
- Characklis, W G, 1973: Attached microbial growths I. Attachment and growth. Water Research Vol 7. pp 1113-1127.
- Crowe, C W, 1968: New treating technique to remove bacterial residues from water-injection wells. Journal of petroleum technology. May. pp 475-478.
- Drever, J I, 1982: The Geochemistry of Natural Waters. Prentice-Hall. Inc. London.
- Eistrat, K, Thoren, A, 1980: Mikrobiell korrosion- en litteraturöversikt. Korrosionsinstitutet. Rapport 1980:9.
- Engqvist, P, Fagerlind, T, Lundström, A, Sandström, S, 1985: Svenskt vattenarkiv. Grundvattenkvalitet. SGU Rapporter och meddelanden nr 44. Uppsala.
- Eriksson, E, Khunakasem, V, 1970: Grundvattnets kemi. I Eriksson et al. Grundvatten. PA Norstedt & söners förlag. Stockholm.
- Eriksson, E, Holtan, H, 1974: Kemiska processer i vattnets kretslopp. Nordic IHD Report No 7.
- FAO, 1980: Corrosion and encrustation in water wells. FAO irrigation and drainage papers. Food and agriculture organization of the UN, Rome.
- Ford, H W, 1979: Key for determining the use of sodium hypochlorite (Liquid Chlorine) to inhibit iron and slime clogging of low pressure irrigation systems in Florida. Lake Alfred AREC Research Report-CS79-3.
- Ford, H W: 1980: The Problem of dripper clogging and methods for control. Proc. Symp Drip irrigation. Skierniewice, Poland.

- Freeze, R A, Cherry, J A, 1979: Groundwater. Prentice-Hall, Inc. London.
- Garrels, R M, Christ, C L 1985: Solutions, minerals and equilibria. Freeman, Cooper & company, San Fransisco.
- Ghiorse, W C , 1984: Biology of iron- and manganese-depositing bacteria. Ann. Rev. Microbiol. 38:515-550.
- Ground Water and Wells, 1976. Johnson Division UOP Co. Minnesota.
- Gäss, T E, 1977: Ground Water. Well redevelopment. Water Well journal, Oct. pp 20-21.
- Hem, J D, 1961: Stability Field Diagrams as Aids in Iron Chemistry Studies. JAWWA. Feb 1961. pp 211-228.
- Hem, J D, 1970: Study and interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters. US Geol. Surv Water-Supply Papers No 1473. Washington D.C.
- Hurlbut, C S, Klein, C, 1971: Manual of Mineralogy. 19th Ed. John Wiley & Sons. Inc. New York.
- Jonasson, S A, Lång, L-O, Swedberg, S, 1983: Surt vatten i brunnar i Västsverige- Sammanställning av olika undersökningar och preliminär utvärdering. Rapport. CTH/GU, Geologiska inst., Publ. B 251. Göteborg.
- Karlsson, F, 1984: Investigation of groundwater composition in relation to spent nuclear fuel disposal. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol 26. Elsevier Science Publishing Co., Inc.
- Krems, G, 1978: Wassergute probleme bei Betrieb von Grundwasserfassungsanlagen. DVGW- Schriftenreihe. Wasser nr 15. pp 141-156. Eschborn.
- Krul, J M, Hirsch, P, Stanley, J T, 1970: Toxothrix trichogenes (Chol.) Beger et Bringman: The organism and its biology. Antonie Leeuwenhoek Microbiol. Serol 36:409-420.
- Lindblad, A, 1983a: Igensättningsproblem vid värmeuttag ur grundvatten. Kartläggning och litteraturstudie. Bygghforskningsrådet. Rapport R130:1983.
- Lindblad, A, 1983b: Järnbakterier. Litteraturstudie. CTH/GU, Geologiska inst. Publ. B 216 . Göteborg.
- Lindblad-Pässe, A, 1984: Järnutfällningsproblem i grundvattenvärmesystem. Energiuttag ur borrhållsbrunnar och dess miljökonsekvenser. XVII Uppsalasymposiet 1984. QUFO 1985:1,
- Lindblad-Pässe, A, in prep a: Simulering av järnutfällningsförloppet i en grusfilterbrunn. CTH/GU Geologiska institutionen. Publ. B .
- Lindblad-Pässe, A, in prep b: Utfällning av järn på fasta ytor. Laboratorieundersökningar. Geologiska institutionen CTH/GU. Publ. B .
- Lång, L-O, Swedberg, S, Jonasson, S A, Lindblad-Pässe, A, 1985: Järn och mangan i västsvenska brunnsvatten begränsad översikt samt utvärde-

- ring med hänsyn till geologi. CTH/GU, Geologiska inst. Publ. B 275. Göteborg.
- Matthess, G, 1982: The properties of Groundwater. John Wiley & Sons. New York
- McDonald, R B, 1976: Encrustation. Water Well Journal. Vol 30, No 8.
- Nocke, R, 1986: Järnutfällningar i dräneringar. Kriterier för prognos. CTH/GU, Geol inst, Publ. B278. Göteborg
- Olofsson, B, Eriksson, L, 1986: Miljöförändringar vid värmeuttag ur berg och grundvatten. Byggforskningsrådet. Rapport. R :1986.
- Pedersen, K, 1982a: Method for studying microbial biofilms in flowingwater systems. Appl. Environ. Microbiol. 43:6-13.
- Pedersen, K, 1982b: Factors regulating microbial biofilm development in a system with slowly flowing seawater. Appl. Environ. Microbiol. 44:1196-1204.
- Pedersen, K, 1985: Järnbakterier orsakar igensättning av vissa öppna värmepumpsystem genom att accelerera järnutfällningsprocesser. (Iron bacteria clog heat pump systems by accelerating precipitation processes). Energiuttag ur borrhade brunnar och dess miljökonsekvenser. XVII Uppsalasymposiet 1984. QUF0 1985:1, s. 77-80.
- Pedersen, K, Brändström, L, Olsson, A-K, 1986: Gynnar vissa rörledningsmaterial, vidhäftning och tillväxt av bakterier i dricksvatten? Vatten 42:21-24.
- Pedersen, K, Hallbeck, E-L, 1985: Rapid biofilm development in deep ground water by *Gallionella ferruginea*. Vatten 41:263-265.
- Person, J, Hart, D, 1980: What experience teaches us about scaling, incrustation and corrosion. Ground Water and Heat Pump Journal. Vol 1. No. 3:12-16.
- Petersen, L, 1976: Podzols and podzolization. Den kunglige veterinär och landbohöjskole. DSR forlag. Köpenhamn.
- Piper, A M, 1944: A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. Trans. Am. Geophys. Union, 25. Whashington D.C.
- Smih, S, Tuovinen, O, 1985: Environmental analysis of iron- precipitating bacteria in ground water and wells. Ground Water Monitoring Review. Vol. 5 No.4.
- Starr, M P, Stolp, H, Tryper, H G, Balows, A, Schlegel, H G, 1981: The prokaryotes. A handbook on habitats isolation and identification of bacteria. Volume I and II. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.
- Stumm, W, Morgan, JJ, 1970: Aquatic chemistry. John Wiley & Sons. Inc. New York.
- Torstenfelt, B, Allard, B, Johansson, W, Ittner, T, 1983: Iron Content and Reducing Capacity of Granites and Bentonite. KBS TR 83-59.

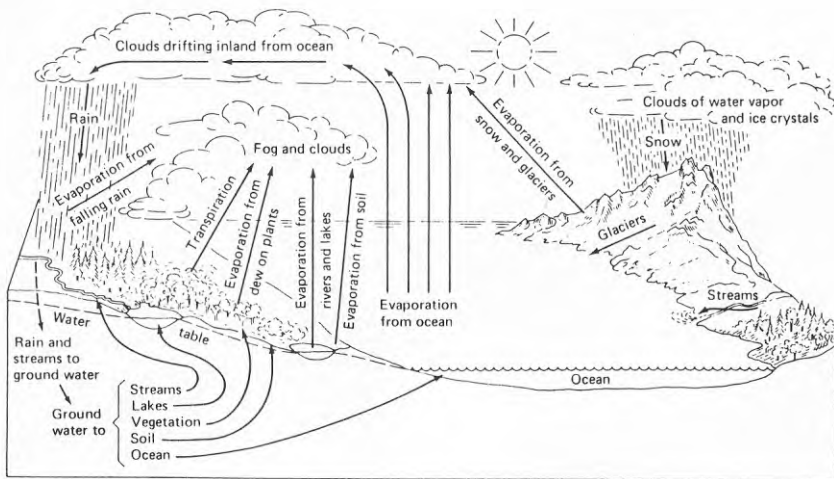
Troedsson, T, Nykvist, N, 1973: Marklära och markvård. Almqvist & Wiksell Förlag AB. Stockholm.

BILAGA I.

KORT ORIENTERING OM GRUNDVATTENKEMI

1. Vattnets kretslopp

Av vattnet på jordklotet finns 80 % i haven, 19 % i marken som grundvatten, 1 % i de kalla områdena som is och snö, 0.002% i sjöar och vattendrag samt 0.0008 % i atmosfären, Garrels & Mackenzie (1971) enligt Drever (1982). Vattnets kretslopp mellan de olika miljöerna illustreras i figur 1.



Figur 1. Vattnets kretslopp, Gilluly et al (1975) i Drever (1982).

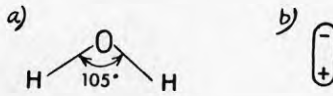
Vattnets innehåll av lösta ämnen påverkas på många olika sätt när det cirkulerar i kretsloppet. I detta kapitel ges en kort beskrivning av viktiga begrepp och processer som har betydelse för vattnets sammansättning. Därefter följer en kort beskrivning av hur vattnet påverkas när det strömmar genom jord och berglager.

2. ALLMÄNT

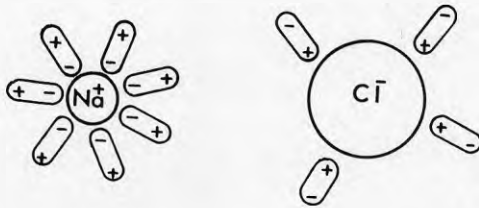
Vatten har för en vätska unika kemiska och fysikaliska egenskaper. Vattemolekylens laddningsfördelning (dipolkaraktären), figur 2, medför att den är ett utmärkt lösningsmedel för salter och vissa typer av organiskt material. Detta medför att en stor mängd ämnen kan transporteras med vattnet i det hydrologiska kretsloppet. Innehållet av lösta ämnen i vattnet har huvudsakligen sitt ursprung från atmosfären och från de övre delarna av litosfären.

När ett salt (består av joner) löses i vatten (dissocieras) beror det på

att vattnets dipoler orienterar sig runt saltets joner. Jonbindningens sammanhållande kraft är svagare än bindningen till vattenmolekylen. Natriumklorid, NaCl, dissocieras i vatten till Na^+ och Cl^- , figur 3.



Figur 2. Vattnets dipolkaraktär a) vinkeln mellan vätebindningarna b) vanlig framställning av en dipol. (Eriksson & Holtan, 1974)



Figur 3. Orientering av vattnets dipoler i närheten av en natrium- och en kloridjon. (Eriksson & Holtan, 1974)

Anjoner har svagare tendens än katjoner att hydratiseras (omges med vatten).

Vattnets densitetsförhållanden är ovanliga på så sätt att den fasta fasen, is, är lättare än vatten som vid $+4^{\circ}\text{C}$ har störst densitet. Detta möjliggör liv året runt i sjöar och vattendrag.

3. VIKTIGA BEGREPP INOM GRUNDVATTENKEMI

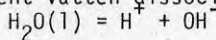
Några av de mest grundläggande begreppen inom grundvattenkemin är pH, alkalinitet och redoxpotential, Eh.

3.1 pH

pH anger den negativa 10-logaritmen av H^+ -koncentrationen:

$$\text{pH} = -\log_{10}(\text{H}^+).$$

Rent vatten dissocierar till H^+ och OH^- enligt



Jämviktskonstanten för reaktionen tecknas

$$\frac{[\text{H}^+][\text{OH}^-]}{[\text{H}_2\text{O}]} = K_W$$

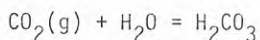
Vid 24°C är $K_W = 10^{-14}$.

I rent vatten vid 24°C är H⁺-koncentrationen = OH⁻-koncentrationen dvs pH är lika med 7.

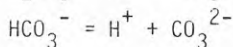
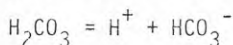
pH i naturliga vatten varierar vanligen mellan 5 och 9. Extremgränserna är pH = 2-3 som orsakas av pyritvittring och pH = 11-12 i vissa alkalina källor (Hem, 1970.)

Grundvattnets pH påverkas i hög grad av koldioxid löst i vattnet. Koldioxid i kontakt med vatten löses tills jämvikt nås. Koncentrationen av löst CO₂ är proportionell mot trycket av CO₂ i gasfas. Vanligen refererar man all CO₂ i vatten till kolsyra, H₂CO₃.

Koldioxiden löses i vatten enligt:



H₂CO₃ är en syra som dissocierar enligt:



Varje reaktion har en jämviktskonstant som är tryckberoende.

Förhållandet mellan H₂CO₃/HCO₃⁻ och HCO₃⁻/CO₃²⁻ beror av pH i lösningen:

pH < 6: så gott som all CO₂ finns som H₂CO₃
 pH > 7: " " " " HCO₃⁻
 pH > 10.3 " " " " CO₃²⁻

I de flesta naturliga vatten är koncentrationen av CO₃²⁻ mindre än koncentrationen av HCO₃⁻, (Drever, 1982).

3.2 Alkalinitet

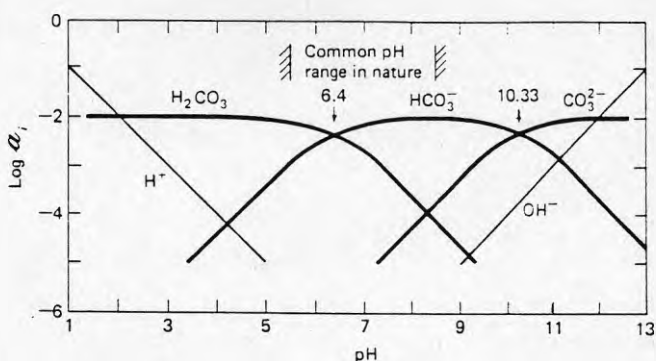
Alkalinitet definieras som en lösnings förmåga att neutralisera syror.

Totala alkaliniteten är lika med den ekvivalenta summan av baser, tex HCO₃⁻, OH⁻, CO₃²⁻, H₃SiO₄⁻, HS⁻ eller B(OH)₄⁻, titrerbara med stark syra.

I naturliga vatten är den totala alkaliniteten vanligen ungefär lika med vätekarbonatalkaliniteten, dvs koncentrationen av HCO₃⁻ är mycket större än koncentrationen av de andra baserna i systemet figur, 4.

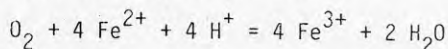
3.3 Reduktion och oxidation

En del av de reaktioner som äger rum i grundvatten innebär överföring av elektroner mellan olika ämnen. Dessa reaktioner kallas redoxreaktioner. Definitionsmässigt innebär en oxidation avgivande av elektroner och en reduktion upptagande av elektroner. I redoxreaktioner finns inga fria elektroner. Varje oxidation följs av en reduktion.

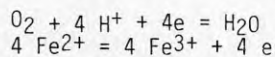


Figur 4. Aktiviteten hos olika ämnen i karbonatsystemet som funktion av pH. $CO_2 = 10^{-2}$, $T = 25^\circ C$. (Drever, 1982).

Oxidation av järn kan skrivas:



Ekvationen kan uppdelas i halvreaktioner och skrivs då:



En lista på halvreaktioner för vanliga reaktioner i grundvatten ges i tabell 1.

Tabell 1. Redoxhalvreaktioner för ämnen i grundvatten. (Freeze o Cherry, 1979).

(1) $\frac{1}{2}O_2 + H^+ + e = \frac{1}{2}H_2O$	(18) $\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{3}{8}H^+ + e = \frac{1}{8}HS^- + \frac{1}{8}H_2O$
(2) $H^+ + e = \frac{1}{2}H_2(g)$	(19) $\frac{1}{2}S(s) + H^+ + e = \frac{1}{2}H_2S(g)$
(3) $H_2O + e = \frac{1}{2}H_2(g) + OH^-$	(20) $Fe^{3+} + e = Fe^{2+}$
(4) $\frac{1}{2}NO_3^- + \frac{3}{2}H^+ + e = \frac{1}{2}N_2(g) + \frac{3}{2}H_2O$	(21) $Fe(OH)_3(s) + HCO_3^- + 2H^+ + e = Fe(CO_3)(s) + 3H_2O$
(5) $\frac{1}{2}NO_3^- + H^+ + e = \frac{1}{2}NO_2^- + \frac{1}{2}H_2O$	(22) $Fe(OH)_3(s) + 3H^+ + e = Fe^{2+} + 3H_2O$
(6) $\frac{3}{8}NO_3^- + \frac{3}{8}H^+ + e = \frac{3}{8}NH_4^+ + \frac{3}{8}H_2O$	(23) $Fe(OH)_3(s) + H^+ + e = Fe(OH)_2(s) + H_2O$
(7) $\frac{1}{2}NO_2^- + \frac{3}{2}H^+ + e = \frac{1}{2}NH_4^+ + \frac{1}{2}H_2O$	(24) $\frac{1}{4}FeS_2(s) + 2H^+ + e = \frac{1}{4}Fe^{2+} + H_2S(g)$
(8) $\frac{1}{2}NO_3^- + \frac{3}{2}H^+ + e = \frac{1}{2}N_2O(g) + \frac{3}{2}H_2O$	(25) $\frac{1}{2}Fe^{2+} + S(s) + e = \frac{1}{2}FeS_2(s)$
(9) $\frac{1}{2}NO_3^- + \frac{3}{2}H^+ + e = \frac{1}{2}N_2O(g) + \frac{3}{2}H_2O$	(26) $\frac{1}{8}Fe^{2+} + \frac{1}{8}SO_4^{2-} + e = \frac{1}{8}FeS_2(s) + \frac{1}{8}H_2O$
(10) $\frac{1}{2}N_2(g) + \frac{3}{2}H^+ + e = \frac{1}{2}NH_4^+$	(27) $\frac{1}{4}Fe(OH)_2(s) + \frac{1}{4}SO_4^{2-} + \frac{3}{4}H^+ + e = \frac{1}{4}FeS_2(s) + \frac{3}{4}H_2O$
(11) $\frac{1}{2}CH_2O + H^+ + e = \frac{1}{2}CH_4(g) + \frac{1}{2}H_2O$	(28) $\frac{1}{4}Fe(CO_3)(s) + \frac{1}{4}SO_4^{2-} + \frac{1}{4}H^+ + e = \frac{1}{4}FeS_2(s) + \frac{1}{4}H_2O + \frac{1}{4}HCO_3^-$
(12) $\frac{1}{2}CO_2(g) + H^+ + e = \frac{1}{2}CH_2O + \frac{1}{2}H_2O$	(29) $\frac{1}{2}MnO_2(s) + \frac{1}{2}HCO_3^- + \frac{1}{2}H^+ + e = \frac{1}{2}MnCO_3(s) + \frac{1}{2}H_2O$
(13) $\frac{1}{2}CH_2O + H^+ + e = \frac{1}{2}CH_3OH$	(30) $Mn^{2+} + 2e = Mn(s)$
(14) $\frac{1}{2}CO_2(g) + H^+ + e = \frac{1}{2}CH_4(g) + \frac{1}{2}H_2O$	(31) $\frac{1}{2}MnCO_3 + \frac{1}{2}H^+ + e = \frac{1}{2}Mn(s) + \frac{1}{2}HCO_3^-$
(15) $\frac{1}{2}CH_3OH + H^+ + e = \frac{1}{2}CH_4(g) + \frac{1}{2}H_2O$	(32) $MnOOH(s) + HCO_3^- + 2H^+ + e = MnCO_3 + 2H_2O$
(16) $\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{3}{8}H^+ + e = \frac{1}{8}S(s) + \frac{3}{8}H_2O$	(33) $MnO_2 + H^+ + e = MnOOH$
(17) $\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{3}{8}H^+ + e = \frac{1}{8}H_2S(g) + \frac{1}{8}H_2O$	

3.4 Redoxpotential

Redoxpotential kan definieras som den relativa intensiteten av oxiderande och reducerande substanser i en lösning.

Redoxpotentialen definieras enligt Nernst ekvation:

$$Eh = E^0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{\text{oxiderande ämnen}}{\text{reducerande ämnen}}$$

R = allmänna gaskonstanten

T = absoluta temperaturen

n = antalet överförda elektroner

F = Faradays konstant, 9.65×10^4

E^0 = standardpotentialen

Med andra ord kan definitionen skrivas:

Eh är lika med energivinsten vid överföring av 1 mol elektroner från en oxidant till H_2 .

I litteraturen används ofta pE som ett mått på redoxpotentialen.

pE = $-\log e$, jämför definitionen på pH. Förhållandet mellan Eh och pE kan skrivas $pE = \frac{nF}{2.3RT} Eh = 16.9Eh$

Zonen i marken ovanför grundvattenytan är oxiderande eftersom där finns tillgång till O_2 . Omfattningen av denna zon bestäms av klimat och geomorfologi. Den är djupare i höjdområden och grundare i dalgångar.

Nybildat grundvatten innehåller syre som lösts från markluften. Om det finns organiskt material förbrukas syret vid nedbrytning av detta och vattnet blir reducerande, dvs syre till redoxreaktioner tas från andra föreningar i marken tex MnO_2 , Fe_2O_3 , $Fe(OH)_3$ eller SO_4^{2-} .

4. OORGANISKA ÄMNER I GRUNDVATTEN

Mängden lösta ämnen i vatten mäts som TDS, total dissolved solids, och erhålls genom att väga återstoden av ett filtrerat indunstat vattenprov. En mycket grov klassificering av grundvatten kan göras med hjälp av TDS, se tabell 2.

Tabell 2. Indelning av grundvatten efter TDS, total dissolved solids. (Freeze & Cherry).

Kategori	TDS mg/l eller g/m^3
Sötvatten	0-1000
Bräckt vatten	1000-10000
Salt vatten	100000-1000000
Brine (saltlösning)	>1000000

Grundvatten kan betraktas som en elektrolyt eftersom så gott som alla lösta ämnen finns som joner. Denna egenskap redovisas vanligen som vattnets elektriska konduktivitet som anges i enheten microsiemens. Ju mer salter vattnet innehåller desto högre värde på konduktiviteten erhålls. Regnvatten har värden mellan 5 och 30 $\mu S/cm$ och grundvatten mellan 30 och 2000 $\mu S/cm$. Matthess (1982).

De vanligaste oorganiska ämnen som förekommer i grundvatten redovisas i tabell 3. Huvudbeståndsdelarna är Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} . Dessa sex joner utgör mer än 90 % av TDS i vattnet både när det är utspäddt och när det är mycket salt.

Koncentrationen av ämnen i vattnet avgörs av tillgången på mineraler i de jord och berglager som grundvattnet strömmar genom, löslighet och adsorption, hastigheter hos de geokemiska processerna samt lagerföljden.

Tabell 3. Klassificering av lösta oorganiska ämnen i grundvatten. (Davies o De Wiest, 1966 enligt Freeze o Cherry, 1979).

Major constituents (greater than 5 mg/l)	
Bicarbonate	Silicon
Calcium	Sodium
Chloride	Sulfate
Magnesium	
Minor constituents (0.01-10.0 mg/l)	
Boron	Nitrate
Carbonate	Potassium
Fluoride	Strontium
Iron	
Trace constituents (less than 0.1 mg/l)	
Aluminum	Molybdenum
Antimony	Nickel
Arsenic	Niobium
Barium	Phosphate
Beryllium	Platinum
Bismuth	Radium
Bromide	Rubidium
Cadmium	Ruthenium
Cerium	Scandium
Cesium	Selenium
Chromium	Silver
Cobalt	Thallium
Copper	Thorium
Gallium	Tin
Germanium	Titanium
Gold	Tungsten
Indium	Uranium
Iodide	Vanadium
Lanthanum	Ytterbium
Lead	Yttrium
Lithium	Zinc
Manganese	Zirconium

5. ORGANISKA ÄMNEN I GRUNDVATTEN

Organiska ämnen definieras som ämnen vilka huvudsakligen består av kol, C, väte, H, och syre, O. De i vatten vanliga ämnena H_2CO_3 , CO_2 , HCO_3^- , och CO_3^{2-} räknas inte till de organiska ämnena.

Ursprunget till det organiska materialet är de rester av växter och djur som finns i jorden eller som torv, lignit, kol, bitumen eller olja och gas. Mikroorganismer medverkar vid nedbrytningen och slutprodukterna är CO_2 , H_2O , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} samt fosfater och andra organiska ämnen t ex humussyror, Matthes (1982).

Lösta organiska ämnen finns i alla typer av grundvatten men i mycket lägre koncentrationer än oorganiska ämnen. Kunskapen om organiska ämnen i grundvatten är liten. I ytliga grundvatten vet man dock att de huvudsakliga förekommer som fulvo- och humussyror. Organiska ämnen ingår numera i standardanalyserna på många laboratorier och anges som DOC, dissolved organic carbon eller TOC, total organic carbon. Halterna ligger vanligen mellan 0.1 och 10 mg/l.

6. GASER I GRUNDVATTEN

De vanligaste gaserna i grundvatten är N_2 , O_2 , CO_2 , CH_4 , H_2S och N_2O . Gaserna tillförs vattnet dels genom kontakt med atmosfären, dels genom kontakt med markluften i markens omättade zon och dels genom tillförsel

av gaser från biologisk nedbrytning under vattenytan. Vid syrefria förhållanden är det de fyra sista av de nämnda gaserna som bildas. Halterna av de olika gaserna anger vilka geokemiska förhållanden som råder, se bilaga I, kapitel 3.4 om redoxpotential.

Vattnets användbarhet påverkas mycket av gasinnehållet. Svavelväte, H_2S , tex som är giftigt medför att vattnet är oanvändbart som dricksvatten, metangas i vattnet medför explosionsrisker och lösta gasbubblor kan sätta igen brunnsfilter. CO_2 är troligen den mest betydelsefulla gasen i grundvatten. Den påverkar vattnets pH och därmed vattnets vittringsförmåga. Delar av koldioxiden löses och bildar kolsyra som löser upp bla kalciumkarbonat.

7 VIKTIGA PROCESSER SOM PÅVERKAR GRUNDVATTNETS SAMMANSÄTTNING

7.1 Utlösning och hydrolys

När vatten kommer i kontakt med mineral löses dessa ut tills ett jämviktstillstånd uppnås. Löslighet definieras som den mängd av mineralet som löses i en enhetsvolym vatten under vissa definierade förhållanden. Lösligheten för några mineral redovisas i tabell 4.

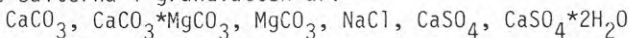
Tabell 4. Dissociationsreaktioner i vatten och löslighet för några mineral vid temperaturen $25^{\circ}C$ och totala trycket 1 bar, efter Freeze o Cherry (1979).

Mineral	Dissociation reaction	Equilibrium constant, K_{eq}	Solubility at pH 7 (mg/l or g/m ³)
Gibbsite	$Al_2O_3 \cdot 2H_2O + H_2O \rightleftharpoons 2Al^{3+} + 6OH^-$	$10^{-3.4}$	0.001
Quartz	$SiO_2 + 2H_2O \rightleftharpoons Si(OH)_4$	$10^{-3.7}$	12
Hydroxylapatite	$Ca_5OH(PO_4)_3 \rightleftharpoons 5Ca^{2+} + 3PO_4^{3-} + OH^-$	$10^{-5.5.6}$	30
Amorphous silica	$SiO_2 + 2H_2O \rightleftharpoons Si(OH)_4$	$10^{-2.7}$	120
Fluorite	$CaF_2 \rightleftharpoons Ca^{2+} + 2F^-$	$10^{-9.8}$	160
Dolomite	$CaMg(CO_3)_2 \rightleftharpoons Ca^{2+} + Mg^{2+} + 2CO_3^{2-}$	$10^{-17.0}$	90,* 480†
Calcite	$CaCO_3 \rightleftharpoons Ca^{2+} + CO_3^{2-}$	$10^{-8.4}$	100,* 500†
Gypsum	$CaSO_4 \cdot 2H_2O \rightleftharpoons Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$	$10^{-4.5}$	2100
Sylvite	$KCl \rightleftharpoons K^+ + Cl^-$	$10^{0.9}$	264,000
Epsomite	$MgSO_4 \cdot 7H_2O \rightleftharpoons Mg^{2+} + SO_4^{2-} + 7H_2O$	—	267,000
Mirabilite	$Na_2SO_4 \cdot 10H_2O \rightleftharpoons 2Na^+ + SO_4^{2-} + 10H_2O$	$10^{-1.6}$	280,000
Halite	$NaCl \rightleftharpoons Na^+ + Cl^-$	$10^{1.6}$	360,000

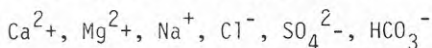
*Partial pressure of $CO_2 = 10^{-3}$ bar.

†Partial pressure of $CO_2 = 10^{-1}$ bar.

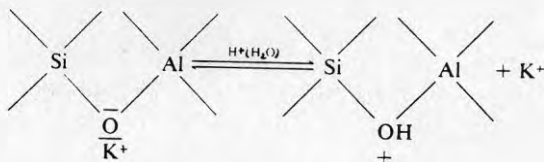
Utlösningen ökar med kontaktyta och kontakttid. Vattenhastigheten i sprickor och porer minskar med djupet vilket medför att kontakttiden mellan vatten och berg ökar och därmed mängden lösta salter. De vanligaste salterna i grundvatten är:



Vilket medför att de vanligaste jonerna i grundvatten är:



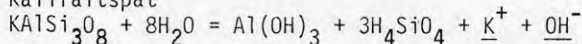
Hydrolys medför en nedbrytning, vittring, av mineral genom påverkan av H^+ och OH^- . Vid hydrolysen omvandlas det ursprungliga mineralet till ett nytt och joner frigörs till grundvattnet. Figur 5 visar principen för hydrolys av fältspat.



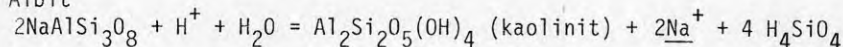
Figur 5. Principskiss för hydrolys av fältspat. (Matthess, 1982).

Följande reaktioner visar hur några vanliga mineral hydrolyseras under frigörande av joner och bildning av nya mineral, vanligen lermineraler. De joner som löses i vattnet är understrukena.

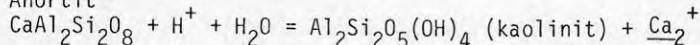
Kalifältspat



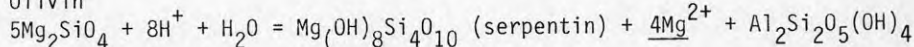
Albit



Anortit

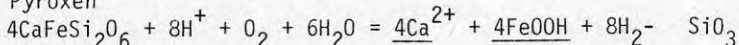


Olivin

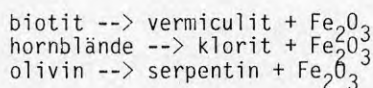


Järn- och manganrika mineral påverkas i hög grad av redoxpotential. Hydrolys av pyroxen under oxiderande förhållanden ger följande reaktion:

Pyroxen



Fe^{2+} oxideras till järnoxid under oxiderande förhållanden vid vitt-ring av järnrika mineral, enligt följande schematiska formler:



Hydrolys medför att mineralens yta förändras genom att tex Ca, K, Na, Fe försvinner. Mineralens "kärna" förblir densamma. Ytan kan täckas av lermineral som binds samman av K-joner, kisel-, aluminium-, eller järnoxider och hydroxider. Detta minskar hastigheten på den fortsatta vitt-ringen, som kontrolleras av mängden H^+ , CO_2 , H_4SiO_4 , samt koncentrationen av Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Matthess (1982).

Hydrolys är effektivast vid hög temperatur, lågt pH och låg redoxpotential. En ökning av H^+ -koncentrationen samtidigt som fri syra finns tillgängligt ökar den kemiska nedbrytningen. Kolsyra är den viktigaste syran i dessa processer. Den tillför H^+ för hydrolys, neutraliserar OH^- samt bildar karbonater med kalcium, magnesium och järn. Andra syror i vatten som kan påverka hydrolysen är svavelsyra, salpetersyra och organiska syror. Matthess (1982).

7.2 Adsorption och jonbyte

Ytan på mineral och bergarter i marken har olika typer av defekter eller

laddningar. På dessa kan andra ämnen, H^+ eller OH^- -joner fästa med olika starka bindningar, från van der Waals bindning till kovalent bindning.

Exempel på adsorbenter i grundvatten är:

lermineraler
järnhydroxid
mangan- och aluminiumhydroxid
organisk substans t ex humus
mikrobiellt slam, mikroorganismer
växter
glaukonit
glimmer
fältspater
augit
hornblände
finfördelad kvarts

De joner som adsorberas kan bytas ut mot andra joner, förutsatt att laddningsförhållandena bibehålls. Detta kallas jonbyte och är en mycket viktig process i marken. Jonbyte kan tecknas med formeln:



Jonbyte betecknas med Q och anger hur mycket joner som byts ut per vikt-senhet av den fasta fasen. Enheten är milliekvivalenter per 100 g.

Alla små oorganiska partiklar har utbyteskapacitet, ju mindre partikel desto större kapacitet.

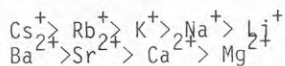
Lermineral har stor ytladdning och därmed många utbytbara joner på ytan. Ytladdningen styrs av vätejonkoncentrationen; lågt pH medför att positiva laddningar överväger, högt pH medför att negativa laddningar överväger. Lermineraler kan byta ut både anjoner och katjoner.

Adsorption och jonbyte är störst i markens omättade zon, dvs i zonen där porer och sprickor bara är delvis fyllda med vatten. Passage genom den omättade zonen innebär att vattnets lukt och smak reduceras.

Organisk substans är en effektiv jonbytare. Humusämnen kan binda stora mängder Na^+ , K^+ , Mg^{2+} och Ca^{2+} .

Ett viktigt begrepp i jonbytessammanhang är basmättnad som innebär att samtliga adsorberade H^+ -joner på en adsorbent är utbytta mot tex Na^+ , K^+ eller Ca^{2+} . Partiell basmättnad innebär att bara vissa av H^+ -jonerna är utbytta och utrymme finns för ytterligare jonbyte. Grundvattnets innehåll av lösta ämnen kan förändras helt på grund av kontakt med jonbytare i marken. Det kan tex bli hårdare på grund av att K^+ från gödningsmedel byts ut mot Ca^{2+} från jorden.

Olika joner har olika benägenhet att adsorberas. Följande serier gäller:



7.3 Sorption och filtereffekt

Partiklar i vattnet fastnar i sprickor och porer. Små partiklar, bakterier och kolloider fastläggs genom en kombination av sedimentation och sorption. Filtereffekten ökar med minskad storlek på kanalerna där vattnet strömmar, och ökar med tiden eftersom kanalstorleken minskar på grund av igensättning.

Filtereffekten blir större ju mindre korn
ju större effektiv yta
ju tunnare vattenfilm runt kornen

Detta beror av densitet
porositet
kornstorlek
perkolation och hastighet
initieell koncentration
temperatur och viskositet
bakteritillväxt (Matthess,1982).

8 GUNDTVATTNETS KVALITETSUTVECKLING

8.1 Nederbörd

Nederbördens sammansättning varierar beroende bl.a. på avståndet till havet, avstånd till industrier och tätbebyggda områden. Över havet och nära kusterna innehåller nederbörden mycket salt (NaCl). I inlandet har nederbörden högre koncentrationer av Ca , Mg , K , Na , NH_4^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- i förhållande till Cl^- . Källor till nederbördens sammansättning i inlandet är gasutsläpp från växter och djur, industriutsläpp, förbränning av olja och kol m.m. Hur sammansättningen kan variera med avståndet till havet exemplifieras i figur 6.

Sea water	Na^+				Mg^{2+}	Ca^{2+}	K^+			
New Hampshire	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	K^+	NH_4^+				Cations	
Switzerland	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	K^+	NH_4^+					
Sea water	Cl^-					SO_4^{2-}				Anions
New Hampshire	Cl^-	SO_4^{2-}			NO_3^-					
Switzerland	Cl^-		SO_4^{2-}			NO_3^-				

Figur 6. Relativa proportioner av kat- respektive anjoner i havsvatten och i regn från ett kustnära område (New Hampshire i USA) samt ett område långt från havet (Schweiz). TDS i regnvattnet är ungefär 6 i bägge fallen. Drever (1982).

8.2 Evapotranspiration

Av nederbörden som faller på land är det bara en liten del som bildar grundvatten. En stor del avgår till atmosfären genom sk. evapotranspiration dvs en kombination av avdunstning och transpiration från växter. Vid denna process anrikas ämnena som är lösta i vattnet eftersom det bara är H_2O som avges. Koncentration av ämnen vid växternas upptag av vatten genom rötterna kan enligt Eriksson & Holtan (1974) skrivas

$$C_p P = C (P - E)$$

C = koncentration i nederbörden

P = nederbörd

C_m = koncentration i markvattnet

E^m = evapotranspiration

Det är bara i arida områden som avdunstningen har någon större betydelse för vattnets sammansättning, men där kan den å andra sidan vara den helt avgörande faktorn. Vattnet i dessa områden är vanligen mycket kloridrikt och fattigt på koldioxid och vätekarbonat.

Klimatet har stor betydelse för vattensammansättningen. Arida områden har redan nämnts. I kalla områden är vanligen grundvattnets salthalt låg på grund av långsamma reaktioner. Organiskt material anrikas på grund av långsam nedbrytning. Detta medför missfärgat vatten på grund av

humussyror och reducerande förhållanden som ger höga järn och manganhalter i vattnet.

I regnrika områden är salthalten vanligen låg i ytliga grundvatten på grund av stor vattenomsättning. Rikligt med växtlighet ger mycket organiskt material som vid nedbrytning ger mycket kolsyra och humussyra till grundvattnet. Syrorna medför vittring speciellt av silikatmineral och kalkrika mineral. Ca-, Na-, Fe- och Mn- halterna kan bli höga. (Matt-hess, 1982).

8.3 Påverkan på vattnets sammansättning i markens omättade zon

När nederbörden perkolerar ner genom marken sker påverkan av dess sammansättning på grund av jonbyte, utlösning, adsorption oxidation, reduktion mm mm. Dessa processer har diskuterats tidigare. De flesta processer äger rum i markens omättade zon d v s i den del av marken där porer och sprickor bara delvis är fyllda med vatten.

I de översta marklagren, förnan och måren som består av lämningar efter växter och djur, förändras sammansättningen genom att Na, Ca, K, Mg, P och kväveföreningar tillförs vattnet från organiskt material genom jonbyte. I tabell 5 redovisas mängden av dessa ämnen som finns i förnan i olika skogsmiljöer.

Tabell 5. Tillförsel av olika ämnen till marken med förna. Värden i ton/km². Eriksson o Holtan, 1974.

	Torrsvikt	Ca	Mg	K	S	P	N	Mn
Granbestånd As, Norge ¹⁾	334	3,6	-	0,9	-	0,3	3,9	-
Granbestånd Velda, Norge ¹⁾	180	3,2	-	0,4	-	0,2	2,2	-
Björkbestånd Velda, Norge ¹⁾	188	2,9	-	0,5	-	0,2	2,0	-
Granbestånd, Kongalund, Skåne ²⁾	560	2,0	0,3	1,1	0,5	0,5	5,8	0,7
Bokbestånd, Kongalund, Skåne ²⁾	570	3,2	0,4	1,4	0,6	0,5	6,9	0,8

1) Efter E Mork

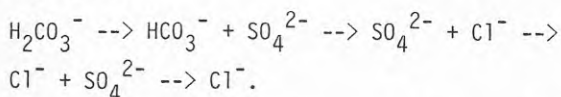
2) Efter Nihlgård

När det organiska materialet bryts ner förbrukas O₂ och CO₂ bildas. Om grundvattnet står djupt ner i marken kan nytt O₂ tillföras från atmosfären genom diffusion genom markens porer. CO₂ ävges på samma sätt till atmosfären. Diffusionskonstanten i luft för²syre och koldioxid är ca 1 cm/sek. Om grundvattenytan står nära markytan blir gasutbytet mellan mark och atmosfär litet eftersom diffusionskonstanten för syre och koldioxid är ca 10⁴ gånger mindre i vatten än i luft, ca 1 cm/dygn. Detta medför att syrehalten blir låg, reducerande förhållanden uppstår och CO₂-halten blir hög. Vattnet blir aggressivt mot mineral. Utvecklingen av redoxförhållandena presenteras grundligare i avsnitt 9.

Bildning av den s k jordmånsprofilen sker i de övre marklagren till följd av vittring, urlakning och anrikning av ämnen.

8.4 Påverkan på vattnets sammansättning i markens mättade zon.

I markens mättade zon d v s där alla porer och sprickor är helt fyllda med vatten sker en fortsatt påverkan på vattnets sammansättning. Den är till största delen beroende av vattnets uppehållstid d v s flödeshastigheten, markens mineralsammansättning och nederbördens sammansättning. Eftersom vatten har strömmat genom jorden i årtusenden har vanligen ett jämviktstillstånd uppstått så att utbyte av ämnen mellan mineral i akviferen och grundvatten är mycket litet. En allmän utveckling av vattnets sammansättning kan dock urskiljas. Den är speciellt tydlig i sedimentära avlagringar och inte alls så uttalad i kristallina bergarter. Anjonerna i grundvattnet i sedimentära bergarter följer följande utvecklingsserier:



En mycket förenklad förklaring till dessa förhållanden är att i ytliga vatten tillförs CO_2 . I djupa vatten har CO_2 förbrukats genom medverkan i vittring. SO_4^{2-} och Cl^- som är lösliga har lösts ut från mineral.

Katjoner har en liknande utvecklingsserier men den är inte alls lika tydlig, på grund av bl a jonbytesprocesser som påverkar katjonerna i högre grad än anjonerna.

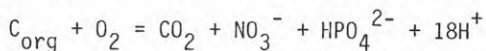
I nästa kapitel redovisas redoxpotentialens utveckling. Den har stor betydelse för bl a järnhalten i vattnet.

9 UTVECKLING AV REDOXFÖRHÅLLANDENA I GRUNDTVATTEN

Redoxpotentialen i grundvatten har en tendens att sjunka i grundvattnets flödesriktning. De olika syreförbrukande processerna som äger rum i marken, varav nedbrytning av organiskt material är den viktigaste, ger allt lägre redoxpotential tills så småningom reducerande förhållanden uppstår. I öppna akviferer med stor genomströmning sker inte detta nödvändigtvis eftersom syre tillförs med det nybildade grundvattnet. Regn och snö har en redoxpotential på ca 750 mV vid pH 7.

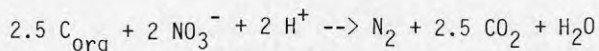
Vid nedbrytning av organiskt material åtgår syre. Om inte syret ersätts lika snabbt som det förbrukas sjunker redoxpotentialen och andra reaktioner i grundvattnet ger syre till oxidationsreaktioner. Omfattningen av syreförbrukningen beror på jordstruktur, porositet, hydraulisk konduktivitet, typ och mängd av organiskt material, frekvens av infiltrationstillfällen, djup till grundvattenytan samt temperatur. (Freeze & Cherry, 1979). En evolution av olika reaktioner sker. Drever (1982) beskriver följande utveckling:

* Nedbrytning av organiskt material vid tillgång till syre.



Processen innebär att CO_2 -halten ökar och O_2 -halten minskar.

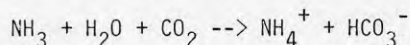
* Då redoxpotentialen till följd av syrebrist sjunkit till en viss nivå sker denitrifikation:



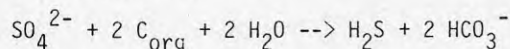
Vid succesivt ytterligare sänkt Eh sker deamination, sulfatreduktion respektive fermentation;

* Deamination

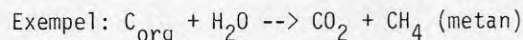
aminosyror \rightarrow kvävefria föreningar + NH_3
Ammoniak bryts vidare ner till ammonium



* Sulfatreduktion



* Fermentation (bakteriell nedbrytning av organiskt material utan tillgång till syre, slutprodukten blir en annan organisk förening)
Org material A \rightarrow org material B + CO_2

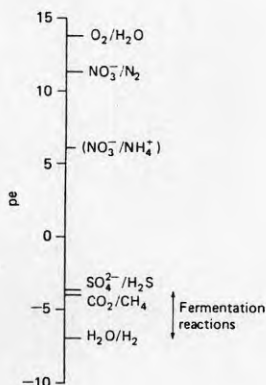


Samtliga anaeroba reaktioner sker med hjälp av mikroorganismer.

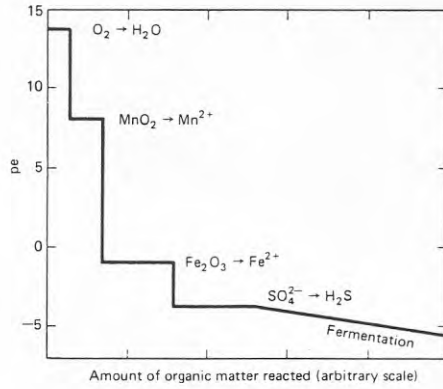
I figur 7 redovisas hur de olika reaktionerna avlöser varandra allteftersom redoxpotentialen sjunker.

Förutom de beskrivna reaktionerna reduceras även järn- och manganmineral vid sänkt redoxpotential. Figur 8 visar hur redoxpotentialen förändras i förhållande till mängden nedbrutet organiskt material. Längden av de horisontella linjerna i figuren beror på tillgången av den fasta fasen t ex manganoxid.

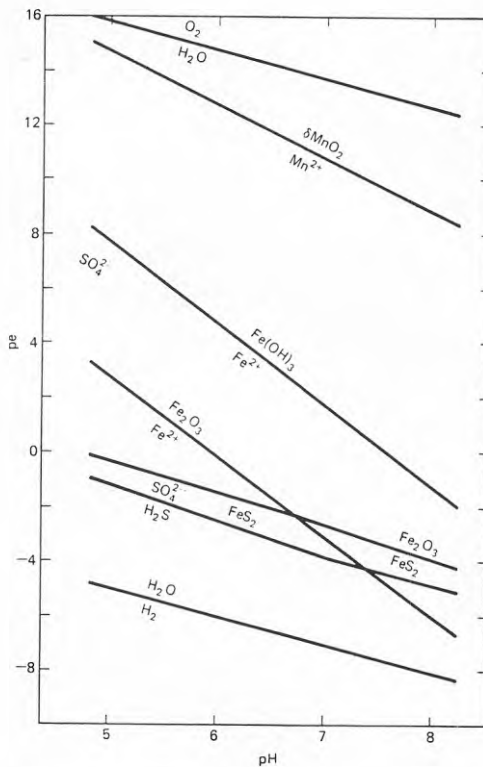
I figur 9 visas hur redoxpotentialen buffras så länge de olika ämnena finns tillgängliga. Exempelvis buffrar manganoxid pe-nivån till 8-12 (Eh = 135- 200).



Figur 7. Ungefärliga pe-värden vid vilka olika redoxreaktioner äger rum i vatten med pH 7 och vid 25°C. (Drever 1982).



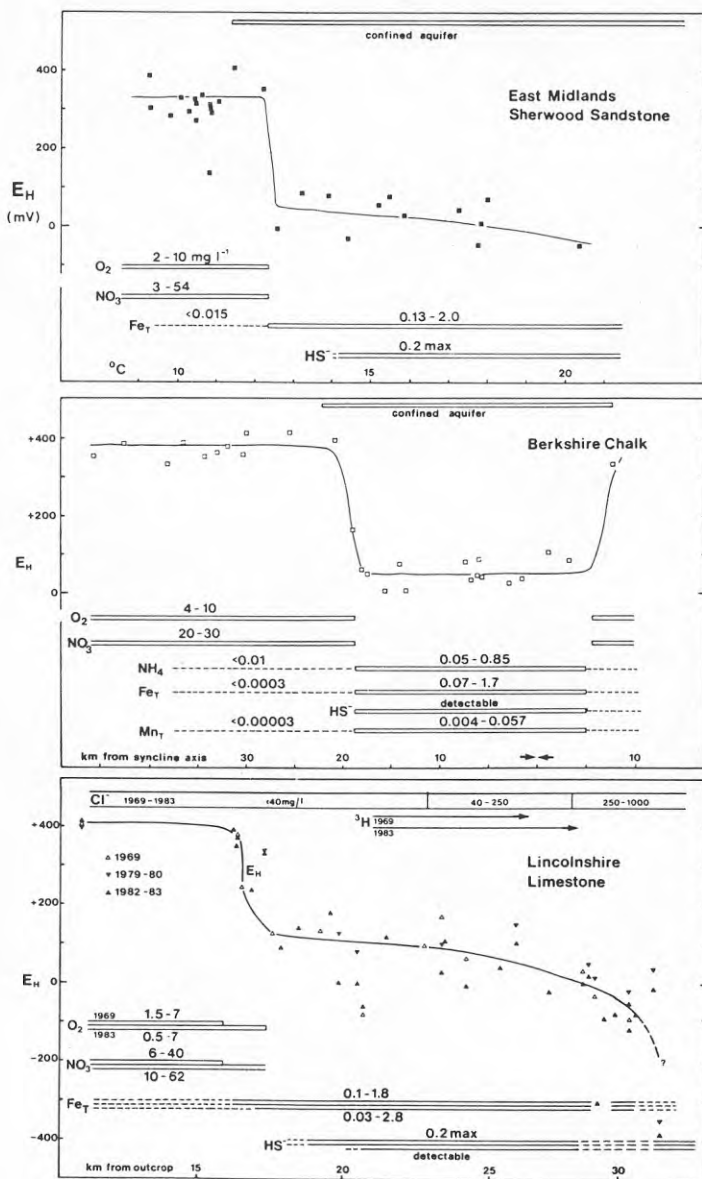
Figur 8. Förändringar av redoxpotential hos grundvatten i kontakt med sediment som funktion av mängd nedbrutet organiskt material. (Drever, 1982).



Figur 9. Tänkbara redox buffrande ämnen i ett grundvattensystem. Gränserna mellan lösta och utfälda ämnen gäller för en aktivitet (ung. koncentration) = 10^{-4} . (Drever 1982).

De här redovisade förhållandena har en avgörande betydelse för vattnets innehåll av lösta ämnen. Edmunds (1984) visar hur detta förändras utefter flödesriktningen till följd av förändring av redoxpotentialen. Edmunds undersökningar gäller tre olika akviferer; en sandstens-, en krit- och en kalkstensakvifer, figur 10.

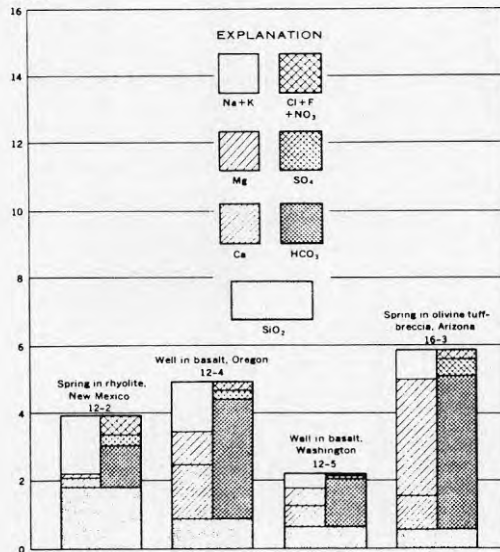
Ur figuren kan utläsas att nitrat bara finns i vatten med hög redoxpotential. Sjunker Eh erhålls först en sänkning av nitrathalten parallellt med en ökning av järn- och manganhalterna. Vid ytterligare sänkning bildas svavelväte som lätt känns igen på lukten. Järnhalten i vattnen kan sjunka igen vid låg redoxpotential eftersom järnet kan fällas ut som sulfider eller karbonater vilka är stabila vid låga redoxvärden. Edmunds resultat visar att vattenanalyser kan räcka för att få en uppfattning om vattnets redoxpotential.



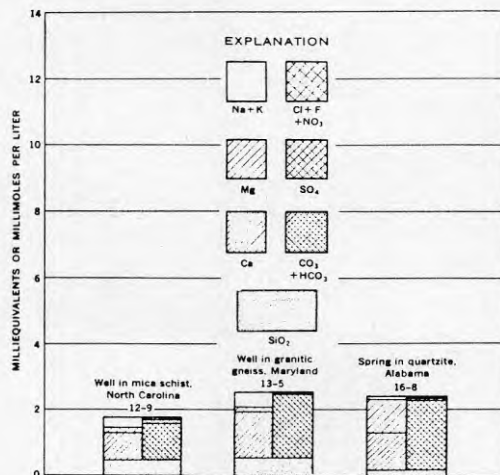
Figur 10. Redoxpotentialens utveckling utefter strömningsriktningen i tre olika akviferer. Edmunds (1984).

10. EXEMPEL PÅ GRUNDVATTNETS SAMMANSÄTTNING I OLIKA BERGARTER

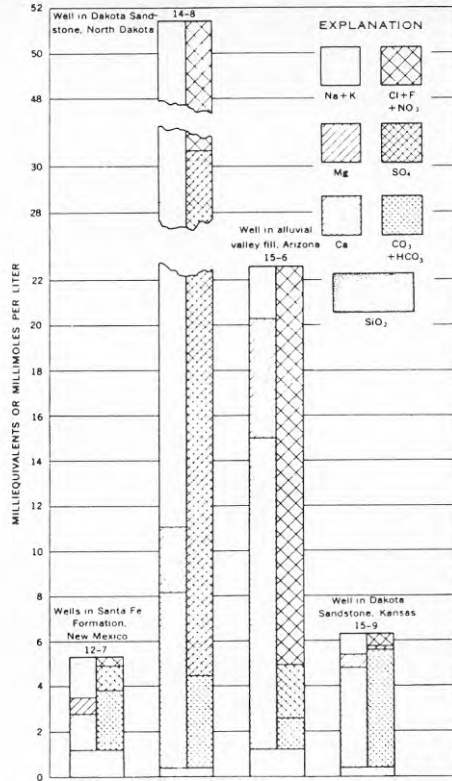
Grundvattnets sammansättning varierar från plats till plats beroende på många olika faktorer varav de viktigaste har nämnts. Några generella riktlinjer gäller dock för olika bergarter. Det kan nämnas att grundvattnet i sedimentär berggrund har mycket högre salthalt än grundvattnet i kristallint berg. Figur 11 - 14 visar exempel på grundvattnets sammansättning i olika bergarter. Värt att notera är skillnaden i salthalt och skillnaden i dominerande joner som kan kopplas till mineralsammansättningen i bergarten.



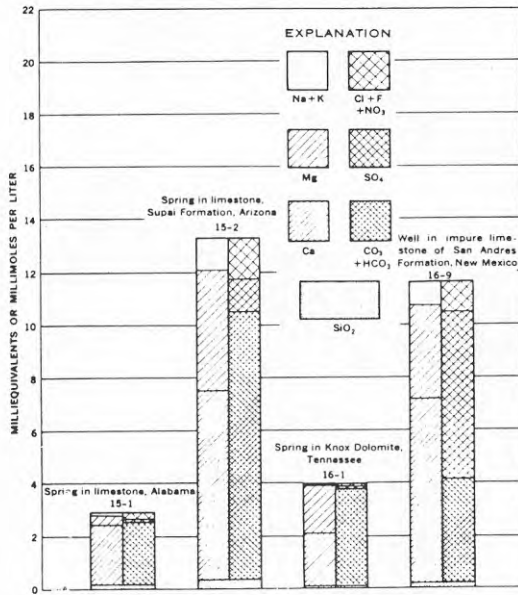
Figur 11. Sammansättning hos grundvattnet från magmatiska bergarter; basalt och rhyolit. (Hem, 1970).



Figur 12. Sammansättning hos grundvattnet från metamorfa bergarter; gnejs och kvartsit. (Hem, 1970).



Figur 13. Sammansättning hos grundvatten från sedimentära bergarter; sandsten och skiffer. (Hem, 1970).



Figur 14. Sammansättning hos grundvatten från sedimentära bergarter; kalksten och dolomit. (Hem, 1970).

BILAGA 2

I denna bilaga redovisas beskrivningar av de undersökta anläggningarna och resultat från vattenanalyser samt inledningsvis provtagnings- och analysmetodik.

PROVTAGNING OCH ANALYSER AV VATTNET

Vattenanalyserna är utförda med syftet att ge upplysningar om de dominerande lösta ämnena i grundvattnet, pH- och redoxförhållanden samt förutsättningar för mikrobiellt liv i vattnet.

Vattenproverna i de djupborrhållade brunnarna är huvudsakligen tagna ur ventiler eller kranar på de rörledningar som finns i systemen. Pumparna har alltid gått en stund innan provet tagits ut för att undvika provtagning av vatten som stått i brunnen eller ledningarna en längre tid. Vattenproverna representerar på så sätt vattnet i akviferen.

I några av brunnarna i lösa jordlager har vatten tagits upp med en handdriven pump eller en vattenhämtare. I dessa system har det inte funnits någon kran installerad så vattenprover kunnat tas ut när värmepumpen går. Analysresultaten från de anläggningarna kan därför vara något missvisande, speciellt vad gäller redoxpotential (för hög) och järnhalt (för låg).

De ämnen som analyserats är de som vanligen brukar ingå i en kemisk-fysikalisk vattenanalys se tabell 1, dvs de viktigaste kat- och anjonererna samt pH och konduktivitet. Mer speciellt är kisel, TOC (total organic coal) och redoxpotential. Den sistnämnda parametern är mycket viktig i sammanhang där järnets löslighetsförhållanden skall förklaras.

Tillförlitligheten av analyserna och vattnets kemiska balans har bedömts med hjälp av laddningsbalansberäkningar, se exempel i tabell 2. Vid hög total salthalt blir felprocenten större beroende på bl a spädningförfaranden vid analysarbetet.

Följande ämnen har analyserats enligt svensk standard; pH, elektrisk konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, mangan fosfat och totalt fosfor. Kjeldahl-kväve, sulfat, ammonium och kisel är analyserade spektrofotometriskt. Klorid är analyserat med jonselektiv elektrod, total järnhalt med atomabsorption, nitrit och nitrat enligt tysk standard, DIN. TOC-halten har mätts i en ASTRO 1850. Redoxpotential är mätt med en platina- KCl- kombinationselektrod.

Proverna för järn och TOC konserverades med syra i fält och prover för PO_4^{2-} har filtrerats i pappersfilter. Vanligen mättes pH och Eh i fält när pumparna gick. Eh-mätningen pågick i 15-30 minuter eller tills ett stabilt värde erhållits. Det är ändå troligt att de uppmätta redoxpotentialvärdena är för höga, dels på grund av störningar genom kontakt med luften och dels för att elektroden är för långsam för att registrera rätt värde på så kort tid.

Vattentemperaturen var i samtliga anläggningar mellan 6 och 10°C.

Tabell 1. Ämnen som analyserats.

pH		
Ledn.förmåga	µS/cm	
HCO ₃ ⁻	mg/l	
Järn, Fe	"	
Cl ⁻	"	
SO ₄ ²⁻	"	
KMnO ₄	"	
NH ₄ -N	"	
Kjeldahl-N	"	
NO ₃ -N	"	
NO ₂ -N	µg/l	
TOC	"	
Si	"	
Al	"	
Ca	"	
Mg	"	
Na	"	
K	"	
Mn	"	
tot-P	µg/l	
PO ₄ -P	"	
H ₂ S	mg/l	

Tabell 2. Exempel på beräkning av laddningsbalansen i ett vattenprov.

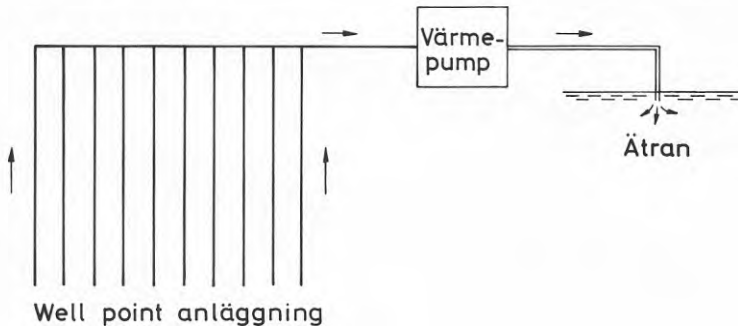
pH fält	!!	!!	!!	!!	!!	!!	!!	!!	!!
pH lab	!!	7.06	!!	!!	!!	!!	!!	!!	!!
Eh	!!		mV	!!	!!	!!	!!	!!	!!
Ledn. förm.	!!	630	myS	!!	!!	!!	!!	!!	!!
HCO ₃ ⁻	!!	340	mg/l	!!	5.572217	meq/l	!!	72.5463	% av -j
Cl ⁻	!!	22.5	mg/l	!!	.6346430	meq/l	!!	8.26260	% av -j
SO ₄ ²⁻	!!	70.8	mg/l	!!	1.474048	meq/l	!!	19.1910	% av -j
F ⁻	!!		mg/l	!!			!!		
KMnO ₄	!!	5.12	mg/l	!!			!!		
NH ₄ ⁺ -N	!!		mg/l	!!			!!		
Kjeldahl -N	!!		mg/l	!!			!!		
NO ₃ ⁻ -N	!!		mg/l	!!	0	meq/l	!!	0	% av -j
NO ₂ ⁻ -N	!!		myg/l	!!			!!		
POC	!!		mg/l	!!			!!	100	
TOC	!!		mg/l	!!			!!		
Si	!!	11.8	mg/l	!!			!!		
Al 3+	!!	.16	mg/l	!!			!!		
Ca 2+	!!	124	mg/l	!!	6.187624	meq/l	!!	76.7867	% av +j
Mg 2+	!!	11.8	mg/l	!!	.9707140	meq/l	!!	12.0463	% av +j
Na+	!!	16.8	mg/l	!!	.7307588	meq/l	!!	9.06852	% av +j
K+	!!	3.88	mg/l	!!	9.9E-02	meq/l	!!	1.23138	% av +j
Fe 2+	!!	1.9	mg/l	!!	6.8E-02	meq/l	!!	.844396	% av +j
Mn 2+	!!	5.0E-02	mg/l	!!	1.8E-03	meq/l	!!	2.E-02	% av +j
Tot -P	!!	13	myg/l	!!			!!		
PO ₄ -P	!!		myg/l	!!			!!	99.9999	
H ₂ S	!!		mg/l	!!			!!		
Susp	!!		mg/l	!!			!!		
TDS	!!	431	mg/l	!!			!!		
S:a +-joner	!!	8.058188	meq/l	!!			!!		
S:a --joner	!!	7.680908	meq/l	!!			!!		

PRESENTATION AV DE UNDERSÖKTA ANLÄGGNINGARNA

För varje anläggning redovisas de vanligaste jonerna i vattnet. De angivna värdena är antingen medelvärden eller högsta och minsta värde om resultaten har stor spridning. I de flesta fall har minst fyra prover tagits. Värdena som anges i figurerna är medelvärden eller från en provtagning som bedömts som tillförlitlig. Noteras kan att inga skillnader i vattenkvalitet har märkts beroende på olika årstider vid provtagningen.

ANLÄGGNING 1 Falkenberg 1
Industri lokal

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur 10 well-point spetsar på 6.5 m djup, passerar värmepumpen och släpps därefter ut i Ätran. Anläggningen startades hösten 1981. Värmepump: Freon kyl AB 30QD. Flöde: 100 l/min.



Figur 1. Principskiss över anläggning 1.

Geologi: Anläggningen ligger ett par hundra meter från Ätran. Jordarterna är sand och mo bildade som svämavlagringar. Lager av organiskt material är vanligt förekommande i området.

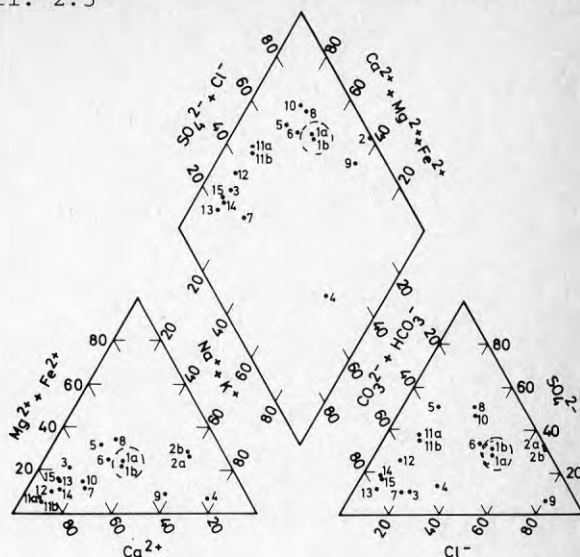
Vattenkvalitet: Vattnet har mycket höga halter av järn, mer än 16 mg/l, luktar starkt av svavelväte samt är hårt, 100d. Järnhalterna har stigit under observationstiden.

Övrigt: Vid starten av anläggningen, hösten 1981, uppstod problem med vattentillgången. Luft sögs in i systemet och värmepumpen fungerade otillfredsställande. Efter vissa justeringar erhöles tillräcklig mängd vatten för värmepumpen. Under våren -83 fungerade anläggningen inte alls. Man trodde även då att det var luft i systemet som orsakade problemen. Installation av nya avluftningsventiler skulle avhjälpa detta. Provtagning på platsen visade dock att det inte fanns någon luft i vattnet. Vattnet innehåller troligen andra gaser, tex svavelväte. Någon kontroll av igensättning av ledningarna hade då inte gjorts men vattenmätaren byttes, eftersom den slutat fungera på grund av järnutfällningar. Anläggningen användes inte 1984 och 1985. Stora korrosionsskador är konstaterade på wellpointspetsarna. Ny brunn skall borraras. Eftersom anläggningen inte användes -84-och-85 blev det omöjligt att ta mer prover och orsaken till problemen har inte blivit helt klarlagda.

Anläggning: Falkenberg 1
 Utloppsledning

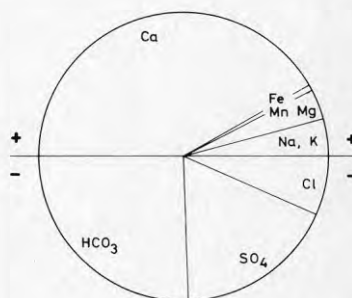
Problem: Korrosion på well-pointspetsar. Sand i systemet.

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 320
 S/cm = 600
 TOC mg/l = 14
 Si " = 14

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



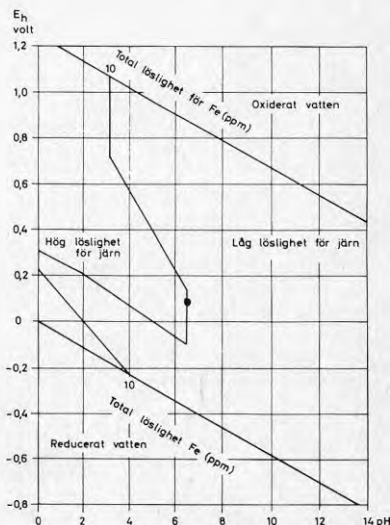
Järnbakterier: Gallionella har påvisats i vattnet

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 - mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 22
 Fe(min) " = 12.4
 Mn " = 0.3

Redoxpotential = <0.1 volt (beräknat)
 pH = 6.3

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.

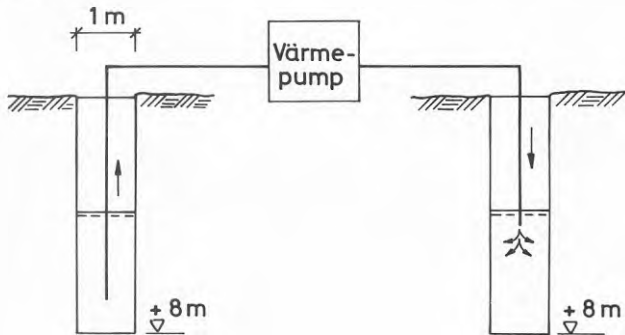


ANLÄGGNING 2 Falkenberg 2
Enfamiljshus

Tekniska uppgifter: Vatten tas ur en 8 m djup schaktbrunn och infiltreras i en likadan, 8 m djup infiltrationsbrunn. Anläggningen startades våren 1982 efter cirka ett års provdrift.

Värmepump:-

Flöde:-



Figur 2. Principskiss över anläggning 2.

Geologi: Anläggningen ligger i samma geologiska område som anläggning 1. Jordarten är sand med lager av tång och dy.

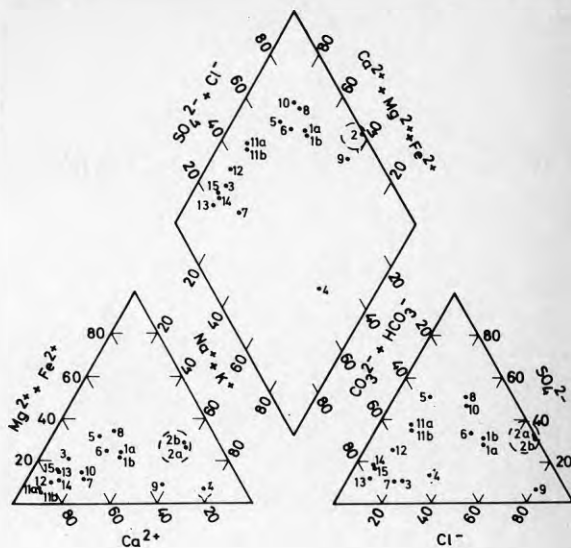
Vattenkvalitet: Vattenanalyserna är svårtolkade på grund av att vattnet har behandlats i brunnen. Järn- och mangan- halterna har därför varierat. Den naturliga järnhalten i vattnet är ungefär 1 mg/l. Vattnets pH är lågt, ca 5.7 och även den totala salthalten är låg.

Övrigt: Under provkörningstiden på cirka ett år rensades grundvattenpumpen från järnutfällningar ett par gånger. Järnfilter installerades därefter, dels före grundvattenpumpen och dels före värmepumpen. Anläggningen fungerade bra i något år. Under -84 och -85 uppstod stora driftsproblem som aldrig fick någon förklaring eller åtgärdades. Ägaren slutade använda systemet. Nu är brunnarna fulla med utfällt järn och troligen är systemet igensatt även i ledningar och värmepump. Anläggningen används inte.

Anläggning: Falkenberg 2

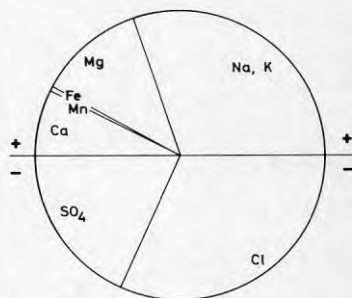
Problem: Igensättning i
brunnar och ledningar.

Figuren visar vattnets
viktigaste joner inlagda
i ett s k Piper-diagram.



TDS mg/l = 115- 162
S/cm = 249- 300
TOC mg/l = 5
Si " = 7

Cirkeldiagrammet visar för-
delningen av de viktigaste
an- och katjonerna i vattnet.



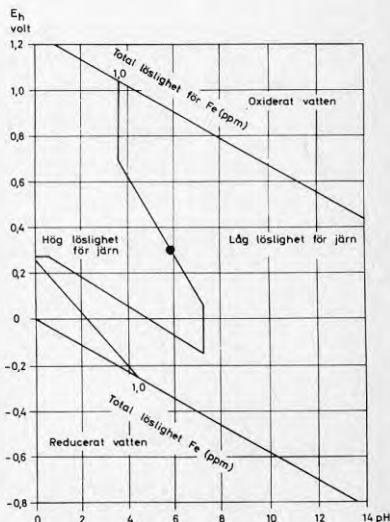
Järnbakterier: Gallionella har
påvisats i utfällningar

Utfällningspotential:
(se kapitel 4.4.2)
1.9 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 1.6
Fe(min) " = 0.2
Mn " = 0.3

Redoxpotential= 0.28 volt
pH = 4.5- 5.9

Diagrammet visar vattnets läge
i ett stabilitetsdiagram för
järnspecier.



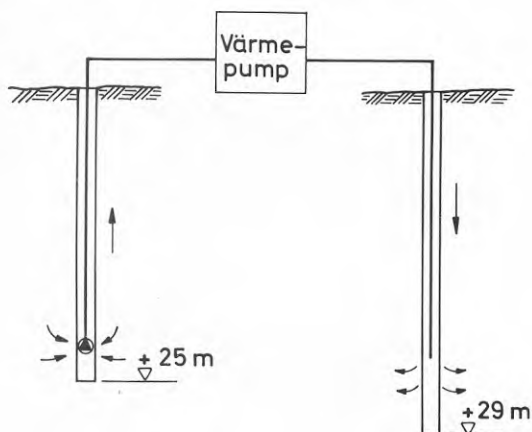
ANLÄGGNING 3 Malmö
Enfamiljshus

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 25 m djup borrhälsbrunn och infiltreras i en 29 m borrhälsbrunn.

Värmepump: Climaro

Flöde: 3 m³/h

Anläggningen startades våren 1982.



Figur 3. Principskiss över anläggning 3.

Geologi: Brunnarna är borrhälsbrunnar i kalkstensberggrund.

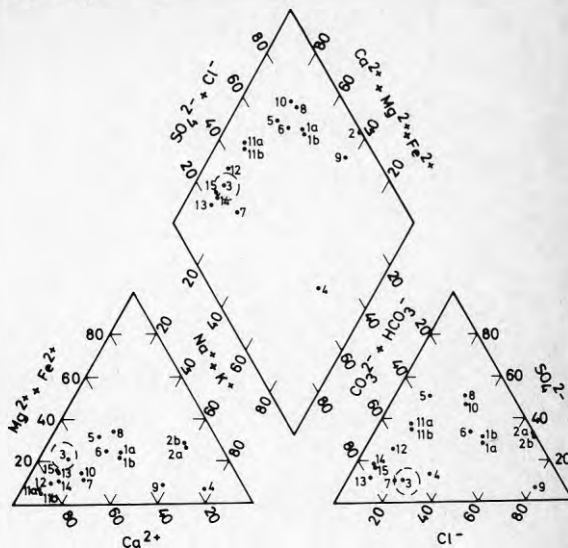
Vattenkvalitet: Vattnet innehåller relativt mycket järn, 0.9 mg/l och är mycket hårt, 220d.

Övrigt: Inga problem hittills.
Anläggningen ej använd 1984.

Anläggning: Nr 3 Malmö

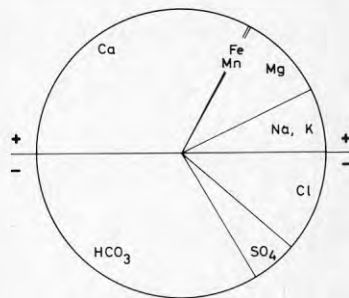
Problem: Inga

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 470
 S/cm = 710
 TOC mg/l = -
 Si " = -

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



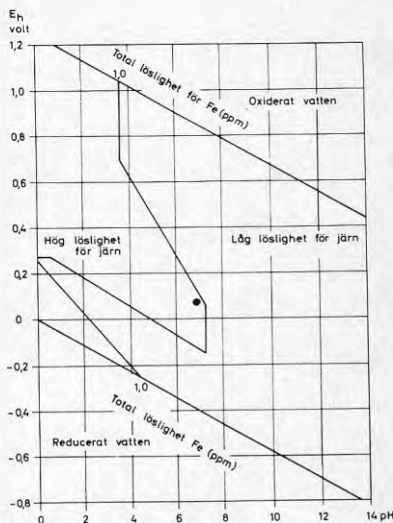
Järnbakterier: Ej undersökt

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 - mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l =
 Fe(min) " = 0.9
 Mn " = <0.05

Redoxpotential = 0.07 volt (beräkn.)
 pH = 7.2

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.

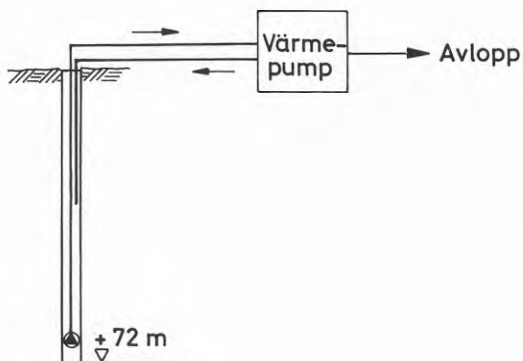


ANLÄGGNING 4 Mölnlycke
Stor villa

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 72 m djup, borrarad brunn och släpps dels tillbaka i samma brunn och dels till en spillvattenledning. Anläggningen startades 1982.

Värmepump: Pertinex

Flöde: 3,6 m³/h



Figur 4. Principskiss över anläggning 4.

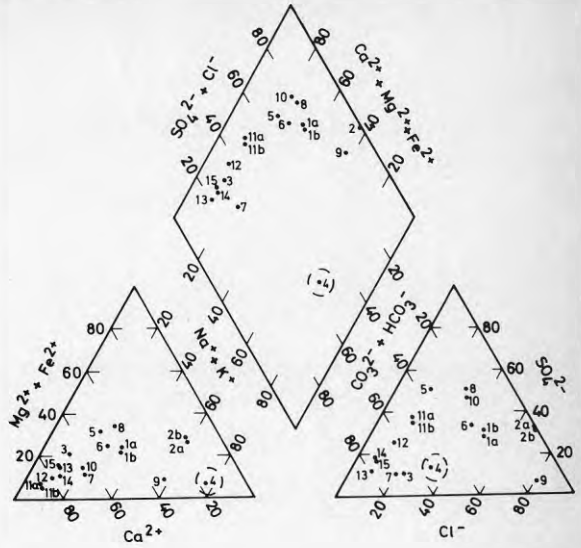
Geologi: Anläggningen ligger i ett område med gnejsberggrund.

Vattenkvalitet: Järn och mangan finns i vattnet, 0.6 respektive 0.2 mg/l. Järnbakterien Gallionella finns i utfällningar i rören. Anläggningen rensades 1985 med HCl. Flödet hade då sjunkit så att tillräcklig värmekapacitet ej erhöles. Efter rensningen har anläggningen fungerat bra.

Anläggning: Mölnlycke

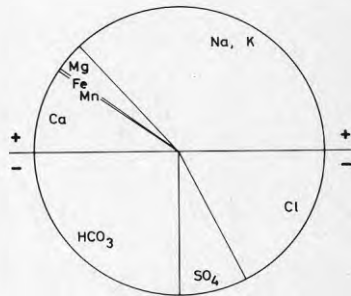
Problem: Igensättning i uttagsbrunnen

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 254
 S/cm = 430
 TOC mg/l = 2
 Si " = 9

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



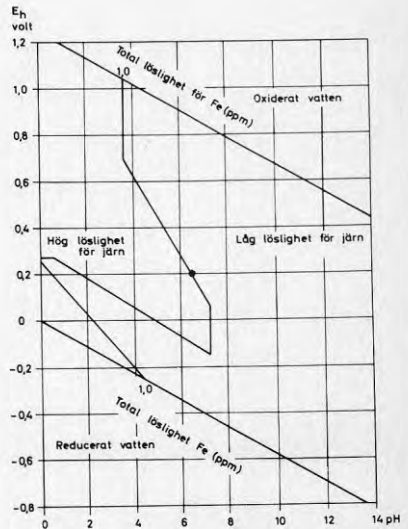
Järnbakterier: Gallionella har påvisats i vattnet.

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 1.7 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 0.9
 Fe(min) " = 0.4
 Mn " = 0.1

Redoxpotential = 0.21 volt
 pH = 6.4

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



ANLÄGGNING 5 Örebro Enfamiljsvilla

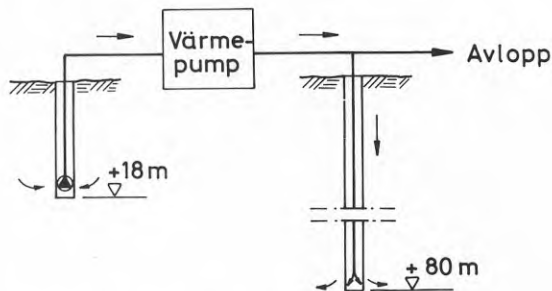
Tekniska uppgifter: Vatten tas ur en 18 m djup borrhållad brunn, infiltreras delvis i en 80 m djup brunn och släpps delvis på spillvattennätet.

Värmepump: Ahlsell Combi NT 5, 13,8 kW.

Flöde: 2.3 m³/h.

Temperatur: in 9.6°C, ut 6.5°C.

Anläggningen startades i februari 1982.



Figur 5. Principskiss över anläggning 5.

Geologi: Brunnarna är borrhållade i förskiffrad granit som överlagras av cirka 10 m lera.

Vattenkvalitet: Vattnet har höga järn- och manganhalter, 2.5 respektive 1.3 mg/l och är mycket hårt, 350d.

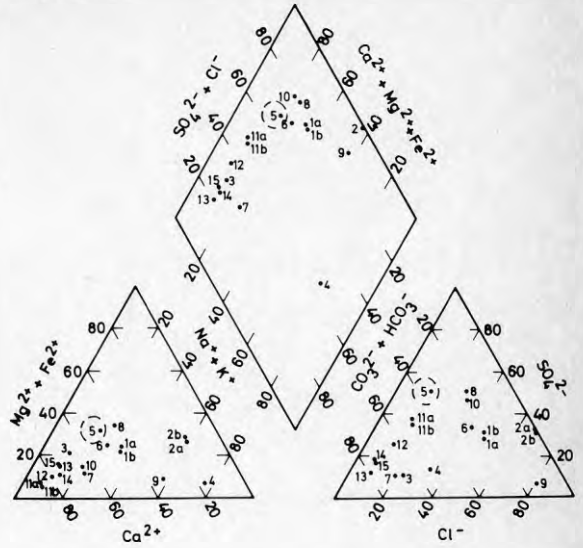
Övrigt: Det har funnits problem med järnutfällningar i anläggningen i stort sett hela driftstiden. Dessa har förekommit dels i grundvattenpumpen och uttagsbrunnen och dels i värmepumpen. Ett litet filter i intagsledningen har fått rensas från järnutfällningar ett flertal gånger. I februari 1983 satte värmepumpen helt igen av utfällningar. Rensning utfördes med utspädd HCl. En kort tid fungerade anläggningen igen men sedan återkom problemen.

Vid besök vid anläggningen kunde konstateras att returvattnet som inte infiltrerades i infiltrationsbrunnen bräddades över till uttagsbrunnen. Detta vatten släpptes ovanför vattenytan och syresattes, vilket medförde att järnet oxiderades och utfällt järn pumpades genom hela systemet. Problemen med igensättning blev så allvarliga att slutet system installerades 1984.

Anläggning: Örebro

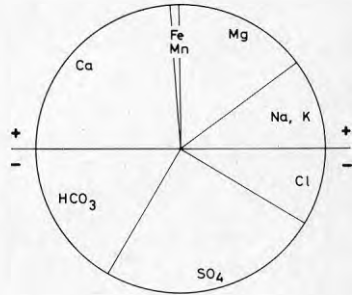
Problem: Igensättning av brunnar, ledningar och värmepump

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett s k Piper-diagram.



TDS mg/l = 400-500
 S/cm = 650-730
 TOC mg/l = 8-15
 Si " = 11

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



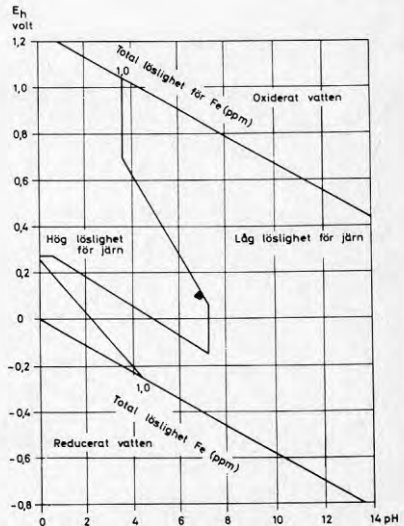
Järnbakterier: Gallionella har påvisats i utfällningar.

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 - mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 0.07 volt(beräkn.)
 Fe(min) " = 2.5
 Mn " = 2.3

Redoxpotential= volt
 pH = 7.0

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



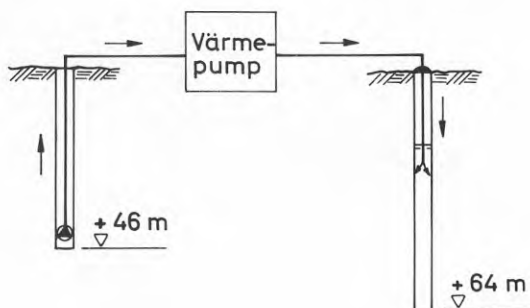
ANLÄGGNING 6 Helsingborg 1
Enfamiljsvilla

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en borrard brunn på 46 m djup och släpps ut i en 64 m djup infiltrationsbrunn.

Värmepump: IVT

Flöde:

Anläggningen startades i februari 1982.



Figur 6. Principskiss över anläggning 6.

Geologi: Från borrprotokollen för brunnarna kan följande lagerföljd utläsas:

0-5.5 m	sand och grus
5.5-16 m	skiffer och sandsten
16-26 m	sandsten med kollager
26-64 m	skiffer och sandsten

I Helsingborgstrakten innehåller sandstenen (Boserupsandstenen) lerjärnsten, vilken består av lerpartiklar sammankittade med järnkarbonat, FeCO_3 . Sandstenen överlagras av finkorningare sand eller mostenar, leror och kolskiffrar. Järn är påfallande vanligt i både de finkorniga och grovkorniga avlagringarna. De slutna, syrefria förhållandena medför att stora mängder järn kan lösas i grundvattnet.

Vattenkvalitet: Vattnet innehåller extremt mycket järn och mangan, 13.7 respektive 3.6 mg/l, mycket sulfat, 110 mg/l och är hårt, 10^od.

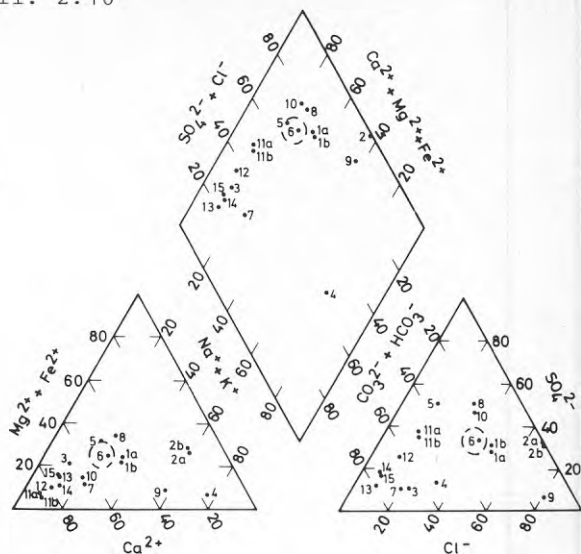
Övrigt Efter ett halvårs drift uppstod läckage i förångaren. Samtidigt ökade vattentrycket i ledningarna. Förångaren byttes eftersom den visade sig vara helt igensatt av järnutfällningar. Fortfarande var dock motståndet i intagsledningen stort. Infiltrationsbrunnen rensades med tryckluft. Efter två timmar var det stopp i anläggningen igen. Pumpen i uttagsbrunnen byttes också eftersom även den var igensatt. Infiltrationsbrunnen klarade efter rensningen med svårighet att ta

emot den aktuella vattenvolymen. När värmepumpen var igång stod brunnen under övertryck. Det gummilock som täcker infiltrationsbrunnen spändes upp och vid värmepumpens frånslag sögs det ner på grund av undertryck i brunnen. Backventil saknades. Problemen orsakade av järnutfällningar förvärrades. Efter flera misslyckade rensningsförsök installerades slutet system 1984.

Anläggning: Helsingborg 1

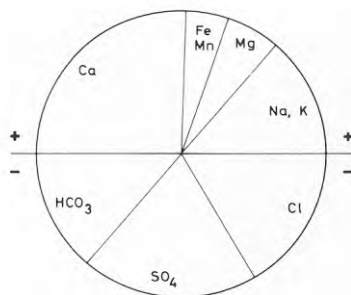
Problem: Igensättning av
brunnar, ledningar och värmepump

Figuren visar vattnets
viktigaste joner inlagda
i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 350
S/cm = 560
TOC mg/l = 2
Si " = 5

Cirkeldiagrammet visar för-
delningen av de viktigaste
an- och katjonerna i vattnet.



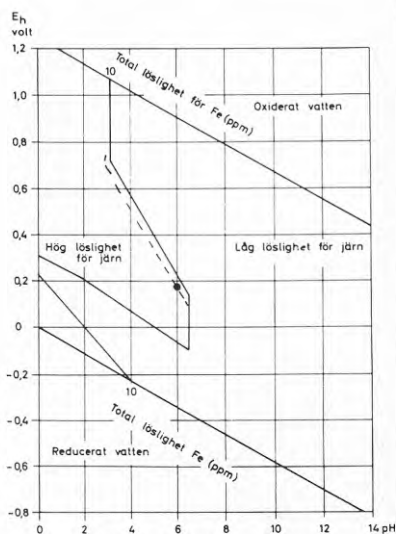
Järnbakterier: Gallionella har
konstaterats i utfällningar

Utfällningspotential:
(se kapitel 4.4.2)
- mg filterrest/48 h
(se bilaga 4)

Fe(max) mg/l = 16.3
Fe(min) " = 13.7
Mn " = 3.2

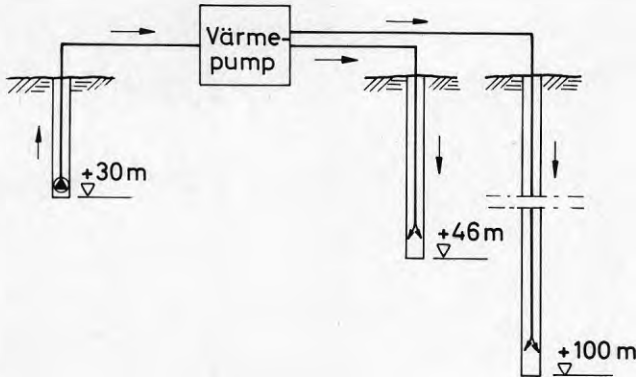
Redoxpotential= 0.18 volt (beräkn.)
pH = 6.0

Diagrammet visar vattnets läge
i ett stabilitetsdiagram för
järnspecier.



ANLÄGGNING 7 Helsingborg 2
Enfamiljsvilla

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 30 m djup borrhåll och släpps ut i två infiltrationsbrunnar, 46 respektive 100 m djupa.
Värmepump: IVT 2100
Flöde:-
Anläggningen installerades i december 1981.



Figur 7. Principskiss över anläggning 7.

Geologi: Enligt borrhållsprotokollen är lagerföljden:

0-3 m	sand
3-13 m	lera
13-50 m	skiffer och sandsten
50-100 m	sandsten

I Helsingborgsområdet innehåller sandstenen lerjärnsten, se anläggning 6.

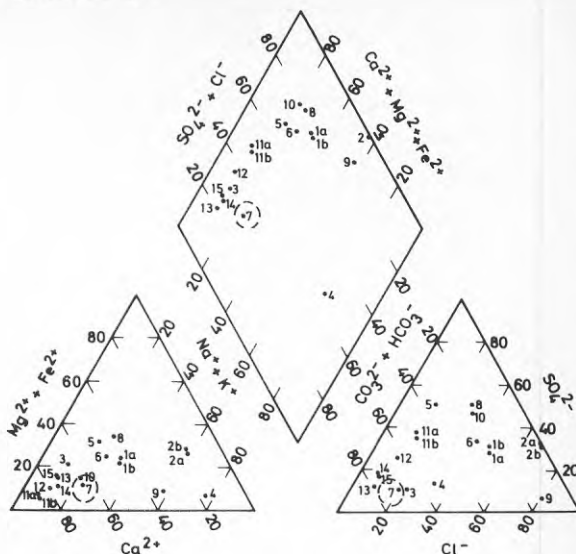
Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn, cirka 2 mg/l och är hårt, 13⁰d.

Övrigt: Hösten 1982 började vattnet stiga runt returborrhålet. Trycket steg i ledningarna. Vatten släpptes då på spillvattennätet. En ny, djupare infiltrationsbrunn borrhålades. Sedan dess har allt fungerat bra.

Anläggning: Helsingborg 2

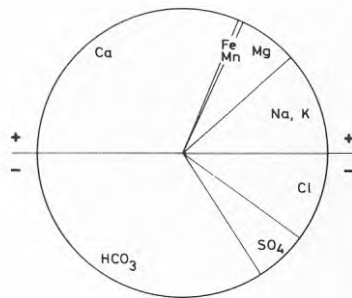
Problem: Inga

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 350
 S/cm = 580
 TOC mg/l = 3
 Si " = 6

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



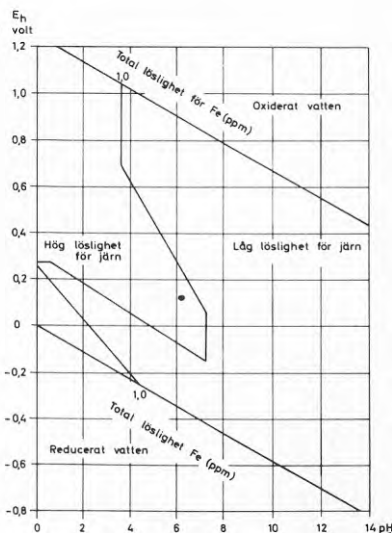
Järnbakterier: -

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 2.2 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 2.0
 Fe(min) " = 1.6
 Mn " = 0.1

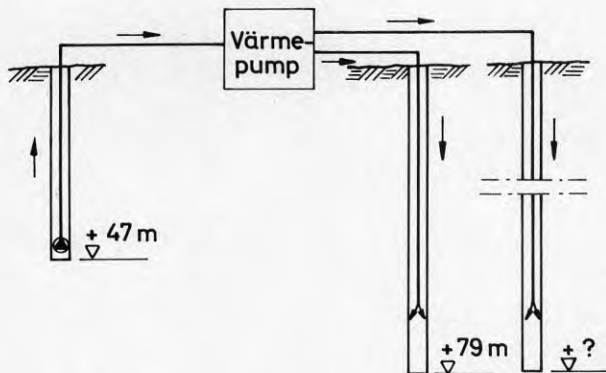
Redoxpotential= 0.155 volt
 pH = 6.2

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



ANLÄGGNING 8 Helsingborg 3
Enfamiljsvilla

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 47 m djup borrarad brunn och släpps ut i två infiltrationsbrunnar, 79 respektive ? m djupa.
Värmepump: Ahlsell NT 00 800, 3 + 3 kW.
Flöde: 1200 l/tim.
Anläggningen startades i november 1981.



Figur 8. Principskiss över anläggning 8.

Geologi: Enligt borrarprotokollet är lagerföljden:

0-3.0 m	lerblandat grus
3-26.5 m	sandsten
26.5-42 m	skiffer
42-47 m	sandsten

I Helsingborgsområdet innehåller sandstenen järnrik lerjärnsten, se anläggning 6.

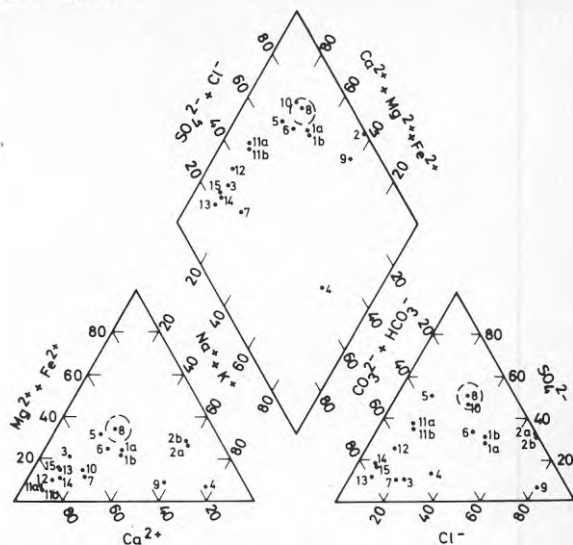
Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn och mangan, 17 respektive 4 mg/l samt mycket sulfat 125 mg/l.

Övrigt: När anläggningen startades uppstod efter en kort tid problem med infiltrationen av vattnet. En ny brunn borrarades samt en reservledning till spillvattennätet installerades. Efter en tid upptäcktes att bägge infiltrationsbrunnarna var igensatta av järnutfällningar. Vattnet hade bräddats ut på spillvattennätet när infiltrationsbrunnarna började fungera dåligt. På spillvattenledningen fanns ingen backventil och luft sögs in i systemet när värmepumpen slog ifrån. Detta förvärrade igensättningen i infiltrationsbrunnen men tycks ha förhindrat allvarlig igensättning i värmepump och ledningar, se bilaga 4. Slutet system installerades 1984.

Anläggning: Helsingborg 3

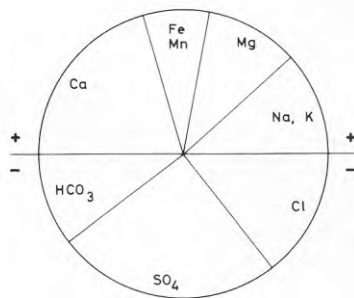
Problem: Igensättning i infiltrationsbrunnen

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 340
 S/cm = 520
 TOC mg/l = 2
 Si " = 4

Kirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



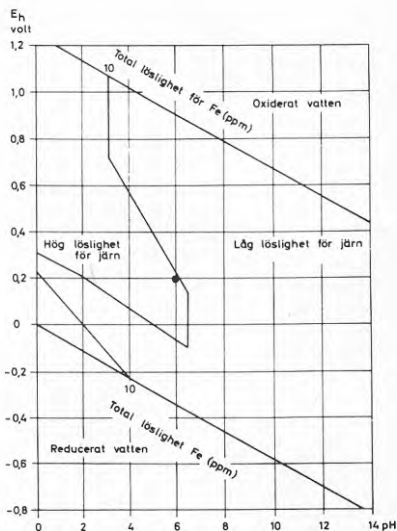
Järnbakterier: Gallionella har påvisats i utfällningar

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 - mg filterrest/48 h
 (se bilaga 4)

Fe(max) mg/l = 21.6
 Fe(min) " = 17.7
 Mn " = 4

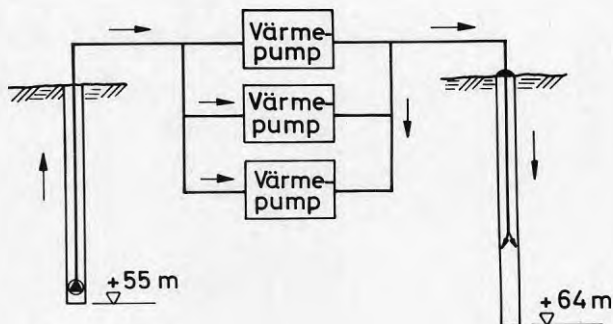
Redoxpotential= 0.2 volt (beräkn.)
 pH = 6.0

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



ANLÄGGNING 9 Helsingborg 4
Tre enfamiljsvillor.

Tekniska uppgifter: Vattnet tas från en 55 m djup borrarad brunn och släpps i en 64 m djup infiltrationsbrunn. Brunnarna försörjer tre värmepumpar i tre intilliggande hus med vatten.
Värmepumpar: Pertinex OM300, OM500 x 2.
Flöde: 300 l/min.
Anläggningen startades i april 1983.



Figur 9. Principskiss över anläggning 9.

Geologi: Enligt borrhprotokollen är lagerföljden:

0-10 m	sand
10-22 m	lerblandat grus
22-25 m	skiffer
25-64 m	sandsten och skiffer

I Helsingborgsområdet innehåller sandstenen järnrik lerjärnsten, se anläggning 6.

Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn, 2.9 mg/l och har en mycket hög ledningsförmåga på grund av höga halter av bl a klorid och sulfat, 710 respektive 80 mg/l. Vattnet luktar starkt av svavelväte, är korrosivt och mycket hårt, 36⁰d

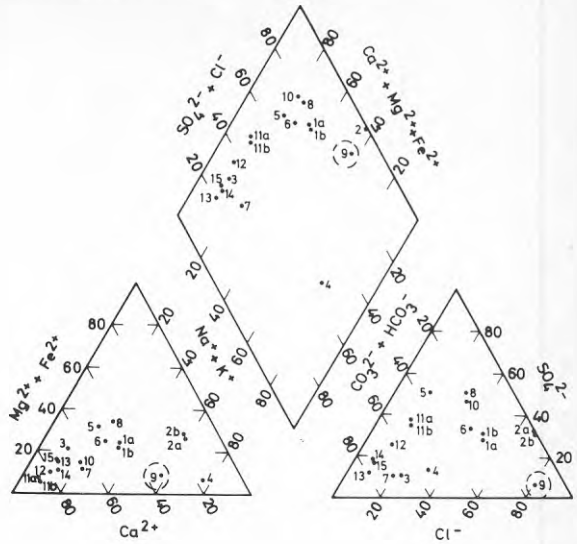
Övrigt: Efter ett par veckors drift uppstod problem med infiltrationen. Vatten sprutade upp ur brunnen. Tills vidare har detta lösts med hjälp av ett hårt åtskruvat gummilock på infiltrationsbrunnen.

Inga problem har hittills uppstått p g a vattenkvaliten.

Anläggning: Helsingborg 4

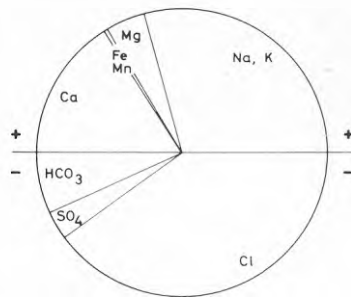
Problem: Inga

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett s k Piper-diagram.



TDS mg/l = 1540 -1960
 S/cm = 2600 -2950
 TOC mg/l = 2 -5
 Si " = 6

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



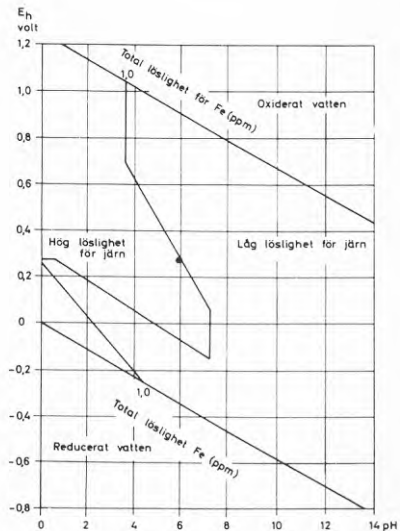
Järnbakterier: -

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 7.9 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 3.8
 Fe(min) " = 2.9
 Mn " = 0.1

Redoxpotential= 240mV
 pH = 6.0

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



ANLÄGGNING 10 Lomma
Enfamiljshus

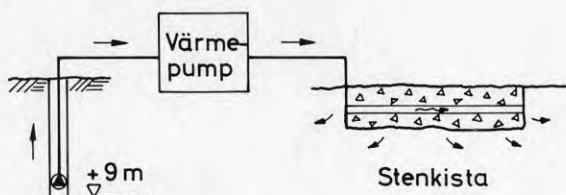
Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 9 m djup jordborrad brunn och släpps ut i en 15 m lång stenkista fylld med singel. Vattnet leds ut i singelbädden genom ett dräneringsrör av tegel.

Värmepump: IVT 2200.

Flöde: 2100 l/h.

Temperatur: in 11°C, ut 8°C.

Anläggningen startades i november 1982.



Figur 10. Principskiss över anläggning 10.

Geologi: Jordarten i området är sand med lager av organiskt material och järnsulfid.

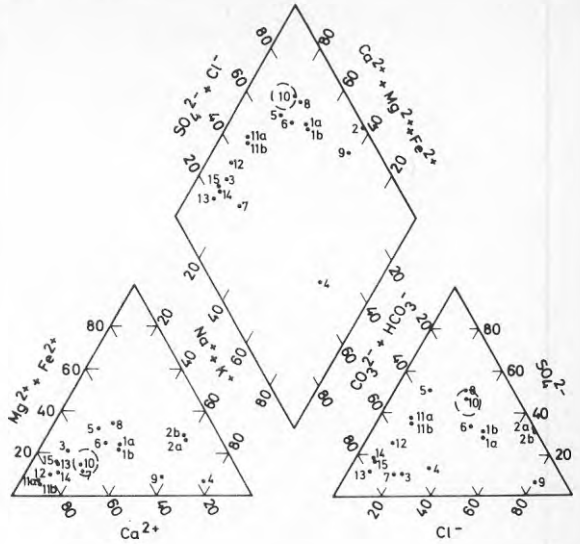
Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn och relativt mycket mangan, 6.3 respektive 0.33 mg/l. Även sulfathalten är mycket hög, 170 mg/l och vattnet är hårt, 15 °d.

Övrigt: Efter en kort tids drift uppstod problem med flödet. Temperaturen sjönk till 3°C i utloppsledningen. I mars 1983 var rören igensatta av järnutfällningar. De tvättades då med "syradisk", vilket tillfälligt hjälpte. Ny tvättning utfördes under sommaren. Rensningen har upprepats ett par gånger per år och på så sätt har driften hållits igång.

Anläggning: Lomma

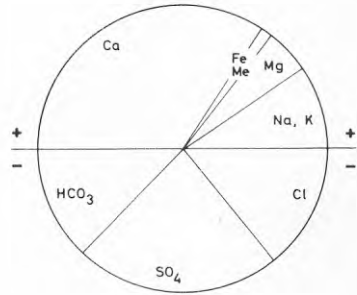
Problem: Igensättning i ledningar och värmepump

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 465
 S/cm = 620
 TOC mg/l = 3
 Si " = 9

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



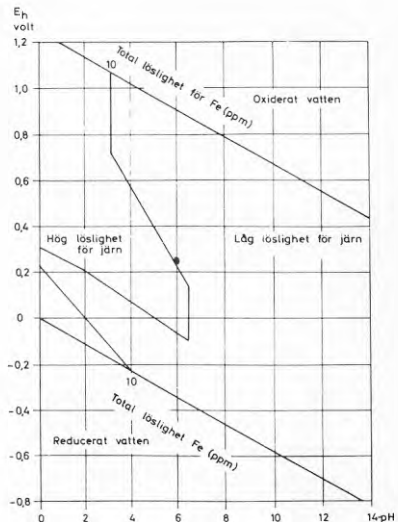
Järnbakterier: Gallionella har konataterats i utfällningar

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 15.6 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 6.3
 Fe(min) " = 3.9
 Mn " = 0.35

Redoxpotential= 240 mV
 pH = 6.0

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



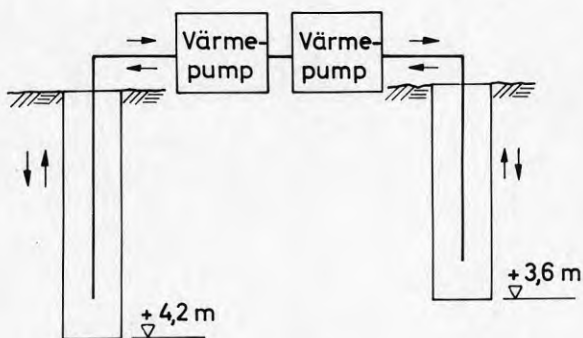
ANLÄGGNING 11 Kävlinge
Industrilokal

Tekniska uppgifter: vatten tas ur en 3.6 m djup grävd brunn och släpps ut i en 4.2 m djup brunn. Brunnarna kan användas växelvis som uttagsrespektive infiltrationsbrunnar.

Värmepump: Ahlsell S 5005, 2 st

Flöde: 80 l/min.

Anläggningen startades i september 1982.



Figur 11. Principskiss över anläggning 11.

Geologi: Jordarten i området är sand.

Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn, 2 mg/l, mangan, 0.3 mg/l och sulfat, 225 mg/l samt är mycket hårt, 340d.

Övrigt: Problem uppstog i början med järnutfällningar på grund av att infiltrationsvattnet släpptes ovanför vattenytan. Detta åtgärdades och sedan dess har allt fungerat bra.

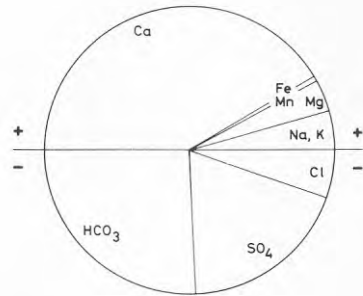
Anläggning: Kävlinge 1 och 2

Problem: Järnutfällningar i brunnarna i början av driften

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



	1	2
TDS mg/l	= 690-830	640-860
S/cm	= 900-1060	910-1060
TOC mg/l	= 4 -10	4 - 29?
Si "	= 7	7



Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.

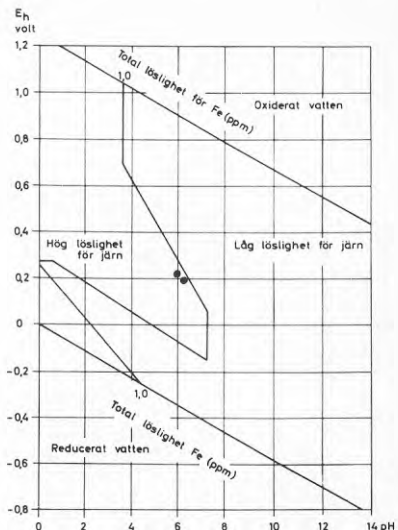
Järnbakterier: Gallionella har konstaterats i vattnet

Utfällningspotential:
(se kapitel 4.4.2)
1: 5.7, 2: 7.2 mg filterrest/48 h

	1	2
Fe(max) mg/l	= 3.1	3.8
Fe(min) "	= 2.3	0.5
Mn "	= 0.3	0.3

Redoxpotential= 220 200 mV
pH = 6.0 6.3

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



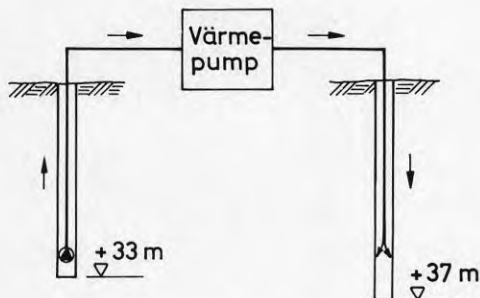
ANLÄGGNING 12 Ystad 1
Enfamiljshus

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 33 m djup borrhud brunn och släpps ut i en 37 m djup infiltrationsbrunn.

Värmepump: IVT 2100

Flöde: 2400 l/h, 40 l/h.

Anläggningen togs i drift i april 1983.



Figur 12. Principskiss över anläggning 12.

Geologi: Enligt borrhudprotokollen är lagerföljden:

0-9 m	sand eller sandblandad lera
9-20 m	lera och grus
20-29 m	sand
29-33 m	grus
33-37 m	kritkalksten

Berggrunden i Ystad består av kritkalksten som är mycket uppsprucken i ytan och ger stora grundvattenmängder.

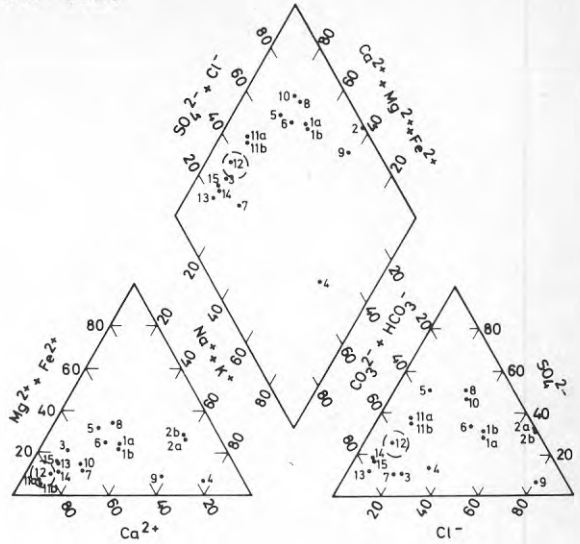
Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn, 1,7 mg/l, sulfat, 95 mg/l och är mycket hårt 220d. Det luktar även starkt av svavelväte.

Övrigt: Pumpen satte igen av järnutfällningar i början. Detta avhjälptes genom att ändra flödesriktning så att pumpens självrensande förmåga utnyttjades. Sedan dess har allt fungerat bra.

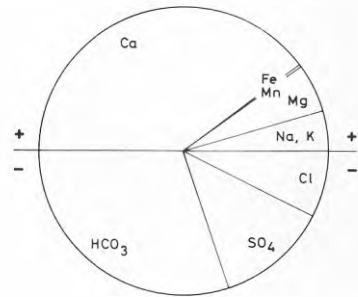
Anläggning: Ystad 1

Problem: Igensättning
i pumpen i början

Figuren visar vattnets
viktigaste joner inlagda
i ett s k Piper-diagram.



TDS mg/l = 450
S/cm = 730
TOC mg/l = 2
Si " = 12



Cirkeldiagrammet visar för-
delningen av de viktigaste
an- och katjonerna i vattnet.

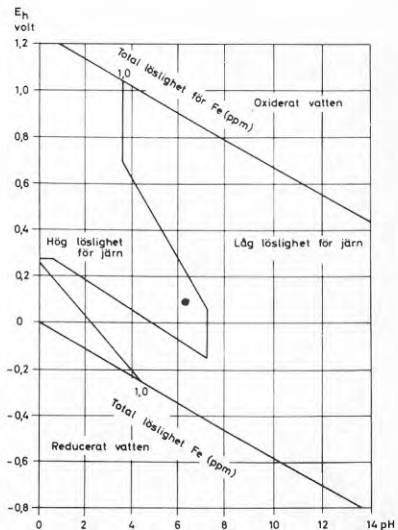
Järnbakterier: -

Utfällningspotential:
(se kapitel 4.4.2)
4.2 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 2.4
Fe(min) " = 1.6
Mn " = <0.1

Redoxpotential = 105 mV
pH = 6.3

Diagrammet visar vattnets läge
i ett stabilitetsdiagram för
järnspecier.



ANLÄGGNING 13 Ystad 2
Hyreshus, 10 lägenheter

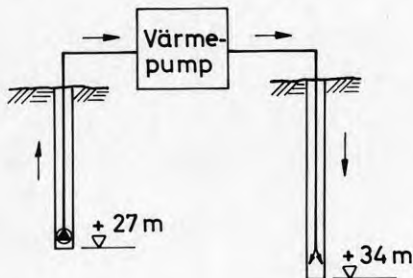
Tekniska uppgifter: Vatten tas ur en 27 m djup borrarad brunn och släpps ut i en 34 m djup infiltrationsbrunn.

Värmepump: Climaro 150 kW

Flöde: 150 l/min, 9000 l/h

Temperatur: in 11°C, ut 0°C

Anläggningen installerades i mars 1983.



Figur 13. Principskiss över anläggning 13.

Geologi: Enligt borrhprotokollen är lagerföljden:

0-6 m	sand
6-10 m	lera
10-15 m	grusblandad lera
15-34 m	krita

Berggrunden i Ystad består av kritkalksten som är mycket uppsprucken i ytan och ger stora grundvattenmängder.

Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn, 2 mg/l och är hårt, 17⁰d.

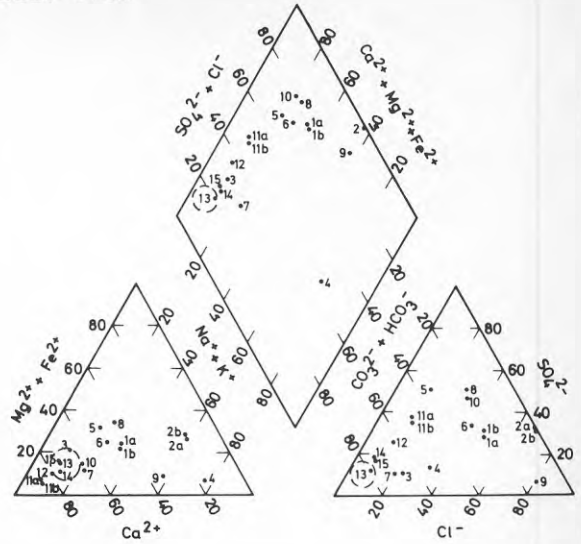
Övrigt: Inga problem på grund av vattenkvaliten har konstaterats.

Ny djupare uttagsbrunn borrhades 1985 på grund av termisk kortslutning mellan den gamla uttagsbrunnen och infiltrationsbrunnen.

Anläggning: Ystad 2

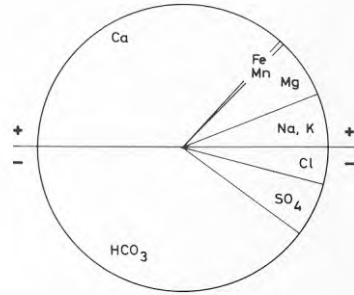
Problem: Termisk kortslutning

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 385
 S/cm = 650
 TOC mg/l = 2
 Si " = 11

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



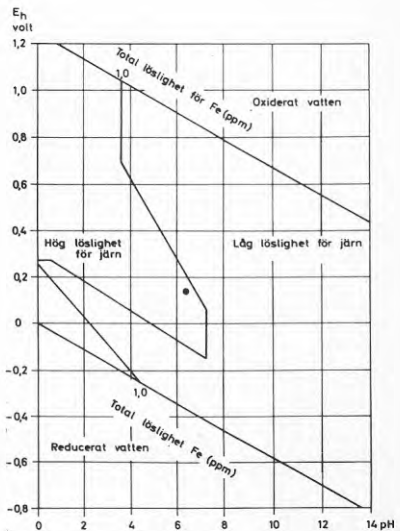
Järnbakterier: -

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 2.7 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 3.8
 Fe(min) " = 1.7
 Mn " = 0.1

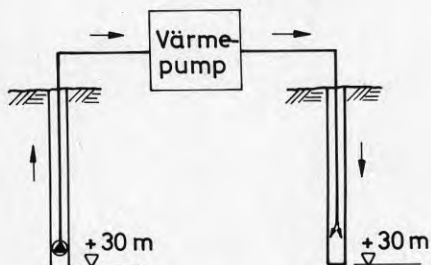
Redoxpotential = 150 mV
 pH = 6.4

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



ANLÄGGNING 14 Ystad 3
Hyreshus

Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 30 m djup, borrar brunn och släpps i en 30 m djup infiltrationsbrunn.
Värmepump: Climaro P00 PSO 10 009, 12 kW
Flöde: 150 l/min, 9000 l/h
Anläggningen startades i september 1982.



Figur 14. Principskiss över anläggning 14.

Geologi Kritformationen i Ystad.

Berggrunden i Ystad består av kritkalksten som är mycket uppsprucken i ytan och ger stora grundvattenmängder.

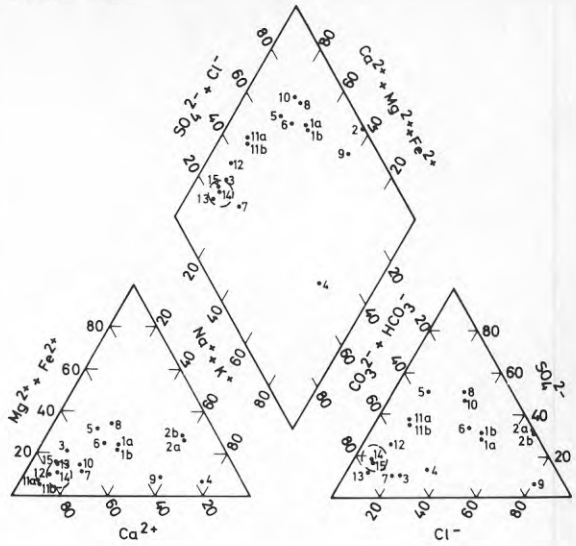
Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn, 2 mg/l och sulfat, 70 mg/l samt är mycket hårt, 200d.

Övrigt: Inga problem är konstaterade.

Anläggning: Ystad 3

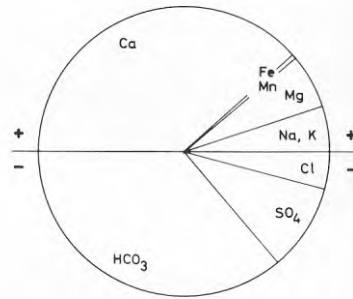
Problem: Inga

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 430
 S/cm = 650
 TOC mg/l = 5
 Si " = 12

Kirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



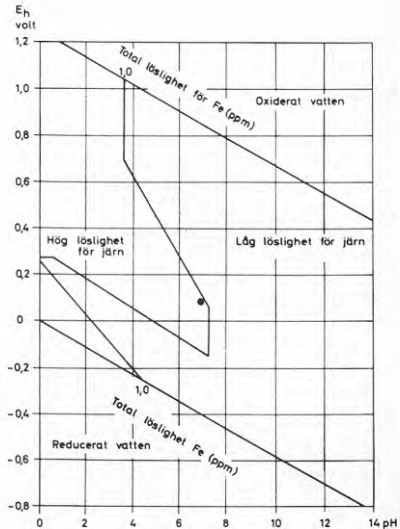
Järnbakterier: -

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 3.6 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 2.0
 Fe(min) " = 1.9
 Mn " = <0.1

Redoxpotential = 80 mV (beräkn.)
 pH = 6.9

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



ANLÄGGNING 15 Ystad 4
Församlingshem

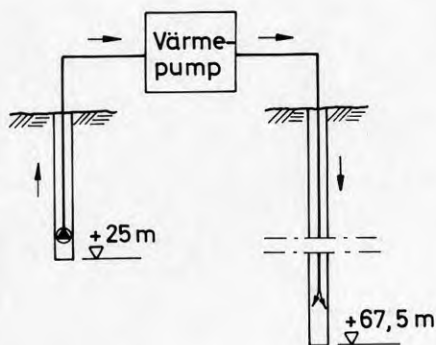
Tekniska uppgifter: Vattnet tas ur en 24.8 m borrarad brunn och släpps i en 67.5 m djup infiltrationsbrunn.

Värmepump: Carrier heat machine

Flöde: -

Temperatur: in 10°C, ut 5°C.

Anläggningen startades i januari 1983.



Figur 15. Principskiss över anläggning 15.

Geologi: Enligt borrarprotokollen är lagerföljden:

0-9 m	sand och grus
9-14 m	lera
14-15 m	grus
15-68 m	kritkalksten

Berggrunden i Ystad består av kritkalksten som är mycket uppsprucken i ytan och ger stora grundvattenmängder.

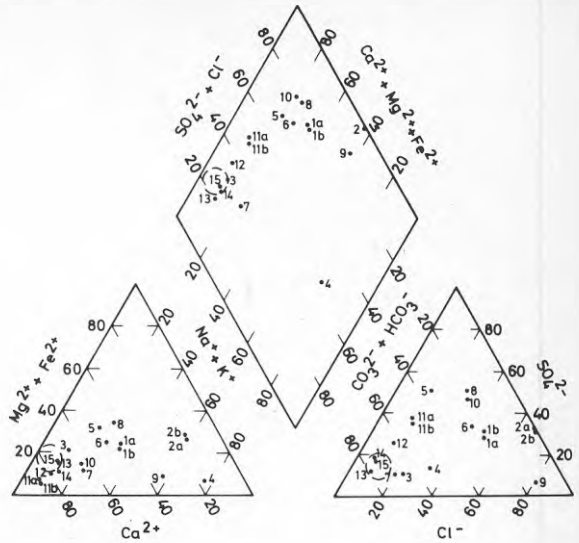
Vattenkvalitet: Vattnet innehåller mycket järn, 1.7 mg/l och sulfat, 60 mg/l samt är mycket hårt, 200d.

Övrigt: 1984 uppstod problem med infiltrationsbrunnen, som åtgärdats. Orsaken till problemen är okända.

Anläggning: Ystad 4

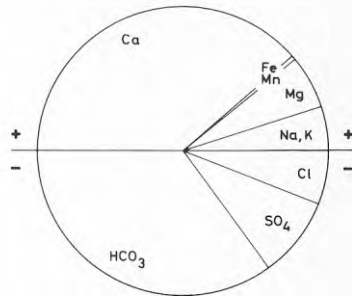
Problem: Inga

Figuren visar vattnets viktigaste joner inlagda i ett sk Piper-diagram.



TDS mg/l = 410
 S/cm = 680
 TOC mg/l = 2
 Si " = 12

Cirkeldiagrammet visar fördelningen av de viktigaste an- och katjonerna i vattnet.



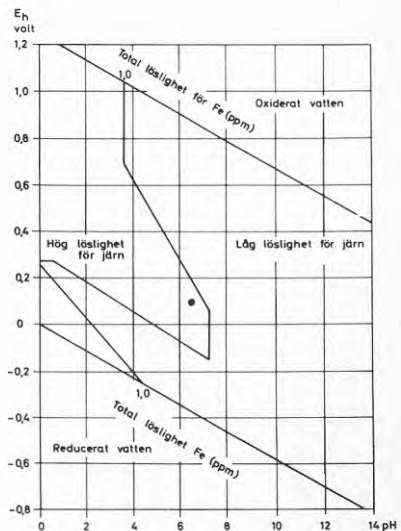
Järnbakterier: -

Utfällningspotential:
 (se kapitel 4.4.2)
 2.6 mg filterrest/48 h

Fe(max) mg/l = 2.1
 Fe(min) " = 1.7
 Mn " = 0.1

Redoxpotential = 105 mV
 pH = 6.4

Diagrammet visar vattnets läge i ett stabilitetsdiagram för järnspecier.



RAPID BIOFILM DEVELOPMENT IN DEEP GROUND WATER BY *GALLIONELLA FERRUGINEA*

by KARSTEN PEDERSEN and EVA-LENA HALLBECK, Department of Marine Microbiology, University of Göteborg, Carl Skottsbergs gata 22, S-413 19 Göteborg, Sweden

Abstract

The development of *Gallionella ferruginea* biofilms and the associated iron precipitation in flowing ground water from two 46 m deep wells were studied over 48 h. The bacterium formed biofilms of up to 1.76 μg total organic carbon per cm^2 with 18.8 μg precipitated iron per cm^2 . Microscopic observations revealed multilayered net-works of the bacterium mixed with iron precipitates. Intermittent turbulence decreased the biofilm development by a factor of three. The experimental set-up proved to be a useful tool for determination of potential clogging problems and showed that *G. ferruginea* may constitute an important problem in the development of ground water heat pump technology.

Key words: *Gallionella ferruginea* - ground water - biofilm - iron clogging - heat pump.

Sammanfattning

Det snabbt ökande utnyttjandet av grundvattenvärmepumpar har aktualiserat ett gammalt problem där järnbakterier sätter igen rörsystem. Denna undersökning beskriver hur *Gallionella ferruginea* bildar biofilmer och samtidigt faller ut järn i ett rinnande grundvatten från två närliggande 46 m djupa brunnar i Helsingborgsområdet. Efter 48 h exponering av testytorna hade som mest 35 μm tjocka beläggningar bildats på ytorna. Dessa beläggningar bestod till största delen av stälkar från *G. ferruginea* och en del utfällt järn. En intermittent turbulens över testytorna minskade beläggningens mängd med en faktor 3. Den experimentella utrustningen, baserad på en biofilmreaktor, visade sig vara användbar för bedömning av ett grundvattens igensättningspotential. Undersökningen visade även att bakterien har förmåga att mycket snabbt bilda biofilmbeläggningar i djupa grundvatten och att den kan utgöra ett stort problem vid utnyttjande av grundvatten för värmeproduktion.

Introduction

The use of ground water for heat production with heat pumps is a growing technology. The risk for clogging problems due to iron precipitation is significant with ground waters rich in iron. Current research often shows *Gallionella ferruginea* growing in iron precipitation in impaired systems (Kuntze 1982). This paper point out the potential clogging problem for heat pumps posed by *G. ferruginea*.

The bacterium is most abundant in pure iron-bearing waters that contain only small amounts of organic material (Hanert 1981). Common values for physicochemical factors measured in *G. ferruginea* habitats are 8-16°C, pH 5.5-7.6, Eh 200-320 mV, 0.1-1 $\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, 5-25 $\text{mg iron} \cdot \text{l}^{-1}$ and more than 20 $\text{mg HCO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Ground water frequently has such values. Chemolithotrophic energy metabolism is proposed for *G. ferruginea* (Hanert 1982) which metabolism would favour an organism living in nutrient-poor environment like deep ground water.

Materials and Methods

Well descriptions. Two ground water wells in Helsingborg, Sweden, were investigated. The ground in the area consists of shale and sandstone and is rich in deposits of FeCO_3 mixed with clay. The wells had depths of 46 m and drained the same ground water flow. After use the water was infiltrated back to the ground through 75 m deep wells. The continuous flow through the heat pumps was 1.2 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ but in practice the pumps were run intermittently in response to thermostats. Heat pump system 1 was constructed so that at every pump stop air was sucked back through the system causing turbulence over the test surfaces.

Test system. Two biofilm reactors (Figure 1; cf. Pedersen 1982a) were connected in series to each of the two heat pump systems. The first reactor contained 12 PVC test surfaces 60×24×1 mm while the second reactor had 20 glass test surfaces 60×24×0,17 mm. The flows over the test surfaces in each reactor

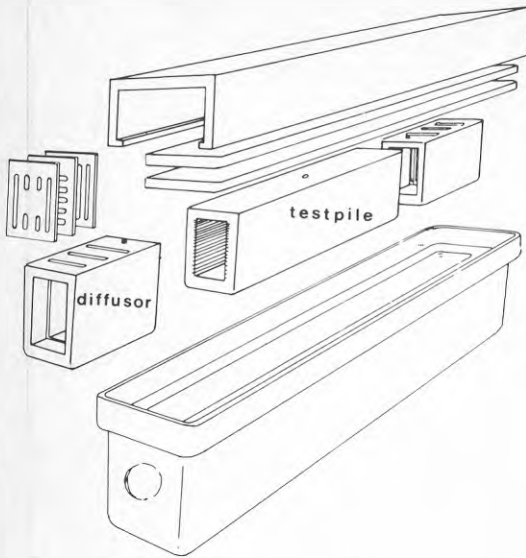


Figure 1. The biofilm reactor made of polycarbonate. The overall dimension of the reactor, including the lid, is 340×85×73 mm. The outside dimension of the test pile is 140×50×40 mm and the flow area through an empty test pile is 31.5×21 mm. When sampling the surfaces the test pile is raised by means of a small lift.

were adjusted to 10 cm · s⁻¹ and 7 cm · s⁻¹ respectively. The experiments were run for 48 h.

Iron analysis. Five test surfaces were sampled from each reactor after 48 h. Each surface was extracted at 20°C for 24 h with 25 ml of 1 % H₂SO₄ and the extract was analyzed photometrically with 2,4,6-tripyridyl-s-triazine as reagent for iron (Dougan-Wilson 1973).

Table 1. The major physicochemical constituents of the water obtained from the wells no. 1 and no. 2.

Physicochemical constituents	Well no. 1	Well no. 2
pH	6.37	6.27
Temp. °C	6	7
O ₂ mg/l	<0.1	<0.1
HCO ₃ ⁻¹	97.5	100
Fe »	21.6	16.3
Cl ⁻¹ »	70	94
NO ₃ -N »	<0.1	<0.1
NO ₂ -N »	<0.01	<0.01
TOC »	1.75	1.74
Total P »	0.031	0.023
Si »	4.1	5.3
Al »	1.9	1.8
Ca »	44	56.6
Mg »	11.6	9.0
Na »	35	40
K »	3.5	3.1
Mn »	3.6	2.8

Table 2. TOC production and iron precipitation on surfaces exposed for flowing ground water after 48 h. Numbers in parentheses indicate the 95 % confidence interval (n=5).

Well no.	Surface	TOC µg/cm ²	Fe µg/cm ²
1	Glass	0.59 (±0.09)	5.01 (±0.67)
1	PVC	0.63 (±0.06)	5.55 (±0.55)
2	Glass	1.76 (±0.26)	18.8 (±2.20)
2	PVC	1.45 (±0.23)	15.0 (±1.93)

Total Organic Carbon (TOC) analysis. Five test surfaces were sampled from each reactor after 48 h. Each surface was extracted for 24 h with 25 ml of H₃PO₄ at pH 2 and the extract was analyzed for TOC. Each extract was sparged free of inorganic carbon with N₂ for 4 min and the remaining organic carbon was oxidized for 3 min by Na₂S₂O₈ and UV-light at 70°C to CO₂, which was subsequently analyzed by infrared (IR) spectrophotometry with an Astro model 18-50 IR analyser.

Microscope observations. The biofilms that developed on the glass surfaces were examined and photographed with an Olympus BH-2 microscope equipped with a Normarski differential interference contrast attachment (BH2-NIC) and an Olympus PM-10AD photomicrographic system.

Results

Table 1 shows the major physicochemical constituents of the water obtained from wells 1 and 2 tested in systems 1 and 2 respectively. Table 2 compares the TOC production and iron precipitation on surfaces exposed to flowing groundwater from wells 1 and 2 after 48 h and shows that the surfaces in system 1 were less colonized than in system 2 by a factor of 3. Table 2 also shows that no significant differences were found for film formation on PVC and glass surfaces in either system.

The biofilm formed in system 2 was a 25-35 µm thick net-work consisting of *Gallionella ferruginea* stalks, apical cells and precipitated iron (Figure 2b). From the microscope observations it could be concluded that *G. ferruginea* constituted the major part of the biofilm volume when compared with the volume of precipitated iron. The biofilm in system 1 was reduced by turbulence and large sheets had been peeled of the surface (Figure 2a).

Discussion

The experimental equipment was easy to handle and gave data with about 10 % standard deviation. The biofilm reactor did prove to be a useful instrument for the prediction of potential iron clogging problems. The two systems studied developed clogging prob-

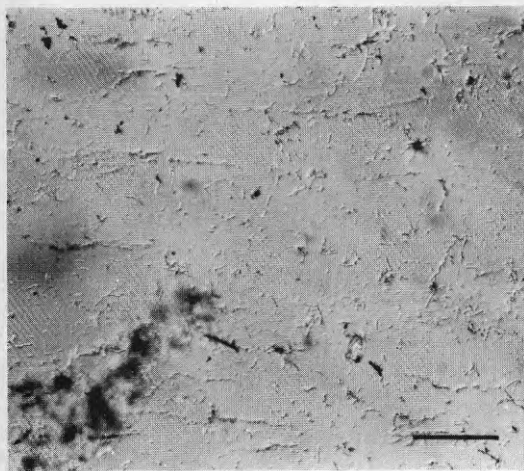


Figure 2a. Biofilms formed in the biofilm reactor in system 1 under turbulent conditions. Bar indicates 100 μm .

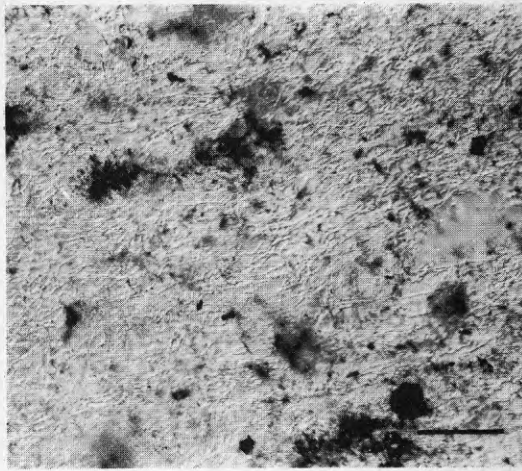


Figure 2b. Biofilms formed in the biofilm reactor in system 2 without turbulence. Bar indicates 100 μm . The stalks of *Gallionella ferruginea* can be seen as twisted bands crossing Figure 2b in several layers while fragments of stalks remain on the test surface in Figure 2a. The viable kidneyshaped apical cells of *G. ferruginea* are not possible to distinguish. The dark areas of the pictures are precipitated iron.

lems so severe that both had to be rebuilt with closed primary heat exchange tubes in the wells. Furthermore, the microscope observations clearly revealed the important role of *G. ferruginea* stalks which strongly contributed to the development of clogging material in the systems studied.

The intermittent turbulence in system 1 reduced the biofilm amount on the test surfaces by removing sheets of biofilm (Figure 2a). However, turbulence could not be recommended as a measure against iron clogging in the systems studied. The material that was removed by the turbulence clogged the infiltration well instead of the heat exchanger. If a discharge system less sensitive to suspended material like a river or a lake can be used without harming the environment, turbulence may be a possible method for reduction of iron clogging problems.

The water composition of the well waters agrees with that Hanert reported to be common for *G. ferruginea* habitats (Hanert 1981). The biofilm formation was very rapid. In comparison, marine biofilm organisms reached 0.4 μg dry weight $\cdot \text{cm}^{-2}$ on surfaces in similar experimental systems exposed to flowing unsupplemented seawater for 48 h (Pedersen 1982b). The initial biofilm development of *G. ferruginea* was then several times faster even if the dry weight of the precipitated iron is excluded from the biofilm weight. The comparison is made on the assumption that *G. ferruginea* stalks and apical cells constituted the main part of the TOC. No other organisms were observed under the microscope. The obtained rapid growth rate of the chemolithotropic *G. ferruginea* in nutrient poor habitats like those well waters nicely demonstrates the fascinating adaptability of bacteria.

Acknowledgements

We thank Kenneth Johnson for valuable comments and criticism of the manuscript.

References

- Dougan, W. K. & Wilson, A. L. 1973. Absorptiometric determination of iron with T.P.T.Z. – *Water Treat. Exam.* 22: 100–113.
- Hanert, H. H. 1981. The Genus *Gallionella*. – In Starr, M. P., Stolp, H., Truper, H. G., Balows, A. & Schlegel, H. G. (eds). *The Prokaryotes. A Handbook on Habitats, Isolation and Identification of Bacteria* 1:509–515. Springer-Verlag, Berlin.
- Hanert, H. H. 1982. The evidence of chemolithotrophic life of *G. ferruginea*. – Abstr. 13th Int. Congress of Microbiology 8–13 Aug ASM. Washington D.C. USA 1982: 61.
- Kuntze, H. 1982. Iron clogging in soils and pipes. Analysis and treatment. – In German Association for Water Resources and Land Improvement (DVWK) Bonn (ed.) *Bulletin no. 10*. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin. Pitman, Boston, London, Melbourne.
- Pedersen, K. 1982a. Method for studying microbial biofilms in flowing-water systems. – *Appl. Environ. Microbiol.* 42: 6–13.
- Pedersen, K. 1982b. Factors regulating microbial biofilm development in a system with slowly flowing seawater. – *Appl. Environ. Microbiol.* 44: 1196–1204.



Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 821089-7
från Statens råd för byggnadsforskning till Geologiska
institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

R109: 1986

ISBN 91-540-4647-5

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6706109

Abonnemangsgrupp:
Ingår ej i abonnemang

Distribution:
Svensk Byggtjänst, Box 7853
103 99 Stockholm

Cirkapris: 45 kr exkl moms