



Sveriges
lantbruksuniversitet

Förutsättningar för rening av järn och mangan vid ny grundvattentäkt i Tranås

Conditions for removal of iron and manganese
from groundwater at a new reservoir in Tranås

Linnéa Sparrman

Referat

Förutsättningar för rening av järn och mangan vid ny grundvattentäkt i Tranås.

Linnéa Sparrman

Syftet med examensarbetet har varit att utvärdera förutsättningarna för att genom biologisk oxidering rena råvattnet vid Tranås nya grundvattentäkt från järn och mangan. Möjligheten att rena nuvarande grundvatten har utvärderats med hjälp av grundvattenprover från åren 2002, 2004 och 2008. Till följd av det planerade stora grundvattenuttaget väntas en stor del av akvifären så småningom bestå av infiltrerat sjövattnet från den närbelägna sjön Sommen. För att förutse eventuella förändringar i reningsbehovet på längre sikt ingår därför även en serie sjövattneprover i studien, tagen mellan 2004 och 2008.

Analysresultaten visade att järnhalten i dagens grundvatten var tjugo gånger högre än Livsmedelsverkets gränsvärde för ett tjänligt dricksvatten. Manganhalten var något lägre, men även den överskred uppsatt gränsvärde. Vad gäller sjön Sommens vatten syntes en tydlig ökning i färgtal och kemisk syreförbrukning (COD-Mn) under senare år, till stor del orsakad av en ökad inströmning av organiskt material från Svartån. Järn- och manganhalterna i det förhållandevis syrerika sjövattnet var, som väntat, mycket låga.

Reningsmetoden studerades genom litteraturstudier. Av stor betydelse för en effektiv rening är grundvattnets redoxpotential och pH. Oxideringen av mangan kräver vanligtvis ett något högre pH-värde och en större mängd löst syrgas än järnoxidationen.

Förutsättningarna för en biologisk rening av nuvarande grundvatten bedöms som goda. Till detta bidrar en relativt låg halt av löst organiskt material, vilket minskar möjligheten för järn och mangan att lösas genom komplexbindning. Även en låg ammoniumhalt i grundvattnet, vilket underlättar vid oxidering av framför allt mangan, talar för goda reningsmöjligheter. Allt eftersom andelen infiltrerat sjövattnet ökar i akvifären förväntas reningsbehovet gradvis minska. Minskningen väntas ske tack vare en ökad omsättning av grundvattnet i kombination med de låga halterna av järn och mangan i sjön Sommens vatten, samt genom den filtrerande effekten i isälvs materialet. Hur stor inverkan det organiska materialet kan komma att få på reningsprocessen är oklart. Eventuellt kan en stigande humushalt i samband med infiltrationen av sjövattnet försämra reningseffekten något. Osäkerheten kring andelen löst organiskt material skulle kunna minska genom kompletterande analyser av yt- och grundvatten. Därtill skulle en nytagen, längre grundvattenserie kunna ge information om i vilken grad förändringar i sjön Sommens vatten påverkar dagens grundvatten.

Nyckelord: Biologisk oxidering, rening av grundvatten, järn, mangan, grundvattentäkt

*Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),
Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sverige*

Abstract

Conditions for removal of iron and manganese from groundwater at a new reservoir in Tranås

Linnéa Sparrman

The aim of this project was to evaluate the conditions for biological oxidation to reduce the amount of iron and manganese in groundwater. The theory behind the chosen method for treatment was explored through literature studies. Redox potential and pH-value are the most important factors for a successful biological oxidation. Generally, the oxidation of manganese is favoured by a slightly higher pH-value and a higher redox potential.

In addition, a study site was investigated. The study site was a new groundwater reservoir in Tranås, from which water will be taken for municipal use. The possibility to remove iron and manganese from present groundwater was estimated based on chemical analyses of water samples. When groundwater is extracted from the aquifer, water from the nearby lake Sommen is expected to infiltrate. To estimate changes in the need for treatment, due to infiltration from the lake, a set of water samples from Sommen was also studied.

Water samples of the groundwater showed higher content of iron than of manganese. The concentrations were well above the threshold values for both metals. As expected, concentrations of iron and manganese were low in samples taken from the oxygen rich surface water of the lake Sommen. Signs of an increased inflow of organic material to the lake, causing a yellow coloured drinking water, could also be seen in the study.

The study indicated favourable conditions for an efficient treatment of the present groundwater. A contributing factor is the relatively low concentration of organic material in the groundwater. This limits the amount of oxidized iron and manganese that could otherwise remain in solution by complex formation with soluble organic matter. A low concentration of ammonium, which facilitates the oxidation of manganese, may also contribute to a successful purification. With an increasing amount of infiltrated surface water in the aquifer, the need for iron and manganese reduction is assumed to decrease, mainly due to lower levels of iron and manganese in the surface water. The enhanced turnover rate of water in the aquifer might also favour the process. However, the content of dissolved organic matter is higher in the lake than in the aquifer. Therefore, infiltration of water from Sommen might have a negative effect on the removal of iron and manganese. To clarify the extent of this influence, a more detailed analysis of groundwater and surface water is needed.

Keywords: Biological oxidation, treatment of groundwater, iron, manganese, groundwater reservoir

*Department of soil and environment, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),
Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sweden*

Förord

Detta examensarbete utgör den avslutande delen på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och har utförts på uppdrag av ÅF konsult med Johan von Garrelts som handledare. Magnus Simonsson på institutionen för mark och miljö vid SLU Ultuna har varit ämnesgranskare.

Jag vill tacka min handledare Johan von Garrelts för vägledning i arbetet samt min ämnesgranskare Magnus Simonsson för all hjälp med rapporten. Jag har även fått god hjälp av Fredrik Wolff och Nils-Evert Fransson, nuvarande respektive f.d. driftchef vid VA-verket i Tranås. Slutligen vill jag också tacka Matilda Dahlin på ALcontrol i Linköping för hjälp med data över vattenprovsanalyser.

Linnéa Sparrman

Uppsala, januari 2009

Copyright © Linnéa Sparrman och Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

UPTEC W 09 005 ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet 2009

Populärvetenskaplig sammanfattning

Förutsättningar för rening av järn och mangan vid ny grundvattentäkt i Tranås.

Linnéa Sparrman

Upp emot en fjärdedel av allt kommunalt dricksvatten i Sverige baseras på grundvatten. Ett av de vanligare problemen vid grundvattenbaserade vattentäkter är att det uppumpade råvattnet har höga halter av metallerna järn och mangan. Trots att halterna i regel inte utgör någon hälsorisk krävs ofta en rening av grundvattnet för att undvika tekniska och estetiska problem. Höga järn- och manganhalter kan exempelvis leda till utfällningar som fastnar i vattenledningar och orsakar missfärgning av vattnet. Därtill kan vattnets smak och lukt påverkas vid höga halter av järn och mangan. En av de vanligare reningsmetoderna för järn- och manganrika grundvatten är luftning (oxidering) följt av filtrering.

Grundvatten kan ha höga järn- och/eller manganhalter av olika orsaker. I djupa marklager är förklaringen vanligtvis syrebrist som uppstått till följd av nedbrytning av organiskt material. För en fortsatt nedbrytning i den syrefria miljön kan mikroorganismerna utnyttja järn- och manganföreningar som ersättare för syre. Därigenom frigörs metalljonerna och löser sig i grundvattnet. I ytligare marklager kan föreningar av järn och mangan komma ut i grundvattnet genom att binda till lösta humussyror och andra organiska föreningar, som bildas när döda växtdelar faller ner på marken och bryts ner av mikroorganismer.

Drickvattnet i Tranås tätort har sedan 1958 tagits från en ytvattentäkt i sjön Sommen. Under den senaste tiden har dock sjöns vattenkvalitet försämrats. Bland annat har en ökad tillförsel av humusämnen till Sommen gett dricksvattnet en gulaktig färg. Vattenverkets filter förmår inte helt rena det uppumpade råvattnet från dessa små humuspartiklar, vilket har inneburit en försämrad dricksvattenkvalitet under senare år. För att komma till rätta med problemet har därför en ny, grundvattenbaserad, vattentäkt anlagts ett par kilometer öster om Tranås. Grundvattentäkten är placerad i en isälvsavlagring invid Sommens strand i närheten av det gamla råvattenintaget. Uttagsmöjligheterna är här mycket goda tack vare att ytvatten från Sommen kan infiltrera i grundvattenmagasinet.

Innan leverans till konsumenterna måste grundvattnet i akvifären emellertid renas från höga halter av bland annat järn och mangan. För att så långt som möjligt undvika att tillsätta kemikalier, har man valt en biologisk reningsmetod där grundvatten pumpas upp, syresätts och sedan återinfiltreras i akvifären. Målet med syresättningen är att skapa gynnsamma förhållanden för de mikroorganismer som kan oxidera löst järn och mangan i grundvattnet. När metallerna oxiderats, blir de olösliga och bildar utfällningar i form av små partiklar. De bildade utfällningarna filtreras sedan bort i akvifärens sand- och grusmaterial.

Syftet med detta arbete har varit att utvärdera förutsättningarna för att den valda reningsmetoden ska ge tillräckligt låga halter av järn och mangan, samt att redogöra för eventuella förändringar i reningsbehovet till följd av en ökad andel infiltrerat sjövattnet i akvifären. Som en del i arbetet har provtagningsserier från grundvatten, ytvatten och

syresättningsförsök utvärderats och sammanställts. För att beskriva reningsmetoden ingår litteraturstudier.

Utvärderingen av vattenproven visar att grundvattnets järnhalt är tjugo gånger högre än Livsmedelsverkets gränsvärde för ett tjänligt dricksvatten. Manganhalten är något lägre, men även den överskrider uppsatta gränsvärden. Tillsammans med organiskt material har sannolikt den höga järnhalten bidragit till grundvattenprovernas genomgående höga färgtal. Låga värden på halten positiva joner (katjoner), elektrisk ledningsförmåga (konduktivitet) och pH antas bero på att vittringsprocesserna i isälvs materialet är relativt långsamma. Vad gäller Sommens vatten syns tydligt de senaste årens ökade inströmning av organiskt material. Järn- och manganhalterna i det förhållandevis syrerika sjövattnet är som väntat mycket låga. Ytterligare en skillnad mot grundvattnet i magasinet är den något högre kalciumhalten i Sommens vatten, en skillnad som kan förklaras av inslag av kalkrik morän i Sommens avrinningsområde.

Litteraturstudien visade att bakterier utgör den allra största gruppen av de olika mikroorganismer som kan oxidera järn och mangan. Vissa bakterier är specialiserade på ett av dessa ämnen, medan andra har förmågan att oxidera både järn och mangan. För att uppnå en effektiv rening är grundvattnets redoxpotential och pH av stor betydelse. Önskvärt är ett pH i intervallet 6-8, där oxideringen av mangan generellt gynnas av ett något högre pH än järn. Även vad gäller löst syrgas i vattnet kräver mangan en högre halt, jämfört med järn. Löst organiskt material och löst ammoniumkväve kan däremot hindra oxideringen i vissa fall.

Förutsättningarna för en effektiv biologisk rening av nuvarande grundvatten bedöms som goda. Till detta bidrar relativt låga halter av löst organiskt material och en låg ammoniumhalt. Även det tidigare genomförda syresättningsförsöket talar för att reningen blir tillräcklig. Allt eftersom andelen infiltrerat sjövattnet ökar i akvifären förväntas reningsbehovet gradvis minska. Främst en ökad omsättning av grundvattnet i och de låga halterna av järn och mangan i Sommens vatten antas bidra till ett minskat syresättningsbehov. Eventuellt kan höga halter av humus i sjövattnet försämra reningseffekten något. För att klargöra hur stor denna inverkan från löst organiskt material blir behövs ytterligare analyser av både sjövattnet och grundvattnet.

Anläggningsarbetet startade 2007 och vattentäkten är beräknad att tas i bruk under våren 2009.

1. INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE OCH MÅL	1
2. GRUNDVATTEN I SVERIGE	2
2.1 GRUNDVATTENBILDNING	2
2.2 GRUNDVATTNETS KEMI	2
3. FÖREKOMST AV JÄRN OCH MANGAN I GRUNDVATTNET	3
3.1 PROBLEM MED HÖGA JÄRN- OCH MANGANHALTER	3
3.2 JÄRN OCH MANGAN I NATUREN	4
3.2.1 Vittring	4
3.2.2 Järnkällor	5
3.2.3 Mangankällor	6
3.3 LÖSLIGHET AV JÄRN OCH MANGAN	6
3.3.1 pH	6
3.3.2 Redoxreaktioner och redoxpotential	7
3.3.3 Samband mellan pH, redoxpotential och löslighet	9
4. RENING AV GRUNDVATTEN	12
4.1 OXIDATION	12
4.2 FILTRERING	14
5. OMRÅDESBESKRIVNING	15
5.1 GEOLOGI	16
5.2 HYDROGEOLOGI	16
5.3 SOMMEN	17
5.4 ANLÄGGNINGENS UTFORMNING	19
5.4.1 Huvudbrunnar och satellitbrunnar	19
5.4.2 Syresättning, luftning och återinfiltration	20
6. METODER – Urval av behandlade data	22
6.1 SJÖVATTEN	22
6.2 GRUNDVATTEN	22
6.2.1 Provtagningsserie 2002	22
6.2.2 Provpumpning 2004	22
6.2.3 Grundvattenprov 2008	23
6.3 SYRESÄTTNINGSTEST	23
6.4 ANALYS AV VATTENPROVER	24
7. RESULTAT OCH DISKUSSION	25
7.1 SJÖVATTEN	25
7.2 GRUNDVATTEN	28
7.2.1 Provtagningsserie 2002	28
7.2.2 Provpumpning 2004	30
7.2.3 Grundvattenprov 2008	31
7.3 SYRESÄTTNINGSTEST	33
7.4 MÖJLIGHETER TILL RENING AV NUVARANDE GRUNDVATTEN	34
7.5 FÖRÄNDRAT RENINGSBEHOV VID INFILTRATION AV SJÖVATTEN ..	35
8. SLUTSATS	36
9. REFERENSER	37
APPENDIX A	41
APPENDIX B	42
APPENDIX C	43
SOMMEN	43

APPENDIX D	44
GRUNDTVATTEN 2002	44
GRUNDTVATTEN VID PROVPUMPNING 2004	45
GRUNDTVATTEN VID SYRESÄTTNINGSTEST 2003	46
APPENDIX E.....	47

1. INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Inom Tranås kommun finns idag fem stycken vattenverk. Av dessa är vattenverken i Sommen, Gripenberg, Linderås samt Säby baserade på grundvattentäkter där råvatten tas från borrade brunnar. Det råvatten som används till produktion av dricksvatten i Tranås tätort kommer däremot från en ytvattentäkt med intag i sjön Sommen (Tranås kommun, 2008).

Dricksvattenproduktionen i Tranås dras med flera problem. Bland annat har ökande halter av humuspartiklar i Sommen under en längre tid försämrat råvattenkvaliteten. Partiklarna, som bildas genom nedbrytning av växtdelar, är för små för att kunna avskiljas i reningsprocessen och ger dricksvattnet en gulaktig färg. För en fortsatt drift av det gamla vattenverket i Tranås (byggt 1958) skulle krävas omfattande renoweringar, bland annat nya intagsledningar i sjön (Wolff, 2008, muntlig källa).

Med anledning av dessa problem, började man under 90-talet undersöka förutsättningarna för en ny vattentäkt. Målet var att förbättra dricksvattenkvaliteten genom att ersätta dagens ytvattentäkt med en vattentäkt med filtrerat grundvatten. Man räknade även med minskade kostnader för dricksvattenproduktionen som en följd av att det renare grundvattnet kräver färre reningssteg och förhoppningsvis mindre mängd tillsatta kemikalier. Genom en sparsammare kemikalieanvändning hoppades man också på en miljövinst (Forsell & Horndahl, 2005).

Till en början var planen att anlägga en reservvattentäkt, då sådan helt saknades, men med tiden ändrades planerna och den grundvattentäkt som nu anlagts kommer så småningom att ersätta den nuvarande ytvattentäkten i Tranås. Ytvattentäkten behålls som reservtäkt, vilket kräver mindre omfattande renoweringar (Wolff, 2008, muntlig källa).

På uppdrag av Tranås kommun har ÅF sedan 2001 genomfört förstudier för utformning av den nya grundvattentäkten. Arbetet har innefattat en utredning av möjligheterna för en grundvattentäkt samt att, vid behov, rena det uttagna grundvattnet (ÅF, 2008). De undersökningar som utförts har lett fram till en idag nästintill färdigställd grundvattentäkt (provdrift påbörjades under december 2008), belägen vid sjön Sommens västra strand. Kemiska analyser av vattnet har visat på ett reningsbehov, främst med avseende på järn och mangan. Reningen bygger på oxidering och utfällning av oönskade metallkationer genom syresättning av akvifären via speciella brunnar. Den nya vattentäkten är beräknad att tas i bruk under våren 2009 (von Garrelts, 2008, muntlig källa).

1.2 SYFTE OCH MÅL

Syftet med examensarbetet har dels varit att utvärdera förutsättningarna för rening vid den nya grundvattentäkten, dels att redogöra för eventuella förändringar i reningsbehovet på längre sikt. Tyngdpunkten har legat på reningen av järn och mangan. Provtagningsserier från grundvatten, sjövattnet och syresättningsförsök har sammanställts för att ge en bild av nuvarande och framtida reningsbehov. Litteraturstudier ingår för att ge en beskrivning av reningsmetoden.

2. GRUNDVATTEN I SVERIGE

2.1 GRUNDVATTENBILDNING

Grundvatten återfinns på det djup under markytan där alla porer, hålrum och sprickor är fyllda med vatten (Drever, 1997). Som en del i vattnets kretslopp utgör grundvatten en förnyelsebar naturresurs. Magasinet fylls på av nederbörd som infiltrerar och sipprar vidare ner mot grundvattenzonen. I Sverige avgår ungefär hälften av nederbörden över ett område i form av avdunstning; dels genom evaporation direkt från markytan, dels till följd av växternas transpiration. En liten förlust sker även genom avrinning ovanpå markytan. Resterande del rinner ner mot grundvattenzonen (Aastrup m.fl., 1995).

Sveriges vanligaste jordart, moränen, täcker omkring tre fjärdedelar av landets yta och vilar i allmänhet direkt på urberget (Aastrup m.fl., 1995). De områden där grundvattenmagasinet fylls på utgör inströmningsområden och ligger ofta högt i landskapet. Här är moräntäcket vanligtvis tunt, vilket tillsammans med det i huvudsak sprickfattiga urberget gör att grundvattentytan följer markytan väl (Grip & Rodhe, 1994). Från de höga områdena i landskapet strömmar grundvattnet mot lägre delar av terrängen för att så småningom nå utströmningsområden där grundvattentytan ligger på samma nivå, eller högre, än markytan. Vattendrag, sjöar, våtmarker och källor är exempel på utströmningsområden. Tätare packning av jordmaterial i underliggande marklager gör att genomsläppligheten i moräner ofta avtar med djupet. Ytligt grundvatten transporteras därför generellt sett snabbare än djupare grundvatten, som kan ha en betydligt högre ålder. Även kornstorleken har betydelse för genomsläppligheten och grovkornigt material ger i regel högre genomsläpplighet än finkornigt material. Förutom genomsläppligheten är terrängens lutning avgörande för strömningshastigheten (Aastrup m.fl., 1995).

2.2 GRUNDVATTNETS KEMI

Det regnvatten som sipprar ner genom marken omvandlas via olika kemiska processer till ett grundvatten med en sammansättning skild från den ursprungliga nederbördens (Grip & Rodhe, 1994). Nedanstående beskrivning av de kemiska förändringar som sker efter infiltrationen utgår från jordmånen podsol som är en av de vanligaste jordmånen i moräner (Eriksson m.fl., 2005).

Det infiltrerade vattnet passerar först genom ett humuslager i det översta markskiktet. Till humusämnen räknas organiskt material som övergått till stabila organiska föreningar, en omvandling som bland annat sker via den nedbrytning mikroorganismerna utför. Humusämnena har en negativ laddning och omges av en stor mängd utbytbara katjoner (positiva joner). I sura marker utgör vätejoner en stor del av humusens katjoner, medan en större andel baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ och K^+) runt humusen indikerar ett högre pH. De tvåvärda baskatjonerna binder i allmänhet negativa markpartiklar hårdare än de envärda jonerna, något som underlättar utflockning. En högre koncentration kalcium och magnesium kan därför ge en minskad löslighet av markens organiska material. Löst organiskt material, exempelvis syror, tillförs det vatten som sipprar genom humuslagret. Förhållandet mellan vätejoner och baskatjoner regleras i viss mån av upptag i växterna. När växter tar upp baskatjoner avger de vätejoner; upptaget kan därmed ha en försurande effekt. I samband med att växterna sedan dör och bryts ner återförs baskatjonerna till marken. Till följd av denna cirkulation är pH-värdet ofta något lägre under vegetationssäsongen jämfört med under vinterhalvåret (Eriksson, m.fl., 2005). När vattnet passerar genom humusen sker ett

utbyte mellan joner i markvattnet och kationer runt humuspartiklarna. Genom jonutbytet får det infiltrerade vattnet ett pH-värde motsvarande markens pH (Grip & Rodhe, 1994).

Växternas rotandning och mikroorganismernas nedbrytning frigör koldioxid som löser sig i vattnet och bildar kolsyra. Tillsammans med de vattenlösliga organiska syrorna bidrar kolsyran till vittring av mineral i underliggande marklager. En urlakningshorisont skapas överst i mineraljorden när metalljoner som frigjorts via vittringen binds till syrorna i det passerande vattnet. Vittringen förbrukar vätejoner och vattnets pH stiger på väg genom urlakningshorisonten. Det stigande pH-värdet leder till att lösta metalljoner som trevärt järn (Fe^{3+}) och aluminium (Al^{3+}) faller ut i form av fasta hydroxidföreningar i den underliggande rostjorden. Här fastläggs även en viss mängd organiskt material till följd av minskad löslighet. Till skillnad från den bleka urlakningshorisonten är rostjorden starkt färgad av röd järnhydroxid och organiskt material (Aastrup m.fl., 1995).

Grundvattnets slutliga karaktär beror av markpartiklarnas storlek, markmineralens sammansättning och vittringshastighet samt vattnets hastighet genom marklagren. Exempelvis kan surt grundvatten vara resultatet av svårvittrade mineral i kombination med grovkorniga jordpartiklar. Grundvatten med högt pH bildas ofta i leriga, lättvittrade jordar där förutom vittringen även negativt laddade lerpartiklar, precis som humus, utövar buffring genom sin förmåga att binda och frigöra vätejoner i utbyte mot utbytbara kationer (Aastrup m.fl., 2005). Höga pH-värden är också förknippade med grundvatten i kalkrika jordar (se 3.3.1) (Grip & Rodhe, 1994). Förutom ovanstående naturliga processer kan sur deposition påverka grundvattenkvaliteten och bidra till låga pH-värden. Sur deposition innefattar svavel- och kväveföreningar som tillförs marken via regn, snö och torrt nedfall. En längre tid med sur nederbörd gör att katjonförrådet i rotzonen får en allt större andel vätejoner och till slut sker ingen neutralisering utav den sura nederbörden. Resultatet blir ett surt markvatten, som när det sipprar genom markprofilen bidrar till vittring i alla djupare lager. Framför allt i tunna marklager kan detta leda till att aluminium som frigörs vid vittringen inte hinner fällas ut längre ner i marken utan når ut i grundvattnet (Aastrup m.fl., 1995). De största källorna till sur nederbörd är förbränning av kol och olja från transporter och industrier. Nedfallet drabbar främst Sveriges södra och sydvästra delar men har, enligt Naturvårdsverkets mätningar, minskat stadigt den senaste tiden. Under perioden 1994-2004 motsvarade minskningen 60 % för svavel och 30 % för kväve (Naturvårdsverket, 2007a). Effekten av långvarig tillförsel av sur deposition mildras i marker med hög vittringshastighet (Aastrup m.fl., 1995).

3. FÖREKOMST AV JÄRN OCH MANGAN I GRUNDTVATNET

3.1 PROBLEM MED HÖGA JÄRN- OCH MANGANHALTER

Grundvatten med höga järn- och manganhalter (över 0,500 mg/l respektive 0,300 mg/l) är vanligt förekommande i Sverige. Ingen av metallerna bedöms dock utgöra någon hälsofara vid dessa halter; problemen klassas istället som tekniska och estetiska. Risk för igensatta ledningar till följd av järn- eller manganutfällningar är exempel på tekniska problem. Utfällningar som lossnar kan sedan ge upphov till estetiska problem som missfärgade textilier. Höga halter av järn ger vattnet en rödbrun färg medan utfällningar av mangan orsakar svartbruna missfärgningar (Aastrup m.fl., 1995). WHO anger gränsen för missfärgning av vatten till 0,05 mg/l för mangan och 0,05-0,10 mg/l för järn (WHO, 2004; WHO, 2003). Utfällningarna och missfärgningen uppstår många gånger

först i vattenledningarna, även grundvatten med höga järn- och/eller manganhalter kan därför synas klart och ofärgat vid uppumpning. Höga halter kan även ge en metallaktig smak åt vattnet. WHO:s gränshalter för smakförändringar ligger vid 0,12 mg/l för järn och 0,10 mg/l för mangan. Förutom ökad igensättningsrisk kan utfällningar av framförallt järn stimulera bakterietillväxt, något som ger en slemmig beläggning av vattenledningar (WHO, 2004; WHO, 2003). Beläggningar i kastruller och vattenkokare är andra problem, också det främst till följd av förhöjd järnhalt (El Azher m.fl., 2008).

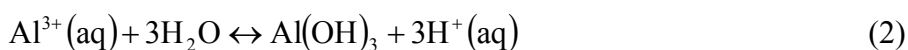
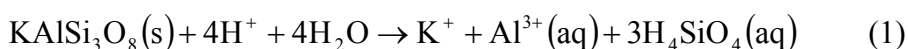
Livsmedelsverkets gränser för järn och mangan i dricksvatten är 0,100 mg/l respektive 0,050 mg/l. Vid högre halter bedöms dricksvattnet som tjänligt med anmärkning (LMV, 2005). Anmärkningen betyder att vattnet har ”en mindre tillfredsställande sammansättning”, dock utan hälsorisker (ALcontrol, 2004).

3.2 JÄRN OCH MANGAN I NATUREN

Vittring av berggrundens mineral utgör den främsta källan till det järn och mangan som återfinns i grundvattnet (Hem, 1985). Avsnitt 3.2.2 och 3.2.3 behandlar förekomsten av järn respektive mangan i naturen. Först ges en kort redogörelse av vittringsprocesserna.

3.2.1 Vittring

Vittring av berggrunden sker i två steg. Först en fysikalisk vittring som bearbetar och sönderdelar bergarterna, därefter en kemisk vittring där mineralsammansättningen förändras. Moränbildning är exempel på fysikalisk vittring där glaciärer krossar det underliggande materialet, för det med sig och slutligen avsätter det i samband med att istäcket smälter och drar sig tillbaka. Andra former av fysikalisk vittring är bearbetning av vind, vågor, temperaturväxlingar och vegetation. Till följd av bergarternas sönderdelning exponeras nya ytor av berget vilket möjliggör kemisk vittring (Eriksson m.fl., 2005). Genom reaktioner mellan markvattnet och markens mineral omvandlas de ursprungliga, primära, mineralen. En del av de frigjorda vittringsprodukterna, vanligtvis katjoner och kiselsyra, bildar nya, sekundära mineral (McBride, 1994). Reaktion (1) visar vittring av silikatmineralet kalifältspat, där kiselsyra och kaliumjoner frigörs. Aluminium, i likhet med järn och mangan, faller ofta ut som ett sekundärt mineral i form av hydroxid, enligt reaktion (2). Vittring av aluminiumhydroxid sker i sin tur först vid ett pH kring 4,5 eller lägre men kan då leda till att fria aluminiumjoner återfinns löst i mark- och grundvatten (Eriksson m.fl., 2005).



De vanligaste mineralen i berggrunden är silikatmineralen, uppbyggda i huvudsak av kisel och syre. För dessa mineral gäller generellt att en ökad halt kisel-syrebindningar i strukturen gör dem mer stabila, vilket minskar vittringshastigheten (McBride, 1994). Stabiliteten i dagens markmiljö har också ett samband med den temperatur där de primära mineralen bildats ur den kristalliserande magman. Kiselrika mineral kristalliserar vid lägre temperaturer, är mer stabila och vittrar långsammare än kiselfattiga mineral, som bildas vid högre temperaturer. Tabell 1 ger en rangordning av mineralen efter deras fysikaliska och kemiska vittringsbenägenhet. Alla tabellens mineral, utom kalcit och apatit, är silikater och följer de nämnda lagarna för stabilitet och vittringshastighet.

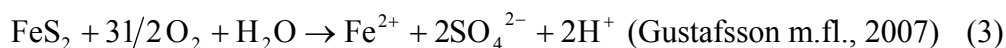
Tabell 1 Vittringsbenägenhet hos primära mineral (ur Eriksson m.fl., 2005)

Vittringsbenägenhet	Mineral	Sammansättning
Lättvittrade	Kalcit	CaCO ₃
	Apatit	Ca ₅ (F,OH,Cl)(PO ₄) ₃
	Ca-rik plagioklas (fältspat)	CaAl ₂ Si ₂ O ₈
	Augit (pyroxen)	Ca(Mg, Fe, Al)(Al, Si) ₂ O ₆
	Hornblände (amfibol)	Ca ₂ (Mg, Fe ²⁺) ₄ AlSi ₇ AlO ₂₂ (OH)
	Biotit	K(Mg,Fe) ₃ (AlSi ₃)O ₁₀ (OH) ₂
	Klorit	(Mg ₂ Al(OH ₆ ⁺))(Mg,Fe) ₃ (AlSi ₃)O ₁₀ (OH) ₂
Svårvittrade	Kalifältspat	KAlSi ₃ O ₈
	Na-rik plagioklas (fältspat)	NaAlSi ₃ O ₈
	Muskovit	KAl ₂ (AlSi ₃)O ₁₀ (OH) ₂
Mycket svårvittrade	Kvarts	SiO ₂

Förutom mineralens inre struktur är den omgivande markmiljön och jordkornens storlek avgörande för vittringsintensiteten. Eftersom små partiklar har en större yta per gram material än stora partiklar, tenderar vittringshastigheten i finkorniga jordar vara högre än i grovkorniga. En hög vattenhalt leder till att fler mineralytor täcks av markvatten vilket också ökar hastigheten. Genom att vätejoner förbrukas i många vittringsreaktioner är även god tillgång till vätejoner, d.v.s. lågt pH, gynnsamt för vittringsprocessen (Eriksson m.fl., 2005).

3.2.2 Järnkällor

Höga järnhalter återfinns främst bland mörka silikatmineral och bland sulfidmineral (Hem, 1985). Till silikatmineral med hög järnhalt hör biotit, olivin och amfibol, som framför allt ingår i mörka, mafiska bergarter (Eriksson m.fl., 2005). Järnet föreligger här mestadels i tvåvärd form, Fe(II). Tvåvärt järn finns också bundet till svavel i form av järnsulfid som vanligtvis ingår i vulkanisk berggrund. Framför allt i Bergslagen, på Skelleftefältet samt vid Kiruna och MalMBERGET finns berggrund med stora mängder järnsulfid. Även postglaciala gyttjeleror kan vara rika på järnsulfid. Lerorna bildades under anaeroba (syrefria) förhållanden när järn och sulfat reducerats och fällt ut. Till följd av landhöjningen friläggs gyttjelerorna så att luft kan tränga ner. Därigenom kan järnsulfiden oxideras av syret i luften, enligt (3), och bidra till försurning av grundvattnet (Aastrup m.fl., 1995).



Under närvaro av syre kommer i regel de järnjoner, Fe(II), som frigörs i samband med vittring av ovanstående järnhaltiga mineral att oxideras (se 3.3.2) till Fe(III) och falla ut som nya, sekundära mineral. Vanligt är bildning av järnoxider som hematit (Fe₂O₃) och goetit (FeOOH) eller olika former av järnhydroxid (Fe(OH)₃) (Eriksson m.fl., 2005). Löst i grundvatten förekommer huvudsakligen fria, tvåvärda järnjoner alternativt

trevärda järnjoner som blivit lösliga genom komplexbildning med löst organiskt material (se 3.3.3) (Hem, 1985).

3.2.3 Mangankällor

Mangan är, i jämförelse med järn, ett relativt ovanligt grundämne i berggrunden. Enligt Hem (1985) innehåller den yttersta jordskorpan endast en femtiondedel så mycket mangan som järn. Mangan förekommer i tre olika oxidationstillstånd, som två- tre- och fyrvärd (Mn(II), Mn(III), Mn(IV)). Mn(III) är termodynamiskt mycket instabil och två trevärda manganjoner övergår vanligtvis till en tvåvärd respektive en fyrvärd jon (se 3.3.3). Löst i vatten återfinns mangan främst i tvåvärd form.

Liksom järn förekommer mangan i silikatmineral som olivin och amfibol, men då bara som ersättare för andra metallkationer på vissa platser i mineralstrukturen. Tvåvärt mangan kan också substituera för kalcium i karbonatmineralen dolomit och kalksten (Hem, 1985). Likheter mellan järn och mangan finns även i bildandet av sekundära oxid- och hydroxidmineral. Till de vanligaste sekundära manganmineralen hör manganit (MnOOH) och pyrolusit (MnO₂), även kallad brunsten (Eriksson m.fl., 2005). Till skillnad från järnoxider kan oxider av mangan innehålla joner med olika oxidationstal, så kallade blandoxider. I vissa fall kan mangan som frigjorts via vittring även falla ut tillsammans med andra metaller, exempelvis koppar, zink och nickel (Hem, 1985).

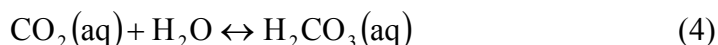
Mangan är ett essentiellt ämne för växternas metabolism, och ingår därför i växtbiomassan. Nedbrytning av organiskt material utgör således ytterligare en källa (Hem, 1985). Från de svenska skogarna frigörs mangan framför allt vid nedbrytning av barr. Genom nedbrytningsprocesser skapar mikroorganismerna små hålrum i barren dit vatten kan bindas. I hålrummen binds vatten och det uppstår en syrefri miljö där mangan ifrån barret kan reduceras till den vattenlösliga, tvåvärda formen (se 3.3.3) (Gustafsson m.fl., 2007).

3.3 LÖSLIGHET AV JÄRN OCH MANGAN

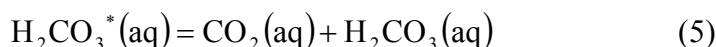
Enligt Hem (1985) är det främst vattnets redoxpotential och pH-värde som bestämmer förekomstform, och därmed även löslighet, av järn och mangan i vatten. Tillgång till löst organiskt material är ytterligare en faktor som kan påverka lösligheten, framförallt vad gäller järn. Avsnitt 3.3.1 och 3.3.2 redogör för parametrar som reglerar pH respektive redoxpotential i grund- och ytvatten. Slutligen ges dessa parametrars sammanlagda betydelse för lösligheten samt inverkan av organiskt material i avsnitt 3.3.3.

3.3.1 pH

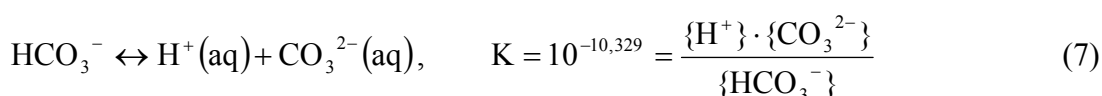
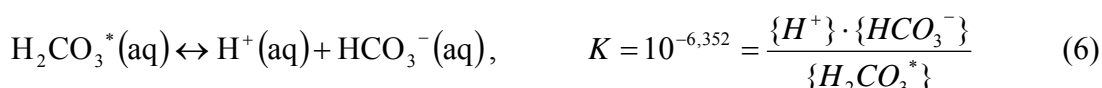
I naturliga vatten är karbonatsystemet av stor betydelse för vattnets pH-värde. Det fungerar som buffert och motverkar därigenom stora pH-förändringar. I karbonatsystemet ingår löst koldioxid, (CO₂), kolsyra (H₂CO₃), bikarbonat (HCO₃⁻) och karbonat (CO₃²⁻) (Gustafsson m.fl., 2007). Källan till karbonatsystemet i ytvatten och grundvatten är koldioxiden i atmosfär respektive markluft. Den koldioxid som tillförs marken via växternas rotandning och mikroorganismernas nedbrytning hinner sällan uppnå jämvikt med atmosfärens koldioxid. Markluften kan därför ha upp till hundra gånger högre koldioxidtryck än atmosfären (Hem, 1985). I och med att koldioxid löser sig i vatten övergår den delvis till kolsyra enligt reaktion (4).



Koldioxid i löst form brukar räknas samman med bildad kolsyra och anges som totalhalt av kolsyra, enligt ekvation (5). Totalhalten kolsyra står i jämvikt med markluftens koldioxid.



Förändringar i pH motverkas genom omvandlingar mellan kolsyra, bikarbonat och karbonat i buffertsystemet. Reaktionerna förbrukar eller avger vätejoner och stabiliserar på så vis pH-värdet. Omvandlingarna sker enligt nedanstående jämviktsekvationer.



Alkalinitet används som mått på buffertkapaciteten och definieras enligt (8).

$$\text{Alk} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{H}^+] \quad (8)$$

I de allra flesta naturliga grund- och ytvatten ligger pH mellan 5,5 och 8,2. Inom detta intervall kan alla termer utom bikarbonat försummas i ovanstående definition. Buffertförmågan blir därmed lika med halten bikarbonatjoner (Gustafsson m.fl., 2007). I marker med mycket vittring förbrukas snabbt vätejoner från kolsyran (se 3.2.1), som därmed bildar bikarbonat. Halten bikarbonat kan därför ses som ett mått på vittringen i marken (Grip & Rodhe, 1994).

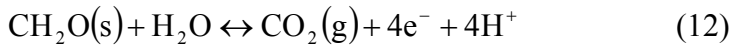
På grund av den neutraliserande förmågan är vittringen av stor betydelse för markens pH. Framför allt i kalkrika marker, med stora mängder lättvittrad kalcit, utgör vittring en viktig buffertkälla. Reaktion (9) visar en möjlig reaktion för upplösning av kalcit.



Tack vare den goda buffertförmågan har kalkrika områden ofta ett pH mellan 7,0 och 8,2. Det höga pH-värdet hindrar den bikarbonat som frigörs från att reagera med vätejoner och bilda kolsyra (se reaktion (6)). Bikarbonatjonerna tenderar istället att lösa sig i markvattnet och lakas ut ur marken (Eriksson m.fl., 2005). Vanligt är därför att även grundvattnet i kalkrika marker har en hög buffertkapacitet (Grip & Rodhe, 1994).

3.3.2 Redoxreaktioner och redoxpotential

Reaktioner där reduktion och oxidation sker, ofta kallade redoxreaktioner, innebär en överföring av elektroner mellan två reaktanter. Vid oxidation avges elektroner och vid reduktion tas elektroner upp. Inga fria elektroner kan förekomma i naturen och en förutsättning för oxidation av ett ämne är därför en samtidig reduktion av ett annat ämne. Reaktion (10) och (11) är exempel på reduktion av järn respektive mangan. Reaktion (12) visar oxidation av organiskt material (McBride, 1994).



Genom att fungera som elektronmottagare kan trevärt järn och mangan övergå till tvåvärd form i samband med oxidation av organiskt material (se 3.3.3).

Redoxpotentialen, E_h , är ett mått på intensiteten av de reducerande eller oxiderande förhållandena, d.v.s. möjligheten för ämnen i ett system att oxideras eller reduceras (McBride, 1994). Utifrån en generell formel för reduktion (13) kan en redoxpotential definieras enligt (14).



$$E_h = E_h^0 - \left(\frac{2,3RT}{\nu F} \right) \lg \left(\frac{\{\text{species}_{\text{reducerade}}\}^p}{\{\text{species}_{\text{oxiderade}}\}^n \cdot \{\text{H}^{+}\}^m} \right) \quad (14)$$

E_h^0 är standardpotentialen för reaktionen (mV), F är Faradays konstant (96487 C mol^{-1}), R är allmänna gaskonstanten ($8,314 \text{ J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$) och T är temperaturen i Kelvin. Species kan utgöras av molekyler eller joner.

Ett alternativt sätt att beskriva redoxförhållandet är med hjälp av elektronaktiviteten, pe , definierad i (15) och (16). I miljöer med hög elektronaktivitet tenderar ämnen att reduceras (ta upp elektroner). Genom att kombinera (14), (15) och (16) kan redoxpotentialen uttryckas med hjälp av elektronaktivitet, (17). Det blir därmed tydligt att hög elektronaktivitet och reducerande förhållanden motsvarar låg redoxpotential (Gustafsson m.fl., 2007).

$$-\log\{\text{e}^{-}\} = pe^0 \quad (15)$$

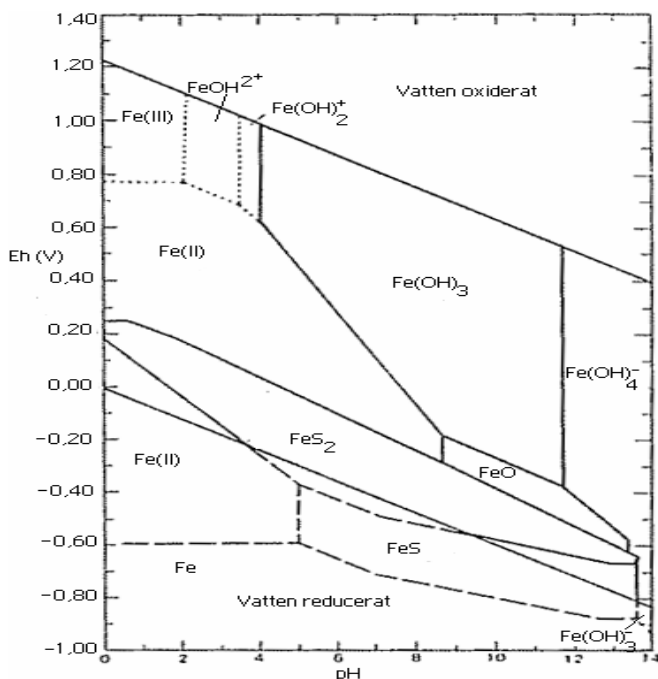
$$pe = pe^0 - \frac{1}{\nu} \lg \frac{\{\text{molekyler}_{\text{reducerade}}\}^p}{\{\text{molekyler}_{\text{oxiderade}}\}^n \{\text{H}^{+}\}^m} \quad (16)$$

$$E_h = \frac{2,3RT}{F} \cdot pe \quad (17)$$

God syretillgång skapar en oxiderande miljö och hög redoxpotential. Vid minskande syretillgång sjunker redoxpotentialen och förhållandena blir mer reducerande. Avgörande för hur mycket redoxpotentialen sjunker i anaeroba miljöer är förekomsten av reducerbara föreningar. Genom att reduceras utgör dessa föreningar en buffert som kan stabilisera en sjunkande redoxpotential (se 3.3.3) (McBride, 1994). Många redoxreaktioner är mycket långsamma och katalyseras av enzym från mikroorganismer. En gynnsam miljö för mikroorganismer kan därför öka hastigheten på vissa redoxreaktioner i marken (Eriksson m.fl., 2005).

3.3.3 Samband mellan pH, redoxpotential och löslighet

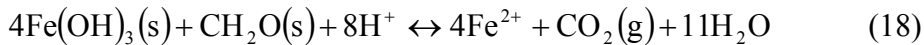
Som nämnts tidigare är fritt järn och mangan lösligt främst i tvåvärd form. Omvandling mellan de olika oxidationstillstånden sker genom reduktion och oxidation. Lösligheten beror därigenom av redoxpotentialen. Genom att vätejoner ingår i ett flertal redoxreaktioner regleras lösligheten även av pH (McBride, 1994). Även förhållandena för komplexbildning, och därmed lösligheten av oxiderade joner, regleras till viss grad av pH (Eriksson, m.fl., 2005). I ett E_h (pe) – pH diagram tydliggörs den sammanlagda inverkan av pH och redoxpotential. Diagrammet visar inom vilka pH- och E_h -intervall olika former av ett ämne är termodynamiskt stabila (Hem, 1985).



Figur 1 Stabilitetsgränser för järn som funktion av Eh och pH, temperatur 25 °C, tryck 1 atmosfär. Diagrammet gäller för 96 mg/l SO_4^{2-} , 61 mg/l HCO_3^- och 56 µg/l löst järn (Hem, 1985).

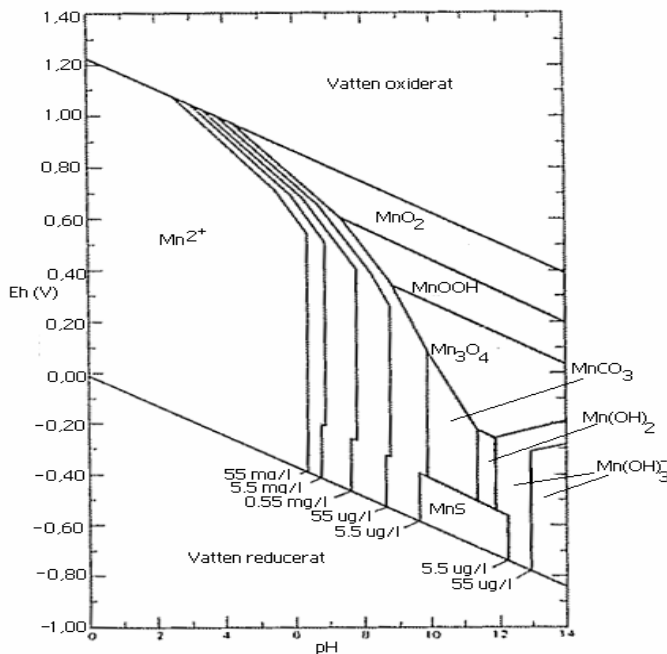
Inom intervallet $5 < \text{pH} < 9$, vilket gäller i de flesta naturliga vatten, är järnhydroxid den stabila formen av järn vid hög redoxpotential (figur 1). Sjöar och vattendrag med god syretillgång, har därför vanligtvis låga halter av löst järn. En sjunkande redoxpotential mot mer reducerande förhållanden ökar stabiliteten av tvåvärt järn i detta pH intervall. Under mycket reducerande förhållanden och närvaro av sulfat kan lösligheten av järn begränsas av järnsulfiden pyrit (FeS_2) (se 3.2.2). Tydligt i figur 1 är också att det vid stigande pH krävs allt lägre redoxpotential för att tvåvärt järn inte ska oxideras (Hem, 1985).

Sjunkande redoxpotential och reduktionen av järn till tvåvärd form är ett resultat av mikrobiell aktivitet. Många mikroorganismer får energi genom oxidation (nedbrytning) av organiskt material. Vid god syretillgång fungerar syre som elektronacceptor genom att reduceras till vatten. I anaeroba miljöer kan reduktion av en rad andra ämnen ersätta syrets roll som elektronmottagare. Trevärd järn i järnhydroxider utgör en möjlig ersättare som vid tillräckligt låg redoxpotential (se figur 1) kan reduceras till sin tvåvärd form (Gustafsson m.fl., 2007). Reaktion (18) visar reduktion av järnhydroxid under samtidig oxidation av organiskt material. Reaktionen gynnas av lågt pH och ger en nettoförbrukning av vätejoner. Reducerande förhållanden kan därmed ha en pH-höjande effekt (Eriksson m.fl., 2005).



Om redoxpotentialen sjunker ytterligare kan sulfatjoner fungera som elektronmottagare; sulfatet reduceras härigenom till sulfid. Ett exempel är bildningen av de postglaciala lerorna, där sulfat från havsvattnet reducerades till sulfid som därefter reagerade med järn(II)joner och bildade järnsulfid (se 3.2.2).

Anaeroba miljöer med låg redoxpotential uppstår ofta i vattenmättade områden med hög halt organiskt material. Diffusionen av syrgas i de vattenfyllda porerna är långsam och hinner därför inte ersätta det syre som förbrukas vid mikroorganismernas nedbrytning. Är vattnet därtill stillastående begränsas även syretillförsel från masstransport av syresatt vatten (Eriksson m.fl., 2005).



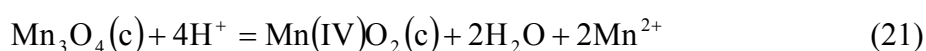
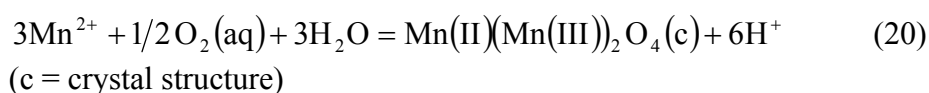
Figur 2 Stabilitetsgränser för mangan som funktion av Eh och pH, temperatur 25 °C, tryck 1 atmosfär. Diagrammet gäller för 96 mg/l SO_4^{2-} , 61 mg/l HCO_3^- och en varierande koncentration av löst mangan, 5,5 µg/l – 55 mg/l (Hem, 1985)

Diagrammet (figur 2) visar att tvåvärt mangan främst förekommer vid $\text{pH} < 7$, förutom i starkt oxiderande miljöer. I takt med att halten löst mangan stiger nås jämvikt med fasta faser vid ett allt lägre pH. Oavsett koncentration krävs vid stigande pH en allt lägre redoxpotential för att tvåvärt mangan inte ska oxidera och fällas ut (Hem, 1985). I likhet med järn kan reduktionen av mangan till tvåvärd form ske med hjälp av mikroorganismer. Exempelvis kan oxider av mangan ersätta syre som elektronmottagare vid nedbrytning i anaeroba miljöer. Reaktion (19) visar ett exempel med reduktion av Mn(IV) i mangandioxid. Lågt pH är gynnsamt även för denna reduktion (Eriksson m.fl., 2005).



Tvåvärda manganjoner som via reduktion tillförts vattenfasen kan åter bli olösliga genom att bilda komplex med fast organiskt material eller adsorberas på ytan av markpartiklar, (även) exempelvis mangandioxid. Reducerade joner kan därtill fällas ut i form av mangankarbonat (se figur 2) eller fosfater (Gounot, 1994).

I närvaro av syre oxideras mangan vanligtvis till tvåvärd eller fyrvärd form och faller ut som olösliga oxidföreningar. Bland de olika oxiderna är den fyrvärda MnO_2 vanligast i naturliga vatten medan MnOOH och Mn_3O_4 förekommer mera sällan. En låg koncentration tvåvärd mangan kan dock kvarstå i lösning även vid oxiderande förhållanden. Detta kan enligt Hem (1985) förklaras med en kontinuerlig bildning och upplösning av instabila intermediat. I det första steget, reaktion (20), oxideras mangan till manganoxid. Steg två följer omedelbart, reaktion (21), varigenom en viss mängd mangan återgår till tvåvärd form.



En förutsättning är ständig tillgång till löst syre och tvåvärd mangan. Reaktionerna ger ett nettoöverskott på två vätejoner vilka måste förbrukas genom andra reaktioner (Hem, 1985).

Ovanstående $E_h(\text{pe}) - \text{pH}$ diagram (figur 1 och 2) ger en tydlig överblick över möjliga reaktioner, men kan inte användas för att förutsäga vilka reaktioner som verkligen kommer att ske i olika miljöer. Exempelvis antas en konstant koncentration av omgivande ämnen som karbonat och sulfat. Troligt är dock att förändringar i pH och E_h leder till förändringar även i karbonat- och sulfathalter. Därtill påverkas stabilitetsgränserna i hög grad av vilka termodynamiska data som används. Mikroorganismernas viktiga roll i många redoxprocesser bidrar också till osäkerheten (Hem, 1985).

Förutom vid reducerande förhållanden kan lösligheten av järn och mangan öka till följd av komplexbildning med löst organiskt material, exempelvis humussyror (Aastrup m.fl., 1995). Möjligheten till komplexbildning beror på syrornas negativa laddning, som i sin tur regleras av pH enligt reaktion (22). Bildning av komplex gynnas följaktligen av stigande pH (Eriksson m.fl., 2005).



Den relativa andelen metalljon som föreligger som organiska komplex ökar med andra ord med pH. Den totala lösligheten av t.ex. Fe^{3+} minskar däremot med pH, eftersom jonens tendens att fällas ut ökar ännu starkare (Eriksson m.fl., 2005).

De höga järn- och manganhalter som är vanliga i svenska brunnar kan alltså ha olika förklaringar. På grund av begränsad syretillgång har djupa brunnar ofta låg redoxpotential, vilket förhindrar oxidationen av järn och mangan och möjliggör för reducerade joner att gå ut i grundvattnet. I ytliga brunnar kan förekomsten av lösligt järn och mangan bero på att oxiderade joner bildat komplex med organiska syror (Aastrup m.fl., 1995). Komplex kan bildas även under reducerande förhållanden, då mellan tvåvärda joner och löst organiskt material (se vidare 4.1). Dessa föreningar är dock inte lika starka som komplex med tre- eller (för mangan) fyrvärda joner (Søgaard, m.fl., 2000).

4. RENING AV GRUNDVATTEN

Vid dricksvattenproduktion baserad på grundvatten krävs i många fall ett reningssteg som sänker halterna av järn och mangan. Ett antal olika reningsmetoder har utvecklats för att uppnå detta. Vanligt är att reningsprocessen sker i två steg där metallerna först fälls ut genom oxidering och därefter filtreras bort. Oxidationen kan antingen ske kemiskt eller biologiskt med hjälp av mikroorganismer. Den efterföljande filtreringen sker antingen in situ (i akvifären) eller i särskilda filter (Mettler m.fl., 2001). Ytterligare indelning kan göras utifrån filtrens konstruktion, som reglerar den hastighet med vilken vattnet rinner igenom. Anläggningar i Europa baseras i huvudsak på biologisk oxidering, i Nordeuropa ofta följd av filtrering in situ, medan olika sorters sandfilter är vanliga i Tyskland, Frankrike och Belgien. Kemisk oxidation förekommer främst i USA (Gounot, 1994). Bland övriga, mindre vanliga reningsmetoder, kan nämnas membranfiltrering, nanofilter eller ultrafiltrering (El Azher m.fl., 2008).

4.1 OXIDATION

Vid god syretillgång kan både järn och mangan oxideras abiotiskt, d.v.s. utan hjälp av mikroorganismer. Oxidationen underlättas betydligt i närvaro av fast hydroxid; detta gäller både för järn (Søgaard m.fl., 2000) och mangan (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Reducerade joner adsorberas till ytan på den fasta hydroxiden som fungerar som en katalysator och ökar hastigheten på oxidationen. Abiotisk oxidation av järn underlättas även genom komplexbildning mellan Fe(II) och hydroxidjoner (OH⁻), och gynnas därför av ett högt pH (Søgaard m.fl., 2000). Enligt en nyligen gjord studie i Marocko (El Azher m.fl., 2008) sker abiotisk oxidation av järn upp till 6 gånger snabbare vid närvaro av järnhydroxid. Försöken visade också på sambandet mellan stigande pH och en ökad oxidationshastighet (El Azher m.fl., 2008). Abiotisk oxidation av mangan har visat sig än mer beroende av fast hydroxid för en effektiv oxidation, än vad fallet är med järn. I frånvaro av manganhydroxid behövs ett pH över 9 för att mangan ska oxidera i någon större skala, även vid god syretillgång. Som ersättning för cirkulerande hydroxider och höjda pH-värden i grundvattnet kan kemikalier användas för att åstadkomma en effektiv oxidation (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Kaliumpermanganat (KMnO₄), klorgas (Cl₂) och klordioxid (ClO₂) är vanliga oxidationsmedel, som har den fördelen att de fungerar i ett brett pH-intervall (Mettler m.fl., 2001). Höga kostnader för kemikalier och risk för biprodukter i dricksvattnet vid tillsats av dessa har gjort biologisk oxidering allt vanligare. Till fördelarna med en biologisk process hör även en högre reaktionshastighet. Under likvärdiga omständigheter uppskattas biologisk oxidation av järn ske tolv gånger snabbare än abiotisk oxidation. Biologisk oxidation av järn sker i sin tur ca fyra gånger snabbare än motsvarande manganoxidation (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Vid en biologisk process beror reaktionshastigheten i hög grad även på förutsättningarna för mikroorganismerna (Gounot, 1994). Även i miljöer där biologisk oxidation stimuleras kan dock abiotisk oxidation utgöra en betydande del (upp till 50 %) av den totala oxidationen. Detta gäller särskilt järn, men först efter att en viss mängd katalyserande järnhydroxid bildats (El Azher m.fl., 2008).

En möjlig förklaring till den relativt höga hastigheten för biologisk oxidation är bildning av komplex mellan exopolymerer och reducerade joner. Exopolymererna produceras av de oxiderande bakterierna och består i huvudsak av kolhydratkedjor med hydroxylgrupper till vilka reducerade joner kan bindas. Studier på järn (Søgaard m.fl., 2000) har visat att komplexen, genom att fixera jonerna, fungerar som en katalysator för mikroorganismernas oxidation. De järnhydroxider som bildas kan under en tid finnas

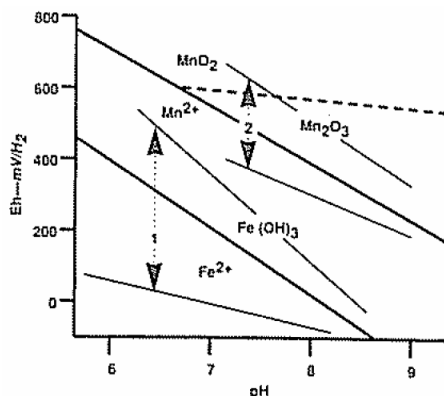
kvar i komplex med exopolymererna, men frigges så småningom och bildar kristaller (Søgaard m.fl., 2000). Vid abiotisk oxidation kan komplexbildning till organiskt material i vissa fall ha motsatt inverkan. Komplex som bildats mellan reducerade joner och humussyror har exempelvis visat sig mer stabila mot oxidation än fria järn- och manganjoner (Theis & Singer, 1974). Denna hämmande inverkan på oxidationen gäller dock bara vid god syretillgång (~ 8,0 mg/l). I samband med sjunkande syrgastrick tyder undersökningar på en rakt motsatt effekt, där komplex mellan reducerade joner och humussyror istället gynnar oxidationen (Liang m.fl., 1993). Effekten av eventuella humuskomplex förändrar dock inte det faktum att oxidationen alltid gynnas av en god syretillgång (Theis & Singer, 1974; Liang m.fl., 1993).

Rening av grundvatten genom biologisk oxidation var till en början inriktad enbart på järn. Metoden ”upptäcktes” efter närmare undersökningar av slam från filter vid konventionella oxidationsanläggningar. Undersökningar av ett flertal filter visade på en stor tillväxt av järnoxiderande bakterier, främst *Gallionella ferruginea* och *Leptothrix ochracea*. Resultaten initierade ett flertal studier inriktade på att finna de mest gynnsamma förutsättningarna för att stimulera tillväxten av dessa bakterier. Parallellt med undersökningar av biologisk oxidation av järn genomfördes motsvarande undersökningar för mangan. Då problem med höga manganhalter i grundvattnet är mindre vanligt förekommande var dock studierna inte lika många och intensiva. Oxidationen av mangan är därtill mer komplicerad vad gäller omgivande förhållanden (se nedan), vilket bidrog till att det tog längre tid innan biologisk rening av mangan började användas i större skala (Mouchet, 1992).

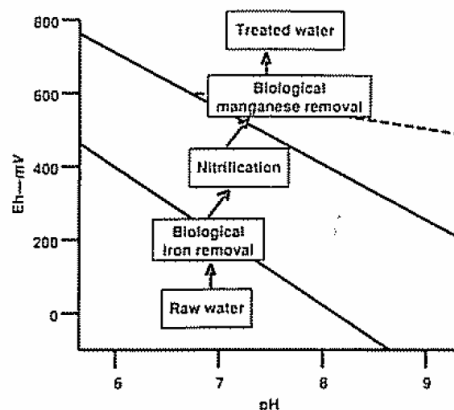
Bland de olika mikroorganismer som oxiderar järn och mangan utgör bakterier den största gruppen (Gounot, 1994). Vissa bakterier (t.ex. *Leptothrix ochracea*) oxiderar de tvåvärda metalljonerna indirekt, i samband med en energigivande oxidation av organiskt material. Flertalet av dessa har förmåga att oxidera både järn och mangan. Andra arter, som är specialiserade på järn (t.ex. *Gallionella ferruginea*), hämtar energi från metalloxidering och använder koldioxid som källa till ny biomassa (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Energivinsten är dock liten; för att utvinna 1 mol kol ur koldioxid krävs upp emot 600 mol järn(II)joner. Anläggningar baserade på biologisk oxidation av järn gynnas därför i vissa fall av höga pumphastigheter, vilket garanterar bakterierna konstant tillförsel av reducerat järn (Mouchet, 1992).

Precis som vid reduktion (se 3.3.3) är Eh och pH av avgörande betydelse för oxidation av järn och mangan. Enligt Søgaard m.fl. (2000) kan biologisk oxidation ske vid lägre pH och Eh än abiotisk oxidation. Allra mest effektiv är den biologiska oxidationen i pH-intervallet 6-8. I miljöer med högre pH-värden kommer en allt större andel av oxidationen att ske genom abiotiska reaktioner. Förhållandet mellan Eh och pH har ofta betydelse för vilka bakterier som dominerar vid oxidationen. Även faktorer som temperatur och tillgång till organiskt material kan påverka konkurrensen mellan bakterier (Mouchet, 1992). Därtill kräver olika ämnen olika förhållanden. Jämförelser som gjorts mellan järn och mangan tyder på att mangan behöver en högre halt löst syrgas i vattnet och ett högre Eh vid biologisk oxidation (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Vid pH 7 anses de optimala förhållandena för oxidation av järn vara ett Eh mellan + 200 mV och + 320 mV och en syrehalt på 0,1-1,0 mg/l. Om syre ensamt reglerar Eh i vattnet motsvarar en syrehalt av 0,1 mg/l ett Eh på + 370 mV (gäller vid pH 7). Ofta finns dock andra ämnen i naturliga vatten som kan påverka redoxpotentialen (Søgaard m.fl., 2000). Biologisk oxidation av mangan blir enligt Mouchet (1992) som

effektivast först när Eh överstiger + 400 mV och halten löst syrgas ligger kring 5 mg/l. Problem med att nå ovanstående värden för Eh, trots syresättning, kan finnas i svagt sura grundvatten (pH < 6,0-6,5) med låg alkalinitet (Mouchet, 1992). Gynnsamma pH- och Eh-intervall för biologisk oxidation av järnhydroxid respektive manganoxid visas i figur 3.



Figur 3 Biologisk oxidation av järn och mangan; 1 betecknar Eh-intervall för järnoxidation, 2 för manganoxidation (Mouchet, 1992).



Figur 4 Behandlingssteg för vatten med höga halter av järn, mangan och ammonium (Mouchet, 1992).

De olika förhållanden som krävs för järn- och manganoxidation skapade problem vid de första anläggningar som byggdes för rening av grundvatten. På senare tid har dock både oxidation i filter och vid in situ-anläggningar visat på möjligheten till samtidig rening av järn och mangan (Tekerlekopoulou & Vayenas, 2008).

Förutom pH och Eh kan grundvattnets ammoniumhalt ha betydelse för reningen. Detta gäller främst manganoxidation som kan försvåras till följd av höga ammoniumhalter (Mouchet, 1992). Enligt Gouzinis m.fl. (1998) påverkas den biologiska oxidationen av mangan om ammoniumhalten i vattnet överstiger 2 mg/l. För en effektiv rening krävs vid dessa halter en inledande nitrifikation, där ammonium oxideras till nitrat. Järn påverkas inte i samma utsträckning som mangan och kan oxideras effektivt även vid en ammoniumkoncentration på 15 mg/l. Oxidationsordningen för rening av vatten från järn, mangan och ammonium visas i figur 4 (Gouzinis m.fl., 1998).

4.2 FILTRERING

Utfällningar av de fasta järn- och manganföreningar som bildas i oxidationssteget måste filtreras bort. Vid in situ-anläggningar sker denna filtrering i akvifären. Genom injektion av syrerikt vatten oxideras och fastläggs manganoxider och järnhydroxider på jordkornen. Till skillnad från konventionella filter ovan mark bildas inga restprodukter som måste hanteras. I regel är även in situ-anläggningar enklare att bygga än traditionella sandfilteranläggningar. En nackdel med filtrering direkt i marken är risken för igensättningar av porutrymmen, vilket kan orsaka en nedsättning i akvifärens kapacitet (Mettler m.fl., 2001).

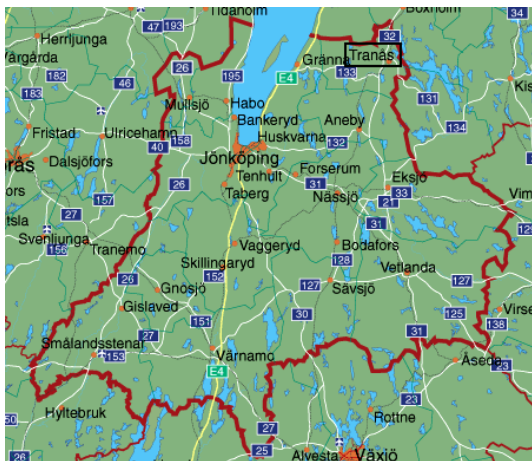
Risken för igensättning vid rening in situ undersöktes vid en anläggning i Schweiz 2001 (Mettler m.fl., 2001). Grundvattnet hade initialt en koncentration på 0,3-1,0 mg/l järn och 0,1 mg/l mangan samt ett pH mellan 7,0 och 7,3. Materialet i akvifären var heterogent med stora andelar sand och grus. Ett lerlager utgjorde botten på akvifären. Uppumpat grundvatten syresattes och återfördes till akvifären via fem injektionsbrunnar.

Utfällningar avsattes till största delen i grovkorniga delar av akvifären där konduktiviteten, och därmed genomströmningen av syresatt vatten, var hög. Analyser av sand- och grusmaterialet visade att fastläggningen främst skett på små partiklar (<0,09 mm) i dessa mer grovkorniga områden. Järn avsattes till största delen i form av goethit (FeOOH) medan oxiderat mangan återfanns i olika former av oxider. Tydligt var att oxiderat mangan huvudsakligen avsatts tillsammans med de största kristallerna av utfällt järn. Förklaringen tros vara att oxider och hydroxider av järn fungerar som katalysatorer för oxidation av mangan. En långsammare oxidation av mangan jämfört med järn antas också ligga bakom resultatet. Tvåvärda manganjoner återfanns i stor utsträckning adsorberade till kalcit eller utfällda som mangankarbonat. Utifrån analysresultaten beräknades halten fast järn och mangan i akvifären öka till det dubbla inom en tioårsperiod (Mettler m.fl., 2001).

De utfällningar som bildas vid biologisk oxidation upptar vanligtvis en mindre volym, d.v.s. de är tätare, än utfällningar bildade till följd av kemisk oxidation. Detta är ytterligare en fördel med biologisk rening eftersom risken för igensättning i akvifärer och sandfilter därmed minskar (Tekerekopoulou & Vayenas, 2008). Enligt en undersökning gjord på utfällningar av järn (Søgaard m.fl., 2000) beror volymskillnaden i vissa fall på att de kemikalier som ofta tillsätts vid kemisk oxidation faller ut tillsammans med det oxiderade järnet. Ovanstående schweiziska studier av biologisk oxidation (Mettler m.fl., 2001) visade att järn i hög grad faller ut i kristallin form; mindre än 9 % av utfällningarna utgjordes av amorfa (oregelbundna) precipitat. Då den kristallina formen många gånger är mer kompakt än den amorfa kan detta vara ännu en orsak till noterade volymskillnader. Färre studier har genomförts på manganutfällningar. Här finns dock motstridiga resultat som visar att biologisk oxidation, till skillnad från kemisk, leder till manganoxid i amorf form (Gounot, 1994).

5. OMRÅDESBESKRIVNING

Tranås kommun tillhör Jönköpings län och är belägen på Sydsvenska höglandet, figur 5. Terrängen är kuperad med en marknivå som varierar mellan 145 och 295 m ö. h. Genom kommunen går Svartån som i öster rinner ut i sjön Sommen (Tranås kommun, 1990). Den nya vattentäkten ligger vid Scoutviks udde utefter Sommens strand, ett par km söder om Tranås centrum (figur 6). Området (Smörtorp 2:18) är skogsbeväxt och sluttar ner mot Sommen i öster. Högsta punkten ligger 156 m ö. h. och sjön, som utgör den lägsta nivån i området, varierar mellan 145 och 147 m ö. h. (Westberg, 2005).



Figur 5 Jönköpings län, Tranås markerad
© Kartena AB (återgiven med tillstånd från Kartena AB).



Figur 6 Tranås kommun, Scoutviks udde markerad (återgiven med tillstånd från Lokala Kartan/Newcall advertising AB).

5.1 GEOLOGI

Enligt Naturvårdsverkets grundvattenindelning tillhör Tranås kommun regionen ”B-Sydsvenska högländet” med relativt svårvittrade berg- och jordarter (Naturvårdsverket, 2007b). Berggrunden inom det utvalda området består av unga gnejsiska graniter (tolkat ur berggrundskarta; SGU, 2008) som överlagras av isälvsmaterial med en mäktighet på mellan 40 och 50 m. Isälvsaterialet består till största delen av homogena lager med sand och grus (Forsell & Horndahl, 2005). Ett tunnare lager moränlera återfinns inom vissa partier närmast berggrunden, främst i de västra delarna. Där är också isälvsaterialet som tunnast och berggrunden som högst (Westberg, 2005). Kornformen inom avlagringen är kantig vilket tyder på att jordmaterialet är korttransporterat. Den lilla andelen finmaterial förklaras av att postglaciala svallningsprocesser tagit med sig finare material ut i sjön (von Garrelts, 2003). Jordartskarta över området visas i appendix A.

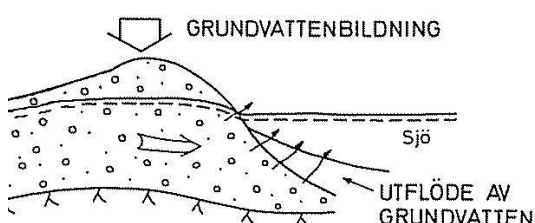
5.2 HYDROGEOLOGI

Utifrån de seismiska undersökningar som genomförts på platsen beräknas det vattenmättade magasinet ha en mäktighet på omkring 30 m och sträcka sig ca 100 m utefter Sommenstranden. Mätningarna tyder också på att akvifären fortsätter ut under sjön Sommens botten, där mäktigheten antas vara än större (Wällberg, 1999). Närheten till Sommen i kombination med det grova materialet gör att grundvattenytan i sand- och grusavlagringen i stort sett följer Sommens vattennivå och styrs av förändringar i denna. I områden med större inslag av lera ligger grundvattenytan något högre än i mer permeabla delar av isälvsavlagringen. Här har också nederbörden en större inverkan på grundvattenytans nivå (Westberg, 2005). Grundvattenytan återfinns på ett djup av 8–10 m (Forsell & Horndahl, 2005).

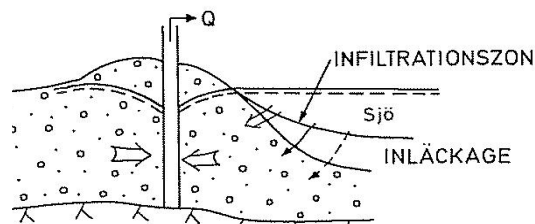
Om inget uttag sker från akvifären är omsättningen av grundvatten liten. Det flöde som sker går från höga partier, ner och ut mot sjön (figur 7). Baserat på genomförda propumpningar (Risberg, 2003; von Garrelts, 2005), där stora uttag endast haft en liten inverkan på grundvattennivåerna, anses den hydrauliska kontakten mellan akvifären och sjön Sommen som mycket god. Vid stora vattenuttag kan därför ytvatten från sjön fylla på grundvattenmagasinet genom inducerad infiltration till grusaterialet. Uttagen leder till en omvänd flödesriktning, där vatten infiltrerar från det tidigare utströmningsområdet (sjön) in mot isälvsavlagringen, se figur 8 (von Garrelts, 2008, muntlig källa). Man räknar med att huvuddelen (60-80%) av det grundvatten som tas ut så småningom kommer att utgöras av infiltrerat sjövattnet. Andelen grundvatten i

magasinet som bildats genom infiltration från markytan förväntas därmed minska och tillströmningen av grundvatten från de västra, leriga delarna bedöms bli förhållandevis liten (von Garrelts, 2008, muntlig källa). SGU:s uppskattning av uttagsmöjligheterna vid Scoutviks udde visas i appendix A.

Det planerade uttaget kommer att förkorta uppehållstiden för grundvattnet i akvifären, d.v.s. ge en ökad omsättning av vatten. Geofysiska undersökningar av området (Wällberg, 1999) har visat att en lång sträcka av akvifären står i kontakt med sjön; den inducerade infiltrationen bör därför ske relativt långsamt, trots ett stort uttag. Långsam infiltration förväntas gynna filtrering av ytvattnet och så småningom ge ett klarare grundvatten.



Figur 7 Grundvattenströmning utan pumpning (ÅF, -)



Figur 8 Inducerad infiltration (ÅF, -)

För en mer noggrann beskrivning av platsens hydrologi med grundvattennivåer och strömningsmönster hänvisas till Johansson (2009).

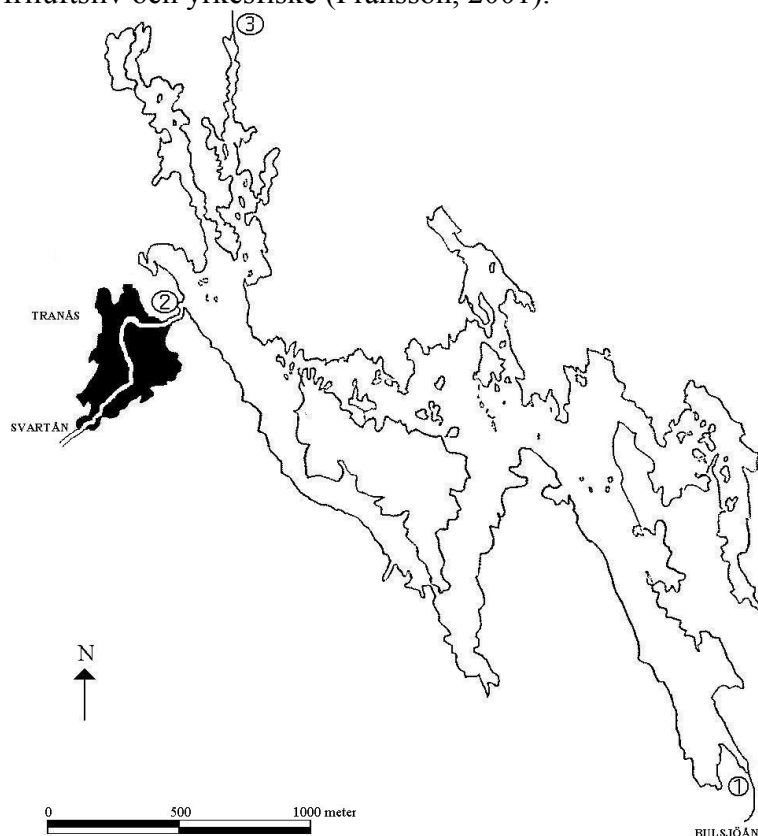
5.3 SOMMEN

Sommen är en oligotrof sprickdalssjö belägen på gränsen mellan Jönköpings län och Östergötlands län. Arean är 132 km² och sjön inrymmer hundratals (250-360) mindre öar och holmar. Det omgivande landskapet består i huvudsak av barrskog med vissa inslag av lövskog och odlingsmark. Skogsmark täcker även stora delar av det 1650 km² stora tillrinningsområdet, här ingår dessutom mindre områden med myr- och odlingsmark (VISS, 2008a). Genom topografien är sjön uppdelad i två bäcken, ett östligt och ett västligt. Vid det avgränsande sundet (mellan Torpön och fastlandet) är djupet knappt 10 m. Uppdelningen ger vissa skillnader i vattenkvalitet: den östra delen ligger på gränsen till extremt näringsfattig, medan sjöns västra del bedöms som näringsfattig men med eutrof karaktär (Länsstyrelsen Östergötland, 2008). Tranås, i nordöstra delen av Jönköpings län, är belägen vid Sommens västra strand.

Sommen regleras via ett antal omgivande vattenkraftverk. Regleringen följer en vattendom som tillåter variationer i vattenståndet inom de naturliga nivåvariationerna vid oreglerat tillstånd. Dessa naturliga nivåer motsvarar 145,80 och 147,30 m ö. h. Under stora delar av året leder regleringen till en högre vattennivå än vid oreglerat tillstånd. Störst är skillnaden under slutet av sommaren då sjön i oreglerat tillstånd skulle ha haft sin lägsta nivå. Det lägsta vattenståndet förekommer istället i mars månad och orsakas av en topp i elproduktion under vintern. Vattenståndet stiger sedan vid snösmältningen och når den högsta nivån i juni (Tekniska verken, 2008).

Sjön är recipient för en del utsläpp. De punktkällor som belastar sjön är främst industrier i Tranås samt avloppsreningsverk belägna kring sjön. I direkt anslutning ligger även Tranås golfbana som bidrar till förorening i form av gödsel- och bekämpningsmedel. De största diffusa källorna utgörs av åkermark, skog och deposition. Till följd av att moränen i omgivande marker har vissa inslag av kalk är sjöns

motståndskraft mot förorening mycket god (se 3.3.1) (Fransson, 2001). Enligt Vattenmyndigheternas klassificering (VISS, 2008a) är därtill syrgashalten i sjön hög, vilket innebär att halten löst syrgas överstiger 9 mg/l (Naturvårdsverket, 2008). Tack vare det klara och syrerika vattnet har Sommen en rik fiskfauna där öring och röding utgör de mest skyddsvärda arterna. Sjön och dess öar utgör även häckningsplats för ett stort antal fåglar, exempelvis storlom och fiskgjuse. Bland annat med avseende på det rika djurlivet är Sommen utpekad som riksintresse med stora värden för naturvård, friluftsliv och yrkesfiske (Fransson, 2001).



Svartån och Bulsjöån står för den största delen av tillrinningen till Sommen. Svartån rinner genom Tranås och vidare ut i Sommens västra bäcken. Bulsjöån, med start i sjön Lägren, rinner ut i sjöns östra del (figur 9). Medelvattenföringen i Svartån är 5 m³/s och tillrinningsområdet omfattar 852 km². Motsvarande värden för Bulsjöån är 2,7 m³/s respektive drygt 452 km². Därtill bidrar även mindre bäckar med vatten till Sommen. Avvattning sker i Svartåns fortsättning i norr med 10,7 m³/s.

Figur 9 Inlopp och utlopp för Sommen: 1 inlopp Bulsjöån, 2 inlopp Svartån, 3 utlopp Svartåns fortsättning (från Fransson, 2001).

Av ovanstående två åar har Svartån avgjort störst betydelse för vattenkvaliteten vid Tranås i väster. Omsättningstiden i denna del av sjön har uppskattats till 1,5 år (Fransson, 2001). Baserat på mätningar under perioden 2004 till 2007 (VISS, 2008b), då Svartåns pH aldrig understeg 7,2¹, anses det inte föreligga någon risk för förorening. Däremot bedöms Svartån vara påverkad av övergödning, främst med avseende på totalhalten fosfor (VISS, 2008b). Källor till övergödningen i Svartåns avrinningsområde är i första hand omgivande jord- och skogsbruk samt deposition från luften (Fransson, 2001). Färgtalet för perioden 2004 – 2007 var 65 mg/l Pt, vilket tyder på en stor tillförsel av humus till ån (VISS, 2008b). Ökade flöden i Svartåsystemet, i kombination med utebliven tjäle, anses under senare år ha bidragit till en ökad inströmning av växtmaterial till Sommens västra del. Mer växtmaterial har i sin tur fått humushalten att stiga vilket orsakat problem i samband med reningen och resulterat i ett gult dricksvatten (se 1.1). Troligtvis har även de senaste årens skogsavverkningar inom Svartåns avrinningsområde bidragit till ökningen (von Garrelts, 2008, muntlig källa). Ett resultat av avverkning är stigande grundvattennivåer då trädens vattenupptag

¹ Värdet gäller Sommens sträckning mellan Säbysjön och sjön Sommen (VISS, 2008b).

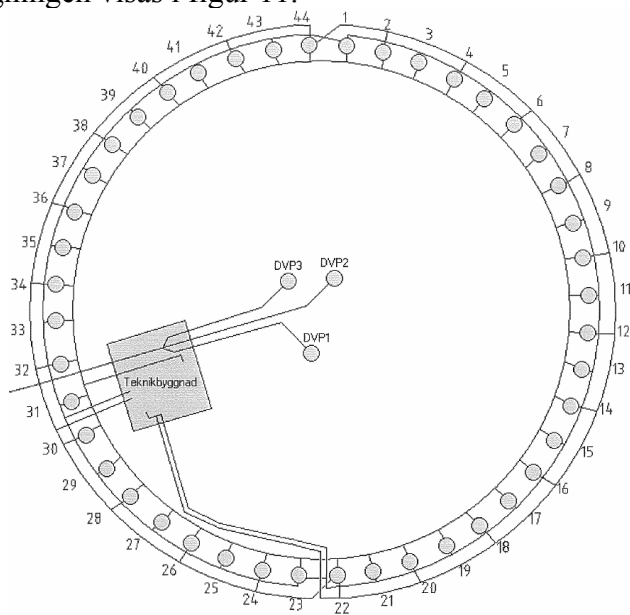
försvinner. Därmed kommer mer organiskt material i kontakt med vatten och risken för urlakning av humus ökar (Löfgren & Lundin, 2003).

5.4 ANLÄGGNINGENS UTFORMNING

För att säkerställa en god hydraulisk kontakt mellan sjön Sommen och isälvs materialet är anläggningen placerad i den minst leriga delen av akvifären, motsvarande den västra delen av fastigheten Smörtorp 2:18 (se 5.1). I centrum av anläggningen finns tre huvudbrunnar för uttag och vidare leverans av renat vatten. Huvudbrunnarna omges av en ring med sammanlagt 44 stycken satellitbrunnar. I hälften av dessa 44 brunnar sker uttag av det grundvatten som ska renas (syresättas) medan den andra hälften används för infiltration av renat (syresatt) vatten. Anläggningens placering på Scoutviks udde visas i figur 10 och en översikt över anläggningen visas i figur 11.



Figur 10 Anläggningens placering i förhållande till Sommen



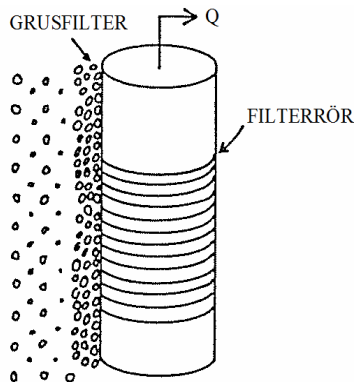
Figur 11 Översikt över satellitbrunnar (nr 1–44) och huvudbrunnar (DVP1–DVP3)

5.4.1 Huvudbrunnar och satellitbrunnar

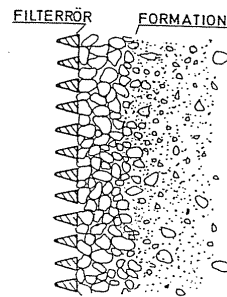
Huvudbrunnarna (figur 11) är borrarade till ett djup av 30 m och har en diameter av 380 mm. Det inbördes avståndet dem emellan är cirka 5 m. Vattenintaget sker i de nedersta 6 meterna som består av en sil med en slitsstorlek på 2,0 mm. Silens öppningar motsvarar en genomsläpplighet på drygt 70 % av mantelarean i den nedersta delen av röret. Från överkanten på silröret upp till markytan är brunnarna helt täta; i denna del är pumparna placerade. Var och en av huvudbrunnarna är dimensionerade för ett maximalt grundvattenuttag på 8000 m³/dygn. För att täcka det framtida uttagsbehovet, behöver därmed bara en av de tre huvudbrunnarna pumpas. Under perioder med ökat behov, exempelvis på morgonen, finns möjlighet att använda två brunnar parallellt. Den tredje huvudbrunnen utgör en säkerhet vid eventuella driftstörningar eller avbrott för service. Nuvarande förbrukning ligger kring 6000 m³/dygn och pumpning beräknas pågå under 20 timmar/dygn, pumphastigheten blir därmed 300 m³/timme (von Garrelts, 2008, muntlig källa).

De 44 satellitbrunnarna är placerade på 3,7 m avstånd från varandra längs en cirkel med radien 26 m (figur 11). Satellitbrunnarna är borrarade till berggrunden, alternativt till lerlagret, och har ett djup mellan 35 m och 51 m. Räknat från botten är konstruktionen i

en satellitbrunn sumprör (tätt), silrör, tätt rör, silrör och avslutningsvis tätt rör igen. Slitsstorleken i silrören är 0,5 mm (ÅF, -). Pumpen sitter i den nedre täta delen, mellan de vattenintagande silrören. Placeringen leder till en strömning av vatten runt pumpen som därigenom hålls kyld. Sumpröret har till funktion att samla upp mindre partiklar som kommer in i brunnen. Botten på sumpröret är tätat med en träplatta. Genom rensumpning av satellitbrunnarna har ett så kallat formationsfilter (figur 12 och 13) byggts upp runt var och en av satellitbrunnarna. Vid rensumpningen sköljs finpartiklar bort så att endast grövre partiklar från själva formationen (akvifären) blir kvar närmast röret; därav namnet formationsfilter (ÅF, -). Det grovkorniga lagret, vilket återfinns inom ett avstånd av 20-30 cm runt varje satellitbrunn, har till uppgift att hindra finare partiklar från att nå brunnen med inströmmande vatten (von Garrelts, 2008, muntlig källa).



Figur 12 Satellitbrunn för uttag av orenat grundvatten med omgivande formationsfilter (ÅF, -).



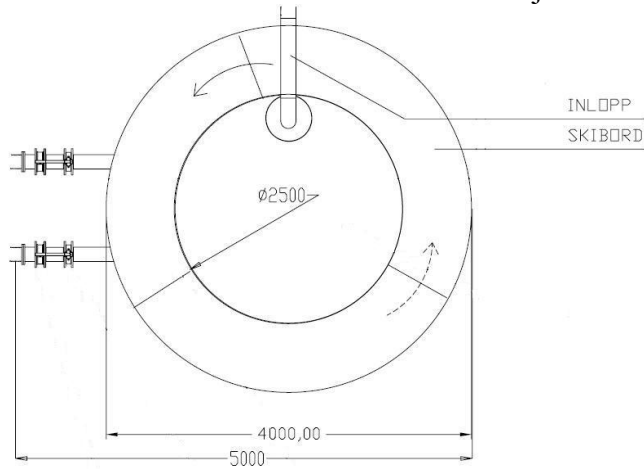
Figur 13 Schematisk bild över formationsfilter (ÅF, -).

5.4.2 Syresättning, luftning och återinfiltration

Syresättningen initieras med grundvattenuttag från varannan satellitbrunn, i ena halvan av ringen, d.v.s. i 11 stycken satellitbrunnar. Pumphastigheten är 5 l/s (18 m³/h). Vattnet leds därefter in till en tank (figur 14) i teknikbyggnaden (figur 11). Med hjälp av 20 stycken dysor (figur 15) placerade på tankens botten tillförs luft för syresättning av inströmmande vatten. Dysorna är kopplade till en blåsmaskin där varje hastighet motsvaras av en specifik syremängd. Till en början är målet att syresättningen ska ge en halt löst syrgas på 7 mg/l. Fortsättningsvis kommer syrehalten att regleras utifrån reningseffekten i akvifären. Tanken, på totalt 49 m³, fylls på kontinuerligt och i den övre delen avleds syresatt vatten via ett bräddavlopp till ett omgivande skibord (figur 16 och 17). Skibordet består av tre sektioner avdelade med skott (spärrar) av olika höjd. Vattnet leds omväxlande över och under de avdelande skotten vilket skapar ett turbulent flöde. Syftet är att oönskade gaser, främst kvävgas, lättare ska avgå till följd av turbulensen.

Syresatt och luftat vatten fördelas och återförs slutligen till akvifären i samma halva från vilken uttag skedde, men genom de satellitbrunnar som inte använts för uttag. Injicering av vatten sker samtidigt, och med samma hastighet, som uttag. Därigenom skapas ett flöde av syresatt vatten, från varje injektionsbrunn till de två närmast angränsande uttagsbrunnarna i satellitringen. Målet är att det tangentiella flödet mellan satellitbrunnarna ska resultera i en syresatt "hydraulisk skärm" i ringens ytterkant. Syresättningen pågår under de 4 timmar per dygn då inget uttag görs i huvudbrunnen. Under denna tid används de två halvorna av ringen med satellitbrunnar växelvis för uttag, syresättning och injicering. Anledningen till att huvudbrunnarna inte pumpas parallellt med satellitbrunnarna är att man vill underlätta uppbyggnaden av den syresatta

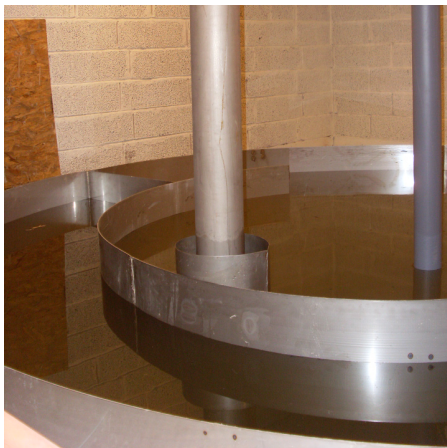
skärmen, vilken ska hindra icke syresatt vatten från att nå huvudbrunnen. Vid pumpstart i en eller flera av huvudbrunnarna skapas sedan ett radiellt flöde in från satellitringens ytterkant. Undantaget den allra första pumpperioden, när vatten tas från området innanför satellitbrunnarna, väntas allt uttaget vatten i huvudbrunnarna komma från den syresatta zonen och därmed vara renat från järn och mangan.



Figur 14 Tank för syresättning, från ovan (ÅF, -).



Figur 15 Två dysor för syre-sättning av grundvatten.



Figur 16 Tank för syresättning med omgivande skibord, luft från blåsmaskin till dysor på botten går genom mörkgrått rör (t.h.). Inströmmande obehandlat grundvatten genom ljusgrått rör (t.v.)



Figur 17 Bräddavlopp från tank till omgivande skibord. Vattnet rinner motsols, första skottet synligt uppe till vänster.

All automatik i form av övervakning och reglering av injicering, utpumpning och syresättning är samlad i teknikbyggnaden (figur 11). Foto på delar av satellitringen kan ses i appendix B.

6. METODER – Urval av behandlade data

Utvärderingen av förutsättningarna för biologisk oxidering av järn och mangan vid den nya grundvattentäkten i Tranås utgår från provtagningsserier av grund- och sjövattnen från området. Två grundvattensserier tillsammans med ett enstaka grundvattenprov har valts ut för att beskriva reningsbehov och möjligheter till rening av nuvarande grundvatten. En längre sjövattnenserie ligger till grund för resonemanget kring troliga förändringar i framtida reningsbehov. Studerade provtagningsserier presenteras nedan.

6.1 SJÖVATTEN

Då en stor del av framtida uttag beräknas bestå av infiltrerat sjövattnen (se 5.2) väntas sammansättningen av grundvattnet med tiden bli mer lik sjövattnet i Sommen. För att ge en bild av tänkbara förändringar i reningsbehovet vid den nya grundvattentäkten har därför ytvattenprover från Sommen studerats. De data som använts består av en provtagningsserie från perioden april 2004 till september 2008. Serien innehåller mellan 5 och 7 vattenprover från respektive år, sammanlagt 29 prov. Proverna är tagna i pumphuset vid råvattenintaget på Scoutviks udde (figur 10). Tranås vattenverk har ansvarat för provtagning; för analyser se avsnitt 6.4. Råvattenintaget sker genom en sil, placerad 21 m under vattenytan (3 m över botten).

6.2 GRUNDVATTEN

6.2.1 Provtagningsserie 2002

Ett flertal grundvattenprover har tagits i akvifären allt sedan planeringen av den nya vattentäkten startade. I detta arbete redovisas en längre sammanhängande serie från 2002; från senare år saknas längre provtagningsserier. Inga stora förändringar antas ha skett i grundvattenkvaliteten under senare tid, så mätserien kan i stora drag anses representera icke-syresatt grundvatten även idag (Fransson, 2008, muntlig källa). De sammanlagt 9 grundvattenproven är tagna ur observationsrör S010000 (härefter kallat S01) under perioden 14 februari till 20 december 2002. Röret är placerat mellan Sommen och den nybyggda reningsanläggningen (figur 10 och 18). Framtida grundvatten (nuvarande sjövattnen) väntas huvudsakligen strömma genom detta område och därmed blandas med nuvarande grundvatten i dessa delar av akvifären (se 5.2) (von Garrelts, 2008, muntlig källa). Observationsröret S01 användes även vid ett syresättningsförsök 2003 (för data se avsnitt 6.3). Vattenverket i Tranås ansvarade för provtagning och vattnet analyserades enligt avsnitt 6.4.

6.2.2 Provpumpning 2004

För att belysa hur grundvattenkvaliteten kan komma att påverkas av en ökad omsättning i akvifären redovisas grundvattenprover tagna i samband med ÅF:s provpumpningar hösten 2004. Pumpning gjordes ur observationsrör S040622 (figur 18) mellan 25 oktober och 12 november. Pumphastigheten var 72 l/s (6220 m³/dygn). Prover togs vid fyra tillfällen under perioden 22 oktober till 12 november. Röret som användes för provtagning, S040621, ligger cirka 2 m från S040622 (figur 18). Djupet, mätt från rörets överkant till dess botten, är 52,50 m. För bild och skiss med borrhålsdata se appendix D. Vattenverket i Tranås har ansvarat för provtagning; för analys se avsnitt 6.4.

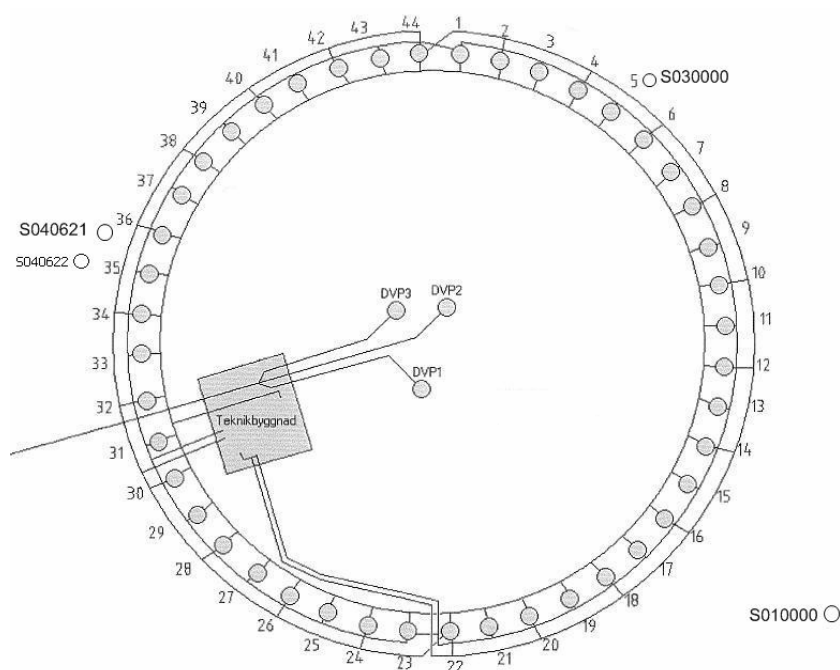
6.2.3 Grundvattenprov 2008

Till följd av bland annat borrhningar och syresättningsförsök antas grundvattnet i vissa delar av akvifären delvis ändrat karaktär. De största förändringarna tros bero på en ökad syrehalt i vattnet, delvis orsakad av syresättningstest (se avsnitt 6.3), delvis av borrhningen av satellit- och huvudbrunnar. Främst antas området innanför och närmast utanför satellitringen vara påverkat (von Garrelts, 2008, muntlig källa). För att få en uppskattning av dessa förändringar redovisas ett grundvattenprov taget ur huvudbrunn DVP1 (figur 18) i samband med besök vid anläggningen i augusti 2008.

6.3 SYRESÄTTNINGSTEST

Den övergripande tanken med reningsprocessen vid den nya vattentäkten i Tranås är att utnyttja naturligt förekommande processer i marken, men att höja reaktionshastigheten genom syresättning. För att klarlägga effekten av syresättning och förutsättningarna för effektiv filtrering i grusmaterialet, har syresättningstest genomförts i akvifären. Testet bygger på växelvis pumpning och injicering av syresatt vatten i två brunnar. Syftet är att bygga upp en syresatt mikrobiologiskt aktiv zon i akvifären närmast runt dessa två brunnar. Ett lyckat syresättningsförsök ska resultera i gradvis sjunkande halter av järn och mangan, då en upprepad volym vatten tas ur respektive brunn. Förhållandet mellan injicerad, syresatt volym och uttagen volym med låga järn- och manganhalter kan sedan användas för att beräkna spridningseffekter av syresättningen i akvifären (ÅF, -).

Det syresättningstest som finns redovisat i detta arbete genomfördes 2003 av the Water Harvesting Company, i samarbete med Tranås vattenverk. Försöket pågick under perioden 22 september till 7 november i observationsrören S01 och S030000 (härefter kallat S03). Rörrens läge i förhållande till satellitbrunnarna kan ses i figur 18. Rören är 29,2 m respektive 29,5 m djupa, med en inbördes nivåskillnad, från S01 till S03, på 6 m (von Garrelts, 2003). Bild och borrhålsdata över observationsrören visas i appendix D.



Figur 18 Placering av observationsrör S040621, S040622, S01 och S03 (ÅF, -).

Under försökets första 20 timmar pumpades grundvatten från S01, syresattes och tillfördes S03. Därefter gjordes grundvattenuttag omväxlande ur S01 och S03. Tidsintervallen vid denna växelvisa pumpning var fyra timmar. Mängden syre i injicerat vatten ökades gradvis, från 1,8 mg/l i början till 12 mg/l under den senare delen av pumpningen. Målet med den höga syrehalten var att öka spridningseffekten när den syrgas som inte förbrukas (genom oxidation) närmast injektionsbrunnen sprids vidare i akvifären. (Syrehalter för biologisk oxidation av järn och mangan ges i 4.1). Järn- och manganhalterna registrerades kontinuerligt med start en timme efter byte av pumpriktning. En bit in i försöket ersattes den växelvisa pumpningen av en längre tids uttag ur brunn S03. Detta gjordes för att uppskatta spridningen av de 1500 m³ syresatt vatten som ditintills injicerats i S03. Grundvattenprover i uttaget vatten från S03 togs med fyra timmars intervall under de fem följande dygnet (von Garrelts, 2008, muntlig källa).

6.4 ANALYS AV VATTENPROVER

Samtliga yt- och grundvattenprover har analyserats av ALcontrol; 2002 års serie i Jönköping, resterande prover i Linköping. Grund- och ytvattenprover har alla behandlats som råvattenprover vilket innebär att de analyserats utan föregående filtrering. De halter som redovisas i avsnitt 7 är därför totalhalter. Mätning av grundämnena järn, mangan, aluminium, kalcium och magnesium har gjorts med metoden ICP AES (inductively coupled plasma atomic emission spectrometry). Det är en multielementmetod med vilken flera ämnen kan analyseras samtidigt. Före analys med ICP konserverades proverna genom tillsats av koncentrerad syra. Syftet är att lösa upp eventuella fasta partiklar i provet. Mätning görs sedan på en mycket liten volym prov, där större partiklar skulle riskera att förstöra instrumentet. De uppmätta koncentrationerna kan därför antas representera lösta former av ett ämne (Dahlin, 2008, muntlig källa).

Som mått på mängden organiskt material används COD-Mn (Chemical Oxygen Demand; tillägget Mn anger att ämnet mangan ingår i mätmetoden). Värdet avspeglar vattnets förmåga till syreförbrukning vid kemisk oxidering, d.v.s. oxiderbarheten och rapporteras i mg förbrukat syre per liter. Förutom mängden organiskt material, antingen löst eller i partikulär form, kan vattnets syreförbrukning påverkas av oorganiska ämnen, exempelvis reducerat järn och ammonium. Inget direkt samband finns mellan COD-Mn och TOC (Total organic carbon) eller DOC (Dissolved organic carbon) (Dahlin, 2008, muntlig källa). För klassificering av näringsinnehåll i sjöar utifrån COD-Mn används följande intervallgränser: 2 - 5 mg/l för näringsfattiga klarvattensjöar, 10 - 25 mg/l för humösa sjöar och 5 - 15 mg/l för näringsrika sjöar (ALcontrol, 2006).

Turbiditeten mäter vattnets grumlighet och kan ofta förklaras av jordpartiklar eller organiskt material. Vid höga järn- och/eller manganhalter kan även utfällningar som bildats genom oxidation efter provtagningen bidra. Om turbiditeten överstiger 3 FNU (Formazine Nephelometric Unit) är grumligheten vanligtvis synlig utan instrument. Parametern färgtal har bestämts med hjälp av referenslösningar, där varje lösning motsvarar en given absorbans. Vattnets färg påverkas vanligtvis till största del av löst organiskt material samt i vissa fall även av höga järn- eller manganhalter (se 3.1). Konduktiviteten visar vattnets elektriska ledningsförmåga och beror av jonkoncentrationen (främst salthalten) i vattnet. Alkaliniteten anges som halten HCO_3^- (ALcontrol, 2004). Tabell 2 visar mätosäkerheten vid analyserna.

Tabell 2 Mätosäkerhet, för pH angivet i delar av enheter övriga angivna i procent (värden från Dahlin, 2008, muntlig källa)

Parameter	Enhet	Mätosäkerhet	Parameter	Enhet	Mätosäkerhet
pH		± 0,2	Järn	mg/l	± 15 – 25
Alkalinitet	mg/l	± 10	Mangan	mg/l	± 10 – 15
Färgtal	mg/l Pt	± 20	Kalcium	mg/l	± 20
Turbiditet	FNU	± 10 – 20	Magnesium	mg/l	± 20
COD-Mn	mg/l	± 10	Aluminium	mg/l	± 15 – 20
Konduktivitet	mS/m	± 5 – 15			

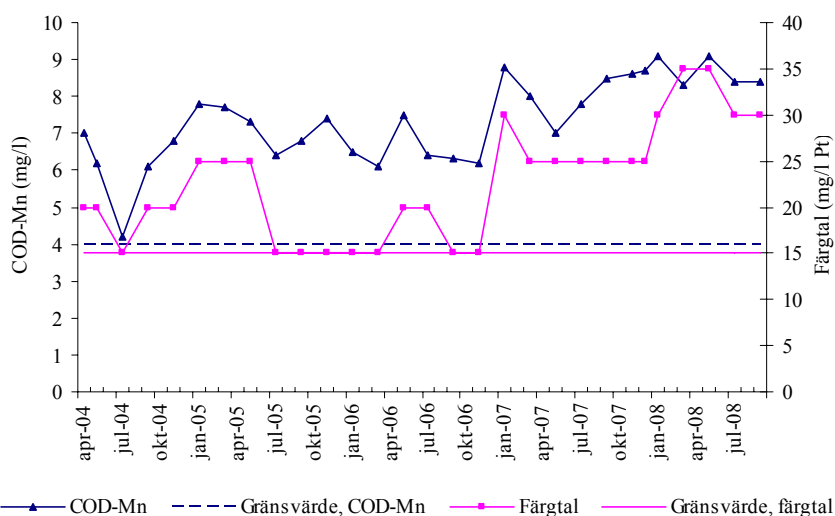
I avsnitt 7 hänvisas i vissa fall till ett ämnes rapporteringsgräns. Denna gräns är kopplad till laboratoriets ackreditering och ska inte sammanblandas med detektionsgränsen, som beror av mätutrustningen.

7. RESULTAT OCH DISKUSSION

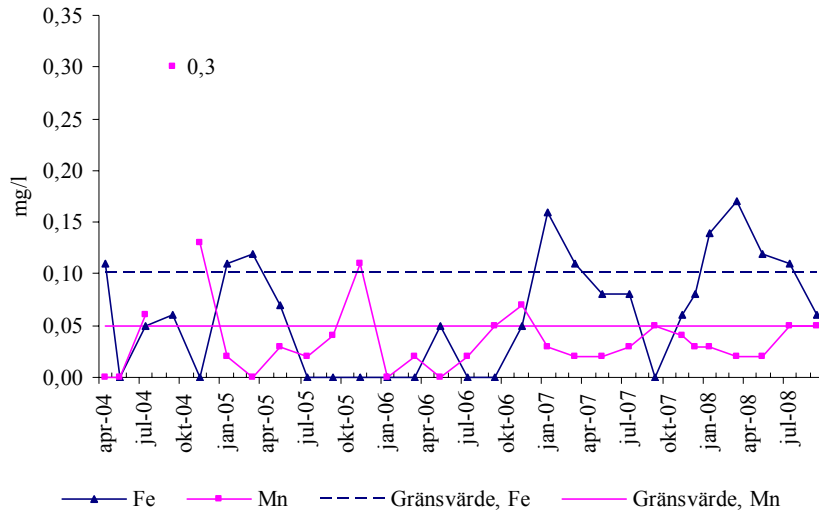
Den kemiska analysen av Sommens vatten redovisas i avsnitt 7.1. Grundvattnet presenteras därefter i 7.2, uppdelat på ”opåverkat” grundvatten (7.2.1), grundvattenförändringar vid provpumpning (7.2.2) och grundvatten från 2008 (7.2.3). I 7.2.3 visas även en sammanställning med medelvärden över de parametrar som redovisas i 7.1, 7.2.1 och 7.2.2. Slutligen redovisas resultatet av syresättningsförsöket 2003 (7.3). Angivna gränsvärden är hämtade ur SLVFS 2001:30 (LMV, 2005) och motsvarar Livsmedelsverkets gräns för att ett dricksvatten ska anses tjänligt utan anmärkning (se 3.1). Gränsvärden för järn, mangan, aluminium, turbiditet, färgtal och nitrit gäller för utgående dricksvatten. Övriga gränsvärden avser dricksvatten hos användaren (LMV, 2005). Inget gränsvärde finns uppsatt för alkalinitet, men för att undvika korrosionsskador på ledningar bör alkaliniteten överstiga 60 mg/l (ALcontrol, 2004). Vid statistiska jämförelser har signifikansnivån 0,05 använts.

7.1 SJÖVATTEN

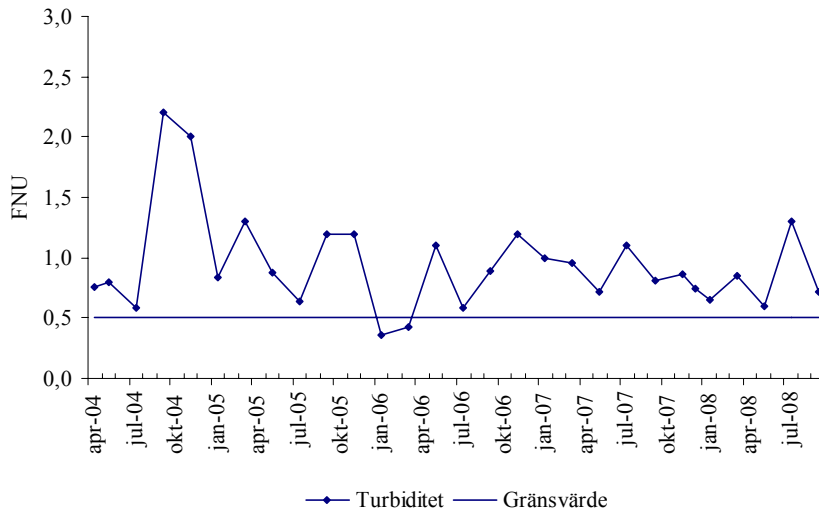
Figureorna 19–23 visar provtagningsserien från perioden april 2004 till september 2008.



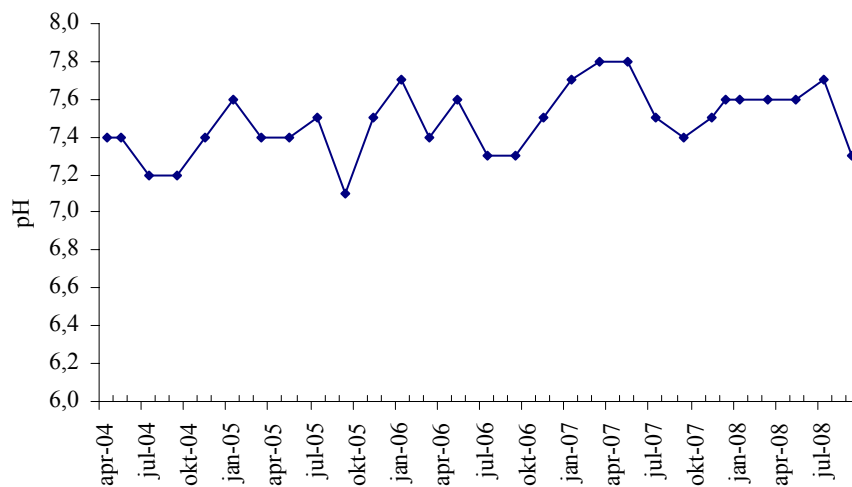
Figur 19 Uppmätta halter av COD-Mn och färgtal i Sommen under perioden april 2004 till september 2008.



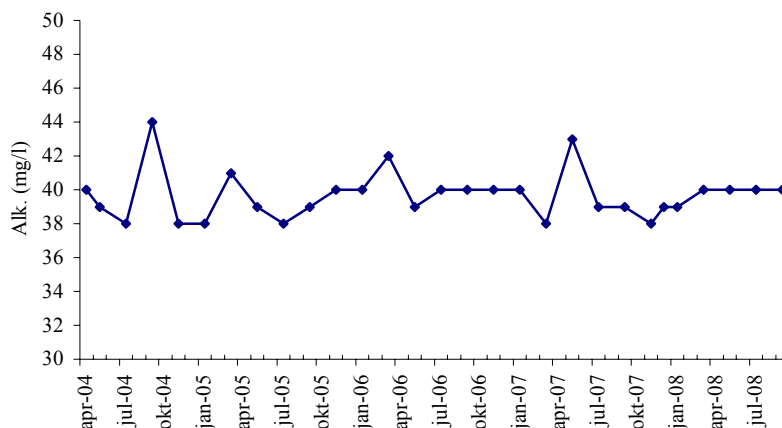
Figur 20 Uppmätta halter av järn och mangan i Sommen under perioden april 2004 till september 2008, avvikande manganvärde från september 2004 ingår inte i medelvärdet i tabell 4 (se 7.2.3).



Figur 21 Turbiditet i Sommen under perioden april 2004 till september 2008.



Figur 22 Sommens pH under perioden april 2004 till september 2008.



Figur 23 Sommens alkalinitet under perioden april 2004 till september 2008.

De senaste årens stigande humushalter i sjön syns i figur 19 i form av ett stigande värde för COD-Mn. Tydligt i figur 19 är även att det organiska materialet förändrat vattnets färg, något som också kan ses i form av ett gulare dricksvatten (se 5.3). Sambandet mellan COD-Mn och färgtal är signifikant, med en korrelationskoefficient på 0,82 (plott i appendix C). Samtliga sjövattneprover hade en högre halt COD-Mn än LMV:s gränsvärde medan färgtalet först de senaste två åren överstigit gränsvärdet för ett tjänligt dricksvatten. Signifikanta ökningar finns mellan åren 2004-2005 och 2006-2007 för COD-Mn och mellan åren 2006-2007 och 2007-2008 för färgtal.

Till följd av den goda syretillgången i sjövattnet (se 5.3) är miljön oxiderande och halterna av järn och mangan i figur 20 följaktligen låga (se 3.3.3). Eventuell inverkan från järn på COD-Mn värdet kan därmed antas liten (se 6.4). Även ammoniumhalten var låg (se nedan) och inte heller ammonium bör därför ha inverkat märkbart på vattnets syreförbrukande förmåga (COD-Mn) (se 6.4). Topparna i järnhalt, vilka ser ut att infalla mellan januari och april, skulle kunna bero på en ökad tillrinning i samband med snösmältningen. Smältvatten från omkringliggande skogsmarker kan då fört med sig humusbundet järn som fått halterna att stiga något (Rydin, 2009, muntlig källa). En viss överensstämmelse finns också mellan toppar i färgtal och toppar i järnhalt (figur 19 och 20). Möjligheten finns även att ökningen av järn under vintermånaderna visar på en intern omsättning, orsakad av isläggning på sjön. Ett istäcke begränsar syretillförseln och minskar omblandningen i sjön. Nedbrytning av organiskt material på sjöns botten under vintern kan därför skapa en tillfällig syrebrist som får järn att reduceras och lösas ut i vattnet (Rydin, 2009, muntlig källa). Järnhalten har ett medelvärde på 0,07 mg/l och medelvärdet för mangan tangerar precis gränsvärdet på 0,050 mg/l. Rapporteringsgränsen var 0,05 mg/l för järn och 0,02 mg/l för mangan. De vattenprover för vilka järn- eller manganhalten i figur 20 anges till 0 mg/l, låg under respektive rapporteringsgräns. Vid beräkning av ovanstående medelvärden antogs halterna för dessa prover till hälften av rapporteringsgränsen, d.v.s. 0,025 mg/l för järn och 0,01 mg/l för mangan.

Turbiditeten i Sommen ligger något över gränsvärdet (figur 21) och är sannolikt främst orsakad av små partiklar organiskt material (se 1.1, 5.3). Eftersom råvattenintaget sker genom en sil, rensas de allra största partiklarna bort redan innan provtagningen i pumphuset (se 6.1). De låga järn-, och manganhalterna gör att märkbara bidrag från utfällningar sannolikt kan uteslutas i värdet för turbiditet.

Tack vare inslag av kalk i marken (se 5.3) hålls pH-värdet över 7 (figur 22). Lägre värden under sensommar och höst (juli, september) kan vara ett resultat av rikliga höstregn som får grundvattenytan i marken att stiga. En större del av det utströmmande grundvattnet kommer då från ytliga marklager där pH-värdet vanligtvis är lägre än i grundvattenzonen (se 2.2) (Grip & Rodhe, 1994). Alkaliniteten (figur 23) varierar mindre och ligger, trots kalkinslaget i marken, ständigt under riktvärdet på 60 mg/l (se ovan).

En mer omfattande analys genomfördes på vattenprovet från första april 2004. Resultatet visar på ett mjukt vatten (3,4 °dH) med låga kvävehalter. Mängden nitratkväve och nitritkväve var 0,30 respektive 0,004 mg/l. Halterna motsvarar omkring 1,3 mg/l nitrat och 0,013 mg/l nitrit, vilka båda är lägre än Livsmedelsverkets gränsvärden på 20 mg/l nitrat och 0,10 mg/l nitrit. Ammoniumhalten var under rapporteringsgränsen på 0,01 mg/l. Sjövattnet hade även en aluminiumhalt väl under gränsvärdet för tjänligt dricksvatten. Med avseende på konduktivitet, klorid och magnesium liknar ytvattnet grundvattnet (se tabell 4). För dessa parametrar stämmer analysresultaten från april 2004 väl överens med resultat från de kortare mätserier av Sommens vatten som tagits i samband med provpumpningar.

Undantaget COD-Mn och färgtal har inga trender hittats i ovanstående mätserier.

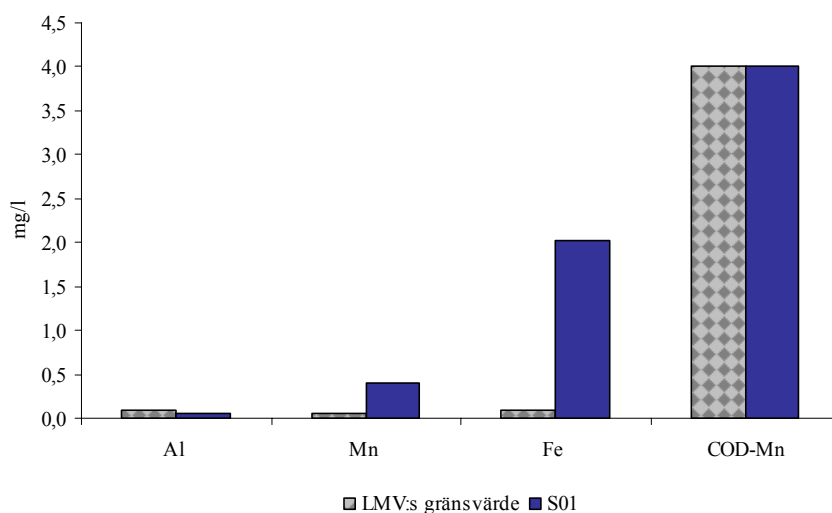
7.2 GRUNDTVATTEN

7.2.1 Provtagningsserie 2002

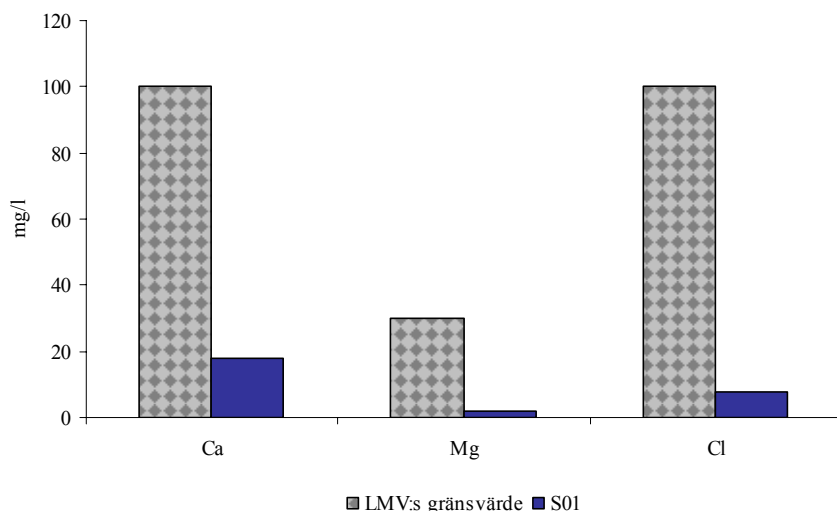
Variationerna i grundvattnets sammansättning var små under året. I tabell 3 samt figur 24 och 25 redovisas därför medelvärden från de nio grundvattenproverna, tagna under 2002. Fullständig mätserie med standardavvikelser ges i appendix D.

Tabell 3 Grundvattnets kemiska sammansättning, medelvärden från grundvattenrör S01 tagna under perioden 2002-02-14 till 2002-12-20, LMV:s gränsvärde för klassning tjänligt utan anmärkning

Enhet	pH	Alkalinitet mg/l	Färgtal mg/l Pt	Hårdhet °dH	Konduktivitet mS/m	Turbiditet FNU
S01	6,8	45	37	2,9	14	0,5
LMV:s gränsvärde	7,5 < pH < 9,0		15		250,0	0,5



Figur 24 Medelvärdeshalter av aluminium, mangan, järn och COD-Mn från perioden 2002-02-14 till 2002-12-20; LMV:s gränsvärde för bedömningen tjänligt utan anmärkning.



Figur 25 Medelvärdeshalter av kalcium, magnesium och klorid för perioden 2002-02-14 till 2002-12-20; LMV:s gränsvärde för bedömningen tjänligt utan anmärkning.

Grundvattnet karakteriseras framför allt av en hög järnhalt (figur 24) med ett medelvärde 20 gånger gränsvärdet. Även halten mangan (figur 24) överskrider gränsen för ett tjänligt dricksvatten utan anmärkning; medelvärdet är här drygt 8 gånger högre än gränsvärdet. Aluminiumhalten i samma figur är däremot på en godkänd nivå. Eftersom den använda analysmetoden ger totalhalter (se 6.4) kan ingen klar uppdelning göras mellan fria joner, komplexbundna joner och joner som fällts ut. Även antaget att staplarna i figur 24 till största delen representerar joner i löst form kan både tvåvärda, fria joner och två-, tre- eller fyrvärda, komplexbundna joner ingå (se 3.3.3 och 4.1).

Figur 24 visar också att värdet för COD-Mn år 2002 låg på gränsen för att grundvattnet ska bedömas som tjänligt, och alltså något lägre än i Sommen (figur 19). Risken är emellertid att COD-Mn-värdet stigit i grundvattnet sedan 2002, liksom det steg i sjön under perioden 2004-2008 (figur 19). Till skillnad från sjövattnet har COD-Mn-halten i grundvattnet därtill sannolikt påverkats av såväl organiskt material som den höga järnhalten (se 6.4), något som ytterligare försvårar slutsatser om grundvattnets humushalt. I likhet med för sjövattnet visade analyserna på en genomgående låg kvävehalt i grundvattnet (se nedan). Förekomst av ammonium i bör därför inte ha påverkat grundvattnets COD-Mn-värde (se 6.4). Enligt observationer i samband med provtagningstillfällena var grundvattnet betydligt mindre färgat än sjövattnet (Fransson, 2008, muntlig källa), vilket kan tolkas som att humushalten var lägre i grundvattnet. Färgobservationen tyder också på att grundvattnet i akvifären är anaeroft med järn och mangan till största del i reducerad, ofärgad, form (se 3.1 och 3.3.3). Förutom löst organiskt material är det höga färgtalet i tabell 3 då sannolikt ett resultat av att (främst) järnjoner oxiderat efter provtagningen och orsakat utfällningar som färgat vattnet (se 3.1). Färgtalet är nära dubbelt så högt som uppsatt gränsvärde (tabell 3). Tydliga korrelationer finns varken mellan färgtal och COD-Mn eller mellan färgtal och järn.

Turbiditeten i tabell 3 är i nivå med Livsmedelsverkets gränsvärde och beror sannolikt till största del på att jordpartiklar förorenat grundvattnet. Eventuellt har även utfällda järnföreningar bidragit något till grumligheten.

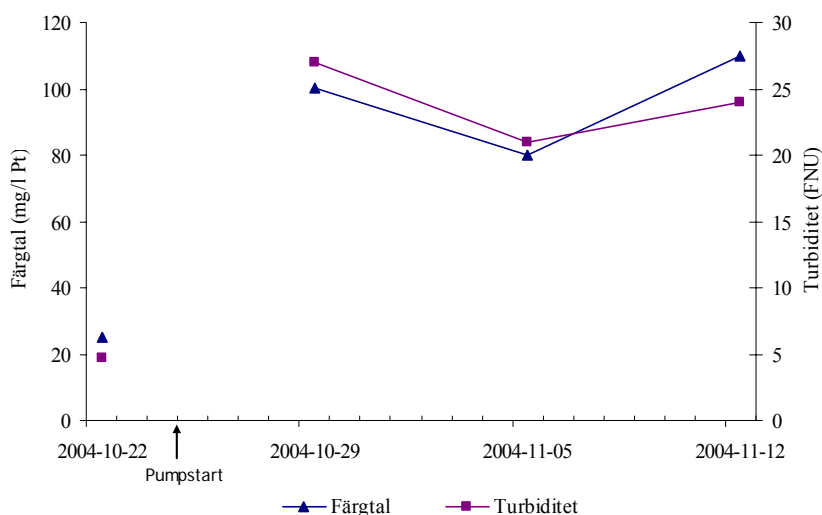
Grundvattnets relativt låga pH-värde (tabell 3) visar på en låg vittringshatighet i den grovkorniga jorden (se 5.1 och 2.2). Alkaliniteten (tabell 3) är något högre än för

sjövattnet men ligger även här under det rekommenderade värdet på 60 mg/l (se 7.1). Låg alkalinitet är ytterligare ett tecken på långsamma vittringsprocesser i sand och grusmaterial (se 3.3.1). Avsaknaden av finmaterial sänker därtill markens katjonbyteskapacitet, vilket förklarar de låga halterna av baskatjonerna kalcium och magnesium i figur 25 (se 2.2). Låga halter av baskatjoner, tillsammans med den låga kloridhalten i samma figur, ger i sin tur en svag konduktivitet (tabell 3). Ett indirekt mått på mängden kalcium och magnesium ges av hårdheten. Med ett värde på drygt 2 °dH klassas grundvattnet som mjukt (intervallet för mjukt vatten är 2,1 – 4,9 °dH eller 14-35 mg/l Ca + Mg).

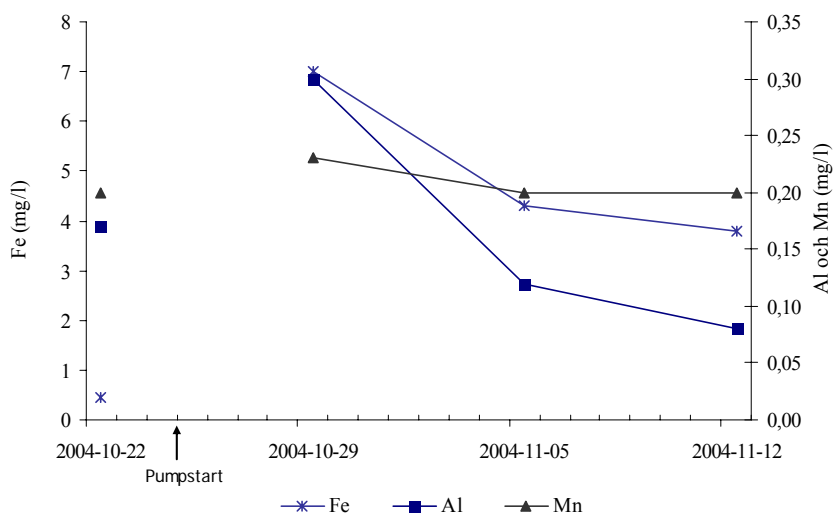
Undantaget ett prov var nitrithalten 0,001 mg/l eller lägre. I samtliga prover var halten nitratkväve mindre än 0,10 mg/l och halten ammoniumkväve 0,10 mg/l eller lägre (se appendix D).

7.2.2 Provpumpning 2004

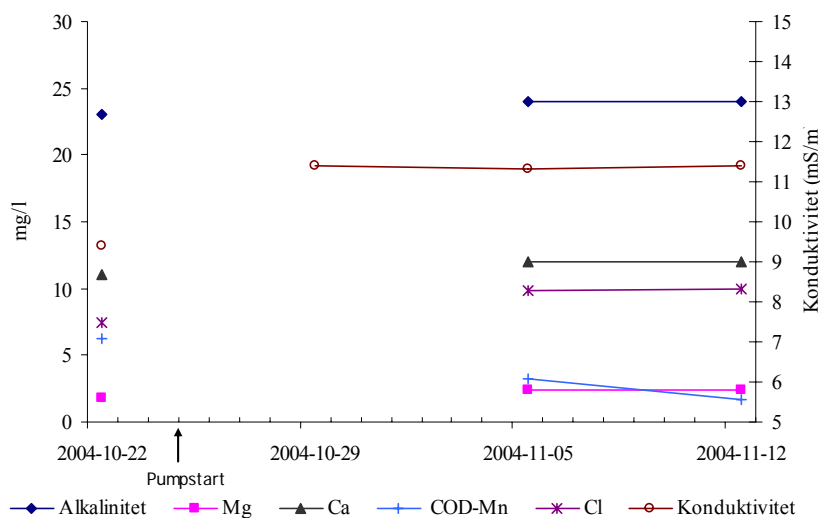
Figur 26 – 28 visar förändringar i grundvattnet till följd av provpumpningen hösten 2004.



Figur 26 Förändring i turbiditet och färgtal under perioden 22 oktober till 12 november 2004. Pumpning pågick till och med 12 november.



Figur 27 Förändringar i halter av järn, mangan och aluminium under perioden 22 oktober till 12 november 2004. Pumpning pågick till och med 12 november.



Figur 28 Förändring i alkalinitet, magnesium, kalcium, COD-Mn, klorid och konduktivitet under perioden 22 oktober till 12 november. Den andra omgången vattenprover, från 29 oktober, analyserades endast med avseende på konduktivitet. Pumpning pågick till och med 12 november.

Effekten av pumpning och ökad omsättning syns mycket tydligt genom den markanta ökningen av grundvattnets turbiditet (figur 26). Ökningen visar på en ofullständig filtrering av grundvatten till följd av den låga andelen finmaterial i isälvsavlagringen (se 5.1). Stora mängder uppslammat jordmaterial kan därför transporteras med flödet. I figur 26 syns även pumpningens inverkan på färgtalet, som i likhet med turbiditeten stiger snabbt. Korrelationskoefficienten mellan färgtal och turbiditet är 0,97 vilket innebär ett signifikant samband (plott i appendix D).

En markant ökning kan också ses vad gäller järn (figur 27). Förändringen sammanfaller med pumpstarten och grundvattnet har sannolikt även här färgats av både järnutfällningar och organiskt material (se 7.2.1). En mindre förändring i halten aluminium kan också ses i anslutning till pumpstarten (figur 27). De små variationerna för manganhalten i samma figur ligger däremot inom mätosäkerheten (tabell 2). Inte heller för övriga parametrar (figur 28) syns någon påverkan från provpumpningen. För de parametrar där mätvärden saknas från den 29 oktober ligger värdena stabilt vid de datum där mätdata existerar. Eventuellt kan den snabba ökningen i järnhalt mellan första och andra provtagningen ha orsakat en förhöjd halt av COD-Mn den 29 november (se 6.4).

I likhet med grundvattenprover från S01 (se 7.2.1) var kvävehalten i grundvatten från S040621 låg. För alla utom tre prov var halten ammonium, ammoniumkväve, nitrat, nitratkväve, nitrit och nitritkväve under rapporteringsgränsen (se appendix D).

7.2.3 Grundvattenprov 2008

Analysresultatet från 2008 års grundvattenprov redovisas i tabell 4. För jämförelse visas i tabellen även medelvärden över de parametrar som uppmätts i ytvatten (presenterade i 7.1) och grundvatten (presenterade i 7.2.1 och 7.2.2) samt Livsmedelsverkets gränsvärden.

Tabell 4 Kemisk sammansättning av sjö- och grundvatten jämte Livsmedelsverkets gränsvärden för tjänligt dricksvatten utan anmärkning (LMV,2005); förutom för DVP1 visas tidsmedelvärden

Typ av vatten	Gränsvärden	Sjövatten	Grundvatten		
Provtagningsperiod	-	2004-08	2002	2004	2008
Provtagningsplats	LMV	Pumphus	S01	S040621	DVP1
Antal prov	-	29	9	4	1
pH	7,5<pH<9,0	7,5	6,8	6,3	7,3
Alkalinitet	mg/l	40	45	24	22
COD-Mn	mg/l	4,0	7,4	4	3,7
Färgtal	mg/l Pt	15	23	37	79
Turbiditet	FNU	0,5	0,94	0,5	19,2
Hårdhet	°dH		3,4*	2,9	2,1
Järn	mg/l	0,100	0,07	2,0	3,89
Mangan	mg/l	0,050	0,04	0,40	0,21
Aluminium	mg/l	0,100	0,02*	0,05	0,17
Magnesium	mg/l	30	2,2*	1,9	2,2
Kalcium	mg/l	100	21*	18	12
Klorid	mg/l	100	10*	7,8	9,1
Konduktivitet	mS/m	250	15,3*	14	10,9

* Inget medelvärde, analysresultat från ett vattenprov taget den 1 april 2004.

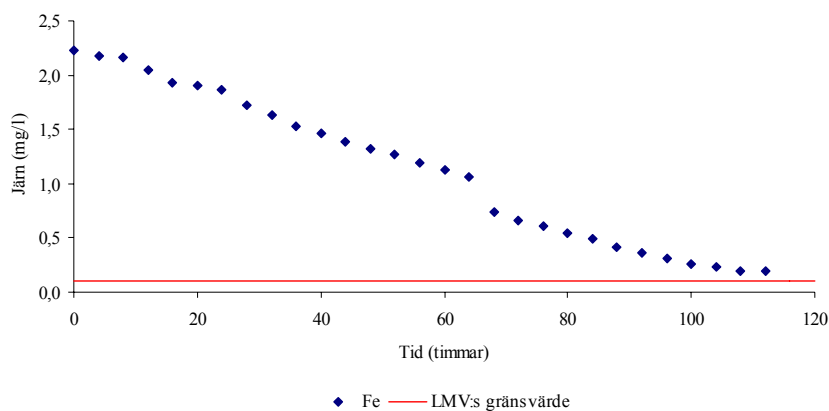
Provet från huvudbrunnen DVP1 år 2008 visar lägre järn- och manganhalter (tabell 4) än samtliga grundvattenprover från 2004 och 2002 (se 7.2.1 och 7.2.2). Detta kan troligtvis förklaras med att akvifären år 2008, genom de pumpningar och syresättningstest som utförts på senare år, fått en högre syrehalt än tidigare. Därigenom kan järn och mangan delvis ha oxiderats. I järnhalten 2008 ingår troligtvis både reducerat och oxiderat komplexbundet järn. Noterbart i tabell 4 är även den höga aluminiumhalten i DVP1. Bland övriga grundvattenprov är det endast ett prov från 2004 års provpumpningar som har en högre aluminiumhalt än DVP1 (figur 27). En skillnad kan också ses i COD-Mn och pH där DVP1 ligger högre än övriga grundvattenprov (se 7.2.1 och 7.2.2). Järnhalten ligger på en nivå som skulle kunna innebära missfärgning (se 3.1) men det höga färgtalet för DVP1 (tabell 4) är till största del antagligen orsakat av organiskt material. Likaså bör värdet för COD huvudsakligen representera förekomst av organiskt material i vattnet. Kombinationen av högt pH, färgtal och COD-Mn talar för att huvuddelen av aluminiumet är komplexbundet till organiskt material (se 3.2.1).

En alternativ förklaring till vissa av de annorlunda värdena från 2008 kan vara inverkan från sjövattnet. På grund av den goda hydrauliska kontakten mellan Sommen och akvifären (se 5.2) är det rimligt att sjövattnet till viss del påverkar grundvattnet, även utan pumpning. Skillnaden mellan sjövatten och grundvatten från S01 (ligger närmast sjön; figur 18) respektive S040621 (längst ifrån) vad gäller pH, hårdhet (kalcium) och konduktivitet kan eventuellt tyda på en gradvis minskande inverkan från sjövatten i akvifären, allt eftersom avståndet ökar (tabell 4). Tidsskillnaden mellan provtagningarna samt inverkan av provpumpning i S040622 försvårar emellertid tolkningen av dessa skillnader. Differenserna ligger dessutom inom mätosäkerheten för både hårdheten och konduktiviteten. Omfattningen av Sommens påverkan på grundvattnet är därför oklar.

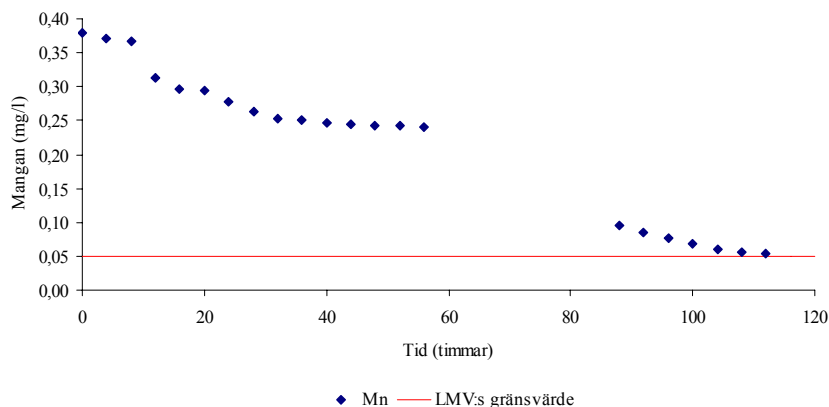
Eftersom resultatet från 2008 består av ett enskilt prov från en brunn ger det bara en antydning om vilka eventuella förändringar som skett i samband med anläggningsarbetet.

7.3 SYRESÄTTNINGSTEST

Figur 29 och 30 visar järn- och manganhalten i grundvatten från observationsbrunn S03 under den avslutande delen av syresättningsförsöket 2003.



Figur 29 Förändring i grundvattnets järnhalt till följd av syresättning.



Figur 30 Förändring i grundvattnets manganhalt till följd av syresättning, värden för manganhalten saknas under drygt ett dygn (32 timmar).

Under fem dagar uppmättes kontinuerligt sjunkande halter av järn (figur 29) och mangan (figur 30) i uttaget vatten. Järnhalten minskade från 2,23 till 0,19 mg/l och manganhalten sjönk från 0,38 till 0,053 mg/l (ÅF, -). Sammanlagt kunde 3800 m³ grundvatten pumpas upp från brunn S03 innan halterna av järn och mangan återigen började stiga (data ej redovisade) på grund av tillströmning från icke syresatta delar av akvifären. Spridningseffekten uppskattades till 25 meter på tre dagar (ÅF, -). Inga parametrar utom järn och mangan mättes i samband med försöket.

7.4 MÖJLIGHETER TILL RENING AV NUVARANDE GRUNDVATTEN

Eftersom främst järn och mangan i reducerad form kan antas minska i samband med en injektion av syrerikt vatten (se 3.3.3) beror förutsättningarna för rening till stor del på i vilken form järnet och manganet föreligger i grundvattnet. Utifrån 2002 års provtagningsserie, där den reducerade formen antogs dominera i grundvattnet (se 7.2.1), kan då förutsättningen för rening av järn och mangan anses god. Resultatet från syresättningstestet ett år senare (se 7.3) visade också det på bra reningseffekt till följd av högre syrehalt.

Det är sannolikt att grundvattnet, speciellt i sjönära delar av akvifären, påverkats av den stigande humushalten i Sommen under senare år (se 7.1). Eftersom det grundvattnet som tas ut för rening främst väntas strömma till från dessa sjönära områden (se 5.2) skulle en ökad mängd humus här kunna få betydelse för reningsprocessen. I det mjuka grundvattnet (tabell 4) kan lösligheten av organiskt material dessutom antas god (se 2.2), vilket gynnar bildandet av humuskomplex med järn och mangan (se 3.3.3 och 4.1). En större andel oxiderat järn och mangan till följd av syresättning, tillsammans med god löslighet och högre halt löst organiskt material, kan då resultera i att oxiderat järn och mangan löses ut i grundvattnet. Detta skulle kunna ge en något försämrad reningseffekt. En grov uppskattning av mängden löst organiskt material och dess förmåga till komplexbindning ger en övre gräns på omkring 1 mg/l oxiderat järn i lösning. Beräkningen (redovisad i appendix E) bygger dock på ett flertal antaganden, och ger sannolikt en överskattning av halten komplexbundet järn. Bland annat antas allt organiskt material vara dels i löst form, dels mättat med järnkomplex. Eftersom grundvattnet utöver järn innehåller både mangan och aluminium, som också bildar komplex, ger antagandet om järnmättnad en överskattning. Slutsatsen blir därför att syresättningen kommer att medföra en sänkning av halterna löst järn och mangan. Grundvattenprovet från 2008 visar också på (tillräckligt) låga halter av mangan och järn, trots att humushalten ser ut att vara hög (se 7.2.3).

Under förutsättning att grundvattnets färgtal delvis orsakas av järnutfällningar (se 7.2) bör en lyckad reningsprocess innebära ett råvatten med lägre färgtal än i råvatten från nuvarande vattentäkt i Sommen. Liksom för komplexbildning blir det även här avgörande i vilken grad det humusrika sjövattnet påverkat grundvattnet i akvifären. Resultatet från grundvattenprovet 2008 (se 7.2.3), med högt färgtal och låga metallhalter, talar för att humushalten i vissa delar av akvifären är hög, något som skulle innebära ett fortsatt starkt färgat råvatten.

Den önskade halten på 7 mg löst syrgas/l i luftat grundvatten (se 5.4.2) motsvarar den nivå där komplex mellan reducerade joner och löst organiskt material visat sig hämma abiotisk oxidering (se 4.1). Med anledning av det relativt låga pH-värdet i grundvattnet (tabell 4) kan dock abiotisk oxidation antas utgöra en mycket liten del av reaktionerna i akvifären (se 4.1). Syrgashalten förmodas dessutom sjunka allt eftersom luftat grundvatten sprider sig ut från injektionsbrunnarna (se 6.3). I områden lite längre från satellitringen kan därmed komplex med reducerade joner underlätta en eventuell abiotisk oxidation av järn och mangan (se 4.1).

Grundvattnets låga ammoniumhalt, vilken var gemensam för alla grundvattenprover, bör gynna biologisk oxidering av mangan (se 4.1). Ingen inledande nitrifikation är heller planerad.

Tack vare formationsfilter antas turbiditeten vid uttag i huvudbrunnarna bli lägre än vid provpumpningen 2004 (se 5.4.1 och 7.2.2). En filtrering av råvattnet vid vattenverket lär trots det bli nödvändig även framöver. Med tanke på den höga aluminiumhalt som noterades i provet från DVP1 (se 7.2.3) kan grundvattnet därtill behöva renas från aluminium. För att på bästa sätt anpassa reningen behövs mer studier som klargör i vilken form aluminiumet finns.

7.5 FÖRÄNDRAT RENINGSBEHOV VID INFILTRATION AV SJÖVATTEN

I takt med att andelen infiltrerat sjövattnet ökar i akvifären kommer sannolikt järn- och manganhalterna i grundvattnet att sjunka (se 7.1). (Med grundvatten avses här blandningen av infiltrerat (f.d.) ytvatten och ”vanligt” grundvatten i akvifären). Av detta följer också ett successivt minskat behov för syresättning av grundvattnet.

Avgörande för hur hög syrehalt som kvarstår i sjövattnet under infiltrationen är uppehållstiden mellan Sommen och satellitbrunnarna. Med den förväntat långsamma infiltrationen (se 5.2) i kombination med sjövattnets höga halt av organiskt material (högre COD-Mn i sjön än i grundvattnet; se 7.1) finns det risk att syrehalten sjunker i akvifären när sjövattnet infiltrerar. Järn och mangan som finns bundet i akvifären kan då komma att reduceras och lösas ut i grundvattnet (se 3.3.3). Det är däremot inte troligt att en långsam infiltration kommer att ge ett fortsatt lika stort reningsbehov, eftersom infiltrationen av sjövattnet, oavsett hastighet, innebär en ökad omsättning av grundvattnet. Högre omsättning och konstant tillförsel av syrerikare sjövattnet bör resultera i en minskad uppkomst av anaeroba zoner i grundvattnet. Det skulle betyda att järn- och manganhalterna kan förväntas hamna på en något högre nivå än i Sommen, men långt under nuvarande halter i grundvattnet (se 7.1 och 7.2.1).

Trots att sjövattnet visade något högre halter av kalcium och magnesium än grundvattnet, klassas sjövattnet som mjukt (se 7.1 och tabell 4) och lösligheten av det organiska materialet borde vara god även fortsättningsvis (se 2.2). Därigenom kan även möjligheterna för komplexbildning antas goda framöver, vilket eventuellt kan ha en negativ inverkan på reningen (se diskussion ovan).

I det fall sjövattnets högre pH-värde får en inverkan på processerna i akvifären skulle det kunna bidra till en något effektivare rening, framförallt i områden en bit bort från satellitbrunnarna där syrehalten förväntas bli lägre (se 3.3.3 och 4.1). Skillnaden i pH är emellertid liten och kommer troligtvis inte innebära någon avgörande förändring. För att klara Livsmedelsverkets gränsvärde blir det sannolikt nödvändigt att tillsätta kemikalier på vattenverket även framöver (se 1.1).

Även om infiltrationen av ytvatten leder till en höjning av humushalten i jämförelse med dagens grundvatten bör den (antaget) långsamma filtreringen genom isälvsmaterialet leda till att färgtalet blir lägre i framtiden än vad det är i dagens, helt ofiltrerade, råvatten. Tillsammans med en lyckad rening från de höga järnhalterna i dagens grundvatten bör det innebära att dricksvattnets färg minskar.

8. SLUTSATS

Förutsättningarna för att en injektion av syresatt vatten i akvifären ska resultera i ett grundvatten med lägre järn- och manganhalter bedöms som goda. Antaget är då ett anaerobt grundvatten där merparten av järnet och manganet är i reducerad form. Lägre halter av framförallt järn bör också resultera i ett lägre färgtal och ett klarare grundvatten. Osäkert är hur stor inverkan Sommens allt humusrikare vatten haft på grundvattnet under senare år. En högre humushalt i grundvattnet kan innebära mer möjligheter till komplexbindning och därigenom öka lösligheten av oxiderat järn och mangan. Mer humus i grundvattnet kan även påverka färgtalet negativt. Trots en eventuell ökning i mängden lösliga komplex väntas dagens höga järn- och manganhalterna sjunka till följd av syresättningen.

På lite längre sikt, då större delen av uttaget antas bestå av infiltrerat sjövattnet, kommer med all sannolikhet reningsbehovet att minska tack vare sjövattnets låga halter av både järn och mangan. Den höga humushalten i sjövattnet (dagens råvatten) bör minska något till följd av att filtreringen genom isälvs materialet är långsam; den gula färgen kan därför förväntas bli lägre i framtida råvatten. Kontinuerlig infiltration med ökad omsättning i akvifären som följd förmodas också minska förekomsten av anaeroba grundvattenszoner jämfört med idag. Därmed minskar möjligheten för reducerade järn- och manganjoner att lösas ut i grundvattnet.

För att tydligare förutsäga vilken betydelse det organiska materialet kommer att få på reningsprocessen skulle en fraktionering av de lösta metalljonerna krävas, bland annat en uppdelning mellan fria och komplexbundna, reducerade och oxiderade mangan- och järnjoner. Osäkerheten kring halten löst organiskt material skulle kunna minska genom analys av exempelvis DOC i yt- och grundvatten. En nyare grundvattenserie från S01 skulle därtill kunna bidra med värdefull information om vilken inverkan förändringen i Sommens vatten haft på dagens grundvatten.

9. REFERENSER

Aastrup, M., Thunholm, B., Johnson, J., Bertills, U., Berntell, A. 1995. Grundvattnets kemi i Sverige, Naturvårdsverket & Sveriges geologiska undersökning, Naturvårdsverket, rapport 4415. Berlings, Arlöv.

ALcontrol AB, 2004. Dricksvatten för enskild förbrukning, http://www.enwa.se/data/attachments/Brunnar2004_01.pdf (2008-09-24).

ALcontrol AB, 2006. Gullspångsälven 2006, Gullspångsälvens Vattenvårdsförbund <http://www.gvvf.se/pdf/Gull2006.pdf> (2008-12-18).

Drever, I. J. 1997. *The Geochemistry of Natural Waters; Surface and Groundwater Environments 3rd ed.*, Simon & Schulster, New Jersey.

El Azher, N., Gourich, B., Vial, C., Souлами, M. B., Ziyad, M. 2008. "Study of ferrous iron oxidation in Morocco drinking water in an airlift reactor." *Chemical Engineering and Processing*, Vol. 47, Nr. 9-10: 1877-1886.

Eriksson, J., Nilsson, I., Simonsson, M. 2005. *Wiklanders Marklära*, Studentlitteratur, Lund.

Forsell, B. & Horndahl, B. 2005. Ansökan om tillstånd för Allmän vattenförsörjning i Tranås kommun.

Fransson, L. 2001. Planprogram för sjön Sommen, SpunS; Samlat program för ett uthålligt nyttjande av sjön Sommen, <http://www.tranas.se/download/18.1d8d36c010a839656ef8000352/1+SPUNS.pdf> (2008-10-09).

Gounot, A. M. 1994. "Microbial oxidation and reduction of manganese - consequences in groundwater and applications." *Fems Microbiology Reviews*, Vol. 14, Nr. 4: 339-349.

Gouzinis, A., Kosmidis, N., Vayenas, D.V., Lyberatos, G. 1998. "Removal of Mn and simultaneous removal of NH₃, Fe, and Mn from potable water using a trickling filter." *Water Res.* Vol. 32, Nr. 8: 2442–2450.

Grip, H. & Rodhe, A. 1994. *Vattnets väg från regn till bäck*, Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Karlshamn 2003.

Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M., Nilsson, I. 2007. *Mark- och vattenkemi, teori*, Institutionen för mark- och vattenteknik KTH, Stockholm.

Hem, D.J. 1985. *Study and interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water, 3rd ed.*, United States government printing office, Alexandria.

Johansson, C. 2009. Hydrauliska förändringar i grundvatten kring ny vattentäkt i Tranås, Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Geotryckeriet, Uppsala.

- Katsoyiannis, I. & Zouboulis, A. 2004. "Biological treatment of Mn(II) and Fe(II) containing groundwater: kinetic considerations and product characterization." *Water Research*, Vol. 38, Nr. 7: 1922-1932.
- Liang, L., McNabb, A., Paulk, J. M., Gu, B., McCarthy, J. F. 1993. "Kinetics of Fe(II) oxygenation at low partial pressure of oxygen in the presence of natural organic matter." *Environmental Science and Technology*, Nr. 27: 1864-1870.
- LMV, 2005. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30, http://www.slv.se/upload/dokument/Lagstiftning/2000-2005/2001_30.pdf (2008-09-24).
- Länsstyrelsen Östergötland, 2008. Länsstyrelsen Östergötland/Naturvård/Östergötlands natur http://www.e.lst.se/e/amnen/naturvard/ostergotlands_natur/sommen.htm (2008-10-09).
- Löfgren, S. & Lundin, L. 2003. Fakta -skog, SLU, Nr 15.
- McBride, B. M. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*, Oxford University Press Inc, New York.
- Mettler, S., Abdelmoula, M., Hoehn, E., Schoenenberger, R., Weidler, P., von Gunten, U. 2001. "Characterization of iron and manganese precipitates from an in situ ground water treatment plant." *Ground Water*, Vol. 39, Nr. 6: 921-930.
- Mouchet, P. (1992). "From conventional to biological removal of iron and manganese in France." *American Water Works Association*, Vol. 84, Nr. 4: 158-167.
- Naturvårdsverket, 2007a. Försurning: Det sura regnet avtar, <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Forsurning/Nedfall/> (2008-10-08).
- Naturvårdsverket, 2007b. Typområden för tolkning av grundvattendata, http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/bedomningsgrunder/grundvatten/Typomraden.pdf (2008-09-02).
- Naturvårdsverket, 2008. Författningssamling NFS 2008:11, "Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten." http://www.vattenmyndigheterna.se/NR/rdonlyres/15A7602A-BB89-4DF7-A824-988AC0C96095/0/nfs_2008_1.pdf (2008-10-15).
- Risberg, G. 2003. Utvärdering av brunnsborrning samt provtagning vid Scoutvik, Tranås, 2003, Ur: Ansökan om tillstånd till allmän vattenförsörjning i Tranås kommun, bilaga 3.
- SGU, 2008. Berggrundskarta, http://www.sgu.se/sgu/sv/produkter-tjanster/tjanster/kart-tjanst_start.htm, (2008-09-02).

Søgaard, E.G., Medenwaldt, R., Abraham-Peskir, J.V. 2000. "Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology." *Water Research*, Vol. 34, Nr. 10: 2675-2682.

Tekerlekopoulou, A.G. & Vayenas, D.V. 2008. "Simultaneous biological removal of ammonia, iron and manganese from potable water using a trickling filter." *Biochemical engineering journal*, Vol. 39, Nr. 1: 215-220.

Tekniska verken, 2008. Tekniska verken/Mätvärden Statistik/ Vattenreglering <http://www.tekniskaverken.se/matvarden/vattenreglering/#comp000043f3df2200000013f6f62> (2008-10-09).

Theis, T.L. & Singer, P.C. 1974. "Complexation of iron(ii) by organic-matter and its effect on iron(ii) oxygenation." *Environmental science & technology*, Vol. 8, Nr. 6: 569-573.

Tranås kommun. 1990. Miljöskyddsplanering –grundvattenplan.

Tranås kommun, 2008. <http://www.tranas.se/meny/invanare/byggabo/vattenavloppavfall/vaverken/vattenverk.4.26704e2111d97afef6480002505.html> (2008-12-16).

Westberg, J. 2005. Grundvattenmodellering, Smörstorp 2:18, Scoutvik, Tranås, PM Hydrogeologi, Helsingborg, Ur: Ansökan om tillstånd till allmän vattenförsörjning i Tranås kommun, bilaga 4.

WHO, 2003. Iron in drinking water, rapport WHO/SDE/WSH/03.04/08, först publicerad i Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 2. World Health Organization, Geneva, 1996. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/iron/en/ (2008-12-08).

WHO, 2004. Manganese in drinking water, rapport WHO/SDE/WSH/03.04/104 http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/manganese/en/ (2008-12-08).

VISS, 2008a. Vatteninformationssystem Sverige, Sommen <http://www.viss.lst.se/PublicWaterPage.aspx?waterEUID=SE644727-145497> (2008-10-09).

VISS, 2008b. Vatteninformationssystem Sverige, Svartån: Sommen-Säbysjön <http://www.viss.lst.se/PublicWaterPage.aspx?waterEUID=SE643391-145128> (2008-10-09)

von Garrelts, J. 2003. Tranås Syresättningstest, Scoutvik september 2003: Slutrapport steg 1 Syresättningstest, The Water Harvesting Co.

von Garrelts, J. 2005. Tranås Scoutvik, Borrningar och provpumpningar 2004, The Water Harvesting Co., Ur: Ansökan om tillstånd till allmän vattenförsörjning i Tranås kommun, bilaga 3.

Wällberg, B. 1999. Tranås framtida vattenförsörjning, Steg 1 Förundersökning, geofysisk undersökning av isälvsavlagringar vid Scoutvik, Hättebaden, Sännevadet och Romnäs, SGU, Dnr 08-1320/99, Ur: Ansökan om tillstånd till allmän vattenförsörjning i Tranås kommun, bilaga 3.

ÅF, 2008. Student: Examensarbeten, http://www.af.se/templates/Page_42866.aspx, (2008-09-03).

ÅF, -. Bakgrundsmaterial: manualer, ritningar och beräkningar.

Ågren, E. 2002. Fröafall Vattenverk, Driftinstruktioner.

Muntliga källor

Dahlin, Matilda, avdelningen för vatten på ALcontrol AB i Linköping

Fransson, Nils-Evert, f.d. driftchef VA-verken Tranås kommun

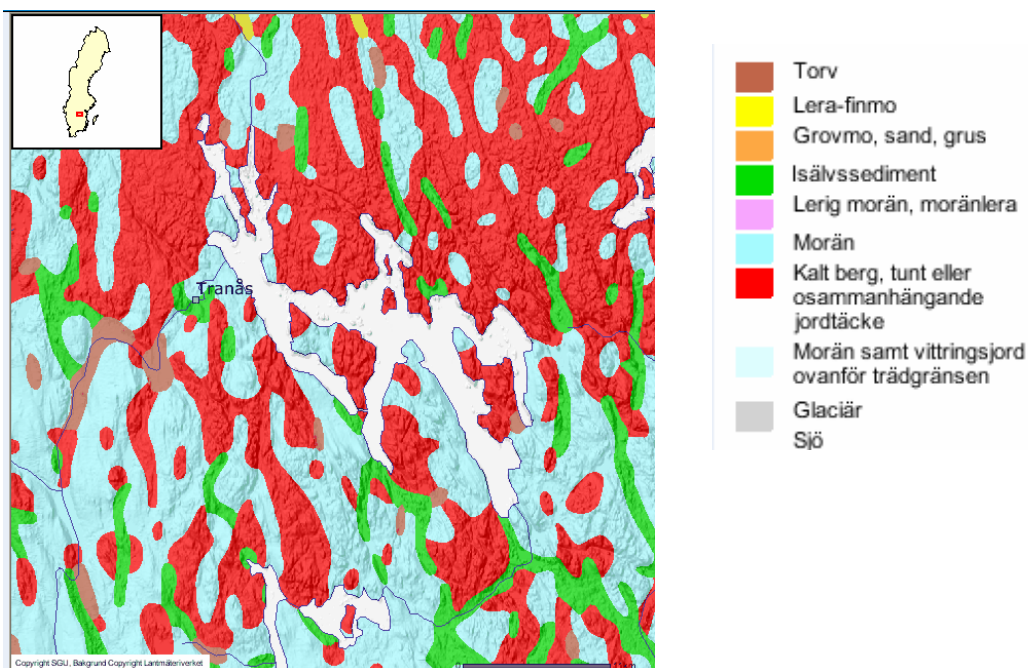
Rydin, Emil, forskare, Institutionen för ekologi och evolution, Erkenlaboratoriet

Uppsala universitet

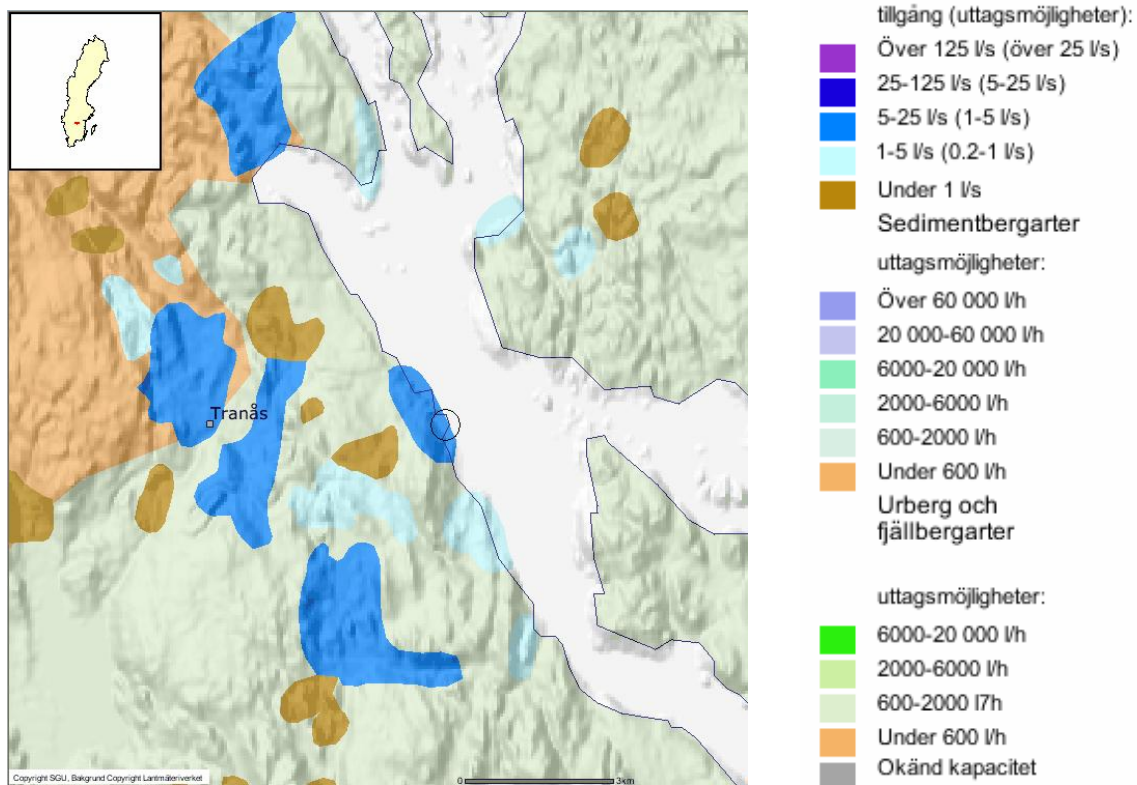
von Garrelts, Johan, ÅF konsult, handledare för projektarbetet

Wolff, Fredrik, driftchef VA-verken Tranås kommun

APPENDIX A



Figur A. I Utsnitt ur SGU:s jordartskarta Tranås med omgivning
© SGU Medgivande 30-1960/2008.



Figur A. II Utsnitt ur SGU:s grundvattenkarta, uppskattade uttagsmöjligheter vid Scoutviks udde (markerad med cirkel). © SGU Medgivande 30-1960/2008.

APPENDIX B



Figur B. I Satellitbrunnar i östra delen av anläggningen.



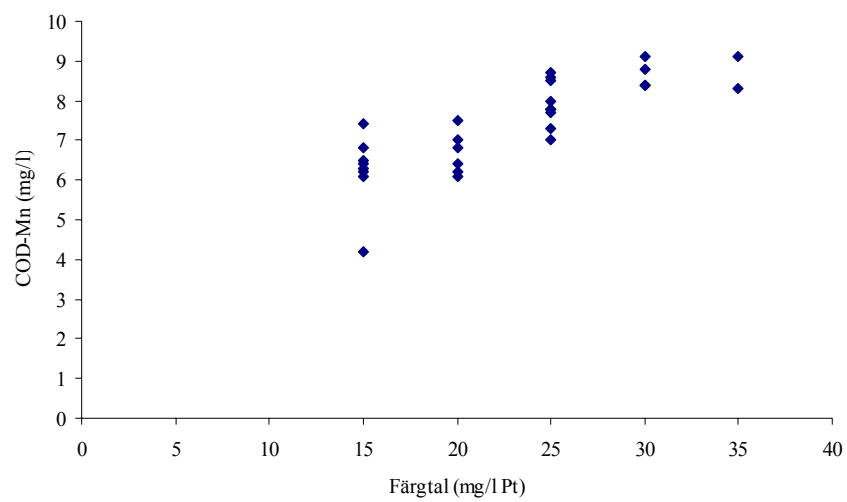
Figur B. II Satellitbrunn med vattenledning för infiltration och uttag.



Figur B. III Sluttning från satellitringen ner mot Sommen.

APPENDIX C

SOMMEN



Figur C. I Korrelation mellan färgtal och COD-Mn, signifikansnivå 0,05, korrelationskoefficient 0,82.

APPENDIX D

GRUNDTVATTEN 2002

Tabell D. I Data från kemisk analys av grundvatten från S01

	pH	Alkalinitet mg/l	Färgtal mg/l Pt	Turbiditet FNU	Hårdhet °dH	Konduktivitet mg/l	COD-Mn mg/l
2002-02-14	6,8	40	40	3,0 ²	2,5	11	5
2002-02-27	6,8	47	45	0,7	2,8	13	5
2002-03-27	6,8	47	45	0,4	2,9	17	
2002-04-04	6,9	46	45	0,5	2,9	14	3
2002-05-02	6,9	45	45	0,6	2,8	14	3
2002-05-22	6,9	45	30	0,9	3,1	14	4
2002-07-17	6,8	44	30	0,5	3,3	14	4
2002-09-11	7,0	44	35	0,4	3,1	14	4
2002-12-20	6,7	48	15	0,3	3,1	15	4
Medelvärde	6,8	45	37	0,5	2,9	14	4
Standard- avvikelse	0,09	2,4	10,3	0,19	0,24	1,6	0,76

Tabell D.I, forts. Data från kemisk analys av grundvatten från S01

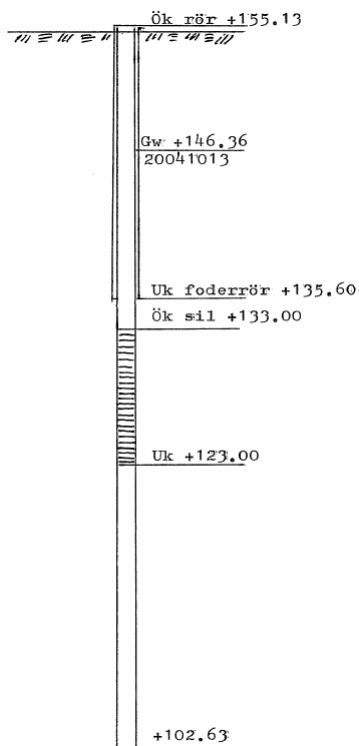
	Fe mg/l	Mn mg/l	Al mg/l	Mg mg/l	Ca mg/l	Cl mg/l
2002-02-14	1,3	0,41	0,15	2,0	15	6,7
2002-02-27	1,9	0,40	0,07	1,9	17	7,5
2002-03-27	2,2	0,41	0,04	1,9	18	7,5
2002-04-04	2,0	0,40	0,05	1,9	18	7,5
2002-05-02	2,0	0,39	0,05	1,9	17	8,3
2002-05-22	2,1	0,42	0,05	2,0	19	7,9
2002-07-17	2,3	0,43	0,05	2,1	20	7,9
2002-09-11	2,2	0,38	0,02	1,9	19	8,1
2002-12-20	2,2	0,37	<0,02	1,9	19	8,8
Medelvärde	2,0	0,40	0,05	1,9	18	7,8
Standard- avvikelse	0,30	0,020	0,040	0,07	1,5	0,60

Tabell D.I, forts. Data från kemisk analys av grundvatten från S01

	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	NO ₂ mg/l
2002-02-14	0,04	<0,10	<0,001
2002-02-27	0,10	<0,10	0,002
2002-03-27	0,10	<0,10	0,001
2002-04-04	0,10	<0,10	0,001
2002-05-02	0,09	<0,10	0,001
2002-05-22	0,10	<0,10	0,001
2002-07-17	0,10	<0,10	<0,001
2002-09-11	0,10	<0,10	0,001
2002-12-20	0,10	<0,10	<0,001
Medelvärde	0,09	<0,10	0,001
Standard- avvikelse	0,020	0,000	0,000

² Avvikande värde, ingår inte i medelvärdet

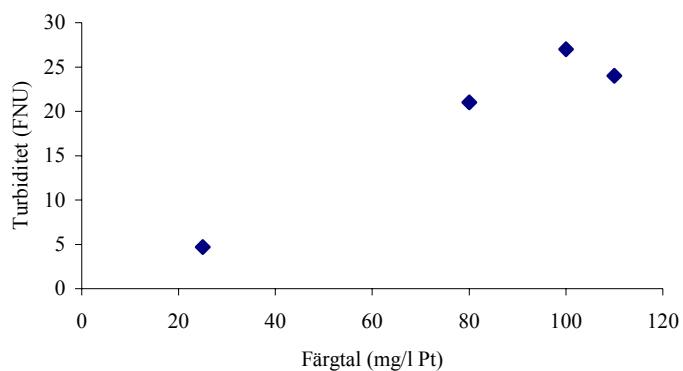
GRUNDVATTEN VID PROVPUMPNING 2004



Figur D. I
Observationsrör S040621, silens slitsstorlek är 2 mm (ur: von Garrelts, 2005).

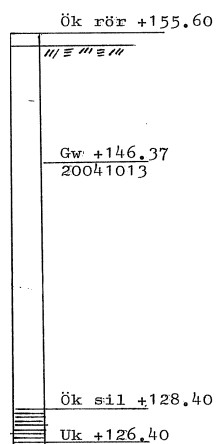
Tabell D. II Data över pH och kväve från kemisk analys av grundvatten ur S040621

Datum	pH	NH ₄ mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ mg/l	NO ₃ -N mg/l	NO ₂ mg/l	NO ₂ -N mg/l
04-10-22	6,2	<0,02	<0,01	0,9	0,2	<0,02	<0,001
04-10-29	6,3	<0,02	0,01				
04-11-05	6,2	<0,02	<0,01	<0,5	<0,1	<0,02	<0,001
04-11-12	6,3	<0,02	<0,01	<0,5	<0,1	<0,02	<0,001

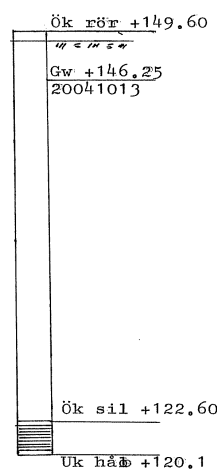


Figur D. II Korrelation mellan färgtal och turbiditet, signifikansnivå 0,05, korrelationskoefficient 0,97.

GRUNDVATTEN VID SYRESÄTTNINGSTEST 2003



Figur D. III
Observationsrör S01,
silens slitsstorlek är 2 mm
(ur: von Garrelts, 2005).



Figur D. IV
Observationsrör S03,
silens slitsstorlek är 2 mm
(ur: von Garrelts, 2005).

APPENDIX E

Beräkningen ger en uppskattning av den högsta halten oxiderat järn som kan hållas löst i grundvattnet genom komplexbindning. Som övre gräns för humushalten i grundvattnet används medelvärdet för Sommens färgtal under perioden 2004 – 2008 (tabell 4). Sjöns färgtal kan i stort sett enbart antas påverkat av löst organiskt material (se 7.1).

Samband mellan TOC och absorbans (IVL, 2007):

$$\text{TOC} = 34,987 * \text{absorbans} + 4,1713 \quad (\text{i})$$

(absorbansen mätt i 5 cm kvett vid 420 nm)

Samband mellan absorbans (420 nm/5 cm) och färgtal (VISS, 2008c):

$$\text{Absorbans} = \text{färgtal} / 500 \quad (\text{ii})$$

Antaganden:

- (1) De komplexbindande grupperna hos svårnedbrytbart organiskt material (humus) utgörs av karboxylgrupper och fenolgrupper. 1 gram TOC innehåller 10 mmol_c (= 10 mmol) karboxyl- och fenolgrupper (Sposito, 1989).
- (2): Färgtalet enbart påverkat av organiskt material.
- (3): Allt organiskt material är i löst form, d.v.s. TOC = DOC.
- (4): Alla karboxyl- och fenolgrupper hos det organiska materialet binder till järnjoner.
- (5): Varje trevärd järnjon binder tre karboxyl- eller fenolgrupper, d.v.s. järnjonerna binder uteslutande till organiskt material.

Färgtal:	23 mg/l Pt
Absorbans:	0,046 (ii)
TOC:	5,78 mg/l (i)
DOC:	5,78 mg/l (3)
Karboxyl- och fenolgrupper:	57,8 µmol/l (1)
Oxiderat järn bundet till DOC:	19,3 µmol/l (5)
Molekylvikt för järn, M:	55,845 g/mol (Gustafsson m.fl., 2007)
Samband mellan g/l och g/mol:	$\frac{\text{g}}{\text{l}} = \frac{\text{mol}}{\text{l}} * \frac{\text{g}}{\text{mol}}$

Högsta halt komplexbundet järn: 1 mg/l

Källor

Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M., Nilsson, I. 2007. *Mark- och vattenkemi, teori*, Institutionen för mark- och vattenteknik KTH, Stockholm.

IVL Svenska miljöinstitutet, 2007.

http://www3.ivl.se/affar/grundl_miljos/Proj/magic/input.asp (2009-01-14).

Sposito, G. 1989. *The Chemistry of Soils*, Oxford University Press, New York.

VISS, 2008c. Vatteninformationssystem Sverige

<http://www.vattenmyndigheterna.se/vattenmyndigheten/Projektwebbar/VISS/vattenforekomst/typindelning/vattenfarg.htm> (2009-01-14)

