

Institutionen för
vattenförsörjnings- och avloppsteknik

Adress:

Institutionen för VA-teknik
Chalmers Tekniska Högskola
412 96 Göteborg

ISSN 0280-4034

Nyckelord: dränering, igensättning, järnutfällningar, grundvatten, fuktproblem

Förekomst av järn i grundvatten

- problem med järnutfällningar
i dräneringssystem

Ann-Carin Andersson

FÖRORD

Följande rapport utgör en bakgrund till hur järnhaltiga grundvatten uppstår och vilka mekanismer som orsakar att järn fälls ut och därmed kan orsaka igensättning av tekniska system.

Så långt möjligt har redovisningen gjorts generell utan applikationer på olika tekniska system som t ex dräneringar eller brunnar. Rapportens kapitel 1-7 är resultat av litteraturstudier och egna observationer i fält. Fältstudierna är separat redovisade i bilaga 2. Beräkningarna i kapitel 8 är i huvudsak utförda av undertecknad inom projektet. Det material som redovisas i bilaga 2, fältstudier, har tagits fram genom flera delstudier utförda bl a som C-kursarbeten inom Geologiska institutionen, där undertecknad varit handledare samt genom samarbete med Botaniska institutionen - marin mikrobiologi. Inom projektet har främst konsultation i form av metodstudier och analystjänst köpts av Botaniska institutionen. Fältförsöken vad avser mikrobiologiska studier är utförda av undertecknad och mikrobiolog tillsammans. Berörda kommuner har ställt upp med fältområdena och lagt dräneringar. De aktuella kommunerna har observerat grundvattennivåer under hela projektet. I övrigt har undertecknad planerat och utfört fältstudierna.

Jag vill tacka alla som har arbetat med det forskningsprojekt som resulterat i denna rapport. De kemiska analyserna har utförts vid VA-tekniks laboratorium, främst av Evy Axén. Utskrift har gjorts av Ann-Marie Hellgren och Lisbeth Teiffel. Stöd och många diskussioner har getts av Peter Balmér, Bert Allard och Torsten Hedberg. Projektet har finansierats av Byggforskningsrådet.

Rapporten utgör en slutrapport till projektet "Husdräneringar - igensättningsproblem på grund av järnutfällningar". Tidigare rapport inom projektet är Rapport R145:1982, Byggforskningsrådet, som här redovisas som bilaga 1.

Göteborg i januari 1991

Ann-Carin Andersson

INNEHÅLL	<u>Sid</u>
FÖRORD	i
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	ii
SAMMANFATTNING	iv
SUMMARY	vii
1. BAKGRUND	1
2. GRUNDVATTENBILDNING	2
3. VAT- OCH TORRDEPOSITION	3
4. JORDPROFILEN	8
4.1 Allmänna processer	8
4.2 Podsol	10
4.3 Grundvattenytans läge	16
4.4 Sammanfattning	18
5. SVERIGES JÄRNHALTIGA BERGARTER OCH MINERAL SAMT ORGANISKA SEDIMENT	19
6. MINERALERS LÖSLIGHET	29
7. FÖREKOMST AV JÄRNHALTIGA GRUNDVATTEN I SVERIGE	36
8. JÄRNS LÖSLIGHET	43
8.1 Fysikaliskt-kemiska processer	43
8.2 Hämmande och katalyserande faktorer	50
8.3 Mikrobiologiska processer	55
9. EXPLOATERING - DRÄNERING	59
9.1 Exploatering	59
9.2 Teknisk utformning - dränering	61
9.3 Att undvika igensättning av järnutfällning	62

	<u>Sid</u>
10. SLÜTSATSER	67
10.1 Problemet	67
10.2 Orsaker	69
10.3 Lösningar på problemet	73
11. REFERENSER	76
BILAGA 1. Husdräneringar - igensättningsproblem på grund av järnutfällningar. Förstudie. BFR-rapport R145:1982.	
BILAGA 2. Förekomst av järn i grundvatten - problem med järnutfällningar i dräneringssystem. Beskrivning av fältförsök. Institutionen för VA-teknik, Chalmers tekniska högskola, Internskrift 1:91, 1991.	

SAMMANFATTNING

Kap. 1 Fuktskador i byggnader uppkommer bl a på grund av att dräneringarna runt huset sätter igen av järnutfällningar. Järn från grundvattnet i marken faller ut när det syrsätts i dräneringssystemet.

Kap. 2 Grundvattnets sammansättning bestäms av t ex nederbörd, vegetation, jordart, topografi och markanvändning.

Grundvatten bildas genom att en del av nederbörden infiltrerar genom markytan och vidare perkolerar ned genom jordprofilens omättade zon tills den mättade grundvattenzonen nås.

Kap. 3 Järn tillförs marken bl a genom nederbörden, s k våt deposition. Förutom denna kan även torr deposition via luften ge marken ett tillskott av järn. Vanligtvis är den torra depositionen större än den våta. För ett grundvatten med järnhalter kring ca 0.1 mg/l är depositionen av järn från atmosfären ungefär lika hög.

Kap. 4 När nederbörden perkolerar genom markprofilen kommer vattnet och mineralerna att påverka varandra och båda får en förändrad sammansättning. På detta vis utbildas en jordmån. Den vanligaste jordmånen i Sverige är podsolen som ofta förknippas med järnhaltiga grundvatten. I podsolprofilen lakas organiskt material ut från det översta lagret närmast markytan. Järn och aluminium från mineralen löses upp och komplexbinds till det organiska materialet. Under transporten ned genom profilen löses mer och mer järn och aluminium upp. Härvid faller både järn, aluminium och organiskt material ut. Utfällningen är mycket tydlig för ögat och läget för den brukar benämnas anrikningszon. När podsoliseringsprocessen får fortgå ostört uppstår således inga höga järnhalter i grundvattnet. Orsaken till höga järnhalter torde därför vara grundvattenstånd högre än anrikningszonens nivå, vilket får till följd att utfällning i anrikningszonen förhindras. Höga järnhalter kan också

uppstå p g a starkt reducerade respektive oxiderande förhållanden beroende på vilken järnförening som är närvarande.

- Kap. 5 Järnhaltiga mineral finns i princip överallt men vissa mineral har mer betydelse än andra. Höga järnhalter förekommer t ex i grundvatten där mineralinnehållet av pyrit (FeS_2) är stort. Pyrit förekommer i alunskiffer från t ex Billingen, Kinnekulle och Östergötland. I samband med isens avsmältning och nedkrossning av berget har alunskiffer avsatts i områden i isens rörelseriktning och förekommer idag i de kvartära avlagringarna.
- Kap. 6 Olika järnhaltiga mineral är lösliga under olika betingelser. Pyrit är t ex löslig under syrerika förhållanden medan hematit (Fe_2O_3) är löslig under syrefattiga, reducerande förhållanden.
- Kap. 7 Järnhaltiga grundvatten i Sverige förekommer generellt efter vissa mönster, men kan lokalt variera avsevärt. Faktorer som ger hög järnhalt är t ex hög grundvattennivå, förekomst av organiskt material samt förekomst av järnhaltiga mineral. Dessa egenskaper återfinns t ex i områden som är belägna under högsta marina gränsen som Skåne, Halland, Västergötland och Norrlandskusten. Även områden med yngre organiska jordar tillhör dessa områden t ex Småland med stor utbredning av torvmossor samt i sediment avsatta i älvar.
- Kap. 8 Järnjoner i lösning, Fe^{2+} , förekommer under reducerade och sura betingelser. Lösighetsbegränsande fast fas är järnhydroxid i oxiderad miljö. I naturen förekommer organiskt material som bildar komplex med järn. Dessa komplex har en löslighet högt över t ex järnhydroxid och samtidigt en lägre oxidationshastighet. En organisk syra som tillhör de mest effektiva att hålla järn i lösning är tannin som förekommer i t ex bark och trämassa.

I naturen är mikrobiologiska processer betydelsefulla för upplösning och utfällning av järn. Flera olika typer av så kallade järnbakterier finns som har sina optimala livsförhållanden i olika miljöer. Den mikrobiologiska utfällningen sker betydligt snabbare än den teoretiskt fysikaliskt-kemiska och är rådande där syrehalten är låg.

Kap. 9 En husdränering skall normalt enbart avvattna nederbörd som faller intill byggnaden. Om risk finns att grundvatten kan stå intill byggnaden skall denna utföras vattentät.

Det vanligaste felet med dräneringar som sätter igen av järnutfällningar är att de dränerar grundvatten och inte nederbörd. En dränering som skall dränera ett järnhaltigt vatten måste utföras så att

- utfällning undviks t ex genom ett dämt dräneringssystem
- dess funktion kan följas
- den kan rensas.

SUMMARY

Damp and mould is a common problem in buildings in Sweden, a problem which can often be traced to poor drainage. This in turn can be a result of high iron concentrations in groundwater which precipitate and subsequently clog the drainage system.

The drainage system for a newly-built house should normally only drain surface runoff. If groundwater is in direct contact with the house then the foundations should be made water-tight. The usual cause for clogging of surface drainage due to iron precipitation is where groundwater enters the drainage system.

Iron can be concentrated in groundwater where soil percolated rainwater becomes enriched in dissolved iron and organic material. Soils which lead to groundwater enrichment of iron are characterised by a podsol-type soil profile. This soil type combined with a high groundwater level usually leads to elevated concentrations of iron in groundwater - a situation which is fairly common in Sweden.

Areas of Sweden which have high iron concentrations in groundwater usually lie below the highest prehistoric sealevel and include extensive parts of Skåne, Halland and Västergötland. Significant accumulations of peat, such as those found in Småland, can also contribute to elevated iron concentrations.

Certain iron containing minerals have a greater potential for dissolution in the soil horizon. Pyrite, FeS_2 , is a common and soluble (in an oxidised environment) soil mineral. Pyrite is enriched in the alum shales around Billingen and Kinnekulle and in Östergötland. Pyrite is readily mobilised and transported through the sandy quaternary deposits in these areas.

The solubility of iron is increased under reducing and acidic conditions with Fe(II) as the dominant form. In the environment, elevated concentrations of organic material can also increase solubility due to the formation of complexes. Iron-organic complexes have a much greater solubility than iron hydroxide, which is otherwise the dominant species under oxidised condi-

tions. The presence of iron bacteria reduces solubility through the increased precipitation of iron.

In areas where iron concentrations are high and where a groundwater problem cannot be avoided then the drainage system should be designed so that the precipitation of iron is avoided. This can be achieved by installing a drainage system which is submerged below the groundwater level. The system should be constructed so that it is possible to inspect and follow function. It should also be possible to clean and flush the system.

1. BAKGRUND

Fuktskador i byggnader uppstår bl a på grund av att dräneringen kring byggnaden satt igen av järnutfällningar. Dräneringen slutar då att fungera och vatten och fukt kommer åt byggnadens källare respektive bottenplatta.

Problemet förekommer där grundvattnet tidvis står nära markytan och dessutom innehåller höga järnhalter. Järnet i vattnet oxiderar i den luftade dräneringsanläggningen och bildar svårlösliga järnutfällningar.

Problemet och dess omfattning i Sverige beskrivs främst i bilaga 1 - Förstudie.

2. GRUNDVATTENBILDNING

Grundvattnets sammansättning bestäms av flera faktorer som

- Nederbördens sammansättning samt torrdeposition
- Vegetation
- Jordartens hydrauliska egenskaper
- Jordartens mineralsammansättning
- Temperatur
- Topografi
- Markanvändning

Dessa faktorer beskrivs ytterligare av t ex Troedsson & Nykvist 1973, Grip-Rodhe 1985 och Andersson et al. 1984.

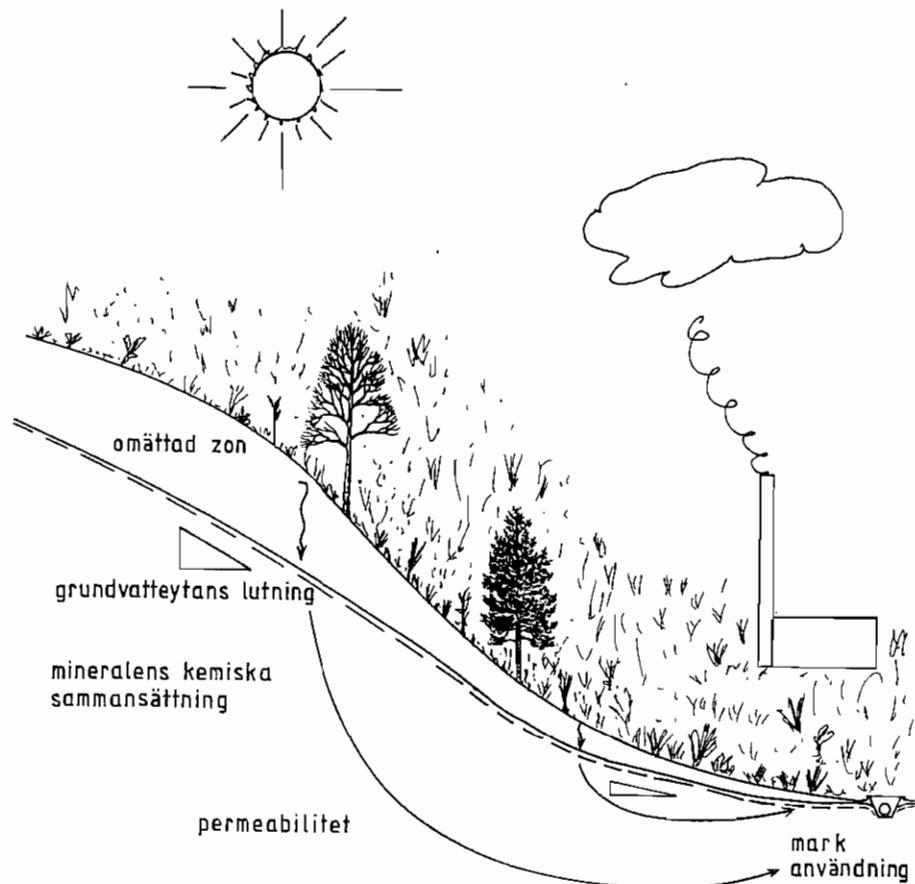


Fig. 1 Faktorer som påverkar grundvattenbildningen och grundvattnets sammansättning.

3. VAT- OCH TORRDEPOSITION

Marken tillförs olika ämnen både via nederbörd (våtdeposition) och via torrdeposition. Dessa två begrepp brukar sammanfattas som totalt atmosfäriskt nedfall.

Människan bidrar till stor del till att metaller omsätts i miljön. Järn förekommer i atmosfären naturligt i jordpartiklar eller härstammande från metallurgisk industri.

I Sverige har den metallurgiska industrin lämnat stora bidrag till utsläpp av metaller i atmosfären. På grund av bl a sjunkande konjunkturer och effektivare rökgasrening har utsläppen minskat radikalt under 1970-talet enligt nedanstående tabell.

Tabell 1 Beräknade luftemissioner av tunga metaller i Sverige ton/år (SNV PM 1692).

	A. Industri + avfallsförbränning		B. Totalt	
	1977/78	1981	1970/73	1977/80
Järn	3.400	950	25.000	3.400
Koppar	204	157	570	280
Zink	935	513	-	1.200
Kadmium	8,1	5,3	23	12
Nickel	29	15	230	180
Krom	154	136	780	160
Bly	400	340	2.400	1.600
Kvicksilver	1,73	1,45	5	4

Nedfallet (depositionen) av järn i Sverige har på motsvarande vis minskat. Mellan 1968 och 1980 har nedfallet sjunkit med ca 50 % över södra Sverige, se figur 2.

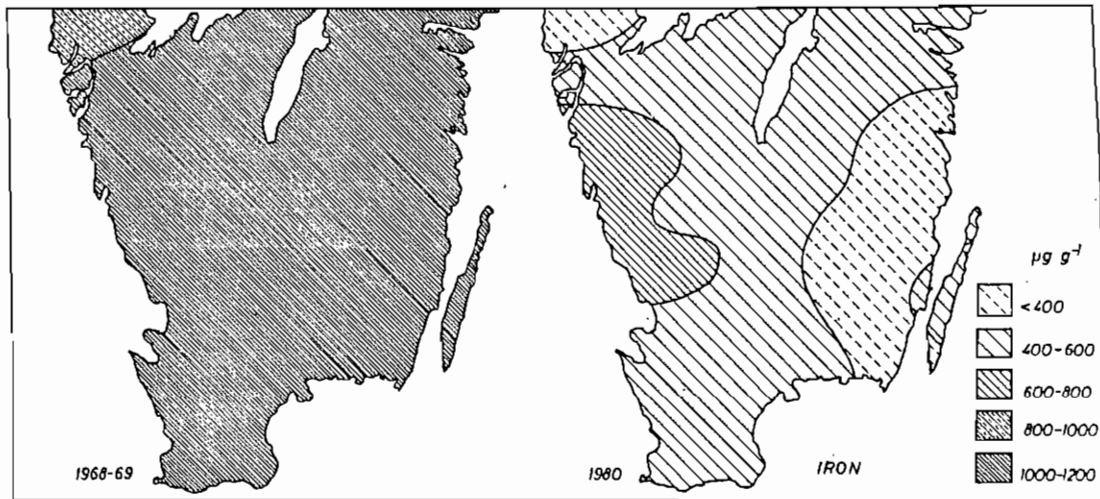


Fig. 2 Nedfall av järn över södra Sverige, uttryckt i järnhalt i skogarnas bladmosstäcken (SNV PM 1692).

För området Vårsjö i norra Skåne har en budget för järnomsättningen utförts, se figur 3. För jämförelsens skull redovisas även motsvarande budget för aluminium.

Motsvarande halter har redovisats för ett område i Bohuslän (Gårdsjön). Här har dock analysen utförts på vatten och anges i $\mu\text{g/l}$, figur 4.

I figur 3 kan man se att järntillförseln i depositionen står i paritet med järnhalten i markvattnet i C-horisonten i det refererade fallet. Detta kan betraktas vara ett relativt vanligt grundvatten med en järnhalt på ca 0,1 mg/l. De grundvatten som studeras vid problem med utfällningar i dräneringar innehåller högre halter av järn, ca 5-50 mg/l. Depositionens storlek torde härvid inte ha någon betydelse. Ur figur 2 framgår att ett område på västkusten, centrerat kring Halmstad, har förhöjda halter av järn i bladmosstället.

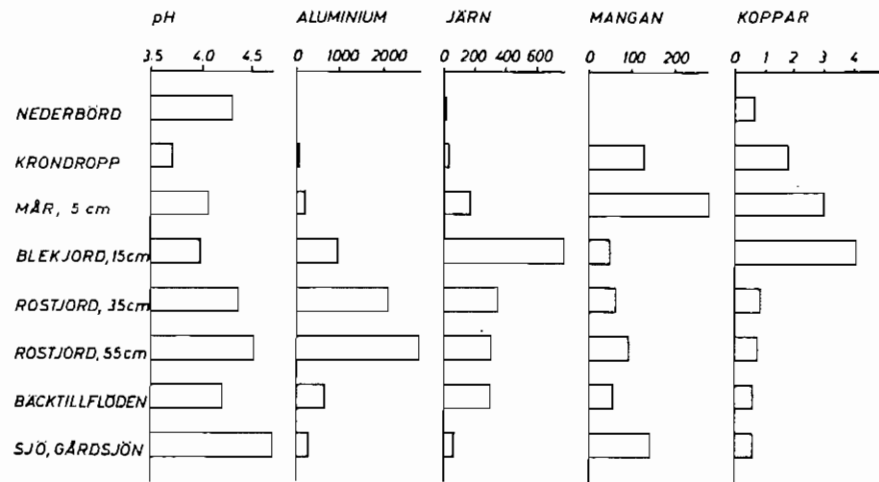


Fig. 4 Genomsnittliga metallhalter $\mu\text{g/l}$ och pH-värden i olika vatten (nederbörd, krondropp, lysimetervätskor, markvatten samt bäck och sjö) från samma avrinningsområde i Gårdsjön, Bohuslän. (SNV PM 1692)

Generellt kan man av de värden på torr- och våtdeposition som anges i litteraturen dra den slutsatsen att den torra depositionen av järn är större än den våta depositionen. Det är inte ovanligt att den är dubbelt så stor, vilket framgår av tabell 2 nedan.

Tabell 2 Våt- och torrdeposition av olika tungmetaller i skogsmark i Velen-området, Sverige (Malmqvist 1983).

$\text{mg/m}^2 \cdot \text{år}$	Fe	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Mn
våtdeposition	14	21	18	7	2	0.7	7
torrdeposition	27	0.5	0,8	0,08	0,04	0,2	1,3

Naturligtvis varierar både halten av metall och fördelningen mellan våt- och torrdeposition. Torrdepositionen brukar ofta vara stor då långtransporterade jordpartiklar förekommer, medan våtdepositionen brukar dominera om lokala antropogena källor förekommer.

4. JORDPROFILEN

4.1 Allmänna processer

När nederbörden infiltrerar och perkolerar vidare genom markprofilen kommer vattnet och mineralkornen att påverka varandra och få en förändrad sammansättning.

Sett över ett kort perspektiv kommer vattnet att förändras mer än jorden. Över ett längre perspektiv förändras även det geologiska materialet och en jordprofil utbildas.

Jordprofilen har fått sina karakteristiska egenskaper beroende av vegetation, topografi, markanvändning, nederbörd, temperatur och ursprungliga markmineralens sammansättning. I profilen kan både fysikaliska, kemiska och biologiska processer särskiljas.

Fysikaliska processer

De fysikaliska processerna påverkar i huvudsak kornstorleksfördelningen hos markmaterialet. De processer som kan särskiljas är

- aggregatbildning
- materialförflyttning
- frysning - upptining
- vätning - torkning
- expansion - kontraktion

Kemiska processer

De kemiska processerna påverkar mineralkornen genom att dess kemiska form förändras och innebär vanligtvis en vittring av materialet. De processer som kan särskiljas är:

- Hydratation, d v s vattenmolekyler binds till en förening

- Hydrolysis, jonbyte mellan en positiv jon (t ex Na, K, Mg, Ca) från mineralen och H-jon från vattnet. På så vis bildas t ex hydroxider.
- Upplösning, utfällning beskrivs av löslighetsprodukten.
- Oxidation-Reduktion Ett ämnes förändring av oxidationstal och därmed kemisk form. Härvid kan ämnets löslighet förändras.
- Bildning av lermineral från primära mineral (primär härrör från berggrunden). Kolloidal kiselsyra SiO förenar sig med kolloidal Aluminiumhydroxid AlOOH och bildar olika typer av lermineral. Vanliga leror i Sverige är illit, kaolinit och montmorillonit.

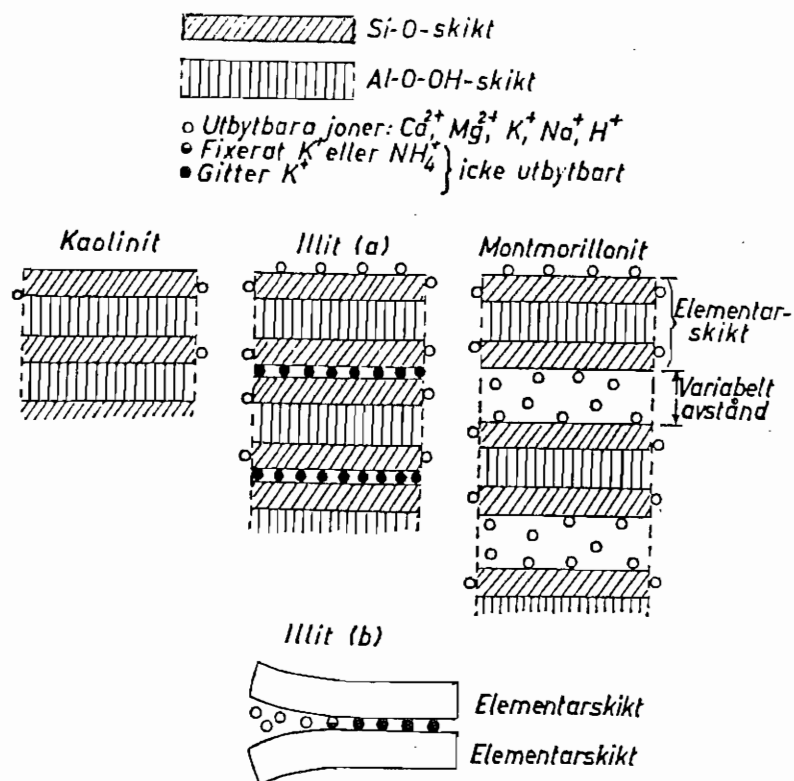


Fig. 5 Schematisk bild av strukturen hos kaolinit, illit och montmorillonit (Troedsson-Nykvist 1973).

Biologiska processer

Dessa har störst betydelse vid markytan där temperaturen är som mest gynnsam.

- Humifiering. Nedbrytning av organiskt material varvid CO_2 produceras och O_2 förbrukas.
- Materialtransport av maskar och djur.
- Nitrifikation. Ammonium (NH_4^+) oxideras till nitrit (NO_2^-) och nitrat (NO_3^-). Oxidationen utförs med hjälp av nitrifikationsbakterier.
- Kvävefixering. Vissa bakterier kan fixera kväve från atmosfären för att bilda cellprotein. Kvävet finns sedan tillgängligt som ammonium och kan delta i nitrifikationen.
- Mikrobiell oxidation och reduktion av oorganiskt material.
- Inverkan av växter, t ex upptag av vatten och joner. Sönderdelning av markstrukturen p g a högt rottryck.

4.2 Podsol

I Sverige har i princip två olika jordmåner växt fram sedan våra kvartära avlagringar bildades. Den vanligaste är podsolen och är den som förknippas med järnhaltiga grundvatten. Den andra jordmånen är brunjorden. Brunjorden förekommer i Sverige där medeltemperaturen är hög, på näringsrikt underlag och gärna lövskog. Många brunjordar i Sverige är något podsoliderade och bör kanske hellre klassificeras som podsoljordar (Troedsson 1973).

Podsolen har fått sitt namn från de ryska orden pod=under och zola=aska d v s jord under ett starkt urlakat skikt.

Det viktigaste kännetecknet på en podsol är att den har ett av seskvioxider (Fe och Al) urlakat skikt och en till denna underliggande horisont där dessa föreningar samt humus fällts ut.

I princip kan podsolprofilen beskrivas genom nedanstående figur.

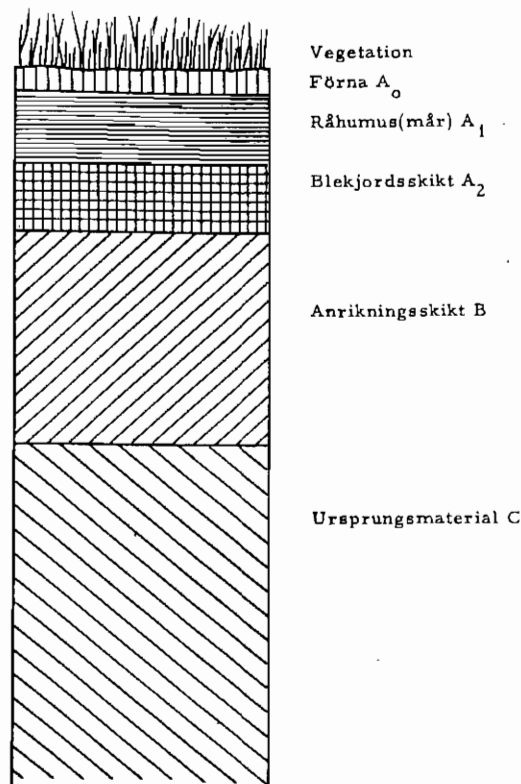


Fig. 6 Schematisk bild av podsolens uppbyggnad.

På markytan finns vegetation, ofta granskog. Under vegetationen finns ett skikt av icke nedbrutet organiskt material som växt- och djurdelar. Detta skikt benämns förna och betecknas som A₀-skiktet.

Under förnan finns mer eller mindre förmultnat och humifierat material som kan vara uppblandat av mineraljord. Skiktet under förnan benämns råhumus A₁. Mellan råhumus och underliggande

blekjord går vanligtvis en skarp gräns. Blekjorden, A₂ är en urlakad vittrad horisont som får sin grå-vita färg från de mineral som återstår i horisonten vanligtvis kvarts. Från blekjorden har främst Al och Fe lakats ut men även andra metaller.

Organiska syror, humussyror som är lösliga i vatten skelater kan komplexbinda metaller. Dessa föreningar är lösliga till skillnad från metallens oorganiska form.

P g a hög CO₂-halt och närvaro av organiskt material är pH, i A-horisonten relativt lågt, 3,5-4.

I anrikningsskiktet, B-horisonten som tar vid efter blekjordsskiktet fälls de upplösta Fe- och Al-föreningarna till stor del ut igen. B-horisonten kan vara relativt mäktig, ända upp till en meter men vanligast är ca 0,5 meter.

Flera olika teorier har presenterats om orsaken till utfällningen. Den vanligaste förklaringen är att pH stiger i horisonten så att vanlig kemisk utfällning sker. Att denna förklaring är felaktig är man idag överens om. Ytterligare en förklaring baseras på att bakterier orsakar utfällning av järn, aluminium och organiska syror i det perkolerande vattnet. En studie av relativt sent datum, Petersen (1976), hävdar dock att någon sådan bakteriell verksamhet i anrikningsskiktet ej har kunnat bevisas. För att förklara utfällning av järn och aluminium i en podsol måste beaktas att det samtidigt sker en fastläggning av vattnets innehåll av organiskt material. Dessa specier samverkar således vad avser både utlösning från urlakningsskiktet samt utfällning i anrikningsskiktet. Följande förlopp har presenterats av Petersen. I översta markskiktet löses organiska material upp, troligtvis polymera föreningar som t ex polyfenol. Järn och aluminium löses från mineral och komplexbinds med det organiska materialet. Försök visar att upplösningen av järn i A-horisonten är oberoende av vattnets syrehalt och mer beror av organiskt material dvs ju högre halt organiskt innehåll i vattnet desto mer järn löses ut från marken. Denna slutsats får

tolkas som att järn kan lösas ut från A-horisonten trots hög syrehalt. När vattnet perkolerar genom markhorisonten löses och komplexbinds mer och mer järn och aluminium. Vid ett visst förhållande mellan kol (C) och järn (Fe) alternativt aluminium (Al) faller samtliga specier ut och fastläggs i horisonten och bildar den s k anrikningszonen. Denna zon flyttas med tiden nedåt i profilen då tillgången på Fe och Al blir mindre på samma sträcka. Orsaken till den plötsliga utfällningen vid ett visst förhållande mellan C och Fe/Al antas bero på att ett isoelektriskt tillstånd uppstår dvs den negativa laddningen från det organiska materialet neutraliseras av de positiva laddningarna från Fe/Al. Exempel på förhållandet C/Fe/Al i en jordprofil framgår av figur 7.

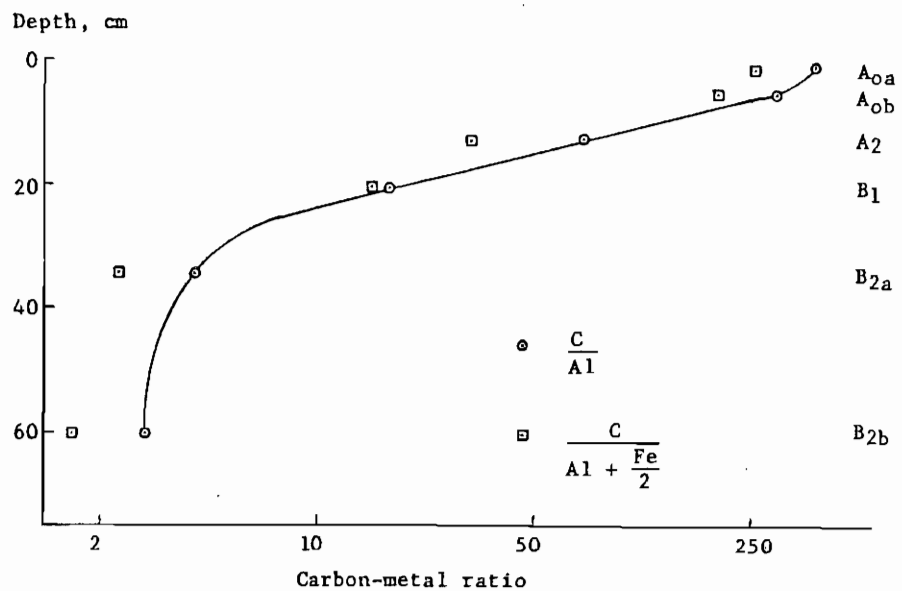


Fig. 7 Kol-metallförhållanden i en profil (Klelund, Danmark) efter Petersen, 1976.

Laboratorieförsök utförda av Petersen 1976 styrker ovanstående förklaring att organiskt material och Fe/Al finns i löst form tills en viss mängd Fe/Al har lösts upp, varefter samtliga specier faller ut. Resultaten från laboratorieförsöken kan presenteras bl a med följande figurer 8-11.

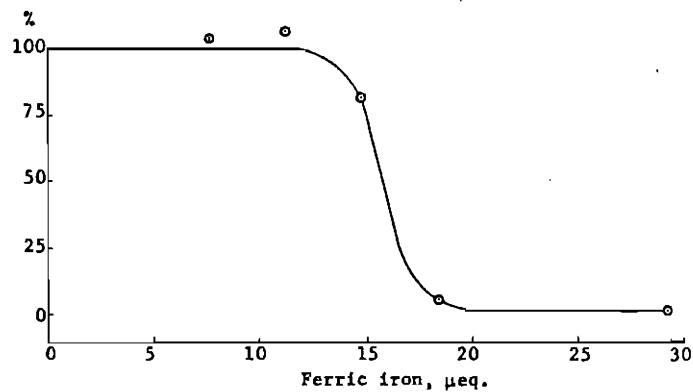


Fig. 8 Procent järn kvar i lösning som funktion av tillsatt mängd järn till 5 ml jordextrakt vid pH=4.8 (Petersen 1976).

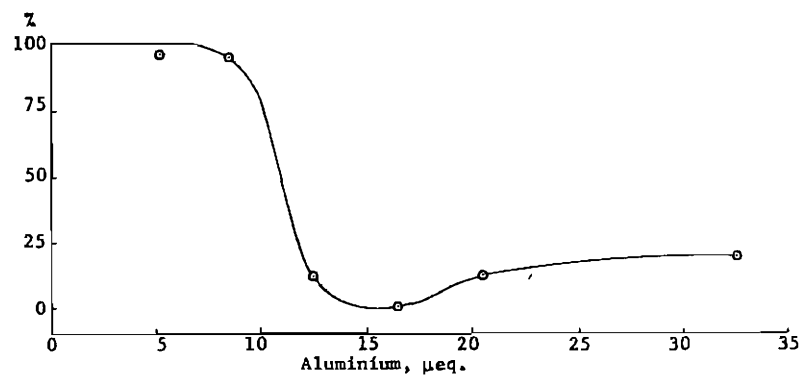


Fig. 9 Procent aluminium kvar i lösning som funktion av tillsatt mängd aluminium till 5 ml jordextrakt vid pH=4.8 (Petersen 1976).

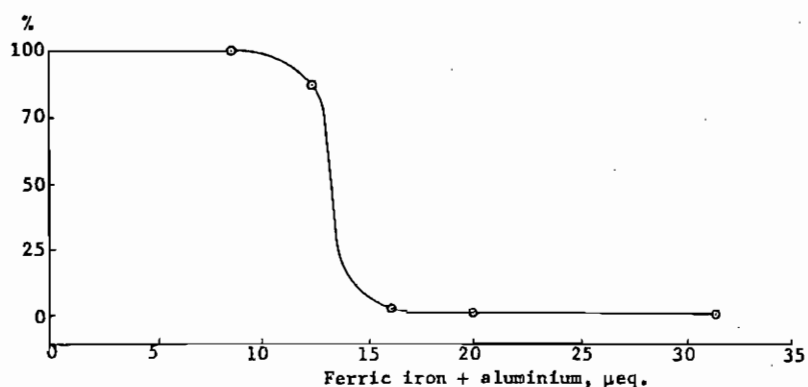


Fig. 10 Procent järn kvar i lösning som funktion av mängden Fe+Al tillsatt till 5 ml jordextrakt vid pH=4.8 (Petersen 1976).

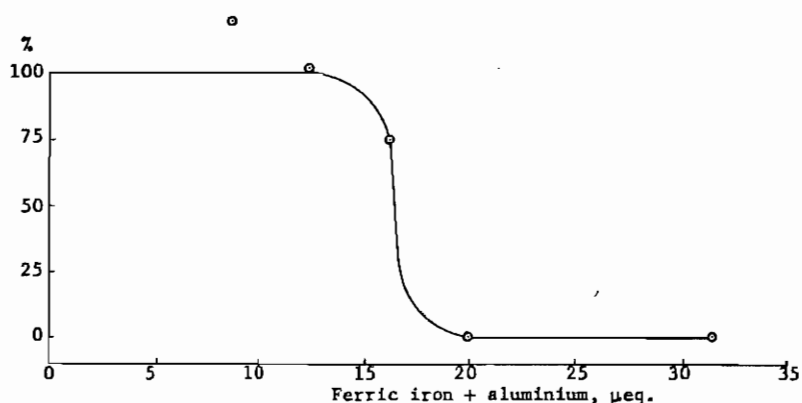


Fig. 11 Procent aluminium kvar i lösning som funktion av mängden Fe+Al tillsatt till 5 ml jordextrakt vid pH=4.8 (Petersen 1976).

Halten kol (C) var i försöken 148 mg/l. Av figurerna framgår att det krävs mindre aluminium än järn för att utfällning skall ske. Vid försöken observerades att maximal utfällning sker vid pH 4 till 6.

Kunskapen om hur podsol bildas och vilka specier som förekommer utvecklas ständigt. Nya teorier som kompletterar de äldre kommer till som visar på att naturen är komplex och att det är långt

tills vi förstår alla processer, särskilt eftersom yttre betingelser som t ex nederbördens sammansättning förändras.

I figur 3 och 4 visas två olika mätningar av omsättning av järn i markprofiler. Den ena är Gårdsjöområdet i Bohuslän och den andra är från nordliga Skåne (SNV PM 1692).

I de aktuella fallen är järnhalten i blekjorden betydligt högre än i nederbörd och rostjord. I rostjorden fastläggs nästan all den mängd som frigjorts i blekjorden.

4.3 Grundvattenytans läge

Järnhalten är vanligtvis högre i ett grundvatten vars yta ligger nära markytan. Detta kan förklaras med att ett reducerat tillstånd uppstår vid höga grundvattenstånd enligt följande.

Nedbrytningen av organiskt material kräver syre och avger koldioxid. Om grundvattenytan står uppe i förnan eller humusskiktet kommer syret att tas från grundvattnet. Grundvattnet innehåller relativt låg halt syre p g a den låga syrediffusionen i vatten relativt luft, se tabell 3.

Tabell 3 Diffusionskoefficient (m^2/s) för syre och koldioxid i vatten och luft vid 25°C (Grable, 1966).

	Syre O_2	Koldioxid CO_2
Luft	$2.26 \cdot 10^{-5}$	$1.81 \cdot 10^{-5}$
Vatten	$2.60 \cdot 10^{-9}$	$2.04 \cdot 10^{-9}$

Syreförbrukningen innebär således att grundvattnet kommer att bli helt syrefritt då syrediffusionen är liten och O_2 ej hinner lösas i samma takt som det förbrukas, vilket gynnar reduktion av Fe(III) till Fe(II) och därmed förekomst av järn löst i vattnet.

Om grundvattenytan istället står långt under markytan i anrikningsskiktet eller modermaterialet kommer ingen syreförbrukning att ske i vattnet p g a biologisk aktivitet. Syrehalten i vattnet kommer då att få en halt som motsvarar syrehalten i markens porer, figur 12.

Gasen i markens porer står i kontakt med atmosfären varvid en syrediffusion sker ned i markprofilen och kolsyra diffunderar upp till atmosfären från markprofilen.

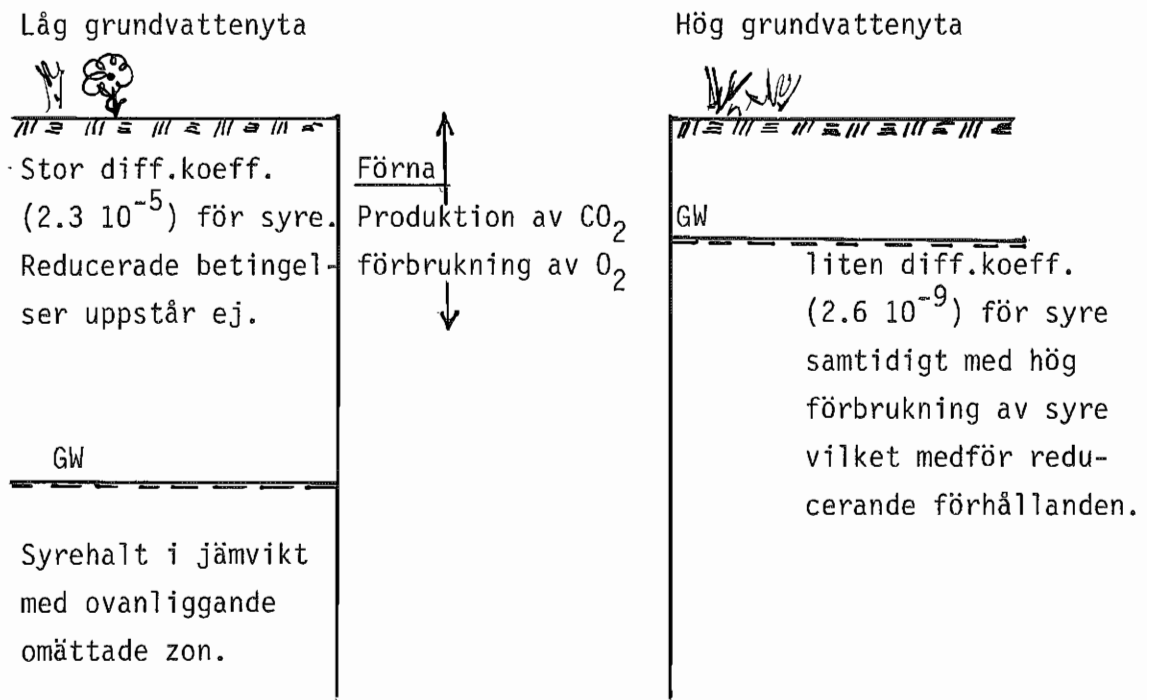


Fig. 12 Syrediffusion vid låg resp. hög grundvattenyta.

Med hänsyn till tidigare redovisning av podsoliseringsprocessen kan även andra förklaringar ges till höga järnhalter i grundvattnet som står nära markytan.

Från figur 3 framgår att järnhalten är hög i det perkolerande vattnet innan det når anrikningsskiktet där det fälls ut. Om grundvattnet stiger och står i eller strax under urlakningsskiktet

tet kommer således grundvattnet att hålla en hög järnhalt därför att utfällning i anrikningszonen förhindras. Vattnets rörelse blir nu inte längre vertikal utan en transport i horisontell (på lång sikt naturligtvis även något vertikal) ledd startar. Ytterligare upplösning av järn bör naturligtvis även kunna ske i denna riktning, men något långsammare om grundvattnet står nära urlakningsskiktet. Under de perioder på året som grundvattenytan står djupare i profilen kan en podsolprofil bildas. Då grundvattenytan stiger igen bör det utfällda järnet kunna lösas upp på grund av att reducerade betingelser skapas.

4.4 Sammanfattning

Sammanfattningsvis bedöms följande processer vara betydelsefulla för järns förekomst i marken och grundvattnet.

- Markvittring med upplösning av järn i närvaro av organiskt material.
- Upplösning av järn under starkt reducerande betingelser.
- Upplösning av järn under oxiderande betingelser (Detta gäller bl a pyrit).
- Grundvattenytans läge.

5. SVERIGES JÄRNHALTIGA BERGARTER OCH MINERAL SAMT ORGANISKA SEDIMENT

Järn förekommer relativt rikligt i jordskorpan. Ett flertal järnhaltiga mineral förekommer och representerar olika kemiska bindningar med järn, dessa är:

Silikater, som biotit och hornblände

Oxider, som limonit, hematit och magnetit

Sulfider, som pyrit och pyrrotit

Karbonater, som siderit

Dessa mineral förekommer i olika halter som byggstenar i bergarter. De ovan nämnda mineralen förekommer i relativt stor mängd i följande bergarter:

Biotit (Svartglimmer): $K(Mg,Fe)_3(AlSi_3O_{10})(OH)_2$
Förekommer i: Grå granit, gnejs, pegmatit(gångar)

Hornblände: $(Ca,Na)_{2-3}(Mg,Fe,Al)_5Si_6(Si,Al)_2O_{22}(OH)_2$
Förekommer i: Diabas, syenit, diorit, gabbro, amfibolit

Limonit: $FeOxOHxH_2O$
Omvandlad av andra järnoxider. Förekommer i myrsmalm

Hematit (Blodstensmalm): Fe_2O_3
Förekommer i: Röd gnejs och granit, röd sandsten

Magnetit (Svartmalm): Fe_3O_4
Förekommer i: Järnmalm, hyperit, diabas, gabbro, gnejs

Pyrit (Svavelkis): FeS_2
Förekommer i alunskiffer

Pyrrotit (Magnetkis): FeS
Förekommer i: Noriter, pegmatitgångar, (svartmocka)

Siderit: $FeCO_3$
Förekommer i ler-järnsten

Om man skall gradera ovan nämnda mineraler efter hur vanligt förekommande de är där det råder höga järnhalter i grundvatten, torde pyrit, pyrrotit, biotit och magnetit nämnas före de andra.

Från de områden där redovisade problem finns med järnutfällning i dräneringar är de vanligaste järnhaltiga bergarterna i jorden följande: alunskiffer, hyperit-diabaser, svartmocka, malmer. Att utesluta andra än dessa bergarter från möjliga problemjordar vore dock inte lämpligt. Det finns t ex en stor grupp av mörka magnetit- och biotitrika gnejser och graniter som bör beaktas. Lokalt finns även stora variationer vad avser mörka bergarter som är svåra att ange generellt.

De bergarter och mineral som finns i kvartära avlagringar idag har transporterats dit av is, vatten och luft. För att göra en analys av i vilka områden i Sverige som järnhaltiga grundvatten i kvartära avlagringar kan förekomma måste därför isrörelser och havens och lokala sjöars förekomst beaktas. Det är inte möjligt att i detalj dra några slutsatser utan det kan enbart bli en översiktlig analys.

Isrörelsen och havets största utbredning framgår av figur 13 och figur 14.

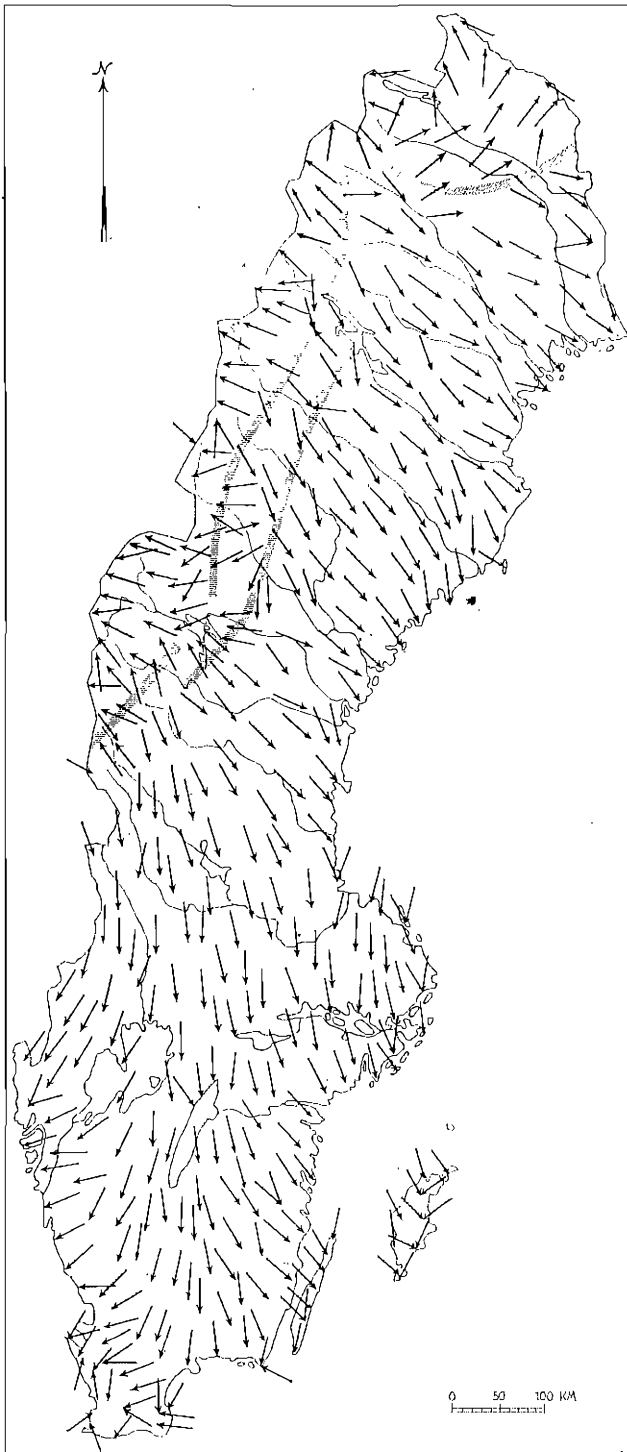


Fig. 13 Rörelseriktning hos senaste landisen (Lundegårdh et al. 1964).



Fig. 14 Havet och lokala issjöars största utbredning (Lundegårdh et al. 1964). Siffrorna anger högsta kustlinjen

Isens rörelse har i t ex Skara varit nordlig till svagt nordostlig. Morän som avsatts från t ex Billingen och Kinnekulle bör därför återfinnas söder och eventuellt sydväst om dessa bildningar. Vanligtvis har den morän som avsatts av isen ej transporterats någon längre sträcka från sitt ursprung vilket t ex framgår av alunskifferns förekomst i morän söder om Billingen, figur 15 och Närke, figur 16.

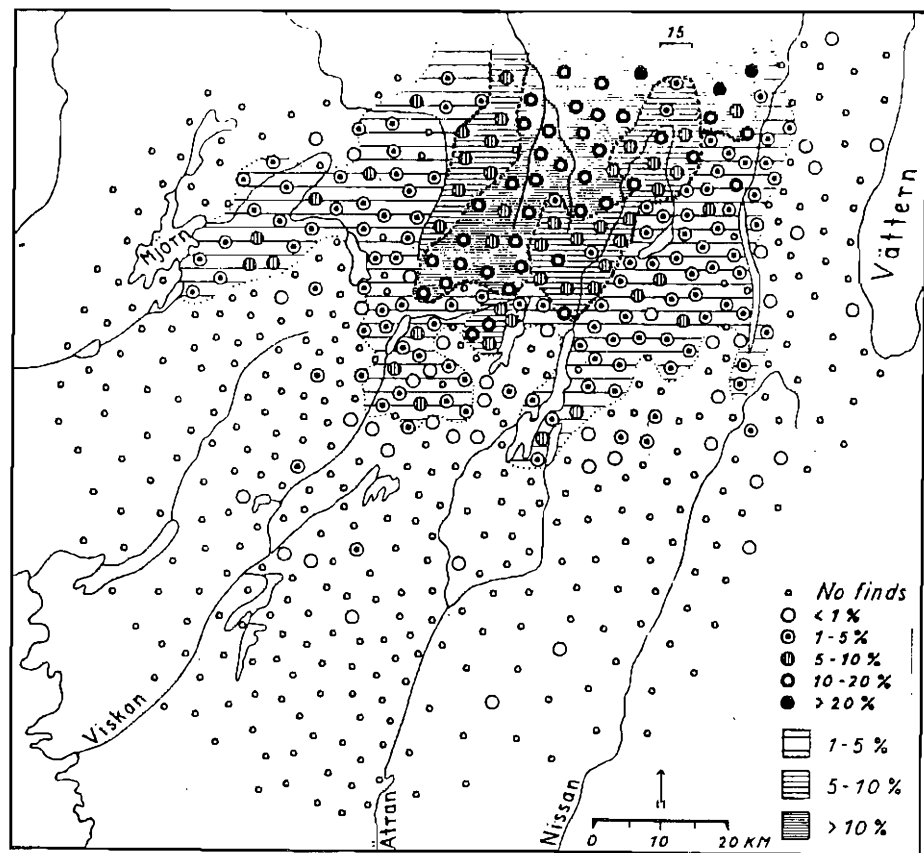


Fig. 15 Fördelning (viktprocent) av alunskiffer i morän i Västergötland (Gillberg 1967).

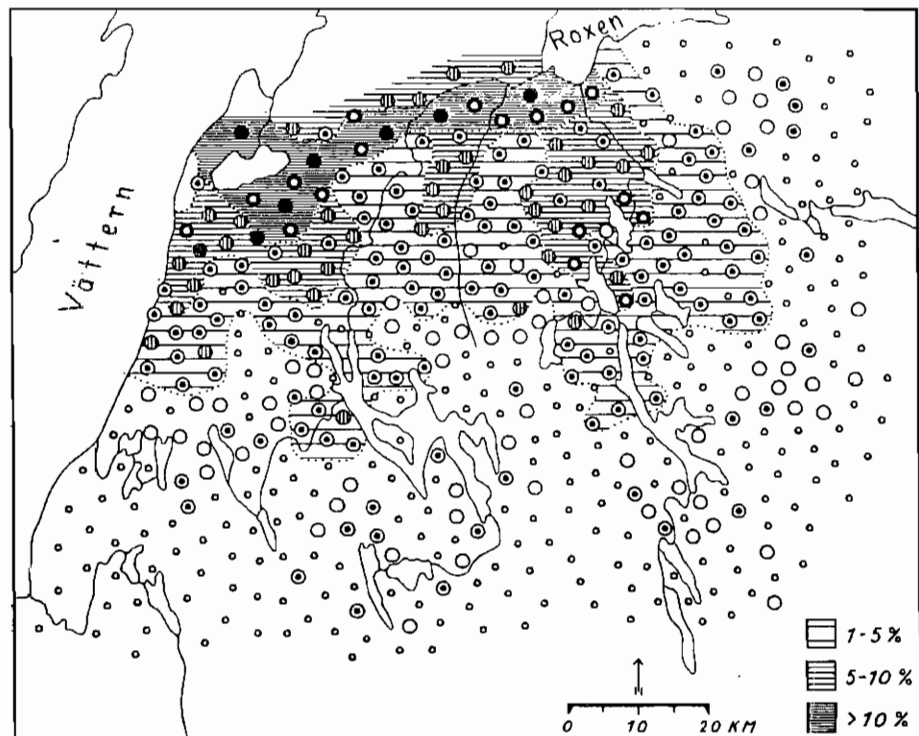


Fig. 16 Fördelning (viktprocent) av alunskiffer i morän i Närke (Gillberg 1967).

Högsta kustlinjen framgår av figur 14. Även de största lokala issjöarna är markerade. Havet eller Östersjön har dock haft flera stadier med olika utbredning varför strandbildningar förekommer i större omfattning än vid HK.

Högsta kustlinjen representerar maximal utbredning av Östersjön och havet. Under denna nivå har lera avsatts och då havet drog sig tillbaka har morän svallats och därmed sorterats varvid silt, sand och grus har avsatts mer eller mindre skiljt från varandra. I grunda havsvikar bildades även gyttja av organiskt material varvid en kraftigt reducerad miljö skapades.

Sediment avlagras än idag vid våra älvar. Vid älvens mynning bildas deltan. Längs älvarna avsätts både sand, silt och organiskt material varvid liknande förhållanden som ovan kan skapas med starkt reducerad miljö.

Som tidigare nämnts är förekomst av mineral med normalhög järnhalt i kontakt med sediment med hög halt organiskt material en förutsättning för att järn skall kunna lösas upp från markmineraler och hålla en hög halt löst järn i grundvattenzonen.

I grunda havsvikar, sjöar och älvdalar har organiskt material avlagrats växelvis med oorganiska sediment. Dessa bildningar utgör en grund för höga järnhalter i grundvatten i aktuella områden. I samband med att organiskt material avsattes i de grunda havsvikarna uppstod syrebrist och anaerob miljö. Härvid löstes järn från mineralen upp och sulfat från vatten reducerades till sulfid. Järn och sulfid reagerade härvid och bildade FeS_2 pyrit, eller pyrrotit FeS i bräckta vatten där tillgången på sulfat var begränsad. Den senare formen förekommer speciellt på Norrlandskusten och har bildats som sediment i Litorinahavet. Jord med FeS -förekomst benämns lokalt för "svartmocka".

Höga järnhalter i grundvatten skulle enligt ovan förekomma på olika orsaker:

- Jord och berg innehåller järn t ex järnmalmer, pyrit, vanligen i alunskiffer samt hyperit diabaser.

Områden med dessa bergarter har åskådliggjorts med hjälp av SGU:s bergartskartor, figur 17. Dessa bergarter bör sedan återfinnas i morän och svallade material i riktning med isens rörelse.

- Organiskt material avsatt i och under högsta marina gränsen, som ger förutsättning för upplösning av järn ur markmineral i t ex älvdalgångar.

- Organiskt material - torvmossar - bildade under senare tid, som ger förutsättning för upplösning av järn ur markmineral.

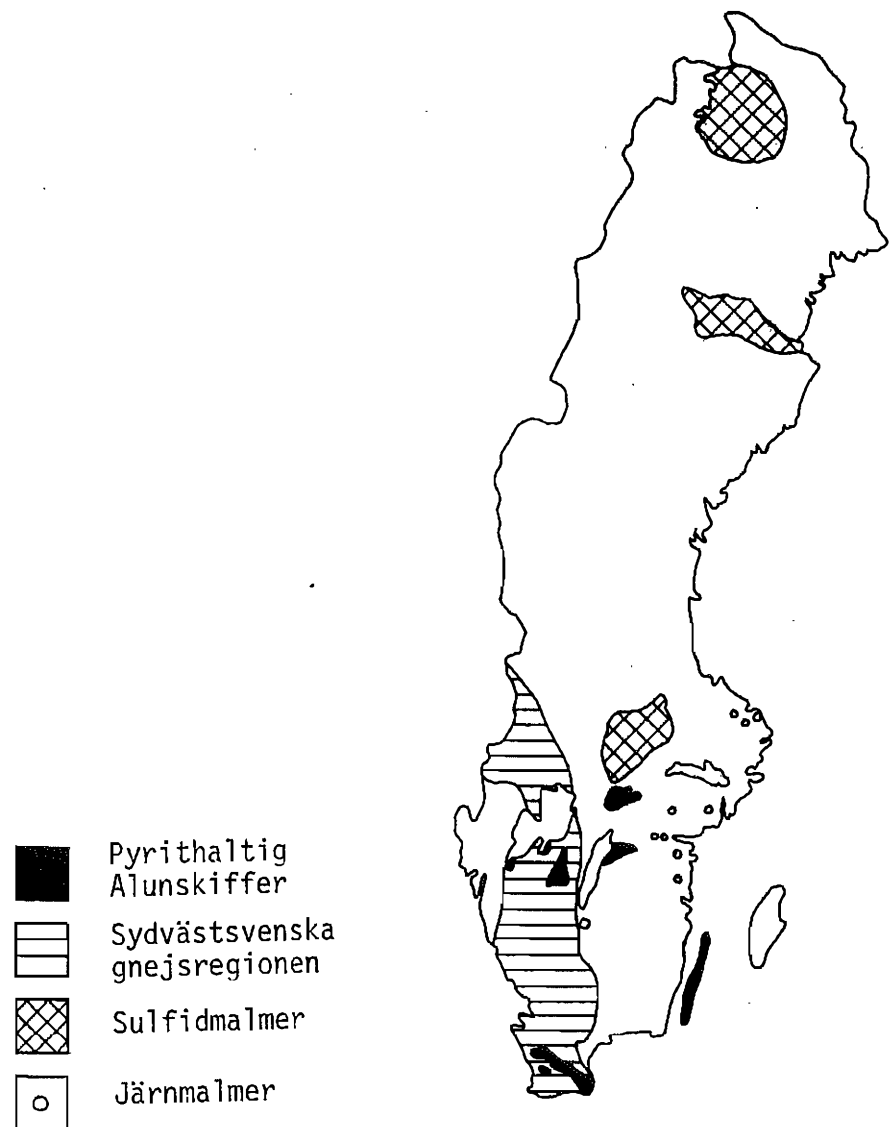


Fig. 17 Schematisk bild av områden med bergarter med höga järnhalter.

Olika järnhaltiga bergarters förekomst i landet beskrivs i stora drag nedan.

De s k sydvästra Sveriges äldsta gnejser förekommer från Skåne genom sydvästra Sverige till nordligaste Värmland. Förutom gnejser finns inom bildningen även granit, gnejsgranit och grönstenar. Karakteristiskt för de sydvästsvenska gnejserna är förekomst av magnetitkorn. Dessa har gett bildningen ett andra namn nämligen Sydvästra Sveriges järngnejser. Allmänt finns båda röda och grå gnejser, ofta uppdelade i band.

Större förekomster av basiska bergarter finns t ex med Värmlands, Östra Västergötlands och Smålands hyperiter, hyperitdioriter och hyperitamfiboler. Dessa innehåller hornblände som är järnhaltigt. Hyperiten består bl a av titanförande magnetit omvandlad hyperit som snarare kan kallas amfibolit vilket innehåller mycket hornblände. Den största hyperitförekomsten utgör i princip Smålands Taberg, som även består av titanmagnetit.

Nära besläktade med södra Sveriges hyperiter är de s k Kostergångarna på Kosteröarna i norra Bohuslän. Dessa består av hyperit men är ibland förskiffrade och amfibolitomvandlade.

Sveriges järnmalmer tillhör det Svekofenniska stråket som sträcker sig över östra delen av mellan- och norra Sverige. Inom detta stråk kallas de kiselsyurarika vulkaniterna och medhörande bergarter för leptit- hälleflintserien. Här återfinns också järnmalmera. Dessa har bildats genom att järnhydroxid har fällts ut i vatten. En stark omvandling med dehydratisering och oxidering genom upphettning har medfört att magnetit respektive hematit har bildats vid mindre respektive större tillgång på syre. Magnetiten är svart till färgen och kallas därför för svartmalm. Den röda hematiten benämns på samma vis för blodstensmalm.

Förekomsten av järnmalm är god i Dalarna, Västmanland och Lappland. Det finns dock järnmalm även i Södermanland, Östergötland och Uppland.

Inom det Svekofenniska stråket finns järnhaltiga sulfidmalmer som pyrit (svavelkis) och pyrrotit (magnetkis). En av de större sulfidmalmförekomsterna, främst pyrit, finns i Skelleftefältets berggrund.

Sulfidmalmer förekommer även inom den kareliska berggrunden. För de exakta lägena för sulfidmalms- och järnmalmsgruvor hänvisas till Geologiskt kartblad SGU Ba nr 16.

Upplösning av malmer med höga järnhalter i grundvatten bör vara av ringa omfattning då malmerna sällan finns i dagen och ej har varit utsatt för isens eroderande kraft. Istället bör människans verksamhet med restprodukter från brytningen ha en viss lokal betydelse för grundvattnets och ytvattnets järnhalt.

Västra Sveriges urberg med Stora Le- Marstrandsseriens bergarter består främst av grå tvåglimmergnejs d v s den är rik både på biotit och muskovit samt även magnetit. Där förekommer även hornbländesten.

Mellan Oskarshamn och Vetlanda finns ett stråk av gammal hornbländerik granit. Öster om Vetlanda finns även Pyrrotit i den gotiska gabbron. Vid Nässjö ligger den sk Almesåkra serien som bl a för diabas.

Den yngre berggrunden i Sverige som bildats i och efter kambrisk tid har också bergarter som innehåller höga järnhalter.

Alunskiffer som innehåller bl a pyrit finns i Skånes, Västergötlands, Jämtlands, Närke, Östergötlands och Ölands berggrund. Den saknas dock i Dalarnas och Gotlands kambrosilur.

Glaukonitsandsten som är en grönfärgad kalium- och järnhaltig bergart finns i Östergötland, Närke och Skåne.

Även kalksten kan innehålla järnföreningar som är bundna i olika former t ex innehåller grön kalksten glaukonit (Hunneberg och Billingen) och röd hämatit.

Lokalt finns naturligtvis bildningar som är mer eller mindre järnhaltiga. Dessa bergarter innehåller dock de mineral som tidigare nämnts.

Geologiska kartblad ger en översiktlig information om bergarterna. Den mer generella redovisning som getts ovan kan följas via SGU:s kartblad Ba nr 16 med beskrivning. För mer detaljerad information bör bergartskartorna i SGU's serie Af alt Aa, Ab, Ac utnyttjas för respektive område.

6. MINERALERS LÖSLIGHET

De mineral som löses upp i urlakningszonen och som har betydelse för grundvattnets järnhalt är enligt tidigare:

Silikater:

Biotit och hornblände

Oxider:

Hematit, magnetit och limonit

Sulfider:

Pyrit och pyrrotit

Karbonat:

Siderit

För silikaterna finns få termodynamiska data, varför dessa föreningar utelämnas från diskussionen.

Löslighet och jämvikter för de övriga beror på flera parametrar, varav vattnets pH har stor betydelse. För övrigt påverkas förloppen av närvaro av syre, svavel och koldioxid för respektive grupp av mineraler.

Järn förekommer som trevärd (oxiderad form) eller som tvåvärd (reducerad form). Vilken form som dominerar i skilda fall beror huvudsakligen på pH och E (redoxpotentialen). E kan sägas utgöra ett mått på vattnets reducerande/oxiderande betingelser och är ofta ett indirekt mått på vattnets syrehalt.

Redoxpotentialen E är ett relativt värde på en lösnings förmåga att avge eller ta emot elektroner.

$$E = E^0 + \frac{2.3 RT}{nF} \log \frac{(\text{ox})}{(\text{red})} \quad (\text{volt})$$

där

$$E = \frac{pe \cdot 2.3 RT}{F}$$

$p_e = -\log \{e^-\}$ (dimensionslös) dvs analogt med pH

$pH = -\log \{H^+\}$

E^0 = standardredoxpotentialen

$$E^0 = -\frac{\Delta G^0}{nF} = \frac{RT}{nF} \ln K = \frac{2.3 RT}{nF} \log K$$

E^0 är redoxpotentialen för en reaktion då alla ingående substanser förekommer vid aktiviteten 1. För väte-halvcellen är $E=0$. Då redoxpotentialen mäts mot väte-halvcellen betecknas redoxpotentialen E_h och standardpotentialen E^0 .

Ur tabell 4 framgår värden på E^0 .

Tabell 4 Jämviktskonstanter för några redoxreaktioner (Stumm & Morgan, 1981).

Reaction	Log K at 25°C	Standard Electrode Potential (V) at 25°C
$Na^+ + e = Na(s)$	-46	-2.71
$Zn^{2+} + 2e = Zn(s)$	-26	-0.76
$Fe^{2+} + 2e = Fe(s)$	-14.9	-0.44
$Co^{2+} + 2e = Co(s)$	-9.5	-0.28
$V^{3+} + e = V^{2+}$	-4.3	-0.26
$2H^+ + 2e = H_2(g)$	0.0	0.00
$S(s) + 2H^+ + 2e = H_2S$	+4.8	+0.14
$Cu^{2+} + e = Cu^+$	+2.7	+0.16
$AgCl(s) + e = Ag(s) + Cl^-$	+3.7	+0.22
$Cu^{2+} + 2e = Cu(s)$	+11.4	+0.34
$Cu^+ + e = Cu(s)$	+8.8	+0.52
$Fe^{3+} + e = Fe^{2+}$	+13.0	+0.77
$Ag^+ + e = Ag(s)$	+13.5	+0.80
$Fe(OH)_3(s) + 3H^+ + e = Fe^{2+} + 3H_2O$	+17.1	+1.01
$IO_3^- + 6H^+ + 5e = \frac{1}{2}I_2(s) + 3H_2O$	+104	+1.23
$MnO_2(s) + 4H^+ + 2e = Mn^{2+} + 2H_2O$	+43.6	+1.29
$Cl_2(g) + 2e = 2Cl^-$	+46	+1.36
$Co^{3+} + e = Co^{2+}$	+31	+1.82

Olika föreningars löslighet beroende på pH och Eh brukar representeras med s k stabilitetsdiagram.

Löslighet av hematit i relation till magnetit representeras i figur 18.

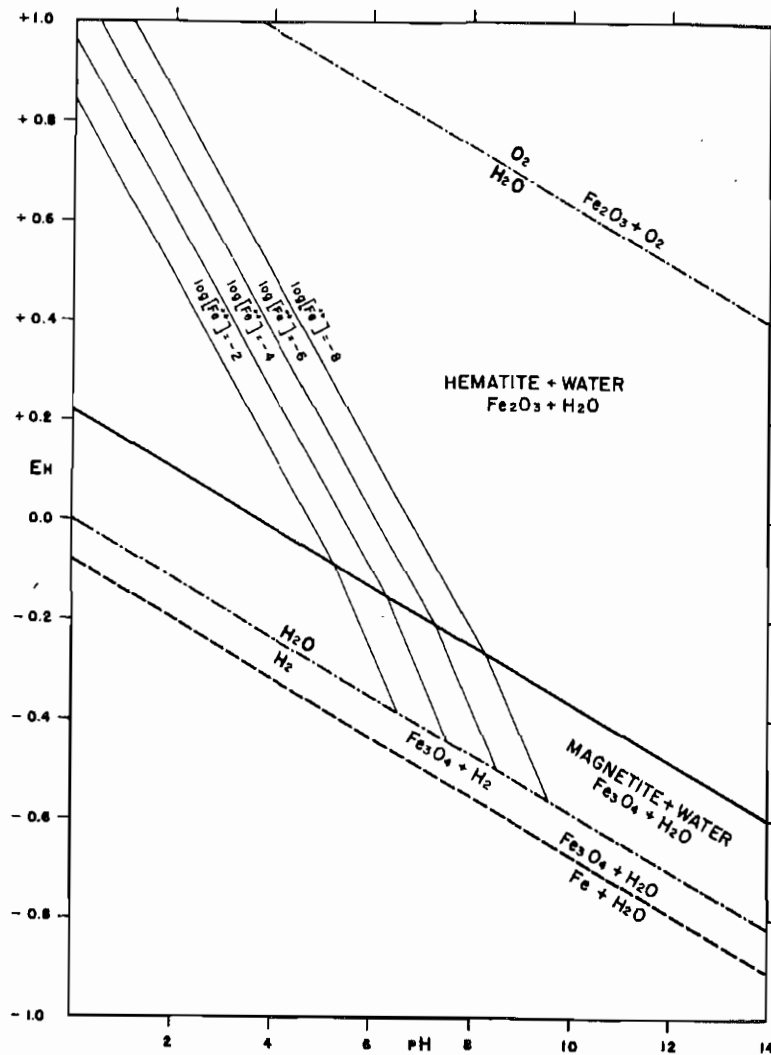


Fig. 18 Aktivitet av Fe²⁺-jon i jämvikt med hematit och magnetit vid 25°C. 1 atm. (Garrels & Christ, 1965).

Härav framgår att hematit är stabil vid höga pH och Eh i relation till magnetit som är stabil under reducerade betingelser.

Vid reaktioner med pyrit och pyrrotit finns svavel med i reaktionerna. Svavel förekommer i olika oxidationsstadier, vilket kan presenteras med ett stabilitetsdiagram, figur 19.

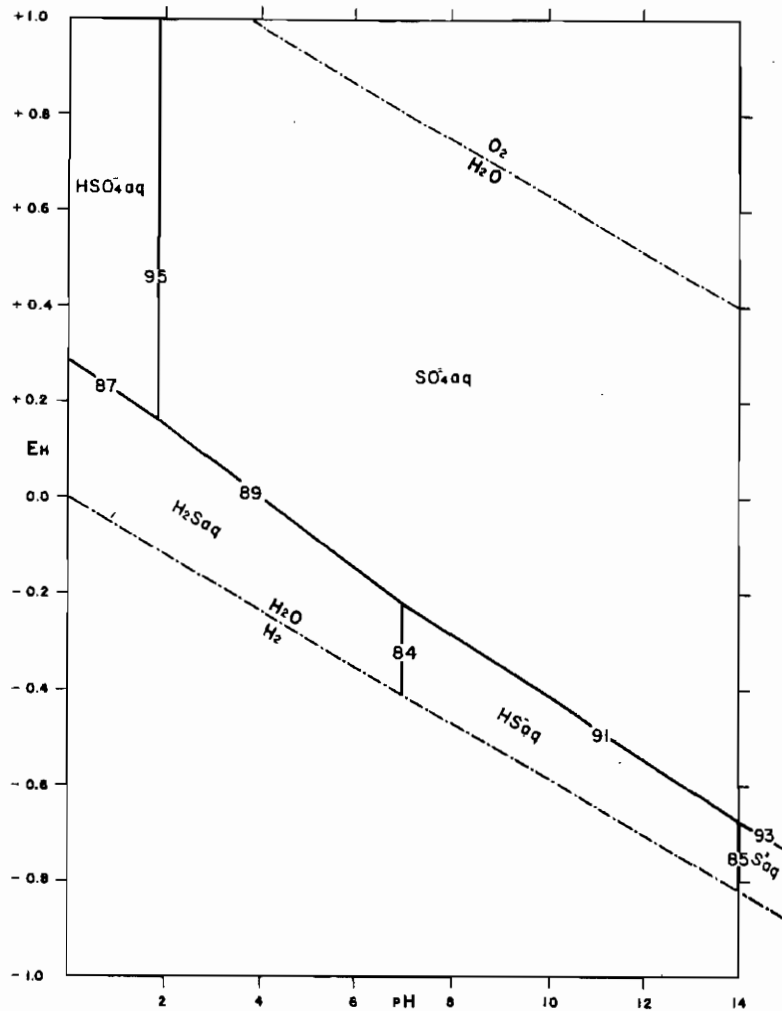


Fig. 19 Fördelning av svavel vid jämvikt vid 25°C och 1 atm. (Garrels & Christ, 1965)

Förhållandet mellan pyrit och Fe^{2+} representeras av figur 20.

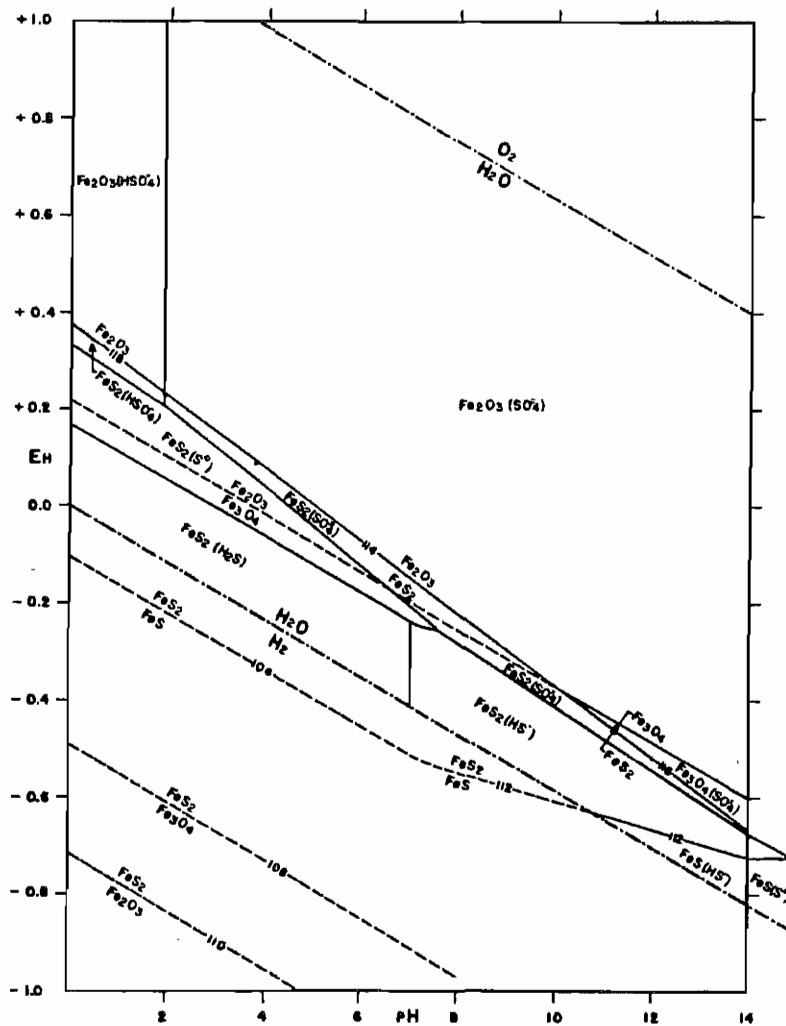


Fig. 20 Stabilitet av järnsulfid och oxid i vatten vid $T=25^{\circ}$.
 $(S)=10^{-1}$ M.

Då karbonat förekommer i systemet är jämvikten mellan siderit FeCO_3 och Fe^{2+} av betydelse. När enbart siderit och inga oxider förekommer i systemet ser stabilitetsdiagrammet ut enligt figur 21, högra delen.

När oxider finns närvarande tar dessa överhanden på grund av mindre löslighet vid högre redoxpotentialer, figur 21, vänstra delen.

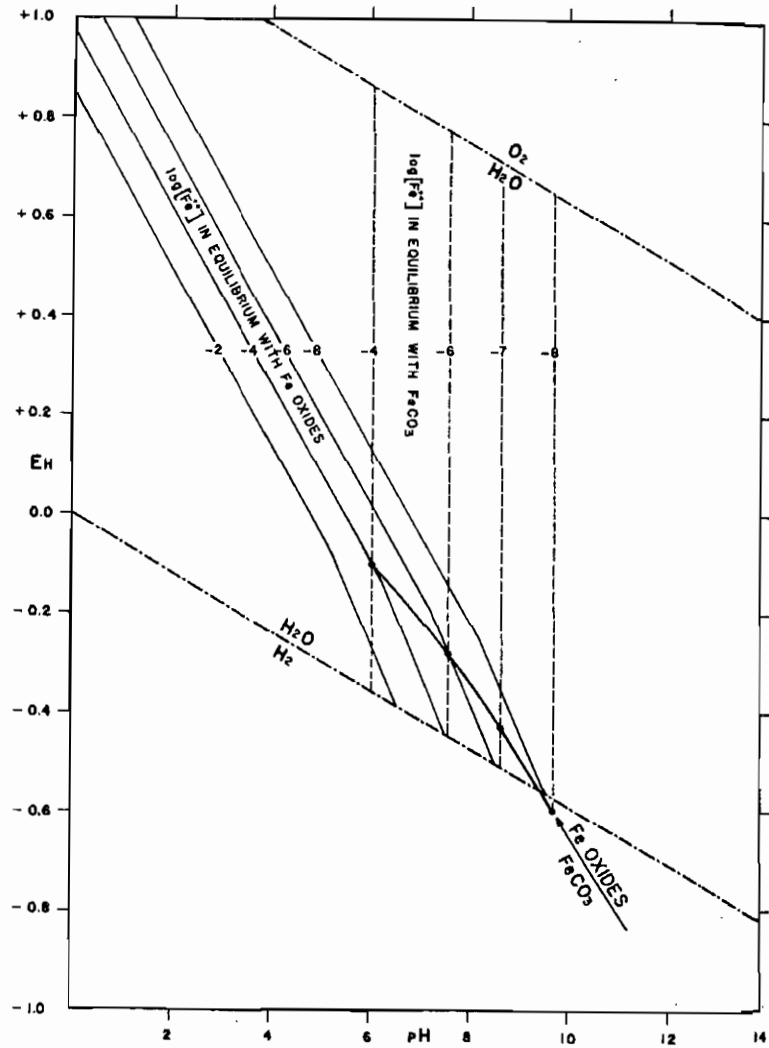


Fig. 21 Jämviktsförhållande mellan Fe^{2+} och Fe-oxid resp. Fe-karbonat. (Slutet system).

För silikater finns endast data för FeSiO_3 och inte för vare sig biotit eller hornblände.

Silikat är oberoende av Eh och endast pH-beroende.

Samtliga nämnda mineral förekommer enligt figur 22 vid närvaro av CO_2 , S och Si.

7. FÖREKOMST AV JÄRNHALTIGA GRUNDVATTEN I SVERIGE

Sammanställningar över grundvattnets järnhalt, förekomst av sjö-
malm, myrmalm m.m. har utförts av flera. G Lundqvist (1942)
anger följande utbredningskarta, figur 24.

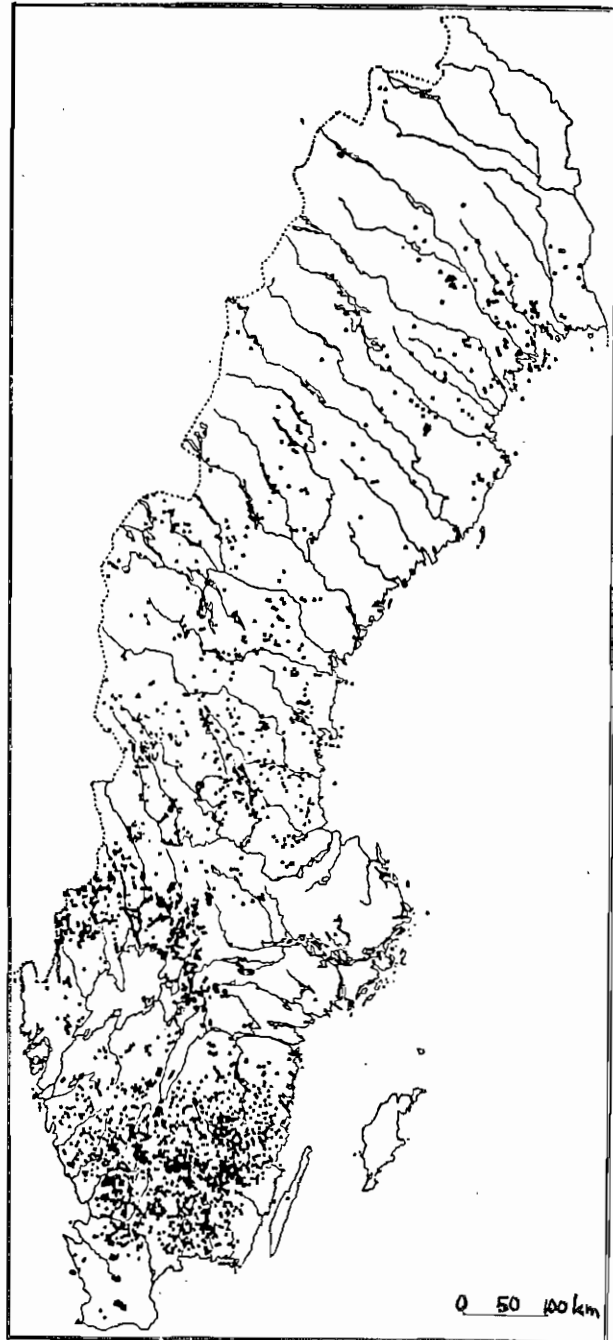


Fig. 24 Järnutfällningar (sjö- och myrmalm och ockror).
Efter (Lundqvist 1942).

För att visa berggrundens betydelse visas även på kalkutfällningars förekomst figur 25.

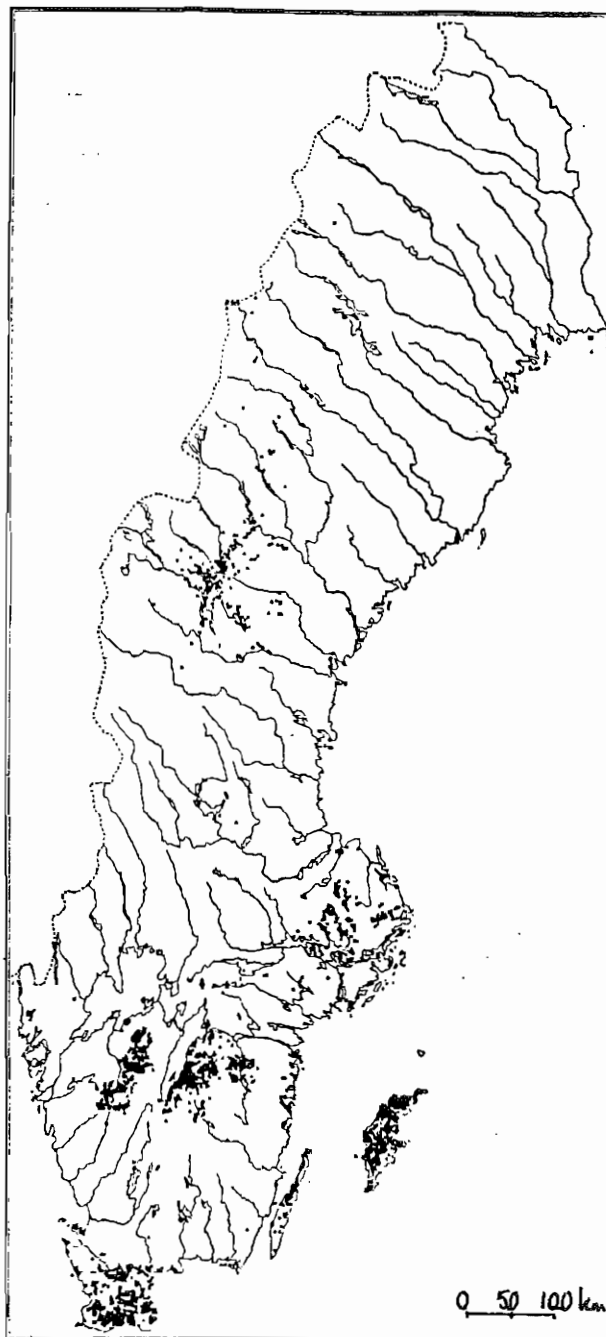


Fig. 25 Recenta och fossila kalkutfällningar i sjösediment (Lundqvist 1942).

O Arrhenius anger kemisk sammansättning på vatten från grävda och borrade brunnar bl a järnhalt figur 26 och figur 27.

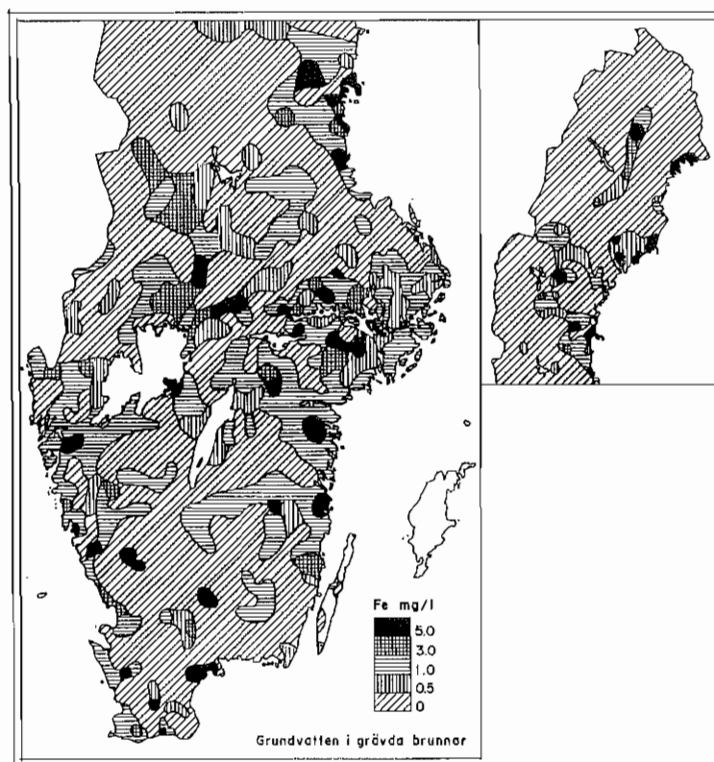


Fig. 26 Järnhalten i grävda brunnar.

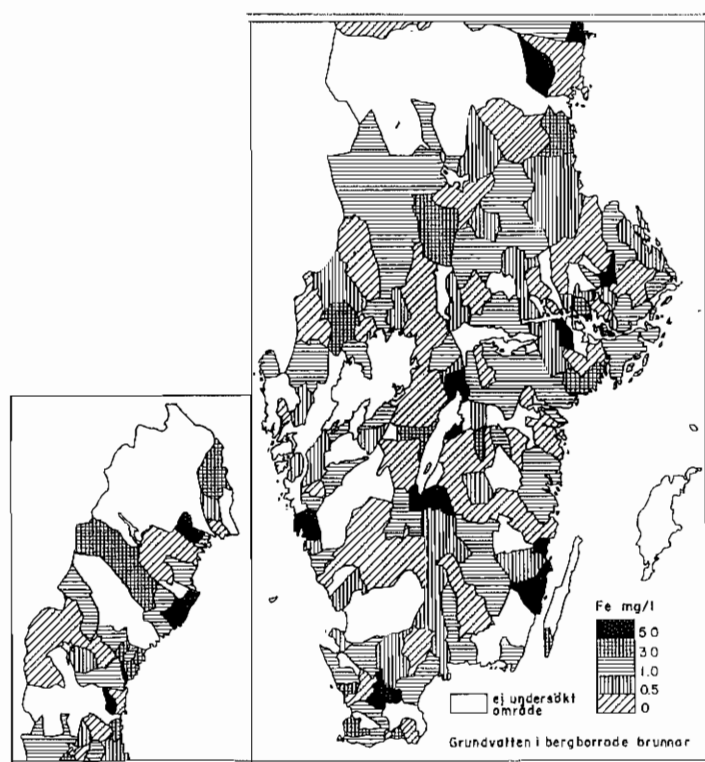


Fig. 27 Järnhalten i borrhade brunnar.

Vid registrering av förekomst av järnutfällningar i dräneringar har följande resultat erhållits, figur 28.

- undersökta områden
- områden med redovisade problem

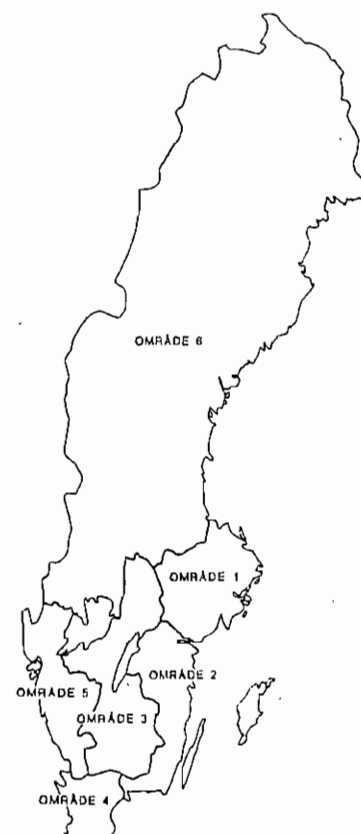


Fig. 28 Järnutfällningar i dräneringar

SGU (1985) redovisar grundvattnets järnhalt i olika typer av områden och geologiska miljöer, tabell 5.

Tabell 5 Järn i grundvatten (mg/l), SGU (1985) rapport nr 44.

OMRÅDE	MEDIAN	MEDEL	MIN	MAX	ANTAL
Hela landet	0.20	0.72	0.01	34.0	5217
jord	0.10	0.49	0.01	13.0	519
urberg	0.20	0.65	0.01	34.0	4100
sed berg	0.40	1.39	0.01	33.0	598
1. jord	0.08	0.41	0.01	12.0	242
urberg	0.18	0.51	0.01	30.0	1918
sed berg					0
2. jord	0.11	0.28	0.01	3.4	146
urberg	0.24	0.81	0.01	34.0	517
sed berg	0.30	0.64	0.01	5.7	284
3. jord	0.60	0.55	0.30	0.8	5
urberg	0.20	0.62	0.01	16.0	394
sed berg	0.40	0.67	0.01	2.8	46
4. jord	3.75	3.84	0.24	13.0	12
urberg	0.46	2.11	0.05	20.6	30
sed berg	1.20	2.41	0.01	33.0	225
5. jord	0.06	0.55	0.01	9.0	92
urberg	0.20	0.73	0.01	22.5	431
sed berg					0
6. jord	0.32	0.70	0.05	4.4	22
urberg	0.25	0.81	0.01	29.0	810
sedberg	0.50	1.84	0.05	32.0	41



Typiskt för undersökningar av brunnsvatten är generellt att de ofta visar relativt låga järnhalter p g a att brunnar vanligtvis är utförda för att användas för hushållsändamål och därför överges om de inte är bra dvs t ex har för hög järnhalt.

Karakteristiskt för de områden som järnutfällningar har observerats i dräneringar är:

- Flacka områden, lågpunkter i terrängen. Dvs hög grundvattennivå. Tidvis utströmningsområde.
- Förekomst av organiskt material i översta markskiktet.
- Måttligt permeabla jordarter som t ex silt, ibland sand, morän.
- Förekomst av mineral med hög järnhalt. Denna faktor har ingen avgörande betydelse då i princip alla bergarter innehåller järnhaltiga mineral. Däremot tycks förekomsten av starkt järnhaltiga mineral medföra extremt höga järnhalter dvs omkring 20-40 mg Fe/l.

Om en systematisering av ovanstående egenskaper görs kan en bild av områden med risk för höga järnhalter i grundvattnet skapas. De egenskaper som är karakteristiska är således.

- Geologiska förhållanden. Kvartära avlagringars utbredning i relation till järnhaltiga bergarter/mineral.
- Förekomst av organiskt material.
- Topografi.
- Jordart - geohydrologi.

Geologiska förhållanden samt förekomst av organiska sediment redovisas i kapitel 5.

Topografiska förhållanden är svårt att redovisa generellt utan får beaktas lokalt från fall till fall. Generellt kan dock lågpunkter i terrängen i kombination med liten marklutning sägas förekomma där vattenavsatta sediment förekommer, dvs under högsta kustlinjen och i älvdalgångar. Kombinationen flack lutning, lågpunkter i terrängen och förekomst av organiska sediment är vanlig. Måttligt permeabla jordar som silt och sand förekommer också som en gemensam nämnare för vattenavsatta sediment speciellt i strandzoner där silt och sand svallats av vatten. Då silt/sand svallats över lera blir förutsättningarna dessutom gynnsamma för höga grundvattennivåer.

8. JÄRNS LÖSLIGHET

8.1 Fysikaliskt-kemiska processer

Om tvåvärt järn förekommer i ett vatten kan det oxideras till trevärt vid vissa betingelser



Beroende på närvaro av andra joner, s k ligander, kan olika komplex bildas, t ex

oorganiska ligander	OH ⁻ (pH)
	CO ₃ ²⁻
	SO ₄ ²⁻ , S ²⁻ m m
	Cl ⁻
	F ⁻
	NO ₃ ⁻ m fl
	PO ₄ ²⁻ m fl
	SiO ₄

organiska ligander	humussyror
--------------------	------------

De organiska komplexen är förmodligen en typ av förening som är av mycket stor betydelse i markvatten. De organiska ämnena verkar både som reducerande och komplexbildare. Kunskapen om jämviktsförhållandena så att de teoretiskt kan beskrivas är dock begränsad.

Faktorer som påverkar järns oxidationsstadium och komplexbindning är pH, redoxpotential, jonstyrka, temperatur, sorptionsfenomen (ytor).

Lösligheten av Fe(OH)₃, Fe(OH)₂, FeS och FeCO₃ som funktion av pH och utan hänsyn till Eh framgår av figur 29. Här framgår att framför allt Fe(OH)₃ har mycket låg löslighet.

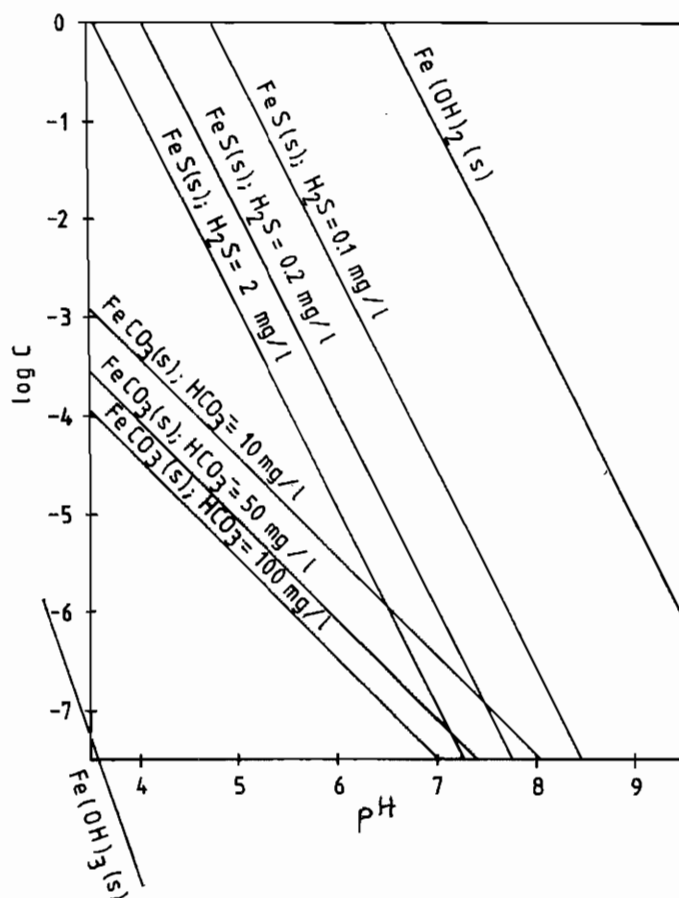


Fig. 29 Löslighet av olika järnföreningar som funktion av pH.

Om ett vatten med egenskaper som ett " normalt " grundvatten studeras under olika förhållanden kan lösligheten beskrivas närmare för dessa förhållanden.

Ett grundvatten står normalt under reducerande betingelser dvs allt järn är löst som tvåvärt Fe(II).

Figur 31 beskriver lösligheten av olika järnföreningar hos ett vatten som innehåller relativt hög halt $(CO_3)_{tot}$, i detta fall ca 485 ppm, vilket motsvarar ett relativt djupt förekommande grundvatten. Fördelningen av karbonat mellan CO_2 - HCO_3 - CO_3 beror på pH enligt figur 30.

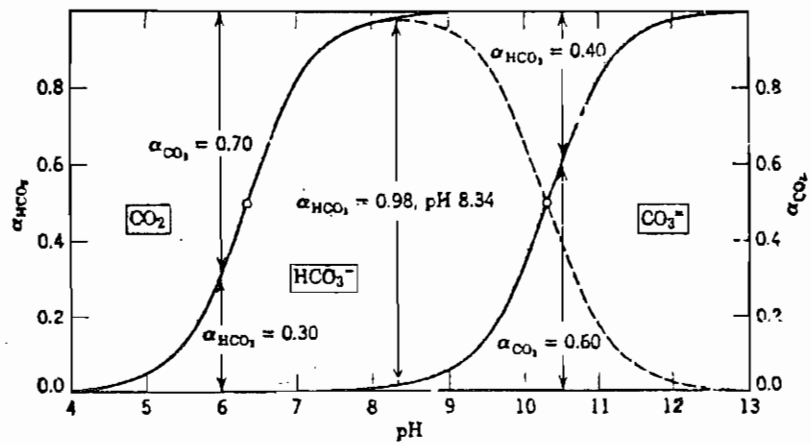


Fig. 30 Den totala kolsyrehaltens fördelning som funktion av pH (efter Weijman-Hane 1977).

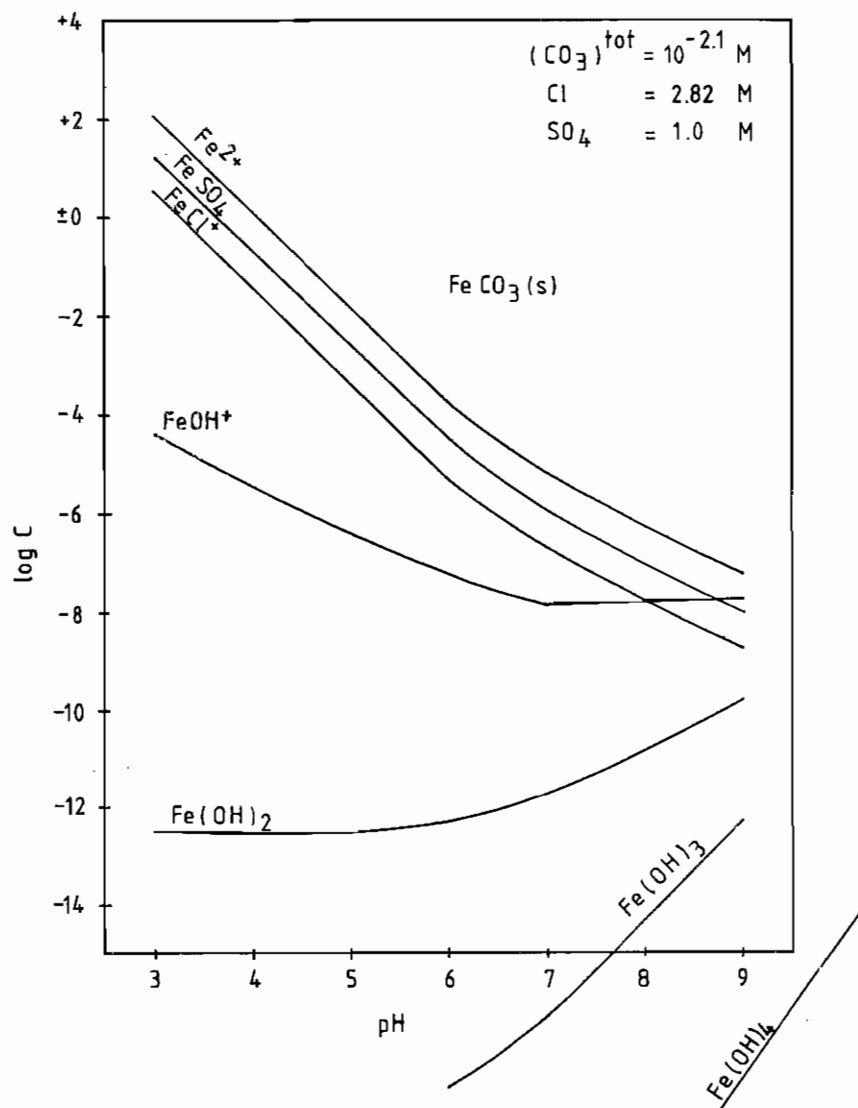


Fig. 31 Löslighet av olika järnföreningar som funktion av pH. Reducerande betingelser, allt järn föreligger som Fe^{2+} . $\text{CO}_3\text{-tot} = 10^{-2.1} \text{ M}$.

Figur 32 beskriver lösligheten av järn hos ett vatten som innehåller relativt låg halt av $(\text{CO}_3)_{\text{tot}}$. I detta fall ca 30 ppm, vilket motsvarar ett ytligare vatten som studeras i de flesta dräneringsfall.

Om ett grundvatten enligt ovan utsätts för en tillförsel av syre oxideras Fe(II) till Fe(III). Efter tillräckligt lång tid har vattnet nått en ny jämvikt vilket beskrivs av figur 33, där $p(\text{CO}_2) = 10^{-3.5}$ dvs luft.

Man kan säga att skillnaden i löslighet mellan figurerna 31 och 32 utgör den mängd järn som kan falla ut när ett reducerat vatten syresätts under givna förutsättningar.

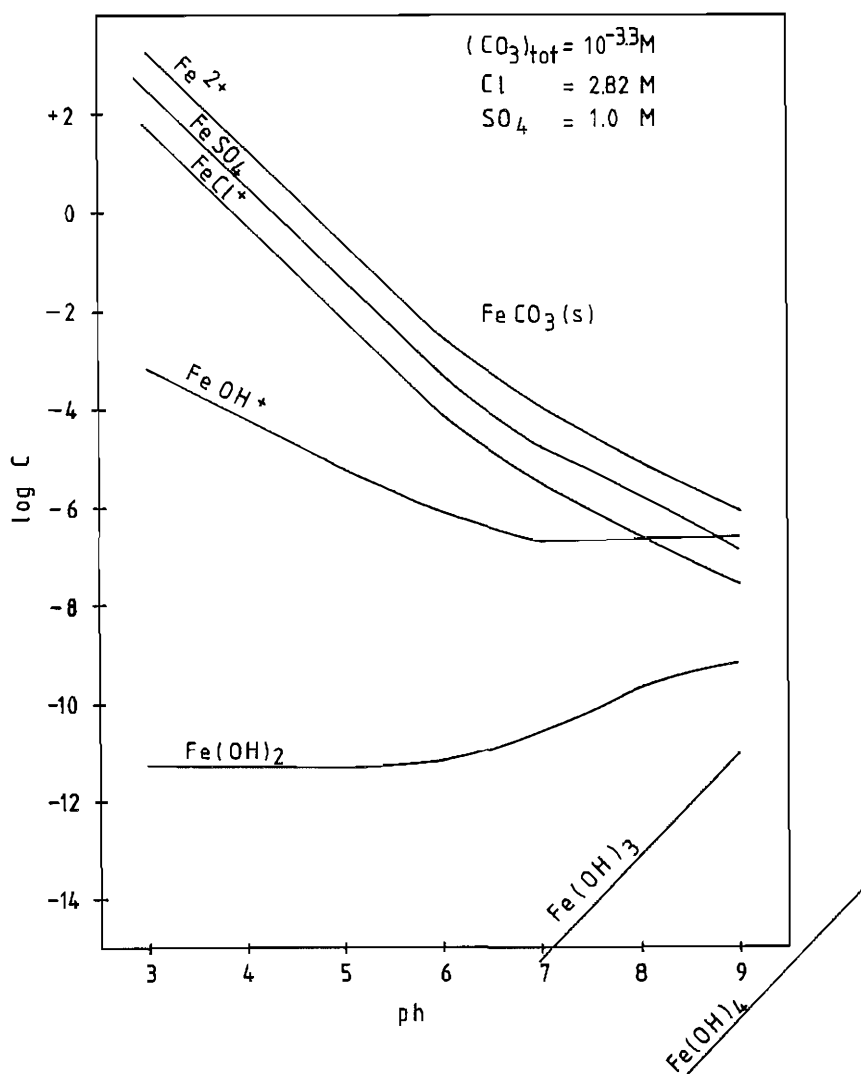


Fig. 32 Lösigheten av olika järnföreningar som funktion av pH. Reducerande betingelser, allt järn föreligger som Fe^{2+} . $\text{CO}_3\text{-tot} = 10^{-3.3} \text{ M}$.

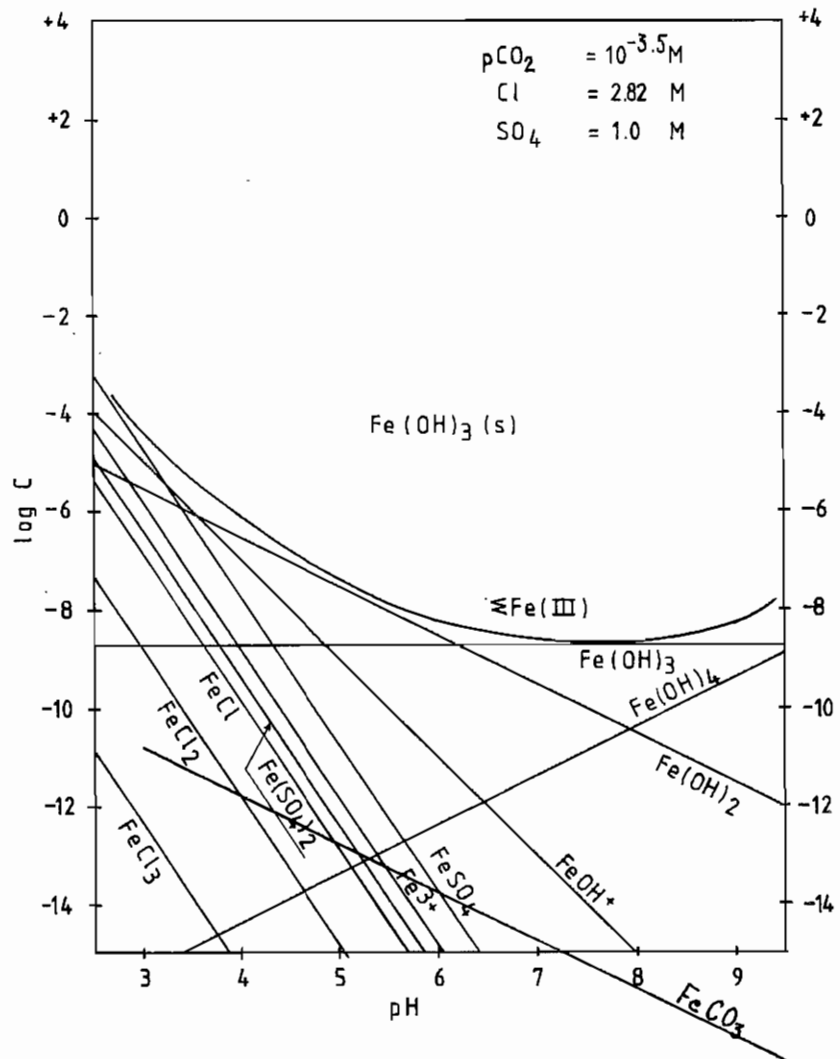


Fig. 33 Lösligheten av olika järnföreningar som funktion av pH. Oxiderade betingelser, allt järn föreligger som Fe^{3+} . $p(\text{CO}_2) = 10^{-3.5} \text{ atm}$.

I det oxiderade systemet är $\text{Fe}(\text{OH})_3$ begränsande för lösligheten och i det reducerade systemet är FeCO_3 begränsande fast fas.

Detta förhållande kan redovisas i ett stabilitetsdiagram, figur 34.

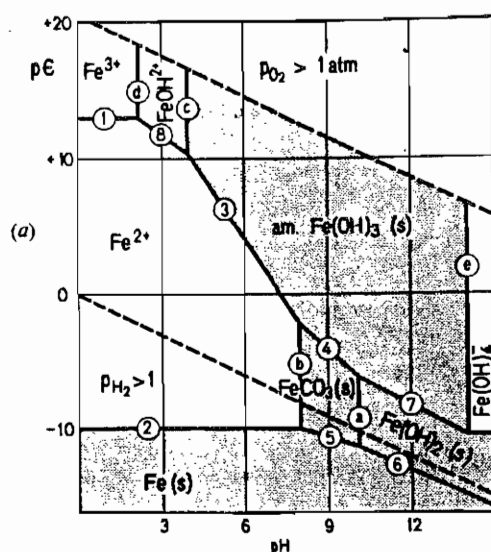
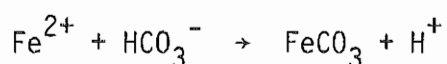
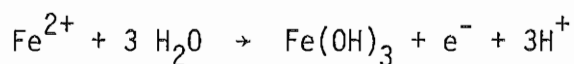


Fig. 34 Stabilitetsdiagram för järn. $(Fe)=10^{-5}M$, $T=25^{\circ}C$ (Stumm & Morgan 1981).

Ekvationerna som beskriver jämvikterna mellan järn (Fe^{2+}) och $Fe(OH)_3$ resp $FeCO_3$ är:



Utfällningar i tekniska system har undersökts av många och består övervägande av järnhydroxid-oxid. Rent $Fe(OH)_3$ har aldrig identifierats och anses ej kunna existera. I stället bör den utfällda formen skrivas som $FeOOH \cdot xH_2O$ (Robinson).

Konventionellt tecknas utfällningsförloppet som ett strikt fysikaliskt-kemiskt förlopp med pH och Eh som huvudsakliga variabler enligt stabilitetsdiagrammet, figur 34. Detta är dock en sanning med modifikationer. Som tidigare nämnts påverkar förekomst av både organiskt material och mikroorganismer starkt både upplösning och utfällning av järn.

Om det rent pH-Eh-beroende förloppet betraktas som utgångsläge kan andra faktorer diskuteras som hämmande respektive katalyserande på processen. Härvid bör hastighetsbegreppet införas.

Oxidation av Fe^{2+} till Fe^{3+} utan närvaro av organiskt material beskrivs av Stumm & Lee (1961) enligt

$$-\frac{d(\text{Fe}^{2+})}{dt} = k (\text{Fe}^{2+}) (\text{OH}^-)^2 p_{\text{O}_2} \quad (1)$$

där

$$k = 8.0 (\pm 2.5) 10^{13} \text{ min}^{-1} \text{ atm}^{-1} \text{ mol}^{-2} \text{ vid } 20^\circ\text{C}.$$

Oxidationshastigheten vid olika pH framgår av figur 35.

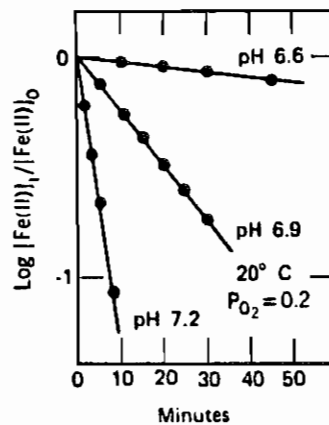


Fig. 35 Oxidationshastighet för Fe^{2+} till Fe^{3+} vid olika pH ($[\text{Fe}^{2+}] \leq 5 \cdot 10^{-4} \text{M}$). (Stumm & Morgan 1981).

Vid låga pH är oxidationshastigheten oberoende av pH ($\text{pH} < 5$), figur 36.

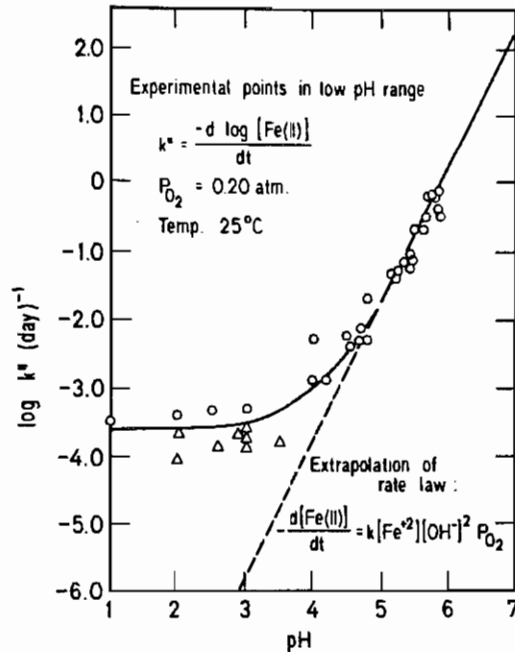


Fig. 36 Oxidationshastighet för Fe^{2+} som funktion av pH. (Stumm & Morgan 1981).

8.2 Hämmande och katalyserande faktorer

Järnets form beror förutom av pH, Eh och oorganiska specier även på förekomst av organiska ämnen, vanligtvis kallade humusämnen.

Lösligheten av Fe^{2+} ökar härvid vid oxiderade betingelser. Jämviktskonstanter saknas entydigt. Däremot har de dynamiska förloppen studerats och flera försöksresultat återfinns i litteraturen.

Theis & Singer (1973) redovisar försök med oxidation av Fe^{2+} vid närvaro av olika organiska ämnen. Som jämförelse anges den teoretiska oxidationshastigheten enligt Stumm & Lee.

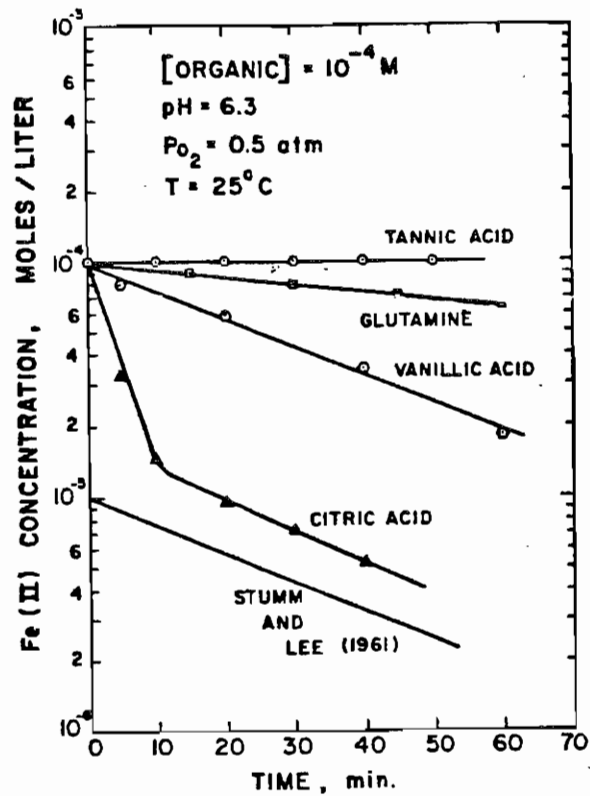


Fig. 37 Organiska syror's inverkan på oxidationshastighet hos järn vid pH=6.3, $p(\text{syre})=0.5$ atm, $T=25^\circ\text{C}$. (Theis & Singer 1974).

Som framgår är tannin mycket effektivt för att hålla järn i lösning. Tannin förekommer framför allt i bark men även i trä och växtmaterial. Man antar att det är gallsyra i tannin som är den verksamma delen.

Reduktion av Fe^{3+} med organiska ämnen gav följande resultat, Theis & Singer (1974), tabell 6.

Tabell 6 Reduktion av Fe^{3+} med olika organiska ämnen.

pH = 6.3. Fe(III) added = $8.0 \times 10^{-4}\text{M}$	
Compound, 10^{-4}M	Quantity of Fe(III) reduced, M
Tannic acid	7.9×10^{-4}
Pyrogallol	6.9×10^{-4}
Gallic acid	3.4×10^{-4}
Syringic acid	2.6×10^{-4}
Resorcinol	5.2×10^{-4}
Citric acid	4.7×10^{-4}
Tartaric acid	1.9×10^{-4}
Vanillic acid	9.0×10^{-7}
Vanillin	7.0×10^{-7}

Även här framgår tannins förmåga att lösa upp järn.

Theis & Singer (1974) har beskrivit jämvikten mellan järn och tannin enligt följande:



Jämviktskonstanten tecknas då

$$K = \frac{(\text{Fe-TA}^+)}{(\text{Fe}^{2+})(\text{TA})}$$

Genom försök har K bestämts till i medeltal 9.5×10^3 . Detta värde skall jämföras med andra angivna värden:

Hem (1973) $K=10^6$, järn-tannatkomplex
(enligt Theis och Singer, 1974)

Schnizer & Skinner (1966) $K=10^{5.8}$, järn-polyfenol från mark-
vätska.

Härvid bör beaktas att naturliga humusämnen är mycket komplexa till sin sammansättning och är svåra att beskriva generellt med t ex jämviktskonstanter.

Som jämförelse kan anges att jämviktskonstanten för systemet järn-järnhydroxid $K=10^{-38}$.

Enligt vad tidigare nämnts kan järn hållas i lösning av organiskt material i en mängd motsvarande ett isoelektriskt tillstånd, varefter en utfällning sker av både järn och det organiska materialet.

Temperaturens inverkan på utfällningsförloppet framgår av figur 38.

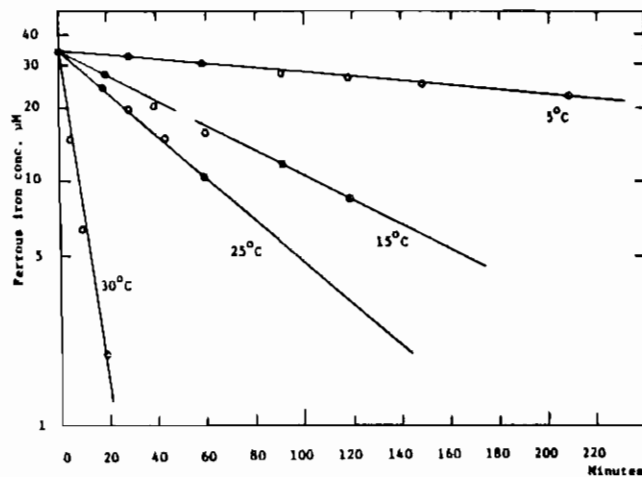


Fig. 38 Temperaturens inverkan på oxidationshastigheten för Fe^{2+} . Jonstyrka $I=0.11\text{M}$, $\text{HCO}_3^- = 9\text{mM}$, $p(\text{syre})=0.2\text{ atm}$, $\text{pH}=6.8$, $\text{Fe}^{2+}=34.7\mu\text{M}$. (Sung & Morgan 1980).

Härav kan tyckas att temperaturen har en stor inverkan på utfällningshastigheten. I figuren har dock inte hänsyn tagits till syrets löslighet samt K_w . När man gör det visar det sig att temperaturens inverkan är inom felmarginalen.

Jonstyrkans (I) betydelse framgår av figur 39, där hastighetskonstanten, k , i ekv (1) har redovisats som funktion av jonstyrkan.

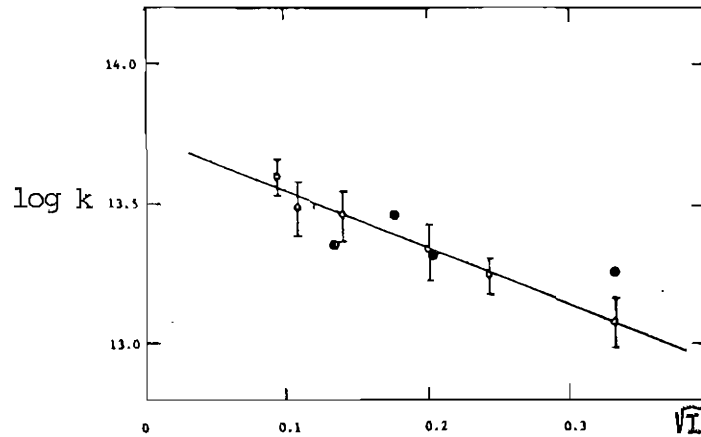


Fig. 39 Jonstyrkans effekt på hastighetskonstanten k (ekv 1). (Sung & Morgan 1980).

Koppar ökar oxidationshastigheten enligt figur 40.

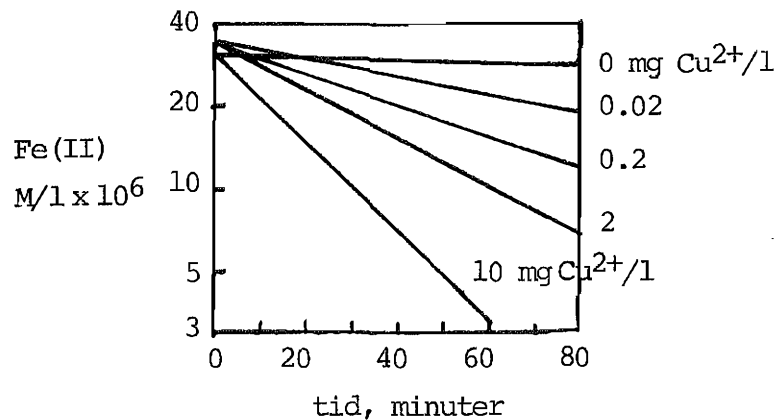


Fig. 40 Koppars effekt på oxidationshastigheten. (Stumm & Lee 1961).

I litteratur som behandlar utfällningar i dräneringar återfinns ofta koppar som ett effektivt ämne att förhindra järnutfällning. Förklaringen till detta skulle vara att koppar är en bakteriecid och därmed hindrar utfällning orsakad av järnbakterier. Se vidare kap. 8.3.

8.3 Mikrobiologiska processer

Oxidation och reduktion av järn är inte något strikt fysikaliskt-kemiskt förlopp. I naturliga system spelar förekomst av bakterier som kan oxidera och reducera järn en betydande roll. Reduktion av järn kan främst utföras av svavelbakterier som primärt gör vattnet surt eller reducerat, vilket gynnar reduktion och upplösning av järn.

Oxidation av järn kan utföras av så kallade järnbakterier som utnyttjar frigjord energi för sin livscykel, tabell 7. (Heterotrof = får sin energi från organiskt material, Autotrof = får energi från CO₂).

Tabell 7 Bakterier som fäller ut eller löser upp järn och mangan. (Silverman & Erlich 1964).

Genus	Metal precipitated	Mode of nutrition
<i>Arthrobacter</i>	Mn	Heterotrophic
<i>Clonothrix</i>	Fe, Mn	Heterotrophic
<i>Clostridium</i> ^b	Fe	Heterotrophic
<i>Crenothrix</i>	Fe, Mn	Heterotrophic
<i>Desulfovibrio</i>	Fe	Heterotrophic
<i>Ferribacterium</i>	Fe, Mn	Heterotrophic
<i>Ferrobacillus</i>	Fe	Autotrophic
<i>Gallionella</i>	Fe	Autotrophic
<i>Leptothrix</i>	Fe, Mn	Heterotrophic, autotrophic
<i>Metallogenium</i>	Mn	Heterotrophic
<i>Micromonospora</i>	Fe	Heterotrophic
<i>Naumaniella</i>	Fe	Heterotrophic
<i>Ochrobium</i>	Fe	Heterotrophic?
<i>Siderobacter</i>	Fe	Heterotrophic
<i>Siderocapsa</i>	Fe	Heterotrophic?
<i>Sideromonas</i>	Fe, Mn	Autotrophic, heterotrophic
<i>Sideronema</i>	Fe, Mn	Heterotrophic
<i>Siderosphaera</i>	Fe	Heterotrophic
<i>Siderophacus</i>	Fe	Heterotrophic
<i>Sphaerotilus</i>	Fe	Heterotrophic
<i>Thiobacillus</i> ^c	Fe	Autotrophic
<i>Toxothrix</i>	Fe	Heterotrophic
Genus	Metal dissolved	Mode of nutrition
<i>Aerobacter</i>	Mn	Heterotrophic
<i>Bacillus</i>	Fe, Mn	Heterotrophic
<i>Escherichia</i>	Mn	Heterotrophic
<i>Thiobacillus</i> ^d	Mn	Autotrophic

^a Compilation based on Alexander (1961); Breed *et al.* (1957); Perkins and Novielli (1962); Skerman (1959); Zavarzin (1961).

^b Only *C. nigrificans*.

^c Only *T. ferrooxidans*.

^d Only *T. thiooxidans*.

Ovan nämnda bakterier finns så gott som överallt i naturen. Och kan vid rätta miljöbetingelser aktivt delta i processerna med synbart resultat som följd.

De bakterier som vanligen träffas på i dräneringssystem och som då fäller ut järn är:

- *Gallionella ferruginea*
- *Leptothrix ochracea*
- *Crenothrix polyspora*

Gallionella bildar spiralformade stjätkar och kan växa både på ytor och fritt i vatten. Den är en gradient-organism och lever i miljöer där det finns järn(II) oorganiska salter, god karbonat-tillgång som låg halt syre. Den föredrar järnhalter kring 5-25 mg/l och pH 6-7.6 samt Eh +200 - +350 mV.

Leptothrix bildar skidor som järnhydroxid fälls ut på. Den trivs i miljöer med låg syrekonzentration, pH 6-7.5, Eh +200 - +400 mV och relativt höga temperaturer +15-25°C. Den kräver även tillgång på organiskt material.

Crenothrix är som *Leptothrix* skidbildande. Den förekommer i vatten rikt på järn samt organiskt material. Bakterien är känd sedan 1870-talet men har ej lyckats att odla på laboratorium varför man känner till litet av dess krav på miljön. Den rapporteras som vanlig i brunnar, vattenreservoarer och dräneringar.

Järnbakteriers livskrav kan jämföras med järnets oxidationsstadier och framgår av nedanstående stabilitetsdiagram, figur 41.

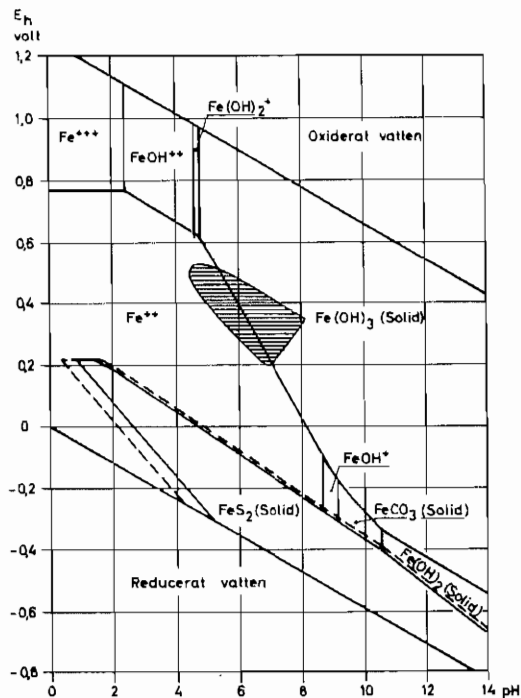


Fig. 41 Diagrammet visar förhållanden mellan järnhydroxider och järnkarbonat vid 25⁰C och 1 atmosfär för olika pH och redoxpotentialer (Eh). Det skuggade området visar inom vilka pH och Eh järnbakterier vanligen påträffas. (Lindblad-Påsse 1986). (Hem 1961).

Utfällning av järn vid närvaro av järnbakterier kräver mindre tillgång på syre än rent kemisk oxidering. Järnbakterier förekommer vanligen i gränsskikt mellan reducerad och oxiderad miljö.

En annan skillnad av betydelse är att mikrobiell utfällning vanligen sker betydligt snabbare än kemisk, speciellt vid låga pH. Singer & Stum (1970) har angett att mikrobiell aktivitet accelererar reaktionen med en faktor 10⁶.

Många har försökt att beskriva skillnaden i reaktionshastighet med järnbakterier närvarande och i sterila prover, men har van-

ligtvis misslyckats på grund av komplexiteten hos olika bakteriers levnadsvillkor. Skillnaden kan studeras genom att sterilfiltrera ett naturligt vatten och jämföra med ett osteriliserat. Beroende på typ av bakterier och vattnets innehåll i övrigt varierar skillnaden från prov till prov, men man kan dock märkbart se skillnaden, framför allt vid låga pH där den kemiska utfällningen går mycket långsamt.

En mer detaljerad beskrivning av järnbakterier ges av Lindblad-Påsse (1986, 1983b).

9. EXPLOATERING - DRÄNERING

9.1 Exploatering

De vanligaste avvattningssystemen i bebyggelse är oftast utförda i syfte att leda bort nedfallande nederbörd från tak och andra hårdgjorda ytor. Den nederbörd som tränger ner i mark leds bort med dräneringar.

Det är viktigt att beakta att dräneringar intill byggnader inte är till för att kontinuerligt sänka grundvattennivån för att förhindra vatteninträngning, då krävs i stället vattentäta konstruktioner.

Svensk Byggnorm SBN80 beskriver väl hur en dränering skall utföras beroende på grundvattenytans läge, se även Andersson et al., 1982.

Om dessa rekommendationer följdes skulle behovet av denna rapport vara mycket liten. Dock är inte problemen med järnutfällningar nämnt i SBN men då många fuktskador uppstår av denna orsak i kombination med högt grundvattenstånd samt bristfälligt utförda kapillärbrytande skikt kunde omfattningen av problemen minska om SBN följdes.

Om SBN80 följts skulle en av de viktigare fakta att ta reda på vid en exploatering vara

- grundvattenytans läge och fluktuation över året.

De flesta geotekniska undersökningar brukar redovisa grundvattenytans läge vid ett tillfälle som om den vore fast där. Här har konsultbranschen ett ansvar att observera och redovisa naturens fluktuationer som är av intresse för varje enskilt projekt.

De flesta skador med fukt förekommer i källarhus. Idag byggs inte så många sådana hus.

Problem med järnutfällningar och fuktskador kan dock förekomma överallt där dräneringen skall hålla undan ett grundvattenflöde.

Vid dränering av markområden allmänt, t ex för jordbruksmark, vägar m m, gäller inte att man kan undvika problemet t ex genom att utföra vattentäta konstruktioner. Här måste en permanent grundvattensänkning utföras med lämpligaste metod t ex:

- dräneringar
- brunnar
- öppna diken

Vid utförande av byggnader kan flera faktorer än grundvattentans läge vara orsak till besvär med fukt t ex:

- Betongen i bottenplattan vibreras ned i det kapillärbrytande skiktet, som då förlorar sin fuktionsfunktion. En tätning mellan plattan och skiktet bör användas vid gjutning t ex en fiberduk eller isolering.
- Källare är ingen konstruktion som lämpar sig att klä med ytskikt som skall vara torra och utseendemässigt i paritet med vanliga bostadsrum. Om så absolut önskas får tätnings- och ventilationsinsatserna utföras därefter.
- Dräneringen kring huset skall läggas lägre än det kapillärbrytande skiktet.
- Det kapillärbrytande skiktet måste vara fritt från finkorniga partiklar som kan ha kapillärsugande egenskaper.

- Befintliga dräneringar, bäckar m m från tidigare markanvändning måste beaktas så att allt vatten i området leds åt önskat håll. Att t ex skära av en befintlig täckdikning kan ge stora problem som är mycket svåra att åtgärda då man helt enkelt inte vet att man har skurit av en gammal vattenväg.

9.2 Teknisk utformning - dränering

Ett dräneringssystem för en byggnad består av

- dräneringsrör
- kringfyllnad - filter
- spolbrunnar
- samlingsbrunn vid utlopp

Dräneringsröret läggs vanligtvis runt byggnaden, utan kompletteringar under byggnaden. I dräneringens höjdpunkt ansluts en spolbrunn. Det kan även vara lämpligt att placera spolbrunnar i hörnen av byggnaden där dräneringen utförs med skarpa vinkeländringar. Dräneringsrör utförs vanligtvis i plast eller tegel och ibland även betong.

Plaströren har hål eller slitsar jämnt fördelade utmed hela sin längd, vilket skapar goda strömningsegenskaper in i röret. För att öka rörets hållfasthet är plaströr ofta korrugerade.

Tegel och plaströr har ingen perforering i väggen för vattnet att tränga in i utan vattnet leds in i röret via skarvarna. Härvid uppstår koncentrerade, stora flöden i skarvarna. För att hålla ihop rören i skarvarna finns perforerade muffar (styrningar) i plast.

Kringfyllnaden kring röret har flera funktioner. För att det naturliga materialet i marken utanför byggnaden ej skall tränga in i rörets slitsar skall kringfyllnaden fungera som ett filter. För att uppfylla detta mål skall filtermaterialets kornstorlek inte vara större än att jorden utanför hålls på plats utan att tränga in i och genom filtret. Samtidigt måste filtret vara så grovkornigt att det ej kan tränga genom slitsarna i röret. Kringfyllnaden fungerar dessutom som dränerande dvs vatten kan transporteras i materialet och fördelas runt röret och till slitsarna eller skarvarna. Om röret ej är mycket tätt slitsat är kringfyllnaden en förutsättning för att dräneringssystemet skall få en god hydraulisk funktion.

Kringfyllnaden är dessutom i kontakt med dränerande och kapillärbrytande material runt hela byggnaden som i sin helhet transporterar vatten mot dräneringsröret.

Härav förstås att dräneringsröret skall vara placerat på lägsta nivå i förhållande till övriga delar i dräneringssystemet.

När man dränerar mycket finkorniga jordar kan det vara svårt att få en bra kringfyllnad i en kornstorlek utan man måste lägga ett tvåskiktsfilter. Det ligger då nära till hands att lägga textilduk i stället för kringfyllnad. När risk för järnutfällning föreligger måste detta avrådas ifrån. En textilduk sätter igen mycket snart om minsta möjlighet för utfällning föreligger.

9.3 Att undvika igensättning av järnutfällning

Vi förutsätter att vi vet

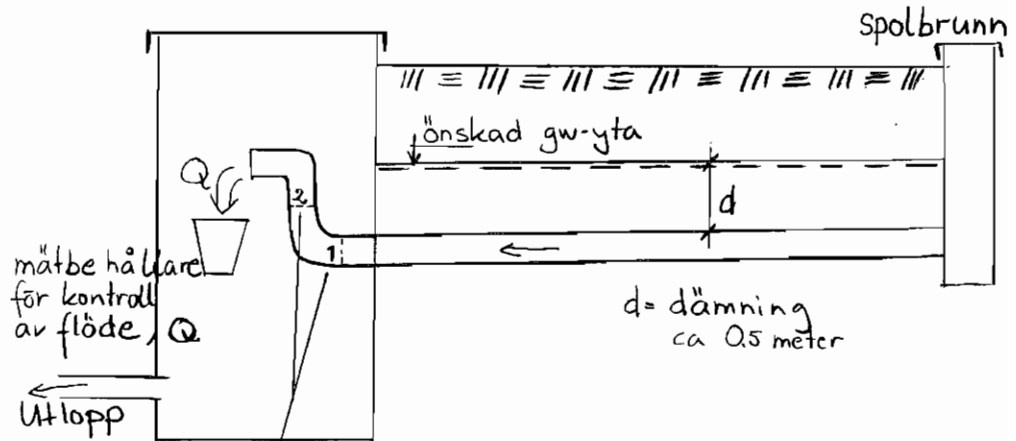
- att det finns risk för järnutfällningar i ett område
- och att vi måste utnyttja området

Inom detta projekt har erfarenheter vunnits som ger följande förslag till att minimera risken för utfällningar:

1. Området bör disponeras så att mindre "våtpartier" dvs utströmningsområden ej utnyttjas och inte heller dräneras. Om en dränering skall passera ett sådant parti bör man utföra rören täta på detta parti. Gamla vattenvägar/täckdikningar måste omhändertas och ingå i avvattningssystemet.
2. Om det är möjligt bör avskärande öppna diken utnyttjas. Orsaken är helt enkelt att de är lätta att hålla under uppsikt och rensa. Dvs de kommer alltid att fungera som dränering.
3. Om dräneringsrör utnyttjas måste dess utformning och utförande vara noggrant avvägt till rådande förhållanden. Dräneringen skall verka så att
 - utfällning av järn undviks
 - dess funktion kan följas under åren
 - den kan rensas

Risk för utfällning av järn minskas om förhållanden skapas som håller järn i lösning t ex:

- reducerade betingelser upprätthålls genom att lägga dräneringsrören dämnda. Rören måste ligga dämnda ständigt varför grundvattennivån på sommaren måste vara känd innan nivån för rör och dämning bestäms. Dämningen bör vara 0.5 meter, figur 42.
- reducerande betingelser samt vattnets förmåga att komplexbinda järn upprätthålls genom att kringfylla dräneringsröret med organiskt material typ sågspån, kutterspån.



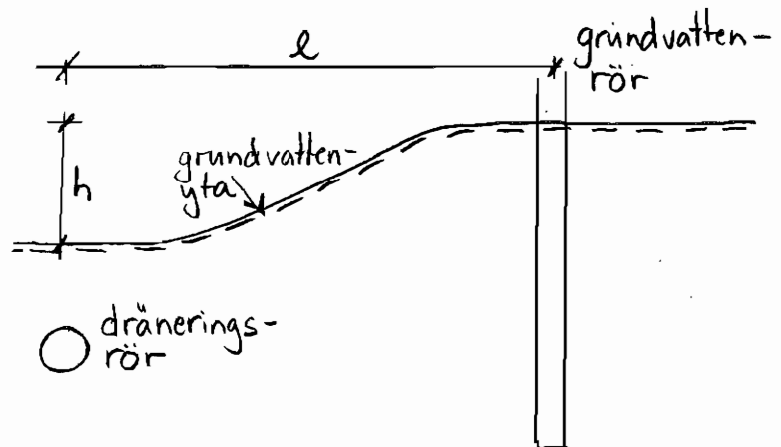
Två rörkrökar som går att vrida.
Genom att vrida krök 1 i sidled så att både 1 och 2 står på samma nivå som dräneringsröret kan självspolning åstadkommas.

Fig. 42 Utförande av dämnd dränering.

Dräneringssystemets funktion bör kunna följas genom att vattennivån i röret/tillhörande brunnar och utanför röret kan observeras. Samtidigt bör flödet från dräneringen kunna mätas. Genom ett sådant system kan det specifika flödet (q_{spec}) registreras, figur 43.

Om q_{spec} sjunker med tiden är det ett tecken på att ledningen sätter igen.

Dräneringen bör vara möjlig att inspekteras t ex genom brunnar som sitter med icke alltför stora avstånd. Brunnarna bör vara av en sådan dimension att man kan gå ned i dem.



Specifikt flöde q (l/s)

Uppmätt flöde Q (l/s)

Grundvattennivåskillnad h , på sträckan l

Grundvattennivåskillnad per längdenhet Δh

$\Delta h = h/l$ (dimensionslös)

$q = Q/\Delta h$ (l/s)

Fig. 43 Mäte av specifikt flöde från en dränering.

Dräneringssystemet blir möjligt att spola om brunnar finns med jämna mellanrum och i krökar o dyl. Om spolningen skall lyckas är det också viktigt att dräneringen anlagts med omsorg dvs

- med bra kringfyllnad så att jordinträngning inte sker
- inga textildukar kring röret som ej låter sig eller materialet utanför att rensas.

Spolning av en dämnd dränering kan utföras som en självrensning genom att minska dämningen momentant genom att vrida på dämningensröret i brunnen, figur 42.

Dräneringen bör också vara lagd så att inga "fickor" bildas på grund av t ex böjar i höjddled. Dräneringsrören bör därför vara styva. Perforeringarna bör dessutom vara så stora som möjligt. Begränsningarna består av främst kringfyllnadens storlek och risk för inträngning av material i röret.

I allmänhet bör dräneringar i högre grad betraktas mer individuellt och dess utformning sättas i relation till omgivande jord och vatten.

Det finns mycket kunskap om grundvattenbrunnar som är giltig även för dräneringar och som därför vore önskvärd att byggnadsbranschen inhämtade.

10. SLUTSATSER

10.1 Problemet

Problem med fuktskador i hus har blivit uttalat under 1970- och 1980-talen. Orsaken kan vara både inre och yttre fuktkällor. Grundvatten som står mot en grundkonstruktion eller som kapillärt sugts upp till konstruktionen är en av de yttre fuktkällorna. I de fall att dräneringen inte har kapacitet att leda bort allt grundvatten ovanför grundkonstruktionens lägsta punkt uppstår en fukttransport till byggnaden. Dräneringen kan antingen vara bristfälligt utförd från början eller få sin kapacitet nedsatt på grund av igensättning.

Igensättning av dräneringar orsakade av järnutfällningar förekommer över hela världen och omskrivs främst inom jordbruket. I Sverige förekommer problemet främst utmed Västkusten, Västgötaslätten, Småland och utmed Norrlandskusten. Igensättning av dränering orsakar problem både inom byggsektorn och jordbrukssektorn genom minskad dräneringsförmåga av grundvatten.

Inom byggsektorn leder höga grundvattennivåer till fuktskador på byggnader och i viss mån till försumpning av exploateringsområden. Inom jordbrukssektorn orsakar det försumpning och minskad avkastningsförmåga hos marken. När stora arealer dräneras kan det järnhaltiga dräneringsvattnet orsaka miljöproblem t ex genom dess syretärande egenskaper och t ex på grund av att fisk kvävs genom att järnutfällningar bildas på gälarna. Rapporterade skador i Sverige inom byggsektorn har uppkommit inom några år efter anläggning, ca 3-5 år beroende på omständigheterna, som t ex grundvattennivå, markens permeabilitet, grundvattensänkningens storlek, järnhalt, typ av dräneringsanläggning (rör + kringfyllnad).

Järnutfällningen kan återfinnas både i dräneringsröret och dess perforeringar/intagsöppningar som i kringfyllnad och kapillär-brytande skikt under byggnader. Utfällningen är i "färskt" till-

stånd vanligtvis finkornig och "lerig" till sin konsistens dvs den tätar mycket effektivt. När utfällningen förekommer i det kapillärbrytande skiktet under byggnaden får utfällningen dessutom effekten att verka som kapillärsugande och ytterligare öka den fukthållande förmågan kring konstruktionen. Den åldrade järnutfällningen hårdnar och bildar en torr skorpa på anläggningen som sitter hårt fast på t ex rörväggar. Den färskas järnutfällningen är svår att rensa bort p g a sin kladdiga och vidhäftande förmåga och den åldrade utfällningen är svår att rensa bort p g a dess hårda, sammanhållna och fastväxande egenskaper.

De byggnader som vanligtvis rapporterar problem/skada är villor utförda med källare, eller grundlagda med platta på mark. Problemet visar sig till en början som en fuktskada med fula fuktfläckar, flagnande färg och tapeter, lossnande mattor och ibland översvämning. I de flesta fall övergår skadebilden till att mögel uppstår som i sin tur orsakar allergier hos de boende.

Ett fuktskadat hus med eller utan mögel sjunker i värde. Möjligheten att åtgärda skadan så att problemet försvinner är mycket kostnadskrävande om man överhuvudtaget vet vad man skall göra.

De kostnader/skador som är förenliga med problemet drabbar flera parter:

- Den enskilda som får både sin ekonomi och hälsa förstörd.
- Samhället som får kostnader inom sjukvården, förlust av medel t ex på grund av lån som inte kan återbetalas, får ge ytterligare lån för att åtgärda skadan, kostnader för skadeståndsprocesser.
- Andra lånegivare som gör förlust p g a fastighetsägarens oförmåga att återbetala lån eller att säkerheten för lånet sjunker.

Att bestämma omfattningen av antalet skadade hus eller kostnaden är svårt framför allt därför att det finns en klar rädsla att erkänna att man har fuktskador därför att huset kan sjunka i värde. Om problemet uppstår i ett område tycks det ofta vara så att i princip varje hus drabbas. De hus som inte drabbas har ofta ett sådant läge i området att grundvattennivån och strömningsförhållandena inte medger något större flöde av grundvatten vid huset.

10.2 Orsaker

Huvudproblemet som skulle studeras inom detta projekt är igen-sättning av dräneringar p g a järnutfällningar. Efter att ha studerat en mångfald av byggnader och dess dräneringssystem är det svårt att låta bli att kommentera även andra orsaker till fuktskador/bristande dräneringar som härrör sig till marken och dess innehåll av vatten.

Orsaken till att järn faller ut i dräneringar är att järnhaltigt grundvatten avbördas via dräneringen. Detta betyder att dräneringen och då vanligen grundkonstruktionen ligger på en nivå som är lägre än högsta grundvattenytan. De i projektet studerade områdena har vanligtvis någon period på året då grundvattenytan ligger i eller strax under markytan. Grundkonstruktionen och dräneringen ligger då ca 1-2 meter under grundvattenytan.

Enligt Svensk Byggnorm SBN 80 skall källare och golv på mark alltid utföras som vattentäta om de ligger under högsta förekommande grundvattenyta.

Jordarten på de studerade områdena är vanligtvis sand/silt med d_{16} strax under eller över 0.074 mm. För sand $d_{16} > 0.074$ mm påpekar SBN 80 att "dränering normalt inte är möjlig".

Slutsatsen av de dräneringsutföranden som studerats inom projektet är att oberoende av om grundvattnet innehåller höga järn-

halter eller inte är risken för fuktskador stor då konstruktionerna ej är vattentäta och dräneringarna ej orkar avböra allt grundvatten.

För att bebygga områden med hög grundvattenyta måste man bygga vattentätt och sänka grundvattennivån allmänt i området så att högsta förekommande grundvattenyta förändras till en lägre nivå.

Det förekommer också andra orsaker till att fukt tillåts komma åt känsliga byggnadsdelar och orsaka skada. Följande fel förekommer bl a:

- Dräneringen läggs i nivå med bottenplattan, inte under grundplattan som är det rätta.
- Betongen i bottenplattan vibreras ned i det kapillärbrytande skiktet, som då förlorar sin funktion. Tätning mellan bottenplatta och kapillärbrytande skikt krävs.
- Det kapillärbrytande skiktet innehåller finkornigt material som är kapillärsugande.
- Fukt tillåts transporteras till ytor som har behandlats för att uppfylla krav motsvarande bostadsutrymmen. Om tätning och ventilationsinsatser utförts i den omfattning som varje enskild situation kräver skulle många problem ej uppstå. Om källare förblivit obehandlade förrådsutrymmen gäller detsamma.

Utfällning av järn i dräneringar beror på att dräneringen är en anläggning som ligger i den luftade delen av marken där syre finns. Järn som är löst i vatten befinner sig löst så länge miljön inte är syrerik eller oxiderad. När miljön blir syresatt oxideras löst järn (Fe^{2+}) till utfällt järn (Fe^{3+}), som normalt bildar föreningen järnhydroxid, FeOH_3 , som är svårlöst, rödbrun till färgen och kladdig/lerig till sin konsistens.

För att finna metoder till hur problemet skall undvikas krävs detaljerade kunskaper om

- hur järn upplöses och hålls löst i grundvatten

samt

- under vilka betingelser järn faller ut och bildar avlagringar.

Järn förekommer som en mycket vanlig beståndsdel i jordskorpan. När nederbörden perkolerar genom markskiktet löses organiskt material från förnan och järn/aluminium från mineralkornen. I den för Sverige normala jordprofilen podsol faller merparten av järnet ut tillsammans med aluminium och organiskt material. Den del av jordprofilen som utfällningen sker i kallas anrikningszon. Under denna zon finns det ursprungliga jordmaterialet. Järnhalten i grundvattnet är här relativt låg.

I de områden som dräneringsproblem uppstått har grundvattnet både en hög järnhalt (ca 10-20 mg/l är normalt) och en hög TOC-halt (ca 20-30 mg/l). Organiskt material kan hålla järn i lösning både genom att bilda komplex samt genom att hålla vattnet reducerat dvs syrefritt.

Man skulle av observerade fakta kunna koppla ihop att kraftigt järnhaltiga vatten återfinns i områden där grundvattnet också innehåller höga halter organiskt material samt där grundvattenytan vanligtvis är hög, kanske därför att normal podsolisering förhindras tidvis.

Även om problemet är stort i områden där markmineralen är mycket järnhaltiga så är inte detta ett krav för att järnhalten skall vara hög. I t ex Skanör kan inte några extremt järnhaltiga mineral återfinnas men ändå är järnhalten i princip lika hög i Skanör som i Ardala där järnhaltiga mineral finns i stora mängder.

De mineral som är mycket järnhaltiga är pyrit, pyrrotit, malmer, biotit och amfiboler.

Järnhaltiga mineral återfinns i jordmånen dit det transporterats av främst is och vatten. Så återfinns t ex pyrithaltigt alunskiffer söder om Billingen i Ardala som är isens riktning under avsmältning. Havet har sedan svallat och sorterat jordkornen så att skikt med mycket pyrithaltig sand återfinns i skikt över leran i Ardala. Både Billingen, Kinnekulle och skiffrarna i Östergötland innehåller höga järnhalter.

Järnsulfider bildas i stillastående vatten där syrehalten är låg, pyrit är en form av järnsulfid. Intressant med t ex pyrit är att den är stabil under syrefria förhållanden men löslig och instabil under syrerika förhållanden. Om marken innehåller pyrit och en exploatering med sänkt grundvattenyta riskerar man att frigöra stora mängder järn som inte tidigare lösts upp av grundvattnet.

Organiskt material återfinns nästan överallt men på vissa ställen är halterna större t ex där torv och andra organiska jordar finns.

Grundvattenytans läge flukturerar över året. För att mäta den högsta nivån måste vanligtvis flera mätningar utföras under t ex ett år. Man kan också relatera egna kortare mätningar med t ex SGU's grundvattenarkiv eller teoretiskt beräkna trolig fluktuation.

Järns förmåga att hållas i löst form beror främst på:

- pH (lågt pH, hög löslighet)
- hur reducerad miljön är, redoxpotentialen (låg redoxpotential, hög löslighet)
- förekomst av organiska ämnen (hög halt organiska ämnen, hög löslighet)
- förekomst av sk järnbakterier (järnbakterier minskar lösligheten)

Järnhydroxid, FeOH_3 , är den förening som har lägst löslighet i en oxiderad miljö och som således kommer att fällas ut. Utfällningen är lös och kletig när den är ung. Med tiden mineraliseras den och hårdnar. Dess kemiska sammansättning ändras med tiden i takt med dess åldring.

10.3 Lösningar på problemet

För att undvika efterföljande problem med järnutfällningar i dräneringar kan flera olika steg vidtagas.

Först och främst måste man bedöma om förutsättningarna är sådana att problemet kan uppstå. Är grundvattenytan tillräckligt hög och innehåller grundvattnet järn och organiskt material? Således måste högsta grundvattenytan bestämmas. Ett vattenprov analyseras på åtminstone Fe och TOC, helst bör en fullständig fysikalisk/kemisk analys utföras. En luftning och filtrering kan säga om det är enkelt att fälla järnet.

Om förutsättningar finns att järn kan falla ut bör byggnaden grundläggas vattentätt och området bör dräneras i stort t ex i grönområden, gator och gång/cykelvägar.

En dränering som skall utformas för att vara i funktion länge i ett sådant här område bör utformas så att

- Utfällning undviks
- Dräneringarnas funktion kan följas
- Dräneringen kan rensas

Utfällning undviks genom att hålla miljön kring dräneringen reducerad dvs syrefri. Det är även bra att hålla halten organiska ämnen på en hög nivå. pH bör vara lågt. Dessa betingelser kan skapas genom att dräneringen hålls helt under vatten, dvs dämt. Härvid skapas främst en syrefri miljö. Dämningen skall vara väl tilltagen så att ingen risk finns för att redoxpotentialen blir för hög.

Sedan gammalt tillämpas att kringfylla dräneringsröret med sågspån, träslanor o dyl. Denna åtgärd verkar genom att det organiska materialet förstärker de reducerande betingelserna samt att det bildar komplex med järnet.

Vid stora problem verkar det som om inte alla typer av organiska kringfyllnader räcker till under så lång tid som en dränering skall vara i funktion, den bör förmodligen kombineras med en viss dämning.

Genom att följa dräneringen under dess levnadstid kan man snabbt se och åtgärda symptom på igensättning. En dränering följs genom att mäta grundvattennivå över dräneringen och jämföra denna med "naturliga" grundvattennivån i området. Denna gradient/nivåskillnad sätts sedan i relation till det vattenflöde som avbördas från dräneringen. Om flödet avtar under en period där gradienten är konstant förlorar dräneringen i kapacitet t ex på grund av igensättning. Enkelt är också att t ex se om grundvattenytan hålls på den nivå man utfört dräneringen för.

Om dräneringen sätter igen bör den rensas. Rensning kan ske på mekanisk eller kemisk väg.

Mekanisk rensning sker med vattenslang/munstycke som med tryck rensar sig igenom dräneringen. Härvid kan man främst få loss material i röret och närmast slitsarna. Om röret och kringfyllnaden passar dåligt med den naturliga jorden kan inträngning av naturligt jordmaterial ske in i dräneringen. Man bör därför vara försiktig med vattentrycket under rensningen. För att kunna rensa effektivt bör man också tvärtom vara noga med utformningen av dräneringen med kringfyllnad. Textildukar i stället för ett väldimensionerat grusfilter underlättar inte rensningen.

Kemisk rensning utförs genom att tillföra kemikalier in i röret så att det tränger ut även i slitsar och kringfyllnad. Man kan även tillföra kemikalierna över röret genom att föra ned rörspetsar till en lämplig nivå och tillföra kemikalier via spets-

sarna. Kemisk rensning utförs med starka syror och är inget för lekmän att hantera. Effekten är också ofta begränsad om man inte börjar på ett mycket tidigt stadium och utför det om igen med jämna intervall.

De dräneringskonstruktioner som låter sig bäst rensas är öppna diken. Generellt kan man säga att det är svårt att rensa en igensatt dränering, man bör i första hand se till att undvika att igensättning sker eller att den konstruktion som dräneringen skall skydda utförs så att den tål fukt.

11. REFERENSER

- Andersson A-C, Bodén K, Marklund J. Husdräneringar - igensättningsproblem på grund av järnutfällningar. Byggeforskningsrådet. Rapport R145:1982.
- Andersson A-C, Andersson O, Gustavsson G. Brunnar. Undersökning - dimensionering - borrning - drift. Rapport R42:1984. Statens råd för byggnadsforskning. Stockholm 1984.
- Arrhenius O. Den kemiska denudationen i Sverige. Socher, Handlingar I, band 8, häfte 11 (147-166). 1954.
- Garrels R M, & Christ C L. Solutions, Minerals and Equilibria. Freeman, Cooper & Company. San Fransisco 1965.
- Gillberg G. Till distribution and ice movements. Geologiska föreningens förhandlingar GFF 86. 1964.
- Grable A R. Soil aeration and plant growth. Adv. Agron. 18 (57-106). 1966.
- Grip H, Rodhe A. Vattnets väg från regn till bäck. Forskningsrådets Förlagstjänst, Karlshamn 1985.
- Krumbein & Garrels. Journal Geol. 60, 26. 1952.
- Lindblad-Påsse A. Järnbakterier. Chalmers tekniska högskola, Geologiska institutionen. Publ. B216. Göteborg 1983.
- Lindblad-Påsse A. Järnbakterier. Litteraturstudie. Chalmers tekniska högskola, Geologiska institutionen. Publ. B216. Göteborg 1983b.
- Lindblad-Påsse A. Järnutfällningsproblem i grundvatten och värmesystem. Rapport 109:1986. Statens råd för byggnadsforskning. Stockholm 1986.

- Lundegårdh P H, Lundqvist J, Lindström M. Berg och jord i Sverige. Gebers förlag AB. Stockholm 1964.
- Lundqvist G. Sjösediment och deras bildningsmiljö. Sveriges Geologiska Undersökning. Ser. C nr.446. 1942.
- Marshall T J & Holmes J W. Soil Physics. Cambridge University Press. Cambridge 1979.
- Naturvårdsverket. Metaller i skogsmark - deposition och omsättning. Meddelande SNV PM 1692. 1982.
- Petersen L. Podzols and podzolization. Den kunglige veterinär- och lantbohöjskole. DSR forlag. Köpenhamn 1976.
- Robinson B R., Demirel A M & Baumann E R. Identity and Character of Iron Precipitates. Journal of the Environ. Eng. Div. ASCE vol. 107 NoEE6 (1211-1227). Dec. 1981.
- Schnizer M & Skinner. SIM *ibid.* 102, 361. 1966.
- Silverman M P & Ehrlich H L. Microbial Formation and Degradation of Minerals. Advances in Appl. Microbial, 6, (153-206) 1964.
- Singer P C & Stumm W. Acidic Mine Drainage: The Rate Determining Step. Science Vol.167 (1121-1123). Febr. 1970.
- Stumm W & Lee G F. Oxygenation of Ferrous Iron. Industrial and Engineering Chemistry. Vol. 53 No.2 (143-146) Febr. 1961.
- Stumm W & Morgan J J. Aquatic Chemistry 2nd Ed. John Wiley & Sons. 1981.
- Sung W & Morgan J J. Kinetics and Product of Ferrous Iron Oxygenation in Aqueous Systems. Environ. Sci. & Tech. Vol. 14 No 5 (561-568) 1980.

Theis T, Singer P C. Complexation of Iron(II) by Organic Matter and its Effect on Iron(II) Oxygenation. Environmental Science & Technology, Vol. 8, No. 6. 1974.

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