



**CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA**  
**GEOHYDROLOGISKA FORSKNINGSGRUPPEN**

**Geologi**  
**Geoteknik med grundläggning**  
**Vattenbyggnad**  
**Vattenförsörjnings- och avloppsteknik**

ISSN 0347 - 8165

---

# **Försurningens inverkan på grundvatten kring konstruktioner i Göteborg**

**Kerstin Lekander**

**Licentiatuppsats**



CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA  
GEOHYDROLOGISKA FORSKNINGSGRUPPEN

Geologi  
Geoteknik med grundläggning  
Vattenbyggnad  
Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

ISSN 0347 - 8165

---

# Försurningens inverkan på grundvatten kring konstruktioner i Göteborg

Kerstin Lekander

**Licentiatuppsats**

Adress : Geohydrologiska forskningsgruppen  
Chalmers tekniska högskola  
412 96 Göteborg  
Tel. 031/72 21 67



## EFFECTS OF ACIDIFICATION ON GROUNDWATER AROUND CONSTRUCTIONS IN GÖTEBORG

Kerstin Lekander, Department of Geology, Chalmers University of Technology  
and University of Göteborg, S-412 96 Göteborg, Sweden

### ABSTRACT

In a research programme from the Swedish Council for Building Research (BFR), named "Effects of acidification on constructions in soil and water", research in urban environment is pointed out as important in the future.

In urban areas, structures are frequently placed within soil. In-situ soils are usually replaced by fill materials which can consist of, i.e. the original soil, macadam, blast stone or construction waste.

Not much research has been conducted in urban soils. However, the high economic value of underground constructions enhances the need of research in urban soils. To the complex urban soils, the impact of air pollutants can be added. Traffic and energy plants are often concentrated to urban areas. Acid species in precipitation can be expected to be high in urban environments. If, and in that case in what way the acidification impacts constructions in soil, was the question that initiated this study.

A field study in central Göteborg started during spring 1989. Samples from groundwater observation tubes, located in fill materials were analyzed each month during one year. The observation tubes were all placed at a maximum depth of about 3 meters. The study focused on analyses of pH, alkalinity, hardness, conductivity, sulphate and nitrate.

The results from the urban field study in Göteborg was compared with three different groundwater investigations from southwestern Sweden. The differences were significant. Median values from the urban field study were considerably higher than the rural median values. Especially the values of alkalinity, but also hardness and conductivity, were many times higher.

The urban groundwater was, during the field study well buffered. The water had a neutral pH-value and a high alkalinity. Only the high conductivity can therefore be suspected to contribute to a high corrosion rate.

After a high amount of precipitation in the beginning of 1990, the chemical characteristics of the groundwater changed. The alkalinity and the pH-value decreased considerably and nitrate and sulphate increased. Weathering from strong acids was also found. These changes probably made the groundwater more corrosive. Corrosion index calculated in this study supports this assumptions.

Acid deposition probably contributed to the changes in the chemical characteristics of the urban groundwater. Other factors, i.e. changes in microbiological activity, could also have contributed to the results.

It should be noted that this initial study was made during a year with extreme meteorological conditions. The hypothesis proposed by this study will be further developed within the BFR research programme.

Keywords: Acid deposition, acidification, urban, rural, soil, constructions, groundwater, pH, alkalinity, sulphate, nitrate, hardness, conductivity.



## FÖRORD

I juli 1988 övertog BFR från SNV ansvaret för forskning om försurningens inverkan på konstruktioner i mark och vatten. I samband med detta gavs ett FoU-program ut, i vilket man konstaterade att den urbana markmiljön där de flesta konstruktioner finns, är relativt okänd och att forskning inom detta område är betydelsefull.

Hösten 1988 startade därför detta forskningsprojekt vid Geologiska institutionen, CTH/GU, med BFR som finansiär (proj nr 880811-5). Projektet lades upp som en jämförande studie mellan "urbana" grundvattenanalyser från en planerad fältstudie i Göteborg och "rurala", redan befintliga grundvattenanalyser.

I början av 1989 sattes observationsrören till fältstudien och en del provanalyser utfördes. Första riktiga provtagningen skedde i maj 1989. Därefter analyserades grundvattnet en gång i månaden under ett år.

Denna studie har varit av initierande karaktär inom ett nytt forskningsområde. Den har för mig som doktorand varit mycket lärorik och jag hoppas att även andra skall tycka att den lett till spännande resultat.

Som handledare har Gunnar Gustafson varit ett stort stöd, speciellt med tanke på den breda inriktning som studien har haft. I början av studien medverkade även Gilbert Svensson som handledare med sin stora erfarenhet från urban forskning. Jag vill även rikta ett stort tack till Göran Svensson som hela tiden gett mig stöd och kommit med goda råd.

Det omfattande analysarbetet har utförts vid institutionen för Va-teknik. Ett stort tack till Evy Axén, Gabriella Kaffehr, Gittan Horkeby och alla andra som varit involverade i projektets arbete och problem.

Göteborgs Va-verk och Gatukontoret har bidragit till studien med material och med goda råd, genom Olle Ljunggren resp. Ove Bramstång.

Lars-Ove Lång, kollega vid institutionen, har medverkat genom att ta fram grundvattenanalyser från sydvästsvenska brunnar. Vi har även samarbetat genom att skriva en artikel och han har därmed satt sig in i mitt arbete och gett mig goda råd.

Vid min institution har många ställt upp med hjälp. Ett särskilt tack till Chester Svensson som har fungerat som "Fadder", till Brita Svedin och Lena Karlsson som hjälpt mig med analyser samt till Marie Henriksson som har hjälpt mig med den slutliga utformningen av rapporten.

Till sist tack till alla doktorander och lärare i doktorandkurser för givande diskussioner!

Göteborg i februari 1991

  
Kerstin Lekander

## INNEHÅLL

	ABSTRACT	i
	FÖRORD	ii
	INNEHÅLLSFÖRTECKNING	iii
	SAMMANFATTNING	v
1	INTRODUKTION	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	1
1.3	Avgränsningar	2
1.4	Litteraturgenomgång	2
1.4.1	Deposition	3
1.4.2	Markprocesser	5
1.4.3	Material i marken	7
1.4.4	Mark- och grundvattenkvalitet	9
1.4.5	Korrosion på konstruktioner	14
1.5	Fältstudiens uppläggning	19
1.5.1	Allmänt om fältstudien	19
1.5.2	Geologiska förhållanden	20
1.5.3	Provtagningsmetodik	23
2	METOD	26
2.1	Vattenanalyser	26
2.1.1	pH-värde	26
2.1.2	Alkalinitet	26
2.1.3	Sulfat	26
2.1.4	Nitrat	27
2.1.5	Konduktivitet	27
2.1.6	Totalhårdhet	27
2.1.7	Övriga vattenanalyser	27
2.2	Jordanalyser	28
2.3	Miljöbeskrivningar	28
2.4	Försurningskriterier	29
2.5	Korrosionsindex	29
2.6	Jämförelser med andra grundvatten	30
3	RESULTAT FRÅN FÄLTSTUDIEN I GÖTEBORG	31
3.1	Vattenanalyser	33
3.1.1	pH-värde	33
3.1.2	Alkalinitet	35
3.1.3	Sulfat	36
3.1.4	Nitrat	38
3.1.5	Konduktivitet	39
3.1.6	Totalhårdhet	41
3.1.7	Övriga vattenanalyser	42
3.2	Jordanalyser	42
3.3	Miljöbeskrivningar	44
3.4	Försurningskriterier	44
3.5	Korrosionsindex	45
3.6	Fel	46

4	JÄMFÖRELSE MED BRUNNSINVENTERING I SYDVÄSTRA SVERIGE	50
4.1	Beskrivning av datamängden	50
4.2	Jämförelse med fältstudiens analysresultat	51
5	JÄMFÖRELSE MED ANALYSER FRÅN SGU:S GRUNDEVATTENNÄT	53
5.1	Beskrivning av datamängden	53
5.2	Jämförelse med fältstudiens analysresultat	54
6	JÄMFÖRELSE MED ANALYSER FRÅN GÖTEBORGS KOMMUN	56
6.1	Beskrivning av datamängden	56
6.2	Jämförelse med fältstudiens analysresultat	57
7	DISKUSSION	58
7.1	Allmän beskrivning av grundvatten från fyllnadsmaterial i Göteborg m.a.p. försurning och korrosion	58
7.2	Nederbördens inverkan på det urbana grundvattnets kemiska sammansättning och korrosiva egenskaper	59
7.3	Inverkan av observerade hydrogeologiska faktorer samt miljön kring observationsröret	61
8	SLUTSATSER	64
9	NYA FRÅGESTÄLLNINGAR	65
	REFERENSER	66

BILAGA 1: Referenslista från litteraturstudien "Urban påverkan på vattnets sammansättning kring konstruktioner i mark - Litteraturstudie med exemplifiering från Göteborg" (Opubl. delrapport, Geologiska inst., CTH/GU, Göteborg 1989).

BILAGA 2: Beskrivning av fältstudiens 12 observationsrör, analyser och miljöbeskrivningar.

## SAMMANFATTNING

En mycket stor del markförlagda konstruktioner är placerade i tätortsmiljö. Det finns därför anledning att misstänka att en stor del av markkonstruktioner är omgivna av urbant påverkade miljöer. Den urbana, mycket komplexa markmiljön har tyvärr ej undersökts i någon större omfattning, ej heller systematiserats på något sätt. En ökad förståelse för markkonstruktioners yttre miljö är därför värdefull, speciellt med tanke på det stora ekonomiska värde konstruktionerna utgör.

Till den komplexa urbana miljön kan adderas miljöpåverkan från luftföroreningar. Speciellt är utsläpp från trafik och energianläggningar ofta koncentrerade till tätorter. De försurande ämnena kan därmed förväntas ha höga koncentrationer i nederbörd kring tätorter. Om, och i så fall på vilket sätt, försurningen inverkar på konstruktioner i urban markmiljö, är därför en intressant fråga som var utgångspunkten för denna studie.

Våren 1989 startade en fältstudie med syfte att samla in grundvattenanalyser från fyllnadsmaterial i Göteborg. Observationsrör placerades i urbant påverkad mark, till ett djup av maximalt cirka 3 meter. Samtliga observationsrör placerades i områden där den ursprungliga jordarten var ersatt med någon typ av fyllnadsmaterial. Grundvattenanalyser utfördes varje månad under ett års tid. Speciellt studerades sex analyser: pH, alkalinitet, sulfat, nitrat, hårdhet och konduktivitet.

Analysresultaten från den urbana fältstudien jämfördes därefter med grundvattenanalyser från tre oberoende sydvästsvenska undersökningar. Vid jämförelsen kunde förvånansvärt stora skillnader påvisas. Medianvärden av analyser från den urbana fältstudien är avsevärt högre än medianvärden från de tre rurala analysmängderna. Speciellt gäller detta för vattnets alkalinitet men även för konduktivitet och hårdhet.

Det urbana grundvattnet kan under större delen av denna fältperiod betraktas som mycket välbuffrat. Vattnet har hög alkalinitet och ett neutralt pH. Under sådana förhållanden torde endast grundvattnets höga konduktivitet medverka till hög korrosionshastighet för de flesta konstruktionsmaterial.

I samband med riklig nederbörd under fältperioden förändrades det urbana grundvattnets kemiska egenskaper. Alkalinitet och pH sjönk kraftigt. Även andra kemiska förändringar uppmättes, bl.a. ökade nitrat- och sulfatkoncentrationen i det urbana grundvattnet. I samband med nederbörden kunde även starksyravitttring konstateras istället för svagsyravitttring.

De förändringar som skedde i samband med nederbörden under den urbana fältperioden torde ha inneburit att grundvattnet fick en betydligt mer korrosiv karaktär. De korrosionsindex som beräknades i denna studie stöder dessa antaganden.

Förändringar av grundvattnets jämvikter torde orsakas av en ökad deposition av försurande ämnen. Andra faktorer, som t.ex. förändrad mikrobiell aktivitet, kan även medverka till förändringar i vattnets kemiska sammansättning.

Studien ingår i Byggforskningsrådets FoU-program "Försurningens inverkan på konstruktioner i mark och vatten". De hypoteser som denna inledande studie fört fram kommer att bearbetas vidare inom forskningsprogrammets ram.

## 1 INTRODUCTION

### 1.1 Bakgrund

I ett forskningsprogram, utarbetat av BFR:s programgrupp för försurningskorrosion (BFR, 1989), betonas värdet av forskning i urban markmiljö. Metallkonstruktioner placerade i mark har ett ungefärligt värde av 160 miljarder kronor (1984 års kostnadsnivå). Utöver dessa finns en stor mängd konstruktioner av andra material som t.ex. betong och plast. Av alla undermarkskonstruktioner uppskattas cirka 80 procent vara placerade i tätorter. En ökad förståelse för markmiljöns inverkan på konstruktionernas livslängd, såväl för nya men även för redan befintliga, är i detta perspektiv betydelsefull.

Inom BFR:s forskningsområde "Försurningens inverkan på konstruktioner i mark och vatten", startade hösten 1988 bl.a. projektet "Försurningens effekter på konstruktioner i urban markmiljö", vid Geologiska institutionen, CTH. Som ett första steg planerades en jämförande undersökning av grundvatten i urban respektive rural miljö. Studien kallades därför "Påverkas ytligt grundvatten i urbana lagerföljder av försurningen? - En jämförande studie".

Studien är baserad på en fältstudie som har pågått under ett år. Grundvatten från observationsrör placerade i urbana, störda lagerföljder från en nivå motsvarande en vanlig konstruktionsnivå, har insamlats och analyserats varje månad. Studien är fokuserad kring sex analyser (pH, nitrat, sulfat, konduktivitet, alkalinitet och totalhårdhet). Utöver dessa har ett 10-tal analyser utförts på varje vattenprov.

Denna rapport innehåller resultat från fältstudien i Göteborg. Resultaten jämförs med vattenkemiska analyser från andra grundvatten för att åskådliggöra det urbana grundvattnets specifika egenskaper. Därefter redovisas tidsvariationer hos fältstudiens analyser. Slutligen diskuteras några teorier kring erhållna resultat.

### 1.2 Syfte

Fältstudiens syfte var att undersöka om grundvatten i markmiljöer där konstruktioner ofta placeras, påverkas av försurning.

Den urbana markmiljön är komplex och tämligen outforskad, vilket betyder att en mängd både kända och okända faktorer kan inverka på fältstudiens resultat. Därför planerades som en första studie av försurningens inverkan på grundvattnets kemiska sammansättning i urbana lagerföljder, en översiktlig studie där fältstudiens resultat relateras till tidigare fältstudier i rurala miljöer. Utifrån resultatet från den inledande fältstudien kan de hypoteser som framkommit bearbetas vidare efter prioriterad ordning.

### 1.3 Avgränsningar

Fältstudien omfattar endast urbana miljöer där den ursprungliga jordarten är borttagen och uppblandad eller ersatt helt med fyllnadsmaterial.

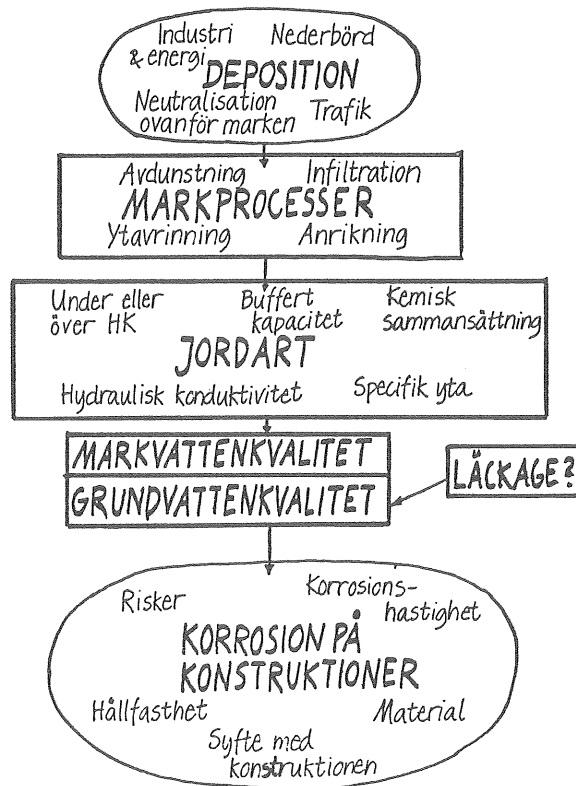
Många markkonstruktioner är placerade på frostfritt djup och därmed sattes rören så grunt som grundvattennivån tillät, dvs 2-3 meter.

Endast de analyser som kan beskriva försurningspåverkan och korrosionsrisk har jämförts med andra grundvattenanalyser. Övriga analyser har använts som "kontrollanalyser" och redovisas endast i bilaga 2 till denna rapport.

### 1.4 Litteraturgenomgång

En grundlig litteraturgenomgång genomfördes innan fältstudiens start (Pettersson, 1989). De referenser som användes i den inledande litteraturstudien finns i bilaga 1. Litteraturgenomgången var tänkt att underlätta metodvalet för fältstudien. Under projektets gång har sedan ytterligare och framförallt nyare litteratur studerats. Någon tidigare undersökning som berör försurningsanalyser av grundvatten från fyllnadsmaterial eller från urban miljö har emellertid ej erhållits, varken genom datasökning eller genom litteraturstudier. Endast enstaka analyser, tagna med olika syfte, finns spridda hos kommuner och konsultfirmor. Då ingen relevant referens fanns, genomfördes istället en bredare genomgång av litteratur för angränsande forskningsområden. Litteratur studerades systematiskt efter en hypotetisk kausalmodell. Modellen ger en översikt över den mängd urbana faktorer som kan anses påverka mark- och grundvattnets kemiska sammansättning. I figur 1 redovisas modellen över tänkbara faktorer.

I följande kapitel redovisas en sammanfattning av litteratur som studerats under rubriker som följer modellen i figur 1. Endast de referenser som kan anses relevanta för denna studies resultat har refererats i rapporten.



*Figur 1. Hypotetisk modell över hur försurningen teoretiskt kan inverka på den kemiska sammansättningen hos urbant grundvatten kring konstruktioner samt vad detta kan få för effekter på konstruktionerna.*

#### 1.4.1 Deposition

Depositionen av försurande ämnen utgörs främst av svavel- och kväveoxider. I urban miljö kommer svaveldioxidutsläppen huvudsakligen från industri och uppvärmning. Kväveoxider i tätorter kommer framför allt från trafik men även från andra förbränningsprocesser. En del av kvävedepositionen består av ammoniak som kommer från stallgödsel. Ammoniak anses utgöra ungefär hälften av det totala kväveutsläppet i Sverige. Även andra föroreningar än de direkt försurande kan förväntas vara stora i tätorter, t.ex. kolmonoxid, kolväten och stoft.

Av de totala syrautsläppen i Sverige är det, räknat i syraekvivalenter, svaveldioxid som står för den största andelen. År 1995 beräknas dock utsläppen av kväveoxider svara för lika mycket syrautsläpp som svaveldioxider (SNV, 1987).

Utsläpp av svavel har sedan 70-talet minskat i Sverige. Främst beror detta på krav på minskade svavelutsläpp samt energisystemets utveckling. Det är troligtvis inte svavelföroreningar som utgör det främsta hotet mot den urbana miljön i framtiden. Ökade reningskrav och det faktum att svaveldioxid ofta sprids från



uppvärmningsanläggningar med höga skorstenar gör att deponeringen sker över ett stort område. Kväveoxider däremot släpps ut av trafiken på gatunivå och har inte lika stor möjlighet att spridas.

Utsläpp av kväveoxider beräknas enligt transportrådets prognoser (SNV, 1987) minska något i framtiden. Biltrafiken förväntas visserligen öka men i gengäld antages avgasreningen bli bättre. Framförallt förväntas trafikintensiteten öka i storstadsregionerna. I dessa regioner inverkar kraven på införande av avgasrening på hur stor minskningen kommer att bli. Tung trafik och flygtrafik har idag inte samma reningskrav som personbilar. Nya krav kommer dock att införas för lastbilar 1992 och för dieselfordon 1993 (SNV, 1990).

Inom URBAN-projektet vid Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning har man mätt luftkvaliteten i en mängd svenska kommuner sedan 1986 (IVL, 1989). Under vinterhalvåret 88/89 genomfördes mätningar i 54 kommuner. Resultaten från de urbana mätningarna har jämförts mot bakgrundsmätningar som består av långdistanstransporterade luftföroreningar. Därmed kunde bakgrundsbelastningens bidrag till de olika föroreningarna beräknas. Man fann att, för de flesta tätorter, cirka 50-60 procent av svaveldioxidhalterna bestod av bakgrundsbelastning. För kvävedioxid däremot kom en betydligt större del från tätorten. Maximalt utgjorde 30 procent av uppmätta halter bakgrundsbelastning i södra Sverige. I norra Sverige var ofta mindre än 10 procent bakgrundsbelastning. Ändå var halterna vinterhalvåret 88/89 avsevärt högre jämfört med tidigare år p.g.a. flera episoder med höga halter långdistanstransporterad kvävedioxid. Länsstyrelsen i Göteborg och Bohus län uppskattar att minst 75 procent av de luftföroreningar en göteborgsbo andas in kommer från trafiken (Länsstyrelsen, Miljövårdsenheten, 1989).

Depositionen av de förorenade ämnena brukar indelas i våtdeposition och torrdeposition. Våtdepositionen i en tätort kan beräknas från uppmätta halter i luften och i nederbördsmängden (Monitor, 1986). Storleken på torrdeposition i tätortsmiljö är däremot svår att uppskatta. I rural miljö kan totaldepositionens storlek uppskattats genom s.k. stamavrinning- och/eller krondroppsmätningar. Totaldepositionen varierar kraftigt mellan olika vegetationstyper eller miljöslag. Årstiden har även stor betydelse för depositionens storlek. Till exempel inträffar den största depositionen på vegetationsytor under våren. På en sjöyta däremot, är depositionen störst under hösten (Grennfelt, 1983). I urban miljö finns det skäl att misstänka att den totala mängden deposition är högre än rural deposition. I en tätort finns t.ex. flera utsläppskällor på ett betydligt kortare avstånd än i rural miljö. Vidare finns det i tätortsmiljö mindre vegetation av färre arter, jämfört med rural miljö.

Vid dagvattenstudier har man funnit att ur föroreningssynpunkt infiltration av dagvatten från takytor och bostadsområden kan särskiljas från industriområden och hårt belastade trafikleder (t.ex. Hård et al., 1979). Flertalet studier om förorenat vatten från urbana avrinningsytor har genomförts efter detta (exv. Malm

kvist, 1983, Svensson, 1987). Vidare har avrinningsvatten från olika konstruktionsytor jämförts (exv. Förster, 1990).

#### 1.4.2 Markprocesser

Grundvattenbildningen i tätort antages ske i vegetationsområden, d.v.s. gräsmattor, planteringar och parker. En liten del av den totala infiltrationen kan förväntas ske även i områden som kan antas vara impermeabla. Infiltrationen kan variera kraftigt, både i tid och rum. Enligt Hogland och Niemczynowicz (1980), kan den huvudsakliga grundvattenbildningen i tätort ske periodvis under året. Vid infiltrationen kan en kraftig ökning av föroreningskoncentrationen förväntas när torrdeponerade ämnen tillförs infiltrationsvattnet.

När nederbördsvattnet perkolerar genom markzonen påverkas det av en rad kemiska reaktioner. Oftast finns vid markytan ett skikt med döda växtrester, humuslagret. Här frigörs humusämnen vid nedbrytning av växterna. Humusämnen är ofta svagt sura, vilket medför att materialet i marken angrips och vittrar sönder. Till en början är det karbonatmineral som neutraliserar syror genom vittringsprocesser. Om försurningen överskrider vittringshastigheten hos karbonatmineral, aktiveras även andra buffertsystem (tabell 1). Som slutprodukt av många vittringsprocesser bildas alkalinitet.

*Tabell 1. Dominerande buffertsystem i jord vid olika pH-värden (Nilgård & Popovic, 1984).*

---

pH 6,2 - 8,6 (neutralt)	Karbonatbuffringsområde
$\text{CaCO}_3 + 2 \text{H}^+ \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 + \text{Ca}^{2+}$	
pH 5,0 - 6,2 (svagt surt)	Silikatbuffringsområde
$(\text{Me-SiO}_4)_n + 2n \text{H}^+ \rightarrow (\text{SiO}_2)_n + n \text{H}_2\text{O} + \text{Me}^{2+}$	
pH 4,2 - 5,0 (måttligt surt)	Katjonbyte
$\text{Kolloid-Me} + \text{H}^+ \rightarrow \text{Kolloid-H} + \text{Me}^+$	
pH 3,0 - 4,2 (starkt surt)	Aluminiumbuffringsområde
$\text{Al}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+ \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O}$	
pH < 3,0 (extremt surt)	Järnbuffringsområde
$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O}$	

Alkalinitet produceras även då organiskt material oxideras. De ämnen som agerar oxidationsmedel är härvid bl.a.  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{MnO}_2$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  och  $\text{SO}_4^{2-}$  (Freeze & Cherry, 1979). Några reaktioner som sker i syrefri miljö redovisas i tabell 2.

*Tabell 2. Redoxberoende reaktioner (Freeze & Cherry, 1979).*

Process	Ekvation*
Denitrifikation <sup>1</sup>	$\text{CH}_2\text{O} + 4/5 \text{NO}_3^- = 2/3 \text{N}_2(\text{g}) + \text{HCO}_3^- + 1/5 \text{H}^+ + 2/3 \text{H}_2\text{O}$ (1)
Mangan(IV) reduktion	$\text{CH}_2\text{O} + 2 \text{MnO}_2(\text{s}) + 3 \text{H}^+ = 2\text{Mn}^{2+} + \text{HCO}_3^- + 2 \text{H}_2\text{O}$ (2)
Järn(III) reduktion	$\text{CH}_2\text{O} + 4 \text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 7 \text{H}^+ = 4 \text{Fe}^{2+} + \text{HCO}_3^- + 10 \text{H}_2\text{O}$ (3)
Sulfat reduktion <sup>2</sup>	$\text{CH}_2\text{O} + 1/2 \text{SO}_4^{2-} = 1/2 \text{HS}^- + \text{HCO}_3^- + 1/2 \text{H}^+$ (4)
Metan fermentation	$\text{CH}_2\text{O} + 1/2 \text{H}_2\text{O} = 1/2 \text{CH}_4 + 1/2 \text{HCO}_3^- + 1/2 \text{H}^+$ (5)

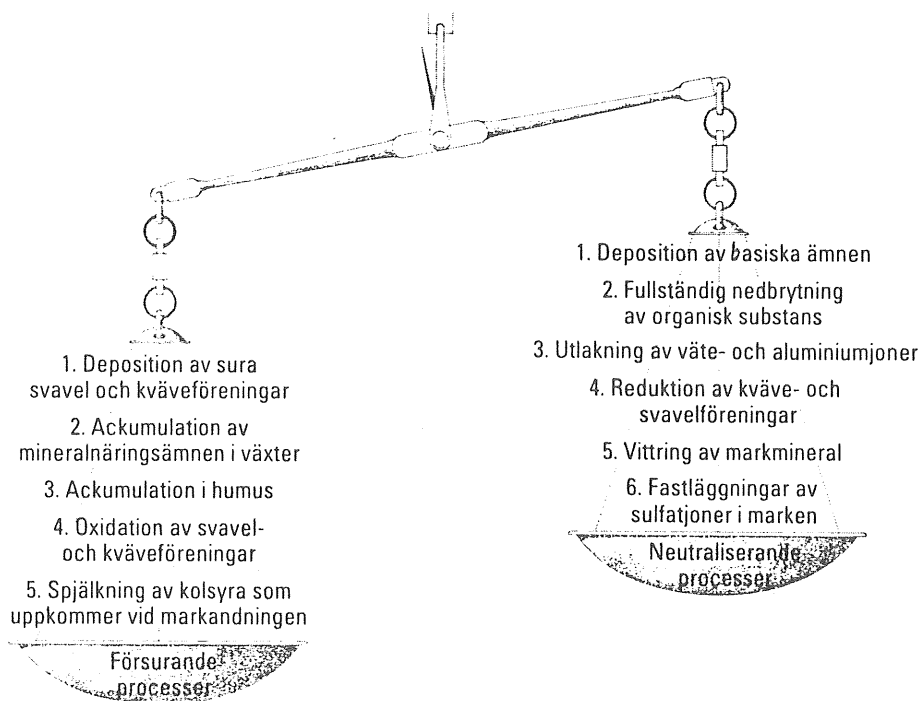
\* (g) gas eller upplöst form, (s) fast form

<sup>1</sup>  $\text{CH}_2\text{O}$  representerar organiskt material; andra organiska komponenter kan även oxideras

<sup>2</sup>  $\text{H}_2\text{S}$  är upplöst i vattnet:  $\text{HS}^- + \text{H}^+ = \text{H}_2\text{S}$ .  $\text{H}_2\text{S}$  är dominerande vid  $\text{pH} < 7$ .

Marken är därmed i de översta marklagren naturligt försurad och urlakad på framförallt metalljoner. Den naturligt försurade markzonen neutraliseras vanligen några decimeter ner i marken. Vid en antropogen försurning blir marken ytterligare belastad av andra typer av syror. Urlakningsskiktet växer därmed snabbare i en antropogent försurad jord. Med den sura depositionen följer anjoner som t.ex. sulfat och nitrat. Dessa kan i sin tur leda till förändringar i markzonen som kan inverka på grundvattnets kemiska sammansättning. I Sverige har man genom 30 - 60 års tidsserier kunnat konstatera att markens surhetsgrad har ökat upp mot 10 gånger. Jorden är inte längre försurad bara i markens översta delar, utan har påverkats av försurning ner till mer än en meters djup (SNV, 1987).

För att försurningen inte skall öka, måste försurande processer och neutraliserande processer i marken vara lika stora. En sammanfattande figur av markens försurande respektive neutraliserande processer finns i figur 2.



Figur 2. Försurande och neutraliserande processer i marken (SNV, 1990).

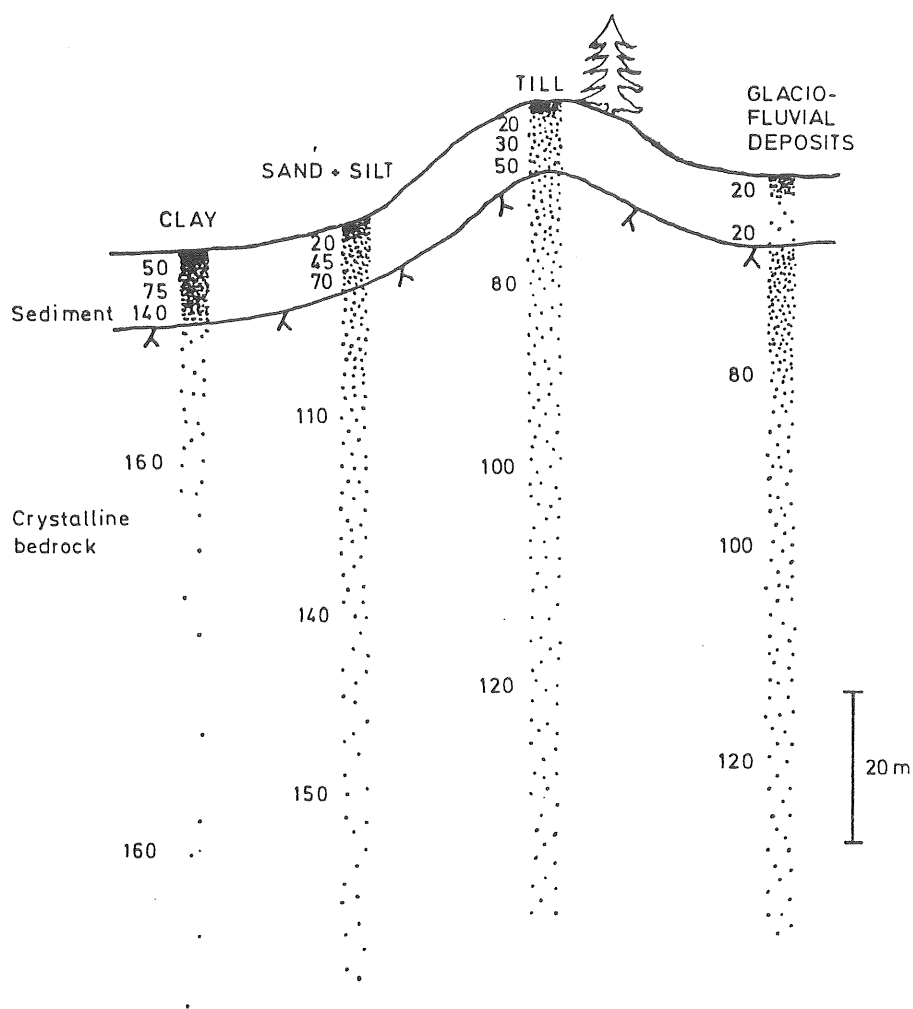
I markzonen kan även kemiska föreningar ackumuleras. Koncentrationen av dessa joner ökar därmed i det perkolerande vattnet. Så har man t.ex. uppmärksammat förhöjda koncentrationer av nitrat (Brink, 1981), och sulfat (Hultberg & Johansson, 1981), i grundvatten efter torrperioder. Detta beror på att svavelföreningar från organiskt material men även kväveföreningar oxideras när grundvattnet sjunker. Vid nederbörd vaskas de sedan ner till grundvattnet vilket kan leda till att pH-värdet sjunker.

#### 1.4.3 Material i marken

Markens fysikaliska egenskaper inverkar på hur snabbt en markförsurning kan gå. Till exempel är markens produktionshastighet av alkalinitet genom vittringsprocesser beroende av kornstorleken. Hastigheten per enhetsvolym jord- eller bergmaterial är enligt Eriksson (1986) proportionell mot mineralens specifika yta och beror även på jordens mineralogiska sammansättning.

Den hydrauliska konduktiviteten varierar med kornstorleken hos jordarten. Om en snabb vattentransport sker genom materialet kommer en neutralisering av vattnet att gå mycket långsamt. Ett grovkornigt, svårvittrat material med lågt organiskt innehåll har därför sämre buffertkapacitet.

Olika jordarters inverkan på grundvattnets alkalinitet kan schematiskt beskrivas enligt figur 3. Figuren är baserad på medianvärden för ett stort antal analyser i sydvästra Sverige (Lång, 1989).



*Figur 3. En schematisk beskrivning av alkalinitet i sydvästsvenska akviferer. Värdena anger medianvärden (mg/l) för grundvattenanalyser (Lång, 1989).*

En metod att undersöka försurningsgraden i marken är att analysera jordens basmättnadsgrad (Nömmik, 1974). Vid sur deposition ersätter vätejoner markens mest lättlösliga katjoner, s.k. baskatjoner. Basmättnadsgraden beskriver hur stor andel av markens baskatjoner som är utbytta och är därmed ett mått på hur långt försurningen av marken har gått.

I urban miljö är de ursprungliga jordarterna kring markkonstruktionerna ofta borttagna och till stor del ersatta med fyllnadsmaterial. Enligt nuvarande normer (Mark AMA 83) skall till fyllnadsmaterial kring konstruktioner övervägande grovkorningt material användas. I många fall finns det krav på maximala halter av finmaterial och organiskt material. Vid sättningsrisk prioriteras svårvittrat material.

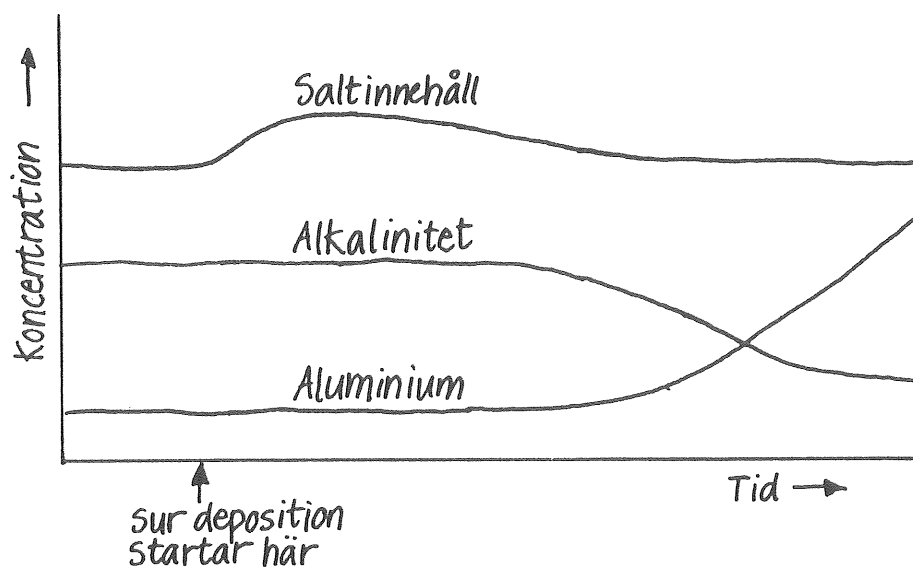
#### 1.4.4 Mark- och grundvattenkvalitet

Vid försurningsundersökningar är en vanlig metod att studera tidsserier av pH-analyser. Det kan vara svårt att utvärdera tidsserier av grundvattenanalyser eftersom de varierar både i tid och i rum. Årliga variationer är tydliga, speciellt i grunda akviferer. Dessutom kan kemiska förändringar vara en följd av klimatvariationer och därmed sträcka sig över flera år. Ofta genomförs trendanalyser på tidsserier av pH-analyser för att konstatera om grundvattnet är försurningspåverkat.

Allt eftersom forskningen inom området framskridit har kunskapen om markens och grundvattnets reaktion på deposition av försurande ämnen ökat. Försurning har visat sig vara ett svårdefinierat begrepp och inverkan av försurning kan spåras i många olika analyser både i jord och i vatten.

Reuss och Johnson (1986) menar att termen försurning innebär en mängd komplexa processer när den tillämpas på marksystemet och kan inte bli kvantitativt beskriven med ett enda index. Däremot är det lämpligt, menar författarna, att beskriva försurning med hjälp av två faktorer; kapacitet och intensitet. Kapacitet beskriver lagringen av protoner och trevärda aluminiumjoner eller lagringen av baskatjoner i jonbytarkomplexen eller i vittringsbenägna mineral. Intensitetsfaktorn beskriver koncentrationen av i detta fall  $H^+$  och hur den varierar med tiden, dvs lösningens pH.

Den första indikationen på att grundvattnets kemiska sammansättning har förändrats till följd av sur deposition är enligt Eriksson (1986) i regel en ökad salthalt i vattnet. Syrans protoner ersätter de baskatjoner som finns i det översta skiktet av marken. Sulfatjonerna och baskatjonerna fortsätter ner i marken med det perkolerande vattnet. Efter hand mättas översta jordlagret med sur nederbörd varvid salthalten minskar igen. Samtidigt kommer syran att fortsätta reagera med bikarbonatjoner och alkaliniteten i grundvattnet minskar därmed. När alkaliniteten minskar, sjunker även pH-värdet och därmed finns risk för att aluminiumjoner löses ut. Schematiskt kan detta beskrivas enligt figur 4.



Figur 4. Förväntade förändringar av saltinnehåll, alkalinitet och aluminiumkoncentration i utströmningsvatten från en bassäng som är angripen av sur deposition (Eriksson, 1986).

Vid SNV (von Brömssen, 1989) har man fyra utgångspunkter vid bedömning av försurningspåverkan på grundvattnet.

- 1) Antagandet om att kvoten totalhårdhet/alkalinitet speglar om ett grundvattenprovs hårdhet och alkalinitet beror på naturlig koldioxidpåverkan eller är påverkat av antropogen deposition av starka syror (från svavel och kväve).
- 2) Antagandet att ökande sulfathalter i grundvatten i geologiska miljöer utan marina karbonatmineral, speglar ökad sur deposition av luftburet svavel.
- 3) Antagandet att mer långsiktliga förändringar av alkalinitet, hårdhet, sulfat och pH speglar antropogen påverkan, och att 10 - 15 långa tidsserier är tillräckligt långa, för att inte effekter av enstaka eller flera år med extrema nederbördsförhållanden skall feltolkas som antropogen försurningspåverkan.
- 4) Antagandet att i en mängd av tidsserier kommer alltid att finnas en delmängd utan tidstrend p g a störande bakgrundsfaktorer, som att olika grundvattenakviferer har mycket olika omsättningstid och därmed reagerar olika fort på en störning av sur deposition. De trender som erhålls speglar därför först de mest försurningskänsliga akvifererna.

De Vries & Breeuwsma (1987) har beskrivit  $H^+$ -cykeln i marken som betydligt mer komplex än andra elementcykler. Tabell 3 visar de processer som medverkar vid  $H^+$ -reaktioner i marken.

*Tabell 3. Processer som medverkar vid  $H^+$ -reaktioner i marken (De Vries & Breeuwsma, 1987).*

$H^+$ källor	$H^+$ förbrukning
upptagning av katjoner	upptagning av anjoner
mineralisering av anjoner	mineralisering av katjoner
oxiderande reaktioner	reducerande reaktioner
dissociation av svaga syror ( $CO_2$ , organiska syror)	association av svaga syror ( $CO_2$ , organiska syror)
vittring, desorption av anjoner	vittring, desorption av katjoner
utfällning, adsorption av katjoner	utfällning, adsorption av anjoner

Vid en brunnsinventering i sydvästra Sverige (Jonasson et al., 1985), kunde man med statistisk signifikans (95%) fastlägga att pH var beroende av följande faktorer:

Jordart	lägre värden för brunnar i grovkorniga jordarter (isälvs-material, morän, sand) än för brunnar i lera och mosand
Markanvändning	lägre pH-värden för brunnar i skogsmark än för brunnar i öppen mark
Årsnederbörd	lägre pH-värden vid högre nederbörd (och därmed hög våtdeposition)
Brunnsdjup	lägre pH-värden vid mindre brunnsdjup
Djup till grundvattennivå	lägre pH-värden vid litet djup
Marklutning	lägre pH-värden för brunnar belägna i sluttningar än på flack mark
Höjdläge	lägre pH-värden för brunnar belägna på högre nivåer



Dessa faktorer visade sig vara signifikanta, oberoende av vilken jordart brunnen var belägen i. Författarna reserverar sig för eventuell samverkan mellan de olika faktorerna. Som exempel nämns att grävda brunnar i lera oftast påträffas i öppen mark med liten marklutning samt på låg nivå över havet.

Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera sura ämnen. I naturliga vatten är det huvudsakligen vätekarbonatjoner ( $\text{HCO}_3^-$ ) som neutraliserar syror. Vätekarbonatjonen binder en vätejon och kan därefter splittras upp i koldioxid och vatten. Processen är beroende av framförallt pH, men även av koldioxidens partialtryck i vattnet. Processen innebär att alkaliniteten sjunker vid ökad försurning. På samma sätt som för pH, studeras därmed trender hos tidsserier av alkalinitetsanalyser i försurningsstudier.

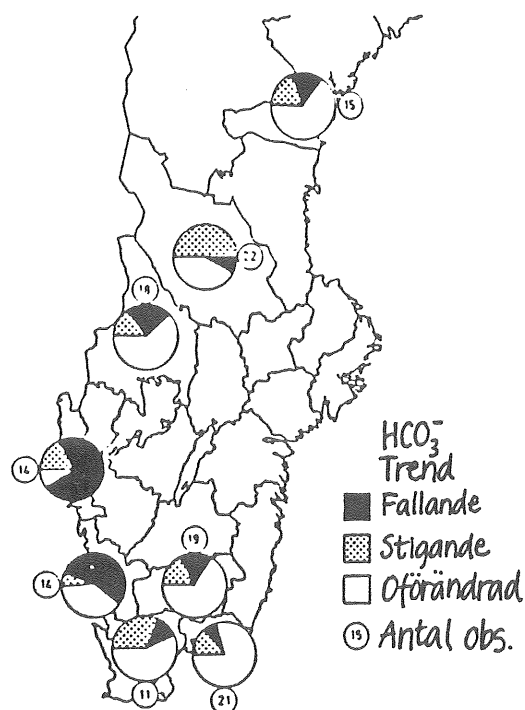
Vid trendstudier av tidsserier för alkalinitetsanalyser har man i några studier funnit sjunkande trender hos enstaka observationsställen. I en studie av tidstrender hos brunnsanalyser från 60- och 70-talen (Jacks et al., 1984), har man bl.a. funnit sjunkande trender i några regioner där berggrunden består av svårvittrade mineral. Brunnarna var placerade i grus och i sand. I samma studier har man även funnit att alkaliniteten ökat där berggrunden består av mer lättvittrade mineral.

En liknande studie har genomförts på SGU:s och PMK:s grundvattennät. Nätet består av ca 180 källor och observationsrör i både jord och berg utspridda över hela Sverige. De äldsta tidsserierna börjar 1968. Kemiska analyser har utförts 1 - 8 gånger om året (Andersson & Stokes, 1988). I dessa tidsserier fanns ingen sjunkande trend för alkalinitet. Däremot fanns i 7 fall av 38 en ökande trend.

På samma sätt har man funnit både ökande och minskande trender av alkalinitet i undersökningar i Västsverige. Brunnsanalyser från P, R, O, N och S län hade en trend till ökande värden. Torsby kommun däremot hade en sjunkande trend (Jonasson et al., 1985 och Jonasson et al., 1987).

Vid statistisk bearbetning av tidsserier för alkalinitet från kommunala grundvattentäkter erhöles ökande trender för Västkusten, i övrigt fanns fler observationer av minskande trender än ökande, se figur 5 (von Brömssen, 1989).

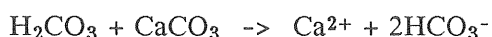
Figur 5. Cirkeldiagram för tidstrender i kommunala grundvattentäkter i jord fördelade efter länsstillhörighet. Tidsserierna omfattar 10 - 40 år, från 1960, 1970 och några serier från 1950 (von Brömssen, 1989).



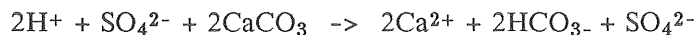
I ovannämnda brunnsinventering (Jonasson et al., 1985), undersöktes även faktorer som inverkar på alkaliniteten. Alkaliniteten ökar logaritmiskt med ökat pH, vilket innebär att generellt sett gäller samma faktorer för låga alkalinitetsvärden som för låga pH-värden.

Ökad totalhårdhet, dvs koncentrationen av kalcium- och magnesiumjoner i vatten, kan vara ännu ett tecken på försurningspåverkat grundvatten. Hydrogenjonerna i den sura depositionen byter plats med de mest lättörliga katjonerna, nämligen Ca<sup>2+</sup> och Mg<sup>2+</sup>. Dessa transporteras vidare i marken och hamnar till sist i grundvattnet.

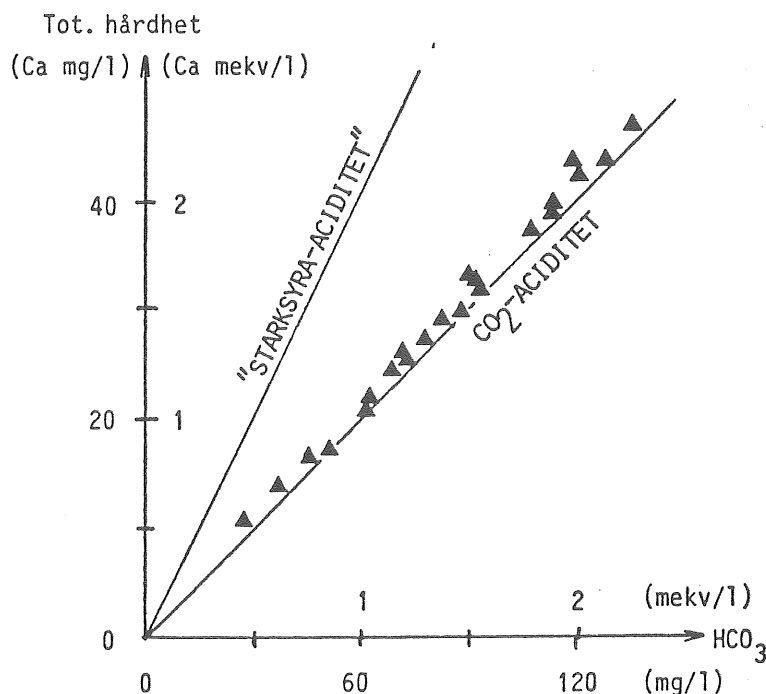
Ännu en försurningsprocess kan bidra till ökad totalhårdhet i grundvatten. Vid normal vittring förbrukas kolsyra enligt formeln



Vid ökad sur deposition tillförs marken starkare syror, t.ex. svavelsyra. Vitt-ringsreaktionen blir då annorlunda:



Dubbla ekvivalenta mängden kalcium bildas vid starksyravittring. Detta kan åskådliggöras i ett diagram där totalhårdhet avsätts mot alkalinitet (Jacks & Knutsson, 1981). I diagrammet avgör förhållandet mellan totalhårdhet och alkalinitet om grundvattnet är starksyrapåverkat eller ej (figur 6).



Figur 6. Relationen hårdhet/alkalinitet vid svagsyravittring (1:1) och vid starksyra-  
 ravittring (2:1) i prov på aggressiv kolsyra (Jacks & Knutsson, 1981).

Sulfatkoncentrationen ökar vid en försurning som en direkt följd av deposition av svavelföreningar. En ökning av sulfatkoncentrationen kan emellertid ha andra orsaker. Sulfat är ett näringsämne och tas upp av organiska föreningar. Vid nedbrytning av organiskt material bildas reducerande svavelföreningar med hjälp av bakterier. Dessa kan återigen oxideras och bilda sulfatjoner samt vätejoner. Därmed kan sulfatkoncentrationen i grundvattnet öka (och även vätejonkoncentrationen), om oxidationsgraden ökar.

Kväve är ett viktigt näringsämne för växter. De kväveoxider som deponeras på marken tas upp av vegetation. Kvävetts cykel är komplicerad men generellt sett tas det deponerade kvävet upp av växter. Om däremot kvävetillgångarna är så stora att växterna ej förmår att ta upp mer, kan både deponerat ammonium eller nitrat lämna systemet i form av nitrat (Reuss & Johnson, 1986). Detta sker ibland i samband med nederbördsperioder.

#### 1.4.5 Korrosion på konstruktioner

Den sammanlagda volymen av markförlagda konstruktioner i Sverige är mycket stor. Som exempel kan nämnas att den sammanlagda längden av vatten- och avloppsledningar i Sverige är 14 000 mil. En stor del av det totala antalet konstruktioner i mark kan antas finnas i tätorter (BFR, 1989). Vidare kan de flesta av undermarkskonstruktionerna antas vara kringfyllda av fyllnadsmaterial. Om man åter tar ledningar som ett exempel på undermarkskonstruktioner, grävs en led-

ningsgrav där konstruktionen placeras. Ledningsgraven återfylls därefter med någon typ av fyllnadsmaterial, valt efter erfarenheter och anvisningar. Vissa konstruktioner som t. ex. pålar, kan tryckas ner i den ursprungliga jordarten och förändrar därmed inte jordens ursprungliga struktur och materialsammansättning i samma grad som vid grävning och återfyllning.

Vid försurning ökar vätejon-, sulfat- och eventuellt nitratkoncentration i grundvattnet, vilket även ökar vattnets ledningsförmåga. För de flesta konstruktioner medför en pH-sänkning ökad korrosionshastighet. Med tanke på konstruktionernas stora ekonomiska värde, kan en liten ökning av försurningsbetingad korrosion leda till enorma ekonomiska konsekvenser. Ökade korrosionsskador med konsekvenser på infrastruktur och hållfasthet skulle även kunna bli en följd av en ökad markförsurning. Levlin (1978), genomförde en undersökning av korrosionsskador i några olika försurningsbelastade svenska kommuner. Genom denna undersökning tänktes en grov uppskattning av försurningsbetingad korrosion erhållas. Resultaten visade emellertid att det var svårt att uppskatta försurningens inverkan på korrosionsskadefrekvensen. Andra faktorer som t.ex. jordart var dominerande.

Normalt brukar korrosion i jord indelas efter olika orsaker (Vinka, 1988):

- Korrosion orsakad av aggressiv jord
- Mikrobiell korrosion
- Korrosion orsakad av luftningsceller
- Bimetallkorrosion (galvanisk korrosion)
- Läckströmskorrosion

Om en jord är aggressiv avgörs av faktorer som syretillförsel, resistivitet, vattenhalt, pH-värde och aciditet, kloridhalt, svavelinnehåll och karbonatinnehåll.

De konstruktionsmaterial vars korrosionshastighet är beroende av pH är främst kolstål, gjutjärn, zink, koppar, bly aluminium och betong. Sulfatkänsliga material är främst betong men även koppar och zink. För bly torde korrosion orsakad av kväveförsurning vara mest skadlig (Sederholm & Vinka, 1989).

Höga sulfatkoncentrationer kan bidra till korrosionsskador både direkt och indirekt. Dels kan höga sulfatkoncentrationer medföra att betongens aluminatföreningar reagerar med sulfatjoner under bildning av starkt svällande föreningar. Skador på betong uppstår vid sulfatkoncentrationer enligt tabell 4.

*Tabell 4. Uppskattning av graden kemiskt angrepp på betong av vatten och jord innehållande aggressiva ämnen (Cembureau, 1978).*

	Angreppsgrad				
	Ingen	Svag	Måttlig	Stark	Mycket stark
<b>Vatten</b>					
pH	> 6,5	6,5-5,5	5,5-4,5	4,5-4,0	< 4,0
Aggressiv CO <sub>2</sub> , mg CO <sub>2</sub> /l	< 15	15-30	30-60	60-100	> 100
Ammonium, mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l	< 15	15-30	30-60	60-100	> 100
Magnesium, mg Mg <sup>2+</sup> /l	< 100	100-300	300-1500	1500-3000	>3000
Sulfat, mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l	< 200	200-600	600-3000	3000-6000	>6000
<b>Jord</b>					
Surhet enligt Baumann-Gully	< 20	> 20	-	-	-
Sulfat, mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /kg lufttorkad jord	<2000	2000-6000	6000-12000	>12000	-

Sulfatkoncentrationer i svenska grundvatten är sällan så höga att de leder till angrepp. Däremot kan anrikning av sulfat förekomma i samband med avdunstning eller vid industri- och avloppsvatten (Fagerlund, 1987).

Sulfat i grundvatten och jord kan även orsaka mikrobiell korrosion. Det finns olika typer av sulfatbakterier som kan orsaka korrosion. De sulfatreducerande är aktiva endast i syrefri miljö men kan leva vid lokalt syrefria ställen även om omgivande miljö är luftad. I miljöer där det finns syre kan de förekomma i vilotillstånd. De har iakttagits vid temperaturer från 0°C till 80°C, men de tycks trivas bäst i temperaturintervallet 25 - 35°C. Vidare är de mest aktiva i miljöer som har lägre redoxpotential än vad enbart syrefria förhållanden ger. Neutralt pH krävs; aktiviteten avstannar vid pH-värden över 9 och under 5 (Eistrat & Thorén, 1980).

Sulfatreducerande bakterier anses vara den vanligaste orsaken till mikrobiell korrosion. Andra typer av korrosionsorsakande bakterier finns i tabell 5.

**Tabell 5. Korrosionsorsakande bakterier: naturlig förekomst, miljökrav och ämnen som omsätts (Costello, 1969).**

Organism	Oxygen requirement	Compounds affected in environment	Main end products	Environment	pH at which active	Optimum temperatures (°C)
Sulphate reducers (e.g. <i>Desulfovibrio desulfuricans</i> )	Anaerobes	sulphate, thiosulphate, sulphite, sulphur hypo-sulphite	Hydrogen sulphide	Fresh water, sea water, effluents, mud, oilwells, soils, ground water, harbours	6—7.5 limits 5—9	25—30° 55°—65° for thermophiles
Sulphur-oxidising bacteria (e.g. <i>Thiobacillus thio-oxidans</i> )	Aerobes	Sulphur-sulphide, thio-sulphates	sulphur, sulphates, thio-sulphates, sulphuric acid	Effluents, mud, sewage, soils, rivers, sea-water	neutral to 0.5	limits 18° to 37°
Iron-oxidising bacteria (e.g. <i>Ferrobacillus ferro-oxidans</i> )	Aerobes	pyrites, FeS <sub>2</sub>	Iron salts (Fe <sup>+++</sup> , Fe <sup>++</sup> ) sulphuric acid	soils where pyrites are present, mines	neutral to 1.4	ambient
Iron bacteria (e.g. <i>Cronothrix</i> , <i>Leptothrix</i> )	Aerobes	Iron carbonate Iron bicarbonate Manganese bicarbonate	Ferric hydroxide	stagnant and flowing waters with organic matter and dissolved iron	4—10	24° Opt. limits 5°—40°
Nitrate reducers (e.g. <i>Micrococcus denitrificans</i> ),	facultative anaerobes. When nitrate available, no oxygen needed	Nitrates	Nitrites, ammonia	soils, waters containing organic matter and nitrate	neutral to slightly alkaline	27°C

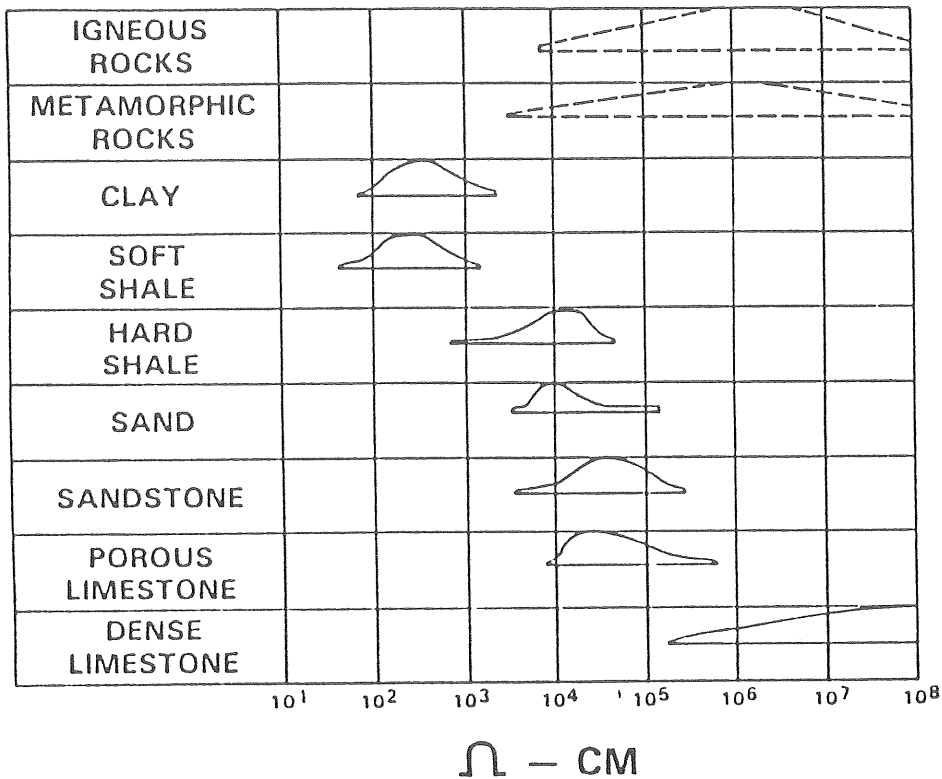
En luftningscell uppstår då en del av materialet tillförs mer syre jämfört med en annan del. Den luftade delen börjar därmed fungera som katod. Den icke luftade delen blir anod och angrips snabbt. I jord torde luftningsceller utgöra den största anledningen till korrosion på metallkonstruktioner (Levlin, 1985, Camitz, 1988).

Vid bimetallkorrosion står två olika metaller i kontakt med varandra. Den oädlare metallen angrips alltid.

Så kallad läckström kommer från likströmsdrivna anläggningar. Den läckande strömmen underlättar korrosion på närliggande konstruktioner.

Angrepp i form av fräthål orsakar ofta läckor i rör. De kan även bidra till rörbrott. De flesta fräthål startar från rörets utsida, fräthål som startat från rörets insida är mycket sällsynta (Camitz, 1988).

Vid bedömning av korrosionsrisk i jord brukar resistiviteten mätas. Resistiviteten beskriver jordens motstånd mot elektrisk ström. I figur 7 beskrivs de intervall, inom vilka resistiviteten för olika jordarter brukar ligga.



Figur 7. Olika jordarters resistivitet (Iverson, 1981).

Flera tabeller finns, där korrosiviteten anges som en funktion av jordresistiviteten. Normalt brukar  $>10\,000$  ohm-centimeter anges som obetydligt korrosiv jord, under  $2\,000$  ohm-centimeter anges som mycket stor korrosionsrisk. Tabell 6 är från en tysk norm GW9 (Gautefall, 1982).

*Tabell 6. Vägledande sammanhang mellan specifikt jordmotstånd och korrosivitet enligt tysk norm GW9 (Gautefall, 1982).*

---

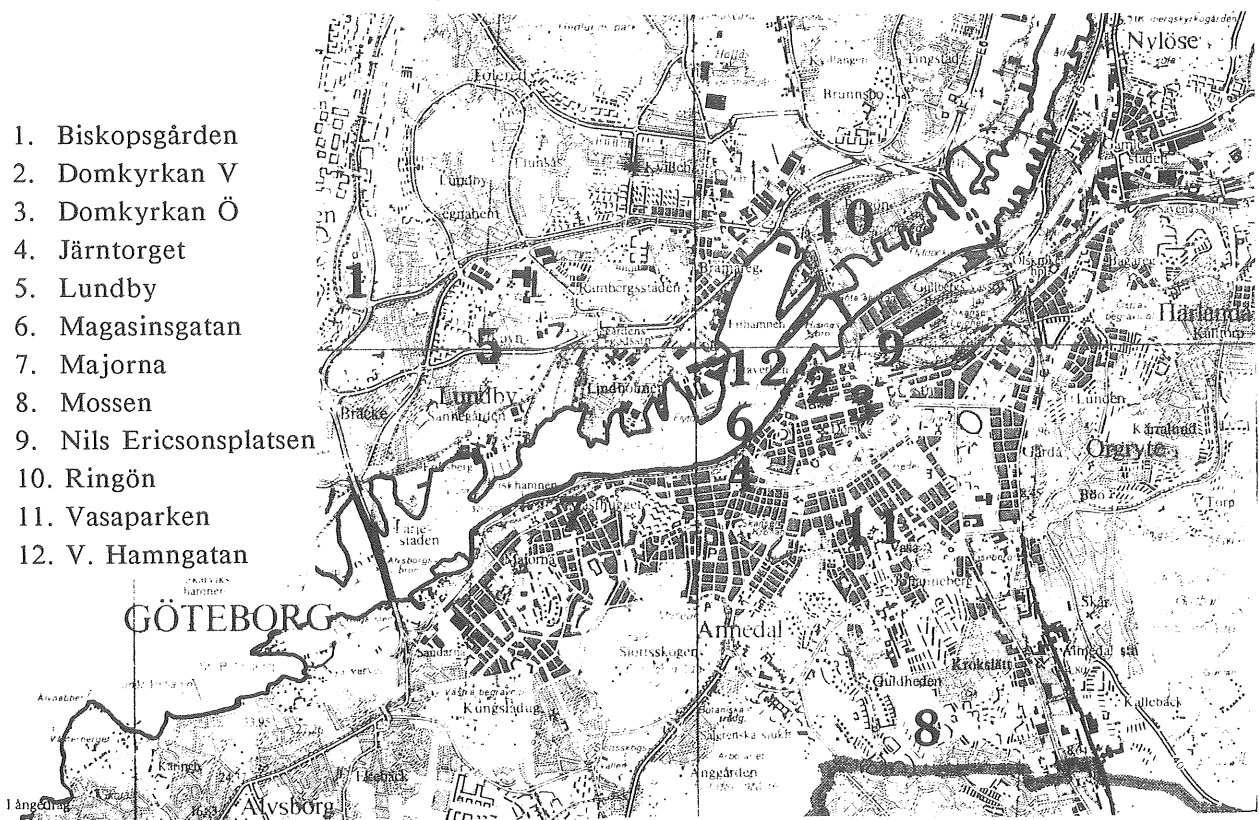
Specifikt jordmotstånd (ohm cm)	Korrosivitet
> 10 000	Ingen/obetydlig korrosionsfara
5 000 - 10 000	Liten korrosionsrisk
2 300 - 5 000	Måttlig korrosionsrisk
1 000 - 2 300	Stor korrosionsrisk
< 1 000	Mycket stor korrosionsrisk

## 1.5 Fältstudiens uppläggning

### 1.5.1 Allmänt om fältstudien

Sedan maj 1989 fram till april 1990, har en fältstudie av urbant grundvatten från fyllnadsmaterial i Göteborg genomförts. Avsikten var att studera analyser som normalt används i försurningsstudier samt de viktigaste jonerna i grundvatten från observationsrör under ett år. Första halvåret av fältstudien var dessvärre en mycket torr period, vilket gjorde att vissa rör stod torra under en stor del av fältperioden och i de flesta rören kunde endast små provmängder tas upp under den torraste perioden. En del observationsrör har inte analyserats på grund av närliggande byggnation och/eller schaktning. Av dessa anledningar har 12 observationsrör slutligen valts ut för redovisning. Observationsrörens placering redovisas i figur 8. Observationsrören har gemensamt att de är placerade i urbant påverkade miljöer där den ursprungliga jordarten är delvis eller helt ersatt med någon typ av fyllnadsmaterial.



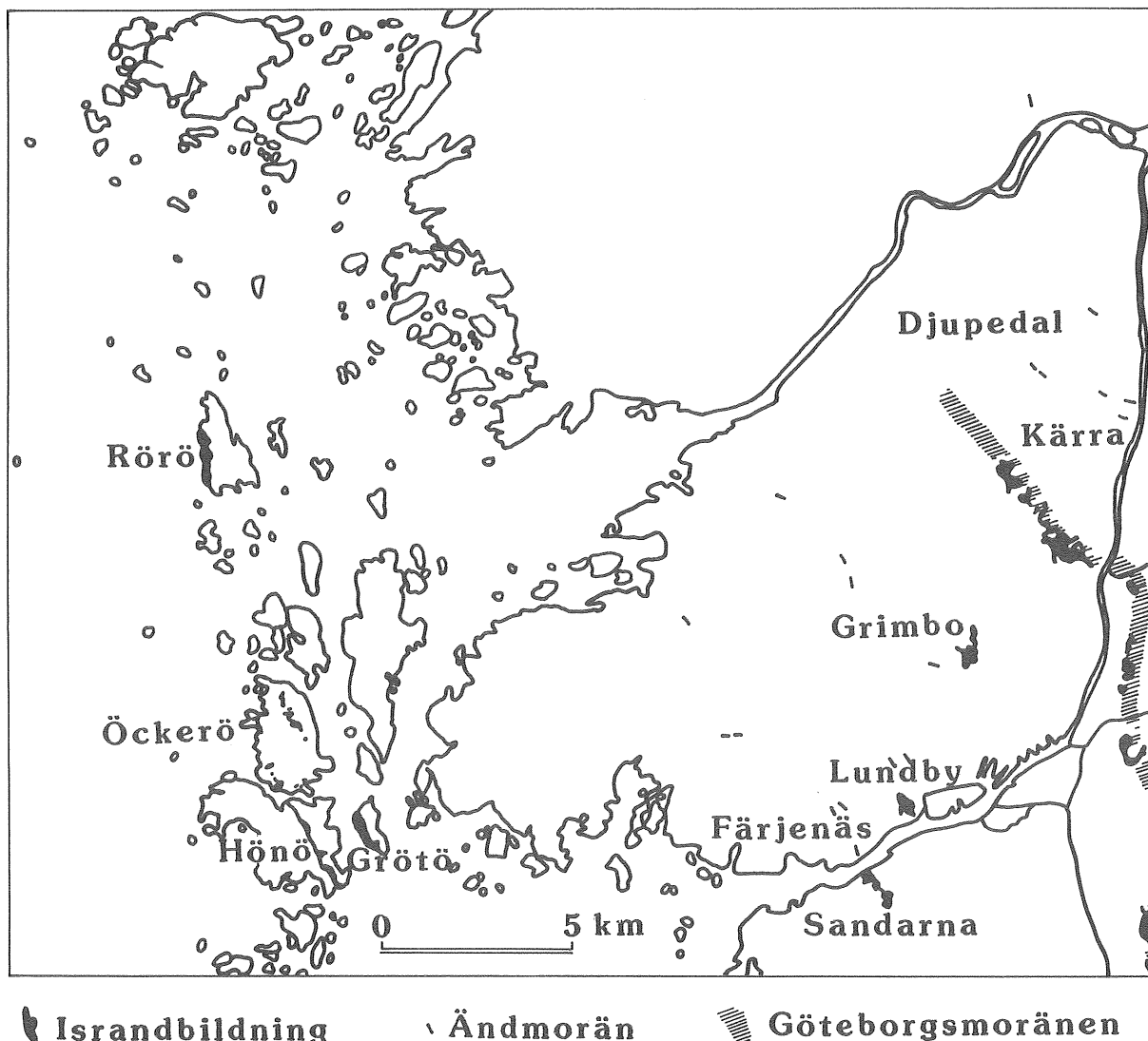


Figur 8. Placering och benämning av fältstudiens observationsrör i Göteborg.

### 1.5.2 Geologiska förhållanden

Göteborg ligger vid mynningen av Göta Älv. Urberget når som mest en höjd på cirka 100 m.ö.h., vilket innebär att kommunen i huvudsak ligger under högsta marina gränsen som i området är ungefär 95 meter. Sprickdalar i berggrunden inom kommunen följer dalgångarna vid Göta Älv (NO genom Göteborg), Kvillebäcken (NNV), Sävån (ONO), Mölndalsån (SSO) samt rakt söder om Slottsskogen (Adriellsson & Fredén, 1987).

Ovanpå det prekambrisk urberget finns i stort sett endast kvartära avlagringar. Isens huvudsakliga rörelseriktning har varit sydvästlig. I samband med isens avsmältning har glacialt material avsatts. Israndbildningar finns t.ex. vid Älvsborgsbronns södra landfäste, vid Lundby på Hisingens södra älvsstrand, på västra sidan av Kvillebäcken vid Grimbo, vid Kallebäck, Sävenäs och Nylöse. De tre sistnämnda lokalerna bildar en israndbildning tillsammans med en långsträckt bildning i nordvästlig riktning öster om Tuve. Denna mäktiga israndbildning som består av både morän och isälvsmaterial går under benämningen Göteborgsmoränen (figur 9).

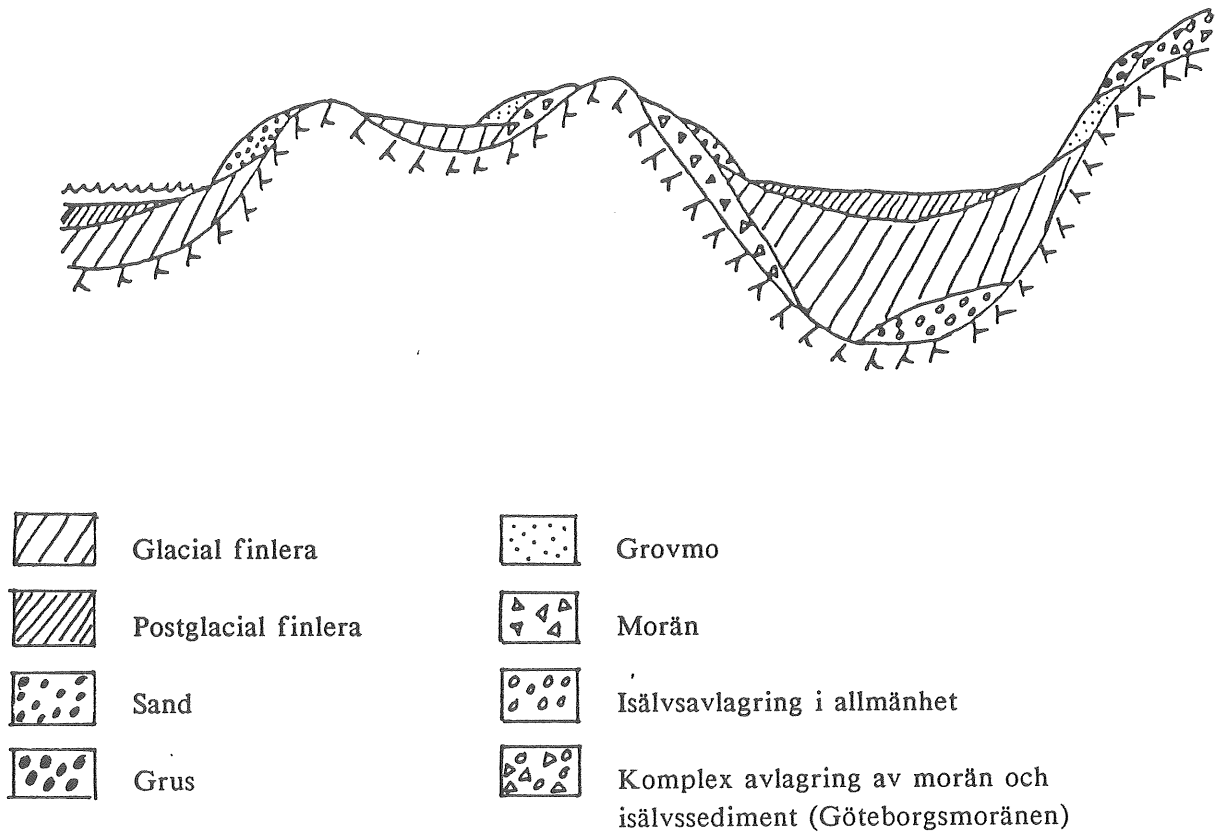


*Figur 9. Randbildningar och randstråk inom Göteborgsområdet (Adrielson & Fredén, 1987).*

Förutom isälvavlagringar och randbildningar har vid isens avsmältning bildats mäktiga lager av glacial lera. Den äldsta leran har inslag av sand, mo och mjåla. Lerhalten ökar successivt uppåt i lagerföljden. Den sen-glaciala leran, ishavslera, är i ovittrat tillstånd gråblå till svagt chokladbrun. Ofta innehåller den kalkskal som vid vittring bildar mörkt bruna eller gulaktiga färgnyanser i leran. Organiskt material (gyttjesubstans) växlar mellan en och två viktsprocent. Havsvattnet har medfört att leran kan innehålla höga halter salt. Mäktigheter på upp mot 100 meter glacial lera har uppmätts på ett flertal lokaler i Göta älvdalen.

Den postglaciala leran som avlagrats ovanpå den sen-glaciala ishavsleran har en mäktighet på upp mot 10–15 meter. Den postglaciala gränsen är i Göteborg omkring 25 m.ö.h. och under denna gräns påträffas den postglaciala leran. Detta är orsaken till att leran i huvudsak finns i de centrala delarna av lågområden (t.ex. Kvillebäcken, Göta älv-dalen, Änggårdsslätten). Den postglaciala leran har en blågrå färg på grund av det organiska material som finns inlagrat i den. Den kan även innehålla små mängder gyttja som ibland kan ge leran en karaktär av lergyttja. Lergyttjan kan ibland både över- och underlagras av skalgrusbäddar.

Sammanfattningsvis kan jordlagerföljderna i Göteborgsområdet schematiskt beskrivas enligt figur 10.



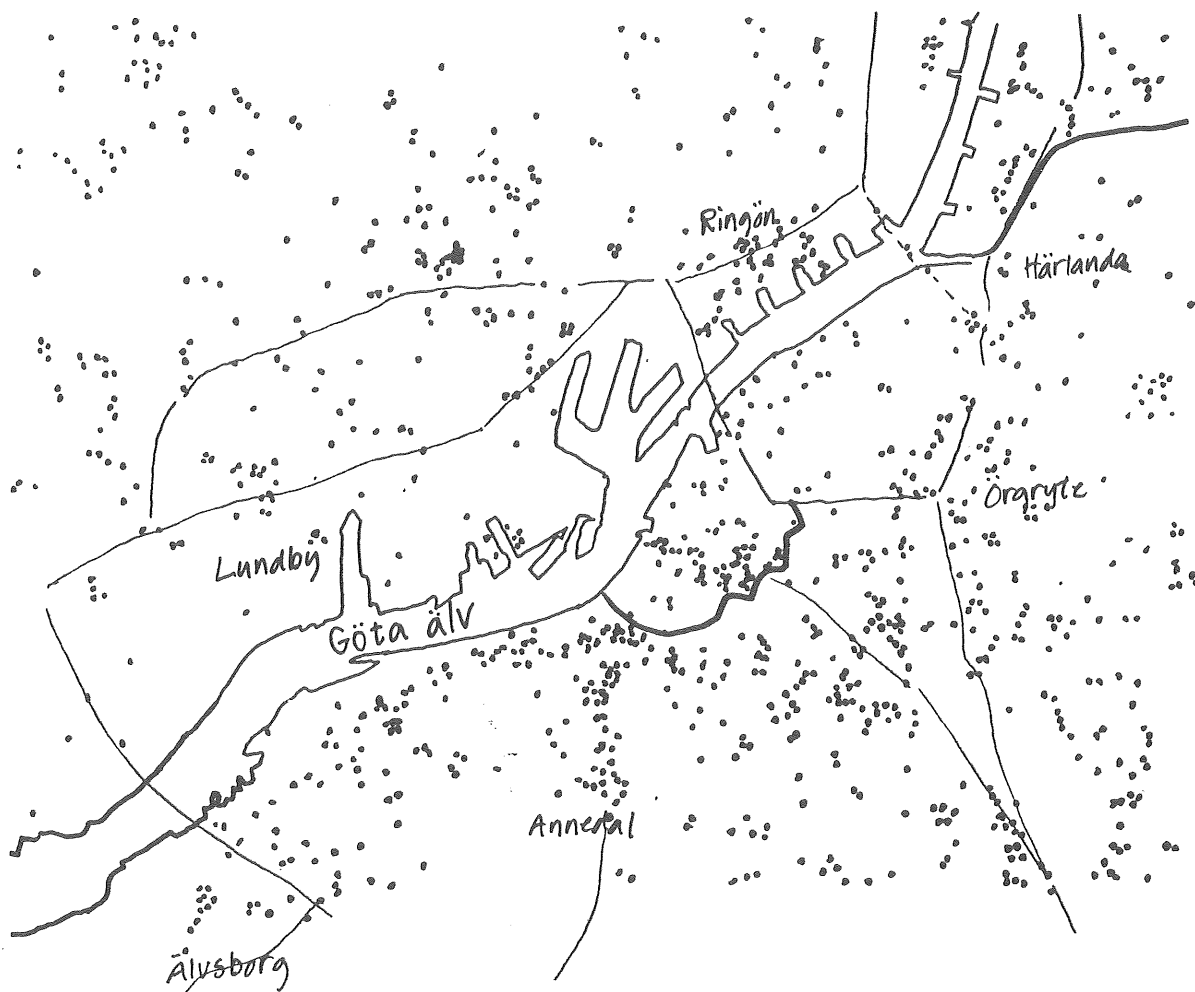
*Figur 10. Schematisk profil som visar jordlagerföljder i Göteborgsområdet (SGU Jordartskarta Ae nr 72, 1984).*

Inom de centrala delarna av Göteborg har Göta älvstranden förstärkts och byggts ut med fyllnadsmaterial. Detta gäller t.ex. områdena vid Ringön och Gullbergs vass samt Skandiahammen och Älvsborgshammen. Områdena vid Ringön och vid Gullbergsvass är uppfyllda med muddermassor. Huvuddelen av Göteborgs tätort är täckt med fyllnadsmaterial. Mäktigheten varierar mellan en meter i centrum till cirka fyra meter vid igenfyllda bäckraviner och återfyllda hamnkanaler. Materialet består i allmänhet av byggnadsavfall och schaktmassor.

### 1.5.3 Provtagningsmetodik

Observationsrören placerades i fyllnadsmaterial. Geotekniska kartor studerades för att finna lämpliga platser med fyllnadsmaterial med en mäktighet på minst 3-4 meter. Både äldre fyllnadsmaterial (s.k. kulturlager) och nyare uppfyllnader utnyttjades. Vid valet av observationsplatser varierades även om möjligt jordarten enligt jordartskartan. På så sätt varierades de faktorer som misstänktes kunna inverka på resultatet.

Områden med hög ledningsbrottsfrekvens studerades extra noggrant vid sökandet efter lämpliga observationsställen. De områden som har hög ledningsbrottsfrekvens redovisas översiktligt i figur 12. Orsakerna till dessa skador behöver ej entydigt vara korrosion. Rena brott kan orsakas av belastning och sättningar i marken. Skador på ledningsnätet kan även orsakas av skarv- och materialfel eller åverkan och ovarsamhet. En studie av ledningsskador på segjärnsledningar 1977-1987 har emellertid visat att många skador som rapporteras som "brott", egentligen är korrosionsskador (Reutersvärd-Wengström 1989). Av de skador som studerats var drygt 50 procent rapporterade som "korrosion". En stor del av skadefallen i figur 12 kan därför antas vara korrosionsskador.



*Figur 12. Områden i Göteborg med hög skadefrekvens på ledningar. Varje punkt representerar en skada på en vattenledning under åren 1980-1985, (Källa Göteborgs Va-verk, Olle Ljunggren).*

De urbana typmiljöer som utnyttjades till observationsställen kan i princip indelas i två olika typer m.a.p. översta marklagret. För det första områden med hårdgjord markyta, exv. asfalt eller betongplattor. För det andra en anlagd grönyta, exv. gräsmatta eller plantering.

Observationsrören har placerats maximalt tre meter ner i marken för att vattenprov från en för många markkonstruktioner representativ nivå skall erhållas. Detta innebar att de flesta rör placerades i en övre akvifer som i Göteborg består av torrskorpelera, uppblandad med fyllnadsmaterial. Rören sattes med hjälp av skruvborr eller grävdes ned i samband med ledningsläckor. Några av Gatukontorets befintliga rör kunde utnyttjas i studien. Samtliga rör består av PVC-plast, är igensatta nedtill och slitsade nedersta halvmetern.

Provtagningsfrekvensen valdes till en gång i månaden. Analyserna utfördes under ett helt år för att få med analyser från eventuella säsongsvariationer.

Innan varje provtagning har rören pumpats rent och provtagning har skett efter att rören återfyllts med vatten. Detta har på grund av en allmänt mycket låg transmissivitet tagit cirka ett till två dygn. Baurne (1989), rekommenderar vid grundvattenprovtagning bortpumpning av tio brunnsvolymen innan vattenprover hämtas. Dessa rekommendationer har emellertid inte kunnat följas. I en rapport från Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning angående provtagningsteknik för låga metallhalter i grundvatten (Bergman et al., 1986), står följande i kapitlet om vattenomsättning vid provtagning: "IVL pumpar t.ex. ur två rörvolymen på förmiddagen och en i direkt anslutning till provtagningen medan SGU anser att vattenvolymen i röret skall omsättas minst 1,5 gånger före provtagningen. Ingenting kan generellt sägas om tiden mellan läns-pumpning och provtagning. I vissa jordarter kan vattenåterrinningen vara så obetydlig att länsningen måste göras dagen före provtagningen för att tillräckligt mycket vatten skall hinna rinna in i röret". Förutom dessa praktiska skäl finns även andra orsaker till att endast en bortpumpning av vatten skett innan själva provtagningen. Avsikten med denna studie har varit att analysera vatten som finns kring konstruktionerna. Om kraftig pumpning sker i den urbana miljön, finns risk för att vattenomsättningen påverkas och ett icke representativt prov erhålls. Vid rördrivning och provtagning har i övrigt rekommendationer enligt Gedda & Ejdeling (1987) följts.

## 2 METOD

### 2.1 Vattenanalyser

Enligt tidigare försurningsstudier av grundvatten i Sverige, fokuserades denna studie på sex analyser. De sex analyserna var pH-värde i fält, alkalinitet, konduktivitet, nitrat, sulfat och totalhårdhet. Dessa analyser har visat sig vara lämpliga att studera vid försurningspåverkan. Analyserna och analysmetoderna anges här kortfattat.

#### 2.1.1 pH-värde

pH-värdet är ett mått på en lösningens vätejonsaktivitet ( $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$ ). Vid ökad syrabelastning, t.ex. från svavel- och kväveföroreningar, sjunker pH-värdet. pH-värdet har bestämts potentiometriskt med en kombinerad elektrod enligt svensk standard (SS 02 81 22). Angivna pH-värden som redovisas i denna studie har samtliga analyserats i fält.

#### 2.1.2 Alkalinitet

Alkalinitet beskrivs i svensk standard (SS 02 81 39) som "ett vattens förmåga att reagera med hydrogenjoner vid titrering till en slutpunkt som medger att karbonsystemets komponenter ingår". I naturliga vatten utgörs alkaliniteten huvudsakligen av vätekarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ). Vid analysen titreras vattnet med saltsyra ner till pH 5,4. Koldioxid i vattnet drivs samtidigt bort för att undvika nytillförsel av föreningar inom kolsyrasystemet vid den pH-förändring som sker i samband med titreringen. Mängden förbrukad saltsyra omräknas till motsvarande mängd vätekarbonat i vattnet.

#### 2.1.3 Sulfat

Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) bildas bl.a. av svavelföreningar i atmosfären. Liksom nitrat upptas sulfat som ett näringsämne av organiskt material. Koncentrationen av sulfat i grundvattnet är därför beroende av t.ex. vegetationen i området eller av den mikrobiella aktiviteten i jorden. Sulfatkoncentrationen kan dock antas öka vid ökad svaveldeposition. Sulfathalten har bestämts spektrofotometriskt enligt "Fotometrische Metall und Wasseranalyse (1961)".

#### 2.1.4 Nitrat

Nitrat ingår i en komplex kvävecykel där mängden och skepnaden på en speciell kväveförening beror av faktorer som t.ex. reducerande- eller oxiderande miljö, mikrobiell aktivitet och vegetation. Nitrat som enskild kväveförening i grundvattnen kan komma direkt från utsläppskällan men även från nitrifierade ammoniumjoner. Nitrat kan vidare denitrifieras till kvävgas ( $N_2$ ), som lätt kan avgå från systemet. Nitrat är på grund av den komplexa kvävecykeln relativt svårt att analysera. Vid analys av nitrat användes i denna studie, efter jämförelser med flera olika metoder, en metod enligt COMICON-standard (Triklorättiksyrametoden 25-2, 1975).

#### 2.1.5 Konduktivitet

Den elektrolytiska konduktiviteten hos ett vatten mäts enligt svensk standard (SS 02 81 23) med en mätcell. Konduktiviteten i en lösning är temperaturberoende och anges därför alltid vid 25°C med enheten millisiemens per meter (mS/m). Konduktiviteten är omvänt proportionell till lösningens resistivitet.

#### 2.1.6 Totalhårdhet

Ett vattens hårdhet är ett mått på koncentrationen av kalcium och magnesium. Hårdheten anges i denna studie som summan av kalcium- och magnesiumekvivalenser, omräknat till mg Ca/l. Kalcium och magnesium har analyserats med atomabsorptionspektrofotometer enligt svensk standard (SS 02 81 61).

#### 2.1.7 Övriga vattenanalyser

Utöver de redovisade analyserna i denna studie, har även andra analyser utförts i samband med provtagning. Framförallt har grundvattnets mest förekommande joner analyserats. Därmed har andra analyser än de sex som redovisas i denna rapport översiktligt kunnat jämföras med andra grundvattenanalyser. Främsta orsaken att analysera de viktigaste jonerna var emellertid att kontrollera att mängden negativa joner motsvarar mängden positiva joner i vattnet. Beräkning av jonbalansen hos vattnet är en bra kontroll för att utesluta eventuella felanalyser.

De analyser som analyserats regelbundet, d.v.s. vid varje provtagningstillfälle är nitrit, ammonium, fosfat, klorid, järn, mangan, kalcium, magnesium, natrium och kalium. Vid några tillfällen har grumlighet och DOC analyserats. I fält har syre, temperatur, koldioxid och i några fall redoxpotential analyserats.



## 2.2 Jordanalyser

Jordprover har, om möjligt, tagits vid varje observationsrör eller i närheten av det. Framförallt har pH, glödgningsförlust, (Glf), och kornstorleksfördelningen utförts på jordproven. Vidare har jordens basmättnadsgrad analyserats för några jordprover. Transmissiviteten kring observationsrören har även uppskattats. Metoderna för dessa analyser beskrivs här kortfattat.

- pH Ett lufttorkat och finfördelat jordprov med kornstorleken <2 mm slammas upp med destillerat vatten. Provet får därefter stå över natten innan omrörning och pH-mätning sker (Kungl. Lantbruksstyrelsens Kungörelser m.m., 1965).
- Glif En liten mängd lufttorkad finjord (<2mm), torkas vid 100°C och vägs därefter. Jorden upphettas sedan till 800°C och står därefter i ugnen en timme. Efter svalning vägs provet igen och glödgningsförlusten räknas i procent av det torkade jordprovet (BFR, 1972).
- Kornstorleksfördelning En bestämning av fyllnadsmaterials kornstorleksfördelning har skett genom siktning och hydrometeranalys enligt SS 02 71 23 och SS 02 71 24.
- Basmättnadsgrad Utöver dessa analyser har basmättnadsgraden analyserats för några få jordprover från olika ställen i centrala Göteborg. Basmättnadsgraden,  $V$ , är kvoten mellan andelen utbytbara baskatjoner (främst  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ), TEB, och totala antalet katjoner, CEC. CEC är summan av TEB och aciditeten, TA (Nömmik, 1974):
- $$V = \frac{\text{TEB}}{\text{CEC}} \quad \text{där } \text{CEC} = \text{TEB} + \text{TA}$$
- En basmättnadsgrad på 100 procent innebär att det inte finns några av katjonerna som är utbytta mot hydrogenjoner eller aluminiumjoner.
- Transmissivitet En uppskattning av transmissiviteten i jorden kring observationsplatserna har gjorts genom att utvärdera tillrinningskurvor efter urpumpning av rören (Earlougher, 1976).

## 2.3 Miljöbeskrivningar

Varje observationsplats har beskrivits med avseende på omkringliggande miljö, hydrogeologi samt närhet till konstruktioner. Detta har skett genom observationer och studier av uppgifter från Göteborgs kommun. Efter varje beskrivning har ett försök till klassning gjorts för att möjliggöra eventuella likheter inom varje klass respektive olikheter mellan dem.

## 2.4 Försurningskriterier

Analyser som enligt tidigare försurningsstudier förändras vid sur deposition har jämförts med nederbördstillfällena under fältperioden. Framst gäller detta de i studien utvalda analyserna pH, alkalinitet, sulfat, nitrat, totalhårdhet och ledningsförmåga. Inverkan av nederbördens infiltration har även jämförts mot koncentrationsförändringar av kloridjoner i grundvattnet. Kloridjonen medverkar sällan i geokemiska reaktioner och brukar därför betraktas som mycket mobil, vilket gör att man med hjälp av kloridkoncentrationen kan se effekter av infiltrerad nederbörd.

För fältstudiens vattenanalyser har kvoten mellan totalhårdhet och alkalinitet beräknats för samtliga analystillfällen. Medianvärden av varje månadsprovtagning har avsatts som funktion av tiden i ett diagram.

## 2.5 Korrosionsindex

En beräkning av två vanligt förekommande korrosionsindex har utförts på grundvattenanalyserna. Langliers index och Ryznar stability index, RSI, beräknas båda utifrån uppgifter om vattnets jämvikts-pH,  $pH_s$ , enligt formeln

$$pH_s = pK_2^1 - pK_s^1 + p[Ca^{2+}] + p[alk]$$

för  $pH_s < 9,5$  och där

$K_2^1$  = Andra dissociationskonstanten för  $CaCO_3$

$K_s^1$  = Aktivitetsprodukten för  $CaCO_3$

$[Ca^{2+}]$  = Kalciumkoncentrationen (mol/l)

$[alk]$  = Alkalinitetskoncentrationen (mol/l)

$$\text{Langliers index} = pH - pH_s$$

Ett negativt värde på Langliers index innebär att vattnet strävar efter att lösa upp fast kalciumkarbonat. Ett positivt värde innebär att vattnet faller ut kalciumkarbonat. Ryznar Stability Index, RSI, beräknas enligt formeln

$$RSI = 2pH_s - pH$$

Ett vatten med RSI 6 eller lägre och om  $pH_s$  är mindre än 7,5, anses ha förmåga att bilda skyddsskikt. Om RSI är större än 7 finns däremot risk för att skyddsskikt ej bildas. Vid RSI större än 7,5 - 8,0 minskar skyddsskiktbildningen och korrosionen ökar.

Vid riskbedömning för korrosion på konstruktioner i mark, brukar ofta jordens resistivitet beräknas. Jordens resistivitet kan sägas vara dess korrosionsmotstånd.

Enheten för resistivitet är ohm-centimeter. I denna studie har vattnets elektrolytiska konduktivitet inverterats, så att ett mått på dess resistivitet erhållits. Detta har jämförts dels mot tabeller som anger olika jordarters resistivitet, dels mot de rekommendationer som finns för korrosionsrisk i jord. Detta är en grov uppskattning eftersom jordens mineralpartiklar kan medverka eller motverka konduktiviteten. Vid bedömning av resistivitet i en grovkornig jordart måste t.ex. hänsyn tas till mineralkornens oförmåga att leda ström. På motsvarande sätt måste lerors förmåga att leda ström beaktas vid omvandling av vattnets resistivitet till jordens resistivitet (Griffits & King, 1981).

## 2.6 Jämförelser med andra grundvatten

De vattenanalyser som utförts i fältstudien har jämförts med analyser från andra grundvatten i sydvästra Sverige. På så sätt kan det urbana grundvattnets specifika egenskaper åskådliggöras och orsakerna till skillnaderna diskuteras. Tre datamängder har använts som jämförande material. De tre datamängderna presenteras översiktligt i detta kapitel men beskrivs utförligt i kapitel 4.1, 5.1 samt 6.1. Endast analyser från grunda jordakviferer har använts vid jämförelserna för att motsvara vatten från fältstudiens grunda observationsrör.

En första jämförelse gjordes med ett stort antal analyser från grävda brunnar. Analyserna genomfördes på 80-talet i samband med en inventering av sura brunnar. Förutom en jämförelse med hela datamängden, har även analyserna sorterats efter jordart vid observationsstället och olika jordarters grundvattenkvalitet har jämförts med grundvatten från fyllnadsmaterial i Göteborg.

Delar av SGU:s grundvattennät, där provtagning sker för kemisk analys, har även använts som jämförande material. Nätet består av ett stort antal observationsrör i hela Sverige. Av dessa har 23 observationsrör kring Göteborg plockats ut och jämförts med det urbana grundvattnet. Även detta material har sorterats på olika jordarter.

Miljö- och Hälsoskyddsförvaltningen i Göteborg har under de senaste åren analyserat grundvatten från 10 st grundvattenrör, placerade i Göteborgs kommun. Samtliga rör är placerade i grunda jordakviferer. Analyser har utförts i sju av rören, fyra gånger under samma period som fältstudien i Göteborg och därmed kan analyser tagna under samma tidsperiod jämföras.

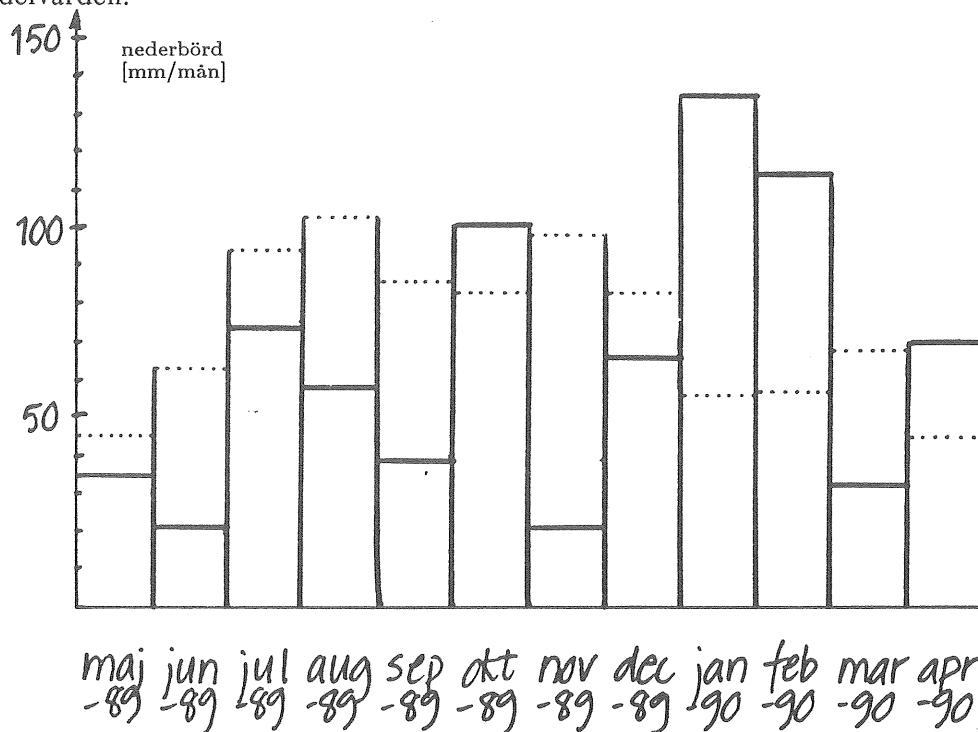
Medianvärden, maximum- och minimumvärden har använts konsekvent genom hela studien. Orsaken till detta redovisas under kapitel 3.6.

## RESULTAT FRÅN FÄLTSTUDIEN I GÖTEBORG

De analyser som redovisas i detta kapitel har utförts under perioden maj 1989 t.o.m. april 1990. Innan resultaten redovisas redogörs här kortfattat för klimatet under fältperioden.

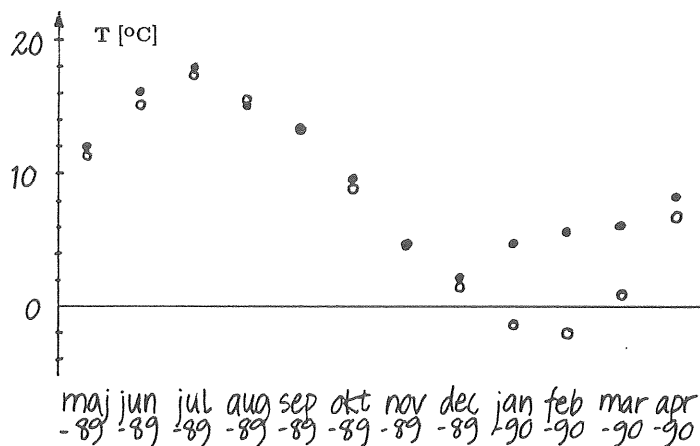
Göteborg präglas av kustklimat som till stor del beror på de atlantiska lågtrycken. Milda vintrar och svala somrar samt hög nederbörd är kännetecknande för maritimt klimat. I Göteborg är medelnederbörden normalt mellan 800 - 900 mm/år (Länsstyrelsen, 1989). Fältperiodens nederbördsmängd var något lägre än den normala nederbördsmängden. Som exempel kan nederbördsstation 102 vid Barlastplatsen nämnas. Årsmedelnederbörden beräknat på åren 1917-1989 är 690 mm/år. Under fältperioden var nederbörden vid samma station 676 mm/år (Va-teknik, CTH, 1990).

Nederbörden var emellertid annorlunda fördelad under året, jämfört med normalt. Figur 13 visar nederbörden per månad för fältperioden samt månadsmedelnederbörden per månad (streckad linje). Medelvärden är beräknade för 8 - 9 mätstationer i Göteborg (Va-teknik, 1990). Av figuren framgår att perioden maj -89 till december -89 var onormalt nederbördsfattig, med undantag för oktober. I början av 1990 var däremot nederbörden extremt hög jämfört med månadsmedelvärden.



Figur 13. Månadsmedelnederbörd för fältperioden (maj -89 t.o.m. april -90), för nio nederbördsstationer i Göteborg. De streckade linjerna anger månadsmedelvärden för samma mätstationer och för de senaste fem åren. (Källa: Va-teknik, 1990).

Början av 1990 var extrem på flera sätt. Förutom hög nederbörd var perioden onormalt varm. Månadsmedeltemperaturen var flera grader över medeltemperaturen. I figur 14 redovisas medeltemperaturen i Göteborgs stad för fältperioden samt månadsmedelvärdet.

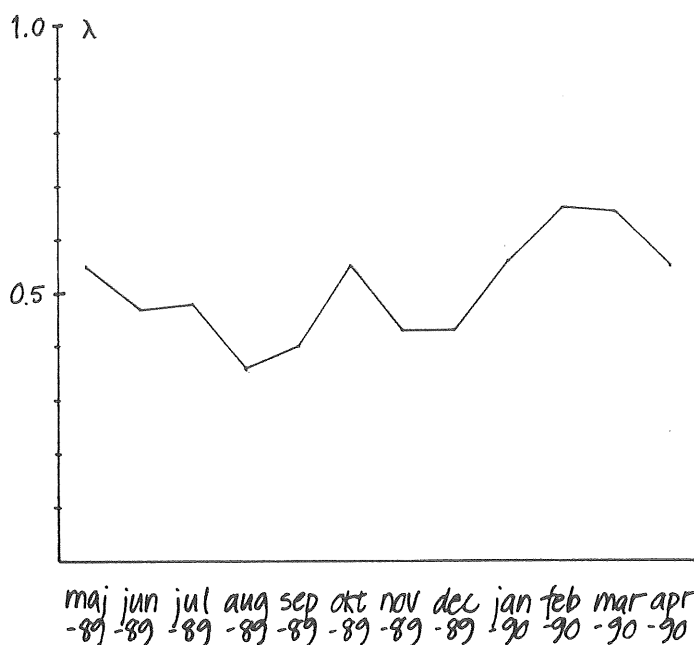


Figur 14. Månadsmedeltemperatur i Göteborgs stad för fältperioden (●) samt normalmedelvärdet för respektive månad (○), (Källa: SMHI-väst, 1990).

Nederbörden avspeglas i grundvattennivåerna för fältstudiens observationsrör. De små, grunda akvifererna fylls snabbt upp i samband med nederbörd. I figur 15 har detta demonstrerats med den relativa nivåkoefficienten,  $\lambda$  (Svensson, 1984, enligt Konoplyantsev, 1970).

$$\lambda = (H_{\min} - H_i) / (H_{\min} - H_{\max})$$

där  $H_{\max}$ ,  $H_{\min}$  = högsta respektive lägsta grundvattennivån under observationsperioden  
 $H_i$  = grundvattennivån för aktuellt år (i detta exempel månad)



Figur 15. Nivåkoefficienten för fältstudiens observationsrör under fältperioden.

### 3.1 Vattenanalyser

Fältstudiens resultat redovisas främst som de olika analysernas medianvärden för hela fältperioden. Detta med hänsyn till studiens främsta syfte; att jämföra ett stickprov av urbant grundvatten med andra grundvattenanalyser. Under fältstudiens gång uppmättes emellertid förändringar i tiden. På grund av att samtliga observationsrör inte har kunnat analyseras varje månad, har förutom medianvärde för respektive månad, förändringar i tiden studerats för varje enskilt observationsrör. Av den anledningen sammanfattas och redovisas även de enskilda rörens förändringar i tiden.

Grundvattennivåerna var under den första delen av fältperioden mycket låga, vilket innebar att det var svårt att få upp den mängd vatten som erfordrades för att göra samtliga analyser. Flera observationsrör var under denna period av fältundersökningen helt tomma. Medianvärdena för månaderna juli, augusti och september 1989 grundar sig därför på några få analyser.

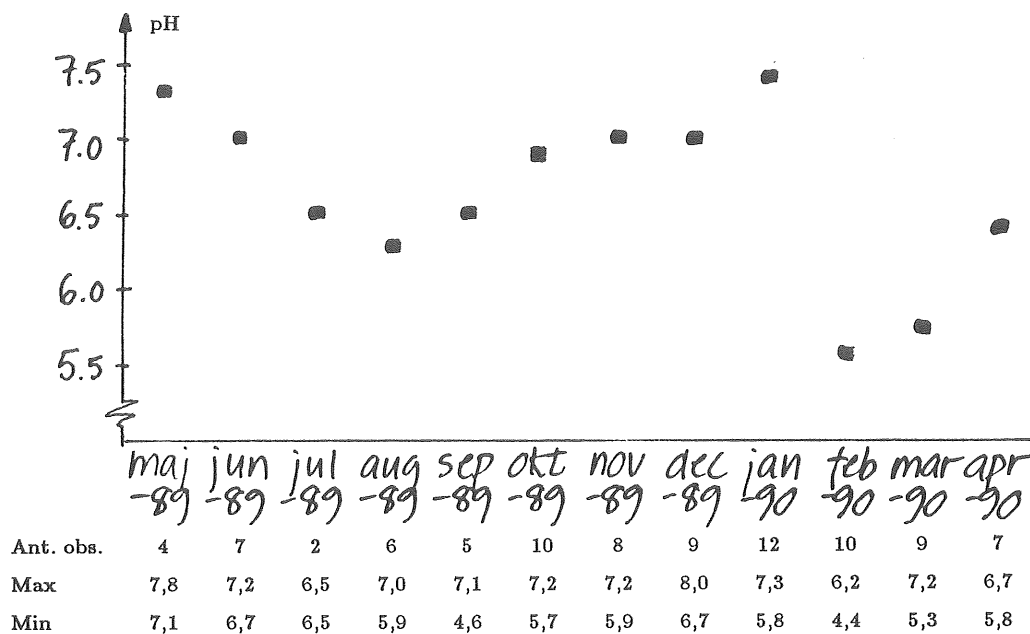
#### 3.1.1 pH-värde

Generellt sett var grundvattnets pH neutralt. Medianvärdet för samtliga rör under hela fältperioden var 6,8 (tabell 7).

*Tabell 7. Median, max-, minvärde samt antal observationer för fältstudiens pH-analyser.*

	median	max	min	ant. obs.
pH-värde	6,8	8,0	4,4	89

I figur 16 redovisas median, max-, minvärden samt antal observationer för varje månad. Vid två tillfällen sjönk medianvärdet. En kraftig pH-sänkning med mellan en och två pH-enheter uppmättes i februari 1990 för samtliga rör. Sänkningen avtog sakta och på cirka tre månader var pH-värdet neutralt igen (vid en kontroll i juni månad var medianvärdet 6,9). En mindre sänkning av pH-värdet skedde i juli och i augusti 1989.



Figur 16. Diagram över medianvärde för fältstudiens pH-analyser som funktion av tiden. Under diagrammet anges även antal observationer, max- och minvärde.

Beträffande de enskilda rörens tidsserier av pH under året, kan två olika typfall urskiljas. Det första fallet som även utgör den dominerande delen av observationsrören, liknar tidsserien av medianvärdet med lågpunkter i augusti 1989 och i februari 1990. I det andra fallet som består av observationsrör som är placerade i hårdgjorda ytor, tycks pH-sänkningen vara fördröjd en månad (t.ex. "Järntorget" och "Magasinsgatan").

De olika observationsrörens medianvärde redovisas i tabell 8 i tilltagande ordning.

Tabell 8. Medianvärden av pH-analyser för de olika observationsrören.

Observationsplats	pH
Biskopsgården	5,7
Vasaparken	6,0
Magasinsgatan	6,5
Domkyrkan Ö	6,7
Domkyrkan V	6,8
Nils Ericsonspl.	6,8
Järntorget	6,9
Mossen	7,0
Ringön	7,0
Majorna	7,1
V.Hamngatan	7,1
Lundby	7,2

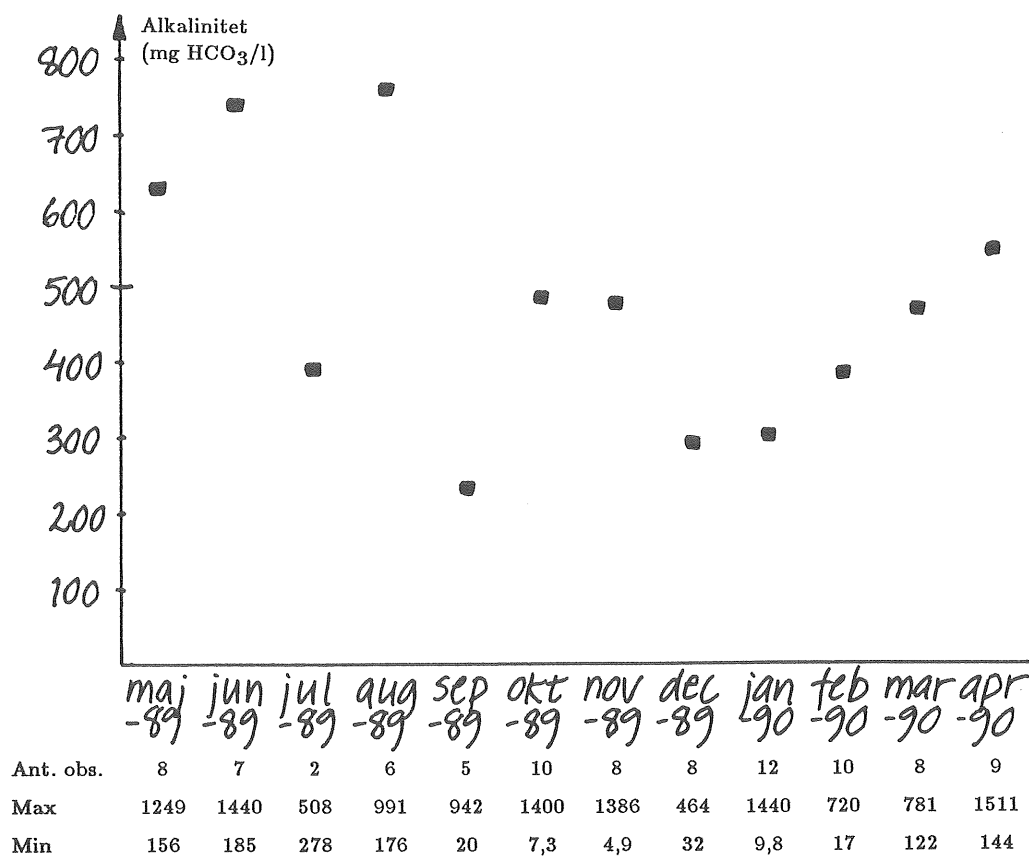
## 3.1.2 Alkalinitet

Medianvärdet för alkaliniteten var mycket högt, 447 mg HCO<sub>3</sub>/l (tabell 9), vilket förklarar de neutrala pH-värdena.

Tabell 9. Median, max-, minvärde samt antal observationer för fältstudiens alkalinitetsanalyser.

	median	max	min	ant. obs.
Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	447	1511	4,9	93

Medianvärdet sjunker i storleksordningen några hundra milligram i juli, september och i december (figur 17). Sänkningarna i juli kan bero på att endast två analyser kunde erhållas. Alkaliniteten har stor spridning och det är svårt att bedöma medianvärdet utan att titta på de enskilda observationsrörens tidsserier. I september och i december sjunker medianvärdet kraftigt. Det låga alkalinitetsvärdet i december består någon månad för att sedan sakta stiga.



Figur 17. Diagram över medianvärde för fältstudiens alkalinitetsanalyser som funktion av tiden. Under diagrammet anges även antal observationer, max- och minvärde.



De enskilda rörens tidsvariationer av alkalinitet är inte så enkla att generalisera som för pH-värde. De flesta rör har dock en relativt sett låg alkalinitet i december. Sänkningen av alkalinitet under hösten 1989 ligger däremot tidsmässigt något utspridda hos de olika observationsrören. Redan i augusti är alkalinitetsvärdet lågt hos rören "Majorna" och "Ringön". I september har alkaliniteten en lågpunkt hos rören "Järntorget" och "Magasinsgatan". Observationsröret "Mossen" har en lågpunkt i oktober.

Den stora spridningen mellan de olika observationsrörens alkalinitetsvärden framkommer i tabell 10, där medianvärden från respektive rör redovisas.

*Tabell 10. Medianvärden av alkalinitet för de olika observationsplatserna*

Observationsplats	Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)
Biskopsgården	15
Lundby	142
Järntorget	151
Vasaparken	355
Magasinsgatan	370
Nils Ericsonspl.	425
Mossen	549
Ringön	566
Hamngatan	615
Domkyrkan V	664
Domkyrkan Ö	798
Majorna	1400

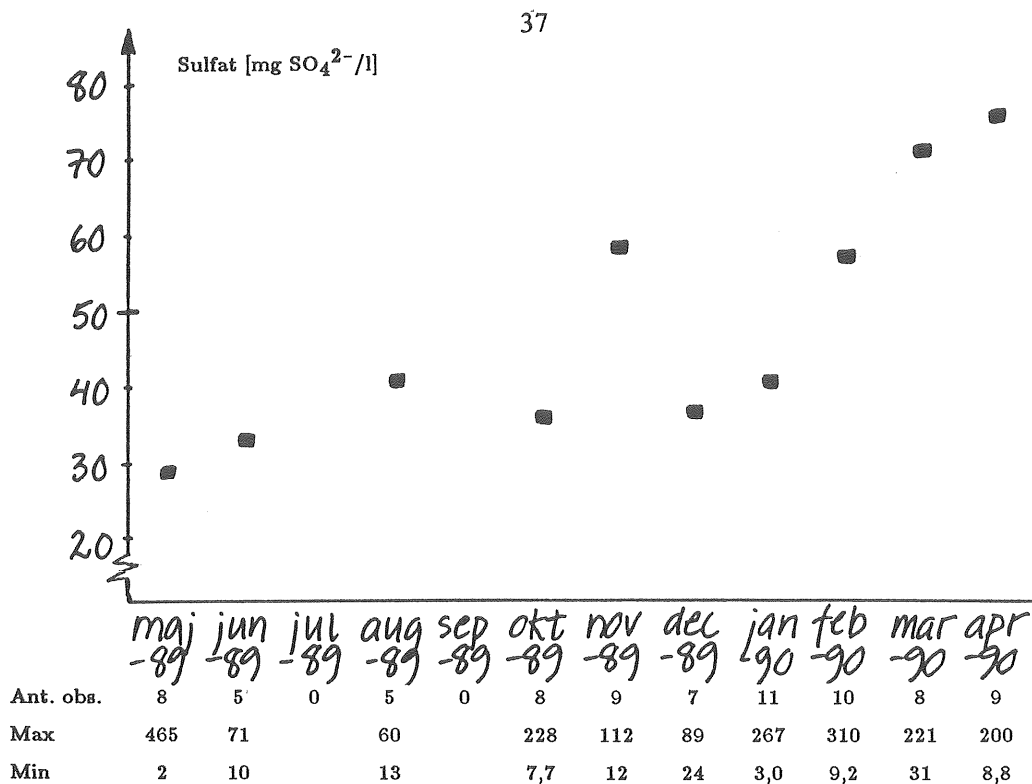
### 3.1.3 Sulfat

Medianvärdet av sulfat för samtliga observationsrör under hela fältperioden var 47 mg/l (tabell 11).

*Tabell 11. Median, max-, minvärde samt antal observationer för fältstudiens sulfatanalyser.*

	median	max	min	ant. obs.
Sulfat (mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l)	47	465	2	80

Medianvärdet av sulfatkoncentrationen ökade från omkring 30 mg/l i början av fältperioden till nära 80 mg/l i april 1990 (figur 18). Ökningen ägde huvudsakligen rum under slutet av fältperioden, dvs i början av 1990.



Figur 18. Diagram över medianvärde för fältstudiens sulfatanalyser som funktion av tiden. Under diagrammet anges även antal observationer, max- och minvärde.

Sulfatkoncentrationerna vid respektive rör var relativt konstanta men skilde sig avsevärt åt mellan de olika rören. Vid Mossen var emellertid koncentrationen hög under hösten 1989. Vid Magasinsgatan ökade sulfatkoncentrationen kraftigt i början av 1990. Vid Nils Ericsonsplatsen var sulfatkoncentrationen mycket hög i oktober.

De olika observationsrörens medianvärden av sulfat varierade mellan 10 och 245 milligram per liter. Samtliga observationsrörs medianvärden redovisas i tabell 12.

Tabell 12. Medianvärden av sulfat för de olika observationsplatserna

Observationsplats	Sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)
Majorna	10
Lundby	17
V.Hamngatan	21
Järntorget	34
Mossen	46
Magasinsgatan	49
Ringön	53
Vasaparken	70
Domkyrkan V	81
Nils Ericsonspl.	82
Biskopsgården	102
Domkyrkan Ö	245

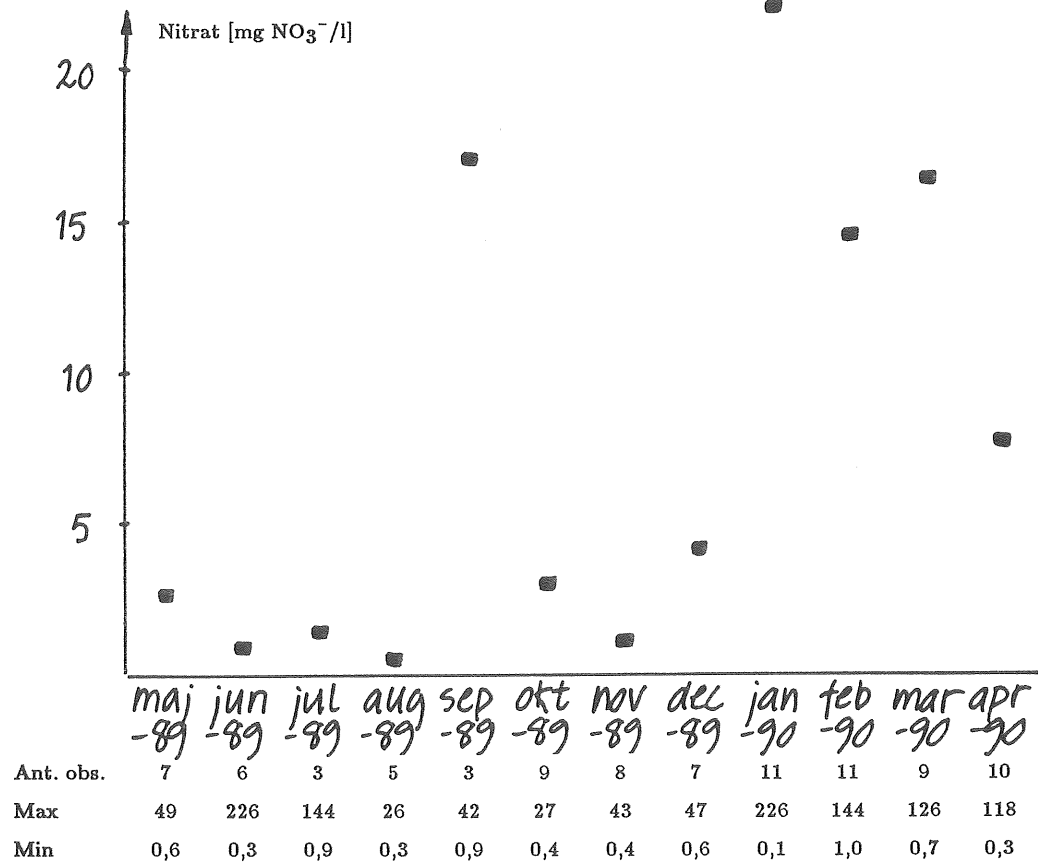
## 3.1.4 Nitrat

Medianvärdet av grundvattnets nitratkoncentration för hela fältstudien var 7,6 mg NO<sub>3</sub>/l (tabell 13).

Tabell 13. Median, max-, minvärde samt antal observationer för fältstudiens nitratanalyser.

	median	max	min	ant. obs.
Nitrat (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	7,6	226	0,1	89

Det månatliga medianvärdet av nitratkoncentrationen ökade tillfälligt i september och i januari, då den relativt sett höga koncentrationen (ca 15 mg NO<sub>3</sub>/l) varade i flera månader (figur 19).



Figur 19. Diagram över medianvärde för fältstudiens nitratanalyser som funktion av tiden. Under diagrammet anges även antal observationer, max- och minvärde.

Skillnaden mellan max- och minvärde hos enskilda rör är stora, flera tiotals miligram per liter. Rören "Biskopsgården", "Domkyrkan V", "Domkyrkan Ö", "Järntorget", "Magasinsgatan", "Nils Ericsonsplatsen", "Ringön" och "Vasaparken" har samtliga en ökning av nitratkoncentrationen i januari. "Järntorget" och "Mossen"

har även höga nitratvärden i september respektive i oktober. "Magasinsgatan" har helt omvända förhållanden med höga nitratvärden under höstmånaderna och låga under början av 1990.

Grundvatten från rören "Domkyrkan Ö", "Domkyrkan V", "Järntorget", "Vasaparken", "Magasinsgatan", "Nils Ericsonsplatsen" och "Lundby" har allmänt höga nitratkoncentrationer medan värdena för "Mossen", "V. Hamngatan", "Ringön" och "Majorna" i allmänhet inte överskrider 10 mg/l. Medianvärden för observationsrören redovisas i tabell 14.

*Tabell 14. Medianvärden av nitrat för de olika observationsplatserna*

Observationsplats	Nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)
Majorna	0,49
Ringön	0,58
Mossen	0,86
V. Hamngatan	1,95
Domkyrkan Ö	6,8
Nils Ericsonspl.	7,7
Magasinsgatan	8,7
Lundby	12
Järntorget	22
Vasaparken	34
Domkyrkan V	49
Biskopsgården	226

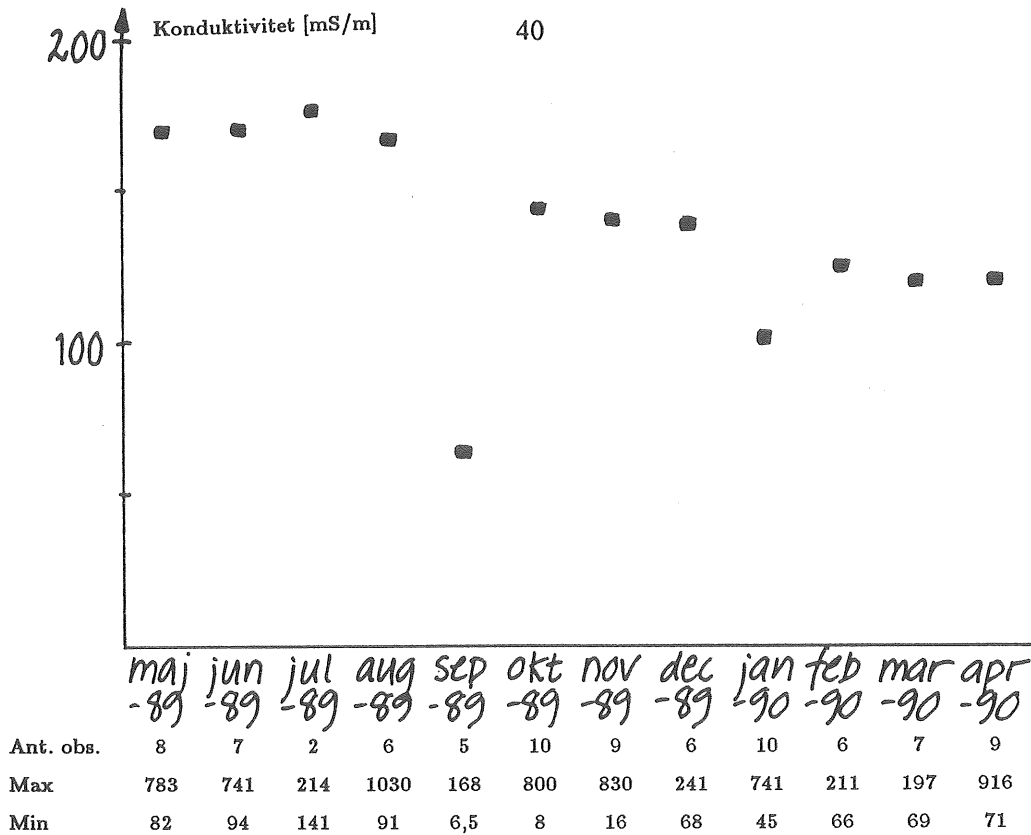
### 3.1.5 Konduktivitet

Medianvärdet för konduktiviteten var 143 mS/m (tabell 15), men varierade kraftigt mellan de olika observationspunkterna.

*Tabell 15. Median, max-, minvärde samt antal observationer för fältstudiens konduktivetsanalys.*

	median	max	min	ant. obs.
Konduktivitet (mS/m)	143	1030	6,5	85

Under provtagningsperioden sjönk medianvärdet sakta cirka 50 mS/m (figur 20). I september var dock medianvärdet lägst under året. Tidsvariationer för konduktiviteten i enskilda observationsrör förekommer i några fall. Tidsvariationerna skiljer sig åt betydligt mellan de olika rören och det är ej möjligt att säga något generellt om dessa.



Figur 20. Diagram över medianvärde för fältstudiens konduktivitetsanalyser som funktion av tiden. Under diagrammet anges även antal observationer, max- och minvärde.

Observationsrören "Majorna", "Domkyrkan V" och "Domkyrkan Ö", har mycket höga konduktivitetesvärden, medan "Järntorget", "Lundby" och "Vasaparken" har konduktivitetesvärden som är lägre än månadsmedianvärdena.

De enskilda observationsrörens medianvärde av konduktivitetsanalyserna redovisas i tabell 16 i tilltagande ordning.

Tabell 16. Medianvärden av konduktivitet för de olika observationsplatserna

Observationsplats	Konduktivitet (mS/m)
Lundby	57
Järntorget	75
Vasaparken	96
Ringön	122
Magasinsgatan	141
V. Hamngatan	157
Mossen	167
Nils Eriksonspl.	173
Domkyrkan V	188
Domkyrkan Ö	233
Biskopsgården	432
Majorna	815

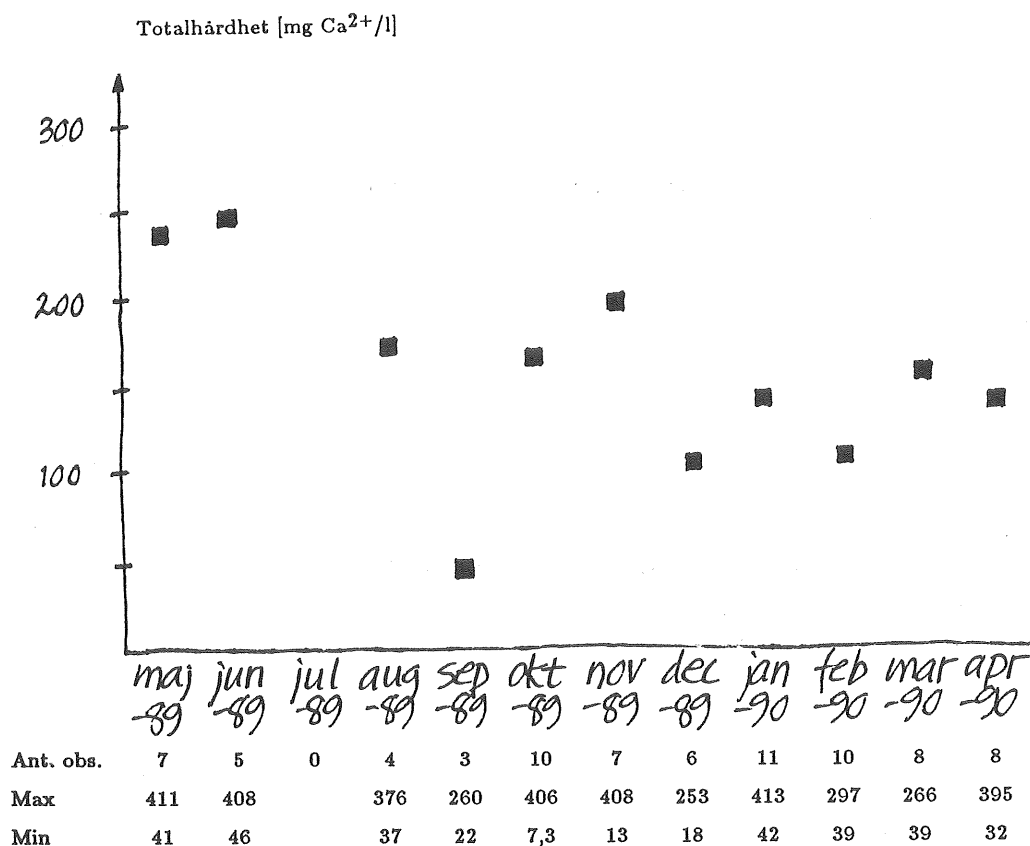
## 3.1.6 Totalhårdhet

Analyser från samtliga observationsrör under hela fältperioden hade ett medianvärde av 153 mg totalhårdhet (mg Ca/l). Max-, min samt antal analyser för totalhårdheten, finns tillsammans med medianvärdet redovisade i tabell 17.

Tabell 17. Median, max-, minvärde samt antal observationer för fältstudiens analyser av totalhårdhet.

	median	max	min	ant. obs.
Totalhårdhet (mg Ca <sup>2+</sup> /l)	153	413	7,2	79

Månadsmedianvärdena av totalhårdheten (mg Ca/l) är höga, omkring 150-250 mg Ca/l, förutom två minvärden (figur 21). Det första minvärdet är i september (49 mg Ca/l) och det andra i december (103 mg Ca/l). Efter minvärdet i september ökar totalhårdheten snabbt igen och är återställt redan månaden därpå. Efter minvärdet i december däremot, ökar totalhårdheten endast några tiotals mg Ca/l för varje månad.



Figur 21. Diagram över medianvärde för fältstudiens analyser av totalhårdhet som funktion av tiden. Under diagrammet anges även antal observationer, max- och minvärde.

Totalhårdheten är mycket hög för rören "Domkyrkan V", "Domkyrkan Ö", "Majorna", "Mossen" och låg för "Järntorget" och "Magasinsgatan". Medianvärden för respektive rör anges i tabell 18.

*Tabell 18. Medianvärden av totalhårdhet för de olika observationsplatserna*

Observationsplats	Totalhårdhet (mg Ca/l)
Järntorget	39
Magasinsgatan	67
Lundby	80
Biskopsgården	89
V. Hamngatan	113
Nils Ericsonspl.	114
Vasaparken	139
Ringön	182
Mossen	228
Domkyrkan V	236
Domkyrkan Ö	284
Majorna	407

### 3.1.7 Övriga vattenanalyser

Övriga vattenanalyser som utförts i fältstudien redovisas i bilaga 2 som medianvärden för varje observationsrör. I kapitel 7, diskussion, kommenteras några analyser utöver de speciellt redovisade som kan ge kompletterande uppgifter om grundvattnets karaktär.

### 3.2 Jordanalyser

De jordprov som insamlats har tagits i närheten av observationsrören. De exakta provplatserna finns markerade i bilaga 2 under respektive rör. Jordprov har om möjligt hämtats på 1,2 meters djup, i annat fall har de hämtats i samband med reparationsarbeten på cirka 0,8 meters djup. De jordprover som hämtats på 1,2 meters djup har ofta varit utblandade med lera medan jordproven från 0,8 meters djup ofta enbart består av fyllnadsmaterial. I tabell 19 redovisas de jordprov som analyserats i fältstudien.

*Tabell 19. Analyser av  $pH_{H_2O}$ , glödgningsförlust (Glf), uppskattning av transmissionsivitet samt jordart för jordprov tagna under den urbana fältstudien i Göteborg. Djup 1,2 meter (\* = djup 0,8 meter).*

	pH	Glf (%)	Transm ( $m^2/s$ )	Jordartsanalys (kornstorleksförd.)	Jordartskarta
Biskopsgården	5,6	1,7%	-	grovlera	sand
Domkyrkan V	( Jfr Domkyrkan Ö )				postgl.finlera
Domkyrkan Ö *	8,0	1,8	$1 \cdot 10^{-7}$	siltig sand	postgl.finlera
Järntorget *	7,8	1,0	-	sandigt grus	postgl.finlera
Lundby	7,2	3,3	-	lerig silt	sand
Magasinsgatan (0-2m)	8,7		$4,2 \cdot 10^{-8}$	moig grusig sand	postgl.finlera
Majorna *	7,2		$1 \cdot 10^{-8}$	sandig mo	postgl.finlera
Mossen	7,4	2,2	$6,7 \cdot 10^{-9}$	grovlera	mosse
Nils Ericsonspl.			$1 \cdot 10^{-8}$	siltig sand	fylln på sväms
Ringön	7,7	3,1	$7,1 \cdot 10^{-8}$	moig grusig sand	fylln på sväms
Vasaparken	7,5	1,7	$3,1 \cdot 10^{-6}$	finlera	sand
V.Hamng *	8,3	0,9	-	siltig sand	postgl.finlera

Bestämning av basmättnadsgraden, V, har skett på jordprover från några av observationsplatserna samt för några helt andra typer av geologiska miljöer i centrala Göteborg. Analysresultaten för summan av katjonutbyteskapaciteten, CEC, summan av utbytbara katjoner, TEB samt basmättnadsgraden, V, finns i tabell 20. Samtliga jordprover är för dessa analyser hämtade från 0,5 meters djup.

*Tabell 20. Analyser av utbytbara katjoner, TEB, aciditet, TA, katjonbyteskapacitet, CEC samt basmättnadsgrad, V, för jordprover från centrala Göteborg. Djup 0,5 meter.*

	TEB	TA	CEC (=TEB+TA)	V (=TEB/CEC)
Amalia Jöns. *	8,8	<0	<8,8	100%
Magasinsg	80,0	<0	<80,0	100%
Lundby	24,0	<0	<24,0	100%
Sandarna *	7,8	5,9	13,7	56%
Knipplav. *	7,0	2,9	9,9	71%
Vasaparken	2,8	<0	<2,8	100%
Biskopsgården	2,3	4,0	6,3	36%
Ringön H	42,7	<0	<42,7	100%
Mossen	56,2	<0	<56,2	100%
Ringön G *	11,9	<0	<11,9	100%

\* Provpplatsen motsvaras ej av något av rapportens observationsrör.



### 3.3 Miljöbeskrivningar

En beskrivning av miljön kring varje observationsrör har genomförts och presenteras i bilaga 2. I tabell 21 finns en sammanfattning av miljöbeskrivningarna. Tabellen grundar sig på de klassningar som gjorts under varje miljöbeskrivning och hydrogeologisk beskrivning. Under rubriken "miljö", anges kortfattat vilken typ av urban miljö observationsröret omges av. Under "hydrogeologi" har en bedömning av markytans utseende angetts och därmed om infiltration är möjlig i området närmast observationsröret. I bilaga 2 finns även en kort beskrivning av konstruktioner kring observationsröret.

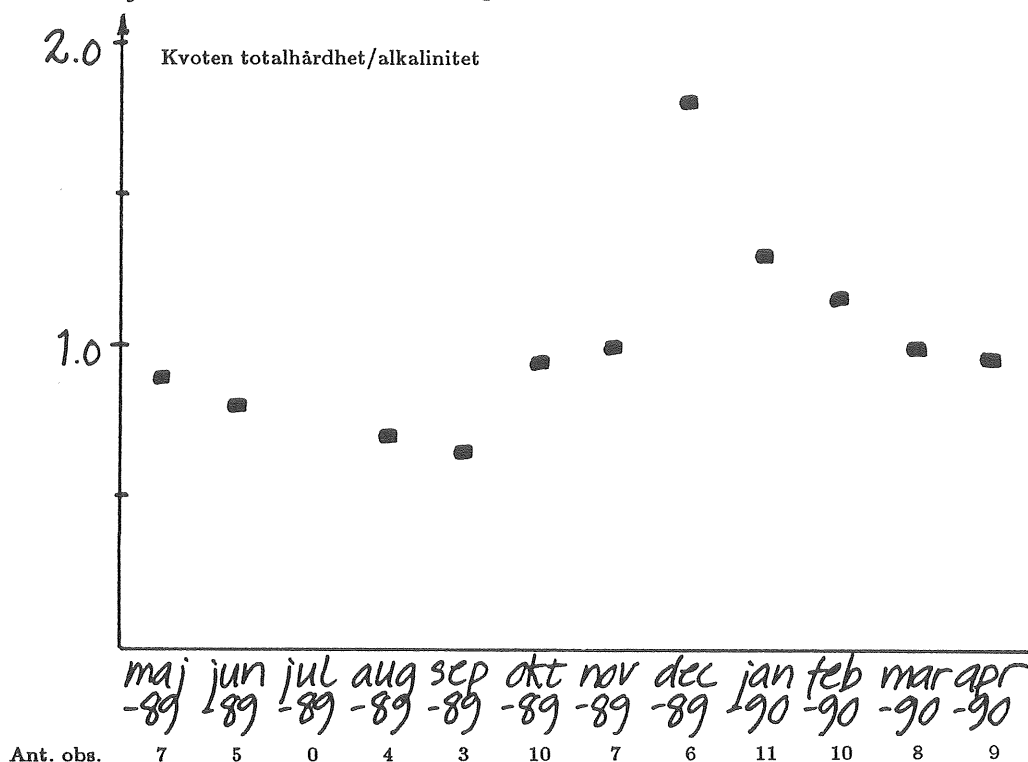
*Tabell 21. Kortfattade miljöbeskrivningar kring de olika grundvattenrören i Göteborg. Utförligare beskrivningar finns i bilaga 2.*

	Miljö	Hydro- geologi
Biskopsgården	bostäder	anlagd gräsm
Domkyrkan V	city	anlagd gräsm
Domkyrkan Ö	city	anlagd gräsm
Järntorget	city, trafik	hårdgj yta
Lundby	bostäder	anlagd gräsm
Magasinsgatan	city, trafik	hårdgj yta
Majorna	industri, trafik	hårdgj yta
Mossen	rekr. omr	grönyta
Nils Ericsonspl.	trafik	anlagd gräsmatta
Ringön	industri, trafik	gräs, asfalt
Vasaparken	park	anlagd gräsm
V. Hamng.	city, trafik	hårdgj yta

### 3.4 Försurningskriterier

Förändringar av kemiska grundvattenanalyser efter nederbörd kunde konstateras för pH, alkalinitet, nitrat, sulfat och för hårdhet. Medianvärdet för pH, alkalinitet samt för konduktivitet sjönk efter nederbördstillfällena. För nitrat och sulfat höjdes medianvärdena efter nederbörd.

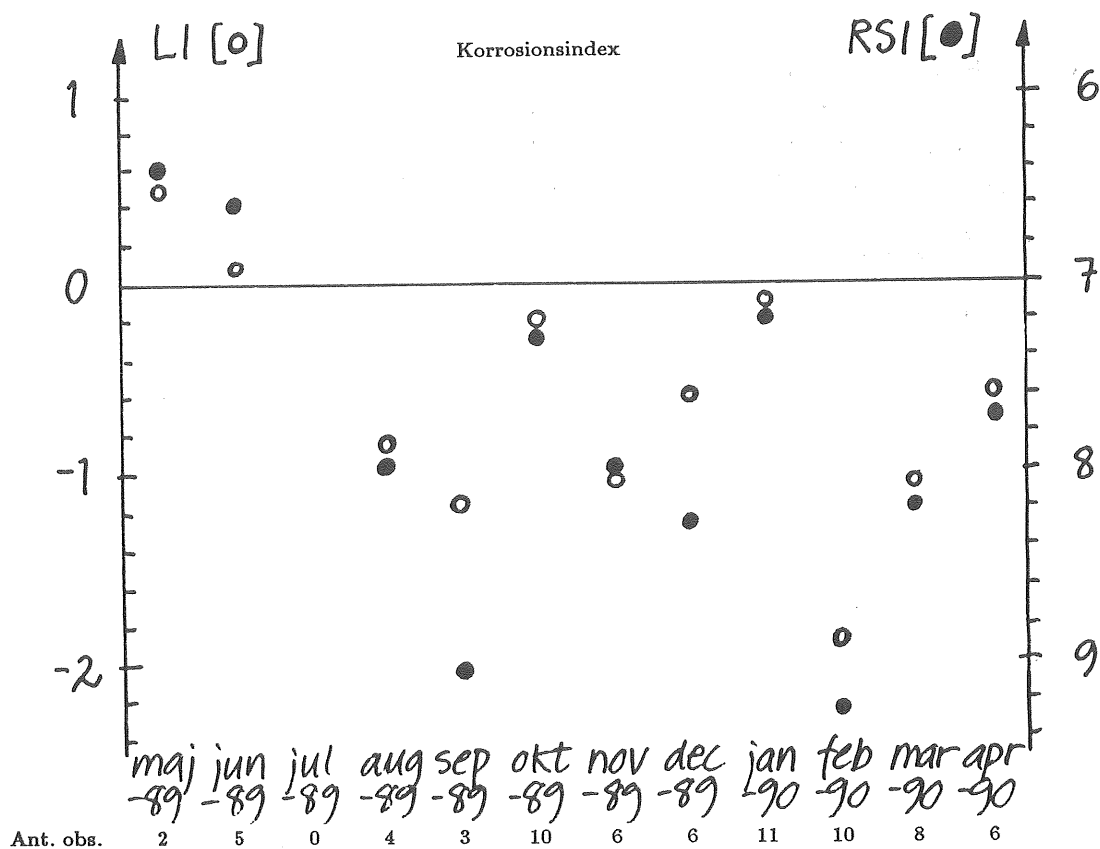
Kvoten totalhårdhet/alkalinitet (milliekvivalenter per liter), beräknades för månadsmedianvärden. Kvoten ligger staxt under ett, fram t.o.m. november. Endast i oktober är kvoten något större än ett (figur 22). I december ökar kvoten kraftigt, därefter sjunker den och är åter kring ett i mars månad.



Figur 22. Medianvärde av kvoten mellan totalhårdhet och alkalinitet för analyserna i den urbana fältstudien.

### 3.5 Korrosionsindex

De två korrosionsindex som beräknades för det urbana grundvattnet varierade kraftigt mellan de olika månaderna. I början av fältperioden låg de båda indexen kring jämvikt men i augusti och framförallt i september var grundvattnet korrosivt. Korrosiviteten minskade under senhösten 1989 för att sedan kraftigt öka i februari, då fältperiodens, enligt indexen, mest korrosiva grundvatten analyserades (figur 23).



Figur 23. Medianvärden av Langliers index (LI) och Ryznar Stability Index (RSI) för fältperiodens analyser.

### 3.6 Fel

I denna studie har enbart median-, maximum- och minimumvärden angetts. Denna enkla statistiska redovisning har valts på grund av att fältstudiens analysresultat är mycket svårtolkade. Många värden är extrema och det kan ej uteslutas att mätfel ingår i de redovisade analysresultaten. Mycket tid av studien har emellertid ägnats åt att jämföra olika analysmetoder med varandra. Som exempel på utförda kontroller av analyser kan nämnas jämförelser mellan: olika instrument, olika analysmetoder, analyser före och efter filtrering av vattnet, olika filtertyper samt samma vatten vid olika tidpunkter efter pumpning. Ibland har kemiska föreningar som verkar störande på analysen fällts ut, före analysering av vattnet. Trots det arbete som lagts ned på analysernas tillförlitlighet, har ibland oförklarligt höga värden uppmätts. Dessa värden har ej bedömts vara felaktiga och därför inkluderats i datamängden. Det är främst av denna anledning medianvärden valts att användas istället för medelvärden då extremvärdens inverkan på resultaten bör undvikas. Medianvärdet berättigas också av att det i viss mening är det "vanligare" värdet.

Beträffande fel i analyserna kan slumpmässiga och systematiska fel finnas. Systematiska fel inverkar på analysernas precision medan slumpmässiga fel inverkar på noggrannheten och därmed spridningen för analyserna.

Systematiska fel kan orsakas av t.ex. fel analysmetod, felkalibrering eller felaktig provtagningsmetodik. Dessa typer av fel anses i denna studie vara små, då mycket av arbetet gått ut på att reducera sådana fel för såväl provtagning som analysmetod. Systematiska analysfel kan dessutom hållas under kontroll med hjälp av regelbundna interkalibreringar. Vid en sådan kalibrering skickas vattenprover med samma innehåll, ut till ett stort antal vattenlaboratorier i hela Sverige. För de erhållna analysresultaten beräknas därefter medelvärden och spridning och de enskilda laboratorierna kan anpassa sina analysmetoder efter resultaten.

Slumpmässiga fel kan alltid finnas i en samling analysvärden. Exempel på vanliga slumpmässiga fel kan t.ex. vara felskrivning, kontaminering av analysvattnet, felmätning i analysen och felkalibrering. Dessa typer av fel är svåra att kontrollera. Endast systematisering av analys- och provtagningsmetodik samt noggrannhet i utförandet av mätningen kan reducera risken för sådana fel. Metoder som t.ex. dubbel- och trippelanalyser av samma vatten minskar risken för slumpmässiga fel betydligt. Dessa metoder rekommenderas emellertid som standard och skall alltid utföras av laboratorier.

När analyser av ett vattens koncentration av joner utförts, brukar vattnets jonbalans beräknas. Detta är en kontroll för att analysresultaten är korrekta. Summan av alla katjoner skall vara lika stor som summan av alla anjoner. Om man analyserat noggrant skall inte skillnaden behöva vara större än två procent (Hem, 1989). En skillnad på fem procent är emellertid fullt acceptabel.

Ett vatten med höga koncentrationer av lösta ämnen kan vara komplicerat att utvärdera på detta sätt. Varje spädning som utförs vid analysarbetet bidrar till ett litet koncentrationsfel. Organiskt material och komplexbildning kan vara en annan orsak till fel i analyserna. Analysen av alkalinitet enligt standardmetoden leder i sig till felaktiga antaganden. Vid analysen titreras vattnet med en syra, vilket kan ändra jämvikten i vattnet och ge missvisande resultat. Mängden förbrukad syra antas därefter motsvara en mängd  $\text{HCO}_3^-$ , vilket oftast stämmer trots att andra ämnen kan medverka i syraneutraliseringen.

Jonbalansen kontrollerades för sammanlagt 68 analyser från fältstudien. För övriga vattenprover saknades analyser av någon eller några joner som utgjorde en icke försumbar andel av den totala jonkoncentrationen. Medelvärdet för skillnaden mellan positiva och negativa joner var sju procents överskott av negativa joner (normalfördelning, standardavvikelse 7).

Medianvärden har genomgående använts i studien. I en normalfördelning är medianvärdet lika med medelvärdet. De urbana analyserna är inte normalfördelade, snarare antar några av dem lognormalfördelning, dock med liten signifikans (tabell 22).

*Tabell 22.  $\chi^2$ -test av normal- och lognormalfördelnigar för det urbana grundvattnets pH, alkalinitet, sulfat, nitrat, konduktivitet och totalhårdhet. Siffrorna i tabellen anger signifikansen för respektive fördelning.*

	pH (-)	alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	totalhårdhet (mg Ca/l)	konduktivitet (mS/m)
Normal-fördelning	2,9 E-9	0,015	0	0,021	1,6 E-4	0
Lognorm-fördelning	1,6 E-10	3,4 E-5	0,06	0,021	7,6 E-3	4,8 E-4

En så kallad "fördelningsfri" metod har använts för att beräkna konfidensintervall. Metoden utgår från medianvärdet och beräknar ett 95-procentigt, parameterfritt konfidensintervall. Konfidensintervallet blir enligt metoden

( $x_k, x_{n-k+1}$ ) där k approximativt kan beräknas enligt formeln

$$k = \frac{n}{2} + \frac{1}{2} - 1,96 \frac{n}{4}$$

Resultatet av ett 95-procentigt konfidensintervall beräknat enligt denna metod av analyserna pH, alkalinitet, nitrat, sulfat, konduktivitet och totalhårdhet anges i tabell 23.

*Tabell 23. Medianvärde och 95-procentigt konfidensintervall för medianvärden av pH, alkalinitet, nitrat, sulfat, konduktivitet och totalhårdhet. Tabellen visar som jämförande exempel den urbana fältstudien i Göteborg och brunnsinventeringen i sydvästra Sverige.*

Urbant grundvatten - Fältstudie i Göteborg

	pH (-)	alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	totalhårdhet (mg Ca/l)	konduktivitet (mS/m)
Median	6,8	447	7,6	47	153	143
Undre gräns	6,5	366	2,1	36	109	122
Övre gräns	7	547	14	60	185	170
antal obs.	89	93	80	89	85	79

Ruralt grundvatten - Brunnsinventering i sydvästra Sverige

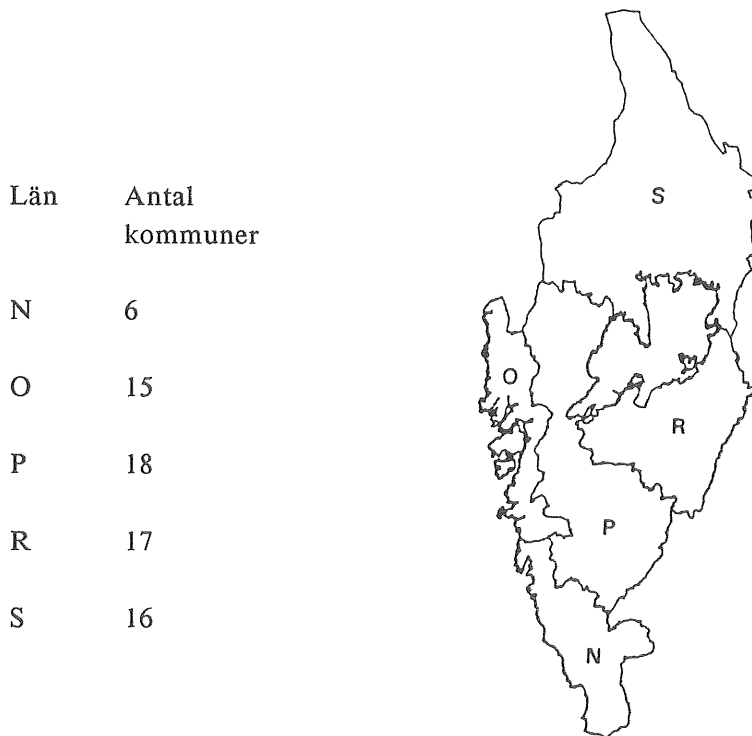
	pH (-)	alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	totalhårdhet (mg Ca/l)	konduktivitet (mS/m)
Median	6,0	27	3,5	14	16	15
Undre gräns	5,9	18	1	13	16	14
Övre gräns	6,0	40	6	14	18	16
antal obs.	512	594	144	594	511	442

De analysresultat som erhållits vid den urbana fältstudien i Göteborg har mycket stor spridning vilket medför att det är svårt att ge en representativ statistisk beskrivning av resultaten. Max- och minvärden för respektive analys redovisas för att ge en uppfattning om variationsbredden.

## 4 JÄMFÖRELSE MED BRUNNSINVENTERING I SYDVÄSTRA SVERIGE

### 4.1 Beskrivning av datamängden

En stor mängd grundvattenanalyser genomfördes i samband med ett antal brunnsinventeringar samt studier av grundvattenförsurning i sydvästra Sverige under 1980-talet. Datamängden har tidigare bearbetats, framförallt samband mellan olika geologiska faktorer och kvaliteten hos grundvattnet (Jonasson et al., 1985, 1990 samt Lång & Swedberg, 1986). Till denna studie har ur detta material valts ut analyser från grävda brunnar där jordarten är känd och där sulfatanalys utförts. Totalt 594 analyser från brunnar i Hallands (N), Göteborgs och Bohus (O), Älvsborgs (P), Skaraborgs (R) samt Värmlands (S) län uppfyllde dessa urvalskriterier (figur 24). Analyserna har genomförts av respektive kommuns Miljö- och hälsoskyddsförvaltning, vilket innebär att flera olika laboratorier har använts. Vissa av undersökningarna har koncentrerats till tidigare kända försurningskänsliga områden. Resultaten från dessa utvalda analyser representerar därmed grundvatten utsatt för försurning.



Figur 24. Omfattningen av undersökningens område.

Det aktuella området består huvudsakligen av småbruten terräng med nivåer mellan 0-200 m.ö.h. Större delen av området ligger under högsta kustlinjen. I

dessa låglänta områden finns övervägande finkorniga sediment, i de översta marklagren ofta med inslag av organiskt material. Över högsta kustlinjen är jordarten oftast morän. I Bohuslän, norra Dalsland samt sydvästra Värmland är moränlagret tunt eller saknas helt. Kring Göteborg och i norra Halland finns mycket berg i dagen. Isälvsavlagringar förekommer huvudsakligen i randdeltan och i lokala deltan samt i Hallands ådalar.

Berggrunden i området utgörs huvudsakligen av graniter och gnejser, i Halland, Västergötland och i Värmland mest äldre gnejser. I Bohuslän och i Dalsland finns nordvästliga stråk med yngre graniter. Basiska bergarter finns på olika ställen i Halland och i Värmland. Västgötabergen består av kambrosilur-sediment. Dessa bergarter är kalkrika och har med landisens hjälp ökat kalkhalten i jordarterna söder om bergen.

I denna studie har den stora mängden analyser från brunnsinventeringen sorterats efter jordart. Medeldjupet för brunnarna är drygt 3 meter. Median-, max och minvärde har därför beräknats för varje jordart samt för hela datamängden.

#### 4.2 Jämförelse med fältstudiens analysresultat

Medianvärdet för brunnsanalysernas pH var 6,0 jämfört med fältstudiens medianvärde 6,8 (tabell 24). Medianvärdet för de olika jordarterna hos brunnsinventeringen är högre hos de finkorniga jordarterna. Det största medianvärdet 6,2, har analyserna från brunnar placerade i lera och i silt eller i grovlera (tabell 25).

Även medianvärdet för alkaliniteten är högre för de analyser som hör till de finkornigare jordarterna. Det största alkalinitetsvärdet (53 mg  $\text{HCO}_3/\text{l}$ ) har grundvatten från leror. Värdet skiljer sig dock avsevärt från medianvärdet för den urbana fältstudien som är extremt hög, 447 mg  $\text{HCO}_3/\text{l}$ . Medianvärdet för samtliga brunnsanalyser är 27 mg/l.

Sulfatmedianvärdet för brunnsanalyserna är 14 mg  $\text{SO}_4/\text{l}$ . För den urbana fältstudien i Göteborg är motsvarande medianvärde 47 mg/l. Spridningen är emellertid betydligt större för de urbana analyserna. Medianvärdena för brunnsinventeringens analyser skiljer inte mycket mellan de olika jordarterna. Samtliga fem jordarter har medianvärdet 13 eller 14 för sulfatanalyser.

Medianvärdet för nitrat är relativt lågt (3,5 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$ ) för brunnsanalyserna. Motsvarande medianvärde för det urbana grundvattnet är 7,6 mg/l. Här är spridningen emellertid stor. Medianvärdena för de olika jordarterna hos brunnsanalyserna ligger mellan 1 och 5 mg/l.

Medianvärdet för totalhårdheten hos det urbana grundvattnet är nästan 10 gånger så högt (153 mg  $\text{Ca}/\text{l}$ ) som brunnsinventeringens medianvärde (16 mg  $\text{Ca}/\text{l}$ ). Inte ens dess maximumvärde (93 mg/l) är högre än medianvärdet för de urbana



analyserna från Göteborg. Uppdelat på olika jordarter kan en visst samband mellan hårdhet och kornstorlek skönjas för brunnsanalyserna.

Även medianvärdet för konduktiviteten är nära 10 gånger högre för de urbana analyserna. För brunnsinventeringens analyser är den 15 mS/m och för analyserna från den urbana fältstudien i Göteborg är medianvärdet 143 mS/m. Liksom för totalhårdheten tycks kornstorleken inverka på konduktivitetens värde.

*Tabell 24. Grundvattenanalyser från brunnsinventering i sydvästra Sverige. Median-, max-, minvärden samt antal analyser för pH, alkalinitet, sulfat, nitrat, totalhårdhet och konduktivitet för olika jordarter och för samtliga analyser.*

	pH (-)	Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	Nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	Sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	Totalhårdhet (mg Ca/l)	Konduktivitet (mS/m)
median	6	27	3,5	14	16	15
max	8,4	387	55	79	93	119
min	4	0	0	0	0	4
antal analyser	512	594	144	594	511	442

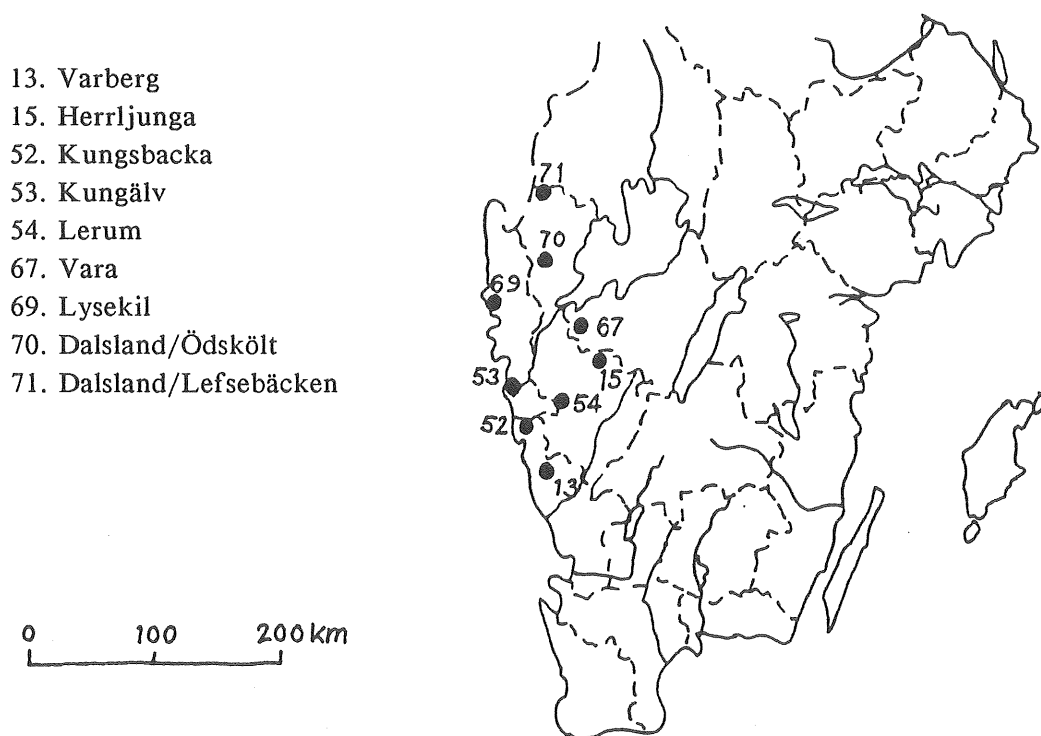
*Tabell 25. Medianvärden för analyserna pH, alkalinitet, nitrat, sulfat, totalhårdhet och konduktivitet från olika jordarter i brunnsinventeringen.*

	pH (-)	Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	Nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	Sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	Totalhårdhet (mg Ca/l)	Konduktivitet (mS/m)
Isälvsmaterial	5,7	12	4	13	12	14
Morän	5,8	21	5	14	14	14
Sand	5,8	24	1	13	15	17
Silt, grovlera	6,2	48	4	14	22	14
Lera	6,2	53	1	14	26	19

## 5 JÄMFÖRELSE MED ANALYSER FRÅN SGU:S GRUNDVATTENNÄT

### 5.1 Beskrivning av datamängden

Analyser från delar av SGU:s grundvattennät (SGU, 1985), har studerats som ytterligare en jämförelse mot fältstudien i Göteborg. Sammanlagt har 24 observationsrör placerade i jord valts ut för att representera grundvatten från sydvästsvenska miljöer. De 24 observationsrören är placerade i sex olika områden enligt figur 25. Till varje observationsrör finns tidsserier med analyser från mellan 1968 och 1982, fram till 1989. Analyser utförs regelbundet minst en gång om året vid varje observationsrör. För samtliga analyser har median, max-, minvärde samt antal analyser tagits fram. Analyserna har dessutom sorterats med avseende på jordarten vid observationsstället (SGU, 1985). Medeldjupet för observationsrören är omkring 3 meter.



*Figur 25. De stationer av SGU:s grundvattennät som jämförts mot den urbana fältstudiens resultat. Vid de nio stationerna finns sammanlagt 24 observationsrör där kemianalyser utförts (SGU, 1985).*

## 5.2 Jämförelse med fältstudiens analysresultat

Hos grundvattnet från de sydvästsvenska observationsrören i SGU:s grundvattennät, var medianvärdet för pH-analyserna i fält 5,6. Medianvärden för pH hos grundvatten från olika jordarter inom denna datamängd, varierade mellan 4,8 och 7,7.

Medianvärdet för alkalinitet hos SGU-analyserna var 5 mg HCO<sub>3</sub>/l (tabell 26). Variationsbredden var emellertid stor. Det maximala värdet var 1130 mg/l och minimumvärdet var negativt. Vidare skilde sig mängden alkalinitet i vattnet kraftigt åt, mellan de olika jordarterna (tabell 27). Medianvärdet hos morän var 0 mg/l, hos grus 2 mg/l, hos sand 13 mg/l och hos lera 370 mg/l. Här bör dock speciellt noteras att gruppen leror endast innehåller 4 analyser. Medianvärdet för de urbana observationsrören var 447 mg/l.

Sulfatkoncentrationen hos SGU-analyserna hade ett medianvärde på 12 mg SO<sub>4</sub>/l för samtliga sydvästsvenska observationsrör. Medianvärdet för fältstudien i Göteborg var 47 mg/l. Vid sortering av SGU-materialet med avseende på jordarter erhöles högst sulfatmedianvärde för de fyra analyserna av grundvatten från lera (34 mg/l). Medianvärde för de övriga jordarterna var för morän 12 mg/l, för sand 13 mg/l och för grus 4,7 mg/l.

Medianvärdet för nitrat hos SGU-analyserna var lågt, endast 0,4 mg NO<sub>3</sub>/l. Även medianvärden för de enskilda jordarterna var generellt sett låga, endast sand hade något högre medianvärde av nitratkoncentrationen. Medianvärdet för de urbana fältanalyserna var 7,6 mg/l.

Totalhården var, jämfört med resultat från den urbana fältundersökningen, låg hos SGU-analyserna. Medianvärdet från fältstudien är 25 gånger större än medianvärdet från sydvästra Sverige. Medianvärdet skilde emellertid avsevärt mellan de olika jordarterna. Lågst var vattnets totalhården i grus (2,3 mg Ca/l), därefter morän (4,4 mg Ca/l), sand (13,8 mg Ca/l) och för lera 83 mg/l (se tabell 27).

Medianvärdet för konduktiviteten var betydligt högre för de urbana analyserna än för analyserna från sydvästra Sverige med 143 mS/m respektive 12,4 mS/m. Av de olika jordarterna var konduktiviteten högst i gruppen med leror (59 mS/m) och lägst i gruppen med analyser från grundvatten i grus (4,7 mS/m).

*Tabell 26. Grundvattenanalyser från 24 av SGU:s observationsrör inom "grundvattenkeminädet" i sydvästra Sverige. Median-, max-, minvärden samt antal analyser för pH, alkalinitet, sulfat, nitrat, totalhårdhet och konduktivitet för olika jordarter och för samtliga analyser.*

	pH (-)	Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	Nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	Sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	Totalhårdhet (mg Ca/l)	Konduktivitet (mS/m)
median	5,6	5	0,4	12	6,1	12
max	8,6	1130	28	114	375	670
min	3,9	-14,7	0	0,4	0,9	0,5
antal analyser	345	438	449	447	441	335

*Tabell 27. Medianvärden för analyserna pH, alkalinitet, nitrat, sulfat, totalhårdhet och konduktivitet från olika jordarter i brunnsinventeringen.*

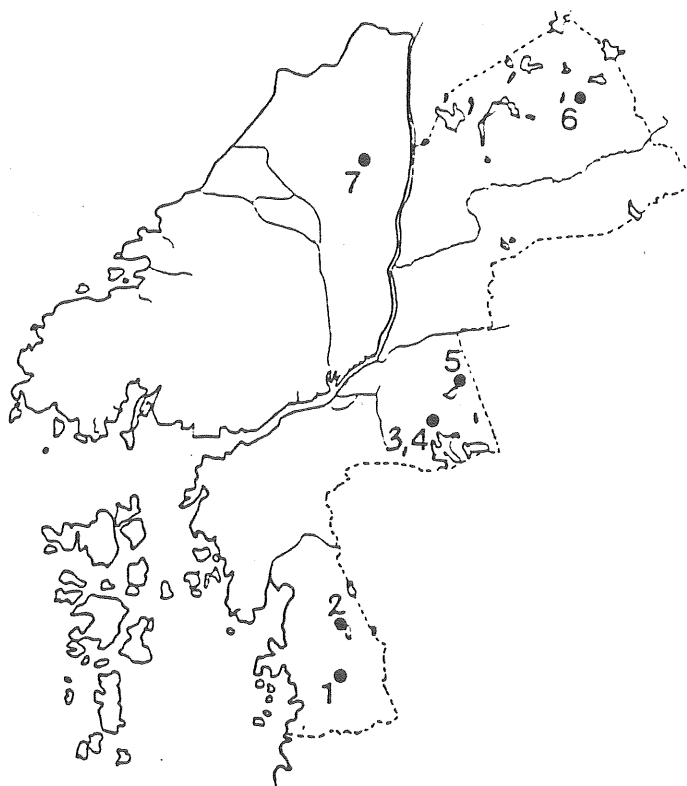
	pH (-)	Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	Nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	Sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	Totalhårdhet (mg Ca/l)	Konduktivitet (mS/m)
Morän	4,8	0	0,1	12	4,4	9,2
Sand	6,2	13	4,2	13	14	15
Lera	7,7	370	0,7	34	83	59
Grus	5,0	2	0,3	4,7	2,3	4,6

## 6 JÄMFÖRELSE MED ANALYSER FRÅN GÖTEBORGS KOMMUN

### 6.1 Beskrivning av datamängden

Miljö- och Hälsoskyddsförvaltningen i Göteborgs kommun har sedan oktober 1986 analyserat grundvatten från 10 observationsrör inom Göteborgs kommun (Ström et al., 1987). Observationsrören är placerade i försurningskänsliga jordlager enligt figur 26.

1. Pjältered
2. Oxjöns P-plats
3. Delsjön 1
4. Delsjön 2
5. Härlanda tjärn
6. Relsjödalen
7. Fagerdal



*Figur 26. Placering av de sju observationsrören inom Miljö- och Hälsoskyddsförvaltningens kontrollprogram "Grundvattenkontroll i Göteborgs kommun". (Ström et al., 1987)*

Under perioden maj 1989 t.o.m. maj 1990 har grundvatten från sju av de tio rören analyserats fyra gånger. De sju rören är beskrivna i tabell 28.

*Tabell 28. Information om sju observationsrör inom Miljö- och Hälsoskyddsförvaltningens kontrollprogram (Ström et al., 1987).*

Benämning	Rördjup	Jordart	Vegetation
Pjältered	1,9 m	svallmo	lövsly, lövträd, enstaka tall
Oxjöns P-plats	3,0 m	svallsand	barrträd
Delsjön 1	5,6 m	svallsand, lera	lövträd
Delsjön 2	3,1 m	svallmo	lövträd, enstaka tall
Härlanda tjärn	2,5 m	svallsand	granar, lövsly, gles barrskog
Relsjödal	3,0 m	svallsand	lövsly
Fagerdal	3,2 m	svallgrus	lövsly, gles barrskog

De sju observationsrörrens analysresultat har valts ut som en jämförande data-mängd till fältstudien i Göteborg. Endast de analyser som utförts under samma tidsperiod som fältstudiens analyser har medtagits för att ha jämförande material med samma förutsättningar vad gäller exv. nederbörd och grundvattennivåer.

## 6.2 Jämförelse med fältstudiens analysresultat

Medianvärden för de fyra provtagningsmånaderna (november och oktober 1989, februari och maj 1990) och för de sex analyserna finns redovisade i tabell 29. I denna tabell finns även medianvärden för hela provtagningsperioden för varje analys.

*Tabell 29. Median-, max-, minvärde samt antal observationer för grundvattenanalyser kring Göteborgs kommun 1989-90.*

	pH (-)	Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> /l)	Sulfat (mg SO <sub>4</sub> /l)	Nitrat (mg NO <sub>3</sub> /l)	Totalhårdhet (mg Ca/l)	Konduktivitet (mS/m)
median	5,6	8	17	2	10	14
max	6,4	19	42	4	20	28
min	4,1	3	8	1	4,5	9,3
antal analyser	25	23	25	19	19	24

Grundvattnet från centrala Göteborg har betydligt högre medianvärden av alkalinitet, konduktivitet och totalhårdhet. Även sulfat- och nitratkoncentrationerna samt pH-värdet är högre hos grundvattnet från centrala Göteborg än hos grundvattnet i Göteborgs omnejd.

### 7.1 Allmän beskrivning av grundvatten från fyllnadsmaterial i Göteborg med avseende på försurning och korrosion

Enligt den utförda fältstudien kan grundvatten från fyllnadsmassor i centrala Göteborg generellt beskrivas som mycket välbuffrat jämfört med rurala grundvatten från grunda jordakviferer. Vattnet har hög alkalinitet vilket medför att pH under större delen av fältstudien var neutralt. Även totalhårdheten och ledningsförmågan var mycket hög. Medianvärdet för koncentrationen av sulfat och nitrat under fältperioden var visserligen högre än medianvärdet för de jämförande grundvattenanalyserna. Medianvärden av sulfat- och nitratkoncentrationen var dock inte onormalt hög. Däremot analyserades extremvärden vid flera tillfällen.

Enligt de metoder som används vid bedömning av korrosionsrisk, visar fältstudiens grundvattenanalyser inga tydliga korrosiva egenskaper. En extremt hög alkalinitet underlättar bildandet av skyddsskikt och hindrar den fria metallytan att angripas av korrosion. Vidare är ett neutralt pH gynnsamt för korrosionsprocesser, först vid lägre pH kan korrosionshastigheten kraftigt öka p.g.a. vätejonernas medverkan i processen.

De uppmätta sulfatkoncentrationerna i fältstudien uppgår i några fall (maj -89, januari till april -90 i röret "Domkyrkan Ö" samt oktober -89 i röret "Nils Ericsonspl."), till de koncentrationer som anses vara svagt korrosivt för betong (se tabell 4). I fältstudien har några mycket höga koncentrationer av sulfat analyserats som eventuellt kan bero på punktföroreningar eller läckage.

Mikrobiell korrosion genom sulfatreducerande bakterier kan troligtvis förekomma. De neutrala pH-värden som uppmäts under större delen av fältstudien uppfyller bakteriernas miljökrav. Koncentrationen av löst syre, var under året låg men dock ej noll. Syrekoncentrationen kan däremot förväntas vara lägre i jorden än i observationsröret, speciellt med tanke på den långa tillrinningstiden mellan pumpning och provtagning.

Redoxpotentialen som analyserats vid ett fåtal tillfällen, har varit relativt hög trots den låga syrekoncentrationen i vattnet. Om sulfatreducerande bakterier förekommer, kan det trots allt finnas aktiva bakterier på mycket lokala ställen där syrekoncentrationen är noll och redoxpotentialen negativ. Sådana ställen kan t.ex. vara under avlagringar eller under påväxt (Eistrat & Thorén, 1980).

Koncentrationen av nitrat var vid flera mättillfällen relativt hög. Kvävetts cykel är som tidigare nämnts komplex och det finns en mängd kvävebakterier, vilka medverkar i kvävecykeln. Indirekt kan bakterierna inverka på korrosionsprocesser. Man har dock inte kunnat påvisa kväveomsättande bakterier i samband med korrosionsskador, annat än sporadiskt (Eistrat & Thorén, 1980).

Konduktiviteten är mycket hög i grundvattnet från centrala Göteborg. Medianvärdet för fältstudien i Göteborg (143 mS/m) är drygt 10 gånger högre än medelvärdet av de rurala medianvärdena (13,6 mS/m). Höga konduktivitetvärden kan ofta bero på höga kloridkoncentrationer i vattnet. Så torde också vara fallet för det urbana grundvattnet som i vissa fall har höga kloridkoncentrationer. Andra joner än klorid kan emellertid bidra till den höga konduktiviteten i grundvattnet från fyllnadsmassor i Göteborg. Till exempel utgör de höga alkalinitetsvärdena en stor andel av jonstyrkan hos vattnet och kan därför misstänkas medverka i ett högt konduktivitetvärde.

Konduktivetsanalysen är ett mått på vattnets elektrolytiska ledningsförmåga. Vid invertering erhålls ett mått på resistiviteten, d.v.s. motståndet att leda ström, vilken brukar ha enheten ohm-centimeter. Om en invertering av konduktivetsmedianvärdet utförs för de rurala grundvattenanalyserna, erhålls en resistivitet på 7 300 ohm-centimeter. Den inverterade konduktiviteten för fältstudiens medianvärde är på motsvarande sätt 700 ohm-centimeter. Enligt tabeller på olika jordarters resistivitet, motsvaras de rurala inverterade konduktiviteten ungefär av en lågresistiv sand. Det urbana värdet på den inverterade konduktiviteten hos grundvattnet motsvaras av en mycket lågresistiv lera (se figur 7).

## 7.2                   Nederbördens inverkan på det urbana grundvattnets kemiska sammansättning och korrosiva egenskaper

Syftet med denna studie var att undersöka försurningens inverkan på grundvattnets korrosiva egenskaper i fyllnadsmaterial. Detta planerades som en jämförande studie mellan urbant grundvatten från Göteborg och ruralt grundvatten från sydvästra Sverige. Under fältstudiens gång visade det sig att de kemiska egenskaperna hos det urbana grundvattnet förändrades kraftigt i samband med nederbörd. Förändringar av analysvärden efter nederbörd blev allt mer intressant trots att studien ej var upplagd för detta ändamål.

Under fältperioden i Göteborg kom den mesta nederbörden vid tre tillfällen. Första regntillfället var i juli, därefter regnade det kraftigt under oktober. Den mest intensiva regnperioden var dock i början av 1990 (se figur 13).

I augusti och februari, sjönk pH-värdet kraftigt. Det lägsta medianvärdet av pH var 5,6 i februari. Från januari hade då pH-värdet sjunkit kraftigt i samtliga rör, i medel med 1,5 enheter. Ingen pH-sänkning uppmättes efter regnperioden i oktober, vilket kan bero på att marken då rimligtvis hade ett kraftigt underskott på markvatten så att nederbörden i mindre utsträckning nådde ner till grundvattennivån, utan istället mättade markzonen med vatten. Några rör hade de två lägsta pH-värdena en månad senare än de övriga. De rören har gemensamt att de är placerade i stora, hårdgjorda ytor med stort avstånd till närmaste infiltrationsyta.



Alkaliniteten sjönk några hundra mg/l i samband med regnperioderna, nämligen i juli, september och i december. De enskilda rörens min-värden ligger utspridda under hösten och är svåra att förklara. En kraftig sänkning av alkaliniteten i oktober i grundvatten från Mossen kan dock ha samband med den kraftiga nederbörden i samma månad. I december har samtliga rör låga alkalinitetsvärden, vilket torde ha samband med nederbörden.

Medianvärdet för sulfat kan eventuellt sättas i samband med nederbörden. Nederbördsvatten insamlat vid Mossen hade maximal koncentration av sulfat i mars, nämligen 13,4 mg/l. Det är dock troligt att nederbörden, tillsammans med sulfat som oxiderats vid föregående grundvattensänkning, är orsaken till höjningen.

Även medianvärdet för nitrat ökade i september och i januari. Efter januari varade det förhöjda medianvärdet i flera månader. De höga nitratkoncentrationerna kan eventuellt bero på den sura depositionen. Vid insamling av regnvatten intill observationsröret på Mossen i mars månad, uppmättes en nitratkoncentration på 8,5 mg/l. Till detta kommer andra deponerade kväveföreningar. Grundvatten från enskilda observationsrör kan emellertid variera med tiotals milligram per liter, vilket troligtvis har flera förklaringar. Kvävetets cykel är som tidigare nämnts komplex och förändringar kan ske snabbt både under och efter provtagning. Faktorer som vegetation, växtperioder, bakteriell verksamhet, nedbrytningshastighet spelar antagligen stor roll för variationerna av nitrat i grundvatten. Förhöjningen av nitrat i samband med nederbörd kan även, liksom sulfat, bero på att det infiltrerande vattnet vaskar ur oxiderade kväveföreningar från markzonen.

Storleken på konduktiviteten varierar kraftigt mellan de olika observationsrören. Detta torde ha att göra med föroreningar i jorden men inga sådana slutsatser kan dras utifrån denna studie. Konduktiviteten sjönk under fältperiodens sista månader med cirka 50 mS/m. Detta kan tolkas som att det högkonduktiva grundvattnet späds ut av den infiltrerade nederbörden.

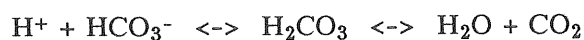
Medianvärdet för totalhårdheten var hela tiden mycket hög men även hårdheten varierade kraftigt mellan de olika rören. En viss sänkning av totalhårdheten under nederbördsperioden kan bero på en kraftig utspädning av vattnet. Annars skulle snarare en höjning av totalhårdheten ske i början av nederbördsperioden till följd av jonbytesprocesser när  $H^+$ -joner tillförs markzonen.

I samband med den mäktiga nederbörden i början av 1990 observerades bubblor vid provtagningen. Koldioxid analyserades därför i mars och i april. Koncentrationen av koldioxid varierade mellan cirka 20 och 200 mg/l och medianvärdena blev drygt 72 respektive 83 mg/l för respektive månad. Koldioxidkoncentrationen är mycket hög jämfört med andra grundvatten. Enligt Mathess (1982), brukar koncentrationen av koldioxid i grundvatten normalt vara mellan 10 och 20 mg/l.

Det finns flera tänkbara orsaker till att koldioxidkoncentrationen är så hög i grundvattnet från centrala Göteborg. Markandning i samband med nedbrytning av organiskt material, producerar koldioxid. Om marken tillförs syre med det infiltrerande, syremättade vattnet, kan produktionen av koldioxid öka. Detta kan även vara en orsak till att grundvattnets pH var lågt under regnmånaderna. Den producerade koldioxiden ändrar jämvikten så att kolsyra bildas och bidrar till försurningen.



Det kan även vara det sura regnet som i sig sänker pH hos grundvattnet så kraftigt så att vätejoner reagerar med vätekarbonat i grundvattnet enligt formeln:



Även andra gaser än koldioxid kan ha bildats i samband med nederbörden. Det infiltrerade nederbördsvattnet kan förväntas ha hög syrekonzentration vilket medför att mikrobiell verksamhet som trivs i aerob miljö aktiveras. Så kan t.ex. denitrifikation, d.v.s omvandling av kväveföreningar till kvävgas öka.

De förändringar som inträffade i samband med nederbördsperioden i början av 1990 innebar att grundvattnet helt ändrade karaktär. Kalk-kolsyrasystemet sattes i obalans och vattnet fick betydligt mer korrosiva egenskaper för konstruktionsmaterial som t.ex. metaller och betong.

Några få, tydliga förändringar av analyser i samband med regn kan fastställas ur denna studies resultat. Det gäller t.ex. en kraftig sänkning av pH-värde, en sänkning av alkalinitet, starksyravittring samt ökad korrosivitet. Utöver dessa kan en rad indikationer på samband diskuteras. Ytterligare analyser, och framförallt tätare, erfordras emellertid för att med säkerhet konstatera dessa samband.

### 7.3 Inverkan av observerade hydrogeologiska faktorer samt av miljön kring observationsröret

I denna studie har vissa jordanalyser genomförts jämte hydrogeologiska och miljömässiga beskrivningar av observationsplatserna. Den heterogena urbana miljön är emellertid svårbeskriven och metoder för provtagning i urban miljö saknas. Speciellt gäller detta jordanalyser i urban miljö.

Många urbana faktorer kan idag endast beskrivas med ord, efter att ha studerat jordmaterialet. Exempelvis kan en upplysning av exv. tegel, murbruk, eller andra byggrester vara väl så informativ som en kemisk beskrivning av jordarten. Även kornstorleken kan med fördel beskrivas som exv. "makadam (fyllnad) uppblandad med postglacial lera" istället för "stenig, sandig lera". Ofta blir emellertid marken i urban miljö med tiden så uppblandad att det kan vara svårt att se vilket ursprung fyllnadsmaterialet haft eller vilken jordart som funnits innan inblandning

av fyllnadsmaterialet. En genomtänkt metod för att analysera och schematiskt beskriva fyllnadsmaterial erfordras för att dra några slutsatser kring urban markmiljö.

Trots att materialet, d.v.s. ursprunglig jordart och fyllnadsmaterial, efter en tid blandas upp med omkringliggande jordart i marken, är marken fortfarande mycket heterogen. Spår av tidigare verksamhet och nuvarande användning av marken kan vara mycket tydliga. För att beskriva den urbana jordartens genes, kan historiska fakta vara betydelsefulla. Exempelvis kan misstänkta rester av vittringshorisonter och organiskt material konfirmeras med hjälp av historiska fakta.

Markens heterogenitet måste rimligtvis spela stor roll för infiltrationen av nederbörd. Fyllnadsmaterialen vid de undersökta platserna i Göteborg bedöms samtliga vara mer eller mindre uppblandade med lera vilket skulle innebära en långsam infiltration och grundvattenströmning, om inte leran är uppsprucken. De transmissivitetstester som utförts i studien har gett låga resultat. Trots detta observerades inverkan av nederbörden i samtliga rör. Framförallt kan detta studeras i pH- och kloridanalyserna. För några observationsrör är inverkan av nederbörd fördröjda. Dessa rör ligger långt från en infiltrationsyta. Ytterligare hydrogeologiska undersökningar erfordras för att med säkerhet kunna fastställa de faktorer som kan inverka på infiltrationshastigheten i urban miljö.

I fältstudien har grundvattenanalyser jämförts med utförda jordanalyser och andra observerade faktorer. Resultaten diskuteras översiktligt utifrån försurnings- och urbanhydrologiska teorier.

Jordartens buffrande kapacitet har naturligtvis stor inverkan för pH-värdet hos grundvattnet. Vid analysering av jordens basmättnadsgrad erhöles endast ett jordprov som inte var fullt mättad på baskatjoner och som kunde jämföras mot grundvattenanalyser från samma ställe. Observationsröret "Biskopsgården" hade en basmättnadsgrad på endast 36 procent. Utförda pH-analyser på grundvatten från samma plats ligger mellan 1-1,5 pH-enheter lägre än övriga observationsrörs medianvärden. I övrigt är pH-värdena samlade kring medianen, utom för enstaka analyser.

För att kunna göra korrekta jämförelser mellan jordanalyser och vattenanalyser måste emellertid markens hydrauliska egenskaper undersökas. Om vattnet snabbt rinner ner i marken genom kanaler, vilket speciellt sker vid vattenmättnad, blir reaktionen sämre mellan jord och infiltrerande vatten än i det fall då flödet är mer homogent. Ett heterogent flöde kan därför vara en anledning till de förändringar i analysresultat som konstaterades i samband med den rikliga nederbörden i början av 1990.

Grundvattnet från Biskopsgården har även de absolut lägsta koncentrationerna av alkalinitet. Låga värden, relativt medianvärdet, har även Järntorget och Lundby. Extremt höga alkalinitetvärden har Domkyrkan V, Domkyrkan Ö, Majorna och

Mossen. Jordprovet från Biskopsgården hade den lägsta basmättnadsgraden och verkar ha det grundvatten som är mest försurat. Detta observationsrör står förmodligen i yngre fyllnadsmaterial än de övriga observationsrören. De rör som hade extremt höga alkalinitetsvärden är placerade i gamla fyllnadsmaterial, ofta med stora mängder byggnadsavfall.

Observationsrören Domkyrkan V, Domkyrkan Ö, Majorna och Mossen har även betydligt högre totalhårdhet än medianen. Järntorget och Magasinsgatan har betydligt lägre totalhårdhet än övriga rör.

Vidare är konduktiviteten mycket hög i rören Domkyrkan V, Domkyrkan Ö och Majorna. Låga konduktivitetvärden har grundvattnet från Järntorget och Lundby.

Trots att medianvärdet av nitratkoncentrationen är relativt låg, har många rör mycket höga nitratkoncentrationer. Speciellt gäller detta under september och januari, då nitratkoncentrationen kraftigt höjdes i flera observationsrör. Det märkliga är att koncentrationsökningen var mycket kraftig, över 10 mg/l för Järntorget och Magasinsgatan från augusti till september. I januari ökade nitratkoncentrationen över 50 mg/l för vattnet från Biskopsgården, Domkyrkan V, Domkyrkan Ö, Nils Ericsonsplatsen och Vasaparken. Den kraftiga ökning i dessa rör kan ej enbart bero på kväveläckage på grund av sur deposition. Analyser av nederbördsvattnet från centrala Göteborg brukar maximalt innehålla 10 mg nitrat per liter. Läckage från avloppsledningar torde inte heller vara en orsak till de höga nitratkoncentrationerna.

De rör som hade en kraftig ökning av nitratkoncentrationen i januari i samband med nederbörden, har gemensamt att de är placerade i gräsmattor i city. Detta kan bero på en mycket hög kvävedeposition från trafik i centrala Göteborg. I dessa rör var den organiska aktiviteten även hög. Vid några få tillfällen var vattnet i Domkyrkan V syrefritt, vilket är ett resultat av hög organisk aktivitet som förbrukar syret. Det var i dessa rör som gasbubblor utvecklades efter nederbördstillfället i början av 1990. Detta ger en indikation på gasbubblorna kan vara ett resultat av hög mikrobiell aktivitet.

Liknande diskussion kan föras för grundvattenanalyserna av sulfat. Samtliga rör som har högre medianvärden av sulfat än 50 mg/l står i grönytor och i trafikerade områden. En kombination av hög deposition och hög organisk aktivitet kan ha orsakat de högre analysvärdena.

## 8 SLUTSATSER

Slutsatserna för denna studie kan lämpligen sammanfattas under fyra huvudpunkter:

Urbant grundvatten från fyllnadsmaterial i Göteborg skiljer sig avsevärt från övrigt grundvatten från grunda akviferer i sydvästra Sverige. De redovisade analysresultaten från fältstudien i Göteborg är mycket extrema jämfört med andra typer av grundvatten. Medianvärdena för de studerade analyserna är avsevärt högre än hos det rurala grundvattnet. Speciellt är medianvärdet av alkalinitet från fältstudien som är 17, 56 och 89 gånger högre än medianvärdet för brunnsinventeringens, SGU:s respektive Göteborgs kommuns analyser.

Det urbana grundvattnet kan, under större delen av denna fältperiod, betraktas som välbuffrat. Vattnet har hög alkalinitet och ett neutralt pH. Ur korrosionssynpunkt är det endast vattnets konduktivitet som kan bidra till en kraftig korrosionsutveckling. De höga alkalinitetsvärdena var inte förväntade och betvivlades i början av fältstudien. De kan emellertid vara ett resultat av kraftig vittring, hög organisk aktivitet eller en kombination av dessa faktorer. Vittringen av fyllnadsmaterialet som ofta innehåller rester av betong och murbruk torde bidra till den höga alkaliniteten i vattnet. För att utreda detta måste emellertid andra analyser utföras, än de som utförts i denna studie.

I samband med nederbördstillfällena förändrades det urbana grundvattnet avsevärt och fick en betydligt mer korrosiv karaktär. Nederbörden ledde främst till en obalans i kalk-kolsyrasystemet. I samtliga studerade observationsrör sjönk pH-värdet och alkaliniteten kraftigt i samband med nederbörd. Den kraftiga pH-sänkningen torde bero på stor deposition av vätejoner även om andra, framförallt mikrobiella processer kan bidra till försurningen. I samband med nederbörden övergick vittringsprocesserna från svagsyra- till starksyravittring. Detta indikerar att starkare syror, förmodligen syradeposition, blir dominerande istället för de svagare syror som normalt produceras av mikroorganismer. En sådan förändring torde innebära att vattnet blir betydligt mer korrosivt. De två korrosionsindex som beräknats i denna studie, Langliers och Ryznar Stability Index, tyder också på att detta. Även sulfat- och nitratkoncentrationen förändrades i samband med nederbörd. Deposition av svavel- och kväveföreningar torde ha stor inverkan på de förhöjda koncentrationerna men framförallt torde ackumulering i markzonen och i organiskt material inverka på förändringarna i koncentrationen.

Många faktorer kan inverka på det urbana grundvattnets sammansättning. I denna studie av sex analyser anses den geologiska miljön, infiltrationsförhållandena kring röret samt fyllnadsmaterialets utseende spela stor roll för grundvattnets kemiska sammansättning.

## 9 NYA FRÅGESTÄLLNINGAR

Denna studie har vid sidan av redovisade resultat lett fram till en rad frågeställningar angående urban markmiljö och fyllnadsmaterials kemiska sammansättning samt dess hydrauliska egenskaper. På grund av det omfång en fortsatt studie inom detta område kan få, redovisas endast de mest relevanta frågeställningarna för studiens fortsättning. Prioriteringen har enbart skett enligt studiens syfte.

Resultaten från fältstudien visar att grundvattnet får korrosiva egenskaper i samband med en regnperiod i början av 1990. Sommarens och höstens nederbördstillfällen är av många olika anledningar svårare att tolka. Nederbördens mängd, intensitet och varaktighet jämte dess syrainnehåll samt dess inverkan på grundvattnets kemiska sammansättning behöver studeras vidare.

Jordmaterialets kemiska sammansättning kan ha stor betydelse för grundvattnets korrosiva egenskaper, speciellt då det gäller kalk-kolsyrasystemet. Kalk- och karbonatinnehåll hos fyllnadsmaterial samt dess inverkan på grundvattnets korrosiva egenskaper bör därför studeras. Likaså bör fyllnadsmaterialets innehåll av organiskt material samt den mikrobiella aktiviteten i materialet undersökas, om orsakerna till de höga alkalinitetsvärdena skall kunna bestämmas.

De uppmätta kväve- och sulfatkoncentrationerna i fältstudien varierade kraftigt. Vad den höga depositionen av sulfat och kväve i tätorter innebär för t.ex. ackumulation i markzonen, i vegetationen eller för mikrobiell aktivitet men framförallt för korrosionsprocesser bör studeras närmare. Hur i sin tur dessa processer fungerar i kombination med nederbörd är intressant med tanke på att fältstudiens resultat visar indikationer på förhöjda koncentrationer som ej enbart kan bero på nederbördens sammansättning.

## REFERENSER

BFR = Statens råd för byggnadsforskning  
 CTH = Chalmers tekniska högskola  
 SGU = Sveriges geologiska undersökning  
 SNV = Statens naturvårdsverk  
 IVL = Institutet för vatten- och luftvårdsforskning

Adriellsson, P och Fredén, C, 1987, Beskrivning till jordartskartan Marstrand SO/Göteborg SV, SGU, Jordartsgeologiska kartblad skala 1:50 000, serie Ae Nr 72, Uppsala 1987.

Andersson, I och Stokes, J, 1988, Investigation of potential groundwater acidification in Sweden - using principal component analysis and regression analysis, SNV, Rapport 3417, Solna.

Baurne, G, 1989, Grundvattenövervakning - Provtagning och fältanalys, Naturvårdsverket, Rapport 3688, Solna.

Bergman, G, Laurent, S och Aastrup, M, 1986, Provtagningsteknik för analys av låga metallhalter i grundvatten, IVL, Rapport B 804, Stockholm.

BFR, 1989, Försurningens inverkan på konstruktioner i mark och vatten - Förslag till forskningsprogram, Statens råd för byggnadsforskning, G8:1989, Stockholm.

Brink, N, 1981, Försurning av grundvatten på åker, Sveriges lantbruksuniversitet, Avdelningen för vattenvård, Ekohydrologi 8.

von Brömssen, U, 1989, Acidification Trends in Swedish Groundwaters - Review of time series 1950 - 85, SNV, Rapport 3547, Solna.

Camitz, G, 1988, Korrosionsskador - typer och orsaker. Konferens: Utvändig korrosion på vattenledningar - risker och motåtgärder, Korrosionsinstitutet, Stockholm.

Cembureau, 1978, Use of the concrete in aggressive environments, Cembureau recommendation, 1:st Edition, Paris 1978.

Costello, J A, 1969, Int. Biodetn Bull., 5 (3): 101-118, The corrosion of metals by micro-organisms: a literature survey.

De Vries, W och Breewsma, A, 1987, The relation between soil acidification and element cycling, Water, air and soil pollution, 35, pp 293-310.

Earlougher, R C, 1976, Monograph series society of petroleum engineers of aime, Dallas, vol 5.

- Eistrat, K och Thorén, A, 1980, Mikrobiell korrosion - En litteraturoversikt, Korrosionsinstitutet, Stockholm.
- Eriksson, E., 1986, Critical loads for acid deposition on groundwaters In: Nilsson, J (ed): Critical loads for sulphur and nitrogen, sid 11 - 32, Nordisk ministerråd, rapport 1986:11.
- Fagerlund, G, 1987, Betongkonstruktioners Beständighet - En översikt, Upplands Grafiska AB, Uppsala.
- Förster, J, 1990, Roof runoff: A source of pollutants in urban storm drainage systems?, Fifth international conference on urban storm drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23 - 27, vol 1: Drainage models and quality issues, Ed. Iwasa, Y and Sueishi, T, pp 469 - 474
- Freeze, R A och Cherry, J A, 1979, Groundwater, Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, N.J.
- Gautefall, 1982, Utvendig korrosjon på vannledninger, Prosjekt transport av vann - Norges teknisk naturvitenskapelige forskningsråd, Publikasjon PTV 19, Trondheim.
- Gedda, C och Eideling, G, 1987, Grundvattenprovtagning i jordlager - Provtagningsmetodens betydelse vid grundvattenkontroll, SNV, Rapport 3387, Solna.
- Grennfelt, P, 1983, Torrdeposition av svavel- och kväveföreningar, SNV, Solna.
- Griffits och King, 1981, Applied geophysics for geologists and engineers, Pergamon press.
- Göteborgs va-verk, 1990, personlig kontakt med Olle Ljunggren, Karta med skadefall på v-ledningar i Göteborg 1980-1985.
- Hem, J D, 1989, Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water, Third edition, U.S. Geological survey water-supply paper 2254, U.S. Government Printing Office, Washington.
- Hård, S, Holm, T och Jonasson, S, 1979, Dagvatteninfiltration på grönytor - Litteraturstudie, kunskpassammanställning och hypotes, Geohydrologiska forskningsgruppen, Meddelande 45, CTH, Göteborg.
- Hogland, W och Niemczynowicz, J, 1980, Kvantitativ och kvalitativ vattenomsättning för Lunds centralort - Kompletterande mätningar och metodik, Institutionen för teknisk vattenresurslära, Lunds tekniska högskola / Lunds universitet, Rapport 3038, Lund.



Hultberg, H och Johansson, S, 1981, Acid groundwater, *Nordic Hydrology* 12, vol 12 n/o 4/5, sid 51 - 64, Nordic Association for Hydrology, EGS-symposium om "High Mountain Hydrology", Uppsala.

IVL, 1989, Halter av svaveldioxid, sot och kvävedioxid i svenska tätorter vintern 1988 - 1989, IVL, B 964, Göteborg.

Iverson, W P, "An Overview of the Anaerobic Corrosion of Underground Metallic Structures, Evidence for a New Mechanism," *Underground Corrosion*, ASTM STP 741, Edward Escalante, Ed., American Society for Testing and Materials, 1981, pp. 33-42.

Jacks, G, Knutsson, G, Maxe, L och Fylkner, A, 1984, Effekt of acid rain on soil and groundwater in Sweden. *Pollutants in porous media*, pp 94-114, Springer Verlag.

Jacks, G och Knutsson, G, 1981, Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (förstudie), Projekt Kol Hälsa Miljö, Statens Vattenfallsverk, Vällingby.

Jonasson S A, Lång, L-O och Swedberg, S, 1985, Faktorer som påverkar pH och alkalinitet - En analys av sura brunsvatten i sydvästra Sverige, SNV, Rapport 3021, Solna.

Jonasson, S A, Lång, L-O och Swedberg, S, 1987, Analys av brunsvattendata från Värmland. Grävda brunnar 1949-84, Lägesrapport, Geologiska institutionen, CTH/GU, Publ. B 308, Göteborg.

Jonasson, S A, Lång, L-O och Swedberg, S, 1990, Vattnets surhet i grävda brunnar i Värmland 1949-1985, SNV, Rapport 3831, Solna.

Kungliga Lantbruksstyrelsens Kungörelser m.m., 1965, Nr 1.

Lång, L-O, 1989, Interpretations of pH and alkalinity in well waters from southwestern Sweden, Dep. of Geology, Chalmers University of Technology / University of Göteborg, Publ. A66, Göteborg.

Lång, L-O och Swedberg, S, 1986, Känsligheten för grundvattenförsurning i Dalsland, Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Naturvårdsenheten, Publikation 1986:1, Vänersborg.

Levlin, E, 1978, Försurningsbetingade korrosionsskador på vattenledningar i hus och mark - En förstudie av kostnadsbilden, SNV, PM 1978, Solna.

Levlin, E, 1985, Försurningsbetingade korrosionsskador på vattenledningar i hus och mark, SNV, PM 1978, Solna.

Länsstyrelsen, 1989, Miljöanalys 1988 - Göteborg och Bohus län, Länsstyrelsen i Göteborg och Bohus län, Miljövårdsenheten, Göteborg.

Va-teknik, CTH, 1990, nederbördsstatistik från mätningar i Göteborg 1989-1990, personlig kontakt med Lars-Ove Sörman.

Malmqvist, P-A, 1983, Urban Stormwater Pollutant Sources, An Analysis of Inflows and Outflows of Nitrogen, Phosphorus, Lead, Zink and Copper in Urban Areas, Chalmers University of Technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg.

Mark AMA '83. 1983, AB Svensk Byggtjänst, Liber tryck Stockholm, upplaga 2, 1984.

Mathess, G, 1982, The properties of groundwater, John Wiley & Sons, New York.

Monitor, 1986, Sura och försurade vatten, Naturvårdsverket, Liber förlag, Stockholm.

Nömmik, 1974, Soil science 118, pp 254-262.

Nilgård, B och Popovic, B, 1984, Effekter av olika kalkningsmedel i skogsmark. En litteraturöversikt. SNV, Rapport 1851, Solna.

Reuss, J O och Johnson, D W, 1986, Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters, Ecological studies; v. 59, Springer-Verlag New York Inc.

Reutersvärd-Wengström, T, 1989, Kartläggning av skador på segjärnsledningar i Göteborg 1977-1987, Geohydrologiska forskningsgruppen, Meddelande nr 88, CTH, Göteborg.

Sederholm, B och Vinka, T-G, 1989, Markförsurningens inverkan på korrosionen hos olika metaller - Lägesrapport 1989, Korrosionsinstitutet, Stockholm.

SGU, 1985, Svenskt vattenarkiv, Grundvattennätet, Rapporter och meddelanden nr 43, Uppsala.

SGU, Jordartskarta Ae nr 72, 1984.

SMHI-väst, Landvetter, upplysningar om väderstatistik i Göteborg.

SNV, 1987, Aktionsplan '87 mot luftföroreningar och försurning, SNV, Rapport 3379, Solna.

SNV, 1990, Air pollution '90, SNV Informs, Solna

SNV, 1990, Markförsurning - Vad är det?, Informationsblad "Naturvårdsverket informerar", ISBN 91-620-9207-3, Solna

SS, Standarder för vattenanalyser, Standardiseringskommissionen i Sverige, Stockholm.

Ström, K, Carlsson, L, Anttonen, M L, Lång, L-O och Swedberg, S, 1987, Grundvattenkontroll i Göteborgs kommun, Göteborgs miljö- och hälsoskyddsförvaltning, Göteborg.

Svensson, C, 1984, Analys och användning av grundvattennivåobservationer, Geologiska institutionen, CTH/Göteborgs universitet, Publ. A 49, Göteborg.

Svensson, G, 1987, Modelling of Solids and Metal Transport from Small Urban Watersheds, Chalmers University of Technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg.

Vinka, T-G, 1988, Miljöförsurningens inverkan på korrosionen hos konstruktioner i kontakt med jord och vatten, Korrosionsinstitutet, Stockholm.

BILAGA 1. Referenslista från litteraturstudien "Urban påverkan på vattnets sammansättning kring konstruktioner i mark - Litteraturstudie med exemplifiering från Göteborg" (Opubl. delrapport, Geologiska inst., CTH/GU, Göteborg 1989).



REFERENSER

- Aktionsplan '87 mot luftföroreningar och försurning, 1987, Naturvårdsverket rapport 3379, Norstedts tryckeri.
- Brink, N, 1981, Försurning av grundvatten på åker, Sveriges lantbruksuniversitet, Avdelningen för vattenvård, Ekohydrologi 8.
- Bucht, E, Carlsson, L, Falk, J, Hällgren, J och Malmquist, P-A, 1977, Dagvatten - resurs och belastning, SNV PM 873, Solna.
- BFR, 1989, BFR:s programgrupp för försurningskorrosion, Försurningens inverkan på konstruktioner i mark och vatten - Förslag till forskningsprogram, Statens råd för byggnadsforskning, G8:1989, Spångbergs tryckeri AB, Stockholm.
- Camitz, G, 1980, Jordars korrosivitet, slutrapport, STU-rapport 76-3898, Korrosionsinstitutet, Stockholm.
- Camitz, G, 1988, Korrosionsskador - typer och orsaker. Konferens: Utvändig korrosion på vattenledningar - risker och motåtgärder, Korrosionsinstitutet, Stockholm.
- van Dam, C H och van de Ven, F H M, 1984, Infiltration in the Pavement, Proceedings of the Third International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, June 4-8, Volume 3; Planning and Control of Urban Storm Drainage, Edited by Balmér, Malmqvist och Sjöberg. Chalmers Tekniska Högskola, Minab/Gotab, Kungälv.
- Drever, J I, 1988, The Geochemistry of Natural Waters, second edition, Prentice Hall, Inc., New Jersey.
- Engvall, A-G, 1986, Mineral Material Chp 19 ur H.-J. Rehm and G. Reed, Biotechnology, Vol 8, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.

- Ericsson, L O, 1977, Lokalt omhändertagande av dagvatten, Delrapport från första verksamhetsåret. Geohydrologiska forskningsgruppen, meddelande nr 25, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Ericsson, L O, 1980, Markvattenförhållanden i urbana områden, slutrapport, Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers tekniska högskola, Meddelande nr 51, Göteborg.
- Eriksson, B, 1983, Datas rörande Sveriges nederbörds-klimat, Normalvärden för perioden 1951 - 80, Rapport 1983:20.
- Falk, J & Niemczynowicz, J, 1975, Effekter av urbani-sering på vattenbalansen - en fältmodellstudie - Nordiskt symposium om Kvantitativ Urban Hydrologi. Sarpsborg 11-13 juni 1975. Den norske komité för Den internasjonale hydrologiske dekade, sid 123-131.
- Fordonsavgasgruppen, 1985, Renare luft i Göteborg - förslag från fordonsavgasgruppen, Göteborgs kommun, Goterna, Kungälv.
- Freeze, R A & Cherry, J A, 1979, Groundwater, Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, N.J.
- Grennfelt, P, 1983, Torrdeposition av svavel- och kväveföreningar, Statens naturvårdsverk, Solna
- Hallbäcken, L & Popovic, B, 1985, Markkemiska effekter av skogsmarkskalkning, Naturvårdsverket, rapport 1880, Solna
- Handboken Bygg Geoteknik, 1984, red. Sigurd Avén, kapitel G03; Chester Svensson; Geohydrologi, Liber Förlag, Stockholm
- Hogland, W & Niemczynowicz, J, 1980, Kvantitativ och kvalitativ vattenomsättning för Lunds centralort - Kompletterande mätningar och metodik, Institutionen för teknisk vattenresurslära, Lunds tekniska högskola/ Lunds universitet, Rapport 3038, Lund.

- Holmstrand, O & Wedel, P O, 1976, Markvattenundersökningar i ett urbant område, Geohydrologiska forsknings-gruppen, Meddelande nr 17, (Geologiska institutionen, publ. A7), Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Hultberg, H & Johansson, S, 1981, Acid groundwater, Nordic Hydrology 12, vol 12 n/o 4/5, sid 51-64, Nordic Association for Hydrology, EGS-symposium om High Mountain Hydrology, Uppsala, Sweden.
- Hård, S, Holm, T och Jonasson, S, 1979, Dagvatteninfiltration på grönytor - Litteraturstudie, kunskapssammanställning och hypotes, Geohydrologiska forskningsgruppen, Meddelande nr 45, Chalmers tekniska högskola
- Jacks, G & Knutsson, G, 1981, Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (förstudie), Projekt Kol-Hälsa-Miljö, Statens Vattenfallsverk, Teknisk rapport nr 11, Vällingby
- Jacks, G & Knutsson, G, 1982, Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (huvudrapport), Projekt Kol-Hälsa-Miljö, Statens Vattenfallsverk, Teknisk rapport nr 49, Vällingby
- Jacks, G & Maxe, L, 1984, Surt grundvatten - En kunskapsöversikt, Statens Naturvårdsverk, pm 1849, Solna.
- Johansson, L-G, Lindqvist, O och Mangio, R E, 1988. Corrosion of calcareous stones in humid air containing SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub>. Paper presented at the Symposium "Air pollution and Conservation - Safeguarding our Architectural Heritage", Swedish Institute of Classical Studies, Rome, Italy, 15-17 October 1986. Durability of Building Materials, 5: 439-449. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- Jonason, J & Mårtensson, S, 1988, Sverigefakta, Nørhaven A/S, Danmark



- Jonasson, S A, 1983, Förstudie ledningsgravar, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Chalmers tekniska högskola, publikation 5:83, Göteborg.
- Jonasson S A, Lång L-O och Swedberg S, 1985, Faktorer som påverkar pH och alkalinitet - en analys av sura brunnsvatten i sydvästra Sverige, SNV, rapport 3021, Solna.
- Levlin, E, 1985, Försurningsbetingade korrosionsskador på vattenledningar i hus och mark, SNV PM 1978, Solna.
- Liljelund, L-E, Nilsson, I och Andersson, I, 1986, Trädslagens betydelse för mark och vatten. En litteraturstudie med speciell referens till luftföroreningar och försurning, Statens Naturvårdsverk, Rapport 3182, Solna.
- Lindblad-Påsse, A, 1986, Järnutfällningsproblem i grundvattenvärmesystem, Geologiska institutionen, publ. A 53, Chalmer Tekniska Högskola, Göteborg
- Lindh, G, 1972, Urbanization: A hydrological headache, Ambio, Vol 1, No 6, p 185-201.
- Lång, L-O & Swedberg, S, 1986, Känsligheten för grundvattenförsurning i Dalsland, Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Naturvårdsenheten, Publikation 1986:1, Vänersborg
- Lång, L-O & Swedberg, S, 1988, Miljööversikt vatten, Uddevalla kommun, kapitel 7; Grundvatten, Miljö- och hälsoskyddskontoret, Uddevalla
- Malmquist, P-A och Svensson, G, 1974, Sammanställning av utförda dagvattenundersökningar i Stockholm och Göteborg 1969-1972, Rapport från arbetsgruppen "Dagvattnets beskaffenhet och egenskaper", Geohydrologiska forskningsgruppen, Meddelande nr 11, Chalmers tekniska högskola, va-teknik, publ. B 74:1.

- Malmquist, P-A och Svensson, G, 1975, Dagvattnets sammansättning i Göteborg, Geohydrologiska forsknings-gruppen, Meddelande nr 14, Chalmers tekniska högskola, va-teknik, publ. B 75:3.
- Malmqvist, P-A, 1983, Urban Stormwater Pollutant Sources, An Analysis of Inflows and Outflows of Nitrogen, Phosphorus, Lead, Zinc, and Copper in Urban Areas, Chalmers University of Technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg.
- Mark AMA 83, 1983, AB Svensk byggtjänst, Liber tryck Stockholm, upplaga 2, 1984.
- Mikalsen, K T, 1984, Assessment of Water Quality Changes Resulting from Urbanization, Agriculture, and Commercial Forestry in the State of Georgia, U.S.A., Proceedings of the Third International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, June 4-8, 1984, Volume 3 Planning and Control of Urban Storm Drainage, edited by Peter Balmér, Per-Arne Malmqvist, Anders Sjöberg.
- Miljöaktuellt, 1989, 16 februari, sid 6-7, Naturvårdsverket, Solna.
- Monitor 1986, Sura och försurade vatten, Naturvårdsverket, Liber förlag, Stockholm.
- Reuss, J O och Johnson, D W, 1986, Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters, Ecological studies; v. 59, Springer-Verlag New York Inc.
- Rosvall, J, 1988, Air Pollution and Conservation, Paper presented at the Symposium "Air Pollution and Conservation - Safeguarding our Architectural Heritage", Swedish Institute of Classical Studies, Rome, Italy, 15-17 October 1986. Durability of Buildings Materials, 5: 209-237. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam
- SGU, 1985, Svenskt vattenarkiv, Grundvattennätet, Rapporter och meddelanden nr 43, Uppsala.

Svenska sällskapet för antropologi och geografi, Atlas över Sverige, kartblad 15-16; jordarterna (1953), kartblad 23-24; högsta kustlinjen för hav och issjöar under senkvartär tid (1959), AB Kartografiska institutet

VA-verk 1985, Svenska vatten- och avloppsföreningen, Statistiska uppgifter över kommunala vatten- och avloppsverk, Statistik VAV S85, Stockholm.

VAV, 1983, Lokalt omhändertagande av dagvatten - LOD, Anvisningar och kommentarer, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, publikation VAV P46.

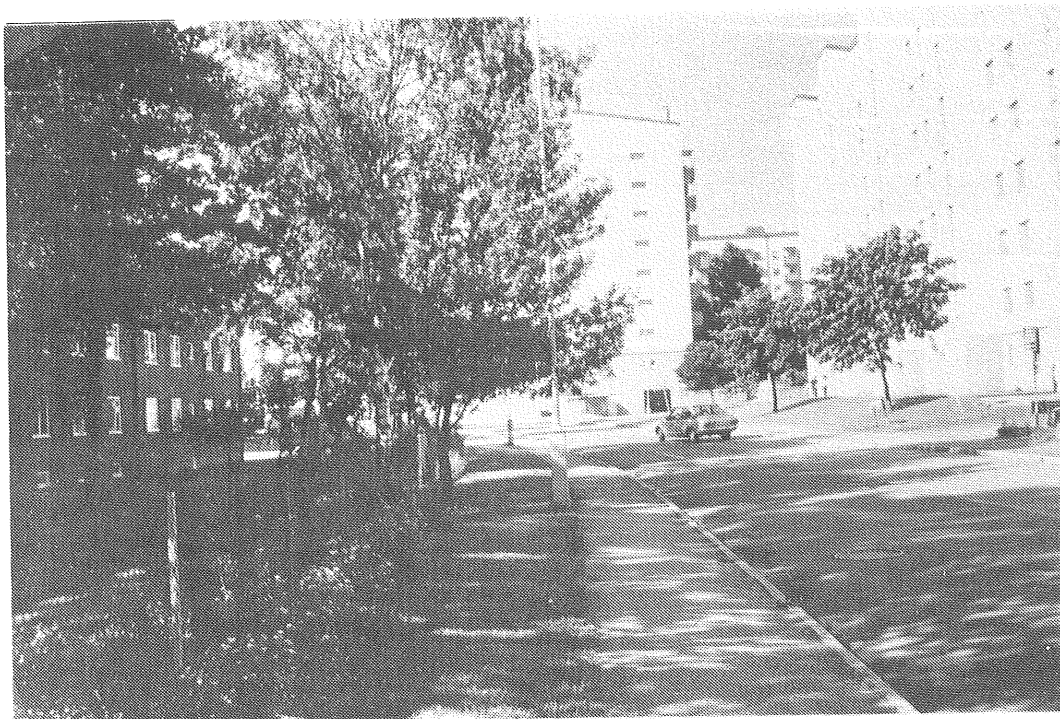
Vinka, T-G, 1988, Miljöförsurningens inverkan på korrosionen hos konstruktioner i kontakt med jord och vatten, Korrosionsinstitutet, Stockholm.

YMER Årsbok 1978 Svenska sällskapet för antropologi och geografi, Vattnet och bebyggelsen, Malmquist, P-A, kapitlet "Regnvatten - ett föroreningsproblem?", Generalstabens litografiska anstalts förlag, Stockholm.

**BILAGA 2. Beskrivning av fältstudiens 12 observationsrör, analyser och miljöbeskrivningar.**



Biskopsgården



---

Miljöbeskrivning: Bostadsområde byggt på 60-talet. Röret står i en rabatt på NV sidan av gatan. Gatan är måttligt trafikerad. Gräsmattan är mellan en och två meter bred längs hela gatan. Innanför gräsmattan finns en rabatt med planterade buskar. Därefter finns ett stängsel med en större gräsmatta innanför.

Miljöklassning: Bostadsområde

---

Hydrogeologisk beskrivning: Området sluttar mot V och SV från Biskopsgårdens centrum. Områdets permeabla ytor utgörs av stora anlagda gräsmattor. Bostadshusens stuprännor leds direkt ner i marken. Närmaste bostadshus ligger emellertid på cirka 40 meters avstånd från grundvattenröret. Ett träd finns på cirka 2 meters avstånd från röret.

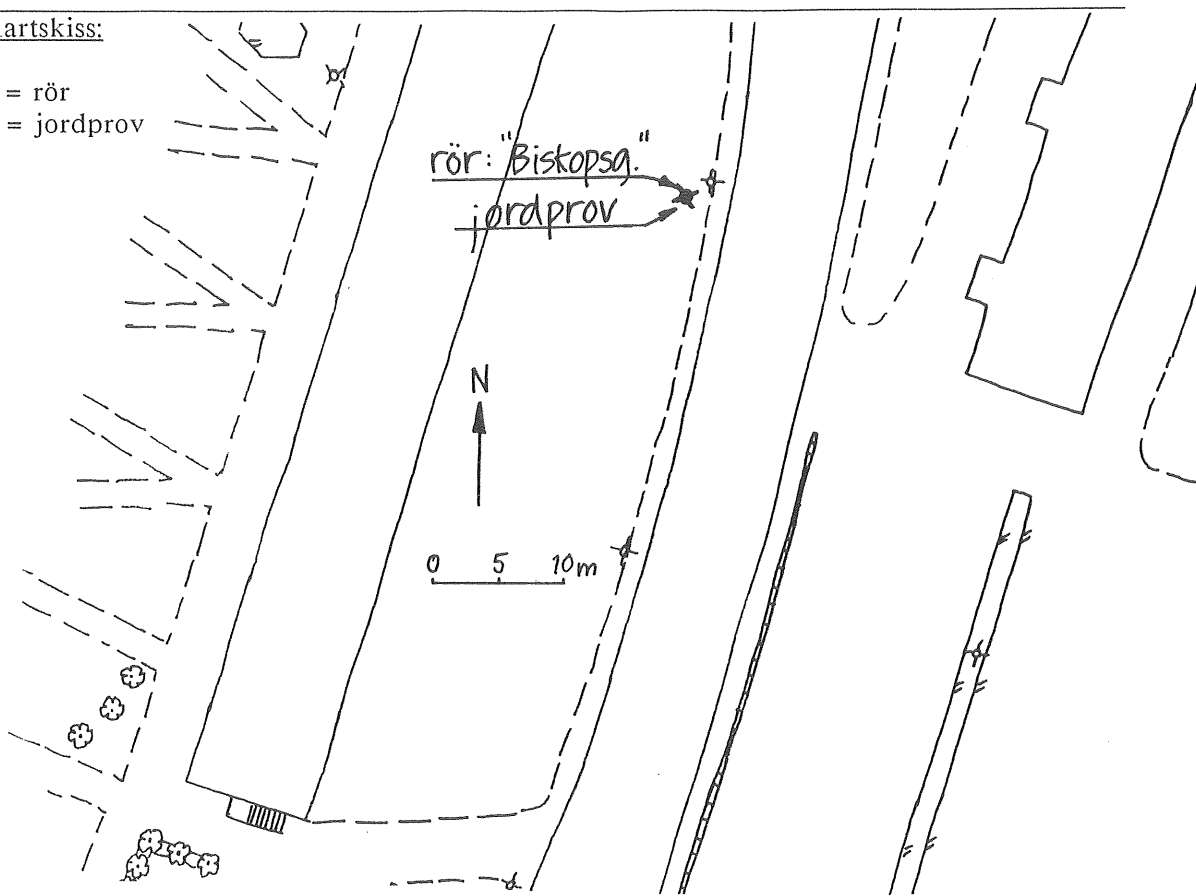
Hydrogeologisk klassning: Anlagd gräsmatta

---

Konstruktioner i marken: I gatan finns vatten- och avloppsledningar. En brunn är placerad i gatan, cirka 5 meter norr om observationsröret. En rännstensbrunn finns nedanför trottoaren på cirka 3 meters avstånd. Närmaste konstruktion är ett stängsel med stål stolpar och plastnät cirka 0,5 meter från röret och en elstolpe cirka 2 meter från röret.

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov



Transmissivitet:

- m<sup>2</sup>/s

Jordart:

Enligt jordartskarta: Sand

Enligt jordprov taget vid röret: Grovlera (1,2 m)

Jordartsanalyser:

Djup: ca 1,2 m

pH: 5,6

Glr: 1,7 %

Kornstorleksfördelning:

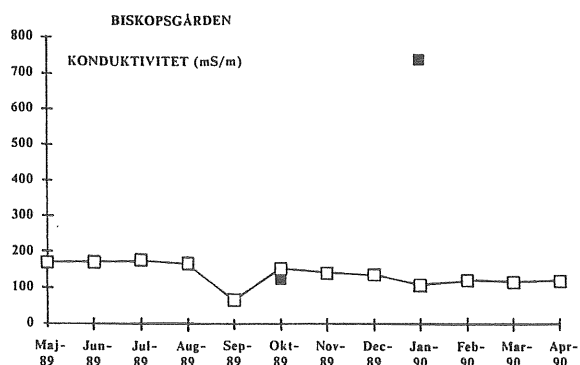
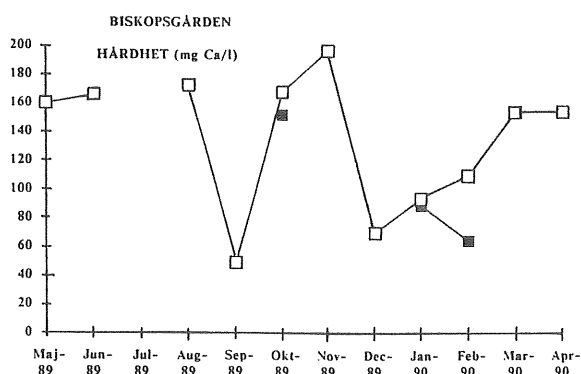
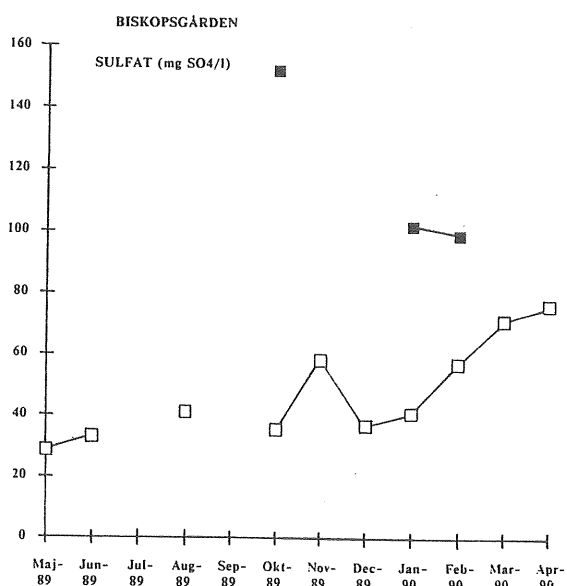
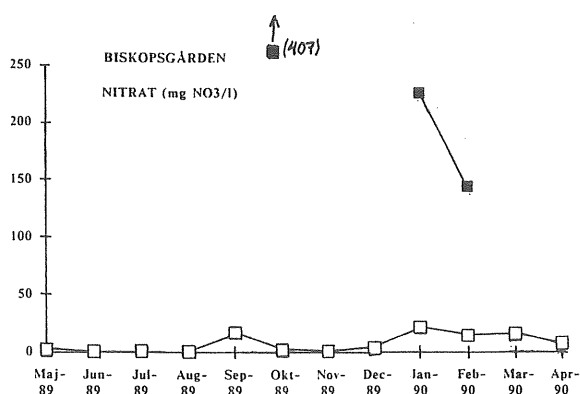
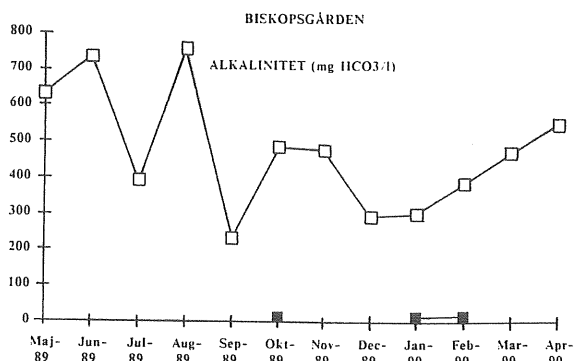
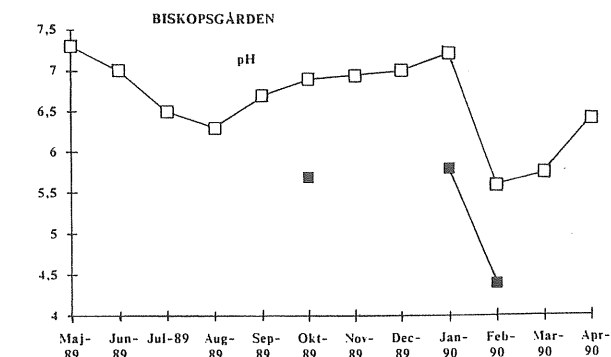
23 % ler  
15 % mjäla  
54 % mo  
7 % sand  
1 % sten



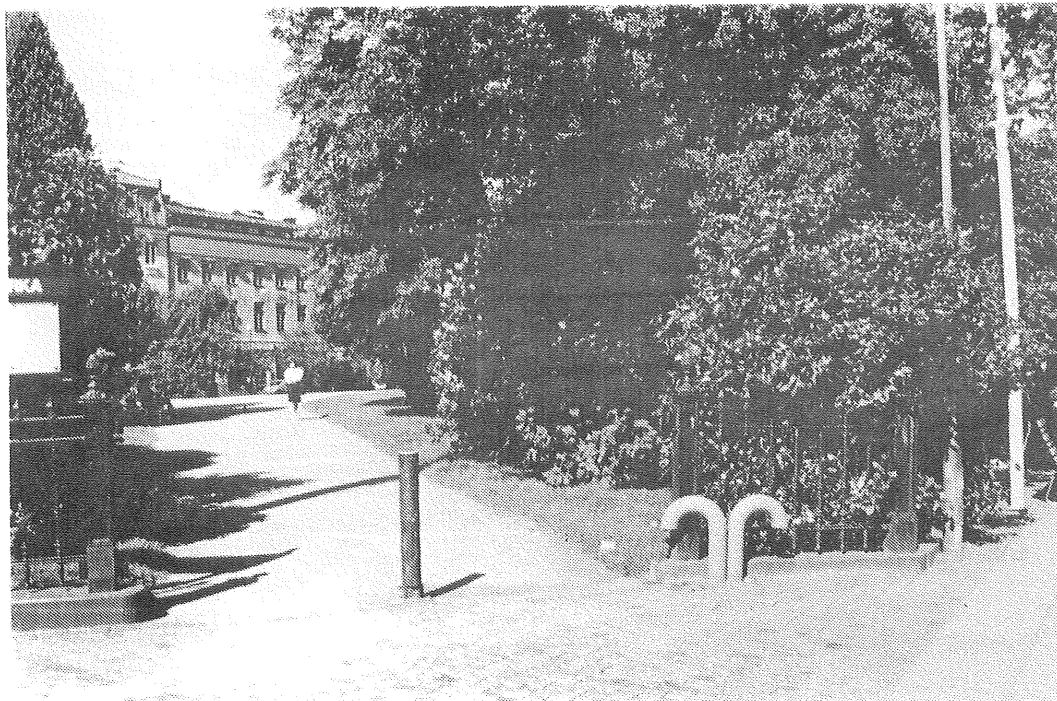


## Bilaga 2:4

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Domkyrkan V



---

Miljöbeskrivning: Röret är placerat i Domkyrkoparken, väster om Domkyrkan. Parken består av en anlagd gräsmatta och planterade buskar. Genom parken går gångvägar av fingrus. En av gångvägarna går precis bredvid röret. Endast cirka 15 meter från röret finns en kraftigt trafikerad väg. Genom parken går dagligen många fotgängare.

Miljöklassning: City

---

Hydrogeologisk beskrivning: Parkens anlagda gräsmatta och planteringar kan antas infiltrera nederbörd. Runt omkring parken finns dock stora impermeabla ytor. Marken slutar svagt från nordost mot röret. Ett stort träd står cirka 4 meter från röret.

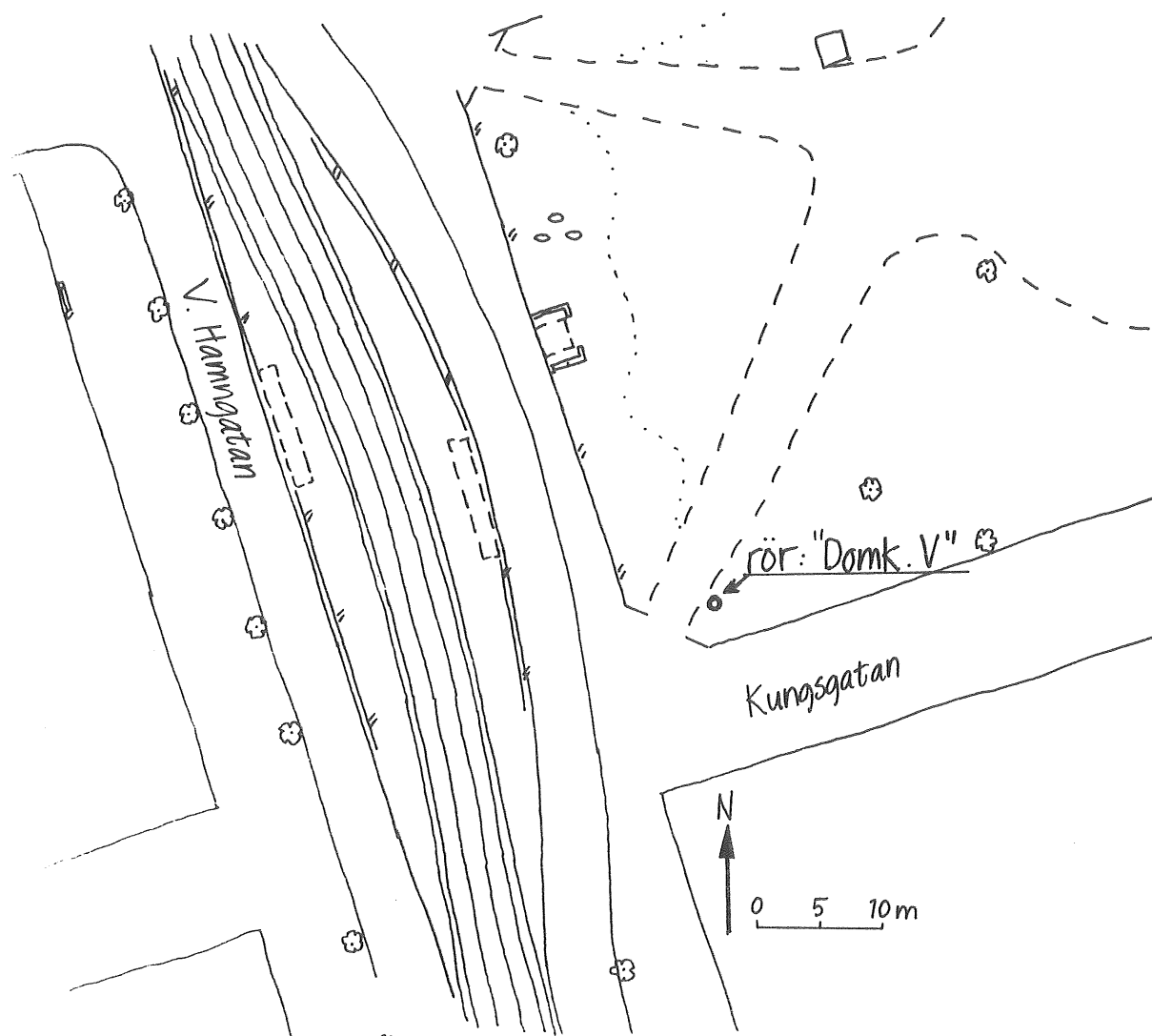
Hydrogeologisk klassning: Anlagd gräsmatta

---

Konstruktioner i marken: Ett målat järnstaket med betongfundament och stenmur finns cirka 3 meter från röret. Där finns även ett luftningsrör till en avloppsledning. En vattenledning finns enligt kommunens ledningskarta cirka 4 meter från observationsröret, en avloppsledning cirka 6 meter från röret.

Kartskiss:

o = rör



Transmissivitet:

- m<sup>2</sup>/s

Jordart:

Enligt jordartskarta:

Postglacial finlera

Enligt jordprov taget vid röret:

Sand (Se Domk Ö)

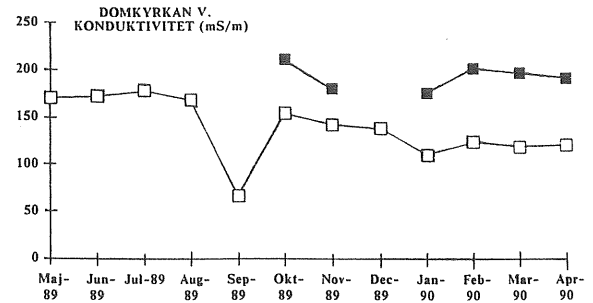
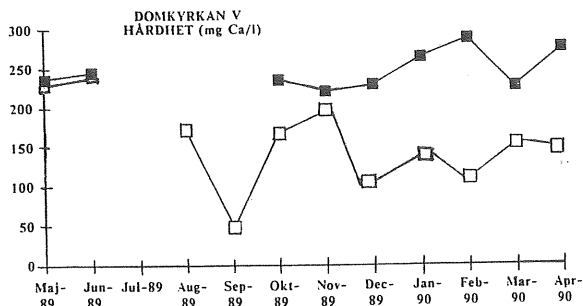
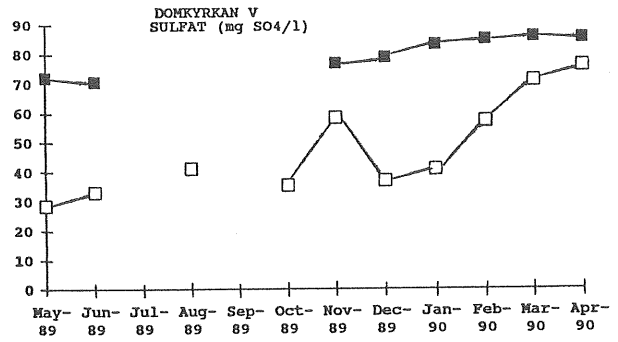
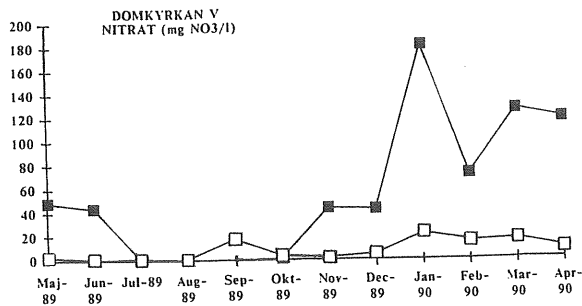
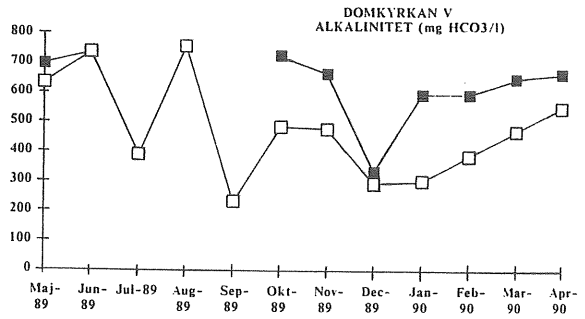
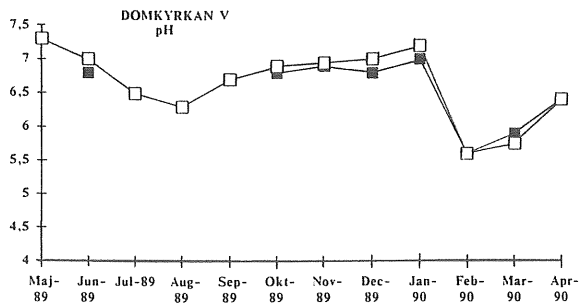
Jordartsanalyser:

(Se Domkyrkan Ö)



Bilaga 2:8

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Domkyrkan Ö.



---

Miljöbeskrivning: Röret är placerat i Domkyrkoparken sydost om Domkyrkan. Se även beskrivningen av "Domkyrkan V". En gångväg av fingrus finns cirka 1 meter från observationsröret. Avståndet till närmaste trafikerade gata är cirka 50 meter.

Miljöklassning: City

---

Hydrogeologisk beskrivning: Cirka 10 meter väster om röret finns ett stort träd. Ett mindre träd finns cirka 1,5 meter från observationsröret. Domkyrkans stuprör leds ner i marken. Materialet i rännor och tak är koppar. Närmaste ränna finns cirka 30 meter från röret. För övrig beskrivning se "Domkyrkan V".

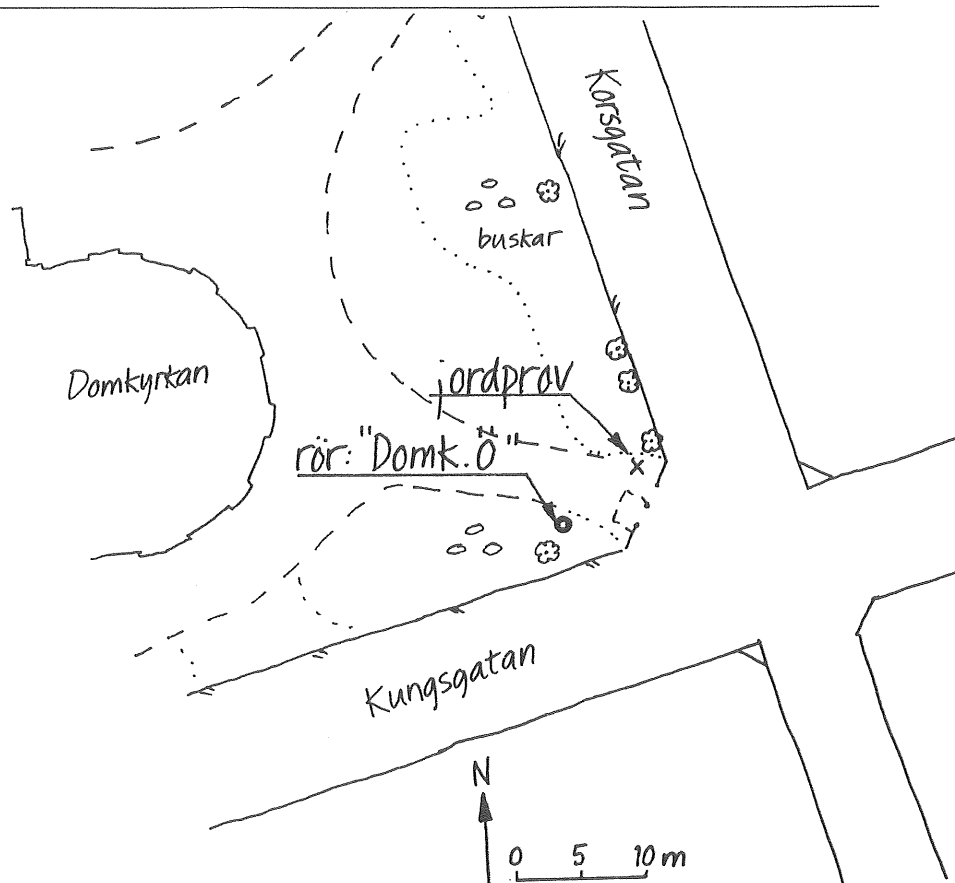
Hydrogeologisk klassning: Anlagd gräsmatta

---

Konstruktioner i marken: Kring röret finns flera lyktstolpar av järn eller med målad yta. Ett målat järnstängsel med stolpar av natursten finns även i närheten av röret. Cirka 8 meter från observationsröret finns en vattenledning. Cirka 11 meter från röret går en avloppsledning.

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov



Transmissivitet:  $1,0 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$

Jordart:

Enligt jordartskarta: Postglacial finlera

Enligt jordprov taget vid röret: Siltig sand (ca 0,8 meter under gräsmattan)

Jordartsanalyser:

Djup: ca 0,8 m

pH: -

Glr: 1,8 %

Kornstorleksfördelning:

37 % silt  
40 % sand  
23 % grus

Bilaga 2:11

---

Vattenanalyser:

Statistiska uppgifter

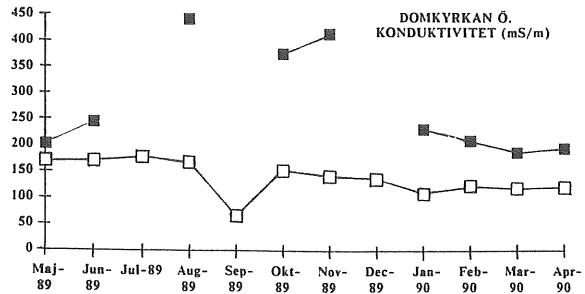
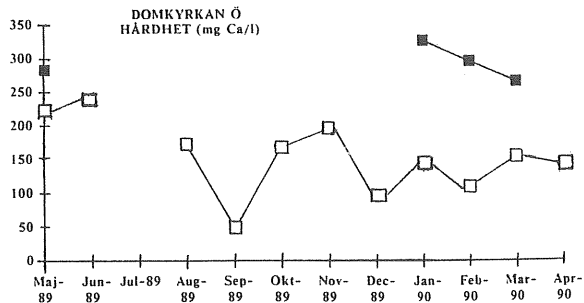
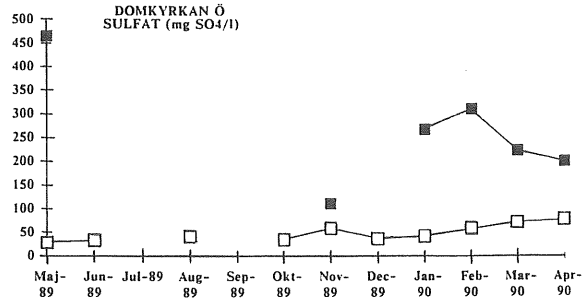
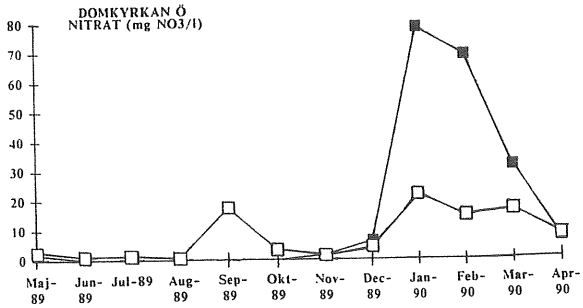
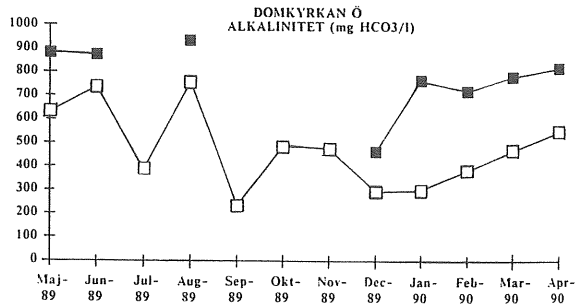
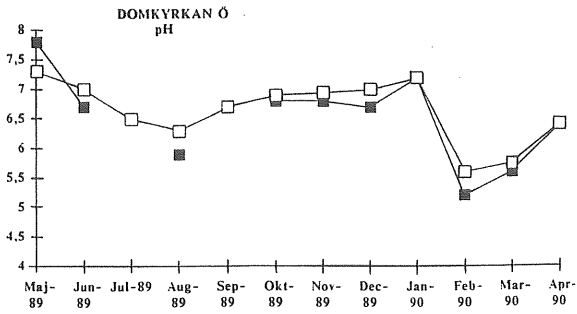
	NO3	NO2	NH4	SO4	PO4	Cl	pHf	KondHCO3	
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	-	mS/mmg/l	
<b>median</b>	6,82	0,31	1,35	245	196	362	6,7	233	798
<b>medel</b>	27,9	0,24	5,78	263	184	537	6,41	279	780
<b>std. av.</b>	33,0	0,13	7,02	120	125	412	0,63	102	146
<b>min</b>	1,33	0,030	0,87	112	39,9	162	5,2	188	464
<b>max</b>	78,4	0,37	16,1	465	374	1140	7,2	441	937
<b>n</b>	7	7	7	6	6	8	10	9	8

	Fe <sub>tot</sub>	Mn	Ca	Mg	Na	K	Temp	Hårdh.	
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	mgCa/l	
<b>median</b>	0,09	0,09	257	13,4	146	9,67	9,7	284	
<b>medel</b>	0,20	0,13	266	14,4	159	9,17	10,1	290	
<b>std.av.</b>	0,24	0,09	22,6	3,67	28,3	1,22	2,86	24,2	
<b>min</b>	0,06	0,077	246	10,3	134	7,43	5,7	266	
<b>max</b>	0,62	0,28	301	19,8	194	10,2	14,6	328	
<b>n</b>	5	5	5	5	5	5	11	5	



Bilaga 2:12

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Järntorget



---

Miljöbeskrivning: Röret är placerat i en kullerstenstrottoar vid den södra körbanan på Södra Allén. Mellan körbanorna finns en allé med gång- och cykelväg av grus i mitten. Området är för övrigt tätbebyggt med flervåningshus från början av 1900-talet. Huset närmast röret är av tegel med stuprännor av koppar. Röret är placerat ett och ett halvt kvarter från Järntorget som är kraftigt trafikerat av personbilar, bussar och spårvagnar.

Miljöklassning: City, trafik

---

Hydrogeologisk beskrivning: Området är plant men grundvattnet antas strömma svagt mot Järntorget, där mynningen av en bäck har funnits. Grässträngen i mitten av gatan är den närmaste möjliga infiltrationsytan samt möjligtvis stupränorna.

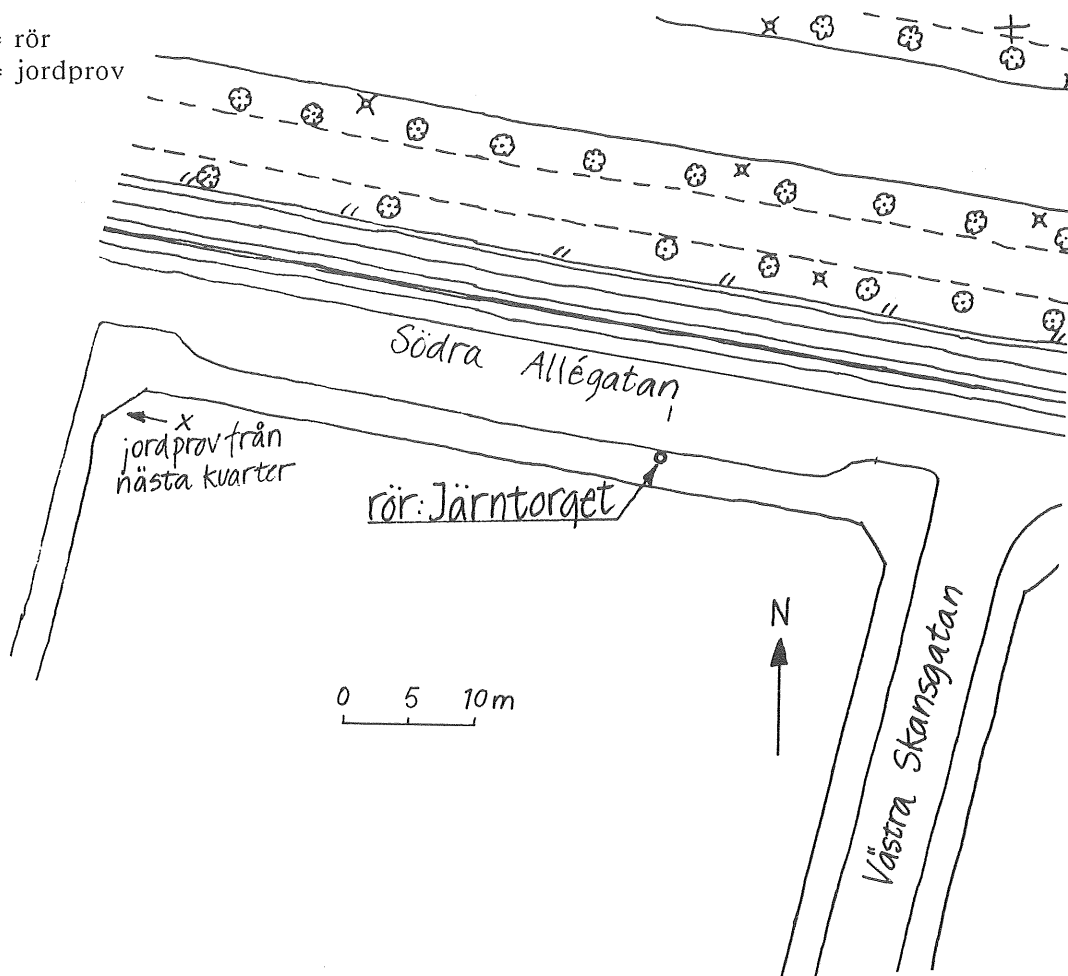
Hydrogeologisk klassning: Hårdjord yta

---

Konstruktioner i marken: En dagvattenbrunn är placerad 1,2 meter från röret och en gasbrunn på cirka 1,5 meters avstånd. På trottoaren finns även lyktstolpar och parkeringsautomater i förzinkat stål.

Kartskiss

o = rör  
x = jordprov



Transmissivitet:

- m<sup>2</sup>/s

Jordart:

Enligt jordartskarta:

Postglacial finlera

Enligt jordprov taget vid röret:

Sandigt grus (Fyll under väg ett kvarter från röret från cirka 0,8 meters djup)

Jordartsanalyser:

Djup: ca 0,8 m

pH: 7,8

Glr: 1,0 %

Kornstorleksfördelning:

16 % silt  
38 % sand  
46 % grus

## Vattenanalyser:

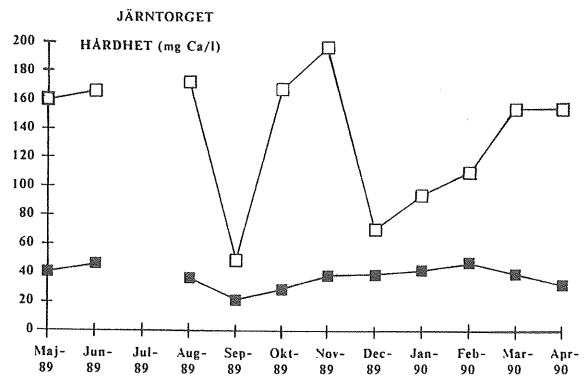
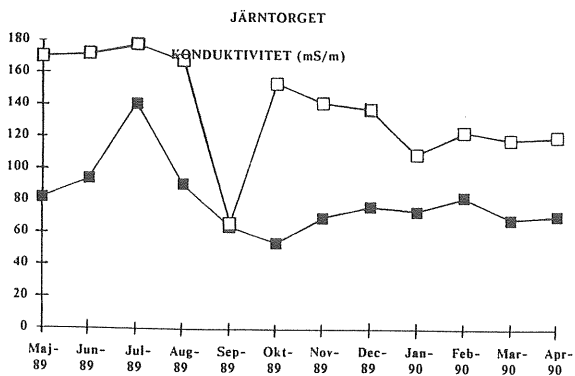
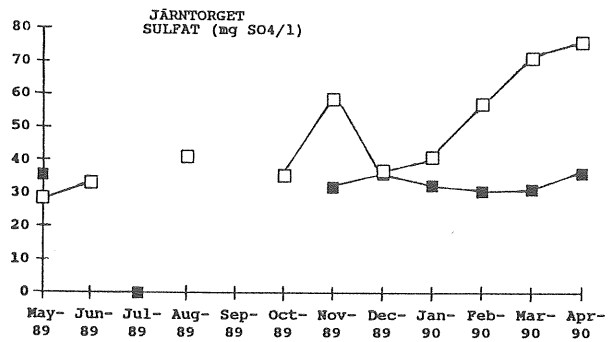
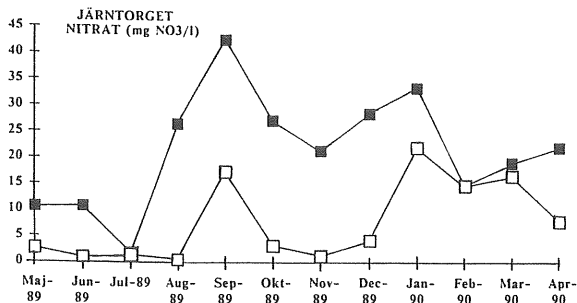
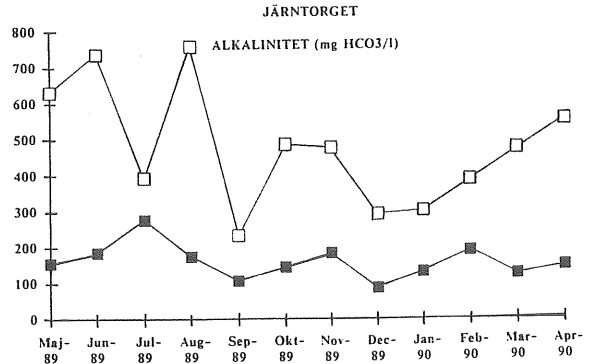
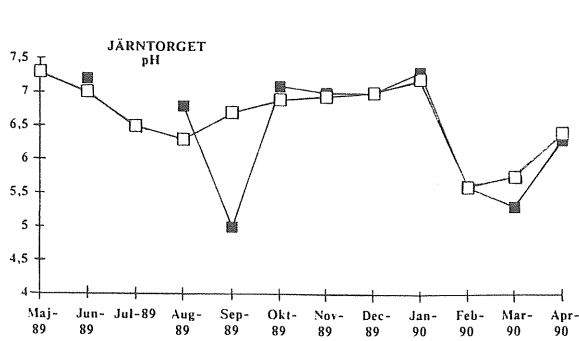
## Statistiska uppgifter:

	NO3	NO2	NH4	SO4	PO4	Cl	pHf	Kond	HCO3
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	æg/l	mg/l	-	mS/m	mg/l
<b>median</b>	21,5	0,286	1,08	34,4	187	160	6,9	75,4	151
<b>medel</b>	21,5	0,265	1,20	34,5	193	170	6,46	80,8	159
<b>std.av.</b>	11,1	0,082	0,63	3,11	85,6	41,6	0,85	22,0	49,6
<b>min</b>	1,86	0,105	0,26	30,9	52,1	130	5	54	87,8
<b>max</b>	42,5	0,355	2,31	41,2	131	282	7,3	141	278
<b>n</b>	12	11	11	10	9	11	10	12	12

	Fe <sub>tot</sub>	Mn	Ca	Mg	Na	K	Temp	Hårdh.
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	mgCa/l
<b>median</b>	0,06	0,05	32,6	3,74	114	8,51	11,6	39,0
<b>medel</b>	0,15	0,11	31,6	3,54	112	8,41	10,9	37,4
<b>std.av.</b>	0,21	0,12	5,96	1,13	10,7	0,88	3,3	7,54
<b>min</b>	0	0,02	18,9	1,57	99,0	6,7	6,7	21,5
<b>max</b>	0,73	0,35	40,2	5,5	136	9,7	16	47,1
<b>n</b>	11	10	11	11	11	11	12	11

Bilaga 2:16

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Lundby



---

Miljöbeskrivning: Röret sitter i en gräsmatta intill östra trottoaren mitt på Ödmansgatan. Kvarteret är bebyggt med landshövdingehus. Gatan sluttar mot söder från Lundbyleden (eg. Stålhandskegatan) som är starkt trafikerad med mycket tung trafik. Lundby kyrkas kyrkogård ligger cirka 50 meter från röret. Kyrkogården sluttar ner mot en tvärgata som alltså utgör lågpunkt. En husvägg finns cirka 3,5 meter från röret med planterade buskar intill. Några små träd finns på cirka 5 meters avstånd på vardera sida om röret.

Miljöklassning: Bostadsområde

---

Hydrogeologisk beskrivning: Grundvattenströmningen antas gå mot söder. På norra sidan av Lundbyleden finns ett stort grönområde.

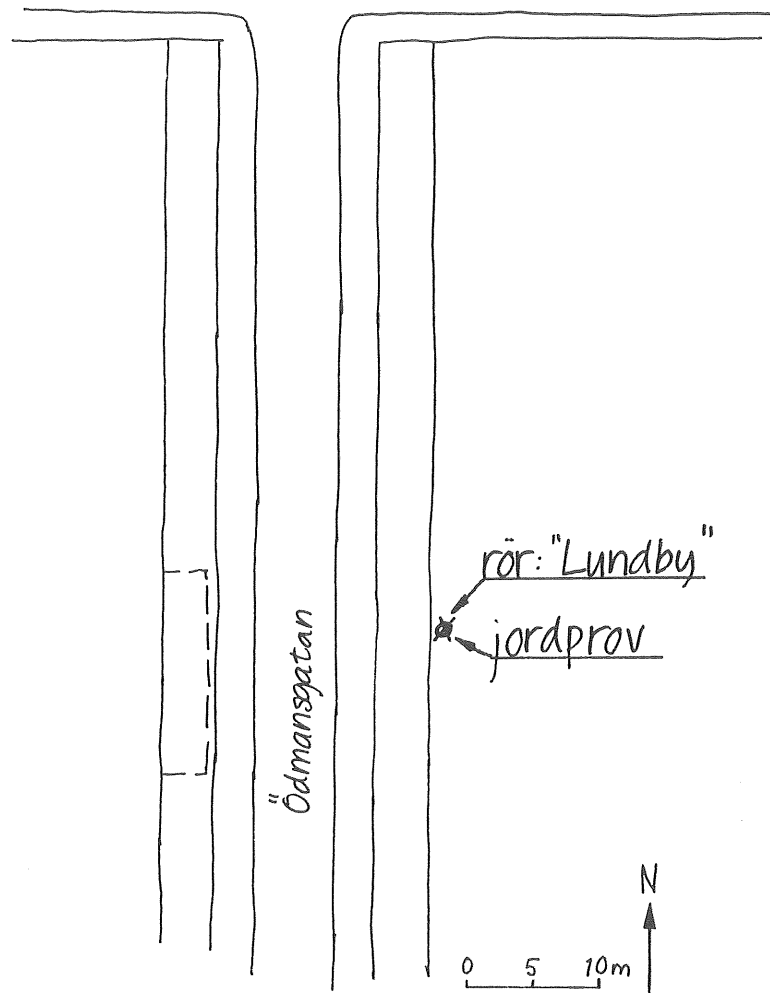
Hydrogeologisk klassning: Anlagd gräsmatta

---

Konstruktioner i marken: I gatan går vatten- och avloppsledningar. Två rännstensbrunnar finns cirka 1,5 meter respektive 5 meter från röret. En gasbrunn finns på cirka 5 meters avstånd från röret. Huset har stuprännor av plåt som leds ner i marken från taket av tegel.

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov



Transmissivitet:

- m<sup>2</sup>/s

Jordart:

Enligt jordartskarta:

Sand

Enligt jordprov taget vid röret:

Lerig silt (uppskattad vid provtagning, ca 1,2 meter)

Jordartsanalyser:

pH: 7,2

Glr: 3,3 %

Vattenanalyser:

Statistiska uppgifter:

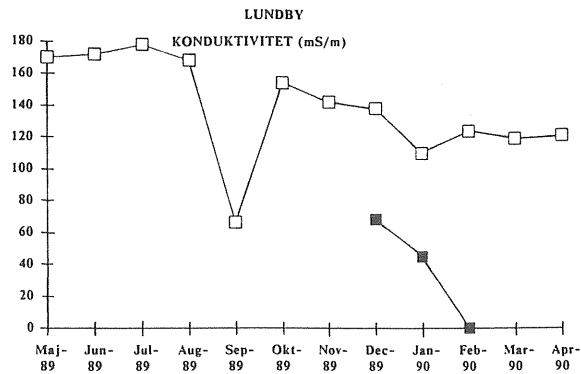
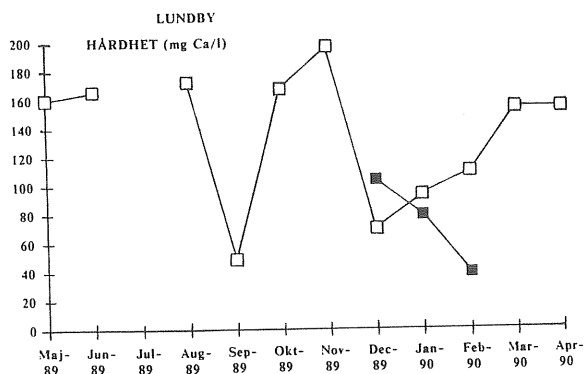
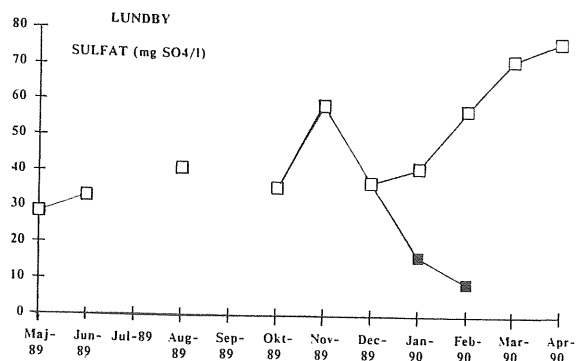
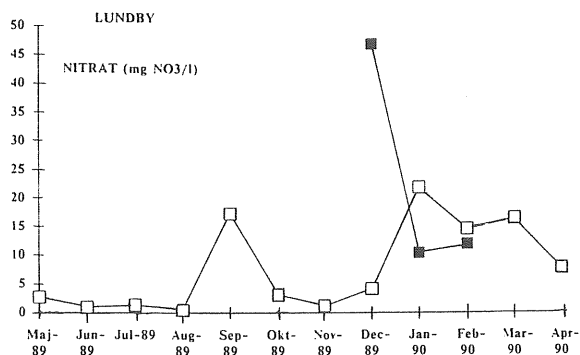
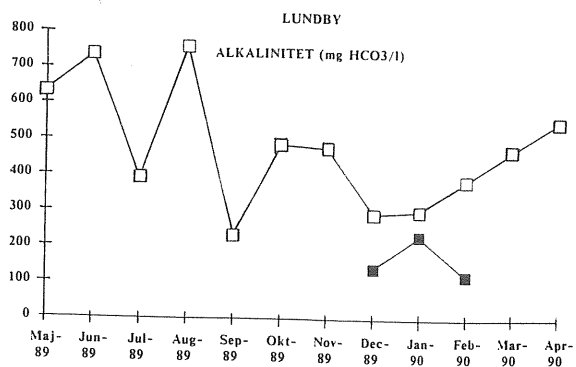
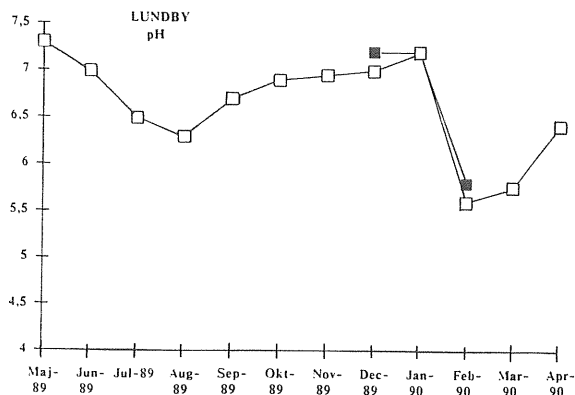
	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	Cl	pH <sub>f</sub>	Kond	HCO <sub>3</sub>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	mg/l	-	mS/m	mg/l
median	12,0	0,10	0,90	16,6	194	19	7,2	56,6	142
medel	23,0	0,12	0,81	20,9	194	29	6,7	56,6	166
std.av.	20,5	0,08	0,15	14,4	16,9	25,5	0,81	16,4	59,7
min	10,4	0,05	0,64	9,2	178	10	5,8	45	122
max	46,7	0,21	0,90	37	212	58	7,2	68,2	234
n	3	3	3	3	3	3	3	2	3

	Fe <sub>tot</sub>	Mn	Ca	Mg	Na	K	Temp	Hårdh.
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	mgCa/l
median	0,06	0,05	69,8	5,98	12,9	5,89	8,2	79,6
medel	0,15	0,11	63,3	6,64	14,4	5,81	8,2	74,3
std.av.	0,21	0,12	25,7	4,57	6,07	2,22	1,45	32,9
min	0	0,02	35,0	2,43	9,25	3,56	6,8	39,1
max	0,73	0,35	85,2	11,5	21,1	7,99	9,7	104,2
n	11	10	3	3	3	3	3	3



## Bilaga 2:20

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Magasinsgatan



---

Miljöbeskrivning: Röret är placerat i en trottoar på Magasinsgatans västra sida. Magasinsgatan är en liten gata i centrala Göteborg som är trafikerad av såväl personbilar och tung trafik som gående. Precis vid röret finns en parkeringsplats. Trottoaren är belagd med betongplattor och kullersten med fogar fyllda med sand. Trottoaren sluttar svagt mot gatan, det närliggande huset har putsväggar och stuprännor av koppar som leder till trottoaren.

Miljöklassning: City, trafik

---

Hydrogeologisk beskrivning: Inga infiltrationsytor är synliga från röret, närmaste stora impermeabla område är Domkyrkoparken. Under 1989-90 bebyggdes dock tomten på den motsatta (östra) sidan av Magasinsgatan, vilket kan ha inverkat på grundvattnets kemiska sammansättning.

Hydrogeologisk klassning: Hårdgjord yta

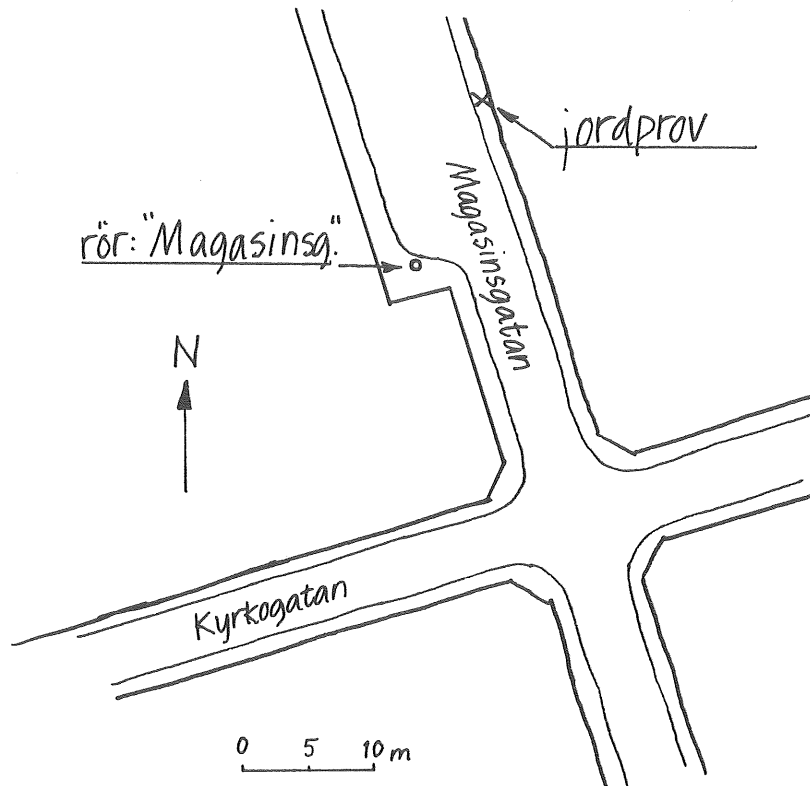
---

Konstruktioner i marken: Vatten- och avloppsledningar finns i gatan cirka 3 meter från röret. En vägmärke finns på 2,5 meters avstånd från röret.

---

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov



---

Transmissivitet:

$4,2 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$

---

Jordart:

Enligt jordartskarta:	Postglacial finlera
Enligt jordprov taget vid röret:	Moig grusig sand (fyllnadsmaterial under hus, från ca 2 meters djup)

---

Jordartsanalyser:

Djup: ca 2 m

pH: 8,7

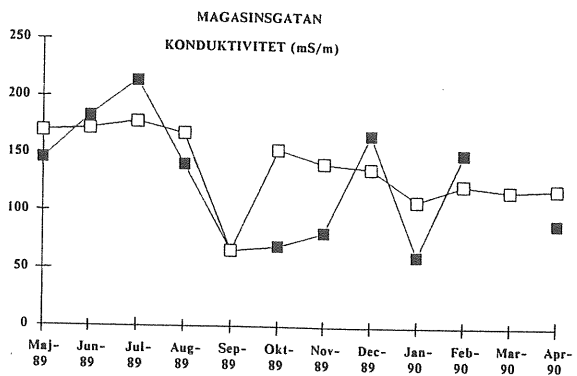
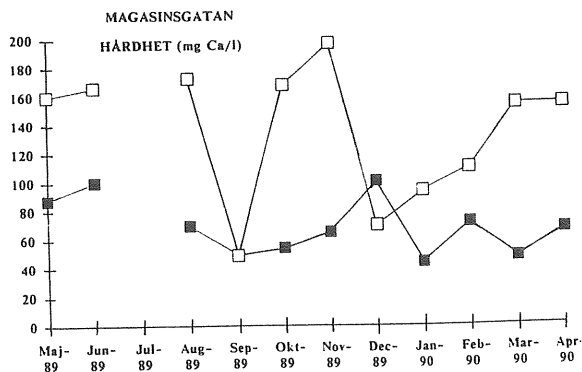
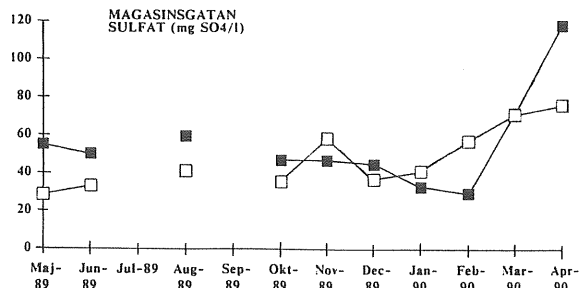
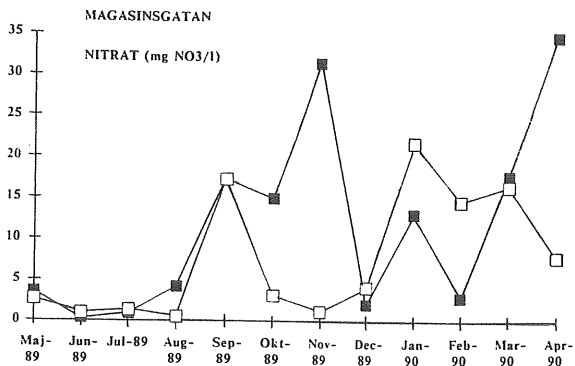
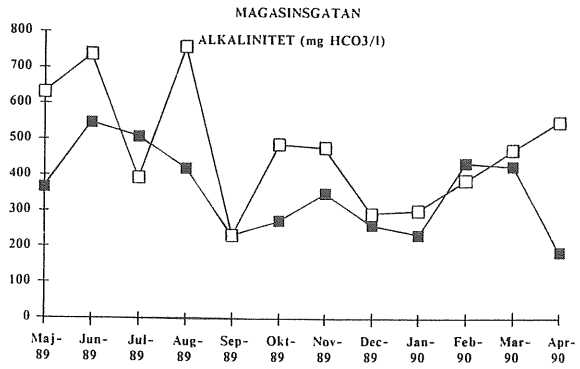
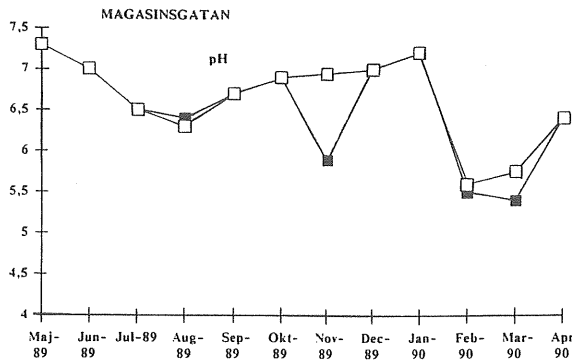
Kornstorleksfördelning:

12 % ler
9 % mjäla
21 % mo
35 % sand
23 % grus



Bilaga 2:24

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Majorna



---

Miljöbeskrivning: Röret sitter mitt på en stor asfalterad parkeringsplats/innergård som är cirka 25\*50 meter vid sidan av den hårt trafikerade hamnleden. Platsen används till parkering och till på- och avlastning av transporter till småföretag som finns i kvarteret. Intill röret fanns vid början av provtagningsperioden en cirka 5 meter bred gräsmatta mellan parkeringsplatsen och hamnleden.

Miljöklassning: Industri, trafik

---

Hydrogeologisk beskrivning: Den stora asfalterade ytan är helt plan. Från hamnleden sluttar markytan ner mot Göta älv (nordväst), varför grundvattenströmningen antas ske åt detta håll.

Hydrogeologisk klassning: Hårdgjord yta

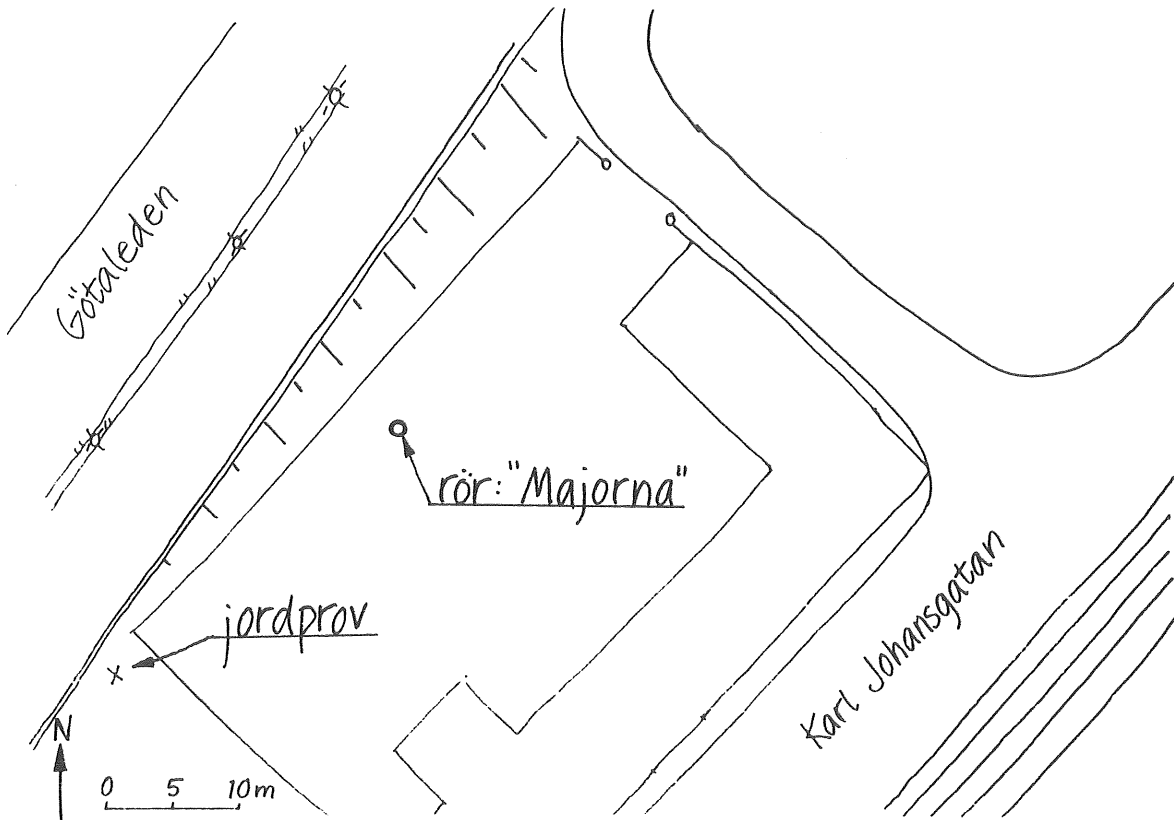
---

Konstruktioner i marken: Närmaste brunn ligger 5 meter från röret i N-NV. Cirka 30 meter från röret ligger närmaste byggnad. Kvarteret består av ett gammalt bryggeri, byggt i rött tegel. Stuprören leds ner till asfalten, ej ner i marken.

---

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov



---

Transmissivitet:

$1,0 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$

---

Jordart:

Enligt jordartskarta: Postglacial finlera

Enligt jordprov taget vid röret: Sandig mo (från ca 0,8 meters djup, uppskattad)

---

Jordartsanalyser:

Djup: ca 0,8 m

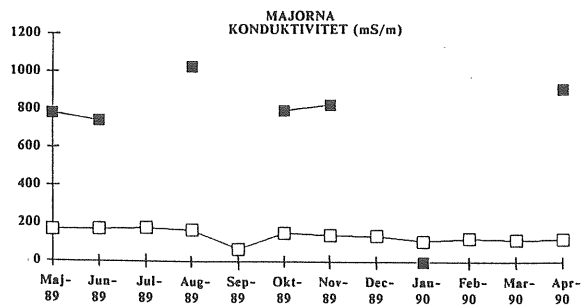
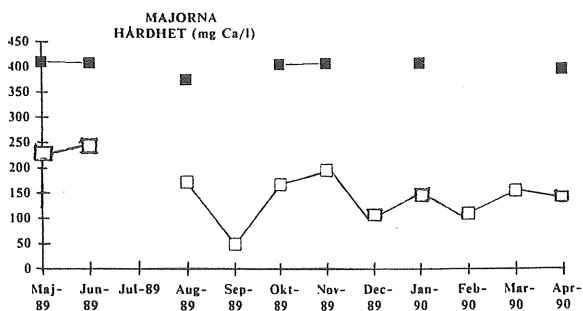
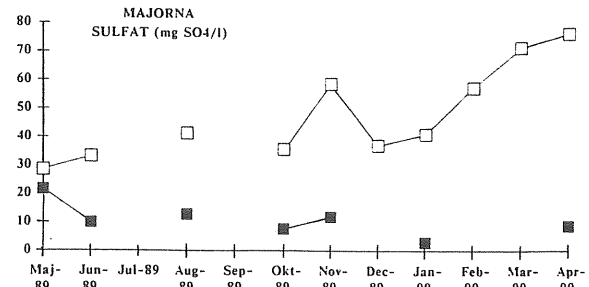
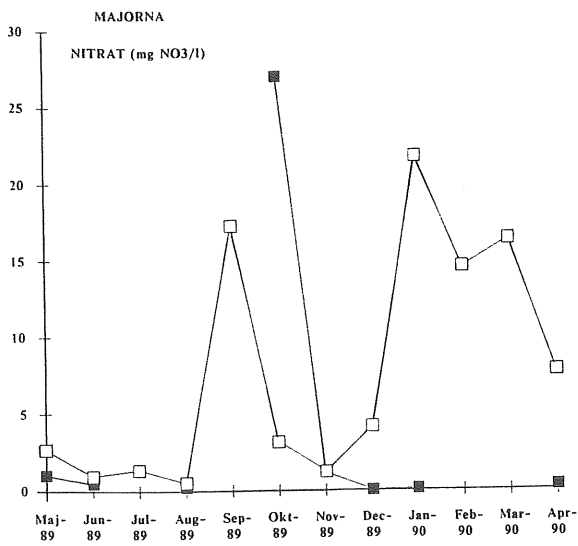
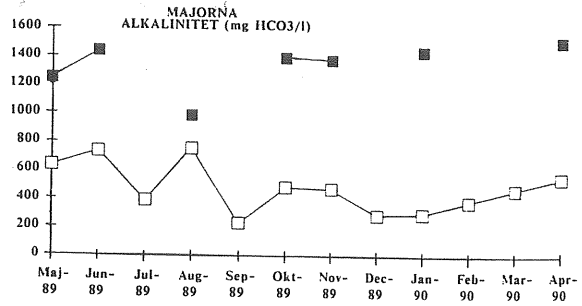
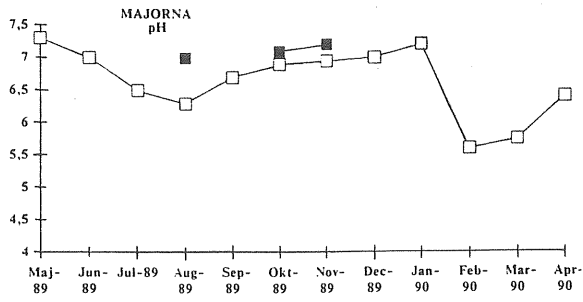
pH: 7,2





Bilaga 2:28

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Mossen



---

Miljöbeskrivning: "Mossen" är ett rekreationsområde söder om Chalmersområdet, med motionsspår, fotbollsplan och andra motionsanläggningar. Röret är placerat mitt på en mindre plan, cirka 25\*30 meter, med huvudsakligen vildvuxet gräs (och ogräs). Kring planen finns sly av bl.a. björk och rönn.

Miljöklassning: Rekreativområde

---

Hydrogeologisk beskrivning: Planen som röret står på sluttar svagt mot sydost. Grundvattenströmningen kring röret kan antas följa topografin. I väster, cirka 30 meter från röret, finns en bergbrant. Avrinnande vatten från berget kan antas rinna utmed bergbranten norrut i ett litet dike. Området har ursprungligen varit en mosse men har under många år fyllts upp med byggnadsavfall och på vissa ställen även annat fyllnadsmaterial.

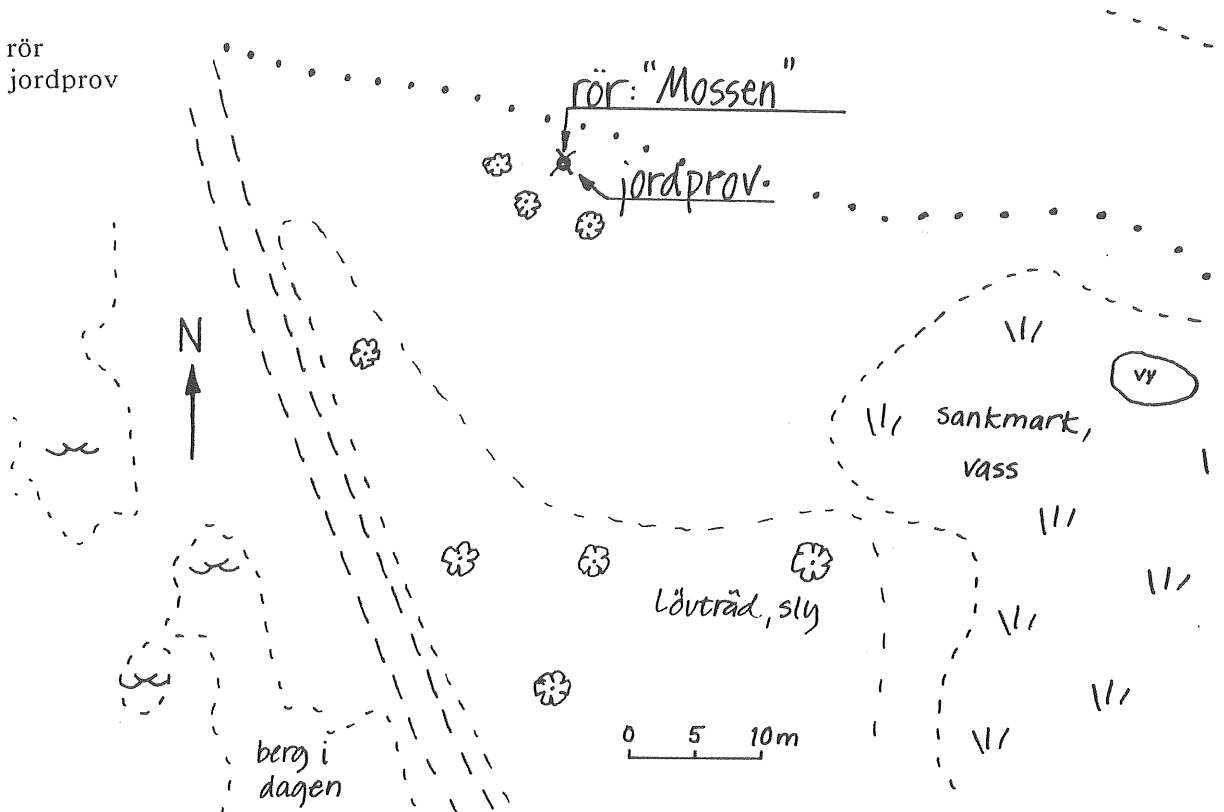
Hydrogeologisk klassning: Grönyta

---

Konstruktioner i marken: Inga konstruktioner finns i närheten av röret. På cirka 25 meters avstånd finns stolpar till motionsspårets ljusslinga.

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov



Transmissivitet:

$6,7 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$

Jordart:

Enligt jordartskarta: Mosse  
Enligt jordprov taget vid röret: Grovlera

Jordartsanalyser:

Djup: 1,2 m

pH: 7,4

Glr: 2,2%

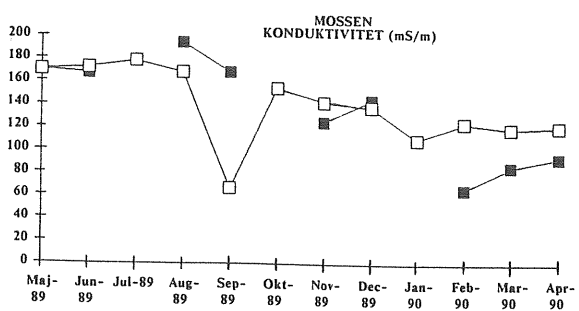
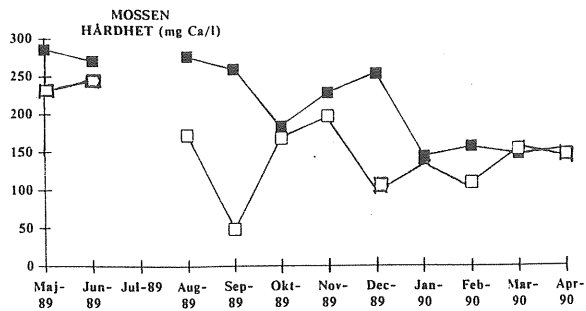
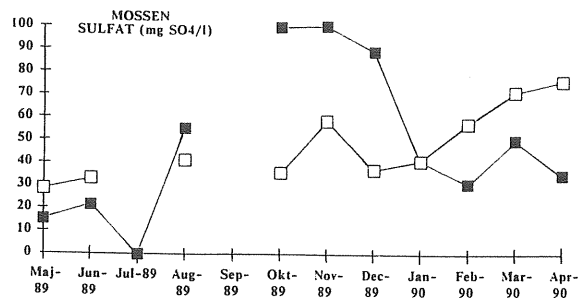
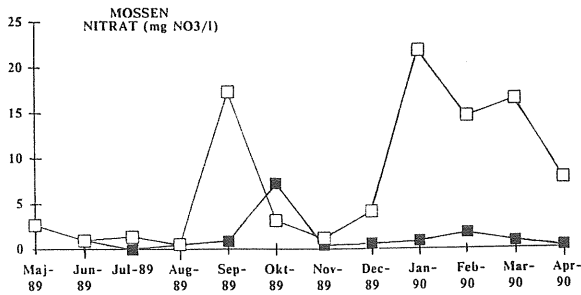
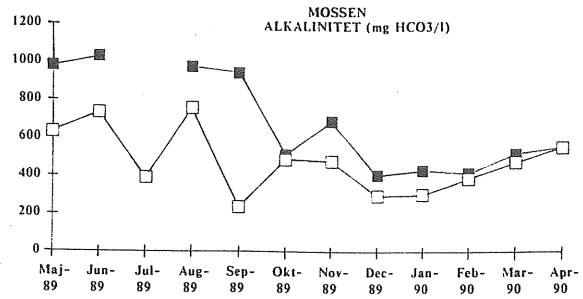
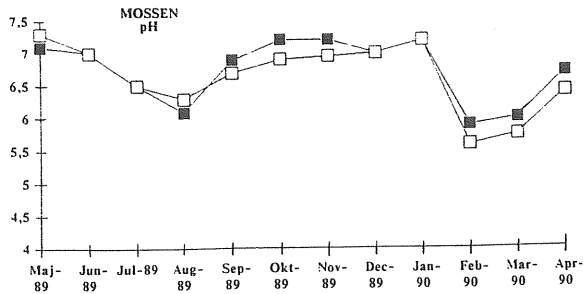
Kornstorleksfördelning:

22 % ler  
10 % mjäla  
25 % mo  
23 % sand  
20 % grus

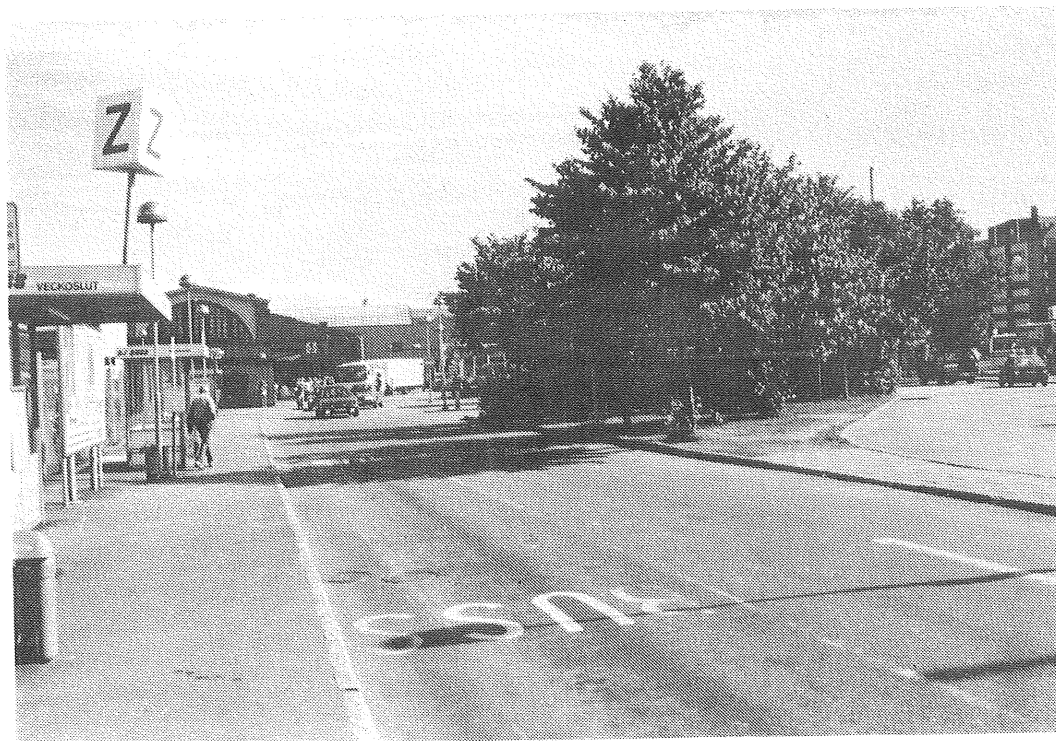


Bilaga 2:32

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Nils Ericsonsplatsen



---

Miljöbeskrivning: Röret är placerat i en cirka 80 m<sup>2</sup> stor anlagd gräsyta vid Göteborgs busscentral. Gräsytan har 10 st planterade träd och några buskar. I övrigt är området asfalterat och bebyggt med mindre byggnader. Busstrafik och även biltrafik finns i hela området, som närmast endast 2 meter från röret.

Miljöklassning: Trafik

---

Hydrogeologisk beskrivning: Området är plant. Under opåverkade förhållanden skulle grundvattenströmningen antas ske ner mot älven, d.v.s. mot nordväst. En viss infiltration kan antas ske genom gräsmattan där röret finns.

Hydrogeologisk klassning: Anlagd gräsmatta

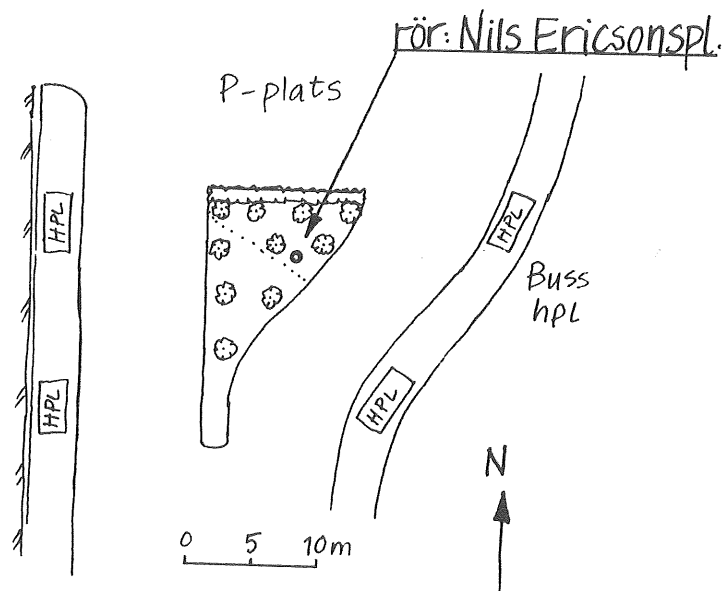
---

Konstruktioner i marken: Avloppsledningar finns i gatan som är cirka 2 meter från röret. Övriga konstruktioner är några små lyktstolpar på cirka 5 meters avstånd från röret.

---

Kartskiss:

o = rör



---

Transmissivitet:

$1,0 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$

---

Jordart:

Enligt jordartskarta:

Fyllning ovanpå svämsediment

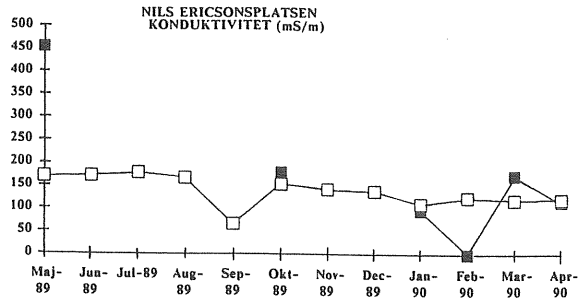
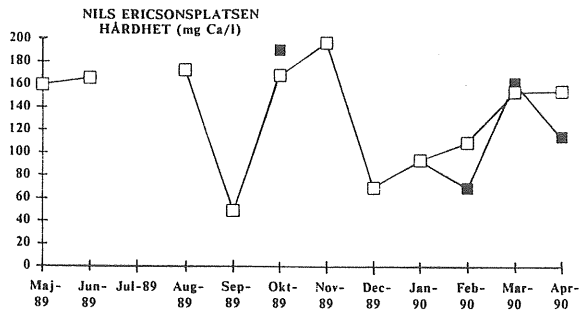
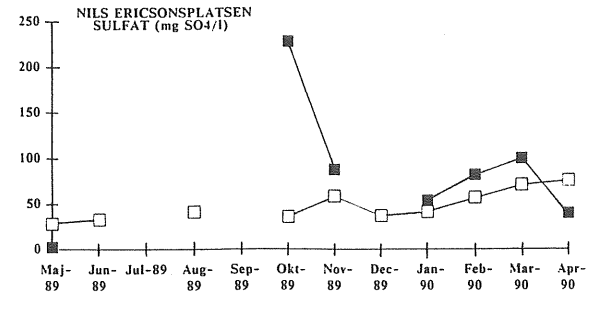
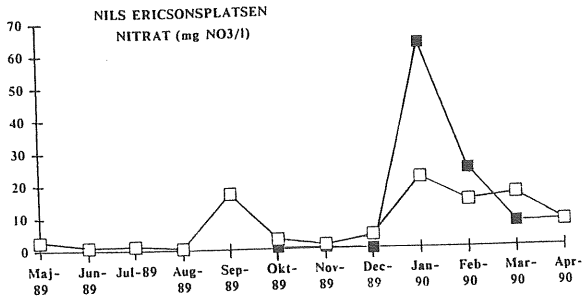
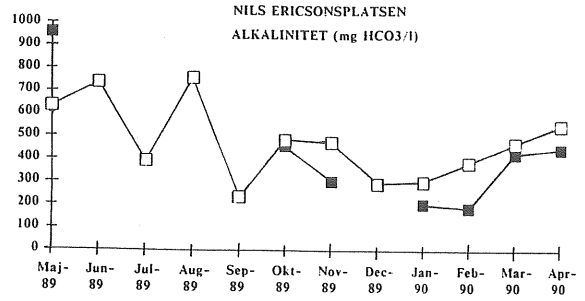
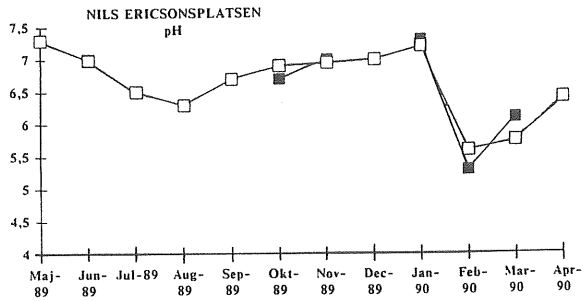
Enligt jordprov taget vid röret:

Siltig sand (bedömt med hjälp av stickspjut, 0,5 m)

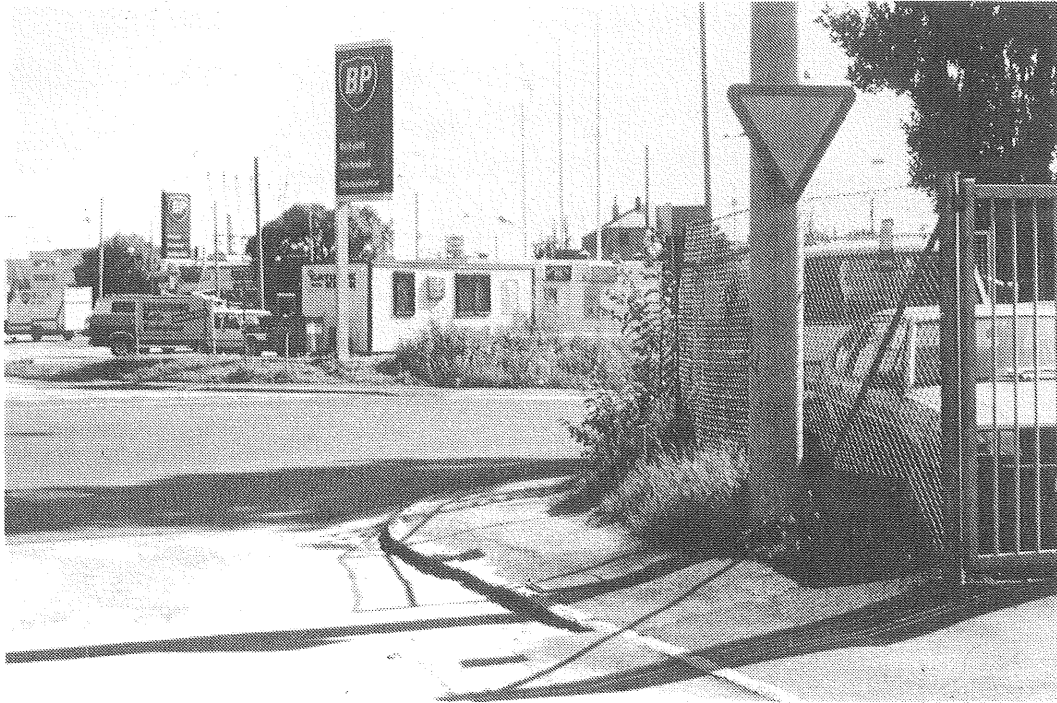




Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Ringön



---

Miljöbeskrivning: Röret är placerat i korsningen Ringögatan-Smidesgatan i industriområdet Ringön vid norra älvstranden av Hisingen. Området har intensiv, övervägande tung trafik. Röret står i en smal sträng av ogräs mellan asfalt-trottoar och tomt med asfalterad bilparkering. Parkeringsplatsen i nordväst ligger något högre än övriga marken och sluttar mot öster. Närmaste hus ligger cirka 10 meter från röret. Taket på huset når ner till marken och har inga stuprännor.

Miljöklassning: Industriområde, trafik

---

Hydrogeologisk beskrivning: Hela området sluttar ner mot den stora vägen i sydväst. Grönområdena i området är knöliga och slitna, med en hel del ogräs. Grundvattenströmningen antas ske mot sydväst. Infiltration kan antas ske i de små ogräsremorna och i de större grönytorna. Den ursprungliga leran har sedan länge varit uppfylld med fyllnadsmassor. Exakt där röret står, har en kanal funnits som fylldes igen någon gång i början på 1900-talet.

Hydrogeologisk klassning: Gräs mellan asfalt

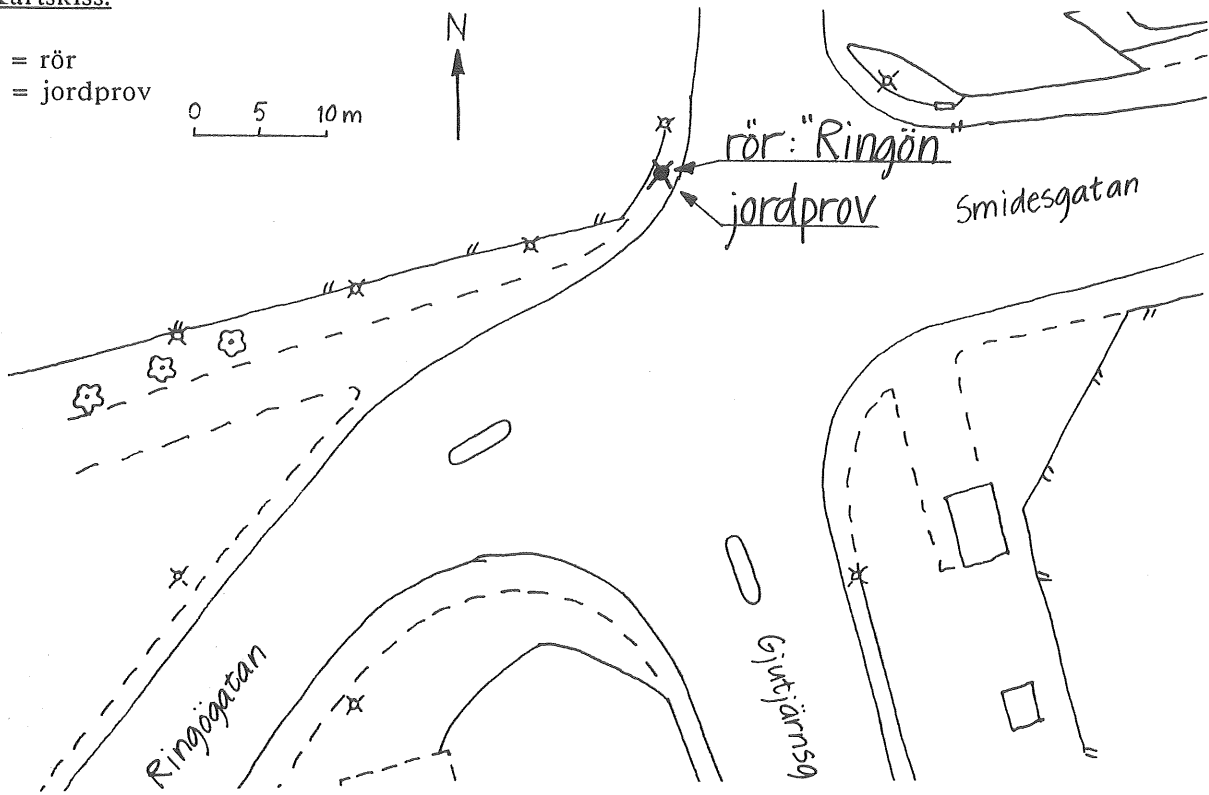
---

Konstruktioner i marken: Röret är placerat cirka 2,5 meter från en rännstensbrunn och cirka 3,5 meter från en ventilkapsel. Cirka 3 meter från röret finns en ledningsstolpe och på 0,5 meters avstånd finns ett plastat stängsel. En avloppsbrunn ligger i gatan, cirka 5 meter från röret.

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov

0 5 10 m



Transmissivitet:

$7,1 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$

Jordart:

Enligt jordartskarta: Fyllning, svämsediment (lera-finmo)

Enligt jordprov taget vid röret: Moig grusig sand

Jordartsanalyser:

Djup: 1,2 m

pH: 7,7

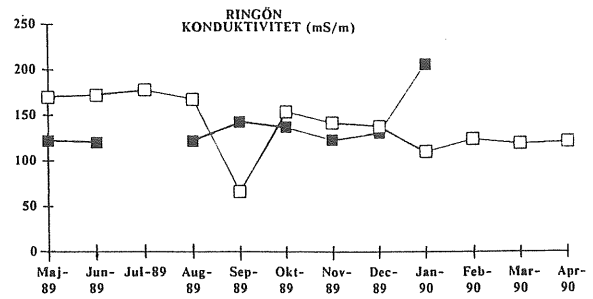
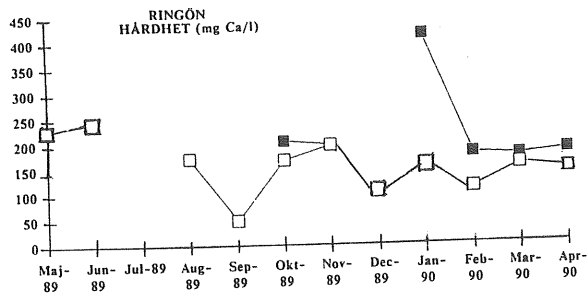
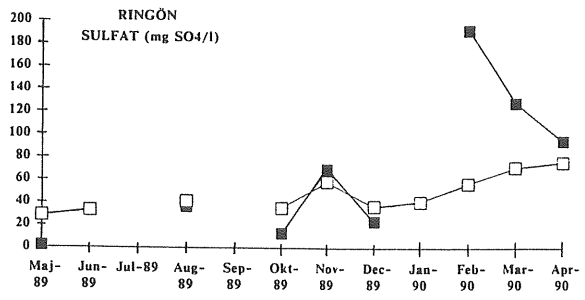
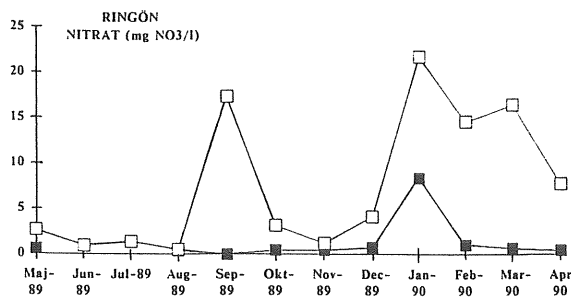
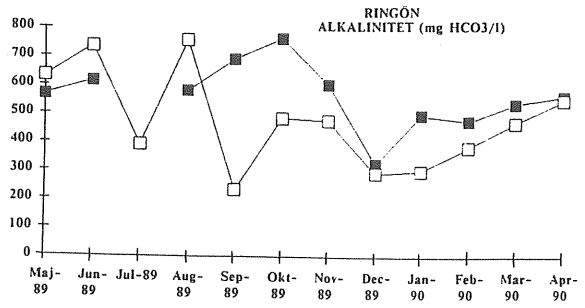
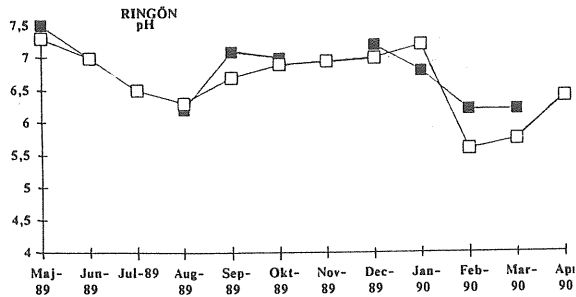
Glr: 3,1 %

Kornstorleksfördelning:

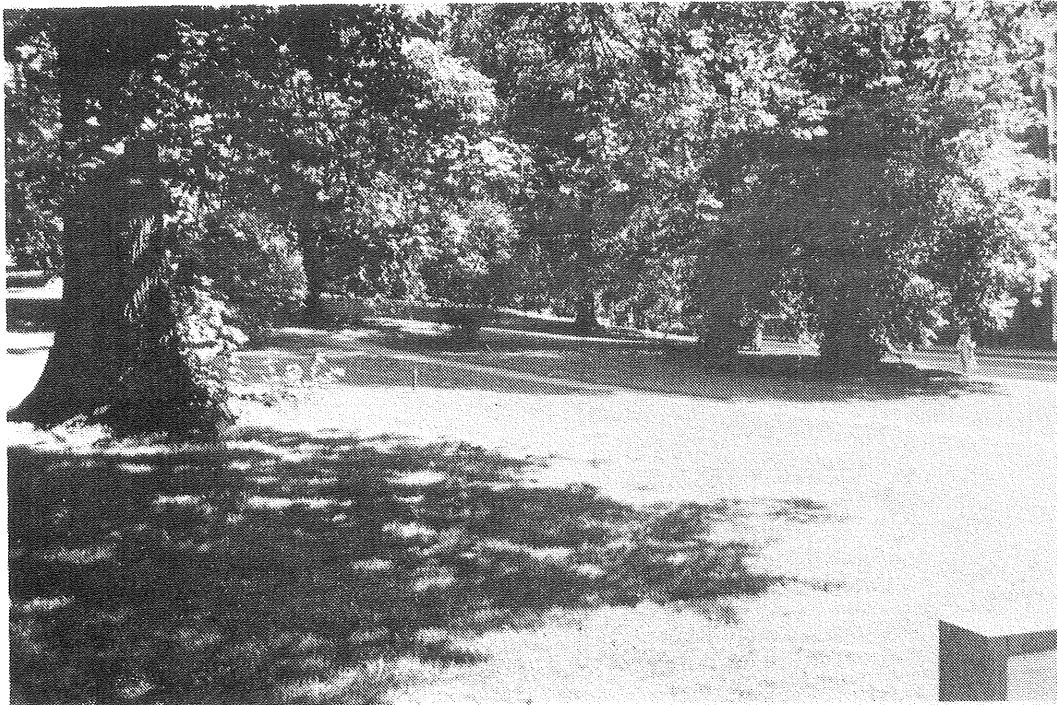
7 % ler  
6 % mjäla  
25 % mo  
32 % sand  
30 % grus



Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Vasaparken



---

Miljöbeskrivning: Röret sitter mitt i en stor gräsmatta i nordvästra hörnet på Vasaparken. Gräsmattan sluttar mot nord-nordväst. Stora träd finns i parken. Det mest närliggande trädet finns cirka 6 meter från röret i nord-nordost. Väster om parken går en gata med mycket personbilstrafik. Parken har några asfalterade gångvägar. Den närmaste gångvägen ligger cirka 5 meter från röret.

Miljöklassning: Park

---

Hydrogeologisk beskrivning: Grundvattenströmningen antas följa lutningen på backen, d.v.s. ner mot N-NV. Parken utgör ett stort permeabelt område i centrala Göteborg.

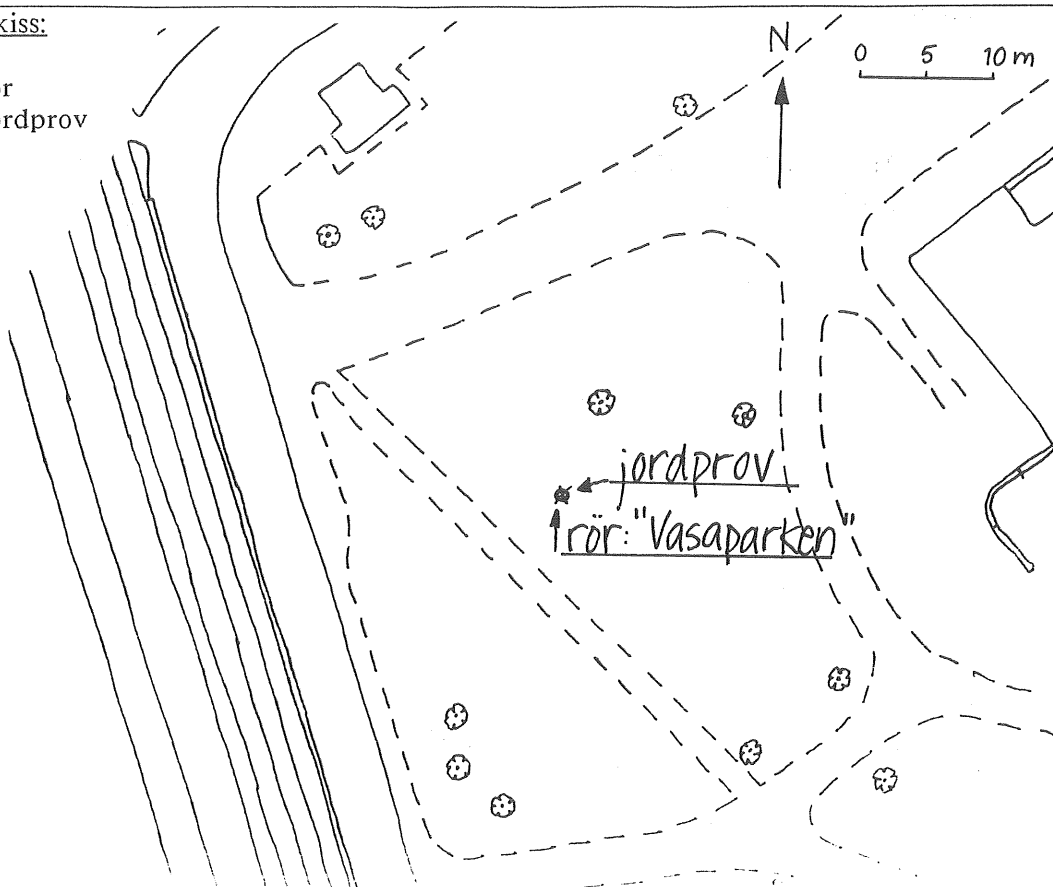
Hydrogeologisk klassning: Anlagd gräsmatta

---

Konstruktioner i marken: Inga markkonstruktioner finns i rörets närmaste omgivning. Universitet, som är den närmaste byggnaden, ligger i öster, cirka 30 meter från röret. Aschenbergsgatan ligger cirka 20 meter från röret i väster.

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov



Transmissivitet:

$3,1 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$

Jordart:

Enligt jordartskarta: Sand

Enligt jordprov taget vid röret: Finlera

Jordartsanalyser:

Djup: 1,2 m

pH: 7,5

Glr: 1,7 %

Kornstorleksfördelning:

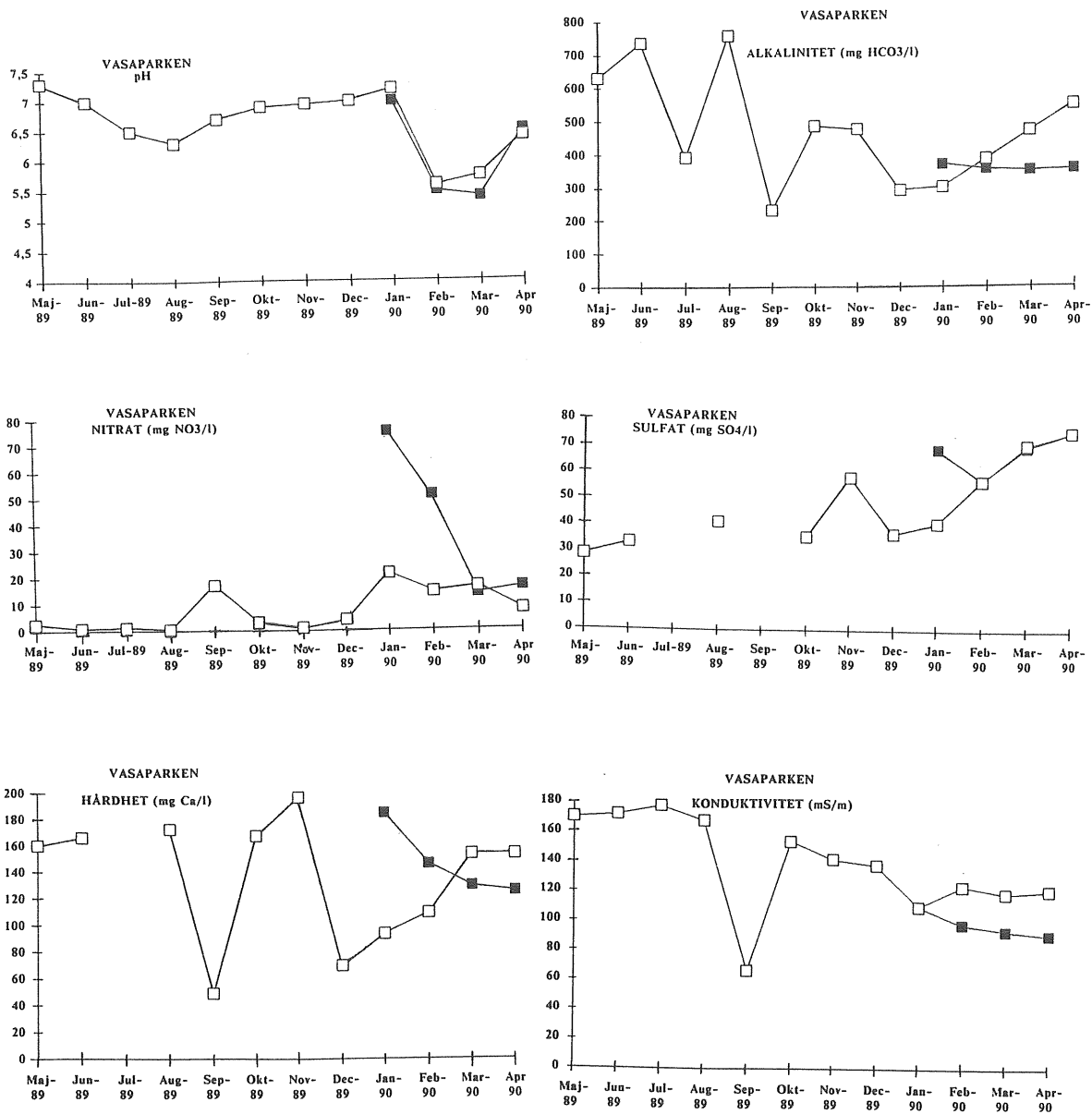
40 % ler  
26 % mjåla  
>16 % mo



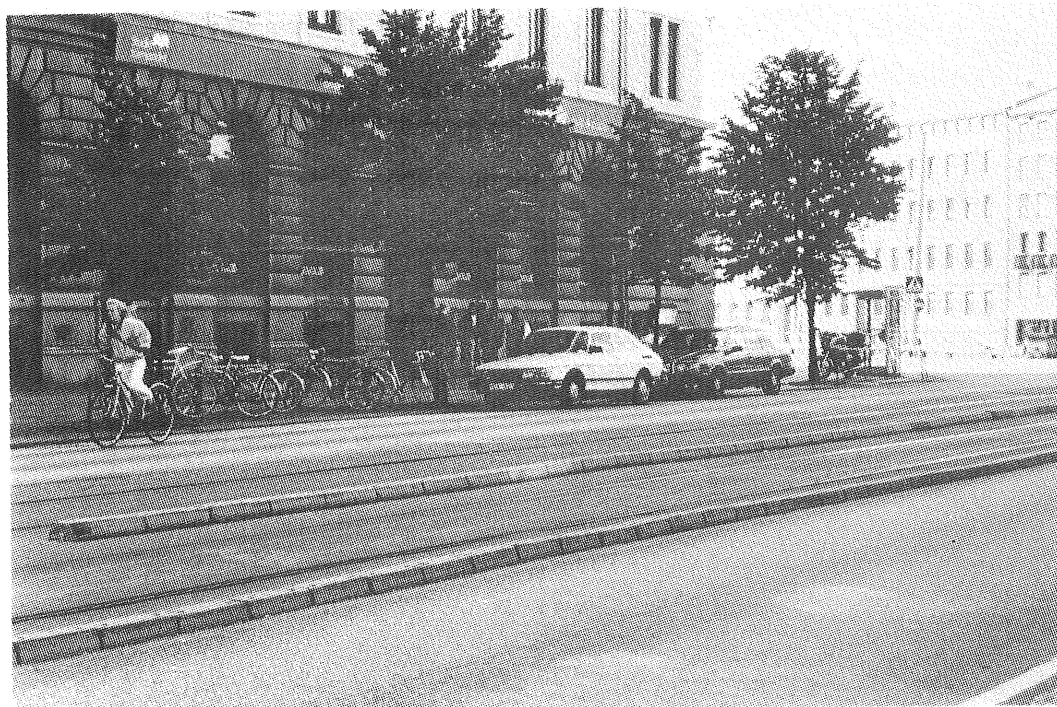


## Bilaga 2:44

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Västra Hamngatan



---

Miljöbeskrivning: På var sida av V. Hamngatan finns breda trottoarer med planterade träd. Röret är placerat i utkanten av en trottoar på sydvästra sidan som sluttar ner mot V. Hamngatan. Röret står mitt emellan två sådana träd (cirka 3 meter till varje träd). Gatan är livligt trafikerad av personbilar, bussar, spårvagnar, cyklister och fotgängare.

Miljöklassning: City, trafik

---

Hydrogeologisk beskrivning: De permeabla ytor som finns i närheten är endast några få, och bedöms ha liten betydelse för grundvattnets sammansättning i observationsröret. Trottoaren består t.ex. av glest placerade kullerstenar med sand mellan stenarna. Kring träden är trottoarens kullerstenar borttagna och ersatta med jord. Infiltrationen genom dessa ytor torde vara de enda infiltrationsmöjligheterna kring röret tillsammans med dagvatten från takytor som leds ner i marken.

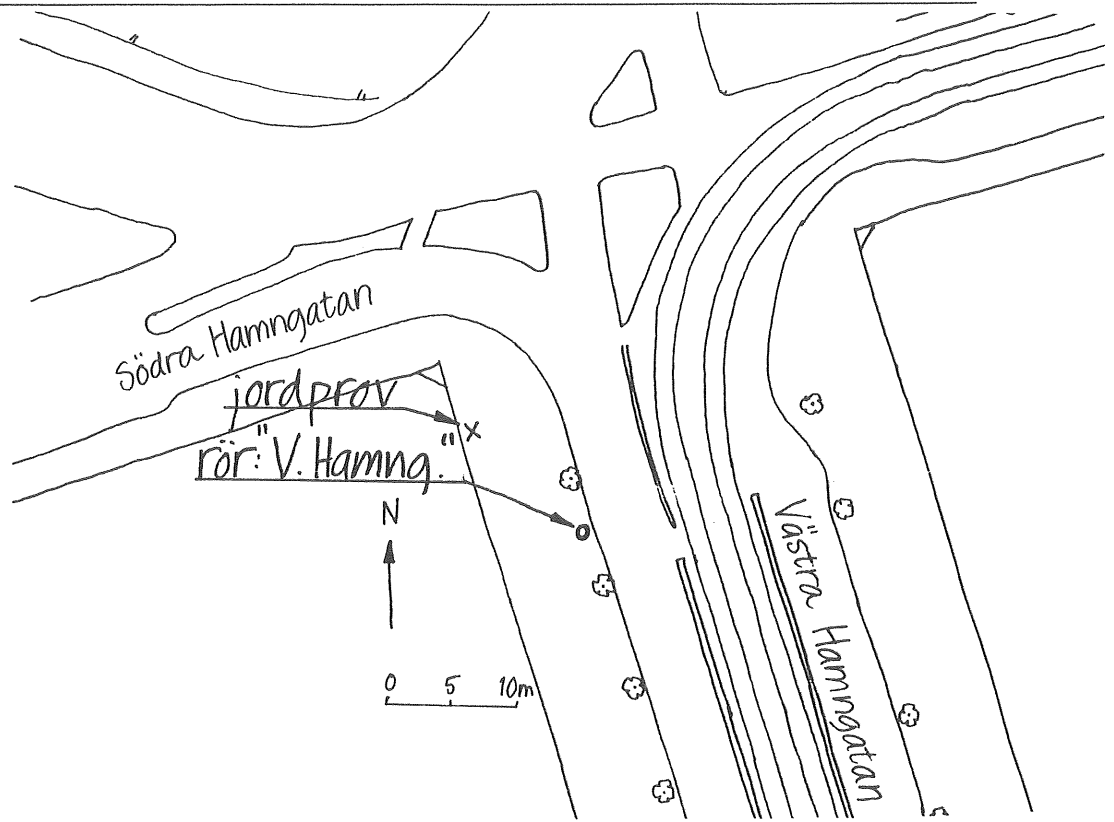
Hydrogeologisk klassning: Hårdjord yta

---

Konstruktioner i marken: Vatten- och avloppsrör finns i gatan cirka 1 - 1,5 meter från röret. Cirka 9 meter från röret går stuprännor från taket ner i marken.

Kartskiss:

o = rör  
x = jordprov

Transmissivitet:

- m<sup>2</sup>/s

Jordart:

Enligt jordartskarta:

Postglacial finlera

Enligt jordprov taget vid röret:

Siltig sand  
(Fyllnadsmaterial under  
trottoar, ca 0,8 meters  
djup)

Jordartsanalyser:

Djup: ca 0,8 m

pH: 8,3

Gl: 0,93 %

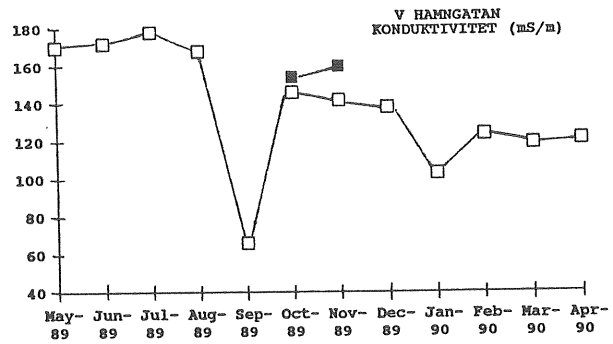
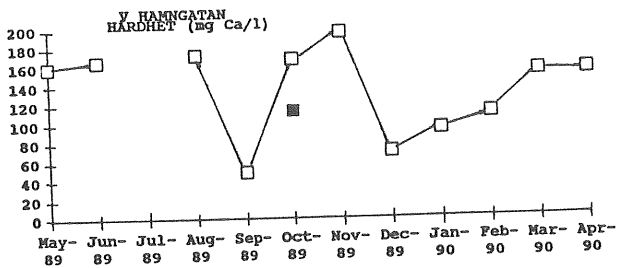
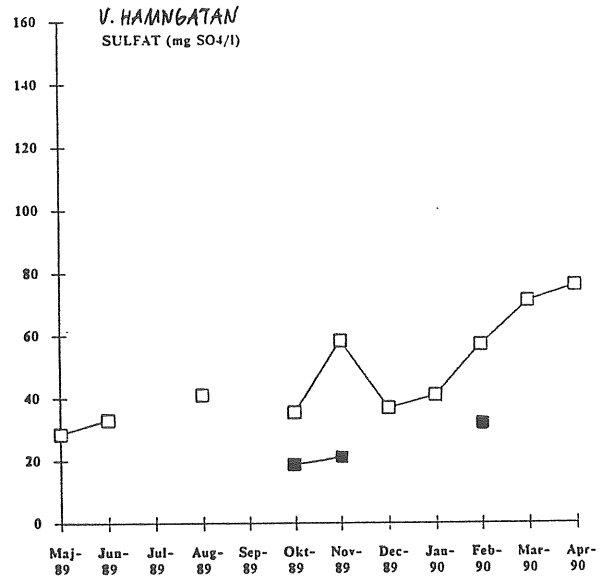
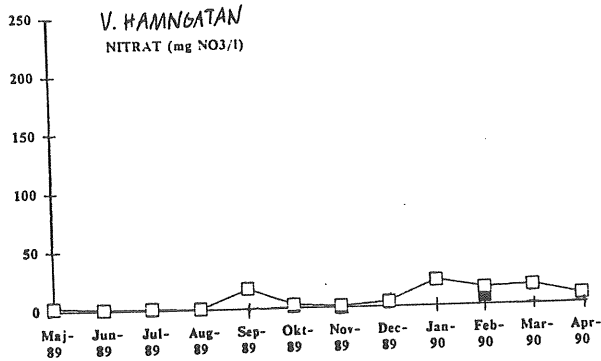
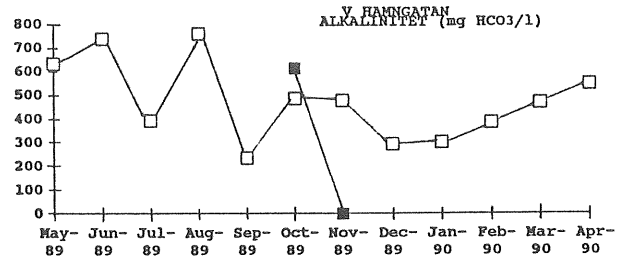
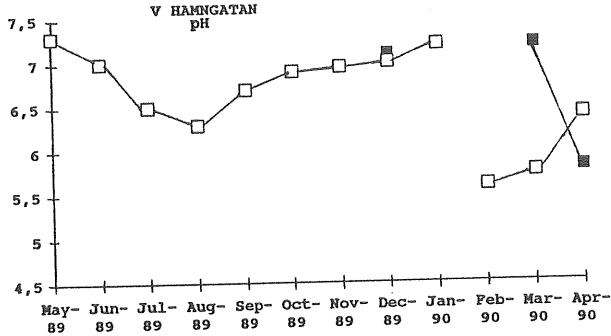
Kornstorleksfördelning:

28 % silt  
55 % sand  
17 % grus



Bilaga 2:48

Diagram över månadsvariationer (■) rel. medianvärde för samtliga analyser (□).



Meddelande:

- nr 1 Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Lägesrapporter (1972-07-01 - 1973-03-01). 1973. 100 sidor. (Utgången)
- nr 2 Leif Carlsson: Grundvattenavsänkning Del 1. Evaluering av akviferers geohydrologiska data med hjälp av provpumpningsdata. 1973. 67 sidor.
- nr 3 Leif Carlsson: Grundvattenavsänkning Del 2. Evaluering av lågpermeabla lagars hydrauliska diffusivitet med hjälp av provpumpningsdata. 1973. 17 sidor.
- nr 4 Viktor Arnell: Nederbördsräknare. En sammanställning av några olika räknartyper. 1973. 39 sidor. (Utgången)
- nr 5 Viktor Arnell: Intensitets-varaktighetskurvor för häftiga regn i Göteborg under 45-årsperioden 1926-1971. 1974. 68 sidor.
- nr 6 Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Lägesrapporter (1973-03-01 - 1974-02-01). 1974. 167 sidor.
- nr 7 Olov Holmstrand, Per O Wedel: Ingenjörsgelogiska kartor - litteraturstudier. 1974. 55 sidor. (Utgången)
- nr 8 Anders Sjöberg: Interim Report. Mathematical Models for Gradually Varied Unsteady Free Flow. Development and Discussion of Basic Equations. Preliminary Studies of Methods for Flood Routing in Storm Drains. 1974. 74 sidor. (Utgången)
- nr 9 Olov Holmstrand (red.): Seminarium om ingenjörsgelogiska kartor. 1974. 38 sidor. (Utgången)
- nr 10 Viktor Arnell, Börje Sjölander: Mätning av nederbördsintensiteter i Göteborgsregionen. Stationsbeskrivning. 1974. 53 sidor. (Utgången)
- nr 11 Per-Arne Malmquist, Gilbert Svensson: Dagvattnets beskaffenhet och egenskaper. Sammanställning av utförda dagvattenundersökningar i Stockholm och Göteborg 1969-1972. Engelsk sammanfattning. 1974. 46 sidor. (Utgången)
- nr 12 Viktor Arnell, Sven Lyngfelt: Interimrapport. Beräkningsmodell för simulering av dagvattenflöde inom bebyggda områden. Geohydrologiska forskningsgruppen i samarbete med VA-verket i Göteborg. 1975. 50 sidor.
- nr 13 Viktor Arnell, Sven Lyngfelt: Nederbörds-avrinningsmätningar i Bergsjön, Göteborg 1973-1974. 1975. 92 sidor.
- nr 14 Per-Arne Malmquist, Gilbert Svensson: Delrapport. Dagvattnets sammansättning i Göteborg. Engelsk sammanfattning. 1975. 73 sidor.
- nr 15 Dagvatten. Uppsatser presenterade vid konferens om urban hydrologi i Sarpsborg 1975. 1976. 33 sidor. Följande uppsatser ingår:  
Arnell V. Beräkningsmetod för analys av dagvattenflödet inom ett urbant område.  
Lyngfelt S. Nederbörds-avrinningsstudier i Bergsjön, Göteborg.  
Sjöberg A. CTH-ledningsnätmodell DAGVL-A.  
Svensson G. Dagvattnets sammansättning, inverkan av urbanisering. (Utgången)
- nr 16 Grundvatten. Uppsatser presenterade vid konferens om urban hydrologi i Sarpsborg 1975. 1976. 43 sidor. Följande uppsatser ingår:  
Andréasson L, Cederwall K. Rubbningar av grundvattenbalansen i urbana områden.  
Carlsson L. Djupinfiltration i slutna akviferer.  
Torstensson B-A. Följder av grundvattensänkning inom lerområden.  
Wedel P. Exempel på dränering av jordlager på grund av tunnelbyggande. (Utgången)
- nr 17 Olov Holmstrand, Per Wedel: Markvattenundersökningar i ett urbant område. 1976. 127 sidor.
- nr 18 Göran Ejdeling: Beräkningsmodeller för prognos av grundvattenförhållanden. 1978. 130 sidor.
- nr 19 Viktor Arnell, Jan Falk, Per-Arne Malmquist: Urban Storm Water Research in Sweden. 1977. 30 sidor.
- nr 20 Viktor Arnell: Studier av amerikansk dagvattenteknik. Resa i december 1976. 1977. 64 sidor.
- nr 21 Leif Carlsson: Reserapport från studieresa i USA samt deltagande i 2nd International Symposium on Land Subsidence in Anaheim, USA. 29 nov-17 dec 1976. 1977. 61 sidor.

- nr 22 Per O Wædel: Grundvattenbildning, samspillet jordlager och berggrund. Exemplifierat från ett försöksområde i Angered. 1978. 130 sidor.
- nr 23 Viktor Arnell: Nederbördsdata vid dimensionering av dagvattensystem med hjälp av detaljerade beräkningsmodeller. En inledande studie. 1977. 29 sidor.
- nr 24 Leif Carlsson, Klas Cederwall: Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Geohydrologisk forskning vid CTH, Sektion V, under perioden 1972-75. 1977. 17 sidor.
- nr 25 Lars O Ericsson (red.): Lokalt omhändertagande av dagvatten. Delrapport från första verksamhetsåret 1976-02-01 - 1977-01-31. 1977. 120 sidor.
- nr 26 Ann-Carin Andersson, Jan Berntsson: Kontrollerad grundvattenbalans genom djupinfiltration. En inventering av djupinfiltrationsprojekt. 1978. 273 sidor.
- nr 27 Anders Eriksson, Per Lindvall: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Resultatredovisning av enkät rörande drift och konstruktion av perkolationsanläggningar. 1978. 126 sidor.
- nr 28 Olov Holmstrand (red.): Lokalt omhändertagande av dagvatten. Delrapport nr 2 från perioden 1977-02-01 - 1977-11-30. 1978. 69 sidor.
- nr 29 Leif Carlsson: Djupinfiltrationsstudier i Angered. 1978. 70 sidor.
- nr 30 Lars O Ericsson: Infiltrationsprocessen i en dagvattenmodell. Teori, Undersökning, Mätning och Utvärdering. 1978. 45 sidor.
- nr 31 Lars O Ericsson, Permeabilitetsbestämning i fält vid perkolationsmagasin. Dimensionering. 1978. 15 sidor.
- nr 32 Lars O Ericsson, Stig Hård: Infiltrationsundersökningar i stadsdelen Ryd, Linköping. 1978. 145 sidor.
- nr 33 Jan Hällgren, Per-Arne Malmquist: Urban Hydrology Research in Sweden 1978. Swedish Coordinating Committee for Urban Hydrology Research. 1978. 14 sidor.
- nr 34 Bo Lind, Göte Nordin: Geohydrologi och vegetation i Dalen 5, Karlskoga. 1978. 63 sidor.
- nr 35 Eivor Bucht, Bo Lind: Metodfrågor vid naturanpassad stadsplanering - erfarenheter från studie i Karlskoga. 1978. 65 sidor.
- nr 36 Anders Sjöberg, Jan Lundgren, Thomas Asp, Henriette Melin: Manual för ILLUDAS (version S2). Ett datorprogram för dimensionering och analys av dagvattensystem. 1979. 67 sidor.
- nr 37 Per-Arne Malmquist m fl: Papers on Urban Hydrologi 1977-78. 99 sidor.
- nr 38 Viktor Arnell, Per-Arne Malmquist, Bo-Göran Lindquist, Gilbert Svensson: Uppsatser om Dagvattenteknik. 1978. 30 sidor.
- nr 39 Bo Lind: Dagvatteninfiltration - förutsättningar inom ett bergsområde, Östra Gårdsten i Göteborg. 1979. 32 sidor.
- nr 40 Per-Arne Malmquist (red.): Geohydrologiska forskningsgruppen 1972-78. Sammanställning av uppnådda resultat. 1979. 96 sidor. Kostnadsfri.
- nr 41 Gilbert Svensson, Kjell Øren: Planeringsmodeller för avloppssystem. NIVA-modellen tillämpad på Torslanda avrinningsområde. 1979. 71 sidor.
- nr 42 Per-Arne Malmquist (red.): Infiltrera dagvatten. Diskussioner och figurer från CTH-seminarium 1979-04-20. 1979. 86 sidor.
- nr 43 Bo Lind: Dagvatteninfiltration - perkolationsanläggning i Halmstad. 1979. 58 sidor.
- nr 44 Viktor Arnell, Thomas Asp: Beräkning av bräddvattenmängder. Nederbördens varaktighet och mängd vid Lundby i Göteborg 1921-1939. 1979. 80 sidor.
- nr 45 Stig Hård, Thomas Holm, Sven Jonasson: Dagvatteninfiltration på grönytor - Litteraturstudie, kunskaps-sammanställning och hypotes. 1979. 278 sidor.
- nr 46 Per-Arne Malmquist, Per Lindvall: Dräneringsrörs igensättning - en jämförande laboratoriestudie. 1979. 44 sidor.
- nr 47 Per-Arne Malmquist, Gunnar Lannér, Erland Högberg, Per Lindvall: SÖDRA NÄSET - ett exempel på förenklad utformning av gator och dagvattensystem i ett upprustningsområde. 1980.
- nr 48 Viktor Arnell, Håkan Strandner, Gilbert Svensson: Dagvattnets mängd och beskaffenhet i stadsdelen Ryd i Linköping, 1976-77. 1980.
- nr 49 Lars O Ericsson, Stig Hård: Termisk registrering, en metod att kartera markvattenhalt - Termovisionsförsök i klimatkammare. 1980. 65 sidor.

- nr 50 Viktor Arnell: Dimensionering och analys av dagvattensystem. Val av beräkningsmetod. 1980. 56 sidor, 22 figurer.
- nr 51 Lars O Ericsson: Markvattenförhållanden i urbana områden. Slutrapport. Göteborg 1980. 115 sidor.
- nr 52 Olov Holmstrand (red.): Ingenjörsgelogisk kartering. Seminarium 1980-04-17. 110 sidor.
- nr 53 Olov Holmstrand: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Sammanfattning av forskning om dagvatteninfiltration vid CTH 1976-79. 90 sidor.
- nr 54 Olov Holmstrand, Bo Lind, Per Lindvall, Lars-Ove Sörman: Perkolationsmagasin i ett lerområde. Lokalt omhändertagande av dagvatten i Bratthammar, Göteborg. 172 sidor.
- nr 55 Erland Högberg, Gunnar Lannér: Gatuplanering i bostadsområden i utlandet. Nya principer och lösningar i Danmark, Holland och England. 1981. 110 sidor.
- nr 56 Sven Lyngfelt: Dimensionering av dagvattensystem. Rationella metoden. 1981. 82 sidor.
- nr 57 Erland Högberg: Samband mellan gatustandard och trafiksäkerhet i bostadsområden. En förstudie. 1981.
- nr 58 Jan A Berntsson: Portryckförändringar och markrörelser orsakade av trädvegetation. 1980. 121 sidor.
- nr 59 Per-Arne Malmquist, Stig Hård: Grundvattenpåverkan av dagvatteninfiltration. 1981.
- nr 60 Annika Lindblad: Infiltrationsmätningar utförda vid Geologiska institutionen, CTH/GU, 1972-80. Sammanställning och statistisk bearbetning. 1981. 78 sidor.
- nr 61 Lars O Ericsson, Stig Hård: Termisk registrering - en metod att kartera markvattenhalt. Slutrapport. 1981. 18 sidor.
- nr 62 Jan Pettersson, Elisabeth Sjöberg: SÖDRA NÄSET - En intervjuundersökning rörande två alternativa upprustningsförslag av gator och dagvattentransport. 1981. 36 sidor.
- nr 63 Olov Holmstrand: Praktisk tillämpning av ingenjörsgelogisk kartering. 1981. 114 sidor.
- nr 64 Anders Sjöberg, Nils Mårtensson: REGNENVELOPEMETODEN. En analys av metodens tillämplighet för dimensionering av ett 2-års perkolationsmagasin. 1982. 29 sidor.
- nr 65 Gösta Lindvall: ENERGIFÖRLUSTER I LEDNINGSBRUNNAR - Litteraturstudie. 1982. 35 sidor.
- nr 66 Per-Arne Malmquist: Lathund för beräkning av Dagvattnets föroreningar. 1982. 32 sidor.
- nr 67 Sven Nyström: Kommuns skadeståndsansvar mot VA-abonnent för översvämningsskador. 1982. 71 sidor.
- nr 68 Sven Lyngfelt, Gilbert Svensson: Dagvattenavrinning från stora urbana områden. Simuleringsmetodik exemplifierat på Göteborgsregionen. 1983. 118 sidor.
- nr 69 Hans Bäckman, Gilbert Svensson: Flödesmätning i avloppsnät med portabla utrustningar. Mätnoggrannhet under kontrollerade förhållanden i en 225 mm:s betongledning. 1983. 51 sidor.
- nr 70 Olov Holmstrand (red): Naturanpassad stadsplanering i Dalen 5, Karlskoga. Erfarenheter av planeringsprocess och teknik under och efter byggandet. 1983. 114 sidor.
- nr 71 Olov Holmstrand (red): Reservvattentäkter. Redovisning av diskussionsdag 1983-05-18. 1983. 115 sidor.
- nr 72 Gilbert Svensson, Håkan Strandner (övers. och bearb.): NIVANETT manual. Ett datorprogram för simulering av flöden i avloppsnät. 1983. 101 sidor.
- nr 73 Gilbert Svensson (red): Byggnad, drift och förnyelse av kommunala va-ledningar. -Är driftstörningarna omfattande? -Projekterar vi på bästa sätt? - Var ligger kostnaderna? 1984. 98 sidor.
- nr 74 Hans Bäckman: Avloppsledningar i svenska tätorter i ett historiskt perspektiv. -Ett sammandrag av tekniska förutsättningar, idéer och diskussioner under 1900-talets ledningsbyggande. 1984. 123 sidor.
- nr 75 Ann-Carin Andersson, Olov Holmstrand, Erik Almling, Rolf Rosen, Kjell Söderström: Infiltration och alternativa åtgärder vid grundvattensänkning. Jämförande beskrivningar och val av metoder. 1984. 115 sidor.
- nr 76 Viktor Arnell, Henriette Melin: Rainfall data for the design of sewer detention basins. 1984. 79 sidor.
- nr 77 Hans Bäckman: Överläckning från dag- till spillvattenledningar. Metoder för att påvisa och kvantifiera överläckning samt redovisning av mätresultat från kommunala avloppsnät. 1985. 102 sidor.



- nr 78 Chester Svensson, Göran Sällfors: Beräkning av dimensionerande grundvattentryck. 1. Göteborgsregionen. 1985. 43 sidor.
- nr 79 Jan-Arne Nilssdal: Källaröversvämning i samband med regn. Reflexioner kring ett skadediäbat bostadsområde i Göteborg. Några förslag på hur förbättrad säkerhet hos kommunala avloppsledningar kan erhållas. 1985. 68 sidor.
- nr 80 Bo Lind, Mats Nyborg: Moränstruktur och hydraulisk konduktivitet. 1986. 55 sidor.
- nr 81 Gösta Lindvall: Energiförluster i ledningsbrunnar. Laboratoriemätningar. 1986. 49 sidor.
- nr 82 Per Warnolf: Jorderosion i rörgravar för VA-ledningar. Laboratorieförsök och litteraturstudie. 1988. 105 sidor.
- nr 83 Bo Lind, Mats Nyborg: Sediment structures and the hydraulic conductivity in till. 1988. 73 sidor.
- nr 84 Chester Svensson: Analys av påverkade grundvattennivåer. 1988. 44 sidor.
- nr 85 Lars Rosén: Sårbarhetsklassificering av grundvatten. Rapport från en studieresa i USA. 1988. 112 sidor.
- nr 86 Chester Svensson, Göran Sällfors: Beräkning av dimensionerande grundvattentryck. 2. Stockholmsregionen. 1988. 61 sidor.
- nr 87 Chester Svensson, Göran Sällfors: Beräkning av dimensionerande grundvattentryck. 3. Övriga södra Sverige. 1988. 78 sidor.
- nr 88 Teresia Reuterswärd Wengström: Kartläggning av skador på segjärnsledningar i Göteborg 1977-1987. 1989. 39 sidor.
- nr 89 Göran Sällfors: Punktskattningsmetoden - En statistisk metod användbar på geotekniska problem. 1990. 48 sidor.
- nr 90 Torsten Hedberg, Olle Ljunggren, Lars-Ove Sörman: Sammanställning av rapporter om vattenkvalitetsproblem i ändledningar av järn. Probleminventering, fältförsök och laboratorietester. 1990. 56 sidor.
- nr 91 Hans Berggren, Torleif Bramryd, Lennart Henrikson, William Hogland, Olov Holmstrand, Bo Lind, Torsten Rosenqvist, Christer Stenmark: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Erfarenheter och kunskapsutbyggnad under 1970- och 1980-talen. 1991. 82 sidor.
- nr 92 Lars Rosén: Sårbarhetsklassificering av grundvatten. Tillämpningar av standardiserade klassificeringssystem på svenska förhållanden. 1991. 114 sidor.

