



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

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



Rapport R46:1977

17

Byggnadsstatik

Inverkan av grustäkt under grundvatten- ytan

Örsjöprojektet

K Gösta Eriksson

Vilhelm Granell

Johan Landberg

Lars Leonardsson

Jerker Perers

Claes Weibull

SEKTORIV

Byggforskningen

R46:1977

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN
ÖRSJÖPROJEKTET

Sammanfattning av geohydrologiska, mikrobiologiska
och limnologiska undersökningar vid en grustäkt under
grundvattenytan i närheten av Örsjö i Skurups kommun,
Malmöhus län

K. Gösta Eriksson
Vilhelm Graneli
Johan Landberg
Lars Leonardsson
Jerker Perers
Claes Weibull

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag
730397-6 från Statens råd för byggnadsforskning till
Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola/
Göteborgs universitet.

Nyckelord:

grustäkt
djupa täkter (under grundvattenytan)
geohydrologi
grundvatten
grusgropssjöar
vattenbeskaffenhet
kemisk sammansättning
bakteriehalt
limnologiska faktorer

UDK 556.3
622.362

R46:1977

ISBN 91-540-2718-7
Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

LiberTryck Stockholm 1977

INNEHÅLL

FÖRORD	6
BETECKNINGAR	9
1 INLEDNING	11
1.1 Bakgrund	11
1.2 Program	13
2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	15
2.1 Omfattning	15
2.2 Topografi	15
2.3 Ytvattenförhållanden	17
3 GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	20
3.1 Allmänt	20
3.2 Berggrund	20
3.3 Jordlager	21
3.4 Borrningar	25
4 NEDERBÖRDSFÖRHÅLLANDEN	31
4.1 Allmänt	31
4.2 Nederbörd	31
4.3 Avdunstning	33
4.4 Nettonederbörd	35
4.5 Nederbördens kemiska sammansättning	35
5 GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN	39
5.1 Allmänt	39
5.2 Grundvattenbildning	39
5.3 Grundvattenflöde	41
5.4 Nivåvariationer	43
5.5 Grundvattnets beskaffenhet	47
5.6 Korttidspumpning	49
5.6.1 Allmänt	49
5.6.2 Analys av erhållna data	49
5.6.3 Matematisk modellanalys	55
6 GRUSGROPSSJÖNS UTFORMNING	57
6.1 Allmänt	57
6.2 Släntlutning	59

7	INVERKAN PÅ GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN I TÄKTOMRÅDET	61
7.1	Grundvattennivåer	61
7.1.1	Under exploateringsskedet	61
7.1.2	Efter avslutad exploatering	63
7.2	Grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning	65
7.2.1	Allmänt	65
7.2.2	Färg, grumlighet, lukt och bottenhets	68
7.2.3	pH	68
7.2.4	Specifik ledningsförmåga (μS 25/cm)	69
7.2.5	Permanganatförbrukning	73
7.2.6	Järn	75
7.2.7	Mangan	75
7.2.8	Fosfat - totalfosfor	77
7.2.9	Ammonium	77
7.2.10	Nitrit	78
7.2.11	Nitrat	79
7.2.12	Klorid	81
7.2.13	Sulfat	83
7.2.14	Bikarbonat	85
7.2.15	Kalcium, Magnesium och Totalhårdhet	87
7.2.16	Kiselsyra	89
7.2.17	Sammanfattning	89
8	MIKROBIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR	95
8.1	Allmänt	95
8.2	Coliforma bakterier	95
8.3	Gelatinnedbrytande bakterier	97
8.4	Heterotrofa bakterier	99
8.5	Sammanfattning och diskussion	99
9	LIMNOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR	101
9.1	Allmänt	101
9.2	Sjövattnets fysikalisk-kemiska sammansättning	102
9.2.1	Inledning	102
9.2.2	Analysomfattning	103
9.2.3	Temperatur- och syreförhållanden	103
9.2.4	Makrokonstituenten	106
9.2.5	Växtnäringsämnen	107
9.2.6	Optiska egenskaper	113
9.2.7	Sammanfattning av vattenbeskaffenhet	114
9.3	Växtplankton	115
9.4	Djurplankton	121
9.5	Bottenfauna	123
9.6	Storväxtvegetation	124
9.7	Berikningsexperiment	124

9.7.1	Inledning	124
9.7.2	Målsättning	125
9.7.3	Metodik	125
9.7.4	Resultat	126
10	SAMMANFATTNING OCH DISKUSSION AV ERHÅLLNA RESULTAT	129
10.1	Grusgropssjöns utformning	129
10.2	Grundvattenförhållanden	129
10.2.1	Grundvattennivåer	129
10.2.2	Grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning	131
10.3	Mikrobiologi	132
10.4	Limnologi	133
11	SYNPUNKTER PÅ GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN	135
11.1	Inledning	135
11.2	Utformning av grusgropssjöar	137
11.3	Undersökningar	139
11.3.1	Allmänt	139
11.3.2	Förundersökningar	140
11.3.3	Kontrollprogram under och efter täktverksamheten	142
	REFERENSER	145
	SAMMANFATTNING	149

FÖRORD

Forskningsnämnden vid Statens naturvårdsverk tillsatte år 1969 en "Ad hoc-grupp för frågor rörande grustäkter under grundvattenytan i isälvsmaterial", sammansatt av representanter från Statens naturvårdsverk, Sveriges geologiska undersökning, Vattenbyggnadsbyrån (VBB) och olika forskningsinstitutioner.

Gruppens uppgift var att inventera utförd och pågående forskning i anslutning till problem vid täktverksamhet av framför allt grus under grundvattenytan, samt att utforma ett forskningsprogram inom detta ämnesområde.

Under ledning av "Ad hoc-gruppen" gjordes under åren 1969-1971 en litteraturstudie (Pedemark et al 1971) omfattande ca 175 referenser, fördelade på tre delar: fysikalisk-kemiska frågeställningar, bakteriologiska samt limnologiska frågeställningar. Gruppen fastslog vidare, att ett klart behov av grundforskning förelåg för att söka lösa ovannämnda frågor och problem relaterade till dessa.

Som en fortsättning på detta arbete anslog Statens naturvårdsverk 1971 medel till en inventering av befintliga och planerade grustäkter under grundvattenytan (Gustafson & Johansson 1972). Denna inventering omfattar samtliga, vid denna tidpunkt av länsstyrelserna i Sverige registrerade ansökningar om och tillstånd till täkt under grundvattenytan, undantagna de i Malmöhus län. Ett tiotal täkter detaljinventerades med avseende på hydrogeologiska data i avsikt att söka hitta ett antal lämpliga lokaler vid vilka forskningsprojekt senare kunde bedrivas.

I januari 1971 beviljades länsstyrelsen i Malmöhus län ett anslag från Statens naturvårdsverk för att

upprätta undersökningsprogram för täkt av grus och sand under grundvattenytan vid Örsjö i Skurups kommun.

Den 1 juli 1972 anslog forskningsnämnden vid Statens naturvårdsverk medel för att påbörja forskning för att utröna inverkan av grustäkt under grundvattenytan. Som ett delprojekt startades det s k Örsjöprojektet, vilket, förutom av forskningsnämnden, finansierades genom medel från firma Sydgrus i Malmö.

De resterande delprojekten påbörjades vid tre lokaler i mellersta och norra Sverige. Dessa projekt beräknas pågå fram till den 30 juni 1977. Undersökningarna genomförs av forskare vid Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola, Naturgeografiska institutionen, avdelningen för hydrologi, Uppsala universitet och Limnologiska institutionen, Uppsala universitet. Uppgifter rörande dessa arbeten finns publicerade i ett antal lägesrapporter (Johansson & Landberg 1974, 1975, 1976; Broberg & Jansson 1975; Blomquist et al 1976).

Från och med den 1 juli 1973 övertogs Statens naturvårdsverks åtaganden i Örsjöprojektet av Statens råd för byggnadsforskning (BFR), vilket alltsedan dess har finansierat detta projekt.

Projektledare för Örsjöprojektet har varit undertecknad, professor K Gösta Eriksson vid Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet.

De geohydrologiska och vattenkemiska undersökningarna har utförts av grundvattenavdelningen vid VIAK AB i Malmö under ledning av civ ing Jerker Perers och fil dr Kaj Nilsson. Huvuddelen av bearbetningen och sammanställningen har genomförts av civ ing Johan Landberg, medan civ ing Rolf Bergström, VIAK AB i

Stockholm, lämnat synpunkter rörande vattnets fysikaliska och kemiska beskaffenhet, utformning av kontrollprogram m m.

De mikrobiologiska undersökningarna har genomförts vid Mikrobiologiska institutionen, Lunds universitet under ledning av professor Claes Weibull med assistans av fil kand Maud Lindmark och fil kand Rolf Nystrand.

De limnologiska undersökningarna har utförts vid Limnologiska institutionen, Lunds universitet, under ledning av fil kand Wilhelm Graneli och fil kand Lars Leonardsson med assistans av fil kand Amelie Fritzon.

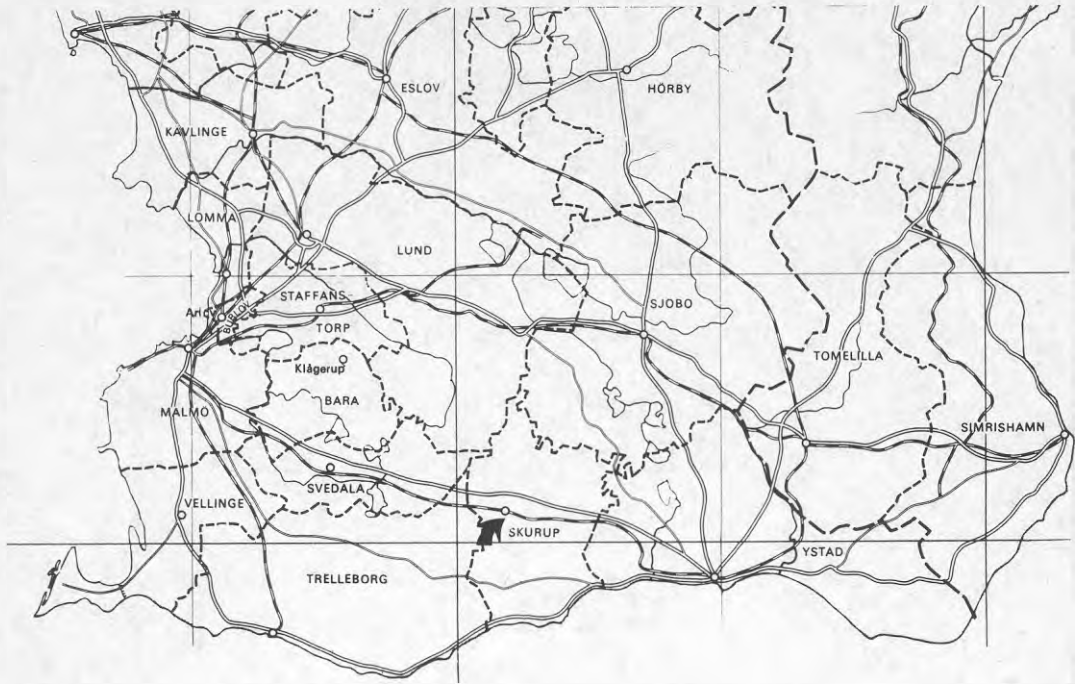
Under projektets gång har samråd skett med Naturvårdsenheten vid länsstyrelsen i Malmöhus län, främst företrädd av byrådirektör Per Gustafsson samt naturvårdsdirektör Tryggve Dackman och byrådirektör Göran Mattiasson.

Göteborg den 15 november 1976

K Gösta Eriksson

BETECKNINGAR

ETP _w	Potentiell evaporation	mm
ETP _g	Potentiell evapotranspiration	mm
ETA	Evapotranspiration	mm
T	Transmissivitet	m ² /s
S	Magasinskoefficient (dimensionslös)	
t	Tid mätt från pumpstart (i samband med provpumpning)	min
r	Avstånd från brunn till mätpunkt (i samband med provpumpning)	m
s	Avsänkning av grundvattennivå (i samband med vattenuttag)	m
P	Vattentryck	Pa
F	Friktionskraft	N
W	Gravitationskraft	N
\mathcal{K}	Specifik ledningsförmåga	μS/cm



FIGUR 1. Översigtskarta



FIGUR 2. Undersökningsområdets belägenhet

1 INLEDNING

1.1 Bakgrund

Sedan åtskilliga år har grustäkt över grundvattenytan bedrivits inom ett relativt stort område beläget mellan Skurups samhälle och Örsjö kyrkby i Södra Skåne. Områdets belägenhet framgår av figur 1.

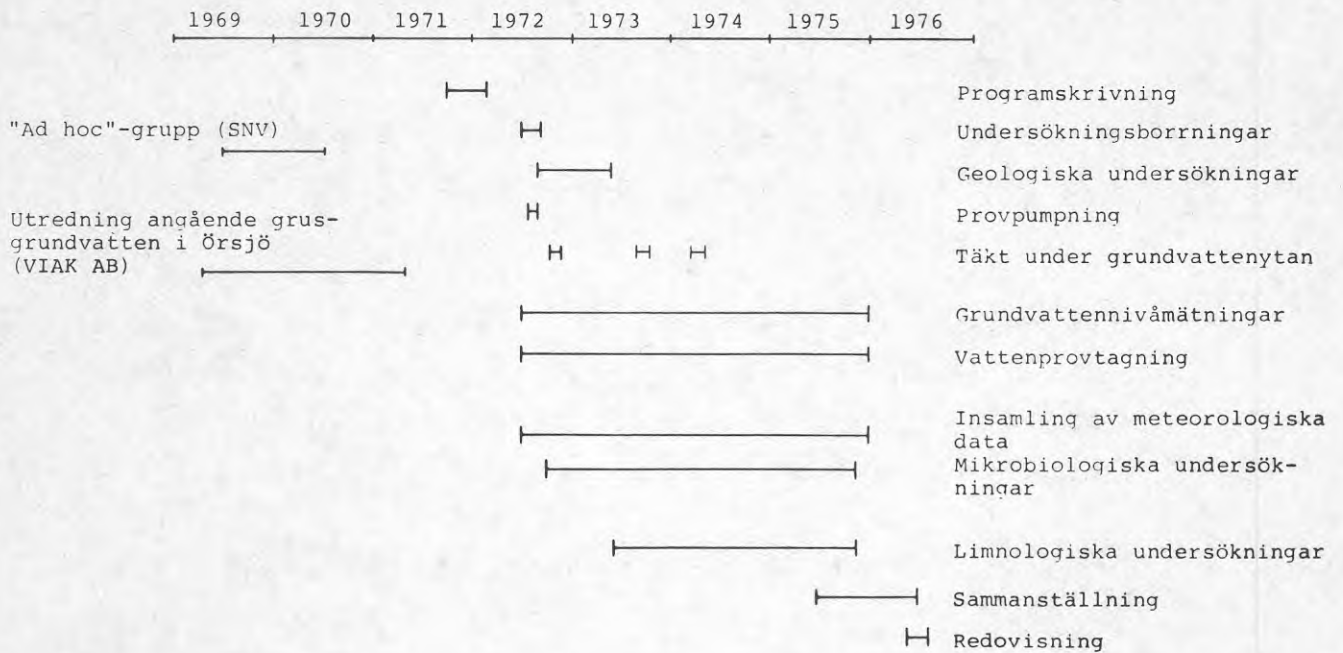
I slutet på 1960-talet vidtog länsstyrelsen i Malmöhus län åtgärder för att söka samordna täktintressena i dessa trakter.

Det ansågs härvid av stor vikt att man i samband med behandlingen av ansökningar om tillstånd till grustäkt även undersökte och tog hänsyn till grundvattenförhållandena i området.

På initiativ av länsstyrelsen och på samtliga berörda exploatörers bekostnad genomfördes därför en översiktlig utredning som beskrev "Geologi och grundvattenförhållanden vid Örsjö, Skurups kommun" (VIAK AB 1971). Utredningen kan i vissa avseenden anses som en förundersökning till Örsjö-projektet.

Undersökningar rörande inverkan av grustäkt under grundvattenytan påbörjades år 1972 i grustäktsområdet vid Örsjö.

Undersökningsområdets belägenhet framgår av figur 2.



FIGUR 3. Tidplan för undersökningar vid Örsjö.

1.2 Program

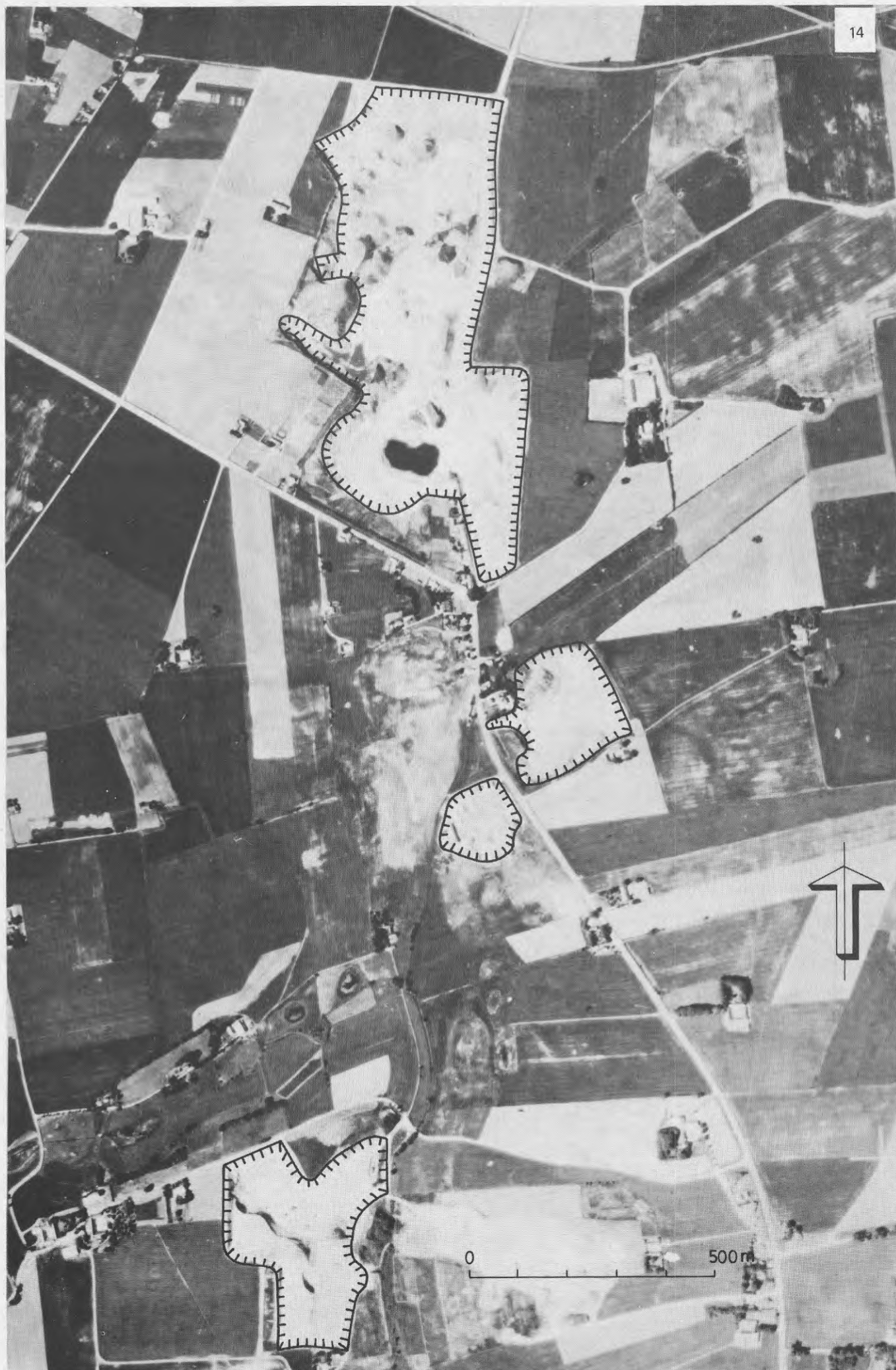
Undersökningarna har i stort sett bedrivits i enlighet med ett program som presenterades vid en ansökan om forskningsmedel från Statens naturvårdsverk den 1 februari 1972. En översiktlig sammanställning av detta program finns i form av en tidsplan i figur 3.

Örsjöprojektets målsättning har i huvudsak varit

- 1) att klarlägga de geologiska och geohydrologiska förhållandena vid undersökningsområdet,
- 2) att klarlägga hur grustäkt under grundvattenytan inverkar på
 - a) grundvattenflödet i området
 - b) grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning
 - c) vattenbalansen i området
 - d) grundvattnets biologiska status
- 3) att undersöka hur en nybildad grustagssjö förändras med tiden ur fysikalisk-kemisk och biologisk synpunkt samt
- 4) att fastställa en lämplig utformning på en grustagssjö med avseende på minimidjup och slänthlutningar under och över vattenytan.

Syftet med forskningsprojektet är

- a) att erhålla sådana resultat att konsekvenserna av planerad täktverksamhet i grovsediment under grundvattenytan kan bedömas med erforderlig säkerhet vid tillståndsgivning
- b) att lämna synpunkter på utformning av grustäkt under grundvattenytan samt sådana täkters skötsel och efterbehandling



FIGUR 4. Översikt över undersökningsområdet med omgivningar.

2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

2.1 Omfattning

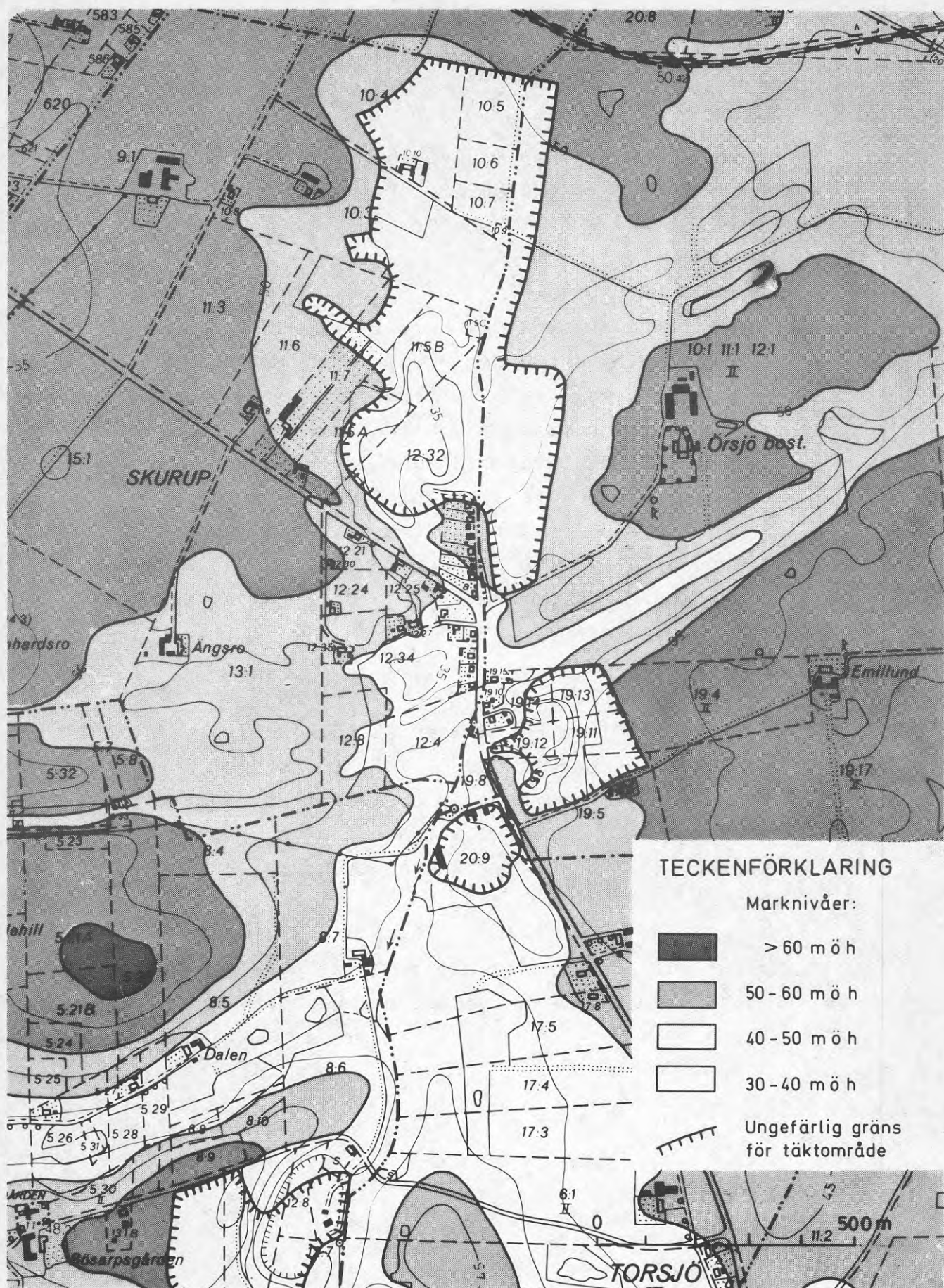
Undersökningarna har i huvudsak bedrivits inom ett ca 0,7 km² stort täktområde, vilket exploaterats av firma Sydgrus, Malmö, och Statens vägverk, Malmö, se figur 4.

I områdets sydvästra del har, i firma Sydgrus regi, bedrivits grustäkt under grundvattenytan under tre kortare perioder mellan åren 1972 och 1974. Därvid har en grundvattensjö bildats med en yta av ca 7.000 m². I det övriga täktområdet har täktverksamheten fortskridit så att man, i de västra delarna, inom firma Sydgrus område, för närvarande har täktbotten ca 1-2 m ovan grundvattenytan, medan Statens vägverks andel i områdets östra delar ännu till viss del är oexploaterad.

2.2 Topografi

Örsjö ligger inom den del av Skåne, som kallas sydvästra Skånes backlandskap. Karakteristiskt för detta landskap är förekomsten av oregelbundet framträdande kullar och höjdstråk, i allmänhet utan särskild orientering, vilka ger terrängen ett starkt kuperat utseende.

Mellan kullarna finns sänkor, vilka vanligen är avloppslösa och innehåller torvavlagringar.



FIGUR 5. Topografisk karta över undersökningsområdet med omgivningar.

Topografin i området framgår översiktligt av figur 5.

Inom det undersökta täktområdet ligger täktbotten ca 32 m ö h, medan de angränsande områdena ligger ca 45-50 m ö h.

Söder om täktområdet finns en dalgång, vars botten ligger ca 32 m ö h och via denna dräneras de här belägna områdena åt sydväst. Själva täktområdet saknar emellertid ytvattenavlopp. Då täktområdet utgör en sänka i terrängen, erhålls tillflöden av dräneringsvatten via äldre dikningsföretag från de närmaste omgivningarna.

2.3 Ytvattenförhållanden

Undersökningsområdet är beläget omedelbart söder om ytvattendelaren mellan Skivarpsåns- och Dybäcksåns avrinningsområden, se figur 6.

Vattenföringsuppgifter från Skivarpsåns avrinningsområde (länsstyrelsen i Malmöhus län 1974) visar att avrinningen i dessa trakter uppgår till ca 6-7 l/s x km².

En avrinning på 6,5 l/s x km² svarar mot en nettonebörd på ca 200 mm/år, vilket väl överensstämmer med det i avsnitt 4.4 redovisade värdet.

Avrinningen från undersökningsområdets omgivningar norr om Hassle-Bösarp sker genom en bäck ut i Dybäcksån, se figur 6.

Det totala området, norr om Hassle-Bösarp, som avvattnas via ovannämnda bäck uppgår till i storleksordning 4 km². Avrinningen via bäcken härifrån kan med utgångspunkt från ovannämnda uppgifter uppskattas till ca 25 l/s.



FIGUR 6. Viktigare åar och bäckar i Örsjö med omgivningar.

Undersökningsområdets omgivningar består till stora delar av åkermark, där marklagren utgörs av moränlera. Här dräneras nederbörden till stor del bort genom diken, av vilka flertalet mynnar i den ovan nämnda bäcken. På vissa ställen går grovsedimenten i dagen genom att moränleran i många fall bortschaktas i samband med täktverksamhet. I dessa områden bildar större delen av nederbörden grundvatten.

Tillflödet till bäcken kommer således dels från ett antal dräneringsdiken och dels genom grundvattenläckage i lågpunkter där bäcken står i förbindelse med grovsediment.

3 GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

3.1 Allmänt

De stora dragen i geologin framgår bl a av SGUs kartblad, ser Aa 117 och översikt av Skånes hydrogeologi, utarbetad av SGU 1967.

Geologin och grundvattenförhållandena inom grustäktsområdena vid Örsjö har vidare beskrivits i en av VIAK AB 1971 utförd utredning.

De geologiska undersökningarna har bl a omfattat detaljkarteringar i fält och utvärdering av tidigare utförda borrhningar. Vidare har en rad mer speciella, geologiska problem, som lithologi och stratigrafi studerats vid Kwartärgeologiska institutionen i Lund i samband med trebetygsarbeten (Göransson, Holm 1972 samt Lindberg 1973).

Kompletterande borrhningar har utförts för att dels bestämma grovsedimentens mäktighet och sammansättning i anslutning till grusgropssjön, dels erhålla grundvattenobservationspunkter runt densamma.

En av borrhningarna utfördes med slangkärneprovtagning ned till den underliggande moränen. De övriga borrhningarna utfördes med 50 mm stålrör med spets. Borrhningarna redovisas mer i detalj i avsnitt 3.4 "Borrhningar".

3.2 Berggrund

Berggrunden i området väster om Örsjö består av kalksten tillhörande kritsystemets översta avdelning, danien.

Kalkstenen innehåller på flera ställen flintbankar. Berggrundsytan går ej i dagen inom Örsjöområdet. I närheten av täktområdet ligger berggrundens överyta ganska plan på ca 40-60 m djup under markytan motsvarande 5-10 m under havsytan. Mot sydväst lutar berggrundsytan relativt brant ner mot botten på den s k Alnarpsdalen, se figur 7.

Alnarpsdalen är en ca 5 km bred bergrundsdepression, troligen en gravsänka, som från Abbekås vid Skånes sydkust sträcker sig åt nordväst under Lomma (norr om Malmö) mot Ven och in under nordöstra Själland. Alnarpsdalens i stort sett plana botten ligger vanligen 60-70 m under havsytan. I sänkan förekommer bl a de s k Alnarps sedimenten, vilka huvudsakligen utgörs av finsand.

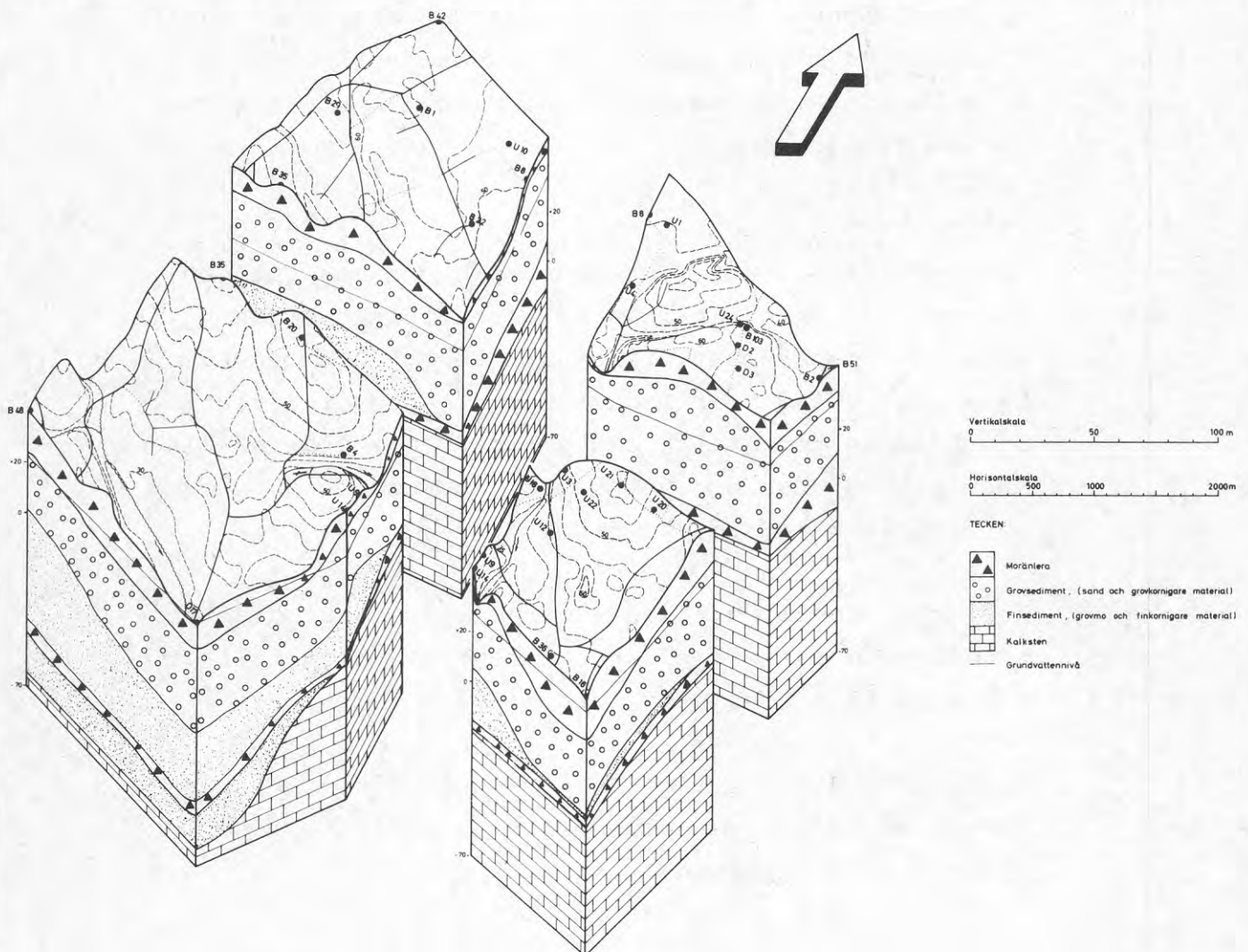
3.3 Jordlager

Dessa delar av Skåne var under den senaste istiden utsatta för påverkan från ett antal, från olika håll kommande, isströmmar vilka har medfört att den kvarlämnade lagerföljden är mycket komplicerad. En översiktlig bild av topografin och jordlagren i undersökningsområdet och dess omgivningar finns redovisad i form av ett blockdiagram, se figur 7.

Kullarna och höjdstråken i området är i huvudsak uppbyggda av morän och/eller sediment. I vissa fall är kullarna täckta av styv lera.

En fullständig jordlagerföljd - endast representerad inom Alnarpsdalen, skulle bestå av följande lager, räknade från markytan:

Blockdiagrammets läge



FIGUR 7. Blockdiagram utvisande den principiella geologiska uppbyggnaden i området SO om Skurup (VIK AB 1971).

Övre moränlera
Grovsediment
Finsediment
Undre moränlera
Alnarps sediment

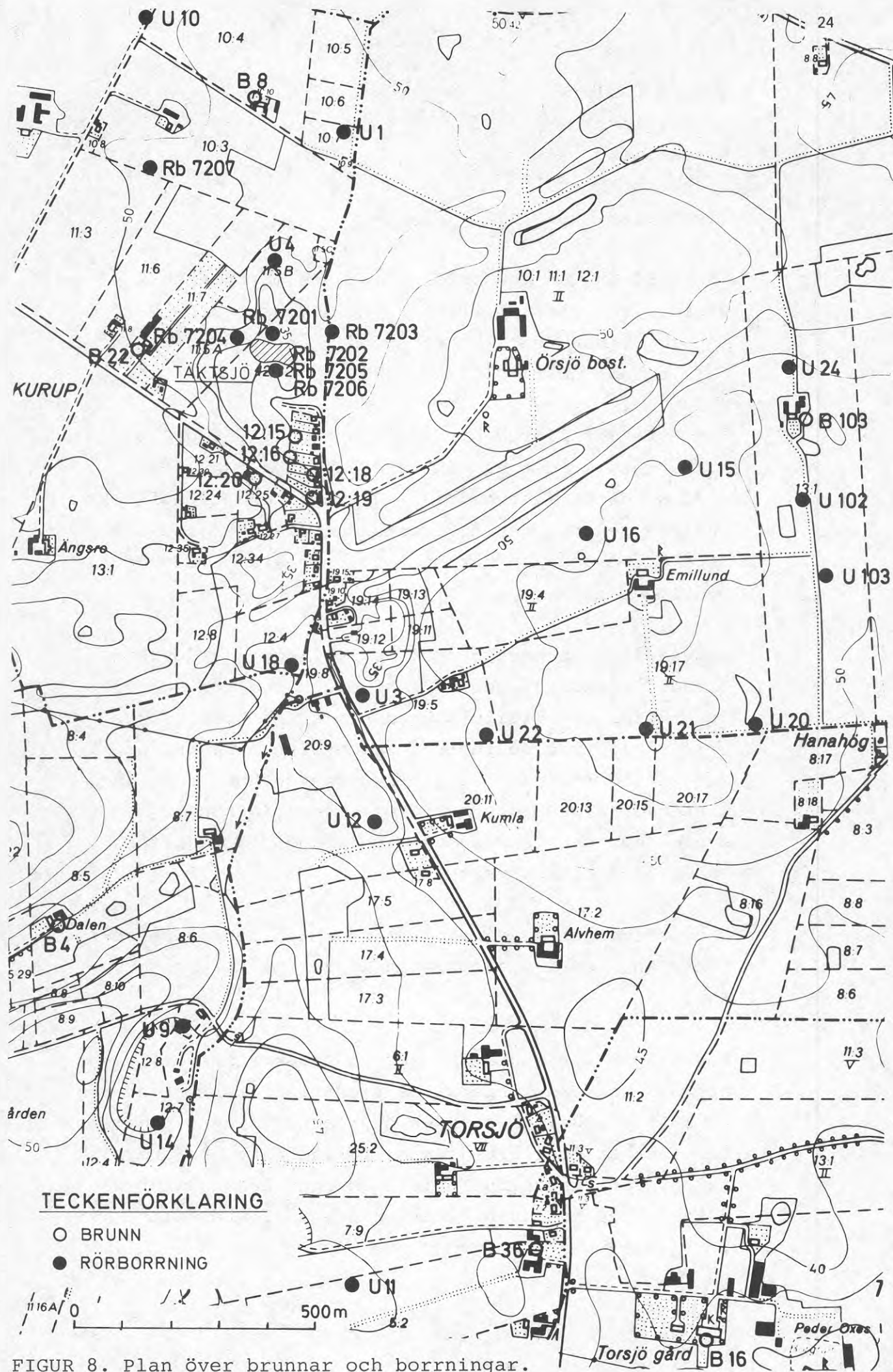
Mäktigheten hos den omkringliggande moränleran kan variera avsevärt. I flera av kullarna är den 10-15 m mäktig, medan den i botten på dalgångarna i vissa fall saknas helt (VIAK AB 1971).

Den övre moränleran har i anslutning till det undersökta täktområdet en mäktighet av ca 4-5 m. Inom själva täktområdet saknades den emellertid på flera ställen redan innan täktverksamheten påbörjades. Numera är moränleran här helt bortschaktad i samband med avbaningsarbeten.

Grovsedimenten består inom det i figur 7 redovisade området huvudsakligen av sand, dock med inslag av grus, sten och ställvis även block. På större djup blir vanligtvis sedimenten successivt finkornigare med en större andel silt. Mäktigheten hos grovsedimenten är avsevärd, vanligtvis överstigande 30 m. Övergången mot finsediment är i många fall diffus och ibland saknas dessa helt.

Grovsedimenten är direkt avlagrade på den undre moränleran, som i Örsjöområdet ligger på kalkberggrunden.

Borrningar strax utanför det undersökta området visar att den undre moränleran på flera ställen fortsätter ut i Alnarpsdalen, där den överlagrar Alnarps sedimenten. Det är emellertid även klarlagt att den undre moränleran saknas inom vissa områden längs Alnarpsdalens kant och även fläckvis ute i Alnarpsdalen.



Den undre moränlerans överyta - som i praktiken också utgör gräns nedåt för grustagning - ligger i norra delen av området på 0-10 m ö h och sjunker mot söder, där den vid Alnarpsdalens kant ligger 10-20 m under havsytan.

Alnarps sedimenten består huvudsakligen av finsand och utgör huvudmagasinet för den stora grundvattenförekomsten inom södra delen av Alnarpsdalen, Skivarpströmmen.

Ur grustagningssynpunkt saknar Alnarps sedimenten intresse. Detta beror på deras finkornighet och nedsänkta läge.

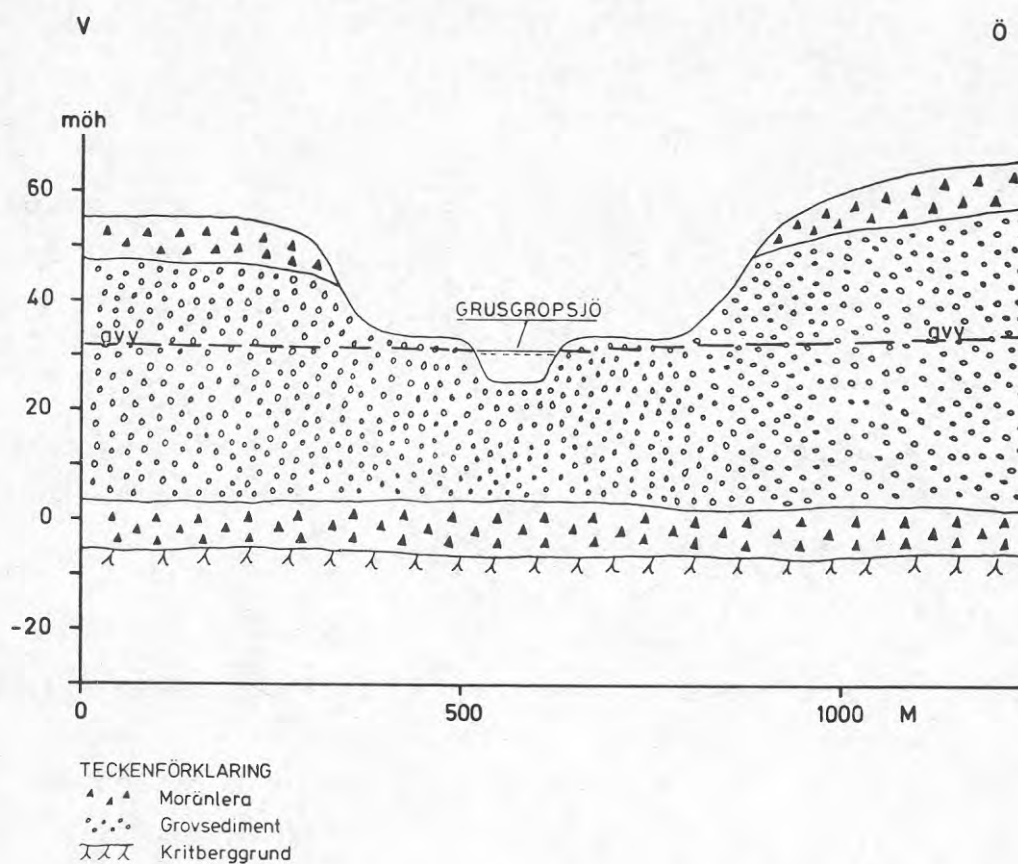
3.4 Borrningar

För att klarlägga jordlagerföljden och dess sammansättning har en rad borrhningar utförts. I samband med utredningen rörande grus och grundvatten vid Örsjö (VIAK AB 1971) sammanställdes uppgifter från 18 borrhningar (U1, U3-4, U9-12, U14-18, U20-22, U24 och U102-103).

Vidare utfördes vid samma tillfällen en omfattande inventering av brunnar i Örsjöområdet. En sammanställning av uppgifter om jordlagerföljder från 17 brunnar (B1-2, B4-5, B8, B16, B20, B22, B27-29, B35-36, B42, B48, B51 och B103) gjordes härvid.

Brunnar och borrhningar belägna i närheten av undersökningsområdet framgår översiktligt av karta i figur 8.

Det sammanställda materialet ligger till grund för det i figur 7 redovisade blockdiagrammet över området.



FIGUR 9. Profil utvisande den principiella geologiska uppbyggnaden av det undersökta täktområdet vid Örsjö.

För att mera i detalj undersöka grovsedimenten och grundvattenförhållandena i täktområdet utfördes under sommaren och hösten 1972 ytterligare rörborrningar (Rb 7201-7207) samt en sk slangkärneprovtagning. Vid Rb 7201-7207 användes 50 mm stålrör försedda med perforerade spetsar. Perforeringen var utförd med 4 eller 8 mm hål längs den nedersta metern på spetsen.

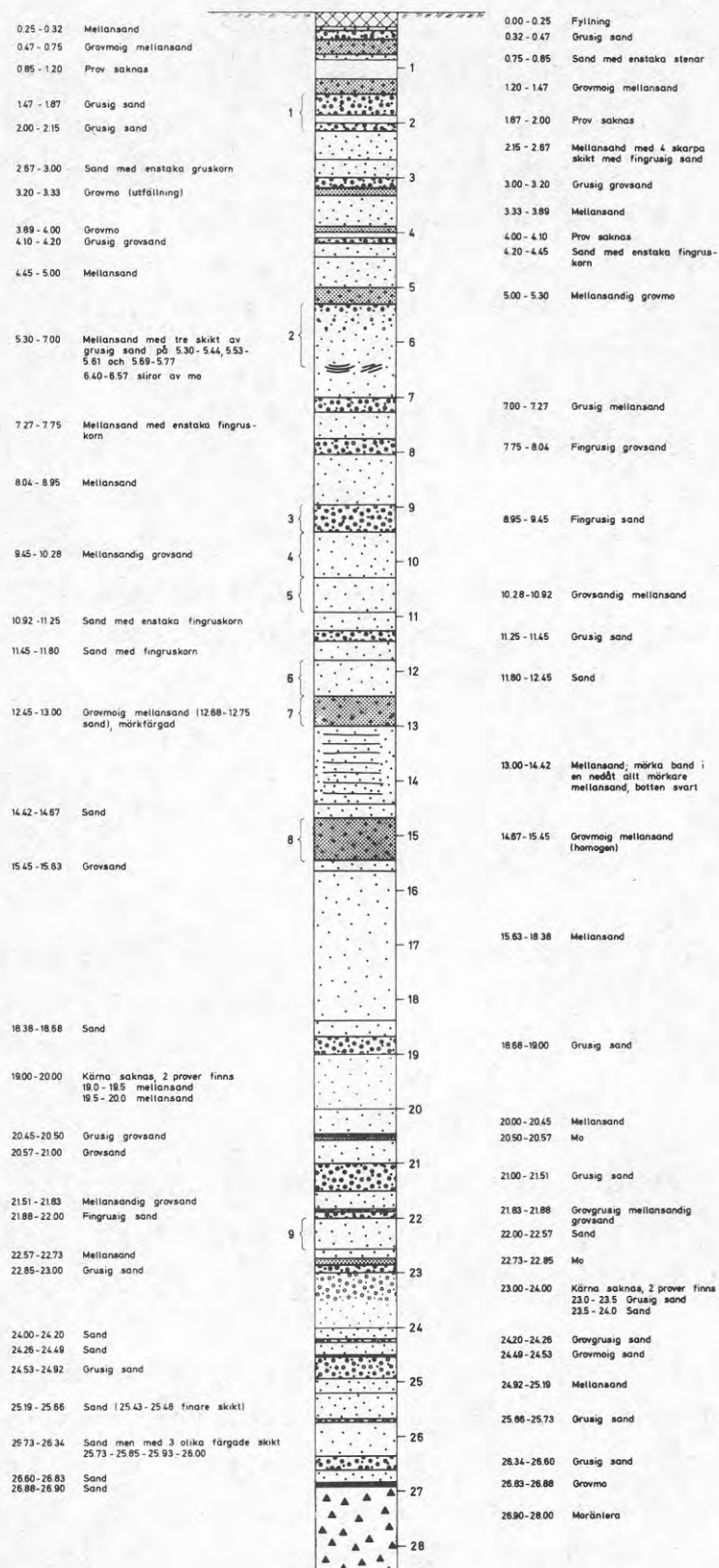
Intill Rb 7201 gjordes slangkärneprovtagningen ned till 28,7 m under markytan, varvid den undre moränleran påträffades på 27 m djup. Det framgick av borrningen att jordlagren här till största delen utgjordes av grovsediment med mellansand som dominerande fraktion.

Då grundvattenytan vid Rb 7201 är belägen endast någon decimeter under markytan erhålls en vattenförande sektion på ca 27 m.

Rb 7205 drevs ned till 14 m djup under markytan och Rb 7202 till 4 m djup. Övriga borrningar avbröts då rörspetsarna var 8 m under grundvattennivån.

En översiktlig profil utvisande den principiella geologiska uppbyggnaden av området närmast täktsjön framgår av figur 9.

Den tidigare nämnda slangkärneprovtagningen utfördes av firma August Göttker Bohrgesellschaft mbH och resultaten har beskrivits av J Lindberg 1973. Prover togs från grustagets botten genom sedimenten och drygt 1 m ner i den underliggande moränen.



FIGUR 10. Jordlagerföljd vid Rb 7201, bestämd genom slangkärneprovtagning.

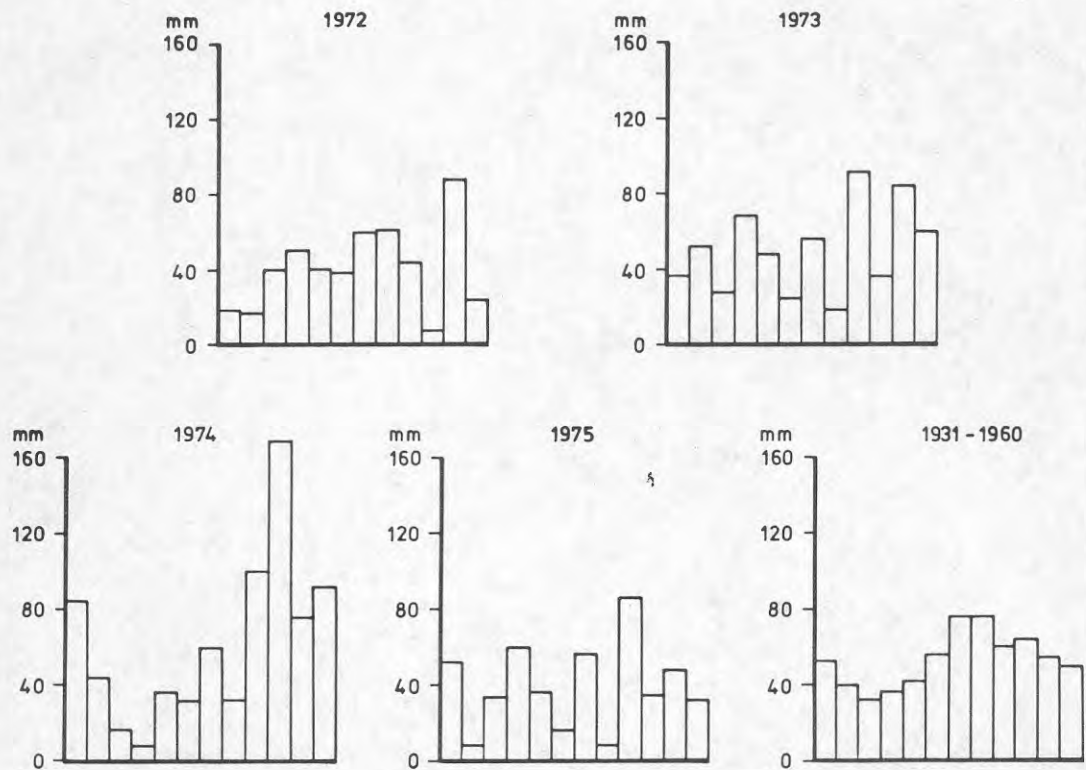
Provtagaren bestod av ett 3 m långt rör som i nederändan var försett med en skarpkantad egg. Inuti provtagaren fanns en hopvecklad plastslangpåse. Provtagaren trycktes och vibrerades ner och skar på så sätt ut en kärna som omslöts av plastslangen. Friktionen mellan röret och provet eliminerades av plastslangen och man fick ett tämligen ostört prov. Gränserna mellan olika skikt var skarpa och den enda störning som kunde iakttagas var att skiktytorna buktade något uppåt på grund av friktionen mot provtagarens insida.

Den jordlagerföljd vid Rb 7201, som erhöles vid slangkärneprovtagningen framgår i detalj av figur 10.

Man kan notera att sandfraktionen dominerar i borkärnan och att inslagen av grusigare såväl som siltigare material växlar. Någon ökning av finsedimenthalten mot djupet kan dock inte upptäckas här.

TABELL 1. Sammanställning av månadsnederbörd och månadsmedelvärden vid SMHIs mätstation i Skurup.

Månad	Nederbörd i mm				
	1972	1973	1974	1975	1931-1960
Januari	18	37	84	64	52
Februari	17	53	44	10	39
Mars	39	27	16	34	33
April	49	68	10	60	37
Maj	40	44	36	35	41
Juni	39	24	33	16	54
Juli	57	57	61	56	76
Augusti	62	18	33	8	75
September	44	94	101	86	60
Oktober	8	37	168	34	66
November	88	83	76	47	54
December	26	58	92	31	51
SUMMA	487	600	754	481	638



FIGUR 11. Sammanställning av månadsnederbördsuppgifter från SMHIs mätstation i Skurup.

4.1 Allmänt

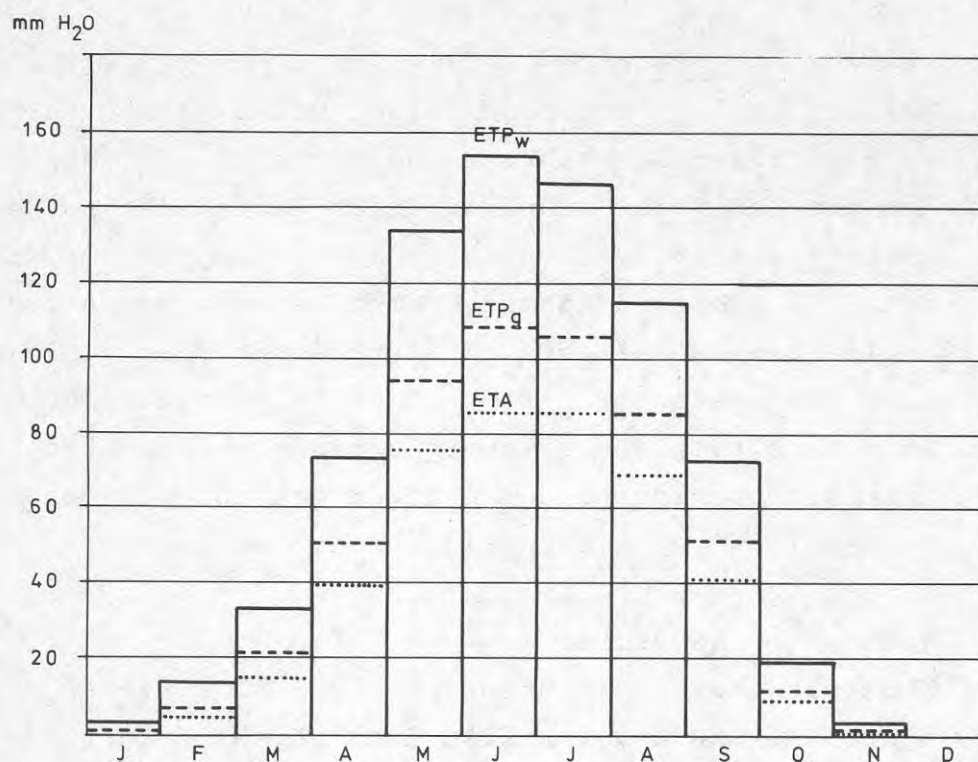
För att erhålla ett ungefärligt värde på den vattenmängd som kan finnas tillgänglig för infiltration och nybildning av grundvatten är det nödvändigt att känna till områdets väsentligaste hydrometeorologiska data. En överslagsmässig bedömning av grundvattentillgången kan således göras utgående från geologin samt från nederbörds- och avdunstningsdata. Den del av nederbörden som ej bortgår genom avdunstning benämnes nettonederbörd och utgör den för yt- och grundvattenbildning tillgängliga nederbörden.

4.2 Nederbörd

Nederbördsmätningar utförs av SMHI bl a vid en station i Skurup, varifrån även värden från tidsperioden 1931-1960 finns tillgängliga.

En sammanställning av månadsnederbörden under åren 1972-1975 samt månadsmedelvärden från perioden 1931-1960 redovisas i TABELL 1.

Av tabellen framgår att medelvärdet för årsnederbörden under tiden 1931-1960 uppgår till 638 mm. Vidare framgår att avvikelserna från 30-årsserien under år 1973 är av den storleksordningen att detta kan betraktas som ett normalår. Noteras bör att under hösten 1972 och våren 1974 erhöles ovanligt lite nederbörd, medan hösten 1974 var mycket nederbördsrik. Vidare att samtliga somrar under mätperioden varit torrare än vad 30-årsserien anger, se figur 11. Det bör framhållas, att stora lokala variationer i nederbörden kan förekomma i dessa delar av Skåne bl a beroende på inverkan av Romeleåsen, varför den inom undersökningsområdet erhållna nederbörden sannolikt avviker något från SMHIs värden.



ETP_w = Potentiell avdunstning från en fri vattenyta
(enligt Penmans formel)

ETP_g = Potentiell avdunstning från en ideell grönyta
(enligt Penmans formel)

ETA = Avdunstning från en godtycklig vegetationsyta

FIGUR 12. Månadsvis beräknade värden för olika typer av avdunstning vid Svalöv (efter C C Wallén 1966).

4.3 Avdunstning

Den totala avdunstningen utgöres dels av avdunstning från mark- och vattenytor, dels av växternas transpiration. Avdunstningens storlek påverkas av en rad olika faktorer såsom bl a lufttemperatur, nederbördsintensitet, luftfuktighet, vindförhållanden, solinstrålning och arten av eventuell vegetation.

Flera forskare har på olika vägar försökt bestämma avdunstningen under olika yttre förutsättningar. Bl a har kartor över avdunstningen i Sverige upprättats av Bergsten (1954) och Tamm (1959).

Enligt Bergsten erhålls en avdunstning i södra Skåne på 350-400 mm, medan Tamm anger ca 450 mm.

Den maximala avdunstningen som erhålls från en fri vattenyta brukar benämnas potentiell avdunstning (ETP_w). I figur 12 redovisas, med hjälp av Penmans formel beräknade värden på den potentiella avdunstningen vid Svalöv (C C Wallen 1966), vilka är baserade på medelvärden från 30-årsserien 1931-1960. Samme forskare har med hjälp av denna formel även beräknat motsvarande värden på den maximala avdunstningen från en ideell vegetationsbevuxen yta (ETP_g), se figur 12. Avdunstningen från en godtycklig vegetationsyta (ETA) har av Wallén m fl uppskattats till i storleksordningen $0,8 \times ETP_g$, se figur 12. Årsmedelvärdena för ETP_w , ETP_g och ETA uppgår, enligt Wallén, för Svalöv till 765, 536 resp 429 mm.

Som framgår av figur 12 erhålls den största differensen mellan den potentiella avdunstningen från en fri vattenyta (ETP_w) och den aktuella avdunstningen från en obevattnad grön yta (ETA) under juni månad. Skillnaden uppgår då till ca 65 mm. Skillnaden $ETP_w - ETP_g$ uppgår för samma månad till ca 45 mm.

TABELL 2. Sammanställning av månadsmedelvärden för nederbörd (Skurup), evapotranspiration (Svalöv) och beräknad nettonederbörd, baserade på mätperioden 1931-1960.

Månad	Månadsmedelvärden 1931-1960		
	Nederbörd (mm)	ETA (mm)	Nettonederbörd (mm)
Januari	52	0	52
Februari	39	5	34
Mars	33	17	16
April	37	40	-3
Maj	41	75	-34
Juni	54	86	-32
Juli	76	85	-9
Augusti	75	68	7
September	60	41	19
Oktober	66	10	56
November	54	2	52
December	51	0	51
SUMMA	638	429	209

Den totala skillnaden under ett år mellan ETP_w och ETA uppgår för Svalöv till 336 mm. Detta värde är jämfört med tyska erfarenheter, (G Lübbe, muntlig information), något för högt. I Tyskland anser vissa forskare att skillnaden uppgår till mellan 100 och 200 mm/år, beroende på olika yttre förutsättningar.

4.4 Nettonederbörd

Beroende på osäkerheten i framför allt evapotranspirationens värdena är det förenat med svårigheter att korrekt bestämma nettonederbördens fördelning under årets månader.

Utgående från medelvärdena för nederbörden i Skurup under åren 1931-1960 och Walléns beräknade värden för avdunstningen i Svalöv har TABELL 2 upprättats.

Av tabellen framgår att man under månaderna april-augusti knappast kan räkna med något positivt tillskott till nettonederbörden. Grundvattenbildningen sker således främst under tidsperioden oktober-mars.

Den beräknade nettonederbörden i medeltal per år blir något varierande beroende på vilka värden för evapotranspirationen som användes. Ett värde i storleksordningen 200 mm i medeltal per år bör vara rimligt i dessa delar av Skåne.

Inom avbanade delar av täktområdet, där grovsedimenten går i dagen och vegetation saknas är evapotranspirationen lägre. Nettonederbörden i ett sådant område bör således vara större än 200 mm och närmar sig förmodligen värdet på den totala nederbörden.

4.5 Nederbördens kemiska sammansättning

För att bestämma nederbördens kemiska sammansättning tas regelbundet prover, vilka analyseras och resultatbearbetas vid Meteorologiska institutionen vid Stockholms universitet.

För undersökningsperioden har analysresultat från två stationer i Skåne - Arup (söder om Ringsjön) och Skurup - ställts till vårt förfogande.

Provtagningarna har, med vissa undantag, ägt rum en gång i månaden, varvid nederbörden under månaden insamlats och analyserats.

Redovisningen av analysresultaten sker i storheten (mg/m^2), varigenom man både tar hänsyn till nederbördsmängd och koncentration av ämnet i nederbörden.

Följande analyser har regelbundet utförts:

Specifik ledningsförmåga, pH, kalcium, magnesium, natrium, kalium, ammoniak-kväve, nitrat-kväve, sulfat-svavel och klorid.

Beträffande nederbördens sammansättning kan följande noteras.

Den specifika ledningsförmågan är ett mått på ett vattenprovs totala saltinnehåll. Denna är hos nederbörden mycket låg jämfört med uppmätta värden i grundvattnet vid Örsjö-täkten och ytvattnet i grusgropssjön. Under undersökningsperioden har ledningsförmågan i nederbörden varierat mellan 20 och 100 μS jämfört med ca 700 μS i grundvattnet och 400 μS i sjön.

Nederbördens pH är genomgående mycket lågt och pHvärdet ligger under stora delar av året mellan 4 och 5.

Mängden kalcium i nederbörden är förhållandevis konstant och varierar i Skurup mellan ca 35 och 85 $\text{mg}/\text{m}^2 \times \text{mån}$ medan kalciummängderna i Arup är betydligt lägre, 10-20 $\text{mg}/\text{m}^2 \times \text{mån}$. Skillnaderna kan förklaras genom skilda lokala förhållanden, där bl a vindtransporterat stoft från åkermarken orsakar högre kalciumhalter i Skurup.

Magnesiummängderna är ca $10-15 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$, vilket även gäller för kalium.

Natriummängderna är mycket varierande under året och variationer mellan ca 10 och $300-400 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$ förekommer under ett och samma år.

Betydande kvävemängder tillförs via nederbörden. Både ammoniak-kvävet och nitrat-kvävet varierar mellan ca 10 och $60 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$, vilket medför ett kvävetillskott på ca $50-60 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$.

Även svaveltillskottet via nederbörden är betydande. Sulfat-svavelhalten varierar i allmänhet under året mellan ca 60 och $130 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$.

Kloridhalten i nederbörden varierar mycket kraftigt under åren med maximivärden på ca $400 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$ under vintermånaderna och minimivärden på $10-20 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$, oftast under vår och försommar.

De tillskott av olika kemiska ämnen som kan erhållas via nederbörden under året är i många fall förhållandevis stora. Ett tillskott på ca $50 \text{ mg/m}^2 \times \text{mån}$ av ett ämne till en ca 10.000 m^2 stor grusgropssjö innebär överslagsmässigt en tillförsel som motsvarar 6 kg/år .

Om man emellertid kan förutsätta att den samlade vattenvolymen i sjön är relativt stor, d v s sjöns djup är av storleksordningen $4-5 \text{ m}$, kommer koncentrationökningen av ämnet i ovannämnda exempel endast att uppgå till ca $0,15 \text{ mg/l} \times \text{år}$.

5.1 Allmänt

De geologiska förhållandena, beskrivna i avsnitt 3, tyder på ett grundvattenmagasin av betydande storlek. Som tidigare nämnts saknas ställvis den undre moränleran, som skulle skilja grundvattenmagasinet i grovsedimenten från magasinen i Alnarpsedimenten och den underliggande kalkstenen. Grundvattenmagasinet i grovsedimenten kan därför anses ingå i det totala Skivarpsströmsmagasinet.

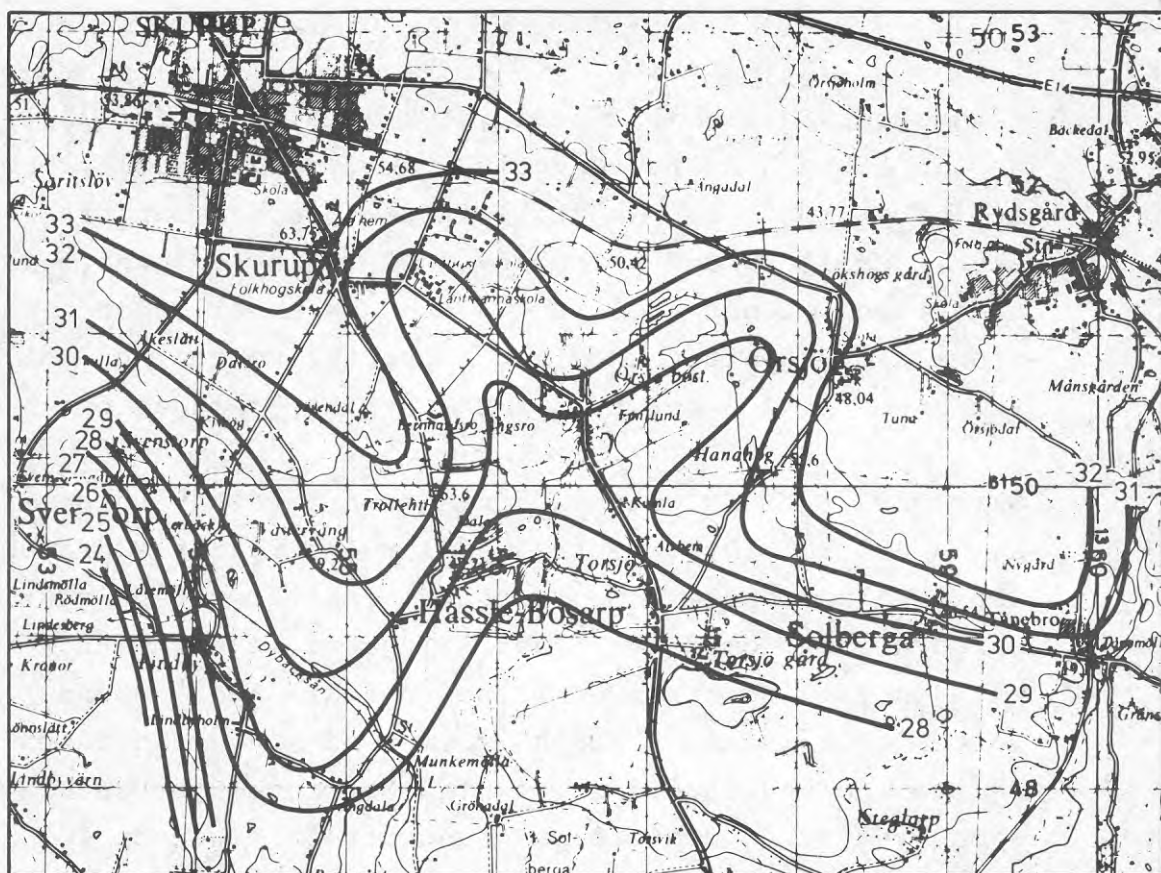
Skivarpsströmmens grundvattenmagasin omfattar en areal av ca 350 km². Dess centrala delar innefattar södra delen av Alnarpsdalen, men dessutom ingår områdena väster och öster om dalen i detta magasin. I nordväst skiljes Skivarpsströmmen från den andra stora grundvattenförekomsten, Alnarpsströmmen, av en grundvattendelare med ungefärlig sträckning Börringe-Björkesåkra-sjön-Kläggeröd. Den totala grundvattentillgången i Skivarpsströmmen kan uppskattas till omkring 500 l/s. Högst ca 10 % av tillgången utnyttjas för närvarande, därav större delen för Skurups vattenförsörjning.

5.2 Grundvattenbildning

Som framgår av avsnitt 3 är större delen av områdena som omger undersökningsområdet täckta av moränlera, medan grovsedimenten företrädesvis går i dagen inom undersökningsområdet och i omkringliggande grustäkter.

Moränlerans genomsläplighet är i jämförelse med grovsedimentens dålig, varför nybildning av grundvatten i huvudsak sker inom täktområdena i trakten.

Nettonederbörden utgör, som tidigare nämnts, den för nybildning av grundvatten och ytvatten tillgängliga delen av nederbörden. Hur stor del av nettonederbörden som bildar grundvatten är i huvudsak beroende



FIGUR 13. Grundvattenförhållanden sydost om Skurup i september 1970. Översiktskarta. (VIAK AB 1971)

av den geologiska uppbyggnaden. Inom områden med exponerade grovsediment finns således förutsättningar för att en stor del av nettonederbörden skall tillgodogöras för nybildning av grundvatten.

Nettonederbörden för dessa delar av Skåne har översiktligt bestämts till ca 200 mm/år (se avsnitt 4.4). Detta motsvarar en nybildning av yt- och grundvatten på 6-7 l/s x km².

Lokalt inom täktområdena i trakten kan dock nettone-
derbörden förmodas uppgå till ca 400-500 mm/år, vilket medför en grundvattenbildning på ca 12-15 l/s x km².

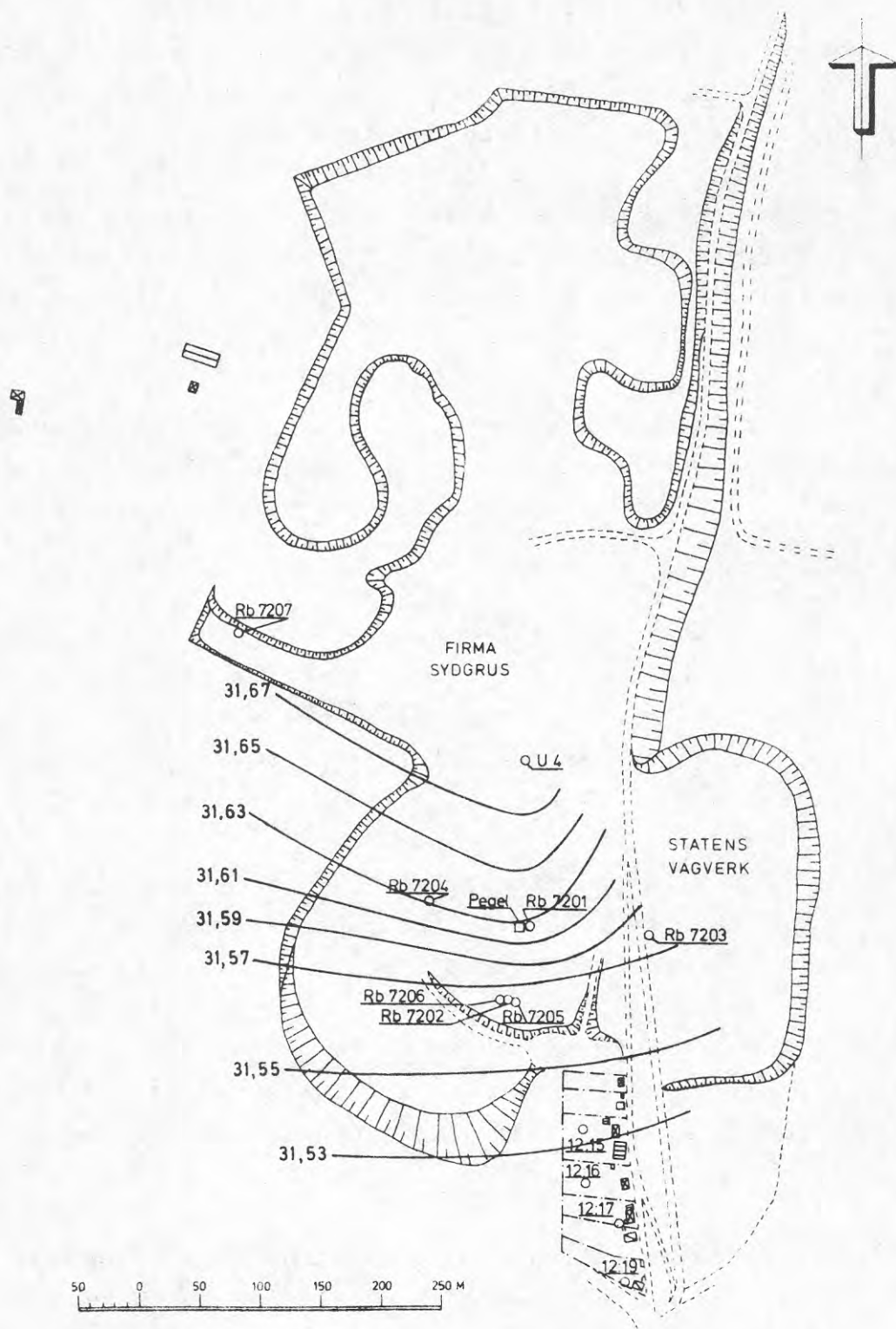
Då det undersökta täktområdet utgör ett lågt beläget område i terrängen, i vilket ett flertal dräneringsdiken och ledningar mynnar, kommer vatten från omkringliggande områden att transporteras hit och ge ytterligare tillskott till grundvattenmagasinet.

5.3 Grundvattenflöde

Figur 13 visar översiktligt grundvattenytans nivå i området sydost om Skurup i september 1970.

De högsta nivåerna, överstigande +32 m ö h, återfinns i områdets norra delar. I stort är grundvattenflödet riktat åt söder och sydväst, mot Alnarpssänkans centrala delar.

Betydande avvikelser i grundvattenflödet förekommer i området mellan Örsjö och Hassle-Bösarp. Dessa beror dels på en ökad grundvattenbildning inom ett antal täktområden, dels på att grundvattnet i viss utsträckning dräneras ut i diken i lågområdena.



FIGUR 14. Grundvattennivåer 1972-08-04.

Den sistnämnda effekten märks även i områdets östra kant, norr om Tånebro, där grundvattnet läcker ut i Skivarpsån (se figur 13).

I figur 14 redovisas grundvattennivåerna inom täktområdet i augusti 1972, d v s ca två månader innan täkt under grundvattenytan påbörjades.

Grundvattnets gradient uppgick vid detta tillfälle endast till ca 0,5 o/oo och grundvattnets flödesriktning i området kring täktsjön var i huvudsak nord-sydlig.

5.4 Nivåvariationer

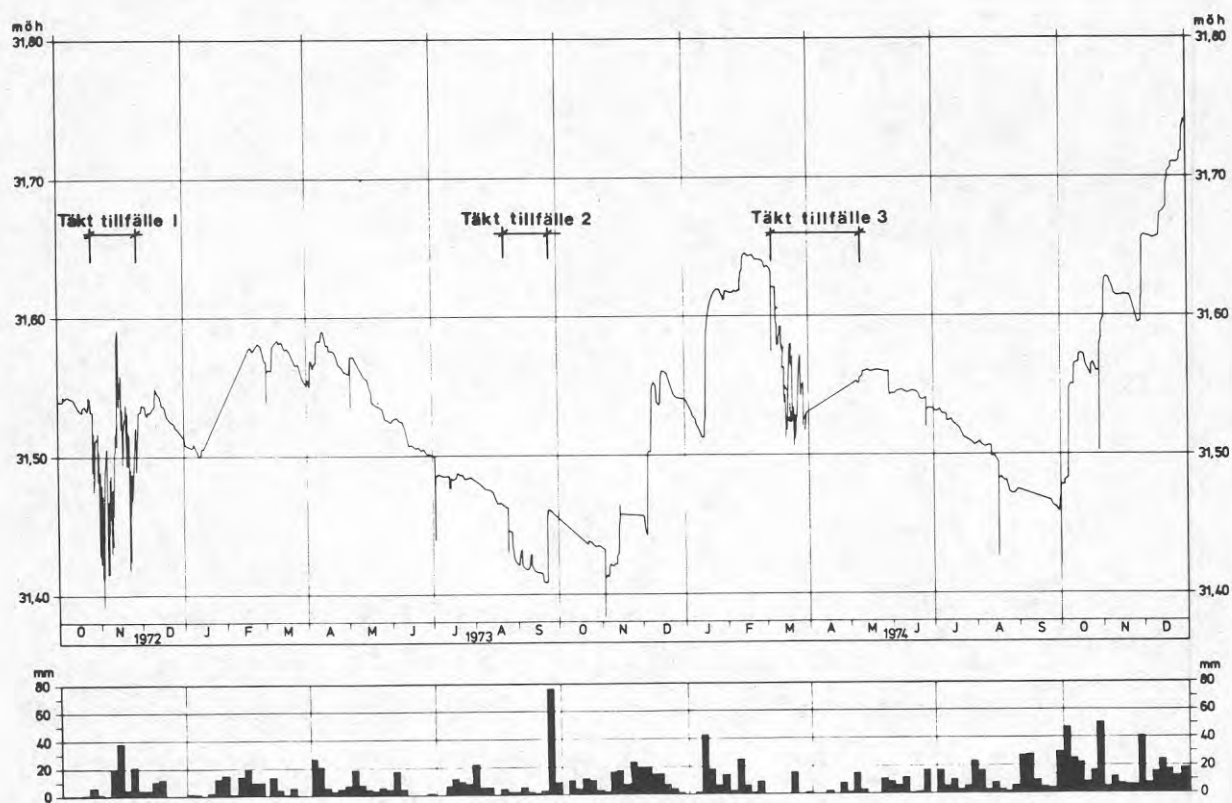
För att studera grundvattenytans nivåvariationer har dels mätningar utförts i ett antal observationspunkter i täktområdet och dess omgivning, dels data insamlats från en kontinuerligt skrivande pegel, placerad i anslutning till grusgropsjön. Läget för observationspunkterna i täktområdet framgår av figur 14.

Registreringar från den skrivande pegeln redovisas i ett grundvattennivådiagram i figur 15.

Diagrammet visar en tydlig periodicitet med årsmaximum under tidsperioden februari-april och årsminimum under september-oktober.

De hastiga variationerna under hösten 1972 och våren 1974 hänger samman med täktverksamheten under grundvattenytan. Dessa förhållanden berörs utförligare i avsnitt 7.1.1.

Trots att perioden omfattar även den mycket nederbördsrika hösten 1974 har den maximala variationen under perioden 1973-1975 varit mindre än 0.5 m.

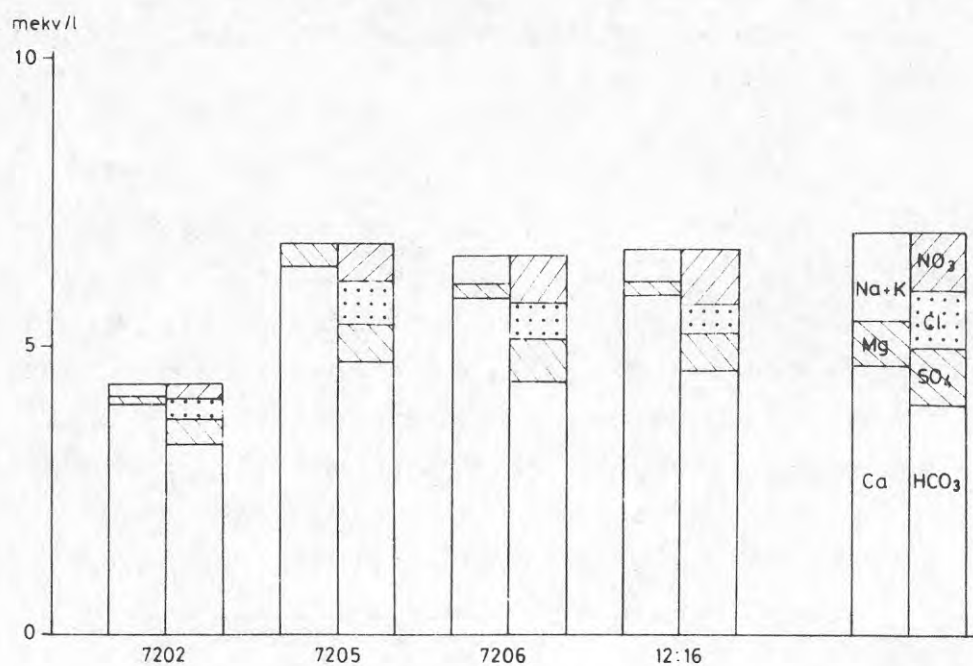


FIGUR 15. Grundvattennivåvariationer och nederbörd vid Örsjö under undersökningsperioden.

De obetydliga nivåvariationerna kopplade till nederbördsvariationerna tyder på en god magasineringsförmåga i grovsedimenten.

Genom att grovsedimenten inom täktområdet går i dagen och en markzon med växtlighet saknas kommer nederbörden att infiltreras mycket snabbt. Den goda infiltrationskapaciteten och närheten till grundvattenytan medför att grundvattnets respons beträffande nederbörd under höst-vinter-vår är mycket snabb. Som exempel kan nämnas nederbördsperioderna i januari och september 1974 där endast någon veckas fördröjning märks mellan infiltrationen av nederbörden och höjningen av grundvattennivån.

Under sommarmånaderna märks inte denna effekt så tydligt. Detta kan bero på att avdunstningen i tälkten då är så stor att en del av nederbörden avdunstar direkt, samtidigt som den omättade zonen under denna årstid har ett vattenunderskott.



FIGUR 16. Fördelning av kemiska storconstituenten i grundvattnet vid Örsjö 1972-09-15. Beräknade värden för (Na+K).

5.5 Grundvattnets beskaffenhet

För att erhålla uppgifter om grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning innan någon täkt under grundvattenytan påbörjats, utfördes ett antal vattenanalyser i augusti-september 1972. Prover togs då dels i samband med en korttidspumpning vid Rb 7201, dels ur undersökningsrören Rb 7202, 7205, 7206 och brunn 12:16.

Vid korttidspumpningen provpumpades en filterbrunn med ett 20 m långt filter placerat mellan 7 och 27 m djup under grundvattenytan. Undersökningsrörens spetsar är placerade ca 4, 14 resp 8 m under grundvattenytan. Brunn 12:16 är utförd som en rörbrunn med intagsdelen belägen 8 m under grundvattenytan. En sammanställning över de kemiska storkonstituenternas (natrium, kalium, kalcium, magnesium, nitrat, sulfat, bikarbonat och klorid) fördelning i proverna finns i figur 16.

Beträffande vattnet som erhöles vid provpumpningen noterades en svag färg och doft samt en viss grumlighet. pH-värdet var ca 7.5, järnhalten ca 0,7 mg/l och manganhalten ca 0.1 mg/l.

Vattnet i de övriga proverna var färglöst och saknade grumlighet och lukt. pH-värdet hos proverna varierade mellan 7.2 och 7.4 och halterna järn och mangan var i proverna låga, d v s < 0.1 resp < 0.01 mg/l.

Beträffande vattnet från Rb 7202 var detta betydligt saltfattigare och mindre hårt än vattnet i de övriga proverna. Ledningsförmågan var här 460 μ S jämfört med 700-750 μ S i övriga prover och hårdheten var 11.6° dH jämfört med 17-20° dH. Likaså var nitrathalten lägre än i övriga prover, 17 mg/l jämfört med 30-60 mg/l.

Fosfat, ammonium och nitrithalterna var genomgående låga för proverna från undersökningsrören medan halterna av fosfat och ammonium i brunnsvattnet från 12:16 var något högre, 0.14 mg/l resp 0.21 mg/l. Nitrithalten i brunnsvattnet måste även betecknas som hög (0.16 mg/l).

Sammanfattningsvis kan sägas att analysresultaten visar på förekomsten av två olika grundvattentyper. Ett yngre grundvatten med lägre salthalt, representerat av provet från Rb 7202 samt ett äldre grundvatten där saltinnehållet ökat genom att de kemiska processerna i marken pågått längre. Detta äldre vatten förekommer djupare i magasinet och finns således representerat i rören Rb 7205, Rb 7206, i brunn 12:16 samt i proverna från korttidspumpningen av brunnen vid Rb 7201.

5.6 Korttidspumpning

5.6.1 Allmänt

För att bestämma grundvattenmagasinets hydrauliska egenskaper utfördes 1972 en kortvarig provpumpning av filterbrunnen intill observationspunkten Rb 7201. Pumpningen ägde rum innan någon täkt under grundvattenytan påbörjats. Brunnen är 27 m djup med dimensionen \emptyset 150 mm och är försedd med ett 20 m filter mellan 7 och 27 m djup under markytan.

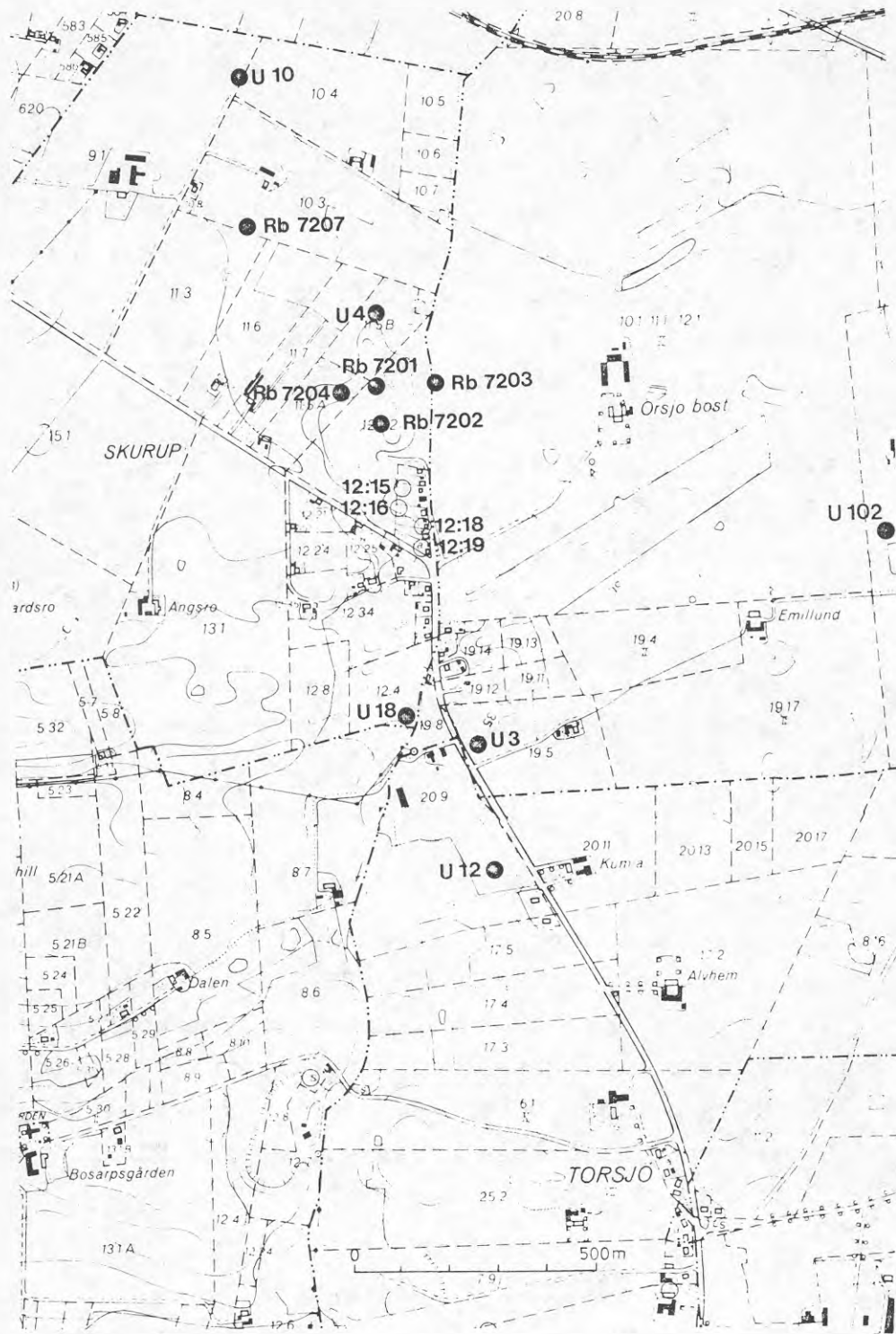
Vattenuttaget startade den 9 augusti kl 9.30 och avbröts den 16 augusti kl 8.30. Pumpningen genomfördes med en konstant kapacitet av ca 26 l/s och det uppumpade vattnet avleddes till ett närbeläget dräneringssystem.

I samband med provpumpningen utfördes vattenståndsobservationer i de observationspunkter som redovisas i TABELL 3. Observationspunkternas lägen framgår av figur 17.

Vattenståndet i observationspunkterna mättes under avsänkings- och återhämtningsförloppet enligt ett speciellt uppgjort tidsschema, anpassat för kortvariga provpumpningar, med täta avläsningsintervall (1 min) under den första tiden efter pumpstart respektive pumpstopp. Mätintervallen ökades sedan successivt för att efter 3 dygn uppgå till ca 12 timmar.

5.6.2 Analys av erhållna data

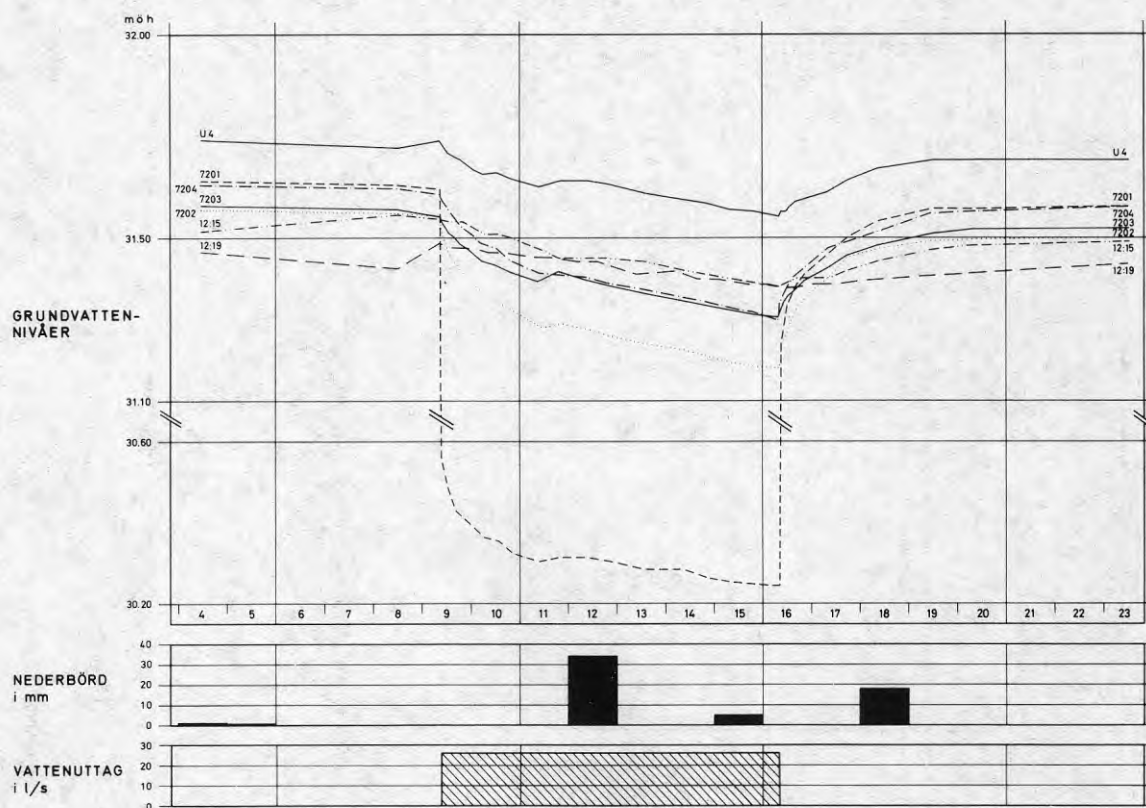
Avsänkingsdata har utvärderats enligt Jacobs metod (halvlogaritmisk avbildning) och Theis-Boultons metod (logaritmisk avbildning). Med dessa metoder har transmissiviteten (T) och magasinskoefficienten (S) bestämts för de olika observationsrören vid avsänkings- och återhämtningsförloppet. Beräkningsmetod-



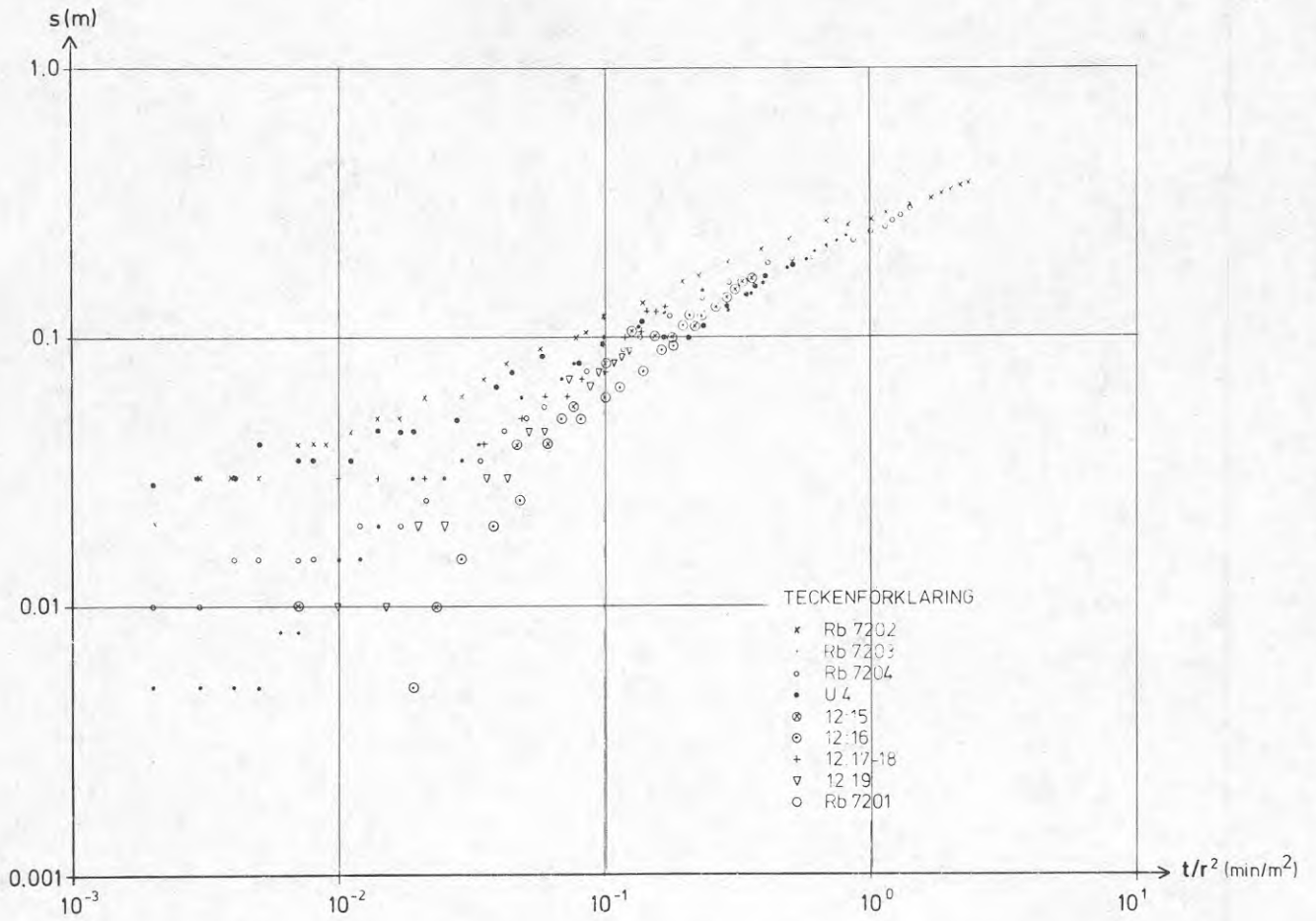
FIGUR 17. Observationspunkter vid korttidspumpning

TABELL 3. Sammanställning av data för observationspunkter

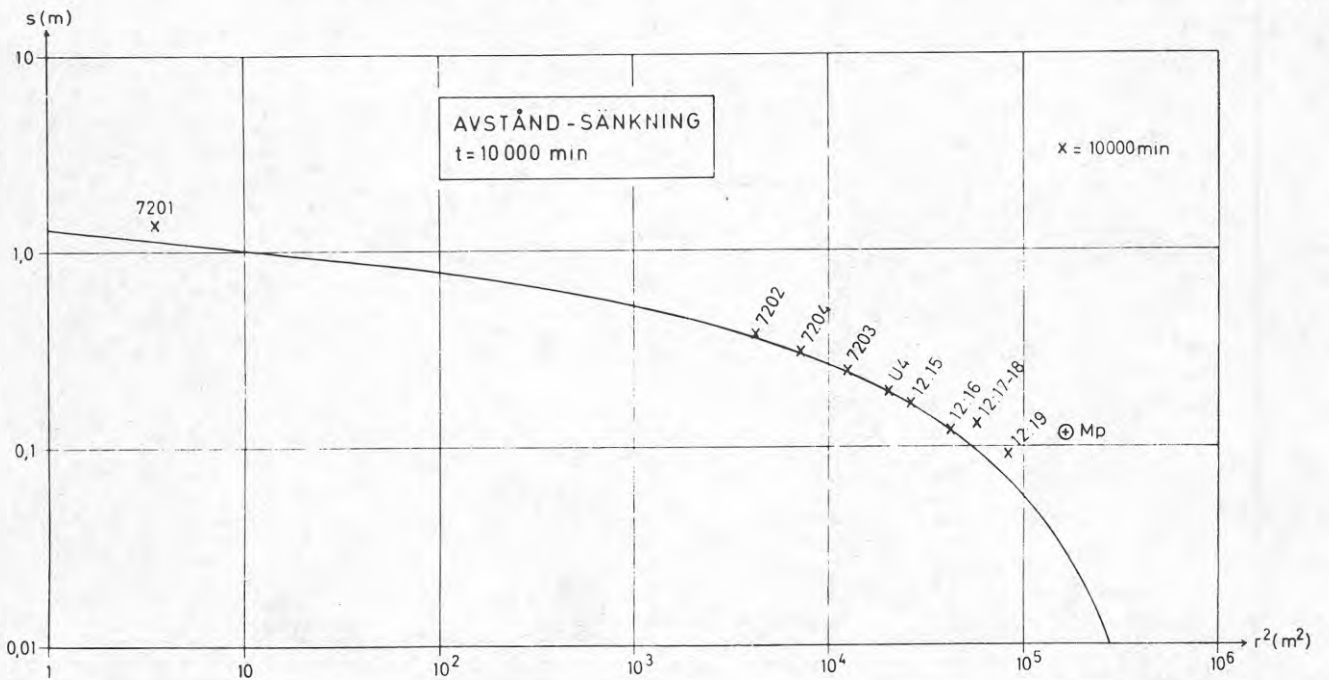
Obs-punkt	Höjd rör- överkant (m ö h)	Avstånd till uttagsbrunn (m)	Gvy före pumpstart (m ö h)	Uppmätt avsänkning efter 7 d (m)
Rb 7201	+32,66	1,92	+31,73	1,36
Rb 7202	+32,71	64,85	+31,70	0,37
Rb 7203	+32,84	111,0	+31,69	0,24
Rb 7204	+33,98	83,8	+31,725	0,30
U3	+31,48	600	+29,39	-0,06
U4	+33,24	145	+31,74	0,19
U10	+50,13	800	+31,76	0,01
U12	+32,16	900	+29,41	-0,06
U18	+32,57	600	+29,68	-0,10
U102	+57,08	1100	+29,24	0,04
12:15	+39,92	165,4	+21,65	0,17
12:16	+39,15	207,9	+31,63	0,12
12:17-18	+40,07	242,9	+31,61	0,13
12:19	+38,80	286,4	+31,60	0,09



FIGUR 18. Provpumpningsdiagram.



FIGUR 19. Korttidspumpning vid Rb 7201 i Örsjö. Avsänkningen (s) som funktion av tiden (t) dividerad med avståndet till uttagsbrunnen (r) i kvadrat.



FIGUR 20. Korttidspumpning vid Rb 7201 i Örsjö. Avsänkningen (s) som funktion av avståndet till uttagsbrunnen (r) i kvadrat.

erna har beskrivits av bl a Andersen & Haman (1970), Huisman (1972) och Todd (1959).

Avsänkings- och återhämtningsförloppet finns för samtliga observationspunkter redovisat i ett prov-pumpningsdiagram, se figur 18.

Avsänkingsförloppet som funktion av t/r^2 finns redovisat i logaritmisk avbildning i figur 19.

Avsänkingsförloppet som funktion av kvadraten på avståndet till observationspunkterna finns redovisat i logaritmisk avbildning i figur 20.

Resultatet av beräkningarna redovisas i TABELL 4.

De beräknade värdena för transmissivitet och magasin-koefficient varierar för avsänkingsförloppet mellan $1,9 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ och $3,5 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ resp 11% och 26%.

Någon entydig förklaring till det höga värdet på magasin-koefficienten för observationspunkten U4 kan inte ges. En möjlighet är att röret inte stod i direkt hydraulisk kontakt med magasinet. En viss igensättning av perforeringen kan härvid ha givit upphov till en försenad reaktion på avsänkningen i magasinet.

Det framgår av figur 19 att någon inverkan av hydrauliska gränser inte har kunnat påvisas vid pumpningen.

Erhållna data tyder på att magasinet är att betrakta som homogent och av avsevärd storlek. Efter 10 000 min pumpning har ett område med radien ca 370 m påverkats av avsänkningen.

TABELL 4. Sammanställning av beräknade hydrauliska data

Obs- punkt	Avstånd till uttagsbrunn (m)	Theis-Boulton Avsänkingsförlopp	
		$T \times 10^{-2}$ (m ² /s)	S (%)
Rb 7201	1,92	1,8	16
Rb 7202	64,85	2,4	11
Rb 7203	111,0	3,5	12
Rb 7204	83,8	2,4	17
U4	145	1,9	(40)
12:15	165,4	2,2	20
12:16	207,9	2,8	24
12:17-18	242,9	1,9	16
12:19	286,4	3,0	17
Avstånd-sänkning:			
t = 10.000 min		1,7	26

TABELL 5. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta av-sänkningar

Obs- punkt	Efter 5.000 min		Efter 10.000 min	
	Beräknad avsänkn (m)	Uppmätt avsänkn (m)	Beräknad avsänkn (m)	Uppmätt avsänkn (m)
Rb 7201	1,02	1,29	1,09	1,36
Rb 7202	0,29	0,29	0,37	0,37
Rb 7203	0,18	0,16	0,25	0,24
Rb 7204	0,24	0,22	0,31	0,30
U4	0,12	0,11	0,20	0,19
12:15	0,10	0,10	0,17	0,17
12:16	0,05	0,07	0,12	0,12
12:17-18	0,02	0,07	0,09	0,13
12:19	0,0	0,04	0,06	0,09

5.6.3 Matematisk modellanalys

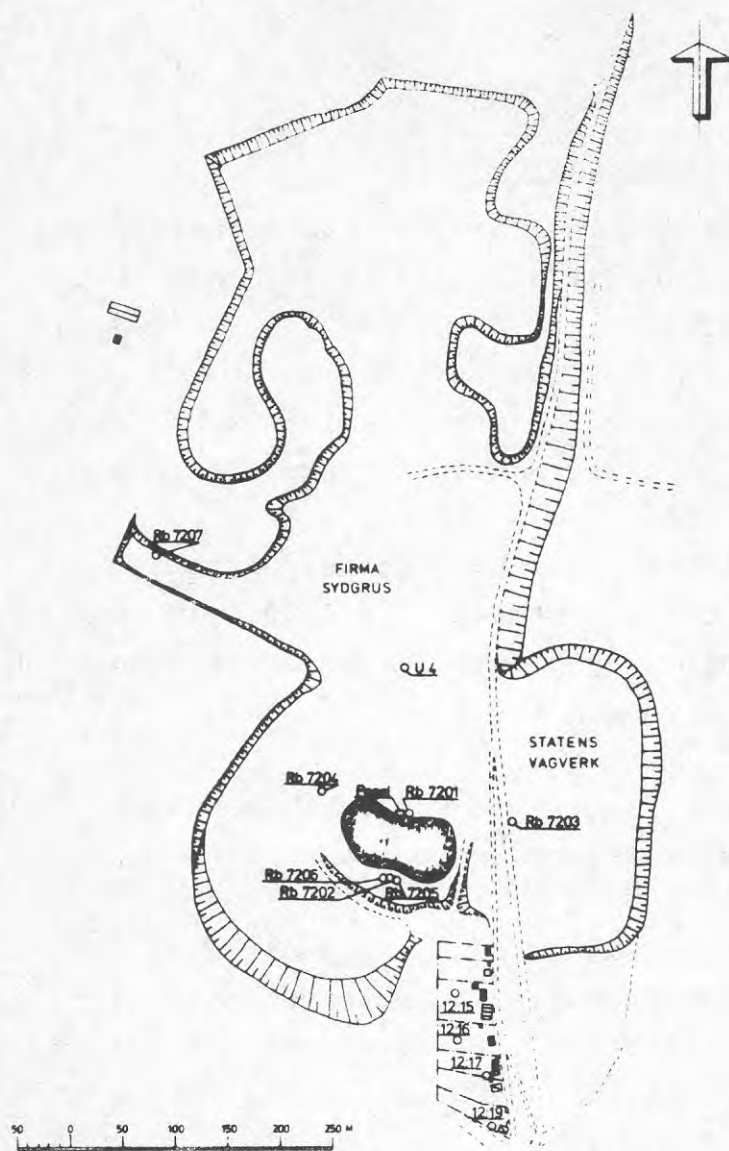
För att verifiera de funna hydrauliska egenskaperna har en matematisk modellanalys av de ingående komponenterna utförts.

Modellen har beräknats för transmissiviteten $T = 2,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ och magasinskoefficienten $S = 20\%$.

Avsänkningen i de berörda observationspunkterna har för ovannämnda modell beräknats för 5.000 min resp 10.000 min pumpning. Resultatet av beräkningarna finns redovisat i TABELL 5.

Modellen visar för flertalet observationspunkter en god överensstämmelse med uppmätta värden.

Större avvikelse erhålls endast för punkten Rb 7201, där emellertid avståndet mellan observationspunkt och brunn är för litet för att de teoretiska förutsättningarna för beräkningarna helt skall vara uppfyllda.



FIGUR 21. Plan över undersökningsområdet.



FIGUR 22. Grusgropssjön i Örsjö, planerad utformning.

6.1 Allmänt

Täkt av grus under grundvattenytan påbörjades vid Örsjö i oktober 1972 i firma Sydgrus regi. Grävningen utfördes med hjälp av en grävmaskin (modell Landsverk L-77) försedd med en sk slängskopa på en ca 18 m lång mast.

Kapaciteten hos en sådan maskin uppgår till ca $50 \text{ m}^3/\text{h}$ och under den tid täktverksamheten pågick upptogs i genomsnitt ca $400 \text{ m}^3/\text{dygn}$.

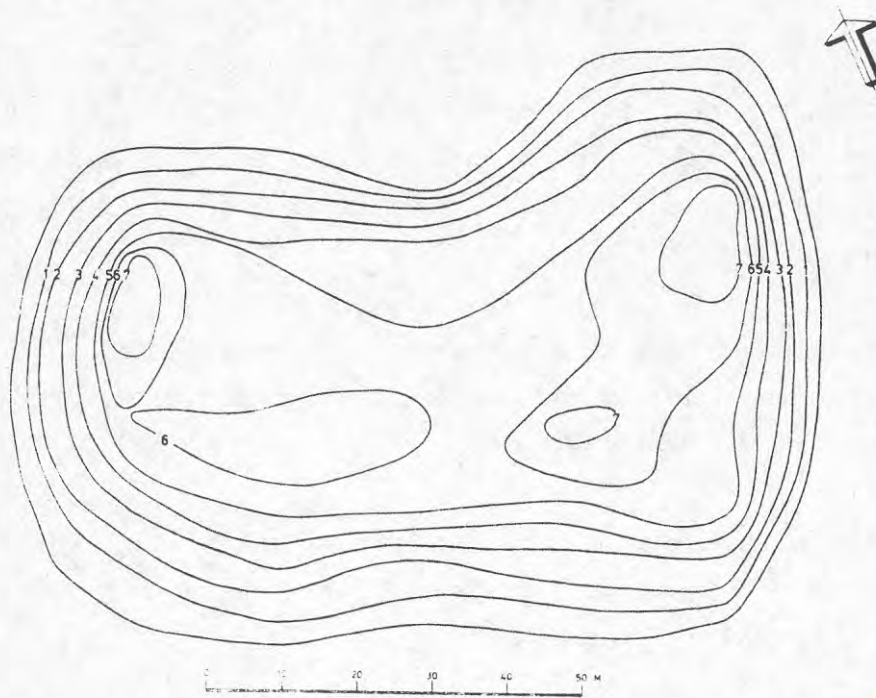
Genom grävningen avsåg man att söder om Rb 7201 skapa en 15 m djup grundvattensjö med måtten ca 105 x 75 m se figurerna 21 och 22.

På grund av svårigheter, främst med bärigheten vid stränderna, där risk vid flera tillfällen förelåg för ras, kunde man inte uppnå den avsedda utformningen. Den erhållna sjön blev endast ca 6 m djup och således betydligt grundare än vad som planerats. Täktverksamheten avslutades i första omgången i november 1972.

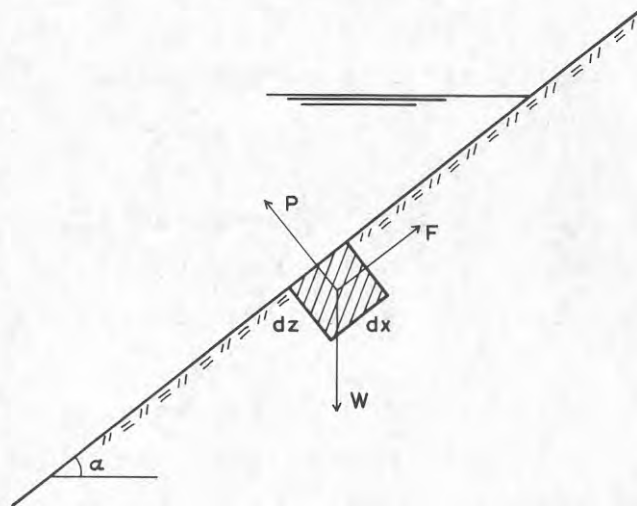
I augusti 1973 togs täktverksamheten upp på nytt och under ca 2 månader bedrevs arbetena i ungefär samma omfattning som tidigare.

En tredje period med täktverksamhet började i mars 1974. Denna gång pågick arbetena under 10 veckor. Försök gjordes nu att med hjälp av en grävmaskin liknande den som använts tidigare, erhålla en sjö i storleksordningen 100 x 70 m med en 10 m bred bottenyta på 12-15 m djup.

På grund av skred i materialet under vattnet uppnåddes inte heller vid detta tillfälle det planerade djupet,



FIGUR 23. Grusgropssjön i Örsjö den 13 juni 1975.



FIGUR 24. Krafter som påverkar släntstabiliteten under vatten.

- P = vattentryck
 F = friktionskraft
 W = gravitationskraft

utan verksamheten avbröts i början av maj.

Sjöns omfattning och djupförhållanden uppmättes under denna period vid två tillfällen. Första gången den 22 april 1974 och därpå, efter komplementerande grävningsarbeten, den 6 maj 1974.

Vid det sista tillfället hade täktverksamheten just avslutats och man hade erhållit en ca 7 m djup sjö med måtten 115 x 60 m.

Efter ytterligare ett år, den 13 juni 1975, gjordes en förnyad uppmätning av sjön, vars omfattning nu i viss mån hade förändrats genom inverkan av stranderosion. Sjöns utseende vid detta tillfälle framgår av djupkurvkartan i figur 23.

6.2 Släntlutning

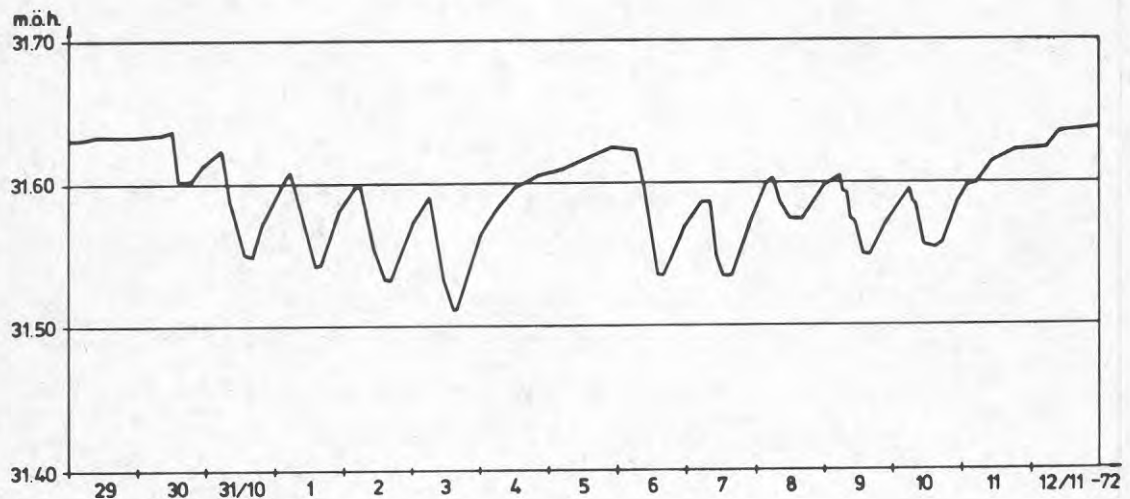
Stabiliteten i släntlutningen under vattenytan beror, förutom av gravitationskraften även på materialets inre friktionsvinkel och grundvatteninflödet hastighet (Huisman 1972). De krafter som under sjöns vattenyta påverkar ett element i slänten framgår av figur 24.

Huisman har visat att ju högre inströmningshastighet grundvattnet har vid passagen från grundvattenmagasinet ut i sjön, ju flackare släntlutningar kan förväntas under vattenytan. Tyska erfarenheter visar på att lutningsvärden mellan 1:3 och 1:4 krävs för att stabila slänter skall erhållas.

I grusgropssjön vid Örsjö var slänterna under vattenytan efter täktverksamheten våren 1974 tämligen lika runt hela sjön och utforamde med en lutning på ungefär 1:2. Man kan härvid notera att rasvinkeln för löst lagrad sand är ca 30° , vilket svarar mot en lutning på ungefär 1:1,75.

Vid en uppmätning av sjön ett år senare, den 13 juni 1975, hade en viss utflackning av slänterna ägt rum, sannolikt genom ras, och lutningen var nu närmare 1:3, se figur 23.

I strandzonen hade, genom erosion, ett område med mycket flack slänthlutning erhållits. Detta områdes storlek är beroende av grundvattennivåns maximala variation i området. I Örsjö uppgår denna endast till ca 2-3 dm, varför strandzonen här har en relativt ringa utbredning. I andra områden med större variationer kan denna eroderade zon emellertid tänkas få en betydligt större utbredning, såvida inte någon form av erosionskydd placeras runt sjön eller slänten från början ges en flack lutning (t ex 1:10).



FIGUR 25. Grundvattennivåvariationer i samband med täktverksamhet Örsjö 28/10 - 6/11 1972.

7 INVERKAN PÅ GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN I TÄKTOMRÅDET

7.1 Grundvattennivåer

7.1.1 Under exploateringskedet

Under den tid då täktverksamheten pågick, togs sand och grus under grundvattenytan med en kapacitet av ca $50 \text{ m}^3/\text{h}$ (ca $400 \text{ m}^3/\text{dygn}$). Materialets effektiva porositet är lika stor som den vid provpumpningen bestämda magasinskoefficienten (S) och uppgår till ca 20%.

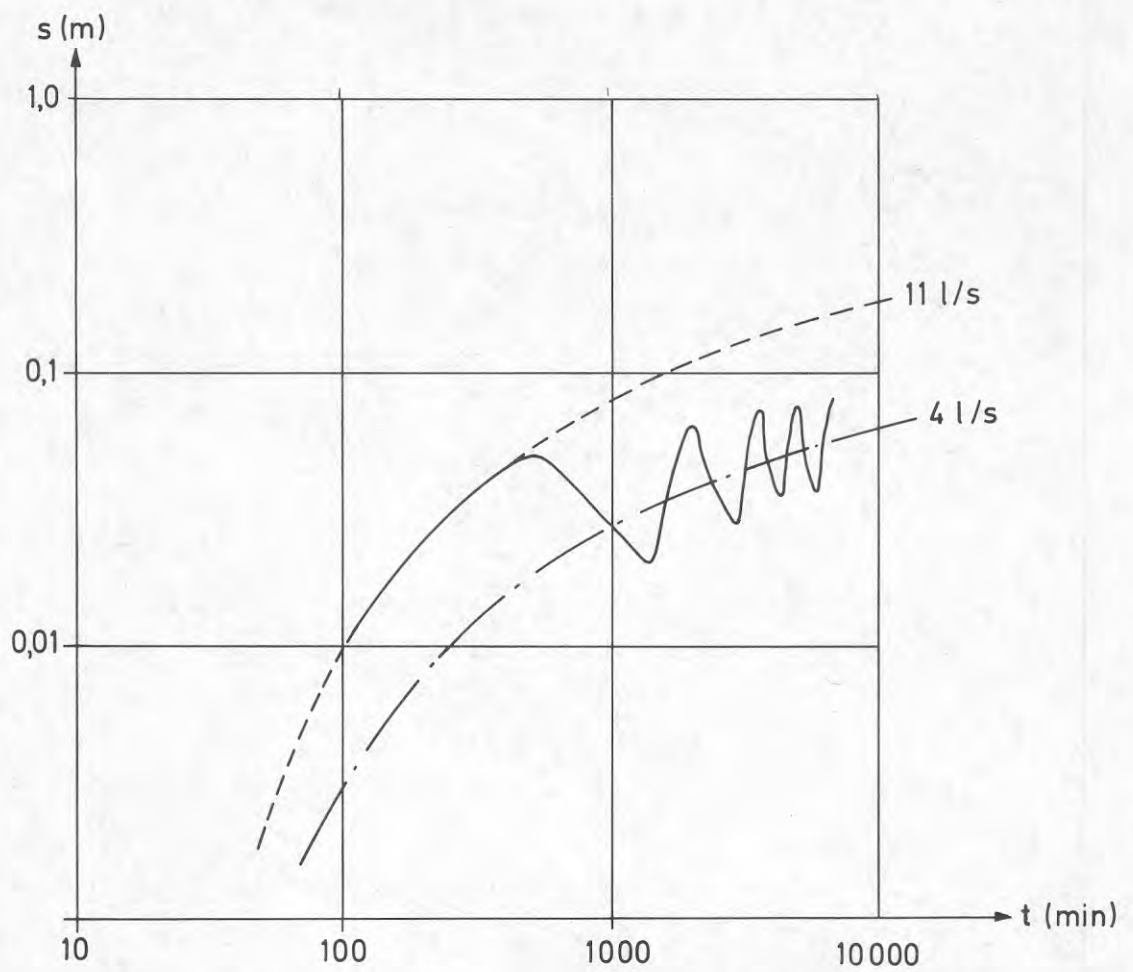
Detta medför att ca 80% av de uppgrävda massorna ersätts med vatten. Effekten av detta motsvarar ett grundvattenuttag på ca 11 l/s vilket resulterar i en avsänkning och därpå följande återhämtning av grundvattennivån i de närmast omkringliggande områdena.

Avsänkings- och återhämtningsförloppen registrerades med hjälp av den kontinuerligt skrivande pegeln placerad i filterbrunnen vid Rb 7201. Ett exempel på registreringar från denna pegel framgår av figur 25.

Genom att magasinet får återhämta sig under sexton timmar av dygnet blir effekten av det stora momentana uttaget endast märkbar i områdena närmast sjön. På längre avstånd från sjön erhålls en avsänkning, som mera ansluter sig till den som skulle orsakas av ett konstant uttag av samma storlek som dygnsmedeluttaget (4 l/s).

Matematisk modellanalys

Den matematiska modell som togs fram i samband med utvärderingen av provpumpningen kan under ett inledningskede, då täkten ännu har ringa utbredning,



FIGUR 26. Beräknad avsänkning i samband med täktverksamhet.

utnyttjas för att studera påverkan på magasinet av det grundvattenuttag som orsakats av täktverksamheten.

Modellen har beräknats för transmissiviteten $T = 2,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ och magasinskoefficienten $S = 20\%$.

Vid beräkningarna har förutsatts ett grundvattenuttag på 11 l/s under åtta timmar, varefter följt en återhämtningsperiod på sexton timmar.

Resultaten av beräkningarna framgår av figur 26, där avsänkningen som en funktion av tiden visas i en logaritmisk avbildning.

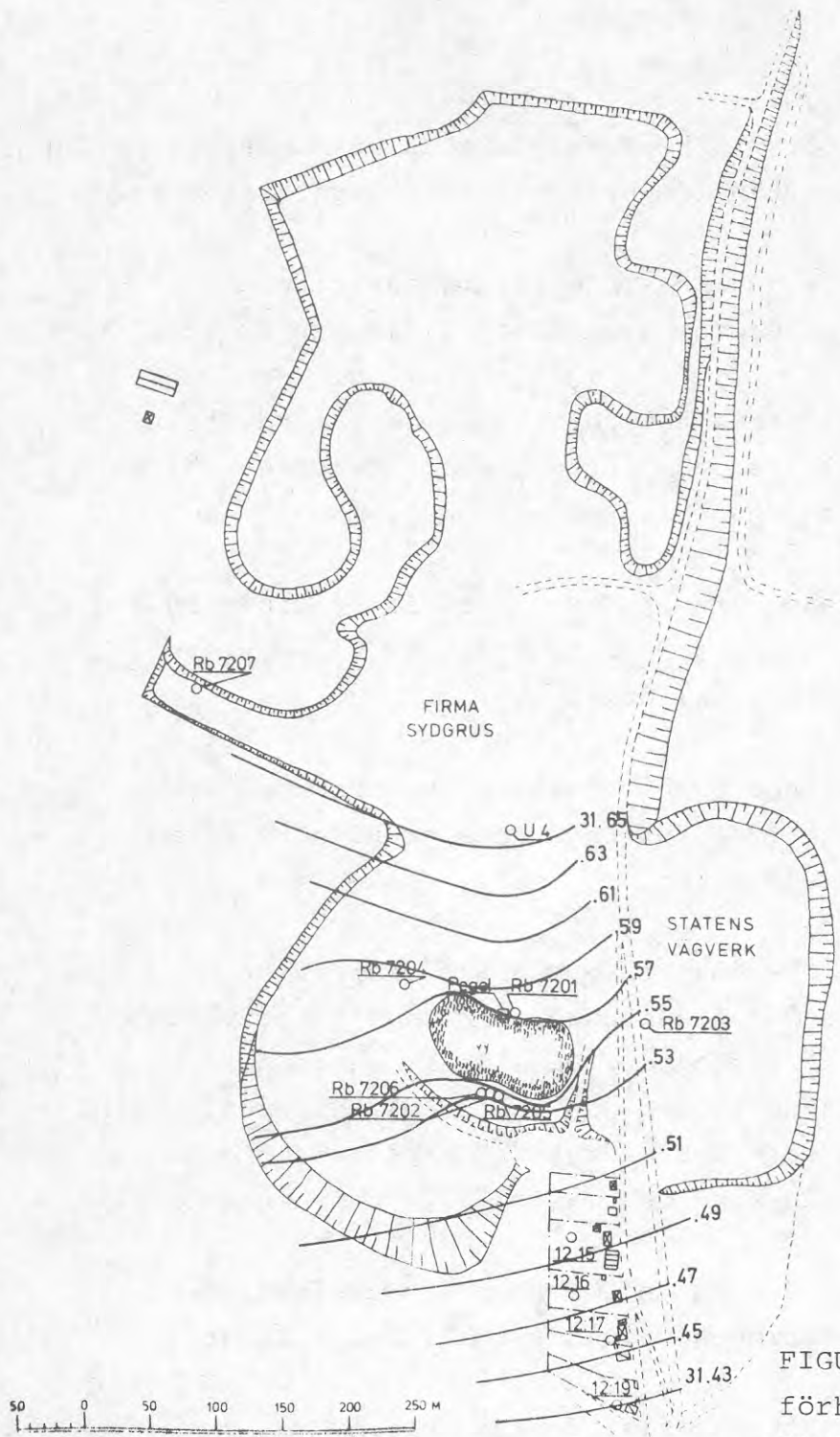
I figuren finns även redovisat avsänkningen som funktion av tiden för konstanta grundvattenuttag på 11 l/s resp 4 l/s.

Allteftersom sjöns yta och volym ökar avtar den matematiska modellens noggrannhet genom att förutsättningarna förändras. Dels ökar magasinskoefficienten och dels ökar den teoretiska brunnens radie. Båda dessa effekter medför att amplituden mellan maximal avsänkning och maximal återhämtning minskar.

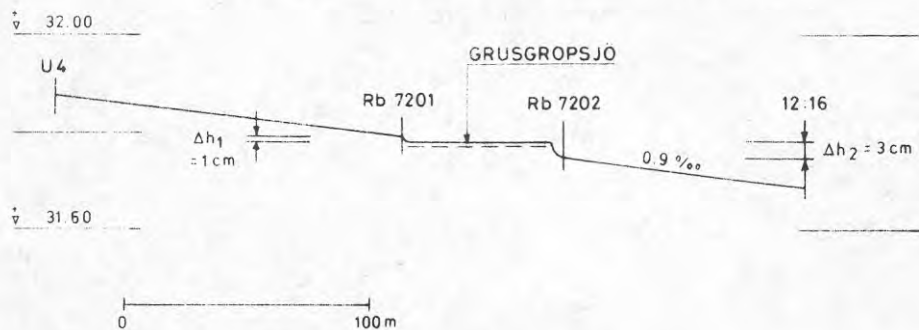
En ökande sjövolym medför även att avsänkningen vid exploateringen successivt blir allt mindre.

7.1.2 Efter avslutad exploatering

Genom det goda hydrauliska sambandet mellan sjön och grundvattenmagasinet anpassas vattennivån i sjön till omgivande grundvattennivåer.



FIGUR 27. Grundvattenförhållanden vid Örsjö 28/10 1974.



FIGUR 28. Grundvattenprofil - Örsjö 19/2 1975.

Grundvattennivåerna i området kring täktsjön efter avslutad täktverksamhet framgår av figur 27.

På grund av sjöns horisontella vattenyta erhålls en avsänkning av grundvattennivån på uppströmssidan av sjön medan man på nedströmssidan på liknande sätt erhåller en förhöjning av grundvattennivån. Dessa förhållanden framgår av figur 28.

Nämnda förhållanden har även uppmärksammats vid tyska undersökningar och finns beskrivna bl a i en rapport från Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg (1975).

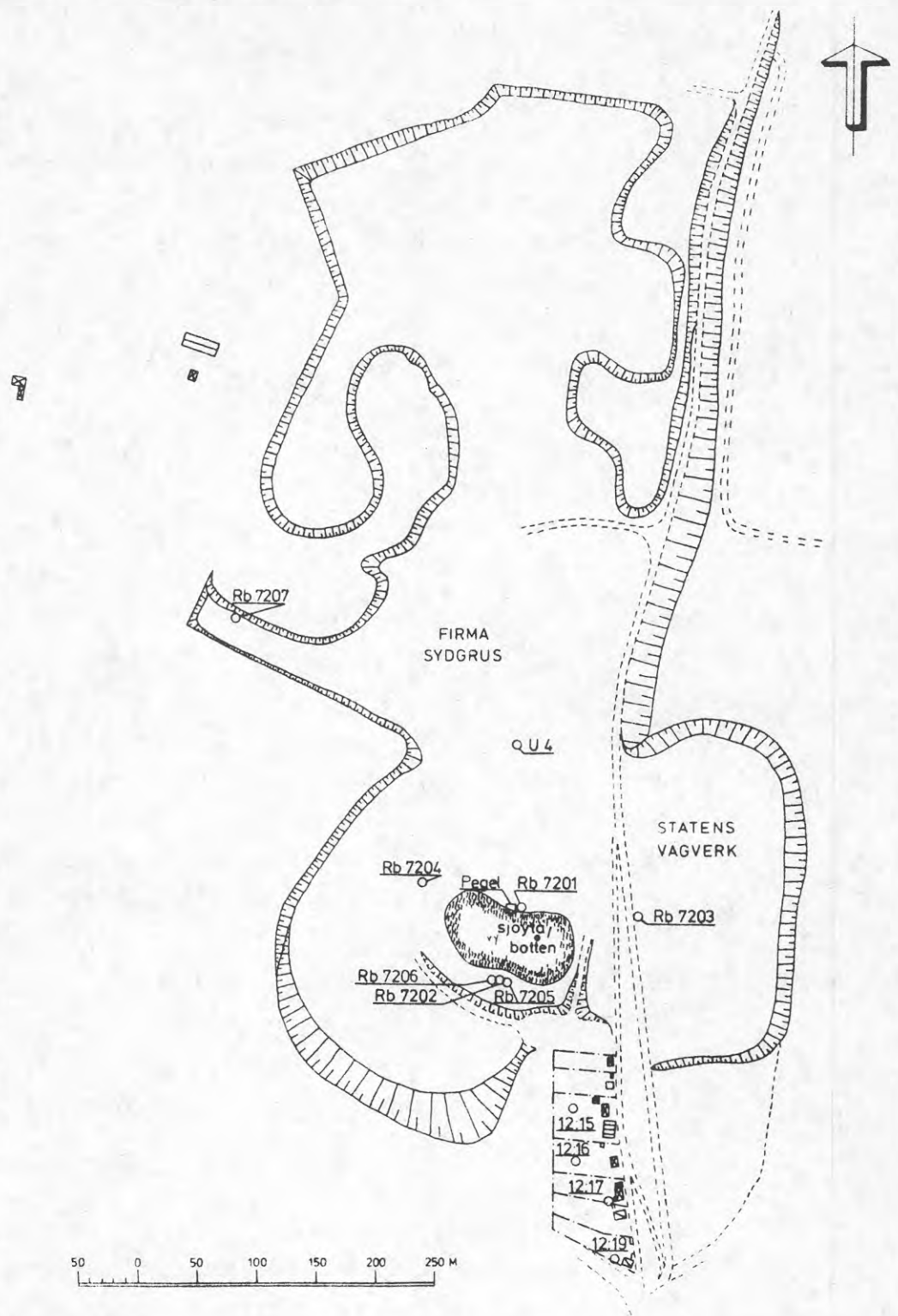
I de grovsediment som förekommer i Örsjöområdet torde inte de störningar i grundvattnets flödesbild, som orsakas av en grusgropssjö, vara av någon större betydelse, eftersom genomsläppligheten i jordlagren är förhållandevis god. På längre sikt kan en viss höjning av grundvattennivån omedelbart nedströms sjön förväntas på grund av en höjning av sjöns vattenyta orsakad av igensättning på nedströmssidan, av sjöns botten och sidor.

En sådan igensättning sker i första hand genom sedimentation av organiskt och oorganiskt material.

7.2 Grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning

7.2.1 Allmänt

För att söka klarlägga på vilket sätt täktverksamhet under grundvattenytan påverkar grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning i omgivningen har vattenprovtagningar utförts regelbundet under tiden augusti 1972-oktober 1975.



FIGUR 29. Provtagningspunkter för vattenprovtagning.

Grundvattenprover har tagits i observationspunkterna Rb 7201-7207, U4 samt till en början även i rörbrunn 12:16.

Vid observationspunkterna finns 2" undersökningsrör, försedda med spetsar, perforerade med 4 mm hål på den nedersta metern.

Provtagningspunkternas lägen framgår av figur 29.

Prover har även tagits på två nivåer i sjön, dels vid ytan och dels vid botten. Analysresultaten från dessa prover diskuteras emellertid mera utförligt i avsnitt 9, Limnologiska undersökningar.

För att erhålla jämförbara prover har sedan november 1972 samtliga prover, utom de från Rb 7202, och Rb 7205, tagits på en nivå ca 8 m under grundvattenytan.

Proverna från Rb 7202 och Rb 7205 är tagna 4 resp 14 m under grundvattenytan. Proverna från brunn 12:16 har tagits efter en befintlig hydroforanläggning.

Vattenanalyserna har utförts vid Vattenvårdslaboratoriet (VVL) i Vällingby. Följande analyser har utförts:

Färg, grumlighet, lukt, bottensats, pH, specifik ledningsförmåga, permanganatförbrukning, järn, mangan, fosfat, totalfosfor, ammonium, nitrit, nitrat, sulfat, bikarbonat, klorid, kalcium, magnesium, totalhärdhet samt kiselsyra.

Analysresultaten har bearbetats vid Lunds universitets datacentral, inom ramen för försöksverksamheten med Miljövårdens Informationssystem, delprojekt 01 (MI-01). Denna databearbetning har gjorts i samråd med Naturvårdsenheten vid Länsstyrelsen i Malmöhus län.

Av praktiska och ekonomiska skäl varierade provtagningsintensiteten under den tid undersökningarna pågick. I genomsnitt har dock en provtagning ägt rum varannan månad. Under sommarmånaderna har intervallen varit tätare medan man under perioden november-februari endast utfört en provtagning.

Av redovisnings- och datatekniska skäl bearbetades den erhållna serien med analysresultat så, att värden för varannan månad erhöles. De i figur 30-40 redovisade analysvärdena är således i flera fall framräknade genom interpolation mellan erhållna analysvärden.

7.2.2 Färg, grumlighet, lukt och bottensats

Grundvattnet hade i allmänhet svag färg och grumlighet samt saknade lukt och bottensats. Enskilda prover kunde dock uppvisa något högre grumlighetsvärden. Dessa var troligtvis orsakade av utfällningar i undersökningsrörets spets eller inslag av minerogent material i provet.

Vattnet i grusgropssjön hade ett lågt färgvärde och saknade i allmänhet bottensats. Vid vissa tillfällen noterades dock höga grumlighetsvärden. Denna grumlighet berodde antingen på pågående täktverksamhet, i maj 1974 - 1300 Zp-enheter, eller en tillförsel av smältvatten och ytvatten från sidorna, i februari 1975 - 980 Zp-enheter.

7.2.3 pH

Då pH i samtliga prover bestämts först efter ankomst till laboratorium är dessa bestämningar något osäkra och ger således inte någon helt riktig bild av de aktuella förhållandena.

De uppmätta pH-värdena i grundvattnet varierade i allmänhet mellan 7,3 och 7,7. Dock verkade pH i observationspunkten Rb 7202, 4 m under grundvattenytan vara något högre än i övriga rör, vilket tyder på en viss skillnad i vattnets kemiska sammansättning på denna nivå jämfört med det på nivån 8 m under grundvattenytan.

pH-värdena i sjön var genomgående högre än i grundvattnet beroende på en lägre halt av löst kolsyra. De varierade i allmänhet mellan 7,9 och 8,3.

Någon årstidsbunden variation kunde inte spåras och inte heller någon skillnad mellan yt- och bottenvatten.

7.2.4 Specifik ledningsförmåga ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Den specifika ledningsförmågan (χ) eller konduktiviteten hos ett vatten är beroende på vattnets totala saltinnehåll.

Grundvatten har på grund av olika utlösningssprocesser i marklagren i allmänhet högre saltinnehåll än nederbörd och ytvatten.

Vid Örsjö uppvisade de flesta grundvattenrören värden som varierade runt 700 μS , vilket överslagsmässigt ger en total salthalt på ca 500 mg/l.

Vattnet i proverna från Rb 7202 avvek dock generellt från de övriga proverna och χ -värdet var här ca 400 μS genomgående. Detta svarar mot en total salthalt på ca 300 mg/l.

Då nederbördens specifika ledningsförmåga är mycket låg, oftast mellan 50 och 100 μS och ledningsförmågan i prover från Rb 7202 redan innan sjöns tillkomst var ca 400 μS , visar den låga salthalten i Rb 7202 på en relativt stor influens av nederbörd.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN
 VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: KOND



FIGUR 30

Sjöns vatten hade emellertid även en specifik ledningsförmåga på ca 400 μS , vilket i saltinnehåll motsvarar ett vatten av samma typ som i Rb 7202.

En tydlig påverkan av sjön kunde spåras vid Rb 7206 där χ -värdet sjönk mycket tydligt från ca 700 μS vid mätperiodens början till ca 400 μS vid dess slut.

Den specifika ledningsförmågan i de olika punkterna, under undersökningsperioden, redovisas i figur 30.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN

VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: PERM



FIGUR 31

7.2.5 Permanganatförbrukning

Permanganatförbrukningen hos ett vatten är ett relativt mått på dess innehåll av organiska föreningar. Detta innebär i allmänhet att ett ytvatten karakteriseras av en permanganatförbrukning som vanligtvis är högre än motsvarande förbrukning hos ett grundvatten.

Vid Örsjö varierade permanganatförbrukningen i grundvattnet vanligen mellan 3 och 6 mg/l.

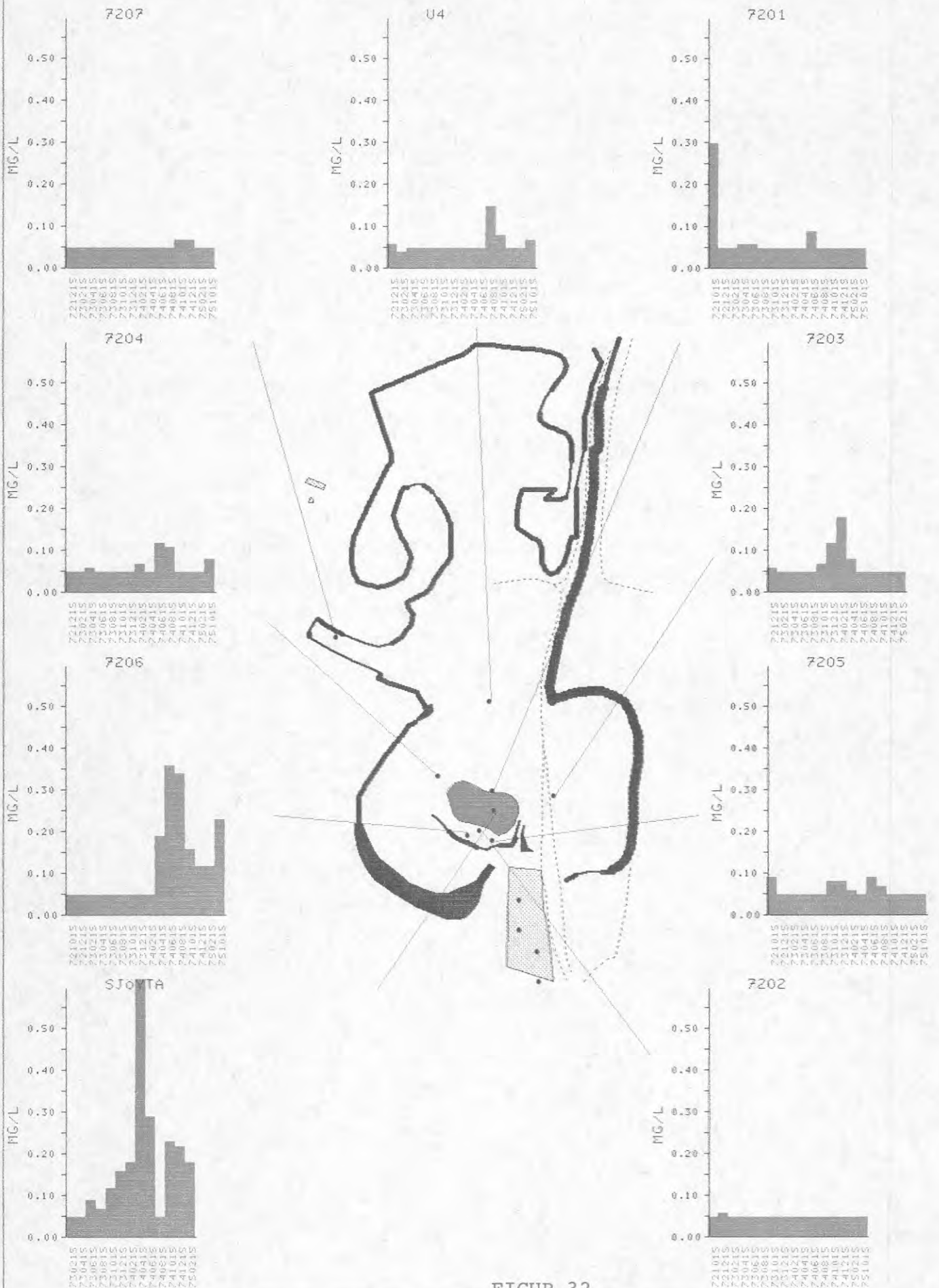
Rb 7204 uppvisade emellertid under hela mätperioden genomgående en högre permanganatförbrukning varierande mellan ca 8 och 12 mg/l.

Någon entydig förklaring till detta är svårt att ge, men en tänkbar föroreningskälla kan vara ett utsläpp av avloppsvatten invid Rb 7207. I denna punkt noterades redan från början en viss förhöjning av permanganatförbrukningen, vilken dock minskade i samband med minskade utsläpp. Någon tydlig årsrytm kunde inte spåras i grundvattnet.

I sjön varierade permanganatförbrukningen mellan ca 5 mg/l under senvintern och 10-20 mg/l under sensommaren. Dessa variationer har ett klart samband med produktionen av organiskt material i sjön.

Permanganatförbrukningen i de olika mätpunkterna, under undersökningsperioden, redovisas i figur 31.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN
 VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: FE



FIGUR 32

7.2.6 Järn

Halterna av järn i proverna från undersökningsrören var genomgående låga beroende på den goda tillgången på oxidationsmedel i form av nitrat. Järnhalten understeg i allmänhet 0,1 mg/l och endast vid några enstaka tillfällen uppmättes högre halter (0,2-0,4 mg/l). Dessa högre värden hänför sig till prover från Rb 7206 och kan sannolikt antas vara en påverkan från sjön. Järnhalterna i sjöns yt- och bottenvatten uppvisade en viss årsrytm med maxima under vinterhalvåret och minima under sommarhalvåret. Förekomsten av höga järnhalter i sjön visade god överensstämmelse med höga grumlighetsvärden, varför järnhalterna kan hänföras till en minerogen grumlighet orsakad av en tillrinning av vatten från sjöns strandzon.

De mycket höga järnhalter som uppmättes under tiden april - maj 1974 orsakades dock av täktverksamhet under denna period.

Järnhalterna i de olika mätpunkterna under undersökningsperioden redovisas i figur 32.

7.2.7 Mangan

För manganhalterna gäller i princip samma förhållande som för järnhalterna. Proverna från undersökningsrören visade på mycket låga manganhalter i grundvattnet, oftast < 0,01 mg/l.

Vid något tillfälle uppmättes manganhalter på 0,02-0,03 mg/l i enskilda punkter, men någon trend eller årsrytm gick inte att spåra i grundvattnet. I sjöns vatten uppträdde höga manganhalter vid enstaka tillfällen i samband med höga järnhalter och hög grumlighet.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN
 VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: TOT-P



FIGUR 33

7.2.8 Fosfat - totalfosfor

Fosfathalterna var genomgående låga, 0,01-0,05 mg/l i både grundvattnet och sjöns vatten. Någon enstaka höjning av fosfathalten registrerades i sjöns vatten (0,09 mg/l) men i övrigt saknades tecken på såväl årsrytm som trend.

Beträffande totalmängden fosfor märktes en tydligt ökande trend i proverna från grundvattnet, se figur 33. Mängden fosfor ökade här från ca 0,005 mg/l vid provtagningsperiodens början 1973 till ca 0,04 mg/l hösten 1975.

En likformig ökning återfanns i samtliga observationspunkter, både uppströms och nedströms sjön, varför man inte kan hänföra den till sjöns inverkan. En mera trolig förklaring är en tillförsel av fosfor genom gödningsämnen från omkringliggande åkermarker.

Totalmängden fosfor i sjön uppvisade inte samma ökande trend som grundvattnet i omgivningen. En viss ökning ägde rum under 1974, med maximivärden på ca 0,05 mg/l uppmätta under försommaren. Denna ökning följdes emellertid av en minskning under hösten 1974 och vintern 1975 varför fosforhalten i sjön på det hela taget var tämligen konstant under hela undersökningsperioden.

7.2.9 Ammonium

Proverna tagna ur undersökningsrören visade i samtliga fall på låga ammoniumhalter, oftast < 0,05 mg/l. I brunnen 12:16 uppträdde till en början höga ammoniumhalter, vilka emellertid sannolikt berodde på en lokal förorening.

Sjöns vatten visade inte heller några anmärkningsvärda ammoniumhalter och någon entydig årsrytm kunde inte påvisas. Det tycks dock som om en viss ökning av ammoniumhalten erhöles under sommarmånaderna, men någon sådan inverkan på grundvattnets ammoniumhalt har inte kunnat märkas.

7.2.10 Nitrit

Nitrithalten var under större delen av året oftast låga i proverna från undersökningsrören, < 0,02 mg/l. I de flesta rören märktes dock en ökning av nitrithalten under sommarmånaderna då halter på i storleksordningen 0,05 mg/l kunde förekomma.

Proverna från Rb 7505, tagna på 14 m djup, visade på betydligt högre nitrithalter än vad som återfanns i de övriga observationspunkterna. Halterna varierade här mellan 0,05 och 0,10 mg/l och vid ett tillfälle sommaren 1974 erhöles 0,20 mg/l.

De ökande nitrithalten i observationsrören under sommaren kan sannolikt förklaras med en tillförsel av gödselberikat ytvatten från omkringliggande åkrar samt en ökad biologisk aktivitet i det avloppsvatten som infiltreras i området.

Nitrithalten i proverna från brunn 12:16 var också genomgående höga, vilket dock troligtvis berodde på en förorening av avloppsvatten genom infiltration från trekammarbrunnar i närheten.

I sjöns vatten återfanns samma årsrytm som i grundvattnet. Halterna var emellertid betydligt högre här, ca 0,20 mg/l under sommarmånaderna. Någon direkt påverkan på de närmaste grundvattenrören har dock inte registrerats.

7.2.11 Nitrat

Nitrathalterna i de olika mätpunkterna under undersökningsperioden, redovisas i figur 34.

I proverna från undersökningsrören i Örsjö uppgick i de flesta fall nitrathalten till i storleksordningen 40-50 mg/l. Några av undersökningsrören visade dock markant avvikande trender i förhållande till de övriga.

Rb 7201 uppvisade under våren och vintern en ökning av nitrathalten, från ca 70 mg/l i november 1972 till 110 mg/l i maj 1973. Därefter minskade halten successivt och var i maj 1974 nere i 26 mg/l varifrån den dock steg till 56 mg/l i oktober 1974, på vilken nivå den sedan hållit sig till undersökningsperiodens slut.

Proverna från Rb 7204 innehöll vid undersökningarnas början endast en ringa mängd nitrat, ca 1 mg/l. Från mars 1973 ökade dock nitrathalten stadigt för att i november 1975 uppgå till ca 60 mg/l.

Någon entydig förklaring till de ökade nitrathalterna i dessa bägge fall har inte gått att få.

Proverna från Rb 7206, tagna på 8 m djup nedströms sjön, visar på en mycket tydlig inverkan från denna. Nitrathalten i proverna minskade från ca 45 mg/l under vintern 1972-73 till ca 20 mg/l sommaren 1974, varefter en viss stabilisering av nitrathalten tycktes ske.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN

VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: NO3



FIGUR 34

Proverna från Rb 7202, tagna på 4 m djup nedströms sjön varierade under hela undersökningsperioden kring halten 20 mg/l. Detta beror sannolikt till en viss del på att grundvattnet i magasinets övre del påverkats av infiltrerad nederbörd med låga nitrathalter, men kan även ses som en inverkan från sjön.

Nitrathalten i sjön varierade normalt mellan ca 20 och 25 mg/l. Mot undersökningsperiodens slut, hösten 1975, fanns vissa tecken på en avtagande trend och halterna i de sista proverna var ca 15 mg/l. En liknande tendens har även redovisats i en tysk undersökning, (Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg 1975).

7.2.12 Klorid

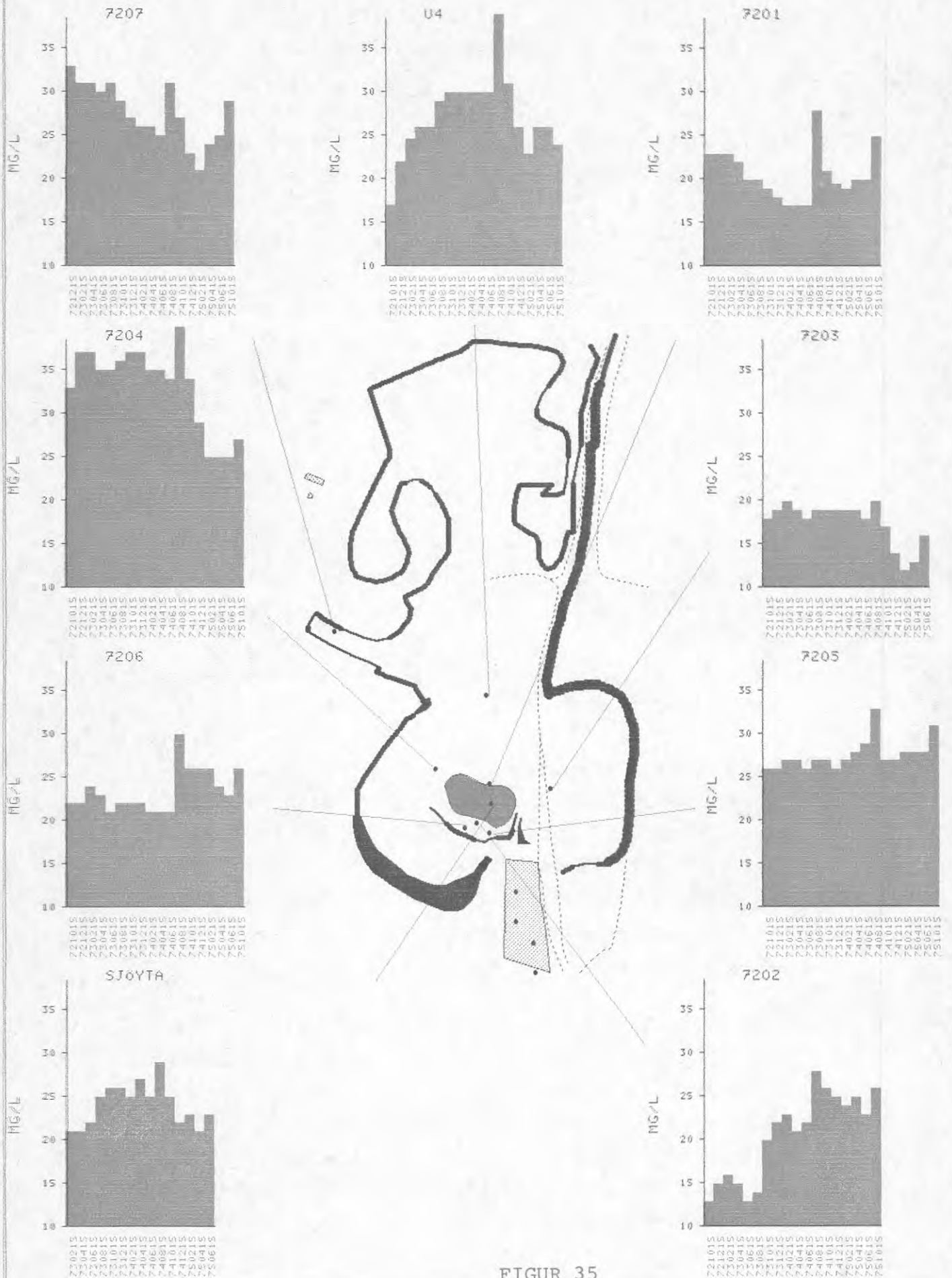
Kloridhalterna i grundvattnet i området varierade i allmänhet mellan ca 20 och 30 mg/l, se figur 35. Lokalt avvikande värden noterades bl a i Rb 7202, där kloridhalten vid undersökningsperiodens början var relativt låg, 12-14 mg/l men mot slutet av perioden steg till ca 20-25 mg/l.

Någon entydig förklaring till avvikelserna kan inte ges. De lägre kloridhalterna tyder emellertid på en tillförsel av mera kloridfattigt vatten genom infiltration av nederbörd. Den noterade höjningen kan bero på en viss inverkan av vatten från sjön, men även andra källor som ger upphov till ökande kloridhalter är tänkbara.

I Rb 7204 och Rb 7207 noterades genomgående högre kloridhalter, ca 30-35 mg/l. En minskning av dessa halter erhöles dock i Rb 7207 mot undersökningsperiodens slut. Dessa högre kloridhalter kan sannolikt till en del härröra från de utsläpp av avloppsvatten som under undersökningsperioden ägde rum vid Rb 7207. Dessa utsläpp minskade liksom kloridhalten, mot slutet av undersökningsperioden.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN

VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: CL



FIGUR 35

Sjöns kloridhalt varierade under hela perioden runt 25 mg/l utan några årstidsbundna variationer. Någon ökande eller avtagande trend hos kloridhalterna i sjön registrerades inte och inte heller kunde något direkt samband mellan sjöns och grundvattnets kloridhalter spåras.

7.2.13 Sulfat

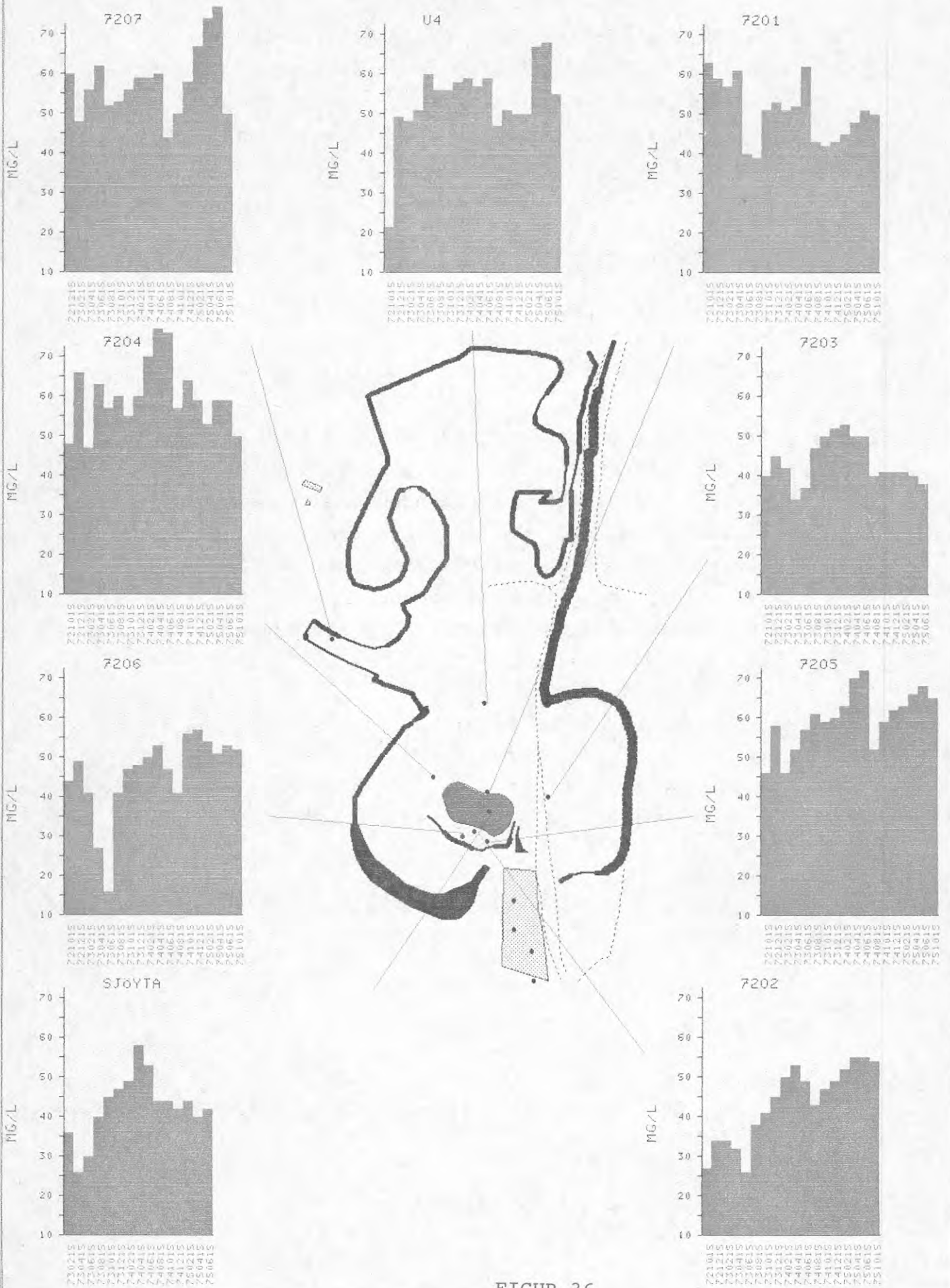
Sulfathalterna i grundvattnet varierade inom ett tämligen brett intervall, mellan ca 30 och 70 mg/l, se figur 36.

Under våren och sommaren 1973 erhöles i så gott som samtliga prover de lägsta sulfathalterna. Härefter kunde man i de flesta provtagningspunkterna registrera ökande halter. Den enda observationspunkt som tydligt skiljde sig från de övriga var Rb 7201 som under mätperioden visade avtagande halter. Koncentrationen minskade här från ca 65 mg/l hösten 1972 till ca 50 mg/l hösten 1975.

Sulfathalterna i sjön uppvisade förutom de nämnda låga halterna 1973, ca 25 mg/l, ett maximum under försommaren 1974, 55-60 mg/l, som dock följdes av successivt minskande halter.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN

VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: S04



FIGUR 36

7.2.14 Bikarbonat

Bikarbonatjonkoncentrationen i ett grundvatten är till största delen beroende av lokala förhållanden i markvattenzonen.

Mellan de olika grundvattenrören inom området, fanns således stora lokala variationer, 150-350 mg/l, se figur 37.

De högsta bikarbonatjonkoncentrationerna uppmättes i rören Rb 7204 och Rb 7205, där halterna låg runt 300 mg/l.

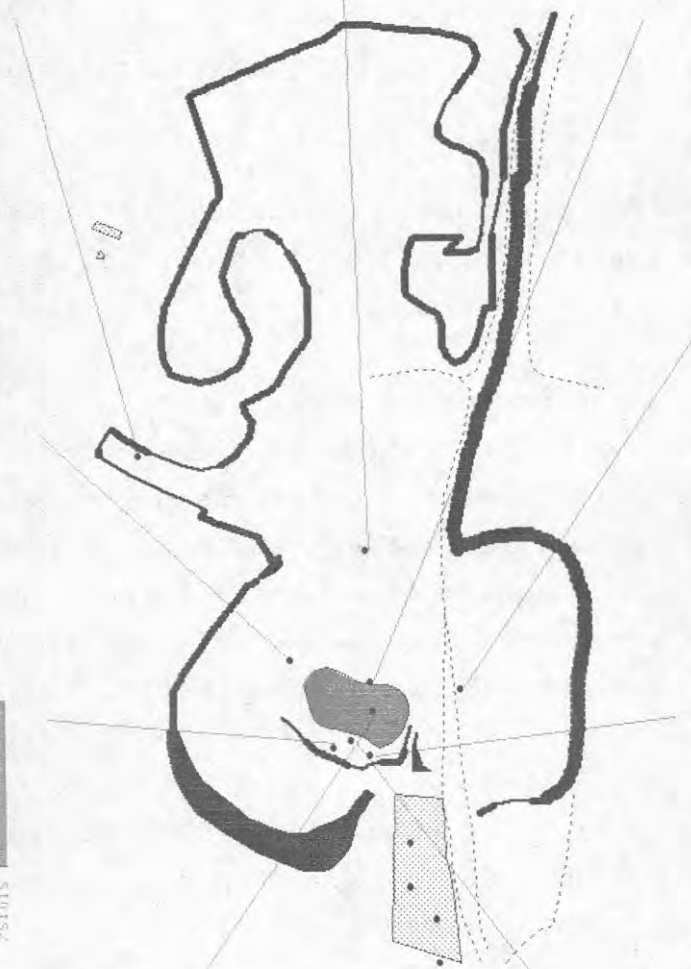
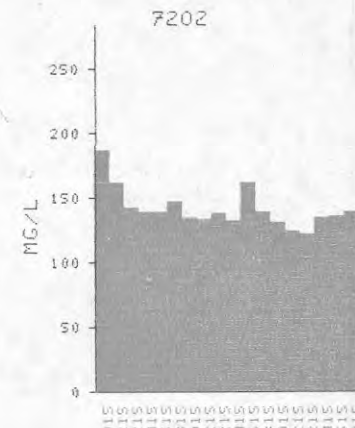
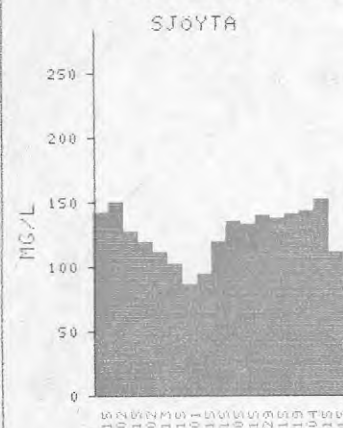
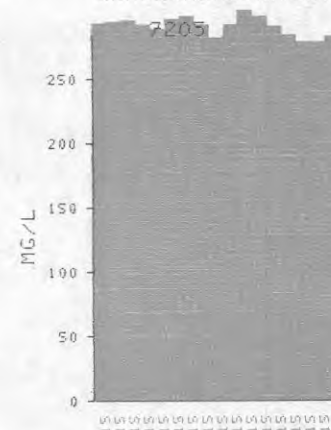
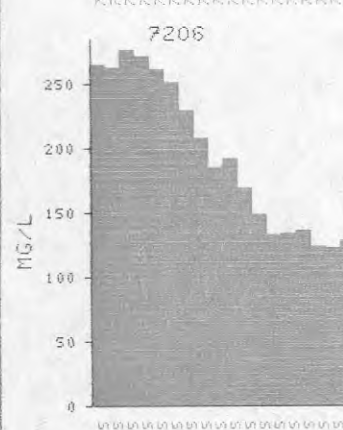
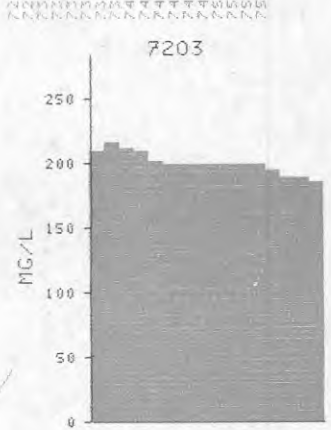
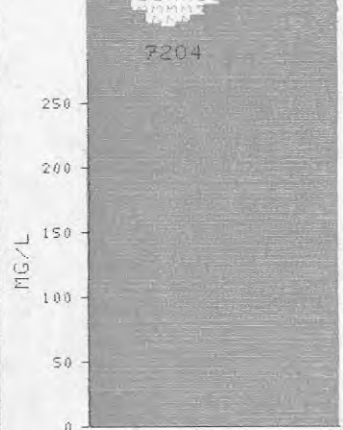
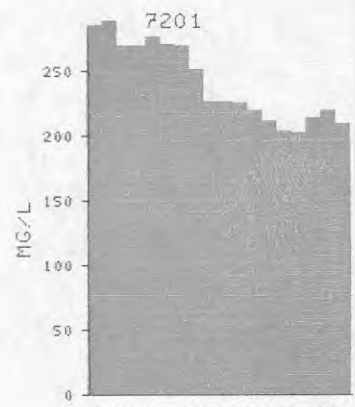
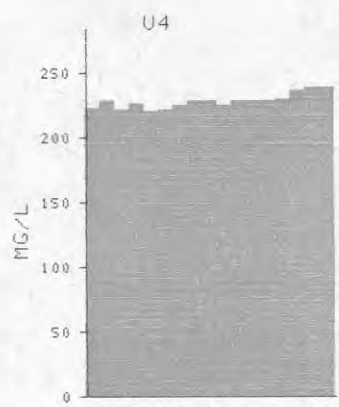
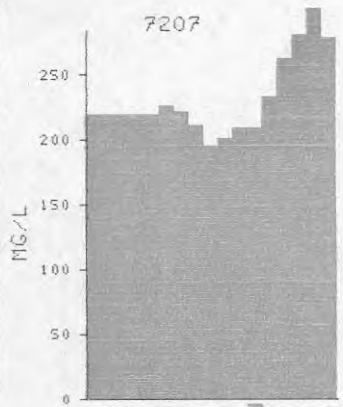
Lägsta bikarbonathalten i grundvattnet registrerades under hela mätperioden i Rb 7202, där halterna uppgick till ca 140 mg/l.

Bikarbonatjonkoncentrationen i sjön var under hela tidsperioden låg och varierade mellan ca 90 och 160 mg/l. Ytvattnet i sjön uppvisade en tydlig årsrytm med maximal koncentration under våren och minimum under sensommaren. Dessa förhållanden är beroende av den biologiska aktiviteten i sjön, där CO₂ koncentrationen i ytvattnet är lägst på sommaren.

En tydlig påverkan noterades vid mätpunkterna Rb 7201 och Rb 7206, på 8 m djup, uppströms och nedströms sjön.

Bikarbonatjonkoncentrationen i dessa bägge rör visade en tydligt avtagande trend och anpassning till halter strax över sjöns.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN
 VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: HC03



FIGUR 37

7.2.15 Kalcium, Magnesium och Totalhårdhet

Kalcium och magnesiumhalterna uppvisade i stort samma tendenser som bikarbonathalterna.

I grundvattnet uppgick kalciumhalterna i de flesta observationsrören till mellan 100 och 150 mg/l, se figur 38, medan motsvarande magnesiumhalter var 3-5 mg/l. Totalt svarar detta mot en hårdhet varierande mellan 15 och 22^odH.

I sjövattnet var motsvarande halter 55-75 mg/l resp 2-3 mg/l, vilket ger hårdhetsvärden på ca 8-11^odH.

Beträffande de grundvattenrör, vars bikarbonathalter avvek från de övrigas, kunde man även vad gäller kalcium och magnesium notera liknande avvikelser.

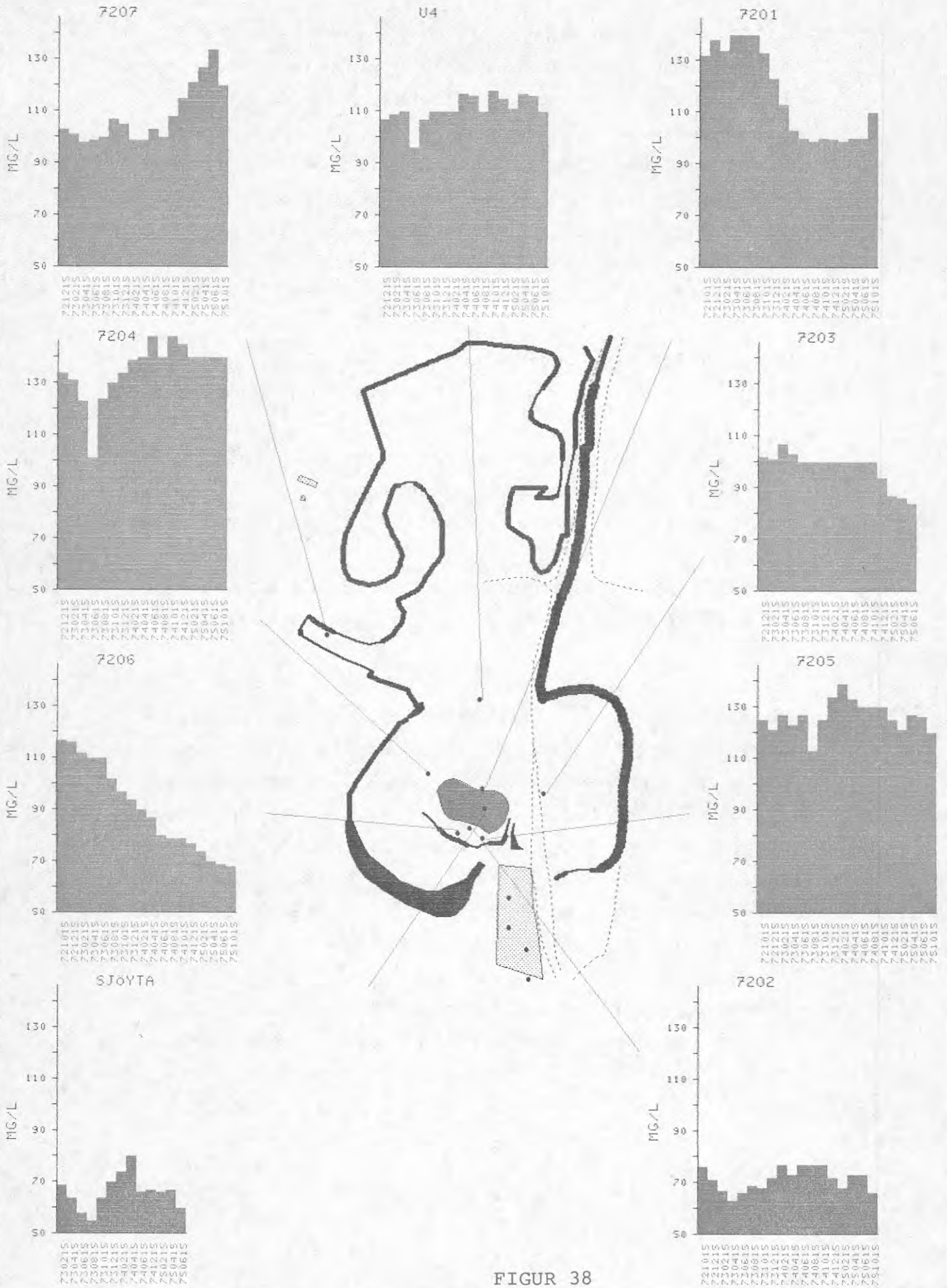
Rb 7202 uppvisade under hela perioden låga halter av både kalcium, 65-75 mg/l, och magnesium, ca 1 mg/l.

Rb 7201 och Rb 7206 visade tydligt avtagande trender. Dock erhöles för Rb 7201 en viss höjning av halterna vid periodens slut. I Rb 7201 sjönk halterna från ca 140 mg Ca/l och 3,6 mg Mg/l vid mätperiodens början till ca 100 mg Ca/l och 2,9 mg Mg/l vid dess slut och i Rb 7202 från ca 110 mg Ca/l och 3,1 mg Mg/l vid mätperiodens början till ca 65 mg Ca/l och 1,5 mg Mg/l vid dess slut.

Anmärkningsvärt är att magnesiumhalten i Rb 7206 vid mätperiodens slut således understeg motsvarande halt i sjön med ca 1 mg/l.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN

VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: CA



FIGUR 38

7.2.16 Kiselsyra

Halterna av kiselsyra i grundvattenmätpunkterna, se figur 39, uppvisade i stort sett stabila värden.

Koncentrationerna i samtliga rör utom Rb 7202 uppgick till ca 20 mg/l med en tidsmässig variation på ca 10 % mellan de olika provtagningstillfällena.

Vid Rb 7202 erhöles under hela undersökningsperioden, d v s även före sjöns tillkomst, genomgående lägre värden, ca 11-14 mg/l, vilket visar att man här på 2 m djup har ett grundvatten påverkat av infiltrerad nederbörd. Detta medför att en eventuell inverkan av sjöns vatten, i form av en sänkning av kiselsyrehalten, är svår att konstatera.

I sjön märktes en tydlig förändring som visar att vattnet i detta avseende antagit mera ytvatten- än grundvattenkaraktär.

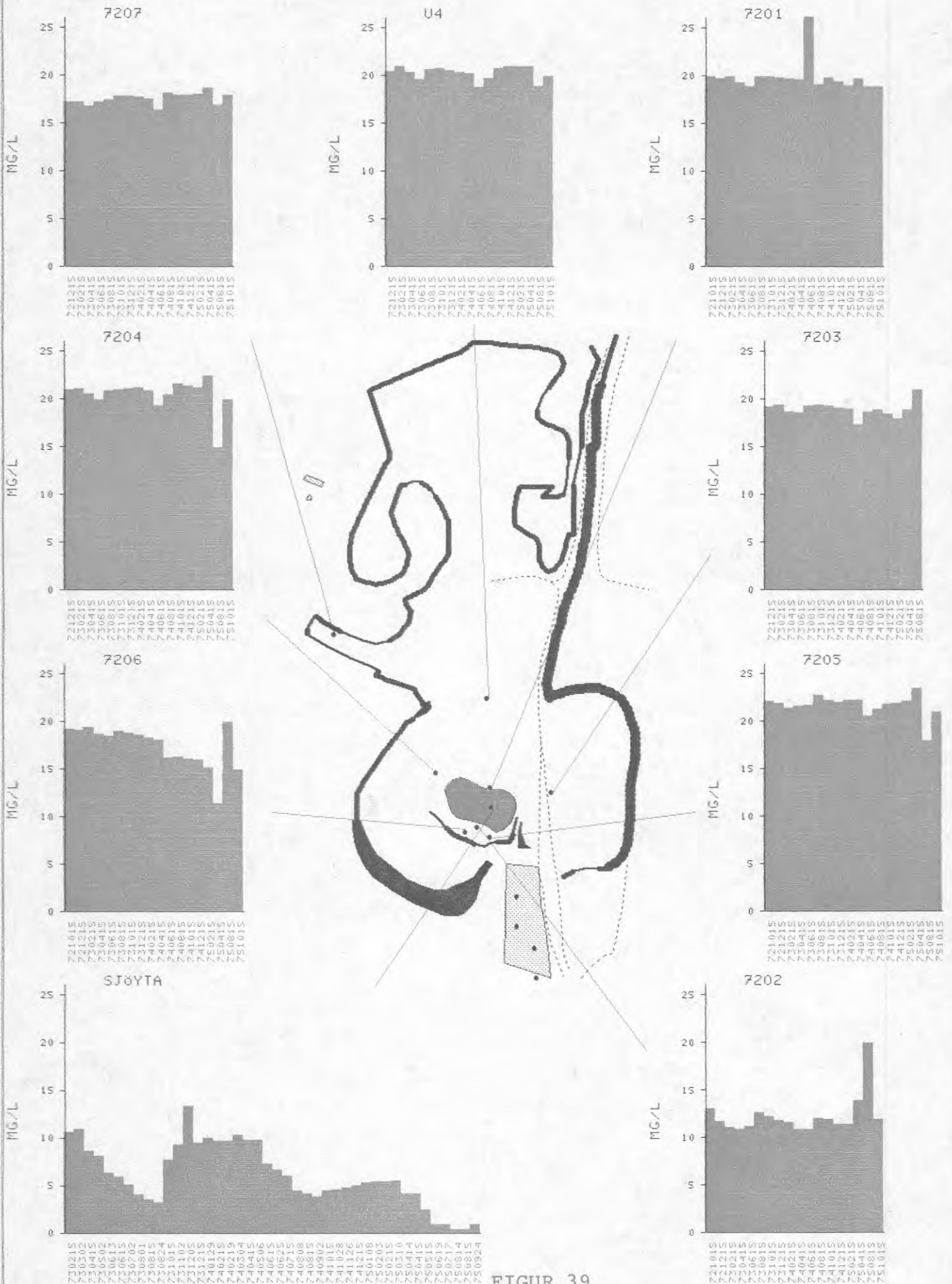
Kiselsyrehalten sjönk här både i yt- och bottenvattnet från ca 10 mg/l vid provtagningsperiodens början till <1 mg/l vid dess slut.

7.2.17 Sammanfattning

Den under projekttiden erhållna informationen om förändringarna vad gäller grundvattnets kvalitet kan sammanfattas enligt följande.

Redan innan någon täktverksamhet under grundvattenytan påbörjades, påträffades vid provtagningarna två skilda typer av grundvatten. Ett yngre, påträffat vid Rb 7202, på ca 4 m djup, i magasinet, karakteriserat av en betydligt lägre salthalt än vad som erhålls i prover tagna längre ner i magasinet.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN
 VATTENKEMISKA ANALYSER: ÖRSJÖ PARAMETER: SI



FIGUR 39

Proverna från ca 8 och 12 m djup innehåller ett grundvatten där de kemiska jämviktsförhållandena medfört att framför allt hårdhet och bikarbonathalt uppvisar betydligt högre värden än vad som är fallet i det yngre vattnet.

Den påverkan från sjön på grundvattnet som registrerats har i samtliga fall endast varit av lokal betydelse, varvid företrädesvis Rb 7206 placerat med spetsen ca 8 m under grundvattennivån, påverkats.

En sammanställning över de parametrar som främst påverkats här finns i figur 40.

Beträffande Rb 7202 kan man även förvänta en motsvarande påverkan. Eftersom emellertid grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning i denna mätpunkt, redan före sjöns tillkomst, var sådan att den kom i många avseenden att likna sjövattnets, har det här varit omöjligt att urskilja sjöns inverkan.

De analyser i vilka tydliga förändringar i grundvattnets kvalitet kan spåras genom sjöns påverkan är:

Specifik ledningsförmåga - total salthalt

En minskning av grundvattnets totala salthalt har noterats omedelbart nedströms sjön.

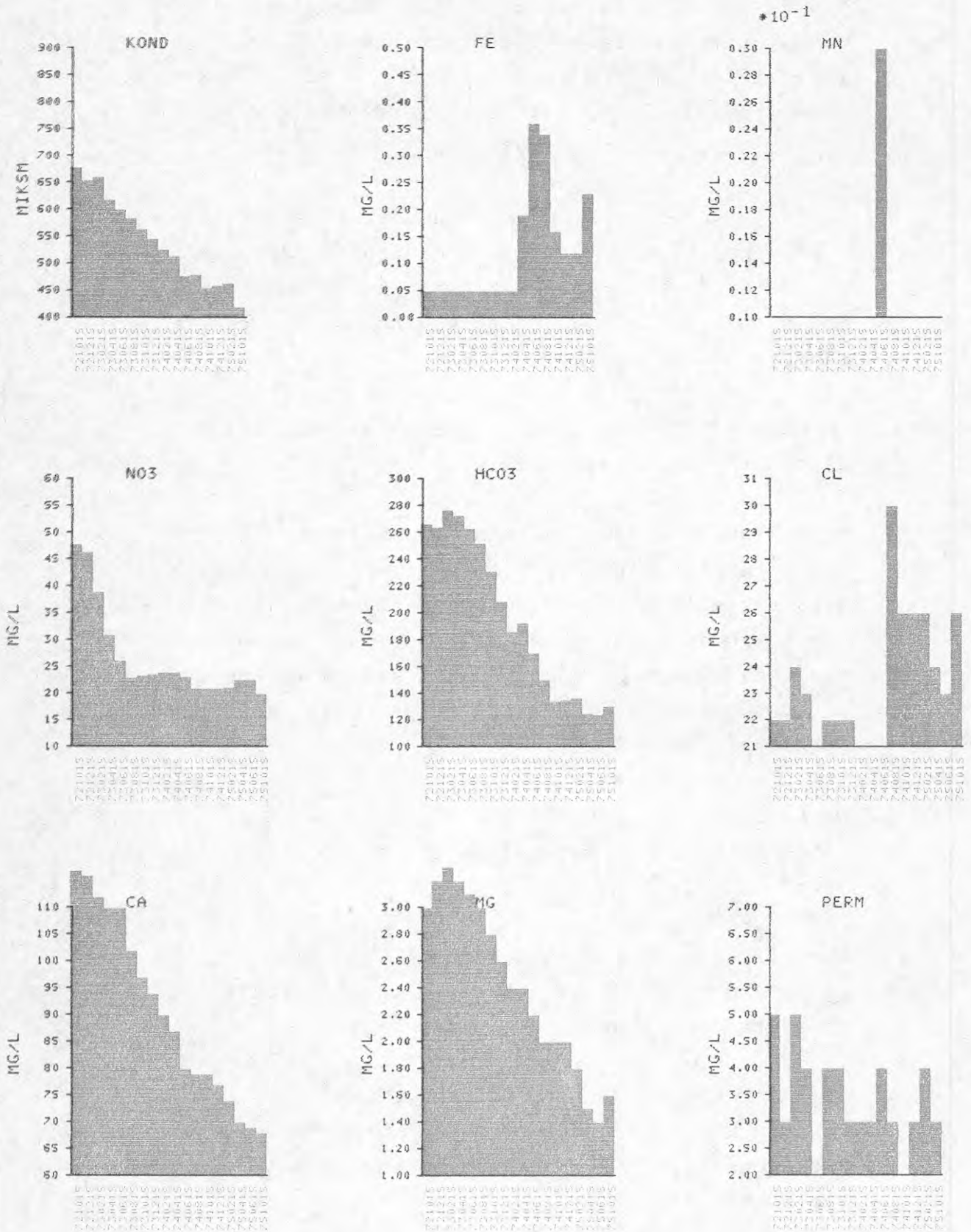
Järn och mangan

En svag höjning av halterna har noterats omedelbart nedströms sjön vid de tillfällen då höga järnhalter uppträtt i denna.

INVERKAN AV GRUSTÄKT UNDER GRUNDVATTENYTAN

VATTENKEMISKA ANALYSER

STATION: 7206



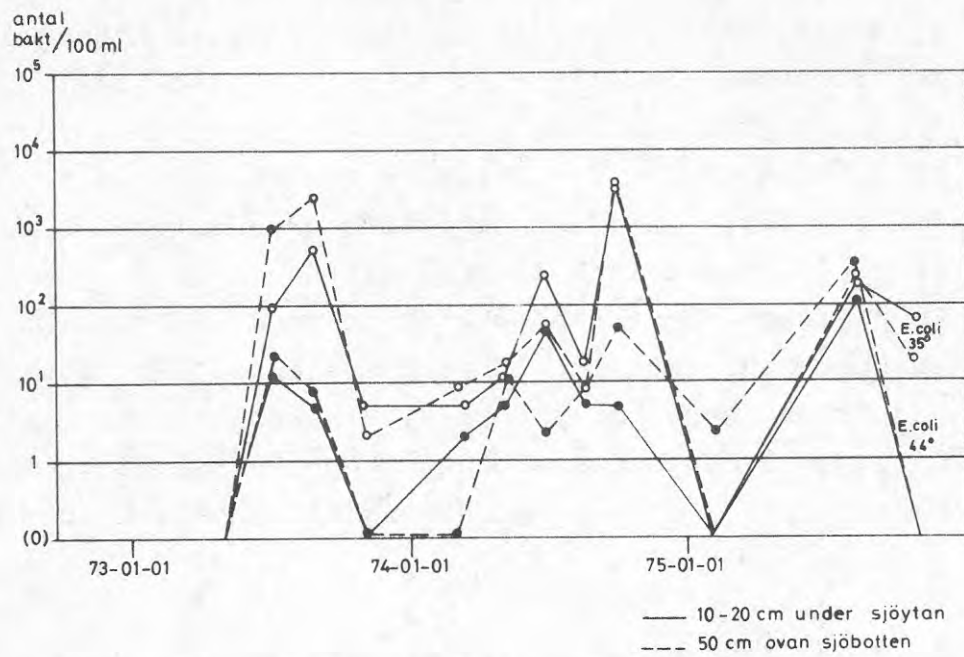
FIGUR 40

Nitrat: En tydlig minskning av halterna jämfört med de höga nitrathalterna i grundvattnet omkring sjön har registrerats omedelbart nedströms sjön i Rb 7206. En tydlig anpassning till sjöns lägre nitrathalt har ägt rum.

Bikarbonat: Bikarbonathalten i sjön är betydligt lägre än i det omgivande grundvattnet beroende på olika kalk-kolsyrejämvikter. En påverkan på vattenbeskaffenheten i observationspunkterna Rb 7201 - uppströms sjön och Rb 7206 - nedströms denna har noterats. Bikarbonatjonkoncentrationen i bägge dessa punkter uppvisar tydligt minskande trender och en anpassning till sjöns koncentration.

Kalcium, Magnesium - Totalhårdhet:

Motsvarande förhållanden som för bikarbonathalten gäller även för halterna av kalcium och magnesium då även dessa ämnen berörs i kalk-kolsyrejämvikten. En minskning av totalhårdheten till värden i närheten av sjöns har således registrerats i både Rb 7201 och Rb 7206.



FIGUR 41. Antal Escherichia Coli i grusgropssjön vid Örsjö.

8.1 Allmänt

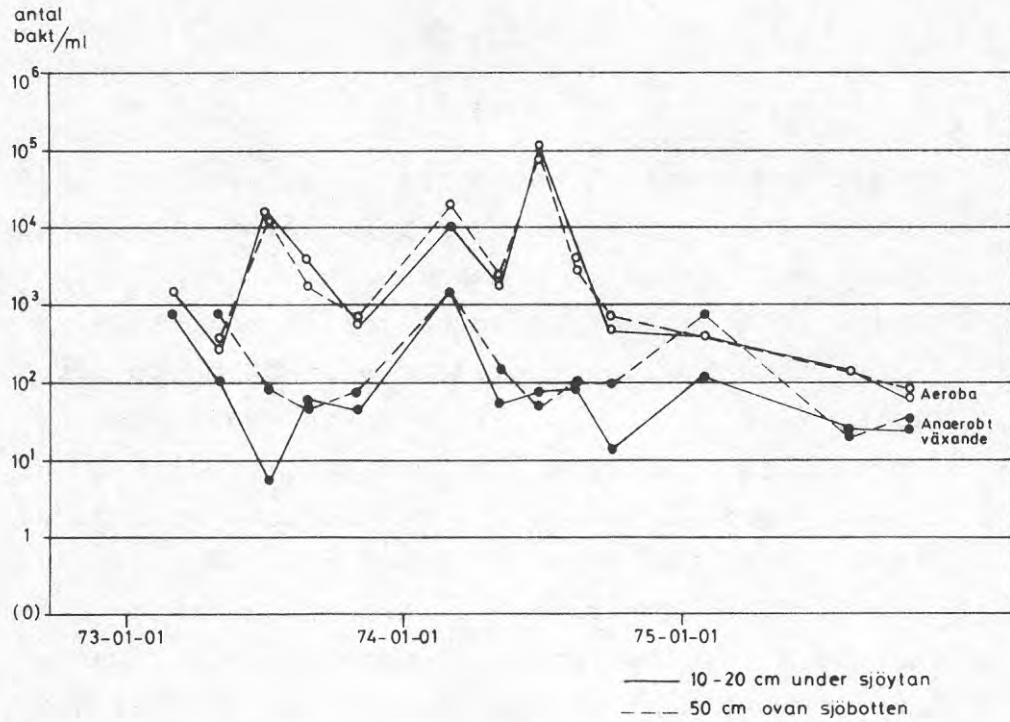
Huvuddelen av undersökningarna i täktområdet vid Örsjö har avsett bestämningar av totalantalet resp antalet termostabila (vid 44^o växande) coliforma bakterier, antalet gelatinnedbrytande bakterier samt antalet på ett jästextraktpeptonmedium växande bakterier. Antalet termostabila coliformer kan tagas som ett mått på mängden fekala föroreningar, antalet gelatinnedbrytare på mängden förruttnelsebakterier samt antalet peptonbakterier på mängden av på organiska ämnen växande (heterotrofa) bakteri. Antalet gelatinnedbrytare, respektive på peptonmedium växande bakterier har bestämts genom odlingar i såväl närvaro som frånvaro av luft (aerobt, resp anaerobt). Antalet coliformer har uppmätts enligt Socialstyrelsens anvisningar. Prov har tagits 0,2 m under sjöytan och 0,5 m ovan sjöbotten samt från i täktområdet neddrivna rör vid observationspunkterna Rb 7201, Rb 7203, Rb 7204, Rb 7206 och Rb 7207. I rören har proven sedan 1973 tagits på 8 m djup.

8.2 Coliforma bakterier

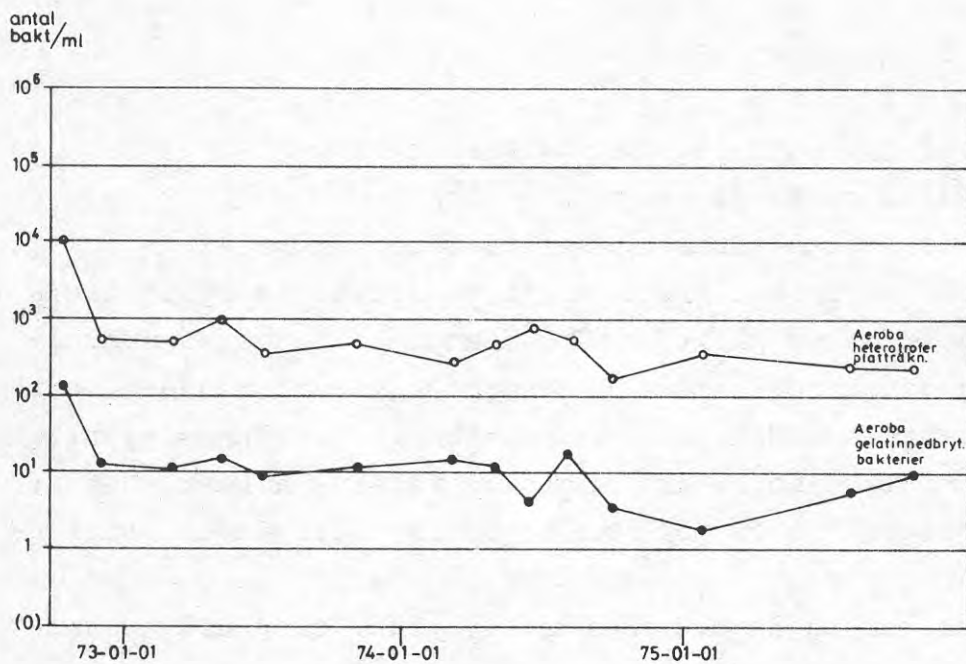
I grusgropssjön

Resultaten finns sammanställda i figur 41.

Som synes har under vintermånaderna knappast några coliformer påträffats. Däremot har under sommarmånaderna coliformer förelegat i sådana mängder, att vattnet endast med tvekan kunnat betecknas tjänligt för badning enligt Socialstyrelsens normer. Det är osäkert om förhållandena förbättrats under provtagningstiden. Inga säkra skillnader föreligger mellan proven tagna 0,2 m under sjöytan, resp 0,5 m ovan sjöbotten.



FIGUR 42. Gelatinnedbrytande bakterier i grusgropssjön vid Örsjö.



FIGUR 43. Gelatinnedbrytande och heterotrofa bakterier i grundvattenmagasinet. Rör nr Rb 7201-7203, 7204, 7206, 7207 vid Örsjö (medeltal).

I grundvattenmagasinet

Endast i ca 5 % av vattenproven har termostabila coliformer påträffats samtidigt som totalantalet coliformer har överstigit 9. Detta innebär att grundvattnet i 95 % av fallen har varit tjänligt som renvatten (Socialstyrelsens normer). Ingen av observationspunkterna har i detta avseende skilt sig från de övriga. Även proverna tagna ur rör Rb 7207 har visat låga halter. Detta är anmärkningsvärt, då detta rör legat närmast ett misstänkt avloppsutsläpp.

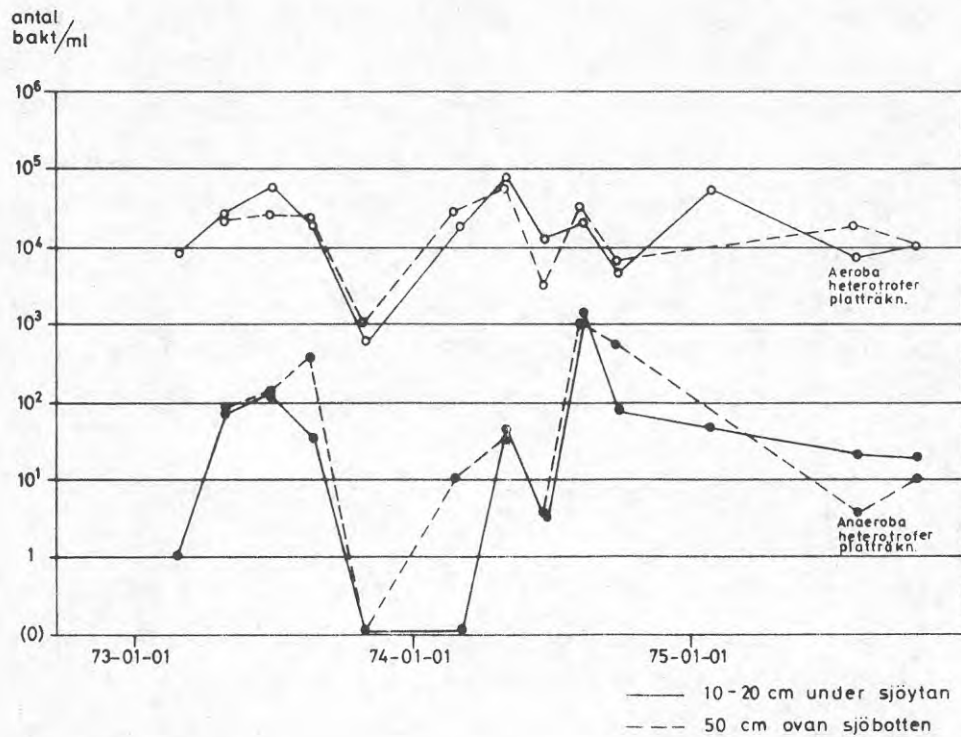
8.3 Gelatinnedbrytande bakterier

I grusgropssjön

Se figur 42. Som synes varierade antalet aeroba gelatinnedbrytare fram till oktober 1974 mellan ca 1000 och 100 000 per ml, men sedan har antalet sjunkit till ca 100. Denna tendens gäller även antalet anaerobt växande gelatinnedbrytare. Antalet bakterier i yt-, resp bottenvattnet har följt varandra i stora drag.

I grundvattenmagasinet

Inga säkra skillnader kunde fastställas mellan antalen i de olika observationspunkterna. Figur 43 ger medeltalen för samtliga observationspunkter. Som synes har antalet aeroba gelatinnedbrytare legat tämligen konstant vid ca 10 per ml. Antalet anaerobt växande har varit lägre.



FIGUR 44. Bakterietal i grusgropssjön vid Örsjö.

8.4 Heterotrofa bakterier

I grusgropssjön

Som framgår av figur 44 har antalet aeroba heterotrofer varierat kraftigt med ett medelvärde omkring 10 000 per ml och antalet anaerobt växande har legat omkring 100. Inga säkra skillnader mellan yt- och bottenvattnet har förelegat.

I grundvattenmagasinet

Figur 43 anger att antalet aeroba heterotrofer har legat vid ca 300 per ml sedan december 1972. Antalet anaerobt växande har varit lägre, endast i ca 50 % av vattenproven har dylika bakterier påträffats.

8.5 Sammanfattning och diskussion

Som nämnts har den genom grustäkten i Örsjö bildade sjön under sommarmånaderna 1973-1975 innehållit ett antal coliforma bakterier, som anger att vattnet i sjön då endast med tvekan varit tjänligt för bad. Enligt Socialstyrelsens normer har vattnet dock icke varit definitivt otjänligt för detta ändamål. Någon inverkan av sjövattnet på omgivande grundvatten har ej påvisats. Det är otvivelaktigt angeläget att den nu pågående provtagningen ej avbrytes utan får fortgå i ungefär nuvarande omfattning. Under sommarmånaderna bör provtagning ske minst en gång i månaden. Vidare vore det önskvärt att närmare undersöka överlevnadstiderna för bl a termotabila colibakterier i olika vattensystem. Härigenom skulle man säkrare kunna bedöma spridningsmöjligheterna för dessa organismer i sjö-, resp grundvatten. Uppgifter om överlevnadstider varierande från några dagar till 1-2 månader föreligger, men måste betraktas som osäkra.

Antalet heterotrofa bakterier och antalet gelatinnedbrytare i Örsjö-sjön kan jämföras med motsvarande tal som uppmätts i två näringsrika (eutrofa) sjöar, Trummen i Växjö och Bysjön nära Vombsjön i Skåne, samt med en näringsfattig (oligotrof) Smålandssjö, Hinnasjön. Sistnämnda sjö användes som jämförelsesjö i samband med restaureringen av sjön Trummen. Skillnaderna mellan antalet heterotrofer i Örsjö-sjön och i de näringsrika sjöarna har varit något osäkra, men antalet synes ha varit högst i Trummen. I Hinnasjön har antalet heterotrofer varit lägre än i Örsjö-sjön. Antalet gelatinnedbrytare var under åren 1973 och 1974 högre i Örsjö-sjön än i Trummen. Detta slags bakterier har ej bestämts i Hinnasjön och Bysjön.

Allmänt torde kunna sägas att de utförda mikrobiologiska undersökningarna vid grustäkten i Örsjö ej ger anledning till oro. Utvecklingen i området bör dock även framgent följas med uppmärksamhet.

9.1 Allmänt

Målsättningen med de limnologiska undersökningarna i grusgropssjön vid Örsjö har varit

- a) att studera grundvattnets inverkan på täktsjön samt eventuella förändringar i vattenkemin de första åren efter sjöns färdigställande
- b) att studera kolonisationsförloppet vad gäller växt- och djurplankton, storväxter och bottendjur
- c) att mot bakgrund av erhållna resultat utarbeta en prognos för den limnologiska utvecklingen i grustäktsjöar inom likartade geologiska områden.

I detta avsnitt benämnes grusgropssjön i fortsättningen "Örsjön".

Limnologiska undersökningar har pågått i Örsjön från 1973-03-02 till 1975-10-27, med avbrott under perioder då grustagning återupptagits, d v s augusti-november 1973 och mars-maj 1974. P g a dessa ingrepp har ekosystemet störts och inga kontinuerliga undersökningsserier kunnat erhållas. Utvärderingen av resultaten samt prognosarbetet har härigenom försvårats.

Då projektet erhållit begränsade ekonomiska resurser har undersökningsprogrammet måst reduceras så att endast ett rutinprogram kunde genomföras i Örsjön. De enda specialundersökningar som utförts är de berikningsexperiment som presenteras i denna rapport samt en jämförande studie inkluderande andra konstgjorda grundvattensjöar (Graneli och Leonardson 1974).

Inom ramen för 20-poängsundervisningen i limnologi vid Lunds universitet har ett specialarbete med titeln "Fyto- och zooplanktonsamhällenas förändringar under vintern och våren 1974 i några konstgjorda grundvattensjöar" utförts (Fritzson & Nordquist 1975). Dessutom har, på uppdrag av Malmö kommun, en studie gjorts i tre f d kritbrott i Malmöhus län (Fritzson 1975).

9.2 Sjövattnets fysikalisk-kemiska sammansättning

9.2.1 Inledning

Målsättningen med de vattenkemiska undersökningarna i Örsjön har varit att dels fastställa grundvattnets inverkan på sjövattnet (och vice-versa), dels klargöra de vattenkemiska förutsättningarna för den biologiska produktionen i täktsjön. Det har också varit av intresse att få en uppfattning om hur snabbt de vattenkemiska förhållandena i sjön stabiliseras efter det att grustagningen upphört. För data från andra konstgjorda grundvattensjöar hänvisas till bl a (Graneli och Leonardson 1974) och (Hamm 1975).

I detta avsnitt skall främst täktsjöns vattenkemi diskuteras ur limnologisk synvinkel. För en diskussion om sambandet mellan grundvattnets och sjövattnets kemiska beskaffenhet hänvisas till kapitel 7. Det skall redan från början påpekas att de slutsatser som redovisas nedan dels är preliminära p g a att undersökningarna hittills endast omfattat tre år (1973-1975) och dessutom avbröts i samband med fördjupning av sjön, dels inte kan anses som allmängiltiga för alla grustäktssjöar i Sverige p g a stora olikheter i geologi och därmed grundvattenkemi.

9.2.2 Analysomfattning

Prov togs i sjön under perioden mars 1973 - september 1975 med ett tidsintervall av i allmänhet en månad. Under den tid då fördjupningsarbeten pågick i sjön (augusti - november 1973 och mars - maj 1974) togs inga prov.

Följande parametrar har analyserats i Örsjön: temperatur ($^{\circ}\text{C}$), syrgas ($\% \text{O}_2$), elektrolytisk ledningsförmåga ($\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$), pH, alkalinitet ($\text{mg HCO}_3/\text{l}$), totalfosfor (mg tot-P/l), Kjeldahl-kväve (mg Kj-N/l), nitrat ($\text{mg NO}_3/\text{l}$), ammoniumkväve ($\text{mg NH}_4\text{-N/l}$), kisel ($\text{mg SiO}_2/\text{l}$), grumlighet (JTU) samt siktdjup (m).

Prov togs i allmänhet på två nivåer i sjön: i ytan (0,2 m eller hela skiktet 0-2 m) och 0,5-1 m ovan botten.

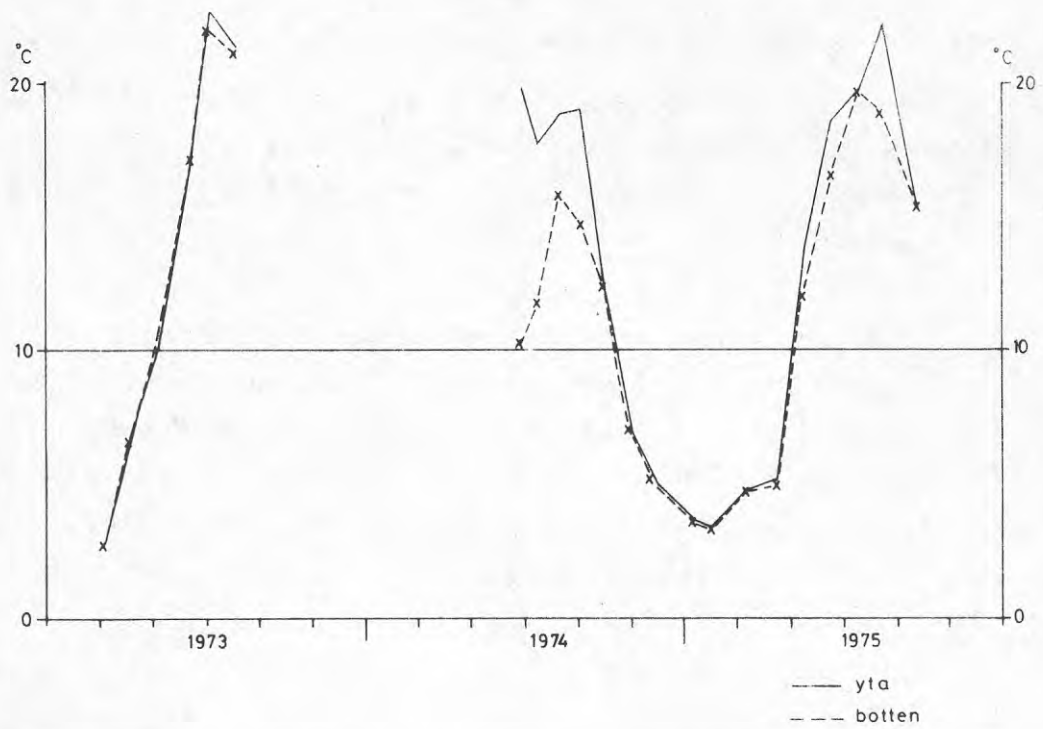
Temperatur och syrgas har dessutom analyserats på fler nivåer för att fastställa de vertikala skiktningförhållandena. Då sjöns djup ej varit detsamma under hela perioden motsvarar "botten" först ca 3 m. Sjödjupet ökades senare i två etapper till 6 och ca 8 m.

Analysresultaten återfinnes i figurerna 45-58.

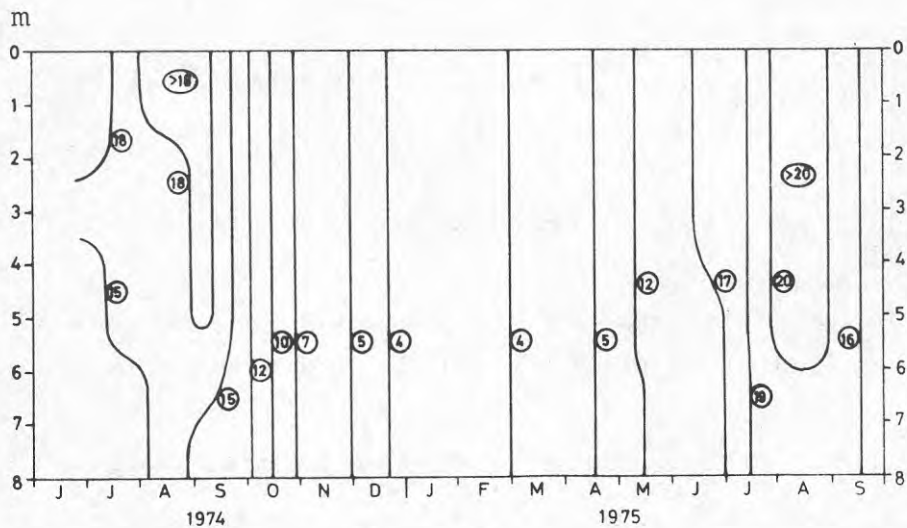
För de vattenkemiska analysmetoderna hänvisas till Limnologiska institutionen i Lund samt VIAK AB.

9.2.3 Temperatur- och syreförhållanden

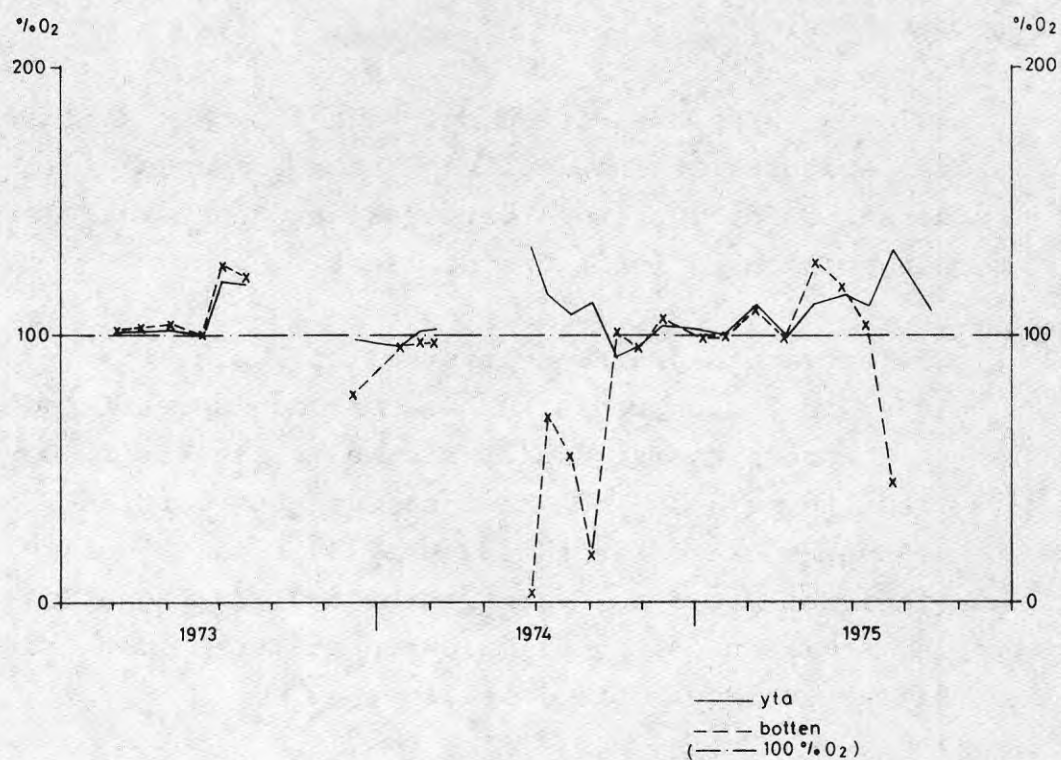
Temperaturens och syrets vertikalfördelning i sjön framgår av figurerna 45 till 48. Temperaturfördelningen är av speciellt intresse eftersom den visar om vattenmassan är täthetsskiktad eller ej. Vid skiktning kan syrebrist uppstå och leda till anaeroba processer i bottenvattnet. Syremättnaden har dock legat



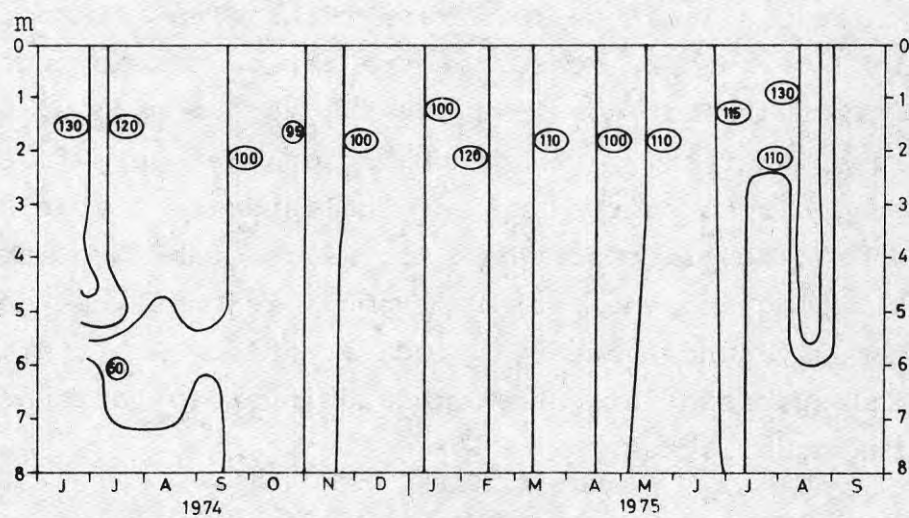
FIGUR 45. Örsjön 1973-1975. Temperatur



FIGUR 46. Örsjön 1974-1975. Temperaturisopleter. OBS
Ej samma skala som i figur 45. (Isoplet =
linje som sammanbinder punkter med samma
numeriska värde; vertikal isoplet innebär
att sjön är oskiktad; vid skiktning tenderar
isopleterna att bli horisontella).



FIGUR 47. Örsjön 1973-1975. Syremättnad.



FIGUR 48. Örsjön 1974-1975. Syreisopleter.
 OBS Ej samma skala som i figur 47.

kring 100 % i Örsjön under större delen av undersökningsperioden.

1973 var Örsjön så grund att endast mycket kortvarig temperaturskiktning uppstod. Under sommaren pågick dessutom fördjupningsarbeten så att den normala skiktningens bilden ej kunde fastställas.

När det andra grävningintervalllet avslutades i juni 1974 var Örsjön redan temperatur- och syreskiktad. Skiktningen kvarstod till mitten av september. Dock visar temperatur- och kemiska data att partiell omblandning skett långt tidigare. Således ökades epilimnions (det övre, varmare skiktet) mäktighet under sommaren och hypolimniontemperaturen (det undre, kallare skiktet) steg, se figur 46.

1975 uppkom trots den mycket varma sommaren inte någon stagnation. Endast vid ett provtagningstillfälle (1975-08-14) var temperaturskillnaden mellan yta och botten större än 2 grader. De skilda skiktningförhållandena 1974 och 1975 kan, förutom på klimatologiska olikheter, också bero på att de mer än meterhöga grusvallar som 1973 och 1974 omgav sjön avlägsnades under 1975, varigenom Örsjön blev mer vindexponerad. Trots stort djup i förhållande till ytan kan man således inte förvänta sig någon stabil sommar-skiktning (stagnation) i Örsjön. Örsjön saknar dessutom skyddande vegetation och är därför kraftigt vindexponerad varigenom omblandningen av vattenmassorna underlättas.

9.2.4 Makrokonstituenter

Dominerande joner i Örsjön är bikarbonat och kalcium (Graneli & Leonardson 1974). I samband med grustagning ökade i sjön den elektrolytiska ledningsförmågan till ca

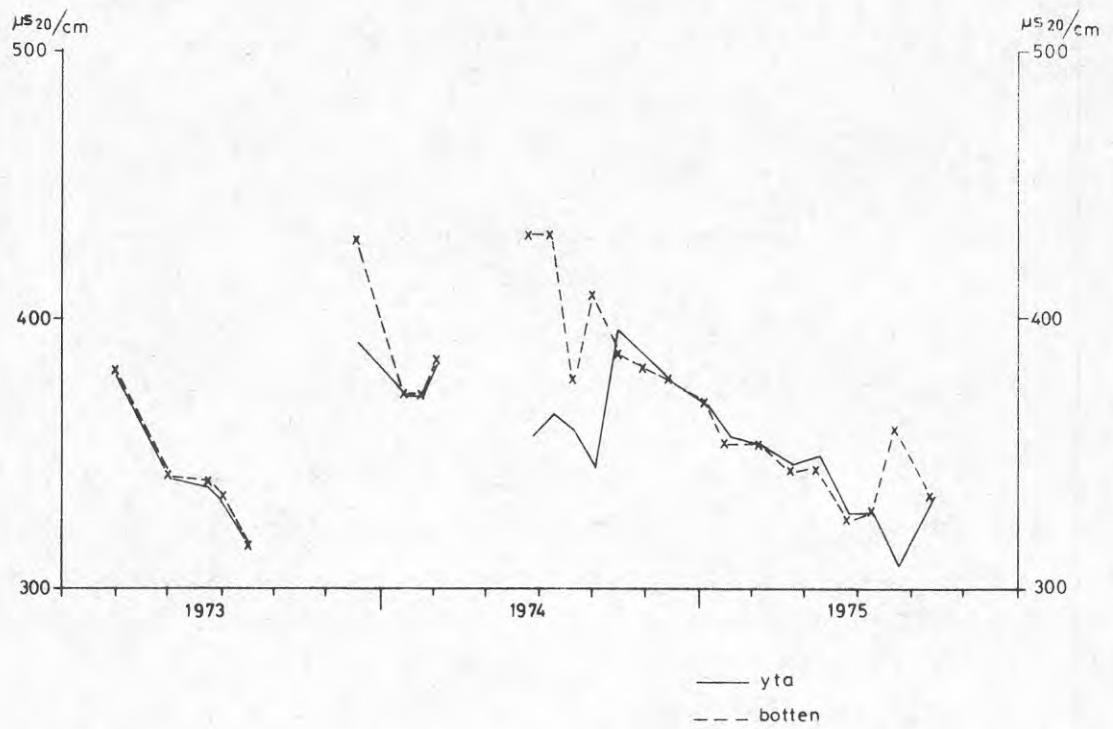
400 $\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$ (figur 49). Värdet avtog sedan och närma-
de sig 300 $\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$. Detta fenomen kan delvis förklaras
med utfällning av kalciumkarbonat (CaCO_3) i sjön. Al-
kaliniteten (figur 50) avtar dock inte helt parallellt
med ledningsförmågan. Kalkutfällning kan dels bero på
att en ny kemisk jämvikt inställer sig när grundvatten-
net kommer i kontakt med atmosfären, dels på en bio-
gen utfällning (p g a att fytoplankton höjer pH vid
fotosyntesen och därmed ökar karbonatkoncentrationen).

Även nitrathalterna (figur 51) har avtagit efter det
att grävningarna upphört, vilket bör ha påverkat led-
ningsförmågan. Nitrat måste i Örsjön räknas till mak-
rokonstituenterna (halter över 25 mg NO_3/l). Korre-
lationskoefficienterna mellan alkalinitet och led-
ningsförmåga resp nitrat och ledningsförmåga indi-
kerar ett tämligen svagt samband.

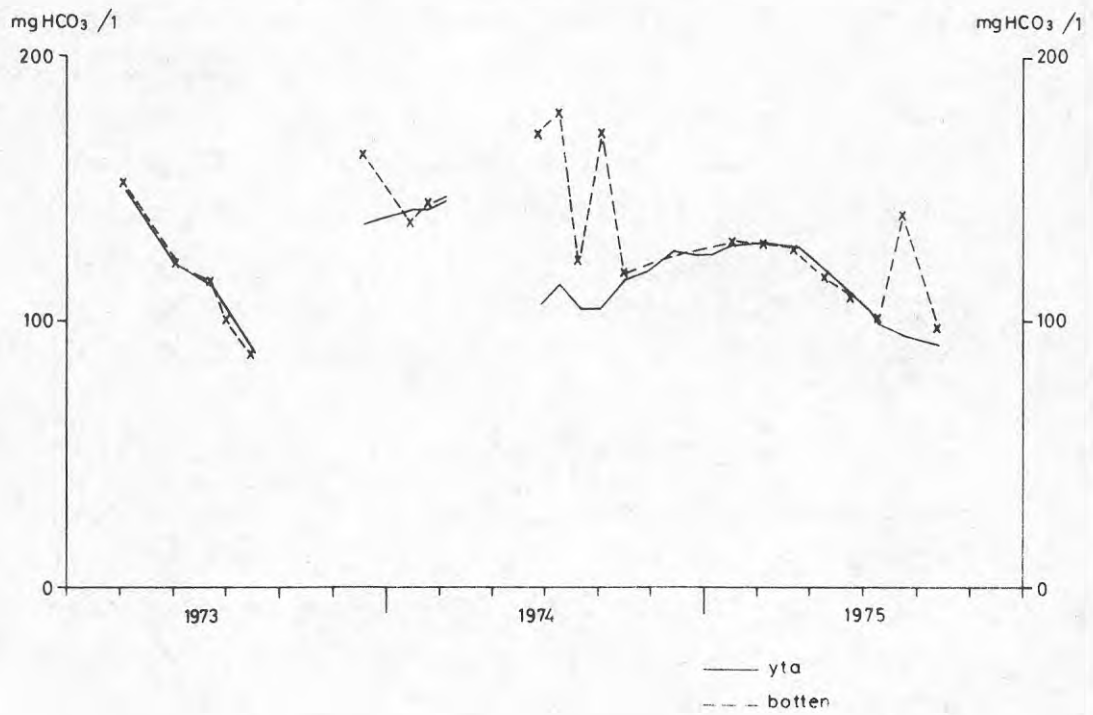
Kalcium/bikarbonatjonernas dominans medför speciella
betingelser för primärproducenterna, bl a påverkas
järnets tillgänglighet negativt. P g a den höga al-
kaliniteten är pH stabilt i Örsjön (ca 7,5-8,5, fi-
gur 52). En långsam ökning 1974/1975 kan märkas sam-
tidigt som alkaliniteten avtagit, men de största
fluktuationerna beror direkt på biologisk aktivitet
(fotosyntes - respiration). Vid syreövermättnad fin-
ner man de högsta pH-värdena, medan de lägsta före-
kommer i hypolimnion vid stagnationsperioder.

9.2.5 Växtnäringsämnen

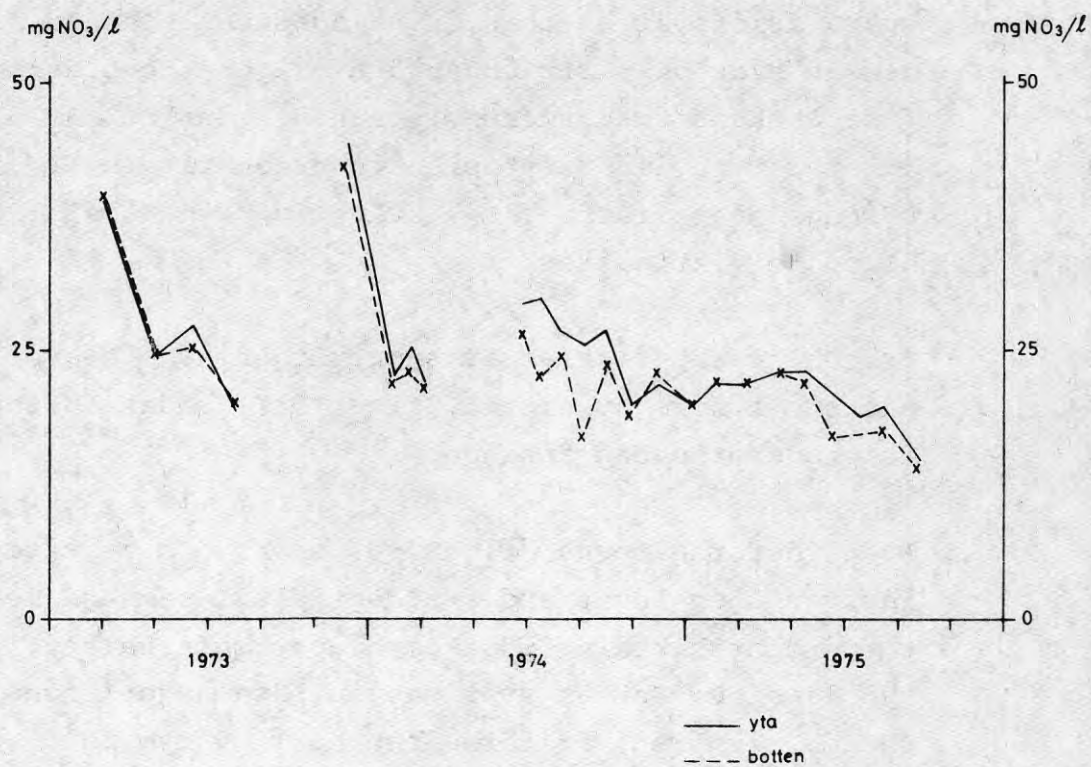
Kraftig fytoplankton-, påväxt- eller storväxtpro-
duktion är inte önskvärd i konstgjorda grundvatten-
sjöar; bl a skulle sjöarnas rekreativvärde minska
och risk finnas att grundvattnet tillfördes ökade
mängder organiskt material. I sådana fall kan re-
duktiva betingelser uppkomma med höga järnhalter,
bakterieantal o s v som följd, vilket bl a skulle för-



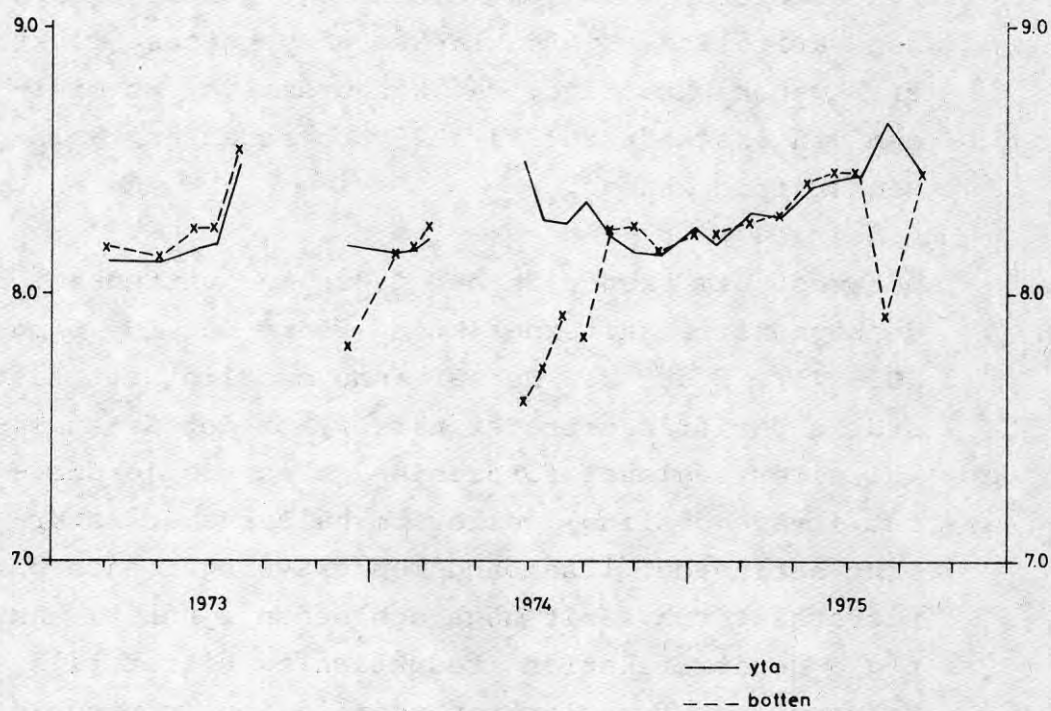
FIGUR 49. Örsjön 1973-1975. Ledningsförmåga.



FIGUR 50. Örsjön 1973-1975. Alkalinitet.



FIGUR 51. Örsjön 1973-1975. Nitrat.



FIGUR 52. Örsjön 1973-1975. pH.

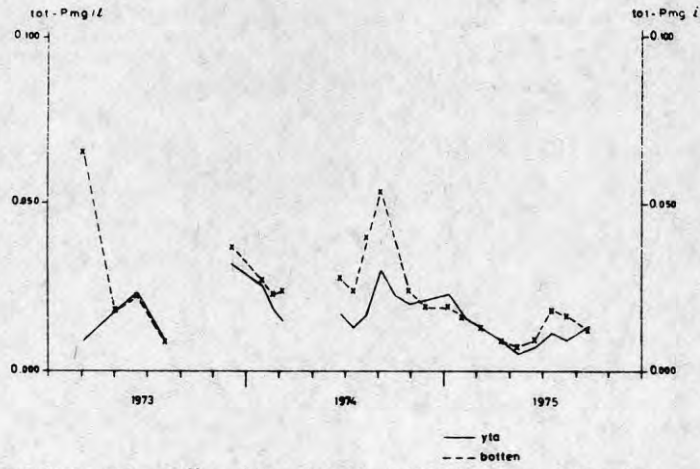
svåra dricksvattenuttag från magasinet. Det är således av stor vikt att undersöka miljöbetingelserna för fytoplanktonorganismerna i grundvattensjön. Av de faktorer som reglerar fytoplanktonproduktionen är växt-näringsämnen fosfor (P), kväve (N) och kisel (Si) bland de viktigaste.

Örsjön karakteriseras av synnerligen höga kvävehalter (i form av nitrat, figur 51), medan fosfor är produktionsbegränsande.

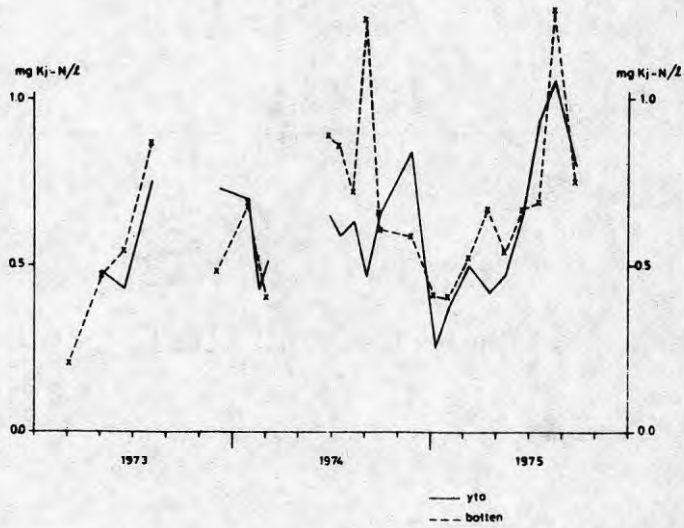
Totalfosforhalterna (figur 53) i Örsjöns ytvatten har vanligen legat under 20 µg P/l. I samband med temperaturskiktning förekom något högre halter i hypolimnion. Det är svårt att utläsa någon trend för de tre åren; fosforhalten har i varje fall inte ökat.

Kjeldahlkväve (Org-N + NH₄-N, figur 54) i Örsjön återspeglar i stort sett halterna av organiskt kväve eftersom ammoniumhalterna (figur 55) vanligen varit låga. Kjeldahlkvävet i ytvattnet fluktuerar ganska kraftigt. Man kan urskilja ett minimum vid årsskiftet 1974/1975 och sedan en tämligen kraftig ökning.

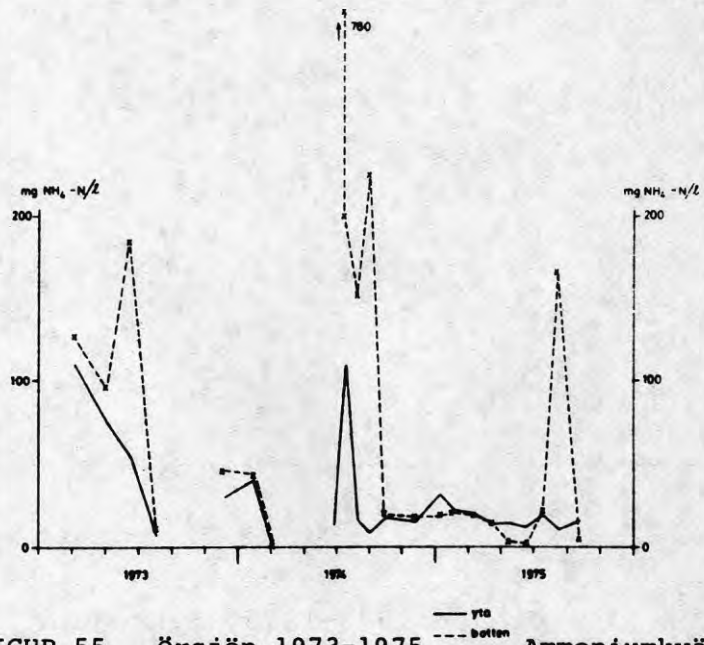
Det mest utmärkande draget i Örsjöns vattenkemi är de höga nitrathalterna (kring 25 mg NO₃/l = 6 mg NO₃-N/l), figur 51. Det är ännu omöjligt att fastställa varifrån nitraten härrör, om det är en lokal eller regional förorening, t ex via jordbruket (kvävegödsling), eller om halterna är naturligt betingade. I samband med grävning i sjön har nitrathalterna varit höga och sedan sjunkit, kanske p g a denitrifikation (reduktion av nitrat till kvävgas) och fytoplanktonassimilation (upptagning av nitrat i samband med primärproduktion). Det



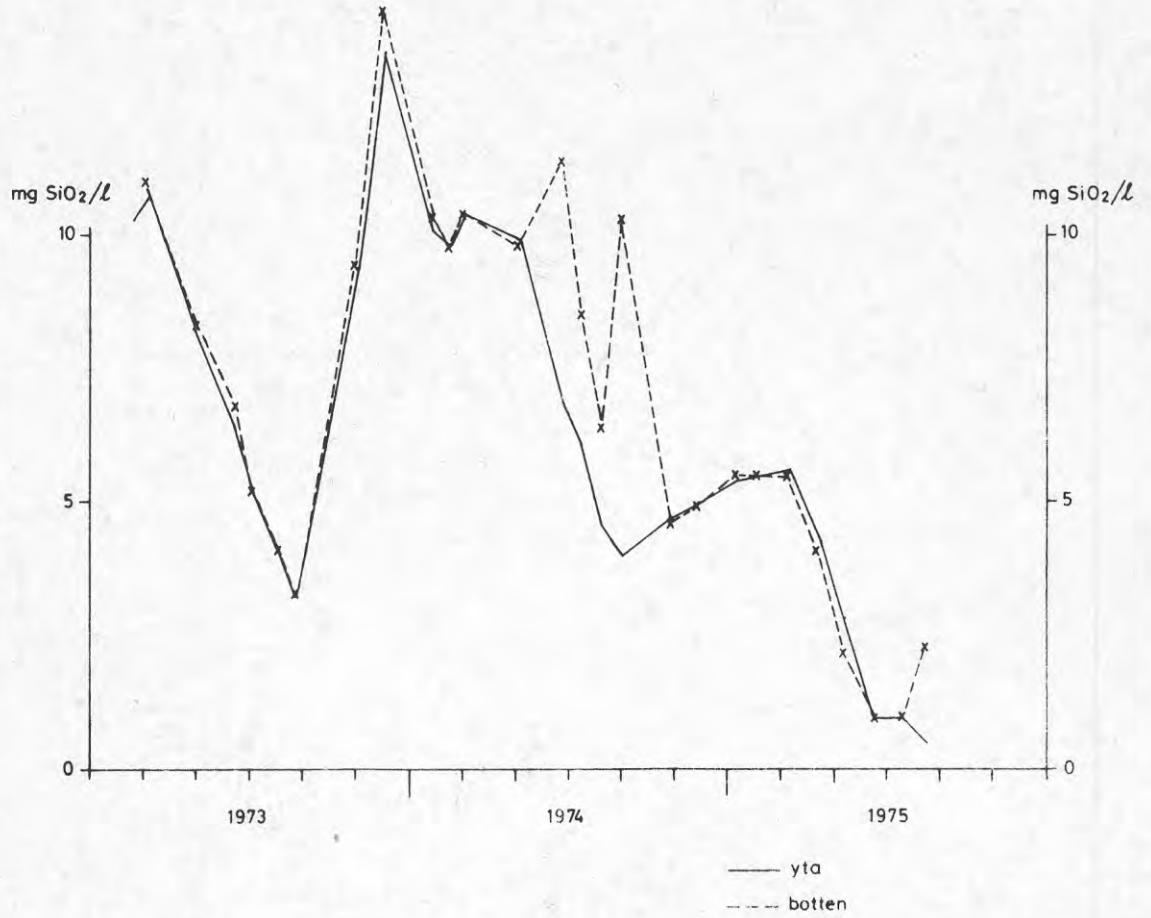
FIGUR 53. Örsjön 1973-1975. Totalfosfor.



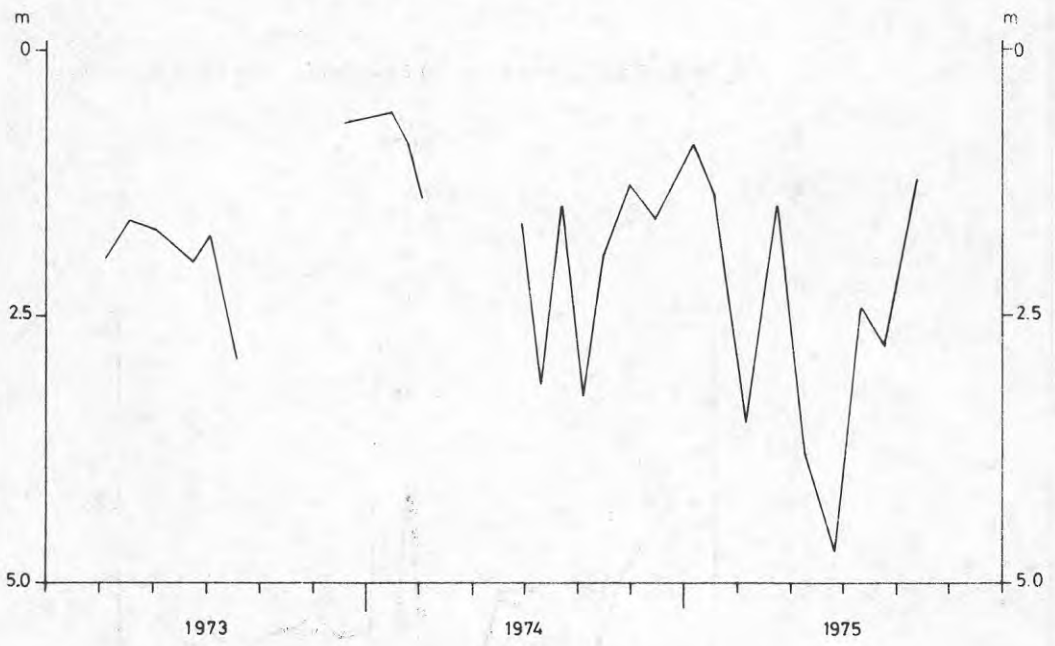
FIGUR 54. Örsjön 1973-1975. Kjeldahlkväve.



FIGUR 55. Örsjön 1973-1975. Ammoniumkväve.



FIGUR 56. Örsjön 1973-1975. Kisel.



FIGUR 57. Örsjön 1973-1975. Siktdjup.

har i allmänhet varit små skillnader mellan yt- och bottenvatten. I samband med skiktning och syrebrist i hypolimnion avtog emellertid nitratet något i bottenvattnet.

Medan nitratkväve förekommer i mg-halter är ammoniumkväve (figur 55) oftast lägre än 100 $\mu\text{g N/l}$. Oxidativa förhållanden råder således till övervägande del. I samband med skiktning och syrebrist ökade emellertid ammoniumkvävet i bottenvattnet.

Kisel (figur 56) visar betydande fluktuationer i Örsjön. Grundvatten innehåller i allmänhet höga kiselhalter. I samband med grävningarna har därför kiselhalterna ökat till 10 mg SiO_2/l eller mer och sedan avtagit kraftigt. Under vintern 1974/1975 noterades en svag uppgång, men sensommaren 1975 var kiselhalten lägre än 1 mg/l i hela sjön. Avtagande kiselkoncentrationer tyder vanligen på kraftig tillväxt av kiselalger. Kiselalgbiomassan i Örsjön har emellertid varit låg. Bentiska (bottenlevande) kiselalger kan dock ha varit av stor betydelse. Kisel har uppenbarligen inte nått sin "jämviktskoncentration", varför fortsatta undersökningar är nödvändiga om man vill fastställa denna.

9.2.6 Optiska egenskaper

Vattnets "klarhet" är av stor betydelse vid dess utnyttjande för t ex bad. Klarheten kan mätas dels som siktdjup (figur 57) eller med en grumlighetsmätare. Dessa båda metoder är emellertid ej helt jämförbara. De partiklar som grumlar vattnet kan vara fytoplankton eller utifrån tillfört material, i Örsjön främst mineralpartiklar från de helt okonsoliderade stränderna samt i sjön utfälld kal-

ciumkarbonat.

Grumlighetsvärdena har i Örsjön mestadels varit höga. Det finns en viss korrelation mellan klorofyll (figur 60) och grumlighet men sambandet är inte särskilt starkt (korrelationskoefficienten = 0,47).

Trots den höga grumligheten är siktdjupet i Örsjön förvånansvärt stort (i medeltal 2,0 m). De högsta värdena har alltid uppmätts på sommaren, tvärtemot vad som är vanligt i svenska sjöar, (se figur 57).

9.2.7 Sammanfattning av vattenbeskaffenhet

Det från början planerade fyraåriga provtagningsprogrammet i Örsjön har p g a grustagning i sjön kraftigt beskurits. Detta innebär att det inte går att uttala sig om den långtidsmässiga utvecklingen i Örsjön eftersom någon stabilitet ännu inte uppnåtts. Halterna av bikarbonat, kalcium, nitrat och kisel visar avtagande trender, vilket tyder på att sjön blir alltmer isolerad från grundvattnet. Hur långt denna process kan gå och hur lång tid det tar innan "jämvikt" inträtt är ej möjligt att säga. Produktionspotentialen i Örsjön påverkas av höga nitrathalter men låga fosforkoncentrationer. Både den externa och interna tillförseln av organiskt material är liten men syrebrist uppträder trots detta snabbt i hypolimnion vid de instabila temperaturskiktningar som kännetecknar Örsjön (se figur 46 och 48). Förklaringen till detta förhållande är sannolikt hypolimnions obetydliga volym. Trots en tidvis kraftig partikelgrumling är siktdjupet i Örsjön stort, särskilt sommartid.

9.3 Växtplankton

Vid samtliga provtagningsstillfällen insamlades håvprov med planktonhåv (45 μm maskvidd) och prov för kvantitativ analys med 5 l Rodhe-hämtare. Den kvantitativa bearbetningen utfördes med hjälp av ett omvänt mikroskop.

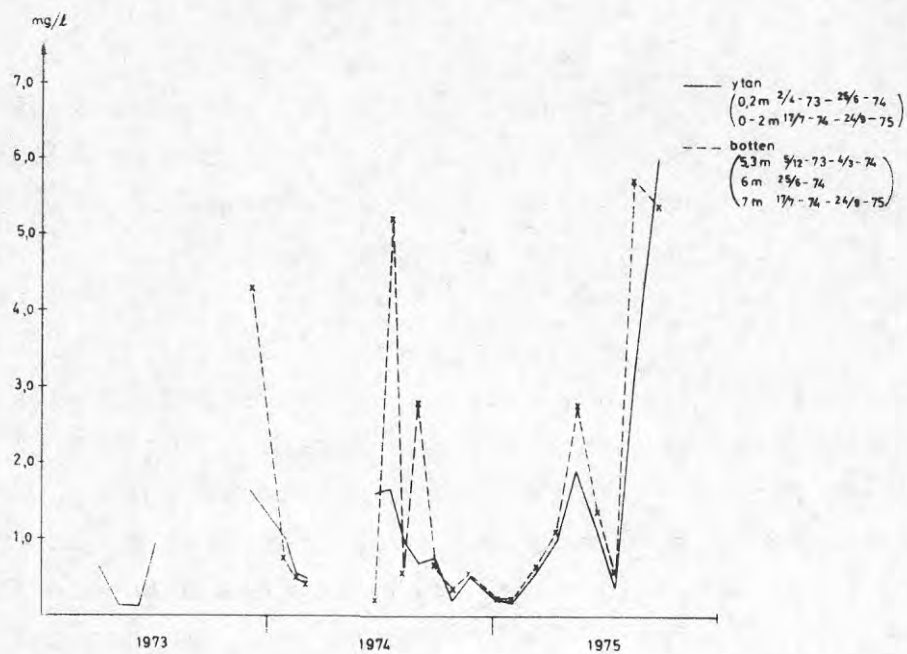
Genom att de räknade arterna volymbestämdes kunde totala växtplanktonvolymen beräknas. Växtplanktons täthet är obetydligt större än vattens, varför växtplanktonvolymen direkt kan överföras till biomassa, (se figur 58). Vid volymbestämningarna användes formler, där algernas form approximerats till geometriska figurer (E. Willén 1974). Biomasseberäkningar gjordes under första provtagningsperioden på två nivåer och under de båda senare på fyra nivåer i Örsjön.

Data från 1973 har hämtats från Cronberg (opubl).

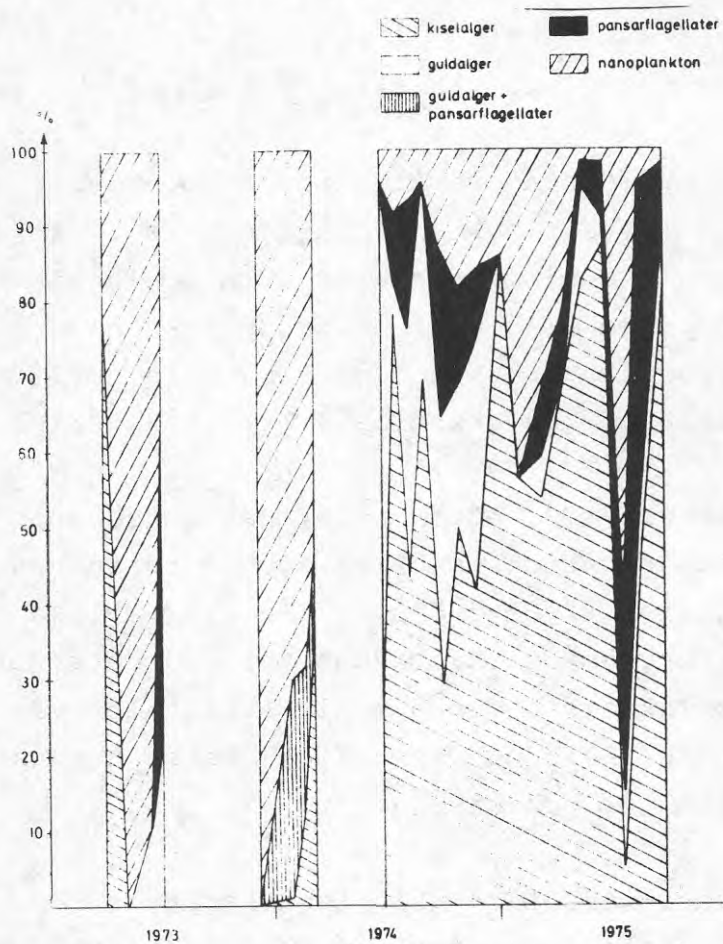
Under den första provtagningsperioden, april - juli 1973, var växtplanktonbiomassan hela tiden mindre än 1 mg/l och dominerades helt av nanoplanktiska alger, se figur 59. Till gruppen nanoplankton har förts former mindre än 10 μm i diameter och alger, vilka inte kunnat bestämmas ens till större taxonomiska grupper.

I december 1973, efter en utgrävningsetapp, utgjordes hela planktonsamhället av små runda växtplanktonorganismer, ca 2,5 μm i diameter, vilka ej kunnat artbestämmas. Biomassan var vid detta tillfälle av storleksordningen 5 mg/l. Artantalet var mycket lågt under 1973 och samhället bestod huvudsakligen av guldalger och kiselalger.

I januari-mars 1974 var biomassan åter lägre än 1 mg/l. Hela tiden dominerade den ej artbestämda



FIGUR 58. Örsjön 1973-1975. Växtplanktonbiomassa.



FIGUR 59. Örsjön 1973-1975. Växtplanktonsamhällets sammansättning i procent.

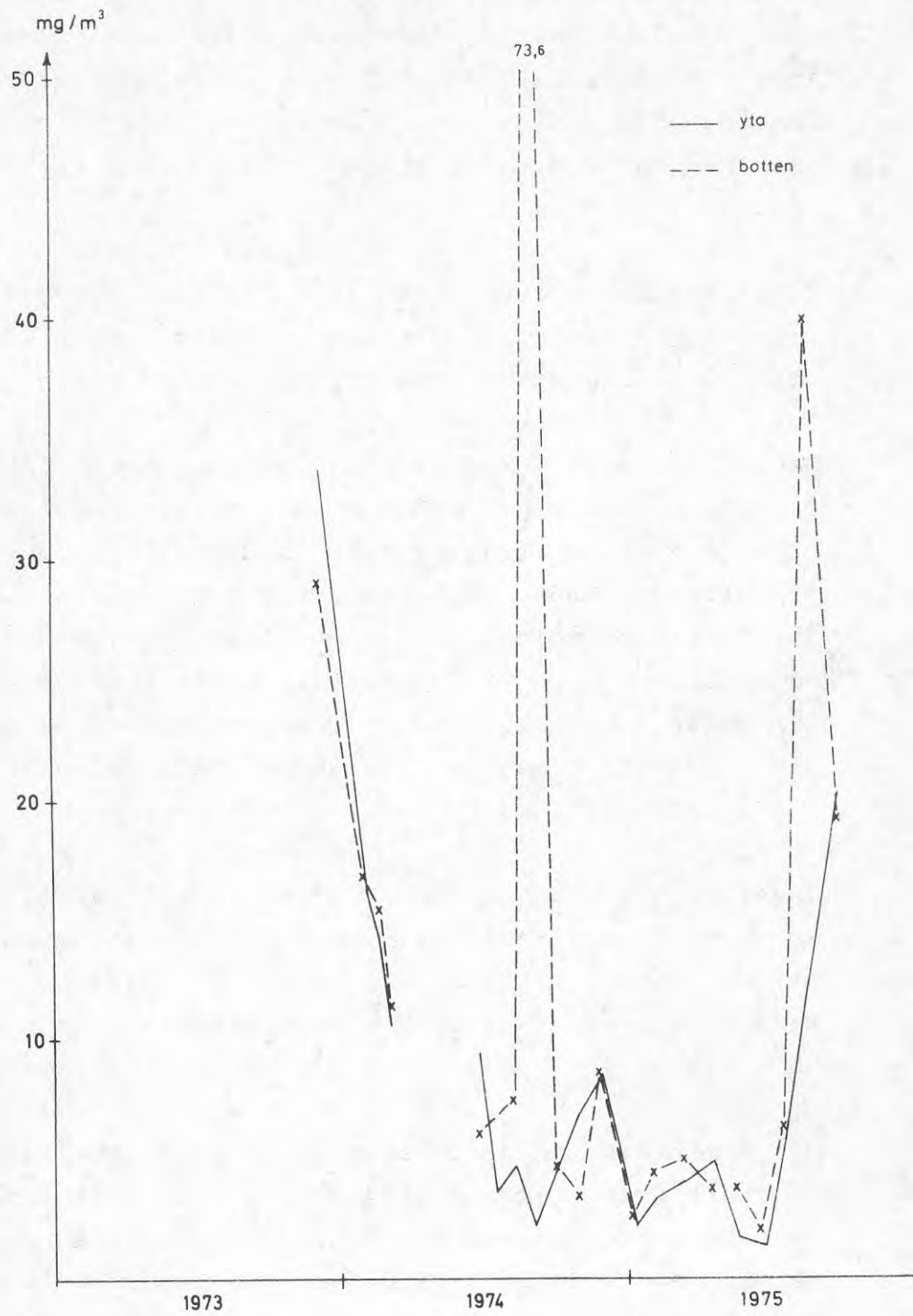
nanoplanktiska algen. Kiselalgerna ökade under perioden. Totala artantalet var även under denna period lågt. Ingen vertikalskiktning av växtplanktonförekomsten noterades och inte heller någon termisk skiktning hann utbildas innan grävningarna återupptogs i mars.

Efter avslutade grävningar i juni 1974 var Örsjön termiskt skiktad till september. Detta återspeglas också i en skiktning i växtplanktonförekomsten.

Omedelbart efter grävningarna var artantalet fortfarande mycket lågt. Redan i juli tillkom emellertid flera arter, framför allt guldalger och pansarflagellater. Under juli-september utgjordes 50-80% av växtplanktonbiomassan av en kiselalg (*Synedra acus* var. *radians* /Kütz/ Hust.), medan i slutet av september andelen guldalger och pansarflagellater ökade. Totala biomassan var under sista delen av året mindre än 1 mg/l.

Under 1975 var biomassorna under januari-mars lägre än 1 mg/l, april-juli 0,4-2,8 mg/l, för att i augusti och september öka ytterligare, till 6 mg/l. Dominerande grupp var, utom i juli, kiselalgerna, vilka utgjorde 40-90 % av totala växtplanktonbiomassan.

Artsammansättningen sommaren 1975 skilde sig inte nämnvärt från sommaren 1974. Ett par representanter för gruppen grönalger tillkom, men inte i några större mängder. I augusti 1975 fanns en betydande population av *Peridinium elpatiewskyi* (Ostenf.) Lemm. på de övre nivåerna. Detta är en art som bl a kräver stabilt, tämligen högt pH och låg halt av organisk substans (Huber - Pestalozzi 1950), krav som uppfylls i Örsjön.



FIGUR 60. Örsjön 1973-1975. Klorofyll (Lorenzen 1967).

Analys av klorofyll a och feopigment utfördes vid alla provtagningstillfällen vid yta och botten. Metodiken följde Tolstoy (Arnemo et al 1967) och beräkningar gjordes med formler enligt (Lorenzen 1967), se figur 60.

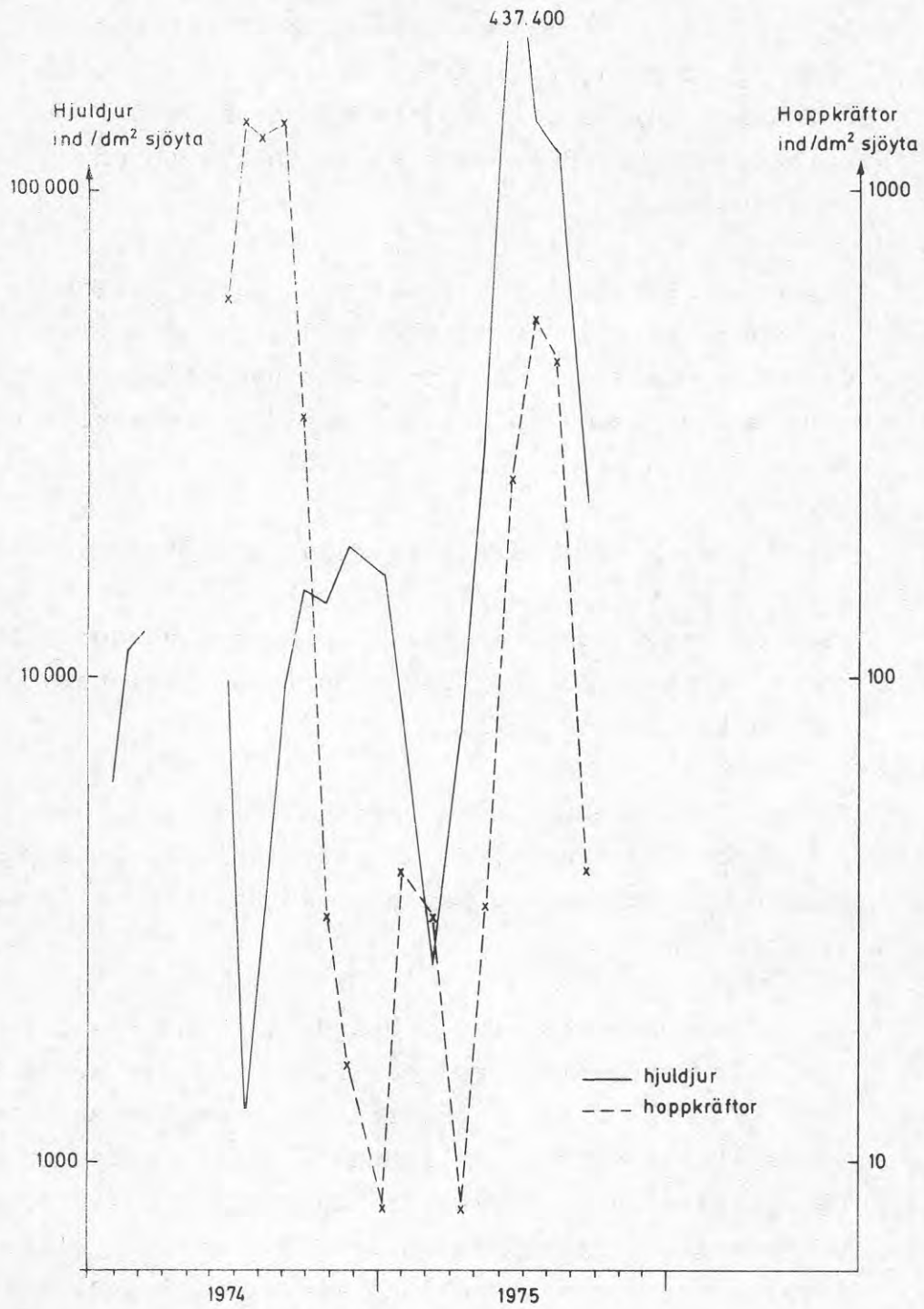
Halterna klorofyll a + feopigment var i Örsjön under sommaren 1973 av storleksordningen 5 $\mu\text{g}/\text{l}$. I december samma år, då växtplanktonsamhället uteslutande bestod av nanoplankton, var klorofyllhalterna omkring 30 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Från januari till mars 1974 sjönk klorofyllhalterna från ca 18 till 10 $\mu\text{g}/\text{l}$. En svag vertikalskiktning märktes under sommaren 1974 i klorofyllvärdena liksom i biomassevärdena. Under perioden juni-november var halterna 2-10 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Under 1975 förekom ingen vertikalskiktning, utom vid augustiprovtagningen, då klorofyllhalten, liksom biomassan, var högre vid botten, 40 $\mu\text{g}/\text{l}$, än vid ytan 12 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Växtplanktonbiomassorna i Örsjön var under större delen av undersökningsperioden låga, under 1 mg/l. Enligt (E. Willén 1974) understiger biomassorna i näringsfattiga vatten i allmänhet 1 mg/l, medan de i näringsrika sjöar oftast är högre än 10 mg/l. Höga biomassvärden, som orsakas av någon enstaka eller ett fåtal arter i massutveckling menar Willén (T. Willén 1969) är en vanlig förekomst i extrema miljöer, där en stabilisering av förhållandena ännu ej skett. Allt eftersom en stabilisering av ekosystemet sker, ökar antalet arter och dominans av en eller ett par arter förekommer mera sällan (Odum 1969).

Både kvalitativt och kvantitativt utgör blågrönalger



FIGUR 61. Örsjön 1974-1975. Djurplanktonförekomst.

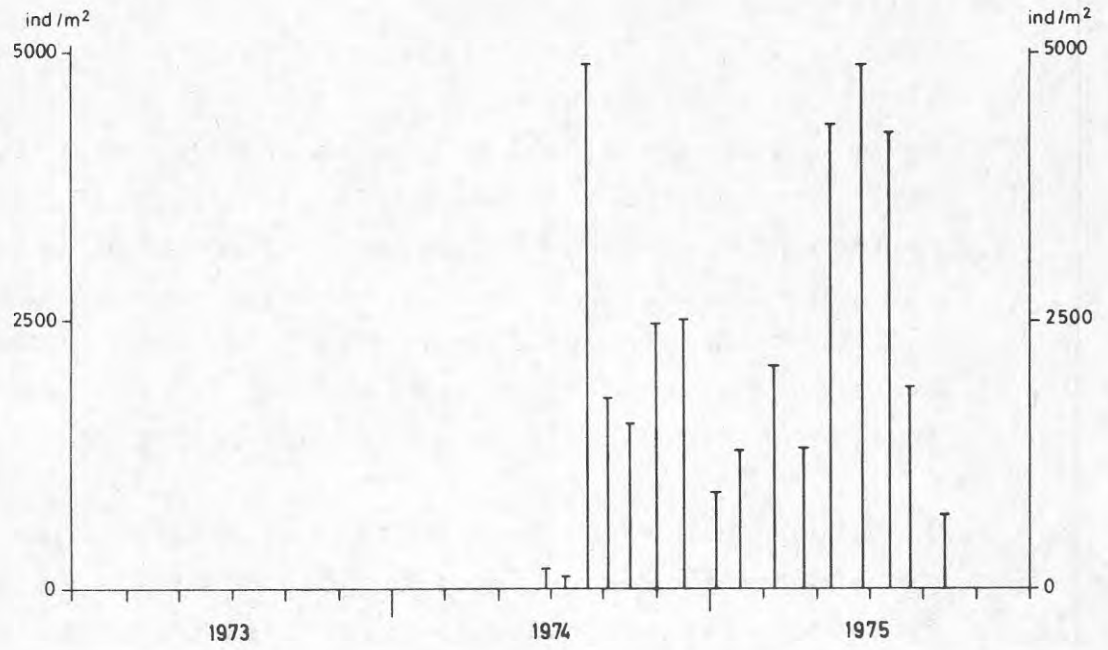
och grönalger en mycket liten del av växtplanktonsamhället i Örsjön.

9.4 Djurplankton

Djurplanktonsamhället i Örsjön undersöktes kvalitativt och kvantitativt under 1974-1975. Prov för artbestämning togs genom vertikal håvning med planktonnät med maskvidden 45 μm . Kvantitativa prov togs med 5 l Rodhe-hämtare och filtrerades genom ett 45 μm nät. Återstoden fixerades och späddes till 100 ml, samt analyserades med hjälp av ett omvänt mikroskop.

Under perioden januari-mars 1974 var antalet djurplanktonarter mycket lågt i Örsjön. Endast fem hjuldjursarter registrerades. Av kräftdjuren förekom enstaka larvstadier av hoppkräftor. Det dominerande hjuldjuret var *Rhinoglena frontalis*, en art som är mer eller mindre bunden till småsjöar och dammar (Voigt 1957). Hjuldjuren var relativt jämnt fördelade i vattenmassan och antalet/l fördubblades under perioden, se figur 61.

I juni 1974, direkt efter en grävningsetapp, var individantalet på de övre nivåerna mycket lågt, medan en relativt stor population *Brachionus angulatus* fanns vid botten, ca 470 ind/l. Under resten av året förekom ingen vertikalskiktning i fördelningen av hjuldjur, men en ökning av individantalet registrerades. *Keratella* spp dominerade fram till oktober då *Polyarthra* spp tog över. Nauwerck (Nauwerck 1963) påvisade i sin undersökning av Erken att *Keratella* och *Polyarthra* är konkurrenter med maxima vid olika tillfällen. Antalet hoppkräftor, till största delen larvstadier, var lågt och under sommaren koncentrerat till de undre nivåerna. Hinnkräftor saknades helt.



FIGUR 62. Örsjön 1973-1975. Bottenfauna.

Från januari till och med april 1975 var individantalet hjulldjur relativt lågt. I maj ökade antalet för att i juni uppnå det högsta registrerade värdet, 437 400 ind/m² sjöyta. Helt dominerande var vid denna tidpunkt *Keratella cochlearis*. I juli dominerade en population av *Anuraeopsis fissa*. Under augusti och september sjönk antalet hjulldjur igen.

Antalet hoppkräftor var under hela 1975 mycket lågt. Hinnkräftor uppträdde för första gången i augusti 1975 i form av *Chydorus sphaericus* och i september förekom *Daphnia magna*, båda dock endast i enstaka exemplar.

Djurplanktonsamhällets från början artfattiga karaktär kan bero på spridningssvårigheter eller att vissa djurplanktonarter saknat lämplig föda. Under undersökningsperioden har artantalet ökat i Örsjön. Dels har ett flertal hjulldjursarter tillkommit och dels har hinnkräftor påträffats. Undersökningsperioden är emellertid för kort för att man ska kunna se någon trend för djurplanktonutvecklingen i Örsjön. De stora variationerna, som förekommer i materialet, tyder på instabilitet i ekosystemet.

9.5 Bottenfauna

Redan sommaren 1973 fanns skalbaggar, skinnbaggar, vattenkvalster och fjädermygglarver (chironomider) i Örsjöns strandzon. Någon mjukbottenfauna (i de finsediment som finns på de djupare liggande bottenarna) utbildades emellertid inte förrän efter den andra fördjupningen våren 1974 (figur 62). Det insamlade materialet har inte taxonomiskt bearbetats närmare. Dock har endast två grupper påträffats, släktet *Chaoborus*, tofsmygglarver (som redan tidigare fanns pelagiskt i sjön) och chironomider

av plumosus -anthracinus-gruppen.

Biomassan har stundtals varit hög på de storvuxna chironomidlarverna. De grupper som påträffats indikerar god näringsstatus periodvis kombinerad med dålig syretillgång vid sedimentytan. Man får dock komma ihåg att alla djurgrupper ännu inte hunnit invandra och etablera sig. Predationen är dessutom obetydlig då fisk saknas i sjön, varför bottenfaunans sammansättning kan avvika från den för sjöar "normala".

9.6 Storväxtvegetation

Utbildningen av vassar och undervattensvegetation är en funktion av bl a substrat, strandzonens morfologi och vattnets kvalitet. I Örsjön hade under 1975 ännu inga akvatiska storväxter etablerats. Strandzonen är brant sluttande och materialet (mo, sand) är på grund av pågående erosion ogynnsamt för högre växter.

9.7 Berikningsexperiment

9.7.1 Inledning

Produktionen av organisk substans är låg i Örsjön. Detta kan bero på dels att koloniseringen av organismer i ekosystemet ännu inte är avslutad, dels att de vattenkemiska miljöförhållandena är sådana att en hög växtplanktonproduktion och organismbiomassa inte kan vidmakthållas. För det senare alternativet talar bl a de låga fosfat- och totalfosforhalterna (<10 resp $20 \mu\text{g P/l}$). Det har även visats att den för algerna fysiologiskt tillgängliga mängden järn är mycket låg ($\leq 0,1 \mu\text{g Fe/l}$) i sjöar med hög alkalinitet, hög kalciumhalt samt goda syreförhållanden (Singer & Stumm 1970). Likaså har påpekats (Wetzel 1965) att låga halter löst organisk substans (chelerare) samt ofördelaktiga förhållanden

mellan envärda och tvåvärda positiva joner (Na^+ , K^+ resp Mg^{2+} , Ca^{2+}) kan bidra till en minskning av växtplanktons produktion. Det är sålunda flera faktorer i den vattenkemiska miljön som kan verka hämmande på produktionsförhållandena i Örsjön.

9.7.2 Målsättning

a) att genom tillsatsförsök ta reda på vilket/vilka ämne(n) som kan stimulera växtplanktonproduktionen, d v s bestämma vilket/vilka ämne(n) som är "farliga" ur föroreningssynpunkt

b) att kvantifiera vid vilken koncentration i sjövattnet av det/de "farliga" ämnena en ökning av organismproduktionen inträder.

Med stimulans avses såväl en ökning av den totala biomassan i ekosystemet som en förskjutning i organismsamhällets sammansättning mot arter av mer näringskrävande karaktär.

Av det i inledningen anförda kan antagas att en stimulans troligen erhålles om koncentrationerna av fosfor, järn eller organiskt lösta ämnen ökas i sjövattnet, eller om kvoten envärda/tvåvärda positiva joner höjs.

9.7.3 Metodik

Tillsatsförsöken utfördes i fält. I experimenten 1-2 användes 2 l plastpåsar, vilka innehöll 1 l sjövattnet vardera samt angivna ämneskombinationer. Påsarna tillslöts och exponerades på 0,4 m vattendjup. I experiment 3 användes 210 cm långa plast säckar av LD-polyeten vilka rymmer ca 300 l. Säckarna exponerades vertikalt i sjön från 0-2 m vattendjup med övre delen öppen mot atmosfären och

ca 15 cm över vattenytan.

Vid tillsats av näringsämnen användes koncentrerade lösningar av KH_2PO_4 , FeCl_3 samt natriumsaltet av etylendiamintriättiksyra (Na_2 -EDTA). Kemikalierna var av p.a.-(analys-)kvalitet.

Ingen ympning gjordes med speciella testalger, utan endast det naturliga sjöplanktonet studerades.

9.7.4 Resultat

a) Genom de utförda tillsatsexperimenten har kunnat konstateras att det ämne som i första hand stimulerar växtplanktons produktion och biomassa samt orsakar förskjutningar i växtplanktonsamhällets art sammansättning i Örsjön är fosfatfosfor. Erhållna effekter förstärkes om fosfat tillsättes i kombination med Na_2 -EDTA.

Na_2 -EDTA har flera egenskaper som kan bidra till stimulans i detta fall:

1) ämnet kan fungera som kompletterande kvävekälla till de låga NH_4^+ -koncentrationerna i Örsjön; en vanlig uppfattning är att växtplankton lättare assimilerar NH_4^+ än NO_3^- , och i de fall Na_2 -EDTA nedbrytes bildas bl a NH_4^+ .

2) Na_2 -EDTA kan fungera som chelerare, d v s komplexbilda vissa joner, t ex kalcium. Kvoten envärda/tvåvärda positiva joner kan således förändras. I de fall kalcium komplexbindes kan även järn göras lättare tillgängligt för organismerna.

I naturliga vatten kan lösta organiska ämnen, som utöndras vid växt- och djurplanktons produktion fungera på samma sätt som Na_2 -EDTA. För att en märkbar

effekt ska erhållas krävs dock en högre produktionsnivå än vad som hittills varit fallet i Örsjön.

b) Experimentserie 3 visar att Örsjön trots låg vattentemperatur (ca +10°C) och avtagande ljus under hösten hade en relativt hög eutrofieringspotential, dvs organismerna i sjön reagerade snabbt och med hög effektivitet redan vid små fosfattillsatser. I experimentserie 3 gjordes tillsatserna endast vid ett tillfälle. En ökning av vattnets fosfatkoncentration med 10 µg P/l resulterade i en ökning av klorofyllhalten med ca 5 µg/l, medan tillsatsen 25 µg P/l gav en klorofyllökning med 25 µg/l vid försökets avbrytande. Klorofyllhalten vid denna tillsats visade fortfarande vid experimentperiodens slut en uppåtgående trend, medan den vid tillsats av 10 µg P/l stagnerat efter 12 dagar. Fosfor i den senare experimentsäcken kan således antagas ha utnyttjats fullständigt redan efter 12 dagar.

Från belastningssynpunkt kan således antagas att en bestående höjning av fosfatkoncentrationen i sjövattnet med endast 10-25 µg P/l kommer att leda till en markant ökning av växt- och djurplanktons produktion och biomassa. Samtidigt kan en annorlunda artsammansättning i samhällena förväntas. Förändringarna blir troligtvis bestående.

Avslutningsvis kan påpekas att det inte i något fall observerats någon betydande påväxt av alger på plastmaterialet, något som i annat fall kunnat försvåra tolkningen av resultaten.



BILD 1. Grustäkt under grundvattenytan.

10 SAMMANFATTNING OCH DISKUSSION AV ERHÅLLNA RESULTAT

10.1 Grusgropssjöns utformning

Vid den försökstäkt under grundvattenytan, som bedrevs vid Örsjö under perioden 1972-1974 kom sjöns utformning framför allt att bestämmas av den uppfordringsteknik som användes, se bild 1.

Sjöns djup kom att begränsas av svårigheter att med grävmaskin ta upp material på större djup samt deras som inträffade i slänterna. Slänthlutningarna under vattnet bestämdes av materialets inre friktionsvinkel. En slänthlutning på mellan 1:2 och 1:3 erhöles så småningom.

I strandzonen uppstod genom erosion ett område med betydligt flackare slänthlutning. Erosionen medförde att denna zon med tiden vidgades något.

Förhållandena vid tåkten i Örsjö visade på nödvändigheten av att en rätt anpassad utrustning används vid exploateringen av en grusfyndighet under grundvattenytan.

Det är således viktigt att man från början känner till de begränsningar som olika maskinella utrustningar har och att man tar hänsyn till dessa i samband med att man planerar grusgropssjöns utformning.

10.2 Grundvattenförhållanden

10.2.1 Grundvattennivåer

Under den tid som täktverksamhet under grundvattenytan pågick vid Örsjö kom uttaget av grus att ge upphov till en avsänkning och en därpå följande åter-

hämtning av grundvattennivån i de närmast omkringliggande områdena. Storleken på en sådan avsänkning orsakad av täktverksamhet beror främst på hur stora mängder grus som tas upp, men även i viss mån på materialets effektiva porositet.

Påverkan på omkringliggande områden beror dessutom på grundvattenmagasinets hydrauliska egenskaper, främst då transmissivitet och magasinskoefficient.

Efterhand som sjöns storlek ökar kommer vattenvoly-
men att vara utjämnande för nivåförändringar i om-
givande grundvattenmagasin. Nivåförändringar i dessa
områden till följd av täktverksamhet kommer därför
att minska.

Efter täktverksamhetens slut kommer grundvattenflö-
det i anslutning till den åstadkomna grusgropssjön
att bestämmas av den hydrauliska kontakten mellan
sjön och grundvattenmagasinet. Så länge denna är god
kommer de hydrauliska förhållandena att vara sådana
att en avsänkning av grundvattennivån erhålls vid
sjöns uppströmssida, medan man på nedströmssidan er-
håller en viss förhöjning av grundvattennivån. Denna
höjning kan med tiden öka genom att den hydrauliska
kontakten på nedströmssidan gradvis försämras.

I Örsjö uppgick nivåskillnaden mellan mätpunkten
strax uppströms och nedströms grusgropssjön till ca
4 cm. En ökning av sjöns utsträckning från 70 m till
ca 1000 m skulle innebära att nivåskillnaden ökade
från 4 till ca 60 cm.

Nivåskillnaden mellan sjöyta och grundvattennivå på
uppströms- och nedströmssidan kommer att bli lika
stor under förutsättning att god hydraulisk kontakt
föreligger.

Nivåskillnaden blir större om grusgropssjöns längsta utbredning är i samma riktning som grundvattenflödet än vad som vore fallet om dess längsta utbredning vore tvärs grundvattenflödet.

Tyska erfarenheter visar att en orientering av grusgropssjöns längdaxel, längs med eller tvärs grundvattenflödet i vissa fall kan ha en stor betydelse för grundvattennivåerna i nedströms liggande områden. I finkorniga avlagringar i Tyskland har man i en del fall haft problem med de höjningar av grundvattennivån som erhållits.

10.2.2 Grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning

I täktområdet vid Örsjö har förändringar av vissa fysikalisk-kemiska parametrar registrerats i observationsrör i nära anslutning till grusgropssjön. De mest tydliga förändringarna har märkts i en mätpunkt strax nedströms sjön, belägen med intagsdelen på ungefär samma djup under grundvattenytan som sjöns botten.

I ett intilliggande observationsrör placerat på större djup i akviferen har inte samma tydliga förändringar kunnat registreras.

I grusgropssjön sker en luftning av grundvattnet, varvid kolsyra avgår i form av koldioxid. Detta leder till en temporär, partiell utfällning av kalciumkarbonat, vilket medför att sjövattnets totala saltinnehåll minskar. Grundvattnet nedströms sjön har i detta avseende påverkats av sjön.

Sannolikt på grund av den biologiska aktiviteten i sjön har sjövattnet en betydligt lägre nitrathalt än vad som uppmätts i grundvattnet uppströms denna.

Denna förändring har även märkts i rör nedströms sjön.

Den minskning av kiselsyrehalten i sjöns vatten som skett i förhållande till grundvattnets halt av kisel-syra har emellertid inte kunnat registreras i observationspunkterna nedströms sjön.

Sammanfattningsvis kan man förvänta sig att en viss minskning av vattnets salthalt erhålls då detta kommer från grundvattenmagasinet ut i sjön. De förändringar i vattnets fysikalisk-kemiska sammansättning som erhålls är emellertid till stor del beroende på grundvattnets ursprungliga kemiska sammansättning och sjöns biologiska status.

Någon förändring av vattenbeskaffenheten i sjön vid Örsjö beroende på tillförseln av ämnen via nederbörden, har inte märkts under den period, som undersökningarna pågått.

10.3 Mikrobiologi

De bakteriella provtagningarna i grusgropssjön visade att vattnet under somrarna innehållit en sådan mängd coliforma bakterier, att det enligt Socialstyrelsens normer endast med tvekan varit tjänligt för bad. Någon påverkan på grundvattnet har emellertid inte kunnat påvisas vad gäller de coliforma bakterierna. Dessa bakterier tycks således inte transporteras från sjön in i grundvattenmagasinet.

Beträffande antalet heterotrofa, respektive gelatinbrytande bakterier, har undersökningstiden varit alltför kort för att en säker bedömning av sjöns bakteriella status och utveckling skall kunna göras. En jämförelse med några andra naturliga sjöar visar att man i grusgropssjön har haft lägre

bakteriehalter än i ett par näringsrika sjöar i Syd-sverige men högre halt än vad man uppmätt i en typiskt näringsfattig smålandssjö.

Allmänt kan dock sägas att bakteriehalterna i grusgropssjön inte ger någon anledning till oro men att det är väsentligt att man framgent följer upp utvecklingen för att kunna kontrollera att bakteriehalten i sjön inte överstiger av Socialstyrelsen fastställda gränsvärden.

10.4 Limnologi

De biologiska förhållandena i grusgropssjön har under den tid som undersökningarna pågått, störts kraftigt genom täktverksamheten under hösten 1973 och våren 1974. Det är således enbart under en mycket kort tid som olika typer av plankton, bottendjur och vegetation kunnat utvecklas.

Sjön karakteriseras av höga kvävehalter, i form av nitrater. Fosforhalterna är emellertid så låga att de är produktionsbegränsande. I förhållande till grundvattnets kemiska sammansättning visar halterna av bikarbonat, kalcium, nitrat och kisel avtagande trender, vilket tyder på att vattnet i sjön med tiden får allt mindre grundvattenkaraktär. Dessa processer är till viss del beroende på förskjutningar i den kemiska jämvikten i vattnet samt till viss del en följd av den biologiska aktiviteten i sjön.

Någon långvarig stabil temperaturskiktning har inte registrerats i sjön, utan de skiktningar som ägt rum har varit av kortvarig, instabil natur. Detta beror sannolikt på att sjön är vindexponerad och att skyddande, omgivande vegetation saknas. Trots att sjöns

skiktning endast varit kortvarig, har syrebrist snabbt uppträtt i hypolimnion, sommartid. Förklaringen till detta förhållande är sannolikt hypolimnions obetydliga volym. Genom att göra sjön djupare skulle man således kunna öka hypolimnions volym och härigenom förbättra syreförhållandena.

Produktionen av växt- och djurplankton i grusgropssjön har under undersökningsperioden varit relativt låg. Planktonsamhället har varit påfallande artfattigt. Stora variationer har förekommit, vilket tyder på att instabilitet ännu råder i ekosystemet.

Någon utbildning av vassar och undervattensvegetation har inte ägt rum i sjön beroende på ogynnsamma betingelser i strandzonen. Denna är brant sluttande och materialet består företrädesvis av sand.

Bottenfaunan har dominerats av skalbaggar, skinnbaggar, vattenkvalster, tofsmygg- och fjädermygglarver. Bottenlevande organismer har till en början förekommit endast i sjöns strandzon, men så småningom även påträffats i finsedimenten på de djupare liggande bottenarna. Man bör dock komma ihåg att många djurgrupper inte hunnit invandra under undersökningsperioden, varför bottenfaunans slutliga sammansättning är vanskelig att förutsäga. Faunans sammansättning är även avhängig av förekomsten av fisk i sjön, vilket innebär att den kan komma att avvika från den för sjöar "normala" sammansättningen.

Berikningsexperiment har visat att sjön från belastningssynpunkt är mycket känslig för tilltagande koncentration av fosfor och organisk substans.

11 SYNUNKTER PÅ GRUSTÄKT UNDER GRUNNVATTENYTAN

11.1 Inledning

Grustäkt under grundvattenytan i stor skala är i Sverige ännu en relativt ovanlig företeelse och mera långtgående erfarenheter av sådan täktverksamhet saknas därför ännu. I andra länder såsom t ex Västtyskland, Nederländerna och Storbritanien har denna typ av verksamhet emellertid bedrivits i flera decennier.

En tidigare utförd litteraturgenomgång (Pedemark et al 1971) visar dock att undersökningsresultat och erfarenheter, som föreligger från dessa länder endast till viss del är tillämpbara på förhållandena i Sverige. Detta beror framför allt på skilda geologiska och klimatologiska förutsättningar.

I samband med en studieresa till Västtyskland hösten 1975 studerade forskare från Örsjöprojektet, tillsammans med representanter för stat, kommun och näringsliv förhållandena vid ett antal täkter under grundvattenytan. Det framkom härvid att de erfarenheter som lättast gick att anpassa till svenska förhållanden rörde:

- a) Landskapsanpassning - markanvändning och vegetationsetablering efter täkt. Studier rörande ovan nämnda problem har utförts i Ingolstadtområdet och bedrivits framför allt av Weinzirl (1965)
- b) Exploateringsteknik - olika typer av maskinell utrustning för lossgöring och uppföring. Här gäller i korthet att två huvudtyper av utrustningar finns.

1^o Någon typ av gripskopa på pontoner, från vilken materialet antingen lastas på pråmar eller förs via flytande bandtransportörer in till land

2^o Någon typ av lossgörings- och sugaggregat placerat på en pråm, från vilken materialet tillsammans med vatten i en suspension pumpas via ledning till en behandlingsanläggning.

Knapphändiga undersökningar utomlands visar att t ex de fysikalisk-kemiska förändringarna hos vatten i grusgropssjöar och sjöars limniska utveckling vanligtvis styrs av skilda lokala förutsättningar.

Av resultaten från undersökningarna i Örsjö kan en del tillämpas mera allmänt medan andra är beroende av Örsjöområdets geologi och hydrologi.

Örsjöundersökningarna har visat på betydelsen av noggranna geologiska förundersökningar för att få fram tillräckliga upplysningar om materialsammansättning och jordlagrens mäktighet.

Uppgifter av detta slag är av stor betydelse bl a vid valet av exploateringsmetod. Erfarenheterna från Örsjö i detta avseende (avsnitt 6) visar att täkt medelst grävmaskin från land i många avseenden kan ha flera nackdelar, t ex svårigheter att uppnå avsedda djup, risk för ras i slänter i samband med grävning och förhållandevis låg kapacitet.

Den hydrauliska samverkan mellan grusgropssjön och grundvattenmagasinet (avsnitt 7) är av betydelse både i samband med täktverksamheten och efter dennas avslutande. Förändringarna i vattnets fysikalisk-kemiska sammansättning i grundvattenmagasinet respektive grusgropssjön (avsnitt 7.2) styrs dock till stor del av de lokala förhållandena vid Örsjö. Detsamma gäller även grusgropssjöns limniska utveckling (avsnitt 9).

Den bakteriologiska utvecklingen i grusgropssjön i Örsjö har samband med sjöns utnyttjande som badsjö under somrarna, se avsnitt 8. De höga coliebakterierhalter som sommartid uppmätts i sjön är således inte knutna till täktverksamheten utan kan även uppträda i liknande naturliga sjöar med samma badfrekvens.

11.2 Utformning av grusgropssjöar

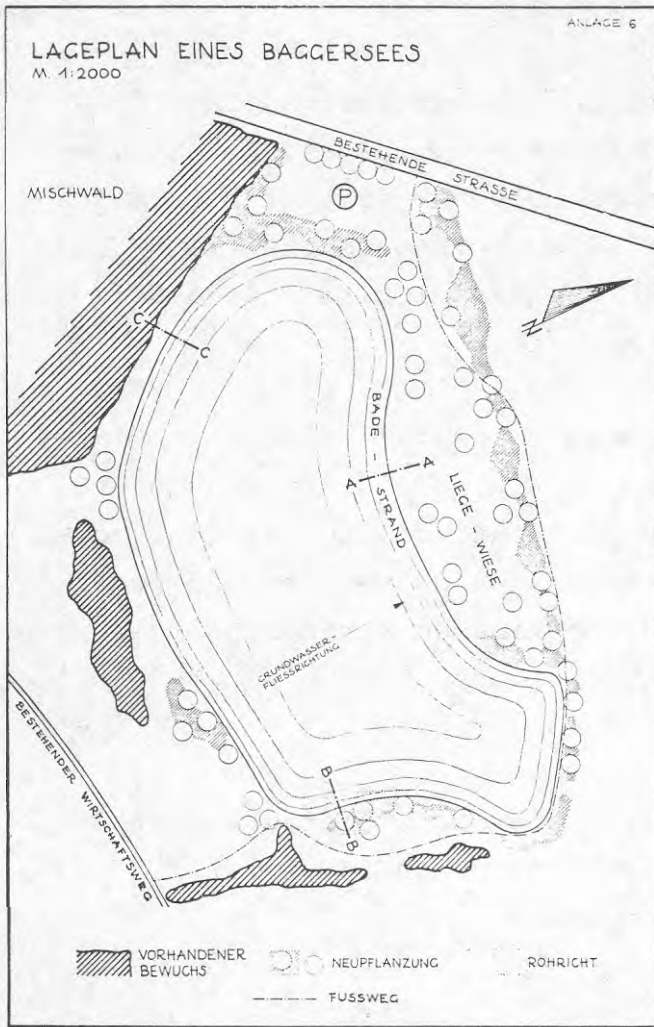
Vid utformning av grusgropssjöar torde det vara väsentligt bl a ur naturvårdssynpunkt att så stor del som möjligt av fyndigheten exploateras på djupet. Med de exploateringsmetoder som för närvarande används på flera ställen i Europa, innebär detta att sjödjup på 20-30 m är fullt realistiska ur teknisk synpunkt.

Vad gäller de minsta sjödjup som bör tillåtas är detta en fråga om vilken framtida sjötyp man förväntar sig då täkten är färdigexploaterad.

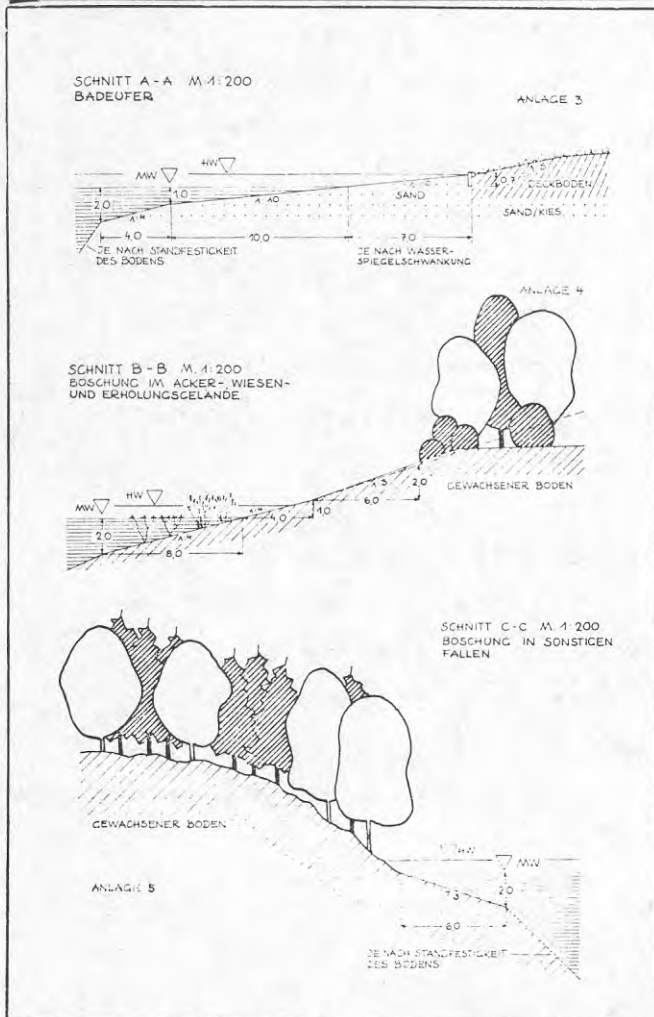
Ur igenväxningssynpunkt bör inga grundare sjöar än 2 m tillåtas, då risken för en total igenväxning av vassar är överhängande. För att minska risken för total syrebrist under olika perioder i sjön bör dock sjöns djup vara betydligt större, minst 5-6 m.

Sjöns totala yta bör inte vara för liten. Vissa västtyska bestämmelser rekommenderar en minsta sjöyta på ca 10 ha, för att man skall kunna anpassa sjön på ett naturligt sätt till landskapet och förhindra uppkomsten av mindre avstjälningsplatser.

I somliga delstater i Västtyskland, t ex Bayern och Nordrhein-Westfalen finns lokala bestämmelser för utformning av grusgropssjöar. I dessa stadgas tämligen utförligt om förundersökningar, släntutformningar, rekultivering efter täkt etc. Ett exempel på täktutformning i enlighet med de bayerska föreskrifterna framgår av figurerna 63 och 64.



FIGUR 63. Exempel på plan över grusgropssjö enligt tyska bestämmelser (Ministerial Amtsblatt der bayerischen inneren Verwaltung).



FIGUR 64. Exempel på släntutformning enligt tyska bestämmelser (Ministerial Amtsblatt der bayerischen inneren Verwaltung).

I samband med landskapsanpassningen av sjön, bör speciellt omsorg ägnas åt strand- och släntutformning både över och under vattnet. Vid de stränder som är avsedda för bad bör släntlutningen vara betydligt flackare än vid de som avses för fiske, båtar m m. Likaså bör erosionsskydd placeras på sådant sätt att man förhindrar en ytterligare utvidgning av sjön efter exploateringens slut, se figur 64.

Ytvattentillflöden till sjön har bedömts som icke önskvärda i de västtyska bestämmelserna, beroende på föroreningsrisken. Däremot kan i många fall ett utflöde av sjöns vatten via ett överfall rekommenderas. Härigenom får man en möjlighet att reglera sjöns vattennivå och förhindra för stora nivåvariationer.

11.3 Undersökningar

11.3.1 Allmänt

Ett primärt krav för att avgöra förutsättningarna för täkt av grus och sand bör vara att en grundlig dokumentation av fyndighetens storlek och sammansättning utförts.

Vid täkt under grundvattenytan bör stora krav ställas på kännedom om grusmateriallets sammansättning och lagringsförhållanden. Detsamma gäller kunskapen om förekomstens mäktighet, då denna i de flesta fall blir avgörande för företagets ekonomiska lönsamhet.

Bristfälliga undersökningar kan leda till användande av en felaktig exploateringsteknik och felbedömningar av exploateringstiden. I bägge fallen kan detta leda till minskad lönsamhet och i sämsta fall ett avbrytande av täktverksamheten innan grustaget fått sitt planerade utseende.

Då emellertid en täkt under grundvattenytan även kommer att påverka grundvattenförhållandena i omgivningen är det av stor vikt att även dessa undersöks i tillräcklig omfattning.

Ett klarläggande av grundvattnets flödesriktning och kvalitet, innan täkt under grundvattenytan påbörjas är till stort gagn både för grusexploatören och övriga intressenter i grundvattentillgången. Detta bör vara ett oeftergivligt krav för att erhålla tillstånd till täktverksamhet.

Lika självklart bör det vara med ett kontrollprogram under och efter exploateringstiden så att en eventuell förorening kan upptäckas inom rimlig tid och motåtgärder kan sättas in.

Beroende på utnyttjandet av sjön efter exploateringstidens slut, som badsjö, fiskesjö etc bör även fortlöpande provtagningar ske med avseende på sjöns och det omgivande grundvattnets kvalitet. Detta för att inte en alltför snabb eutrofiering, på grund av en oförutsedd påverkan skall äga rum utan att motåtgärder sätts in.

11.3.2 Förundersökningar

Geologiska undersökningar

Syftet med de geologiska undersökningarna är att klarlägga den geologiska formationens uppbyggnad, omfattning och mäktighet. Vidare att bedöma vilka materialtyper man har under grundvattenytan, samt inom vilka områden t ex finsediment förekommer.

Det är således viktigt att en geologisk dokumentation av det planerade täktområdet utförs.

Denna bör innehålla:

a) en enklare geologisk ytkartering av området, kombinerad med morfologiska studier och studier av befintliga skärningar,

b) bestämning av jordlagerföljder med hjälp av undersökningsborrningar och i samband med dessa, jordprovtagningar,

c) bestämning av materialets sammansättning och användbarhet genom kornstorleksanalyser på representativa prover och i vissa speciella fall kompletterade med undersökningar av t ex stenmaterialets styrkegrad och petrografiska sammansättning

Det är vidare viktigt att undersökningsborrningar och jordprovtagning utförs på så sätt att verkligt representativa prover erhålls samtidigt som man försöker uppskatta sten- och blockhalt.

Grundvattenundersökningar

Syftet med grundvattenundersökningarna är att klarlägga grundvattenflödets riktning i området, samt om möjligt, även grundvattenflödets storlek.

I samband med att undersökningsborrningar utförs bör även rör för grundvattenobservationer utplaceras. Dessa bör kunna användas både vad gäller registrering av grundvattennivån och vattenprovtagning för fysikalisk-kemiska analyser. Det är således viktigt att man vid utförandet av borrningarna dels tar hänsyn till önskemålen om representativa jordprover, dels placerar observationsrör på så vis att ett representativt grundvattenobservationsnät erhålls.

Grundvattenundersökningarna bör omfatta:

a) Registrering av grundvattennivåer. Denna bör påbörjas i så god tid före täktverksamheten att de naturliga årstidsbundna variationerna i magasinet nöjaktigt kan utredas

b) Vattenprovtagning och fysikalisk-kemiska analyser. Grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning och dess bakteriologiska status bör klarläggas för att erhålla ett referensmaterial vid en eventuell diskussion om förorening. Det är av stor vikt att provtagningarna påbörjas i god tid före täktverksamheten så att eventuella årstidsbundna variationer kan klarläggas.

I detta sammanhang är det angeläget att en inventering utförs av potentiella föroreningskällor i området såsom avloppsbrunnar, oljeupplag, m m, varvid riskerna för en förorening från dessa klarläggs.

Limnologiska undersökningar

Limnologiska undersökningar behöver ej utföras i detta skede. Viss information om den blivande sjöns framtida status kan erhållas genom ovannämnda fysikalisk-kemiska analyser av grundvattnet.

11.3.3 Kontrollprogram under och efter täktverksamheten

Förundersökningarna bör kompletteras med ett kontrollprogram under och efter exploateringen. Detta kontrollprogram bör omfatta grundvattennivåmätningar, provtagning för både fysikalisk-kemiska och bakteriologiska vattenanalyser. Vidare bör den limniska utvecklingen i sjön kontrolleras vid några tillfällen, så att icke önskvärda effekter kan konstateras.

Den slutliga utformningen av ett sådant kontrollprogram torde till stor del bero på hur pass känsliga för påverkan täktens omgivningar kan tänkas vara. Det är i detta sammanhang viktigt att omfattningen av kontrollprogrammet anpassas till lokala förhållanden och grundvattenintressen. På sådana ställen där grundvattentillgången utnyttjas eller planeras att bli utnyttjad för vattenförsörjningsändamål bör således ett mera ambitiöst kontrollprogram vara motiverat än vad som är fallet inom områden där grundvattentillgångarna saknar intresse för vattenförsörjningen.

Ett förslag till minimerat vattenkemiskt kontrollprogram skulle kunna skisseras enligt följande:

1° Provtagningspunkter

Minst en mätpunkt omedelbart uppströms respektive omedelbart nedströms sjön, för att man skall kunna studera eventuella förändringar i grundvattnets beskaffenhet.

Vidare bör provtagning ske i sjön för att erhålla information om förändringar i sjöns vattenbeskaffenhet.

2° Provtagningsfrekvens

För att erhålla en tillräcklig mängd information bör man under exploateringstidens första 2-3 år låta utföra vattenprovtagning för fysikalisk-kemisk analys ca 1 gång/månad. Dessa vattenprover arkiveras genom djupfrysning och ett fåtal analyser utföres endast på prover från var 3:e månad. Härigenom erhålles ett stort undersökningsmaterial, vilket vid behov kan studeras eller i annat fall kastas.

Med tiden kan detta täta provtagningsprogram successivt glesas ut, allteftersom man erhåller information om sjöns vattenkemiska förhållanden.

3^o Analysomfattning

För att erhålla ett så billigt, men samtidigt så täckande fysikaliskt-kemiskt analysprogram som möjligt, har fem parametrar utvalts, vilka analyseras var 3:e månad: specifik ledningsförmåga, permanganatförbrukning, klorid, samt halterna kalcium och magnesium.

Nämnda parametrar kan ses som indikatorer, vilka reagerar vid förskjutningar i vattnets kemiska jämvikt. Vid en indikation på en sådan förskjutning har man möjlighet att gå tillbaka i tiden och analysera de arkiverade proverna mera fullständigt.

Med hänsyn till lokala förhållanden kan dock vissa modifieringar av provtagningsprogrammet vara motiverade.

Då provtagningsprogrammet med tiden glesas ut kan även analystillfällena successivt glesas ut, först till en gång varje halvår och sedan eventuellt till en gång per år.

Bakteriologiska provtagningar bör företrädesvis utföras under sommarhalvåret, enligt Socialstyrelsens normer.

Provtagningsintensiteten bör vara beroende av om sjön används som badsjö eller ej, dock rekommenderas ett minimum av 4 analyser per år under exploateringstiden och så länge sjön nyttjas för bad eller annan rekreation.

Kontroll av sjöns limniska utveckling bör anpassas till de eventuella kontrollprogram som följer utvecklingen i andra, naturliga, sjöar inom respektive län.

REFERENSER

1. Andersen, L J & Haman, Z, 1970, Nye metoder for prøvepumpning av boringer og grundvandsreservoirer, Danmarks Geologiske Undersøgelse, III Række Nr 38.
2. Arnemo, R, Bonthron, E, Fondén, R, Olsson, O, Tolstoy, A & Willén, T, 1967, Metodik vid biologiska sjöundersökningar. - Meddelande från Mälarundersökningen Nr 8. Limnologiska institutionen, Uppsala.
3. Bergsten, F, 1950, Contribution to study of evaporation in Sweden. SMHI meddelanden, serie D, nr 3, Stockholm.
4. Blomquist, P, Heyman, U & Olsson, L, 1967, Inverkan av grustäkt under grundvattenytan i isälvsmaterial, Lägesrapport 5. Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet, Geologiska institutionen, publ 1976:B62.
5. Broberg, A & Jansson, M, 1975, Inverkan av grustäkt under grundvattenytan i isälvsmaterial, Lägesrapport 3, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet, Geologiska institutionen, publ 1975:B
6. Fritzon, A, 1975, Limnologisk undersökning i tre dammar i Malmö kommun. Stencil, Limnologiska institutionen, Lund.
7. Fritzon, A & Nordquist, E, 1976. Fyto- och zooplanktonsamhällets förändringar under vintern och våren 1974 i några konstgjorda grundvattensjöar. Stencil, Limnologiska institutionen, Lund.
8. Granéli, W & Leonardson, L, 1974, Konstgjorda grundvattensjöar. Vatten nr 2, 1974, s 166 - 179.

9. Gustafson, G & Johansson, S, 1972, Inverkan av grustäkt under grundvattenytan, Lokalinventering, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet, Geologiska institutionen, publ 1972:B11.
10. Göransson, B & Holm, R, 1972, Lithostratigrafiska studier i Örsjö, Uppsats i kvartärgeologi i kurs C, Kvartärgeologiska avdelningen, Lunds universitet, höstterminen 1972.
11. Hamm, A, 1975, Chemisch-biologische Gewässer-untersuchungen an Kleinseen und Baggerseen im Grossraum von München im Hinblick auf die Bade- und Erholungsfunktion. I: Wasser für die Erholungslandschaft. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerie- und Flussbiologie. Band 26. R Oldenburg Verlag, München-Wien.
12. Huisman, L, 1972, Groundwater Recovery, Macmillan Engineering Hydraulics, 1972.
13. Huber-Pestalozzi, G, 1950, Das Phytoplankton des Süßwassers, Stuttgart.
14. Johansson, S & Landberg, J, 1974, Inverkan av grustäkt under grundvattenytan i isälvsmaterial, Lägesrapport 1, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet, Geologiska institutionen, publ 1974:B26.
15. Johansson, S & Landberg, J, 1975, Inverkan av grustäkt under grundvattenytan i isälvsmaterial, Lägesrapport 2, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet, Geologiska institutionen, publ 1975:3.
16. Johansson, S & Landberg, J, 1975, Inverkan av grustäkt under grundvattenytan i isälvsmaterial, Lägesrapport 3, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet, Geologiska institutionen, publ 1976:B61.

17. Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, 1975, Institut für Wasser und Abfallwirtschaft, Wasserwirtschaftliche Untersuchungen, Baggerseen, I Bericht, Dezember 1975.
18. Lindberg, J, 1973 , Kvartärgeologisk undersökning vid Örsjö. 3-betygsuppsats vid Kvartärgeologiska avdelningen, Lunds universitet.
19. Lorenzen, C J, 1967, Determination of Chlorophyll and Pheopigments: Spectrophotometric Equations, *Limnol Oceanogr* 12:343-346.
20. Länsstyrelsen i Malmöhus län, Naturvårdsenheten, 1974, Skivarpsån - Vattenvård, Inventering och förslag till åtgärder, mars 1974.
21. Nauwerck, A, 1963, Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Eerken, *Symb Bot Upsal XVII*:5.
22. Odum, E P, 1969, The Strategy of Ecosystem Development, *Science* 164:262-270.
23. Pedemark, A, Sidenvall, J & Svensson, C, 1971, Inverkan av grustäkt under grundvattenytan på grundvattnets strömning och kvalitet, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet, Geologiska institutionen, publ 1971:A2.
24. Singer, Ph C & Stumm, W, 1970, The solubility of ferrous iron in carbonatebearing waters - *JAWWA* 62:198-202.
25. Tamm O, 1959, Studier över klimatets humiditet i Sverige, *Kungl Skogshögskolans skrifter*, Nr 32, 1959.

26. Todd, D K, 1959, Ground Water Hydrology, John Wiley & Sons Inc, 1959.
27. VIAK AB, 1971, Örsjö - Grus-Grundvatten, Geologi och grundvattenförhållanden inom grustäktsområdena vid Örsjö, Skurups kommun, Malmö, februari 1971.
28. Voigt, M, 1957, Die Rädertiere Mitteleuropas, Berlin.
29. Wallén, C C, 1966, Global solar radiation and potential evapotranspiration in Sweden, Tellus XVIII (1966), 4.
30. Weinzirl, H, 1965, Kiesgrube und Landschaft, Teil I-IV, Bayerische Industrieverband Steine und Erden, München.
31. Wetzel, R G, 1965, Nutritional aspects of algal productivity in marl lakes with particular reference to enrichment bioassays and their interpretation, Mem Ist Ital Idrobiol 18 Suppl: 137-157.
32. Willén, T, 1969, Växtplankton i en grustäktssjö, Hökåsen, Västerås - Stencil, Limnologiska institutionen, Uppsala.
33. Willén, E, 1974, Metodik vid växtplanktonundersökningar - SNV PM 525.

SAMMANFATTNING

Bakgrund

Forskningsnämnden vid Statens naturvårdsverk tillsatte år 1969 en "Ad hoc-grupp för frågor rörande grustäkter under grundvattenytan i isälvsmaterial", sammansatt av representanter från Statens naturvårdsverk, Sveriges geologiska undersökning, Vattenbyggnadsbyrån AB och olika forskningsinstitutioner.

Gruppens uppgift var att inventera utförd och pågående forskning i anslutning till problem vid täktverksamhet av framför allt grus under grundvattenytan, samt att utforma ett forskningsprogram inom detta ämnesområde.

Resultatet av gruppens arbete visade på ett klart behov av grundforskning rörande inverkan av grustäkt under grundvattenytan i isälvsmaterial.

I januari 1971 beviljades länsstyrelsen i Malmöhus län ett anslag från Statens naturvårdsverk för att upprätta undersökningsprogram för täkt av grus och sand under grundvattenytan vid Örsjö, Skurups kommun.

Den 1 juli 1972 anslog forskningsnämnden vid Statens naturvårdsverk medel till forskning rörande inverkan av grustäkt under grundvattenytan. Som ett delprojekt startades det s k Örsjöprojektet, vilket, förutom av forskningsnämnden, finansierades genom medel från firma Sydgrus i Malmö. Från och med den 1 juli 1973 övertogs Statens naturvårdsverks åtaganden i Örsjöprojektet av Statens Råd för Byggnadsforskning (BFR), vilket alltsedan dess tillsammans med firma Sydgrus har finansierat detta projekt.

Projektledare har varit professor K Gösta Eriksson, Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet.

De geologiska och geohydrologiska undersökningarna har utförts vid VIAK AB i Malmö.

De mikrobiologiska undersökningarna har utförts vid Mikrobiologiska institutionen, Lunds universitet och de limnologiska undersökningarna har utförts vid Limnologiska institutionen, Lunds universitet.

Avsikt

Örsjöprojektets målsättning har i huvudsak varit

- 1) att klarlägga de geologiska och geohydrologiska förhållandena inom undersökningsområdet
- 2) att klarlägga hur grustäkt under grundvattenytan inverkar på
 - a) grundvattenflödet i området
 - b) grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning
 - c) vattenbalansen i området
 - d) grundvattnets biologiska status
- 3) att undersöka hur en nybildad grusgropssjö förändras med tiden ur fysikalisk-kemisk och biologisk synpunkt samt
- 4) att fastställa en lämplig utformning på en grusgropssjö med avseende på minimidjup och slänthlutningar under och över vattenytan.

Avsikten med forskningsprojektet var

- a) att erhålla sådana resultat att konsekvenserna av planerad täktverksamhet i grovsediment under grundvattenytan kan bedömas med erforderlig säkerhet före en eventuell tillståndsgivning

- b) att lämna synpunkter på grustagens utformning, skötsel och efterbehandling.

Resultat

Grundvattenförhållanden

Under pågående uttag av grus under grundvattenytan sker en avsänkning av grundvattennivån i den närmaste omgivningen. Storleken på denna avsänkning beror främst på hur stora mängder grus som tas upp per tidsenhet men även i viss mån på grusmateriallets effektiva porositet.

Efterhand som en sjös storlek ökar kommer sjöns vattenvolym att vara utjämnande för nivåförändringarna i omgivande grundvattenmagasin. Nivåförändringar i dessa områden till följd av täktverksamhet kommer därför att minska med tiden.

Efter täktverksamhetens slut kommer grundvattenflödet i anslutning till grusgropssjön att bestämmas av den hydrauliska kontakten mellan sjön och grundvattenmagasinet. Så länge denna är god kommer de hydrauliska förhållandena att vara sådana att en avsänkning av grundvattennivån erhålls vid sjöns uppströmssida, medan man på nedströmssidan erhåller en viss förhöjning av grundvattennivån.

Grundvattnets fysikalisk-kemiska sammansättning.

I täktområdet vid Örsjö har förändringar av vissa fysikalisk-kemiska parametrar registrerats i observationsrör i nära anslutning till grusgropssjön. De mest tydliga förändringarna har noterats i en mätpunkt strax nedströms sjön, belägen med intagsdelen på ungefär samma djup under grundvattenytan som sjöns botten.

I ett intilliggande observationsrör, placerat på större djup i akviferen har inte samma tydliga förändringar registrerats.

I grusgropssjön sker en luftning av grundvattnet, varvid kolsyra avgår i form av koldioxid och kalciumkarbonat fälls ut.

Sannolikt på grund av den biologiska aktiviteten i sjön har sjövattnet en betydligt lägre nitrathalt än vad som uppmätts i grundvattnet i omgivningen. Vattnets totala salthalt i grusgropssjön är således lägre än salthalten hos grundvattnet i omgivningen. De förändringar i vattnets fysikalisk-kemiska sammansättning som erhålls är dock till stor del beroende på grundvattnets ursprungliga kemiska sammansättning och sjöns biologiska status.

Mikrobiologi

De bakteriella provtagningarna i grusgropssjön visade att vattnet under somrarna innehållit en sådan mängd coliforma bakterier, att det enligt Socialstyrelsens normer endast med tvekan varit tjänligt för bad. Någon påverkan på grundvattnet har emellertid inte kunnat påvisas vad gäller de coliforma bakterierna. Dessa bakterier tycks således inte transporteras från sjön in i grundvattenmagasinet.

Beträffande antalet heterotrofa, respektive gelatinnedbrytande bakterier, har undersökningstiden varit alltför kort för att en säker bedömning av sjöns bakteriella status och utveckling skall kunna göras. En jämförelse med några andra naturliga sjöar visar att man i grusgropssjön har haft lägre bakteriehalter än i ett par näringsrika sjöar i Sydsverige men högre halt än vad man uppmätt i en typiskt näringsfattig smålandssjö.

Limnologi

Sjön karakteriseras av höga kvävehalter i form av nitrater, medan fosforhalterna är så låga att de är produktionsbegränsande. I förhållande till grundvattnets kemiska sammansättning visar halterna av bikarbonat, kalcium, nitrat och kisel avtagande trender, vilket tyder på att vattnet i sjön med tiden får allt mindre grundvattenkaraktär. Dessa processer är till viss del beroende på förskjutningar i den kemiska jämvikten i vattnet samt till viss del en följd av den biologiska aktiviteten i sjön.

Produktionen av växt- och djurplankton i grusgropssjön har under undersökningsperioden varit relativt låg. Planktonsamhället har varit påfallande artfattigt. Stora variationer har förekommit, vilket tyder på att instabilitet ännu råder i ekosystemet. Någon utbildning av vassar och undervattensvegetation har inte ägt rum i sjön beroende på ogynnsamma betingelser i strandzonen. Denna är brant sluttande och materialet består företrädesvis av sand.

Bottenfaunan har dominerats av skalbaggar, skinnbaggar, vattenkvalster, tofsmygg- och fjädermygglarver. Bot-tenlevande organismer har till en början förekommit i sjöns strandzon, men så småningom även påträffats i finsedimenten på de djupare liggande bottenarna.

Synpunkter på grustäkt under grundvattenytan.

Grustäkt under grundvattenytan i stor skala är i Sverige ännu en relativt ovanlig förekomst och erfarenheter av sådan täktverksamhet saknas därför i allmänhet. I andra länder såsom t ex Västtyskland, Nederländerna och Storbritanien har denna typ av verksamhet emellertid bedrivits i flera decennier.

En tidigare utförd litteraturgenomgång (Pedemark et al 1971) visar dock att undersökningsresultat och erfarenheter som föreligger från dessa länder endast till viss del är tillämpbara på förhållandena i Sverige. Detta beror framför allt på skilda geologiska och klimatologiska förutsättningar.

Knapphändiga undersökningsresultat utomlands visar att t ex de fysikalisk-kemiska förändringarna hos vatten i grusgropssjöar och sjöars limniska utveckling vanligtvis styrs av skilda lokala förutsättningar. Örsjöundersökningarna har visat på betydelsen av noggranna geologiska förundersökningar för att få fram tillräckliga upplysningar om materialsammansättning och jordlagrens mäktighet.

Uppgifter av detta slag är av stor betydelse bl a vid valet av exploateringsmetod.

Erfarenheterna från Örsjö i detta avseende visar att täkt medelst grävmaskin från land i många avseenden kan ha flera nackdelar t ex svårigheter att uppnå avsedda djup, risk för ras i slänter i samband med grävning och förhållandevis låg kapacitet.

Den hydrauliska samverkan mellan grusgropssjön och grundvattenmagasinet är av betydelse både i samband med täktverksamheten och efter dennas avslutande.

Förändringarna i vattnets fysikalisk-kemiska sammansättning i grundvattenmagasinet respektive grusgropssjön styrs dock till stor del av de lokala förhållandena vid Örsjö. Detsamma gäller även grusgropssjöns limniska utveckling. Den bakteriologiska utvecklingen i grusgropssjön i Örsjö har samband med sjöns utnyttjande som badsjö under somrarna. De höga colibakteriehalter som sommartid uppmätts i sjön är således inte knutna till täktverksamheten utan kan även uppträda i liknande naturliga sjöar med samma badfrekvens.

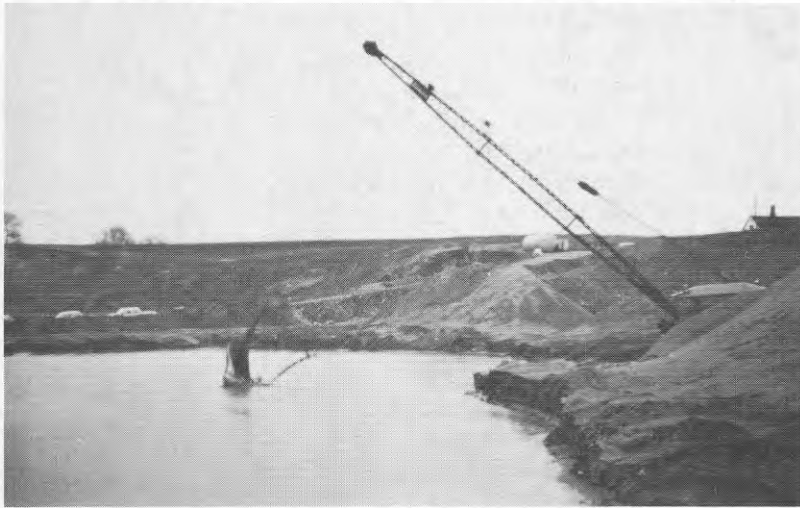
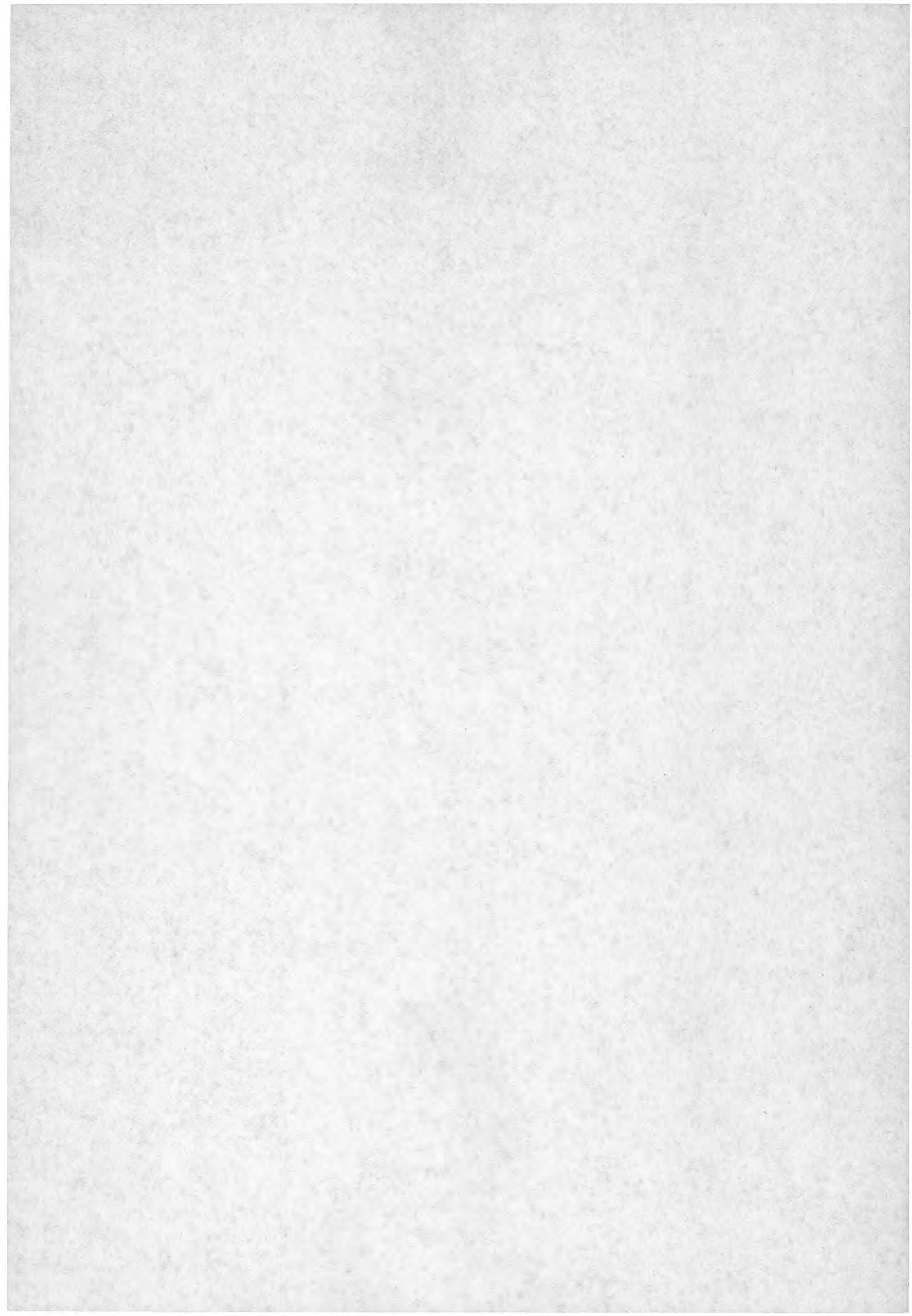


Bild 1. Grustäkt under grundvattenytan vid Örsjö



Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 730397-6 från
statens råd för byggnadsforskning till Geologiska institutionen,
Chalmers tekniska högskola/Göteborgs universitet.

R46: 1977

ISBN 91-540-2718-7

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6600646
Abonnemangsgrupp:
Z. Konstruktioner o material

Distribution:
Svensk Byggtjänst, Box 1403,
111 84 Stockholm
Telefon 08-24 28 60

Cirka pris: 39 kronor + moms