



NORDISK HYDROLOGISK KONFERENCE 1974
AALBORG 23.-26. JULI

NORDISK HYDROLOGISK FORENING
NORRÆNA VATNAFRÆDAFELAGID
POHJOISMAINEN HYDROLOGIYHDISTYS
NORDIC ASSOCIATION FOR HYDROLOGY

KØBENHAVN 1974
BIND II

NHK 74

Nærværende manuskriptsamling udgør 2. del af konferencens arbejdsdokumenter. Manuskripterne er indføjjet i samlingen i den orden, hvori de er modtaget.

Nordisk hydrologisk Forening
p.b.v.

H. C. Aslyng / M. M. Stendal
formand sekretær

INDHOLDSFORTEGNELSE

428. Andersen, Lars Jørgen. Grundvandsressourceundersøgelser i relation til vandplanlægning i Danmark.
433. Carlsson, Leif. Groundwater with high content of chloride in a quaternary marine clay area in western Sweden.
458. Carlsson, Leif; Anders Carlstedt. Estimation of the storage coefficient of the Cambrian sandstone in the Billingen-Falbygden area, Västergötland, Sweden.
545. Faggrupper.
544. Fagligt program.
388. Gustafson, Gunnar. Evaluation of the hydraulic properties of some wells in Swedish aquifers.
525. Gustafson, Gunnar. A method of calculating the hydraulic properties of esker aquifers.
344. Haapala, Kirsti. Undersökningar av nedfallets sammansättning i Finland 1971-73.
327. Jäppinen, Hannu. Planning of water quality management in Finland.
488. Knutsson, Gert. Tracing water flow in organic soils and in some karst areas of Sweden.
315. Kohonen, Tapani. The washing out of alkaline earths in the watersheds.
381. Lemmelä, Risto & Paavo Seppänen. Aeration tests at lake Tuusulanjärvi.
408. Martinell, Rudolf. Vyredox avjärningsmetod.
479. Overrein, Lars N. Luftforurensning. Virkning på skog og fjellnaturen.

508. Ræstad, Erik. Tanker om nordisk hydrologisk samarbeid.
515. Rørdam, Erling. Den offentlige administrations behov for hydrologiske data og informationer.
420. Seppänen, Harri. Microbiology of the iron cycle.
359. Seppänen, Paavo. Sjörestaurering - en översikt av den nuvarande situationen.
293. Sevel, Torben. Isotoptekniske undersøgelser ved deponering af affald.
303. Søgaard, Henrik. Den daglige variation i nedbørens NaCl-indhold, i relation til nedbørstype og den atmosfæriske strømning.

ISOTOPTEKNISKE UNDERSØGELSER VED DEPONERING AF AFFALD,
TORBEN SEVEL, ISOTOPCENTRALEN, KØBENHAVN.

RESUME

Isotopteknikken rummer et antal metoder, der er velegnede ved undersøgelser af hydrologiske forhold i forbindelse med deponering af affald.

Metoder baseret på måling af indholdet af naturligt forekommende tritium i porevand og i grundvandsforekomster omtales.

Anvendelse af tilsatte radioaktive sporstoffer ved undersøgelser af nedsivning såvel som grundvandsstrømning beskrives.

1. INDLEDNING

Samfundets stigende urbanisering og industrialisering medfører, at stadigt større mængder af affaldsprodukter må bortskaffes.

Deponering af fast affald, slam eller slagge på lossepladser, spredning af industrielt procesvand på marker, anvendelse af sivebrønde til husspildevand er alle eksempler på, hvordan affaldsbortskaffelsen skaber potentielle forureningsrisici. For at disse risici skal blive til egentlig forurening af vandressourcer, må forureningskomponenterne transporteres med vandet gennem den umættede zone til grundvandet.

1.2 Hydrologi, isotopteknik

Ved planlægning og projektering af lossepladser og sivebrøndsområder må et dækkende kendskab til områdets geohydrologiske forhold derfor tilvejebringes. Dette gælder såvel ved en simpel deponering direkte på eller i jorden som ved kontrollerede lossepladser, hvor impermeable underlag eller successive overdækninger tilstræber at hindre gennemsivning, idet ingen teknisk løsning kan anses for fuldt sikker.

Isotopteknikken byder på en række - ofte enestående - muligheder for udførelse af hydrologiske undersøgelser, og isotopmetoderne anvendes rutinemæssigt adskillige steder verden over.

2. SAMLEDE UNDERSØGELSER: TRITIUMMÅLINGER

Første fase i planlægningen af et fremtidigt deponeringsområde må indbefatte en foreløbig vurdering af alternative lokaliteters egnethed - set ud fra miljømæssige synspunkter. Denne vurdering baseres på kendskab til områdernes geologiske og geohydrologiske forhold - et kendskab, som erhverves dels fra eksisterende materiale dels ved diverse orienterende undersøgelser. En meget væsentlig undersøgelse er måling af tritiumindholdet i områdets grundvandsforekomster.

Tritium er en radioaktiv hydrogen isotop, der henfalder med halveringstiden 12,3 år under udsendelse af lavenergetisk betastråling. Tritium dannes til stadighed i naturen ved kosmisk bestråling af kvælstof, men gennem de sidste knap 20 år er langt større tritiummængder dannet ved B-bombe sprængninger.

Tritium tilføres det hydrologiske kredsløb med nedbøren i form af vandmolekyler, hvor tritium erstatter almindelig hydrogen. Nedbørens tritiumindhold var meget lavt op til slutningen af 50'erne, men meget højt i begyndelsen af 60'erne (store B-bombe prøvestrængninger) og er nu middelhøjt. Figur 1 viser tritiumindholdet i nedbøren over Midtjylland i perioden 1961-72, efter Erikson (1970). Den anvendte koncentrationsbetegnelse, TU, står for tritium unit, hvor 1 TU svarer til ét tritiumatom pr. 10^{18} hydrogenatomer.

De nævnte variationer i nedbørens tritiumindhold bevirker, at vandet i grundvandsforekomster med meget lave tritiumindhold må have været mere end ca. 15 år om nedsivningen, hvorimod grundvandsforekomster med højt indhold må indeholde betydelige mængder vand, som er yngre end ca. 15 år.

Lave tritiumindhold tyder således á priori på, at der er ringe risiko for grundvandsforurening i området, idet den herved indicerede lave nedsivningshastighed betyder, at mulighederne for selvrensning af det nedsivende vand ved nedbrydning af de opløste stoffer samt adsorption eller ionbytning med jordpartiklerne er gode.

Sådanne betragtninger har med held været anvendt i forbindelse med Danmarks geologiske Undersøgelers studier af de potentielle farer for grundvandsforurening i et sivebrøndsområde ved Rørvig i nordvest Sjælland. Tritiummålinger viste sammen med bl.a. prøvepumpninger, at forureningsrisikoen var minimal, således at man kunne spare investeringer af størrelsesordenen 30 mill. kr. til nye vandindvindingsanlæg.

Forhøjede tritiumindhold giver - udover det umiddelbare svar af negativ karakter - væsentlig information om nedsivning og grundvandsstrømning i området. Dersom grundvandets tritiumindhold viser gradienter i visse retninger, betyder dette nemlig, at de områder, hvor der er høje tritiumindhold, har en ret hurtig tilførsel af nedsivende vand, som derefter transporteres med grundvandsstrømmen i retning af områderne med lavere indhold. De lavere indhold fremkommer ved opblanding med mindre tritiumholdigt (ældre) nedsivende vand. Det, man kan opnå, bliver en samlet kortlægning af nedsivning og grundvandsstrømning samt af blandingsforholdene for hele det betragtede område. Vurderingen af det samlede procesforløb på basis af tritiummålinger supplerer eller erstatter andre typer hydrologiske undersøgelser.

Bestemmelse af naturligt tritiumindhold i vand er en særdeles følsom analysemetode. De koncentrationsniveauer, som er aktuelle ved disse undersøgelser, er 0 - 100 TU. Isotopcentralen har gennem snart 10 år udført tritiumanalyser ved benzen-metoden, med følsomheden 10 TU (95 % signifikansniveau). For de her omtalte hydrologiske vur-

deringer, som i en periode på 5-10 år frem i tiden forventes at få stor betydning i Danmark, er det nødvendigt at arbejde med en væsentlig bedre følsomhed - ca. 2 - 3 TU (95 % signifikansniveau). Denne forbedring af følsomheden kan opnås ved at foretage en elektrolytisk berigelse af vandprøven, og Isotopcentralen har opbygget et anlæg hertil på basis af egne og udenlandske erfaringer med metoden.

3. NEDSIVNING

3.1. Alment

Preliminære undersøgelser af en lokalitets egnethed som losseplads eller sivebrøndsområde må omfatte en mere dybtgående vurdering af nedsivningsforholdene.

Viden om nedsivningen søges traditionelt opnået via viden om de geologiske forhold, idet kendskab til jordlagenes art tillige med viden om tilførte vandmængder muliggør beregning af vandets gennemsnitlige nedsivningshastighed under idealiserede forudsætninger. Dette kan være utilstrækkeligt. Dels bestemmes middelhastigheden, hvor der i høj grad er tale om en hastighedsfordeling, dels vil en forurening ofte trænge ned med en hastighed, som er mindre end vandets og med en mere spredt hastighedsfordeling. Dette skyldes bl.a. adsorption og ionbytning.

Isotopteknikken giver en række metoder, som overkommer disse problemer, og som derfor er velegnede ved studiet af nedsivningsprocessen.

3.2. Tilsatte, radioaktive sporstoffer

Til et sporstof, der skal følge vandets bevægelser under strømning i jordens umættede eller mættede zone, må der stilles følgende krav: Sporstoffet må være letopløseligt i vand. Det må være ugiftigt og ikke indgå i kemiske eller biologiske omsætninger eller tilbageholdes ved adsorption eller ionbytning. Baggrundskoncentrationen skal være lav og konstant og målemetoden specifik og egnet til måling i felten.

Et stort antal forskellige radioaktive isotoper i diverse kemiske forbindelser opfylder disse krav og har været anvendt som sporstoffer. Valget af isotop afhænger da ofte af de undersøgte processers tidsforløb, idet den periode, hvori sporstoffet kan måles, er bestemt af isotopens halveringstid.

I undersøgelser af grundvandsstrømning har oftest været anvendt isotoper, der udsender let målelig gammastråling, f.eks. brom-82 (halveringstid 36 timer), iod-131 (halveringstid 8 dage), chrom-51 (som EDTA-kompleks, halveringstid 28 dage) og kobolt-60 (som hexacyanokoboltkompleks, halveringstid 5,23 år) - jfr. i øvrigt Drost, Moser, Neumaier & Rauert (1972). Også tritium (indbygget i vand, halveringstid 12,3 år) har dog været anvendt, selv om målingen må foregå i laboratoriet.

En undersøgelse af vandets nedslivningshastighed i et område kan udføres som skitseret på figur 2. På et antal repræsentative positioner placeres tætte observationsrør. Omkring rørene podes et tyndt jordlag med en vandig opløsning af et radioaktivt sporstof. Med passende mellemrum bestemmes strålingen i forskellige dybder, således at det radioaktive lags placering kan lokaliseres succesivt, og nedslivningshastigheden derved bestemmes.

Man kan endvidere ofte have behov for at følge specifikke forureningskomponenters fremtrængen under de faktisk forekommende dispersions-, adsorptions- og ionbytningsforhold. Dette kan gøres ved målinger analoge til de ovenfor beskrevne ved at anvende radioaktive isotoper af det betragtede stof og tilføre det til jordoverfladen i samme kemiske form som i det givne forureningstilfælde.

Eksempelvis kan nævnes, at man vil kunne følge udsivningen af zink og cadmium, som tilføres lossepladser med affald fra industrielle syreneutralisationsbade.

3.3. Naturligt forekommende tritium i den umættede zone

Nedslivningshastigheden kan i nogle tilfælde hensigtsmæssigt bestemmes ved at måle tritiumindholdet i porevandet i den umættede zone ved forskellige dybder, og sammenligne det fremkomne profil med nedbørens tritiumindhold gennem tiden. Man kan da evt. identificere toppe svarende til de store tritiumindhold i 1963, 64 og 65. Til forsøget kræves udførelse af en boring uden anvendelse af vand, optagelse af uforstyrrede jordprøver for hver 1/2 m og afdestillering af vand herfra. Sådanne forsøg er udført som et IHD-projekt af Danmarks geologiske Undersøgelser og Isotopcentralen i samarbejde.

Undersøgelseernes resultater og tolkninger heraf er publiceret i Andersen og Sevel (1974). Det eksperimentelle arbejde omfattede måling af 4 tritiumprofiler i perioden 1966-72 ved Grønhøj i det repræsentative område ved Karup. Sammenholdt med data for nedbør og jordfugtighed lykkedes det at verificere en model for tilførsel til selve den umættede zone fra rodzonen, og en rimelig model for strømningsforholdene opstilledes. De væsentligste resultater af undersøgelsen blev da: Bestemmelse af nedslivningshastigheden (4,5 m pr. år), alderen for det vand, som tilføres grundvandet (5 år), samt de gennemsnitlige værdier for nedslivende vandmængde (ca. 385 mm pr. år) og evapotranspirationen (ca. 470 mm pr. år) for perioden 1961-72.

Denne undersøgelse demonstrerer de store muligheder, der ligger i måling af tritiumprofiler i den umættede zone, omend undersøgelserne er både komplicerede og kostbare.

4. GRUNDVANDSSTRØMNING

En forurening, som trænger ned gennem den umættede zone, vil blive transporteret og udbredt videre med grundvandsstrømmen, og en eventuel risiko for forurening af drikkevandsforekomster må bedømmes ud fra kendskab til grundvandets strømningshastighed og -retning.

Konventionelle metoder til måling af disse størrelser (ved hjælp af fastlæggelse af potentialfeltet og måling af jordlagenes permeabilitet) vil ofte være tilstrækkelige til at belyse forholdene. Komplerede potentialfelter, lave strømningshastigheder m.m. vil imidlertid pege på anvendelse af alternativ teknik. Isotopmetoder er velegnede og anvendes i betydeligt omfang mange steder i udlandet - også ved rutineundersøgelser jfr. f.eks. Drost et al (1972). De resultater, som opnås med isotopmetoderne er af ret lokal karakter, og et større antal forsøg må udføres for at give et repræsentativt billede for et større område.

Den såkaldte "single-well pulse" - metode, jfr. bl.a. Drost et al (1972) og Fried et al (1972), kan antages at gælde for et område med radius ca. 10 m. I en boring med filterindsats i grundvandszonen tilsættes en vandig opløsning af et radioaktivt sporstof. Når grundvandsstrømmen passerer gennem filterrøret, vil sporstofopløsningen udvaksnes, og koncentrationen vil falde. Måles dette koncentrationsfald gennem tiden ved at anbringe en radioaktivitetsdetektor i røret, kan grundvandsstrømmens hastighed (filterhastigheden) bestemmes. Efter nogen tid kan forsøget afbrydes, og der pumpes tilbage til boringen. Ved at måle den tidslige variation af sporstofkoncentrationen i det oppumpede vand fås en yderligere bestemmelse af hastigheden, jfr. figur 3. Grundvandsstrømmens retning bestemmes ved under forsøget at andringe en retningsfølsom detektor i borehullet. Den største sporstofkoncentration vil vise sig i strømningsretningen. Retningsbestemmelsen udføres ofte med fordel under anvendelse af et sporstof (Au-198 som kolloidalt guld), som under transporten adsorberes på jordpartiklerne.

Alternativt kan man anvende en teknik, hvor det radioaktive stof doseres i en boring omgivet af et antal observationsboringer. Lignende undersøgelser er bl.a. beskrevet af Dahl et al (1972). Fra observationsboringerne tages med passende hyppighed prøver, og koncentrationen af sporstof bestemmes som funktion af tiden for de forskellige rør. Metoden viser udbredelsen af opløst stof med grundvandet i en afstand af op til 500 m fra tilførselsstedet. Samtidig vises grundvandets hastighed og retning. Metoden er noget kompliceret og kræver et vist forhåndskendskab til forholdene, jfr. figur 4.

5. FUGTIGHEDSMÅLING

En velkendt isotopteknisk målemetode skal endelig fremhæves. Ved hjælp af et transportabelt udstyr kan fugtindholdet i jord eller deponeret affald måles direkte på stedet. Neutronfugtighedsmåling kan foretages direkte i tætte observationsrør og finder anvendelse i forbindelse med nedsivningsundersøgelser og ved kontrol af affaldsmassens fugtighed under kontrolleret deponering med successiv overdækning, således som foreslået af Andersen (1972).

6. SAMMENFATNING

Isotopteknikken byder på en række metoder til hydrologiske undersøgelser i forbindelse med affaldsdeponering.

Ikke mindst metoder baseret på anvendelsen af indholdet af naturligt forekommende tritium i pore- og grundvand synes lovende. Anvendelsen er imidlertid begrænset til de kommende 5-10 år, hvorefter de markante tilførsler med nedbøren i begyndelsen af 60'erne vil være opblandet i grundvandet i så høj grad, at tolkning af måleresultater vil være vanskelig. De muligheder, som metoderne giver bør derfor udnyttes mest muligt, medens tid er.

7. REFERENCER

Andersen, L.J. (1972) Slaggedepoter og lossepladser kan gøres ufarlige. Vandteknik 40, (6), pp 85-89.

Andersen, L.J. & Sevel, T. (1974) 6 Years Environmental Tritium Profiles in the Unsaturated and Saturated Zones, Grønhøj, Denmark. IAEA Symposium on Isotope Techniques in Groundwater Hydrology, Vienna, 11-15 March 1974.

Dahl, J.B., Haagensen, U., Tollan, O., Kirkhusmo, L.A., Klemetsrud, T. & Østmo, S. (1972) Måling af grunnvannsparametere ved Korgen vannverk, Lillehammer, ved hjelp av isotopteknik. Nordisk Hydrologisk Konferanse 1972, Sandefjord 6-8 september, bind 1, pp. 68-107.

Drost, W., Moser, H., Neumaier, F. & Rauert, W. (1972) Isotopenmethoden in der Grundwasserkunde. Informationsheft des Büro Eurisotop 61.

Erikson, E. (1970) An Investigation of Tritium in Atmospheric Moisture, Groundwater and the Sea in the European Area, Report AC-9, Institute of Meteorology, University of Stockholm.

Fried, J.J., Leveque, P.C., Pitrinall, D. & Severac, J. (1972) Local Studies of Miscible Pollutions of Groundwater: The Single Well Pulse Technique. Groundwater Pollution, A Working Conference, Reading, 25-27 September 1972. Vol. 1, pp. 253-271.

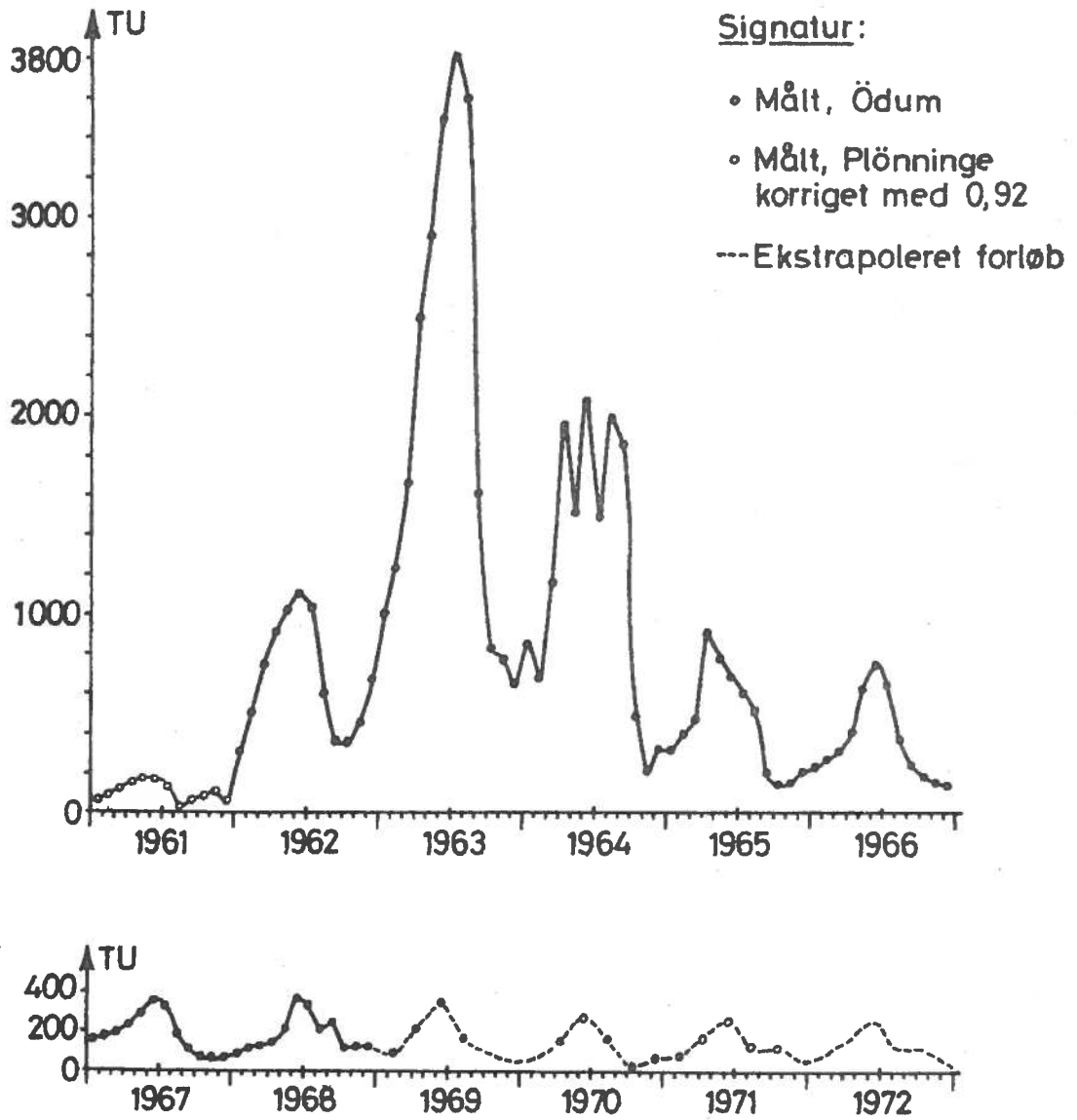


Fig.1: Tritiumindhold i nedbør over Midtjylland 1961-72

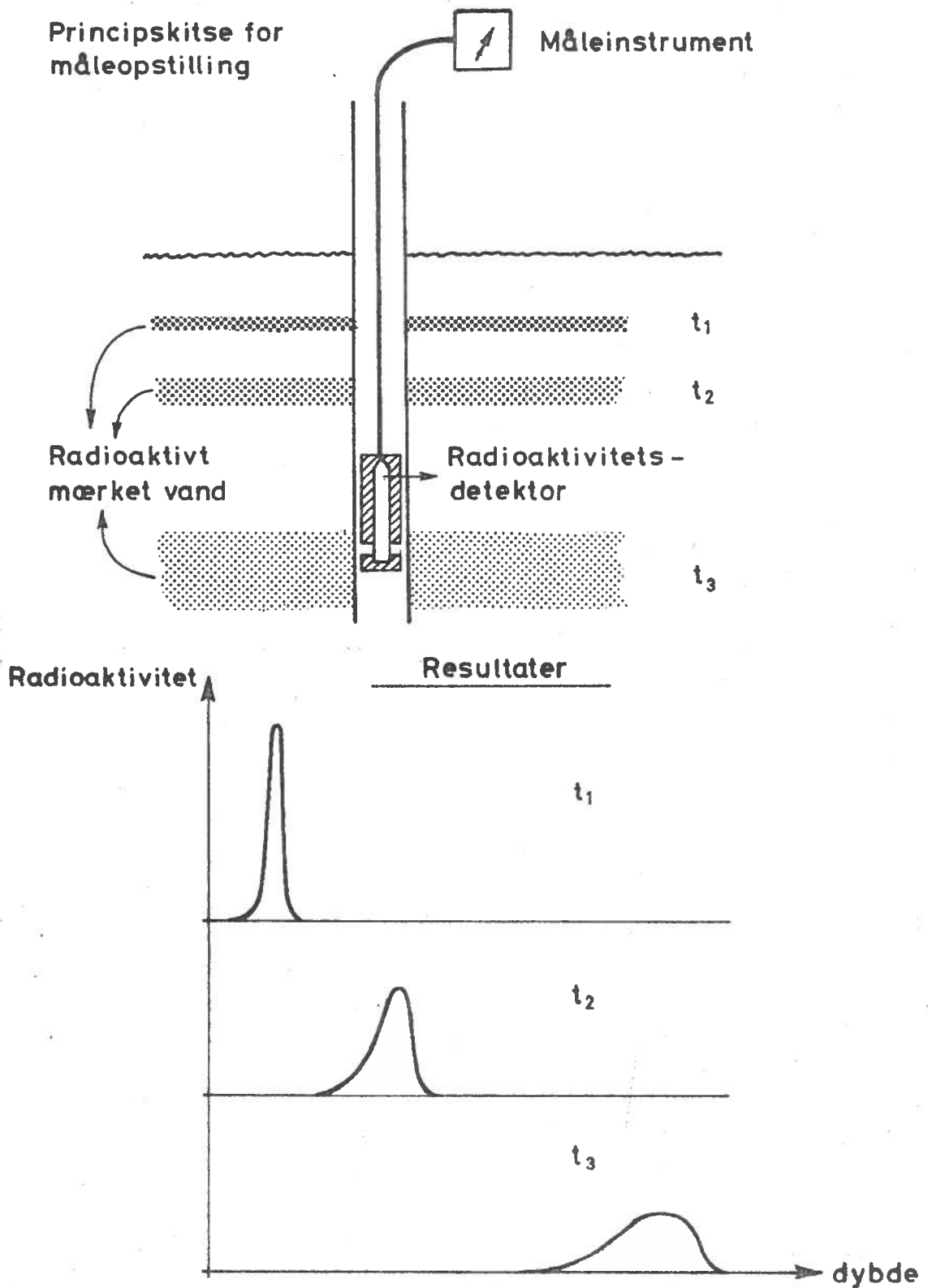


Fig. 2: Måling af nedsvivningshastighed ved hjælp af tilsatte radioaktive sporstoffer.

Principskitse for måleopstilling

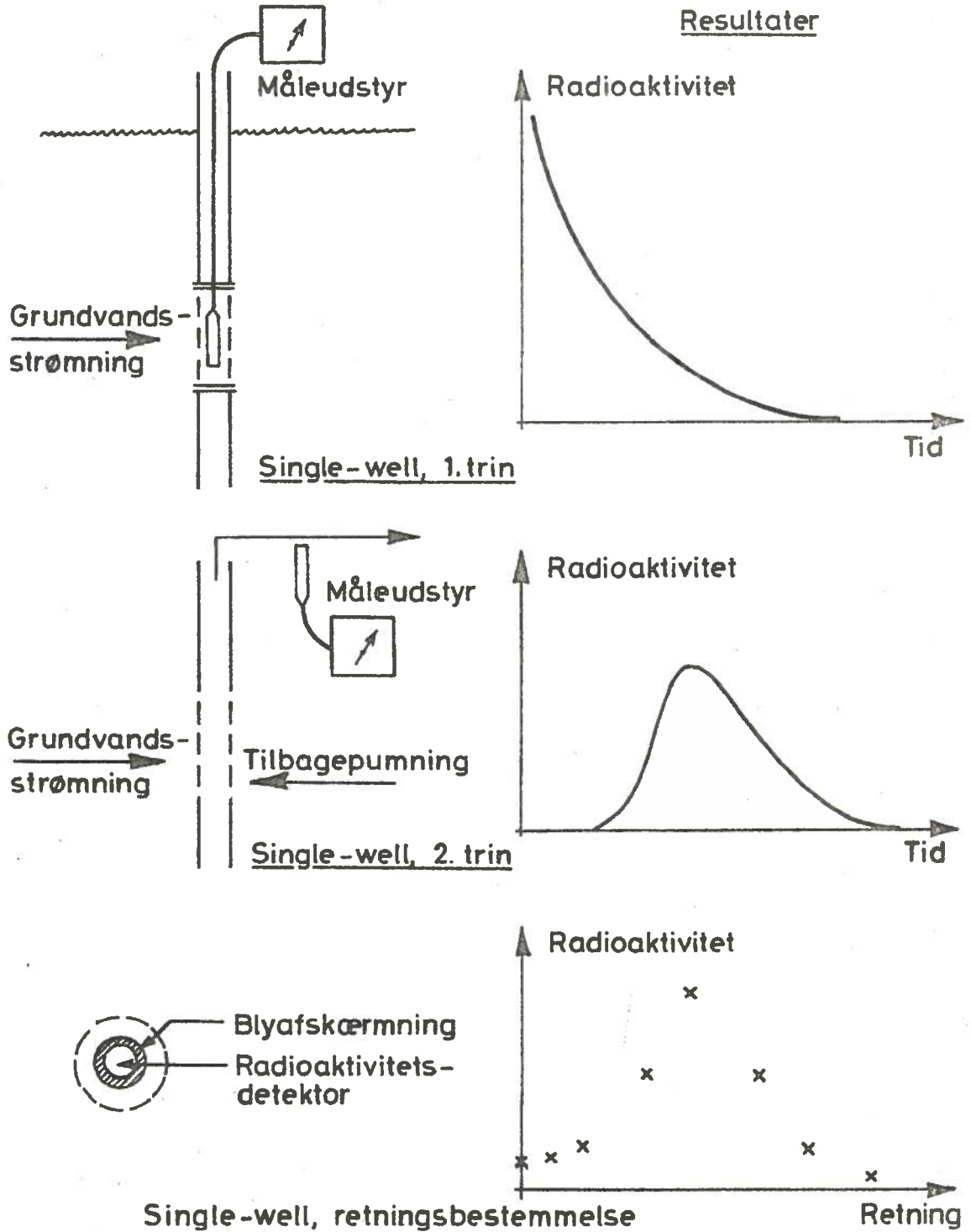


Fig. 3: Bestemmelse af grundvandsstrømningens hastighed og retning ved "single-well" - teknik.

Principskitse af måleopstilling

Doserings-
○
brønd

○ 1

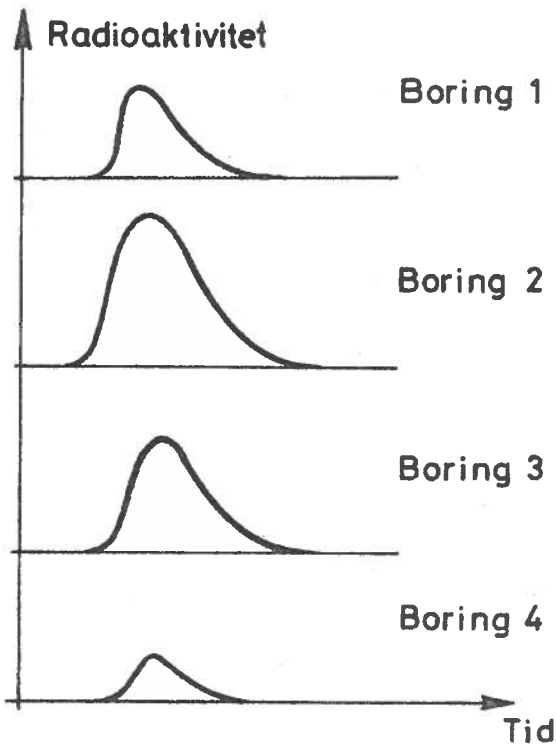
○ 2

○ 3

○ 4

Observations -
boringer 1 - 4

Resultater



Strømningsbillede

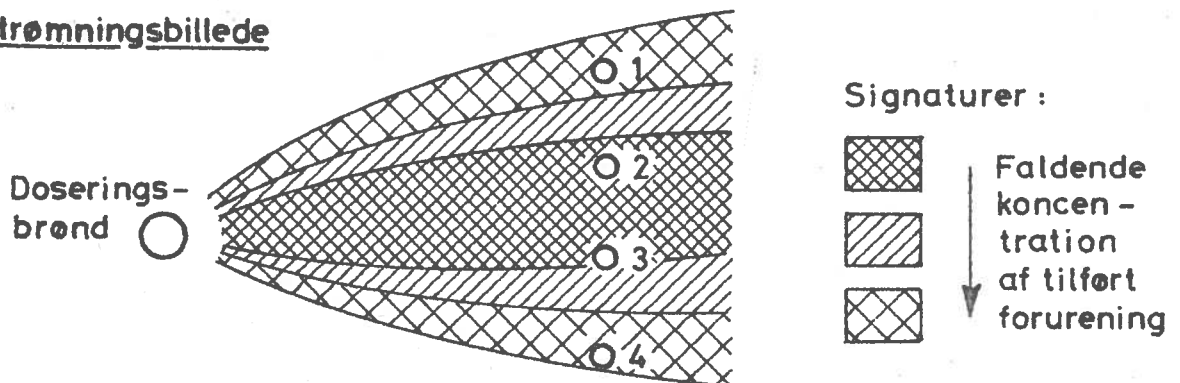


Fig. 4: Bestemmelse af grundvandsstrømningens hastighed, retning og udbredelse ved hjælp af flere boreholler.

DEN DAGLIGE VARIATION I NEDBØRENS NaCl-INDHOLD, I RELATION
TIL NEDBØRSTYPE OG DEN ATMOSFÆRISKE STRØMNING.

HENRIK SØGAARD, KØBENHAVNS UNIVERSITET GEOGRAFISK CENTRALINSTITUT

Ø.RESUME

På basis af en række bestemmelser af indholdet af Na^+ og Cl^- i nedbørsprøver opsamlet i Sydvestjylland, analyseres den daglige variation i koncentrationerne. Forskellige variables indflydelse på denne variation undersøges og herudfra opstilles en relation mellem Cl^- koncentration og nedbørsmængde i forbindelse med frontregn. Den atmosfæriske strømnings indflydelse på Cl^- koncentrationen bliver vurderet, og herudover foretages en undersøgelse af Cl^- indholdets geografiske variation over et begrænset område.

1. INDLEDNING, OPSAMLINGSLOKALITET OG -TIDSPUNKT

Undersøgelse af nedbørens kemiske sammensætning har været foretaget over en lang årrække. I Danmark blev de første regelmæssige undersøgelser påbegyndt fra Askov forsøgsstation i 1921, som beskrevet af F.Hansen(1926). De første år samledes interessen om undersøgelse af nedbørens indhold af de landbrugsmæssigt vigtige kvælstofforbindelser, nitrat og ammonium. Siden er en række andre forbindelser indgået i den regelmæssige analyse, der i dag i Danmark foretages af Statens Planteavlslaboratorium i Lyngby. Clorid var blandt de forbindelser som tidligst indgik, allerede i slutningen af tyverne foretog F.Hansen(1931) undersøgelse af cloridindholdets variation både geografisk og efter årstid. Mens opsamling af prøver i dag næsten udelukkende foretages på månedsbasis, blev korte perioder ned til 1 døgn benyttet af F.Hansen, for som det er udtrykt: "at finde sammenhæng mellem vejrets karakter og nedbørens indhold af undersøgte forbindelser".

Et øget kendskab til dette sammenhæng under danske forhold har netop været målet for denne undersøgelse. Dette skyldes, at i en række forbindelser bl. a. indenfor miljøproblematikken er månedsværdier for nedbørens sammensætning utilstrækkelig, det er nødvendigt at få et mål på den daglige variation og hvilke faktorer der styrer den.

Det er her for oversigtens skyld kun valgt at analysere variationen i to af nedbørens forbindelser/ioner, Na^+ og Cl^- . Opsamlingen af prøver er foretaget ved to forskellige lokaliteter ved den jyske sydvestkyst, dette fremgår af fig. 3 og 4 og tabel 1.

De anvendte opsamlingsperioder fremgår direkte af tabel 1.

tabel 1 opsamling af daglige nedbørsprøver.

lokalitet	periode	opsamler		
		type	antal	areal ²
Brede Å	25/8-71-	Meteorologisk	25	200cm ²
	15/12-71	Inst. regnmåler		
Esbjerg	1/3-74-	polypropylén tragt og flaske	1-11	255cm ²

2. OPSAMLINGS- OG ANALYSEMETODER.

Ved Brede Å-undersøgelsen blev 25 målere fordelt over et 75 km² stort område og målerne var placeret med åbningen 30cm over det omliggende niveau. Ved to stationer var anbragt et større antal målere (3 og 4), således at mindre nedbørsmængder kunne benyttes. Anvendelse af metalopsamlere viste ved laboratorieforsøg ikke at have indflydelse på Na⁺ og Cl⁻ koncentrationerne, men til skylning var en større mængde vand nødvendig end for tilsvarende glas/plastik målere på grund af større overflade-ruhed. Esbjerg-målingerne foretages fra Søfarts- og fiskerimuseet, opsamleren er anbragt på et tag 3m over niveau. I enkelte perioder er opsamlingen intensiveret med 10 parallelt opstillede plastikmålere. I perioder uden nedbør er opsamleren blevet skyllet med 1-2 dages mellemrum.

De kemiske analyser er foretaget på Geografisk Centralinstitut i København, og foretages mindre end 1 måned efter prøven er opsamlet. Den kemiske analyse foretages med enkelte ændringer efter retningslinier udstukket af Egnér, Brodin og Johansson (1955). Cl⁻ bestemmes ved manuel potentiometrisk titrering med sølvnitrat, udfra de korrelerede værdier af spændingsforskel og tilsat titrator tilpasses et trediegradspolynomium og ved dobbelt differentiering findes det punkt, hvor kurven har vendetangent, ækvivalentpunktet. Na⁺ bestemmes flammefotometrisk. Begge metoder er udførligt omtalt af H.Søgaard (1974).

Måling af nedbørsintensitet og andre meteorologiske variable er i Brede Å-området foretaget fra en station midt i feltet. Ved undersøgelsen i Esbjerg er der periodevis benyttet pluviograf, mens øvrige variable hentes fra Sædden Strand synopstation, hvor der måles med 3 timers mellemrum døgnet igennem. Stationen er

beliggende 1-2 km fra opsamlingsstedet.

3. FOREKOMSTEN AF Na^+ OG Cl^- I NEDBØR.

Nedbørens indhold af Na^+ og Cl^- stammer i kystnæreområder næsten udelukkende fra havet. Ved flere processer, hovedsageligt i forbindelse med brydning af bølger, frigøres fra havet smådråber, hvoraf en del, afhængig af vindstyrken, transporteres op i atmosfæren. Ved fordampning dannes partikel, hvor konc.forhold (kf.) mellem de enkelte komponenter er som i havet.

I forbindelse med nedbør fjernes de faste saltpartikler i to niveauer. Over skybasen er saltkrystallerne af største betydning som kondensationskerner. Under skybasen fjernes saltpartiklerne ved kollision med de faldende regndråber. Havets betydning som kilde for Na^+ og Cl^- kan i nogen grad aflæses ud fra fordelingskort for nedbørens Cl^- -indhold som det eksempelvis er angivet af Rossby og Egnér (1955). Udfra tabel 2, hvor en række nedbørsprøver fra Esbjerg er anført, kan det vises at kf. i kystnære områder ofte er nær kf. i havet (=1.80), således er medianværdien i tabellen =1.89. Tydeligt fremgår det af tabel 2, at der er et meget nært sammenhæng mellem Na^+ og Cl^- koncentrationerne. Beregnes således korrelationskoefficienten fås 0.997, lignende høje korrelationsværdier er også fundet i Brede Å-serien. Dette understreger at de to ioner har samme kilde, det medfører imidlertid også at det i kommende afsnit flere steder vil være tilstrækkeligt at betragte den ene. Valget vil naturligt her netop falde på den mængdemæssigt vigtigste, Cl^- .

Den statistiske fordeling for nedbørens daglige indhold af Cl^- har det ikke været muligt at fastlægge på basis af det forhåndenværende materiale. T.Andersson(1969) har vist, at det for månedlige prøver gælder, at fordelingen er log-normalfordelt. For begge måleserier synes der at være tale om højreskæve fordelinger, og det er derfor muligt, at disse også er log-normalfordelt. Af samme grund er ikke foretaget signifikanstest på ovenstående beregninger.

4. VARIATION I NEDBØRENS Cl^- INDHOLD SOM FUNKTION AF TID/MÆNGDE.

Det er et generelt træk fra flere nedbørsundersøgelser, at konc. af de forskellige kemiske forbindelser aftager med tiden siden regnens begyndelse. For Cl^- er dette således vist med en række

tabel 2 Na^+ og Cl^- koncentration i 11 prøver opsamlet i Esbjerg 1974.

dato	mm nedbør	Na^+ ppm	Cl^- ppm	Cl^-/Na^+	nedbørstype
24/4	2.5	2.2	5.0	2.07	byge
2/5	0.4	3.4	3.0	0.94	finregn, okkluderet front
3/5	0.7	1.5	2.1	1.42	lavintensitets-regn okk. front
5/5	3.7	0.6	1.2	2.16	byge
7/5	1.3	0.8	1.4	1.89	regn, stillestående regnområde
21/5	0.5	2.0	3.5	1.75	byge
22/5	0.4	3.9	8.2	2.10	lavintensitets-regn, varmfrent
28/5	0.4	15.5	29.2	1.88	regn og finregn, varm og koldf.
29/5	4.1	20.1	36.6	1.82	regn, koldfrontm efterflg. byge
30/5	0.5	57.5	128.0	2.23	byge
3/6	12.1	3.1	6.6	2.12	regn, varm og koldfront

eksempler fra Calcutta af B.K.Handa(1969).

I fig.1 er vist et eksempel på Cl^- konc. aftagen som funktion af tiden i et tilfælde fra Esbjerg(22/5). Som det ses af fig.1 er der tale om meget små nedbørsmængder, og eksemplet illustrerer således også, hvor små mængder det er muligt at arbejde med. Der blev anvendt ti parvis opsamlere. Sammenlignes med tabel 2 ses denne metode at give 50% større nedbørsmængde end Meteorologisk Inst. regnmåleren, dette skyldes at det ved skylning er muligt at mindske interceptionstabet.

En matematisk model, for konc. af kemiske forbindelser og aerosols i nedbøren som funktion af tiden, er opstillet af Makhon'ko (1967). Modellen som er beregnet for nedbør fra nimbostratus beskriver konc. som summen af to med tiden eksponentielt aftagende delfunktioner. Delfunktionerne beskriver henholdsvis udvaskning over og under skybasen. I praksis foreligger ofte kun én konc. bestemmelse fra det enkelte regntilfælde, svarende til den daglige tømning, men ved integration er det muligt at tilpasse modellen hertil. Samtidig er det hensigtsmæssigt at udtrykke varigheden ved nedbørsmængde divideret med intensitet; da intensiteten ved nedbør fra nimbostratus kan antages at være konstant, kan denne substitution direkte foretages.

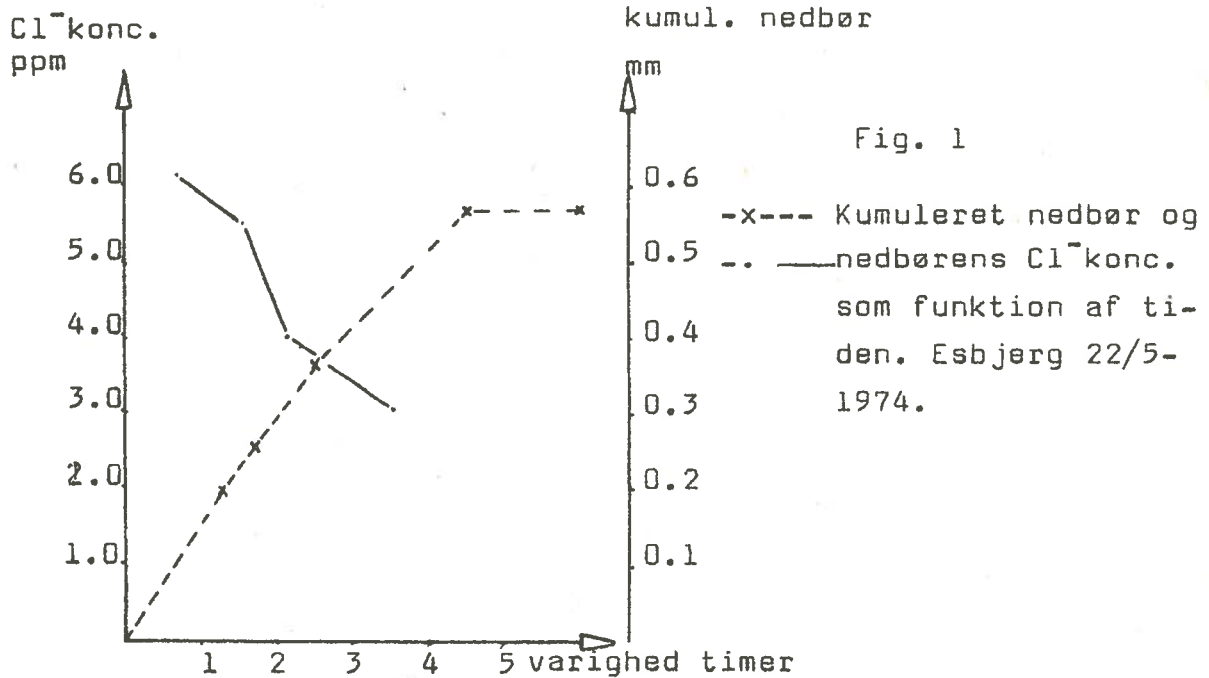


Fig. 1

-x--- Kumuleret nedbør og
— nedbørens Cl⁻konc.
som funktion af ti-
den. Esbjerg 22/5-
1974.

Da Makhon'kos model indeholder nogle konstanter, som det ikke har været muligt her at bestemme kan modellen ikke direkte testes, men det kan undersøges, om der er et sammenhæng mellem nedbørsmængde og Cl⁻konc. I fig. 2 er log. til Cl⁻konc. afsat som funktion af nedbørsmængden for ialt 13 dagsobservationer. Punkterne er udvalgt efter følgende kriterier: (1) nedbøren skal være i form af regn fra et på vejrkort lokaliserbart frontsystem. (2) intensiteten skal være nogenlunde konstant omkring 1.0mm/h. (3) frontsystemernes bevægelsesretning skal have en komponent i retning fra vest mod øst.

Fra Brede Å-serien er der benyttet middelværdier af de to største opsamlingsstationer ved Abterp og Løgumbjerger, lokaliseringen af disse og øvrige stationer fremgår af fig. 4.

Som det fremgår af fig. 2, er der et tydeligt sammenhæng, korrelationen mellem log. Cl⁻konc. og mængde er beregnet til -0.83, der er signifikant på et 1%-niveau, under forudsætning af normalfordeling. På fig. 2 er der vist den tilsvarende regressionslinie. Selvom der er indvendinger mod relationen eksempelvis, at punkterne ikke er opsamlet på samme geografiske lokalitet, er det helt givet, at enhver bedømmelse af den daglige variation i nedbørens Cl⁻konc. må foretages udfra denne relation. Det er endelig klart at relationen kun gælder nedbør fra nimbostratus, for cumulonimbus findes ikke materiale til opstilling af lignende relation.

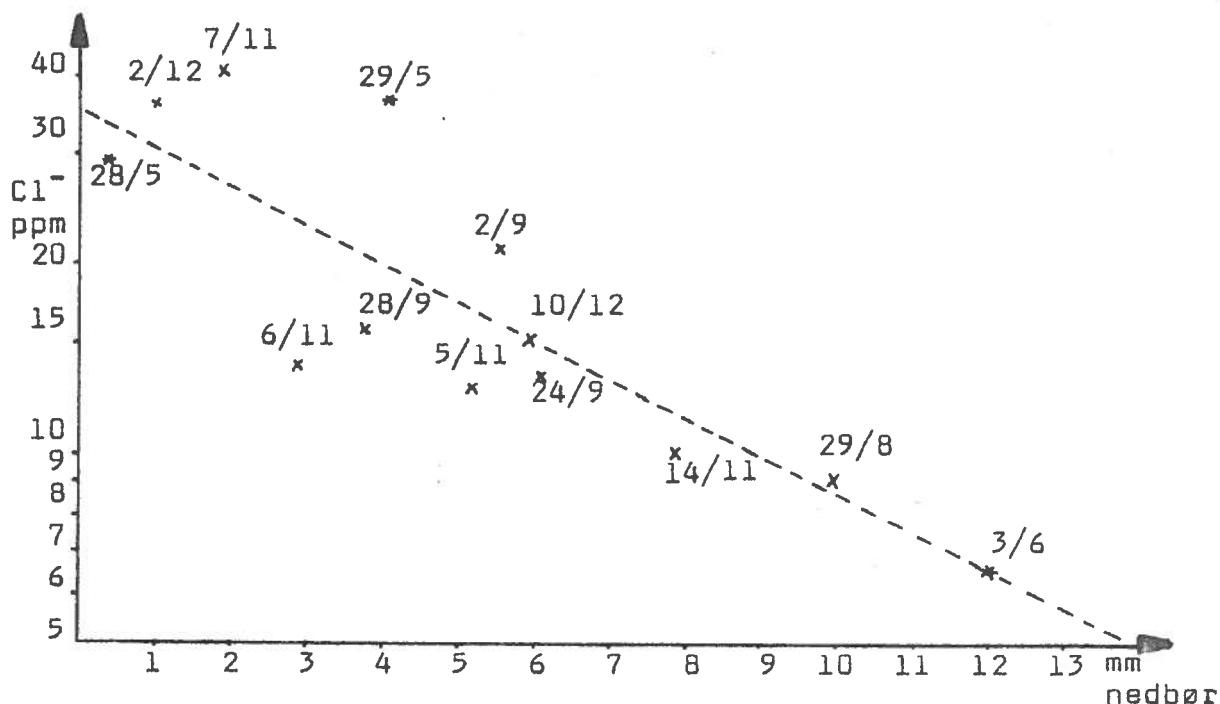


Fig.2

logaritmen af Cl⁻ konc. som funktion af nedbørsmængde

* punkt bestemt ved Esbjerg-serien 1974.

x punkt bestemt ved Brede Å-serien 1971.

---regressionslinien.

5. VARIATION I NEDBØRENS Cl⁻ INDHOLD SOM FUNKTION AF DEN ATMOSFÆRISKE STRØMNING.

Som det fremgår af fig. 2 er der i flere tilfælde ret stor forskel på de observerede og de udfra regressionslinien forventede værdier. For at kunne sætte denne afvigelse i relation til vejr-situationen er i fig. 3 indtegnet strømningen over Nordsøen, i forbindelse med nedbør, som den kan bestemmes udfra vejrkort, hvor tidspunktet er bestemt fra pluviografen. Strømningen er her defineret som værende parallel med isobarene over havet. Af hensyn til overskueligheden er kun medtaget punkter fra Brede Å-serien. Pilenes længde er proportional med den ved stationen Abterp målte vindhastighed i højden 2m.

Betragtes først punkterne fra 1971 fremgår det, at i de tilfælde strømningen er fra WNW og NW, er punkterne beliggende over regressionslinien. Med strømning fra WSW og SW er punkterne beliggende under det forventede. I tilfældene med vestlig strømning synes vindhastighedens indflydelse direkte at kunne aflæses, så-

ledes er 2/9 (med 7.5m/s) langt over og 14/11 (3.1m/s) under linien, mens 29/8 (5.0m/s) er nær linien. I tilfældet 28/9 kommer nedbøren fra et okkluderet frontsystem med varierende strømningsretning, i forbindelse med regnen var vindretningen ved området ENE.

De tre observationer i Esbjerg-serien var alle ledsaget af strømning fra W. Vindhastighed målt ved Sædden Strand var størst 29/5 (12-18/s), mens 28/5 og 3/6 havde ca. 8m/s.

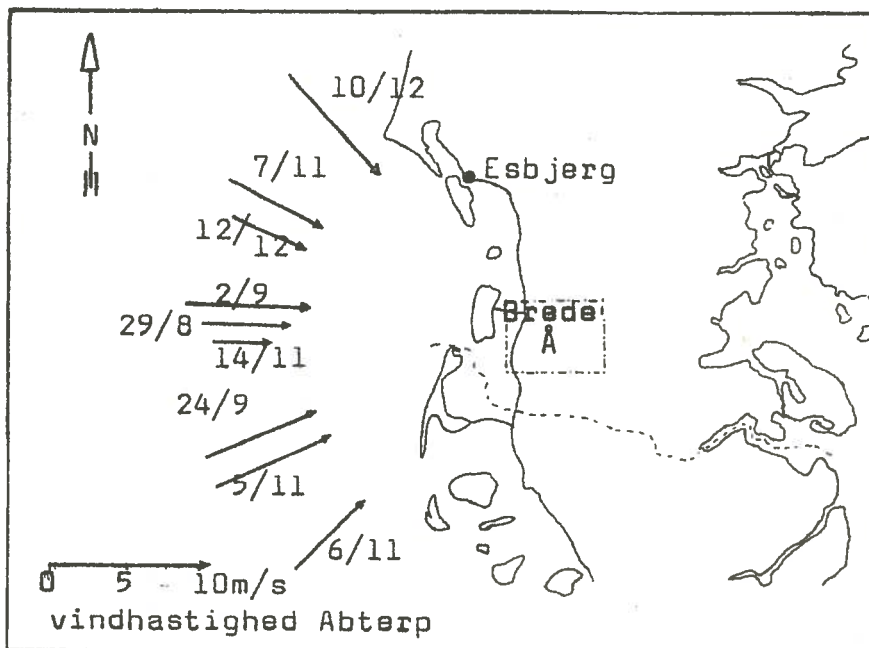


Fig. 3

Opsamlingslokaliteter i Sydvestjylland og strømningsretning i forbindelse med nedbør (1971).

--- afgrænsning af kortet i fig. 4 og 5.

Der er således et tydeligt sammenhæng mellem strømningsretning og Cl^- indhold i nedbøren. Benyttes den synoptiske regel, at lavtrykkene bevæger sig parallelt med isobarene i varmluften, kan det sammenfattes, at en vejr-situation svarende til lavtryk der bevæger sig fra NW over Nordsøen, nord om Danmark er ledsaget af det højeste Cl^- indhold i nedbøren. Dette skyldes, at luftmassen på vejen konstant har fået tilført Cl^- fra havet. Til forskel herfra har luftmassen i forbindelse med lavtryk, der kommer fra SW-W, mistet Cl^- over landområder som England og Holland.

For strømning- eller vindretninger mellem 0° og 180° findes kun få eksempler, alle med relativt lav konc., hvilket er rimeligt udfra luftmassens passage over landområder.

Med hensyn til andre nedbørstyper end frontregn, er det i tabel 2 vist at et regnområde, som fra Nordtyskland langsomt nåede ind over området, var ledsaget af regn med meget ringe Cl^- konc. Som det kan forventes findes mange eksempler på at konvektiv nedbør afviger meget både positivt og negativt fra den i fig. 2 viste relation. Vindhastighedens indflydelse på Cl^- konc., i form af øget hastighed medfører øget konc., som det blev nævnt i afsnit 3, er tydeligt illustreret med eksempler fra vestlig strømning i de to serier.

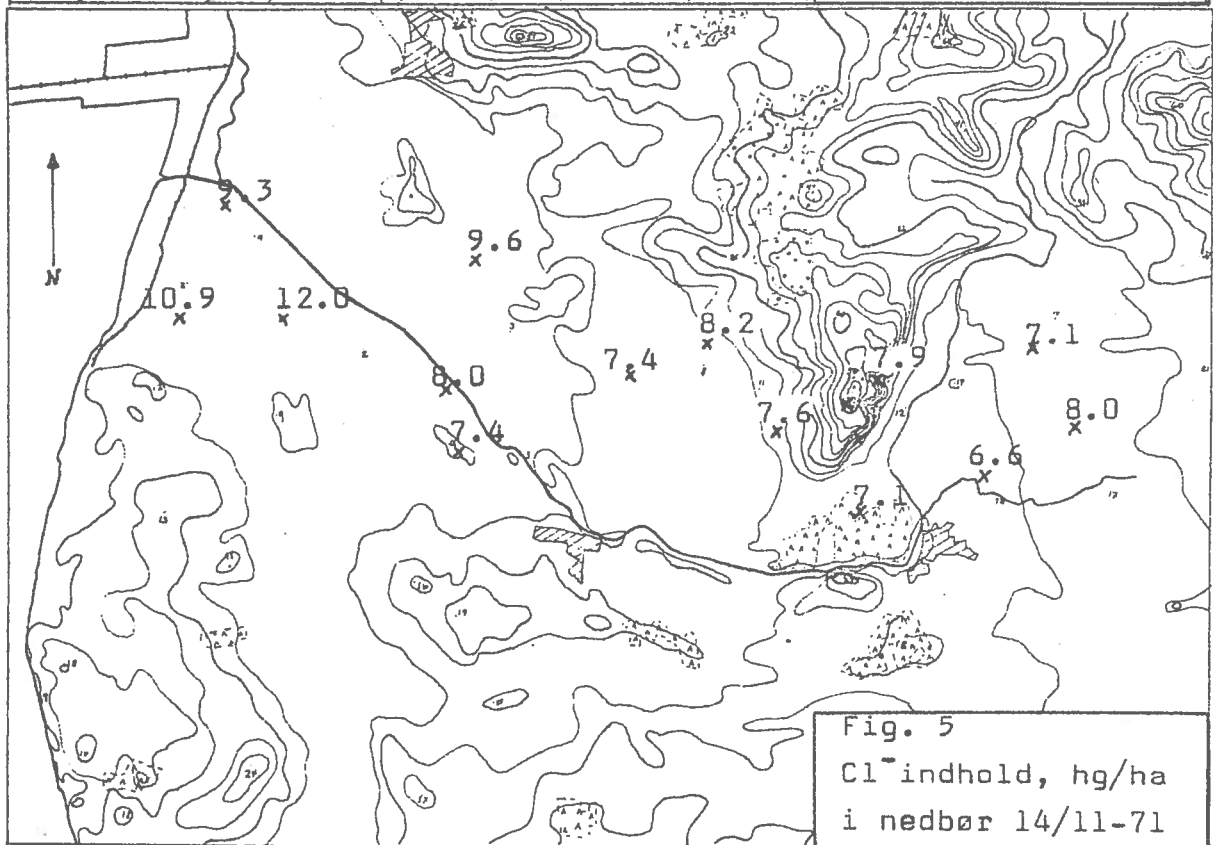
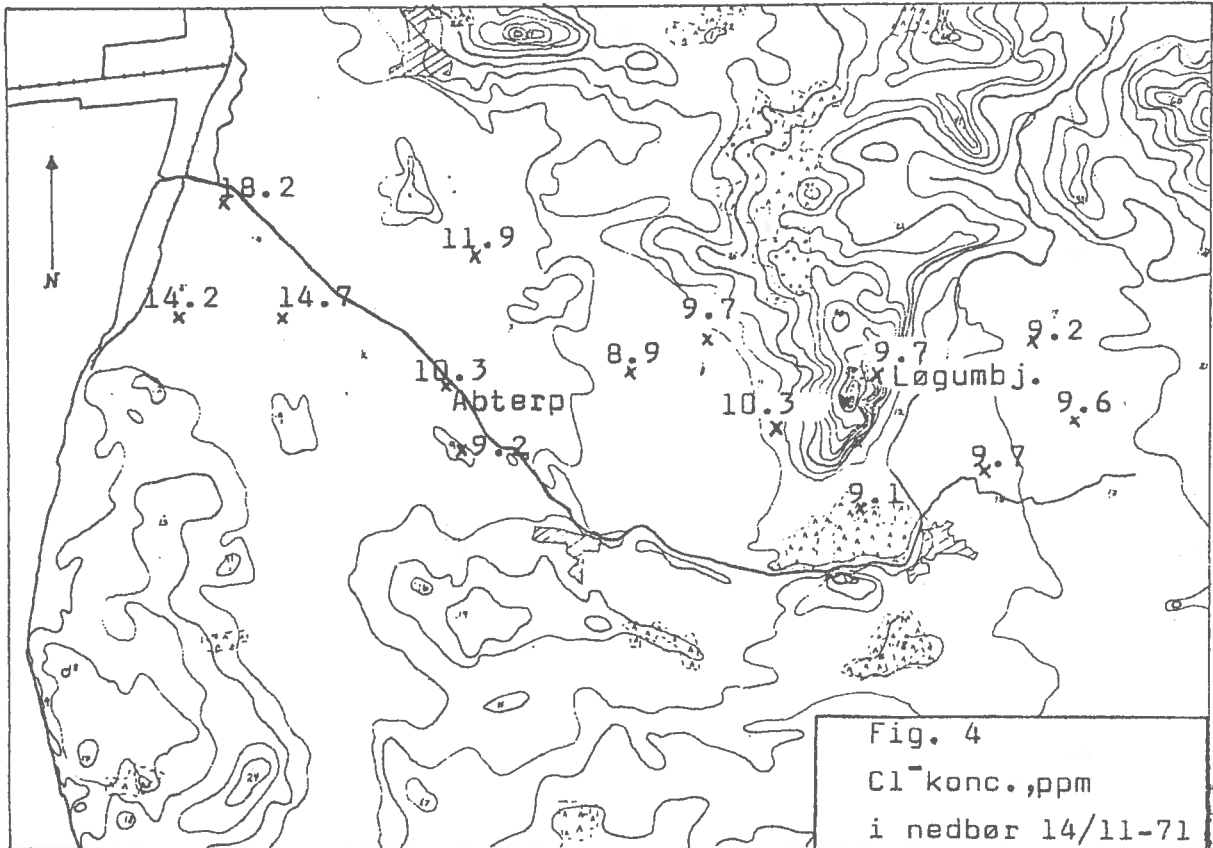
Da nedbørens Cl^- indhold ved de fleste andre undersøgelser er analyseret i månedlige prøver, er de fundne forhold ikke direkte sammelignelige. Munn og Rodhe (1971) har imidlertid vist, at nedbøren i Sydsverige under vind mellem SSW og NW er ledsaget af det højeste Cl^- indhold. Også F. Hansen (1931) har sporet vindens indvikning på Cl^- konc. i regn.

Klassifikation af den nedbørsgivende luftmasser kan også foretages udfra k_f -værdierne. Rossby og Egnér (1955) har således opstillet en model, der beskriver k_f som funktion af afstanden fra kysten. Fra en begyndelsesværdi omkring 1.8 aftager k_f ifølge modellen til 0.5. Metoden har på de her indsamlede data ikke givet helt entydige resultater, men enkelte træk kan fremholdes. Det ses i tabel 2, at i de tre tilfælde med strømning fra W er k_f mindst 1.8, mens k_f i to tilfælde (2/5 og 3/5) med okklusion og østlig vind er henholdsvis 0.94 og 1.42. Der synes derfor at være nogen overensstemmelse mellem model og data, at der i tabel 2 forekommer flere k_f -værdier større end 2.0 må alene skyldes den daglige variation omkring værdien 1.8.

6. DEN GEOGRAFISKE VARIATION I NEDBØRENS Cl^- INDHOLD.

I afsnit 3 blev det nævnt, at der er en generel aftagen i nedbørens Cl^- konc. med afstanden fra kysten. Gyldigheden af denne regel er under danske forhold eftervist af J. Jensen (1962) med analyser af månedlige prøver fra 5 stationer beliggende mellem Nr. Lyngvig og Lyngby.

Bestemmelse af geografisk variation for Cl^- indhold i daglige nedbørsprøver må, på grund af den i foregående afsnit viste



HØJDEKORT OVER BREDE Å-OMRÅDET

1:170 000



10 km

- BREDE Å
- KYSTLINIE VED MIDDLELANDSTRAND
- DIGE ELLER DÆMNING
- HØJDEKURVE, HØJDE FORSKELLEN MELLEMLINJERNE 5m
- LØV- ELLER NÅLESKOV
- BY > 800 INDBYGGERE (1960)

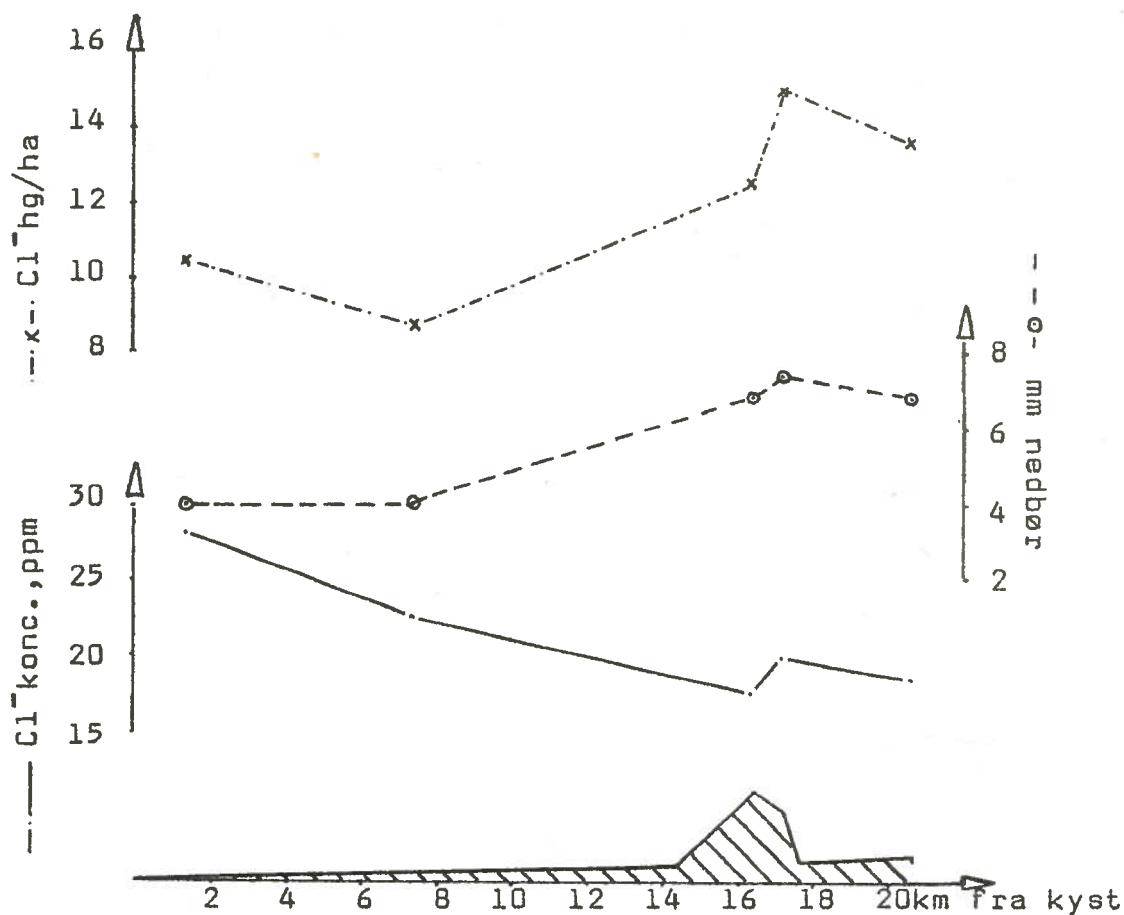


Fig. 6
Nedbørsmængde, Cl⁻indhold, ppm og hg/ha. Brede Å-området 2/9-71.

relation, ske med hensyntagen til nedbørsmængden. Dette kan illustreres med et eksempel fra Brede Å-området 14/11-71, regn hovedsageligt fra koldfront. I fig. 4 er vist Cl⁻konc. bestemt ud fra prøver fra 14 opsamlingssteder. Det fremgår, at der fra kysten er en klar aftagende tendens i ppm-værdierne, dog med uregelmæssigheder i form af max-værdien 18.2ppm, som er betydeligt højere end værdierne de omgivende steder. En direkte måde til korrektion for nedbørsmængden udgør produktet af nedbørsmængde og Cl⁻konc. Herved opnås et mere sammenligneligt og ofte anvendt mål for nedbørens Cl⁻, her omregnet til hg/ha. På grundlag af nedbørsmængderne der varierer fra 5.1mm ved den nordligste station til 8.4mm foran Løgumbjerger, er der i fig. 5 foretaget omregning til hg/ha. Bortset fra punkterne nærmest kysten er der tale om et forholdsvis ensartet niveau i Cl⁻indholdet, det ses også at max-værdien i fig. 4 ikke er gentaget. Under særlige ned-

børsfordelinger kan max-værdien i Cl^- indhold forskydes ind over land, som vist i fig.6 med et snit fra Brede Å's udløb til Løgumbjerge. Nedbørsfordelingen har max. ved topografisk markante Løgumbjerge, og trods et kraftigt fald i Cl^- konc. findes her max. i Cl^- indhold hg/ha.

7 KONKLUSION.

På det af Rossby og Egnér (1955) fremstillede kort over den gennemsnitlige Cl^- konc. i nedbør, er ved Sydvestjylland anført værdien 10ppm. Målet har været med denne undersøgelse, at få et kendskab til størrelsen af variationen omkring denne værdi, og hvilke faktorer der styrer den.

Selvom undersøgelsen ikke har dækket alle årstider, nedbør i form af sne har således ikke forekommet, har meget store variationer forekommet. Der er eksempelvis en faktor 100 til forskel på største og mindste Cl^- konc. i tabel 2. Nogle vigtige styrende faktorer har det ligeledes været muligt at udskille: mængde, nedbørstype, atmosfæriske strømning.

For andre af nedbørens kemiske forbindelser, måske især SO_4^{--} og H^+ , ville lignende mål på variationen være ønskeligt, således at der kunne opnås et bedre kendskab til nedbørens kvalitet.

8. LITERATURLISTE.

- Andersson, T. (1969) Small-scale variations of the contaminations of rain caused by washout from the low layers of the atmosphere. *Tellus* 21, 685-692.
- Egnér, H., Brodin, G. & Johansson, O. (1955) Sampling technique and chemical examination air and precipitation I-IV. *Kungl. Lantbruksögskolans Annaler* 22.
- Handa, B.K. (1969) Chemical composition of monsoon rains over Calcutta. Part II *Tellus* 21, 101-106.
- Hansen, F. (1926) Om bestemmelse af nitrat-kvælstof i regnvand, drønvand og jord. *Tidskr. f. planteavl*, 32, 69-120.
- Hansen, F. (1931) Undersøgelser af regnvand. *Tidskr. f. planteavl* 37, 123-150.
- Jensen, J. (1962) Undersøgelser over nedbørens indhold af plantenæringsstoffer. *Tidskr. f. planteavl* 65, 894-906.
- Makhon'ko K.P. (1967) Simplified theoretical notion of contaminant removal by precipitation from the atmosphere. *Tellus* 19, 467-477.
- Munn, R.E. & Rodhe, H. (1971) On the meteorological interpretation of the chemical composition of monthly precipitation samples. *Tellus* 23, 1-14.
- Rosby, C-G. & Egnér, H. (1955) On the chemical climate and its variation with the atmospheric circulations pattern. *Tellus* 7 118-134.
- Søgaard, H. (1974) Analysemetoder til bestemmelse af den kemiske sammensætning af nedbør. (duplikat).

THE WASHING OUT OF ALKALINE EARTHS IN THE WATERSHEDS
TAPANI KOHONEN, NATIONAL BOARD OF WATERS-FINLAND

1. SUMMARY

This investigation aims to define the extent of the alkaline earths load washed out of the soil into the surface waters. The total load means here alkaline earths which originate from nature and human activity of the scattered settlement. The investigation aims also to obtain the influence of various factors on the alkaline earths load in the spring in the whole Finland. The investigation was carried out in 1962-1968, and consists of observations on watershed characteristics and loading, hydrological measurements and studies on the water quality.

Calcium, potassium and sodium were determined four times a year, in February, in May, in August and in November. Because of the great importance of melting period this investigation treats of the total alkaline earths loads only in the spring.

The mean values of the alkaline earths contents in the spring during the 1962-1968 observation period for the whole country were as follows: 3,2 mg Ca/l, 1,6 mg K/l and 4,4 mg Na/l. The total washing-out loads were respectively 5,4 kg Ca/km². day and 144 kg Ca/km². month, 3,3 kg K/ km². day and 86 kg K/km². month, 6,4 kg Na/km². day and 177 kg Na/km². month.

The correlation coefficients between the total alkaline earths loads and the terrain characteristics, loading factors and hydrological observations in the spring have also been calculated.

2. INTRODUCTION

This investigation aims to define the extent of the alkaline earths load washed out of the soil into the surface waters. The total load means here alkaline earths which originate from nature and human activity of the scattered settlement. This load depends significantly on such local conditions as soil type, climate, hydrology, the nature of the settlement and its means of earning a living. The investigation aims also to obtain the influence of these various factors on the alkaline earths load in the spring in the different parts of the country and in the whole Finland. The investigation was carried out in 1962-1968, and consists of observations on watershed characteristics and loading, hydrological measurements and studies on the water quality. The washing out of nutrients from the same investigation have been published earlier by Särkkä (1972).

3. OBSERVATION REGIONS

The investigation was carried out in 34 small drainage basins varying in size from 0,7 km² - 122 km² but with an average size of 20 km². The drainage basins are in different parts of Finland, ranging from the fertile areas on the south coast to the barren areas of Lapland. Figure 1 shows the location and numbering of the observation basins and their drainage areas. In processing the results the land was divided into regions, also marked on the map in figure 1, on the basins of soil and also partly vegetation, population density, farming intensity, climatic and other factors.

Region 1 comprises the clay areas on the south and south-west coast of Finland. Here the vegetation is luxuriant, much of the land is under cultivation and there is extensive farming. Population density is above the average. Region 2 is the

largest, covering the whole of central and eastern Finland. It is characterized by considerable numerous peat and fine sand land, but there is very little clay. The area under cultivation and population density correspond approximately to the corresponding figures for the rural areas throughout the country. Region 3, the Ostrobothnian coast, is a flat region, which was quite recently sea bed. There are numerous swamps there, likewise clay region. Due to its origin as the sea bed the soil contains sulphides and their oxidized forms, alum, as a result of which the land has a high acidity.

Region 4 is very small, comprising only three adjacent drainage basins. In other respects this area corresponds to region 2, but washing alum similar to those on the Ostrobothnian coast have been found in the soil. The origin of the alum is unknown, but the areas may be a former lake bed, or the alum may have been formed as the result of pyrite erosion. Judging from well water observations in the shore areas round the lakes in the area the first alternative seems more probable. Forest drainage was also carried out in this area during the observation period, which may also be one reason for the appearance of alum in the water.

The last region 5, covers the less fertile area of Kainuu ja Lapland. This part of the country is only sparsely populated, and there is little farming. The observation region is characterized by great height variations in the terrain and the abundance of forest growing moraine land. The percentage of peat land is small. In this respect the drainage basins are not representative, since on average there are considerably more peat land in Kainuu and Lapland.

4. EXPERIMENTAL METHODS

4.1. SURVEYING OF DRAINAGE BASINS

Field investigations were carried out in each drainage basin before starting observations. This included mapping on the basis of aerial photographs and measurements on the field. In the field investigation previously carried out in detail with results given by drainage basins by Mustonen (1965 a, b, 1969). The drainage area, terrain type, type of coverage and stand of forest, land and channel slope, type of soil and draining conditions were investigated. The fine soils include clay and silt, the coarse types gravel and sand.

In order to define the factors loading the waters of rural settlement, the population and the number of persons and domestic animals in each household with the sewage pipeline were calculated for each drainage basin in addition to the area under cultivation. The numbers of pupils at schools and other institutions were obtained. The domestic animal load was transformed into a population equivalent number by using the equivalent figures presented by Wadleigh (1968) and partly also by estimation.

The area under cultivation was defined in field investigation. Details were also obtained during the observation period from local farmers on the average amount of field being used for hay or pasture. This combined factor is expressed as a grass percentage.

Information on the use and increase of artificial fertilizers during the observation period was collected from statistics. This method was considered more exact than a questionnaire because the drainage basins and borders of areas under cultivation differ greatly. The uninterrupted farming areas are small and have several owners. For purpose of statistical

processing the drained waste waters were separated as one factor, sewages. Other habitation and the population equivalent number of livestock were added together and the sum used statistically in processing as one possible reason for washing away.

4.2. HYDROLOGICAL OBSERVATIONS

A measuring weir with a recording gauge was built in each drainage basin for making runoff observations. The daily, monthly and annual runoff was computed from the measurement results. These results and details of the measuring and calculation have previously been reported by Mustonen (1965 a, 1969). The runoff values were used in this investigation in calculating the washing out load and as a possible explanation for washing out. Daily precipitation observations were also made in each basin. The rainfall from at most two days preceding the observation day is regarded as affecting washing out. The rain from both one and two days preceding were taken as a possible reason for washing out in the rain observations.

4.3. THE WATER QUALITY

Investigations of the water quality were made once a month in 1962-1968. The easily-changing substances in the samples were usually tested on the following day at the laboratories of the agricultural engineering districts. Some of the determinations were made by the Water Pollution Control Office in Helsinki. If necessary the samples were conserved.

The following determinations, and measurements were made on the samples once a month; pH, electric conductivity, total and fixed residue, colour, COD, BOD, dissolved oxygen, total

N, ammonia, nitrite, nitrate, total P, iron and in 1967 and 1968 nonfiltrable residue. Calcium, potassium and sodium were determined four times a year and only these analysis results are dealt with in this connection.

4.4. CALCULATING THE RESULTS

The mean values, standard deviation and fractiles were calculated from the water quality results using a computer for each drainage basin, region and the whole country as well as a for each month, year and the whole observation period.

The washing-out load was calculated for statistical processing over water quality observation day and as monthly washing for calculating the loading figures. As the number of days in a month 30 was taken. It was noted that the quality of the water generally varied rather little compared with runoff. Thus the extent of runoff has a basic effect on the size of the load and a load corresponding more to reality can be obtained using the mean monthly runoff. The seasons were divided as the snow cover period (winter), snow melting (spring), and snow-free period (summer and autumn). The changing point between seasons was estimated in each area and for each year on the basis of weather observations and runoff figures.

5. CALCIUM, POTASSIUM AND SODIUM CONTENT AND WASHING-OUT LOAD

Columns 1 - 4 in table 1 give the mean value of the calcium, 8 - 11 the potassium and 15 - 18 the sodium contents during the 1962 - 1968 observation period, the median and 25 % and 75 % fractiles of the results for regions and the whole country.

Table 1. Mean value, median and 25 % and 75 % fractiles of calcium, potassium and sodium contents of the washing-out observations made in the spring in small drainage basins and their total load.

REGION Name	CALCIUM						
	Mean	Content (mg/l) Median	Fractile 25 %	Fractile 75 %	daily	Total monthly	yearly
	1	2	3	4	5	6	7
1. Southern Finland	6,3	4,6	1,6	8,8	11,1	181	2172
2. Central Finland	1,5	0,8	0,5	2,1	0,9	74	888
3. Ostrobothnia	5,1	3,3	1,1	5,8	6,8	206	2472
4. North Karelia	2,5	1,9	0,8	2,9	6,9	202	2424
5. Northern Finland	1,0	0,6	0,4	1,1	2,7	92	1104
Whole of Finland	3,2	1,6	0,8	3,6	5,4	144	1728
	8	9	10	11	12	13	14
	POTASSIUM						
1. Southern Finland	2,1	2,0	1,2	2,8	5,1	67	804
2. Central Finland	0,7	0,6	0,5	0,8	0,8	47	564
3. Ostrobothnia	2,9	2,4	1,2	4,0	3,0	113	1356
4. North Karelia	1,4	1,2	0,9	1,6	3,2	104	1248
5. Northern Finland	0,9	0,6	0,4	0,8	4,6	111	1332
Whole of Finland	1,6	1,0	0,6	2,0	3,3	86	1032

REGION Name	SODIUM						
	Mean	Content (mg/l) Median	Fractile 25 %	Fractile 75 %	Load (kg/km ²) Total monthly	Load (kg/km ²) Total monthly	
	15	16	17	18	19	20	
1. Southern Finland	6,7	5,2	3,0	9,3	11,4	201	2412
2. Central Finland	2,6	2,2	1,8	2,7	3,4	151	1812
3. Ostrobothnia	8,3	6,0	2,7	11,0	9,5	284	3408
4. North Karelia	2,2	2,2	1,2	2,6	3,8	147	1764
5. Northern Finland	1,0	1,0	0,8	1,2	3,4	119	1428
Whole of Finland	4,4	2,6	1,7	5,2	6,4	177	2124

Judging by the values in the table 1 it can be said that the calcium, potassium and sodium contents differ essentially in different parts of the country. The highest contents appear in the coastal areas (southern Finland and Ostrobothnia).

In table 1, column 5, 6, 12, 13, 19 and 20, the average calcium, potassium and sodium load passing from the soil and rural settlement into the water has been calculated for each sampling day and month by region, as well as the result of the whole observation data. The corresponding loads during the observation period are given in columns 7, 14 and 21.

The load sizes in different parts of the country more or less follow the content order. The highest loads are generally in Ostrobothnia, namely 2472 kg Ca/km². year, 1356 kg P/km². year and 3408 kg Na/km². year.

6. CORRELATION COEFFICIENTS

The correlation coefficients between the certain load factors, alkaline earths contents as well as total washing-outs in all drainage basins, shown in table 2, have also been calculated.

The variables were: rainfall during one and two days before observation, drainage area, land and channel slope, percentage of cultivated land and peat land, fine soil types, coarse soil types, person equivalent density of the waste waters and of the other population + domestic animals and use of fertilizers per cultivated surface area unit (N, P).

Detailed determination of the factors affecting washing out is not possible on the basis of these data by the fact that the most important factors are intercorrelated. For example, the proportion of cultivated land and fine soil types, settlement served by sewers and inhabitant + animal density

Table 2. Statistically very significant ($P < 0,1 \%$) correlation coefficients ($\times 100$) between certain load factors, alkaline earths contents as well as total washing-outs in all drainage basins.

	Calcium		Potassium		Sodium	
	Washing-out		Washing-out		Washing-out	
	Daily	Monthly	Daily	Monthly	Daily	Monthly
Cultivated land	59	51	45	44	55	52
Fine soil types	48	39	43	40	55	54
Waste waters (sewages)	35		34	33	40	41
Other habitation and livestock	52	47	35	39	42	45
Phosphorus/cultivated land	60	45	39	36	53	46
Nitrogen/cultivated land	59	39	31		49	42

Statistical analysis will, however, be continued, so that there is no need or possibility in this connection to give more information.

7. CONCLUSIONS

As conclusion from investigation results can be said

- The highest calcium, potassium and sodium contents are in the coastal areas in southern Finland and Ostrobothnia.
- The highest loads are in Ostrobothnia, which was quite recently sea bed.
- The washing-out of calcium, potassium and sodium seems to depend strongly on so called "the fertility factor", i.e.

the proportion of cultivated land and fine soil types, sewage load and inhabitant + animal density.

- The correlation between washing-out loads and increase of agricultural artificial fertilizers (N, P) is very significant.

References

Mustonen, S. E. (1965 a) Hydrologic investigations by the board of agriculture during the years 1957 to 1964. Soil and Hydrotechnical Investigations 11 National board of agriculture.

- (1965 b) Effects of meteorologic and basin characteristics on runoff. Ibid. 12.

Mustonen, S. E. & Seuna, P. (1969) Hydrologic investigations by the board of agriculture during the years 1965 to 1968. Ibid. 14.

Särkkä, M. (1972) The washing-out of nutrients in the watersheds. Aqua Fennica, 88 - 103.

Wadleigh, C. H. (1968) Wastes in relation to Agriculture and Forestry. Miscellaneous Publication 1065. United States Department of Agriculture.

NIMI NAME	KUNTA COMMUNITY	ALA AREA (km ²)
14	Teeressuonoja	Vihti 0,688
15	Kylmänoja	" 4,04
21	Löytäneenoja	Kokemäki 5,64
31	Pounulanpuro	Orivesi 3,01
32	Siukolanpuro	" 3,37
33	Katajaluoma	Ikaalinen 11,2
41	Niittyjoki	Valkeala 29,7
42	Ravijoki	Virolahti 56,9
43	Latosuonoja	Ruokolahti 5,34
44	Huhtisuonoja	" 5,33
51	Kesselinpuro	Kuusjärvi 21,7
52	Kuokkalenoja	" 2,76
53	Mustapuro	" 11,2
61	Korpijoki	Kiuruvesi 122
71	Ruunapuro	Laukaa 5,39
72	Heinäjoki	Korpilahti 9,40
81	Haapajyrä	Ylistaro 6,09
82	Kainastontuoma	" 79,2
83	Kaidesuoma	Alavus 45,5
84	Norrskögsdicket	Yli-Ikari 11,6
85	Sulvanjoki	Sulva 26,8
91	Tuuraaja	Kalajoensuu 23,5
92	Tujuoja	Haapajärvi 20,6
93	Pahkooja	Lestijärvi 23,3
94	Kuikkisenoja	Kalvia 8,05
101	Huopakinoja	Pattijoki 19,7
102	Vaarajoki	Kuusarni 19,3
103	Myllypuro	Hyrnsalmi 9,86
111	Kuusivaaranpuro	Salla 27,6
112	Lismanoja	Sodankylä 2,77
113	Korinttinoja	Rovaniemi 6,13
114	Vähä-Askanjoki	Kemijärvi 16,4
115	Hourunkoskenoja	Kolari 9,59
116	Mylyyoja	Savukoski 28,5

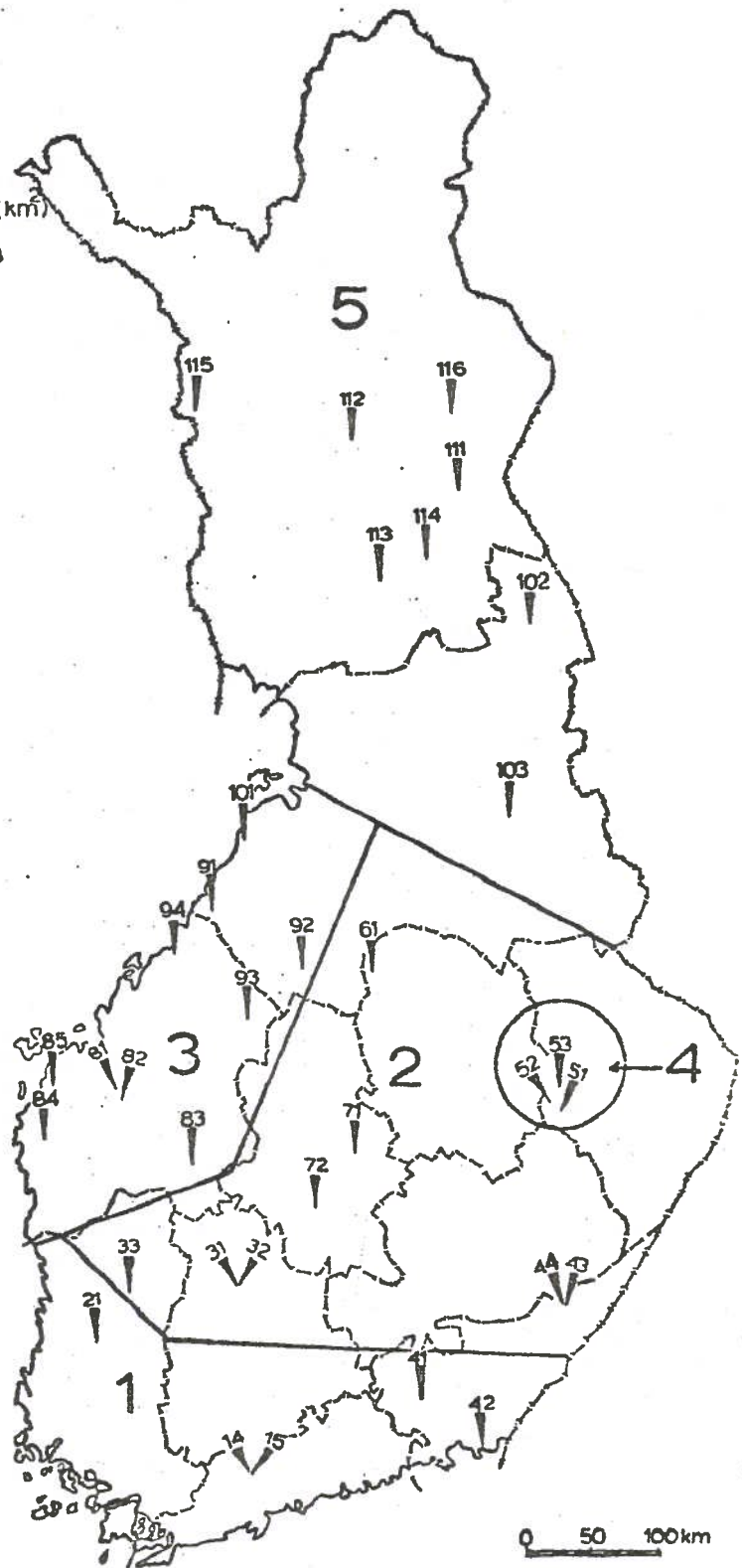


Fig. 1. The location and size of the observation basins and different main regions (tall numbers) used in this investigation.

Nordic Hydrologic Conference

1974-07-23 - 07-26

Aalborg

Denmark

1-100-132-114/G

1974-06-11

HJ/dm

PLANNING OF WATER QUALITY MANAGEMENT
IN FINLAND

by

Hannu Jäppinen M.Sc.

1. INTRODUCTION

Conflicts caused by the multipurpose use of water resources are very common all over the world. Phenomena such as urbanization, increased affluence and leisure have resulted in a rapid rise in the value of unpolluted water bodies. Despite the fact that measuring of the real value of waters in their natural state is still beyond the possibilities of modern economic analysis, human societies are more and more willing to invest ever growing amounts of money in water quality management.

On the other hand, the recent progress in water pollution control has led to a situation in which political decision making is gaining increasing importance. This situation is a great challenge to the planners of water pollution control since the necessary alternatives for the decision makers must be produced by the integrated efforts of relevant technical, scientific and economic experts in each country. However, the economic feasibility of successful environmental control is still a question which can hardly be satisfactorily evaluated.

Especially the lag in development of environmental cost-benefit analysis might be a severe constraint where plans for up-to-date water protection measures are concerned. This reason can, for instance, be used as an excuse to delay the application of modern pollution-free industrial processes.

At the same time, however, many long-term plans are rather optimistic as regards the possibilities of water pollution technology. A typical example of these plans is the objective of zero discharge in the United States, which should be achieved by the middle of the eighties. Modern technology is, indeed, producing an ever increasing number of internal and external methods for the elimination of both domestic and industrial waste water

loads and many of these methods can already be exploited in full-scale plants.

Accordingly, one of the main tasks in the planning of water quality management is to find a suitable basis for the implementation of the most effective anti-pollution measures.

2. CONFLICTS BETWEEN THE PRESENT USE AND THE USABILITY OF WATER RESOURCES IN FINLAND

Many activities can decrease the usability of waters for purposes requiring good water quality. Water pollution can endanger domestic (or equivalent) water supply, recreation and fishery. Moreover, polluted waters are almost always esthetically unpleasant, and the losses to conventional nature conservation can be considerable.

In Finland the total area of inland waters which, due to pollution, are unsuitable for domestic water supply, recreation and fishery is at present about 1 100 km² (~ 3 % of the total area of lakes). In addition some 6 1 00 km² (~ 28 %) of Finnish lakes are slightly polluted. Consequently, some limitations in their usability, although they are not very severe, can be pointed out. Some of these areas have been disturbed by diffuse sources of pollution.

Almost all important rivers, having a total length of about 8 800 km, have been classified as belonging to the third usability category, at most. The relevant water quality standards are presented in Appendix 1. Many rivers, especially in the coastal region of Finland have, however, been partly polluted by diffuse sources.

Coastal waters are also polluted to a certain extent. It has been estimated that about 100 km² are heavily polluted, thus belonging to usability categories V and IV. In addition, some 240 km² of coastal waters are polluted to a lesser extent and belong to usability category III. Furthermore, about 1 400 km² of Finnish coastal waters are currently showing some minor signs of pollution compared to the undisturbed water of the Baltic.

The total length of the shoreline (lakes and coastal waters) in Finland is about 170 000 km. Approximately 5 000 km or 3 % of the shoreline is in contact with heavily polluted water areas (classes V and IV) and some 25 000 km or 15 % of the shoreline is in contact with slightly polluted waters (class III). It has been estimated that about 2.5 million people or more than 50 % of the population of Finland are living in the immediate vicinity of more or less polluted waters, and some 1.1 million people are living close to heavily polluted waters.

In addition to these disadvantages mainly connected with the recreational use of water resources and the quality of residential environment, pollution of waters has caused difficulties in water supply for domestic, industrial and agricultural purposes. For instance, raw water sources of about 270 000 inhabitants belong at this moment to usability category IV. This is an unsatisfactory situation, indeed.

All the figures presented above reveal that damage caused by water pollution in Finland is not negligible. Furthermore, it is evident that without the implementation of efficient water control measures the deterioration of water resources will continue and result in more and more severe limitations to the balance development of the country.

In the present situation the main objective of water quality management in Finland is that the areas of polluted waters must in future be continuously reduced in size. This objective will require rather heavy economic inputs during the coming ten years, as is made clear further on in this paper.

3. PLANNING ORGANIZATION AND ITS ACTIVITIES

According to the Water Resources Administration Act (1970) the National Water Board (NWB) is at present responsible for the planning of the management of water resources in Finland. This Board has been subordinated to the Ministry for Agriculture and Forestry.

The law presupposes that the planning of water pollution control is carried out in close connection with the planning of other uses of water resources. The NWB has a special general planning department for the preparation of so-called integrated plans for management of water resources.

Appendix 2 presents the 19 different planning areas for which integrated plans for the management of water resources are to be prepared. The time schedule for different plans is also indicated in this Appendix. According to the schedule the first-stage integrated plans would cover the whole country during 1976 at the latest.

For the preparation of the plans the general planning department has set up special teams composed of experts representing the technical, natural and economic sciences. In addition, the project team can buy special services from consultants, for instance in the field of process technology of different industries.

The planning activities mentioned above have been going on, depending on the area in question, from 1 to 4 years. In many cases the compilation

of different uses of water resources has been found to be an unexpectedly difficult task. The difficulties have caused some delays in the preparation of integrated plans. However, the relevant water pollution control plans which, in fact, have been under preparation since the late sixties and which have been completed for the most important regions in Finland, can be implemented without serious difficulties.

Quite recently the NWE also completed the so-called "National Master Plan for Water Quality Management for the Years 1974-1983". This paper has been prepared for the coordination of future regional planning activities and to give a realistic basis for the long-term financing of water pollution control. The following chapters summarize this national plan.

3. THE NATIONAL OBJECTIVES OF WATER POLLUTION CONTROL

The objectives of national pollution control, defined in the national master plan, have been divided into primary and secondary objectives. Primary objectives focus on ecology, quality and usability of natural waters, while secondary objectives define the alternative anti-pollution methods that are technically and economically feasible in the light of the nation's current material resources.

The primary objectives can be summarized as follows:

- Unpolluted water resources must not be affected by point sources of pollution. Diffuse loads to these water must also be minimized. Special attention must be paid to the elimination of ecologically hazardous toxic chemicals and plant nutrients.
- All more or less polluted water areas must be reduced in size. In densely populated and highly industrialized areas, waters must be improved

so that they are suitable at least for recreation and residential environment.

- Water resources meant for domestic water supply or equivalent purposes have to be protected very effectively.
- Attention must also be paid to the environmental consequences of the ever-increasing recreational use of waters. Possible damage has to be avoided with the help of effective supervision and planning.
- Water quality management should promote both national and regional economic development.
- The best available technology which is economically feasible should always be applied. This implies that the planning of measures is carried out according to the "least-cost" principle.
- The traditional benefit-cost framework has to be supplemented by the environmental consequences of alternative measures.
- Water quality management is one part of the integrated environmental pollution control, and water pollution control measures must not cause any damage to other components of the environment.

The secondary objectives can be summarized as follows:

- First measures concerning industry are normally process-technical improvements, re-use of wastes, manufacture of by-products, elimination of environmentally hazardous chemicals and environmental risks caused by possible disturbances in production processes.

- Internal measures are followed by technically and economically feasible external treatment of industrial effluent.
- The efficiency of domestic waste water treatment is determined case by case. However, BOD and P reduction should always be at least 60-90 % and 70-90 % respectively. Nitrogen loads should also be reduced, if necessary.
- The choice of the most appropriate points of waste discharge is also very important, but it should not be considered as an alternative to waste water treatment.

4. ESTIMATED RESULTS AND COSTS OF FUTURE WATER CONTROL MEASURES

4.1 The Estimated Reduction of Waste Water Loads

The national master plan both for industry and for the population suggests rather detailed pollution control measures, based on the secondary objectives, that might be used in the future. These measures will result in a considerable reduction of waste water loads during the coming ten years.

The development of BOD, phosphorous and nitrogen loads of different waste waters till the early eighties has been estimated as shown in Table 1. According to the table the total BOD load of industry and population will be reduced during the seventies by about 60 % and the total phosphorous load by about 40 % as compared to the situation in the early seventies.

Some estimates of the effects of the scheduled water pollution control measures on the quality of receiving waters have also been prepared, although more detailed information is not yet available. According to preliminary calculations waters belonging to the worst usability category (V) would practically

disappear and the extent of waters belonging to the fourth usability category would be reduced by 50 %. The total area of waters belonging to the third category would, however, remain almost the same since a great part of these waters is affected by diffuse sources of pollution.

4.2 The Cost of Water Pollution Control Measures

4.2.1 Population

The investments necessary for the further development of municipal sewer systems and water pollution control facilities will be, according to the most recent estimates, about 3 000 million Fmk during the seventies. The share of investments directly for water pollution control will be about 1 500 million Fmk. This sum is partly invested in waste water treatment plants (700 million Fmk) and partly in main conduits and discharge sewers (800 million Fmk). Moreover, it can be estimated that in the early eighties the need for further financing will be 60-70 million Fmk/year.

This is caused by increased urbanization, the need for more effective treatment methods and the increased waste water amounts.

The share of the state in the form of interest-subsidized loans, water pollution control grants and projects carried out by the State itself will be 30-60 % of the total investments. The dominant form of financial aid will be the interest-subsidized loans granted by the state-owned Post Office Bank.

4.2.2 Industry

It has been estimated that during the period 1974-83 investments for water pollution control in industry would be about 1 300 million Fmk (1972 prices).

This sum should be divided between different industrial types in different areas as follows (figures in mill. Fmk):

	Pulp and Paper Industry	Other Major Industries	Minor Industries	Total
1974-1977	430	90	50	550
1978-1980	270	70	30	420
1981-1983	150	90	90	330
1974-1983	850	250	200	1 300

It can be seen that the investments in the pulp and paper industry will be biggest at the beginning of the period while the share of other industries will be high only at the end of the period. This is mainly due to the fact that the water pollution control plans for the pulp and paper industry have already been completed, but are still partly lacking for other types of industry.

The government estimate of revenue and expenditure for this year includes a statement in favor of financing industry's water pollution control activities on the basis of a so-called total financing system. This system also includes a possible loan from IBRD for the years 1974-1977.

Under the system in question the total financing of 1 300 million Fmk is proposed to be arranged during the next ten years in the following way:

Industry	300 mill Fmk (23 %)
Bank of Finland and Mortgage Bank of Finland Ltd	500 mill Fmk (38.5 %)
<u>The State</u>	<u>500 mill Fmk (38.5 %)</u>
Total	1 300 mill Fmk (100 %)

Of the state's share, 350 million Fmk or 27 % would be interest-supported loans granted by the Post Office Bank and 150 million Fmk (11.5 %) would be obtained from funds accumulated for economy balancing purposes or in export levies.

5. SUMMARY

The integrated planning of management of water resources was started in 1970 after the foundation of the National Water Board. The planning of water pollution control and water supply was, however, started separately already in the middle of the sixties. Thus the implementation of relevant water pollution control measures based on general plans covering whole river basins has been possible since the late sixties.

The National Water Board has recently completed a draft of "The master plan of water quality management in Finland for the years 1974-1983". This plan outlines the principles that should be taken into account in regional integrated plans for water resources management. For the preparation of these plans the country was divided into 19 regions each of them covering one or several river basins. Most of these plans will be completed before the year 1977. However, due to the need for quick and effective water pollution control measures, the planning of this special section has been accelerated. As a result, the up-to-date section plans for water quality management for the most important regions in Finland have already been completed.

The overall objectives of water quality management in Finland are defined as primary and secondary objectives. Primary objectives are based on the desired quality and usability of water resources, and on the economic aspects of water quality management. Secondary objectives are based on technological aspects and possibilities of waste water abatement.

According to the more detailed plans completed to date, the waste water loads of industry and population will be considerably reduced during the coming 10 years. Compared to the present situation the total BOD and P loads will be reduced by 60 % and 40 % respectively. Nitrogen loads will remain roughly the same.

The total investments for water pollution control required during the next ten years will be about 2 800 million Fmk (~ 720 mill. US \$).

The share of water pollution control measures carried out by communities will be about 1 500 million Fmk (~ 375 mill. US \$) i.e. 150 mill Fmk/year.

The rest of the total investments or 1 300 million marks (335 mill. US \$) will be used by different branches of industry, especially the pulp and paper industry.

The state will provide to communities grants and loans for water pollution control amounting to 30-60 % of the total investments. The state will also participate in the financing of measures carried out by industry. The share of the state (as loans to industry) is proposed to be about 40 % of the total investments required.

Polluter	BOD ₇		t O ₂ /d		Phosphorous kg P/d			Nitrogen kg N/d		
	1972	1980	1985	1972	1980	1985	1972	1980	1985	
<u>Population</u>	116	62	50	5 440	2 700	2 600	26 600	33 000	36 000	
<u>Industries</u>										
Pulp and Paper	1 328	560	400	2 000	2 300	2 000	15 000	15 000	15 000	
Fertilizer	1			765	220	150	3 480	1 770	1 000	
Other Chemicals	7	4					2 200	1 900		
Food	57	8		60	50		3 670	2 600		
Leather	4	1		30	10		1 040	700		
Textile	3	-		60	-		150	-		
TOTAL	1 516	635		9 195	5 430		52 140	54 970		

Table 1

WATER QUALITY STANDARDS ACCORDING TO THE USABILITY OF WATERS

Class I: Excellent

Water is suitable for all normal purposes

Class II: Good

Water is suitable for all purposes. However, if it is used for domestic water supply or for equivalent industrial purposes, chemical purification is needed to remove humic substances.

Class III: Satisfactory

Usability of water is limited. Poor hygienic quality may prevent the use of a body of water for, for instance, recreational purposes and irrigation. Water can be used for domestic water supply only if it is treated very efficiently and its quality is frequently controlled.

Class IV: Fair

Water is normally suitable only for cooling purposes and navigation.

Class V: Bad

Water is unsuitable for any conventional purposes.

Chemical and physical limit values between the different classes are as follows:

Parameter	Limit Values			
	I/II	II/III	III/IV	IV/V
Focal streptococci cells/100 ml	25	25	250	
Color mg Pt/l	20	80	120	200
COD mg KMnO ₄ /l	20	80	120	170
BOD ₇ mg O ₂ /l	1	2	5	15
O ₂ % saturation	90-105	70-110	50-120	30-125
Poisonous substances	Administrative regulations must not be exceeded			
Oils	none		may be visible on the surface	
Floating solids	none		minor amounts	
Lignin mgNaLS/l ¹⁾	1	2	5	
Fe mg/l ¹⁾	0.2	1	5	
Mn " ¹⁾	0.05	0.1	0.5	
Algal blooms	none	rarely	frequently	

In cases where a body of water is frequently contaminated by oils, or foaming and floating waste substances or the following concentrations of poisonous substances are exceeded, the water must always be classified as belonging to the fifth or fourth class even if other parameters do not suggest this.

1) Parameters are dominant only if the water is used for domestic water supply or for equivalent industrial purposes.

As	mg/l	0.05
Hg	"	0.005
Phenols	"	0.005
Cd	"	0.01
Cu	"	0.5
Pb	"	0.1
CN		0.01
Surface active agents	mg/l (anionic)	1

Areas of the integrated
planning of water
resources management

Each individual area is
composed of 1 or several
river basins

Completed

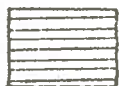


1972

To be completed



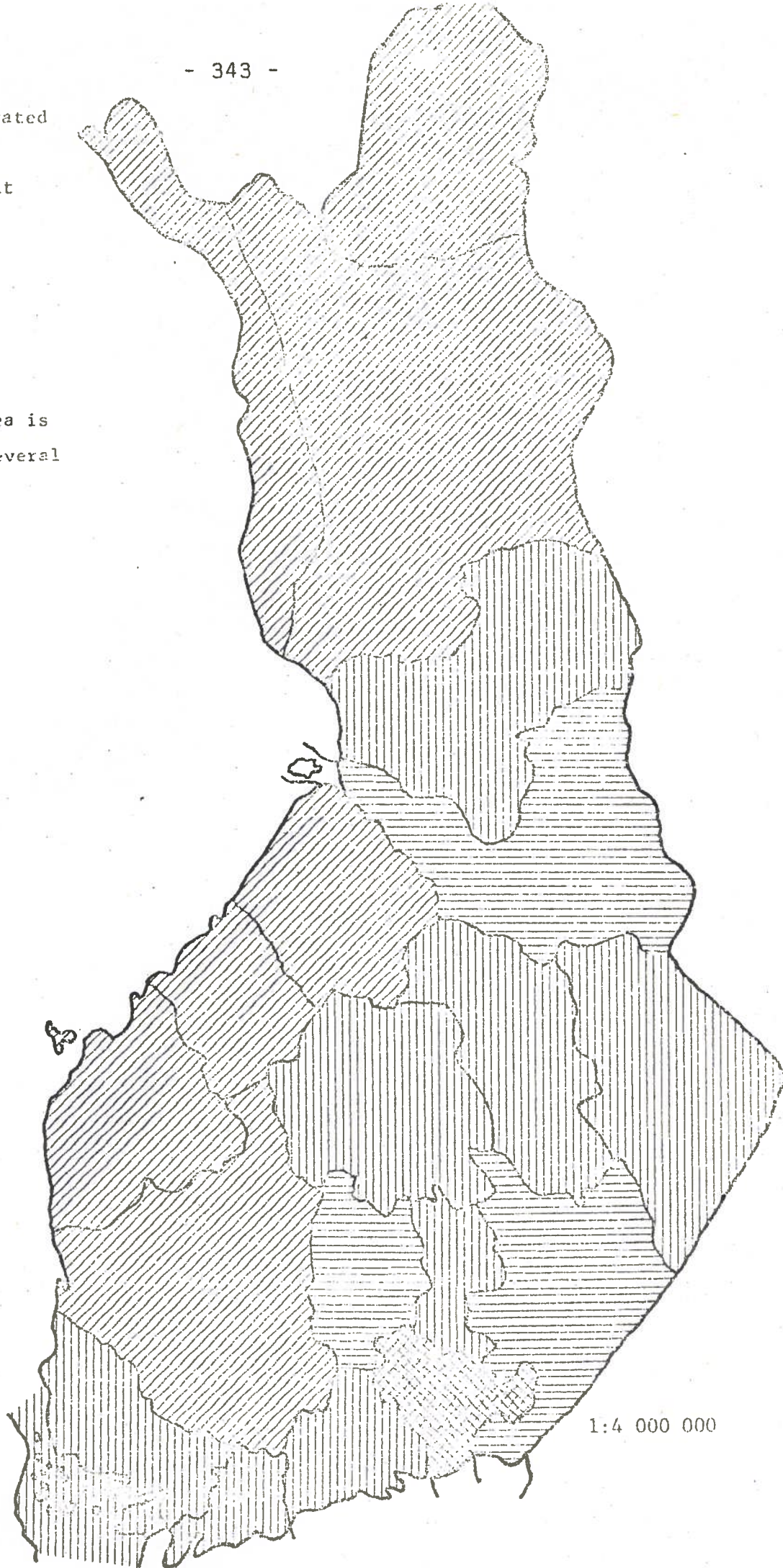
1974



1975



1976



1:4 000 000

UNDERSÖKNINGAR AV NEDFALLETS SAMMANSÄTTNING I FINLAND 1971-73

KIRSTI HAAPALA, NATIONAL BOARD OF WATERS, FINLAND

SAMMANFATTNING

Vattenstyrelsens vattenforskningsinstitut påbörjade år 1971 en undersökning av nedfallets kemiska sammansättning i olika delar av Finland. Målsättningen med undersökningen var att få fram resultat, som man kan använda vid beräkning av belastning av vattendrag via atmosfären. Meningen är också att man med hjälp av dessa undersökningar skall kunna göra noggrannare materialbalanstudier på olika avrinningsområden.

Vid undersökningen mäts på prov som samlats under en månad på 49 observationsplatser följande komponenter: sulfat, klorid, organiskt kol, natrium, kalium, kalcium, magnesium, totalnitrogen, nitratnitrogen, ammoniumnitrogen, totalfosfor, starka syror, pH och konduktivitet. Vid placeringen av stationerna har man försökt att undvika lokal inverkan så att stationerna fungerar som bakgrundsstationer.

Resultaten visar oftast en klar fördelning av nedfall av olika komponenter så att sydvästra Finland och den sydliga kusten får de största nedfallen. Det är många faktorer som inverkar på fördelningen av nedfall. Bland dessa kan nämnas nederbördsmängden, lokaliseringen av befolkningen, industrin och jordbruksområdena samt närheten av havet.

Resultaten har jämförts med tidigare resultat. I synnerhet är tillökningen av nedfall av sulfat stor i södra Finland.

1. INLEDNING

Många undersökningar (t.ex. Engström et al. 1971, Snekvik 1972, Henriksen 1972) visar, att det via atmosfären kan ske en sådan belastning av vattendrag, att skadliga effekter kan uppmärkas. I synnerhet har man märkt denna belastning som förurning av vattendrag i Skandinavien. Även i Finland finns det tecken på förändringar av surhetsgraden i vattendrag, där inget utsläpp sker (Kenttämies 1973).

Sedan 1950-talet har Finland deltagit i olika undersökningar rörande nedfallets kemiska sammansättning (Buch 1960, OECD:s "Long Range Transport of Sulfur Compounds"). Stationerna har dock varit få.

Vattenstyrelsen behöver kunskap av nedfallets kemiska komponenter för belastningsberäkningar och materialbalansberäkningar på olika avrinningsområden. Syftet med denna undersökning är att åstadkomma resultat, som kan användas för olika ändamål inom vattenförvaltningen.

Resultat från år 1971 har tidigare behandlats i vattenstyrelsen rapport (Haapala 1972).

2. METODER

Vattenstyrelsens vattenforskningsinstitut upprättade i början av år 1971 ett observationsnät för nedfallsprovtagning. Nätet bestod till en början av 42 observationsplatser och utökades år 1972 med några stationer så att nätet nu består av 49 observationspunkter jämt uppdelade över hela Finland (Fig. 1). Nedfallsprovtagningen sker i närheten av en nederbördsräknare av vilken månadsvärdet för nederbörden erhålls.

En schematisk bild av provtagaren uppvisas i bild 2. Provtagaren består av två polyetylenkärl, en trattdel och en provflaska, som är sammangjutna. Mellan de båda delarna är det ett teflonnät där större orenheter som inte hör till nedfallet, stannar. Trattdelen är försedd med vassa tänder så att fåglarna inte skall störa provtagningen. Överkanten på provtagaren ligger på en höjd av omkring 2,10 m.

Proven samlas en månad så allt som allt analyseras årligen tolv prov från varje provtagningspunkt. Ur provet analyseras följande komponenter pH, konduktivitet, sulfat, klorid, natrium, kalium, kalcium, magnesium totalfosfor, totalnitrogen, ammonium-nitrogen, nitrat-nitrogen, organiskt kol och överskottet av starka syror i provet. Vid analyseringen används metoder som är i bruk på vattenforskningsinstitutets laboratorium (Haapala & Erkomaa 1971). Proven konserveras inte under uppsamlingen av nedfallet, ty man har inte kunnat finna något konserveringsmedel som skulle lämpa sig för alla de analyserade komponenterna.

3. RESULTAT

Resultat från år 1971 har tidigare behandlats i vattenstyrelsens rapport (Haapala 1972).

I behandlingen av resultaten har både medianvärdet och medeltalet för nedfallet av olika ämnen beräknats som mg/m^2 per månad. Starka syror har räknats som $\mu\text{mol/m}^2$ per månad, pH-talet som medianvärde av månadsmätningarna och konduktivitet i enheten $\mu\text{S/cm}$.

Variationen i månadsmedianvärden (utom ammonium och nitrat) under de tre åren är uppsatt i tabell 1. På basen av hela materialet har medeltalet av medianvärden beräknats för 1971, 1972 och 1973 och dessa medeltal visas i tabell 2. Medelvärdet (1971...73) av nedfallet av sulfat, totalnitrogen och

totalfosfor på olika provtagningspunkter visas i figurerna 3...5. Resultaten från alla provtagningsstationerna kommer att utges i vattenstyrelsens informationsserie.

Taulukko
 Tabell 1. *Eriiden sadannan* Variationen av medianvärden av nedfallet under *medianiarvojen vaihtelu vuosina 1971-1973,* 1971...73 *(Harpala 1974)*

<i>Komponentti</i> Komponent	1971	1972	1973
Natrium <i>mg/m² per månad</i>	12 - 43	7 - 41	7 - 64
Kalium <i>mg/m² "</i>		1 - 26	3 - 28
Kalcium <i>"</i>	14 - 62	15 - 79	7 - 78
Magnesium <i>"</i>	2,5 - 13,8	2,0 - 12,1	3,4 - 13,0
Tot.nitrogen <i>"</i>	11 - 97	8 - 80	8 - 94
Tot.fosfor <i>"</i>	0,4 - 7,5	0,4 - 2,9	0,2 - 1,6
Sulfat <i>"</i>	68 - 422	78 - 323	46 - 382
Klorid <i>"</i>	25 - 69	24 - 166	23 - 119
Org.kol <i>"</i>	65 - 858	65 - 555	53 - 313
pH <i>"</i>	5,1 - 6,3	4,3 - 6,0	4,3 - 5,7
Konduktivitet <i>µS/cm</i>	15 - 46	18 - 49	12 - 38
Starka syror <i>µmol/m² per månad</i>		0 - 2554	0 - 2864
Nederbörd <i>mm/år</i>	307 - 673	390 - 675	351 - 753
Observationspunkter-st.	42	48	49

Tabell 2. Medelvärdet av nedfall av olika ämnen 1971...73

	1971	1972	<i>2^o</i>	1973	<i>3^o</i>
Natrium <i>mg/m² per månad</i>	21	14	16	18	192
Kalium <i>"</i>		13	13,5	14	162
Kalcium <i>"</i>	36	34	34	34	408
Magnesium <i>"</i>	5,6	4,8	5,5	7,0	71
Tot.nitrogen <i>"</i>	42	37	36,5	36	438
Tot.fosfor <i>"</i>	1,7	1,3	1,0	0,7	12
Sulfat <i>"</i>	200	169	162	155	1940
Klorid <i>"</i>	47	65	55,5	46	165
Org.kol <i>"</i>	454	252		112	

mg
 1000 · x 1000
 1000 x 1000

x 12 ↗

Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	28	32	26
Starka syror $\mu\text{mol}/\text{m}^2$ per månad		981	1007

4. DISKUSSION

Användningen av medianvärden i stället för mediumvärde av månadsnedfallen är ett försök att minska på osäkerheten av resultaten. I många fall går median- och mediumvärden väl ihop, men allmänt kan man se en tendens att mediumvärdet är högre än medianvärdet. Förorening av proven kan mycket lätt hända under en månad lång provtagningstid och det är mycket svårt i analyseringsskedet att bedöma om detta har hänt. Särskilt de månader då nederbörden varit mycket liten är risken för förorening av proven stor.

Mängden av nederbörden i provtagningsapparaten var allmänt mindre än regnvattensmätarens resultat (omkring 71 % år 1973). Detta kan bero på avdunstning, särskilt under sommarmånaderna, och också på provtagningskärlets utformning. Särskilt under vintertiden är nederbörds mängderna mätta i provtagtagningsflaskan allmänhet mycket mindre än resultaten av nederbörds mätaren. I beräkningarna har nederbördsresultaten från nederbörds mätarna använts.

4.1. FOSFOR OCH NITROGEN

Uppdelningen av fosfornedfallet från 1971...73 uppvisas på bild 5, där man kan se att de högsta mängderna av nedfall mestadels uppkommer i södra Finland. Provtagningshöjden har säkert en stor inverkan på dessa resultat. Man kan klart se, att de största mängderna förekommer under den tid då marken inte är frusen. Utom jordarter har landsbrukstrakter och placering av industri uppenbarligen en effekt på nedfallsmängderna.

Om man beräknar ett genomsnittligt månadsmedianvärde för hela landet (tabell 2) kan man se en klar förminskning i värdena från 1971 till 1973. En förklaring för detta är att provtagningsstationerna granskades sommaren 1972 och förbättringar gjordes för att få bort sådana inverknings som inte kan anses höra till en bakgrundsstation.

På grund av materialet får man följande årsnedfall för fosfor

1971	20,4 mg/m ²	per år
1972	15,6	"
1973	8,4	"

Det sista talet är mycket nära resultatet 8,6 mg P/m² per år Viro (1953) fick med analysering av snöprov från olika delar av Finland.

Nitrogennedfallet kan uppdelas i tre fraktioner, som är ungefär lika stora nämligen nitrat-, ammonium- och organiskt nitrogen. Den långa provtagnings tiden kan dock inverka på uppdelningen av de olika N-föreningarna. På grund av bild 4 kan man konstatera att sydvästra Finland tycks få de högsta nedfallet av totalnitrogen. Om man räknar ett genomsnittligt tal för hela landet får man följande resultat:

1971	504 mg/m ²	per år
1972	444	"
1973	432	"

Även för nitrogen har under 1972...73 erhållits mindre värden, men skillnaden är inte så stor som för fosfor. Viro (1953) fick av sina snöundersökningar ett totalnitrogennedfall på 587 mg/m² per år.

4.2. SULFAT, STARKA SYROR OCH pH

Mätning av ovannämnda komponenter är viktigt i samband med försurningen av nederbörden, som tydligen har skett under de senaste årtiondena. Figur 3 visar en tydlig fördelning av nedfallet av sulfat i olika delar av landet. Värdena är ett medeltal av medianvärdena för ifrågavarande tre år. Den i början använda turbidimetriska sulfatmetoden utbyttes år 1972 till en automatiserad torinmetod, som har större känslighet för de relativt små sulfatmängderna som förekommer i nederbörden. Resultaten från 1972...73 kan på så sätt anses vara mera riktiga.

Om man jämför dessa resultat med tidigare undersökningar kan man märka en tydlig ökning av nedfallsmängderna. Viro fick åren 1952...53 ett genomsnittligt nedfall på $140 \text{ mg/m}^2 \text{ S}$ per år. I denna undersökning får man nu år 1972 676 och år 1973 $620 \text{ mg/m}^2 \text{ S}$ per år. Samma slutsats kan även dras om man jämför resultaten med Buch's (1960) undersökningar (tabell 3).

Tabell 3. Sulfatnedfall som S mg/m^2 per år på några observationsstationer i Finland 1955...58 och 1973

Observationsstation	1955...58	Observationsstation	1973
Sodankylä	240	Sodankylä	256
Jyväskylä	320	Laukaa	740
Kauhava	370	Ylistaro	476
Kuopio	330	Kuopio	740
Punkaharju	350	Punkaharju	592

De största nedfallen i sydvästra Finland ligger nu över $1\ 000 \text{ mg/m}^2 \text{ S}$ per år. Havet har ju en viss inverkan på sulfatvärdena i kustområdena, men den är inte så stor i Finland så att fördelningen uppvisad på bild 3 skulle ändra sig efter en korrektion av havsvattnets inverkan.

pH värdet i nederbörden är ju ett mått på koldioxidjämvikten i nederbördsprovena. Utom denna jämvikt kan pH-värdet påverkas av sura eller alkaliska komponenter i nederbörden. Den långa provtagningstiden försvårar tolkningen av resultaten, ty biologisk aktivitet kan förändra pH-värdet i proven. Man kan ändå konstatera, att man i norra Finland allmänt har högre pH-medianvärden. Variationen på alla observationsstationer åren 1971...73 kanske tyder på en större försurning av proven.

Resultaten av överskottet av starka syror (svavel- och salpetersyra) i månadsproven försöker förklara samma problem. Tillsvidare kan man konstatera att i finska Lappland är resultaten ofta mycket små, i många fall kan man inte finna överskott av starka syror med den potentiometriska metod som används. För hela landet kan ur materialet räknas ett genomsnittligt värde på omkring 1 000 $\mu\text{mol}/\text{m}^2$ starka syror.

Försurningen av nederbörden och tillväxten av sulfurnedfallet skylls ju på den kraftigt ökade förbrukningen av oljeindustrins produkter. Också i Finland kan man konstatera att detta har skett. Denna undersökning avslöjar inte proportionen mellan inhemsk och från andra länder transporterad svavel. Långväga transport kan ske under speciella väderleksförhållanden och detta undersöks närmare i OECD:s "Long Range Transport of Sulfur Compounds". Kenttämies (1973) har beräknat att hela svavelemissionen jämt uppdelad över hela Finland skulle vara omkring 500 mg/m^2 svavel per år och han har kommit till den slutsatsen, att tillökningen av svavelnedfallet i södra Finland kan bero på ökad inhemsk svavelemission i den industriella delen av landet.

4.3 NEDFALL AV NATRIUM, KALIUM, KALCIUM, MANGNESIUM OCH KLORID

I nedfall av natrium, magnesium och klorid spelar närheten av havet en stor roll och man kan allmänt finna större värden i sydvästra Finland och vid sydkusten. Kalium och kalcium kan till största delen anses som landburna nedfall (Buch 1960).

Tabell 4. Nedfall av jordalkali- och alkalimetaller samt klorid i Finland

	Na	K	Ca	Mg	Cl				
	mg/m ² per år								
Viro 1952 - 53	183	245	199	131	576				
Buch 1955 - 58	158	98	363	42	282				
Vattenforsknings- institutet									
1971	252		432	67	564				
1972	168	192	156	162	408	58	71	780	666
1973	216		168	162	408	708	84	71	552

1332

Itabell 4 har resultaten jämförts med tidigare resultat (Viro 1955, Buch 1960). Kaliumresultaten i vattenforskningsinstitutets undersökning från år 1971 var obrukbara på grund av användning av glasullsfiler för större orenheter. Allmänt kan man konstatera stora årsvariationer utom på kalciumnedfallsvärdena.

4.4. KONDUKTIVITET

Konduktivitetens resultaten ger samma uppfattning av ioniserbara ämnen som analys av olika saltkomponenter. Således är konduktivitetens värdena i södra Finland flerdubbla om man jämför dem med resultat från finska Lappland. Variationerna under de tre undersökningsåren har varit ungefär inom samma gränser.

4.5. ORGANISKT KOL

Resultaten (tabell 1 och 2) visar att det med nedfallet också kommer organiskt material. Den använda mätningmetoden med en gammal Beckman Carbon Analyser är inte tillräckligt känslig för mätning av de små koncentrationerna organiskt kol som nederbörden innehåller. Riktigheten av resultaten kan ibland vara dålig. Variationerna av resultaten är stora men man får en allmän bild av mindre nedfallsmängder i norra Finland. Provtagningsstationens läge inverkar naturligtvis starkt på resultaten och maximumvärdena har gått ned med följd av förbättringar i provtagningsnätet.

LITTERATUR

- Buch, K. (1960) Zusammensetzung des atmosphärischen Niederschlages in Finnland. Soc. Sci. Fenn. XXIV 10.
- Engström, A. et al (1971) Sulfur in air precipitation. Sweden's case study for the United Nations conference on the human environment, Stockholm.
- Haapala, K. (1972) Sadeveden laatu Suomessa vuonna 1971. Vesihallitus Tiedotus 26.
- Haapala, K. ja Erkomaa, K. (1971) Vesihallituksessa käytettävistä analyysimenetelmistä. Vesihallitus Tiedotus A 3.
- Henriksen, A. (1972) Regresjonsanalyse av pH-og hårdhetsobservationer i Sørlandselver. Vann 7. (1), 68 - 76.
- Kenttämies, K. (1973) Järvien pintaveden happamuuden muuttumisesta Suomessa. Vesitalous XIV (3), 22 - 23.
- Snekvik, E. (1972) Forsurning av vassdrag i våre sydligste landsdeler. Vann 7. (1), 59 - 67.
- Viro, P. J. (1953) Loss of nutrients and the natural nutrient balance of the soil in Finland. Comm. inst. forest. Fenn. 41.2. Helsinki.

FIG. 1. VATTENFORSK-
NINGSINSTITUTETS
NEDFALLSSTATIONER
I FINLAND

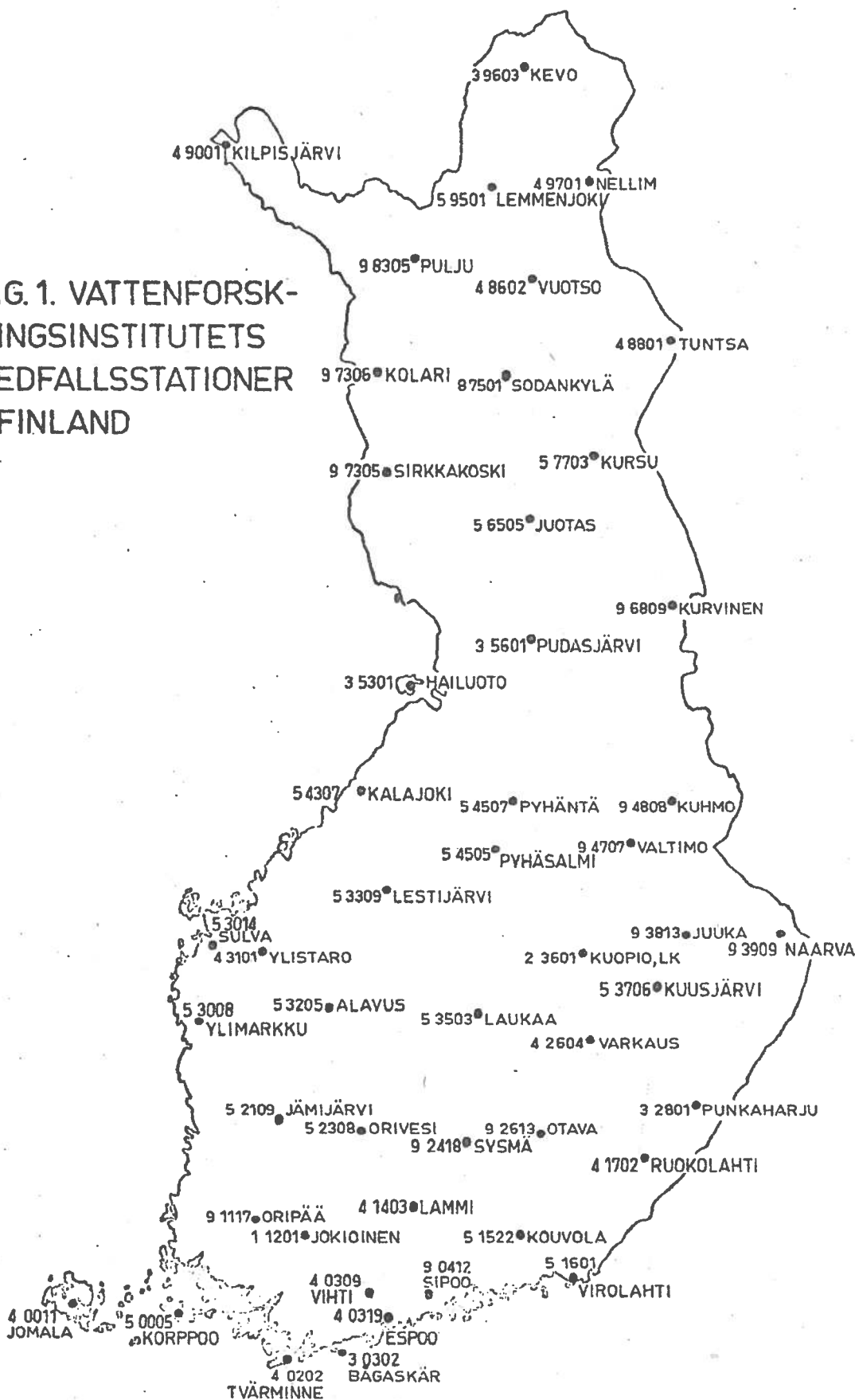


FIG. 2. PROVTAGNINGSS-
APPARATUR I NED-
FALLSUNDERSÖKNINGAR

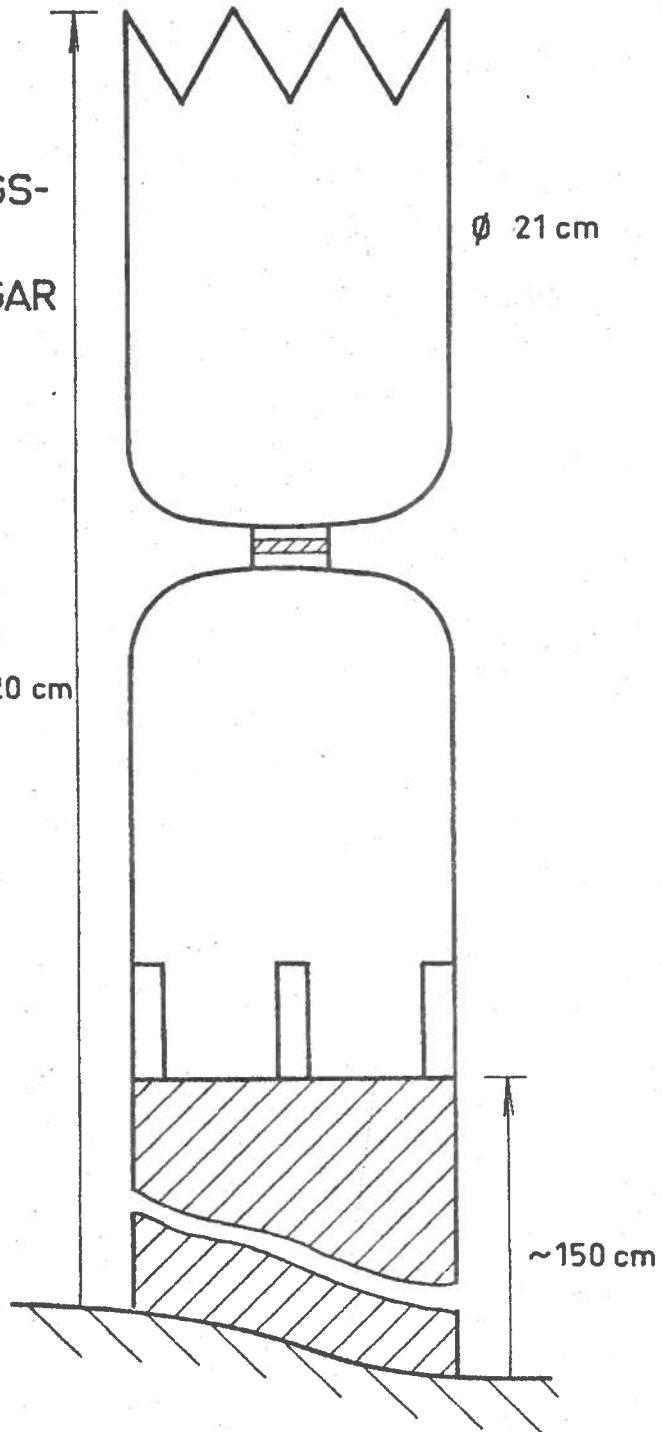





FIG. 3. SULFAT 1971-73
mg/m² PER MÅNAD

SO₄ mg/m² PER MÅNAD

-  < 125
-  125 - 250
-  > 250

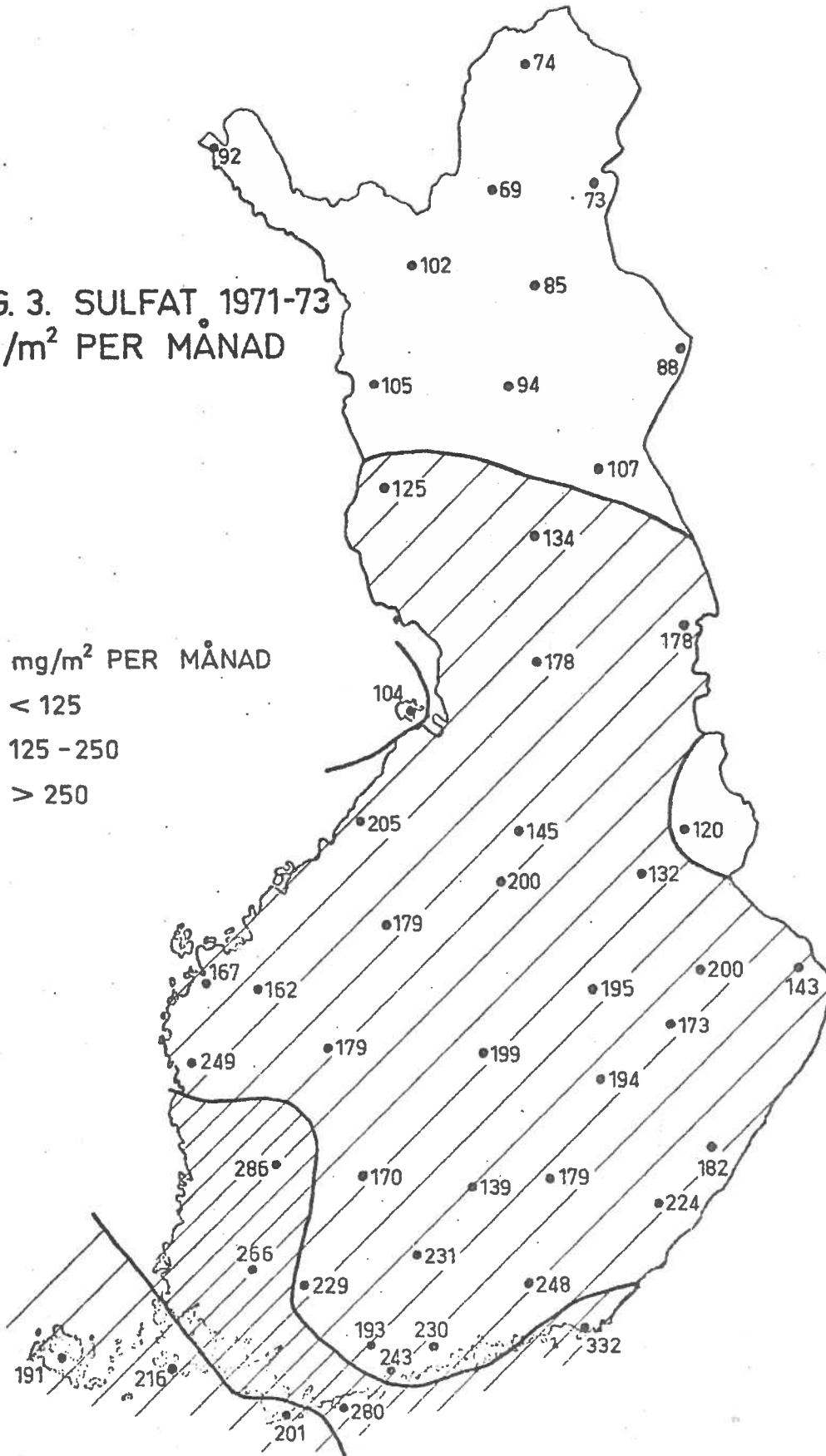
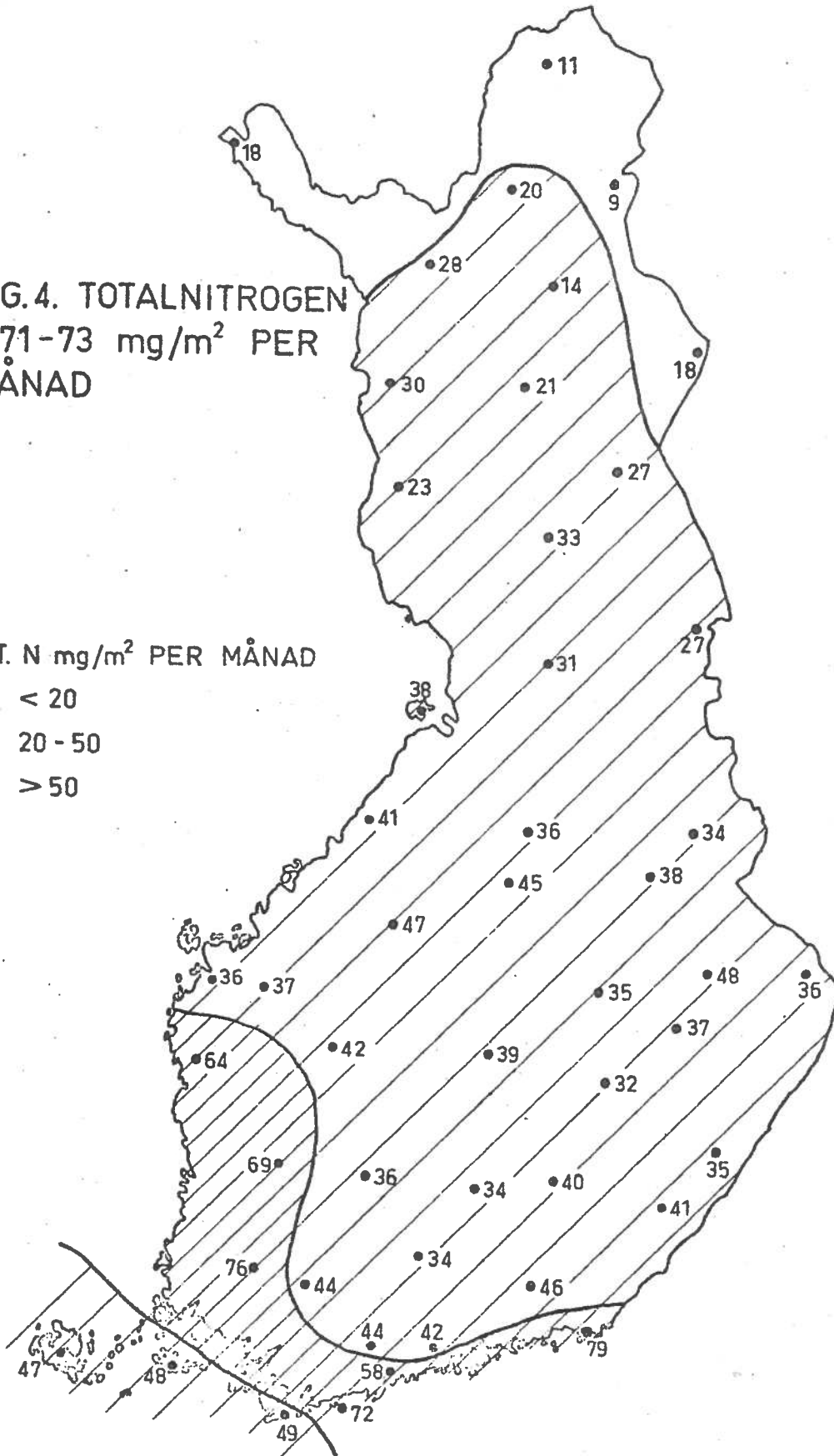


FIG. 4. TOTALNITROGEN
1971-73 mg/m² PER
MÅNAD

TOT. N mg/m² PER MÅNAD

- < 20
- 20 - 50
- > 50



SJÖRESTAURERING - EN ÖVERSIKT AV DEN NUVARANDE SITUATIONEN

Det mot sjöarna riktade miljötänkandet har under en kort tid undergått en betydande utveckling. Den tidigare rådande praxisen, som grundade sig på ovetande och som eftersträvade rent ekonomisk nytta, behandlade sjöarna helt likgiltigt och vattendragen förvandlades till recipienter, avlastningsplatser för avfall, eller sjöarna rentav torrlades för att öka arealen av odlingsmark. Denna recipient-inställning visar fortsarande tendenser till att dominera fastän den inte mera kan skyllas på ovetande. Då intresset för sjöarnas bruksvärde vaknat strävade man i ett skede t. o. m. till att gödsla sjöarna i hopp om bättre fiskfångster. Snart insåg man att de sjöar som befinner sig inom de kulturella områdena eutrofieras utan gödsling och härifrån började det aktiva vattenskyddets utveckling.

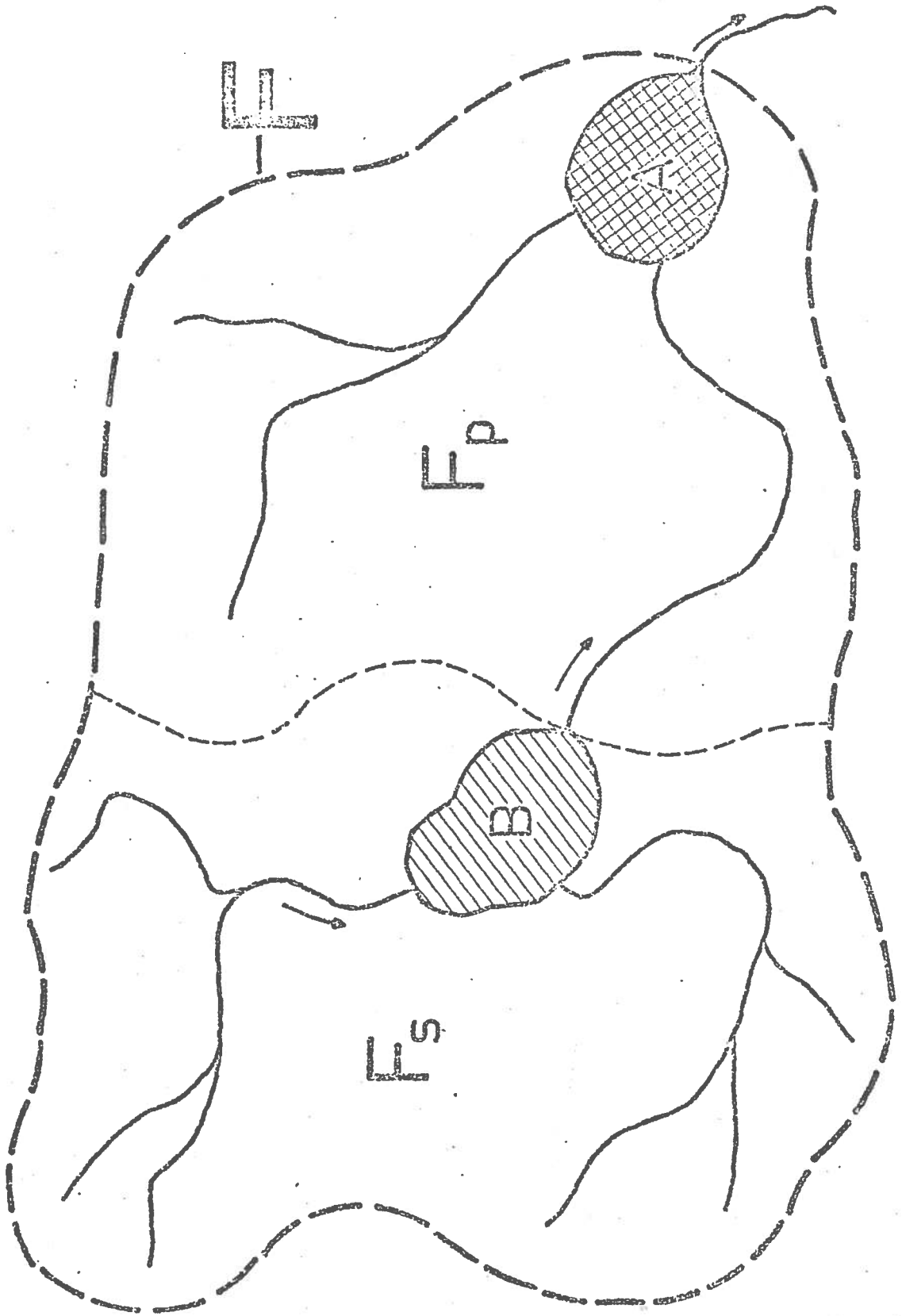
Man var dock så sent ute att ens en effektiv behandling av avloppsvattnen och ett begränsande av näringsmängderna som transporteras till sjön i många fall inte räckte för att rädda den. Sålunda har man börjat restaurera förstörda sjöar med medel vilkas kostnader visar att värderingen av sjöarna helt förändrats.

Sjörestaureringen är, trots sin synbara, och i realiseringsskedet helt tekniska natur, väsentligen ett ekologiskt problem. Av den här anledningen är det på sin plats att först skissera upp det allmänna tänkesätt som ett närmande av frågan förutsätter.

Att sjöns karaktär är beroende av omgivningen är ett känt faktum för vattenskyddare och vattenforskare. Man kan också anse det självklart att sjön och dess dräneringsområde, då det gäller sanering och restaurering, bildar ett enhetligt ekosystem, som bör behandlas som en helhet.

En sjös dräneringsområde kan delas upp i olika områden på basen av deras betydelse. Närmast sjön finns det närliggande dräneringsområdet, på bilden F_p (primärt dräneringsområde), varifrån materia sköljs direkt till sjön A, som är under observation. Från det längre liggande dräneringsområdet F_s (sekundärt dräneringsområde) transporteras till sjön A materia endast via den högre belägna sjöns (på bilden B) utlopp. Eftersom en del av de ämnen, som hamnar i den högre belägna sjön, kvarblir i denna, är det sekundära dräneringsområdets inverkan per ytenhet på sjön A mindre än det primära dräneringsområdets motsvarande ytenhets inverkan.

Någon allmän regel beträffande det huruvida en sjös karaktär huvudsakligen bestäms av det sekundära eller av det primära dräneringsområdet finns inte. Ämnen, som nedbryts långsamt och har mycket liten biologisk aktivitet, transporteras, speciellt inom sjöräckor, långt varvid de kan ge sin prägel åt sjöar som ligger mycket långt från utgångs området. Speciellt det sekundära dräneringsområdets försumpning kan på detta sätt förorsaka humushalt i vattnet i flera efter varandra belägna sjöar, fastän det inte finns några kärr på det primära dräneringsområdet. Man kan räkna med att det primära dräneringsområdet utgör det huvudsakliga ursprungsområdet för ämnen som nedbryts hastigt och som är biologiskt aktiva.



Eftersom en sjös restaureringsbehov oftast beror på dylika faktorer, som härstammar från det primära dräneringsområdet och som vanligtvis är kulturens följdföreteelser, blir dräneringsområdets olika delars skillnad i betydelse tydlig. Då man överväger behovet av en sjös restaurering och förutsättningarna för detta bör man börja med att först bestämma vad som bör och kan göras inom det primära dräneringsområdet. Efter detta bör man söka eventuella källor inom det sekundära dräneringsområdet. Först då dessa faktorer är eliminerade eller då deras inverkan har minimaliserats, kan man överväga vad som bör göras åt själva sjön.

I de flesta fall förorsakas restaureringsbehovet av sjöns eutrofiering som beror på att människans aktiviteter har underlättat eller direkt förorsakat gödslande näringsämnenas transport till vattendraget. Vid eutrofiering är det fråga om en ökning av sjöns primärproduktion. Som en parameter för detta kan man använda förändringar i algpopulationen, algbiomassans tillväxt, algproduktionspotentialens stegring och framför allt ökningen av primärproduktionens intensitet. Väsentligt i eutrofieringsprocessen är att dess grundorsak utgörs av en ökning av vattnets näringsrikedom. I detta avseende är det kväve och speciellt fosfor bland de skadligaste näringsämnena.

För näringsämnenas avgång från sjön finns bara en väg, åtminstone om man talar om fosfor. Denna utgörs av utloppsmynningen. Vattenmassan som flyter igenom den samt vattnets koncentration per tidsenhet uttrycker hur stor materialavgången från sjön är. Skillnaden mellan den materialmassa som transporteras till sjön och den massa som avgår, avlagras på botten, men har inte borttransporterats från sjön. Sålunda är de i bottensedimenten dolda näringsämnena potentiellt råmaterial för vattnets primärproduktion och den vägen för vattnets eutrofiering. Genom en generalisering samt utelämnandet av t. ex. denitrifikation, kan man påstå att biologisk rening, dvs. s. k. självrening inte alls förekommer, även om termen, med iakttagande av en viss försiktighet, kan användas i fråga om sjöns vattenfas. Bottensedimentens betydelse är en av de centrala frågorna vid sjörestaurering.

Med ovan framförda synpunkter vill man närmast visa att det inte räcker med att man tar själva sjön under behandling då man vidtar åtgärder för förbättrande av någon sjös tillstånd. Åtgärderna bör inriktas på hela det dräneringsområde som är beläget ovanför utloppsmynningen och alla de potentiella näringsämneskällor som finns där. Avsikten är att minska sjöns eutrofiering och detta kan uppnås endast genom åtgärder som omfattar hela dräneringsområdet.

Även andra faktorer än en alltför riklig eutrofiering kan förorsaka en sjös restaureringsbehov. Oftast är det härvid fråga om en tidigare verkställd av industriavfall. Också i dessa fall bör åtgärderna utsträckas till att omfatta hela nederbördsområdet.

Som en allmän benämning på skydds- och cårdatgärder för sjöar förekommer vanligtvis termerna sanering och restaurering. Eftersom det är ändamålsenligt att med vardera termen beteckna skilda saker, avses i det följande med sanering uttryckligen sanering av dräneringsområdet medan man med restaurering avser åtgärder som vidtas i själva sjön. Av den här anledningen är det inte ändamålsenligt att här närmare behandla dräneringsområdets sanering.

Vid planering av sjörestaurering kan man givetvis inte uppnå målet på ett billigt sätt. Av den här anledningen bör man sträva till att noggrant förhåndsestimera den nytta som erhålles genom restaureringen. Här spelar det en stor roll hur beständig den förändring är som man åstadkommer i sjöns tillstånd. I en del fall, t. ex. vid förhindrandet av sjöns igenväxande, kan resultatets förberäkningarna göra en prognos över sjöns utveckling efter slutförd restaurering.

Prognosering av utvecklingen av sjöns tillstånd har i detta nu en lätt osäker basis. Man kan dock, genom att korstesta olika metoder, bilda sig en uppfattning om den sannolika utvecklingen.

Den viktigaste antydningen om den kommande utvecklingen får man genom att granska det förflutna. Genom undersökningar av sediment klarlägger man hurudant sjöns tillstånd har varit före uppkommandet av den faktor som gjort restaureringen nödvändig. Om ingen nämnvärd skillnad framkommer mellan de naturliga sedimentlagren och dem som kulturen haft sin inverkan på, är restaureringens inverkan sannolikt kortvarig.

Ett annat sätt att närma sig frågan är att beräkna den belastning som sjön kommer att utsättas för efter restaureringen. Av de belastningsparametrar som hittills använts synes man ha kommit längst med ytbelastningen som förorsakas av fosfor (t. ex. Vollenweider 1970, Seppänen 1970). Ytterst lovande ser också den beräkningsmetod ut, där man tar i beaktande också sjöns volym och vattenväxlingshastighet. Denna metod har nyligen utarbetats i Finland av Lappalainen (1974).

Sediments- och belastningsundersökningarna är naturligtvis endast en del av de utredningar som fordras för sjörestaurering. Dessa måste dock anses som de viktigaste, speciellt inom den limnologiska sektorn, inom vilken denna framställning håller sig.

Sjörestaurering är relativt sett en nykomling i limnologins problematik. Limnologi som en vetenskap föddes i Schweiz och sålunda finner man också de första anteckningarna om sjörestaureringsåtgärder i schweitsiska publikationer. Redan år 1944 nämner Thomas avledning av hypolimnionvatten och luftning med nedpumpad tryckluft som sjörestaureringsåtgärder (Thomas 1944). Mercier har sedan år 1949 tillämpat hypolimnionbeluftning i Lac de Bretsjön nära Lausanne (Mercier 1949, 1955, 1957). På 1950-talet har man både i Amerika och Europa experimenterat med artificiell cirkulation och nedbrytning av termal stratifikation (Grim 1954, Hooper & al. 1953, Riddick 1957, Schmidt & Harter 1958). Särskilt luftningen fortsatte att vara objekt för ett stort intresse i början av 1960-talet (t. ex. Bernhardt 1964, Bryan 1965, Ford 1963).

Här i de nordiska länderna har sjörestaureringen från det teoretiska planet förflyttats till det praktiskt tillämpade främst med Sven Björks insatser under slutet av 60-talet (Björk 1966, 1968 a, 1968 b, 1968 c, 1968 d, 1968 e). I de Nordiska länderna, där behovet av sjörestaurering under senare tid blivit aktualiserat i hög grad, håller vi således på att bygga upp en teoretisk och tillämpad basis för den typen av miljövård.

I de nyttopunkter som man eftersträvar genom sjörestaurering döljer sig också eventuella skadeverkningar. Hotet riktar sig speciellt till igenväxande sjöars vilt- och fågelbestånd, för vilkas bevarande naturskyddare och viltvårdskretsar med god orsak höjer sina röster. Förhållandet mellan ytarealerna av vatten täckt med vattenväxter och av öppet vatten har dock ett visst optimum i fråga om vattenfågelbeståndet och en alltför igenväxt sjö förlorar

sitt värde också som fågelsjö. Att en del av sjön befrias av växtlighet kan inverka positivt på fågelbeståndet så som man kunde observera i fallet Hornborgasjön (Björk 1972 b).

I Finland blev man medveten om möjligheten att restaurera förorenade och igenväxande sjöar år 1967 då Sven Björk, som det årliga limnologisymposiets gästföreläsare, redogjorde för branschens grunder och svenska erfarenheter. Fyra år senare började vattenstyrelsen kartera situationen i Finland genom att samla uppgifter om sannolika restaureringsobjekt inom olika vattenstrukt. Förteckningen omfattar 160 restaureringsobjekt, varav det i 82 % av fallen är fråga om att på nytt höja en tidigare sänkt sjö. Genom att följa historiska krönikor kan man konstatera att nästan alla sjöar i Syd-Finland sänkts i något skede under de senaste århundradena, en del t. o. m. flera gånger. I många fall har detta resulterat i ett slags mellanting av sjö och kärr, vars användbarhet för t. ex. rekreatiönsändamål är obefintlig. Sålunda är det förståeligt att det i ökande grad föds ett behov av att återställa dessa sjöars användbarhet som vattendrag:

Maximigränsen för vattennivåns höjande bestäms i allmänhet av strandens användning och de begränsningar som detta ställer. Vanligtvis har de långlänta strandområdena som sänkningen bringat i dagen tagits i bruk som odlingsmark, och att dessa odlingsmarker skulle besväras av vatten torde vara det vanligaste hindret för höjande av vattennivån. Någon gång kan villabebyggelse som uppkommit alltför nära vattengränsen också förhindra höjningen fastän förbättrandet av möjligheterna till simning och båtsport vore just i dessa villa-ägares intresse.

Då man överväger höjande av vatten-nivån för att undvika sjöns igenväxning får man antydningar om åtgärdens ändamålsenlighet från växtbeståndets arter och vattnets optiska egenskaper. Belysningens intensitet på botten är den huvudsakliga faktor som inverkar på läget av den nedre gränsen för vattenväxtbeståndets djupzon (Gessner 1938, Quennerstedt 1958). Man har observerat att många skadliga vattenväxter som t. ex. *Batrachium peltatum*, *Elodea canadensis* och *Potamogeton perfoliatus* kan existera t. o. m. på 3 meters djup. Detta ger en antydning om hurdana vattendjup man kan behöva vid bekämpande av detta slags vattenväxtlighet då sjön har klart vatten. Visserligen förstörs många arter som frodas uttryckligen i igenväxande sjöar, redan i betydligt grundare vatten. T. ex. *Equisetum fluviatile*, *Ranunculus reptans*, *Scirpus lacustris* och *Sparganium friesii* förekommer i nämnvärd grad på över 2 meters djup.

Utöver för att undvika igenväxning, är höjning av vattennivån motiverad för att förbättra landskapet, för att öka strandzonens brukvärde som rekreatiönsområde och för förbättrande av sjöns fiskeriekonomiska värde. Däremot är det ifrågasatt om man kan vänta sig att vattnets kvalitet betydligt förbättras efter det att sjön har uppnått en ekologisk balans med sin nya strandlinje. I teorin leder nog vattenvolymens ökning till en minskning av vattnets näringskoncentration från det ursprungliga (Kerekes 1973, Lappalainen 1974).

Den i vattnet uppkommande biomassans syretäring utgör för sjöns tillstånd ett av de centrala problemen vid eutrofiering. Detta framgår speciellt tydligt då vattenmassan befinner sig i ett utrymme som är isolerat från atmosfären. Om sommaren förutsätter existensen av en isolerad vattenmassa termisk skiktning varvid syreförbrukningen sker i hypolimnion. Om vintern kan syretäring förekomma i hela vattenmassan. Den syrebrist som om sommaren förekommer i hypolimnion kan, åtminstone i de fall som fordrar restaurering,

anses som en följdforeteelse av nedbrytningen av auktoktona organiska substansers biomassa medan syrebristen om vintern ofta beror på alloktona organiska substansers nedbrytning i sjön.

Under det senaste decenniet har flera olika försök gjorts att förbättra helt eller delvis syrelösa sjöars tillstånd genom luftning eller syresättning. Det råder avgörande principiella skillnader mellan de olika metoderna. Dessa bestäms av de indirekta målsättningar med vilkas hjälp man strävar till det slutliga målet, alltså ernåendet av en aerob vattenmassa. Metoderna kan närmast delas upp i två huvudtyper beroende på om luftning eller syresättning sker genom att bryta ned stratifikationen eller genom att behålla den. Luftning av hypolimnion på så sätt att nedbrytande av stratifikationen uttryckligen undviks är ur limnologisk synpunkt rättläring och passar i alla förekommande fall av syresvinn. Destratifikation och artificiell vattencirkulation kan försvaras i en del specialfall, såsom då luftningsbehovet existerar endast om vintern, då endast en liten del av botten sedimentets ytareal är reducerad eller då sjön är så tungt belastad att hypolimnions näringsämnen vid hopblandning med epilimnion inte förorsakar tillväxt av algproduktionen.

Luftning av hypolimnion kan utföras antingen genom att sänka ett aggregat till luftningsdjup eller genom att lyfta upp vattnet och återföra det till önskat djup efter behandlingen. En fördel med att aggregatet nedsänks i bottenvattnet utgörs av möjligheten att inmata stora mängder syre i vattnet tack vare gasens uppläsningsförmåga under hydrostatiskt tryck efterföljande Henrys lag. Då aggregatet fungerar i nivå med vattenytan eller ovanför denna möjliggörs i sin tur en ytterst effektiv avgång av reducerande gaser, varvid det hydrostatiska tryckets plötsliga minskning är en delfaktor. Av aggregat som sänks i bottenvattnet känner vi säkert den svenska Limno-luftaren, om vars användning det redan finns en serie publicerade resultat (Björk 1971, 1972 a, 1972 b, Bengtsson & al. 1972, Ohle 1972, Karlgren 1974). Av de instrument som används ovanom vattenytan utgör den finska Vyrecipluftaren ett av dem som man med framgång experimenterat med (Seppänen 1973, 1974). Principlösningar för luftning av hypolimnion har dessutom anförts av Speece (1971) och Wilinski (1973).

Luftning av hypolimnion innebär uppenbarligen ingen risk för limnologiska skadeverkningar, vilket alltid bör tas i beaktande vid omrörning av hela vattenmassan. Observationer av de ekologiska följderna av omrörning är rätt varierande i olika fall. Lund konstaterar (1969), att nedbrytning av skiktningen kan väntas öka algproduktionen eftersom hela vattenmassans algpopulation under circulation får tillräckligt med ljus för att växa. Observationer som visar ökning av algerna har publicerats av bl. a. Lund (1971), Johnson (1966), Laverty & Nielsen (1970) och Fast (1973). I en del fall har man kunnat konstatera en minskning av fytoplanktonet vilket rapporteras av bl. a. Fast (1971), Fast & al. (1973), Lackey (1973), Slack & Erlich (1967) och Wirth & Dunst (1967). Även Symons & al. (1967 a, 1968), Bernhard (1967) och Teerink & Martin (1969) konstaterar att planktonmängden vanligtvis inte ökat som en följd av destratifikation. Enligt Lackey har de blå-gröna algerna *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Gomphosphaeria lacustris* och *G. aponina* i Parvin Lake förökats sig efter artificiell cirkulering fastän fytoplanktonens totala mängd, speciellt för grönalgernas och diatomernas del, minskat (Lackey 1973). Haynes (1973) har för sin del konstaterat en motsatt förändring i fytoplanktoner från blåalg *Aphanizomenon flos-aquae* till grönalgdominans. Enligt Bella favoriserar destratifikation de algarter som normalt sjunker snabbt (Bella 1970).

Luftning av vattenmassan avlägsnar i princip inte den faktor som förorsakat luftningsbehovet, utan det är på sätt och vis fråga om en konstgjord andning, genom vilken man mer eller mindre tillfälligt kan inverka på sjöns tillstånd. En effektiv luftning av ett reducerat hypolimnion får också till stånd reducerande gasers avgång. Ju effektivare och ju snabbare luftningen är, desto fullständigare är avgången. Ett gemensamt drag för ovan behandlade metoder är att deras primärändamål inte är att avlägsna något från sjön. Ändö kan sjöns tillstånd väntas korrigeras snabbare om man verkligen kan avlägsna de faktorer, t. ex. näringsämnen, som förorsakat restaureringsbehovet. Som de naturligaste tillvägagångssätten erbjuder sig då ett påskyndande av vattenväxlingen i sjön genom att tillföra rent vatten och avleda det reducerade och koncentrerade bottenvattnet. Dessa båda metoder kan förverkligas tillsammans då det finns tillgång till rent tilläggs-vatten.

Positiva resultat, uppnådda med dessa metoder, har rapporterats i Förenta Staterna i fallet Green Lake, Washington (Oglesby & Edmonson 1966, Oglesby 1969), i Jugoslavien i fallet Bledsjön (Sketel & Rejic 1965, Kiker & Putnam 1965) i Polen i fallet Kortowosjön (Olszewski 1961, 1967, 1971) samt i Finland i fallet Dämman och Lippajärvi (Hämäläinen 1969, 1974). I fallet Snake Lake, Wisconsin, har man inte kunnat observera någon avgörande förbättring i sjöns tillstånd efter det att sjöns vattenmassa genom inpumpning av rent vatten hade förnyats tre gånger (Born & al. 1973). Efter inpumpningen har vattnets näringskoncentration på nytt vuxit, vilket enligt skribenterna har berott på att näringsämnen frigjorts från sedimenten.

Bindningen av de eutrofierande näringsämnen vid biomassan i olika skeden av produktionsprocessen erbjuder ett medel att få tillbaka en del av dessa näringsämnen genom ett slags skörd. Härvid blir det för primärproduktionens del frågan om ett avlägsnande av vattenväxter och alger. Det bör understrykas att det inte är fråga om att förstöra dessa organismer utan uttryckligen om att mekaniskt avlägsna en alltför stor produktionsmassa från sjön.

Borttagandet av vattenväxter som en sjörestaureringsåtgärd motiveras med att de näringsämnen som kvarhållits i växterna frigörs och återgår till vattnet om hösten då dessa vissnar. Enligt Tikkanen (1967) återger de rotförsedda vattenväxterna, framförallt helofyterna, rentav sina näringsämnen med ränta, eftersom de kan uppta näring också från botten-sedimentet. En undersökning som gjordes i en liten å i mellersta Sverige visade att åns vattenväxtlighet inte har någon betydelse som kvarhållare av näring om den inte avlägsnas vid slutet av växtperioden (Brink & Widell 1967). Nedbrytningen av döda vattenväxter sker ungefär två gånger långsammare än mineraliseringen av bebyggelsens avloppsvatten (Jewell 1971).

Det finns en del publicerat material att få om de näringsmängder som vattenväxterna binder, speciellt i fråga om fosfor. Stake (1968) har av olika publikationer sammanställt 405 fosforvärden som representerar en mångsidig vattenväxtflora. Dessa världens median är 2,39 mg P/g torr-vikt. Seidel (1967) redovisar för tio olika vattenväxtarter bl. a. deras fosforhalter, som varierar mellan 1,4 och 3,9 g P/kg torr-vikt medan medeltalet är 2,38 g P/kg torr-vikt. Likheten med de av Stake anförda värdena är uppenbar, även om det å ena sidan är fråga om median och å andra sidan om medelvärde.

Om man vill beräkna hur stor näringsavgång som åstadkommes genom att avlägsna vattenväxter, bör skilda beräkningar göras i varje särskilt fall.

Härmed bör man i främsta hand uppskatta hur stor torrsubstansens mängd per ytenhet är. Torrvikten varierar mycket beroende på växtarten och framför allt på växtsättet. Seidel (1959) uppger som sävens vanliga torrsubstanshalt 20-25 %, medan Ahling och Jernelöv (1971) beräknat torrsubstanshalten för växtbeståndet i den Myriophyllum-dominerade Ösby-sjön till 5,5 %.

I princip kan vattenväxter avlägsnas endast mekaniskt. Biologiska och kemiska metoder är förebyggande medel som kan förverkligas utan att man avlägsnar biomassan från vattendraget. Ur restaureringssynpunkt bör man - som redan flera gånger konstaterats i olika sammanhang - ha som viktigaste målsättning borttagandet av biomassan. Metoderna för borttagande och bekämpning av vattenväxter kan uppdelas i fysikaliska, biologiska, kemiska och mekaniska (Livermore & Wunderlich 1969). Sawyer (1962) har kallat ljusets begränsande - liksom begränsandet av näringstillgången - för ekologiskt bekämpande. Fruh (1967) nämner att man använt kimrök för att färga vattnet svart och begränsa belysningen i små vindskyddade råvattenbassänger.

Försörandet av vattenväxter genom att tillfälligt sänka vattennivån kan och bör förenas med avlägsnande av växtmassorna från bassängen. Att färga eller täcka vattnet torde vara ekonomiskt endast då det gäller små dricks-vattenbassänger.

Huvudprincipen i de biologiska bekämpningsmetoderna är på sätt och vis att använda biologi mot biologi (Mulligan 1969). Enligt detta sker bekämpningen av vattenväxter genom att använda sig av växtsjukdomar, konkurrens mellan olika arter eller växtätande fiskar, snäckdjur, insekter och däggdjur (Livermore & Wunderlich 1969, Mulligan 1969, Blackburn & al. 1971).*)

Med vattenväxternas kemiska bekämpningsmetoder avser man förgiftning av växterna. Det är i hög grad ifrågasatt om man överhuvudtaget kan anse tillsats av gift i sjön som en restaureringsåtgärd, helt ifrånsatt vad som är orsaken till förgiftningen. Om oändamålsenligheten av att använda gifter varnar bl. a. Brink & Widell (1967) samt Livermore och Wunderlich (1969). I vissa avseenden, t. ex. vid förgiftning av ogräsfisk med relativt snabbt försvinnande rotenon, kan man tala om en sjös fiskeriekonomiska restaurering. För vattenväxternas del är förgiftning meningsfullt endast om växterna efter förgiftningen avlägsnas från vattnet. T. Ex. Björk (1968 a) anser det nödvändigt att avlägsna växterna mekaniskt efter herbisidbehandling. Detta är å andra sidan också möjligt utan föregående förgiftning.

Den absolut mest rekommendabla metoden att minska biomassan som vattenväxtheten bildar, är att mekaniskt avlägsna vattenväxterna. För detta ändamål har man utvecklat ett sortiment olika maskiner och apparater med vilka man kan utföra dylika åtgärder på mycket stora områden (Björk 1968 b, 1968 c, 1968 e, Livermore & Wunderlich 1969).

Genom att avlägsna vattenväxterna uppnås, enligt Björk och Mulligan, endast en tillfällig förbättring om inte även andra restaureringsåtgärder, som t. ex. just höjning av vattennivån, utförs i samband med detta. Mulligan (1969) berättar om Baileys observationer enligt vilka skurna vattenväxter, speciellt de s. k. ogräsväxterna, växte mer än oskurna växter. Att hålla vattenväxtheten i styr genom skärning fordrar synbarligen flera upprepade skärningar under hela växtperioden, såsom en del av exemplen, som Mulligan citerar, visar. Man kan fördröja återväxten genom att riva sönder växternas rotsystem såsom Björk har framfört.

*) I de Nordiska Ländernas relativt kalla klimat tycks framför allt gräskarpen (*Ctenopharyngodon idellus*) ge möjligheter för biologisk bekämpning av vattenväxter (Ahling 1974).

Ett av problemen med denna metod är den från vattnet avlägsnade växtlighetens användning. Seidel (1955) har undersökt sjösävens användningsmöjligheter som foder och som råmaterial för industrin. Mulligan (1969) nämner att *Myriophyllum spicatum* skördats för användning som foder för fjäderfä. En möjlighet är naturligtvis kompostering. Om man förstår vattenväxterna genom att bränna dem får detta inte ske på stranden varifrån askan kan sköljas tillbaka i sjön (Sawyer 1962). Överhuvudtaget är det uppenbart att de från vattnet avlägsnade växterna bör forslas till en sådan plats därifrån de vid nedbrytningen frigjorda näringsämnen inte sedan kan sköljas tillbaka till sjön.

Borttagandet av vattenväxter betyder ofta att de näringsämnen, som annars vore bundna i vattenväxterna, kvarblir att utnyttjas av planktonalgen. Sålunda ökar vattnets planktonproduktion då tävlan om näringsämnen underlättas. Om en dylik utveckling ger Björk (1968 c) ett exempel då han berättar om Svaneholmsjön i södra Skåne. Särskilt då, när vattenväxtmassan inte avlägsnas efter kemisk förgiftning, är följden ofta massförekomst av alger (Mulligan 1969).

Sedimenten är det synliga slutresultatet av de biologiska företeelserna och den dynamiska utvecklingen i sjön, såsom redan bl. a. Lundqvist konstaterar i sitt klassiska verk (Lundqvist 1927). Kvaliteten av sjöns vatten avspeglas i sedimentationens konstruktion och sedimentens kvalitet inverkar i sin tur på vattnets kvalitet. Ohle har t. ex. konstaterat att det i fyra Nord-Tyska sjöar existerar ett direkt förhållande mellan slammet näringsrikedom och den planktiska primärproduktionen (Ohle 1964). Enligt flera forskares uppfattning bildar bottenlammet, speciellt interstitialvattnet som detta innehåller, sjöns viktigaste eller åtminstone ett mycket viktigt näringslager (Ohle 1968, Hynes & Greib 1970, Porcella & al. 1970).

I aerobt tillstånd kvarhåller sjöns bottenlam fosfor ytterst effektivt (Fitzgerald 1970). Då syrehalten i vattnet ovanför slammet sjunkit till 1-2 mg/l börjar emellertid slammet att inverka på vattnets kvalitet, då redoxpotentialen härvid sjunker till en nivå där upplösning av i slammet översta millimetrar sedimenterade ämnen, såsom mangan, järn och fosfor, är möjlig (Mortimer 1971).

Med den radioaktiva fosfor-isotopen P^{32} har man påvisat att fosfor med lätthet rör sig i slammet och fosfor som placerats på t. ex. 4 cm:s djup i slammet har rört sig uppåt ända till vattnet (Hynes & Greib 1970).

Av det ovan anförda kan man dra den slutsatsen att en sjö, som länge varit i ett eutrofierat tillstånd och i vilken vattenväxlingen är långsam förblir eutrof ännu en lång tid efter det att eutrofieringens grundorsak är eliminerad tack vare bottenlammet näringslager. Endast om avloppsvattenbelastningen varit mycket kortvarig, kan sjöns tillstånd med långsam vattenväxling återställas snabbt utan behandling av sedimentet. I allmänhet kan situationen repareras endast genom att bryta den direkta kontakten mellan slammet och vattnet, vilket kan göras antingen genom att avlägsna slammet eller isolera det. Inte ens ett artificiellt upprätthållande av hypolimnions aeroba tillstånd hindrar fosforns övergång till vattnet eftersom endast ett mycket tunt ytsikt av slammet kan göras aerobt och fosfor dessutom sprider sig till vattnet också från aerobt slam (Olsen 1958, 1964). Dessa åtgärder, speciellt avlägsnandet av slammet, hör till de radikalaste och effektivaste sjörestaureringsmetoderna. Framför allt bör man, speciellt i dylika fall, kunna eliminera

alla näringskällor förrän man skriker till några åtgärder, då det snabbt bildas ett nytt näringsrikt slamskikt på botten och man är tillbaka i utgångsstadiet om produktionen av organisk substans hålls hög efter sedimentets avlägsnande (Keup & Mackenthun 1970).

Sedimentets avlägsnande som en sjörestaureringsåtgärd har företetts av Björk (1966). För att citera Björk är principen i korthet följande: Eftersom sjöns åldrande beror på att bassängen småningom fylls med sediment, kan sjön föryngras genom avlägsnande av sedimentskikt. Sålunda kan den av eutrofiering störda ämnesomsättningsbalansen mellan sedimentet och vattnet återställas till sitt naturliga stadium genom att till vattnets och sedimentets kontaktyta välja att sediment som uppstått i en "harmonisk" omgivning för kanske 2-3000 år sedan. De översta sedimentskikten kan lätt avlägsnas genom pumpning och slammet kan sprutas ut på lämpliga åkerområden, i skogar eller andra lämpliga platser i sjöns omgivning. Det mest kända exemplet på sediment-avlägsning är Trummen i Aneboda i Sverige (Björk 1970, 1971, 1972 a, 1972 b, Andersson 1974). Också i Förenta Staterna har man undersökt sedimentborttagningens möjligheter, teknik och kostnader i flera sjöar (Pierce 1970).

Ytskiktet i sediment, som innehåller rikligt med organisk substans innehåller rikligt med vatten och av denna anledning kan det avlägsnas genom pumpning. Züllig nämner som det översta, färska sedimentskiktets vattenhalt 66-78 % (Züllig 1956). Brunskill & al. (1971) har lyckats bestämma att vattenhalten i det översta 0-20 cm:s sedimentskiktet i 16 sjöar i Nord-Ontario är $94 \pm 2,7$ %. Genom ett sammandrag av flera forskares material nämner Brunskill & al. (1971) dessutom bl. a. att vattenhalten i slammets ytskikt i 23 sjöar i Wisconsin är ca 65-90 % samt att enligt Kleerekoper motsvarande värde i 30 sjöar i Öst-Ontario är 76 ± 16 %. Om finska förhållanden kan nämnas de värden som Harjula erhållit, i Hiidenvesi 63,2 - 73,8 % i 30-40 cm av det översta skiktet och i Tusbysjön 73,1 % i 30 cm av det översta skiktet (Harjula 1970). Variationer i vattenhalten kan bero på skillnader i halten av organiska ämnen på så sätt att de slammassor som innehåller mest organisk substans samtidigt har den största vattenhalten (vilket Harjula kunnat konstatera i fråga om det översta slamskiktet i Hiidenvesisjön och Tusbysjön). Sålunda är just de slamskikt som ur restaureringsynpunkt bör avlägsnas, lättast att förflytta genom pumpning.

Även vid försiktig pumpning kan det vara svårt att undvika omrörning av det översta sedimentskiktet. Som en följd av detta kan en del av näringsämnen som finns i sedimentet hamna i vattnet (Lerman & Brunskill 1971). För att minska den skada som härigenom uppstår kan man, särskilt i bassänger med långsam vattenväxling, tänka sig att använda fosfors kemiska utfällning i samband med slammets avlägsnande, vilket också föreslagits av Björk.

Den största svårigheten vid avlägsnande av sediment utgörs av placandet av slammet i sjöns omgivning. För detta finns inga allmängiltiga råd utan frågan bör utredas skilt och vart och ett fall med beaktande av olika jordmånsfaktorer, jordens användningsändamål och besittningsförhållanden samt det kapital som finns att tillgå.

I alla luftningsmetoder, vare sig det är fråga om vattenmassans cirkulering eller luftning av hypolimnion, strävar man uttryckligen till att undvika omrörning av bottenlammet. Man anser att bottenlammet syrebehov och slammets interstitialvattens näringslager är så stora, att man genom omrörning av slammet endast förvärrar sjöns tillstånd. Om man använder en luftningsmetod i hypolimnion, som är tillräckligt effektiv, kan det dock tänkas

att bottenslammets översta skikt sugas in i luftaren, där reducerande gaser avlängsnas och slammets mättas med syre, varefter det återförs till hypolimnionet tillsammans med en kemikalietillsats som binder näring och innehåller ett syrelager. Om man med metoden tillfälligt förorsakar ett fullständigt syresvinn i hela sjön och som följd av detta förstör fiskbeståndet, är det möjligt att inplantera ett nytt och bättre fiskbestånd efter behandlingens slutförande. Ur fiskevattnenas skötselsynpunkt är det endast till fördel att det finns en möjlighet att helt förnya ett ofta mindervärdigt fiskbestånd i en sjö som är i behov av restaurering.

Hynes och Greib har i de laboratorie-experiment som de utfört konstaterat att fosfors övergång från slamm till vattnet märkbart kan reduceras genom att täcka slammets yta med en plasthinna eller ett sandskikt. De anser plasten bättre än sand ty fosfor rör sig långsamt uppåt genom sanden och hamnar slutligen i vattnet. Ovanför ett sandskikt är dock minskningen av vattnets syretäring av någon oförklarlig anledning större än ovanför plast. Vid användning av plasttäckning bör detta förses med öppningar genom vilka i slammets uppkommande gaser kan avgå. Skribenterna anser plasttäckets användning för att separera sedimentet från vattnet möjlig i små bassänger vilkas bruksvärde är högt (Hynes & Greib 1970).

Ohle föreslår, som en lösning, att man täcker slammets yta med järn- eller lerhaltig sand som i Schleswig-Holstein finns att få från grus-sköljningsplatser. De järn- och manganhaltiga sandkornen absorberar fosfater och ammonier, upplösta organiska substanser och små planktondjur. Då detta absorptionskomplex sedimenteras blir sjöns vatten renare. Samtidigt uppstår det på sjöns botten ett isolerande skikt av lera och sand, vilket avsevärt begränsar ämnens omsättning mellan vattnet och slammets yta och dessutom försvagar intensiteten hos nedbrytningsprocessen av organiska ämnens mikrobiellier i de översta sedimentskikten (Ohle 1970).

Man vet att uttorkning av jorden förorsakar sänkningar och hoptryckningar i jordytan, speciellt på torv- och sumpmarker, men också i lerjord (t. ex. Yrjänä 1961, Kaitera 1963).

Om t. ex. torvens vattenhalt sjunker från 95 volymprocent till 90 volymprocent krymper torvens totalvolym till hälften av den ursprungliga (Kaitera 1963). Lohammar har publicerat en observation enligt vilken i Sverige en 13 m:s sänkning av vattenytans nivå har förorsakat hoptryckning av de sediment som lämnats torra, i sjöns djupaste delar t. o. m. 2 m (Lohammar 1949).

Det ovan anförda ger en antydning om att då sjön, som skall restaureras, tillfälligt kan tömmas, får man slammets hoptryck och koncentrerat genom att helt enkelt vänta. Följande frågor tarvar dock ett svar:

- bör det hoptryckta slammets avlängsnas eller kan man släppa in nytt vatten ovanpå det efter en bestämd tid
- kan man eller bör man binda slammets yta med lämplig växtlighet så att det behåller sin koncentration också under vatten
- koncentreras slammets yta med rätt uppdikning så mycket att det håller vikten av den redskap som används vid jordtransporten i det fall att slammets yta bör avlängsnas
- hur länge bör sjön hållas torr att få till stånd den erforderliga sänkningen av slammets yta.

Man kan tänka sig att i sådana fall, då man inte, t. ex. på grund av bebyggelse runt sjön, kan lösa det avlägsnade slammets avlastningsproblem, pröva koncentration av slammet genom att tillfälligt torrlägga sjön. Om resultat av människans långvariga tanklösa handlingssätt går att reparera genom att vänta i t. ex. 3-5 år, borde längden av denna tid inte vara något hinder för verkställandet av en sådan åtgärd.

I Förenta Staterna har man utrett användbarheten av sedimentets koncentration samt den problematik som hör samman med metoden i Jyme Lake i Wisconsin (Smith & al. 1972). I den rapport som publicerats om experimentet konstaterar man att anpassningen av metoden är möjlig men att det i den ingår flera faktorer som tarvar noggranna undersökningar för att undvika misslyckanden.

Till slut må ännu nämnas, som en mycket litet använd men ytterst lovande sjörestaureringsmetod, utfällning av fosfor med aluminiumsulfat i själva sjön. I denna metod strävar man inte till att avlägsna näringsämnen utan till att inaktivera dem genom att binda dem i bottensedimenten. Av de publicerade fallen är kända åtminstone Långsjö i Sverige (Landner 1970, Jerne-löv 1970, Blomqvist & al. 1971) samt Horseshoe Lake i Förenta Staterna (Peterson & al. 1973). Också i Finland har man gjort ett par experiment men dessas resultat har inte behandlats vetenskapligt.

Ett särdrag hos metoden är att man ifall sjöns näringskoncentration beror på dräneringsområdets karaktär, bör förnya behandlingen alltid då sjöns vattenmassa har utbyttts. Då sjöns värde som t. ex. badplats är stort är detta inget hinder för genomförandet av aluminiumsulfatbehandlingen, vars kostnader är rätt måttliga. Synbarligen har metoden inga ekologiska skadeverkningar.

Här har jag i rätt allmänna ordalag och utan att gå in på tekniska detaljer, berört några av de viktigaste sjörestaureringsmetoderna. Jag har strävat till att undvika detaljerade förklaringar om enskilda fall, eftersom de tydligen kommer att behandlas skilt inom ramen för detta symposium. I detta syfte hoppas jag att genom denna allmänna överblick ha lagt en grund för kommande diskussioner.

REFERENSER

- Ahling, B. & A. Jernelöv 1971: Växtbekämpning med gräskarp i Ösbysjön. Vatten 27:2, 253-264.
- Ahling, B. ¹⁹⁷⁴ Makrofytreduktion med biologiska metoder. 10 nordiska symposiet om vattenforskning. In press.
- Anderson, G. 1974. Resultat och erfarenheter från restaureringen av sjön Trummen. 10. nordiska symposiet om vattenforskning. In press.
- Bella, D.A. 1970. Simulating the effect of sinking and vertical mixing on algal population dynamics. J. Wat. Pollut. Control Fed. 42:5:2. R 140-152.
- Bengtsson, L., H. Berggren, O. Mayer & B. Verner 1972: Restaurering av sjöar med kulturbetingat hypolimniskt syrgasdeficit. Limnologiska Institutionen, Lunds Universitet & Centrala fysiklaboratoriet, Atlas Copco Ab.
- Bernhard, H. 1964: Erste Ergebnisse über die Belüftungsversuche an der Wahnachtalsperre. Vom Wass. 30, 11-49.
- " 1967: Aeration of Wahnbach Reservoir without changing the temperature profile. J. Am. Wat. Ass. 59:8, 943, 964.
- Björk, S. 1966: Sjörestaurering. Skånes Nat. 53:4, 85-89.
- " 1968 b: Sjörestaurering - forskningsfält för ekologisk tvärvetenskap. Limnologisymposion 1967, 17-30.
- " 1968 c: Metodik och forskningsproblem vid sjörestaurering. Vatten 24:1, 57-71.
- " 1968 d: Arbete med u-vatten - Hornborgasjön och Trummen. Sver. Nat. , Årsbok 1968, 99-111.
- " 1968 e: Hornborgasjön - affektkälla med fjärreffekt. Sver. Nat. 5/68, 241-245.
- " 1968 a: Makrofytproblem i kulturpåverkade vatten. Limnologisymposion 1967, 17-30.

- Björk, S. 1970: Restaurering av Hornborgasjön och Trummen. Världen Vattnet och Vi, Gruppkonferens 3 den 3. september 1970, 3:10-3:16.
- " 1971: Reversibla skador i sjöekosystem, Svenska Naturvetenskap 1971, 93-101.
- " 1972 a: Bringing sick lakes back to health. Teknisk Tidskrift 102:11, 112-118.
- " 1972 b: Swedish lake restoration program gets results. Ambio 1:5, 153-165.
- Blackburn, R.D., T.M. Taylor & D.L. Sutton 1971: Temperature tolerance and necessary stocking rates of *Marisa cornuarietis*. L. for aquatic control. Proc. Eur. Weed. Res. Coun. 3 rd int. Symp. Aquatic Weeds 1971, 79-86.
- Blomqvist, K., M. Cronholm & A. Jernelöv 1971: Försök med fosfatreduktion genom kemisk fällning i Långsjön. Vatten 27:2, 177-194.
- Born, S.M. & T.L. Wirth & J.O. Peterson & J.P. Wall & D.A. Stephenson 1973: Dilutional Pumping at Snake Lake, Wisconsin. A Potential Renewal Technique for Small Eutrophic Lakes. 33 pp. Techn. Bull. No 66 Dept. of Nat. Resources, Madison, Wisconsin.
- Brink, N. & A. Widell 1967: Eutrophication in a small stream in Central Sweden. Schweiz. Z. Hydrol. 29:2, 333-360.
- Brunskill, G.J., D. Povoledo, B.W. Graham & M.P. Stainton 1971: Chemistry of surface sediments of sixteen lakes in the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd Can. 28:2, 277-294.
- Bryan, J.G. 1965: Improvement in the quality of reservoir discharges through reservoir mixing and aeration.

Symposium on Streamflow Regulation for Quality Control. Publ. Hlth Serv. Publs, Wash. No 999 - WP - 30, 317-334.

- Fast, A.W. 1971: The effects of artificial aeration on lake ecology. U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Research Series, 16010 EXE 12/71, 425 pp.
- " 1973. Effects of artificial destratification on primary production and zoobenthos of El Capitan Reservoir, California. Water Resources Research 9:3, 607-623.
- Fast, A. & B. Moss & R.G. Wetzel 1973: Effects of artificial aeration on the chemistry and algae of two Michigan Lakes. Water Resources Research 9:3, 624-647.
- Fitzgerald, G.P. 1970: Aerobic lake muds for the removal of phosphorus from lake muds. Limnol. Oceanogr. 15:4 550-555.
- Ford, M.E. Jr. 1963: Air injection for control of reservoir limnology. J. Am. Wat. Wks. Ass. 55:3, 267-274.
- Fruh, E.G. 1967: The overall picture of eutrophication. J. Wat. Pollut. Control Fed. 39:9, 1449-1463.
- Gessner, F. 1938: Die Beziehung zwischen Lichtintensität und Assimilation bei submersen Wasserpflanzen. Jb. wiss. Bot. 86:4, 491-526.
- Grim, J. 1954: Ein See wird umgepflügt. Ber. limnol. Flussth Freudenthal 4, 31-33.
- Harjula, H. 1970: Hiidenveden rehevöitymisen kehitys vertailevan pohjasedimenttitutkimuksen valossa. Tutkimus Hiidenveden ja Tuusulanjärven pohjasedimenteistä 1969. Moniste. Helsingin kaupungin vesilaitos 134 ss

- Haynes, R. C. 1973: Some ecological effects of artificial circulation on a small eutrophic lake with particular emphasis on phytoplankton. *Hydrobiologia* 43: 3-4, 463-504.
- Hooper, F. F., R. C. Ball & H. A. Tanner 1953: An experiment in the artificial circulation of a small Michigan lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* 82, 222-241.
- Hynes, H. B. N. & B. J. Greib 1970: Movement of phosphate and other ions from and through lake muds. *J. Fish. Res. Bb Can.* 27:4, 653-668.
- Hämäläinen, M. 1969. Happikadon torjunta alusveden vaihdolla. *Vesitalous* 10:3, 25-27.
- Hämäläinen, M. 1974. The siphoning of hypolimnion in two Finnish lakes. 10. nordiska symposiet om vattenforskning. In press.
- Jernelöv, A. 1970: Phosphate reduction in lakes by precipitation with aluminium sulphate. 5th International Water Pollution Research Conference July-August 1970 1-15; 1-6.
- Jewell, W. J. 1971: Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.* 43:7, 1457-1467.
- Johnson, R. C. 1966: The effect of artificial circulation on production of a thermally stratified lake. Washington Dept. Fisheries, fisheries Res. Papers 2, 5.
- Kaitera, P. 1963: Maanpinnan painuminen kuivatuksen ja viljelyn johdosta. Maa- ja vesirakenteen käsikirja "Maa- ja vesirakentaja 5", 201-205, Helsinki.
- Karlgren, L. 1974. Reflektioner kring och erfarenheter från restaureringsförsök i Brunsviken, Stockholm. 10. nordiska symposiet om vattenforskning. In press.
- Kerekes, J. 1973: The influence of water renewal on the nutrient supply in small, oligotrophic (Newfoundland) and highly eutrophic (Alberta) lakes. Proc. of the Symposium on the Lakes of Western Canada. The University of Alberta Water Resources Centre, Edmonton, 1973, pp. 383-400.

- Keup, L.E. & M.K. Mackenthun 1970: Lakes - restoration and preservation. Wat. Sewage Wks, Ref. Nr., R-16-R 21.
- Kiker, J. & H.D. Putnam 1965: Formal discussion to Sketelj & Rejic: pollutional phases of lake Bled. Advances in Water Pollution Research. Proceedings of the second international conference held in Tokyo 1964, Vol 1, 361-363.
- Lackey, R.T. 1973: Artificial reservoir destratification effects on phytoplankton. J. Wat. Pollut. Control Fed. 45:4, 668-673.
- Ländner, L. 1970: Sjörestaurering, försök med utfällning av fosfor direkt i förorenade sjöar och bindning av Hg i sjöar samt försök med gräskarp. Världen Vattnet och Vi. Gruppkonferens 3 den september 1970, 3:42-3:49.
- Lappalainen, K.M. 1974: Järvien fosforikuormituskapasiteetti ja matemaattinen järvien tilan ennustemalli. Vesipäivät 1974 (painossa).
- Lavery, G.L. & H.L. Nielsen 1970: Quality improvements by reservoir aeration. J. Am. Wat. Wks. Ass. 62:11, 711-714.
- Lerman, A. & G.J. Brunskill 1971: Migration of major constituents from lake sediments into lake water and its bearing on lake water composition. Limnol. Oceanogr. 16:6, 880-890.
- Livermore, D.F. & W.E. Wunderlich 1969: Mechanical removal of organic production from waterways. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Nat. Acad. Sci., Washington 1969, 494-519.
- Lohammar, G. 1949: Über die Veränderungen der Naturverhältnisse gesenkter Seen. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 10, 266-274.

Lund, J.W.G. 1969: Phytoplankton. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Nat. Acad. Sci., Washington, 306-330.

" 1971: An artificial alteration of the seasonal cycle of the plankton diatom *Melosira italica* subsp. *subarctica* in an english lake. J. Ecol. 59:2, 521-533.

Lundqvist, G. 1927: Bodenablagerungen und Entwicklungstypen der Seen. Die Binnengewässer II, 1-124.

Mercier, P. 1949: Aeration partielle sous-lacustre d'un lac eutrophe. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 10, 294-297.

" 1955: Evolution d'un lac eutrophe soumis á l'aération artificielle sous-lacustre. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 12, 679-686.

" 1957: L'aération naturelle et artificielle des lacs. Schweiz. Z. Hydrol. 19:2, 613-623.

Mortimer 1971: Chemical exchanges between sediments and water in the Great lakes - speculations on probable regulatory mechanisms. Limnol. Oceanogr. 16:2, 387-404.

Mulligan, H.F. 1969: Management of aquatic vascular plants and algae. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Nat. Acad. Sci., Washington 1969, 464-482.

Oglesby, R.T. 1969: Effects of controlled nutrient dilution on the eutrophication of a lake. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Nat. Acad. Sci., Washington 1969, 483-493.

Oglesby, R.T. & W.T. Edmonson 1966: Control of eutrophication. J. Wat. Pollut. Control Fed. 38:9, 1452-1460.

- Ohle, W. 1964: Interstitiallösungen der Sedimente, Nährstoffgehalt des Wassers und Primärproduktion des Phytoplanktons in Seen. Helgolander wiss. Meeresunters. 10:1-4, 411-429.
- " 1969: Chemische und mikrobiologische Aspekte des biogenen Stoffhaushaltes der Binnengewässer. Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol. 14, 122-133.
- " 1970: Debatt. Världen Vattnet och Vi, Gruppkonferens 3 den 3 september 1970, 3:77-3:81.
- " 1972: Zur Seentherapie ein Forschungsprojekt am Grebiner See. Schrift des Max-Planck-Instituts für Limnologie anlässlich des Besuch des Symp. Semisaeculare der S.I.L. in Plön am 04.10.1972.
- Olsen, S. 1958: Phosphate adsorption and isotopic exchange in lake muds. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 13, 915-922.
- " 1964: Phosphate equilibrium between reduced sediments and water. Laboratory experiment with radioactive phosphorus. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 15, 333-341.
- Olszewski, P. 1961: Versuch einer Ableitung des hypolimnischen Wassers aus einem See. Ergebnisse des ersten Versuchsjahres. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 14, 855-861.
- " 1967: Die Ableitung des Hypolimnischen Wassers aus einem See. Föderation Europäischer Gewässerschutz, Informationsblatt Nr. 14, 87-89.
- " 1971: Fünfzehn Jahre Experiment am Kortowo-See. Limnologorum Conventus 18, Leningrad 1971, abstract.

- Peterson, J.O. & J.P. Wall & T.L. Wirth & S.M. Born 1973:
Eutrophication control: Nutrient Inactivation by
Chemical Precipitation at Horseshoe Lake,
Wisconsin. Tech. Bull. N:o 62 Department of
Natural Resources, Madison Wisconsin 1973.
20 pp.
- Pierce, N.D. 1970: Inland lake dredging evaluation.
Dept of Natural Resources, Madison, Wisconsin;
Tech. Bull. N:o 46, 68 pp.
- Porcella, D.B., J.S. Kumagai & E.J. Middlerbrooks 1970:
Biological effects on sediment interchange. J.
sanit. Engng Div. Am. Soc. civ. Engrs, Vol. 96,
no SA 4, 911-926.
- Quennerstedt, N. 1958: Effect of water level fluctuation
on lake vegetation. Verh. int. Verein. theor.
angew. Limnol. 13, 901-906.
- Riddick, T.N. 1957: Forced circulation of reservoir
waters. Wat. Sewage Wks 104:6, 231-237.
- Sawyer, C.N. 1962: Causes, effects and control of aquatic
growths. J. Wat. Pollut. Control Fed. 34:3, 279-288.
- Schmitz, W.R. & A.D. Hasler 1958: Artificially induced
circulation of lakes by means of compressed air.
Science, N.Y., 128:3331, 1088-1089.
- Seidel, K. 1955: Die Flechtbinse. Die Binnengewässer XXI,
216 pp.
- " 1959: Scirpus - Kulturen. Arch. Hydrobiol. 56, 58-92.
- " 1967: Biologischer Seenschutz. Föderation Euro-
päischer Gewässerschutz, Informationsblatt Nr. 14,
90-94.
- Seppänen, P. 1970: Jäteveden puhdistustavoitteen määrit-
tämisestä järven kuormituksen ja sieden perusteella.
Vesitalous 11:2, 10-14.

- Seppänen, P. 1973: Järvien kunnostuksen limnologiset perusteet ja toteutusmahdollisuudet. Vesihallituksen julkaisuja no 3, Helsinki 1973, 174 ss.
- " 1974: Kokemuksia järven ilmastuskokeista Suomessa v. 1974. Vesipäivät 1974 (painossa).
- Sketelj, J. & M. Rejic 1965: Pollutional phases of Lake Bled. Advances in Water Pollution Research. Proceedings of the second international conference held in Tokyo 1965, Vol. 1. 345-361.
- Slack, K.V. & G.G. Ehrlich 1967: Waterquality changes in a destratified water column enclosed by polyethylene sheet. U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 575-B, 235.
- Smith, S.A. & J.O. Peterson & S.A. Nichols & S.M. Born 1972: Lake deepening by sediment consolidation - Jyme lake. Inland lake Demonstration Project Report. Upper Great Lakes Regional Commission. 36 pp.
- Speece, R.E. 1971: Hypolimnion aeration. J. Am. Wat. Wks. Ass. 63:1, 6-9.
- Stake, E. 1968: Higher vegetation and phosphorus in a small stream in Central Sweden. Schweiz. Z. Hydrol. 30:2, 353-373.
- Symons, J.M., W.H. Irwin & G.G. Robeck 1967: Impoundment water quality changes caused by mixing. J. sanit. Engng Div. Am. Soc. civ. Engrs 93:SA 2, 1-20.
- Symons, J.M. & W.A. Irwin & G.G. Robeck 1968: Verbesserung der Wasserqualität von Talsperren durch künstliche Umschichtung. Vom Wass. 34, 158-174.
- Teerink, J. & C. Martin 1969: Consideration of artificial destratification in reservoirs of the California State Water Project. J. Am. Wat. Wks. Ass. 61:9, 436-440.

Thomas, E.A. 1944: Biologische Untersuchungen am Greifensee. Ber. schweiz. bot. Ges. 54, 141-196.

Tikkanen, T. 1967: Litoraalin kasvillisuus käytännön vesistötutkimuksen apuna. Limnologisymposium 1966, 104-111.

Vollenweider, R.A. 1970: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Report of the O.E.C.D. Committee for Research Cooperation, general distribution Paris, 30 th september 1970. 159 pp.

Wilinski, E. 1973: Brauchen unsere Seen Hilfe? Wass.Wirt. Wass.Tech. 23:1, 9-13.

Wirth, T.L. & R.C. Dunst 1967: Limnological changes resulting from artificial destratification and aeration of an impoundment. Departemental Research Report 22 (Fisheries), Wisconsin Coserv. 15 p.

Yrjänä, M. 1961: Kuivatusalueiden painumisesta. Diplomityö Teknillisessä Korkeakoulussa, 86 pp.

Züllig, H. 1956: Sedimente als Ausdruck des Zustandes eines Gewässers. Schweiz. Z. Hydrol. 18:1, 5-143.

AERATION TESTS AT LAKE TUUSULANJÄRVI

RISTO LEMMELÄ & PAAVO SEPPÄNEN
NATIONAL BOARD OF WATERS

Lake Tuusulanjärvi is located in the middle of the province of Uusimaa, about 30 km north of Helsinki. The lake is long and narrow basin without islands in SW-NE direction. The shores are mainly shallow and luxuriant fields extend along the water boundary for almost the whole length of the shoreline. There are hardly any wooded shores.

Lake Tuusulanjärvi is the only large water basin in the area and the largest lake in the watercourse of River Vantaa. The lake is used both for water supply and for manysided recreational purposes.

In Fig. 1 measurement points and location of the aeration rafts on Lake Tuusulanjärvi can be seen.

The most important hydrological and morphological data about Lake Tuusulanjärvi:

- watershed	92 km ²
- lake percentage	8.4 %
- field percentage	35 %
- area of the lake	600 ha
- volume	18.6 mill. m ³
- average depth	3.1 m
- maximum depth	10 m
- theoretical residence time	220 days
- average frozen period	150 days
- length of shoreline	22 km
- irregularity	2.7

Lake Tuusulanjärvi was originally a slightly brown-watered humus lake. The eutrophication progressed evenly but quite slowly up to middle of the 1950's when a clear change to the worse took place. The consistency of the plankton vegetation was getting poor in species but abundant in quantity, which is typical of a sick lake. Blue green algae became dominant.

The reasons for the eutrophication of the lake include farming and the high number of lakeside inhabitants, as there is no polluting industry in the area.

Earlier, it was farming which loaded the lake worst, but its share - but not quantity - is getting constantly lower with a rapid increase in the quantity of domestic sewage. For instance in the city of Järvenpää with 17,000 inhabitants at the north-end of the lake, only 53 % of houses are provided with the communal sewer system. For the time being, the phosphorus load on the lake is about 4-5 times higher than the lake can stand.

A primary condition for the restoration of the lake is that the load of waste waters on the lake must be reduced. According to the investigations of the condition and the improvement of Lake Tuusulanjärvi, the only way to improve the condition of the lake is to put an end to the use of the lake as recipient. As a result of a handling of waste water problems of this area at the Water Court, this may be carried into effect. Because of the critical oxygen deficit in the lake in late wintertime, artificial oxidation and running off subwater rich in nutrients have been proposed. Restricted oxidation was tested in winter 1969-1970 and more extensively in winter 1972-1973 by the Association for the Protection of Lake Tuusulanjärvi.

The former aeration test was carried out by a sc. Vyrecip-method during the period of 19 February - 24 March 1970. The method is based on the principle as follows: Water is drawn from the depth wanted, it is turned into mist by an ejector in vacuum in a special oxydator, when the gases dissolved in water are removed. After this treatment, the water, the oxygen content of which corresponds to the condensation value, is returned down to the original depth. The oxidation was carried out at a compressing pumping capacity of 40 l/s in a place with a depth of 8 m.

With a view to a decisive improvement in the oxygen condition of the lake, the pumping capacity used was too small. However, it can be seen from the curves presenting the development of oxygen conditions at different depths in Lake Tuusulanjärvi in winter 1970 that the worsening in the oxygen condition of the water layer from 5 to 8 m was stopped as soon the pumping was started and that it remained at a standstill during the whole testing time (Suomen Porakaivo Oy).

In the fall of 1972 an aeration test was started by an equipment constructed by Oy Nokia Ab. The method is as follows: An electric compressor located on a float compresses air through four feeding tubes to an aerator of 3.5 x 3.5 m at a depth of about 5 metres. The aerator consists of 56 aerating

elements of polyethene with 210 mm diameter and 10 mm thickness. The aerators decompose the compressed air into very fine bubbles, as many as possible of which are dissolved in water before they reach the water surface, thus adding oxygen to the water. The feeding pipes and the aerators are constructed so that the aeration depth can be changed from 1 to 5 metres, Fig. 2.

Five aeration floats of the above type were installed at Lake Tuusulanjärvi. The first was set running on October 30, 1972 and the others on November 23, 1972. The water began to circulate immediately after the start of the first aerator. The oxygen condition of the lake was good during the whole winter of 1972-1973.

The investment costs of the equipment were as follows:

- compressors (á 4kW)	21.000 Fmk
- floats	25.000 "
- aerator elements and tubes	40.000 "
- installations	5.000 "
Total	<hr/> 91.000 Fmk

The running costs were about 8.500 Fmk per year. By five aerators, the volume of air compressed into the lake is 9.75 m³/min.

To observe the aeration, a research programme was worked out in accordance with which the condition of the lake was observed at about 30 research points. From these, samples were taken at distances of 1 m from the surface down to the bottom. The samples were taken in advance of the test, immediately after start-up of the equipment and further monthly up to the break-up of the ice.

On the basis of the investigation results the oxidation test was a success. The results can be expressed by i. a. following figures: there are about 220 tons of oxygen in the lake in the fall before freezing. In preceding winters, about 200 tons of oxygen were used before the spring, so that there were only about 20 tons left. In spring 1973, there were more than 100 tons of oxygen left. Thus, it can be considered that the lake received additional 100 tons of oxygen, Fig. 3.

In addition to the oxygen conditions, i. a. turbidity, electric conductivity, nutrient quantity and pH-values were observed.

However, the winter of 1972-1973 was exceptionally warm, it was the second warmest one during the period of 1949-1973 and the recurrence of November-April temperature (-0.8°C) is about once in twenty years, Fig. 4. Especially December and January were exceptionally warm, the mean temperatures were 1.8 and -1.9°C . Both months belonged to the warmest ones during the period of 1949-1973, and so high a temperature in December may be only once in 100 years, Fig. 5. The lake froze quite late because of the high air temperature and in accordance with the analysis of the ice conditions, the winter of 1972-1973 is also considered exceptionally warm. Therefore, quite large areas remained open around the equipments, and these contributed essentially to the oxidation of water mass. With a view to a normal winter, the results are somewhat uncertain and possibly too good. Therefore, the oxidation will be continued as a similar experiment in the winter of 1973-1974.

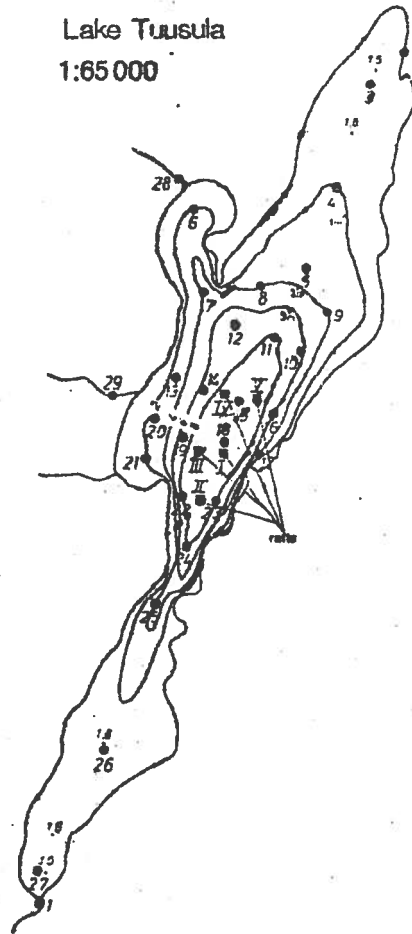


Fig. 1. Measurement points
and location of rafts on Lake
Tuusulanjärvi 1972/73.

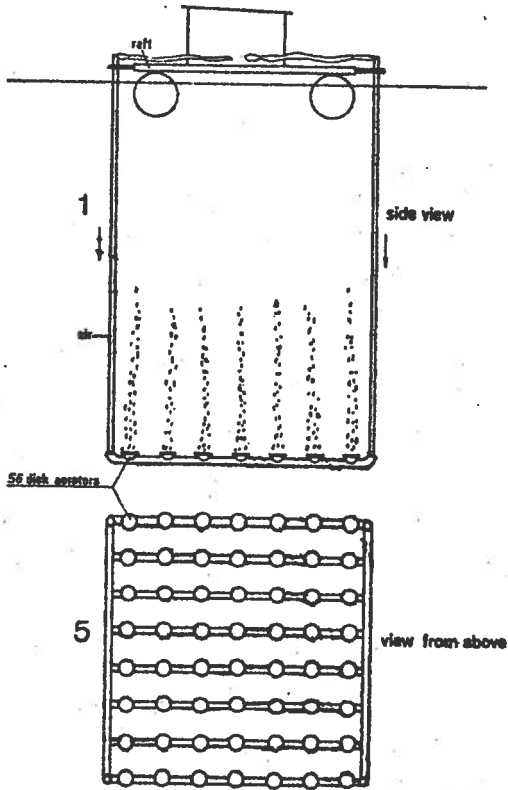


Fig. 2. Principles of oxidation equipment developed by Oy Nokia Ab.

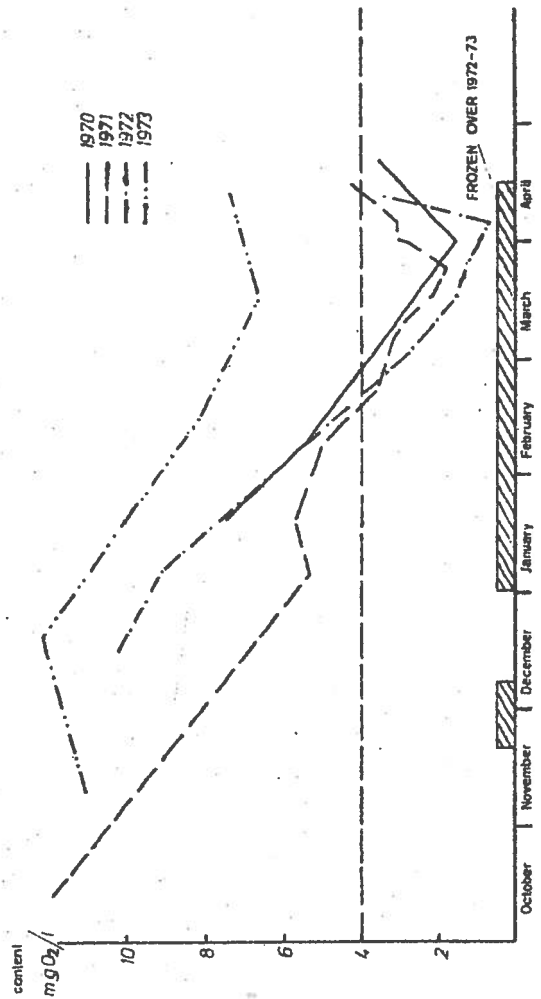


Fig. 3. Average oxygen content of the entire mass of Lake Tuusula 1970—1973

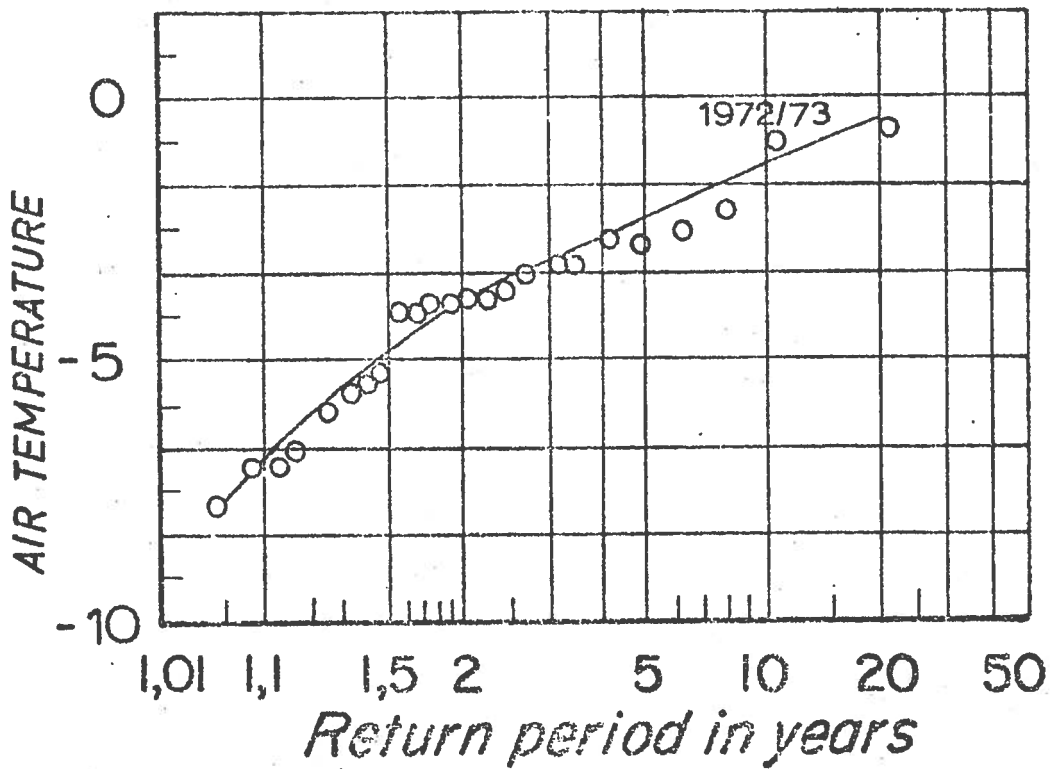


FIG. 4. FREQUENCY ANALYSIS OF MEAN AIR TEMPERATURE OF NOVEMBER-APRIL OF YEARS 1949-1973 IN TUUSULA.

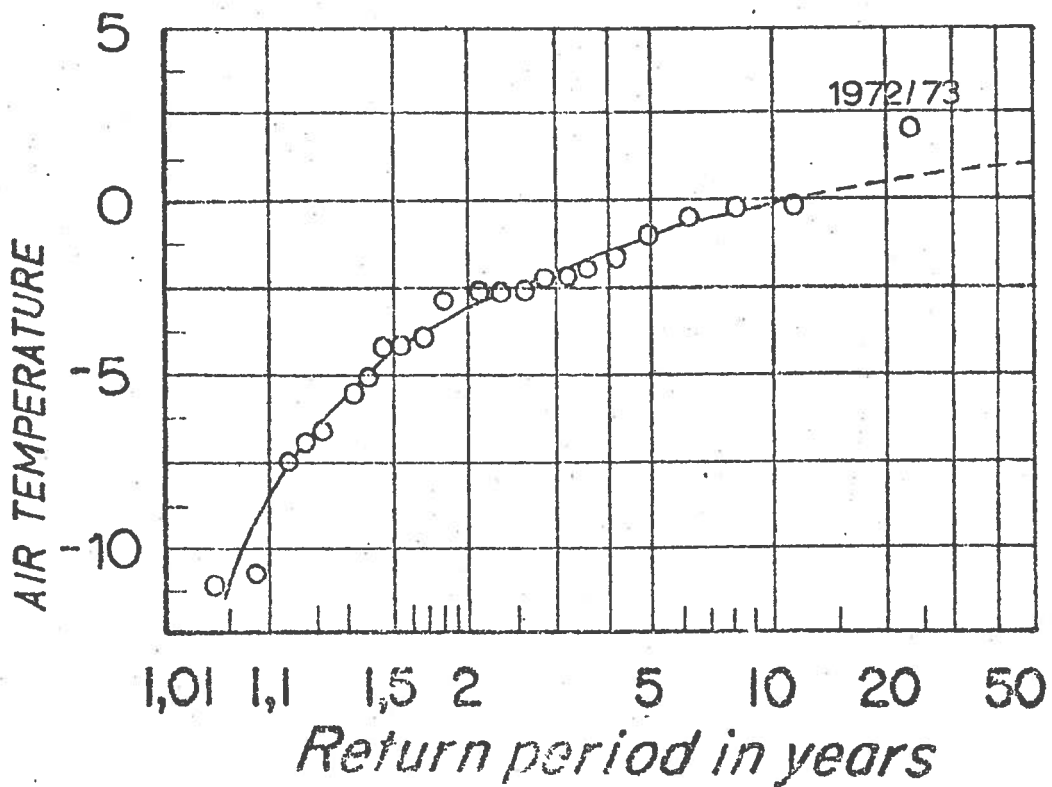


FIG. 5. FREQUENCY ANALYSIS OF MEAN AIR TEMPERATURE OF DECEMBER IN TUUSULA.

EVALUATION OF THE HYDRAULIC PROPERTIES
OF SOME WELLS IN SWEDISH AQUIFERS

GUNNAR GUSTAFSON, VIAK AB, STOCKHOLM,
SWEDEN

Summary

During the last three years the control of the performance of wells designed by VIAK AB has been made by step draw down pump tests. The pump test data have been evaluated by Jacob's method. The results obtained have shown that the transmissivity of the formation can be obtained with acceptable accuracy from the formation factor. The different pump tests have also shown that the wellfactor for turbulent head losses mainly is a function of the transmissivity of the aquifer. Also different well filter types have been tested but no significant difference of the hydraulic properties have been possible to detect.

Notation

B	(s/m ²)	formation factor for laminar head losses
B(t)		
C	(s ² /m ⁵)	well factor for turbulent head losses
d ₁₀	(mm)	effective grain size
K	(m/s)	koefficient of permeability
Q	(m ³ /s)	pumpage from a well
r	(m)	radius from pumping well to observation well
r _o	(m)	radius of influence
r _w	(m)	well radius

s	(m)	draw down
s _w	(m)	draw down of pumping well
s _{wl}	(m)	draw down caused by laminar head losses
s _{wt}	(m)	draw down caused by turbulent head losses
S	(mm ³ .m ²)	storage coefficient
T	(m ² /s)	transmissivity
T _s	(m ² /s)	transmissivity calculated from sieve analysis
T _p	(m ² /s)	transmissivity calculated from step draw down test
T _{pp}	(m ² /s)	transmissivity calculated from ordinary pump test
W(u)		Theis' well function

Introduction

The ground water section of VIAK AB has designed some 1000 wells in different Swedish aquifers. During recent years the step draw down pump test has been introduced in order to determine the performance of constructed wells and to check up their hydraulic properties. The results from these tests have given interesting results both with respect to different aquifers and to different design types.

The wells have generally a traditional gravel pack design and the gravel pack and well screens as well as expected well performance have been determined on the basis of sieve analyses from test drillings. The calculations of the well performance have been made by Truelsens formula (VII). Recently also wells with a naturally developed gravel pack equipped with continuous slot screens have been constructed. The somewhat different design philosophy of this technique has, however, showed successful also in Swedish aquifers. In order to clear out the differences between the design criteria and to get an effective method to predict well yields this evaluation of step draw down pump test data has been made.

The step draw down pump test

The evaluation of a step draw down pump test is based on the assumption that the draw down of a well partly is caused by head losses in the aquifer because of laminar flow (formation losses) and partly by losses due to the turbulent inflow through gravel pack and well screen. The draw down of well can therefore according to Jacob (II) be written: $s_w = B(t)Q + CQ^2$ (1).

Rorabaugh (III) has suggested some modifications of this formula, but for most practical purposes Jacobs formula gives sufficient accuracy.

The formation loss, $B(t)Q$, is since the flow is laminar proportional to the pumpage. Furthermore the formation loss is time dependent during the initial stage of a pump period because of emptying of the formation storage around the well.

The turbulent loss, CQ^2 , is proportional to the square of the pumpage, this head loss is independent of the pump period since no storage is involved.

By making a pump test in a manner that the well yield is stepwise increased in periods of equal duration the formation factor, $B(t)$, will have the same value at the end of each step and Jacobs' formula will reduce to: $s_w = BQ + CQ^2$ (2)

In order to determine the formation factor, B , and the well factor, C , the equation can be divided by Q . The equation can then be written: $s_w/Q = B + CQ$ (3).

This means that the specific draw down, s_w/Q , for each step as a function of the pumpage, Q , will form a straight line in a linear coordinate system and the formation factor, B , can be determined as the specific draw down for zero pumpage and the well factor, C , can be determined as the slope of the straight line.

In order to show the procedure an example from a confined aquifer in sedimentary rock is given. The well has a total screen length of 115 m and is equipped with a continuous slot screen with outer diameter of 300 mm.

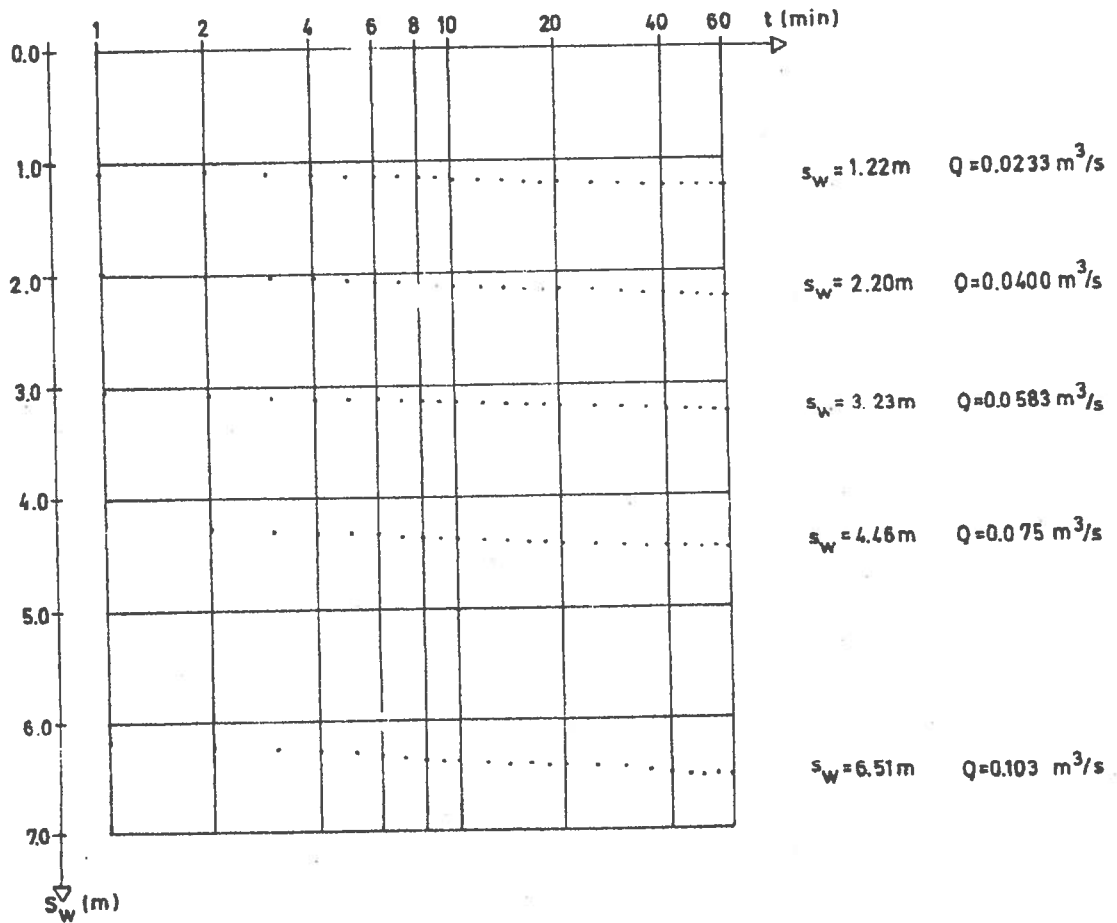


Fig. 1. Step draw down pump test at Borrestad, Sweden
Draw downs during pump test.

Figure 1 shows the draw downs during the pump test, which had a total duration of 5 hours divided in five pumpage steps. The total pumpages for each step were 0.023, 0.040, 0.058, 0.075, and 0.103 m^3/s and the draw downs in the well at the end of each step were 1.22, 2.20, 3.23, 4.46, and 6.51 m.

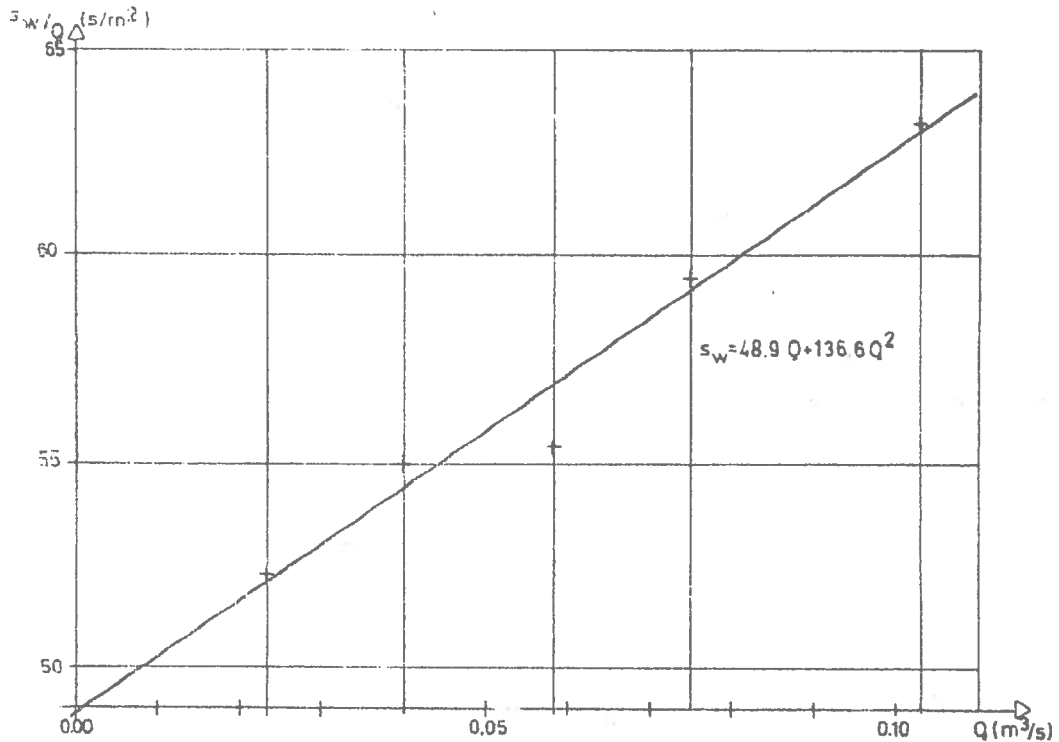


Fig. 2. Step draw down pump test at Borrestad, Sweden
Specific draw down as a function of pumpage

Figure 2 shows the specific draw down, s_w/Q , as a function of the pumpage, Q . As shown in the picture they fit to a straight line and the formation factor and the well factor can easily be determined to $B = 48.9$ s/m² and $C = 137$ s²/m⁵.

Evaluation of the formation factor

The draw down for a random point in a confined aquifer at non steady state conditions can be calculated as:

$$s = \frac{Q}{4 \pi T} W(u) \quad (4), \quad u = \frac{r^2 S}{4 T t} \quad (5) \quad W(u) = \int_u^{\infty} \frac{e^{-x}}{x} dx \quad (6)$$

The integral can be expanded as a convergent series so that:

$$W(u) = -0,5772 - \ln u + u - \frac{u^2}{2 \cdot 2!} + \frac{u^3}{3 \cdot 3!} \dots \quad (7)$$

For small values of u ($u < 0.01$) it can easily be seen that the series reduces to : $W(u) = -0,5772 - \ln u + \varepsilon$ (8), where ε has a negligible magnitude.

The draw down in the pumping well caused by the headlosses due to laminar flow can since $u_w = \frac{r_w^2 S}{4Tt}$ (9) is small after some minutes

pumpage be described as: $s_{wl} = \frac{Q}{4 \pi T} (-0.5772 - \ln u_w) \cdot (10)$

According to equation (1) the formation loss due to laminar flow in the well can be described as: $s_{wl} = B(t) \cdot Q$ (11)

This equation has the same form as equation (10) and by putting them equal the formation factor can be calculated as:

$$B(t) = (-0.5772 - \ln u_w) / 4 \pi T \quad (12)$$

However during a step draw down test the value of u_w is the same at each step, u_p , and the formation factor for the step draw down test will be a constant described as $B = (0.5772 - \ln u_p) / 4 \pi T$ (13)

$$u_p = \frac{r_w^2 S}{4Tt_p} \quad (14)$$

In these equations t_p is the duration of each step r_w is the well radius and S and T are the hydraulic parameters for the aquifer in question.

In order to get a simple method to determine the transmissivity from step draw down tests the diagram in figure 2 has been constructed. It shows the transmissivity, T , as a function of the formation factor, B , For different values of U_p .

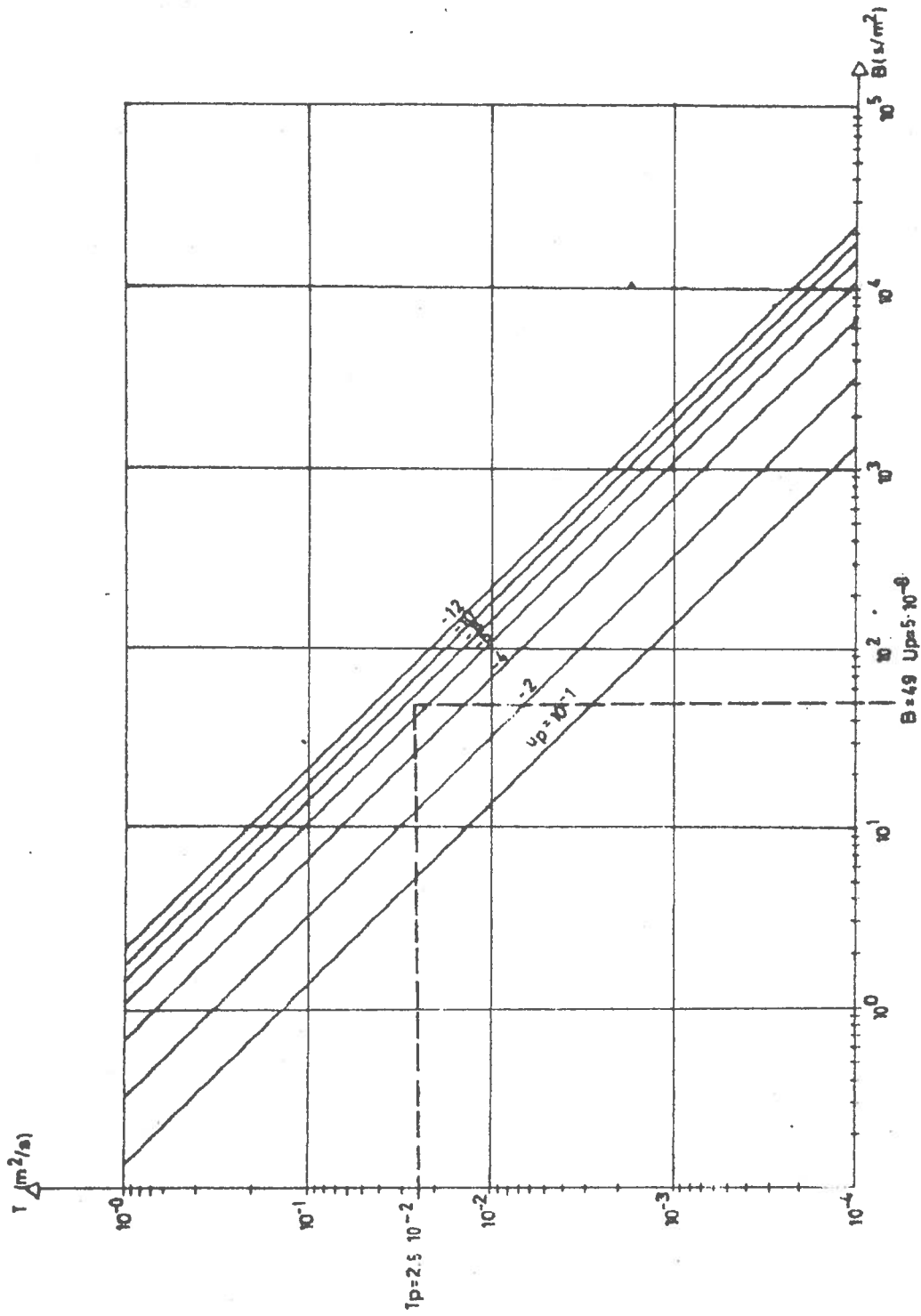


Fig. 3. Transmissivity, T , as a function of formation factor, B , for different values of u_p .

As can be seen in figure 3 the function is rather insensitive to the value of u_p and a fairly accurate value of the transmissivity will be obtained if u_p can be determined within the range of one decade. Figure 4 shows the value of u_p as a function of S/T for different well radiuses, r_w , with a step duration of one hour, with VIAG AB uses as standard. The ratio S/T can for the aquifer often be estimated within the range of a decade especially if an iterative procedure is used. The found value of u_p will together with the formation factor, B , directly give the transmissivity in the diagram in figure 3.

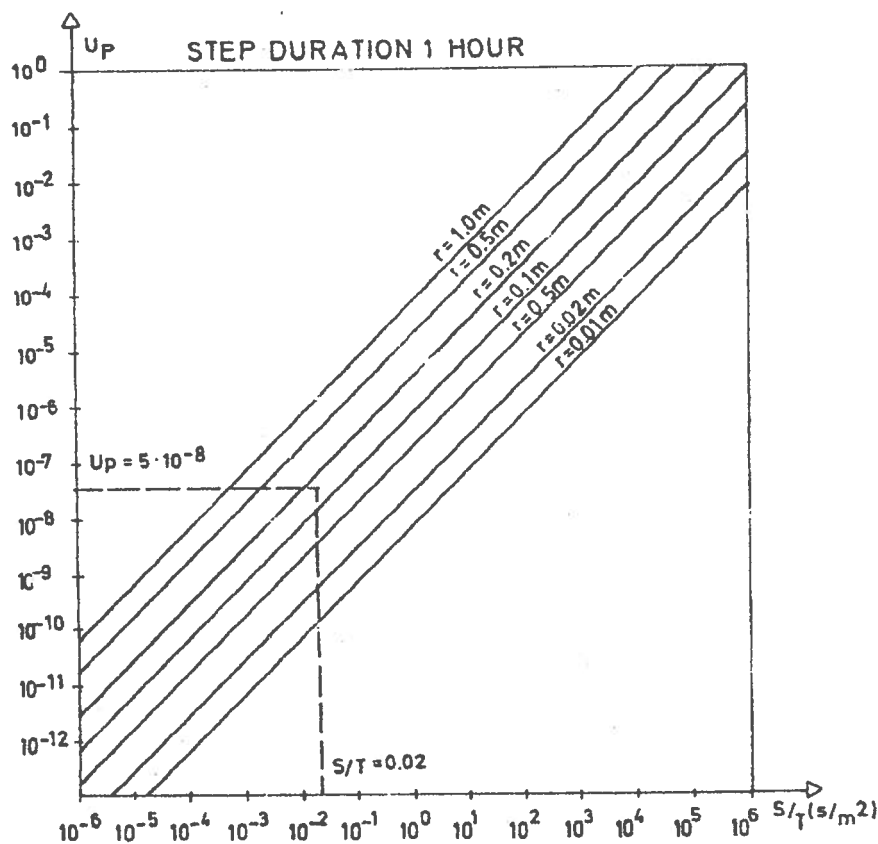


Fig. 4. u_p as a function of the ratio S/T for different well radiuses.

In order to describe the evaluation procedure data from the earlier described step draw down test are evaluated in figure 3 and 4. From other pump tests in the area it is known that the storage is in the range of $S = 5 \cdot 10^{-4}$. As seen from figure 3 and 4 the actual formation factor, $B = 48.9 \text{ s/m}^2$ will give a transmissivity of $T = 2.5 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$.

Results from different pump tests

As earlier mentioned the well design of the tested wells has been made on the basis of sieve analyses from samples from a nearby test bore hole. The samples are taken by air lift pumpage during the drilling procedure.

The permeability of the samples can be calculated by Hazen's formula, $K = 0.01157 \cdot d_{10}^2$, if the samples are from unconsolidated formations. Since the transmissivity of the formation equals the sum of permeability for all penetrated layers the transmissivity of the formation can be calculated as: $T = \sum_1^n K_i \cdot h_i$ (15). In this formula h_i means the thickness of each representative layer.

Figure 5 shows a comparison between the transmissivity determined by the step draw down test, T_p and the transmissivity determined from sieve analyses, T_s , for 24 different wells plotted in a logarithmic coordinate system.

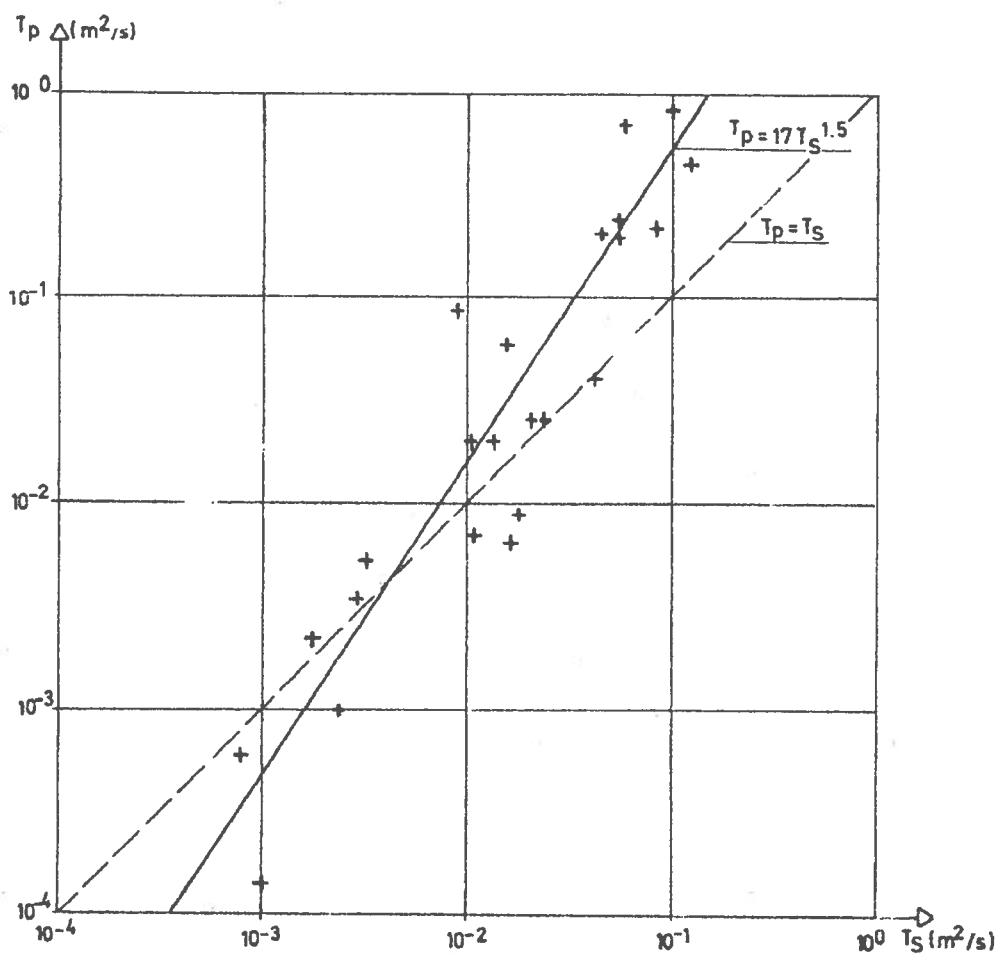


Fig. 5. T_p as a function of T_s for different step draw down tests.

As can be seen in figure 5 the found values scatters around a straight line with the equation:

$$T_p = 17 T_s^{1.5} \quad (16)$$

This equation has been determined by the least square method for logarithmic parameters and it has a correlation coefficient of 0.92.

In equation (16) one can find that the pumping test transmissivity, T_p , is not proportional to, T_s , as one could expect. One important

thing is however that the line intersects $T_s = T_p$ for a value of $T_s = 3.5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$. Since the mean thickness of the formation for the tested wells is about 15 m this would mean an equivalent permeability of $K = 2,3 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ and an equivalent effective grain size of $d_{10} = 0,14 \text{ mm}$, which is in the range of the medium sand fraction (0,2 - 0,6 mm).

According to Perers (unpublished material) the used method for sampling will give the most representative results for medium and coarse sand (0,2 - 2 mm). For more fine grained material the separation of the samples during sampling will give a coarser material than the actual in a sieve analysis and for a coarse grained material the entrance of material through the drill bit will exclude the coarsest grains and successively give a more fine grained material than the actual. According to this experiences the results from the pump tests support Hazens formula and the calculated curve should merely be seen as a correction curve for the actual sampling method.

As stated before the method for calculating the transmissivity from step draw down tests strictly is only valid for confined aquifers. The evaluated pump tests have however taken place both in confined and unconfined aquifers. No corrections have been made for the decrease of transmissivity due to the draw down. Furthermore most of the wells are partially penetrating the aquifer and therefore will have an additional draw down.

However, the normal situation in the types of aquifers that are studied is that the coarsest material is to find in the bottom layers so that the decrease of transmissivity due to draw down will be negligible. This means also that the screened part of the well covers the most permeable part of the aquifer and the additional draw down caused by partial penetration will be very small.

Figure 6 shows a comparison between transmissivity values found by step draw down tests, T_p , and from ordinary pump tests, T_{pp} , where a direct comparison has been possible. The transmissivity for ordinary pump tests, T_{pp} , has mainly been determined by distance - draw down studies for observation wells surrounding the pumping well.

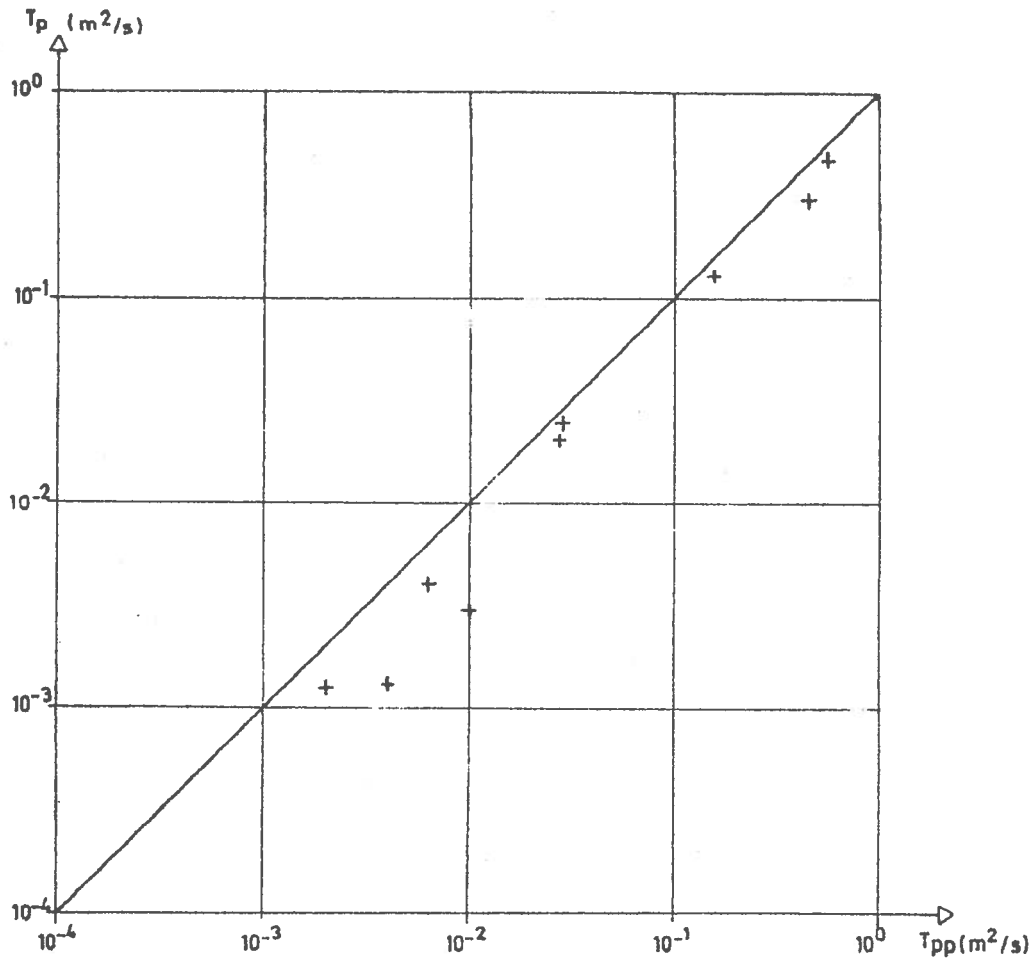


Fig. 6 T_p as a function of T_{pp} for different aquifers.

As seen in figure 6 the found values of T_p are smaller than these found by ordinary pump tests. As mean $T_p = 0.8 T_{pp}$. The reason for this is probably a combination of the above mentioned effects of unconfined conditions and partial penetration and that the estimated storage for unconfined aquifers has been too big because of the effects of delayed yield. The comparison however, indicates that the given method is an effective tool in order to get a fairly accurate value of the transmissivity from step draw down pump tests.

Evaluation of the well factor

The additional draw down in a pumping well caused by turbulent head losses in and close to the well can according to equation (1) be described as:

$$s_{wt} = CQ^2$$

During the evaluation of different step draw down tests one can find that the well factor is strongly dependent of the transmissivity of the formation. Figure 7 shows a logarithmic plot of the well factor as a function of the calculated transmissivity T_p .

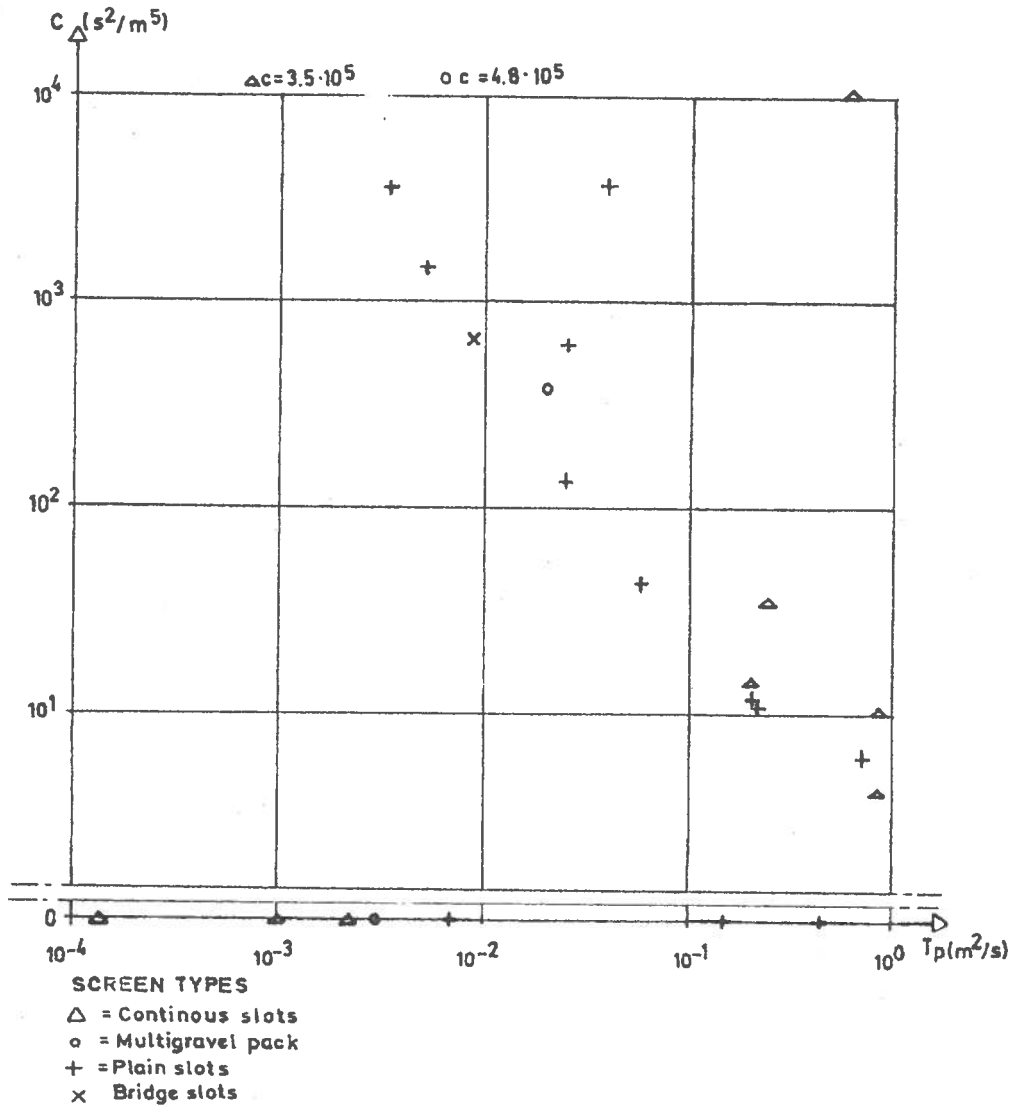


Fig. 7 C as a function of T_p for different step draw down tests.

The found data scatters around a curve which with a rather steep slope: A dimensional analysis of the well factor would indicate that it would be proportional to the inverse of the well radius and the square of the transmissivity:

$$C(s^2/m^5); \quad \frac{\alpha}{r \cdot T^2} \left(\frac{1}{m} \cdot \frac{1}{(m^2/s)^2} = \frac{s^2}{m^5} \right)$$

A plot of the well factor multiplied with the well radius, $C \cdot r_w$, would therefore give a better fit to the curve. Figure 8 shows $C \cdot r_w$ as a function of T_p for different step draw down tests.

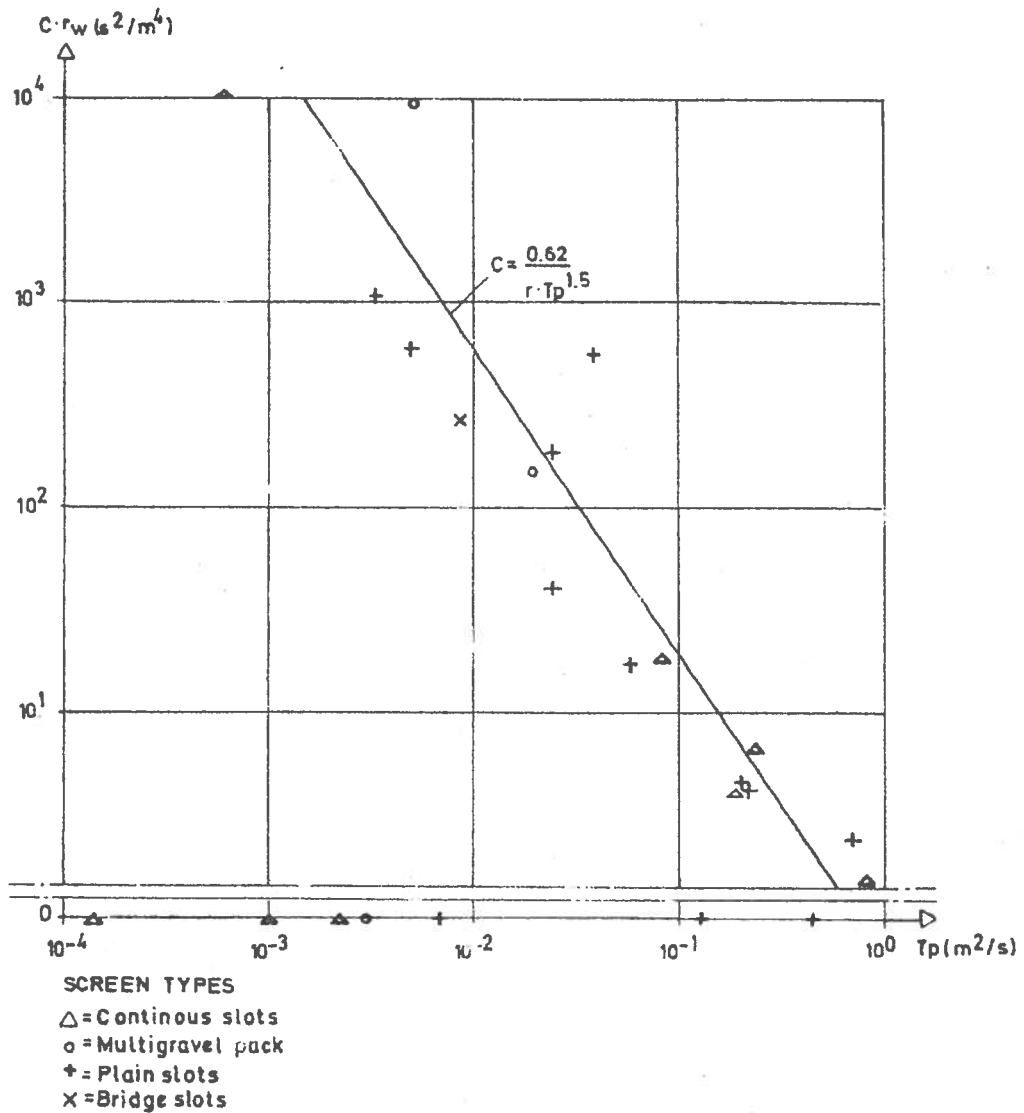


Fig. 8 $C \cdot r_w$ as a function of T_p for different step draw down tests.

As shown in figure 8 the fit to a straight line will be better and by the least square method the equation has been determined to:

$$C = \frac{0.62}{r_w \cdot T_p^{1.5}} \quad (17)$$

As the formula shows the results from the dimensional analysis not quite hold.

Both in figure 7 and 8 some wells with zero well factor can be found. These wells are placed both in confined and unconfined formations. The reason for why these wells show this a normally is not quite clear but this effect generally occurs for wells of large radius with small pumpage. This means that the flow to the well can be too slow to cause turbulent head losses.

From hydraulical reasons it could be suspected that different types of well screens would give different values of the well factor. This have however not been proven on the contrary the different types of screens are equally distributed around the calculated regression line.

This must mean that the major part of the turbulent head losses must take place in the formation close to the well, and that the type of well screen is of subordinate importance as long as a proper design is made.

Design criteria

In the literature difference is made between possible and permissible well yield. The possible well yield will be governed by the aquifer parameters and the possible draw down the permissible well yield on the other hand is based on some limitation in the inflow rate to the well because of the risk for chemical incrustation and material transport to the well.

One of the most used methods to calculate the permissible well yield is Truelsen's formula:

$$Q_i = \frac{D \cdot \pi \cdot h_s \cdot d_{10}}{140}$$

It is based on Sichardt's assumption that the flow gradient towards a well can have a maximum value of

$$I_o = \frac{1}{15\sqrt{K}} \quad (18).$$

This formula is then combined with Hazen's permeability formula.

The assumption that the flow gradient will have a maximum value depending on the permeability leads however, to that for maximum capacity the flow gradient would be different for different strata in a stratified aquifer. This is however impossible if the strata are not partitioned by impermeable layers.

Furthermore Truelsen's formula will lead to unrealistically high well capacities for fine grained materials since the draw down in these cases will limit the well capacity.

Figure 9 shows a comparison between the well capacity calculated with Truelsen's formula and Thiems steady state formula for different effective grain sizes and draw downs. As shown in the figure Truelsen's formula will give a pessimistic calculations for coarser grain sizes and a very optimistic for fine grained materials. To this the effects of the sampling procedure shall be added in the same direction.

The results from the step draw down test have however not confirmed any limitation of the gradient towards the well corresponding to Sichardt's assumption.

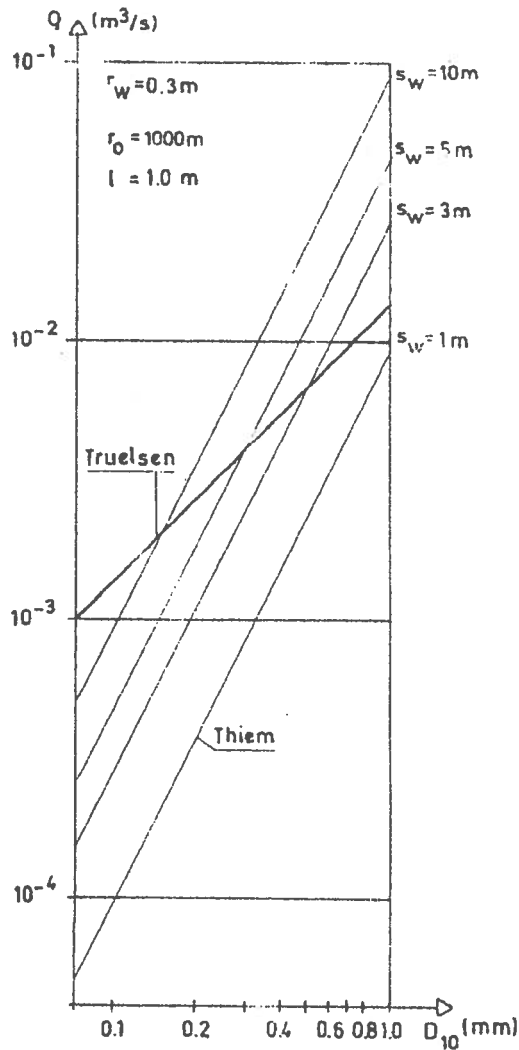


Fig. 9. Comparison between well capacity calculated by Truelsen's formula and Thiem's steady state formula.

The above mentioned rise for transport of fine particles towards the well is by modern well construction almost eliminated by an effective development either by sectioned air lift pumpage of the well screen or by high pressure jetting. In this case it should be pointed out the importance of large effective inflow area of the screen.

The risk for clogging by chemical precipitation remains however and the desired well yield should therefore be calculated considering that fact. It is also known that the risk for clogging is substantially bigger under turbulent flow conditions. Since the turbulent well factor, C , is dependent to the well radius an increase of the well radius would be considered when the water quality indicates that the risk of clogging is big.

Conclusions

As a result of the evaluation of the step draw down pump tests following procedure for the well design for unconsolidated formations can be recommended.

- a) Sieve analyses from a test bore hole close to the future well shall be obtained in order to calculate the permeability of the different strata.
- b) Calculation of the transmissivity of the formation based on calculated permeabilities with possible correction for sampling method (equation (16)).
- c) Calculation of the possible well yield considering draw down, transmissivity, well radius, and radius of influence.
- d) Calculation of additional draw down caused by turbulent head losses (equation (17)).
- e) Design of suitable well screen and gravel pack to the formation, the expected well yield, and permissible draw down under the consideration of the risk of chemical clogging.

Litterature

- I Hazen, A: Some physical properties of sands and gravels with special reference to their use in filtration. (24th Annual Report of the Massachusetts State Board of Health, Boston, 1893)
- II Jacob, C E: Drawdown Test to Determine Effective Radius of Artesian Well. (Transactions, American Society of Civil Engineers, Paper No 2321, 1946)
- III Rorabaugh, N I: Graphical and Theoretical Analysis of Step Drawdown Test of Artesian Well. (Proceedings, American Society of Civil Engineers. Volume 79, 1953)
- IV Sichardt, W: Das Fassungsbermögen von Rohrbrunnen. (Julius Springer, Berlin, 1928)
- V Theis, C V: The Relation between the Lowering of the Piezometric Surface and the Rate and Duration of Discharge of a Well Using Groundwater Storage. (Transactions American Geophysical Union. Vol 16 pp 519-524, 1935)
- VI Thiem, A: Die Ergebigkeit artesischer Bohrlöcher, Schachtbrunnen und Filtergallerien. (J F Gasbeleuchtung und Wasserversorgung, vol 14 p 450-567, 1870)
- VII Truelsen, Ch: Bestimmung der Rohrbrunnen-Abmessungen (Bohrtechnik Brunnenbau Rohrleitungsbau)

VYREDOX AVJÄRNINGSMETOD

RUDOLF MARTINELL, VYRMETODER AB, STOCKHOLM

SAMMANFATTNING.

VYREDOX-metoden innebär en kontrollerad styrning av grundvattnets redox-potential i anslutning till en vattentäkt. Sålunda kan vatten av god kvalitet, särskilt med avseende på järn och manganhalterna, erhållas direkt ur brunnarna.

Denna artikel bygger delvis på forskningar utförda av den finska VYR-forskningsgruppen T. Hatva, L. Niemistö, V. Reijonen och H. Seppänen.

1. INLEDNING

Grundvattnets användningsmöjligheter som konsumtionsvatten utan rening begränsas ofta av en ogynnsamt hög järnhalt. Grundvattnet är ofta järnhaltigt redan när en vattentäkt tas i bruk. Det kan även bli järnhaltigt eller järnhalten kan öka med tiden vid drift av anläggningen, t ex om uttaget ökar.

Tekniskt sett är avjärning ej något svårt problem. Avjärning är dock normalt vid användning av de sedvanliga metoderna en synnerligen kostsam process både vad byggnads- och driftkostnader beträffar. Avjärningsanläggningar som omfattar luftning, flockning, filtrering och kemikalietillsättning motsvarar vad byggnadskostnaderna beträffar ett vanligt reningsverk för ytvatten.

Man har med flera olika metoder försökt göra avjärning mera ekonomiskt och enklare. En förbättring har åstadkommit med hjälp av en finsk uppfinning, den s k VYREDOX-metoden. Grundvattnets järn och mangan avlägsnas genom att syrsatt vatten matas till de grundvattenförande jordlagren. Metoden har utvecklats alltsedan början på 50-talet. I Finland finnes i dag ett trettiotal och i Sverige drygt ett tiotal VYR-anläggningar. Bygg- och driftkostnaderna har vid användning av VYREDOX-metoden varit mindre än för de konventionella anläggningarna. Inbesparingen har varit större, ju större anläggningar det varit fråga om. Se fig 1 & 2.

2. FÖREKOMSTEN AV JÄRN I GRUNDVATTNET.

Grundvattnets järnhalt påverkas av fysikaliska och kemiska förhållanden i områdets jordlager och berggrund, av jordlagrens geologiska uppbyggnad och hydrologiska förhållanden samt av mikrobiella faktorer. Av de nämnda faktorerna kan man betrakta jordlagrens geologiska struktur och de hydrologiska förhållandena som de viktigaste.

I skikt med god vattenledningsförmåga, där syrsatt regn- och smältvatten kan tränga ner till grundvattnet, är järnhalten ytterst låg. Under täta jordlager, där regn- och smältvatten ej perkoleras i någon större omfattning, är vattnet däremot oftast syrefattigt och järnhaltigt. Sådana förhållanden finns t ex i åsarnas randområden och under lerjordar.

Variationerna i grundvattnets järnhalt beror sålunda framför allt på växlingar i syretillgången, se HYYPPÅ (1965). Härvid har grundvattnets störmningsförhållanden stor betydelse. En följd av detta är, att vattnets kvalitet kan variera med permeabiliteten beroende på jordlagren. Syrehaltigt och järnfritt grundvatten kan dock förekomma i sand- och gruslager under lerjordar. Grundvattnet har i sådana fall strömmat lång väg under förhållanden där syretillförsel inte varit möjlig.

Grundvattnets järnhalt påverkas också av jordens och berggrundens mineral-sammansättning. T ex i sulfidmineralhaltiga områden är grundvattnets järnhalt vanligen hög.

I samband med grundvattenprospekteringar, grävningar av brunnar och vid uttag från brunnar har man på flera olika ställen konstaterat, att grundvattnets kvalitet kan förändras snabbt på en sträcka av några få meter. De stora variationerna i vattnets järnhalt även mellan ur geohydrologiskt sett jämförbara grundvattenlokaler kan inte förklaras enbart på basis av ovannämnda faktorer.

3. FYSIKALISK-KEMISKA FAKTORER, SOM INVERKAR PÅ GRUNDVATTNETS JÄRNHALT

Järn förekommer i grundvattnet i ferro- och ferriform. Förekomsten av dessa två oxidationstadier beror på olika jämviktsreaktioner. Sådana är utfällning av hydroxid och hydrolys, karbonaternas löslighet och utfällning oxidations- och reduktionsreaktioner, sulfiders löslighet och utfällning samt bindning av komplexjoner och gelater enligt HEM (1960). På järnets löslighet inverkar vid sidan av pH framför allt omgivningens redox-

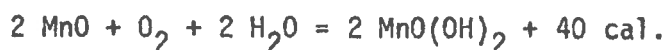
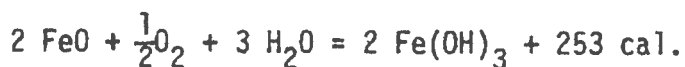
potential. Vattnets oxidation-reduktion - eller redoxpotential - anger hur oxiderande eller reducerande vattnet är jämfört med en känd standard. I redoxreaktionerna förflyttas elektronerna så, att ett oxiderande system avger och ett reducerande system mottar elektroner. Redoxreaktionerna kan mätas potentiometriskt i volt med en i redoxsystemet nedsänkt platina- eller guldelektrod.

Eftersom red-ox-systemen i naturen för det mesta är reversibla avspeglar redoxpotentialen det momentana jämviktstillståndet i grundvattnet. På jämviktstillståndet inverkar många yttre faktorer (temperatur, pH och koncentrationer av olika ämnen), vilkas andel vid uppkomsten av jämvikt varierar från fall till fall. Härvid kan man genom mätning av redoxpotentialen uttrycka alla faktorers samverkan i systemet. Denna samverkan kallas här redoxpotentialen.

Vid praktiska mätningar är det oftast onödigt att definiera de rent fysikaliskt kemiska faktorerna genom t ex Nernsts formel. Däremot bör man, förutom anbart elektronjämvikten, observera även vätejonernas eller protonernas andel i systemet, se MORTIMER (1941) (1942) och ZOBELL (1946). På resultaten av redoxpotentialmätningar i naturliga vatten inverkar förutom mätningens anordningarna många andra metallföreningar utöver järn; även oxidations-reduktionsförhållanden för organiska ämnen inverkar. Då dessutom i de flesta naturliga vatten också de potentialskillnader, som förorsakas av irreversibla redoxsystem inverkar på resultaten, kan man ej förvänta sig att lösningskurvorna i praktiken har någon större betydelse. Den skarpa kritik som riktas mot redoxmätningarna berör oftast just dessa frågor. Likväl har man utan undantag kunnat konstatera vid mätningar utförda i praktiken, att redoxmätningar utförda med ädelmetallelektrod och referenselektroder kan ha betydelse för att fastställa vilken form av järn, som finns i naturliga vatten. I de flesta fall har praktiska mätningar visat, att då redoxpotentialen (Eh) sjunker under + 230 mV, börjar vattnets järnhalt stiga. Dessa observationer stämmer med iakttagelser gjorda av Mortimer (1940).

4. JÄRN- OCH MANGANBAKTERIERNA I NATURLIGA VATTEN

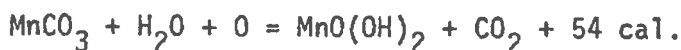
När järn och mangan förekommer som tvåvärda oxider sker oxideringen enligt Beger (1966):



Vid oxideringen av mangan är energivinsten (kalorimängden) ungefär 1/6 (en sjättedel) av motsvarande energivinst vid oxidering av järn. Bakterier som kan använda oxidering av såväl järn som mangan som energikälla, måste oxidera 6 gånger mera mangan än järn för att få samma energimängd, se LIEBMAN (1958). Bland de mest typiska järnbakterierna kan nämnas bakterier i släktena Leptothrix och Gallionella. De har förmågan att utnyttja oxidering av järn och mangan som energikällor för sin ämnesomsättning. Den bakteriella oxideringen av järn och mangan kan uttryckas på följande sätt enligt BEGER (1966):



Manganets oxidering försiggår:



Miljöfaktorer, som påverkar järn- och manganbakteriernas livsmöjligheter är bl a syrekonzentrationen (oxidations- reduktionsgraden), pH och mängden organiska ämnen, se bl a KUSERA and WOLFE (1957), WOLFE (1958), SCHWEISFURTH (1966), PREOBRAZHESKAIA (1937), LIEBMAN (1959) (1962). Av dessa miljöfaktorer är de två första beroende av varandra sålunda, att den biologiska oxideringen av järn sker vid en högre redoxnivå vid lägre pH än vad fallet är vid högre pH. Till exempel vid pH 5 är redoxnivån + 500 mV och på motsvarande sätt vid pH 6,7 är redoxnivån +200 mV (■).

5. METODER FÖR UNDERSÖKNING AV GRUNDTVATNETS KVALITET

Grundvattnets kvalitet undersöks vanligen med hjälp av prov tagna från observationsrör, brunnar eller källor. Härvid har man inte i tillräckligt hög grad kunnat beakta de kemiska, geologiska och hydrologiska miljöfaktorernas inverkan på vattnets kvalitet. De ofta synnerligen stora variationer i grundvattnets kvalitet i vertikal och horisontal riktning har vanligen blivit obeaktade. En följd av detta har varit, att man ofta byggt brunnar på ofördelaktiga ställen eller fel djup.

Miljöfaktorernas betydelse vid utredningar av grundvattnets kvalitetsvariationer har dock under den senaste tiden beaktats.

VYREDOX-metoden baserar sig på den oxideringsmekanism, som sker i naturen och man har därför vid undersökningarna fäst särskild uppmärksamhet på att utreda den växelverkan, som finns mellan grundvattnets kvalitet och miljöförhållandena. För detta ändamål har man utvecklat en metod med vilken de faktorer, som främst inverkar på grundvattnets kvalitet nämligen redoxpotentialen och pH, mäts in situ. De mätresultat som erhållits från prov, som hämtas upp till markytan, motsvarar inte de från den naturliga miljön erhållna värdena.

6. AVJÄRNING I JORDGRUNDEN

Avjärning sker ofta så att ferrojárn i löst form oxideras till ferrijárn med hjälp av genomluftning. Den fällning som erhålles avlägsnas från vattnet med hjälp av flockning och filtrering. Vattnets pH måste härvid i allmänhet höjas. Enligt VYREDOX-metoden utförs avjärningen genom att via en oxygenator avgasa och syrsätta järnfritt vatten varefter det ledes till uttagsbrunnen och de syrsättningsbrunnar, som anlagts runt densamma (se fig 3).

Som en följd av syrsättningen förändras grundvattensområdets oxidations-reduktionsjämvikt snabbt mot den oxidativa sidan och järn samt även mangan utfälles. Förändringen i järnviktstillståndet kan, med hjälp av syrsättningsbrunnarna och genom reglering av syrsättning utsträckas till önskad omfattning (se fig 5).

Genom att utföra syrsättningen av grundvatten in situ uppnås flera fördelar. Filtreringshastigheten i jorden är betydligt långsammare än i konventionella filter. En höjning av pH är i allmänhet inte nödvändig. Inverkan av syrsättningen har konstaterats öka gradvis efter de första syrsättningarna. En VYR-anläggning kräver ej kontinuerlig övervakning.

7. PERMEABILITETEN OCH JÄRNUTFÄLLNINGEN

Bland de frågor som uppkommer i samband med användning av VYREDOX-metoden berör den första vanligen brunnarnas igensättning. I grundvattenområden, där järnets reduktions-oxidationsjämvikt med hjälp av syrsättning överförts till den oxiderande sidan, sker reaktionerna på ett stort område, bredvid och under brunnen och beroende på att jordlagrens sammanlagda

porvolym är stor åstadkommer fällningszonerna av järn en minskning av vattenledningsförmågan först efter en så lång tid att man i praktiken knappast kan tala om någon risk för igensättning. Detta påstående stöds också av att man påträffat naturliga fällningszoner för järn, som bildats under mycket långa tidsperioder.

Enkla teoretiska spekulationer ger följande:

Emedan syrsättningen av VYR-verk vanligen sker med en vattenmängd som motsvarar ett medeldygns vattenuttag q_m , kan porvolymen som blir oxiderad uppskattas till q_m .

Om man antar, att bara 10 % av denna porvolym deltar i järnfällningen är densamma $0.1 \cdot q_m$. Om det antages att man på kapacitetsminskning måste överge uttagsbrunnen när 50 % av denna porvolym är flockad och järnfällningens densitet uppskattas till 1 g/cm^3 måste $0.05 \cdot q_m \cdot 1.0 \cdot 10^6$ gram järn fällas innan igensättning kan sägas ha skett. Detta betyder att det tar

$$\frac{0.05 \cdot q_m \cdot 1.0 \cdot 10^6}{365 \cdot q_m \cdot [\text{Fe}]} = \frac{5 \cdot 1.0 \cdot 10^4}{3,65 \cdot [\text{Fe}] \cdot 10^2} \text{år förrän}$$

den situationen är uppfylld. T ex om $[\text{Fe}] = 5 \text{ mg/l}$ tar det 27 år innan igensättning ägt rum.

Denna pessimistiska beräkning bör jämföras med antagandet att 100 % av porvolymen deltar i processen och densiteten för utfällt järn = $2,8 \text{ g/cm}^3$, se WINTERHALTER (1966), vilket innebär att 50 %:s igensättning uppnås efter 750 år. Även om det återstår att vetenskapligt bevisa frågor beträffande igensättning av porvolymen i järnfällningszoner, som har bildats artificiellt omkring uttagsbrunnar eller på naturligt sätt i åsformationer, visar ovanstående beräkningar något om de tidsrymder som är aktuella i samband med VYREDOX-verk. Här antages det sålunda att järnmangankonkretionen ej är permeabel.

8. SYRSÄTTNINGSBRUNNARNAS LÄGE

Vid bestämning av syrsättningsbrunnarnas läge i förhållande till uttagsbrunnen kan man använda sig av fig 4 som grundar sig på följande ekvationer.

$$V_{\text{Fe/år}} = q_m \cdot 365 \cdot [\text{Fe}] \cdot \frac{1}{\rho}$$

$$V = n \cdot \pi \cdot R^2 \cdot H$$

q_m = medeldygnsuttag i m^3/dygn

$[\text{Fe}]$ = järnhalt mg/l

ρ = täthet för järn-mangankonkretionen (g/cm^3)

n = porositet

R = syrsättningsradie. Avståndet mellan uttagsbrunn och syrsättningsbrunnar antages uppgå till 60 - 70 % av R .

H = aktuell strata (m)

$$1000 \text{ år} = \frac{V}{V_{\text{Fe/år}}} = \frac{n \cdot \pi \cdot R^2 \cdot H}{q_m \cdot 365 \cdot [\text{Fe}] \cdot \frac{1}{\rho}}$$

efter hyfsning erhålles

$$R^2 = \frac{10^3 \cdot q_m \cdot 365 \cdot [\text{Fe}] \cdot \frac{1}{\rho}}{n \cdot \pi \cdot H}; \quad R = 3,4 \cdot 10^2 \cdot \sqrt{\frac{q_m \cdot [\text{Fe}] \cdot \frac{1}{\rho}}{n \cdot H}}$$

I figur 4 har antagits att $n = 20 \%$ och $\rho = 2,8 \text{ g}/\text{cm}^3 \approx 3 \cdot 10^3 \text{ kg}/\text{m}^3$, se WINTERHALTER (1966).

REFERENSER.

BEGER, H. 1966. Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 360 p.

HEM, J.D. 1960. Restraints on dissolved ferrous iron imposed by bicarbonate, redox-potential, and pH - U.S. Geol. Survey Water-Supply Paper 1459 - B: 33-55.

HYYPÄ, J. 1965. Pohjavedestä ja Suomen pohjavesigeologisista olosuhteista Vedenhankinta - Insinöörijärjestöjen Koulutuskeskus 9-65/IV: 1-12.

KUCERA, S. and R.S. Wolfe. 1957. A selective enrichment method for *Gallionella ferruginea*, - J. Bacteriol 74:344-349.

LIEBMAN, H. 1958. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie
Ed. 1: 1-160.

LIEBMAN, H. 1959. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie.
Ed. 11. 2: 161-320.

LIEBMAN, H. 1962. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie.
Ed. 1, 1, 1958 p.

MORTIMER, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud
and water in lakes - J. Ecol., 30: 147-201.

MORTIMER, C.H. 1942. The exchange of dissolved substances between mud
and water in lakes. - J. Ecol., 31: 280-329.

PREOBRAZHESKAIA, M.R. 1937. On the ecology and biology of iron bacteria
(orig. russ). - Mikrobiology, IV 3: 339-349.

SCHWEISFURTH, R. 1966. Eisen- und Mangan-Mikroben im Wasserwerksbetrieb.
- Institut für Gastechnik, Feuerungstechnik und Wasserchemie der
Technischen Hochschule Karlsruhe, Veröffentlichungen der Abteilung und
des Lehrstuhl für Wasser-chemie, Heft 1: 199-217.

WINTERHALTER, B. 1966. Iron - manganese concretions from the Gulf of
Bothnia and the Gulf of Finland. Geoteknillisiä julkaisu No 69,
Geologinen tutkimuslaitos, Otaniemi 1966, 77 pp.

WOLFE, R.S. 1958. Cultivation, morphology, and classification of the
iron bacteria. - Journ AWWA, 50, 9: 1241-1249.

ZOBELL, C. 1946. Studies on redoxpotential of marine sediments. Am.
Assoc. Petroleum Geologist Bull. V 30: 477-513.

Byggnadskostnader,
miljoner Finska Mark
2,0 -

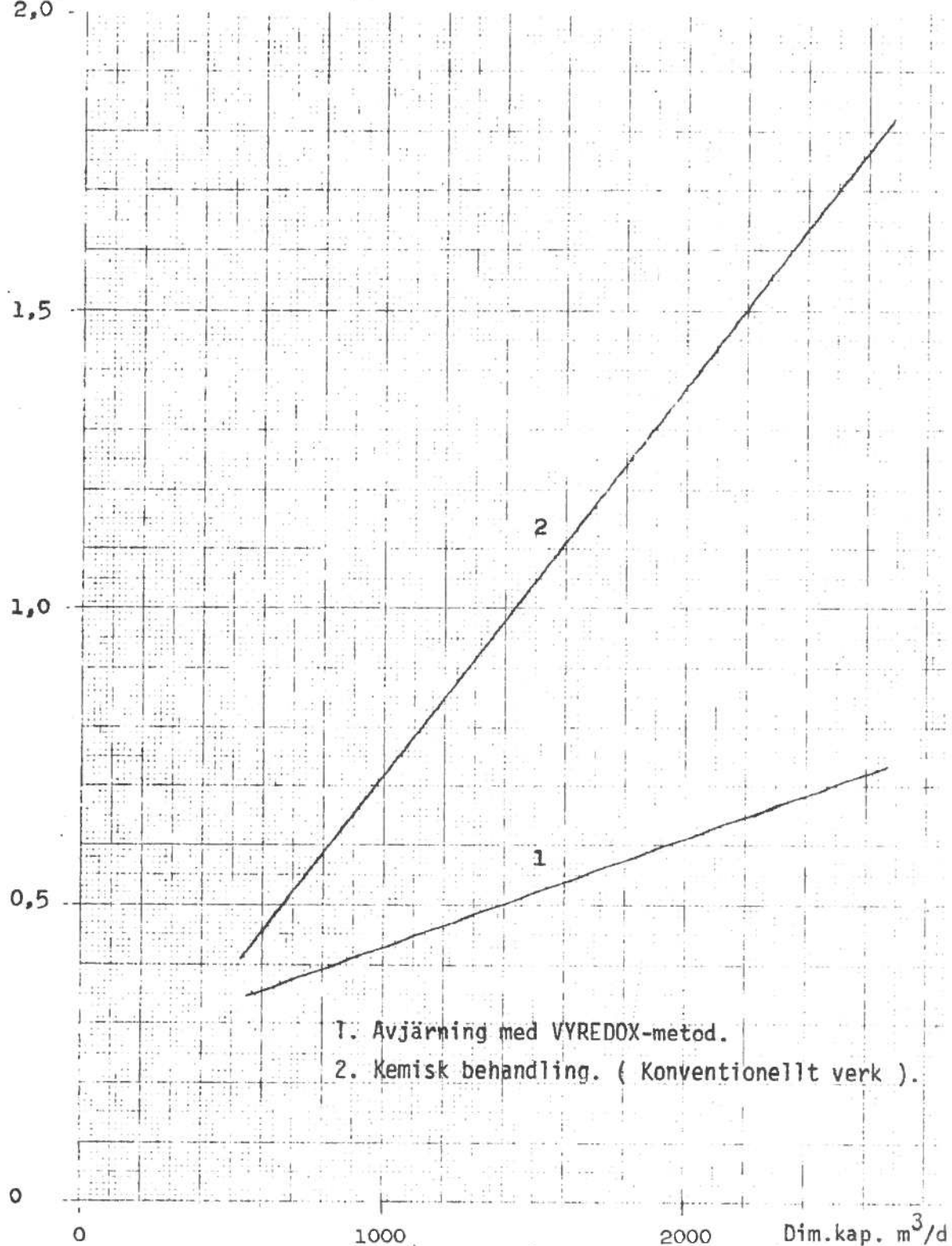


Fig 1. Genomsnittliga byggnadskostnader för nya grundvattenverk i Finland.

Driftskostnad,
miljoner Finska Mark/år.

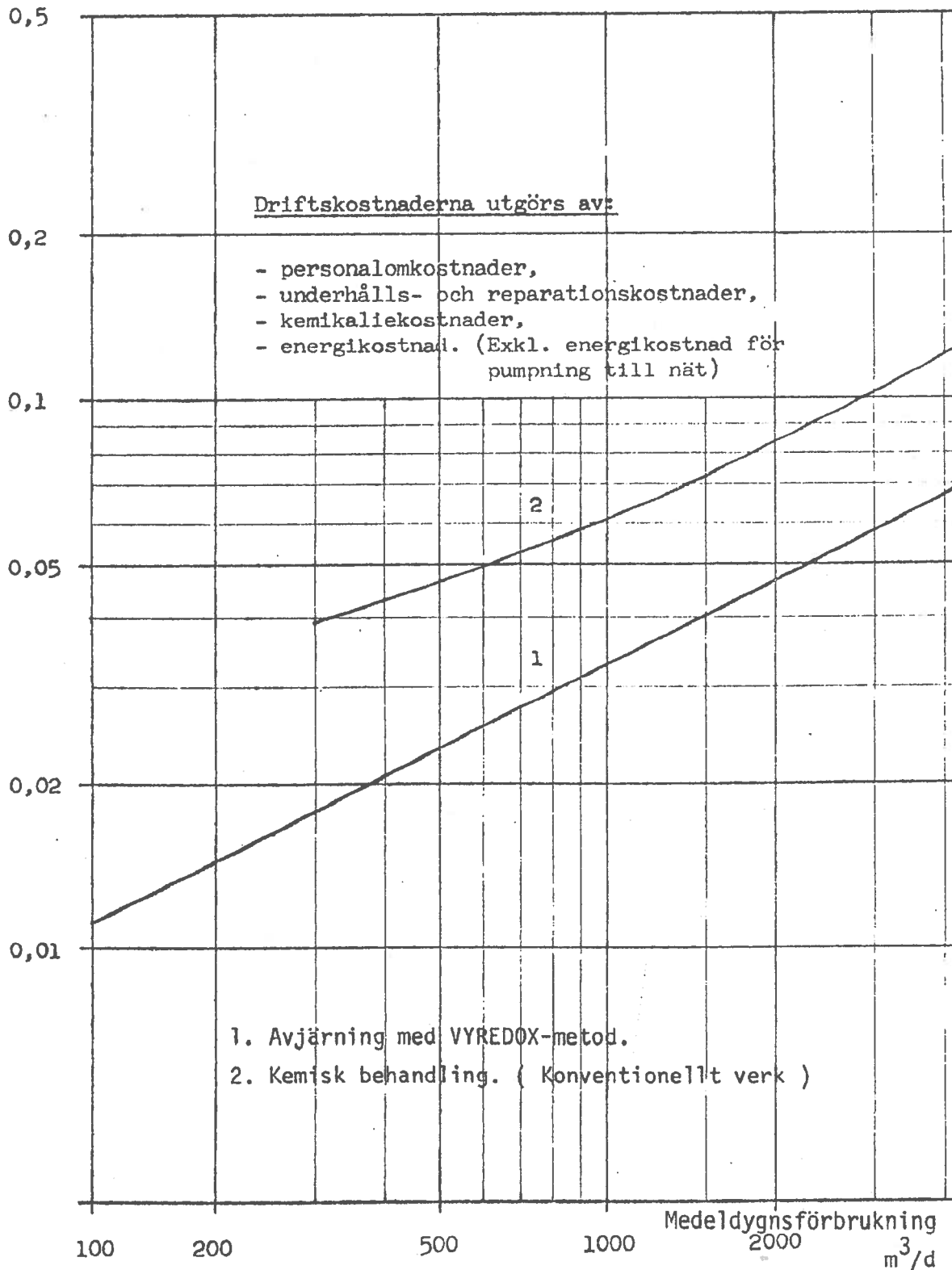


Fig 2. Grundvattenanläggningars driftskostnader i Finland.

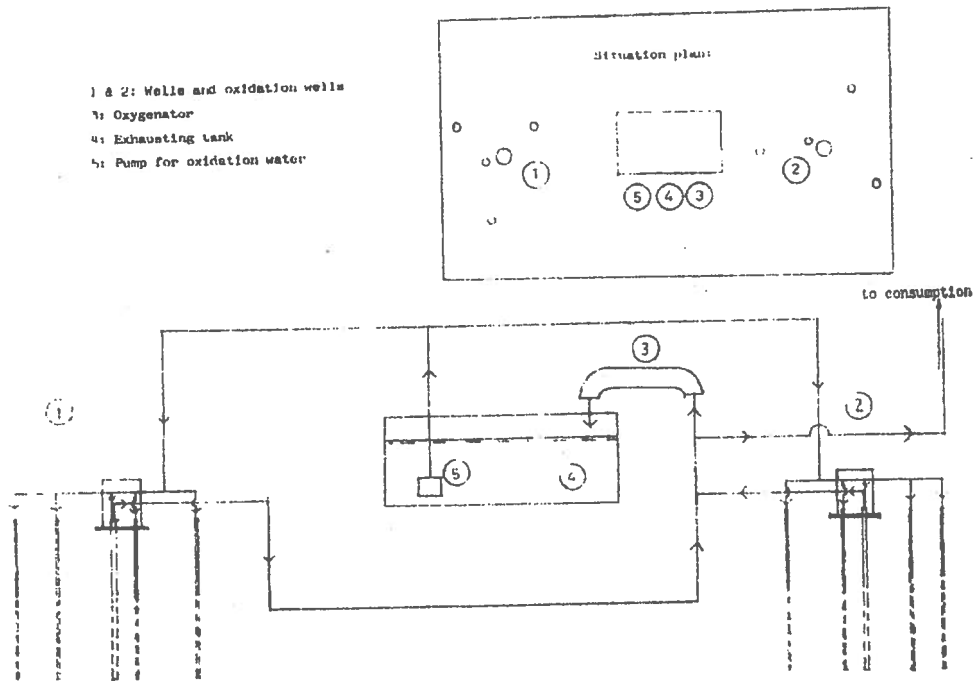


Fig 3. Principschema för VYREDOX avjärningsverk.

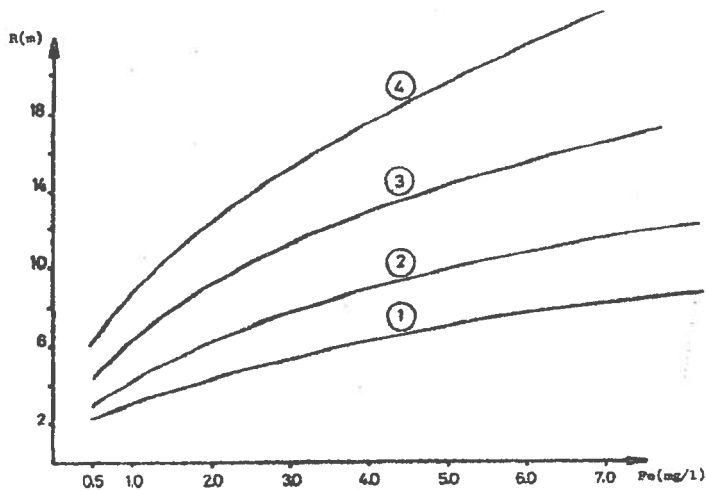


Fig 4. Syrsättningsradien R som funktion av råvattnets järnhalt.

- Kurva 1: $H=10\text{ m}$, $q=500\text{ m}^3/\text{d}$
- 2: $H=10\text{ m}$, $q=1\ 000\text{ m}^3/\text{d}$ eller $H=5\text{ m}$, $q=500\text{ m}^3/\text{d}$
- 3: $H=10\text{ m}$, $q=2\ 000\text{ m}^3/\text{d}$ eller $H=5\text{ m}$, $q=1\ 000\text{ m}^3/\text{d}$
- 4: $H=5\text{ m}$, $q=2\ 000\text{ m}^3/\text{d}$

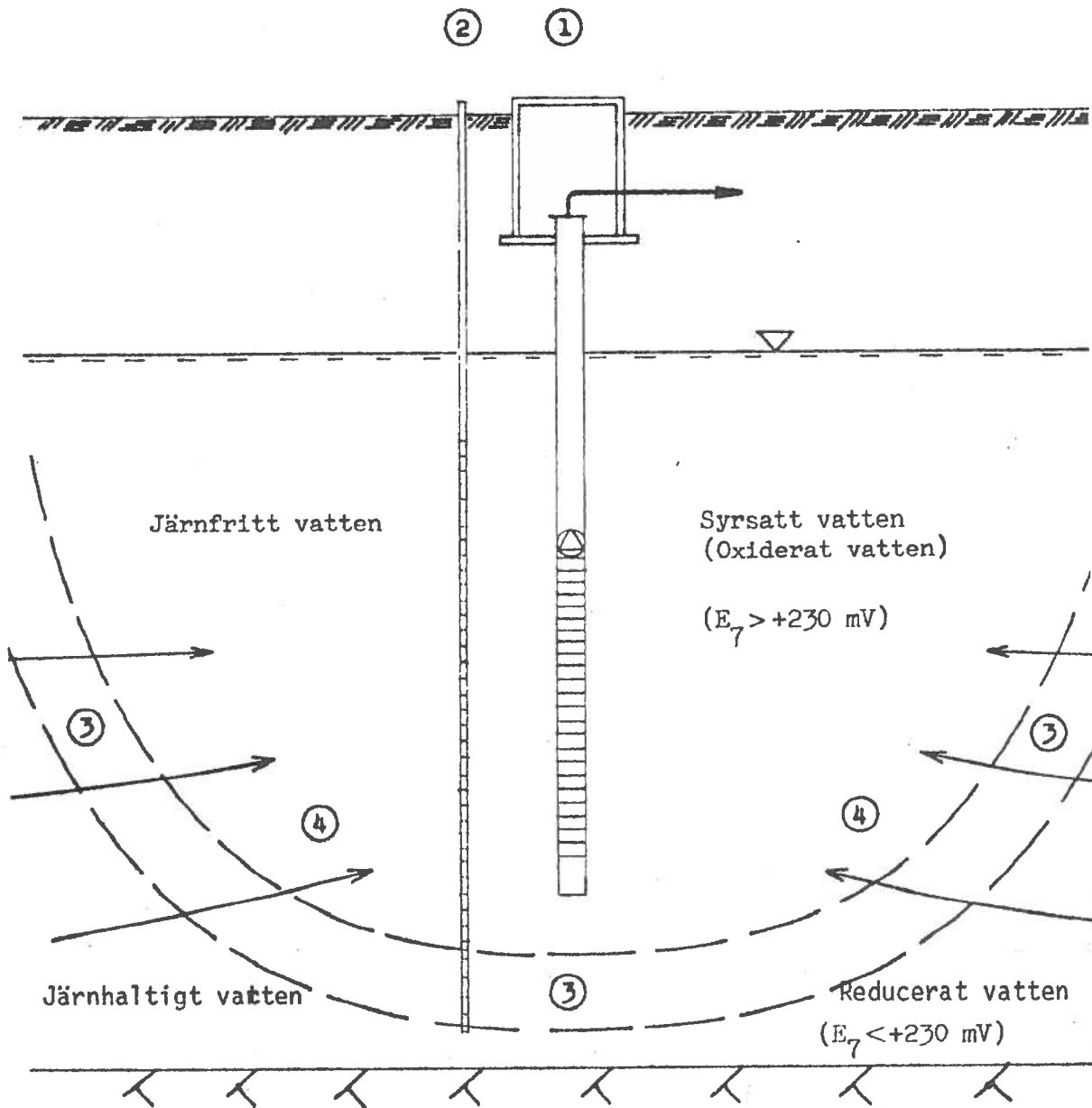


Fig 5. VYREDOX-metodens princip.

- ① Uppfördringsbrunn.
- ② Syrsättnings- och mättningsbrunn.
- ③ Redoxgräns, $E_7 \sim +230$ mV. (Järnfällningszon)
- ④ Grundvattnets strömningsriktning.

MICROBIOLOGY OF THE IRON CYCLE

HARRI SEPPÄNEN, HELSINKI CITY WATERWORKS

SUMMARY

Iron has for a long time been recognised as an impurity of ground water. There are relative few studies concerning the significance of iron and manganese bacteria in ground water. Practically all researches which has been done are mostly concentrated on the role of these bacteria in water supply engineering, attention being paid to them as a harmful growth on pipe networks. One of the most important effect of living organisms on their environment is the gradient formation between oxidized and reduced systems. In the reduction of ferric iron to the ferrous state, biological processes play only a secondary role. The decomposition of organic material by heterotrophic organisms consumes dissolved oxygen from the environment decreasing the redox potential to a level where the ferric iron is reduced to ferrous form. The reduction of ferric iron begins at a redox level below +230 mV. The oxidation of reduced iron is, however, maintained by specific types of bacteria. These bacteria forms a physiological group. The most common of these bacteria are filamentous belonging to the order *Chlamydiales*, Leptothrix, Grenothrix and Sphaerotilus. In the order *Pseudomonadales* there are some species which belong to the same physiological group too: Gallionella, Siderocapsa, Naumaniella.

Practically all changings of the forms of existence of different elements in nature are due to the biological activity of living organisms. The influence of the living nature can be either direct or indirect. The direct influence means that the organisms take an active part to the transformation of elements. They can utilise the energy released from such a transformation process. If the influence is indirect, the living organisms make conditions of their environment favorable for certain chemical oxidation and reduction processes. The most important effects of the organisms to their environment are influences on the oxygen balance (redox potential) and on the pH level.

In general these two influences are bound to each other, because the oxygen consumption of living organisms is due to the biochemical burning, where the molecular oxygen act as the final hydrogen acceptor. The organic carbon released in that process is turned to the form of carbon dioxide. On the other hand the increasing of the concentration of the carbon dioxide is the main cause to the decreasing of the pH in natural waters.

Interface or gradients play a central role in maintaining of life. Here we have to make difference between an interface in large scale (liquid-gas or liquid-solid interface) and that in micro scale (interface between living cell and the environment). Due to the metabolic activity of living nature, interfaces are formed. Biological, chemical and physical factors together promote the formation and remaining of the interfaces. The interface between two different redox systems is one of the most decisive factors in the cycle of many compounds of natural water e. g. nitrogen, sulfur and iron-manganese cycle according to Kucera and Wolfe (1957), Wolfe (1958, 1964), Kusnezow (1959).

The redox gradient can be found in the ground or in sediment water interface at the bottom of lakes. It is a necessary condition for redox gradients that on one side the circumstances are oxidized and on the other side reduced. Different elements are either oxidized or reduced at different redox levels. The redox gradient is a typical interface formed by the activity of heterotrophic organisms.

When approaching the mechanism of the iron cycle in nature, it is stated arguments for following, what happens when water goes through its hydrological circulation. As the rain water hits the surface of the earth, it is saturated with oxygen. A part of it percolates into the ground. Just at the beginning it has to penetrate through the upper layer of the earth. Characteristic of that humus layer is the abundance of different heterotrophic organisms, which consume the dissolved oxygen from the percolating water as mentioned by Huisman and Van Haaren (1966). This heterotrophic population consists of innumerable bacteria, protozoa and higher organisms. All these organisms need oxygen for electron acceptor. As endproduct of their metabolism carbon dioxide is produced. Because water have often very low buffer capacity, the pH of the water decreases.

We say, that water becomes aggressive. As both iron and manganese are present practically everywhere in the crust of earth, they become soluble in the water as bicarbonates. Here is essential to note, that there are no specific types of organisms causing the solution of iron or manganese in the water, stated by Aristovskaya and Zavarzin (1971). We can note that living organisms play only a secondary role in the reduction of ferrous iron to the ferric iron. They are only making conditions favorable for dissolving of iron decreasing the redox level, according to Oborn and Hem (1961). The solution of the iron is pure a chemical reaction, as mentioned by Aristovskaya and Zavarzin (1971), Jobin and Ghosh (1972).

As the solubility of the iron correlates with the redox potential, the ground water contains soluble iron in significant amounts only when its redox level decreases below +230 mV, stated by Mortimer (1941, 1942), Hem (1960), Morris and Stumm (1967), Hatva et al. (1971, 1974).

The same is valid with surface waters too. When the redox level of the hypolimnion is low enough, iron is in ferrous form and is soluble in the water.

When the reduced ground water gets in contact with oxidized circumstances, iron precipitates as ferric iron according to Aristovskaya and Zavarzin (1971). If the reduced ground water is discharging into a lake, where the hypolimnion contains dissolved oxygen, iron and manganese concretions are formed on the bottom of the lake, according to Harris and Troup (1970). The limonite is formed in marshes in the same way. All the bacteria which can cause precipitation of iron or manganese are usually treated as a physiological group: the iron and manganese bacteria. The most common of these bacteria are filamentous and belong to the order C h l a m y d o b a c t e r i a l e s, Leptothrix, Grenothrix, and Sphaerotilus. According to Pringsheim (1949) Leptothrix is identical with Sphaerotilus.

In order P s e u d o m o n a d a l e s there are some species which belong to the same physiological group too: Gallionella, Siderocapsa, Naumaniella and Thiobacillus ferrooxidans, according to Bergey's manual (1957). The conditions for growth of Thiobacillus ferrooxidans on iron are rather unusual in the microbial world. The organisms is acidophilic

and grows poorly above pH 4.0. During the growth, the organism produces sulfuric acid and thus decreases the pH. In laboratory conditions the pH can fall to about 1.5 - 2.0. Cells can oxidize iron at pH 1.0, as stated by Lundgren (1972).

The iron and manganese bacteria can be grouped further on according to their relation to organic matter. In this biological spectrum of iron and manganese bacteria, those preferring a high content of organic matter are mainly manganese precipitating species and those preferring a low content of organic matter are iron precipitating species, as mentioned by Beger (1966).

Species occurring in ground water mainly prefer a low content of organic matter thus being iron precipitating types. The content of organic matter is usually relatively low in ground water. Common species of iron and manganese bacteria found in ground water wells are Gallionella and Leptothrix, as stated by Hatva et al. (1971, 1974).

Iron and manganese bacteria are typical gradient organisms abounding at narrow boundary zones between oxidized and reduced water masses, as mentioned by Kucera and Wolfe (1957), Wolfe (1958, 1964). Iron and manganese bacteria are microaerophilic, preferring an environment with a low oxygen concentration, stated by Preobrazhenskaia (1937), Kucera and Wolfe (1957), Liebman (1962). Siderocapsa coronata, for example, has been found in waters where the oxygen content was 0.12 to 0.30 mg per liter, according to Bergey's manual (1957).

Gallionella species are typical sessile organisms, which grow on the surface of different particles. In the ground they are attached to sand and stone particles. The temperature optimum of Gallionella is +25°C and the pH limits are 5.8 - 6.6, as stated by Preobrazhenskaia (1937) Wolfe (1958).

The oxidation of reduced iron and precipitation as hydrous oxides occur principally chemically when the concentration of dissolved oxygen is high e.g. in aeration. The oxidation at low concentration of oxygen is

possibly maintained by specific bacteria.

Anyway the utilisation of energy for the metabolism of iron and manganese bacteria is not fully explained. It is a common opinion that the oxidation of reduced iron and manganese is really an important source of energy for the bacteria. Thiobacillus ferrooxidans is a typical iron bacteria which is able to utilise chemical oxidation energy.

On the other hand, it is questionable whether the bacteria actually utilises the energy of iron oxidation, as mentioned by Wolfe (1958). Iron and manganese bacteria are not strictly autotrophic, because they need organic matter in small quantities, as stated by Beger (1966), Schweisfurth (1966). According to the biological spectrum of iron and manganese bacteria, types precipitating manganese need organic matter in relatively high concentrations, referring to Beger (1966).

The precipitation of oxidized iron does not seem to be absolutely necessary for the metabolism of iron bacteria. It is possible that iron precipitation is a by-product of the metabolism of bacteria, which are called iron and manganese bacteria. The first phase in iron precipitation by bacteria is the adsorption of reduced, dissolved iron on the surface of the sheaths formed by the bacteria. The micromilieu at the surface of the bacteria sheaths is alcalic, as mentioned by Beger (1966). In alcalic conditions reduced iron is oxidized and precipitated. The first oxidation stage on the surface of the bacteria sheaths can act as a source of energy for the bacteria. The oxidized iron precipitated on bacteria sheaths has nothing more to do with the metabolism of the cells.

Filamentous iron bacteria build up long sheaths that can be covered by great amounts of precipitated iron and manganese. According to observations made at Kellokoski ground water plant, different quantities of precipitated iron was found to be on the sheaths of Gallionella and Leptothrix species, see Hatva et al. (1971, 1974).

Another possibility to explain the role of bacteria in iron precipitation may be the theory of initial particles, mentioned by Hatva et al. (1974).

The bacteria cells or empty sheaths act in the first phase as iron precipitators because of their high pH on the surface. The high pH of the surface of the sheath is due to the metabolism of the bacteria and has nothing to do with energetic iron oxidation. These initial particles act as catalyzers for further iron precipitation, according to Schweisfurth (1966). The role of bacteria in iron precipitation would thus be indirect, forming initial particles, which act as precipitation centers in a continuing chemical precipitation.

REFERENCES:

ARISTOVSKAYA, T.V. and G.A. ZAVARZIN, 1971. Biochemistry of iron soil.- Soil Biochemistry (ed. A.D. McLaren and J. Skujine) 2. Marcel Dekker Inc. New York 385-408.

BEGER, H. 1966. Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart 360 p.

Begey's manual of determinative bacteriology, 7th ed. Bailliere Tindal & Cox, London 1957, 1094 p.

HARRIS, R.C. and A.G. TROUP, 1970. Chemistry and origin of freshwater ferro-manganese concretions.- Limnol & Oceanogr. XV, 5:702-712.

HATVA, T., NIEMISTÖ, L. and H. SEPPÄNEN, 1971. Näkökohtia pohjaveden raudan pidätyksestä maaperään (Engl. summary: Some aspects on the retention of ground water iron in the soil). Vesitalous, 5:13-20.

HATVA, T., NIEMISTÖ, L. and H. SEPPÄNEN, 1974. Examination and removal of iron in ground water.- Aqua Fennica 1973, 82-94.

HEM, J.D. 1960 Restraints on dissolved ferrous iron imposed by bicarbonate redox-potential, and pH.- U.S. Geol. Survey water supply paper 1459 b:33-55.

HUISMAN, L. and F.W.J. Van HAAREN, 1966. Treatment of water before infiltration and modification of its quality during its passage underground.- Special Subject, N:o 3, G5-G26.

HASSELBARTH, U. und D. LÜDEMANN, 1971. Die biologische Enteisung und Entmanganung.- Vom Wasser XXVIII:234-253.

JOBIN, R. and M.M. GHOSH, 1972. Effect of buffer intensity and organic matter in the oxygenation of ferrous iron.- J. Am. Wat. Wks. Ass., 72, 9:590-595.

KUCERA, S. and R.S. WOLFE, 1957. A selective enrichment method for *Gallionella ferruginea*.- J. Bacteriol. 74:344-349.

KUSNEZOW, S.I. 1959. Die Rolle der Mikroorganismen im Stoffkreislauf der Seen. Berlin 301 p.

LIEBMAN, H. 1962. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Bd I,1,588 p.

LUNDGREN, D.G. and J.R. VESTAL, 1972. The microbiology of mine drainage pollution.- Water pollution microbiology (ed. by R. Mitchell) 69-88.

MORRIS, J.C. and W. STUMM, 1967. Redox equilibria and measurements of potentials in the aquatic environment.- Equilibria concepts in natural water systems (ed. by R.F. Gould) Am. Chemic. Soc. Publ. Washington D.C. 270-285.

MORTIMER, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes.- J. Ecol. 31: 280-329.

OBORN, E.T. and J.D. HEM, 1961. Microbiologic factors in the solution and transport of iron. Chemistry of iron in natural water.- Geol. Survey watersupply paper 1459 H, 213-235.

PREOBRAZHENSKAIA, M.R. 1937. On the ecology and biology of iron bacteria (orig. russ).- Mikrobiologija IV, 3: 339-349.

PRINGSHEIM, E.G. 1949. The filamentous bacteria Sphaerotilus, Leptothrix, Gladothrix and their relation to the iron and manganese.- Phil. Trans.Roy. Soc. London. Ser. B. 233: 453-462.

SCHWEISFURTH, R. 1966. Eisen- und Mangan-Mikroben im Wasserwerksbetrieb.- Institut für Gastechnik, Feuerungstechnik und Wasserchemie der Technischen Hochschule Karlsruhe, Veröffentlichungen der Abteilung und dess Lehrstuhl für Wasserchemie, Heft 1: 199-217.

WOLFE, R.S. 1958. Cultivation, morphology, and classification of the iron bacteria.- J. Am. Wat. Wks. Ass. 50, 9: 1241-1249.

WOLFE, R.S. 1964. Iron and manganese bacteria.- Principles and applications in aquatic microbiology (ed. by H. Heukelekian and N.C. Dondero). John Wiley & Sone. New York. 82-97.

GRUNDEVANDSRESSOURCEUNDERSØGELSER I RELATION TIL VAND-
PLANLÆGNING I DANMARK.

LARS JØRGEN ANDERSEN, DANMARKS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE.

RESUME.

Efter en kort omtale af termen vandplanlægning henledes opmærksomheden på nye former for udnyttelse af grundvandsforekomsterne under danske forhold. Derefter omtales generelt hvilke undersøgelser, der bør udføres for at fastlægge grundvandsressourcerne, specielt hydrogeologisk kortlægning efter cirkeldiagrammetoden som et vigtigt beslutningsgrundlag for vandplanlægning.



Vandplanlægning er et særdeles aktuelt emne i dagens Danmark. Med de ændrede vand- og miljølove er det pålagt amtskommuner i samarbejde med kommunerne at iværksætte vandplanlægning som grundlag for den fysiske planlægning og regionsplanlægningen.

Selv om der snart ikke er det firma eller den institution, som ikke beskæftiger sig med vandplanlægning, er der ikke endnu sket en definition af termen, hvilket måske er årsagen til, at så mange tror, de beskæftiger sig med vandplanlægning.

Mens geologer og hydrogeologer måske fejlagtigt har betegnet kortlægning af grundvandsressourcerne som vandplanlægning, så har ingeniører under termen vandplanlægning henregnet videnskabelige undersøgelser inden for hele det hydrologiske kredsløb. Det må vist siges at være at tage munden for fuld. Hvis vandplanlæggere skal drive hydrologisk grundforskning, vil den planlægning, som de vil være i stand til at fremkomme med, blive så langsigtet, at den ikke vil få betydning i praksis.

Vandplanlægning er tilsyneladende en vanskelig term at definere, men udtrykt på en enkel måde, må vandplanlægning vel være, en

hensigtsmæssig plan over: 1) vandbehovet og dets fordeling, 2) vandressourcen og dens fordeling, udnyttelse og distribution, 3) bortledning af vandet, efter at vandbehovet er tilfredsstillet, samt 4) opstilling af prognoser over følgevirkningerne af såvel vandindvinding som vandafledning, kvalitative som kvantitative.

Med kendskab til det system, i hvilket vandet bevæger sig, kan man ved anvendelse af kalibrerede og verificerede modeller få prognoser for effekter af et givet indgreb i det hydrologiske kredsløb så betids, at sådanne prognoser vil kunne anvendes i planlægningen.

I Danmark har grundvandet spillet en aldeles dominerende rolle, når det gælder dækning af befolkningens vandbehov. Vore vandløb er små, og vandføringen, især minimumsvandføringen, ofte ringe. Vandløbene har derfor primært været benyttet til bortskaffelse af vand, såvel uanvendt grundvand i form af drænvand som "brugt" grundvand i form af spildevand.

Grundvandsressourcerne vil fortsat være det største aktiv til dækning af vandbehovet i Danmark. De naturlige ressourcer er imidlertid begrænsede og afhængige af de naturbetingede forhold, ikke blot hvad angår deres størrelse og udbredelse, men tillige hvad angår mulighederne for tilgang af vand til dem via nedsivning og lækage.

Hidindtil har grundvandsmagasinerne kun været udnyttede som beholdere, hvorfra man pumpede det vand, man skulle bruge. Den fulde udnyttelse af grundvandsressourcerne opnås imidlertid først, når man samtidig udnytter dem som transportører af vand, d. v. s. som "rørledninger". Ved ikke blot at udnytte deres fyldte magasin, men tillige det tomme, vil der være mulighed for kunstigt at opmagasinere vand i den periode, hvor de ikke er fyldte. Dette kan f. eks. tænkes at ske i efterår og vinter, hvor afstrømningen gennem vandløbene ofte er stor, og hvor denne afstrømning normalt ikke anvendes til noget nyttigt formål. Under visse omstændigheder kunne en del af dette overfladevand pumpes ned i grundvandsmagasiner med uudnyttet magasin og derved supplere den naturlige grundvandsdannelse.

En sådan udnyttelsesform vil imidlertid kræve nytænkning såvel blandt vandindvindingsmyndigheder som sundhedsautoriteter samtidig med, at den forudsætter et nøje kendskab til grundvandsforekomsternes reser-

voirtypen, udstrækning, hydrauliske egenskaber og grundvandets og overfladevandets kemi.

En af de lidet beagtede egenskaber ved grundvandsmagasinerne under danske forhold er bl.a. deres enorme magasinkapacitet, i forhold til hvilken alle overfladevandsmagasiner blegner. Dernæst må grundvandets ringe bevægelseshastighed tages i betragtning. Mange danske grundvandsmagasiner vil derfor kunne virke som reguleringsbassiner for overfladevandsafstrømningen. Hensigtsmæssigt anvendt vil den udnyttelige del af nedbøren, nedbøren - fordampning, kunne øges ganske væsentligt, og dermed grundvandsressourcen. Der må naturligvis stilles de nødvendige kvalitetskrav til det overfladevand, som sendes til opmagasinering i undergrunden.

Rom blev ikke bygget på een dag - og vore grundvandsforekomster er endnu ikke udtømte - endsige halvtomme - de fleste har deres naturlige magasinmængde af vand i sig, bortset fra visse afsænkninger omkring de større indvindingsanlæg.

Grundvandsforekomsterne og grundvandsressourcerne er end ikke kortlagt eller opgjort her i landet. Dette er den første betingelse for at vurdere, hvorledes og hvor meget de kan udnyttes, og derfor en vigtig forudsætning for enhver vandplanlægning.

Kortlægning af geologiske og hydrogeologiske forhold er almindeligvis særdeles bekostelig at udføre, da den er baseret på borer. I Danmark er det imidlertid, takket være geologernes fremsynethed, ikke boredata, der mangler. Danmarks Geologiske Undersøgelse er i besiddelse af oplysninger fra mere end 120.000 borer, indsamlet og registreret siden århundredskiftet. Disse data bør være grundstammen i en hydrogeologisk basiskortlægning.

DGU's hydrogeologiske afdeling har med henblik på en sådan udarbejdet metoder for fremstilling af geologiske og hydrogeologiske basiskort, ved hjælp af hvilke det er muligt at afbilde boredata grafisk på kort, således at det giver det fulde overblik over den rumlige udbredelse af alle jordlag, samtidig med at alle jordlag i den enkelte boring vil kunne aflæses på kortet. Herudover angives kote (niveau) for alle laggrænser, boringens ydelse, sænkning, vandstand, filterinterval, udførelsesår m.v. Metoden er beskrevet af L. J. Andersen (1973).

Sådanne kort er af stor betydning for planlægning af såvel vandindvinding som vandafledning i et givet område og kan endvidere benyttes i alle situationer, hvor det er de geologiske eller hydrogeologiske forhold, der er bestemmende.

Udarbejdelsen forudsætter imidlertid kendskab til boringernes beliggenhed samt terrænhøjden ved borestedet. DGU har foretaget systematiske kortlægninger af boringer landet over de senere år. Der foreligger imidlertid stadig et betydeligt antal boringer, som ikke er lokaliserede. En sådan kortlægning bør derfor gennemføres som et forudgående led i den vandplanlægning, som amtskommunerne skal i gang med. Når boringerne er kortlagt, vil der, efter at de geologiske oplysninger er korrelerede og endeligt vurderede, kunne fremstilles basiskort til brug for løsning af såvel lokale som regionale problemer vedrørende bl. a. grundvandsindvinding. Ved hjælp af EDB-teknik er det endvidere muligt at få disse kort udtegnet automatisk, dog uden farver. De første prøve-kørsler har fundet sted.

Sådanne kort må imidlertid kun betragtes som basiskort indeholdende de foreliggende oplysninger om geologi og grundvandsforhold m. v. Med disse kort som grundlag kan der udarbejdes specialkort af forskellig art, såsom kort over grundvandsstanden, grundvandskemien, reservoiregenskaber m. v.

På basis af disse kort vil det være muligt enten at udvælge egnede vandindvindingsområder eller at planlægge supplerende undersøgelser for lokalisering af sådanne på en økonomisk rentabel måde.

For bestemmelse af grundvandsressourcens størrelse kræves derefter udført specielle undersøgelser inden for hvert enkelt grundvandsreservoir i form af prøvepumpninger for bestemmelse af grundvandsreservoirs hydrauliske egenskaber, reservoirtype, lækageforhold og reservoirs rumlige udstrækning. Ved tilrettelægnen af sådanne undersøgelser samt fortolkning af resultaterne herfra er kortene ligeledes nyttige.

Geofysiske metoder som geoelektrisk projektering kan også under visse omstændigheder være særdeles velegnede for nøjere lokalisering og afgrænsning af en grundvandsforekomst.

Bestemmelse af grundvandets tritiumindhold kan give væsentlige infor-

mationer om grundvandets alder og opholdstid i reservoiret samt informationer om den hydrauliske forbindelse mellem flere over hinanden liggende reservoirer og dermed oplysninger om forureningsmulighederne.

På basis af det fulde kendskab til en grundvandsforekomsts forhold vil den kunne udnyttes hensigtsmæssigt, hvorved der kan spares betydelige investeringer i tekniske installationer og anlæg.

Kendskab til grundvandsforekomsternes størrelse, udbredelse og beliggenhed er således en absolut forudsætning for en planlægning af, hvorledes de vil kunne udnyttes og afgørende for, hvorledes hele den fysiske planlægning skal udføres.

DGU har overfor amtskommunerne, som står overfor at skulle udføre vandplanlægning, påpeget det nødvendige og værdifulde hjælpemiddel en sådan basiskortlægning må anses at være og tilbudt sin assistance for gennemførelsen af en sådan kortlægning efter ensartede retningslinier over hele landet.

Det vil være særdeles beklageligt, hvis et sådant samarbejde ikke kommer i stand, idet mulighederne for en koordination af de enkelte amtskommuners kortlægning derved formindskes med vanskeliggørelse af en senere overordnet vandplanlægning til følge.

LITTERATUR:

Andersen, L. J. (1973), Cyclogram technique for geological mapping of borehole data. Geological Survey of Denmark. III. Series. No. 41. Copenhagen.

GROUNDWATER WITH HIGH CONTENT OF CHLORIDE IN A QUATERNARY MARINE CLAY AREA IN WESTERN SWEDEN

LEIF CARLSSON CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Abstract

Within an area, geologically built up by Quaternary deposits, mainly marine clay and sand, south of lake Vänern in the southwestern part of Sweden, an investigation regarding the content of chloride in the groundwater has been carried out. By inventories of wells and analyses of groundwater-samples maps were constructed showing the thickness of the Quaternary deposits and the areal distribution of chloride in the groundwater. The groundwater was also chemically classified and by comparisons between the geology, the thickness of Quaternary deposits, and the chemical classification some conclusions were made. Thus in the glaciofluvial deposits and in the areas with small thickness of Quaternary deposits the groundwater had a low content of chloride and total dissolved solids (TDS) and was chemically classified as having no sodium-hydrocarbonate. The dominating ions were calcium and hydrocarbonate. In the areas where the deposits had great thickness and consisted of clay overlying frictional material on the bedrock the groundwater contained sodium-hydrocarbonate, had high TDS-content (> 1000 mg/l in some areas) and had sodium and hydrocarbonate as dominating ions. In these areas, especially where the underlying bedrock formed closed groundwater basins, the content of chloride was high.

1. Introduction

Groundwater containing chloride in an amount which gives taste to the water is observed in several localities in Quaternary deposits and archean rocks in Sweden. These places have since the latest glaciation been covered by the sea for some periods of time, and the high content of chloride is supposed to depend on seawater which due to geological and topographical conditions has remained in the ground. Depending on the water circulation the sea-water within the ground has been diluted by fresh water to different degrees. In closed groundwater basins where the circulation is reduced this dilution is less obvious and groundwater with high content of chloride occurs.

In 1969-71 a geohydrological investigation was made in the southwestern part of the county of Skaraborg by the consulting firm VIAK AB. A preliminary map showing

areas with high content of chloride in the groundwater was made for the plain around Vara - Järpås - St. Levene - Nossebro (VIAK AB 1971). Later on the investigation regarding chloride in the groundwater was continued by the Department of Water supply and sewerage at Chalmers University of Technology in Göteborg (Englöv and Malmberg 1973, Lindberg et al 1973). A summary of these investigations showing the chloride content in groundwater within the area known as the Skara - Vara - plain south of lake Vänern is given in this paper.

2. Occurrence of groundwater with high content of chloride in Sweden

Observations of groundwater with high content of chloride in Sweden, described in the literature, are mainly concentrated to some specific areas. Generally these areas have been situated below sea level in postglacial time or they are built up by paleozoic or mesozoic rocks. Groundwater with high chloride content has been observed in the valleys of the rivers Göta älv and Sävån (Nordström 1975, Lindström 1887, Richert 1891 and 1918, SOU 1962), in the plains around lake Vänern (Lindström 1887, Svedmark 1902, Munthe 1903, Svenonius 1918, Sandegren et al 1922, Johansson 1924, 1944, Johansson et al 1943, VIAK AB 1971), in areas around lake Mälaren and lake Hjälmaren (Sidenbladh 1862, Stolpe 1869, Lundegård och Lundqvist 1956, Möller et al 1971), in the plain around the town of Laholm in southwestern Sweden (Caldenius et al 1966, Caldenius and Larsson 1968), in the sedimentary rocks in the county of Skåne (Erdmann 1879, Richert 1918, Stentoft 1944, Assarsson 1948, Nilsson and Gustafsson 1967, Gustafson 1972) and in the islands of Öland and Gotland (Engqvist 1969, Pousette and Möller 1972). A brief review of the mentioned occurrences is given by Englöv and Malmberg (1972).

3. The investigated area

3.1 General description

The investigated area has an area of about 760 km² and is situated south of lake Vänern in western Sweden, see figure 1. Towards the west the area is bordered by the highland of Kedum, towards the north by lake Vänern and towards the east and south by a line through the places Källby - Lundsbrunn - Skara - Kvänum - Vara. The investigated area is a plain without any great differences in altitude. The highest part

of the area is found in the south with altitudes about 90-100 m.a. sea-level. The lowest part is found in the north close to lake Vänern (about 44 m.a. sea-level). Topographically pronounced features within the area are some small hilly parts in connection with moraine and glaciofluvial deposits and also the ravines around some of the rivers and streams.

3.2 Meteorology and hydrology of the investigated area

The yearly precipitation within the investigated area is about 540 mm. According to VIAK AB (1971) the yearly evapotranspiration has been estimated to about 390 mm.

The whole investigated area is drained towards lake Vänern. The largest river is Lidån which has a mean discharge of about $18 \text{ m}^3 / \text{sec}$ at its outflow in lake Vänern. The river Lidån and its tributaries drain almost the whole area with the exception of the northeastern part which is drained directly to lake Vänern by streams. The runoff in the area is in average about 8 l/sec.km^2 calculated by the County Administration (Länsstyrelsen i R-län 1970). Within the investigated area there are no lakes or ponds.

3.3 Geology of the investigated area.

The main part of the investigated area is covered with Quaternary deposits. The exposed bedrock is found in the southern part of the area and consists of pre-Gothian gneisses. The exposed rocks are very flat and make no outstanding feature in the area. Less than 10 % of the area consists of exposed bedrock. The west border of the area is described as a thrust zone with mylonitized gneisses (Johansson et al 1943, Lundegård and Gavelin 1960, Magnusson 1960).

In the northeasternmost part of the area the Quaternary deposits are underlain by lower Cambrian sandstone. The gneisses below the sandstone are weathered (Wester-gård 1943) and there is reason to believe that the gneisses below the Quaternary deposits in other places within the investigated area might be weathered too.

The Quaternary deposits within the investigated area consist mainly of till, glaciofluvial deposits, marine clay and sand. The areal distribution of the deposits is map-

ped and described by for instance Lindström (1887), Munthe (1903), Johansson et al (1943), Lundqvist (1959), Mohrén and Larsson (1965) and Strömberg (1969).

The great end moraines of central Sweden pass through the investigated area. According to Strömberg (1969) they can be followed in two lines, one in the south from St. Levene in the west to Tråvad in the east and one in the north from Råda in the west to Lundsbrunn in the east. The two lines were formed about 10.200 - 11.000 B.P. according to Nilsson (1968). The material in the end moraines consists partly of glaciofluvial sand and gravel as in Råda, Hasslösa and St. Levene and partly of till, in some places pushed up over gravel and sand. Layers of clay within the end moraines have also been observed and described (Johansson et al 1943, Strömberg 1969).

Three glaciofluvial lines in northeast-southwesterly direction can be observed in the area, see figure 2. The westernmost course passes east of the thrust-zone from Råda over Järpås, St. Levene and down towards Nossebro. The middle course goes from Källby over Hasslösa and Saleby down to Vara. The easternmost course is the glaciofluvial material between Lundsbrunn and Skara. The deposits within the courses are in many places covered with clay and it is suggested that a connection between the superficial deposits exists below the covering clay.

The areas between the glaciofluvial courses consist, according to the geological maps, mainly of clay deposited when the area was covered by the sea, about 11.000-10.000 B.P. for the southern part of the area and 10.200 - 9.000 B.P. for the northern part of the area. The highest shore line (H.K.) in the surroundings of the investigated area lies about 120-125 m.a. sea-level (Fredén 1975). At the time when the sea covered the area in the north, lake Vänern was a fiord of the sea and, later on, about 9.000 B.P. became a lake. In great parts of the area the clay is covered with outwashed sand especially in areas close to lake Vänern. By informations in connection with inventories of wells within the area it is obvious that in most places the clay covers layers of gravel, sand or till of different thickness laying over the bedrock.

4. Methods and results

4.1 Methods

Within the investigated area an inventory of wells was made. In connection with this inventory samples of water were taken and analysed. Measurements of depth to groundwater level and to the bottoms of the wells were carried out. About 870 wells and watersamples were examined and analysed. 19 % of the water samples were taken from wells in bedrock. The inventory was carried out in two summers by Englöf and Malmberg (1971) and Lindberg et al (1972). Unfortunately only the samples from the second summer were analysed regarding total main constituents. The other samples were only analysed regarding Cl, Na, Ca, Mg, K, H and pH.

4.2 Thickness of the Quaternary deposits

Informations of the depth from ground-surface to the bedrock have been obtained from the inventory of wells. By interpolating the obtained depth-values and regarding the ground surface as almost even, isolines showing the depths to the bedrock or the thickness of the Quaternary deposits have been constructed. In figure 3 the result of this interpretation is shown with lines indicating 10, 20 and 30 m:s of thickness. The greatest thicknesses, more than 30 metres, are found both in the western part of the area, east of the thrust zone from Råda to St. Levene and southwestwards, and in the eastern part from Lundsbrunn westwards over Hasslösa. These latter great depths might also indicate some technical disturbances in east-west direction. Such direction is observed regarding faults at Kinnekulle, east of the investigated area (Johansson et al 1943).

The isolines in figure 3 indicate the existence of areas which might be considered as closed small basins. Especially south and north of St. Levene and in the areas with the greatest thickness of Quaternary deposits, such small areas can be observed.

4.3 Chloride-content in the groundwater

From the map showing the thickness of the Quaternary deposits wells which penetrate more than 75 % of the deposits have been chosen. Chloride-analyses from these wells are the base-material for the map in figure 4 showing the areal distribution of chloride in the groundwater. The isolines in the figure show 100 and 300 mg Cl/l.

The areas with chloride-content higher than 300 mg / l are mainly found in the western and northern parts of the investigated area. These areas coincide to a great deal with the areas having the greatest thickness of the Quaternary deposits and especially where these latter areas are developed as closed basins. Exceptions are the areas with glaciofluvial deposits in which the groundwater has chloride-content lower than 100 mg / l. Also the areas in connection with exposed bedrock in the southern part of the investigated area have chloride-content lower than 100 mg / l.

4.4 Chemical classification of groundwater

Groundwater may chemically be classified either by dominating anion and cation into classes and groups or by relationship between the ions into types. A brief review of the different classification methods is given by Jetel (1971). The analysed water-samples from the investigated area have been divided into different types, a classification known as Alekin-Posokhov classification and described by Jetel (1971, 1972). The basic principles for the classification are given in table 1.

Table 1. Chemical water types according to relations between ions and ion-combinations (after Jetel 1971 and 1972).

Type	Defining relation of ions	Possible ion combinations		
I	$rNa > rCl + rSO_4$	NaCl	Na_2SO_4	Na HCO_3 Mg $(HCO_3)_2$ Ca $(HCO_3)_2$
II	$rCl + rSO_4 > rNa > rCl$	NaCl	Na_2SO_4 Mg SO_4 Ca SO_4	Mg $(HCO_3)_2$ Ca $(HCO_3)_2$
III:A	$rNa + rMg > rCl > rNa$	NaCl MgCl ₂	Mg SO_4 Ca SO_4	Mg $(HCO_3)_2$ Ca $(HCO_3)_2$
III:B	$rCl > rNa + rMg$	NaCl MgCl ₂ CaCl ₂	Ca SO_4	Ca $(HCO_3)_2$

Symbol *r* indicates expression in equivalent quantities; *rNa* represents here the total of all alkalis; *rHCO₃* is the alkalinity.

In figure 5 the areas with groundwater of type I are shown. The extent of the areas is based on analyses of water-samples taken in wells that penetrate more than 75 % of the thickness of the Quaternary deposits and go down into frictional materials. As can be seen by comparing the distribution and thickness of Quaternary deposits and chloride-content in figures 2, 3 and 4, the water of type I is found in areas with high contents of chloride and also in areas with great thickness of Quaternary deposits. The groundwater within and close to the glaciofluvial deposits is on the other hand not of type I. This observation agrees with analyses of groundwater in glaciofluvial deposits in Sweden published by IHD (1971) and given in table 2.

Table 2. Water type according to Jetel (1971 and 1972) in glaciofluvial deposits from water-analyses in Hydrological data - Norden 1965-1969 (1971).

IHD Groundwater station	Geological character	Year of samples	Water type
605 Brattforsheden	Glaciofluvial deposit	1968 - 69	II
614 Djurarpdalen	- " -	1968 - 69	III:A
634 Rövarekulan	- " -	1968 - 69	III:B
671 Bärmö	- " -	1969	II
673 Vissboda	- " -	1968 - 69	II
675 Sättrabrunn	- " -	1969	I - II
681 Tärnsjö	- " -	1968 - 69	II
718 Rundhögen	- " -	1968 - 69	III:A
751 Drängsmark	- " -	1968 - 69	II
795 Svappavara	- " -	1968 - 69	III:A

The total dissolved solids (TDS) in the groundwater exceed in some areas 1000 mg/l. This means that the water might be classified as a mineral water (Engquist 1969). For the eastern part of the investigated area these areas with high TDS are shown in figure 6. The areas with high chloride content coincide very well with areas in figure 6. The total dissolved solids are highest in the water of type I and lowest

in the type III:B as can be seen from the frequency diagrams in figure 7. TDS is higher in water from wells in bedrock than from wells in Quaternary deposits.

4.5 Dominating ions in the groundwater

In figures 8 and 9 the dominating anions and cations respectively are shown. For the anions analysed values are available only for the eastern part of the area. The areas with chloride and sulfate as the dominating anions are small compared with the areas where hydrocarbonate is dominating, as can be seen in figure 8. On the other hand approximately the same size of areas have Na + K as dominating cations as Ca + Mg, figure 9. The water within the investigated area is mainly of sodium - calcium - hydrocarbonate classes, as the results in figures 8 and 9 indicate.

4.6 Some chemical equilibria in the groundwater

The carbon dioxide - calcium carbonate system for the water analyses from the eastern part of the investigated area showed that about half of the analyses were oversaturated with calcium carbonate.

The chemical equilibria regarding potassium feldspar - kaolinite and sodium feldspar - kaolinite and sodium feldspar - potassium feldspar have been calculated according to Eriksson and Khunakasem (1968) and Engwall (1970). Unfortunately no silica analyses were made so the results are only presented in frequency-diagrams in figure 10, 11 and 12 showing pH - pK, pH - pNa and pK - pNa for the analyses from wells in bedrock and wells in Quaternary deposits. The calculations are made for the different water types I, II, III:A and III:B. According to calculations by Eriksson and Khunakasem (1968) pH - pK and pH - pNa should be around 4 and 5 respectively in equilibrium conditions and thus pK - pNa around 1. The average values of the analyses are given in table 3 for the diagrams in figure 10, 11 and 12. The average values are higher for the water analyses from wells in bedrock than from Quaternary deposits. The water of type I shows the highest values.

Table 3. The average values of pH-pK, pH-pNa and pK-pNa for different water types and wells.

	Water type				Remarks
	I	II	III:A	III:B	
pH-pK	4,47	3,84	3,64	3,34	Wells in Quaternary deposits
	4,55	4,06	4,05	3,80	Wells in bedrock
pH-pNa	5,49	4,59	4,45	3,92	Wells in Quaternary deposits
	5,71	4,87	4,69	4,81	Wells in bedrock
pK-pNa	1,07	0,74	0,76	0,76	Wells in Quaternary deposits
	1,26	0,86	0,78	1,04	Wells in bedrock

5. Analyses of tritium-content in the groundwater

Tritium analyses of the groundwater within the investigated area have been performed by the Swedish Geological Survey (SGU). From localities at Smedtofta situated between St. Levene and Järpås 10 samples have been analysed from flowing artesian wells 40-50 metres in depths. In late summer 1971 the tritium-contents were 10-34 TU. The distances from the wells to the infiltrating areas are about 1,5 - 2 km and the chloride content in the groundwater 20 - 1.600 mg/l.

At the locality Skofteby situated at the confluence between the river Lidan and its tributary Flån, water from an old flowing artesian well described by Munthe (1903) has been continuously measured by SGU. In 1972-73 the tritium-content in the water varied between 0,6 - 1,1 \pm 0,5 TU (Persson 1974). The content of chloride is about 1.300 mg/l.

6. Conclusions

The occurrence of groundwater with high content of chloride within the plain south of lake Vänern is an old known phenomenon. By combining the geology of the area and the configuration of the bedrock surface below the Quaternary deposits with the occurrence of groundwater with high content of chloride, some remarks can be made.

In areas with glaciofluvial deposits no observations of high chloride content in the groundwater have been made. However, in connection with pumping tests in glaciofluvial material at Tumleberg between Nossebro and Vara, VIAK AB (1971) noticed an increase in the chloride-content in the pumped water. The highest chloride contents in the groundwater are found in areas with great thickness of the Quaternary deposits and especially where closed basins are developed in the underlying bedrock. In these areas the deposits are mainly clay resting upon layers of frictional material on the bedrock.

In spite of the high contents of chloride in the groundwater, chloride is not the dominating anion in the water with exception of some small areas. Instead hydrocarbonate (alkalinity) dominates which together with high content of chloride give groundwater with TDS > 1.000 mg/l in some areas. On the other hand about half of the investigated area has sodium + potassium as dominating cations and the other half has calcium + magnesium as dominating cations. Regarding the geology the groundwater in the glaciofluvial materials has calcium + magnesium as dominating cations while in the areas covered by clay and having great thickness of the Quaternary deposits sodium + potassium dominate. This can also be seen in the chemical classification of the waters. Thus in areas with glaciofluvial deposits and areas with small thickness of Quaternary deposits waters of type II, III:A, or III:B are found, while in clay areas with great depths and closed basins water of type I occurs, water containing sodium-hydrocarbonate.

The clay in the area was deposited during a period when the area was covered by the sea. The water was maybe not as salt as in the ocean as the melting land-ice supplied it with fresh water (Fredén 1975), but the clay can be said to have been deposited in a salt-brackish water. By groundwater circulation the chloride- and sodium ions within the deposits have been partly washed out. Here the chloride-ion has a greater mobility than sodium and, as pointed out by Johansson (1943 and 1944), giving as a result partly an exchange of chloride with hydrocarbonate and partly a lowering of the TDS by washing out also of the sodium-ion.

7. References

- Abbreviations: CTH = Chalmers Tekniska Högskola
(Chalmers University of Technology)
- GFF = Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar
(Transactions of the Geological Society of Sweden)
- SGU = Sveriges Geologiska Undersökning
(The Geological Survey of Sweden)
- Assarsson, G. 1948: On the winning of salt from the brines in southern Sweden.
- SGU, Ser. C No. 501
- Caldenius, C., Larsson, W., Mohrén, E., Linnman, G.; Tullström, H., 1966:
Beskrivning till kartbladet Halmstad - SGU, Ser. Aa No. 198.
- Caldenius, C., Larsson, W. 1968: Beskrivning till kartbladet Laholm. - SGU,
Ser. Aa No. 197.
- Englöv, P., Malmberg, P-E. 1972: Salt grundvatten inom området mellan Kedums-
bergen och Lidan, Västergötland. - CTH, Dept. of Water supply and Sewerage.
Examensarbete 71:13.
- Engqvist, P. 1969: Mineral and thermal waters of Sweden - XXIII International Geo-
logical Congress - Vol. 18 pp 127-131.
- Engwall, R. 1970: Grundvattnets kemi. (The chemistry of ground water). - Svensk
Naturvetenskap 1970.
- Erdmann, E. 1879: Meddelanden från djupborrningar i Skåne - salthaltigt vatten
ur Triaslagren vid brunnsborrningar i Helsingborg - GFF Bd 4, p 272-276.
- Eriksson, E., Khunakasem, V. 1968: The chemistry of ground waters - Ground Wa-
ter Problems. Pergamon Press.
- Fredén, C. 1975: Subfossil finds of arctic whales and seals in Sweden.- SGU,
Ser. C (Manuscript)
- Gustafsson, O. 1972: Beskrivning till hydrogeologiska kartbladet Trelleborg NV
och Malmö SV. (Description of the hydrogeological map Trelleborg NV and
Malmö SV).- SGU, Ser. Ag No. 4
- IHD 1971: Hydrological data Norden. IHD stations. Basic Data 1965-1969.
- Jetel, J. 1971: Systémy klasifikace chemismu podzemních vod na základě iontových
kombinací, - Hydrogeologická Ročenka 1969-1970. Praha-Brno 1971.
- Jetel, J. 1972: Hydrogeology of the Sokolov Basin (function of rocks, hydrogeoche-
mistry, mineral waters). - Sborník Geologických Věd. Řada HIG. Svazek 9.
Praha 1972.
- Johansson, S. 1924: Hydrogeologisk undersökning av ett lerområde vid Skara. -
SHU, Ser. C No. 332.

- Johansson, S., Sundius, N., Westergårdh, A.H. 1943: Beskrivning till kartbladet Lidköping.- SGU Ser Aa No 182.
- Johansson, S. 1944: Om jord och vatten på Lanna försöksgård.- SHU, Ser C No 461.
- Lindberg, P-E., Magnusson, M., Rebenius, G., Roos, K-G., Spelt, H., Söderquist, P. 1973: Salt grundvatten inom området mellan Vara, Lidköping och Skara, Västergötland.- CTH, Dept of Water supply and Sewerage. Examensarbete 72:11.
- Lindström, A. 1887: Beskrifning till kartbladet Venersborg.- SGU, Ser Ab No. 11.
- Lundegårdh, P.H., Lundqvist, G. 1954: Beskrivning till kartbladet Västerås.- SGU, Ser Aa No. 199.
- Lundegårdh, P.H., Gavelin, S. 1960: Development of gneisses and granites in Southern Sweden.- Guide to excursion A28 and C23; Internat. Geol. Congr. Norden 1960.
- Lundqvist, G. 1959: Description to accompany the map of the Quaternary deposits in Sweden.- SGU Ser Ba No 17.
- Länsstyrelsen: R-län 1970: Vattenvårdsplanering i Skaraborgs län. Hydrologiska uppgifter och länets ytvattentillgångar.
- Magnusson, N.H. 1960: The Swedish Precambrian outside the Caledonian mountain chain.- In Description to accompany the map of the pre-Quaternary rocks of Sweden. SGU Ser Ba No. 16
- Mohren, E., Larsson, W. 1965: Geologiska kartbladet Levene.- SGU, Ser Aa No. 201
- Munthe, H. 1903: Beskrivning till geologiska kartbladet Skara.- SGU, Ser Aa No. 116.
- Möller, Å., Engqvist, P., Mullern C.F. 1971: Beskrivning till hydrogeologiska kartbladet Örebro NV. (Description of the hydrogeological map Örebro NV).- SGU, Ser Ag No. 3
- Nilsson, K., Gustafsson, O. 1967: Översikt över Skånes hydrogeologi.- SGU
- Nordström, T. 1875: Om Torpa saltkälla.- GFF, Bd 2, p 236-241.
- Persson, G. 1974: Personal communication. SGU
- Pousette, J., Möller, Å. 1972: Ölands hydrogeologi - en översikt.- SGU, Ser C No. 670.
- Richert, J.G. 1891: Om grundvattens förekomst och användning. Berättelse från en studieresa år 1889.- Göteborg.
- Richert, J.G. 1918: Salthalten i några svenska grundvatten.- GFF, Bd 40, p 776 - 782.
- Sandegren, R., Högbom, A., Svenonius, F. 1922: Beskrivning till kartbladet Väse.- SGU, Ser Aa No. 151

- Sidenbladh, E. 1862: Några ord till upplysning till bladet "Arboga".- SGU, Ser Aa, No. 2
- SOU (Statens Offentliga Utredningar) 1962: Rasriskerna i Götaälvdalen.- Betänkande avgivet av Götaälvkommittén. SOU 1962:48.
- Stentoft, R. 1944: Planerna på nyttiggörande av fyndigheter vid Höllviken.- GFF, Bd 66, p 748-749.
- Stolpe, M., 1869: Några ord till upplysning till bladet "Uppsala".- SGU, Ser Aa No. 31.
- Strömberg, B. 1969: Den mellansvenska israndzonen.- Forskningsrapport 6, Naturgeografiska institutionen, Stockholms Universitet.
- Svedmark, E. 1902: Beskrifning till kartbladet Fjellbacka.- SGU, Ser Ac No. 2.
- Svenonius, F. 1918: Grundvattnets rörelse inom en del af Uppsala nya kyrkogårds lerafloeringar samt om Mariebergsproblemet.- GFF, Bd 40, p 91-98.
- VIAK AB 1971: Redogörelse för översiktliga geohydrologiska undersökningar i SV Skaraborgs län.- Utredning verkställd på uppdrag av Samarbetskommittén för Grästorps-Vara-Nossebroregionens vattenförsörjning. Malmö

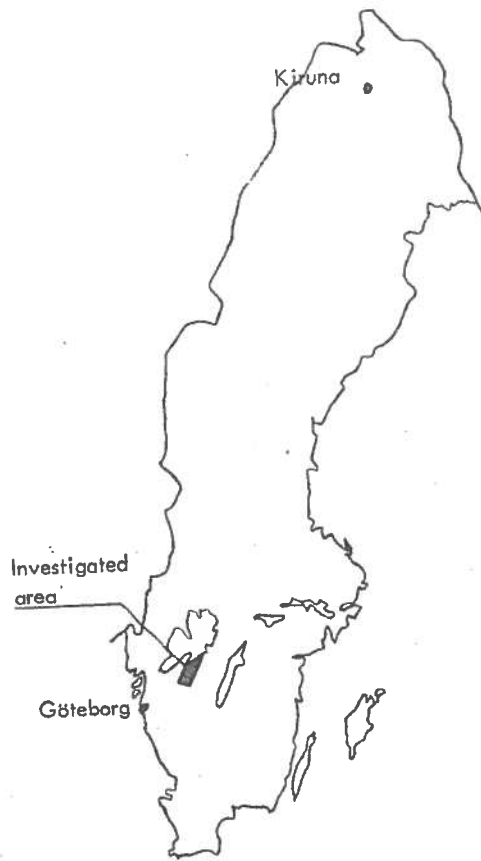


Figure 1. Map showing the location of the investigated area.

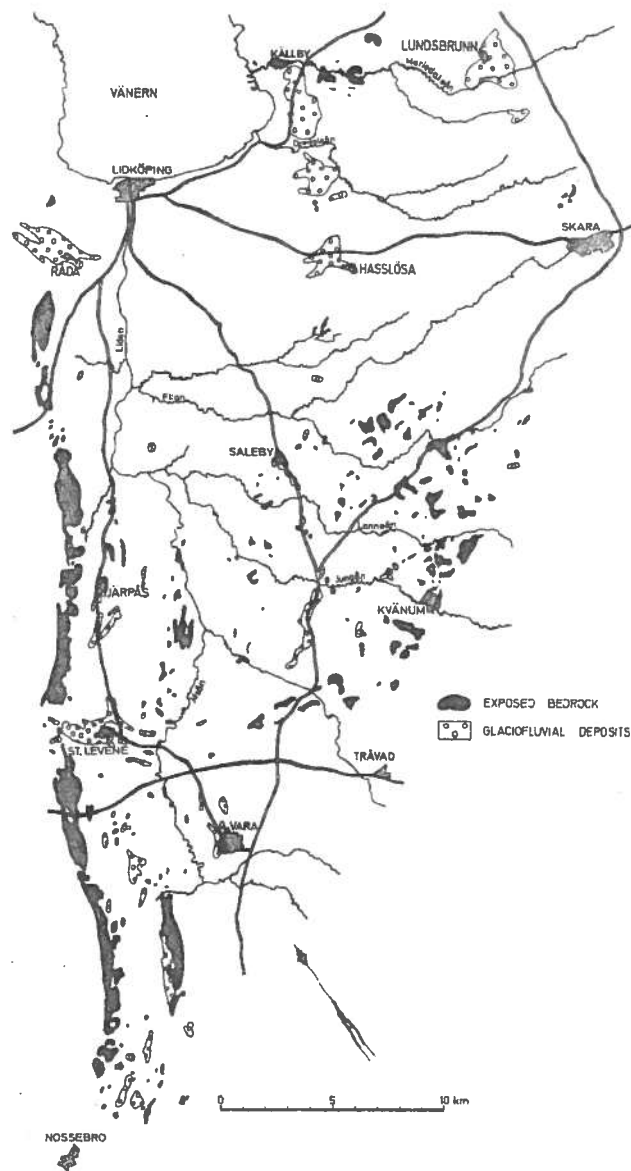


Figure 2. Exposed bedrock and glaciofluvial deposits within the investigated area

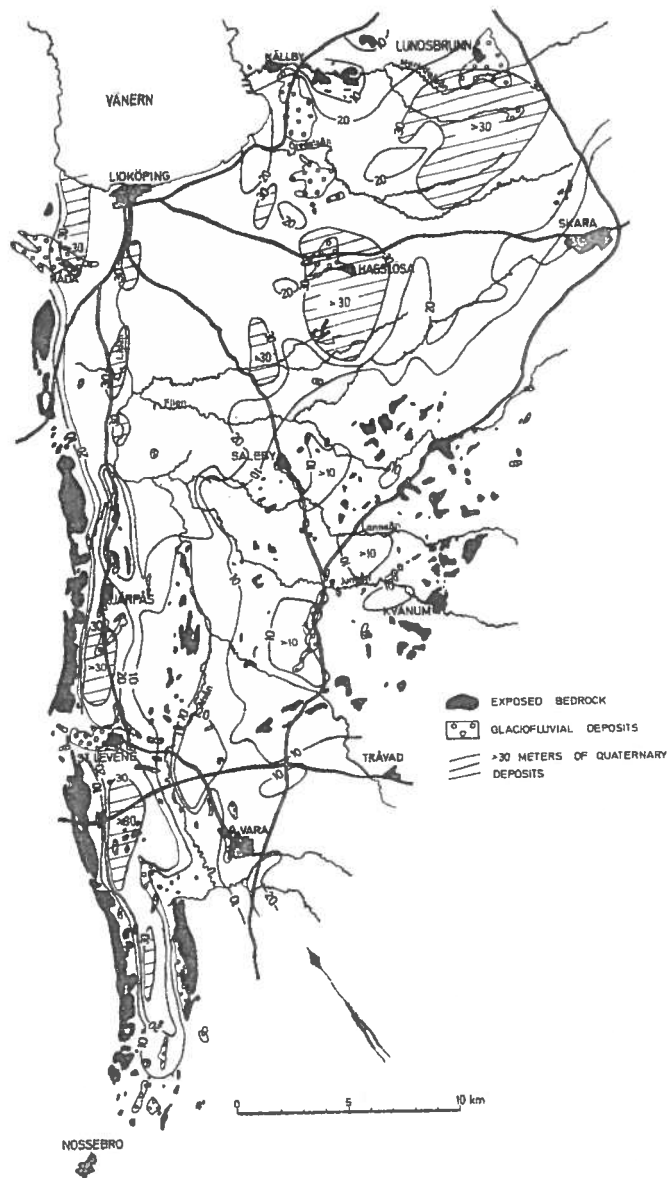


Figure 3. Thickness of the Quaternary deposits within the investigated area.

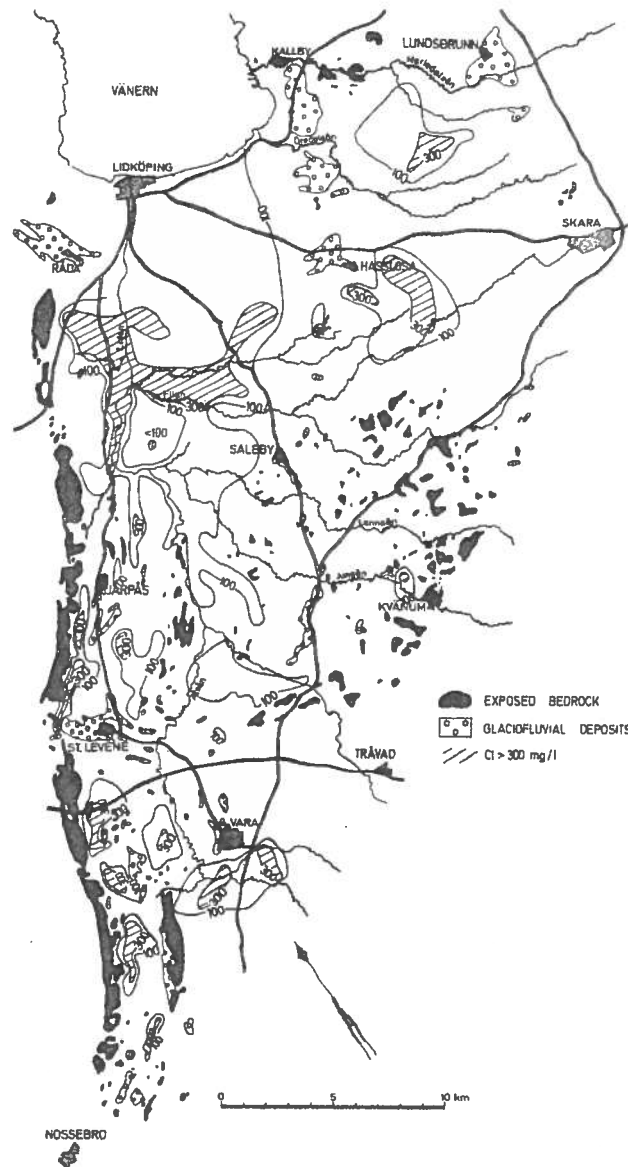


Figure 4. The areal distribution of chloride in the groundwater within the Quaternary deposits.

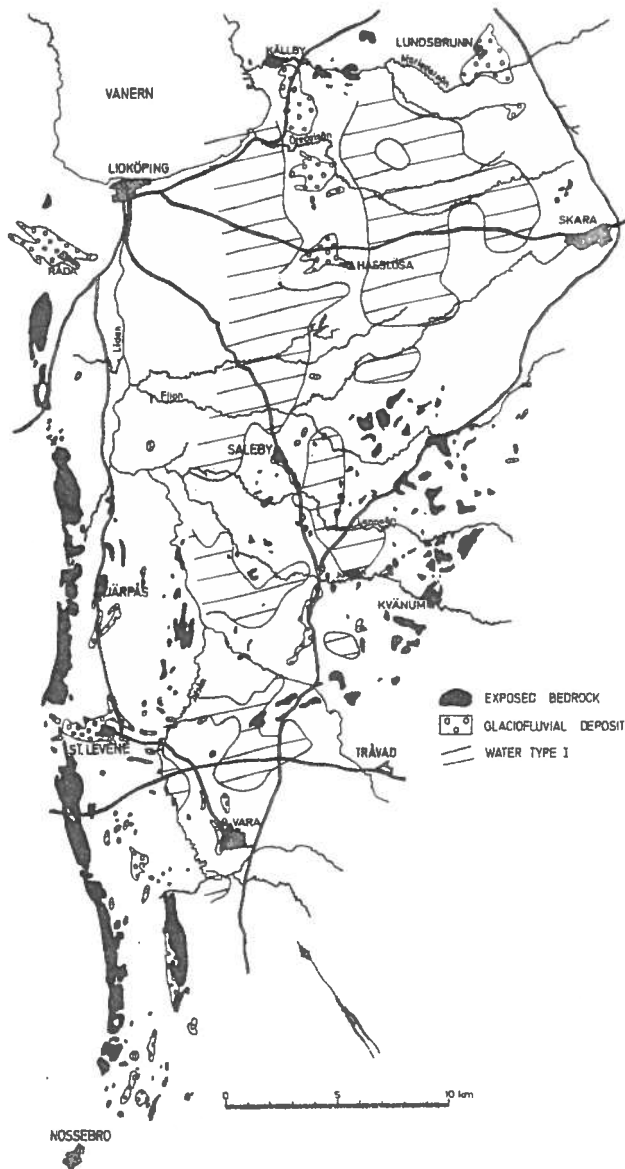


Figure 5. The areal distribution of groundwater of water-type I within the Quaternary deposits in the eastern part of the investigated area.

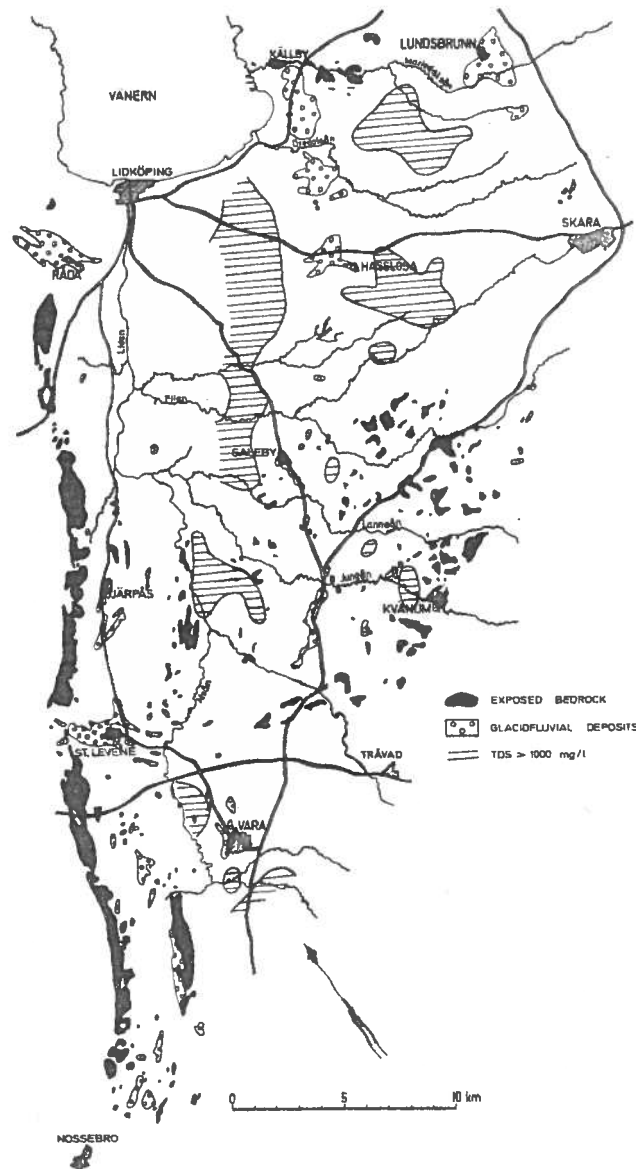
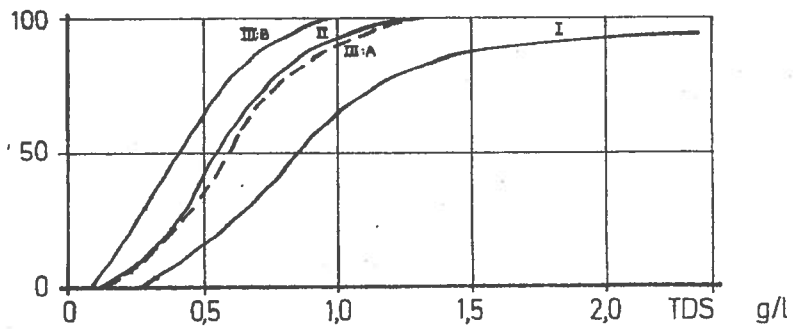


Figure 6. Areas with total dissolved solids higher than 1.000 mg/l within the Quaternary deposits in the eastern part of the investigated area.

% . WELLS IN QUATERNARY DEPOSITS



% . WELLS IN PREGOTHIAN GNEISSES

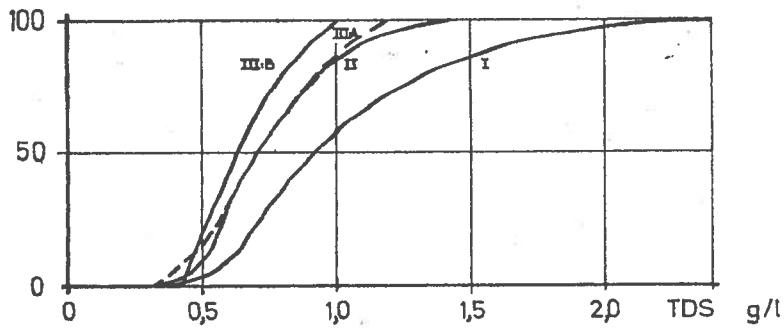


Figure 7. The distribution of total dissolved solids, TDS, in different types of water in the Quaternary deposits and in the bedrock.

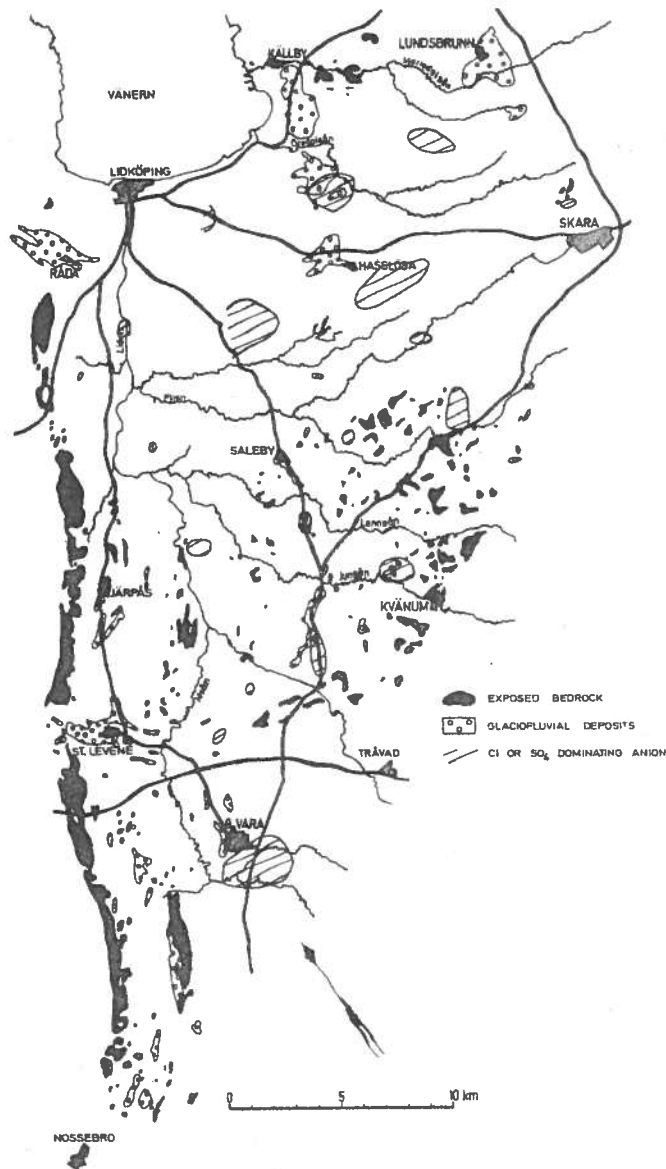


Figure 8. Areas with Cl+SO₄ as dominating anions in the groundwater within the Quaternary deposits in the eastern part of the investigated area.

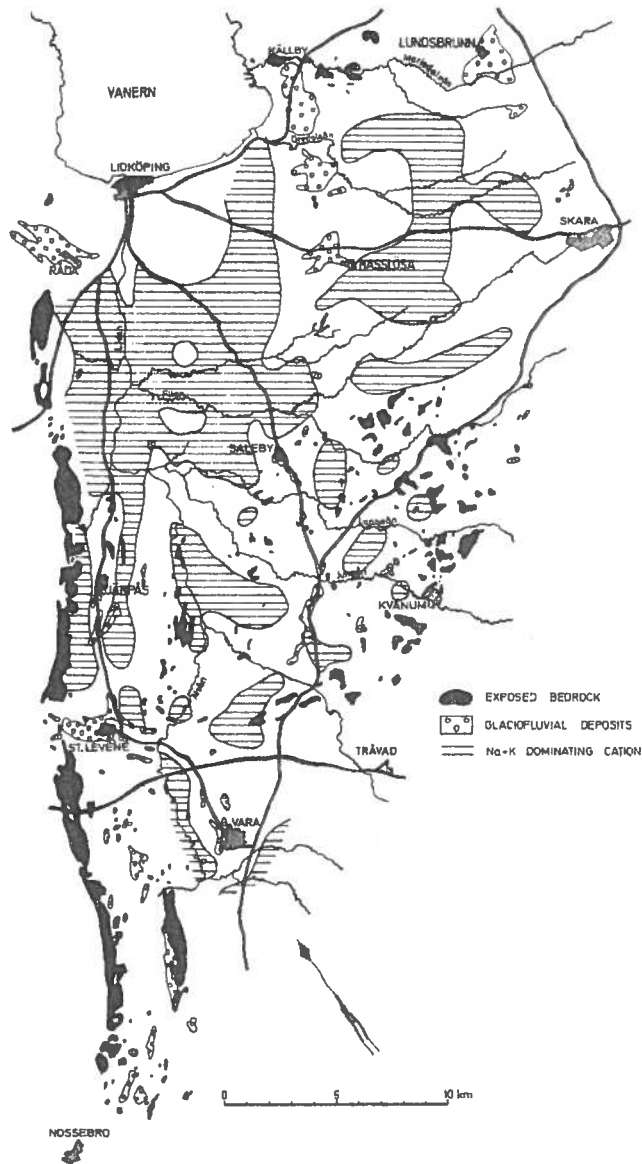


Figure 9. Areas with Na+K as dominating cations in the groundwater within the Quaternary deposits in the eastern part of the investigated area.

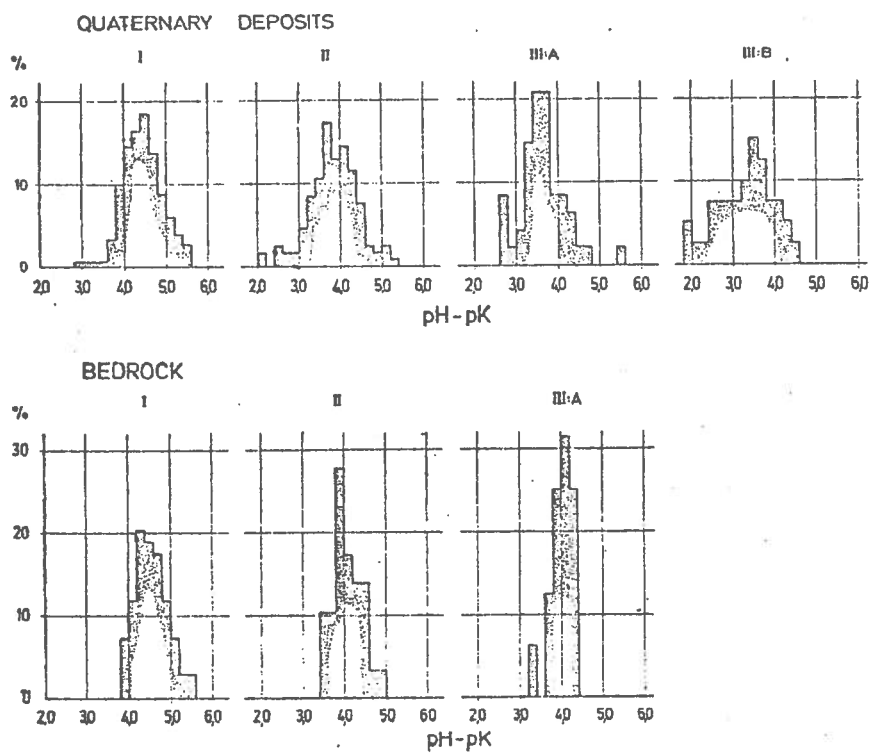


Figure 10. Frequency-diagrams of pH-pK for different types of water from analyses of water-samples taken in Quaternary deposits and in archean bedrock

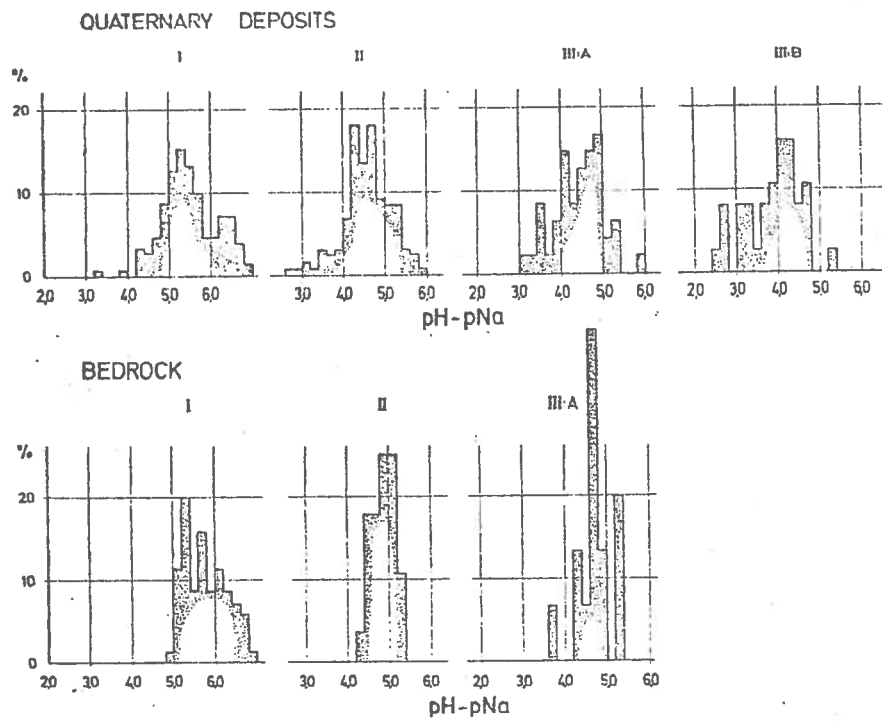


Figure 11. Frequency-diagrams of pH-pNa for different types of water from analyses of water-samples taken in Quaternary deposits and in archean bedrock.

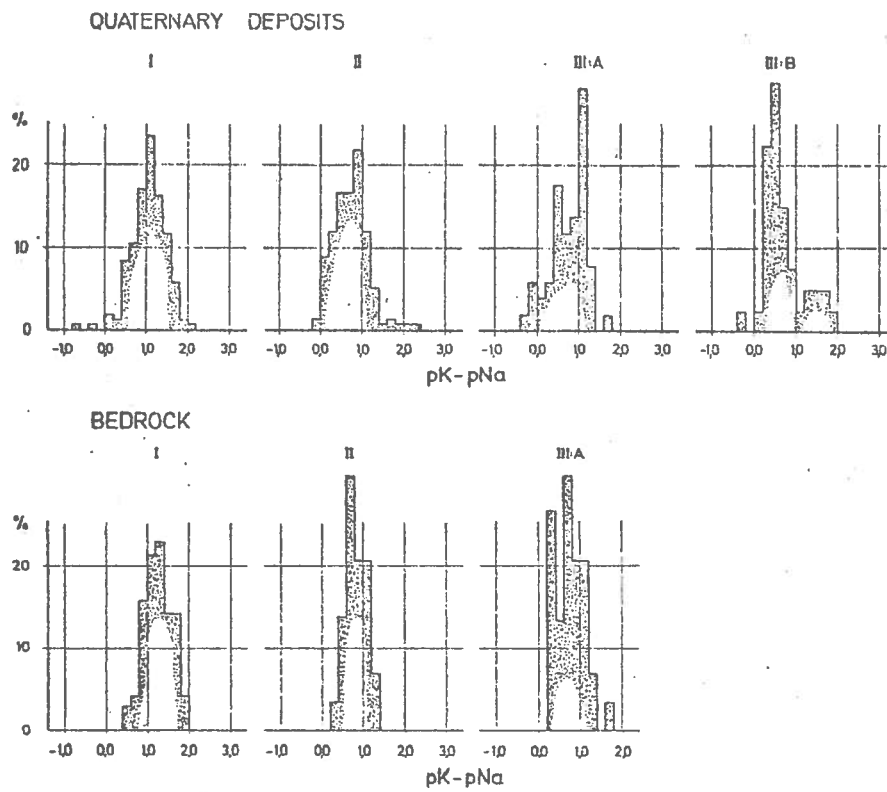


Figure 12. Frequency-diagrams of $pK - pNa$ for different types of water from analyses of water-samples taken in Quaternary deposits and in archean bedrock.

ESTIMATION OF THE STORAGE COEFFICIENT OF THE CAMBRIAN SANDSTONE
IN THE BILLINGEN - FALBYGDEN AREA, VÄSTERGÖTLAND, SWEDEN,
PRELIMINARY REPORT

LEIF CARLSSON, CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
ANDERS CARLSTEDT, THE GEOLOGICAL SURVEY OF SWEDEN

Abstract

Calculation of the storage coefficient for a confined aquifer in lower Cambrian sandstone has been made partly from pumping tests and partly from correlations of water-level fluctuations with changes in atmospheric pressure. Good agreement between the different methods of calculation was obtained although the values differed slightly depending on drawdown or recovery and on the horizontal distance to the border of the confining bed. In the pumping tests the aquifer was undergoing conversion from confined to unconfined condition which made it possible also to calculate the specific yield of the sandstone.

1. Introduction

In order to evaluate the occurrence and availability of groundwater in the Billingen-Falbygden area in the county of Västergötland, Sweden, fig. 1, the Geological Survey of Sweden (SGU) has performed an extensive hydrogeological investigation of the area. The investigation was mainly made on commission for AB Atomenergi (the Atomic Energy Company of Sweden). An essential part of this investigation has been studies to obtain knowledge of the geohydrological parameters of the occurrent aquifers.

The purpose with the present paper is to compare calculations of the storage coefficient from pumping-tests with calculations from barometric efficiency. The calculations are made for the confined aquifer in the Cambrian sandstone within the investigated area from data obtained from the two localities Ranstad and Gudhem, see fig. 1.

2. Geological and hydrogeological conditions.

2.1 Geology

The investigated area is built up by sedimentary rocks of Cambro-Silurian age which are partly covered by Post-Silurian dolerites, see fig. 1. The Cambro-Silurian sequence of Billingen-Falbygden area was first described by Linnarsson in 1869. Later Munthe (1905) and Westergårdh (1928) published regional descriptions of the stratigraphy and the areal extensions of the different layers and the tectonics. In 1960 Thorslund and Jaanusson gave a description of the geology and stratigraphy of the sedimentary sequence.

The extension of the sedimentary rocks is shown in fig. 1, and the stratigraphy is summarized in table 1, left part.

2.2 Hydrogeology

From a hydrogeological point of view an other division of the sedimentary sequence may be distinguished. This division aims at a differentiation in more or less water-bearing units, aquifers - aquicludes, see table 1. The water-bearing formation dealt with in this paper comprises sandstone of Lower Cambrian, table 1, which is fairly fine-grained and has an average porosity of about 10 %.

At the investigated localities the sandstone-aquifer is confined between the underlying Pre-Cambrian gneisses and the overlying Upper and Middle Cambrian alum-shale, both rocks considered as low-permeable compared to the sandstone. The hydrogeological conditions at the investigated localities, Ranstad and Gudhem, are presented in figures 2 and 3.

Table 1. Geologic and hydrogeologic division of the sedimentary sequence of Billingen.

GEOLOGICAL DIVISION	THICKNESS m	PHYSICAL CHARACTER	HYDROGEOLOGICAL DIVISION	THICKNESS m
Permian-Carboniferous dolerite	45	Fine to coarse grained, columnar jointed	Hydrogeological properties uncertain	45
Silurian shale	11.2	Shales and mudstones with intercalations of shales	Aquifer	46.0
Upper Ordovician shale	33.6	Shales with scattered beds of limestones		
Middle Ordovician limestone	29.3	Mudstones and marly limestones, layers of bentonite. Bedded limestones.	Aquiclude	1.5
Lower Ordovician limestone	19.5	Bedded limestones, in the basal parts in some places clayey shales.	Aquifer	46.1
Upper Cambrian alum-shale	9.0	Shales developed as alum-shales with content of bituminous limestone (stinkstone).	Aquiclude	23.2
Middle Cambrian alum-shale	14.2			
Lower Cambrian sandstone	31.2	In the upper parts thickbanked and built up by almost pure quartz-sand. In the lower parts thinbanked and interbedded with clayey material.	Aquifer	31.2
Pre-Cambrian gneiss		Medium to coarse grained gneiss	Aquiclude	

3. Pumping tests.

3.1 General conditions

At Ranstad and Gudhem (see fig. 1) pumping tests were made in order to estimate the geo-hydrological properties of the sandstone-aquifer. The pumping-tests were carried out with constant pumping-rate during two months and the recoveries were measured for the same length of time. Pumping rate, distances to observations wells and other relevant data for the tests are given in table 2.

Table 2. Pumping rate, distances from pumping well and max. drawdown for the pumping tests at Ranstad and Gudhem.

locality	bore hole	distance from pumping well m	maximum drawdown m	pumping rate $m^3 / sec.$	remarks
Ranstad	VP7	-	16.30	$7,5 \cdot 10^{-3}$	pumping well
	8DSO:177	6,5	5.75		observation well
	8DSO:178	53	4.70		" "
	VP5	650	0.80		" "
Gudhem	8DSV:192	-	not known	$8 \cdot 10^{-4}$	pumping well
	8DSV:193	60	7.40		observation well

3.2 Analysis and results.

As can be seen from fig. 2 and 3 the groundwater in the sandstone is confined. A very short time after pumping started, the water level at the pumping-wells was declined below the confining bed and the aquifer was undergoing conversion from confined to unconfined conditions. The dewatering after conversion is assumed not to significantly reduce the transmissibility of the aquifer. Obtained drawdowns correlated for the barometric efficiency in the observation-wells are shown in semilog plots in fig. 4 for Ranstad and in fig. 5 for Gudhem. In these figures there are marked changes in slopes indicating the conversion from confined to unconfined conditions.

The mathematical solution for aquifer undergoing conversion from confined to unconfined conditions is given by Moench and Prickett (1972). The drawdown is hereby given by the following equations:

$$s_1 = \frac{Q}{4\pi T} \exp \left[\nu \left(\frac{S_1}{S_2} - 1 \right) \right] \cdot W(u_1) \quad r > R \quad (1)$$

$$s_2 = \frac{Q}{4\pi T} W(u_2, \nu) \quad r < R \quad (2)$$

$$u_1 = \frac{r^2 \cdot S_1}{4Tt} \quad (3)$$

$$u_2 = \frac{r^2 \cdot S_2}{4Tt} \quad (4)$$

$$\nu = \frac{R^2 \cdot S_2}{4Tt} \quad (5)$$

where

s_1 = drawdown below the initial water level during the confined conditions

s_2 = drawdown below the top of the aquifer during the unconfined conditions

r = radial distance measured from the pumped well

R = radial distance to the point of conversion measured from the pumped well

t = time since pumping started

Q = pumpage from the well

T = aquifer transmissivity

S_1 = storage coefficient under confined condition when $r > R$

S_2 = storage coefficient under confined condition when $r < R$

$W(u_1)$ = well-function according to Theis (1935)

$W(u_2, \nu)$ = well-function according to Moench and Prickett (1972)

The analysing method is also described by Moench and Prickett (1972). This method is using log-log plots of the drawdown versus time and matching against type curves for the unconfined condition. In order to determine the time for the conversion from confined to unconfined condition the semilog plots are used. The drawdown versus time in observation wells in log-log plots at Ranstad and Gudhem are shown in Fig. 6, 7 and 8. In these figures the drawdown versus time are also shown only for the unconfined condition with matching type-curve according to Moench and Prickett. Calculated values of transmissivity T and storage coefficients S_1 and S_2 are presented in table 3.

Table 3. Calculated values of transmissivity T , storage coefficient under confined conditions and under unconfined condition S_2 from pumping tests and Ranstad and Gudhem

Locality	Well	Transmissivity m^2/sec		Storage Coefficient under confined conditions		Storage Coefficient under unconfined conditions		Remarks
		semilog plot	loglog plot	semilog plot	loglog plot	semilog plot	loglog plot	
Ranstad	VP 7	$7.9 \cdot 10^{-4}$						Drawdown
	8DSO 177	$7.8 \cdot 10^{-4}$	$7.8 \cdot 10^{-4}$	$5.5 \cdot 10^{-5}$	$6.6 \cdot 10^{-5}$			Drawdown
		$6.8 \cdot 10^{-4}$	$7.5 \cdot 10^{-4}$	$42. \cdot 10^{-5}$	$51. \cdot 10^{-5}$			Recovery
8DSO 178	$8.3 \cdot 10^{-4}$	$7.9 \cdot 10^{-4}$	$2.0 \cdot 10^{-5}$	$1.7 \cdot 10^{-5}$	$12. \cdot 10^{-3}$	$9.5 \cdot 10^{-3}$	Drawdown	
	$6.8 \cdot 10^{-4}$	$7.5 \cdot 10^{-4}$	$2.3 \cdot 10^{-5}$	$3.2 \cdot 10^{-5}$	$6.5 \cdot 10^{-3}$	$6.4 \cdot 10^{-3}$	Recovery	
Gudhem	8DSV 193	$3.7 \cdot 10^{-5}$	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$5.5 \cdot 10^{-5}$	$2.9 \cdot 10^{-5}$	$0.4 \cdot 10^{-3}$	$0.4 \cdot 10^{-3}$	Drawdown
		$3.5 \cdot 10^{-5}$	$3.5 \cdot 10^{-5}$	$2.1 \cdot 10^{-5}$	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$1.1 \cdot 10^{-3}$	$1.5 \cdot 10^{-3}$	Recovery

Attempts have also been made to evaluate T, S_1 and S_2 from semilog plots similar to the method described by Jacob (1940). In estimating the transmissivity, T , the slope of the line in semilog plot for the confined condition gives a value that differs from the real one with a factor $\exp \left[\gamma \left(\frac{S_1}{S_2} - 1 \right) \right]$. Since the ratio $\frac{S_1}{S_2}$ is small in comparison to unity, the factor can be put equal to $e^{-\gamma}$. As γ is constant for given

test-condition the transmissivity T can be calculated from the slope of the line after conversion to unconfined condition in accordance with Jacob (1940) by the following equation.

$$T = 0,183 \frac{Q}{\Delta s_2} \quad (6)$$

where Δs_2 = the drawdown difference per log cycle of time after conversion to unconfined conditions

In estimating the storage coefficient S_1 under confined condition the formula by Jacob (1940) is applicable, thus giving the following expression

$$S_1 = \frac{135 \cdot T \cdot t_0}{r^2} \quad (7)$$

where t_0 = the time intercept on the zero-drawdown axin in min.

By estimating the slope of the line for the confined condition and the time t_c for conversion ($r = R$) the storage coefficient S_2 for unconfined condition can, according to equation (4), be calculated as follows:

$$S_2 = \frac{240 \cdot T \cdot t_c}{r^2} \cdot \log \frac{\Delta s_2}{\Delta s_1} \quad (8)$$

where

t_c = time in min for conversion from confined to unconfined conditions
 s_1 = the drawdown difference per log cycle of time before conversion to unconfined conditions.

Calculated values of the transmissivity T and the storage coefficients S_1 and S_2 from semilog plots are presented in table 3. Comparisons between the values calculated by log-log plots and semilog plots show good agreement also for the recovery datas.

In the later parts of the pumping tests a stationary stage was developed at Ranstad and a deviation from the line in semilog plot was observed at Gudhem. This behaviour was supposed to depend on vertical leakage through the overlying alum-shale. Estimating of leakage according to Hantush and Jacob (1955) gives the values presented in table 4. The leakage is not the same for all calculated wells indicating that the abundance of fractures is of great importance for the vertikal leakage through the alum-shale.

The low T -value and low leakage at Gudhem indicate less abundance of fractures

than at Ranstad. In the latter site a marked leakage from the alum-shale was observed in observation-well 8 D SV:177. This well was acting as a weeping well. No indications of weeping was observed in the observation well 8 D SV:178.

Table 4. Calculated values of the leakage factor at Ranstad and Gudhem

locality	well	leakage-factor	remarks
		$\frac{k'}{m'} \cdot \frac{1}{\text{sec}}$	
Ranstad	8DSO:177	$1,6 \cdot 10^{-6}$	Weeping well
	8DSV:178	$2,5 \cdot 10^{-8}$	
Gudhem	8DSV:193	$2,0 \cdot 10^{-10}$	

4. Barometric efficiency

4.1 General relations

Water level fluctuations caused by changes in atmospheric pressure have been described by different authors for example Leggette and Taylor (1937), Thomas and Taylor (1946), Taylor and Leggette (1949), Tuinzaad (1954), Maxwell and Devaul (1962), Andersen (1965), Andersen and Haman (1970) and Gustavsson (1972).

An expression relating the barometric efficiency to aquifer and water properties was presented by Jacob (1940). The barometric efficiency, B , expresses the ratio between the change in water level, Δh to the change in atmospheric pressure, Δp .

$$\text{Thus } B = \frac{\Delta h}{\Delta P} \cdot \gamma$$

where γ is the density of water.

The barometric efficiency is related to the storage coefficient, S , by the following expression given by Jacob (1940).

$$S = \frac{\alpha \cdot \gamma \cdot b}{E_w \cdot B} \quad (9)$$

where

α = porosity of the aquifer

b = aquifer thickness

E_w = elasticity of water ($2.07 \cdot 10^9 \text{ N/m}^2$)

4.2 Observations and calculations.

Ground water level fluctuations of the sandstone aquifer have been registered by automatic water level recorders in the two wells at Ranstad (8D SO: 178) and Gudhem (8D SV: 193) see fig. 1 during the winter 1973-1974. The atmospheric pressure was registered at Borgunda (see fig. 1) an official meteorological station.

An example of the response of water level fluctuations to the changes in atmospheric pressure is given in fig. 9. As seen from this figure an increase in atmospheric pressure causes the water level to decline, and a decrease in atmospheric pressure causes the water level to rise.

Correlations of the barometric pressure changes to water level changes of the two boreholes are shown in fig. 10 and 11. The positive or negative atmospheric pressure changes as abscissa are plotted against the correspondent water level changes. Hereby the changes in pressure have been calculated as the difference between the maximum and minimum points for each rising and falling period respectively. The barometric efficiency which is obtained from the slope of the correlation line, shows different values for rising and falling atmospheric pressure especially from Gudhem. It should be pointed out that the values from Ranstad were obtained during the later part of the drawdown-period of the pumping test. The values of the barometric efficiency and the calculated values of the storage coefficient according to eqv (9) are presented in table 5.

Table 5. Calculated values of barometric efficiency and storage coefficient.

Locality	Barometric efficiency	Storage coefficient	Remarks
Ranstad	0.65	$2.5 \cdot 10^{-5}$	Falling pressure-rising water level
Ranstad	0.66	$2.4 \cdot 10^{-5}$	Increasing pressure-declining water level
Gudhem	0.83	$1.9 \cdot 10^{-5}$	Falling pressure-rising water level
Gudhem	0,73	$2.1 \cdot 10^{-5}$	Increasing pressure-declining water level

4.3 Remarks on the results

While the results from the Gudhem boring show quite a distinct difference in barometric efficiency at falling and increasing atmospheric pressure respectively, the results obtained from the Ranstad boring are not so easily interpreted. The results can possibly be explained by the less number of observations and the fact that the groundwater was influenced by the pumping-test during the observation period.

Andersen (1965) describes influence on barometric efficiency in a well affected by abstraction of ground-water from the well. Thereby the barometric efficiency calculated from increasing atmospheric pressure and declining water level was greater than if calculations from falling atmospheric pressure and rising water level. A difference of 10 - 15 % was noticed.

Brown et al (1972) has according to the russian authors Kovalewsky and Colyada pointed out that the transmission of atmospheric pressure changes into a confined aquifer occurs only through the well and that the rate of the redistribution of pressure is dependent both on the permeability and on the elastic properties of the aquifer materials. This makes it not possible to draw a curve showing changes in atmospheric pressure as a simple and strictly mathematical dependence.

However, the results obtained at the present investigation state that the barometric efficiency under natural (non-influenced) conditions (Gudhem boring) is greater when calculated from falling atmospheric pressure and rising water level than if calculated from increasing atmospheric pressure and declining water level. Thus the equalization of the barometric efficiency at Ranstad could possibly be caused by the withdrawal of ground water.

5. Conclusions

The storage coefficient calculated from pumping test for the confined condition varies depending on drawdown or recovery. As can be seen from table 3 the coefficient is smaller at the drawdown than at the recovery. This has also been observed from pumping test within the Kristianstad plain in southern Sweden (VIAK AB 1973). Calculation of the storage coefficient from the barometric efficiency gives different values depending on rising or falling atmospheric pressure, but here the variation is smaller than at the drawdown-recovery. A small difference is noticed between the two localities Ranstad and Gudhem for the barometric efficiency which according to Ferris et al (1962) might depend on different horizontal distances to the border of the confining bed or on discontinuities in the confining layer. Comparison [&] between the values obtained from pumping test and barometric efficiency show good agreement.

6. Acknowledgment

The authors wish to thank AB Atomenergi for making available all the data from which this work was written.

7. References

Abbreviation: SGU : Sveriges Geologiska Undersökning
(The Geological Survey of Sweden)

- Andersen, L. J., 1965; Korttidsvariationer i grundvandstanden i relation till jord-skaelv og barometerstand.-Vand Teknik. Årgång 33, juni 1965 pp. 38-42, august 1965 pp. 53-55.
- Andersen, L. J., Haman, Z. 1970: Nye metoder for prøvepumpning af boringer og grundvandsreservoirer. - Geological Survey of Denmark. III. Series No.38
- Brown, R.H., Konoplyantsev, A.A., Ineson, J., Kovalevsky, V.S. 1972: Ground-water studies. An international guide for research and practice.- Unesco Paris 1972.
- Ferris, J.G., Knowles, D.B., Brown, R.H., and Stallman, R.W. 1962: Theory of aquifer tests. - U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1536-E.
- Gustavsson, O. 1972: Beskrivning till hydrogeologiska kartbladet Trelleborg NV och Malmö SV. - SGU Ser. Ag 4.
- Hantush, M.S., Jacob, C.E. 1955: Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer.- Trans. Amer. Geophys. Union, Vol 36, No. 1, Feb 1955, pp 95-100
- Jacob, C.E. 1940: On the flow of water in an elastic artesian aquifer.- Trans. Amer. Geophys. Union, Vol.21, Part II, Aug 1940, pp 574-586
- Linnarsson, G. 1869: Om Västergötlands cambrisk och siluriska aflagringar. - Kungl. Vetensk. Akad. Handl., Bd 8.
- Leggette, R.M., Taylor, G.H. 1937: Geology and ground-water resources of Ogden valey, Utah.-U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 796-D.
- Maxwell, B.W., Devaul, R.W. 1962: Reconnaissance of ground-water resources in the Western Coal Field Region, Kentucky.-U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1599.
- Moench, A.F., Prickett, T.A. 1972: Radial flow in an infinite aquifer undergoing conversion from artesian to water table conditions.- Water Resources Research, Vol 8, No. 2 April 1972, pp 494-499.
- Munthe, H. 1905: Beskrivning till geologiska kartbladet Sköfde.- S.G.U. Ser Aa 121.
- Taylor, G.H., Leggette, R.M. 1949: Ground water in the Jordan valley, Utah.- U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1029.
- Thomas, H.E., Taylor, G.H. 1946: Geology and ground-water resources of Cedar City and Parowan valleys, Iron County, Utah.- U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 993.

- Theis, C.V. 1935: The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using ground-water storage.- Trans. Amer. Geophys. Union, Vol 16, 1935, pp 519 - 524.
- Thorslund, P., Jaanusson, V. 1960: The Cambrian Ordovician and Silurian in Västergötland, Närke, Dalarna and Jämtland, Central Sweden.- Guide to excursions no:s A23 and C18. International Geological Congress, XXI Session.
- Tuinzaad, H. 1954: Influence of the atmospheric pressure on the head of artesian water and phreatic water.- Ass. Int. d Hydrol. Sci. Rome.
- Westergårdh, A.H. 1928: Beskrivning till geologiska kartbladet Skövde.- 2:a upplagan. SGU Aa 121.
- VIAK AB 1973: Geohydrologisk utredning rörande Kristianstads nuvarande och framtida grundvattenuttag.- VIAK AB, Malmö.

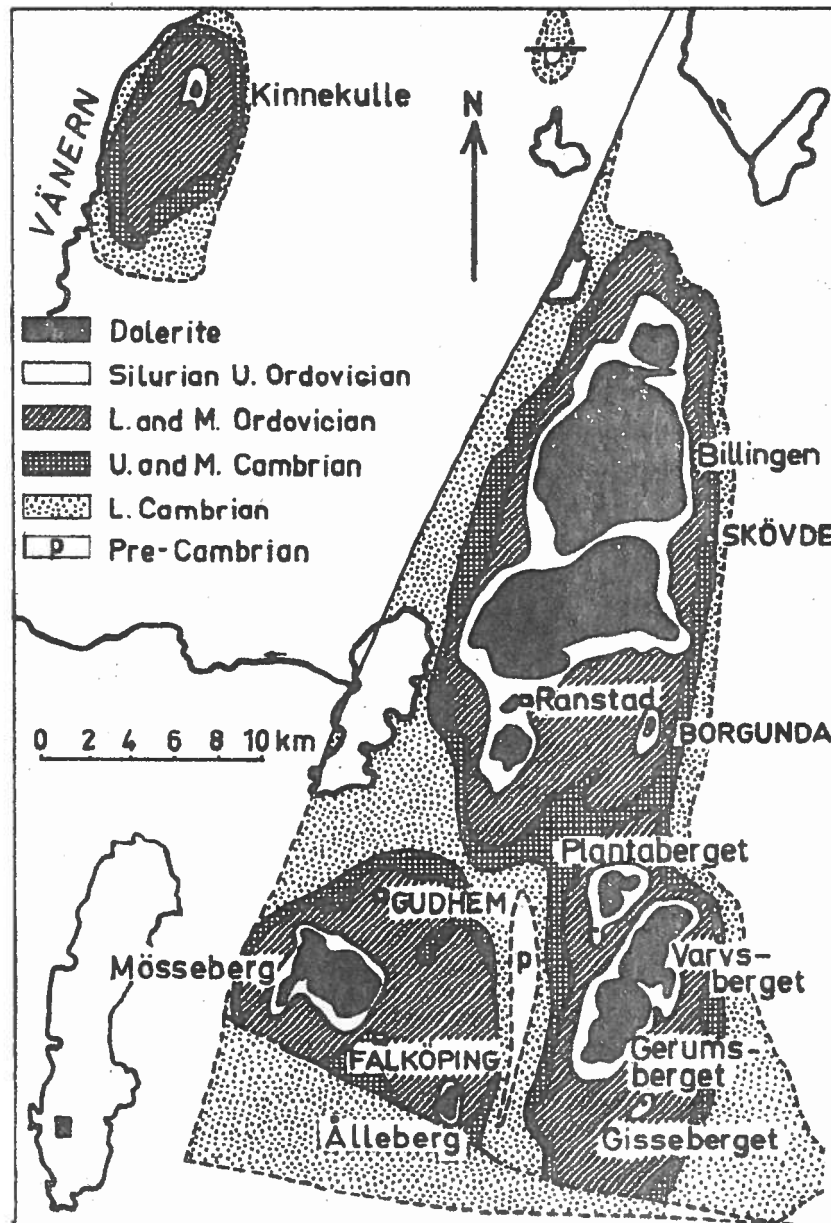


Fig. 1. Geological map of the Billingen - Falbygden area. (After Munthe 1905).

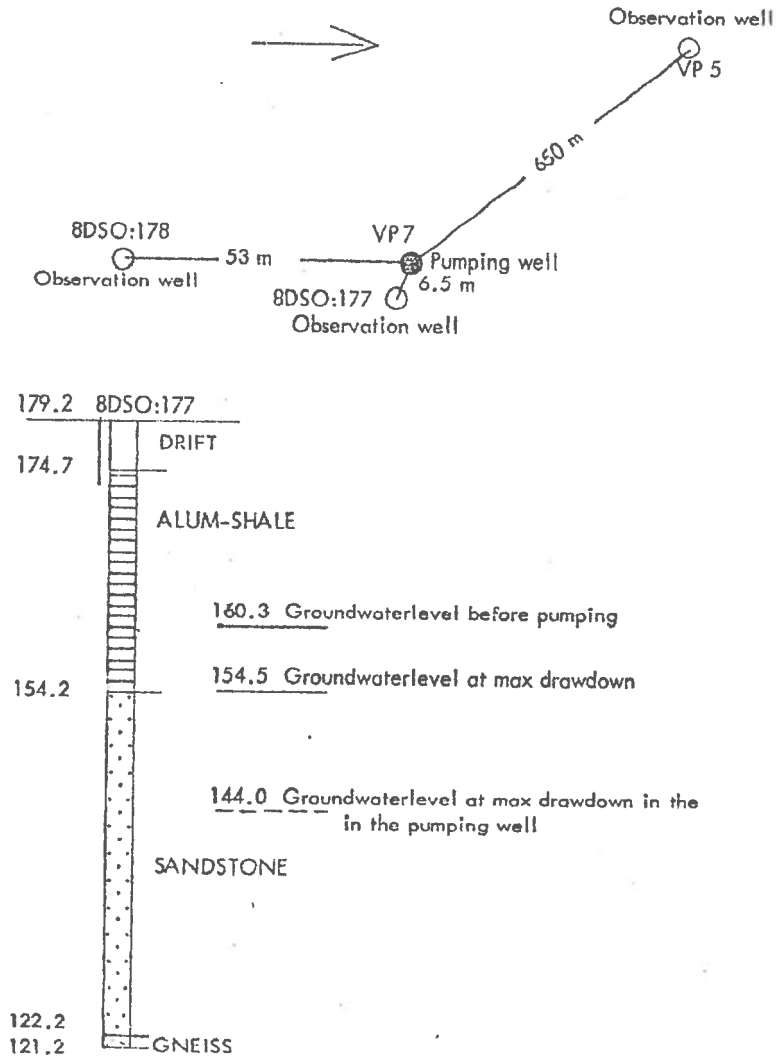


Fig. 2. Situation map and geological profile at the pumping site at Ranstad.

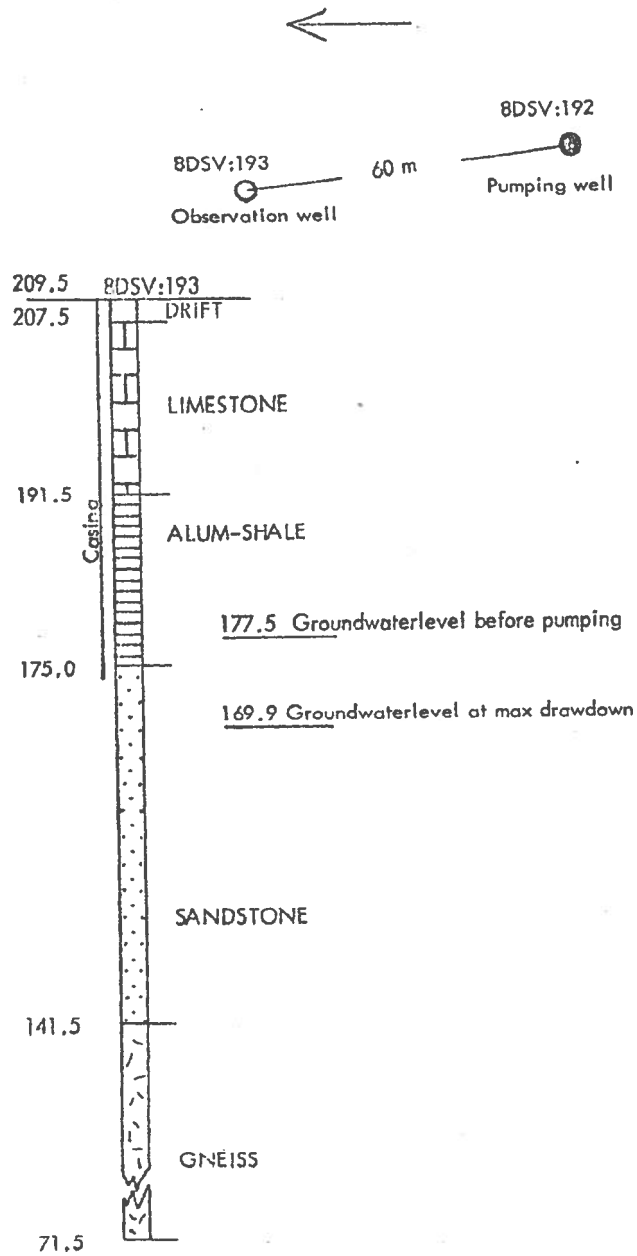


Fig. 3. Situation map and geological profile of the pumping site at Gudhem.

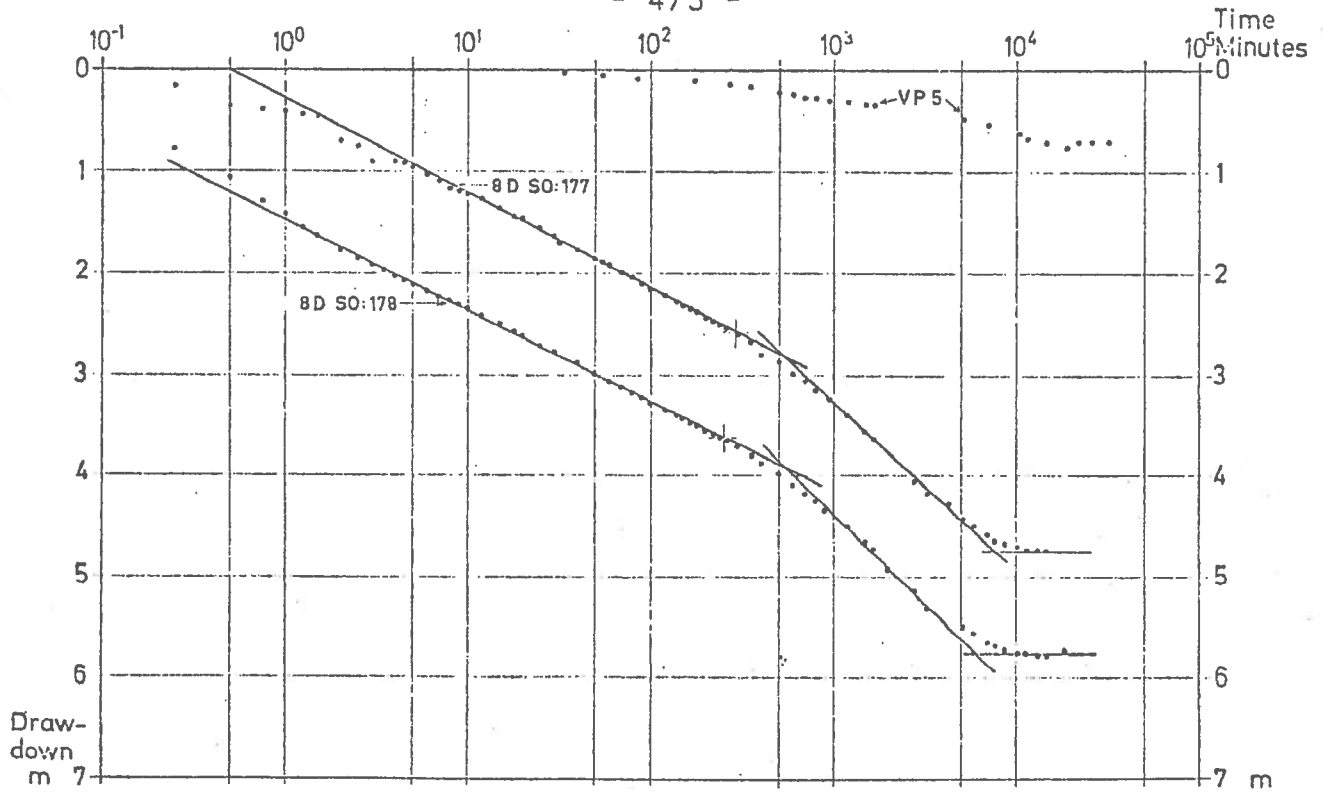


Fig. 4. The drawdown versus time in semilogarithmical plot of the observation wells 8D SO:177, 8D SO:178 and VP 5 at Ranstad.

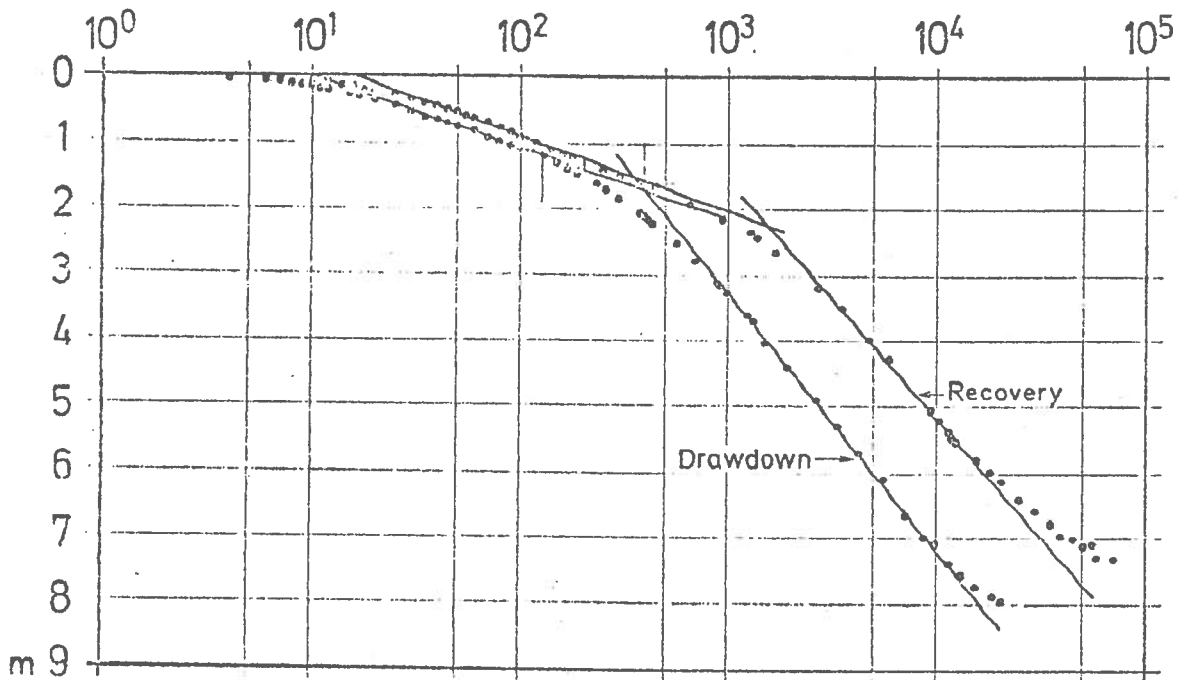


Fig. 5. The drawdown and recovery versus time in semi-logarithmical plot of the observation well 8D SV:193 at Gudhem.

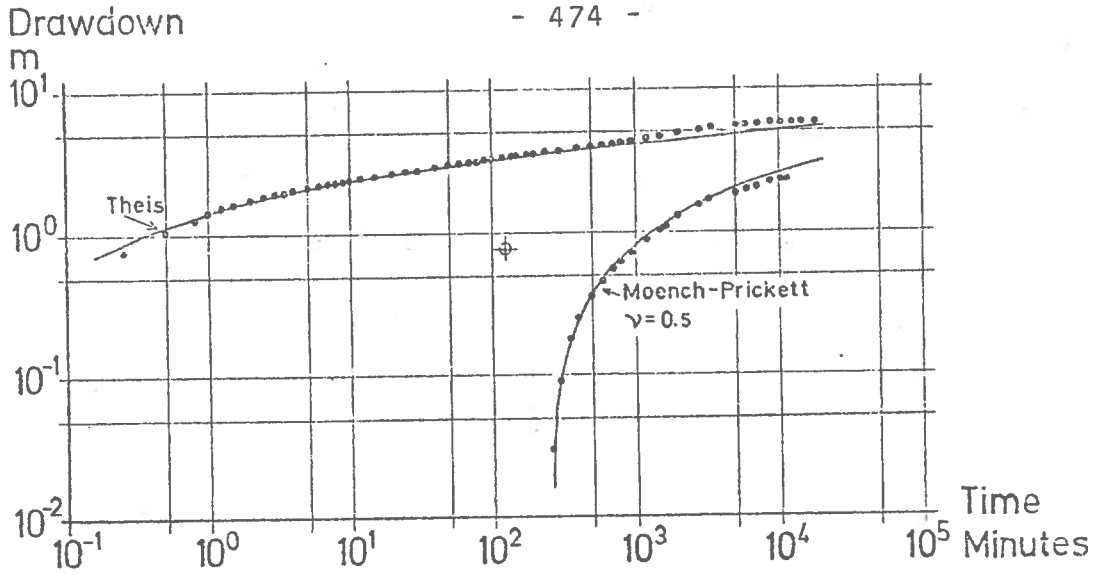


Fig. 6. The drawdown versus time in observation well 8D SO:177 at Ranstad compared to Theis type curve (confined conditions) and Moench and Prickett type curve (unconfined conditions).

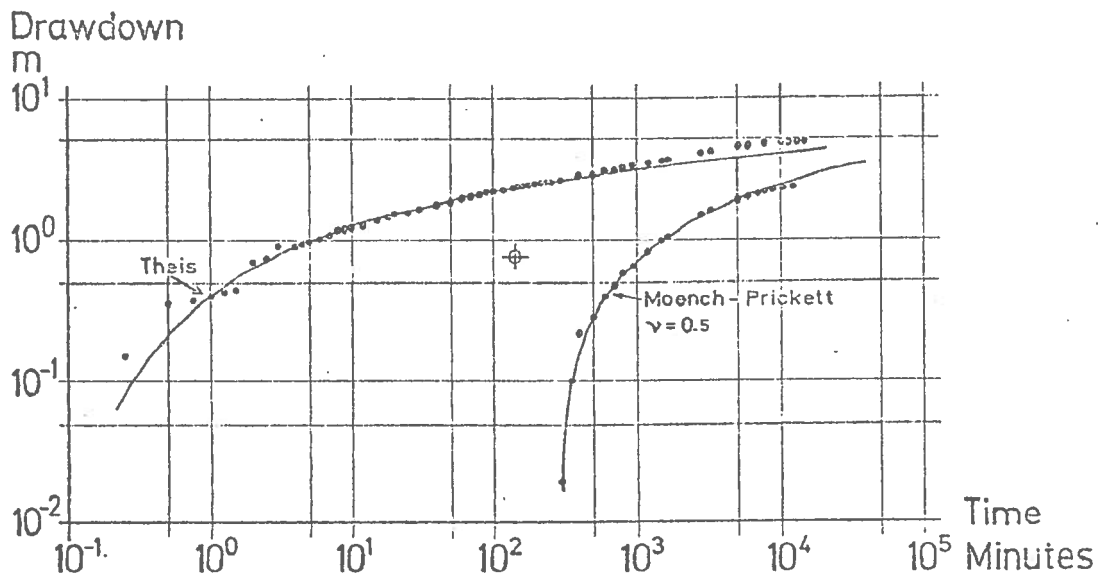


Fig. 7. The drawdown versus time in observation well 8D SO:178 at Ranstad compared to Theis type curve (confined conditions) and Moench and Prickett type curve (unconfined conditions).

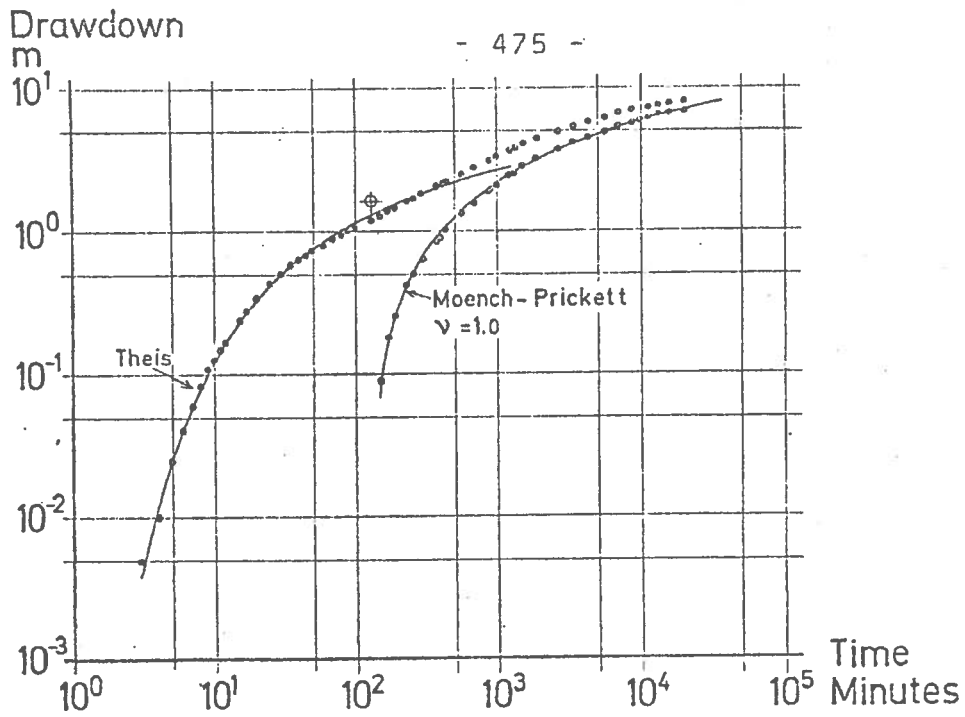


Fig. 8. The drawdown versus time in observation well 8D SV:193 at Gudhem compared to Theis type curve (confined conditions) and Moench and Prickett type curve (unconfined conditions).

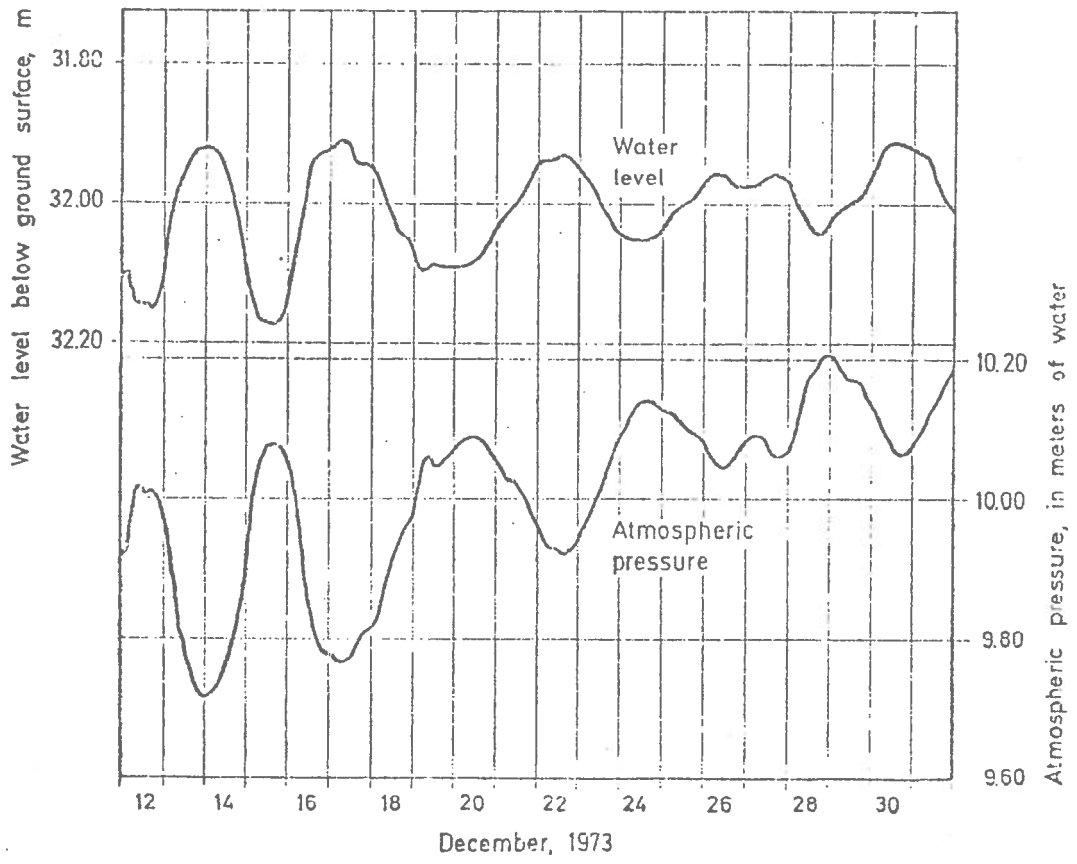


Fig. 9. Response of water level in the well 8D SV:193, Gudhem, to atmospheric pressure changes.

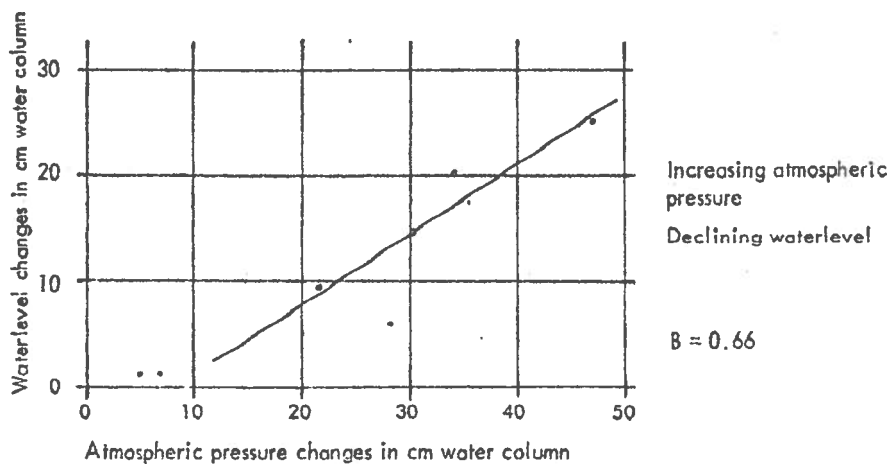
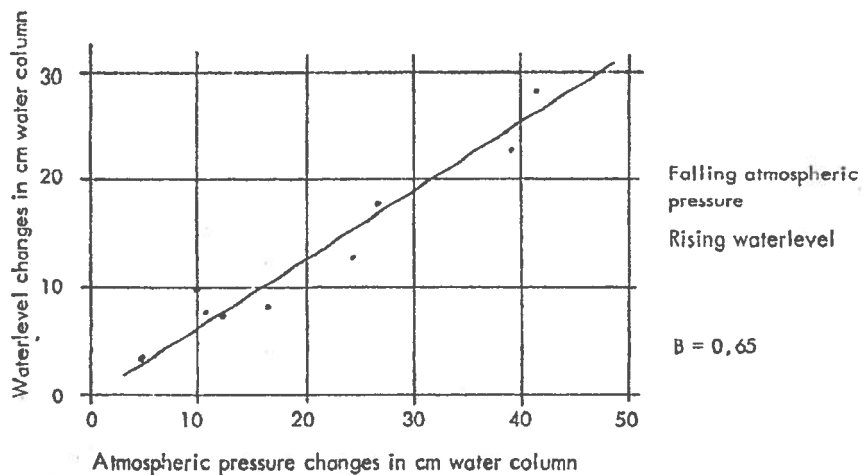


Fig. 10. Correlation of atmospheric pressure changes at Borgunda with water level changes at Ranstad.

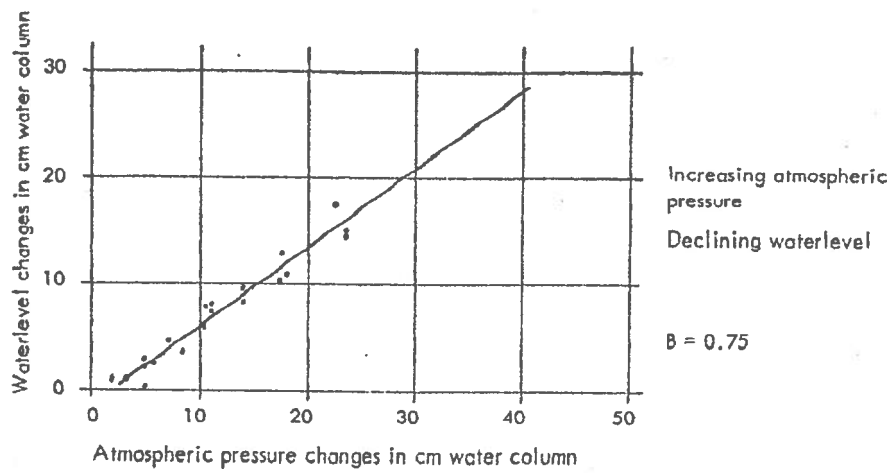
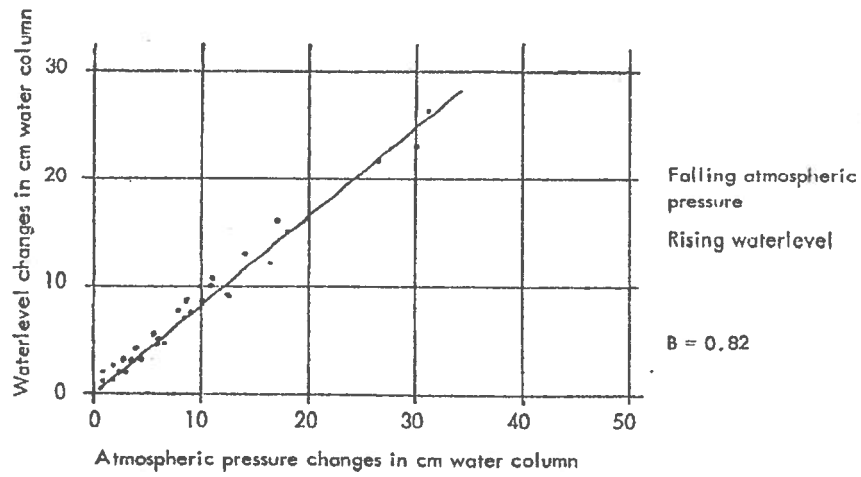


Fig. 11. Correlation of atmospheric pressure changes at Borgunda with water level changes at Gudhem.

LUFTFORURENSNING - VIRKNING PÅ SKOG- OG FJELLNATUREN

Lars N. OVERREIN

leder av NLVF-NTNF's felles forskningsprosjekt "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF-prosjektet).

1432 Ås - NLH, Norge.

Sammendrag

Luftforurensningene representerer et internasjonalt problem. I de skandinaviske land har en de senere år blitt særlig bekymret for de virkninger luftforurensninger, og da spesielt sur nedbør, har på våre skog- og fjellområder.

Det er klare indikasjoner på at det har funnet sted en økning i innholdet av sure komponenter i luft og nedbør de senere år over Norge. I samme tidsperiode har det vært en sterk nedgang i fiskebestanden i en rekke vassdrag spesielt over de sørligere deler av landet. Det synes å være en sammenheng mellom sur nedbør, forsuring av jordsmonn og vannforekomster, og den fiskedød som er registrert. I hvor stor grad skogens tilvekst er påvirket av slike luftforurensninger er fortsatt et åpent spørsmål. Både geologiske og kvartærgeologiske forhold tilsier at store arealer i Skandinavia har et jordsmonn med lav bufferevne mot syre. Disse områdene må med hensyn til både terrestriske og akvatiske økosystemer, karakteriseres som utsatt i en situasjon hvor nedslaget av sure komponenter er økende.

Prognosene tyder på en betydelig økning i utslippene av SO_2 de nærmeste år. Den faglige bredde forskningen på dette feltet har fått i Norge, understreker at sur nedbør og andre luftforurensninger ansees som det alvorligste forurensningsproblemet en står overfor.

1. Innledning

I de senere år har det vært en økning i konsentrasjonen av kjemiske forurensninger i luft og nedbør, spesielt over de sørlige deler av Skandinavia. Dette synes å være et resultat av de økende mengder av slike stoffer som slippes ut i atmosfæren både innen dette området og over de store industrisentra i Mellom-Europa. Disse luftforurensningene er av global betydning, og det er meget som tyder på at omfanget av slike forurensninger fortsatt vil øke, selv om kravene til kontroll med utslippet blir innskjerpet.

Både klimaet og de geologiske forhold i store deler av Skandinavia har ført til at løsavleiringene har en sur karakter. Dette er spesielt fremtredende i våre barskog-områder med råhumusdekke. Jordbunnen i disse områdene har en relativt lav bufferevne mot syre, og en økning i innholdet av sure komponenter i nedbøren kan derfor gradvis medføre en forandring av jordbunnens sammensetning med følger for planteproduksjonen på vedkommende sted. Forsuring av våre vassdrag, og ødeleggelser av det biologiske livsmiljøet for bl.a. fisk, kan være en følge av sur nedbør som enten faller direkte over elver og innsjøer, eller som via jordbunnen påvirker den kjemiske kvalitet av sigevann og grunnvann.

I denne korte oversikten vil det bli gitt en generell beskrivelse av luftforurensninger. Deretter omtales den forskningsaktivitet som er i gang i Norge for å klarlegge sur nedbørs og andre luftforurensningers virkning på skog og fisk. Endelig gis en kort oversikt over den antatte forurensningssituasjonen de nærmeste år.

2. Luftforurensninger - transport

Hovedkildene for luftforurensningene er industriområdene og de tett befolkede områdene i Europa, fra

England til Polen. Luften i utslippsområdene skiller seg ikke vesentlig i sammensetning fra det man finner i en hvilken som helst by, men det er naturligvis betydelige regionale forskjeller på grunn av forskjellig økonomisk struktur, tilgjengelige energikilder etc.

Den viktigste komponent i utslippet er svoveldioksyd, som skrives fra svovelinnholdet i fossilt brensel (kull og olje). Varmekraftverk svarer i mange land for 40-50% av utslippet, deretter kommer boligoppvarming og industri. Ved forbrenning i luft dannes det, avhengig av temperaturen ved forbrenningsprosesser også betydelige mengder nitrogenoksyder. Utslippet av nitrogenoksyder i Vest-Europa er anslått til ca. 25-50% på vekstbasis av svoveldioksydutslippet.

Luft som transporteres fra de tett befolkete industriområdene i Europa til Norge vil under typiske forhold ha tilbakelagt 500 - 1000 km i løpet av 1 - 3 døgn. I løpet av dette tidsrommet overføres en betydelig del av svoveldioksydmengden til ammoniumsulfat og svovelsyreaerosol. Forurensningene felles ut med nedbøren ved at aerosolpartiklene virker som kondensasjonskjerner for dannelsen av skydråper. Målingene viser at en har det største nedfallet av svovelsyre og sulfat i de sørligste deler av Norge. I dette området får en mest nedbør med vind fra sør og sørøst, og nedbøren utløses gjerne orografisk ved den topografiske løfting og avkjøling av luftmassene.

Ved siden av nedbørutfellingene vil gassformig svoveldioksyd tas opp av vegetasjonen og absorberes på marka. Denne tørravsetningen kan anslagsvis være omlag 50% i forhold til det som felles ut med nedbøren. Den utgjør således et betydelig bidrag som ikke må neglisjeres. Tørravsetning av partikler er antagelig langt mindre og

avhenger av partiklenes størrelsesfordeling og av fuktighetsforholdene.

Tørravsetningen er spesielt interessant fordi den skjer direkte på vegetasjonen og kan gi ekstrem surhet og høye konsentrasjoner av sulfat og andre salter på barnåler og blader. Det er gjennom undersøkelser utført innen OECD-prosjektet "Long Range Transport of Air Pollutants" påvist at luftforurensninger kan transporteres over avstander opptil 1000 - 2000 km. Siste vinter ble det bl.a. i de sørligste deler av Norge påvist ekstremt stor belastning av forurensninger gjennom luft og nedbør. Største delen av disse forurensningene ble transportert fra De britiske øyer, de kontinentale deler av Vest-Europa og deler av Øst-Europa.

3. Luftforurensninger - skadevirkninger

I Norge oppfattes sur nedbør og andre luftforurensninger som det viktigste forurensningsproblem i dag. Det er særlig skadene som påføres våre skog- og fjellområder som skaper stor bekymring. Dette har ført til oppbygging av en betydelig bredde i forskningsinnsatsen på dette området. Kjennskapet til virkningen av sur nedbør i nedslagsområdene er nødvendig for å kunne argumentere effektivt for begrensning av utslipp av svovelforbindelser. Store områder i Norge synes å være sårbare overfor sur nedbør på grunn av tynne jordlag med lav bufferevne mot syre, og sure vassdrag.

Den nære sammenheng mellom omfang og karakter av forurensningene, og virkningen på de økologiske næringskjeder i jord og vann, understreker nødvendigheten av en tverrfaglig forskningsinnsats på dette området. Forskningsinnsatsen i Norge på dette feltet representerer et tverrfaglig samarbeid med deltagelse fra over ti større forskningsinstitutter. Forskningen gjennomføres innen ett stort nasjonalt

forskningsprosjekt (SNSF-prosjektet) etter et organisasjonsmønster som muliggjør en stram styring.

Prosjektets målsetting er:

1. - klarlegge så eksakt som mulig sur nedbørs virkning på skogens tilvekst og på ferskvannsfisk.
2. - studere luftforurensningens virkning på jord, vegetasjon og vann i den bredde som er nødvendig for pkt. 1.

3.1 Skader på skog

En økning i innholdet av de sure komponentene i nedbøren og tørravsetningene kan derfor gradvis medføre en forandring av jordbunnens fysiske, kjemiske og biokjemiske forhold med følger blant annet for planteproduksjonen. Det er imidlertid viktig å understreke at det ikke bare er de sure og typisk utvaskede podsolprofiler som er av interesse. Mindre sure overgangsjordarter kan også vise seg å være utsatte med hensyn til forandringer i næringsstatus. Under denne kategorien kommer brunjordlignende jordarter. Eksperimentelle undersøkelser i laboratorier, veksthus og lysimeter-anlegg gjennomføres for å klarlegge sentrale prosesser og biokjemiske reaksjonsforløp i jord og vegetasjon under ulike forurensningsbelastninger.

På bakgrunn av disse undersøkelsene foreligger det resultater som viser at sur nedbør kan medføre en betydelig økning i utvaskingen av en rekke makronæringselementer og enkelte sentrale mikronæringselementer. På de mest utsatte jordtyper er det et tidsspørsmål før en forstyrrelse i næringsbalansen oppstår.

Sur nedbør og andre luftforurensningers betydning for jordsmonnet og dermed for planteveksten, må vurderes både fra et produksjonsmessig og økologisk synspunkt. Planterfysiologiske undersøkelser gir i stor utstrekning et bilde av reaksjonsmønsteret når en vet i hvilket omfang miljø-

faktorer varierer. Det arbeides med å bestemme toleranse-grenser for enkelte plantearter overfor forurensninger. I noen av de eksperimenter som utføres under klimakontroll (fytotron), undersøkes spiring, utvikling og næringsopptak hos gran og furu i jord med ulik fremskredet forsuring.

De resultater som hittil er fremkommet, viser at en grad-vis forsuring av jordsmonnet fører til nedsatt plante-produksjon. Det bør imidlertid understrekes at virk-ningene er forskjellig alt etter jordtype og planteart.

Sur nedbørs virkning på skog er en sentral oppgave i dette nasjonale forskningsprosjektet. En del av disse under-søkelsene er basert på studier av årringutviklingen hos gran og furu innen bestemte regioner. Det tas sikte på å utvikle modeller for årringutviklingen, som gjør det mulig å isolere forsuringseffekter fra andre variasjonsårsaker. Hittil foreligger det ikke et tilstrekkelig faglig grunnlag for å uttale seg om størrelsen av den tilvekstreduksjon som fryktes har rammet skogområdene i de mest utsatte strøk av Skadnina. Det er imidlertid ikke kan trekke i tvil er at den sure nedbøren påvirker jordsmonnet i negativ retning og at dette før eller siden vil slå ut gjennom nedsatt planteproduksjon. Det er viktig å kunne forutsi disse skadevirkningene. Derfor gjennomføres det bl.a. eksperimentelle undersøkelser under feltforhold, hvor skog på forskjellige utviklingsstadier under kontrollerte betingelser utsettes for ulike forurensningsbelastninger. Gjennom disse undersøkelsene gjøres det forsøk på å få en samlet forståelse av viktige kjemiske og biokjemiske pro-sesser og reaksjonsforløp i jordbunn, bunnvegetasjon og trær. På det nåværende tidspunkt er det for tidlig å komme inn på resultater fra disse undersøkelsene.

3.2 Skader på fisk

I flere tusen vann i Sør-Norge har fisken dødd ut de

senere år. Denne dramatiske utvikling har skjedd i en tidsperiode hvor det har vært en markant økning i nedslaget av sur nedbør. Det er en vanlig oppfatning at fiskedøden er en følge av den sure nedbøren som i enkelte perioder av året har medført store syrekonsentrasjoner i vann og vassdrag. Dette kan synes å være en rimelig forklaring, men det er fortsatt mye som mangler på at en har tilstrekkelig holdbare beviser på hva som egentlig skjer i våre vann og vassdrag som en følge av nedslaget av forurensninger gjennom luft og nedbør.

Hydrologisk-kjemiske undersøkelser gjennomføres i stor bredde for å klarlegge sammenheng mellom forurensningsbelastning og kjemisk forandring i vann. Undersøkelsene bygger på forvarslet, forurenset luft og nedbør. Ved hjelp av internasjonale, meteorologiske data kan forurensningene føres tilbake til bestemte utslippsområder.

I denne sammenheng er det utbygd en rekke forsøksområder i skog- og fjellområdene hvor materialtransporten fra nedslagsfelter av forskjellig beliggenhet, topografi og geologi kvantifiseres ved hjelp av hydrologiske og vannkjemiske metoder. I denne forbindelse kan nevnes resultater fra snøundersøkelser, som har vist at det i løpet av vinteren kan forekomme en selektiv transport av forurensninger nedover i snømassene. Dermed oppstår det en betydelig økning i konsentrasjonen av slike komponenter, bl.a. syre, i de nederste deler av snøprofilet. Tidlig under snøsmeltingen når fortsatt vannføringen er relativt liten, kan det derfor oppstå sjokkaktige forurensningsbølger i bekker, elver og vann. Undersøkelser siste vår og forsommer har bekreftet at dette kan skje og har skjedd innen en rekke lokaliteter i Sør-Norge.

Ved fiskefysiologiske undersøkelser er det i den senere tid klarlagt at fisk direkte kan dø som en følge av store syrekonsentrasjoner. Fiskeartenes toleranse for vannkjemiske forandringer som medfører større surhet er noe

forskjellig. Fiskenes utviklingsstadium er også av betydning. Det er laksefisk-artene som er mest følsom for økende surhet. Videre er selve klekkeprosessen, yngel og små-fisk betydelig mere sårbar enn større fisk.

I tillegg til den direkte fiskedød som kan forårsakes av for store syrekonsentrasjoner, er det kjent at en rekke av fiskens viktigste næringsorganismer er mere følsomme enn selve fisken for slike forandringer. En gradvis svikt i dette næringsgrunnlaget vil i neste omgang gi seg utslag i en reduksjon i fiskeforekomstene. Det er en berettiget frykt i dag for at en slik situasjon er i ferd med å utvikle seg som en følge av en tiltakende forsurening av vann og vassdrag i store deler av Skandinavia.

Den økende begroing av bekker, elver og mindre vann som har funnet sted spesielt i enkelte høyfjellsområder i Norge de senere år, synes også i noen grad å være direkte eller indirekte en følge av luftforurensninger.

4. Avsluttende bemerkninger

I denne korte oversikten er det lagt vekt på sur nedbørs virkning på terrestriske og akvatiske økosystemer knyttet til skog- og fjellområdene. Det bør imidlertid understrekes at forurenset luft ofte inneholder betydelige mengder tungmetaller og organiske mikroforurensninger.

På grunnlag av internasjonale prognoser kan en regne med en betydelig økning i utslippet av SO_2 de kommende år. Dette vil ubønhørlig føre til økende surhet i nedbøren. Minner en også om tungmetallene og de organiske mikroforurensningene i tillegg til den sure nedbøren, må nødvendigvis forurensningssituasjonen i tiden som kommer fortone seg ytterst dystert og alvorlig.

En opplever en situasjon hvor luftforurensningen er i ferd med å påføre skog- og fjellnaturen ubotelige skader.

Denne uforsvarlige utvikling må snarest komme under kontroll, - det er ingen tid å miste. Forskningens oppgaver er først og fremst å fremskaffe vitenskapelige holdbare og faglig sett gjennomslagskraftige beviser for hva som skjer av skader som en følge av luftforurensningene. Det er slike resultater og beviser som er det viktigste våpen våre politiske myndigheter har ved de forhandlinger hvor en tar sikte på å komme fram til internasjonale avtaler om begrensning av utslippene.

TRACING WATER FLOW IN ORGANIC SOILS AND IN SOME KARST AREAS OF SWEDEN
GERT KNUTSSON, THE NATIONAL SWEDISH ROAD AND TRAFFIC RESEARCH INSTITUTE

1. ABSTRACT

The behaviour of Cr-EDTA and HTO as tracers for water in various kinds of minerals, rocks and soils was studied by column tests in the laboratory. The results show that Cr-EDTA is a reliable tracer for ground water investigations in most important types of aquifers but that Cr-EDTA is influenced by iron-bearing minerals and delayed in some clay minerals. HTO is not adsorbed or delayed except in montmorillonite, bentonite and organic soils. Field experiments to trace ground-water flow in organic soils and in karst were carried out in different test areas. The conclusion is that tracers may scarcely be used in tight, low-permeable organic soils owing to the high ion exchange capacity and the very low flow-velocity in that kind of soils. However, some peat bogs have a subterranean drainage very similar to that in karst, that is the water flows in underground channels. Tracer methods are very suitable for studying karst hydrology and several types of tracers can be used. Radioactive tracers are most favourable. Precise measurements can usually be made directly in the field and the results can easily be interpreted. The flow-velocity in the underground streams is mostly so high that short-lived isotopes as ^{82}Br are to be preferred.

2. INTRODUCTION

Investigations of ground-water flow in various aquifers using tracers have been carried out by the author. The general considerations about the use of tracers for ground-water studies were presented at an international symposium in Stockholm 1966 as well as a survey of the dominating types of tracers (Knutsson 1968 and 1970). Most of the results of the laboratory experiments and field investigations were published primarily in Knutsson, Ljunggren & Forsberg 1963, Knutsson & Forsberg 1967, Knutsson 1967, Knutsson, Carlsson & Nord 1967, Carlsson & Knutsson 1970 and Knutsson 1971. However, the studies of water movement in organic soils have not been mentioned at all in these papers and as regards the tracer experiments in karst only one of three investigations has been reported in detail (Knutsson et al 1967). The laboratory experiments

went on after publishing the paper in 1967 (Knutsson & Forsberg 1967) and some very interesting results appeared. These were shortly presented in a stenciled report as well as the above-mentioned experiments in organic soils and in karst (Knutsson 1971x). This paper is a revised and somewhat enlarged version of that report in consideration of some new experiences.

3. LABORATORY EXPERIMENTS

The main purpose of the laboratory experiments was to study the behaviour of ^{51}Cr -EDTA as a tracer for water in various kinds of minerals, rocks and soils. HTO was used as a reference substance. The methods and most of the results of the laboratory experiments were reported in 1967 (Knutsson & Forsberg 1967). The most important results concerning various minerals are summarized in Table 1. It can be concluded from these and some other results that

1. ^{51}Cr -EDTA is a reliable tracer down to concentrations of 0.01-0.0001 ppm in most of the common minerals.
2. ^{51}Cr -EDTA is more or less influenced by iron-bearing minerals as goethite, limonite, magnetite and some of the ferromagnesian silicates (biotite, olivine, hornblende).
3. ^{51}Cr -EDTA is highly delayed in chlorite and moderately delayed in kaolinite, illite and attapulgite.
4. ^{51}Cr -EDTA moves considerably faster than tritium in montmorillonite and bentonite but just a little faster in high-humified peat.

Concerning the results of column tests with minerals, it must be pointed out that the effect of the various minerals as regards ion exchange and adsorption are considerably stronger under these circumstances than in nature. This is due to the fact that the reactivity of quartz and silicate minerals is greatly increased by grinding, especially dry grinding (Lidström 1968). On the other hand the contact-time for ion exchange is normally longer in nature than in column tests of this type.

In view of the above-mentioned conclusions, the following experiments were carried out in soils, containing one or several of the substances which influenced the behaviour of the chromium complex. In contrast to the previous tests chromium in stable form was used and the detecting of chromium was made by atomic absorption spectroscopy.

The concentration of chromium in the injected tracer solutions was 1 ppm in all tests. The results of some of these column tests (see Table 2) confirm the above-mentioned conclusions. The effect of iron-bearing substances upon the behaviour of Cr-EDTA is strongly emphasized for instance in the tests with bauxite and red-brown sandy till (a delay of 48 % in both) and weathered syenite (a delay of 38 %). It is also proved by the tests that tritium passes through such iron-bearing and weathered soils without being adsorbed or delayed, but - on the other hand - that tritium does not move as fast as Cr-EDTA through organic soils (a delay of 16 % in raw humus). The delay of tritium in the leached till was probably also caused by the content of humus in that layer. However, Gjems (1967) has found that montmorillonite is formed in the podzol layer of a podzol profile. This means that tritium might have been delayed by the occurrence of montmorillonite, too.

Concerning the practical use of the tracers the following can be stated: Most of the soils which have a considerable effect upon Cr-EDTA (and in some cases upon tritium) generally occur superficially as residual soils, organic soils and layers in the soil horizon. For that reason, the previous statement (Knutsson & Forsberg 1967, Knutsson 1968) is still valid, namely that Cr-EDTA is a reliable tracer for ground-water investigations in most important types of aquifers. The radioactive chromium-complex is to prefer in short and medium term experiments (half-life of ^{51}Cr : 28 d). The inactive complex can be used in investigation of long duration and e.g. in the neighbourhood of producing wells - to avoid health hazards. By using neutron activation analysis very low concentrations of chromium (0.0001 ppm, see Knutsson 1968) can be detected. This method was recently used with great success in Sweden to determine the flow-time to distant wells in a large esker.

However, problems will certainly arise when using Cr-EDTA and HTO as tracers in studying the infiltration of water or the movement of soil water.

4. FIELD EXPERIMENTS IN ORGANIC SOILS

Investigations of water movement in organic soils were carried out in three different localities. The first is situated at the bank of a small

river, St Sifridsån, near the town of Nybro, in south-eastern Sweden. The other two localities are domed (=raised) peat bogs, one in the parish of Algutsboda, south-eastern Sweden, the other in the neighbourhood of Lerum, about 20 km ENE of the city of Gothenburg.

4.1 ORGANIC SEDIMENTS AT NYBRO

The river St Sigfridsån is surrounded by gyttja (an organic sediment) overlying glaciofluvial gravel. The main purpose of this experiment was to find out whether the ground water of the gravel aquifer was isolated or not from the polluted surface water of the river (Knutsson 1967). As the groundwater level was very high when the experiment had to be started, the tracer solution of ^{51}Cr -EDTA was injected into the gyttja as well as into the underlying gravel. The water movement in the tight gyttja was detected from the surface of the ground. The velocity of flow was first influenced by the injection and then by pumping on the other side of the river. So the velocity was 0.2 to 0.3 m/d during the first week, but then gradually became lower. After two weeks the tracer front totally stopped, that is to say, ^{51}Cr -EDTA was gradually and at last totally adsorbed.

4.2 THE PEAT BOG AT ALGUTSBODA

The investigated bog in Algutsboda, Torstamåla fly, is developed in a rather flat terrain, dominated by sandy till (Knutsson 1971). The mean annual precipitation in this region is about 600 mm, and this means that the bog is situated near the eastern limit for developing open bog plains. The lagg fen of the bog is drained by a brook, which suddenly disappears into a system of sinkholes in the peat ground (Fig. 1). The discharge of the brook varies from almost dry to about 100 l/sec, at which the brook overflows. Four experiments were made in order to trace the underground course of the brook. The first two attempts using Sulphorhodamine B and ^{51}Cr -EDTA as well as HTO as the respective tracers at a discharge of about 30 l/sec were not successful as the tagged water was not to be found again. In the third attempt using ^{82}Br (in NH_4Br) and HTO as tracers, significant activity was detected by means of scintillation counters on the surface of the peat about 260 m SW of the sinkholes. A detailed inspection of this area showed the occurrence of many small hollows with upwelling water (Fig. 1). The underground connection between the sinkholes

and these springs was established at a discharge of about 45 l/sec by means of ^{82}Br and HTO tracers. An acute pulse of radioactive water passed the uppermost spring 85 min after the injection. No activity was to be detected in the spring area 45 min later.

4.3 THE PEAT BOG AT LERUM

The investigated peat bog near Lerum is rather small and not so much domed as most of the peat bogs in the humid western part of Sweden. It is situated near a steep and high slope of a height with a thin soil cover of mostly washed, sandy till. A small brook flows down from the slope and then some metres out over the bog, where it disappears into a sinkhole in the peat ground. The discharge of the brook is normally only some litres per sec but seems to be multiplied during heavy rains and snow melting.

The tracer experiment was performed at a normal discharge using ^{82}Br as a single tracer. The radioactive water was followed by measuring from the surface of the ground. The initial phase of the flow was rapid and 30 min after the injection into the sinkhole the tracer front was detected about 11 m away (Fig. 2). After that the movement of the front was slower and sometimes nearly stopped. The "isoactivity" maps show that there seems to be a subterranean magazine in which the radioactive water was mixed with inactive water (Fig. 2). Some hours later the tracer front moved more rapidly again, and 77 hours after the injection the front reached 35 m away from the sinkhole (Fig. 2). The experiment had to be finished at this place as "direct" measurements were impossible.

4.4 CONCLUSIONS

It may be concluded that the possibilities of using tracers to study water flow in organic soils are dependent on the type of flow. Generally the water moves very slowly through the low-permeable organic soils, such as peat and gyttja. Tracers may scarcely be used owing to the high ion exchange capacity of organic soils and the very low velocity of water flow. As mentioned above the laboratory experiments showed that tritium is more influenced by organic substances than Cr-EDTA.

Sometimes quite another type of flow occurs, namely in underground channels in peat. This type of drainage is very similar to that in karst (Knutsson,

Carlsson & Nord 1967). The water flows either direct, from sinkhole to spring in a narrow channel, or "indirect", after mixing in an underground magazine. Investigations of direction and velocity of that type of flow in peat can be made with several types of tracers. Short-lived gamma-emitting isotopes as ^{82}Br are the most suitable. Sjörs (1950) states that this type of drainage is a characteristic feature of peat bogs in areas with fairly high humidity as in south-western Sweden. During field work and excursions I have observed underground drainage of several peat bogs in south-western Sweden, and of wide peatlands in the western part of Scotland. As mentioned above, one locality was found so far to the east as in Algutsboda. The most favourable conditions for developing underground channels in peat seem to exist in areas with high humidity, where large mire complexes, consisting of highly domed bogs and peatlands even on the slopes, can be eroded by running water. But the conditions in and around the two investigated bogs show that underground channels also can be formed under other circumstances. The surface drainage of the bog in Algutsboda was changed, and the ground-water level was lowered, when a part of the margin of the bog was cultivated (Fig. 1). This may have caused the erosion of underground channels. As regards the bog near Lerum, the topographical location just at the foot of a large height is very favourable to erosion by running water - such as the existing small brook.

5. FIELD EXPERIMENTS IN KARST

To trace ground-water flow in karst, investigations were carried out in three different test areas, two of them in the Caledonian mountain range in northern Sweden and the third on the island of Gotland. In addition, the Author took part in a tracer experiment near the city of Graz, Austria (Batsche, et al 1967).

5.1 THE BJURÄLVEN KARST AREA

The most comprehensive investigation was that of the karst area at Björkliden, in the western part of the Torneträsk valley, north of the Arctic Circle. The results of this study were reported in 1967 (Knutsson, Carlsson & Nord). The other test area in the mountains was the "Bjurälven karst" in the north-western part of the County of Jämtland, on the Norwegian border. The Bjurälven karst is known as the best developed

karst area in Sweden (see Nordell, 1952).

The bedrock of the Bjurälven valley consist in the central part of a 100 to 200 m broad band of well-stratified, pure limestone ($\text{CaCO}_3 = 98.9\%$). It is surrounded by narrow bands of graywackes and various kinds of phyllites. The rocks lie in a syncline with its fold axis in N 50 E (G. Nilsson 1964). The soils in the valley are dominated by sand deposits, which are formed as dissected plateaux.

The river Bjurälven is totally subterranean more than 2000 m (Fig. 3). The dolines have a maximum depth of 35 m and a polje-shaped valley is 800 m long, 100 m wide, and 37 m in maximum depth. There are many sinkholes and springs, and some caves. The discharge of the river varies very much. At flood discharge, during snow melting, the sinkholes cannot swallow all water, and therefore a surface drainage system is also found in the valley; primarily a gully full of well developed pot-holes.

The tracer experiment was carried out at an estimated discharge of about $4 \text{ m}^3/\text{sec}$. A tracer solution of ^{51}Cr -EDTA, HTO and Rhodamine B was injected into the lowest sinkhole (Fig. 3). The initial dilution was very high. Significant activities were detected 160 min later in the upwelling water of a circular pool (probably a water-filled doline) about 1600 m from that sinkhole (Fig. 3). However, the discharge at the outlet from the pool was only about $1.7 \text{ m}^3/\text{sec}$, and this means that the pool acts as a "safety valve" at flood discharge. The water disappeared again into sinkholes only 70 m from the pool. The final outflow of the underground course of the river Bjurälven was traced to an area of dolines and springs about 300 to 400 m downstream of the pool (Fig. 3). The total flow-time was 210 min from the injection point to the outflow point. The bee-line distance is at least 2000 m. The hydraulic gradient is not known but the difference in altitude between the sinkhole and the lake Leipikvattnet (at a distance of 5000 m) is 80 m and the head is largest between the sinkhole and the final outflow point. Anyhow the velocity of flow was high and as the dilution in the underground course was low, probably no comparatively large water-magazines exist along the underground course of the river Bjurälven. The instrumental resources were too small to allow a quantitative evaluation of the radioactive measurements. The dye tracer was not observed at all.

5.2 THE KARST AREA AT LUMMELUNDA

The third test area was the karst area at Lummelunda on the northwest coast of the island of Gotland. The great Linnaeus had already observed the caves at the mouth of the subterranean stream at Lummelunda. Since then several investigations concerning the speleology and the karst morphology of the Lummelunda area have been performed (e.g. Tell, 1961, and Lundevall, 1965). Only one paper is of interest in connection with karst hydrology (Gislén and Brinck 1948). Three tracer experiments were carried out by the Author in co-operation with Mr I. Eriksson, then at the Isotope Techniques Laboratory in Stockholm. In addition, Mr N. Andersson and Mr M. Gusting then at the Chalmers University of Technology, prepared an examination paper on the hydrogeology of the Lummelunda area under the guidance of the Author. Continuous measurements of precipitation, temperature and discharge were made during one year.

The morphology of the Lummelunda area is characterized by a cliff in the western part, just at the mouth of the subterranean stream, and by a wide plateau above the cliff. The bedrock consists of well-stratified limestones, unstratified reef-limestones and marlstones. The sequence of strata generally dips gently to the south-east and strikes north-east to south-west. The dominating set of joints strikes north to south and the subdominating north-north-west to south-south-east. The cave is developed mainly in hard-banked crinoidal limestones and reefs of bryozoans and corals (Lundevall, 1965), and the direction of the cave system is roughly the same as that of the dominating set of joints.

The bedrock east of the cliff is mostly covered by a rather thin layer of washed till.

The underground course of the Lummelunda stream begins at a series of sinkholes in a drainage channel on the limestone plateau and ends about 1100 m (bee-line distance) westwards at the cliff. The hydraulic gradient is about 15 o/oo (Andersson and Gusting 1962). The discharge upstream of the sinkholes varies very much from total dryness to about $6 \text{ m}^3/\text{sec}$. The sinkholes cannot swallow more than 5.0 to $5.5 \text{ m}^3/\text{sec}$. Therefore, at flood discharge some water is drained in a superficial stream bed to the sea. Such a situation occurs very seldom. The normal discharge in summertime is only 15 to 25 l/sec. During extremely dry seasons, as in 1959, as well

as in hard winters, the discharge goes down to zero. The discharge at the mouth of the cave does not vary so much as that upstream of the sinkholes. Even when the channel upstream of the sinkholes is dry there is a discharge of about 5 l/sec. at the mouth.

The first tracer experiment was a preparatory test of a methodological character. A tracer solution of ^{82}Br and Rhodamine B was poured into the stream, 80 m inside the mouth of the cave. The flow-time to the mouth was 120 min. The hydraulic gradient was very small, 0.025 o/oo (Andersson and Gusting 1962).

The main experiment was carried out in summertime at a discharge of 25 l/sec. A tracer solution of $^{51}\text{Cr-EDTA}$ (290 mCi), HTO (2.5 Ci) and Rhodamine B (95 g) was injected into the largest sinkhole in use. A scintillation counter with recorder was placed some metres upstream of the injection point of the first test. Water samples were continuously taken at the same point and in a well located 500 m to the south.

The dilution of the tracers was much larger than assumed. The dye tracer was not at all observed. Thanks to the good measuring geometry in the large volume of water in the cave (cp. Knutsson 1968, Table 1) reliable measurements of the ^{51}Cr -activity could be obtained by means of the scintillation counter. The ^{51}Cr -activities of the water samples from the well and the cave were very low and therefore the results of the laboratory measurements are uncertain. The tritium activities were - however - very suitable for laboratory measurements; the initial tritium activity was 10 times that of ^{51}Cr . The results of the field measurements show that the tracer front reached the cave about 3 days after the injection (Fig. 4, dotted line). By laboratory measurements ^{51}Cr -activity was detected in samples from the cave taken about four hours later (Fig. 4). This means that the activity of the tracer front was below the detection limit for laboratory measurements. Consequently, the time-lag may have been roughly the same in the well. Referring to the laboratory measurements the radioactive water reached the well about five hours earlier than the cave (Fig. 4). As the time-lag is the same at several points of the activity-curves (Fig. 4) it can be assumed that there exists an underground connection between the well and the cave. The fact that the cave system continues to the south (towards the well) and that the dominating

set of joints has the same orientation supports this assumption.

As the initial dilution was very small - in contradistinction to that in the river Bjurälven - the large dilution of the tracers must imply that the tagged water was mixed with a large volume water in underground magazines, and/or in a complicated system of many small channels. The minimum volume that took part in the mixing was calculated by I. Eriksson from the information on the discharge and the mean transport time (determined from the activity curve), and was found to be 8900 m³.

The third experiment was performed in springtime by I. Eriksson. Its purpose was to follow the water flow at flood discharge. The maximum flood discharge occurred more than a week before the experiment could start, but the discharge of the outflow from the cave was as high as 3.9 m³/sec during the experiment. ⁵¹Cr-EDTA was used as a single tracer, and the solution was carefully injected into the same sinkhole as in the previous test. A scintillation counter with recorder was placed at the mouth of the cave. Water samples were taken at this point, at the well mentioned before, at the injection point and at another point downstream in the channel. The tracer front reached the mouth of the cave as early as after 1 h 30 min (Fig. 5). Two peaks of activity were observed and all activity disappeared within 12 h. The minimum volume that took part in the mixing was computed at 54.000 m³, that is 6 times the volume at the test in summer-time. The interpretation of the two peaks of the activity curve is that there exist two different underground water courses (see the theoretical dash-line curves in Fig. 5) which is also indicated in the activity curve from the well (Fig. 4).

5.3 CONCLUSIONS

The tracer experiments in karst show that

1. Tracer methods are very suitable for studying karst hydrology. It is possible to use several types of tracers (Knutsson 1968) but the radioactive tracers are most favourable as precise measurements can usually be made directly in the field and as the results of the measurements can easily be interpreted - qualitatively as well as quantitatively. The velocity of flow in the underground streams is mostly so high that short-lived isotopes as ⁸²Br are to be preferred.

2. The seasonal fluctuations in discharge, velocity of flow and mixing volume are very considerable in most karst areas. This means that isolated tracer tests may give misleading results. Therefore tracer tests concerning karst hydrology are to be planned and carried out based upon hydrometeorological and hydrological observations of long duration.
3. The location of the underground water courses is primarily connected with the dominating sets of joints in the bedrock and secondly with the bedding planes.
4. The subterranean drainage system seems mostly to be composed of narrow channels and small magazines in the hard limestones which dominate in the Caledonian mountain range but of wider channels and larger magazines in the looser limestones on the island of Gotland.

REFERENCES

- Andersson, N. & Gusting, M. (1962) Hydrogeologiska undersökningar av Lummelundaströmmen. Stenciled. Examination paper, Institute of Geology, Chalmers University of Technology, Gothenburg.
- Batsche, H., Bauer, F., Behrens, H., Buchtela, K., Hribar, F., Käss, W., Knutsson, G., Mairhofer, J., Maurin, V., Moser, H., Neumaier, F., Ostanek, L., Rajner, V., Rauert, W., Sagl, H., Schnitzer, W.A., & Zötl, J. (1967) Vergleichende Markierungsversuche im Mittelsteirischen Karst 1966. Steirische Beiträge zur Hydrogeologie Jahrgang 1966/67.
- Carlsson, L. & Knutsson, G. (1970) Om användningen av spårämnesteknik vid pumpförsök (On the use of Tracer-Technique in Pumping test) Nordisk Hydrologisk Konferens Vol. 2, Lund.
- Gislén, T. & Brinck, P. (1948) Subterrana vatten på Gotland med speciell hänsyn till Lummelundaströmmen. I. - Kungl. Fysiografiska sällskapets handlingar. N.F. Bd 69, Nr 4, Lund.
- Gjems, O. (1967) Studies on clay minerals and clay-mineral formation in soil profiles in Scandinavia. Reports of the Norwegian Forest Research Institute No 81, Vollebekk.
- Knutsson, G., Ljunggren, K. & Forsberg, H.G. (1963) Field and laboratory tests of chromium-51-EDTA and tritium water as a double tracer for groundwater flow. "Radioisotopes in hydrology". IAEA, Vienna.
- Knutsson, G. & Forsberg, H.G. (1967) Laboratory evaluation of ⁵¹Cr-EDTA as a tracer for ground-water flow. "Isotopes in hydrology", IAEA, Vienna.
- Knutsson, G. (1967) Tracing ground-water flow in sand and gravel using radioactive isotopes. Steirische Beiträge zur Hydrogeologie, Jahrgang 1966/67, Graz.
- Knutsson, G., Carlsson, L. & Nord, M. (1967) Hydrogeological investigation of a karst area at Björkliden, Lappland, Sweden. "Teknik och Natur", Scandinavian University Books, Göteborg. Also as reprint: Chalmers Tekniska Högskolas Handlingar Nr 319.
- Knutsson, G. (1968) Tracers for ground-water investigations. "Ground water problems", Pergamon Press, Oxford and New York.

- Knutsson, G. (1970) Spårämnen som hjälpmedel vid grundvattenundersökningar. "Grundvatten", Norstedts, Stockholm.
- Knutsson, G. (1971) Studies of ground-water flow in till soils. Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar Vol. 93, Part 3, Stockholm.
- Knutsson, G. (1971x) Studies of ground-water flow in various aquifers using tracers. (Part of a dissertation). Stenciled. The National Swedish Road Research Institute, Stockholm.
- Lidström, L. (1968) Surface and bond-forming properties of quartz and silicate minerals and their application in mineral processing techniques. Acta Polytechnica Scandinavica Ch 75, Stockholm.
- Lundevall, C-F. (1965) Karst phenomena in the Lummelunda area of Gotland Geografiska Annaler 47 Ser A. (1965) 1.
- Nilsson, G. (1964) Berggrunden inom Blåsjöområdet i nordvästra Jämtlandsfjällen. SGU Ser C NR 595.
- Nordell, P.O. (1952) Bjurälvens karstlandskap. Type-written. Examination paper, Institute of Geography, Uppsala.
- Sjörs, H. (1950) Myren och dess växtvärld. Studentföreningen Verdandis småskrifter N:r 508, Bonniers, Stockholm.
- Tell, L. (1961) Grottorna i Lummelunda. Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar Vol. 83, Part 1, Stockholm.

Table 1

Results of the column tests with various minerals

Mineral (10 % mineral powder mixed with 90 % quartz sand)	Conc. of Cr in ppm	Delay of ⁵¹ Cr-EDTA in rel. to T at half-heights (%)	Max. recovery of ⁵¹ Cr-EDTA in		Max. recovery of T	
			in %	time spent after injection (h)	in %	time spent after injection (h)
Graphite	0.001	21	94	24	99	20
Quartz (sand)	0.0001	1	98	18	100	18
Magnetite	0.1	6	100	32	100	26
Goethite	0.01	40	94	54	100	18
Limonite (only 5 %)	0.1	9	94	32	98	20
Calcite	0.0001	3	97	16	100	16
Dolomite	0.001	2	100	18	97	18
Microcline	0.001	0	100	26	100	20
Albite	0.001	2	99	33	98	22
Bytownite	0.001	0	100	20	100	20
Muscovite	0.01	0	100	17	100	17
Biotite	0.01	2	92	22	99	21
Olivine	0.001	3	95	27	99	27
Augite	0.001	3	98	23	98	23
Hornblende	0.001	7	96	26	100	26
Chlorite	0.01	47	90	53	100	25
Kaolinite No 14	0.01	3	96	44	100	37
Illite No 36	0.01	11	94	74	87	74
Montmorillonite No 19	0.01	51 Cr-EDTA moved 23 % faster than T	95	56	100	54
Bentonite	0.1	51 Cr-EDTA moved 40 % faster than T	92	50	95	70
Attapulgite	0.1	9	89	52	100	50
(High-humified peat	0.1	51 Cr-EDTA moved 1 % faster than T	96	28	100	22)

Table 2
Results of the column tests with some special types of soils

Soil	Conc. of Cr in ppm	Delay of Cr-EDTA in rel. to T at half- heights (%)	in %		Max. recovery after inj. (h)	
			Cr-EDTA	T	Cr-EDTA	T
<u>Clayey residual soils</u> (10 % mixed with 90 % quartz sand)						
<u>Bauxite</u> (iron-bearing, hydrated Al-oxides)	1.0	48	97	100	52	22
<u>Laterite</u> (hydrated Al- and Fe-oxides)	1.0	13	100	100	44	24
<u>Terra rossa</u> (iron-bearing)	1.0	8	87	99	45	40
<u>Weathered granite</u> (with quartz and feldspars dominating quantitatively in the clay fraction but montmorillonite dominating as clay mineral)	1.0	14	98	99	28	23
<u>Un-sorted, mostly sandy debris of...</u> (column filled with...)						
<u>Gneiss</u> (alkaline; very rusty)	1.0	11	96	100	30	26
<u>Granite</u> (partly kaolinized)	1.0	13	92	100	27	24
<u>Olivine-diabase</u> (rusty)	1.0	7	91	100	31	24
<u>Syenite</u> (primarily with augite and Na-horn- blende, now very rusty)	1.0	38	87	99	51	40
<u>Soils of a podzol profile</u> (column filled with...)						
<u>Raw-humus</u> (very acid)	1.0	16 % faster than T	100	100	30	45
<u>Grey-white sandy till</u> (strongly leached, with some humus)	1.0	5 % faster than T	100	98	34	44
<u>Red-brown sandy till</u> (rusty, with some humus)	1.0	48	88	100	50	25
<u>Hard, sandy till</u> (unaltered)	1.0	25	95	98	43	35

TRACER TEST IN A PEAT BOG AT
ALGUTSBODA, S E SWEDEN

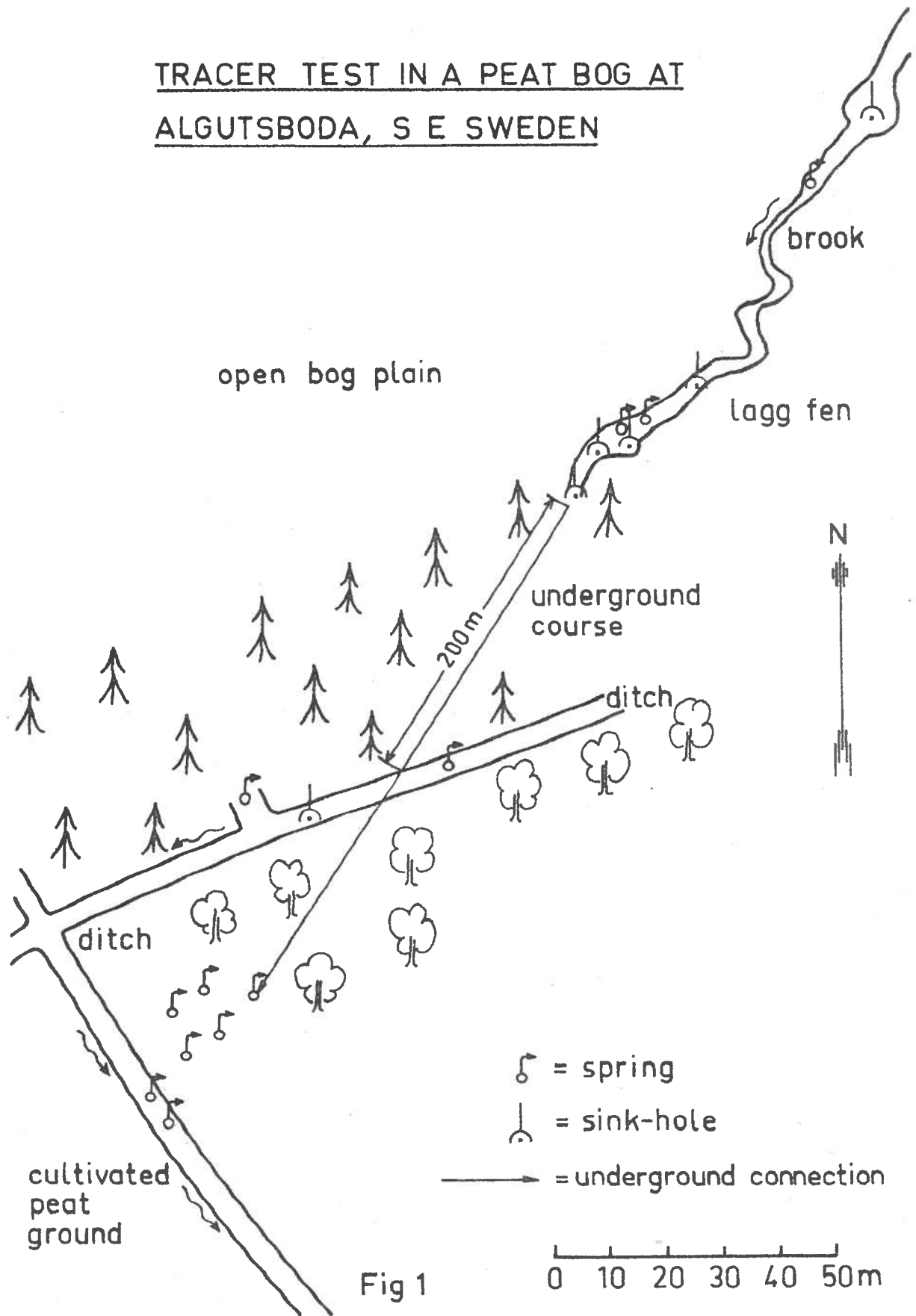
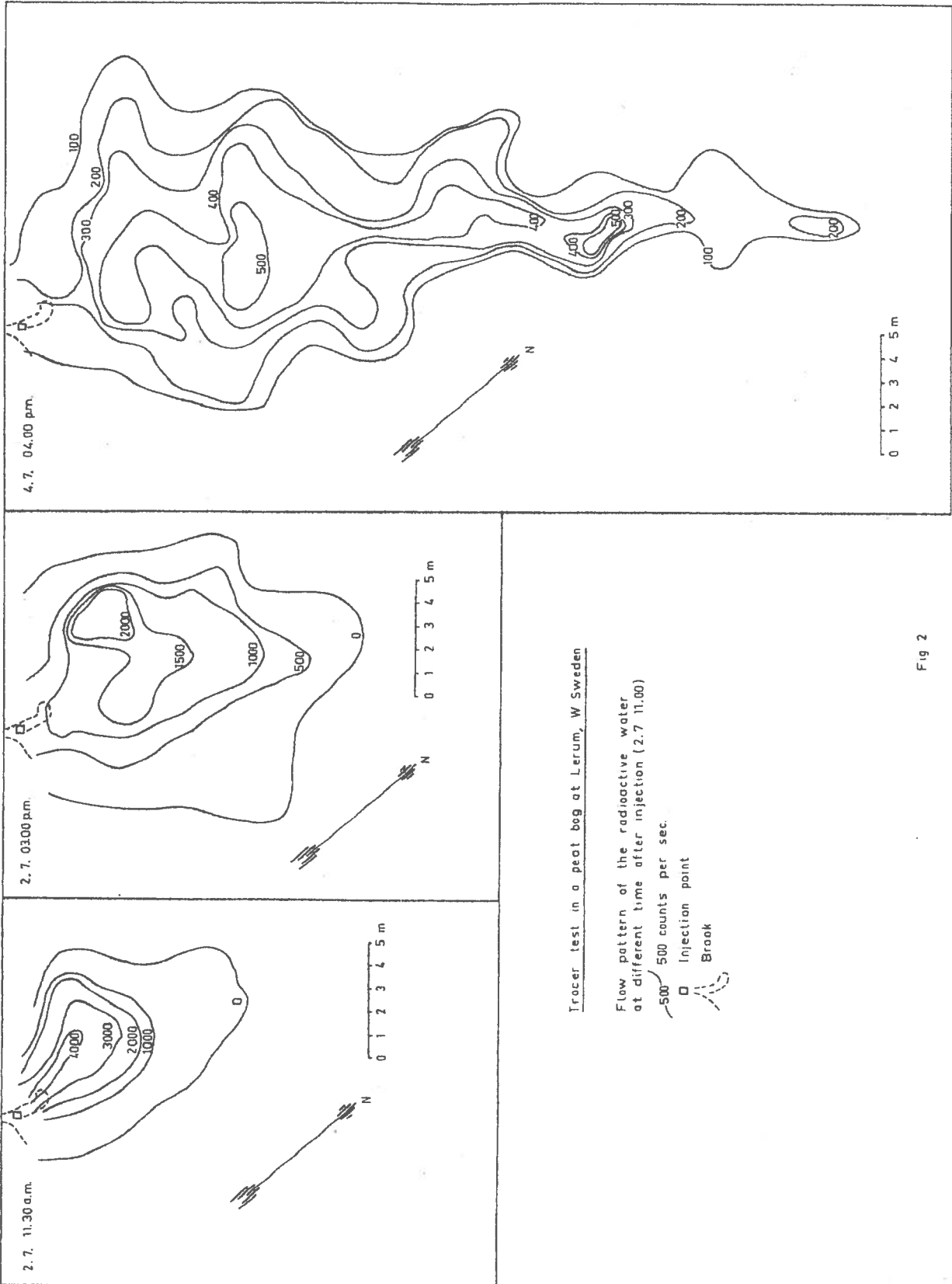


Fig 1



Tracer test in a peat bog at Lerum, W Sweden

Flow pattern of the radioactive water at different time after injection (2.7 11.00)

500 500 counts per sec.

Injection point

Brook

Fig 2

Sketch-map
of
the Bjurälven karst area

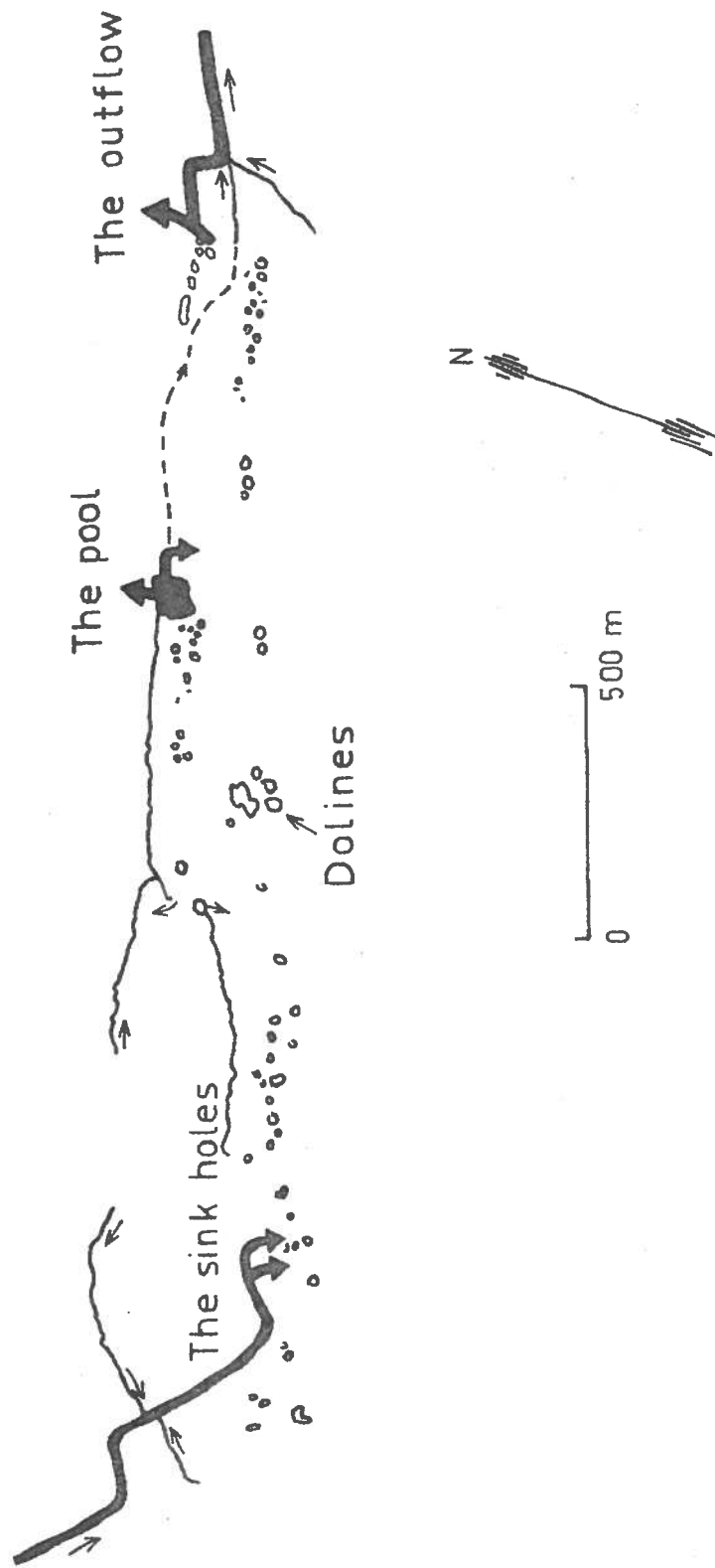


Fig 3

After P. O. Nordell 1952

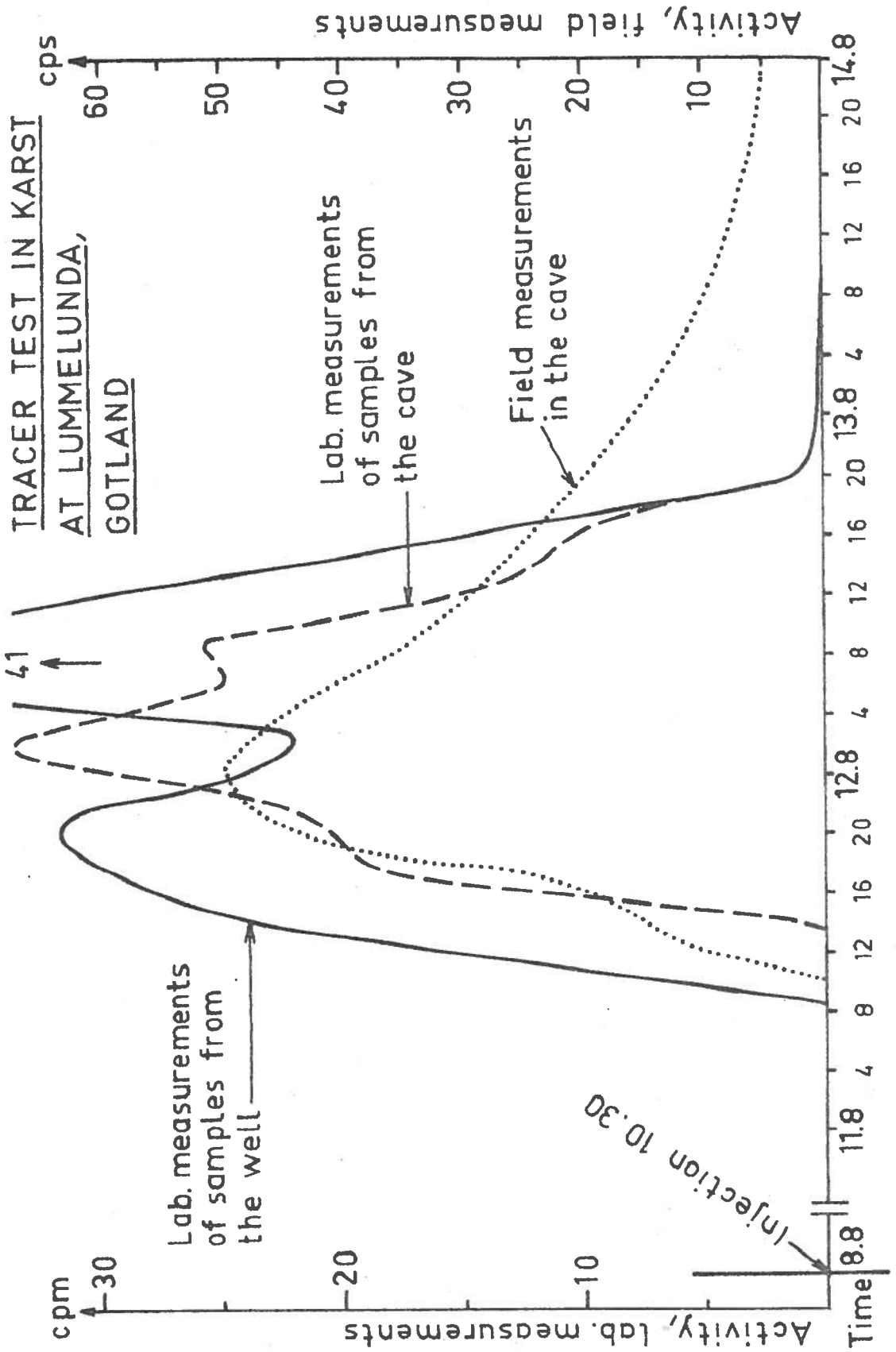
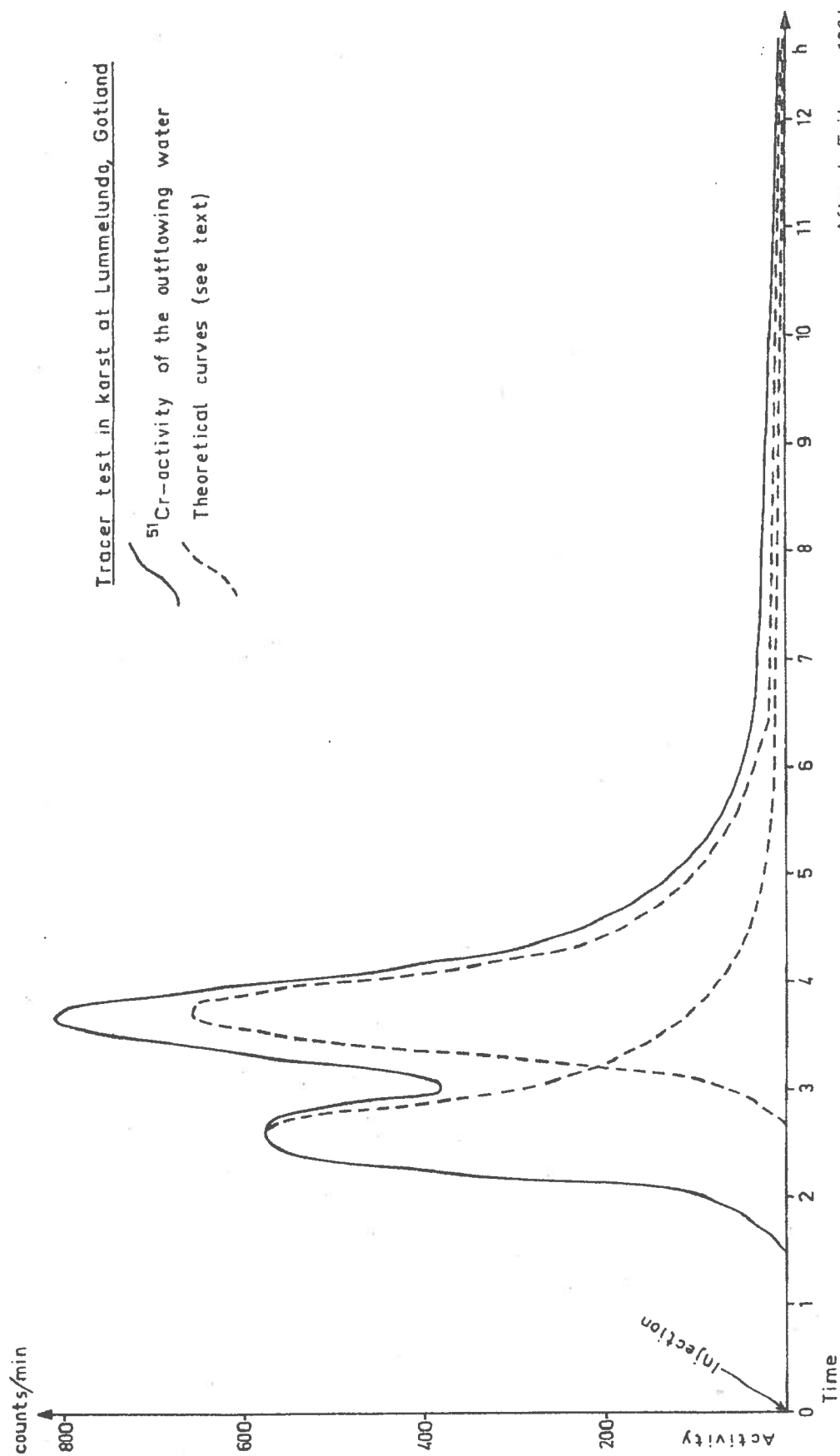


Fig 4



After I. Eriksson 1964

Fig 5

TANKER OM NORDISK HYDROLOGISK SAMARBEID

Thoughts about Nordic hydrological cooperation in the future

VED NORDISK HYDROLOGISK KONFERANSE

AALBORG JULI 1974

Siv.ing. Erik Ræstad

HYDROCONSULT

Sivilingeniør Erik Ræstad A/S

Sammendrag

Dette foredrag tar utgangspunkt i en gruppering i emner og siktepunkt av 237 foredrag og rapporter avgitt på de 7 hittil avholdte nordiske hydrologkonferanser. Forfatteren konkluderer med at disse undersøkelser viser en innadvendt holdning hos hydrologene og slår til lyd for at vi må se videre på den vedtatte definisjon av vårt fag. Vi må gå mer aktivt inn for å bruke vårt nordiske samhold og vår faglige tyngde til en utadvendt samfundsrettet, opinionsdannende aktivitet. Vi må søke å plassere vårt fag og vår stand i den kulturelle teknologiske utvikling, særlig i de beslutningstagende folkevalgtes bevissthet.

Synopsis

The author analyzes the content of 237 lectures and papers presented at 7 previous Nordic Hydrological Conferences, and concludes that this shows too much emphasis on narrow specific professional interests and too little activity directed towards an optimal cultural-technological balance between functions and hazards in the utilization of natural resources. The author advocates joint Nordic activities in direction of participation in the forming of public opinion based on sound scientific knowledge.

Fra den første felles-nordiske hydrologkonferanse i Stockholm i 1955, for 19 år siden, har vi gjennomført 7 konferanser og står nu ved den 8. Vi er i det år man regner som 300-års-jubileumsår for hydrologisk vitenskapelig arbeid, og ved avslutningen av den internasjonale hydrologiske dekadé.

Som grunnlag for

å vurdere våre fremtidige arbeidsoppgaver og grunnlag for nordisk samarbeid om disse, har jeg funnet det naturlig å analysere hva vi har behandlet i de forløpne 19 år.

Ialt 237 foredrag, avgitte faglige rapporter, har vært kategorisert etter hvilket element innen hydrologien de har behandlet og etter hvilket arbeidsområde eller siktepunkt rapporten har hatt.

Inndelingen i hydrologiske emner viser:

1. Generelt om hydrologisk virksomhet	45
2. Topografi, geomorfologi, dybder	5
3. Klima	5
4. Nedbør	9
5. Evapotranspirasjon	8
6. Infiltrasjon, markvann	3
7. Grunnvann	30
8. Innsjøer og reg. magasin	11
9. Overflateavrenning, generelt	26
, flom	11
, tørrværs	1
12. Snø og snøsmelting	10
13. Breer og is	32
14. Vannbalanse	7
15. Hydrofysikk, vanntemp.	18
16. Hydrokjemi	9
17. Hydrobiologi, økologi	2
18. Erosjon, slamtransp., sediment	<u>5</u>
Sum	<u>237</u>

Inndeling etter arbeidsområde eller siktepunkt:

A. Observasjon, datainnsamling, instrument og metode	51
B. Databearbeiding, datamaskin, modell	28
C. Publisering av primærdataba, kartverk	10
D. Rapport om bearbejdede data	85
E. Prognoser	5
F. Prosjekteringsgrunnlag	10
G. Operativ hydrologi, manøvrering, vannhusholdning	16
H. Virkn. av menneskelig inngrep, urbanisering, konsekvensanalyse	6
I. Organisasjon	16
K. Undervisning, informasjon	<u>10</u>
	<u>237</u>

Det må tas forbehold om at titlene stort sett har vært korrekt dekkende for innholdet og at jeg har kategorisert enkelte kompliserte titler bare i ett av hver av de oppsatte emner og siktepunkt.

I flere tilfelle hvor én representant for hvert av de nordiske land har avgitt rapport om et og samme emne, har dette vært registrert som 5 separate rapporter i samme kategori.

Det som springer en i øynene er hvor ujevnt vi har fordelt interessen på de hydrologiske emner. Grunnvann, overflateavrenning og breer og is utgjør vel 50 % av de avgitte rapporter, mens klima, nedbør, evapotranspirasjon og markvann tilsammen bare utgjør vel 10 %, og hydrokjemii, hydro- biologi og sediment bare utgjør 7 %.

Ennå mer interessant finner jeg fordelingen på arbeidsområder, siktepunkt:

73 % av alle rapporter handler om måling, innsamling, bearbeiding av data og rapporter om bearbeidede data.

Derimot utgjør prognoser og prosjekteringsgrunnlag, operativ hydrologi og konsekvensanalyser bare 16 %, og organisasjon og undervisningsspørsmål 11 %.

Min samlede vurdering av dette er at vi i meget høy grad er opptatt av å kvantifisere vår viten på noen få skarpt begrensede emner. I liten grad er vi opptatt av vårt fags plassering i den kulturelle, teknologiske sammenheng, spesielt ikke i konsekvensvurderingen, i analyse av virkningen av menneskelige inngrep i naturens kretsløp. Heller ikke innenfor det organisasjonsmessige eller undervisningsmessige har det vært lagt vekt på disse siktepunkt i vårt faglige virke.

Jeg er tilbøyelig til å hevde at disse avveininger av hva vi har arbeidet med peker i retning av en faglig innadvendt holdning, og en iøyenfallende mangel på konstruktiv, utadvendt nyttiggjørelse av vår viten til samfunnets beste.

Det er denne konklusjon jeg finner å måtte legge til grunn for min personlige oppfatning at vi i fremtiden må søke å legge mer vekt på de samfunnsmessige aspekter ved bruken av våre naturressurser og rette våre faglige meddelelser i retning av de beslutningstagende, administrasjonen og de folkevalgte.

Lindh og Falkenmark: Hydrologi. Lund 1972, har i sin definisjon av hydrologi tatt med en utvidet formulering som slutter med setningen:

"Hydrologien inkluderar i sig de teknisk naturvetenskapeliga principerna för exploatering og hushållning av vatten, betraktat som naturressurs."

Denne definisjonsutvidelse har ikke vært erkjent i de 19 år vi har samarbeidet, det viser våre faglige rapporter. Men den peker direkte mot hva vi må legge vekt på i fremtiden.

I Otnes og Ræstad: Hydrologi i praksis, Oslo 1971, har vi uttalt om hydrologiens fremtid:

"Som kortsiktig fremtidsmål ser vi en dypere forståelse for det hydrologiske kretsløp med umiddelbare anvendelser til optimal utnyttelse, bedret risikovarsling og en riktig styring av vassdragenes miljø."

"Som fjernere mulighet ser vi stort anlagt påvirkning av selve kretsløpet, særlig ved menneskelige inngrep i den hydro-meteorologiske sektor og aner mulighetene for at menneskene en gang vil oppnå effektiv kontroll over værforhold og klima."

"Vitenskapen, i dette tilfelle hydrologien, skal fortelle oss hva vi kan gjøre. Vi må basere oss på dyperegående kunnskaper og verdivurderinger for å finne ut hva vi bør gjøre."

Det er forøvrig interessant å notere at jeg nettopp har sitert fra to nye lærebøker som er utkommet etter at vår forening ble konstituert i 1970 og som begge i høy grad bærer preg av den faglige utvikling som er skjedd gjennom det internasjonale samarbeid.

Det må bli hydrologenes oppgave som samfunnsborgere å si klart fra at vi trenger en styring av utviklingen som ikke tar sikte på å definere fremtidens behov ut fra en retrospektiv analyse av etterspørsels-utviklingen hittil, men ut fra hvordan vi ønsker at livsforholdene skal være for alle samfunnsborgere når de planer vi har lagt, eller er i ferd med å legge, er realisert.

Vi må nytte våre ressurser, herunder våre vannressurser, slik at det blir optimal balanse mellom den nytte vi gjør oss av naturen, og den risiko vi dermed utsetter oss for.

Skal disse begreper veies, må vi få kommensurable mål for "nytte" og "risiko". Det er slett ikke sikkert at den rette målenheten er kroner. Det er meget viktig at vi får meddelt de besluttende instanser og myndigheter hva man mener med optimal utnyttelse og hvordan man verdsetter risikomomenter.

Til dette formål må vi lære oss å tale et sprog som næringslivets ledere og de folkevalgte forstår og respekterer i selve beslutningsprosessen.

Disse synspunkter har jeg også tidligere fremmet i vår forenings aktivitet. Men jeg tror på gjentakelsens effekt.

Et av de fremtidsrettede siktepunkt tør derfor være at våre faglige rapporter eller vår forenings publikasjoner tar sikte på en distribusjon utover vår medlemskrets og våre fagkolleger.

Jeg uttaler en tro på at resolusjonenes tid ennå ikke er omme, m.a.o. at vi må se det som en oppgave at vår fagkrets eller vår forening avgir uttalelse i kontroversielle spørsmål som berører vårt fagområde.

Dette synspunkt vil sikkert kunne debatteres, og jeg vil derfor påstå at det er bedre å få en faglig underbygget opinion i mange spørsmål hvor opinionen idag er rent følelsesladet og urealistisk informert.

En annen side av en solid utadrettet aktivitet i vårt samarbeid vil være en voksende erkjennelse av hva en hydrolog er. Vi har i alt for liten grad "solgt" vår viten på markedet, følgelig er det få som vet hva en hydrolog er, eller hva han gjør. Om han en sjelden gang ytrer seg, så snakker han i en terminologi som folk ikke forstår. Så "eksperten", som han blir kalt, han får lov å stille med sitt. Det er ingen som skjønner ham.

Dette forhold må vi rette på, og det kan ha to verdifulle resultater: 1. at vi får bidra vårt til en optimal løsning av det spesifikke problem eller prosjekt, og 2. at vi kan vinne forståelse for betydningen av vårt fag og dermed fremme standens og fagets interesser.

Blant de 237 rapporter og foredrag som er avgitt på våre konferanser er også ett med nær identisk tittel med dette foredrag:

Arne Tollan redegjorde i Sandefjord i 1972 for fremtidig hydrologisk samarbeid i Norden, hvor Tollan som har vært sekretær for Den norske komité for IHD, redegjorde fyldestgjørende for den organisatoriske side av samarbeidet fra IHD inn i et fremtidig IHP og vår forenings aktiviteter med symposier, seminarer, kurs og konferanser.

Jeg ser derfor ingen grunn til å gå inn på den organisatoriske side. Forøvrig har etter min oppfatning de praktiserende hydrologer blant norske ingeniører i meget liten grad vært anvendt i IHD og skal vel heller ikke vente noen utvidet involvering i IHP.

Det er mulig at man her ved nærmere studier av om dette forhold er generelt og gyldig også i de øvrige nordiske land, kan finne frem til om det også i personvalg i vår forening og i våre komitémedlemmers stilling eller daglige funksjon kan ligge en av årsakene til at kontakten mellom teknologisk planlegging og hydrologi synes for dårlig utviklet, og at man her finner årsaken til at vår aktivitet hittil har vært fordelt slik jeg har redegjort for.

Typisk uttrykk for denne avstand mellom hydrologen og den teknologiske planlegging fikk vi ved Sandefjordskonferansens innlegg fra cand.real. Ulf Riise:

"Er hydrologens rolle i planleggingsprosessen tilfredsstillende ?"

Det foruroligende er imidlertid at dette interessante innlegg ikke avfødte noen diskusjon og ikke ett spørsmål.

Vår forening har allerede i de 4 år siden konstitueringen i 1970 vist en bra aktivitet m.h.t. symposier og seminarer, bl.a. om markvann og evapotranspirasjon, som var lavt representert i de hydrologiske konferanser, og vi har også hatt 2 kurs i stokastisk hydrologi, som er et emne som svært lite er representert i konferanserapportene.

Det er derfor grunn til å se disse eksempler av NHF's virke som en mulig form for reaksjon på vår tidligere emnefordeling og som et uttrykk for faglig utvikling.

Gledelig er det også å se at NUTSAM i løpet av 1974 tar sikte på å utgi en "Nordic Case Book on Inadvertent Effects of Man on the Hydrological Cycle".

Dette er skritt i den riktige retning, og det er mitt håp og ønske for vår Nordisk Hydrologisk Forening at den også må spille en aktiv rolle i en utadventt anstrengelse for en samfunnsnyttig, kulturell utvikling.

DEN OFFENTLIGE ADMINISTRATIONS BEHOV FOR HYDROLOGISKE DATA
OG INFORMATIONER.

Erling Rørdam, miljøministeriet, miljøstyrelsen.

I Danmark træder en miljøreform i kraft den 1. oktober 1974. Dette indebærer bl. a. at kompetencen til at træffe afgørelse i de større sager om vandindvinding og spildevandsudledning placeres hos den regionale myndighed (amtsrådet/hovedstadsrådet). Samtidig overføres beføjelsen til at planlægge for bl. a. vandressourcen - såvel grundvand som overfladevand - til amtsrådene/hovedstadsrådet. Der skal udarbejdes regionale vandforsyningsplaner og recipientkvalitetsplaner, der kun kan udarbejdes på grundlag af kendskab til de hydrologiske forhold.

Indledning.

I Danmark træder en ny lov om miljøbeskyttelse i kraft den 1. oktober 1974, samtidig med ændringer i de gældende vandforsynings- og vandløbslove. Disse 3 love danner det legislative grundlag for miljøreformen.

1. Miljøreformen.

Ved miljøreformens gennemførelse samles opgaverne og kompetencen på de områder der har relevans for hydrogeologien hos den regionale myndighed (amtsrådene). Dette betyder at det fra 1. oktober 1974 vil være amtsrådene der skal træffe afgørelse såvel i sager om fordeling af grundvands-

og overfladevandsressourcerne til vandforsyningsformål, som afgørelser om udledning af spildevand til vandrecipienterne. Afgørelser om vandindvinding og spildevandsudledning forudsætter efter sin natur et samlet overblik af hensyn til en rimelig fordeling af vandressourcerne. Med miljøreformen er derfor skabt lovgrundlag for, at den fremtidige forvaltning af vandressourcen sker med fornøden hensyntagen til det hydrologiske kredsløb. Sammenhængen mellem miljøbeskyttelsen - herunder beskyttelse af vandressourcen - og den fysiske planlægning er ligeledes kommet til udtryk i den nye lov om lands- og regionplanlægning, der trådte i kraft den 1. april 1974. Ved udarbejdelsen af lands- og regionplanloven er der lagt vægt på, at miljøbeskyttelse er en vedvarende og en langsigtet opgave, som ikke kan løses tilfredsstillende uden en indgående planlægning af den fremtidige arealanvendelse. De kommende regionplaner skal derfor opstille bindende retningslinier for den fremtidige arealanvendelse, der vil blive fastlagt ud fra en samlet vurdering af aktiviteterne inden for de enkelte sektorer, som f. eks. vandforsyning, spildevandsafledning, renovation og affaldsbehandling, naturforvaltning, råstofudnyttelse m.v.

Ser vi på de sektorer der henvender sig direkte til det hydrologiske kredsløb skal der især peges på:

1. Den vandforsyningsplanlægning som amtsrådene (hovedstadsrådet) på baggrund af kommunalbestyrelsernes oplæg skal iværksætte efter vandforsyningslovens kap. II a,
2. den miljøkvalitetsplanlægning - herunder recipientkvalitetsplanlægning - det efter miljøbeskyttelseslovens kap. 9 er pålagt amtsrådene (hovedstadsrådet) at foretage efter oplæg fra kommunalbestyrelserne.

2. Grundvand m.v.

I miljøministeriets cirkulære af 17. april 1974 om behandlingen af vandforsyningsspørgsmål efter den ændrede vandforsyningslovgivning redegøres der mere detaljeret for bl.

a. det undersøgelses- og planlægningsarbejde, som amtsrådene og hovedstadsrådet skal iværksætte med bistand af kommunalbestyrelserne, og som kan inddeles i 3 hovedgrupper:

- a) Kortlægning og registrering af aktuel vandindvinding og anlæg m.v., herunder af vandets kvalitet,
- b) prognose over det fremtidige vandbehov,
- c) hydrogeologisk kortlægning.

I det ovenfor nævnte cirkulære om behandlingen af vandforsyningssspørgsmål redegøres der for, hvorledes den hydrogeologiske kortlægning nærmere bør gennemføres.

Selv om hovedparten af befolkningens og virksomhedernes forbrug af vand dækkes af grundvandsforsyninger, vil det på længere sigt være ønskeligt, at der også tages hensyn til overfladevandsressourcer af en vis størrelse og kvalitet ved kortlægningen og planlægningen af det fremtidige vandforbrug. I denne forbindelse må behovet for et større kendskab til mængden og kvaliteten af overfladevandsressourcen understreges.

Når der på baggrund af en hydrogeologisk kortlægning udføres prøvepumpninger, modelforsøg og lignende for at konstatere hvor store dele af de potentielle grundvandsressourcer der er udnyttelige, er det derfor væsentligt at sådanne suppleres med systematiske vandføringsmålinger i overfladerecipienterne, for derved også at få oplysninger om følgevirkningerne af en påtænkt vandindvinding.

3. Overfladevand m.v.

Miljøministeriet har også udsendt et cirkulære om spildevand af 17. april 1974 (spildevandscirkulæret), hvori der mere detaljeret redegøres for bl. a. det planlægningsarbejde, som kommunalbestyrelserne, amtsrådene og hovedstadsrådet skal udføre. I det følgende er hovedpunkterne heri omtalt.

Amtsrådet er efter miljøbeskyttelsesloven den recipientan-

svarlige myndighed, hvilket som nævnt må ses i sammenhæng med ændringen af vandforsyningsloven, hvorved amtsrådet er den ansvarlige myndighed med hensyn til fordeling af grund- og overfladevandsressourcerne. Herved er der også taget hensyn til, at amtsrådet efter miljøbeskyttelseslovens § 61 på grundlag af oplæg fra kommunalbestyrelsen skal foretage registreringen af forureningskilder og udarbejde miljøkvalitetsplaner, herunder recipientkvalitetsplaner.

Miljøbeskyttelseslovens § 61 forudsætter, at amtsrådene i samarbejde med kommunalbestyrelserne på grundlag af undersøgelser og vurderinger af forureningskilderne inden for amtskommunens område udarbejder en målsætning for de enkelte recipients anvendelighed til forskellige formål. På grundlag af den fastlagte målsætning for recipienten bestemmer amtsrådet herefter, hvilken recipientkvalitet (recipientgrænseværdi), der er nødvendig for at opfylde målsætningen. Denne recipientkvalitet er derefter grundlaget for amtsrådenes og kommunalbestyrelsernes fastsættelse af rensningskrav i forbindelse med godkendelse af spildevandsplaner eller -projekter.

Den ovenfor nævnte recipientkvalitetsplanlægning vil bl. a. være en forudsætning for kommunalbestyrelsernes udarbejdelse af de i miljøbeskyttelseslovens § 21 nævnte spildevandsplaner, idet målsætningerne kan være afgørende for, hvilken grad af rensning der bør anvendes.

Af hensyn til det ønskelige i, at kommunerne hurtigt får udarbejdet og godkendt spildevandsplaner og således opnår et samlet grundlag at administrere tilladelser på, fremgår det af spildevandscirkulæret, at amtsrådene inden den 1. juli 1975 bør have fastlagt i hvert fald foreløbige recipientkvalitetskrav for den pågældende amtskommunes vandområder.

Spildevandsbekendtgørelsen - bekendtgørelse nr. 174 af 29. marts 1974 om tilførsel af spildevand til vandløb, søer eller havet m.v. - pålægger kommunalbestyrelsen inden den 1. oktober 1976 at udarbejde en kommunal spildevandsplan. Spil-

devandsplanen skal dække hele kommunens område og bl. a. indeholde oplysninger om:

1. Hvorledes spildevandsplanen forholder sig til kommunens fysiske og økonomiske planlægning.
2. De allerede eksisterende fælles spildevandsanlæg i kommunen, herunder afgrænsning af de enkelte kloakoplande.
3. Hvorledes spildevandet i øvrigt bortskaffes i kommunen, f. eks. ved nedsivning, udsprøjtning og særskilte udledninger.
4. Hvilke områder der påtænkes kloakeret.
5. Hvorledes spildevandet påtænkes rensset.
6. Forholdene i de enkelte recipienter (vandføring, forureningsbelastning m.v.).
7. Hvilken recipient spildevandet fra de enkelte kloakoplande ønskes udledt til samt en vurdering af recipientens egnethed under hensyn til dens fastsatte anvendelsesmuligheder.

Som nævnt bør en kommunal spildevandsplan efter miljøbeskyttelseslovens § 21 også indeholde en angivelse af de områder i vedkommende kommune, hvor husspildevand uden fare for forurening af anvendeligt grundvand kan ledes til nedsivningsanlæg, jfr. bestemmelserne i nedsivningsbekendtgørelsen. Det skal her bemærkes, at gennemførelsen af en hydrogeologisk kortlægning vil kunne danne grundlag for en afgrænsning af de områder, hvor husspildevand kan afledes til jorden uden risiko for forurening af anvendeligt grundvand, og grundlag for fastsættelse af beskyttelsesområder efter vandforsyningslovgivningen.

4. Anvendelse af hydrologiske data.

Den øgede indsats inden for miljøbeskyttelsesarbejdet har aktualiseret behovet for hydrologiske data og informationer til at danne led i beslutningsgrundlaget for en række sagsområder, der i henhold til miljøreformens forskellige bestemmelser skal afgøres af de offentlige myndigheder.

4.1 Hydrogeologiske kort.

Ved ansøgninger om vandindvindingstilladelser kræves oplysninger om en række forhold, der ligeledes forudsætter kendskab til de hydrogeologiske forhold. Dette gælder oplysninger om muligheden for at fremskaffe de vandmængder, der påtænkes indvundet, det påregnede opland for indvindingen og ved vandindvinding fra vandløb kræves oplysninger om vandløbets afstrømningsområde, der for så vidt angår grundvandsafstrømningen kun kan fastlægges på basis af hydrogeologiske kort, og for overfladevandsafstrømninger på grundlag af afstrømningsmålinger.

I afgørelsen i tilladelsessager skal der tages stilling til en række forskellige spørgsmål der også fordrer hydrologisk og hydrogeologisk kendskab til området. Dette gælder angivelsen af den tilladte indvinding, hvilke grundejere og brugere m.v., der berøres af det nye vandindvindingsanlæg samt stillingtagen til hvilke undersøgelser og målinger m.v., der skal foretages for at skaffe grundlag for bedømmelse af anlæggets indvirken på andre vandforsyningsinteresser. Endvidere skal der i afgørelsen fastlægges grænser for indvindingsoplandet og eventuelle beskyttelsesområder.

Desuden omfatter vandforsyningsloven en række problemkredse, der kan være aktuelle i de enkelte indvindingssager og hvis saglige indhold hviler helt eller delvis på de faktiske hydrologiske forhold i området. Eksempelvis kan nævnes tilfælde hvor flere ansøgere søger om vandindvindingstilladelse fra samme grundvandsområde, eller tilfælde hvor det skal afgøres, om et områdes vandforsyningsstruktur skal baseres på enkelte centrale vandværker eller på en mere spredt vandforsyning. I denne forbindelse bør også nævnes tilfælde, hvor der skal tages stilling til nedsættelse eller bortfald af hidtidige vandforsyningstilladelser, samt tilfælde hvor myndighederne skal tage stilling til, om der er nærliggende fare for at et vandforsyningsanlæg kan blive sundhedsfarligt.

Det er klart, at en saglig afgørelse af de nævnte spørgsmål,

normalt vil kræve hydrologiske informationer, vel først og fremmest hydrogeologiske data, men i det samlede billede indgår naturligvis også andre hydrologiske parametre såsom nedbør, fordampning og afstrømning.

Det må anses for overordentlig vigtigt, at den hydrologiske sagkundskab inddrages i arbejdet når amtsrådene med bistand fra kommunalbestyrelserne skal iværksætte en vandforsyningsplanlægning på grundlag af undersøgelser over de vandmængder, der vil være til rådighed for kommunernes vandforsyning. Dette er ikke mindst vigtigt, når man tager i betragtning, at de gennem de senere års indsats, f. eks. i forbindelse med IHD-programmet, er gjort betydelig fremskridt inden for de forskellige hydrologiske dicipliner, således at kendskabet til de konkrete forhold og anvendelige metoder ved hydrologiske undersøgelser er væsentlig bedre i dag end for blot få år siden.

Behovet for, at de senere års hydrologiske landvindinger inddrages og udmyntes i de kortlægninger og undersøgelser m.v. der må antages at blive igangsat i de kommende år som et led i miljøbeskyttelsesarbejdet understreges af, at hydrologiske informationer, der er tilvejebragt i et øjemed, ofte også vil være af værdi ved afgørelser i andre sagsområder.

Som eksempler på sådanne sagsområder, der efter den gældende lovgivning skal varetages af de forskellige offentlige myndigheder kan nævnes spørgsmål om nedgravede olietanke, der efter bekendtgørelsens bestemmelser i visse tilfælde kræver hensyntagen til vandforsyningsforholdene, etablering af nedsivningsanlæg, der ofte kun kan ske på basis af en konkret vurdering bl. a. af risikoen for grundvandsforurening, godkendelse af særlige forurenende virksomheder, der i visse tilfælde kan tænkes at rumme risiko for grundvandet, hensyntagen til grundvandsinteresserne ved udvinding af råstoffer, placering af deponeringssteder for affald etc.

For en række af disse sagsområder gælder formentlig, at de ofte ikke i sig selv kan bære de økonomiske omkostninger, der er forbundet med at fremskaffe det fornødne datamæssige grundlag for en vurdering af hvilke dispositioner, der er nødvendige af hensyn til vandforsyningsinteresserne og lignende. Men såfremt man også her vil kunne drage nytte af informationer af hydrologisk art, der er tilvejebragt i andet øjemed, f. eks. til vandforsyning, er mulighederne for at få sådanne sager afgjort på sagligt grundlag selvfølgelig væsentlig større.

4.2 Recipientkvalitetskortlægning.

De områder der hidtil er berørt vedrører i første række grundvandsforhold, hvilket vel ikke er ganske urimeligt, da vandforsyningen i Danmark i langt overvejende grad er baseret på grundvand. Derfor er der i den gældende lovgivning lagt særlig vægt på beskyttelsen af grundvandsressourcen.

Miljøbeskyttelsesreformen tager imidlertid også i høj grad sigte på at værne vore søer og vandløb - overfladevandsrecipienterne - dels mod forurening og dels mod udtørring.

For recipienternes vedkommende har naturligvis vandføringen en overordentlig stor interesse, når man skal bedømme recipientens egnethed til at modtage spildevand.

For at kunne bedømme opspædningsgraden ved udledning af spildevand til vandløb må der redegøres for medianværdien af de årlige minimumsvandføringer, betegnet "medianminimum".

Ved udledning af spildevand til søer må der tilvejebringes oplysninger til bedømmelse af søens egnethed som recipient under hensyntagen til bl. a. søens til- og afstrømningsforhold, vandudskiftning og strømforhold i søen.

Ved udledning af spildevand til havet må der redegøres for strømforhold, vandskifte m.v. omkring udløbsstedet, for at

kunne bedømme fortyndingszonens udstrækning og gunstigste beliggenhed.

Drejer det sig om indvinding af drikkevand fra vandløb, er vandføringen naturligvis også af primær interesse, men her-til kommer spørgsmål om hvilken effekt et sådant projekt vil få på områdets hydrologi som helhed, altså samspillet mellem de forskellige hydrologiske kredsløb.

Lignende komplekse forhold har vi, som tidligere nævnt, når det drejer sig om grundvandsindvindingens indflydelse på vandløbenes vandføring. Dette er et område man vel hidtil i nogen grad har forsømt, men det er rimeligt at antage at interessen for spørgsmålet vil stige i de kommende år. Når man står i den situation at skulle afveje de forskellige interesser mod hinanden er det imidlertid vigtigt at kunne disponere ud fra kendskab til de faktiske hydrologiske forhold, og de enkelte parametres gensidige indflydelse.

5. Slutning.

De vil af det nævnte se, at de problemer hydrologien normalt beskæftiger sig med er af stor interesse ved administrationen af den gældende lovgivning, og det må skønnes at interessen vil stige efterhånden som miljøbeskyttelsesreformens intentioner skal omsættes i praksis.

Det er på denne baggrund glædeligt at kunne konstatere, at man blandt hydrologer har gjort gode fremskridt inden for faget i de senere år.

Det største problem er derfor måske at få den faglige kunnen inddraget i det praktiske administrative arbejde, og her må et af midlerne være et tættere samarbejde og en nærmere forståelse mellem de administrative instanser og de faglige institutioner m.v. der arbejder med og besidder indsigt i de hydrologiske problemer.

Love, bekendtgørelser og cirkulærer
af særlig betydning for hydrologien: (fra 1. oktober 1974):

Lov nr. 372 af 13. juni 1973 om miljøbeskyttelse.

Bkg.nr. 523 af 26. september 1973 af Vandløbsloven.

Bkg.nr. 524 af 26. september 1973 af Lov om vandforsyning.

Lov nr. 375 af 13. juni 1973 om lands- og regionplanlægning.

Lov nr. 285 af 7. juni 1972 om udnyttelse af sten, grus og
andre naturforekomster i jorden og på søterritoriet.

Bkg.nr. 445 af 1. oktober 1972 af lov om naturfredning.

Bkg.nr. 171 af 29. marts 1974 om kontrol med oplag af olie m.v.

Bkg.nr. 172 af 29. marts 1974 om etablering af nedsivningsanlæg.

Bkg.nr. 173 af 29. marts 1974 om etablering af nedgravede
sam letanke for husspildevand.

Bkg.nr. 174 af 29. marts 1974 om behandling af sager om til-
førsel af spildevand til vandløb, søer eller havet m.v.

Bkg.nr. 176 af 29. marts 1974 om godkendelse af særlig foru-
renende virksomheder m.v.

Bkg.nr. 177 af 29. marts 1974 om tilsyn med spildevandsanlæg
og med forurening af vandområder.

Bkg.nr. 180 af 29. marts 1974 om behandling af sager om til-
ladelse til vandindvinding efter vandforsyningslovens
§§ 13 og 36.

Bkg.nr. 179 af 29. marts 1974 om tilsyn med vandforsynings-
anlæg.

Cirkulære af 17. april 1974 om behandling af vandforsynings-
spørgsmål efter den ændrede vandforsyningslovgivning.

Cirkulære af 17. april 1974 om spildevand.

A METHOD OF CALCULATING THE HYDRAULIC PROPERTIES OF ESKER AQUIFERS

GUNNAR GUSTAFSON, VIAK AB, STOCKHOLM

SWEDEN

Summary

This paper describes a new method for calculating the hydraulic properties of esker aquifers, based on the assumption that the groundwaterflow by pumpage in an esker mainly is onedimensional. By doing this approximation the influence of the boundaries of the aquifer will be taken care of at the evaluation of the hydraulic parametres. As an example of the applicability of the method a short description of a performed pumptest is given.

Notation

B	(m)	Channel width
D(w)		Drain function
Q	(m ³ /s)	Pumpage from a well
Q ₀	(m ³ /s)	Flow in an esker
r	(m)	Distance from pumping well
s	(m)	Draw down
S	(m ³ /m ²)	Storage coefficient
SB	(m)	Channel storage
t	(min)	Pumping time
T	(m ² /s)	Transmissivity
TB	(m ³ /s)	Channel conductivity
W(u)		Well function
x	(m)	Parallell distance from pumping well

Introduction

The traditional methods of calculating the hydraulic properties of an aquifer based on data from non-steady state pump tests are mainly applicable to two-dimensional aquifers. Methods to evaluate hydraulic boundaries and other inhomogenities are existing but are very difficult to apply if the aquifer geometry leads to infinite series of boundaries generated by the mirror well theory.

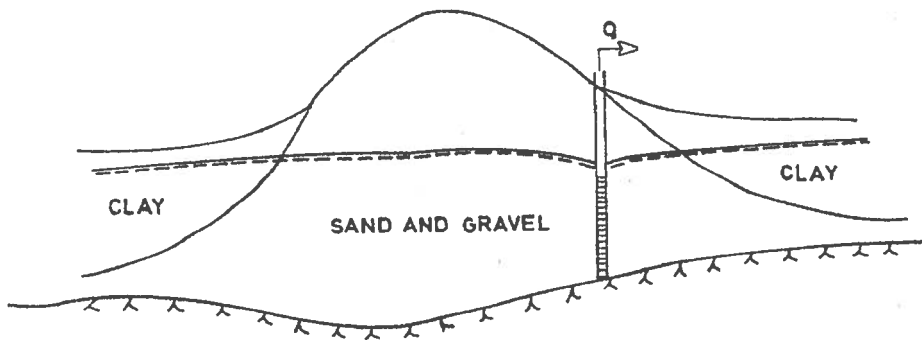


Fig. 1. Typical profile of an esker

Figure 1 shows a somewhat simplified profile across an esker, which can be defined as a ridge formed deposition of glaciofluvial sand and gravel. In its most typical form it is deposited below the highest shore level and is surrounded by fine grained sea or lake sediments (clay-silt). The coarse sediments of the esker core have very high permeability and the eskers form excellent aquifers of big importance for the water supply in central Sweden.

The hydraulic properties of an esker

As can be seen from figure 1 the geological features of an esker will give some important difficulties for the determination of the hydraulic properties. The reasons for this can be summarized as follows:

- 1 Unconfined aquifers. The central part of the esker is often unconfined which will introduce the problem of delayed yield during pumpage.
- 2 High transmissivity. The high transmissivity of an esker will give a very fast spreading of the cone of depression and successively a fast reaction from the boundaries.

- 3 Inhomogenities. 1 The homogeneity across the esker often is poor and difficult to judge. Along its direction the homogeneity often is rather good.
- 4 Hydraulic boundaries. The esker is always bounded by two more or less parallell hydraulic boundaries which will introduce an infinite series of image wells to the analysis of the hydraulic properties.

The difficulties that these conditions will give are firstly that the influence from the boundaries will appear during the delayed yield periode which will give problems to separate the different mirror wells. Secondly also the mirror wells will be influenced by delayed yield.

Some typical magnitudes of the hydraulic parameters for an esker can be given:

Transmissivity	$T = 0.1 - 0.6 \text{ m}^2/\text{s}$
Specific yield	$S_y = 0.1 - 0.2$
Storage during delayed yield periode	$S_a = 10^{-4} - 10^{-3}$

With this magnitude of the hydraulic parametres an example can illustrate the problems of a hydraulic evaluation by traditional methods.

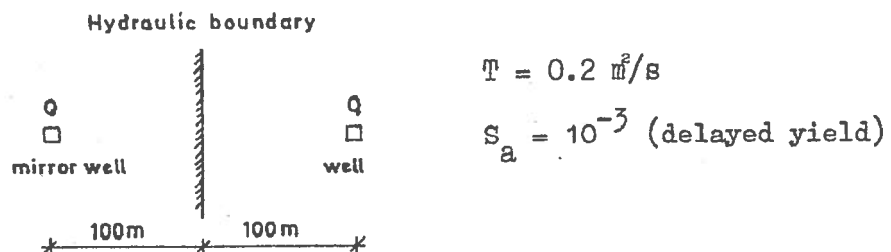


Fig. 2. Location of the closest mirror well by pumpage in an esker.

The time for the influence from the mirror well to show up at the pumpage well under the conditions given in figure 2 can approximately be calculated using Jacob's formula:

$$S_a = \frac{135 T t_0}{r^2} \qquad t_0 = \frac{S_a \cdot r^2}{135 T}$$

In this case the time will be $t = \frac{10^{-3} \cdot 200^2}{135 \cdot 0.2} = 1.5$ minutes.

From this it can be understood that the evaluation of the hydraulic properties of the aquifer is impossible if not a method that involves the influence of the boundaries is used.

Flow in a ground water channel

The width of an esker is normally about 300-600 m but the length of its individual ground water basins can often extend to several kilometres. Therefore an aquifer of this type can be regarded as one dimensional except for the vicinity of the pumpage well.

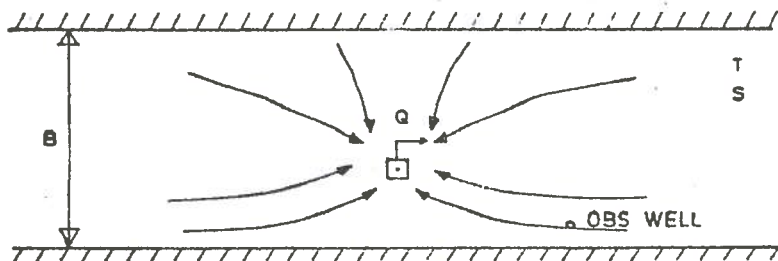


Fig. 3 Flow in an esker by pumpage from a well.

As can be seen from figure 3 the radial flow close to the well will be parallel to the boundaries if the distance to the observation well is long enough. For these observation wells the esker can be regarded as a one dimensional system and the pumpage well can be replaced by ditch across the esker with the same pumpage. The auxiliary hydraulic system is shown in figure 2.

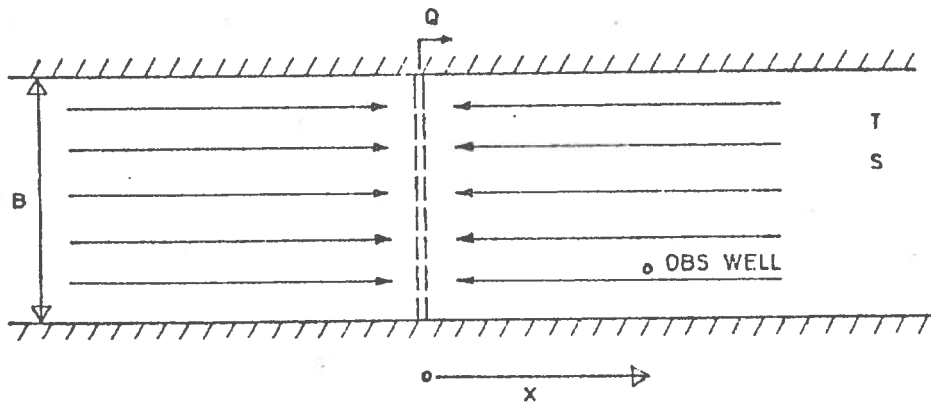


Fig. 4. Auxiliary hydraulic system for calculating the hydraulic properties of an esker.

The development of a flow equation for the auxiliary system can be made under the following assumptions:

The aquifer is homogeneous, isotropic and of infinite extension, the discharging drain completely penetrates the aquifer, the aquifer is bounded by impermeable strata above and below, the flow is laminar and unidimensional, the release of water from storage is instantaneous and in proportion to the decline in head, and the drain discharges water at a constant rate. Under these condition the flow in the auxiliary system leads to the following differential equation by non-steady state conditions:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

$$h(x, 0) = h(\infty, t) = h_0 \quad (2)$$

$$\frac{\partial h}{\partial x}(0, t) = - \frac{Q}{2TB} \quad (3)$$

This equation has been solved by Edelman (1947) and Ferris (1949). The solution will be of the following kind:

$$s = \frac{1}{2\sqrt{\pi}} \cdot \frac{Qx}{TB} \cdot D(w) \quad (4)$$

$$w = \frac{x^2 S}{4Tt} \quad (5)$$

$$D(w) = \frac{e^{-w}}{\sqrt{w}} - \sqrt{\pi} + 2 \int_0^{\sqrt{w}} e^{-x^2} dx \quad (6)$$

The function $D(w)$ has been tabulated by the author and is given in appendix 1.

The drain function can be plotted in the same manner as Theis' well function. See figure 5.

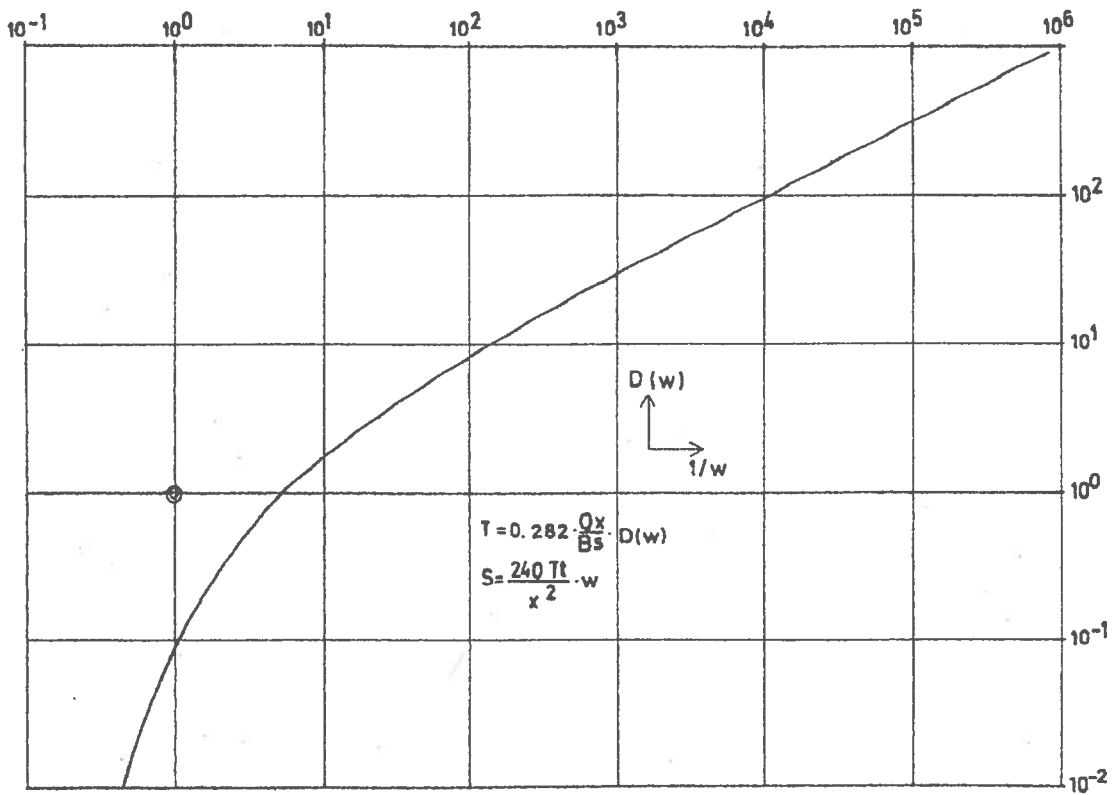


Fig. 5. Non-steady-state type curve for channel flow.

Applicability of the type curve

Since flow in the aquifer is radial close to the pumpage well, the developed equation will not be applicable in this area. If the hydraulic properties of the channel are known the drawdowns for a random point can be calculated by a mathematical model, se figure 6.

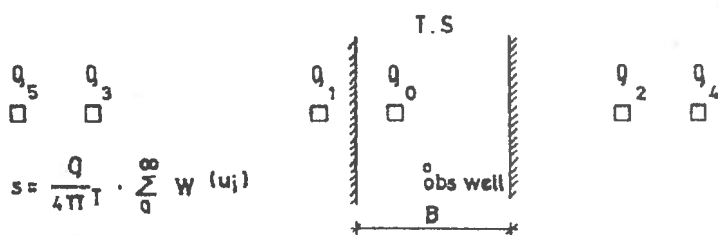


Fig. 6. Mathematical model of channel aquifer.

With this type of model the drawdowns calculated by the drain function and the mathematical model can be calculated for different locations of the pumpage well, different distances from the pumpage well and for different values of w. The results can be shown as a series of distance draw down diagrams of which an example is given in figure 7.

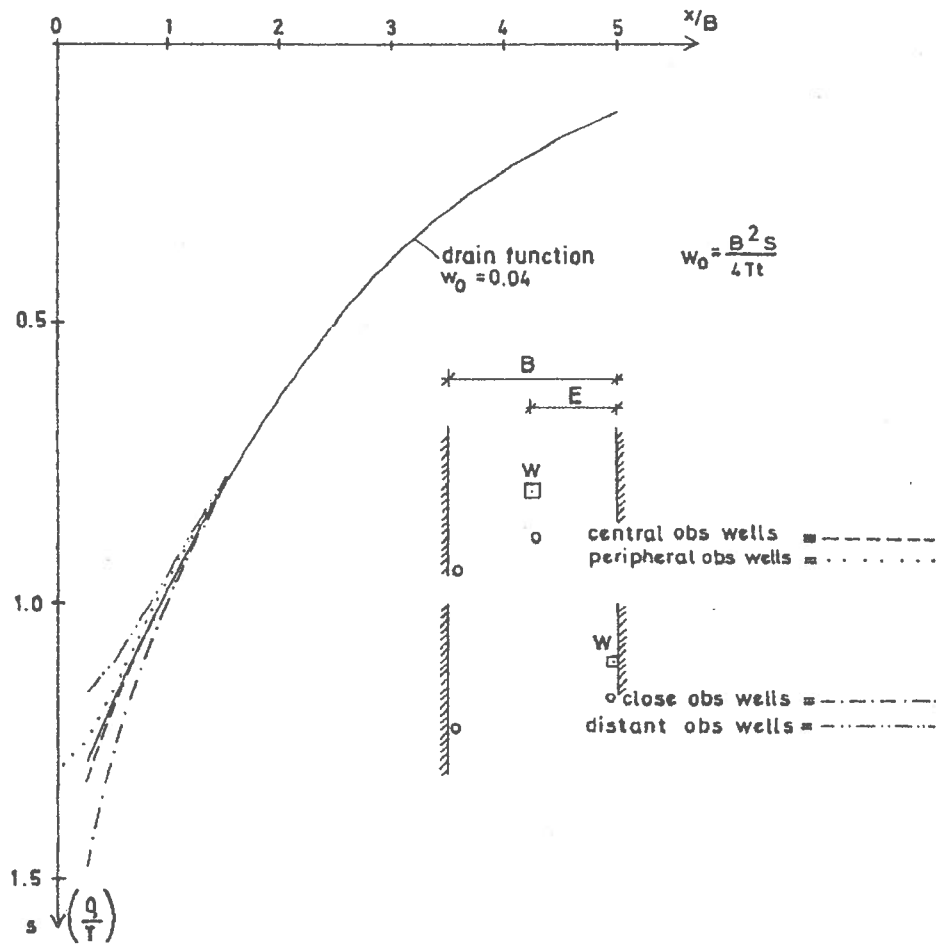


Fig. 7. Distance-drawdown diagram for a channel aquifer.

The analysis has shown that for $x > (B-E)$ the difference between the drain function and the mathematical model will be so small that an application of the theory with good accuracy is possible.

Evaluation of the hydraulic properties of an esker

Time-drawdown analysis

If the equations (4) and (5) are rearranged and taking the log of both sides there follows:

$$\log s = \log \left(\frac{1}{2\sqrt{\pi}} \cdot \frac{Qx}{TB} \right) + \log D(w) \quad (7)$$

$$\log t = \log \left(\frac{x^2 S}{4T} \right) + \log 1/w \quad (8)$$

For a given test the bracketed parts of equations (7) and (8) are constant and $\log D(w)$ is related to $\log 1/w$ in the same manner as $\log s$ is related to $\log t$. If draw-down data are plotted versus the pumping time on a logarithmic paper with the same log scale as the type curve, figure 5, a determination of the hydraulic properties similar to Theis' match point method is possible.

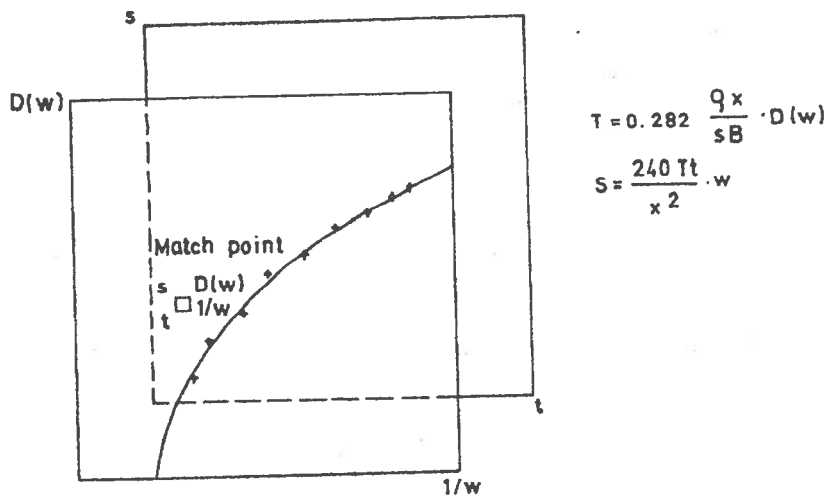


Fig. 8. Time-draw-down analysis for a channel aquifer.

If pumping time is written in minutes and pumpage in m^3/s the transmissivity and storage can be calculated by the formulas given in figure 8.

Distance - drawdown analysis

If the equations (4) and (5) are rearranged and taking the log of both sides there follows:

$$\log \frac{s}{x} = \log \left(\frac{1}{2\sqrt{\pi}} \cdot \frac{Q}{TB} \right) + \log D(w) \quad (9)$$

$$\log x^2 = \log \left(\frac{4Tt}{S} \right) + \log w \quad (10)$$

For a given time of a pump test the bracketed parts of equations (9) and (10) are constant and successively $\log D(w)$ and $\log w$ are related to each other as $\log s/x$ to x^2 . A logarithmic plot of s/x versus x^2 would therefore be possible to fit towards a type curve of $D(w)$ versus w in order to determine the hydraulic parameters T and S . If pumping time is written in minutes and pumpage in m^3/s the parameters, can be calculated by the formulas given in figure 9.

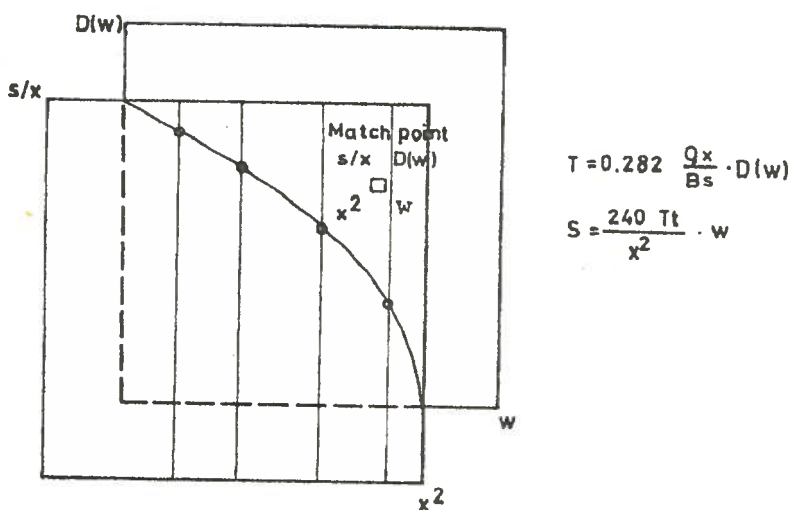


Fig. 9. Distance drawdown analysis for a channel aquifer.

Pump test of the esker Dalkarlsåsen at Heby, Uppsala county, Sweden

As an example of the applicability of the above described method a short description of a pump test of an esker aquifer will be given.

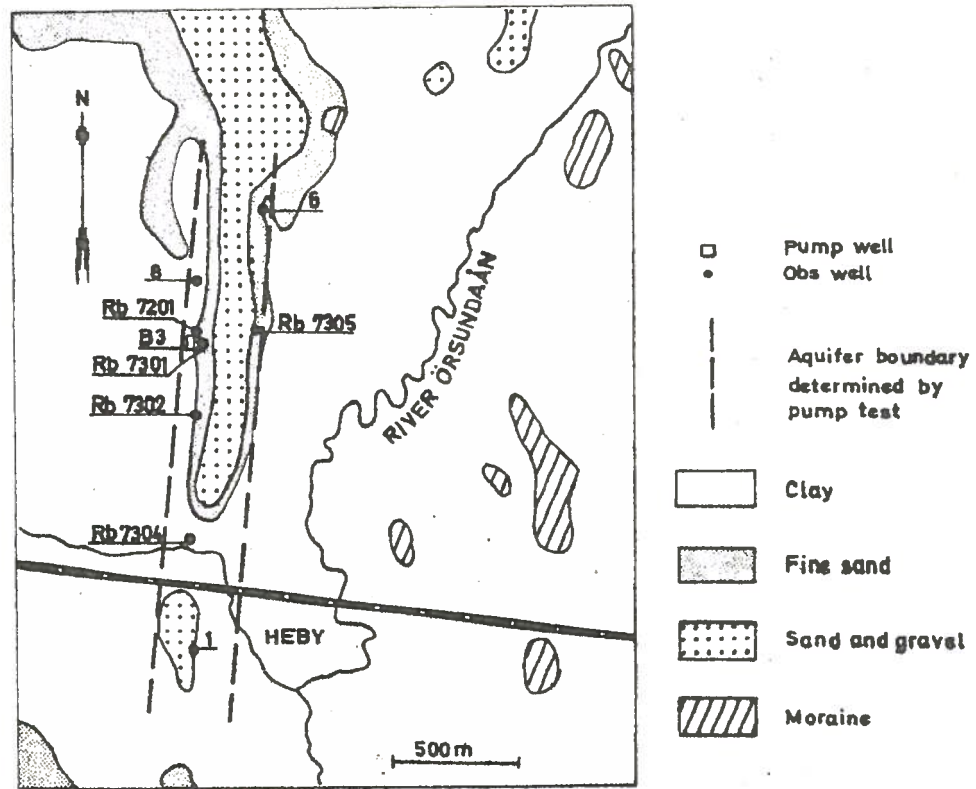


Fig. 10. Geological map of the Heby area, scale 1:30 000

Hydrogeology

The esker Dalkarlsåsen is one of the biggest eskers of the Mälarm-basin of central Sweden. It has a total length of ca 200 km but hydrogeologically it is divided into basins of a length of 2-20 km. The width of the esker is normally about 200-400 m and the total thickness of its coarse sediments are at an average 20-50 m.

In the investigation area at Heby the esker is located to the valley of the small river Örsundaån. Hydrogeologically the investigated part is the most northern part of an esker basin which ends up with the big spring at Flosta about 13 km south of Heby. This spring normally discharges over 100 l/s and gave before the water power to a small mill.

Figure 10 shows a geological map of the investigation area. The esker has a north-south direction and north of the small town of Heby it shows as a ridge with a height of about 30 m above the surrounding plain. South of Heby it is partly covered by fine grained sediments but from several drillings the continuity of the coarse sediments is known. The ground water level in the Heby area is about +34 masl and the ground water flows towards the south. The water level of the river Örsundaån is about 15 m higher ground water level.

The water supply for the community of Heby was before arranged by wells close to the church, B1 and Holmens Hage, B2 close to obs well 8. Because of the dry years 1970-1972 the shallow well B2 got a decreased yield and in 1973 a deep well B3 was built. The well B3 has a total depth of 30 m and screen length of 7 m. The drilling diameter is 600 mm and the well has a gravel pack filter. The maximum yield of the well is about 100 l/s.

Pump test

In August 1973 a pump test with a duration of 10 days was performed by using the new well B3. The pumpage was held constant at 50 l/s during the test. In order to secure the water supply for the community the old wells were pumped at a constant rate slightly above the average water demand. This pumpage was started a week before the start of the pump test.

Observation network

During the hydrogeological investigation of the area totally 5 drillings were made which together with existing wells were used for observations during the pump test. The locations of the wells are showed on figure 10. The properties of the wells are given in the table on next page:

in the table below:

Obs well	Distance from B3 r(m)	Bench mark level h(m)	Total depth d(m)	Ground water level h(m)	Total draw down s(m)
1	1 022	50.70	-	34.03	0.224
6	470	52.28	-	34.14	0.224
8	375	57.91	-	(33.98)	0.415
Rb 7201	53.5	51.76	30.9	34.19	0.420
Rb 7301	0.6	50.50	32.5	34.15	0.421
Rb 7302	245	52.97	21.8	(33.71)	0.197
Rb 7304	632	50.65	25.8	34.10	0.324
Rb 7305	157	58.91	28.1	34.20	0.349

The observation well Rb 7205 was however broken during the drilling work and answered poorly to the drawdown during the pump test. Also the old well 6 which had not been used for several years was not working properly.

Evaluation of the hydraulic properties

The data curves for the draw down periode are of two types either for wells which are far from the pumping well which are possible to evaluate directly with the channel type curve or wells close to the pumping well which are not possible to use directly. It is however possible to show that they will have an asymptote with the equation:

$$s_o = \frac{Q}{B\sqrt{\pi}} \cdot \sqrt{\frac{t}{S \cdot T}} \quad (\text{Edelman 1947})$$

Figure 11 shows the data curve of observation well 8. This well is situated relatively far from the pumping well and the channel type curve can be directly used. Since the width of the ground water channel is not known only the transmissivity multiplied by the width, TB = channel conductivity, and the storage multiplied by the width, SB = channel storage, can be calculated. In figure 11 a delayed yield periode of about 200 min shows clearly.

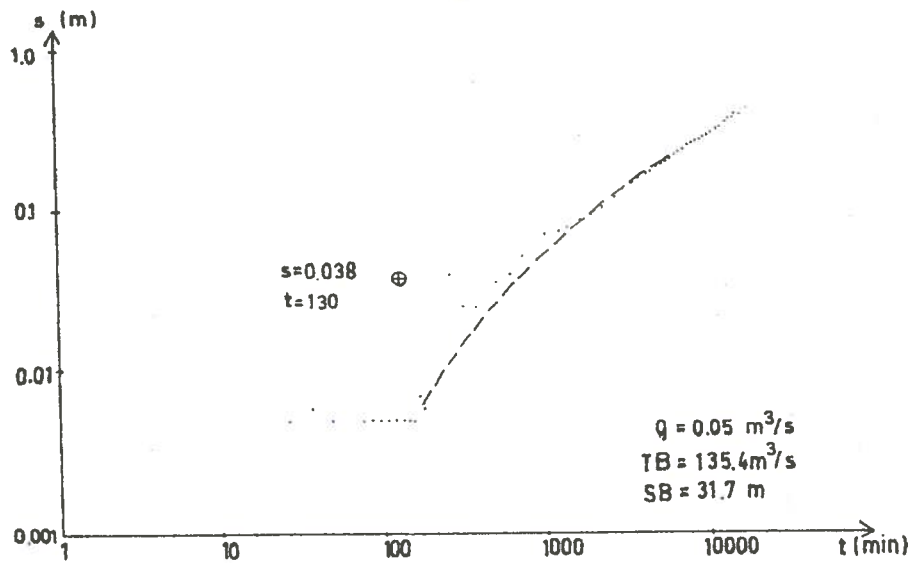


Fig. 11. Data curve for observation well 8.

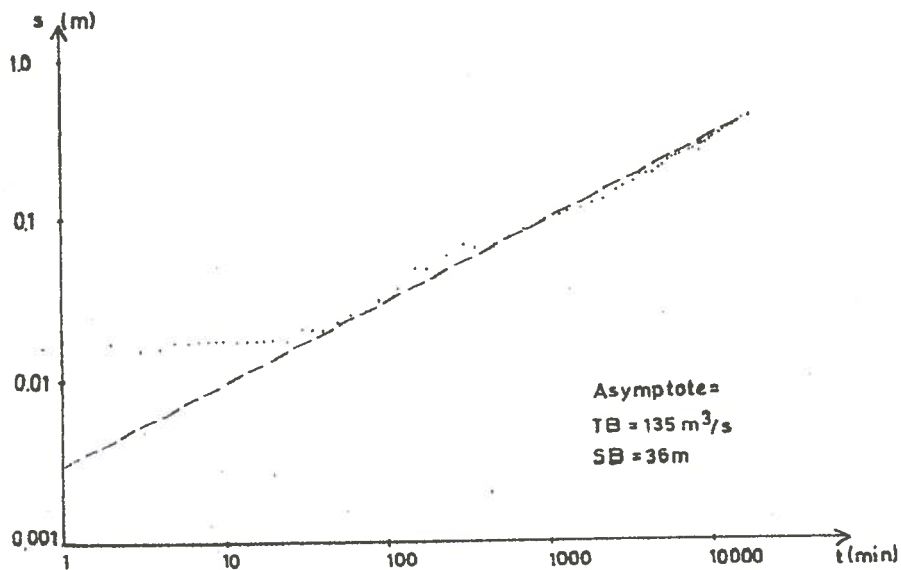
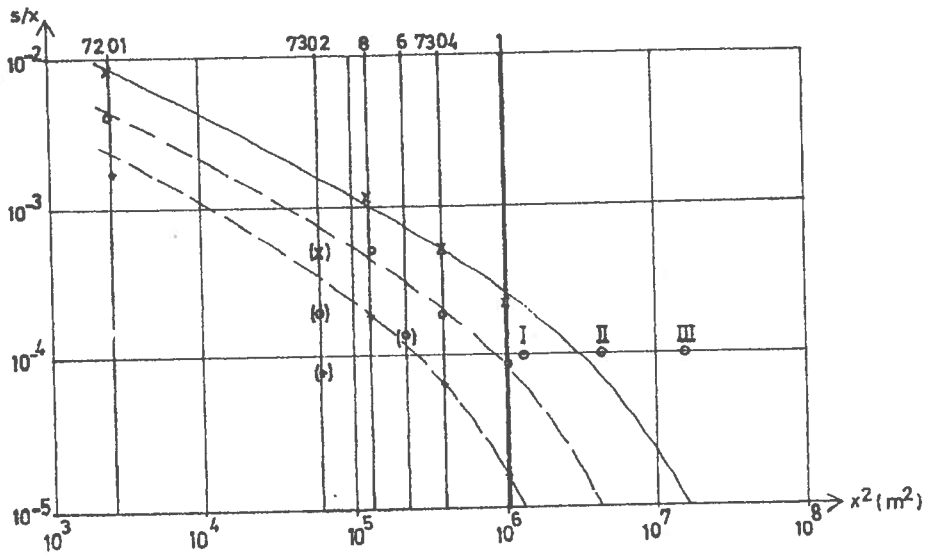


Fig. 12. Data curve for observation well Rb 7301.

Figure 12. shows the data curve for observation well Rb 7301. This well is situated close to the pumping well and therefore only an assumed asymptote can be calculated.



$Q = 0.05 \text{ m}^3/\text{s}$

MP	t (min)	s/x	x^2 (m^2)	TB (m^3/s)	SB (m)
I	950	$1.05 \cdot 10^{-4}$	$1.34 \cdot 10^6$	134.3	22.8
II	5100	$1.05 \cdot 10^{-4}$	$4.40 \cdot 10^6$	134.3	37.4
III	17270	$1.05 \cdot 10^{-4}$	$16.0 \cdot 10^6$	134.3	34.8

Fig. 13. Distance draw down analysis of pump test data.

Figure 13 shows a distance draw down analysis of pump test data for three different pump times. As can be seen from the figure the broken well Rb 7305 does not fit to the curves. The other wells however show a good fit and give practically the same result as the time-draw down analysis. A summary of calculated values is given in the table on next page.

Obs well	Distance from B3	Channel conductivity TB(m ² /s)	Channel storage SB(m)
7301	0.6	135 ^x	36 ^x
7201	53.3	135 ^x	36 ^x
7305	157	135 ^x	36 ^x
7302	245	-	-
8	375	135.4	31.7
6	470	-	-
7304	632	193.7	37.3
1	1022	148.4	34.1
Distance-draw down			
	950 min	134.3	22.8
	5100 min	134.3	37.4
	17270 min	134.3	34.8

^x asymptote calculation

In order to determine the transmissivity of the aquifer a distance draw down analysis for observation wells close to the pumping well has been made. The result shows that the aquifer has a transmissivity $T = 0.59 \text{ m}^2/\text{s}$ in the vicinity of the well. The approximate channel width can be calculated as $TB/T = B = 230 \text{ m}$. This figure has to be compared with the geological features of the aquifer and the agreement is very good. The calculated position of the boundaries are shown in figure 10.

The average storage of the aquifer can be calculated as $SB/B = S_y = 0.16$.

Mathematical model

Since the hydraulic parameters, T and S_y , and the geometry of the aquifer are known a check up of the found values by a mathematical model can be made. The drawdowns has been calculated for 950, 5100, and 17270 minutes pumpage and using the geometry of figure 10, $T = 0.59 \text{ m}^2/\text{s}$, and $S_y = 0.16$. The results of the calculations are showed in the table below.

Obs well	Distance from B3 r(m)	950 min Draw down		5100 min Draw down		17270 min Draw down	
		calculated s(m)	measured s(m)	calculated s(m)	measured s(m)	calculated s(m)	measured s(m)
7201	53.3	0.09	0.09	0.22	0.20	0.40	0.42
7301	0.6	0.14	0.10	0.26	0.21	0.45	0.42
7304	632	0.02	0.04	0.12	0.12	0.29	0.32
7305	157	0.08	0.06	0.20	0.16	0.38	0.35
8	375	0.04	0.07	0.16	0.19	0.34	0.42
1	1022	0.00	0.02	0.08	0.09	0.24	

The results show a good agreement between calculated and measured draw downs and the found hydraulic properties of the aquifer can therefore be used for prediction of draw downs caused by pumpage.

Summary of the analysis

The analysis of pump test data from the esker Dalkarlsåsen at Heby has shown that the aquifer has a transmissivity $T = 0.59 \text{ m}^2/\text{s}$ and a storage coefficient $S_y = 0.16$. The aquifer width has been determined to 230 m.

The ground water flow along the esker depends on the flow gradient and the transmissivity and width of the ground water channel. For the investigated parts the mean gradient $i = 0.13 \text{ ‰}$ has been determined from previous level measurements. The flow in the esker can then be determined as $Q = TB \cdot i = 0.018 \text{ m}^3/\text{h}$.

A calculation has also shown that bigger amounts of ground water is possible to withdraw from the area on behalf of the flow from the Flosta spring. This withdrawal will however induce permanent draw downs of the ground water level of the aquifer. The aquifer thickness is however so big that the risk for overdrafts is very small.

Litterature

- (1) Boulton, N S: Analysis of Data from Non-equilibrium Pumping Tests Allowing for Delayed Yield from Storage (Proceedings, British Institute for Civil Engineers, Paper No 6693)
- (2) Edelman, J H E: Over de berekeningen van grondwaterstromingen (Doctoral Thesis, Delft, 1947)
- (3) Ferris, J G, Knowles, D B, Brown, R H and Stallman, R W: Theory of aquifer tests (US Geological Survey Water-Supply Paper 1536-E, Washington 1962)
- (4) Huisman, L: Groundwater Recovery (Mac Millan, London 1972)

D(W*10)	P	PA-5	PA-4	PA-3	PA-2	PA-1	PAU	W	D(W*10)	P	PA-5	PA-4	PA-3	PA-2	PA-1	PAU
0.1	995.2285	314.4584	98.2375	29.8519	8.3275	1.7008	5.1	138.2626	42.5308	12.3017	2.8755	0.2669	0.0002			
0.2	705.3357	221.0368	68.9523	20.6329	5.4395	0.8964	5.2	136.9096	42.1032	12.1670	2.8389	0.2780	0.0002			
0.3	575.5795	180.6072	55.8798	16.5397	4.1733	0.5751	5.3	135.5953	41.6677	12.0363	2.7994	0.2710	0.0001			
0.4	498.2295	156.3477	48.2475	14.1021	3.4262	0.4021	5.4	134.3176	41.2839	11.9092	2.7611	0.2635	0.0001			
0.5	445.4433	139.6559	42.8712	12.4403	2.9214	0.2953	5.5	133.0749	40.8911	11.7856	2.7239	0.2563	0.0001			
0.6	406.4782	127.3347	39.0768	11.2148	2.5256	0.2240	5.6	131.8656	40.5089	11.6653	2.6877	0.2494	0.0000			
0.7	376.1946	117.7587	36.0504	10.2634	2.2687	0.1739	5.7	130.6883	40.1368	11.5482	2.6525	0.2427	0.0001			
0.8	351.7837	110.0350	33.6111	9.4972	2.0422	0.1374	5.8	129.5415	39.7743	11.4342	2.6183	0.2364	0.0001			
0.9	331.5638	103.6462	31.5906	8.8631	1.8564	0.1100	5.9	128.4241	39.4211	11.3231	2.5850	0.2300	0.0001			
1.0	314.4594	98.2375	29.8519	8.3273	1.7008	0.0890	6.0	127.3347	39.0740	11.2148	2.5525	0.2240	0.0000			
1.1	299.7422	93.5642	28.4116	7.8668	1.5685	0.0727	6.1	126.2722	38.7413	11.1092	2.5209	0.2182	0.0000			
1.2	286.9061	89.5255	27.1296	7.4655	1.4539	0.0598	6.2	125.2355	38.4134	11.0062	2.4901	0.2126	0.0000			
1.3	275.5812	85.9447	25.9986	7.1116	1.3539	0.0493	6.3	124.2236	38.0935	10.9074	2.4600	0.2072	0.0000			
1.4	265.4923	82.7549	24.9910	6.7971	1.2658	0.0413	6.4	123.2355	37.7813	10.8074	2.4307	0.2019	0.0000			
1.5	256.4303	79.8094	24.0861	6.5146	1.1874	0.0346	6.5	122.2703	37.4762	10.7115	2.4020	0.1964	0.0000			
1.6	248.2315	77.0271	23.2675	6.2592	1.1174	0.0291	6.6	121.3271	37.1781	10.6178	2.3741	0.1912	0.0000			
1.7	240.7672	74.3970	22.5223	6.0197	1.0534	0.0245	6.7	120.4051	36.8867	10.5262	2.3468	0.1872	0.0000			
1.8	233.9340	72.0765	21.8441	5.8148	1.0034	0.0200	6.8	119.5036	36.6018	10.4366	2.3202	0.1826	0.0000			
1.9	227.6476	70.0789	21.2126	5.6197	0.9565	0.0176	6.9	118.6217	36.3231	10.3491	2.2943	0.1782	0.0000			
2.0	221.6388	68.3523	20.6329	5.4395	0.9144	0.0153	7.0	117.7587	36.0504	10.2634	2.2687	0.1734	0.0000			
2.1	216.4500	67.2485	20.0951	5.2726	0.8765	0.0128	7.1	116.9141	35.7835	10.1795	2.2438	0.1697	0.0000			
2.2	211.4329	65.8623	19.5945	5.1173	0.8421	0.0110	7.2	116.0871	35.5221	10.0974	2.2194	0.1657	0.0000			
2.3	206.7467	64.1807	19.1289	4.9747	0.8104	0.0094	7.3	115.2772	35.2662	10.0169	2.1956	0.1618	0.0000			
2.4	202.3565	62.1927	18.6889	4.8368	0.7799	0.0081	7.4	114.4837	35.0154	9.9382	2.1723	0.1580	0.0000			
2.5	198.2325	61.4489	18.2775	4.7095	0.7477	0.0069	7.5	113.7062	34.7697	9.8610	2.1495	0.1543	0.0000			
2.6	194.3487	61.4261	17.8941	4.5890	0.7176	0.0060	7.6	112.9441	34.5289	9.7854	2.1271	0.1507	0.0000			
2.7	190.6828	59.1020	17.5244	4.4769	0.6894	0.0051	7.7	112.1969	34.2927	9.7112	2.1052	0.1472	0.0000			
2.8	187.2150	56.9057	17.1788	4.3702	0.6631	0.0043	7.8	111.4640	34.0612	9.6385	2.0838	0.1436	0.0000			
2.9	183.9282	56.9665	16.8509	4.2692	0.6384	0.0039	7.9	110.7452	33.8340	9.5671	2.0628	0.1400	0.0000			
3.0	180.8122	55.9798	16.5397	4.1733	0.6151	0.0034	8.0	109.0398	33.6111	9.4972	2.0422	0.1374	0.0000			
3.1	177.8584	55.0413	16.2437	4.0822	0.5935	0.0029	8.1	108.3476	33.3924	9.4285	2.0220	0.1342	0.0000			
3.2	175.0098	54.1471	15.9617	3.9956	0.5726	0.0025	8.2	108.6681	33.1776	9.3611	2.0022	0.1313	0.0000			
3.3	172.3109	53.2938	15.6927	3.9130	0.5519	0.0022	8.3	108.0009	32.9668	9.2949	1.9827	0.1285	0.0000			
3.4	169.7319	52.4705	15.4356	3.8341	0.5311	0.0019	8.4	107.3456	32.7598	9.2299	1.9637	0.1255	0.0000			
3.5	167.2643	51.6785	15.1897	3.7587	0.5107	0.0017	8.5	106.7019	32.5564	9.1661	1.9450	0.1227	0.0000			
3.6	164.9002	50.9911	14.9541	3.6866	0.4906	0.0014	8.6	106.0695	32.3565	9.1034	1.9266	0.1200	0.0000			
3.7	162.6326	50.2343	14.7282	3.6174	0.4712	0.0013	8.7	105.4481	32.1602	9.0418	1.9086	0.1174	0.0000			
3.8	160.4551	49.5459	14.5027	3.5511	0.4529	0.0011	8.8	104.8372	31.9671	8.9812	1.8909	0.1149	0.0000			
3.9	158.3619	48.8647	14.2821	3.4874	0.4357	0.0009	8.9	104.2367	31.7774	8.9217	1.8735	0.1124	0.0000			
4.0	156.3477	48.2475	14.1021	3.4262	0.4201	0.0008	9.0	103.6462	31.5909	8.8631	1.8564	0.1100	0.0000			
4.1	154.4077	47.6344	13.9059	3.3673	0.4051	0.0007	9.1	103.0655	31.4073	8.8056	1.8396	0.1076	0.0000			
4.2	152.5373	47.0430	13.7226	3.3105	0.3906	0.0006	9.2	102.4943	31.2268	8.7490	1.8231	0.1054	0.0000			
4.3	150.7328	46.4725	13.5429	3.2558	0.3768	0.0006	9.3	101.9323	31.0493	8.6933	1.8069	0.1031	0.0000			
4.4	148.9898	45.9216	13.3693	3.2030	0.3635	0.0006	9.4	101.3793	30.8746	8.6385	1.7910	0.1010	0.0000			
4.5	147.3054	45.3892	13.2016	3.1521	0.3507	0.0005	9.5	100.8351	30.7026	8.5846	1.7754	0.0988	0.0000			
4.6	145.6762	44.8742	13.0395	3.1029	0.3386	0.0004	9.6	100.2994	30.5333	8.5315	1.7603	0.0968	0.0000			
4.7	144.0993	44.3757	12.8825	3.0553	0.3272	0.0003	9.7	99.7720	30.3667	8.4793	1.7448	0.0948	0.0000			
4.8	142.5720	43.8829	12.7305	3.0092	0.3164	0.0002	9.8	99.2527	30.2026	8.4279	1.7299	0.0928	0.0000			
4.9	141.0916	43.4250	12.5832	2.9646	0.3044	0.0002	9.9	98.7412	30.0410	8.3772	1.7153	0.0909	0.0000			
5.0	139.6559	42.9712	12.4403	2.9214	0.2953	0.0002	10.0	98.2375	29.8819	8.3273	1.7008	0.0890	0.0000			

FAGLIGT PROGRAM

- Tirsdag 08.00 Sekretariatet åbnes for regi-
23. juli strering.
10.00 Konferencen åbnes.
Borgmester Marius Andersen
Professor H.C. Aslyng
10.30 Foredrag.
Paavo Seppänen. Sjörestaurering-
en Översikt av den nuvarande
situationen.
11.30 Foredrag.
Lars Jørgen Andersen. Grund-
vandsressourceundersøgelser
i relation til vandplanlægning
i Danmark.
12.30 Pause
14.00 Faggruppe I. Seminarer.
16.30 Pause
17.00 Foredrag.
Erling Rørdam. Den offentlige admi-
nistrations behov for hydrologiske
data og informationer.
- Onsdag 08.45 Foredrag.
24. juli Erik Ræstad. Tanker om nordisk hy-
drologisk samarbeid.
09.45 Pause.
10.30 Generalforsamling.
12.30 Pause.
13.30 Foredrag.
Poul B. Heise. Gudenåundersø-
gelsen 1973-75.
14.30 Pause
15.00 Faggruppe II. Seminarer.

Torsdag 08.30 Foredrag.
25. juli Lars N. Overrein. Luftforurensning. Virkning på skog- og fjellnaturen.
09.30 Pause.
10.00 Faggruppe III. Seminarer.
12.30 Pause.
13.30 Foredrag.
G. Sigbjarnarson. Environmental isotope techniques applied to regional ground water studies.
14.30 Pause.
15.00 Faggruppe IV. Seminarer.
17.30 Konferencen avsluttes.

Fredag Ekskursjon.
26. juli Information distribueres under konferencen.
Ekskursjonen avsluttes senest kl. 18.00.

FAGGRUPPER Reference.
Tal: Manuskriptsamlingens bind 1 eller 2;
*): Manuskriptet distribueres under konferencen.

FAGGRUPPE O FOREDRAG

Andersen, Lars Jørgen:
Grundvandsressourceundersøgelser i relation til vandplanlægning i Danmark. 428-432.

Heise, Poul B.:
Gudenåundersøgelsen 1973-75. 143-152.

Overrein, Lars N.:
Luftforurensning. Virkning på skog- og fjellnaturen. 479-487.

Røstad, Erik:
Tanker om nordisk hydrologisk samarbeid. 508-514.

Rørdam, Erling:
Den offentlige administrations behov for hydrologiske data og informationer. 515-524.

Seppänen, Paavo:
Sjörestaurering - en översikt av den nuvarande situationen. 359-380.

Sigbjarnarson, Guttormur:
Environmental isotope techniques applied to regional groundwater studies. *).

FAGGRUPPE I SEMINARER

a) Grundvandskortlægning.

Ellingsen, Knut:
Kontinuerlig vurdering av krystallin berggrunns vanngiverevne: Hydrogeologisk kart 1:50.000 over Bergenshalvøya, Norge. 52-63.

Haman, Z.:
Hydrogeologiske og grundvandshydrauliske forhold indflydelse på placering af kildepladser. *).

Perers, Jerker:
Geohydrologiska undersökningar inom området Endre-Fole-Hejnum på Norra Gotland. 231-246.

Schrøder, N.:
The hydrogeology of the Hinnerup-Trige area. Planning and protection of its ground water resources. 251-258.

b) Anvendelse af matematiske og statistiske modeller inden for hydrologien.

Airaksinen, Jussi U.:
Some theoretical and practical aspects of flow routing in long lake watercourses. 5-25.

Gottschalk, Lars; Mats Lindeberg, Lars Nordberg:
Linear analysis of groundwater level response on climatic input for different geological environments. 94-115.

Hansen, Eggert:
Inter-station correlation as a function of the averaging period. 124-130.

c) Restaurering af søer.

Laikari, H.:
Environmental impacts of Lapland's artificial lakes. 202-219.

Lemmelä, Risto, Paavo Seppänen:
Aeration tests at lake Tuusulanjärvi. 381-387.

Reinius, Erling:
Improvement of water quality in a lake used as
sewage recipient. 247-250.

FAGGRUPPE II SEMINARER

a) Overfladevands-, jordvands- og grundvandskemi.

Jensen, H.E.:
Vand og kvælstofbalance i lysimeterforsøg.
165-187.

Kohonen, Tapani:
The washing out of alkaline earths in the water-
sheds. 315-326.

Carlsson, Leif:
Groundwater with high content of chloride in a
quaternary marine clay area in western Sweden.
433-457.

Seppänen, Harri:
Microbiology of the iron cycle. 420-427.

Larsen, Viggo:
Planteproduktion i vandløb og produktionens ind-
flydelse på vandløbs næringsstofbalance. 220-230.

Jensen, J. Lundager:
Stoftransportberegninger på grundlag af diskrete
prøveudtagninger i forbindelse med kontinuerte
vandføringsserier. *).

b) Overfladevands hydrologi

Jensen, J. Lundager:
Definition og udvælgelse af vandføringsminimums-
værdier. *).

Burcharth, H.F., Torben Larsen, T. Willemoes
Jørgensen:
Bestemmelse af nettoferskvandstilgangen til
Limfjorden. 26-51.

Wingård, Bo:
Floods in Norwegian rivers. 270-288.

FAGGRUPPE III SEMINARER

a) Analyse af prøvepumpningsdata

Carlsson, Leif, Anders Carlstedt:
Estimation of the storage coefficient of the Cambrian Sandstone in the Billingen-Falbygden area Västergötland, Sweden. 458-478.

Gedda, Christer (Jerker Perers):
Geohydrological investigation of an aquifer in a sedimentary rock. 74-93.

Gustafson, Gunnar:
Evaluation of the hydraulic properties of some wells in Swedish aquifers. 388-407.

Gustafson, Gunnar:
A method of calculating the hydraulic properties of esker aquifers. 525-543.

Haman, Z.:
Pumpe- og modelforsøg som undersøgelsesmetoder til vurdering af forureningsfaren af et artesisisk grundvandsreservoir med lækage ved Rørvig, Sjælland. *).

b) Nedbørskemi.

Haapala, Kirsti:
Undersökningar av nedfallets sammansättning i Finland 1971-73. 344-358.

Søgaard, Henrik:
Den daglige variation i nedbørens NaCl-indhold, i relation til nedbørstype og den atmosfæriske strømning. 303-314.

c) Erosion, sedimenttransport og aflejring.

Granlund, Niels:
Sand med meget låg lagringstäthet. 116-123.

Hasholt, Bent:
Målinger af materialetransport og aflejring i Karlsgårde sø og dens opland. 131-142.

Høst-Madsen, M., J.J. Edens:
Sediment transport in Danish streams. 153-164.

FAGGUPPE IV SEMINARER

a) Grundvandsstrømninger og tracerundersøgelser.

Knutsson, Gert:

Tracing water flow in organic soils and in some karst areas of Sweden. 488-507.

Sellberg, Björn:

The rate of spread of fuel oil No.1. 259-269.

Sevel, Torben:

Isotoptekniske undersøgelser ved deponering af affald. 293-302.

b) Udnyttelse og beskyttelse af vandressourcer.

Andersson, Bengt:

Vattenutnyttjandet i Sverige. *).

Englöv, Peter:

Synpunkter på infiltration av avloppsvatten. 64-73.

Jäppinen, Hannu:

Planning of water quality management in Finland. 327-343.

Kinnerberg, Håkan, Gert Knutsson:

Vattenförsörjningsplanering i Kronobergs län. Sammenfattning av utförd utredning. 188-201.

Maré, Lennart de:

Some aspects on intangible benefits in water systems planning. *).

Martinell, Rudolf:

Vyredox avjärningsmetod. 408-419.