Institutionen för VA-teknik
Chalmers Tekniska Högskola
412 96 GÖTEBORG

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
GÖTEBORG
SWEDEN

OM DAGVATTNETS SAMMANSÄTTNING OCH DESS VARIATIONER

PETER LISPER

1974

OM DAGVATTNETS SAMMANSÄTTNING OCH DESS VARIATIONER

ON THE COMPOSITION OF STORM WATER AND ITS VARIATIONS

av

Peter Lisper

AKADEMISK AVHANDLING

som med tillstånd av Sektionen för Väg- och Vattenbyggnad
vid Chalmers Tekniska Högskola
framlägges till offentlig granskning
vid disputation för teknisk doktorsexamen
i ämnet Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
måndagen den 7 oktober 1974 kl. 10.15
i Palmstedtssalen, Sven Hultins gata 2, Göteborg.

Fakultetsopponent: Filosofie doktor Inge Svedung
Avhandlingsexaminator: Professor Gunnar Weijman-Hane

OM DAGVATTNETS SAMMANSÄTTNING OCH DESS VARIATIONER

ON THE COMPOSITION OF STORM WATER AND ITS VARIATIONS

Doktorsavhandling

av

Peter Lisper

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SUMMARY		IV
FÖRORD		VIII
1	INTRODUKTION	1
1.1	Aktualitet	1
1.2	Målsättning och förverkligande	2
1.3	Andra undersökningar	2
2	VERKNINGSSÄTT	6
2.1	Dagvattenavrinningens hydrologi	6
2.2	Hur och när dagvattnet blir förorenat	7
3	AVRINNINGSOMRÅDET	10
3.1	Belägenhet och utsträckning	10
3.2	Avrinning	10
3.3	Ledningsnätet	13
3.4	Meteorologiska förhållanden	15
3.5	Luftföroreningar	16
3.6	Trafikförhållanden	16
4	UNDERSÖKNINGAR AV STÖDJANDE KARAKTÄR	19
4.1	Allmänt	19
4.1.1	Analysmetoder	19
4.1.2	Analysmetodernas noggrannhet	19
4.1.3	Antal prover och analyser	20
4.1.4	Definitioner	20
4.2	Regnvatten	21
4.3	Stoftnedfall	22
4.3.1	Bakgrund och tillvägagångssätt vid provtagning	22
4.3.2	Beräkning av mängd stoftnedfall	23
4.3.3	Resultat	24

4.4	Snö	27
4.4.1	Slag av snöprover	27
4.4.2	Prover från Göteborg	28
4.4.3	Fjällprover	32
4.5	Smältvatten	35
4.6	Dräneringsvatten	38
5	UNDERSÖKNING AV DAGVATTNET	39
5.1	Regnskurarnas storlek, antal prover samt analyser	39
5.2	Provtagningsförfarande	39
5.3	Halters och vattenföringars variationer i tiden	41
5.4	Komponenternas variationer i tiden jämförda med variationen av suspenderat material	42
5.4.1	Delmängd tungmetaller som finns i suspenderad form	45
5.5	Samband mellan halter och vattenföring för enskilda regn	47
5.5.1	Halt-vattenföringssambandets beroende av markytans exponeringstid	49
5.5.2	Halt-vattenföringssambandets beroende av regnets storlek	51
5.5.3	Halt-vattenföringssambandets beroende av både markytans exponeringstid och regnets storlek	51
5.6	Medelvärdena av dagvattenkomponenternas halter	53
5.7	Vissa komponenters värden	53
5.7.1	Kadmium och krom	53
5.7.2	Syre	55
5.7.3	Biokemisk syreförbrukning	55
5.7.4	Totalhårdhet	55
5.7.5	Avsättbart	55
5.8	Samband mellan halternas medelvärden och avrinningen	56
5.8.1	Kommentarer till samband mellan vattenföring och haltmedelvärden	59
5.9	Förhållandet mellan de avrunna delmängderna av komponenter och vatten	61
5.10	Samband mellan olika komponenter	62
5.11	Komponenternas årsmängder	64
5.12	Bakterieundersökning	65
5.13	Bedömning av dagvattnets halter av olika komponenter	67

6 SLUTSATSER 70

6.1 Stoftnedfall 70

6.2 Snö 70

6.3 Smältvatten 71

6.4 Dagvattnets sammansättning 71

6.5 Rening av dagvattnet 74

SAMMANFATTNING 76

REFERENSER 79

BILAGOR

1 Diagram över nederbörd, slag av nederbörd, lufttemperatur och snödjup dag för dag för tiden maj 1970 - april 72 81

2 Analysmetoder 83

3 Diagram över stoftnedfallskomponenternas variationer samt uppgifter om medelvärden, extremvärden, relativ spridning och antal prover 86

4 Diagram över halternas variationer med vattenföringen för alla undersökta komponenter 92

5 Diagram över vissa komponenters variationer i tiden jämförda med det suspenderade materialets variationer 112

6 Regnskurarnas fördelning på olika funktions-lutningar och -lägen 116

7 Diagram över halternas medelvärden som funktioner av vattenföringen samt gränserna för 80-procentiga omspännings-intervall och antalet analyser klassvis för sambandet mellan halternas medelvärden och vattenföringen 123

8 Diagram över avrunna mängder av olika komponenter i förhållande till avrunnen vattenmängd 135

9 Samband mellan olika komponenter 139

Mångfaldigande av detta verk helt eller delvis får ej ske utan behörigt medgivande.

SUMMARY

As a result of the urbanization process and the growing area of hard surfaces on the ground in built-up areas the volume of storm water will continue to increase. The storm water studied proved to have considerably higher concentrations of certain heavy metals than biologically treated waste water. Partly for the reason given above and partly as a result of an increasing degree of treatment of waste water, storm water will have a larger share of the total load on the recipient. Furthermore storm water is drained off during short periods, while waste water has a continuos run-off with small variations. That may cause shock loads of storm water on recipients.

In addition to studying the storm water situation, this project also included auxiliary surveys of the composition of fallen snow in the area and of deposits of particulate matter.

The samples on which the results are based were collected in an area situated immediately south of the Tingstad Tunnel in Gothenburg over the period 1970-1972. The drainage basin for this storm water covers an area of 17.7 hectares. The subsoil here consists of post-glacial clay. 49.7 % of the ground surfaces is occupied by roadways and 48.0 % of grass, the remainder is occupied by railways. The grass surfaces have in most cases a moderate slope. The precipitation in Gothenburg over the period in question was around 850 mm/year. Figure 3-5 gives an indication of the situation as regards air pollution in Gothenburg (monthly means for sulphur dioxide and soot from one of the most seriously polluted locations).

Deposits of particulate matter within the bounds of the drainage basin

studied were measured by setting out a number of bowls and analysing their contents after a given period of exposure. Comparisons have shown that most of the heavy metals present in the storm water (>90 %) originated from air pollutants. This was confirmed by the study of snow composition. The results of this demonstate, for instance, that fresh snow in Gothenburg has a heavy metals content which is several times that found in fresh snow in mountain regions. The concentrations of heavy metals in snow exposed to dust deposits in Gothenburg for a period of time can be up to 100 times as great as the concentrations found in snow in the mountain regions of the country.

A certain degree of regularity has also been noted between changes in the pH index and the quantities of heavy metals in sedimented particulate matter. A change in the pH index in excess of one unit is equal on average to a 40 % change in the quantity of heavy metals present whereby a fall in the pH index means an increase in the content of heavy metals and vice versa.

Sampling of storm water was begun at the latest at the beginning of a rain and was finished, when the discharge of water measured throughout the whole rain had returned to its normal level.

The concentrations of heavy metals found in the storm water have proved to be governed by the air pollution situation, length of time during which the surface of the ground is exposed to air pollutants, plus the intensity of rainfall, its duration and the number of showers occurring. The elements of the process which are of interest in this particular case are the release effect of rain on pollutants deposited on the surface of the soil, the degree to which it succeeds in washing these pollutants out, this being a function of the release action, and the diluting effect of rainwater. The washing out and diluting action of rain was established by studying the relationships between the maximum values of rain run-off on different occasions and the maximum values of concentrations.

Approximately 90 % of the heavy metals present in this storm water were present in a suspended state during certain periods of the year.

This survey was able to show that the concentrations of heavy metals are dependent upon the heavines of the rainfall according to the equation

$$c = k \cdot \log Q + m$$

where k and m are constants if a single fall of rain is examined but assume different values for different falls of rain. The shorter the time between falls of rain, the lower will be the values of k and m ; k and m are also decreasing at increasing amount of rain (Q_{max}). In some cases, the effect of the period of exposure and the amount of rain produce contradictory results. It has been noted that with a short period of exposure and a light fall of rain the effect of the amount of rainfall is stronger than that of the length of exposure. It has also been found that with long periods of exposure and heavy falls of rain, the effect of the period of exposure is stronger than that of the amount of rainfall and even in such cases the storm water becomes heavily polluted. This applies for lead, zinc and copper and to some extent for iron. In the case of iron it has been established that with a long period of exposure and heavy rain the effect of the amount of rainfall is stronger than that of the length of the period of exposure and the storm water then contains relatively small concentrations of iron.

The equation quoted above applies when studying individual falls of rain. However, the mean for the contents of different components in relation to the discharge of water varies according to the pattern illustrated in figure 5-8-1. The concentrations reach a peak at a run-off rate of 1 - 2 l/s·hectare, once again as a result of the interplay between the release and washing out actions in the process.

The concentrations of the components are as a rule somewhat ahead of time in relation to the discharge of water. This is most marked at the beginning of a period of rainfall. The same applies for the quantities of components drained off. Figure 5-9 illustrates the high level of agreement between the different components in the relation of the quantities of individual components drained off and the amount of water drained off during a fall of rain. When, for instance, 50 % of the total amount of water present has been drained off this means that 63-67 % of the pollutants have also been drained off.

The only acceptable correlations between the different components to be found are between lead, copper and zinc on one hand, and deposited matter and permanganate consumption on the other.

The quantity of lead which drains off each year from the area studied is calculated to be 2.7 kg/hectare. The corresponding value of copper is 0.6 and of zinc 2.0 .

Storm water has also been found to obtain considerable quantities of bacteria. These bacteria enter the storm water as it drains off the surface of the soil. At small and moderate run-off values the bacteria concentrations increase with the run-off.

At present Sweden has no standards governing the amounts of pollutants permissible for storm water, but if we apply the limit values specified in other countries for contents of heavy metals in municipal and industrial waste water, we find that the contents of heavy metals recorded in the area referred to in the present report are so high that 1/3 - 2/3 of all the storm water should be receiving treatment to purify it.

FÖRORD

I föreliggande studie meddelade undersökningar har skett vid institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid Chalmers tekniska högskola. Arbetet har i hög grad underlättats genom det intresse och tillmötesgående, som visats vid Göteborgs vatten- och avloppsverk. Bearbetningen av insamlade data har till en del bekostats med anslag från Statens råd för byggnadsforskning.

Det för undersökningen av dagvattnets sammansättning och dess variationer erforderliga fältarbetet har bestått i att insamla prover på dagvatten, regnvatten, snö och stoftnedfall och därvid har vissa parametrar såsom exempelvis vattenföringen uppmätts. Proverna har sedan analyserats och erhållna data behandlats. De flesta proverna kommer från ett trafikområde omedelbart söder om Tingstadstunneln i Göteborg.

Tack riktas till institutionschefen professor Gunnar Weijman-Hane, till de personer på VA-verket jag kommit i kontakt med, till dem jag diskuterat kemiska och bakteriologiska frågeställningar med, till dem som deltagit i utförandet av analyserna och till civilingenjör Gilbert Svensson, som biträtt vid behandling av framtaget datamaterial och ritat vissa figurer.

Göteborg i januari 1974

Peter Lisper

1. INTRODUKTION

1.1 Aktualitet

Genom den fortgående urbaniseringen och genom den ökade hårdgörningen av markytorna i tätorterna kommer dagvattnet att kvantitativt tillta. Dagvattnet har visat sig ha betydligt högre halter av vissa tungmetaller än biologiskt renat spillvatten. x) Dels av dessa skäl och dels genom en allt längre driven rening av spillvattnet får dagvattnet en större del i den totala belastningen på recipienten. Därtill kommer att avrinningen för dagvattnet, som i ett radhusområde per år kvantitativt är av samma storleksordning som spillvattnet, är koncentrerad till omkring 10 % av tiden, medan spillvattnet avrinner kontinuerligt med små variationer. Detta medför chockbelastningar av dagvattnet på recipienten. Bland annat för bedömning av frågorna om dagvattnets inverkan på recipienten, dagvattnets eventuella rening och vilken fas av dagvattnet som skall renas krävs kunskap om dagvattnets sammansättning och dess variationer. När denna undersökning planerades fanns inga redogörelser om dagvattnets tungmetaller och även idag torde utländska sådana saknas.

1.2 Målsättning och förverkligande

Vid planeringen av detta arbete var målsättningen främst att undersöka dagvattnets sammansättning med avseende på tungmetallerna bly, zink, koppar och järn samt dessa metallers variationer för en typ av område. Detta har genomförts för ett trafikområde och därutöver har också många andra komponenter undersökts för att även belysa övriga egenskaper i syfte att ge en

x) Blyhalten i här undersökt dagvatten från motorvägsområde är 2 - 10 ggr så hög som i en obehandlad blandning av kommunalt och industriellt spillvatten (inkommande, Ryavarket, Göteborg, våren 1973).

bättre totalbild av detta dagvatten. Anledningen till att sådana tungmetaller som kvicksilver, krom och kadmium icke medtagits här är att tillgänglig analysutrustning icke haft tillräcklig känslighet för dessa metaller. Till följd av den stora betydelse som stoftnedfallet på markytan har på dagvattnet, har även nedfallet uppmätts och analyserats. Därutöver har snöprover undersökts dels med tanke på snöns direkta påverkan på dagvattnet och dels för uppmätning av stoftnedfallet på markytan.

1.3 Andra undersökningar

Gunnar Åkerlindh publicerade 1950 (1) uppgifter om sammansättningen på dagvatten från gator, parker m. m. i Stockholm. Avrinningsområdena var omkring 0,1 ha stora. Proverna, som togs somrarna 1945-48, analyserades med avseende på permanganatförbrukning, torrsubstans, glödgningsrest, biokemiskt syrebehov och bakteriehalt. Detta pionjärarbete har under lång tid varit grunden för bedömning av dagvattenfrågor i Sverige. Sedan de första efterkrigsåren har emellertid stora förändringar inträffat framförallt beträffande trafiken, där övergång skett från hästekipage och spårvagnar till bilar.

G. Söderlund och H. Lehtinen (2,3) undersökte 1970-71 dagvatten från ett förortsområde bland annat med avseende på tungmetaller. Området omfattade totalt 530 ha, av vilka 220 var exploaterade. Tungmetallproverna togs i slutet på ledningsnätet och representerar således vatten från hela området. Medelvärdena av halterna var: bly 270 (1930), zink 320 (1500) och koppar 80 (430) µg/l. Inom parentes har maximalt uppmätta värden angetts. Fasförskjutningen mellan regnintensitet och vattenföring var i den undersökningen omkring 45 minuter.

Föroreningsmängden i dagvattnet kunde av Söderlund och Lehtinen inte märkas genomgå någon tydlig minskning under ett regn. De har angett att ett klart samband förefaller finnas mellan regnintensitet och föroreningskoncentration. Deras undersökningar tydde på att lika stor föroreningsmängd fördes till reci-

pienten av alla regn med viss intensitet oberoende av tiden från föregående regn. Som de själva påpekat överensstämmer inte detta helt med andra forskares uppfattningar, som innebär att föroreningshalterna är högst under regnets första skede och att koncentrationerna därefter sjunker allteftersom urtvättning sker av markytor och ledningar, vilket medför att det främst är den tidigare delen av regnvattenavrinningen, som skulle behöva renas, medan resten skulle kunna tillföras recipienten utan behandling. I första hand gäller detta mer konventionella komponenter såsom exempelvis suspenderat material, men Söderlund och Lehtinen förefaller anse att tungmetallkoncentrationerna varierar på liknande sätt som övriga parametrar.

Dessa författare har också gjort en jämförelse mellan föroreningshalterna i dagvatten från olika typer av områden (motorvägs-, höghus- och radhusområde), varvid framkom att dagvattnet från motorväg har betydligt högre halter än dagvattnet från ett område med höghusbebyggelse, som i sin tur är mer förorenat än dagvattnet från ett radhusområde. Denna jämförelse omfattade dock icke tungmetaller utan de mer konventionella komponenterna suspenderat material, glödgningsförlust, biokemiskt syreförbrukande material och olja.

De har vidare undersökt snöprover från olika områden i Stockholm med avseende på förutom konventionella komponenter även bly. Resultaten från den undersökningen kan dock icke jämföras med föreliggande från Göteborg av den anledningen att stockholmsproverna togs på snö, som redan skrapats ihop i högar för borttransport, men det kan här vara av intresse att notera, att snön från det hårdast trafikerade området hade de högsta blyhalterna.

På grundval av stockholmsundersökningen har med avseende på vissa komponenter gjorts en jämförelse mellan å ena sidan de totala årliga föroreningsmängderna i ett dagvatten och å andra sidan föroreningsmängderna i biologiskt och kemiskt renat kommunalt spillvatten från samma område under en tid av 600 timmar, vilken är den ungefärliga tidsrymd per år varunder regn faller. Därvid konstaterades att dagvattnet från exempelvis ett område med 35 pers./ha avledde omkring 20 ggr mer suspenderat material än det renade spillvattnet i början på 70-talet samt dubbelt så mycket biokemiskt syre-

förbrukande material men väsentligt mindre mängder fosfor och kväve.

Inga mer omfattande undersökningar av dagvattnets sammansättning med avseende på tungmetaller förefaller ha publicerats i utlandet. Förklaringen till detta kan vara att det knappast varit praktiskt möjligt att analysera dagvattnets tungmetaller förrän omkring 1970 och att man utomlands synes gå in för kombinerade ledningssystem även i fortsättningen. Utländska undersökningar behandlar således huvudsakligen bräddvatten. Det finns dock en del dagvattenundersökningar utförda, som behandlar konventionella komponenter. Dessa skall emellertid endast beröras kortfattat med tanke på dels att de inte behandlar tungmetaller och dels de stora miljöskillnader som föreligger framförallt beträffande meteorologi och geologi men även beträffande brukningsvanor. När det gäller geologin är det främst faktorer såsom uppvirvling och sedimentering av naturligt markmaterial och beläggningar i dagvattenledningarna av grundvatten och infiltrerat regnvatten som spelar in.

Dagvattnets halt av suspenderat material har ett grovt samband med stoftnedfallet konstaterar Weibel, Andersson och Woodward (4) genom en undersökning i Cincinatti. Säsongvariationerna i dagvattnets medelkoncentrationer var, med undantag av hög kloridhalt i vinterns smältvatten och biokemisk syreförbrukning, små. Författarna fann vidare, att utsläppet av suspenderade ämnen och BS steg med regnets storlek. De jämför också vissa beståndsdelar i dagvattnet med de beräknade mängderna i obehandlat spillvatten, som skulle producerats i samma område, om där hade bott 9 personer per acre. BS-mängden i dagvattnet blir då 6 % av det obehandlade spillvattnets, suspenderade ämnen 140 %, fosfor 9 % och kväve 11 %.

Sammansättningen på vattnet och dess beroende av vattenföringen i ett ledningssystem i Northampton har studerats av Gameson och Davidson (5). Man fann bl. a. att BS-värdet på dagvattnet, när det rann in i detta system, tilltog med tiden sedan föregående regn och avtog med tiden från regnets början och att BS-värdet var lägre vid häftiga regn.

Dagvattnet kan få högre föroreningshalt än normalt spillvatten genom att spo-

la med avsatt material enligt Sharfe (6).

Hultgren, Hultman och Stenberg redogör i (7) för bl.a. en omfattande litteraturgenomgång av dagvattnets kvalitet. Några värden för tungmetaller står inte att finna, men många forskare har gått in på de faktorer som påverkar dagvattensammansättningens variationer.

De Felippi och Shih (8) samt Gatillo och Pravoshinsky (9) anser, att halten av suspenderat material ökar då tiden sedan föregående regn ökar.

De Felippi och Shih (8), Weibel et al (4) samt Gatillo och Pravoshinsky (9) anser alla, att halten suspenderat material ökar med ökad vattenföring.

Kurzweil (10) hävdar, att den biokemiska syreförbrukningen ökar med tiden från föregående regn.

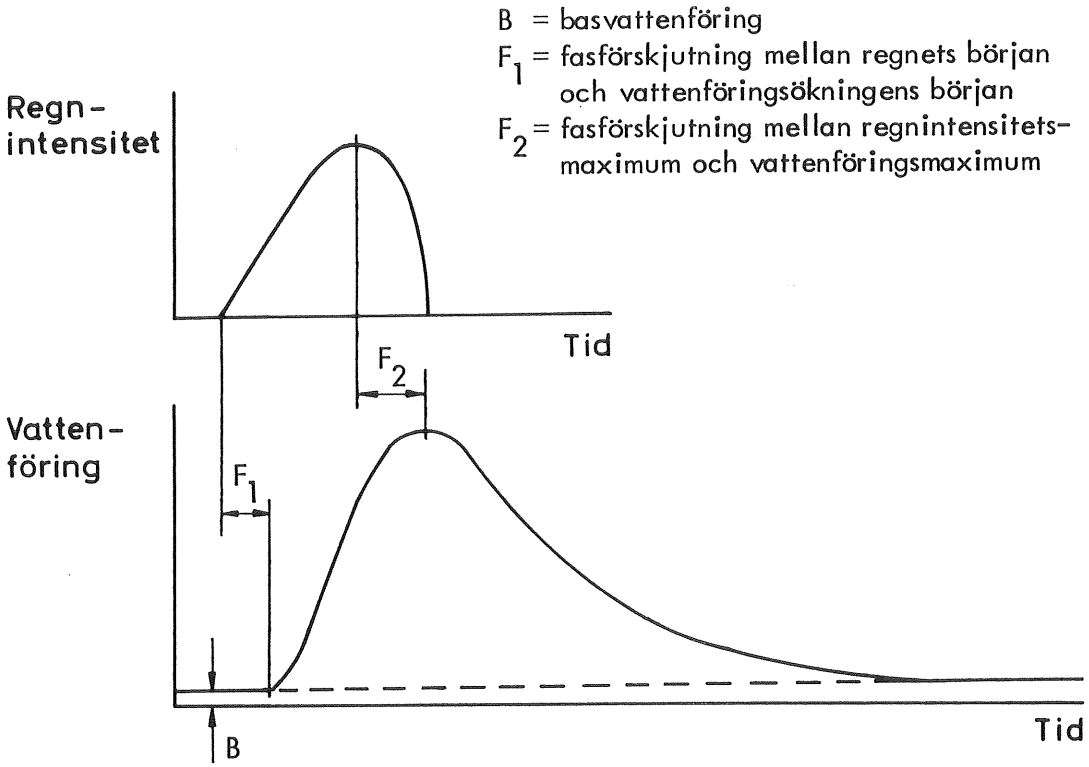
De Filippi och Shih (8) anser vidare, att den biokemiska syreförbrukningen, den kemiska syreförbrukningen och antalet bakterier ökar med ökad vattenföring.

Henriksen (11) har analyserat smältvattnet från en enstaka snökolonn från ett ödsligt beläget område 10 mil nordväst om Oslo. Härvid erhölls följande värden:
koppar 33, zink 56, bly 15, kadmium 2.5 µg/l, sulfat 3.2 mg/l, pH 4.4 samt ledningsförmåga 28.4 µS/cm.

2. VERKNINGSSÄTT

2.1 Dagvattenavrinningens hydrologi

Avrinningshydrografen i en okomplicerad dagvattenledning ser i princip ut som figur 2-1 visar.



Figur 2-1 Principbild över dagvattenavrinningen

Under såväl torrperioder som vid dagvattenavrinning finns en basvattenföring, som består av grundvatten och infiltrerat regnvatten. Basflödet minskar successivt under torrperioder men upphör i allmänhet aldrig helt. Från det ögonblick ett icke alltför svagt regn börjar falla till dess vattenföringen i en sektion i en huvudledning börjar öka dröjer det en viss tid = F_1 i figur 2-1. Vid häftiga regn blir denna tidsrymd kortare. Fördröjningen beror på, att det tar en stund för regnet att väta en markyta fullständigt (vidhäftningsvattnet, först därefter kan ytavrinningen börja) och vidare åtgår det tid för vattnet att rinna till rännstensbrunnen och sedan för transporten i ledningen från de närmaste brunnarna till pumpstationen. När dagvattnet når ledningar-

na skjuter det grundvattnet framför sig. Dels av detta skäl och dels därför att den specifika dagvattenavrinningen vanligen är liten i början, blir mängden grundvatten under en kort period i vattenföringsökningens inledningsskede förhållandevis stor. När grundvattnet från längre bort belägna grenledningar når slutet av ledningsnätet, har dagvattenavrinningen hunnit bli större. Dessutom har detta grundvatten blandats med dagvatten på vägen.

Som framgår av figur 2-1 finns det också en tidsskillnad mellan regnintensitetsmaximum och vattenföringsmaximum. Denna tidsrymd fördelar sig på avrinningen på markytan och transporttiden i ledningarna från områdets ur avrinningssynpunkt tyngre delar (samverkande vattenflöden från små delområden).

2.2 Hur och när dagvattnet blir förorenat

När regndropparna passerar luftens understa 100 - 150 m tjocka skikt, upptar de en del föroreningar.

Regndropparna har en kraftig mekanisk lösgörningsförmåga på stoftet på markytan. Lösgörningsförmågan dämpas emellertid av det vattenskikt, som så småningom bildas. Regnvattnet har vidare en lösningsverkan på vissa av beståndsdelarna på markytan.

När regndropparna nått markytan och utövat sin mekaniska lösgörningseffekt och sin kemiska lösningsverkan, övergår regnvattnet till dagvatten och avrinner till rännsten och därefter till rännstensbrunn. Under ytavrinningen sköljer dagvattnet med sig en del av föroreningarna på markytan.

I många fall förorenas dagvattnet under vattenföringens ökningsfas ytterligare genom att det lösgör och spolar med sig beläggningar, som avsatts i ledningarna under torrperioder, då andra strömningsförhållanden rått och därav följande lägre skjuvspänningar.

När vattenföringen stiger, ökar också halterna av de flesta komponenterna i dagvattnet såsom bly, koppar, zink, olja och fosfor. Detta gäller oberoen-

de av vilken vattenföringstopp i ordningen under regnet det är. Långt innan vattenföringen har nått sitt maximum, börjar emellertid vanligen halterna sjunka. Detta beror på utspädning och urtvättning. Det har observerats, att då flera lika stora vattenföringstoppar följer på varandra så sjunker halterna. Detta beror på urtvättning. Det förhåller sig tydligen så, att lösgörningen och lösningen av föroreningarna på markytan går långsammare allteftersom urtvättningsgraden ökar.

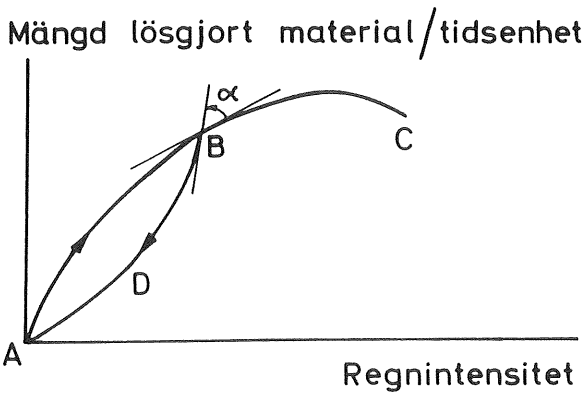
Haltmaximum ligger före vattenföringsmaximum i tiden, men fasförskjutningen minskar när antalet skurar växer.

När vattnet från de mest avlägsna delarna av avrinningsområdet når slutet av ledningsnätet, har ofta halten i vattnet från de närmast belägna delarna börjat sjunka till följd av urtvättning och utspädning; dvs. vatten från olika delar av avrinningsområdet är sinsemellan förskjutna.

Som senare skall visas i denna framställning är de yttre faktorer som bestämmer halterna i dagvattnet följande:

1. luftföroreningsförhållandena,
2. tiden från föregående regn eller med andra ord markytans exponeringstid för luftföroreningar,
3. regnets intensitet, varaktighet och antalet skurar.

Av de iakttagelser som gjorts i denna undersökning framgår, att lösgörningsprocessen är en funktion av regnintensiteten och mängden tillgängligt lösgörningsbart material. Lösgörningsfunktionen bör i princip ha följande utseende:



Figur 2-2 Lösgörningsfunktionens principiella utseende.

Kurvdelen ABC representerar stigande regnintensitet. Krökningen är beroende på hur snabbt regnintensiteten stiger — hastigt stigande intensitet ger liten krökning. Punkt B markerar ett regns maximala värden och kurvdelen BDA regnets avklingningsfas. Vinkeln α är i första hand beroende på hur lång tid regnintensiteten befinner sig på höga värden, ju längre tid desto större vinkel inom rimliga gränser.

En halt - vattenföringsfunktion är i princip summan av en lösgörningsfunktion och en utspädningsfunktion. Den senare har ekvationen $c = \frac{K}{Q}$ där K är en konstant.

3. AVRINNINGSOMRÅDET

3.1 Belägenhet och utsträckning

Avrinningsområdet för det i föreliggande arbete undersökta dagvattnet utgöres av Gullbergs- och Olskroksmoten på Kungsbackaleden omedelbart söder om Tingstadstunneln, som är en av förbindelserna mellan Göteborg söder om Göta älv och Hisingen.

Inom avrinningsområdet eller i dess omedelbara närhet finns inga industrier och området är således med tanke på luftföroreningar icke direkt påverkat av industri. Det finns inga bostäder inom området, men däremot i dess omedelbara närhet. Området är starkare påverkat av trafik än många andra områden i "kvarters-Göteborg".

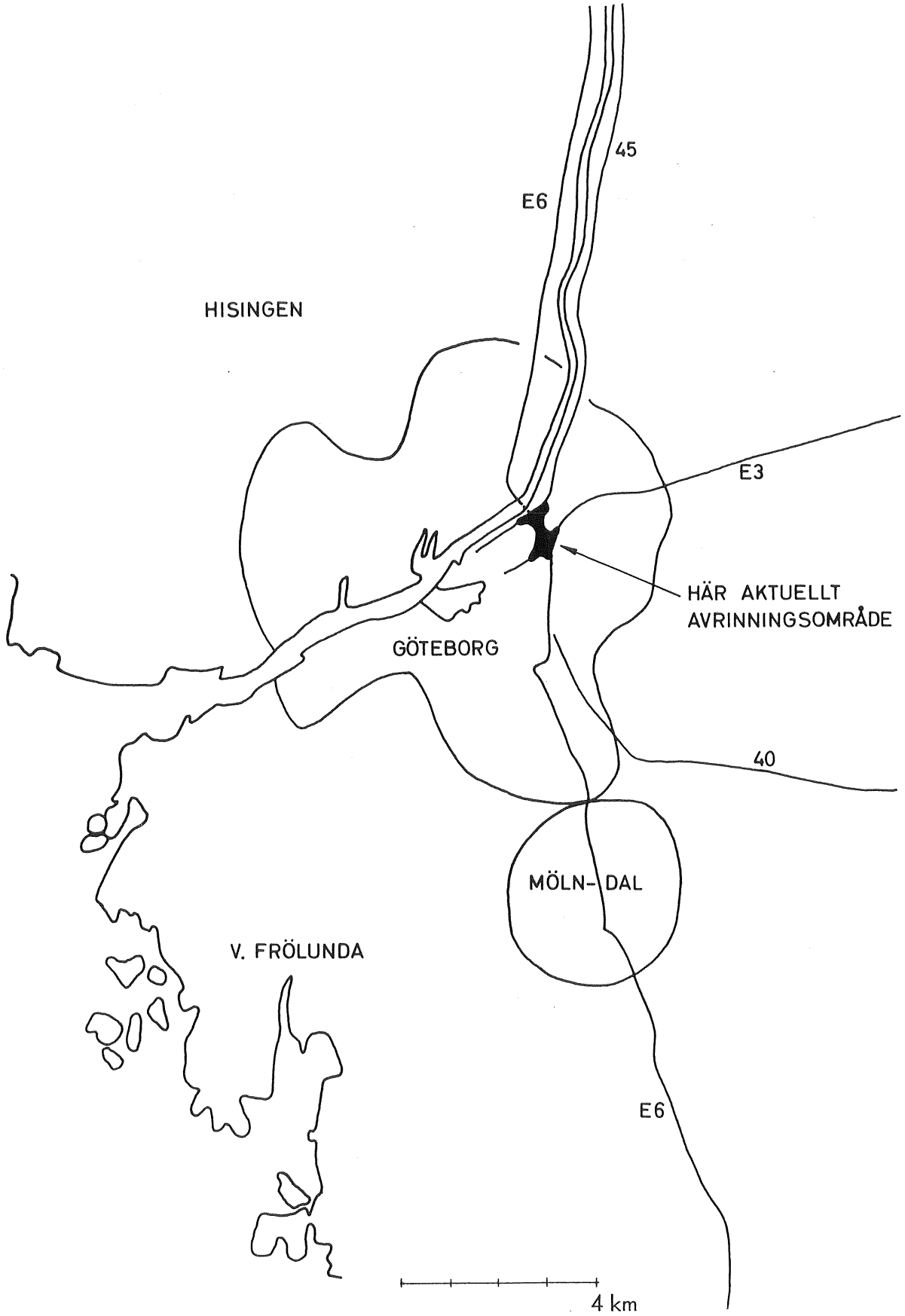
Nuvarande trafikanläggningar byggdes i mitten av 1960-talet.

Större delen av området ligger strax under havets nivå (ned till ~4 m under). Grunden består av postglacial lera avsatt i saltvatten.

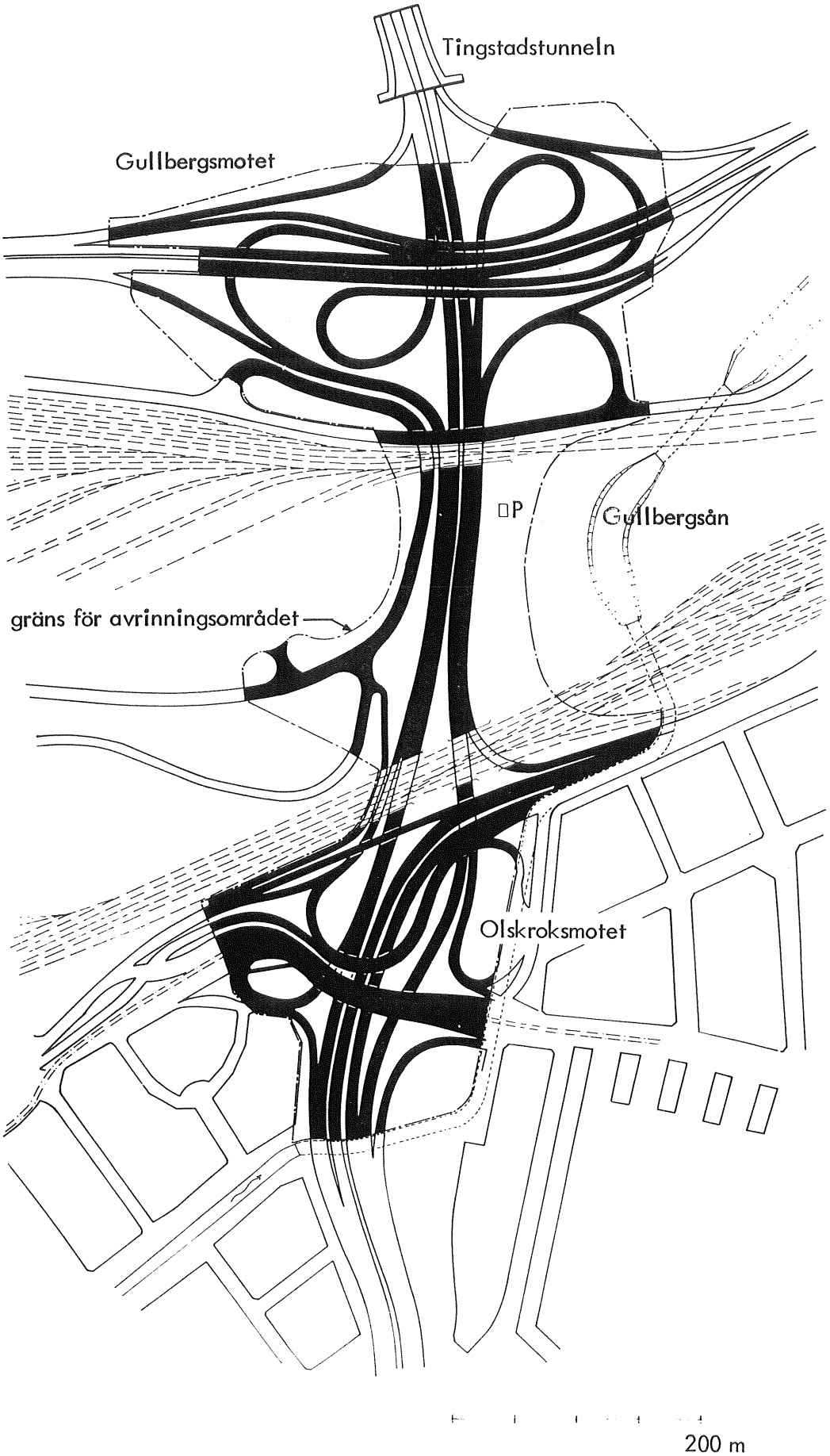
Avrinningsområdet, vars yta är 17,7 ha, har en utsträckning av ungefär 800 m i Kungsbackaledens riktning och en bredd varierande mellan 100 och 400 m.

3.2 Avrinning

Markytan består till 49,7 % (8,8 ha) av hårdgjord yta och till 48,0 % (8,5 ha) av gräsklädda ytor mestadels med måttlig lutning. Av gräsytorna är 1,9 ha slänter med lutningen 1:4 - 1:1,5. Vidare finns det inom avrinningsområdet små makadambeklädda ytor (0,4 ha järnväg). Vid ledningsdimensioneringen ansattes avrinningskoefficienten för de hårdgjorda ytorna till 0,9, för gräsytorna beroende på lutningen till 0,15 - 0,5 (0,6 för slänterna). Därvid blev den beräknade totala tillrinningen till pumpstationen 2,4 m^3/s varav 1,3



Figur 3-1a Översiktskarta



Figur 3-1b Avrinningsområdet

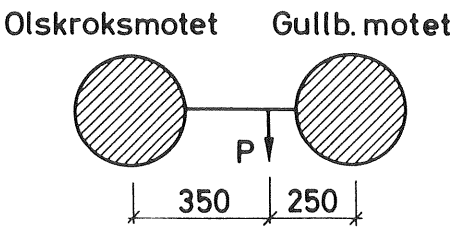
kom från söder vid regnintensiteten 222 l/s ha.

I dagvattenledningarna i avrinningsområdet finns alltid små mängder grundvatten (0,5 - 3 l/s i pumpstationen i slutet av ledningsnätet). I detta område har grundvattnet avsatt en beläggning, som huvudsakligen består av järnföreningar, i ledningarna. Denna torrperiodsbeläggning, som avsatts vid mycket liten vattenföring, spolas med när förhållandena ändras och vattenföringen stiger. Därför har vattnet under första delen av vattenföringsökningen en hög järnhalt. Urspolningen av beläggningarna går raskt och järnhalten når omkring en halvtimme efter det vattenföringsökningen inleddes ett lågt värde.

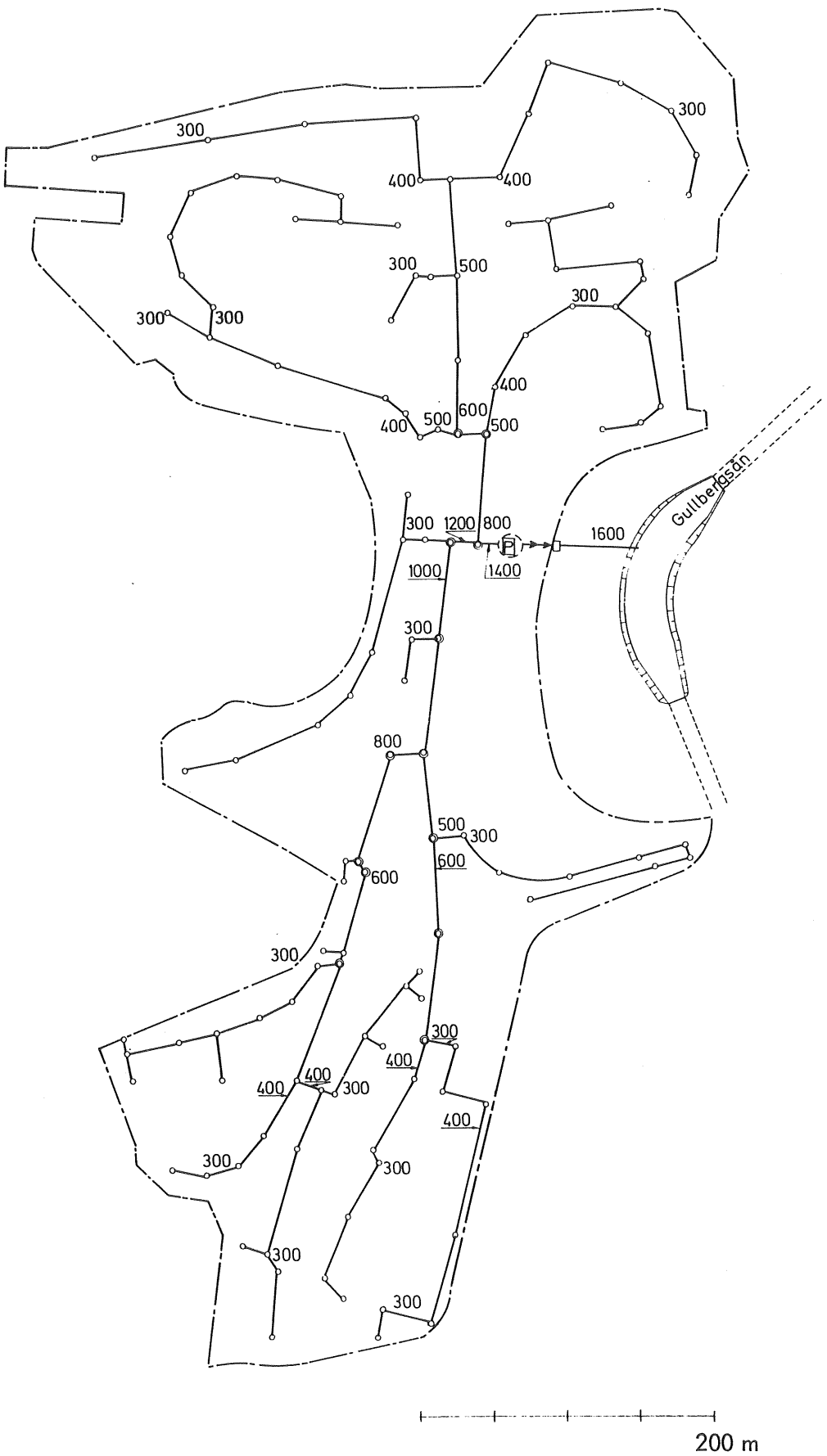
Tiden från det ett icke alltför svagt regn börjar falla till dess vattenföringen börjar öka i pumpstationen är mestadels 15 - 20 minuter. Tidsskillnaden mellan regnintensitetsmaximum och vattenföringsmaximum mätt i pumpstationen är även den 15 - 20 minuter.

3.3 Ledningsnätet

Avrinningsområdet kan stiliserat illustreras som i figur 3-3a. Ledningsnätets slutpunkt utgöres av en pumpstation (P), vars botten ligger 10 m under havets nivå. Från pumpstationen går dagvattnet direkt ut i Gullbergsån nära dennas mynning i Säveån. Totalt finns inom avrinningsområdet 3900 m dagvattenledning, som fördelar sig på olika dimensioner enligt tabell 3-3. 43,7 % av ledningslängden ligger på norra sidan och 55,5 % på södra. I genomsnitt är det 199 m ledning per ha. Ledningsmaterialet är betong. Se även figur 3-3b.



Figur 3-3a Avrinningsområdet



Figur 3-3b Ledningsnätet

Tabell 3-3 Dagvattenledningarnas fördelning på olika dimensioner

ø 300	2200 m	55,9 %
400	840	21,6
500	210	5,4
600	290	7,3
800	220	5,7
1000	130	3,3
1200	18	0,5
1400	14	0,4

3.4 Meteorologiska förhållanden

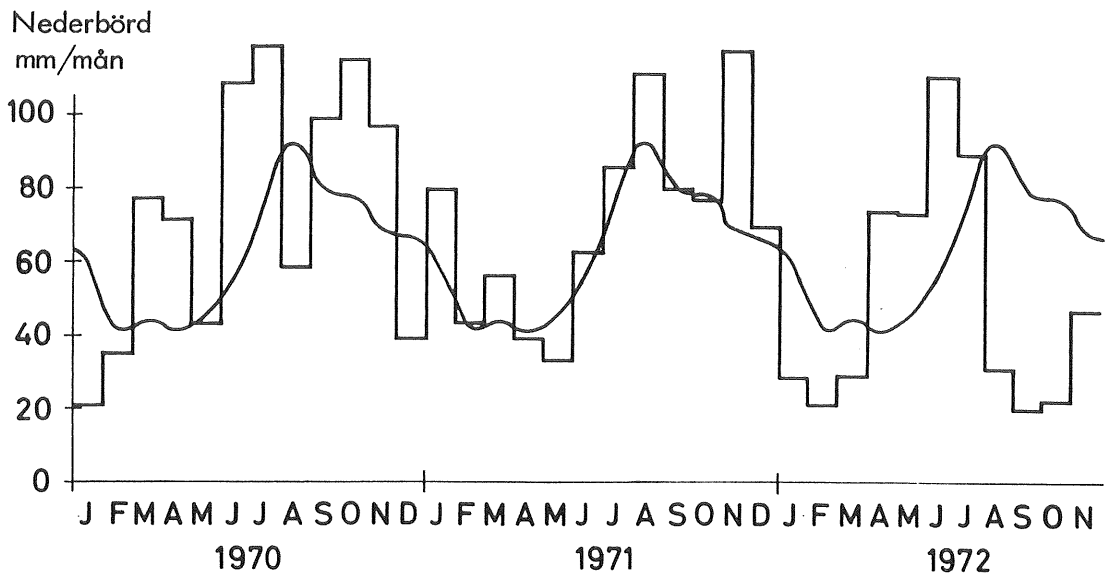
Sveriges meteorologiska och hydrologiska instituts observationer i Göteborg ägde fram till 1966 rum på Navigationsskolan och därefter fram till våren 1972 i Härlanda.

Nederbörd 1970		878 mm
1971		847 "
medelvärde	1860 - 1968	740 "
"	1961 - 1968	823 "

Diagram över dominerande vindriktning för tiden maj 1970 - april 72 samt nederbörd, slag av nederbörd (regn eller snö), lufttemperatur och snödjup dag för dag visas i figurerna 3-4 a och b samt i bilaga 1 (enligt SMHI).

lugnt 7,9 % 1970 | lugnt 11,7 % 1971 | lugnt 5,5 % jan-nov 1972 | lugnt 9,5 % mv lång tid

Figur 3-4a Vindfrekvensdiagram för åren 1970, 71 och 72 samt medelvärdet 1961-70. Observationer har utförts tre gånger per dygn.



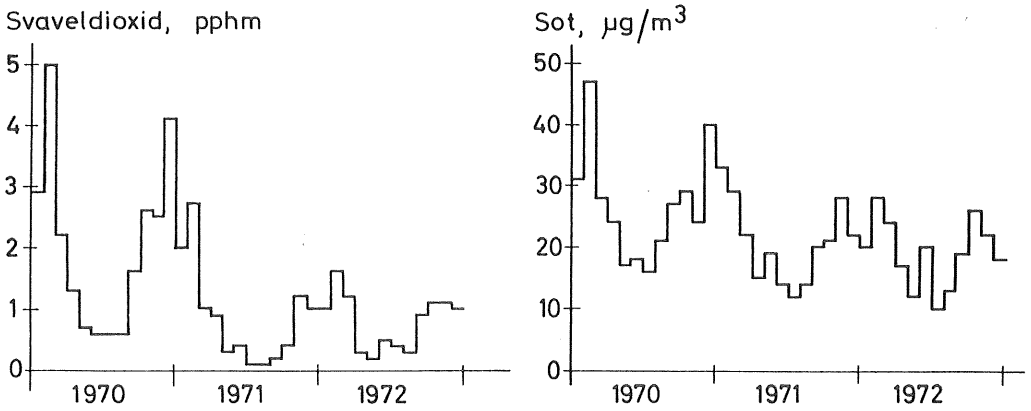
Figur 3-4b Medelnederbörden månad för månad för Göteborg 1970, 71 och 72. Den kontinuerliga linjen markerar månadsmedelvärdet 1860-1968.

3.5 Luftföroreningar

Särskilda mätningar av stoftnedfall inom avrinningsområdet har skett i denna undersökning, vilket framgår av kapitel 4. Hälsovårdsnämnden har under flera år följt luftföroreningssituationen i Göteborg genom att mäta luftens innehåll av svaveldioxid och sot på några platser i staden; den till avrinningsområdet närmast belägna är Drottningtorget. Luften vid Drottningtorget torde vara avsevärt mer förorenad än den vid avrinningsområdet, men det kan ändå vara av intresse att här återge svaveldioxid- och sotvärden från detta torg, som är en av de mest förorenade platserna i staden, för att därigenom ge en bild av hur Göteborg förhåller sig till andra städer ur luftföroreningssynpunkt, se figur 3-5.

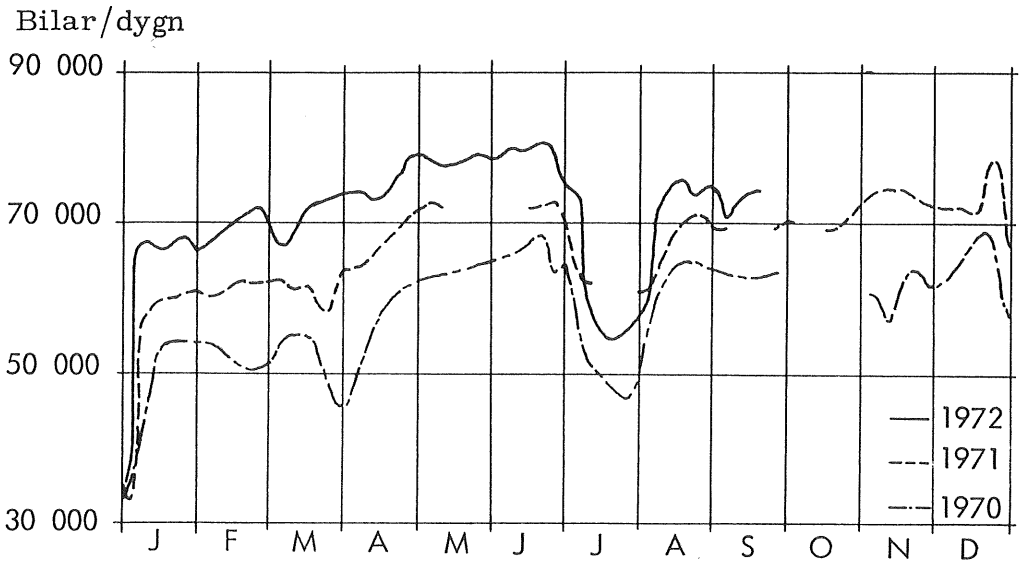
3.6 Trafikförhållanden

Sedan lång tid tillbaka har stadsbyggnadskontoret uppmätt trafikmängden i Göta älv-snittet. Trafikintensiteten i Tingstadstunneln är således känd sedan

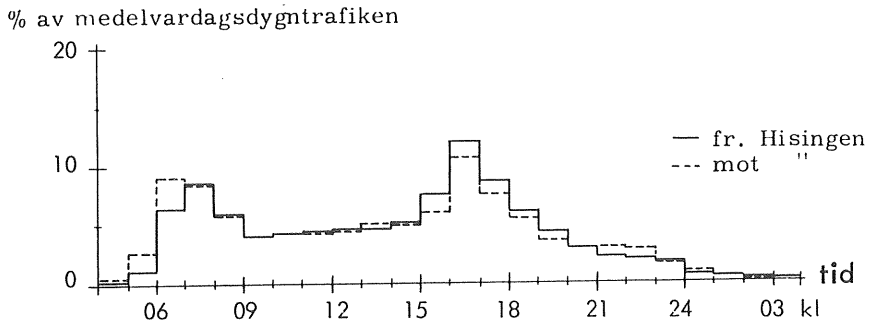


Figur 3-5 Svaveldioxid och sot (månadsmedelvärden) vid Drottningtorget (data från hälsovårdsnämnden i Göteborg)

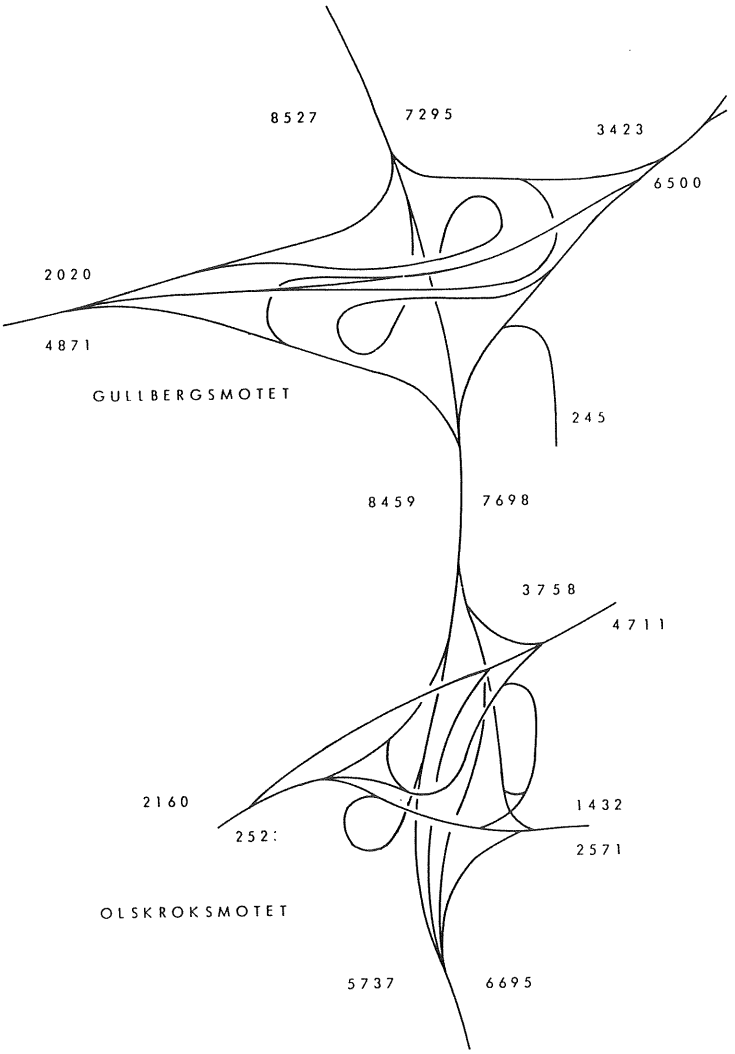
tunneln togs i bruk våren 1968. Utöver det som av figurerna 3-6a-c framgår om trafikförhållandena i Gullbergs- och Olskroksmoten kan följande nämnas. Medelvardagsdygnstrafiken för Tingstadstunneln var 1971 68 000 fordon. Delen tung trafik var 12,5 % fördelat på 9 % lastbilar, 3 % långtradare och 0,5 % bussar. Antalet motorcyklar var 100 per dygn. Moped- och cykeltrafik förekommer ej. Under årets intensivaste timme passerade 8 300 fordon genom tunneln. Figurerna 3-6a-c baseras på data från stadsbyggnadskontoret i Göteborg.



Figur 3-6a Dygnstrafikens årsvariation 1970 - 72



Figur 3-6b Trafikens dygnsvariation 1971



Figur 3-6c Trafikmängder kl. 15.30 - 18.00 den 16 september 1971

4. UNDERSÖKNINGAR AV STÖDJANDE KARAKTÄR

4.1 Allmänt

4.1.1 Analysmetoder

De flesta analysmetoder som använts har hämtats ur standardverk för vattenundersökningar. De övriga är beskrivna i bilaga 2. I de fall metoderna varierar med vattentyp har de för spillvatten tillämpliga metoderna använts.

Tungmetallerna med undantag av järn har analyserats med hjälp av atomabsorbtionsspektrofotometer; bly, zink, koppar och nickel genom extraktion, kvicksilver direkt i vattenfas.

För både järn och sulfat har spektrofotometriska metoder använts. Försök visar, att så gott som allt svavlet i dagvatten förekommer som sulfat.

Fosforhalten har erhållits med en metod – också den spektrofotometrisk – utvecklad vid Göteborgs VA-verk.

Olje- och BS_7-halterna har bestämts med specialmetoder.

Övriga analyser har utförts efter SKTF´s (Svenska kommunaltekniska föreningens) anvisningar.

Redogörelse för vad de icke kvalitativa analyserna är ett mått på, T.ex. $KMnO_4$-f. Avsättbart, Grumlighet, TS, GR, GF...

4.1.2 Analysmetodernas noggrannhet

Om vattnet innehåller komplexbildare såsom vissa cyan- och fosforföreningar, kan detta helt förrycka analysresultaten genom att det bildas komplexer med ämnen, som skall bestämmas. I detta dagvatten är dock halterna av sådana komplexbildande ämnen så låga, att det inte finns någon risk för felaktigt resultat av den anledningen.

Vid upphettning till 600° får man SO_4 och Cl att avgå.

Analysmetoderna som sådana anses ha nedanstående noggrannheter:

tungmetaller (utom järn)	± 5 µg/l
järn och fosfor	± 0,1 mg/l
klorid, sulfat, permanganatförbrukning, olja, biokemisk syreförbrukning, suspenderande ämnen, torrsubstans, glödgningsförlust samt glödgningsrest	± 0,5 mg/l
avsättbara ämnen, volym 0,2 - 1 ml/l	± 0,05 ml/l

4.1.3 Antal prover och analyser

Totalt har 874 prover tagits och omkring 12400 komponentanalyser utförts. Antalet prover fördelat på olika slag av prover är

dagvatten	495
syre	78
biokemisk syreförbrukning	53
bakteriologiska	63
snö	93
stoftnedfall och regn	92

Snöproverna har analyserats med avseende på bly, zink, koppar, nickel, kvicksilver, järn, klorid, sulfat, olja, pH, ledningsförmåga, permanganatförbrukning, suspenderat material, torrsubstans, glödgningsrest. Således 15 komponenter. Utgående från torrsubstansen och glödgningsresten beräknades glödgningsförlusten.

Stoftnedfallsproverna har analyserats med avseende på samma komponenter som snöproverna utom olja och suspenderat material, för vilka endast ett fåtal analyser gjorts.

4.1.4 Definitioner

För att ge en bild av koncentrationernas spridning m.m. användes begrep-

pet samlingsintervall. Med samlingsintervall menas det intervall, inom vilket en viss del av mätvärdena finns. Till varje samlingsintervall hör alltså ett tal - benämnt samlingsintervallets omspänningsgrad - som anger hur stor del av mätvärdena, som ligger inom intervallet. Utanför intervallet ligger extremvärdena, lika många på var sida. Om exempelvis 30 prover har analyserats m.a.p. vissa komponenter, kan man välja det samlingsintervall inom vilket 28 värden finns med 1 värde på var sida. Omspänningsgraden blir då 28/30 = 93,4 %. Man kan också välja samlingsintervallet med 26 värden och omspänningsgraden 86,7 % etc.. Genom att beräkna kvoten mellan samlingsintervallet och medelvärdet får man ett gott grepp om mätvärdenas relativa spridning.

Med begreppet samlingsintervall kan jämförelser mellan olika komponenter i samma provserie göras. Man kan också många gånger göra jämförelser mellan komponenterna i olika serier. Om t.ex. vid jämförelse av en komponent i två serier relativa spridningen (=samlingsintervallet/mv) är mindre, trots att omspänningsgraden är högre hos samma serie, kan man säkert säga, att mätvärdena i denna serie varierar mindre än i den andra serien.

4.2 Regnvatten

Regnvattnet har insamlats i för vattenstuds skyddade skålar, som satts ut omedelbart efter det ett regn börjat och som tömts, när regnet slutat. Detta för att undvika resultatförryckande stoftnedfall. Regnvattenproverna har tagits på taket på V-huset, Chalmers tekniska högskola, under oktober och november 1972. Resultatet framgår av tabell 4-2.

Tabell 4-2 Regnvattenkomponenternas medelvärden (vänstra kolumnen) och regnvattenkomponenternas del av dagvattenkomponenternas medelvärden (högra kolumnen)

Pb	19	µg/l	5 %
Zn	26		8
Cu	8		8
Ni	10		

Forts. tabell 4-2

Hg	2	µg/l	
Fe	40		
Cl	6	mg/l	
SO_4	2		
Olja	2		
$KMnO_4$-f	4,5	mg/l	3 %
suspenderat matr.	3		0,6
torrsubstans	33		
totalhårdhet	2,7	mgCa/l	
pH	7,~~7~~8	enheter	extremvärden?
ledningsförmåga	34	µS/cm	

4.3 Stoftnedfall

Under tiden augusti 71 - september 72 uppmättes stoftnedfallet. Detta gick till så, att två skålar av porslin med diametern 300 mm placerades på pumpstationens tak. Den ena skålen innehöll vid utsättningen en viss mängd destillerat vatten medan den andra var tom. Efter en exponeringstid varierande mellan ett par dagar och ett par veckor analyserades skålarnas innehåll av stoft och vatten. Koncentrationerna omräknades sedan till stoftnedfall per tids- och ytenhet.

4.3.1 Bakgrund och tillvägagångssätt vid provtagning

På avrinningsområdets yta avsättes stoft, som sedimenterar ur luften. När avsättningsytan är fuktig kvarhålles stoftet, men om ytan är torr, virvlar en del av stoftet åter upp. Ytans skrovlighet påverkar också dess kvarhållningsegenskaper. Markytan består här av asfaltytor och gräsbevuxna ytor.

Genom att ställa ut en torr porslinsskål efterliknade man de verkliga förhållandena ganska bra. När markytorna var fuktiga, var även skålen fuk-

tig. När markytorna var torra, var oftast också skålen torr. Det vatten, som föll i skålen, var samma slags vatten som föll på markytan. En skillnad var att det vatten, som föll på markytan rann av, sögs upp av marken, avdunstade eller kvarblev, medan det vatten som föll i skålen endast kunde avdunsta eller kvarbliva. Härigenom blev skålen våt längre tid än markytan. Å andra sidan var markytans struktur skrovligare än porslinsytan. Vidare var risken för återuppvirvling mindre från en torr naturlig yta än från en torr skålyta av det skälet, att en del av stoftnedfallet bortförts av det regnvatten som avrunnit. Om man dessutom tar hänsyn till att vattenytan i skålen endast täckte en del av skålens exponeringsyta, torde skillnaden mellan verkliga och imiterade förhållanden vara små.

Under vissa exponeringsperioder föll emellertid inget regn och för att minska återuppvirvlingseffekten under dessa perioder sattes också ut en skål innehållande en viss mängd destillerat vatten.

Under tiden juli - september 72 utsattes för jämförelse en torr skål på taket på V-huset, Chalmers.

1971 erhölls 8 prover från torr skål och 13 från våt skål. 1972 erhölls 27 prover från torr skål, 26 från våt skål och 9 från torr skål på V-huset.

För kontroll av att skålarna inte översvämmades, vilket skulle ge felaktiga värden på stoftnedfallet, uppmättes nederbörden under exponeringsperioderna.

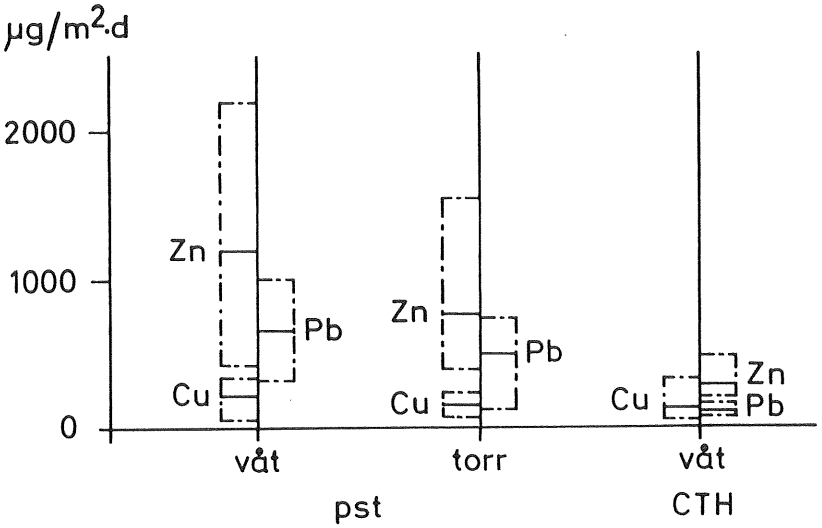
4.3.2 Beräkning av mängd stoftnedfall

En viss massa M faller på ytan A, som varit exponerad under t dygn. Massan M suspenderas eller löses i en viss kvantitet vatten V. Detta vatten utgöres antingen av destillerat vatten, som tillsatts före eller efter exponeringen, eller av regnvatten. Koncentrationen c erhålles genom analys och m = den mängd stoft, som faller per ytenhet och dygn, kan beräknas.

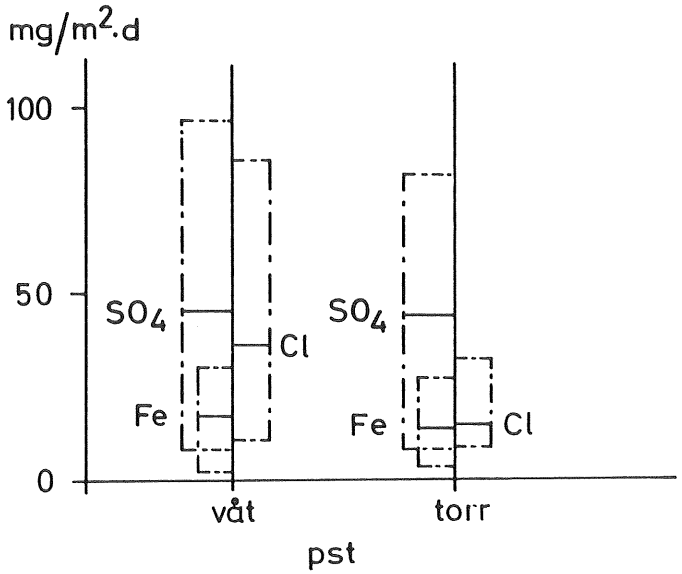
$$m = \frac{c \cdot V}{t \cdot A}$$

4.3.3 Resultat

Mätningarnas resultat framgår av diagram över stoftnedfallskomponenternas medelvärden och spridning i figurerna 4-3-3a och b. I bilaga 3 redovisas hur bly, zink, koppar, järn, sulfat, klorid och pH-värde varierar under perioden samt anges uppgifter om extremvärden, relativ spridning och antal prov på vilka materialet grundar sig.



Figur 4-3-3a Medelvärde och spridning för stoftnedfall av Pb, Cu och Zn



Figur 4-3-3b Medelvärde och spridning för stoftnedfall av Fe, SO_4 och Cl

Den våta skålen har genomgående större sedimenterad mängd än den torra, vilken bäst efterliknar de verkliga förhållandena.

Jämföres den torra skålen vid pumpstationen med den på Chalmers framgår, att den senare har mindre sedimenterad mängd. Eftersom proverna på Chalmers endast tagits under sommaren och dessutom är mycket färre, bör man vara försiktig med att dra långtgående slutsatser av skillnaden.

För att ge en bild av vad de uppmätta värdena innebär kan följande betraktelser göras. I centrala Göteborg x) är befolkningstätheten ungefär 80 pers./ha, vilket innebär en yta av 125 m^2/person. Denna yta kallas personyta. Sedmenterad mängd per år och personyta baserad på här uppmätta värden blir räknat i gram:

Pb	Zn	Cu	Fe	Cl	SO_4	TS
23	35	7,3	640	700	2030	24200

Den sedimenterade oxiderbara substansen mätt som permanganatförbrukning blir 2460 g per år och personyta.

De halter detta stoftnedfall torde ge upphov till i dagvattnet kan beräknas på följande sätt. Under åren 1970 och 71 föll 1725 mm nederbörd, vilket ger 863 l/m^2 år. Med en avrinningskoefficient av 80 % erhålles 690 l/m^2 år. Förutsättes att ingen förorening ackumuleras i marken erhålles halterna enligt $x \cdot \frac{365}{690}$. De beräknade medelhalterna i dagvattnet till följd av stoftnedfall framgår av tabell 4-3-3.

Tabell 4-3-3 De beräknade medelhalterna i dagvattnet till följd av stoftnedfall (vänstra kolumnen), medelhalterna i regnvattnet (mittenkolumnen) och dagvattnets verkliga medelhalter (högra kolumnen)

Pb	µg/l	264	19	415
Zn	"	408	26	339
Cu	"	85	8	100
Fe	mg/l	7,4	0,04	6,2

x) församlingarna Domkyrko, Annedal, Haga, Johanneberg, Carl Johans, Kristine, Masthuggs, Oscar Fredriks och Vasa.

Forts. tabell 4-3-3

Cl	mg/l	8,1	6	
SO_4	"	23,6	2	
$KMnO_4$-f	"	28,6	4,5	137
TS	"	280	33	

Om man till de beräknade medelhalterna i dagvattnet till följd av stoftnedfall lägger medelhalterna i regnvattnet bör man erhålla dagvattnets verkliga medelhalter minskad med den förorening, som hamnar på markytan direkt.

Värdena i tabell 4-3-3 visar, att tungmetallerna i dagvattnet härrör från stoftnedfall och således varit luftburna. Den beräknade medelhalten av bly i dagvattnet är mindre än den verkliga (264 resp. 415 µg/l). Detta kan bero på, att motorvägen genom avrinningsområdet går fram i en skärning och att blyhalten är större i skärningen än i omgivningen. Stoftnedfallsskålarna var placerade omkring 8 meter över och vid sidan av motorvägen.

Permanganatförbrukningen uppvisar stor skillnad mellan medelhalt till följd av stoftnedfall och verklig medelhalt. Skillnaden beror på oxiderbar substans, som hamnat på markytan utan att dessförinnan varit luftförorening. Denna oxiderbara substans torde vara gräs. En stor del av avrinningsområdet består av gräsmattor och dessa klipps några gånger om året. En del av det avklippta gräset följer med dagvattnet direkt. Den kvarvarande delen förmultnar och beståndsdelarna löses troligen i viss utsträckning ut av dagvattnet undan för undan.

Betraktas de tillfällen då mängderna varierat kraftigt mellan två på varandra följande exponeringsperioder kan följande iakttagas:

<u>För bly</u> finns mellan aug.-71 och april-72 fyra tillfällen, då mängden ökat med några hundra enheter. Under perioderna med högre mängd observeras, att vinden har varit västlig med medelstyrkan 5 m/s.

<u>För zink</u> finns för samma tidsperiod fyra tillfällen, då mängden ökat med mer än 1000 enheter. Under perioderna med högre mängd har vinden varit

västlig till sydvästlig med styrkan 5 - 10 m/s.

För koppar finns endast två tillfällen under samma tidsperiod, då mängden ökat med några hundra enheter. Under perioderna med högre mängd har vinden varit västlig med styrkan 5 m/s.

För järn och sulfat observeras inte någon sådan regelbundenhet.

Under perioderna med stora stoftnedfall av bly, zink, och koppar har alltså vinden varit västlig till sydvästlig eller med andra ord, det har blåst från de centrala delarna av staden mot avrinningsområdet. Att de största mängderna erhålles vid omkring 5 m/s torde bero på, att vid starkare vind blir utspädningen av luften bättre. Vid vindstilla eller mycket svag vind tillföres mindre mängd luftburet stoft till området kring pumpstationen från exempelvis centrumområdet. Detta tyder på, att det aktuella avrinningsområdet skulle vara renare än vissa omkringliggande områden såsom de centrala delarna av staden.

Påpekas bör att förutom de skador stoftet förorsakar genom att förorena dagvattnet finns också de skador t.ex. vid andning, som stoftet förorsakar medan det virvlar omkring i luften.

Under perioden september 1971 till augusti 1972 finns det fyra tillfällen, då pH-värdet ändrats med mer än en enhet mellan två på varandra följande exponeringsperioder. Jämföres för dessa fyra tillfällen förändringarna av mängderna för bly, zink, koppar och järn med pH-förändringarna observeras, att pH-värdet sjunker, då mängderna ökar avsevärt och omvänt. För 13 av de 16 värdena gäller, att pH-värdet förändras med mer än en enhet vid en förändring av mängden med i genomsnitt 40 % av respektive medelvärde.

4.4 Snö

4.4.1 Slag av snöprover

Man kan ta olika slag av snöprover såsom

I Nysnöprover, som visar hur snön är när den kommer. Dessa kan tas medan snöfall pågår eller inom kort efter det snöfallet upphörde.

II Samlingsprover, som visar vad man kan vänta av smältvattnets sammansättning. Dessa prover tas på så sätt, att en parallellepiped utskäres ur snön. Ett samlingsprov består till största delen av snö, som icke förändrat sig sedan den fallit. I samlingsprovet ingår dessutom ett kraftigare förorenat ytskikt. Om flera snöfall ackumuleras, finns också äldre ytskikt i samlingsprovet.

III Ytsnöprover, som visar hur stoftnedfall ackumuleras. Dessa prover består av ett omkring 1 cm tjockt snöskikt med känd yta. Ett ytsnöprov måste ingå i en serie. Medan serien tas måste det vara en tids uppehållsväder, ty regn och snöblandat regn löser en del av föroreningarna och transporterar ned dem i snön.

4.4.2 Prover från Göteborg

Snöproverna har tagits vid pumpstationen. Proven insamlades i ett glaskärl med en volym av 6 l. Efter smältning och uppmätning av smältvattenvolymen analyserades proverna.

Nysnöprover

Tabell 4-4-2a Sammansättningen på nysnöprover tagna under perioden 28.12.71 - 9.3.72

	Pb µg/l	Zn µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Hg µg/l	Fe mg/l
Medelvärde	79	85	26			1,34
Max-värde	200	160	84	<10	<10	5,6
Min-värde	5	12	<5			< 0,01
Omspänningsgrad %	80	80	80			80
Samlingsinterv. gränser	6 156	52 140	<5 52			0,07 3,2
Relativ spridning	1,90	1,04	1,96			2,34
Antal prover	10	10	10	10	10	10

Forts. tabell 4-4-2a

	ℓ µS/cm	pH	SO_4 mg/l	$KMnO_4$-förbr. mg/l	TS mg/l	Glödgn. förl. mg/l
Medelvärde	70	4,90	11,5	21,4	55	31
Max-värde	322	7,09	18	60	183	141
Min-värde	18	3,78	7	4,7	15	0
Omspänningsgrad %	80	80	80			
Samlingsinterv.gränser	20 71	3,92 6,02	8 17			
Relativ spridning	0,73	0,43	0,78			
Antal prover	10	10	10	7	7	7

Man ser i tabell 4-4-2a, att framförallt är järnhalterna kraftigt växlande. Även koppar- och blyhalterna varierar starkt. Relativt sett är zink- och sulfathalterna stabila.

I allmänhet är kloridhalten i nysnön mycket låg, men i två av proverna var halten 14 resp. 19 mg/l. Oljehalten i nysnön är nästan alltid $< 0,5$ mg/l. I ett prov erhölls 4,2 mg/l.

Man konstaterar att nysnön är påtagligt förorenad. Redan när snöflingorna bildas i atmosfären, torde en del föroreningar inneslutas t.ex. i form av kondensationskärnor. Men den allra största delen av föroreningarna i nysnön tillkommer säkerligen, när snöflingorna passerar atmosfärens understa skikt, som i en större stad är kraftigt förorenat upp till en höjd av 100 - 150 m. En snöflinga är porös och när flingan dalar mot marken passerar en del luft genom flingan, varvid en del av den silade luftens föroreningar avsätter sig på och i flingan. Dessutom avsätter sig på flingan en del av föroreningarna i den luft, som pressas undan av flingan.

Föroreningshalterna i nysnön är flera gånger så höga som i regnvattnet. Detta torde bero på snöflingans och regndroppens olika former för upptagning av föroreningar ur luften.

Samlingsprover

Tabell 4-4-2b Sammansättning på samlingsprover tagna under perioden 20.1 - 8.2.72

	Pb	Zn	Cu	Ni	Hg	Fe	H	pH	SO_4	Olja
Medelvärde	207	136	35			8,4	83	5,68	24	8,3
Max. värde	258	194	40	10	10	12,5	153	6,60	41	10,1
Min. värde	180	74	24			5,9	43	5,00	13	6,4
Omspänn. grad %	100	100	100			100	100	100	100	100
Samlingsinterv. gränser	258 180	74 194	24 40			5,9 12,5	43 153	5,00 6,60	13 41	6,4 10,1
Relativ spridning	0,37	0,88	0,46			0,79	1,32	0,28	1,17	0,45
Antal prover	5	5	5			5	5	5	5	5

Av tabellen 4-4-2b framgår, att zink och järn är mer varierande än bly och koppar.

Om man jämför resultaten för samling- och nysnöprover, finner man som väntat, att samlingsproverna är mer förorenade; järnhalten är 6 ggr så stor, blyhalten är 3 ggr så stor och fosfathalten är 2 ggr så stor som i nysnöproverna.

Den relativa spridningen för samlingsprovernas metallhalter är mycket mindre än för nysnöprovernas, trots att samlingsintervallets omspänningsgrad är större för samlingsproverna än för nysnöproverna.

Ordningsföljden för halternas variation är för samlingsproverna zink, järn, koppar, bly. Motsvarande för nysnöproverna är järn, koppar, bly, zink. Zinken, som i nysnön är den minst varierande metallen, har i samlingsproverna blivit den mest varierande metallen. Ändå har zinkens variationer avtagit; dess relativa spridning har minskat från 1,04 till 0,88, trots att omspänningsgraden ökat från 80 till 100 %.

Ysnöprover

Stoftnedfallet per m^2 kan beräknas med formeln

$$m_y = \frac{V}{A} (c - c_s)$$

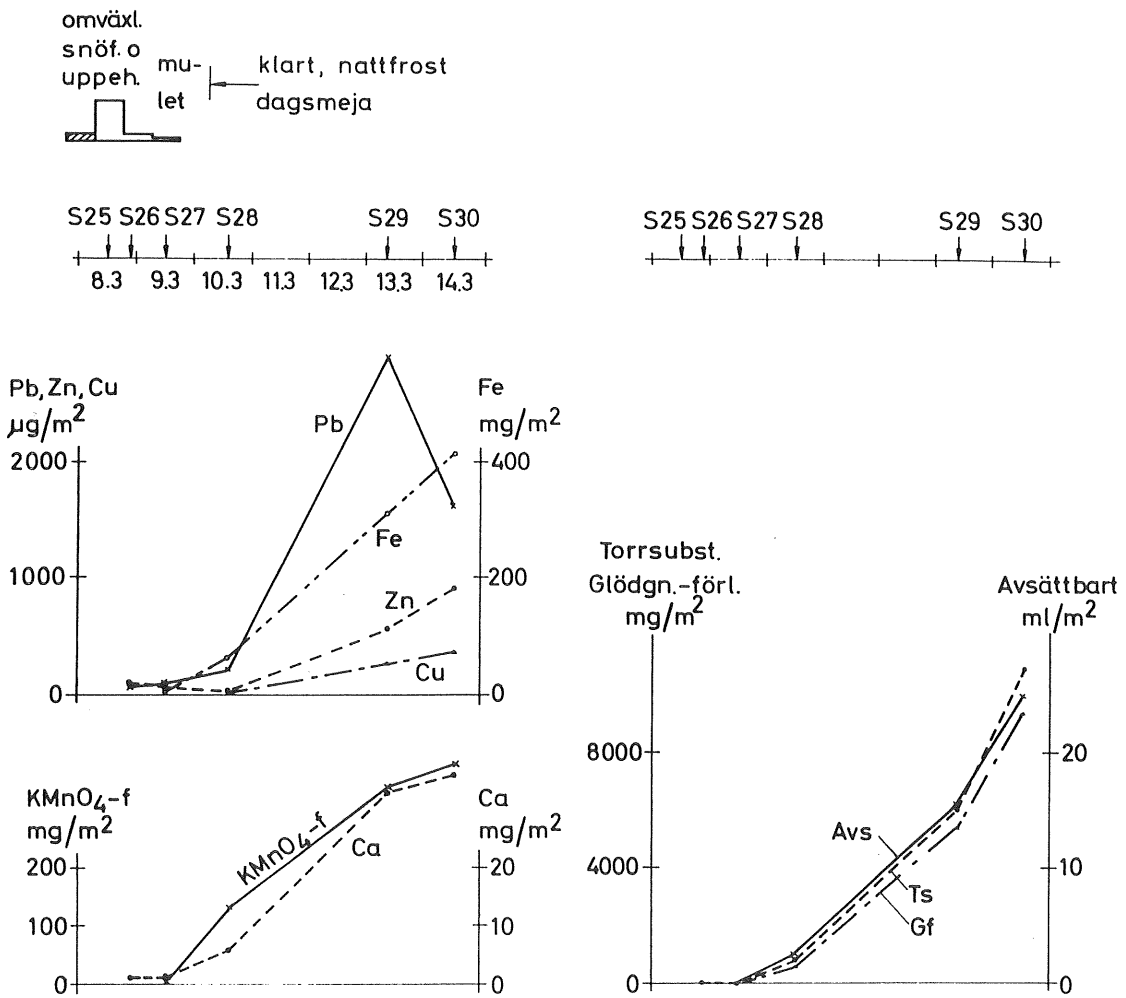
V = snöprovets volym

A = snöprovets yta

c = snöprovets halt (inkl. förorening från såväl yta som snö)

c_s = snöns halt

I figur 4-4-2 visas stoftnedfallet under 7 dagar i mars -72. Under uppehållsdagarna 10 - 14.3 ackumuleras stoftnedfallet. För metallerna järn, zink och koppar är det en jämn stegring, men bly uppvisar mot slutet en avvikelse från det regelbundna. Detta torde bero på, att stoftnedfallet fördelar sig något ojämnt på markytan. Därför kan det inträffa, att någon komponent uppvisar en oregelbundenhet, även om provytorna ligger alldeles intill varandra och är ganska stora (1,0 m^2).



Figur 4-4-2 Stoftnedfall på snö, Göteborg

Förutom de komponenter, som visas i diagrammen, har även ändra undersökts. Resultatet av detta är följande:

Kvicksilver avsatte sig i en mängd understigande 4 $\mu g/m^2$ d.

Det finns spår av nickel i nedfallet.

pH-värdet i smältvattnet för de 3 första proverna var 3,92 - 4,20. Därefter steg pH-värdet till 5,93, 7,11 och slutligen 7,43. Anledningen till denna pH-stegring torde vara nedfallet av kalciumhaltigt material, se figur 4-4-2. (På några hundra meters avstånd från provtagningsplatsen finns en omlastningsstation för cement).

Ledningsförmågan i de smälta proverna steg från omkring 50 till omkring 150 $\mu S/cm$.

Ingen klorid kunde hittas i proven.

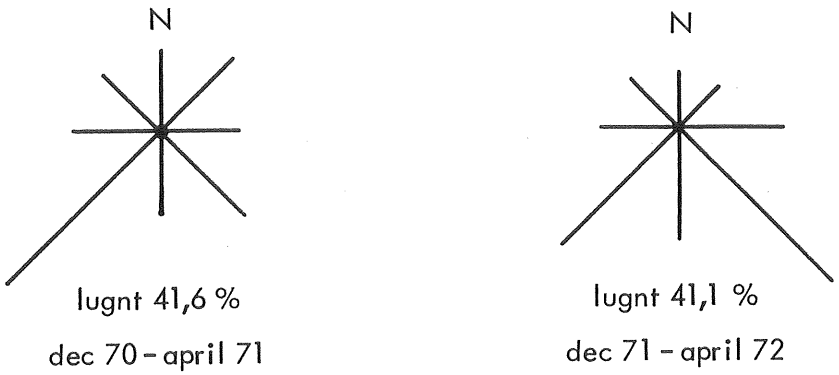
Det avsatte sig i genomsnitt 3 - 4 mg olja/m^2 · d.

4.4.3 Fjällprover

I syfte att få basvärdesprover togs under första hälften av april 1971 och 72 snöprover i trakten av Sälen i nordligaste Dalarna. Området består av kalfjäll av någon mils utsträckning åtskilda av barrskogsbevuxna dalar.

Nysnöprover, ytsnöprover, prover på tidigare ytskikt samt samlingsprover togs på Storfjället på en höjd av 890 m, Östra Granfjället 930 m och Lägerdalsfjället 870 m. Vidare togs ytsnö- och samlingsprover i en sektion vinkelrätt en väg norr om Hundfjället. Sammanlagt insamlades 21 snöprover och 4 smältvattenprover.

Snödjupet var 40 - 90 cm 1971 och 55 - 75 cm 1972. För närmaste meteorologiska station, 133 Rörbäcksnäs, gäller följande. Temperaturen var - 2,3° — — + 8,5° 1971 och - 5,2° — + 6,7° 1972 under provtagningsperioderna. Vindfrekvensdiagram har ritats för perioderna dec. — mars. Sydvästliga och sydöstliga vindar dominerar. I riktning sydväst ligger bl.a. Oslo på 20 mils avstånd. I riktning sydöst ligger bl.a. Mälarområdet på 25 — 30 mils avstånd. Analysresultaten är något osäkra av två skäl. Dels är antalet prover ganska lågt. Dels är halterna så låga, att analysmetodernas undre känslighetsgräns i många fall tangeras.



Figur 4-4-3 Vindfrekvensdiagram, Rörbäcksnäs

Ytsnöprover

Ytsnöproverna kan indelas i följande kategorier

1. nysnöprover 1971 och 72
2. högfjällsprover 71
3. högfjällsprover 72
4. prover tagna 15 - 120 m från väg, vägprover

Tabell 4-4-3a Haltmedelvärden för olika kategorier nysnöprover

	Pb µg/l	Zn µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Hg µg/l	Fe mg/l	pH	H µS/cm	Cl mg/l	SO_4 mg/l	$KMnO_4$ förbr. mg/l	Antal prover
Nysnö	20	43	16	5	<10	0,12	3,8	54	< 5	1,5	22	2
Högfjälls-prov 71	<5	21	<1	<10	<10	0,76	5,1	5,7	<4	2	38	2
Högfjälls-prov 72	5-10	41	20	5-8	<1	0,02	4,4	53	<5	2	4	4
Vägprover	<10	8	7	3-6	<10	0,34	4,9	23	<5	2	21	4

När ytsnöproverna (med undantag av nysnöprovet) togs 1971, hade senaste snöfallet inträffat 6 - 8 dagar tidigare. För 1972 gäller att senaste snöfall inträffade 5 - 8 dagar tidigare. En exponeringstid av uppåt en vecka skulle i Göteborg medfört, att snön blivit kraftigt förorenad. Ytsnön på fjället efter en veckas exponering har inte högre halter än nysnön. Således har ingen-

ting sedimenterat.

Även de snöprover, som tagits i sektioner 15 - 120 m från en väg, visar sig ha samma halter som nysnön. Man kan inte se, att halterna skulle öka då avståndet till vägen minskar. Vägen ifråga är en oljegrusbelagd ödebygdsväg med en trafikintensitet av 150 - 200 fordon/dygn under aktuell tid. Vägen ligger i det fjällområde där de övriga proverna tagits.

Nysnön har påtagliga halter av bl.a. tungmetaller. En jämförelse med nysnön i Göteborg visar, att föroreningshalterna i Göteborg är 2 - 10 ggr så höga. Men nysnön i fjällen är ändå påtagligt förorenad. Av ytsnöproverna framgår, att fjälluften är så ren, att föroreningar knappast avsättes på markytan. Detta förhindrar ju dock icke, att fjälluften kan ha vissa föroreningar, som kan upptas av snön, när denna faller. Det troliga är, att åtminstone en del av föroreningarna i nysnön i fjällen kom redan när snön bildades, t.ex. små partiklar som fungerat som kondensationskärnor.

S a m l i n g s p r o v e r

Samlingsproverna kan indelas i följande kategorier

1. prover från högfjället 1971
2. prover från högfjället 1972
3. prover 15 - 120 m från väg

Tabell 4-4-3b Haltmedelvärden för olika kategorier samlingsprover

	Pb µg/l	Zn µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Hg µg/l	Fe mg/l	pH	ϰ µS/cm	Cl mg/l	SO_4 mg/l	$KMnO_4$ förbr. mg/l	Antal prover
Högfjälls-prover 71	<5	27	≈1	<10	<10	0,11	4,45	17	<4	<1	38	2
Högfjälls-prover 72	<10	20	18	<10	<1	0,02	4,38	51	<5	2	20	4
Vägprover	<10	25	22	<10	<1	0,04	4,57	35	<5	2	21	2

I ett av högfjällsproverna har man funnit en kadmiumhalt av 5 µg/l. Järnhalterna 1972 är omkring 20 % av föregående års värden, medan kopparhalterna 72 är 20 ggr så höga. Detta kan bero på vindar eller andra yttre om-

ständigheter. Det kan också bero på, att antalet prover är lågt och att halterna ligger nära analysmetodernas undre gränser.
Vägproverna visar inte högre halter än fjällproverna.
En jämförelse med Göteborgsproverna visar, att dessa har tungmetallhalter som är 2 - 100 ggr så höga. Anmärkningsvärt är att pH-värdet för Göteborgsproverna är högre. Detta kan bero på t.ex. cementdamm. Sulfathalten i Göteborgsproven är 10 - 20 ggr så hög.

4.5 Smältvatten

Under tiden februari - april 1970 togs prover på smältvatten. Dessa prover har uppdelats i dels smältvatten från gatuyta och dels smältvatten från icke gatuyta. Under och närmaste tiden efter ett snöfall kommer smältvattnet huvudsakligen från gatuytor. Senare, när snön på gatorna smält undan, kommer under töperioderna smältvattnet från omgivande ytor.

Proverna har tagits i pumpstationen dels på inkommande vatten, dels på vatten i bassängen varvid bassängvattnet varit tämligen ostört under en tid av mer än en timme.

Tungmetallhalterna i smältvattnet från gatuyta är 2 - 3 ggr så höga som i smältvattnet från icke gatuyta. Även kloridkoncentrationen, ledningsförmågan, avsättbar mängd, mängd suspenderat material och torrsubstans är mycket större i smältvattnet från gatuyta.

Koncentrationerna i bassängvattnet är omkring hälften av koncentrationerna i inkommande vatten. Detta gäller med undantag av kloriden, som är i löst form och således opåverkad av sedimentering, och torrsubstansen, som till övervägande del består av salter. Vidare är sulfathalterna opåverkade av sedimentering, vilket innebär att svavlet förekommer i löst form (SO_4 markerar totalsvavel angivet i SO_4-form).

I allmänhet sker snösmältningen i Göteborg under regnväder. Detta medför naturligtvis, att vattenproverna består av såväl smält-, regn- som dräneringsvatten. Ett mindre antal prover av enbart smält- och dräneringsvatten har

Tabell 4-5a Smältvattnets sammansättning (medelvärden).

	Från gatuyta		Från icke gatuyta	
	Ink. vatten	Bassäng vatten	Ink. vatten	Bassäng vatten
Pb µg/l	400	150	164	92
Zn "	543	338	203	127
Cu "	118	54	45	27
Ni "	52	27	19	9
Hg "	spår	spår	spår	spår
Fe mg/l	12,9	5,40	4,88	0,92
Cl "	2420	2690	684	1050
SO_4 "	263	280	201	261
pH	7,28	7,23	7,16	7,60
$\varkappa$ µS/cm	6690	6350	2000	3290
Avsättb. ml/l	5,86	0,92	0,78	0,84
Susp. mg/l	946	422	442	222
TS	4510	4270	2070	2670
Antal värden	11	6	14	5

dock erhållits. Dessa prover har tagits under dagar med uppehållsväder, minskande snödjup och tö. Smältvattenmaterialet från våren 1972 har uppdelats i följande kategorier:

I Dagvattenprover innehållande enbart smält- och dräneringsvatten

II Dagvattenprov tagna under snöfall

III Dagvattenprover från snösmältning under regn.

Endast prover, som med säkerhet kan hänföras till någon av dessa kategorier, har medtagits. Komponenternas halter framgår av tabell 4-5b.

Man observerar, att smältvatten av kategori I skiljer sig från smältvatten av kategorierna II och III, när det gäller halterna av tungmetaller, klorid, olja, avsättbart, suspenderat material, torrsubstans och glödgningsrest. Detta torde bero på, att smältvattnet av kategori I till största delen kommer från grässlänter och liknande, där smältningsförloppet sker på annorlunda sätt än på gatuytor. När snön på en ostörd yta smälter, sjunker smältvattnet genom snön och filtreras därvid, medan snön på gatuytor genom trafikens påverkan smälter under ständig omblandning.

Tabell 4-5b Komponenternas haltmedelvärden

		I Uppeh.	II Snöfall	III Regn
Pb	µg/l	158	705	701
Zn	"	151	583	429
Cu	"	29	265	123
Ni	"	10	10	10
Hg	"	10		10
Fe	mg/l	7,5	100	43,9
Cl	"	661	1660	1600
SO_4	"	159	82	162
$KMnO_4$-f	"	80	249	175
Olja	"	15,1	170	62,4
pH		7,64	7,98	7,41
$\varkappa$	µS/cm	2340	4660	8470
Avsättb.	ml/l	0,33	13,3	2,1
Susp.	mg/l	89	1470	625
TS	"	1730	4790	3540
Glödgn. rest	"	1400	4130	3180
O_2	"	11,4	9,16	9,94
BS_7	mgO_2/l		38,1	
Antal värden		3	4	7
Q	l/s	3,8-4,3	5,5-15	3,3-20

Kloridhalten är i vissa prover hög, ~3500 mg/l. Detta beror förmodligen på saltning. Smältvatten av kategori I i 1972 års smältvattenundersökning (dvs. enbart smält- och dräneringsvatten) kan jämställas med smältvatten från icke gatuyta av år 1970. Överensstämmelsen mellan mätvärdena är god, i all synnerhet med tanke på de meteorologiska skillnader det var mellan åren 1970 och 72.

Smältvatten av kategorierna II och III i 1972 års smältvattenundersökning (dvs. snösmältning under snöfall eller regn) kan jämställas med smältvatten från gatuyta av år 1970. Åtminstone för kategori III är också överensstämmelsen mellan mätvärdena 1970 och 72 god.

4.6 Dräneringsvatten

Mängden dräneringsvatten varierar mellan 0,5 och 3 l/s, varvid det lägre värdet gäller efter längre torrperioder. Vattenföringens relativt stora variationer beror på, att dräneringsvattnet till en del består av infiltrerat dagvatten, som avleds inom några veckor.

Dräneringsvattnets sammansättning varierar beroende på hur stor delen infiltrerat dagvatten är. Av tabell 4-6 framgår inom vilka gränser sammansättningen för ett antal slumpvis valda dräneringsvattenprover håller sig.

Tabell 4-6 Dräneringsvattnets sammansättning

Pb	<10 - 10	µg/l
Zn	<10 - 36	"
Cu	6 - 21	"
Fe	0,7 - 4,4	mg/l
Cl	600 - 1400	"
$KMnO_4$-förbr.	35 - 90	"
SO_4	150 - 290	"
Suspenderat material	18 - 35	"
Torrsubstans	1800 - 2600	"
pH	7,6 - 8,3	
Ledningsförmåga	2800 - 3600	µS/cm

5. UNDERSÖKNING AV DAGVATTNET

5.1 Regnskurarnas storlek, antal prover samt analyser

I detta sammanhang är de extremt stora regnen av föga intresse, därför att det mesta regnvattnet faller under måttliga regn. De flesta regnskurarna på vilka prov tagits har specifika avrinningsmaxima <10 l/s · ha. Endast tre regnskurar har avrinningsmaxima >100 l/s · ha.

Prover har insamlats från 49 regnskurar. Antalet dagvattenprover är 495.

Dagvattenproverna har analyserats med avseende på bly, zink, koppar, nickel, kvicksilver, järn, klorid, sulfat, olja, pH, ledningsförmåga, permanganatförbrukning, grumlighet, avsättbart material, suspenderat material, torrsubstans, glödgningsrest. Således 17 komponenter. Utgående från torrsubstansen och glödgningsresten beräknades glödgningsförlusten. Många prover har också analyserats med avseende på fosfor, några prover med avseende på kadmium och krom.

5.2 Provtagningsförfarande

Proverna har tagits i pumpstationen i det vattenfall, som bildas av inkommande vatten, när vattenståndet i bassängen är lågt. Vattenståndet har om så erfordrats sänkts före varje provtagning. Genom att skapa ett fall har säkerhet erhållits, för att proverna bestått av uteslutande inkommande vatten och provtagningen har kunnat ske så, att man fått med vatten från hela den våta sektionen. Vidare har mätningen av vattenföringen möjliggjorts även för små vattenföringar.

Samtliga prover har tagits i glasflaskor.

De allra flesta analyserna har utförts på prov, som haft volymen 3,5 l. Tidvis har dessutom BS-, syre- och bakteriologiska prover samt prover för sedi-

menteringsundersökningar tagits.

Provtagningen måste börja innan eller senast samtidigt som regnet börjar falla, så att det första provet i serien tages vid basvattenföring. Under avrinningens ökningsfas sker snabba förändringar i vattenföring och sammansättning. Proverna måste därför under detta skede tagas med små tidsmellanrum, ca 5 minuter. Under avklingningsfasen sker förändringarna allt långsammare och proverna kan därför tagas allt glesare. Provtagningen har pågått tills basvattenföringen åter uppnåtts.

Omedelbart efter det ett vattenprov tagits, har vattentemperaturen avlästs med en precision av 0,1 °C. Härvid har ett komplicerat men noggrannt samband mellan vattenföring och vattentemperatur observerats. Redan en liten förändring i vattenföringen leder till en förändring av temperaturen. Dagvattnets temperaturförändringar beror på ledningarnas inverkan. Sambandet är dock alldeles för komplicerat för att praktiskt kunna användas för vattenföringsbestämning.

Under provtagningen har observerats att färgen på proverna följer ett mönster. Innan avrinningen börjat, när det således endast är dräneringsvatten, är provet klart och mycket svagt gulfärgat. När dagvattenavrinningen börjat, blir vattnet allt grumligare och — om det varit uppehållsväder någon dag eller mer — rostrött. Den starka roströda färgen övergår till rödsvart och nästan svart. När avrinningsmaximum passerats, övergår färgen långsamt i mörkgrått och så småningom i brungrått samtidigt som grumligheten minskar. Efter ett utdraget förlopp, som kan vara i 2-4 timmar, blir färgen åter mycket svagt ljusgul. Detta inträffar då allt dagvatten runnit ur ledningarna.

Under provtagningen har den synnerligen viktiga variabeln vattenföringen uppmätts. Beroende på dess storlek har olika metoder använts.

Då vattenföringen varit mindre än 10 l/s, har den beräknats genom mätning av den tid, som åtgick för en viss vattenvolym att passera en speciell sektion av ledningen, nämligen vattenfallet.

Då vattenföringen varit större än 5 l/s, har den beräknats genom i tiden be-

stämda avläsningar av vattenståndet i bassängen. Denna metod har använts för vattenföringar upp till 200 l/s. Vid högre vattenföringar måste ett varierande antal pumpar ständigt vara igång, för att hålla vattenståndet inom vissa gränser. Man måste då avläsa och i tiden bestämma vattenstånden och pumpmanövrerna, vilka därvid måste ske för hand.

Under provtagningsdagarna har regnintensiteten uppmätts. Regnvattnet har insamlats i en imhoffkon. Även om det absoluta felet kan vara ganska stort på regnintensitetsmätningarna — uppskattningsvis från bortåt 25% vid stark vind till 5% vid vindstilla — får man en god bild av variationerna inom varje regn.

5.3 Halters och vattenföringars variationer i tiden

Exempel på halters och avrinningars variationer i tiden illustreras i figur 5-3a och bilaga 4 för tre slumpvis utvalda regn T70, H71 och M71 med maximala avrinningarna 7,4, 2,3 resp. 6,5 l/s · ha. Regnen visas i figurerna i den nämnda ordningen uppifrån och ner komponent för komponent.

Följande kommentarer kan göras till diagrammen. Om föregående regn slutade falla mer än 4 timmar tidigare, består avrinningen av enbart grundvatten. När vattenföringen börjar öka till följd av regn, springer haltvärdena upp mycket kraftigt under den första delen av vattenföringsökningen. Halterna avtar därefter i allmänhet innan första vattenföringstoppen nåtts. Detta beror på processelementen lösgörning, urtvättning och utspädning. I början av första skuren går materiallösgörningen lätt och halten stiger därför kraftigt, men allteftersom urtvättningen av markytans föroreningar fortskrider, blir lösgörningen svårare och utspädningseffekten kan snart dominera över lösgörningseffekten varvid halterna sjunker. Om regnet har flera skurar och vattenföringen så småningom åter ökar, stiger genast haltvärdena, men når nu till följd av urtvättningen inte lika höga värden, som de skulle gjort om det varit första skuren. Om halterna på grund av upprepade täta skurar mattas av, så visar det sig att de återhämtar sig vid ett fåtal timmars uppehållsväder (se regn M71).

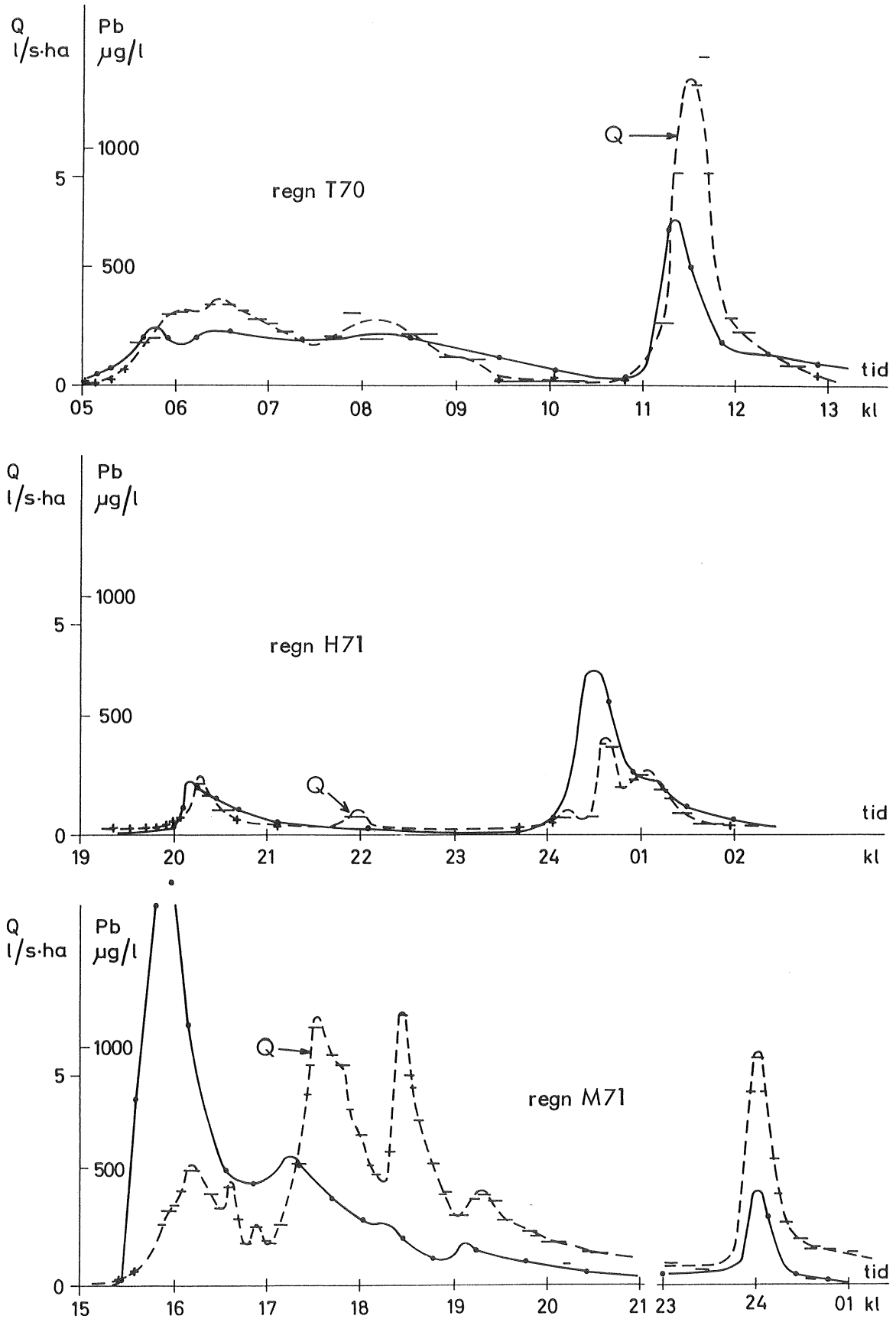
I regn M71 är 2:a och 3:e skuren lika stora ur avrinningssynpunkt. Men halterna under 3:e skuren är betydligt lägre än under 2:a skuren. Detta visar att processelementet urtvättning existerar och har stor betydelse för variationerna i dagvattnets sammansättning. Urtvättningens existens och betydelse bestyrkes vid betraktande av många andra regn.

I figur 5-3b och bilaga 4 har vidare regn U70 illustrerats och detta av den anledningen, att det åskådliggör processelementet utspädning. Av detta regns två första skurar är den andra hälften så stor som den första, men halttopparna är lika stora. Om enbart processelementet urtvättning existerar, så skulle andra halttoppen vara mindre än den första. Om enbart processelementet utspädning finns, skulle första halttoppen vara mindre än den andra. Det fakta att båda halttopparna är lika stora visar, att båda processelementen urtvättning och utspädning föreligger. Detta framgår också av den iakttagelse, som gjorts vid många regn, att trots att halten vanligen sjunker innan vattenföringsmaximum nåtts, så stiger halten åter när vattenföringen i nästa skur åter börjar öka. Det kan således inte vara urtvättningen enbart som förorsakar haltsänkningen, eftersom det tydligen finns material kvar att lösgöra vid en följande skur i samma regn.

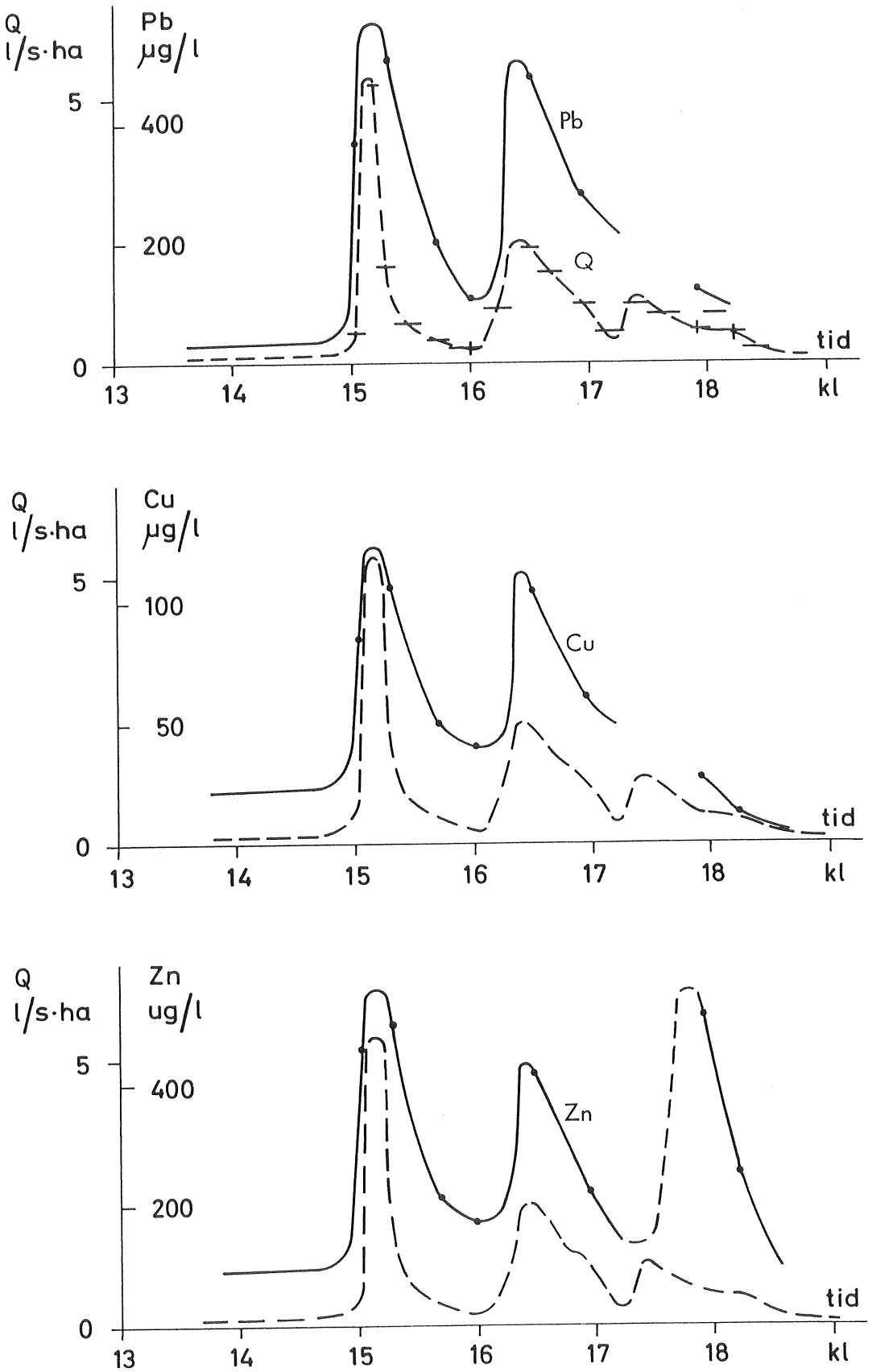
Komponenterna i dagvattnet kan indelas i två grupper, dels de egentliga dagvattenkomponenterna och dels de komponenter, som huvudsakligen härrör från grundvattnet. Exempel på de egentliga dagvattenkomponenterna är tungmetallerna, fosfor, olja, avsättbart material samt permanganatförbrukande och biokemiskt syreförbrukande material. Exempel på grundvattenkomponenter är klorid, sulfat och torrsubstans. Som framgår av bilaga 4 varierar grundvattenkomponenterna på ett helt annorlunda sätt än dagvattenkomponenterna. I många avseenden är variationsmönstret omvänt.

5.4 Komponenternas variationer i tiden jämförda med variationen av suspenderat material.

Vissa komponenters variationer i tiden har för jämförelse ritats tillsammans med det suspenderade materialets variationer. Härvid iakttager man att det



Figur 5-3a Blyhaltens variation vid tre regn



Figur 5-3b Regn U70

föreligger en viss samvariation. Detta kan betyda, att en stor del av tungmetallerna finns i det suspenderade materialet.

Som exempel visas i figur 5-4 tungmetallernas variationer i tiden tillsammans med suspenderat materials. Övriga komponenter visas i bilaga 5 .

I diagrammen angiver ordinatan del av totalt under regnet avrunnen mängd omräknat till provtagningstätheten var tionde minut. Det betraktade regnet är M71.

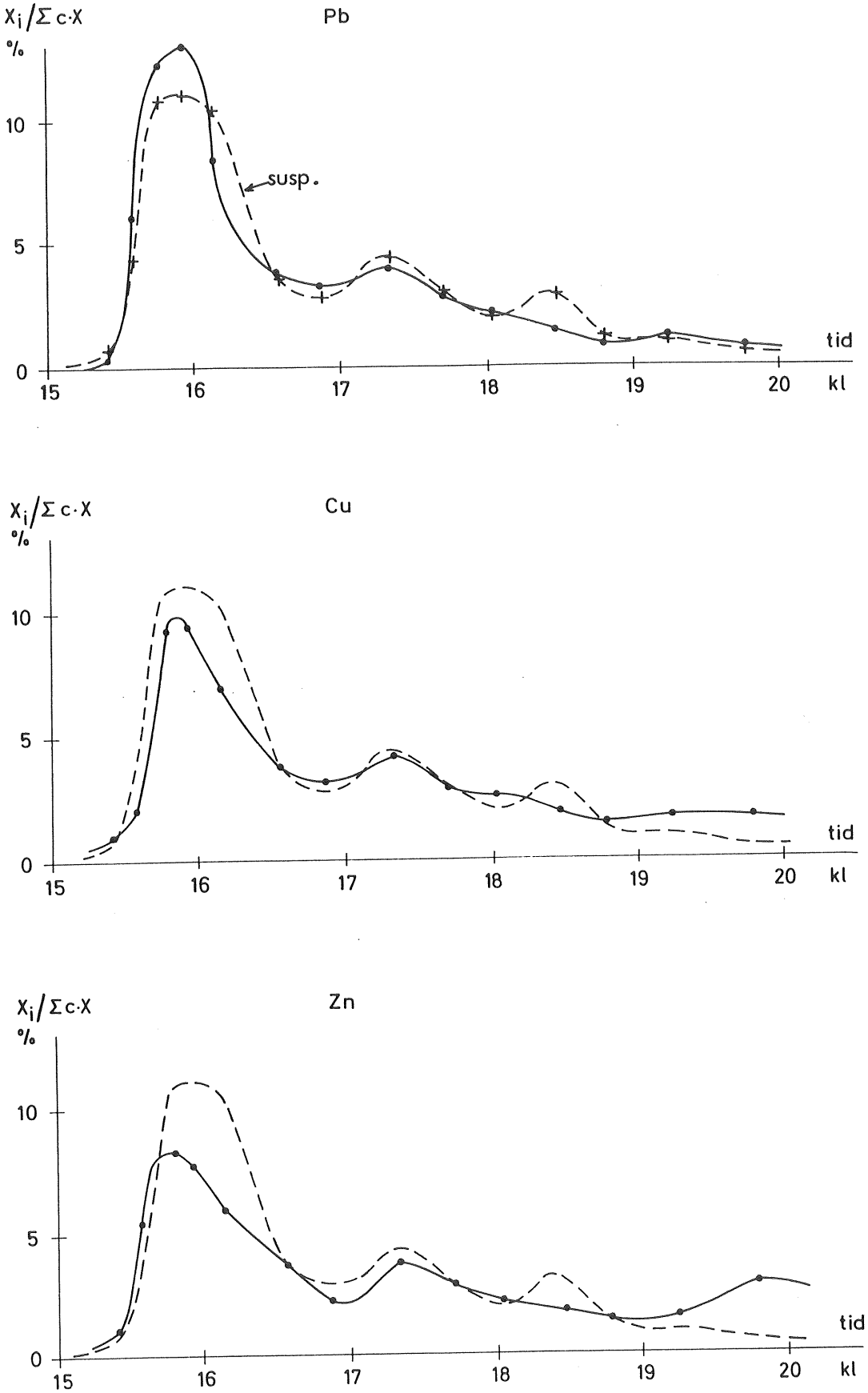
5.4.1 Delmängd tungmetaller som finns i suspenderad form

För att bestämma hur stor del av tungmetallerna, som finns i suspenderad form, har 13 dagvattensprover analyserats med avseende på tungmetaller efter filtrering. Proverna togs i november månad. Det därvid använda filtret var Munktells nr 3. Detta filter, som är grövre än de filter som använts för bestämning av mängd suspenderade ämnen, valdes av det skälet, att dagvattnet har så stor halt suspenderade ämnen, att det varit svårt att få en tillräcklig provkvantitet genom det finare filtret. Tungmetallhalterna (medelvärden) före och efter filtrering har jämförts och framgår av tabell 5-4-1. Endast prover, som tagits vid vattenföringar större än 3,5 l/s, har medtagits.

Tabell 5-4-1 Jämförelse mellan tungmetallhalterna i ofiltrerade och filtrerade prover Bättre med centrifugering?

		ofiltrerat	filtrerat	reduktion
Pb	µg/l	429	28	93 %
Zn	"	537	64	88 "
Cu	"	215	26	88 "
Fe	mg/l	76,4	0,7	99 "
Susp.	"	819	48	94 "

Det mesta av tungmetallerna i detta dagvatten förekommer således under sen-

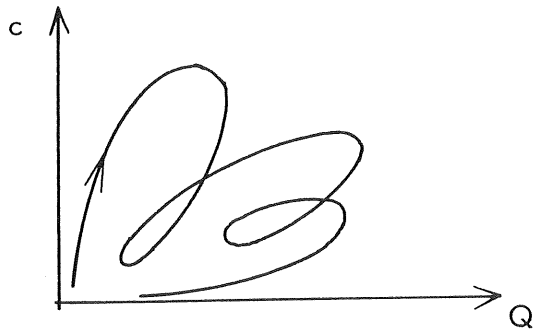


Figur 5-4 Tungmetallernas variationer i tiden jämförda med variationerna av suspenderat material

hösten i suspenderad form och kan därför avlägsnas ur vattnet medelst sedimentering med eller utan tillsats av flockningsmedel. Det är osäkert om detta gäller under andra årstider (inverkan däcksdubbar ?) och för andra avrinningsområden. Den del av tungmetallerna, som förekommer i suspenderad form, torde vara beroende av mängden och storleksfördelningen av dagvattnets uppslammade partiklar av olika ämnen t. ex. asfalt och sten.

5.5 Samband mellan halter och vattenföring för enskilda regn.

Av de diagram, som visar dagvattenkomponenternas halter och vattenföringen som funktioner av tiden (bilaga 6), framgår att det finns vissa samband mellan halter och vattenföring. Om man regn för regn ritar halterna av de egentliga dagvattenkomponenterna som funktioner av vattenföringen (båda skalorna linjära), får man slingformade kurvor såsom schematiskt illustreras av figur 5-5a. Varje regnskur representeras av en ögla. Man rör sig alltså huvudsakligen snett nedåt höger allteftersom regnet fortskrider, vilket beror på urtvättning.

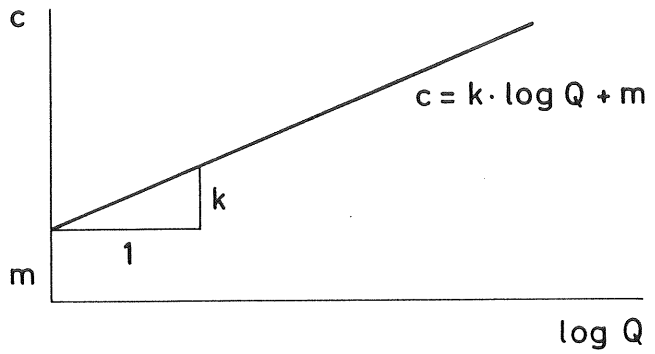


Figur 5-5a cQ-sambandens principiella utseende vid linjära skalor.

Som framgår av diagrammen över halter och vattenföring som funktioner av tiden, finns det vanligen en tidsförskjutning mellan haltkurvorna och vattenföringskurvan. Haltmaximum brukar ligga 5-10 minuter före vattenföringsmaximum.

Om man för varje regnskur förskjuter koncentrationsmaxima i tiden så, att varje komponents haltmaximum sammanfaller med regnskurens vattenförings-

maximum och därefter inprickar de då motsvarande halterna och vattenföringen i ett enkellogaritmiskt diagram (halten linjär och vattenföringen logaritmisk skala) finner man, att det blir rätlinjiga samband mellan vattenföringen och tungmetallernas koncentrationer. Dessa rätlinjiga samband har olika lutningar och olika lägen i koordinatsystemet, dvs. varierande k- och m-värden i figuren.

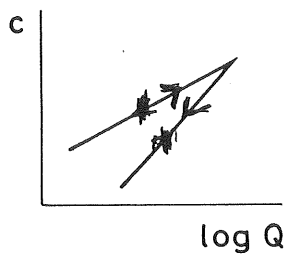


Figur 5-5b cQ-sambandens principiella utseende om c-skalan är linjär och Q-skalan logaritmisk

De allra flesta linjerna för någon viss komponent har emellertid var och en någon av två-tre bestämda lutningar (olika för olika komponenter) och linjernas lägen koncentreras till vissa positioner.

Det förhåller sig så, att linjernas lutningar och lägen väsentligen bestäms av markytans exponeringstid för luftföroreningar eller med andra ord tiden till föregående regn och det aktuella regnets storlek mätt som vattenföringens maximala storlek. Vissa andra faktorer spelar också in såsom vindriktning och vindstyrka under exponeringstiden.

Varje regnskur får i princip ett utseende, som framgår av figur 5-5c. Den ena linjen betecknar den del av regnskuren då halt och vattenföring är stigande och den andra linjen den del av regnskuren då halt och vattenföring är fallande. För vissa regnskurar finns det inte tillräckligt många värden på den stigande delen och därför representeras de regnen endast av den fallande delen. För att få ett rättvi-

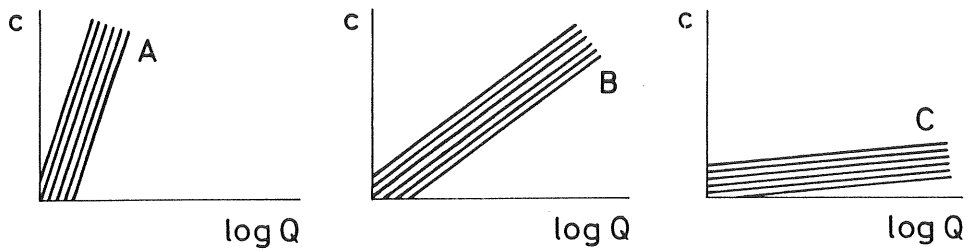


Figur 5-5c En regnskurs principiella utseende vid halvlogaritmisk skala

sande medelvärde för alla regnen grundades det på enbart den fallande delen för samtliga regn.

I bilaga 6 illustreras sambandet mellan halten och vattenföringen. För varje medelvärdeskurva angives de karaktäristiska egenskaper, som de regn varpå kurvan baseras har.

Regnskurarna har klassificerats efter sina lutningar och lägen i ett enkellogaritmiskt cQ-diagram. Detta gick till så, att för varje tungmetall bestämdes de tre vanligaste lutningarna, som benämndes A, B och C. Lutning A är störst. För varje lutning uppdelades diagrammet av sex räta parallella linjer. De fält, som därvid uppkom, numrerades uppifrån och ned (I - VII). Se figur 5-5d.



Figur 5-5d cQ-sambandens klassificering.

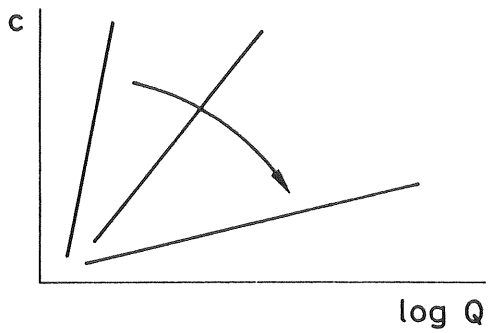
5.5.1 Halt - vattenföringssambandets beroende av markytans exponeringstid

Det förhåller sig så, att ju kortare tiden till föregående regn är, desto mer förskjuts och roteras cQ-funktionerna från ett brant läge till vänster till ett flackt läge, se figur 5-5-1.

Som framgår av tabell 5-5-1a sjunker medelvärdet av tiden till föregående regn från lutningarna A och B till C.

Att cQ-funktionen förskjuts snett nedåt höger kan visas genom jämförelse av tiden till föregående regn mellan olika lägen. Denna jämförelse försvåras av det fakta, att cQ-sambanden oftast samlar sig till ett enda läge för varje lutning och jämförelsen kan endast göras, då det finns flera lägen för samma lutning. I tabell 5-5-1b redovisas de fall där sådana jämförelser kan

Figur 5-5-1 cQ-sambandens rotation när markexponeringstiden ökar.



Tabell 5-5-1a Medelvärdet av tiden till föregående regn (timmar) fördelat på olika funktionslutningar

	lutn. A	lutn. B	lutn. C
Pb	17	16	1
Zn	16	20	2
Cu	20	20	5
Fe	13	19	7

Tabell 5-5-1b Tiden till föregående regn för olika funktionslägen

A I-II	A VI-VII			Pb
18 h	14			
B II	B III	B IV	B V	Pb
28 h	23 h	10 h	0 h	
B I	B VII			Zn
34 h	3 h			
B I	B II-III			Fe
21	19 h			

göras. Tidsskillnaden mellan zinkens lägesklasser B I och B VII är 31 h. Tidsskillnaden mellan järnets lägesklasser B I och B II-III är bara 2 h. I det förra fallet fanns det sex lägesklasser emellan och då bör tidsskillnaden också vara mycket större än i det senare fallet, där det är intilliggande lägesklasser som jämförs.

5.5.2 Halt - vattenföringssambandets beroende av regnets storlek

Regnets storlek uttrycks här som vattenföringens maximum. Då Q_{max} ökar, sjunker cQ-sambandets lutning och läget förskjuts snett nedåt höger. Detta framgår av tabellerna 5-5-2a och b, som visar dels lutningsförändringen och dels parallellförflyttningen vid ökande Q_{max}.

För bly är inte värdena i tabell 5-5-2b desamma som de i bilaga 6-4 angivna karaktäristiska egenskaperna för de regn varpå kurvorna grundar sig. Detta beror på att A-kurvan representerar medelvärdet för A I-II medan i tabellen anges medelvärdet för A I-II och A VI-VII. Den andra kurvan i samma figur representerar regnskurar med såväl B- som C-lutning.

5.5.3 Halt - vattenföringssambandets beroende av både markytans exponeringstid och regnets storlek

Man finner således, att cQ-sambandet är brant när exponeringstiden är lång och regnet är litet. Man finner också, att cQ-sambandet är flackt när exponeringstiden är kort och regnet är stort. I dessa fall samverkar exponeringstidens och regnstorlekens effekter.

Men i de fall då både exponeringstiden och regnstorleken är små och i de fall då både exponeringstiden och regnstorleken är stora motverkar effekterna varandra.

I samlingen av regnskurar finns det 6 stycken, som har kort markexponeringstid (2 - 10 h) och litet Q_{max} ($\leq$ 1,2 l/s · ha). Lutningsfördelningen på dessa regn är enligt tabell 5-5-3a. Av tabellen framgår att lutningen är brant när

Tabell 5-5-2a Medelvärdet av regnens Q_{max} (l/s) fördelat på funktionslutningar

	lutn. A	lutn. B	lutn. C
Pb	44	89	60
Zn	26	70	62
Cu	11	55	92
Fe	10	15	80

Tabell 5-5-2b Regnens Q_{max} fördelade på funktionslägen

A I-II	A VI-VII			Pb
17 l/s	112 l/s			
B II	B III	B IV	B V	Pb
21	49	138	42	
B I	B VII			Zn
39	112			
B I	B II-III			Fe
14	14			

Tabell 5-5-3a Fördelningen av funktionslutningar för regn med kort markexponeringstid och litet Q_{max}

	lutn. A	lutn. B	lutn. C
Pb	6	-	-
Zn	6	-	-
Cu	3	3	-
Fe	3	1	2

exponeringstiden är kort och regnet litet.

Således gäller för bly, zink och koppar att cQ-sambandet alltid är brant för små Q_{max}.

Det finns två regnskurar med relativt lång markexponeringstid (~2 dygn) och med medelstort (9 l/s · ha) och stort (124 l/s · ha) Q_{max}. Lutningsfördelningen för dessa regn framgår av tabell 5-5-3b (bly saknas för 9 l/s · ha - regnet).

Om man vågar dra slutsatser av de få stora regnen med lång markexponeringstid, så gäller för bly, zink och koppar, att cQ-sambandet alltid är brant när exponeringstiden är lång (<1 dygn). För järnet gäller, att cQ-sambandet alltid är flackt när Q_{max} är stort, se figur 5-5-3.

I bilaga 6 redovisas en sammanställning över regnskurarnas fördelning på olika lutningar och lägen.

De serier som behandlats är L, M, P, Q, R, T, U och V av 1970 och G, H, K, M och N av 1971.

Nickel och kvicksilver har sällan halter över 10 µg/l, varför de inte kunnat bearbetas här.

5.6 Medelvärdena av dagvattenkomponenternas halter

Halternas verkliga medelvärden — således med hänsyn tagen till att proverna inte tagits med samma täthet över hela regnskuren — har beräknats för vattenföringar större än 10 l/s för 9 regn genom integrering. Förhållandet mellan verkliga medelvärden och analysvärdenas medelvärden framgår av högra kolumnen i tabell 5-6. Utgående från analysmedelvärdena har sedan för alla regnskurar beräknats de verkliga medelvärdena, vilka framgår av vänstra kolumnen.

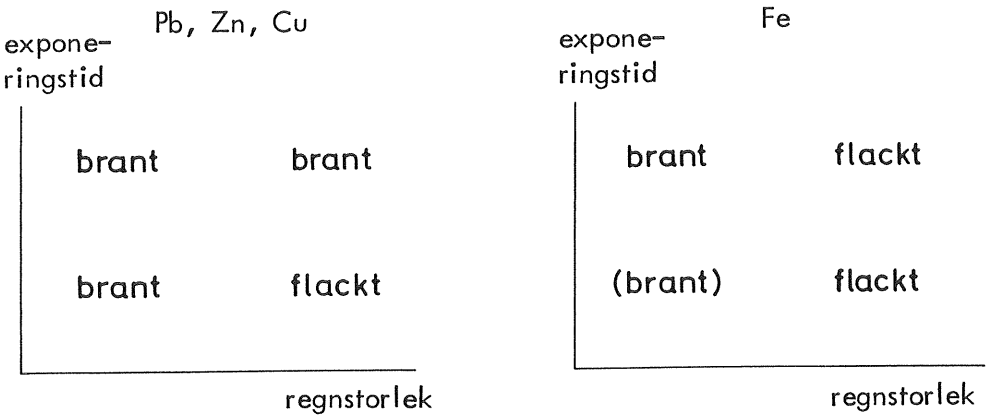
5.7 Vissa komponenters värden

5.7.1 Kadmium och krom

Kadmiumhalten i fyra smältvattenprover tagna vid vattenföringar under

Tabell 5-5-3b Fördelningen av funktionslutningar för regn med lång mark-exponeringstid och stort Q_{max}

	lutn. A	lutn. B	lutn. C
Pb	1	-	-
Zn	2	-	-
Cu	1	1	-
Fe	-	-	2



Figur 5-5-3 Översikt över cQ-sambandens lutningar

Tabell 5-6 Medelvärdena av dagvattenkomponenternas halter

	Verkliga medelvärden	Verkliga medelvärden / Analysmedelvärden
Pb	415 ug/l	1,37
Zn	339 "	1,15
Cu	100 "	1,30
Fe	6,2 mg/l	0,94
$KMnO_4$-f	137 "	1,12
susp. ämnen	540 "	1,82
avsättbart	1,4 ml/l	1,08

10 l/s har bestämts: medelvärde = 0,8 µg/l, minsta värde = 0,5 µg/l och största värde = 1,3 µg/l. Övriga tungmetaller i dessa prover hade låga halter.

Kromhalten har bestämts i 28 dagvattenprover från två regn under 1970. Samtliga värden var mindre än 5 µg/l.

5.7.2 Syrehalt

Totalt 59 prover, medelvärde 11,2 mg/l. 46 av proverna (78 %) hade syrehalter mellan 7 och 13 mg/l. Mindre än 10 % av samtliga prover som tagits vid vattenföringar mindre än 5 l/s hade syrehalter under 7 mg/l. Lägsta uppmätta syrehalten var 3,6 mg/l. 10 - 15 % av proverna var syreövermättade med halter upp mot 21 mg/l O_2.

5.7.3 Biokemisk syreförbrukning

Totalt 29 prover, medelvärde 14,7 mg/l. 20 av proverna (69 %) hade BS-förbrukningar mindre än 12 mg/l. Den tiondel av proverna, som hade den högsta halten, hade medelvärdet 55 mg/l.

5.7.4 Totalhårdhet

Totalhårdheten har analyserats på prover, som tagits under två regn vid vattenföringar omkring 10 l/s (0,6 l/s ha). Medelvärdet var 65 mg Ca/l. Detta är inte anmärkningsvärt högt, men högre än för naturliga ytvatten i allmänhet.

5.7.5 Avsättbart

Försök har visat, att en sedimenteringsundersökning måste påbörjas inom någ-

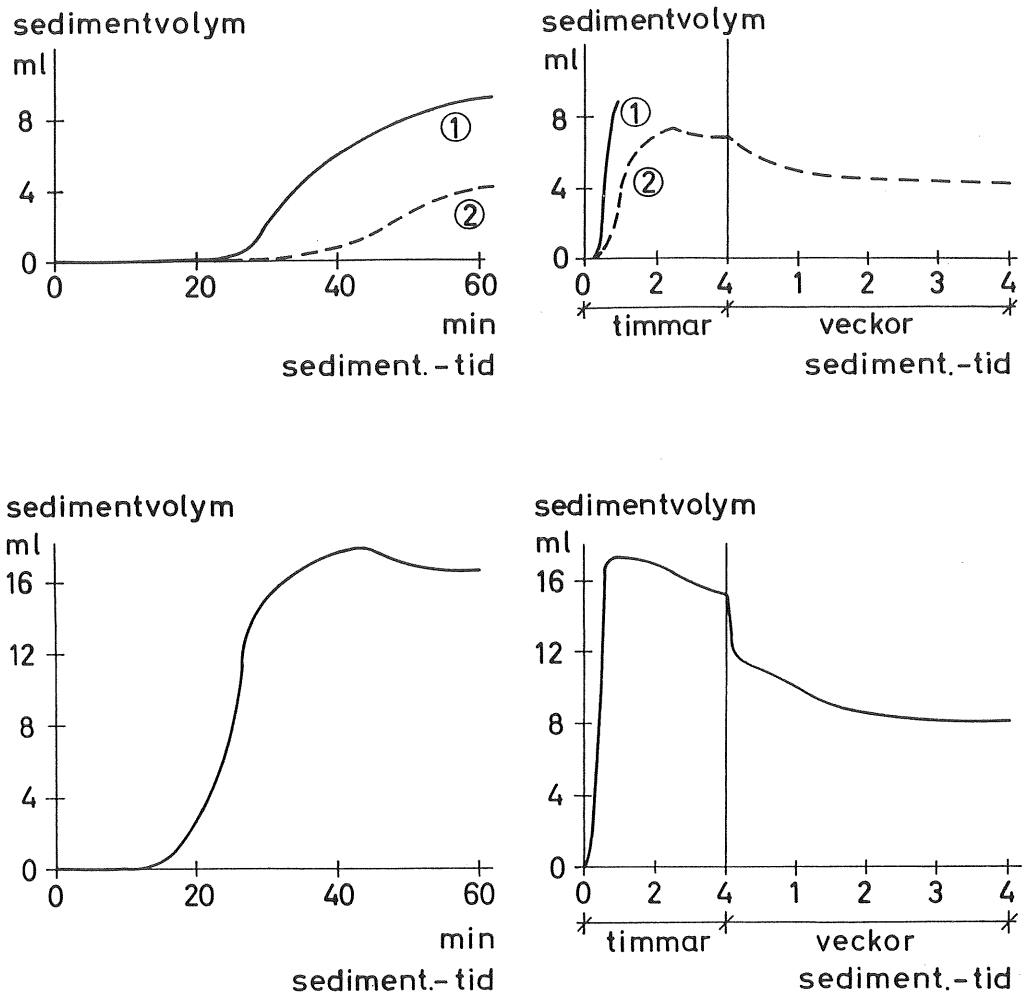
ra minuter efter det provet tagits, om resultatet skall bli absolut sett riktigt, ty flockning inträder inom kort efter det att turbulensen upphört och det är nästan omöjligt att i efterhand slå sönder flockarna, så att samma flockstorleksfördelning erhålles som vid provtagningen. Av tidsbrist och av arbetspraktiska skäl var det för merparten av dagvattenproverna omöjligt att påbörja sedimentationsanalyser i omedelbar anslutning till provtagningen dvs. medan regn ännu pågick.

För ett mindre antal prover har dock utförts sedimentationsförsök, som påbörjats omedelbart efter provtagningen. Sedimentationskärlen utgjordes av imhofftrattar. I figur 5-7-5 visas såsom exempel sedimentationsförloppet för ett par sådana prover. Under det inledande skedet, innan flockarna hunnit byggas upp, sker ingen sedimentavsättning. Detta skede omfattar 15 - 20 minuter. Under en period omfattande 0,5 - 2 timmar följer så en ökning av sedimentvolymen. Därefter börjar den avsatta volymen minska till följd av komprimering trots att det fortfarande kan ske en viss sedimentering.

Slutligen kan nämnas att vissa prover, som givit en mycket liten sedimentvolym (0,1 - 0,2 ml/l under de första dygnen), plötsligt efter några dygn kan klarna och ge en sedimentvolym på omkring 1 ml/l.

5.8 Samband mellan halternas medelvärden och avrinningen

Haltens medelvärde som funktion av vattenföringen för varje komponent har beräknats med hjälp av klassmedelvärden. Vattenföringsvärdena uppdelades på olika klasser och för varje klass beräknades haltens medelvärde. Klassindelningen av vattenföringen har skett så, att det blivit optiskt lika breda klasser i en logaritmisk skala då vattenföringen översteg 10 l/s. För vattenföringar under 10 l/s finns två klasser, dels 0,5 - 3,5 l/s i vilken det nästan uteslutande är grundvatten, dels 3,5 - 10 l/s i vilken inslaget av grundvatten är betydande. Grundvattenföringen beror på nederbördsmängden under de närmast föregående veckorna och varierar mellan 1,0 och 3,5 l/s.



Figur 5-7-5 Sedimentationsförloppet för dagvatten

För klasserna över 160 l/s är antalet prover så litet, att medelvärdena blir alltför osäkra.

För vissa komponenter, t.ex. tungmetallerna, har tre samband beräknats, ett för varje avrinningsfas. Fas 1 karaktäriseras av att både halt och vattenföring är stigande. I fas 2 har halten vänt och är fallande, medan vattenföringen fortfarande stiger. I fas 3 har även vattenföringen vänt och såväl halt som vattenföring är således avtagande.

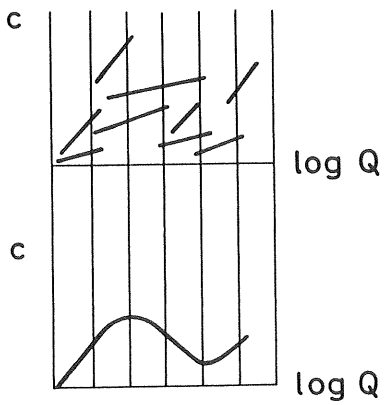
Andra komponenter, exempelvis klorid och sulfat, varierar på ett annorlun-

da sätt. För dessa komponenter har samband beräknats för två avrinningsfaser; fas F under tidigare delen av regnet då halten är fallande och fas S under senare delen då halten är stigande.

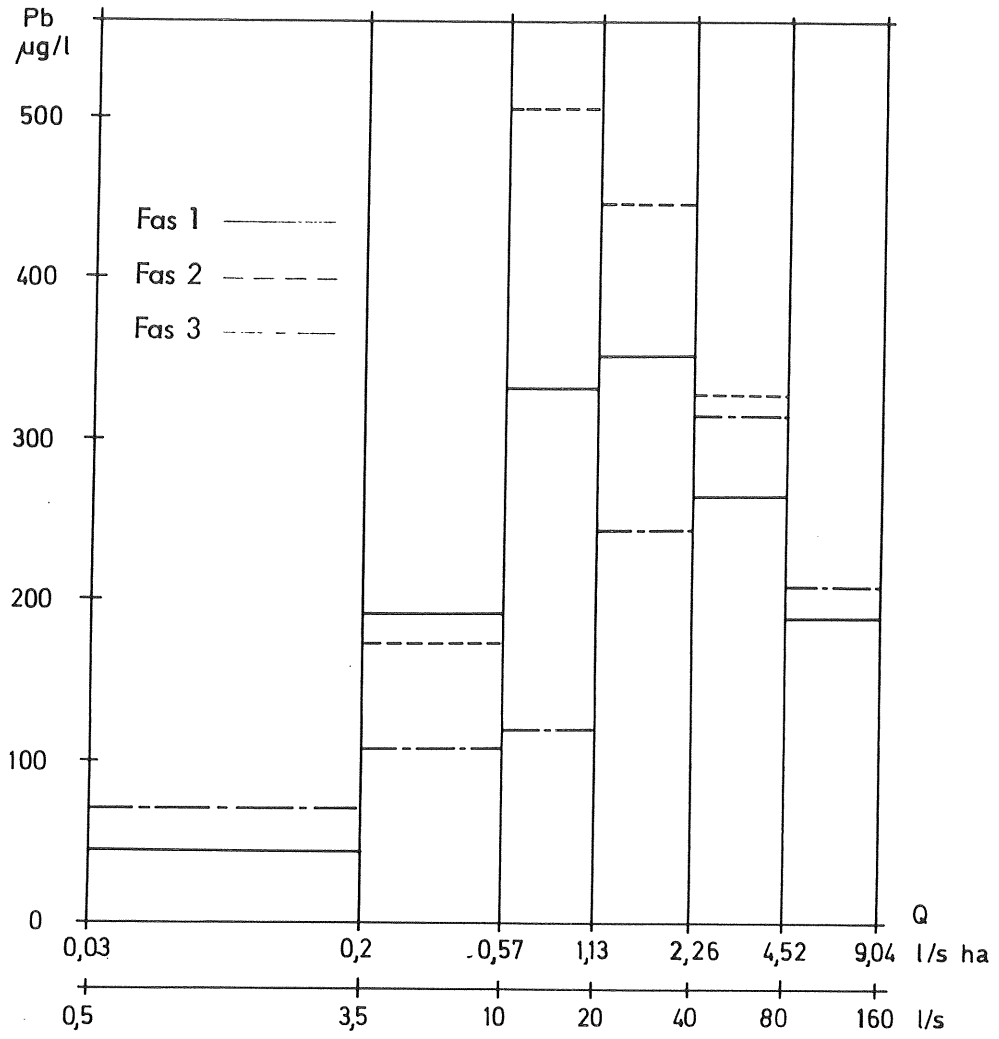
I några få fall har två intilliggande klasser haltmedelvärden, som motsäger halt-vattenföringssambandets huvudriktning. Eftersom klassgränserna är godtyckligt valda har dessa klasser då slagits samman till en, varvid bättre överensstämmelse erhållits med kurvans huvudriktning.

Som exempel visas i figur 5-8-1 medelvärdena för bly. I bilaga 7 anges för samtliga komponenter samt för varje fas och varje klass gränserna för ett 80-procentigt omspänningsintervall samt antalet analysvärden varpå medelvärdet grundar sig.

Om varje regnskur betraktas för sig med tidsförskjutning, så att halt- och vattenföringsmaxima sammanfaller, och uppdelas dels i en fas då både halt och vattenföring är stigande, dels i en fas då både halt och vattenföring är fallande, så blir för varje fas halt - vattenföringssambandet rätlinjigt i ett linjärlogaritmiskt koordinatsystem. Det kan synas som om detta fakta motsäger de i samma koordinatsystem krökta medelvärdessambanden för halt - vattenföring. Så är emellertid icke fallet. Man kan mycket väl få en slingrande kurva, om man superponerar ett antal rätlinjiga funktioner med olika lutningar och olika giltighetsintervall på vattenföringsaxeln. Dessutom är icke medelvärdessambanden tidsförskjutna såsom individualkurvorna.



Figur 5-8 Summation av rätlinjiga funktioner



Figur 5-8-1 Samband mellan blyhaltens medelvärden och avrinningen. Se vidare bilaga 7.

5.8.1 Kommentarer till sambanden mellan vattenföring och haltmedelvärden

Växelspelet mellan de ur haltsynpunkt antagonistiska processerna lösgörning och utspädning illustreras av diagrammen över halternas medelvärden för många regn, se figur 5-8-1 och bilaga 7. Bly-, zink- och kopparhalterna avsatta som funktioner av avrinningen utgår från låga haltvärden vid låga avrinningsvärden och har maxima vid 1-2 l/s · ha för att därefter åter sjunka. Om man först betraktar den vänstra delen av fas 1 ser man, att den vid stigande avrinning ökande lösgörningseffekten återspeglas i stigande haltvär-

den under vilket förlopp grundvattnets utspädande verkan alltmer avtar. Vid maximivärdet råder balans mellan lösgörningen och regnvattnets utspädande verkan. Vid högre värden dominerar utspädningen alltmer över lösgörningen och halterna sjunker därför. Vid avrinningens minskning blir förloppet omvänt, men lösgörningen har under perioder med stor avrinning medfört så stor urtvättning, att under avklingningsfasen har icke lösgörningen samma effekt som under stigningsfasen, varför haltvärdena blir betydligt lägre.

Järn har ett annorlunda utseende än de övriga tungmetallerna. Järnhalten har ett minimum omkring vattenföringen 1 l/s · ha. Att järnhalten vid liten vattenföring är hög beror på dels att grundvattnet har hög järnhalt, dels på att järnbeläggningarna, som avsätter sig i ledningarna vid grundvattenföring, spolas med så snart vattenföringen ökar litet. När vattenföringen ökat till ~1 l/s · ha har dessa beläggningar spolats bort. Att järnhalten ökar vid större vattenföringar torde bero på, att järn också finns på markytan såsom en förorening. Stoftnedfallsproverna, som innehåller relativt mycket järn, talar för detta.

Permanganatförbrukningen och mängden suspenderat material har variationer av principiellt samma utseende som tungmetallerna. Även i de diagram där tungmetallerna och mängden suspenderat material avsatts som funktioner av tiden (se bilaga 5) följer dessa varandra väl.

Fosforn uppvisar som väntat även den en tungmetalliknande variation.

Oljan har ganska god lagbundenhet, trots att den varit litet fladdrande i diagrammen över halt och vattenföring som funktioner av tiden.

Komponenter såsom klorid och sulfat har — som även framgår av de diagram i vilka halter och vattenföring avsatts som funktioner av tiden — ett beteende, som skiljer sig från exempelvis tungmetallernas. När vattenföringen ökar, sjunker klorid- och sulfathalterna och är låga tills vattenföringen avtagit. Detta visar, att kloriden och sulfaten huvudsakligen finns i grundvattnet. Detsamma gäller ledningsförmågan, som alltså härrör från kloriden och sulfaten eller från komponenter med samma variationer som dessa.

Även torrsubstansen, glödgningsresten och glödgningsförlusten, vilka också

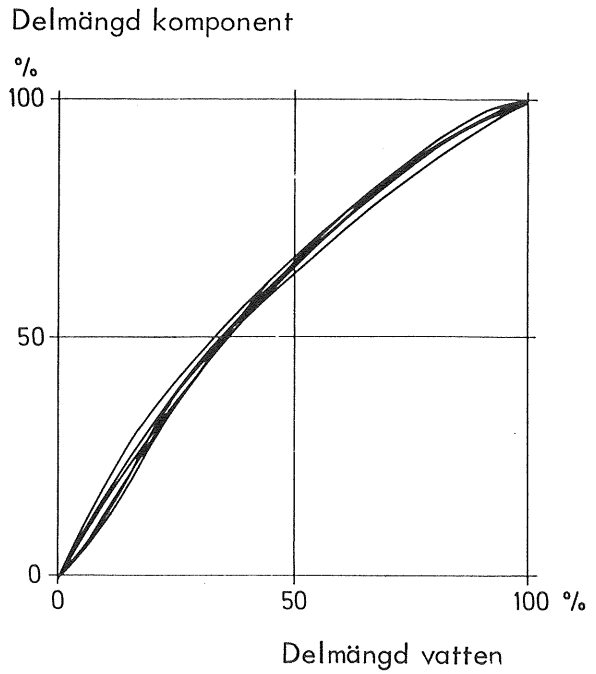
tydligen härrör från grundvattnet, varierar som kloriden och sulfaten.

5.9 Förhållandet mellan de avrunna delmängderna av komponenter och vatten.

Komponenternas halter är i allmänhet fasförskjutna något före i tiden i förhållande till vattenföringen. Detta är mest markant i början av ett regn och avtar successivt för att vid tillräckligt långa regn ge halt- och vattenförings-kurvor, som ligger i fas.

Mängden av en komponent, som är produkten av halten och vattenföringen, är då också fasförskjuten i förhållande till vattenföringen. Detta framgår av diagrammen över de avrunna mängderna av olika komponenter i förhållande till avrunnen vattenmängd, se bilaga 8. De avrunna mängderna har beräknats genom integration av halt- och vattenföringskurvorna.

Av diagrammen framgår, att alla kurvor i princip har samma utseende. Beräknas klassmedelvärden med avseende på vattenföringen för varje komponent, resulterar det i nästan identiska kurvor för alla komponenterna, se figur 5-9. Avrunnen delmängd varierar för de olika komponenterna mellan 63 och 67 % när 50 % av vattenmängden avrunnit.



Figur 5-9 Förhållandet mellan de avrunna delmängderna av komponenter och vatten.

Betraktas varje regn separat uppvisar några regn en fördröjning av komponentmängden i förhållande till vattenmängden vid små delmängder. De regn för vilka detta gäller har i början extremt låg vattenföring, vilket i förening med en multiplikationseffekt leder till komponentmängdens fördröjning.

De komponenter som behandlats är bly, zink, koppar, järn, permanganatförbrukning, avsättbart och suspenderat material, vilka alla ökar vid ökande vattenföring.

Till grund för diagrammen ligger tre regn från 1970 och fyra från 1971. Regnen har varierande intensitet och varaktighet samt har föregåtts av regn olika långa tider innan.

5.10 Samband mellan olika komponenter

Sambanden mellan olika komponenter har undersökts dels för haltvärdena prov för prov, dels för de totalt avrunna mängderna under hela regn. Basmaterialet har tagits från 6 - 10 regn från åren 1970 och 71.

För halterna har kombinationerna enligt tabell 5-10a undersökts. De kombinationer, för vilka inget eller ett mycket dåligt samband observerats, har markerats med parenteser i tabellen.

Tabell 5-10a Undersökta kombinationer av samband mellan haltvärdena för olika komponenter

	Pb	Zn	Cu	Fe	Cl	SO_4
Pb		(X)	(X)		(X)	(X)
$KMnO_4$-f	(X)					
grumlighet	(X)					
avsättbart	(X)					
susp. ämnen	X	X	X	(X)		
torrsubstans					X	
ledningsförm.					X	X

Samband med stor spridning kan spåras mellan halterna av suspenderade ämnen och tungmetallerna bly, zink och koppar, men däremot icke med järn. Vissa samband kan också ses mellan halterna av torrsubstans och klorid samt sulfathalten och ledningsförmågan. Mellan ledningsförmågan och kloridhalten finns ett klart samband. Se bilaga 9.

Anledningen till att en undersökning av haltvärdena prov för prov inte ger några eller endast svaga samband är tidsförskjutningen mellan komponenterna. Tidsförskjutningens inverkan kan emellertid elimineras genom att man undersöker sambanden mellan totalt avrunna mängder under hela regn. Härvid har följande kombinationer enligt tabell 5-10b behandlats.

Tabell 5-10b Undersökta kombinationer av samband mellan totalt avrunna mängder under hela regn

	Pb	Cu	Zn	Fe	$KMnO_4$-f	avsättb.
Cu	X		X	X	X	X
Zn	X	X		X	X	X
Fe	(X)	(X)	(X)		(X)	(X)
$KMnO_4$-f	X	X	X	X		X
avsättbart	X	X	X	X	X	
susp. ämnen	X	X	X	X	X	X

För dessa kombinationer har samband med olika grader av spridning konstaterats utom för järn, som inte tycks ha något samband med någon annan komponent.

Om det för tre komponenter A, B och C är goda samband mellan A och B samt mellan B och C, måste också ett samband kunna påvisas mellan A och C, eftersom B är gemensam för kombinationerna AB och BC. Om så icke är fallet, är sambanden mellan A och C endast skenbara. Om det däremot finns ett tveksamt samband mellan A och C, kan sambanden mellan A och B och mellan B och C tas som kriterium för accepterande av sambandet mellan A och C.

Om detta betraktelsesätt tillämpas på i tabellen angivna kombinationer finner man, att mängderna av bly, zink och koppar har samband med mängderna av permanganatförbrukning, avsättbart och suspenderade ämnen. Det finns också samband mellan mängderna permanganatförbrukning, avsättbart och suspenderade ämnen. Vidare finns samband mellan zink och koppar. Se bilaga 9.

Sambanden mellan mängderna bly, zink och koppar och mängderna avsättbart och permanganatförbrukning är goda. Det är sämre samband mellan mängderna av metaller och mängd suspenderade ämnen.

5.11 Komponenternas årsmängder

Mängderna av olika komponenter, som per år tillförs recipienten, har beräknats genom proportionering till årsnederbörden för sju regn under 1970 och 71. Förutsättningen för att detta skall vara riktigt är, att de valda regnen representerar ett genomsnitt av regnen under de två åren. Se tabell 5-11.

Tabell 5-11 Komponenternas årsmängder

Pb	2,7 kg/ha	3,1 g/mm · ha
Cu	0,6 "	0,7 "
Zn	2,0 "	2,3 "
Fe	41 "	48 "
$KMnO_4$-f	850 "	980 "
susp. ämnen	3000 "	3500 "
avsättbart	9,3 m^3/ha	11 l/mm · ha

De utvalda regnen för 1970 har tillsammans en storlek av 33 mm, vilket utgör 3,8 % av årsnederbörden 878 mm. Motsvarande värden för 1971 är 20 mm, 2,4 % och 847 mm.

För bedömning av dessa värdens noggrannhet bör framhållas, att de enskilda regnen sinsemellan uppvisar stora olikheter. För t.ex. koppar gäller, att det minst förorenade av de undersökta regnen förde med sig en specifik mängd

av 3,82 g/mm och det mest förorenade 20,5 g/mm.

5.12 Bakterieundersökning

De bakteriologiska proverna har till följd av begränsade resurser endast kunnat undersökas med avseende på coliforma och termostabila coliforma bakterier medelst membranfiltermetoden samt totalantalet utvecklingsbara bakterier på agarplatta vid 22°C.

Trots den för coliforma bakterier ogynnsamma miljön (stora asfaltytor och avsaknaden av spillvatten i ledningarna) har höga bakteriehalter påträffats i de flesta proverna. Analysresultaten har, när det gäller coliforma och termostabila coliforma bakterier, bedömts med naturvårdsverkets förslag till riktvärden för friluftsbad som norm. Man finner, att vid basvattenföring (grundvatten, Q < 2,5 l/s) har de flesta proverna bakteriehalter motsvarande önskvärd beskaffenhet för vatten vid friluftsbad. Vid minsta tillskott av dagvatten stiger bakteriehalterna kraftigt. Redan vid en vattenföring av 2-3 ggr basvattenföringen får över hälften av proverna bedömas ha med tvekan tjänlig beskaffenhet eller otjänlig beskaffenhet. Som framgår av figur 5-12 försämras vattenkvaliteten snabbt vid stigande vattenföring.

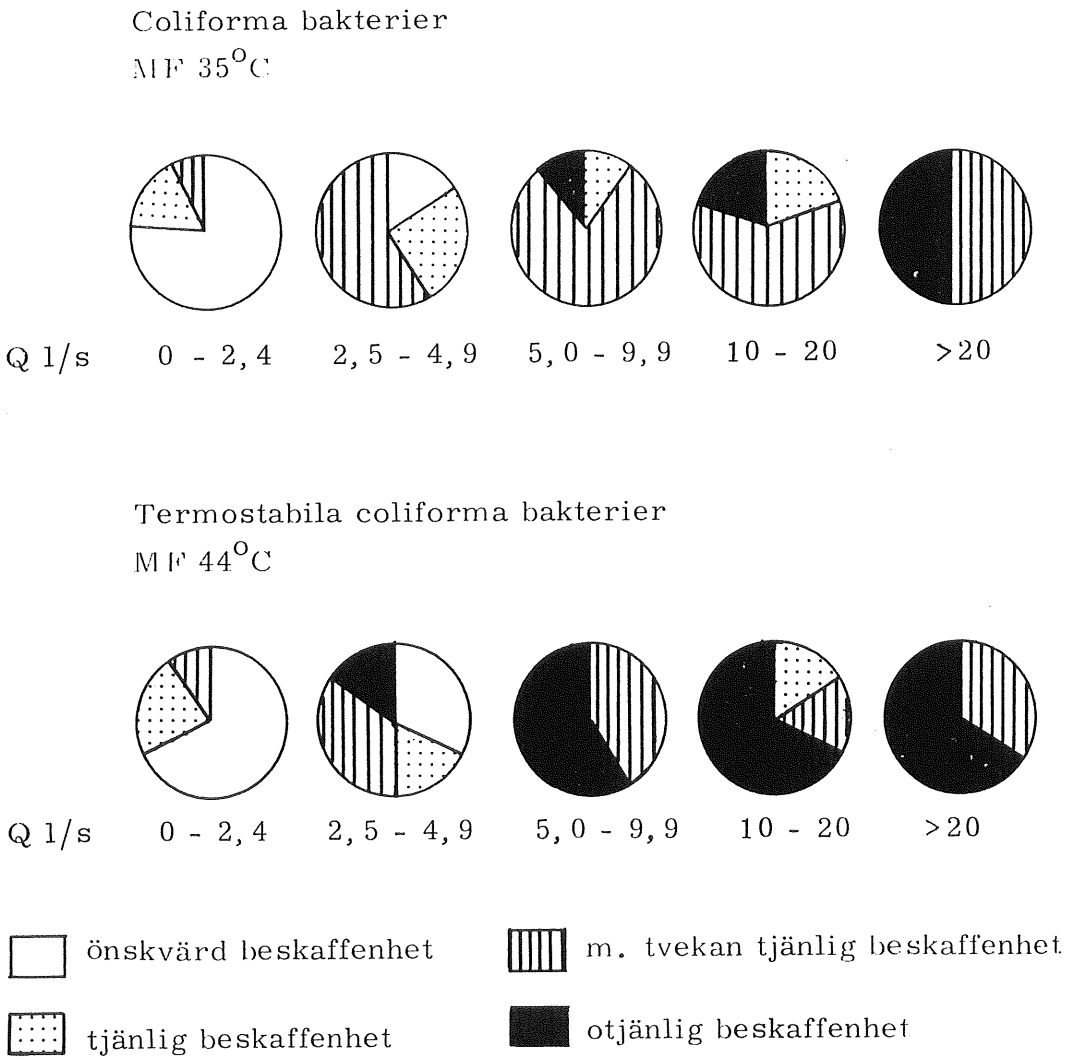
Tabell 5-12a Naturvårdsverkets förslag till riktvärden för bakterier vid friluftsbad

	Colif. bakt./100 ml	Termostabila colif. bakt./100 ml
Önskvärd beskaffenhet	<100	<10
Tjänlig beskaffenhet	100 - 1000	10 - 100
Med tvekan tjänlig beskaffenhet	>1000	100 - 1000
Otjänlig beskaffenhet		>1000

Genom att analyserna utförts med membranfiltermetoden, har endast prover tagna vid vattenföringar <100 l/s (5 - 6 l/s · ha) kunnat undersökas. Detta därför att filtren svärtats av asfalt vid kraftigt förorenade prover, så att

Tabell 5-12b Antalet prover med viss beskaffenhet uppdelade på olika vattenföringsintervall. Vänstra värdet avser coliforma och högra termostabila coliforma bakterier

Q l/s	Önskv. b.		Tjänl. b.		M. tv. tj. b.		Otjänl. b.	
0 - 2,4	14	13	3	4	1	2	-	-
2,5 - 4,9	2	4	3	3	7	5	-	-
5,0 - 9,9	-	-	1	-	8	4	1	6
10,0 - 19,9	-	-	1	1	3	1	1	4
20	-	-	-	-	3	2	3	4



Figur 5-12 Prover med viss beskaffenhet med avseende på coliforma bakterier uppdelade på olika vattenföringsintervall

det varit svårt att konstatera eventuell tillväxt av bakteriekolonierna. Dessutom har tillväxten förhindrats av avlagringarna av asfalt och annat på filtren. Vidare satte filtren snabbt igen sig vid kraftigt förorenade prover, vilket gjorde det svårt att suga igenom önskvärd provkvantitet.

Vid basvattenföringen är halten av totalantalet utvecklingsbara bakterier på agarplatta vid 22°C 100 - >10 000 per ml. Man kan inte se något klart samband mellan bakteriehalt och vattenföring, möjligen avtager halten vid stora vattenföringar.

För att utröna varifrån de coliforma bakterierna kommer har prover tagits på olika punkter i regnvatten - dagvattenprocessen. Prover har tagits av

a) enbart regnvatten
b) regnvatten som fallit i skålar, som under omkring en veckas tid varit exponerade för stoftnedfall
c) dagvatten på gata
d) dagvatten efter passage av ledningarna.

Dagvattenproven på gata togs på så sätt, att en steril kompress fick suga upp vatten och med den våta kompressen baddades sedan ett membranfilter med tillhörande näringssubstratplatta.

Resultatet av denna undersökning är, att proverna a) och b) ej innehöll några coliforma bakterier, men att proverna c) och d) innehöll såväl coliforma som termostabila coliforma bakterier. De coliforma bakterierna i dagvattnet tillföres således inte tidigare i dagvattenprocessen än under markyteavrinningen. För detta talar också det fakta att bakteriehalterna ökar vid ökande vattenföringar, åtminstone för specifika avrinningar under 2-3 l/s · ha.

5.13 Bedömning av dagvattnets halter av olika komponenter

Dagvattnet bör bedömas efter de skador det kan förorsaka i recipienten. Dessa skador torde i första ledet vara giftpåverkan på fisk och annat akvatiskt liv samt sedimentavlagringar. Dagvattnet kan utgöra en stor del av det vatten, som tillförs en recipient. Man kan därför inte alltid räkna med större utspädning.

Som underlag för att utröna hur dagvattnet skall bedömas har följande använts.

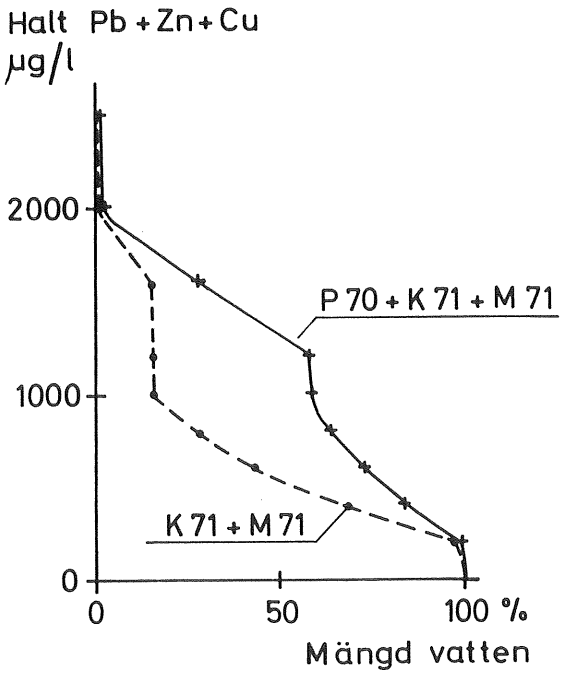
1. Water Quality Criteria (12).
2. Förslag till riktvärden för fiskevatten enligt Bedömningsgrunder för svenska ytvatten (13). Vid upprättande av förslag till riktvärden för fiskevatten "har tillbörlig hänsyn tagits till" Water Quality Criteria.
3. Koncentrationsgränser för giftiga substanser i aktiva slamanläggningar enligt skriften Treatment of mixed domestic sewage and industrial waste waters in Germany (14).

I tabell 5-13 anges ibland två värden; det lägre bör eftersträvas, det högre kan med tvekan godkännas, men man får då räkna med vissa skador i recipienten.

För summationseffekten för giftiga ämnen har i Riktvärden för fiskevatten angivits $C_a/L_a + C_b/L_b + \ldots + C_n/L_n \leq 1$, där L betecknar rekommenderat gränsvärde. River Boards i England har angivit, att summan av tungmetallhalterna icke får överstiga 0,5 mg/l i kommunalt spillvatten och 1,0 mg/l i industriellt utsläpp. Vare sig de svenska eller de engelska normerna tar hänsyn till ämnenas synergistiska verkan. För att få en uppfattning om hur stor del av det i detta fall aktuella dagvattnet, som ligger över de engelska gränsvärdena, har summan av bly-, zink- och kopparhalterna beräknats för tre slumpvis valda regn (totalt 39 prover). Tungmetallhalten har beräknats dels för två av regnen och dels för alla tre regnen tillsammantagna. Som framgår av figur 5-13 har 1/3 - 1/2 av dagvattnet en tungmetallhalt överstigande 1,0 mg/l och 2/3 av dagvattnet en tungmetallhalt överstigande 0,5 mg/l.

Tabell 5-13 Koncentrationsgränser enligt olika källskrifter

Komponent	WQC	Fiskevatten	Aktivt sl.anl.
Pb µg/l	100	10 - 100	5000
Zn µg/l	10	100 - 500	1000 - 3000
Cu µg/l	20	20 - 100	1000
Ni µg/l	mindre giftigt än Cu, Zn	100 - 500	6000
Hg µg/l	4	5	-
Cd µg/l	10	10 - 100	1000 - 5000
Fe mg/l	0,2	-	100
P	P ej toxiskt, m.h.t. gödn. helst <10 µg/l		
Cl mg/l	400 i sötvatten		
SO_4 mg/l	90		
pH	6 - 8	(5) 6,5 - 8,5 (9)	5
$\mathcal{H}$ µS/cm	1000		
O_2 mg/l		3	
Susp. mg/l		25 - 80	
Olja mg/l	råolja 0,3		100



Figur 5-13 Summan av bly-, zink- och koppar-halterna i relation till delmängden vatten

6. SLUTSATSER

6.1 Stoftnedfall

I 4.3.3 i samband med resultatet av luftföroreningsmätningarna har genom en beräkning erhållits de halter, som luftburet och sedermera sedimenterat stoft ensamt förorsakar i dagvattnet. Man finner då, att mer än 90 % av tungmetallerna i här undersökt dagvatten tidigare varit luftburna. Detta värde utgör medelvärdet för bly, zink och koppar. Luftföroreningarna har således en dominerande betydelse för dagvattnets innehåll av tungmetaller. Detta innebär, att dagvattenföroreningarna inte i så hög grad är lokalt beroende som de skulle varit, om det luftburna förstadiet endast varit aktuellt för en mindre del av tungmetallinnehållet i dagvattnet. Som en följd av detta har de resultat som framkommit i denna undersökning tillämpning inte bara på motorvägsområden utan även i viss utsträckning på hela det bebyggda Göteborg med undantag av ytterområdena. Dagvattnets grad av lokalberoende bör således vara avhängigt av ortens klimat i form av vindar: ju blåsigare desto mer sprids luftföroreningarna och desto mindre lokalberoende blir dagvattenföroreningarna.

I 4.3.3 har vidare konstaterats att då mängderna av bly, zink och koppar varit stora, har vinden varit måttlig och västlig till sydvästlig. Härav kan man dra slutsatsen, att detta avrinningsområde är avsevärt renare än de centrala delarna av staden.

I 4.3.3 har också iakttagits en regelbundenhet mellan pH-värdesförändringar och tungmetallmängdsförändringar i sedimenterat stoft. En tungmetallmängdsförändring av i genomsnitt 40 % motsvarar en pH-värdesförändring på mer än en enhet. Stigande tungmetallmängder korresponderar med sjunkande pH-värde och omvänt. Tydligen är det möjligt, att använda pH-värdesförändringar som en enkel indikator på förändringar av mängden tungmetaller i sedimenterat stoft.

6.2 Snö

Nysnön i Göteborg (4.4.2) har visat sig ha flera gånger så höga halter som regnvattnet i Göteborg, trots att utgångsläget i de högre luftlagren med all sannolikhet är detsamma. Härav kan man dra den slutsatsen, att snö upptar mer föroreningar än regn vid passage genom de undre luftlagren. (Nysnön i Göteborg har också visat sig ha flera gånger så höga halter som nysnön i fjällen varav den triviala slutsatsen dras, att de undre luftlagren i Göteborg som väntat är mycket mer förorenade än de i fjällen. Denna slutsats bestyrkes också av att snöytan i Göteborg hastigt förorenas vid exponering, vilket inte sker i fjällen.)

I 4.3.3 har bl.a. konstaterats att nysnön i Sälen-fjällen har påtagliga halter av tungmetaller, men att dessa halter inte ökar vid snöns exponering. De slutsatser man kan dra av detta är, att fjälluften tydligen är så ren att inget sedimenterar ur den samt att nysnön blir kontaminerad antingen vid bildningen i högre luftlager, vilka således i viss utsträckning skulle vara förorenade, eller vid passagen genom de undre luftlagren, även om dessa i denna trakt är så litet förorenade att inget sedimenterar ur dem.

6.3 Smältvatten

I 4.5 konstateras bl. a. att smältvatten från gatuytor har flera gånger så höga föroreningshalter som smältvatten från omgivande grässlänter. Den ständiga omblandningen och rörelsen mot den smutsiga gatuytan medför således en ytterligare förorening.

6.4 Dagvattnets sammansättning och sammansättningens variationer

I 5.3 har halternas variationer betraktats och jämförts med motsvarande avrinningar. Bl.a. har två särskilda regn studerats. Det ena har vid två på varandra följande skurar avrinningstoppar som är lika stora, men den senare halttoppen är mindre än den tidigare. Detta visar att processelementet

urtvättning existerar, eftersom förhållandet mellan halt och vattenföring är mindre för den senare skuren. Det andra regnet har vid två på varandra följande skurar halttoppar som är lika stora, men den senare avrinningstoppen är mindre än den tidigare. Detta visar att processelementet utspädning existerar, eftersom förhållandet mellan halt och vattenföring är mindre för den tidigare skuren. De slutsatser man kan dra av detta är alltså, att båda processelementen urtvättning och utspädning existerar och är av stor betydelse för variationerna i dagvattnets sammansättning.

Av vad som i 5.5.1 redovisats framgår, att dagvattnets halter av bly, zink och koppar är starkt beroende av markytans exponeringstid för luftföroreningar eller med andra ord tiden sedan föregående regn. Detta gäller också järn om än ej i så hög grad.

Av de resultat som redovisats i 5.5.2 kan man dra slutsatsen, att dagvattnets halter av bly, zink, koppar och järn är beroende av regnets storlek, som där uttryckts som maximala vattenföringen under regnet. Man finner, att ju starkare regnet är desto lägre blir halterna. Detta beror på utspädning och man konstaterar också, att de starkare regnens större intensitet inte kunnat kompensera utspädningen med en kraftigare lösgörning av föroreningarna på markytan. Detta beror delvis på den ökade svårighet lösgörningen möter, när den pågått en tid.

Man har alltså konstaterat, att föroreningshalterna i dagvattnet ökar med ökande exponeringstid för markytan och minskande regnstorlek (maximal vattenföring). I 5.5.3 studeras de fall då effekterna av exponeringstid och regnstorlek har motriktade verkningar, dvs. kort exponeringstid och svagt regn samt lång exponeringstid och kraftigt regn. Man finner, att då exponeringstiden är kort och regnet svagt, så dominerar regnstorlekens effekt över exponeringstidens och dagvattnet blir således förhållandevis starkt förorenat. Man konstaterar vidare, att då exponeringstiden är lång och regnet kraftigt, så dominerar exponeringstidens effekt över regnstorlekens och dagvattnet blir även här förhållandevis starkt förorenat. Ovanstående gäller bly, zink och koppar. För järn gäller detsamma med undantag av det fall, då exponeringstiden är lång och regnet kraftigt varvid för järn gäller, att regnstorlekens effekt dominerar över exponeringstidens och dagvattnet

får således en förhållandevis låg halt av järn.

I 5.6 har medelvärdena av dagvattenkomponenternas halter beräknats. Därvid konstaterades att tungmetallhalterna i detta dagvatten i genomsnitt är av samma storleksordning som i en blandning av kommunalt och industriellt spillvatten (inkommande Ryaverket, Göteborg, våren 1973).

I 5.8 har sambandet mellan halternas medelvärden och avrinningen studerats. De slutsatser man kan dra av resultatet är, att de högsta halterna av bly, zink och koppar såväl under avrinningens stigningsfas som under dess avklingningsfas i genomsnitt erhålles, när avrinningen ligger mellan 1 och 2 l/s · ha. För järn gäller i genomsnitt att man under samma avrinningsintervall erhåller de lägsta halterna.

I 5.10 har eventuellt samband mellan samtliga möjliga kombinationer av vissa komponenter undersökts och sedan kontrollerats genom jämförelser sinsemellan. Man fann därvid, att de enda samband som var godtagbara fanns mellan å ena sidan bly, zink och koppar och å andra sidan avsättbart och permanganatförbrukning. Men inte ens dessa samband var särskilt bra. Härav kan man dra den slutsatsen, att stor försiktighet måste iakttagas vid förhoppning om att kunna inbespara analyser. Givetvis måste man för varje avrinningsområde fastställa vissa sambandskoefficienter innan några omräkningar kan göras från en komponent till en annan.

I 5.13 har undersökts hur tungmetallhalterna förhåller sig till vissa gränsvärden. Det finns för närvarande i Sverige inga normer för tillåtna halter av föroreningar i dagvatten, men om man tillämpar engelska gränsvärden för tungmetaller i kommunalt och industriellt spillvatten, så finner man, att halterna av tungmetaller från här undersökt område är så höga, att 1/2 - 2/3 av dagvattnet borde renas.

Bakterieundersökningen (5.12) visar, att detta dagvatten innehåller coliforma bakterier, trots att avrinningsområdet uteslutande består av motorvägs- och järnvägsområde och därför ur bakteriesynpunkt bör vara mindre belastat än de flesta andra områden. Bakteriehalterna ökar med ökande vattenföring och redan vid en avrinning av omkring 0,3 l/s · ha har de flesta pro-

ver halter, som överstiger gränsen för med tvekan tjänligt vatten för friluftsbad. Vid 0,5 l/s · ha får dagvattnet betecknas som otjänligt för friluftsbad. Detta visar, att vissa dagvatten redan av bakteriella skäl inte kan släppas ut i närheten av friluftsbad, såvida icke gynnsamma strömningsförhållanden råder. För detta talar också andra skäl såsom dagvattnets grumlighet och oljehalt.

Av försök som gjorts vid bakterieundersökningen kan man dra den slutsatsen, att de coliforma bakterierna icke tillföres dagvattnet tidigare än under markyteavrinningen.

6.5 Rening av dagvattnet

Försök som redovisats i 5.4.1 visar, att omkring 90 % av mängderna av bly, zink och koppar i detta dagvatten förekommer i suspenderad form åtminstone under senhösten. Härav följer att det kan vara möjligt att avlägsna större delen av dessa tungmetaller genom sedimentering, som kan påskyndas och förbättras med hjälp av fällningskemikalier.

I 5.7.5 har en del sedimentationsförsök redovisats. Resultatet av de sedimentationsförsök som påbörjades omedelbart efter provtagningen är, att maximala slamvolymen erhålles efter 1-2 timmar och inom en tid av något dygn erhålles en kraftig minskning av slamvolymen till följd av vattenutpressning. Härav följer att en sedimentationsanläggning, som arbetar utan tillsats av flockningsunderlättande kemikalier, bör ta en uppehållstid av omkring 2 timmar.

För dimensionering av reningsanläggningar är det av intresse att känna till hur stor del av en komponent som avrunnit vid olika delmängder avrunnet dagvatten. Av 5-9 framgår att samtliga ur denna synpunkt undersökta komponenter (bly, zink, koppar, järn, permanganatförbrukning, avsättbart och suspenderat material) visar god överensstämmelse sinsemellan och det kan som exempel nämnas, att då 35 % av vattenmängden avrunnit har 50 % av komponentmängderna avrunnit. Ytterligare värdepar är 50 % - 65 % och 80 % - 90 %. Det är således mer väsentligt att rena vattenavrinningens

tidigare del än dess senare, eftersom man i den tidigare delen fångar upp proportionellt mer av föroreningen.

SAMMANFATTNING

Föreliggande arbete omfattar förutom själva dagvattenundersökningen även för denna stödjande undersökningar av snösammansättning och stoftnedfall.

De prover, som resultaten baseras på, har insamlats inom ett område, som är beläget omedelbart söder om Tingstadstunneln i Göteborg, under åren 1970-72. Dagvattnets avrinningsområde har en yta av 17,7 ha. Grunden utgöres av postglacial lera. Markytan består till 49,7 % av körbanor och liknande och till 48,0 % av gräsklädda ytor mestadels med måttlig lutning. Resten är järnvägsområde. Nederbörden i Göteborg var omkring 850 mm/år under aktuell tid. Figur 3-5 ger en anvisning om luftföroreningssituationen i staden (månadsmedelvärden av svaveldioxid och sot från en av de mest förorenade platserna).

Stoftnedfallet inom avrinningsområdet har uppmätts genom att sätta ut skålar, vars innehåll efter en tids exponering har analyserats. Genom jämförelse har därvid konstaterats att tungmetallerna i dagvattnet till övervägande del (> 90 %) härrör från luftföroreningar. Detta bestyrkes av snöundersökningen, som bl.a. visar, att nysnö i Göteborg har flera gånger så höga halter av tungmetaller som nysnö i ett fjällområde. Tungmetallerna i snö, vilken utsatts för en tids exponering för stoftnedfall i Göteborg, är upp emot 100 ggr så höga som i motsvarande fjällsnö.

Vidare har konstaterats att det föreligger en regelbundenhet mellan förändringarna av pH-värde och mängderna av tungmetaller i sedimenterat stoft. En tungmetallmängdsförändring av i genomsnitt 40 % motsvarar en pH-värdesförändring på mer än en enhet på så sätt, att stigande tungmetallmängder korresponderar med sjunkande pH-värde och omvänt.

Dagvattenprovtagningen har påbörjats senast vid ett regns början och avslutas, när vattenföringen, som uppmätts under hela regnet, åter sjunkit till basvattenföringen.

Tungmetallhalterna i dagvattnet har visat sig vara beroende av luftförore-

ningsförhållandena, markytans exponeringstid för luftföroreningar samt regnets intensitet, varaktighet och antalet skurar. De processelement, som är aktuella, är regnets lösgörningseffekt på föroreningarna på markytan, urtvättningsgraden av dessa föroreningar, vilken är en funktion av lösgörningseffekten, samt regnets utspädningseffekt. Processelementen urtvättning och utspädning har visats föreligga genom att betrakta förhållandena mellan olika regns avrinningsmaxima och haltmaxima.

Omkring 90 % av tungmetallerna i detta dagvatten förekommer i suspenderad form åtminstone under vissa tider på året.

Det har i denna undersökning framkommit, att tungmetallhalterna är beroende av regnets storlek enligt ekvationen

$$c = k \log Q + m$$

där k och m är konstanter om ett regn betraktas men antar olika värden för olika regn. Ju kortare tiden till föregående regn är, desto mindre värden har k och m, vilka också avtar vid ökande regnstorlek (Q_{max}). I vissa fall har effekterna av exponeringstid och regnstorlek motriktade verkningar. Det har visat sig att då exponeringstiden är kort och regnet svagt, så dominerar regnstorlekens effekt över exponeringstidens. Det har vidare visat sig att då exponeringstiden är lång och regnet kraftigt, så dominerar exponeringstidens effekt över regnstorlekens och dagvattnet blir även här förhållandevis starkt förorenat. Detta gäller för bly, zink och koppar samt delvis för järn. För järn gäller, att då exponeringstiden är lång och regnet kraftigt dominerar regnstorlekens effekt över exponeringstidens och dagvattnet får således en relativt låg halt av järn.

Ovanstående ekvation gäller om enskilda regn betraktas. Men medelvärdet av halterna för olika komponenter som funktioner av vattenföringen varierar såsom framgår av exempelvis figur 5-8-1. Halterna har maxima vid en avrinning av 1 - 2 l/s · ha, även detta naturligtvis till följd av samspelet mellan processelementen lösgörning och urtvättning.

Komponenternas halter är i allmänhet fasförskjutna något före i tiden i förhållande till vattenföringen. Detta är mest markant i början av ett regn. Detsamma gäller komponenternas avrunna mängder. Som framgår av figur

5-9 visar de olika komponenterna stor överensstämmelse i förhållandet mellan de avrunna delmängderna av komponent och vatten under ett regn. När exempelvis 50 % av vattenmängden avrunnit, har 63-67 % av förorenings-mängderna avrunnit.

De enda godtagbara sambanden mellan olika komponenter som funnits är mellan å ena sidan bly, koppar och zink och å andra sidan avsättbart material och permanganatförbrukning.

Mängderna av olika komponenter, som per år avrinner från här undersökt område, har beräknats till bly 2,7, koppar 0,6 och zink 2,0 kg/ha.

Dagvattnet har visat sig innehålla avsevärda mängder bakterier. Bakterierna tillföres dagvattnet under markyterinningen.

Det finns för närvarande i Sverige inga normer för tillåtna halter av föroreningar i dagvatten, men om man tillämpar gränsvärden angivna i andra länder för tungmetaller i kommunalt och industriellt spillvatten, så finner man, att halterna av tungmetaller från här undersökt område är så höga, att 1/3 - 2/3 av dagvattnet borde renas.

REFERENSER

1. Åkerlindh, G. Regnvädersavrinningens beskaffenhet. Nordisk Hygienisk Tidskrift, 31, 1, 1970

2. Söderlund, G. och Lehtinen, H. Föroreningar i dagvatten från stadsbebyggelse I och II. Uppsatser. Vatten 26 och 27, 1970 och 71

3. Söderlund, G. och Lehtinen, H. Dagvattnets beskaffenhet. Nordforsk miljövårdssekretariatet. Publikation 1972:1

4. Weibel, S.R., Anderson, R.J. och Woodward, R.L. Urban Land Runoff as a Factor in Stream Pollution. Jour. Water Poll. Control Fed., July 1964

5. Gameson, A.H.L. och Davidson, R.N. Storm-water Investigations at Northampton. J. Inst. Sew. Purif., 1963 Pt. 2

6. Sharfe, W. The permissible Dilution at Storm Water Outlets. Water Poll. Abs., 29, No. 1888

7. Hultgren, J., Hultman, B. och Stenberg, Å. Rening av brädd- och dagvatten. Avdelningarna för vattenförsörjnings- och avloppsteknik samt vattenkemi, Kungl. tekniska högskolan 1973

8. De Felippi, J.A. och Shih, C.S. Characteristics of Separated Storm and Combined Sewer Flows. Journal WPCF, 43, 1971

9. Gatillo, P.D. och Pravoshinsky, N.A. Determination of the Pollutional Effect of Surface Runoff. Advanced Water Pollution Research, Pergamon Press, Oxford, 1969

10. Kurzweil, H.E. Die Verschmutzung des abflissenden Regenwassers im Bereich städtischer Siedlungen. Gesundheitsingenieur, 85, 1964

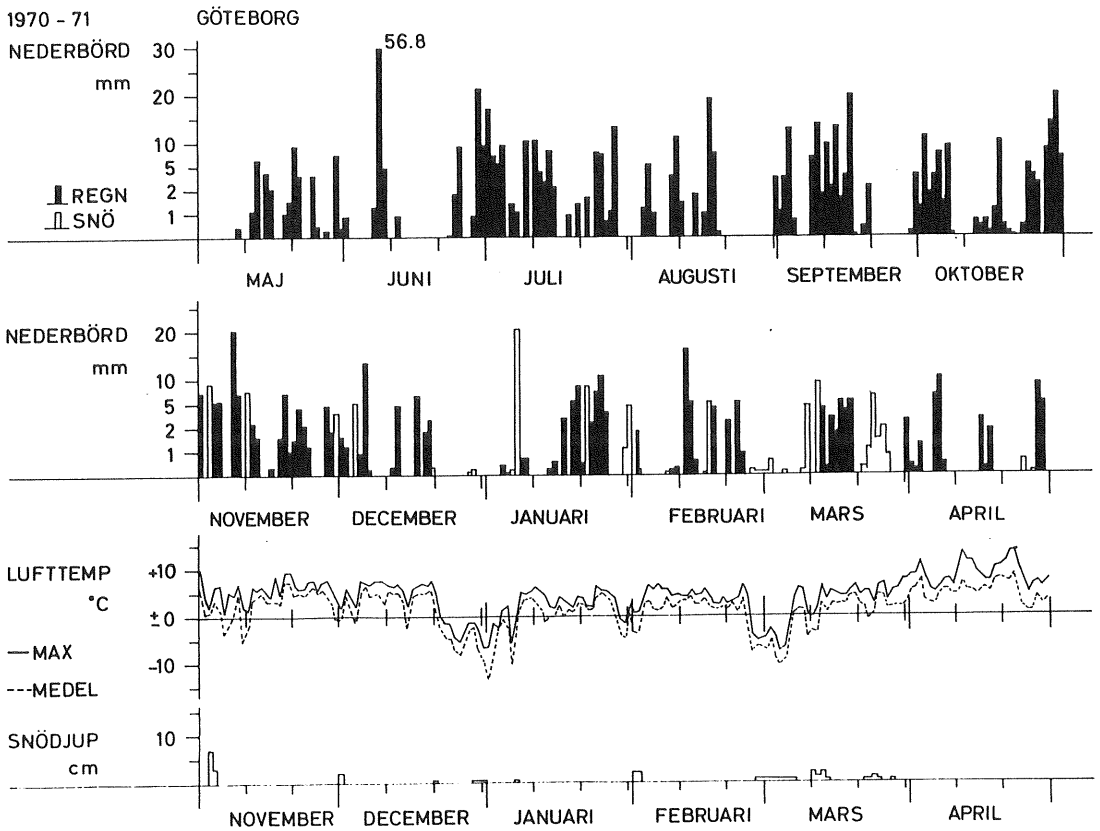
11. Henriksen, A. Quantitative chemical analyses of snow. Vatten 28, 5, 1972

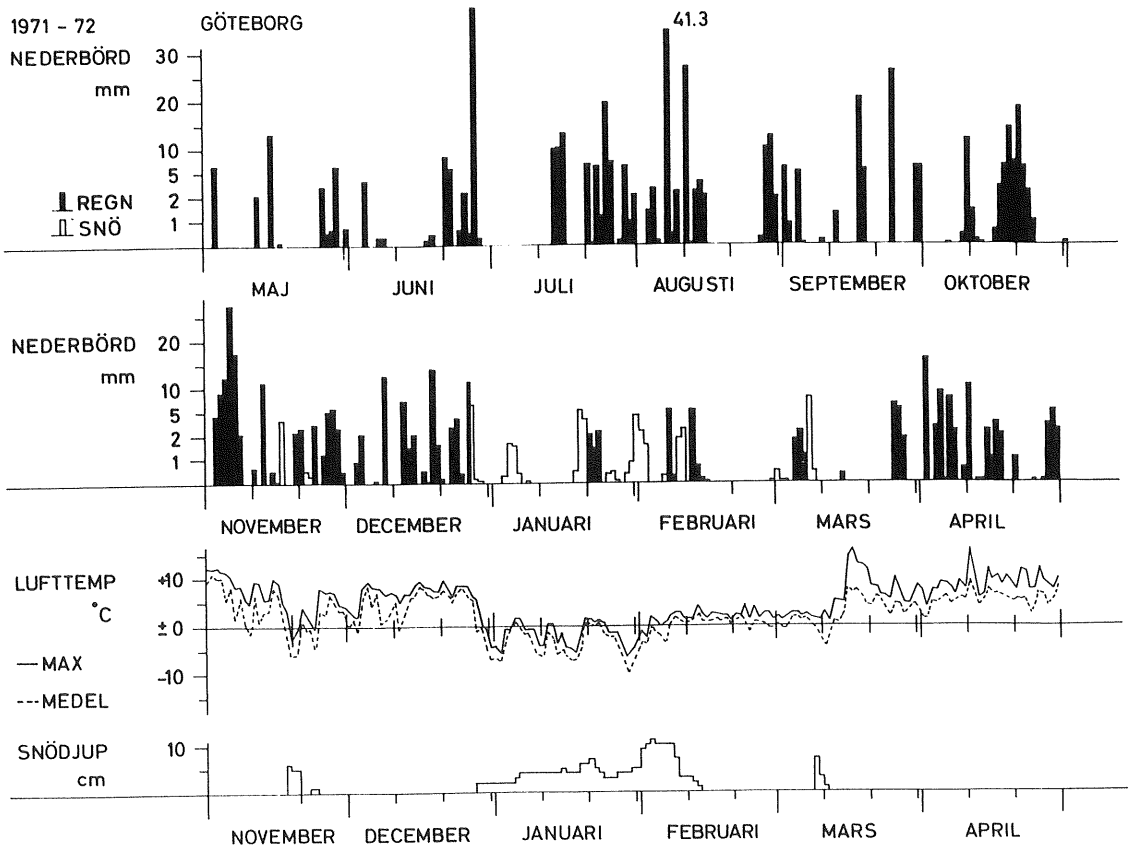
12. Water Quality Criteria. Report of the National Technical Advisory Committee to the Secretary of the interior, Federal Water Pollution Control Administration, Washington, 1968

13. Bedömningsgrunder för svenska ytvatten, Statens naturvårdsverk, publikation 1969:1

14. Treatment of mixed domestic sewage and industrial waste waters in Germany, Organisation for economic development, Paris 1966

BILAGA 1 DIAGRAM ÖVER NEDERBÖRD, SLAG AV NEDERBÖRD, LUFTTEMPERATUR OCH SNÖDJUP DAG FÖR DAG FÖR TIDEN MAJ 1970 - APRIL 1972.





Bilaga 1 Nederbörd och temperatur i Göteborg under tiden maj 1970 - april 1972.

BILAGA 2 ANALYSER

Tungmetaller

Tungmetallerna analyserades med atomabsorbtionsspektrofotometri. Pb-, Zn- och Cu-halterna bestämdes i organisk fas, Hg direkt i vattenfas. Genom att utföra analysen på en organisk fas ökas noggrannheten och vidare sjunker gränsen för påvisbarhet med en faktor fyra.

Den organiska fasen erhålles genom att 250 ml av provet pH-justeras till 2,5 med 1M HCl, varefter detta prov överföres i en separertratt och 10 ml 1 %-ig APDC (ammoniumpyrolidindithiocarbamat)-lösning tillsättes och inblandas. Därefter tillsättes 20 ml MIBK (metylisobutylketon). Tratten skakas i 3 minuter och sedan får faserna separera. Vattenfasen avtappas och MIBK-fasen överföres till ett 20 ml provrör. Om MIBK-fasen innehåller mycket uppslammade partiklar, måste en centrifugering ske. Från att ha varit i en 250 ml stor vattenfas har analyselementet övergått i en 20 ml stor organisk fas, vars koncentration av analyselementet således är 12,5 ggr större än vattenfasens. Totalt har således gränsen för påvisbarhet sjunkit med en faktor $4 \cdot 12{,}5 = 50$ jämfört med vattenfasen av samma analyselement. För att kunna fastställa koncentrationen behövs en arbetskurva, vilken uppritas genom att analysera standardlösningar (med kända halter). Tungmetallerna har en något krökt arbetskurva, men inom det område i vilket aktuella halter ligger, kan den anses vara rät.

Lägsta gräns för påvisbarhet är för Pb, Zn, Cu, Ni och Hg 5 - 10 µg/l. För analyser inom det normala arbetsområdet, som motsvarar 20 till 80 %'s absorbtion, ger proceduren ett fel av 1 - 2 %.

Sulfat

Metoden varierar beroende på närvaron av störande ämnen, men går i

stora drag till på följande sätt. Sulfatjonerna fälls ut som bariumsulfat i en saltsur lösning av bariumkromat. Genom neutralisering fälls resterande barium som bariumkromat, medan den mot sulfatjonerna svarande mängden kromatjoner blir kvar i lösningen och bestäms spektrofotometriskt vid en våg längd av 436 μ. Vid låga sulfathalter justeras för bariumsulfatens löslighet.

Analysvärdet anger i princip endast det svavel, som finns som sulfat i vattnet. Försök att oxidera andra svavelföreningar till sulfat ger, att så gott som allt svavel i dagvattnet förekommer som sulfat. Svaveldioxiden oxideras tydligen snabbt till sulfat genom katalytisk påverkan av sotpartiklarna i regnvattnet. Totalsvavelhalten är således praktiskt sett lika med sulfathalten.

Fosfor

All fosfor överfördes till fosfatfosfor genom uppslutning med kaliumperoxodisulfat. I speciella flaskor tillsättes en bestämd provmängd och 0,25 g persulfat. Flaskorna kokas vid övertryck i 30 min. Efter avkylning överföres proven till mätkolvar, sedan grumliga prover filtrerats. 1,5 ml askorbinsyra tillsättes varje prov och inblandas varefter 3,5 ml reagens bestående av svavelsyra, ammoniummolybdatlösning och kaliumantimonoxidtartratlösning tillsättes. Efter 15 minuter mäts provernas extinktion vid våglängden 715 mμ. Justering sker efter extinktionsmätning av på samma sätt behandlat jonbytt vatten. Resultatet erhålls efter jämförelse med standardlösningar.

Olja

Olja och andra bitumenoida ämnen adsorberas i den voluminösa fällning, som bildas vid reaktionen

$$FeCl_3 + 3\ NH_4OH \longrightarrow FeO(OH) + 3\ NH_4Cl + H_2O$$

För analys blandas 250 ml prov med 2 ml $FeCl_3$-lösning. Ammoniak doseras till överskott. Provet får sedan stå i minst 2 timmar. Fällningen filtreras och extraheras med petroleummeter i en soxleth-apparat i 5 - 6 omgångar under ca 2 timmar.

Biokemiskt syrebehov

Analysen har skett med en manometrisk metod (HACH manometric BODapparatus Model 2173). Apparaten består av magnetomrörda täta flaskor försedda med kvicksilvermanometrar. Över provet i flaskan finns luft. Syret i luften och vattnet förbrukas helt eller delvis för oxidation av den organiska substansen i provet. Till följd av syreförbrukningen sjunker trycket i flaskan. Den koldioxid som produceras vid oxidationen elimineras genom närvaro av kaliumhydroxid.

Järn Deutsche Einheitsverfahren J 13

Klorid SKTF

Permanganatförbrukning SKTF

Torrsubstans SKTF

Glödgningsrest och glödgningsförlust SKTF

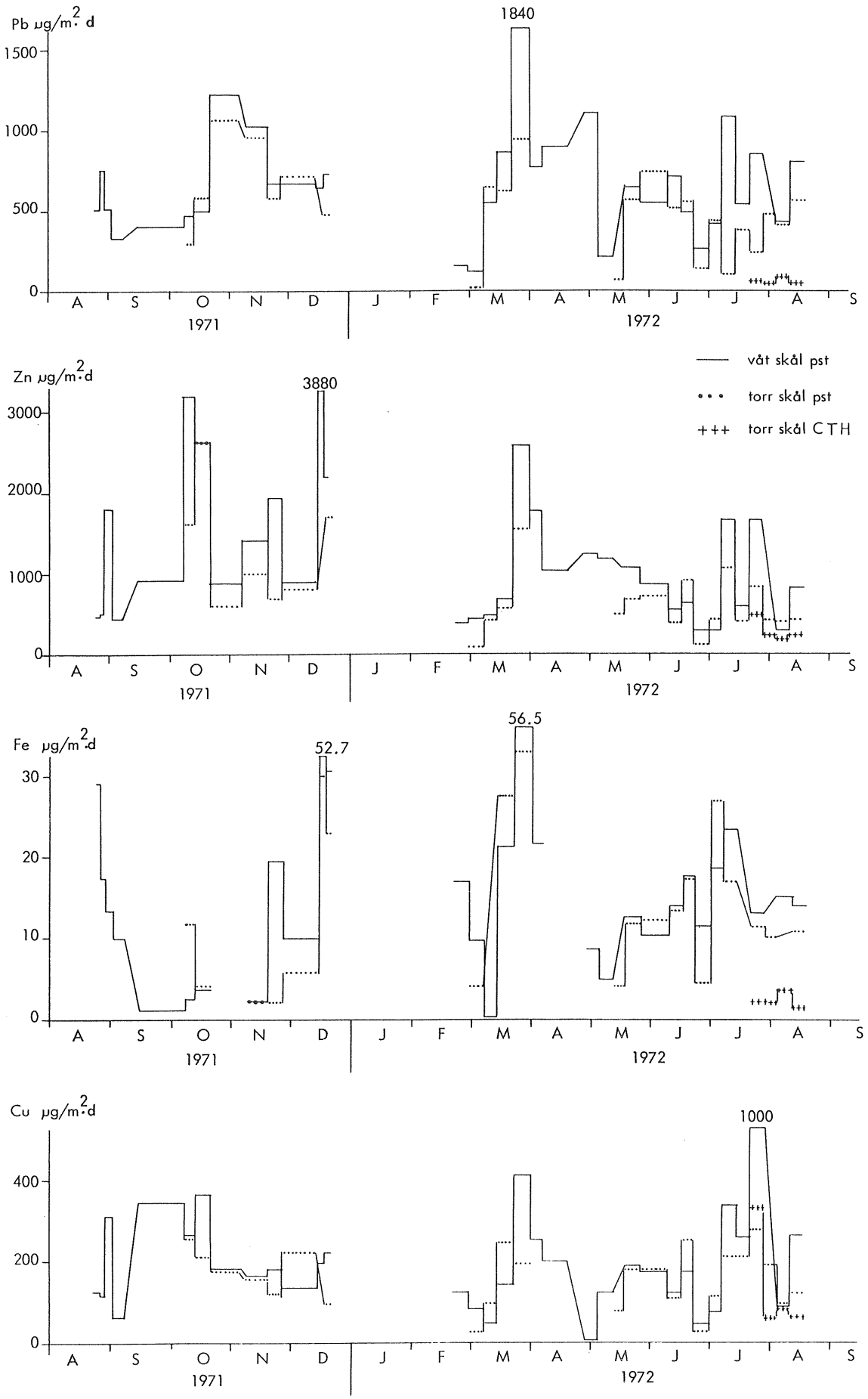
Avsättbart SKTF

Grumlighet SKTF

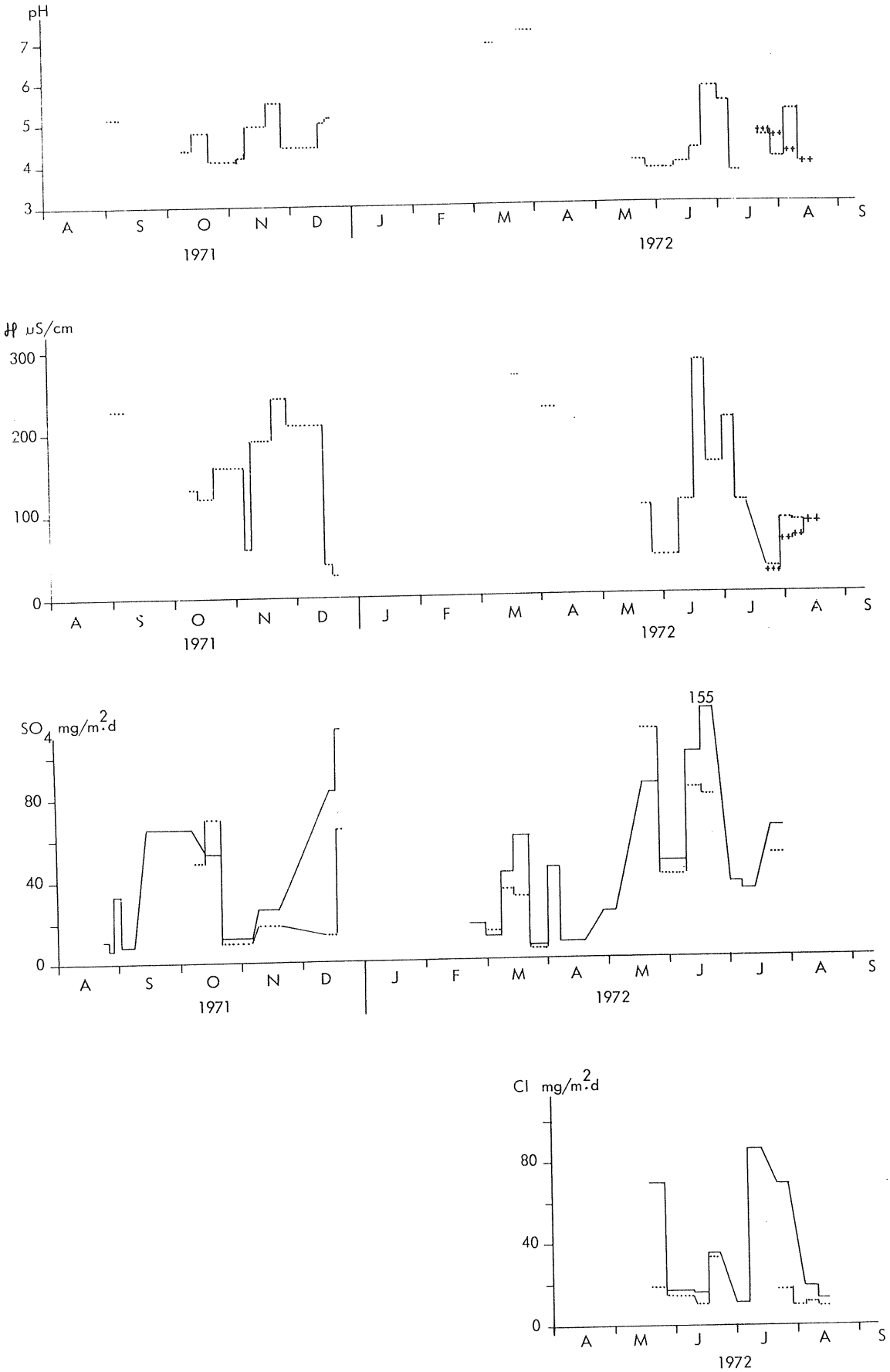
pH SKTF, potentiometrisk metod med glaselektrod

Ledningsförmåga SKTF, Tetramatic-apparat, resultat i mikrosiemens/cm

BILAGA 3 DIAGRAM ÖVER STOFTNEDFALLSKOMPONENTERNAS VARIATIONER UNDER TIDEN APRIL 1971 - AUGUSTI 1972 SAMT UPPGIFTER OM MEDELVÄRDEN, EXTREMVÄRDEN, RELATIV SPRIDNING OCH ANTAL PROVER



Bilaga 3:1 Stoftnedfall av bly, zink, järn och koppar under tiden april 1971 - augusti 1972.



Bilaga 3:2 Stoftnedfallets pH och ledningsförmåga samt stoftnedfall av sulfat och klorid under tiden april 1971 - augusti 1972.

	Pb $\mu g/m^2 \cdot d$			Zn $\mu g/m^2 \cdot d$		
	V	T	C	V	T	C
Medelvärde	655	498	106	1192	772	278
Min-värde	115	13	80	272	79	125
Max-värde	1840	1052	160	3880	2620	476
Omspänningsgrad %	87,8	83,3	100	87,8	83,3	100
Samlingsintervallets undre gräns	202	95	80	279	370	195
Samlingsintervallets övre gräns	1100	943	160	2580	1610	476
Rel. spridning	1,37	1,70	0,75	1,93	1,61	1,01
Antal prover	33	24	4	33	24	4

	Cu $\mu g/m^2 \cdot d$			Ni $\mu g/m^2 \cdot d$		
	V	T	C	V	T	C
Medelvärde	212	160	134			
Min-värde	47	24	59			
Max-värde	1000	278	330	475	243	54
Omspänningsgrad %	87,8	83,3	100	100	100	100
Samlingsintervallets undre gräns	62	78	59			
Samlingsintervallets övre gräns	368	251	330			
Rel. spridning	1,44	1,08	2,02			
Antal prover	32	24	4	33	24	4

Bilaga 3:3 Stoftnedfallsvärden för tiden april 1971 - augusti 1972.

	Fe $mg/m^2 \cdot d$			Cl $mg/m^2 \cdot d$		
	V	T	C	V	T	C
Medelvärde	18,8	14,0	2,3	36,3	15,3	11,6
Min-värde	0,2	2,1	1,5	11	9,5	6,0
Max-värde	56,5	45,1	3,6	86	33	16,2
Omspänningsgrad %	86,7	81,0	100	100	100	100
Samlingsintervallets undre gräns	2,3	3,9	1,5	11	9,5	6,0
Samlingsintervallets övre gräns	30,7	27,6	3,6	86	33	16,2
Rel. spridning	1,69	1,69	0,91	2,06	1,54	0,88
Antal prover	30	21	4	10	8	4

	Hg $\mu g/m^2 \cdot d$		SO_4 $mg/m^2 \cdot d$		$KMnO_4$-f $mg/m^2 \cdot d$	
	V	T	V	T	V	T
Medelvärde			45,6	44,5	54	54
Min-värde			6	5	27	43
Max-värde	35	35	155	111	73	78
Omspänningsgrad %	100	100	84	86,7	100	100
Samlingsintervallets undre gräns			8	9	27	43
Samlingsintervallets övre gräns			97	82	73	78
Rel. spridning			1,12	1,64	0,85	0,65
Antal prover	17	14	25	15	7	4

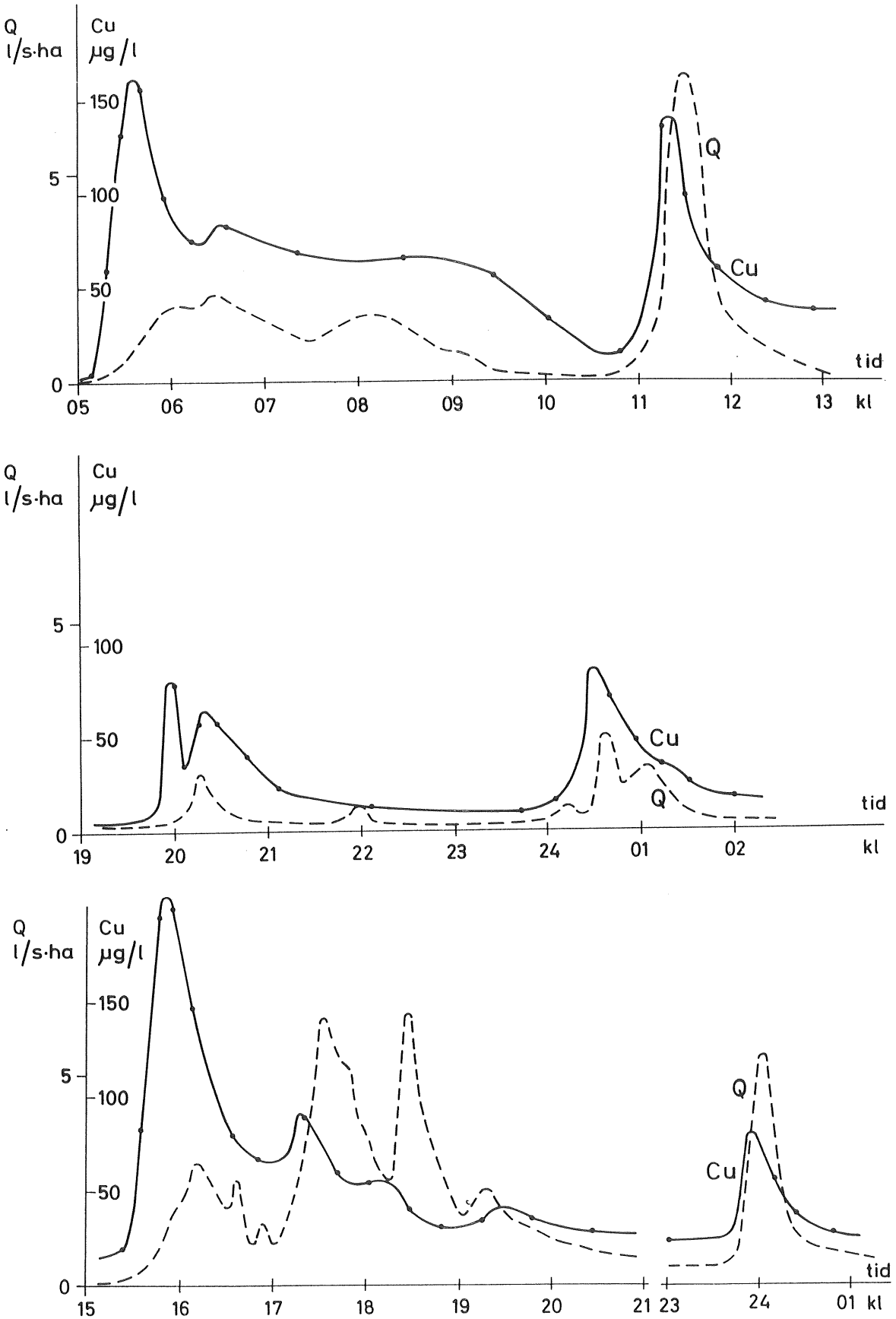
Bilaga 3:4 Stoftnedfallsvärden för tiden april 1971 - augusti 1972.

	Glödgn. förlust mg/m^2 · d			Glödgn. rest mg/m^2 · d		
	V	T	C	V	T	C
Medelvärde	203	121	13,3	436	409	140
Min-värde	15	55	6	280	166	86
Max-värde	800	208	22	620	718	251
Omspänningsgrad %	100	100	100	100	100	100
Samlingsintervallets undre gräns	15	55	6	280	166	86
Samlingsintervallets övre gräns	800	208	22	620	718	251
Rel. spridning	3,87	1,26	1,20	0,78	1,35	1,18
Antal prover	7	8	4	7	8	4

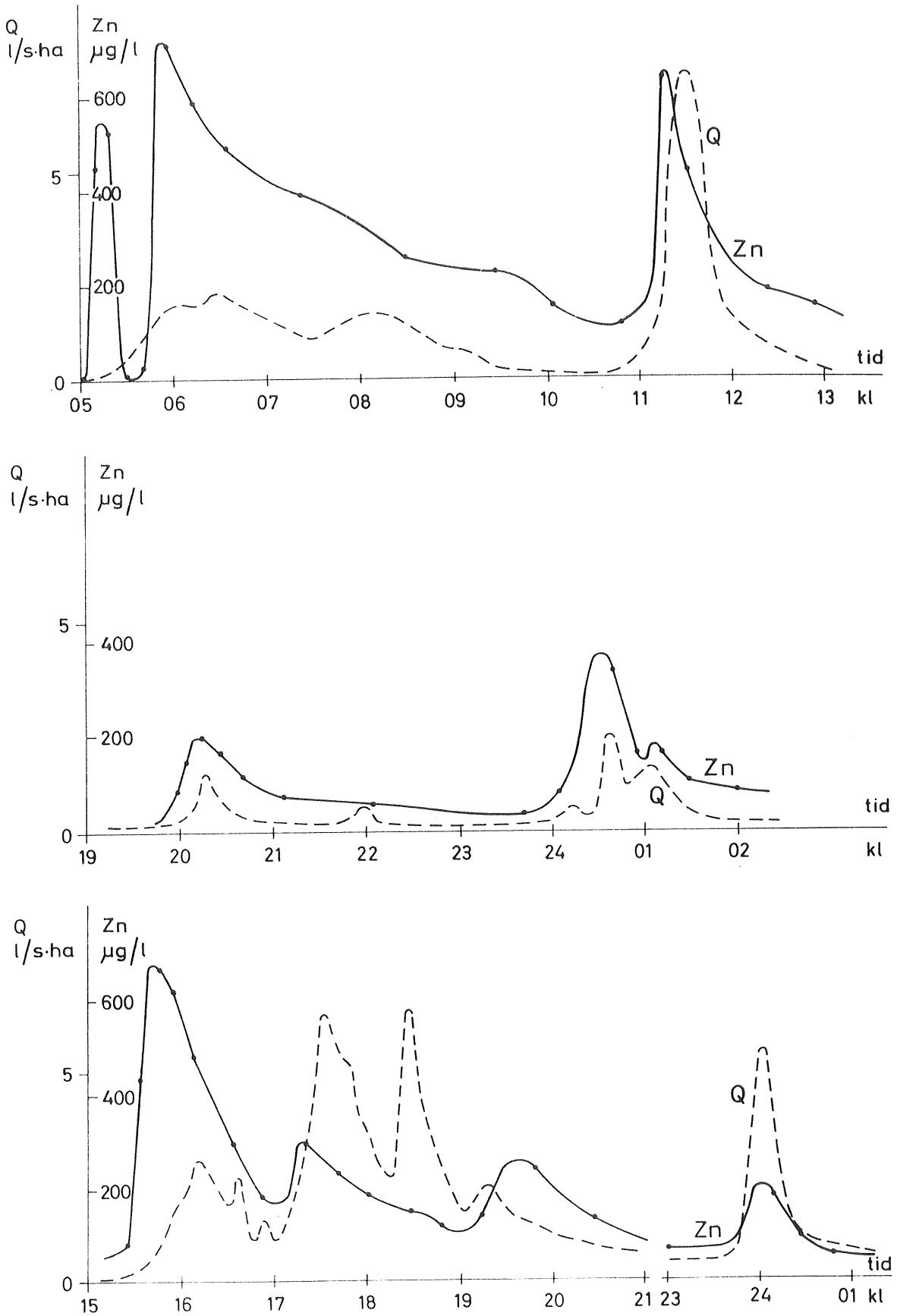
	Torrsubstans mg/m^2 · d			Ledningsförm. µS/cm		pH	
	V	T	C	V	T	T	C
Medelvärde	639	530	154	143	58	4,35	4,35
Min-värde	308	301	105	29	21	3,10	3,95
Max-värde	1420	926	273	280	84	7,21	4,69
Omspänningsgrad %	100	100	100	81,8	100	81,8	100
Samlingsintervallets undre gräns	308	301	105	55	21	3,92	3,95
Samlingsintervallets övre gräns	1420	926	273	242	84	5,50	4,69
Rel. spridning	1,74	1,18	1,09	1,31	1,09	0,33	0,17
Antal prover	7	8	4	22	4	22	4

Bilaga 3:5 Stoftnedfallsvärden för tiden april 1971 - augusti 1972.

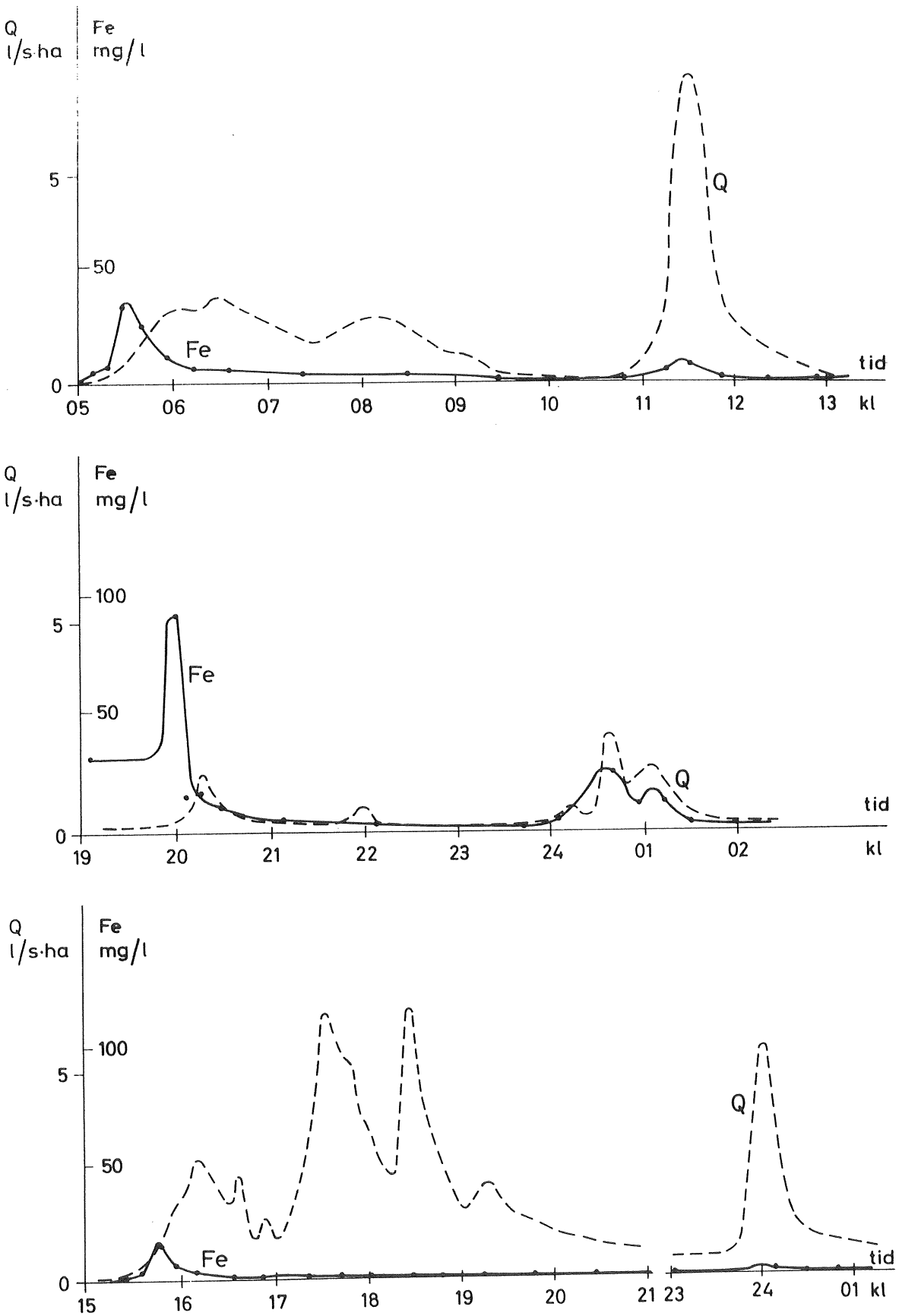
BILAGA 4 DIAGRAM ÖVER HALTERNAS VARIATIONER MED VATTENFÖRINGEN FÖR SAMTLIGA KOMPONENTER



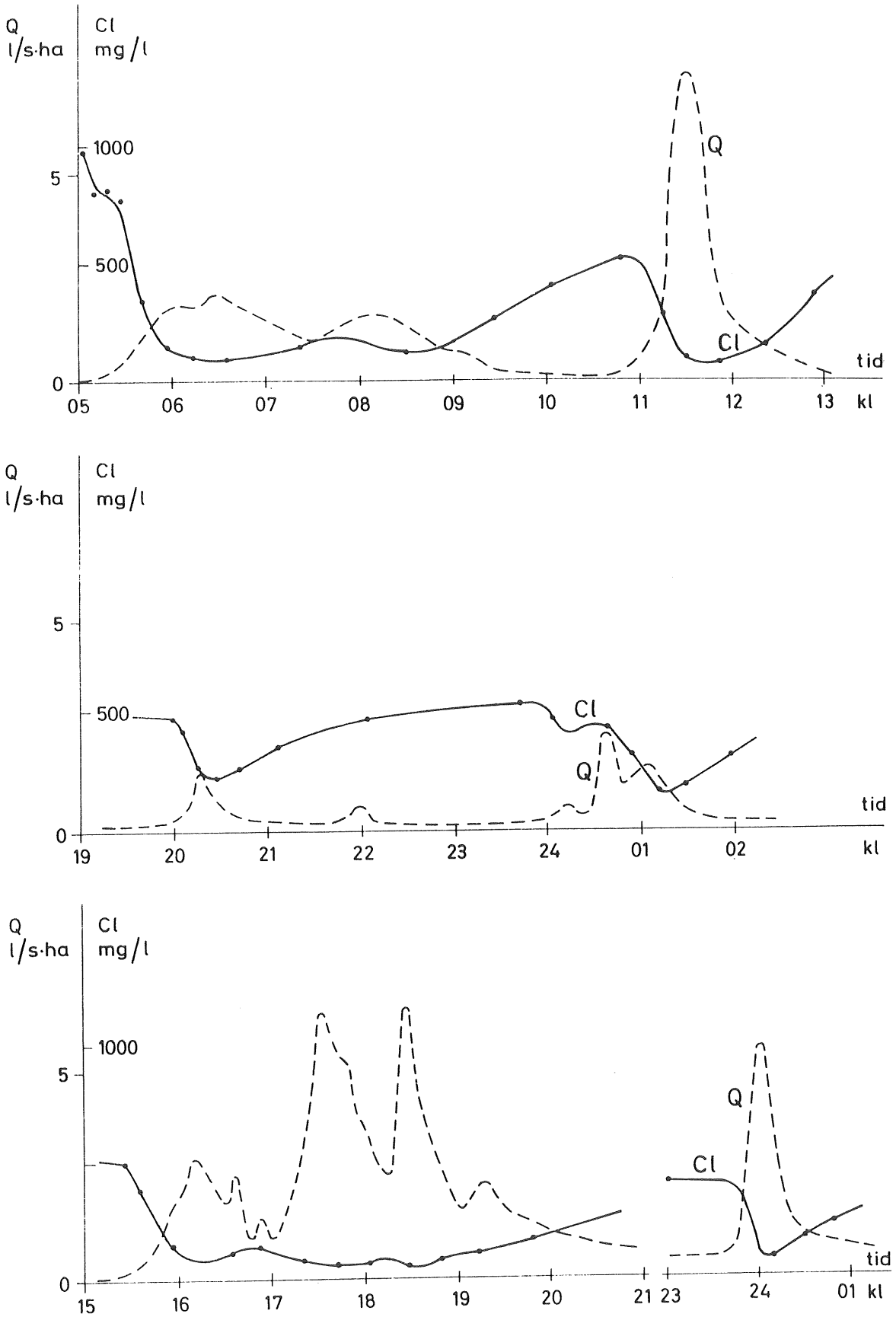
Bilaga 4:1 Kopparhaltens variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



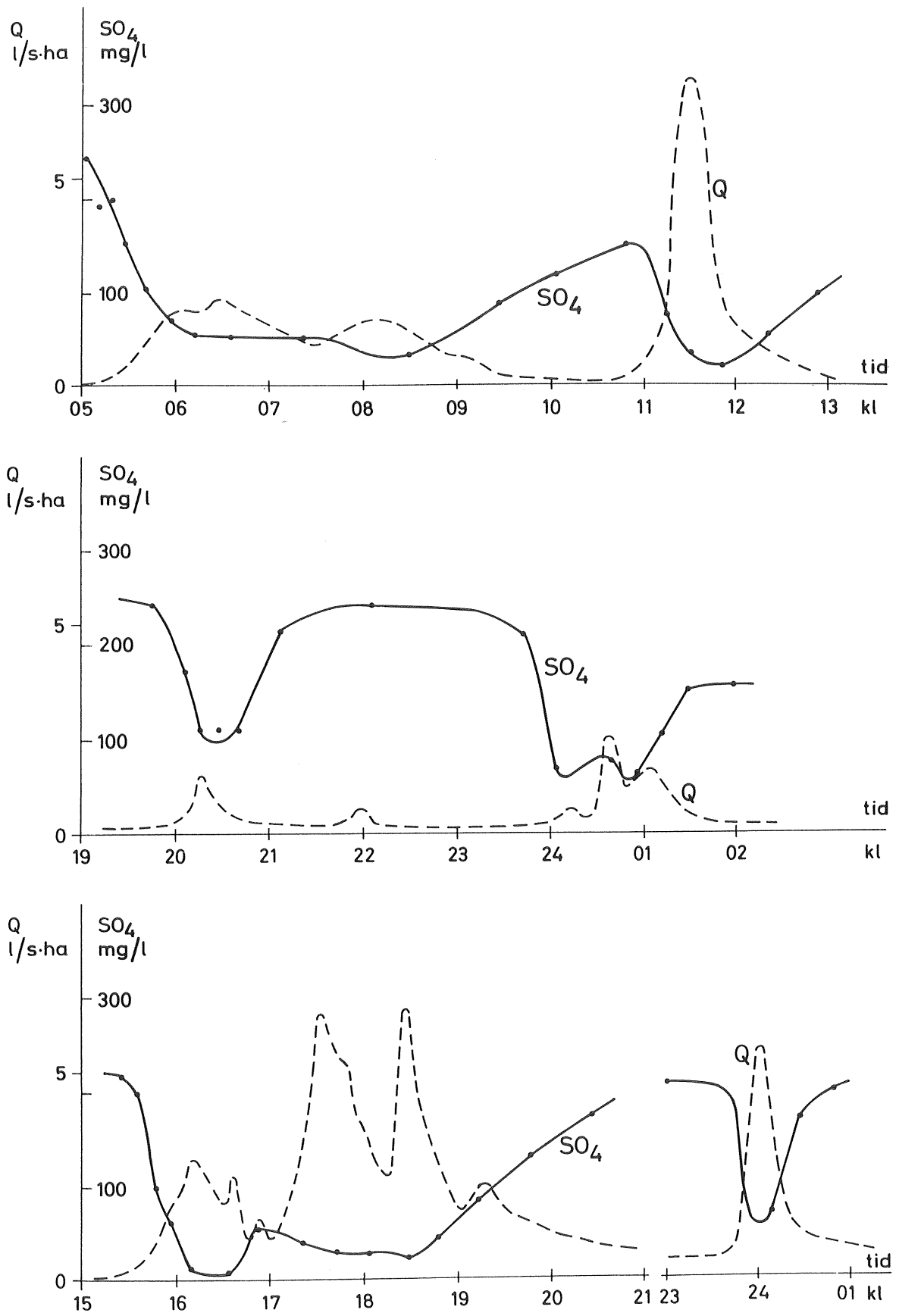
Bilaga 4:2 Zinkhaltens variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



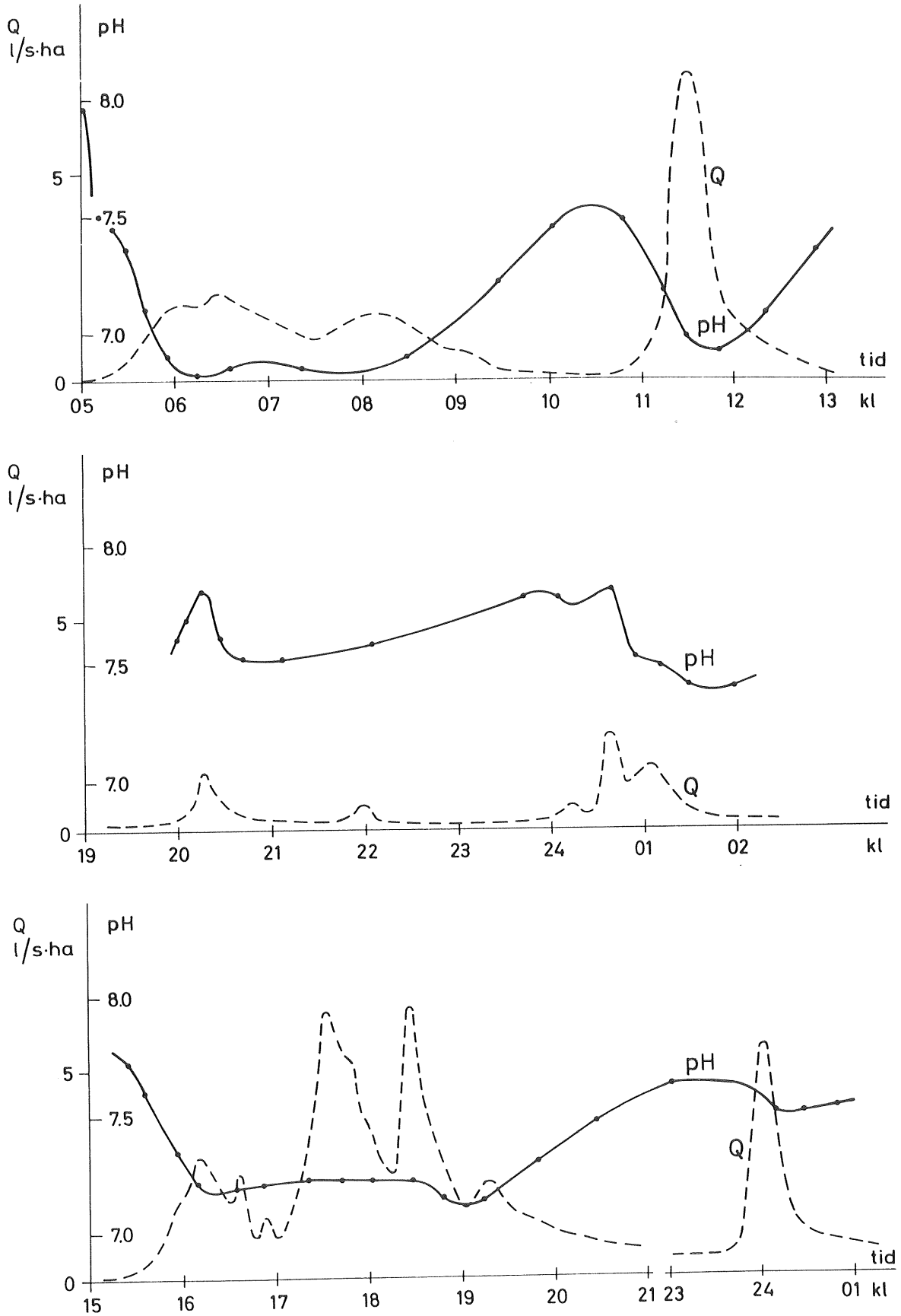
Bilaga 4:3 Järnhaltens variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



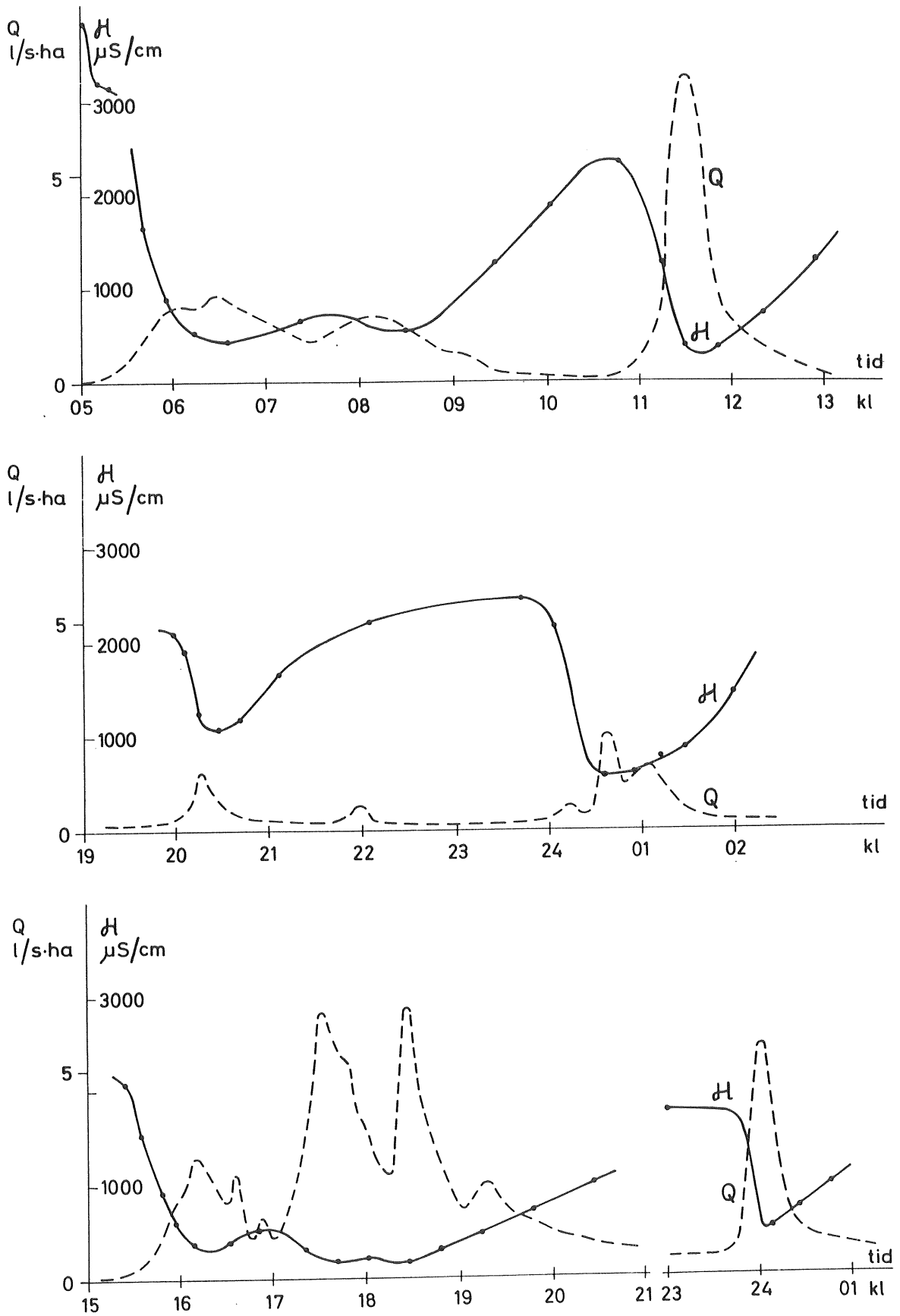
Bilaga 4:4 Kloridhaltens variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



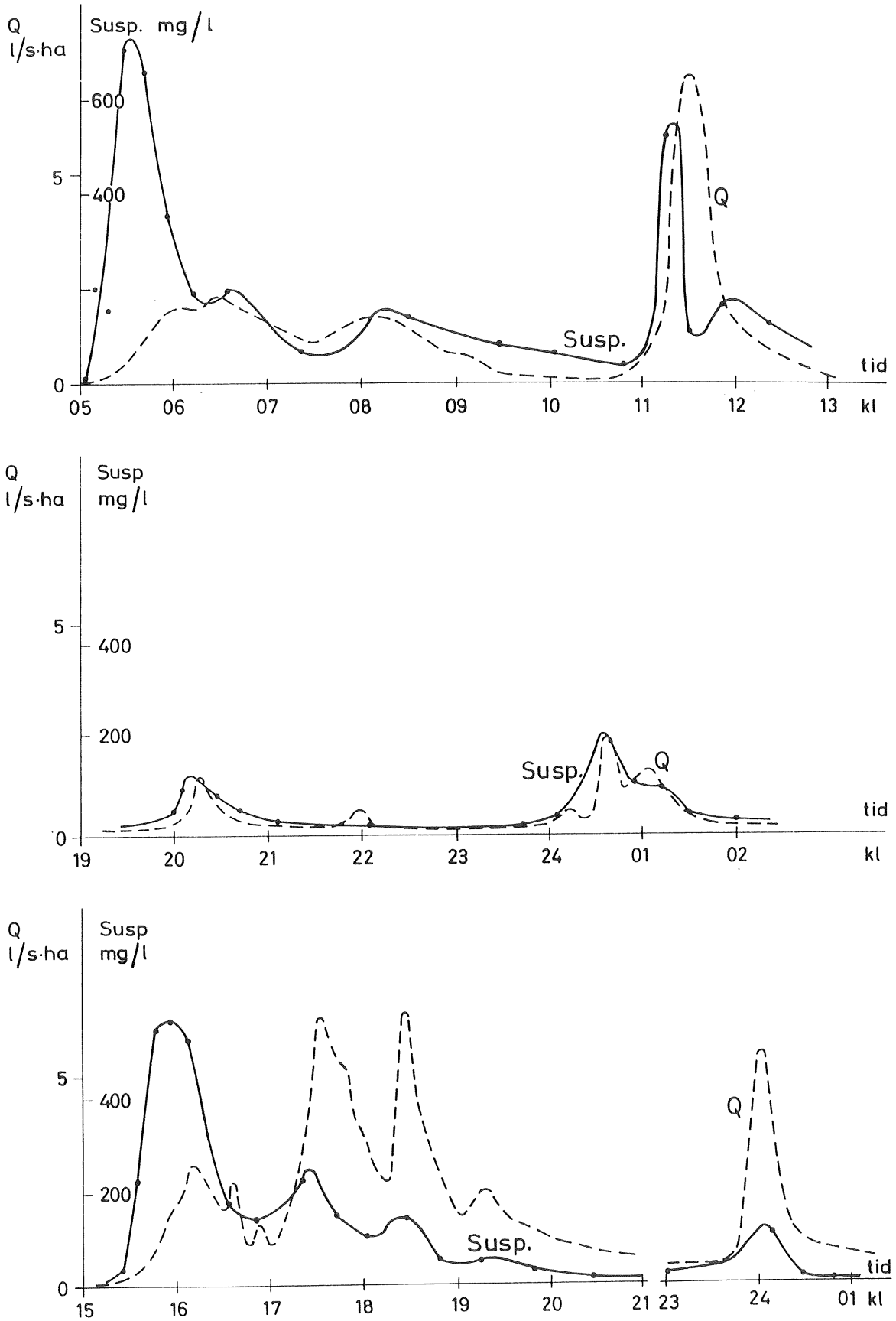
Bilaga 4:5 Sulfathaltens variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



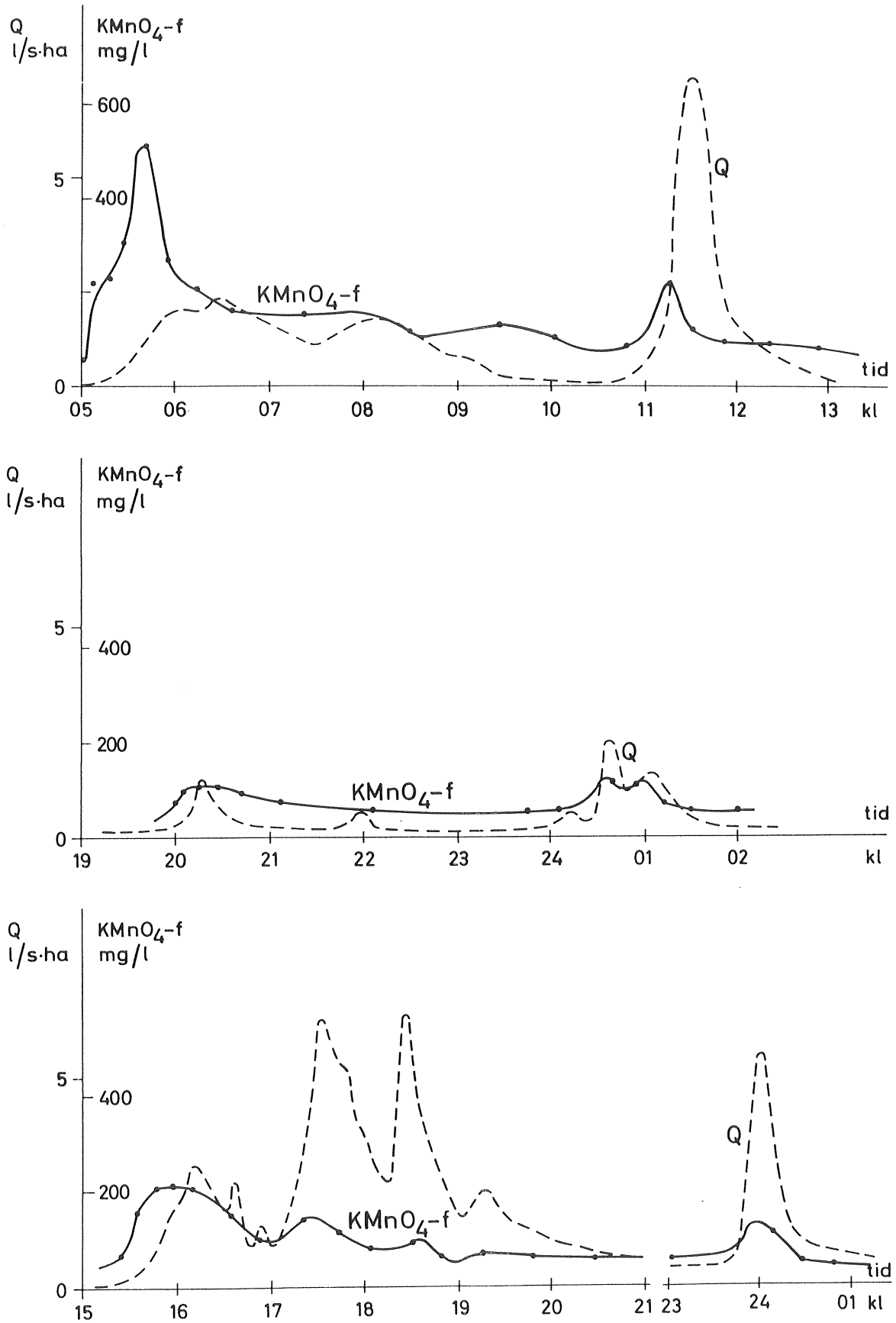
Bilaga 4:6 pH-värdets variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



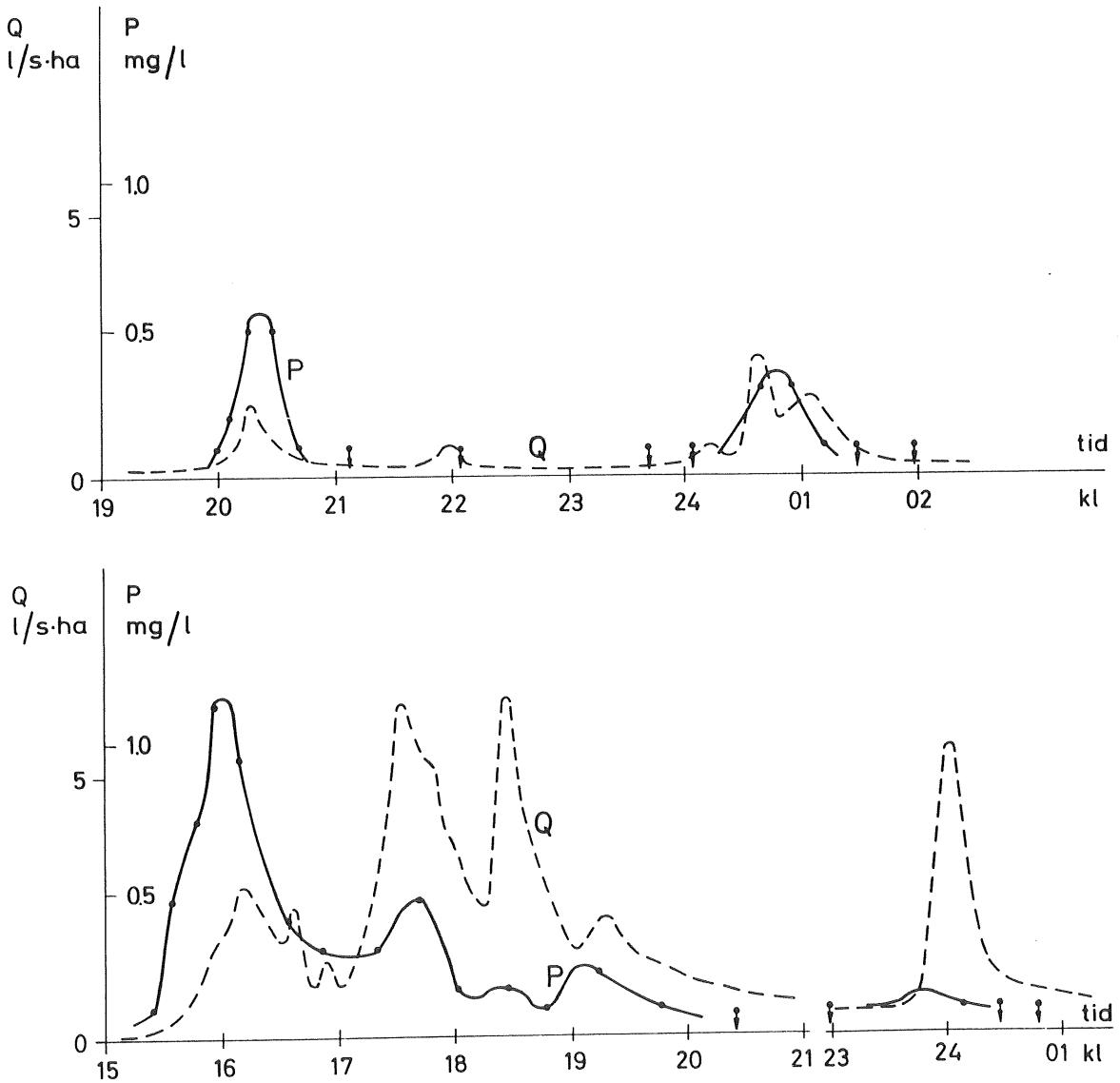
Bilaga 4:7 Ledningsförmågans variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



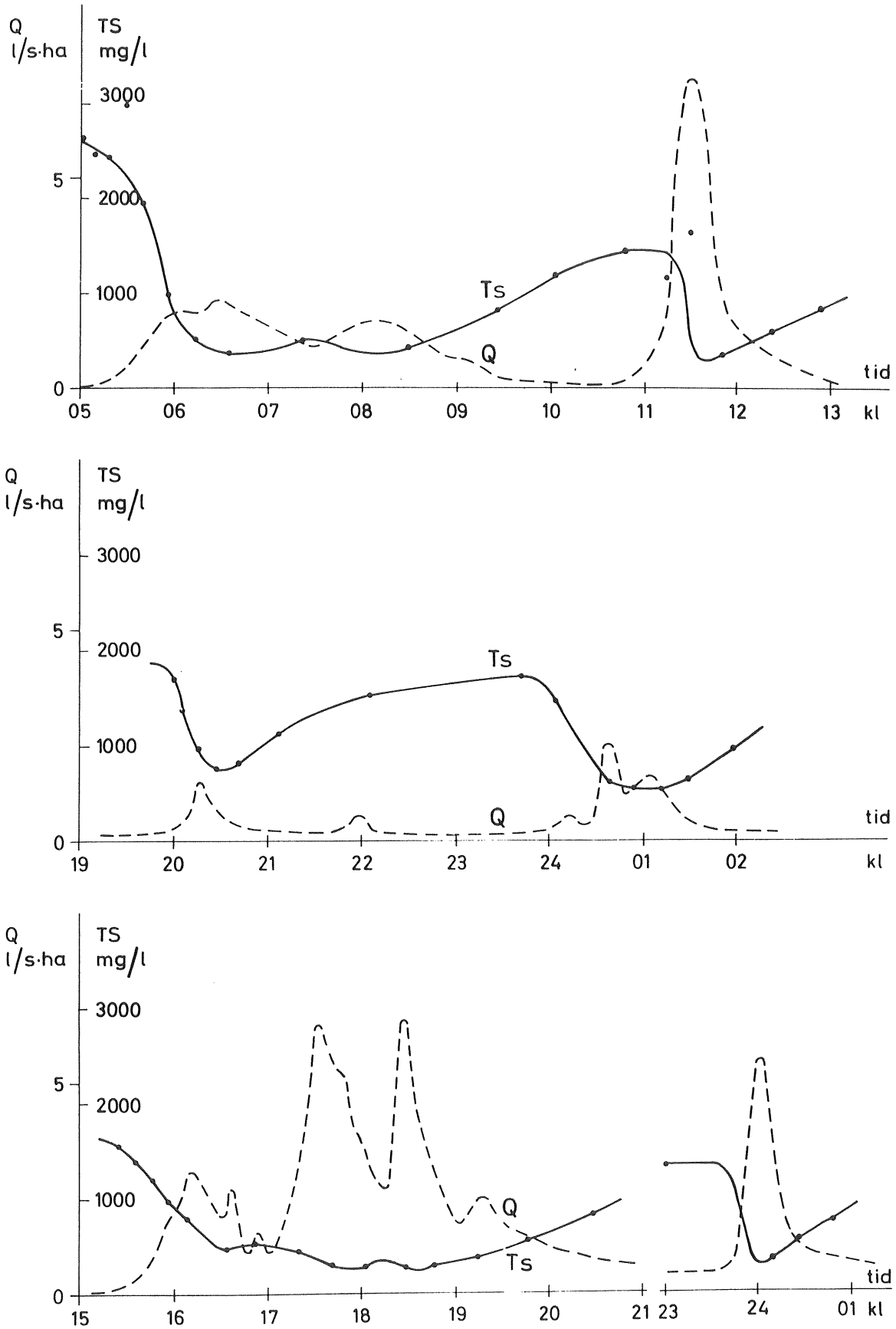
Bilaga 4:8 Suspenderade materialets variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



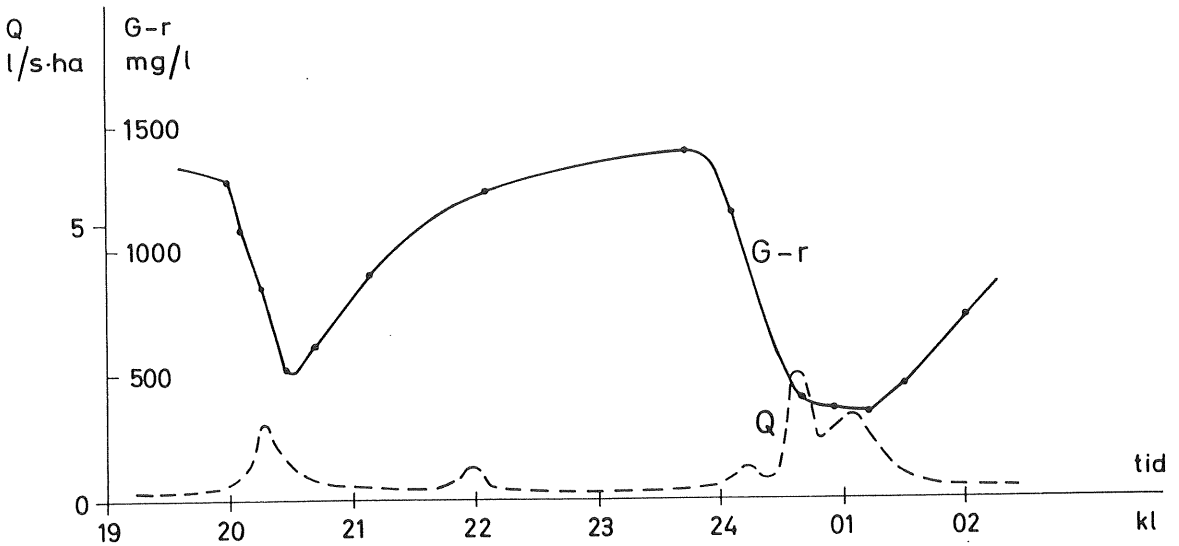
Bilaga 4:9 Kaliumpermanganatförbrukningens variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.

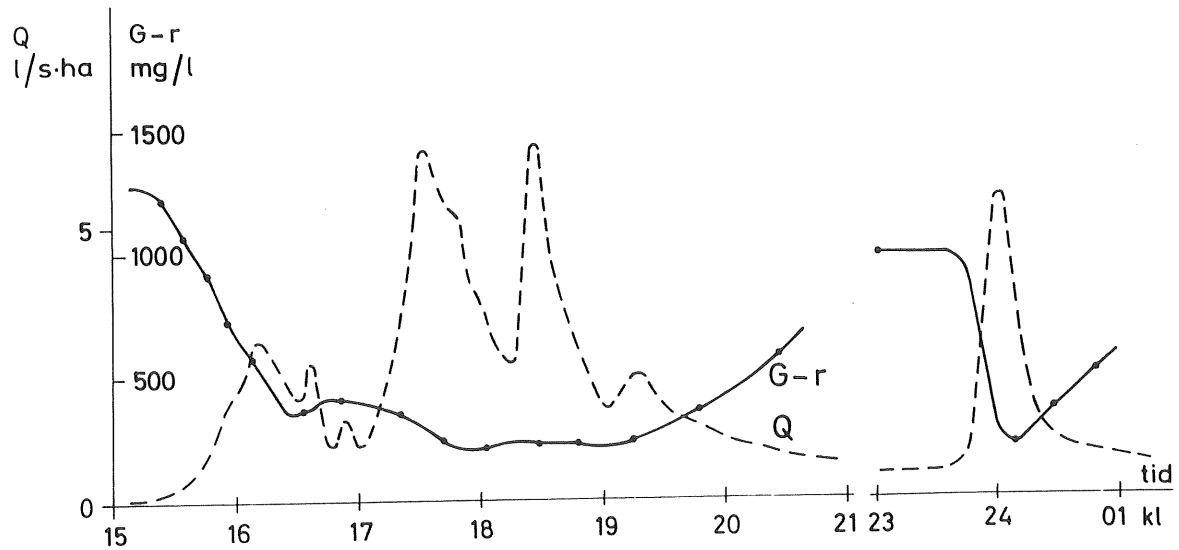


Bilaga 4:10 Fosforhaltens variation med vattenföringen under regnen H71 och M71.

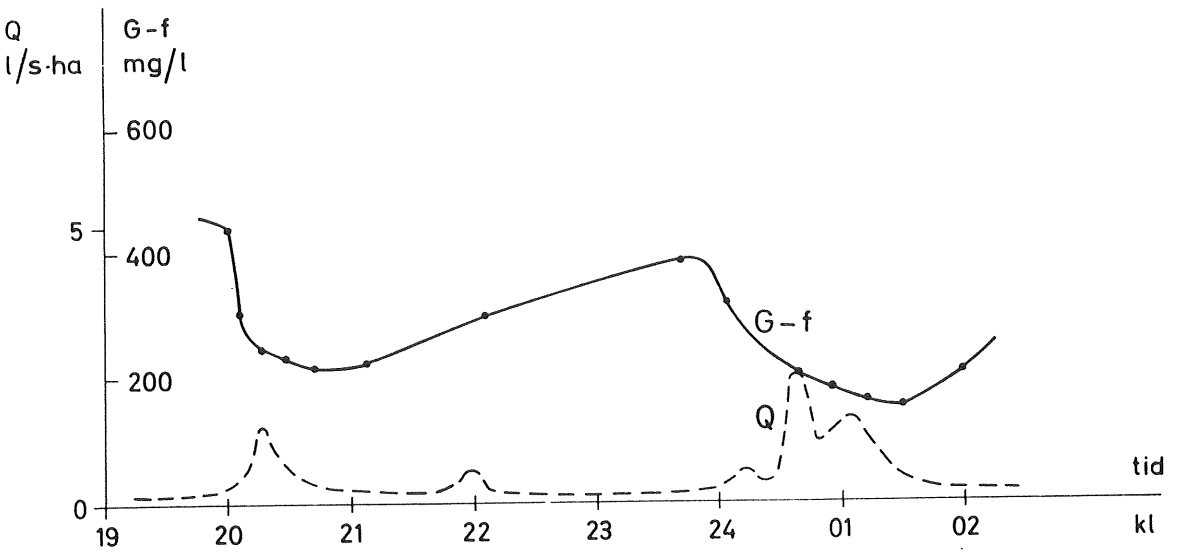


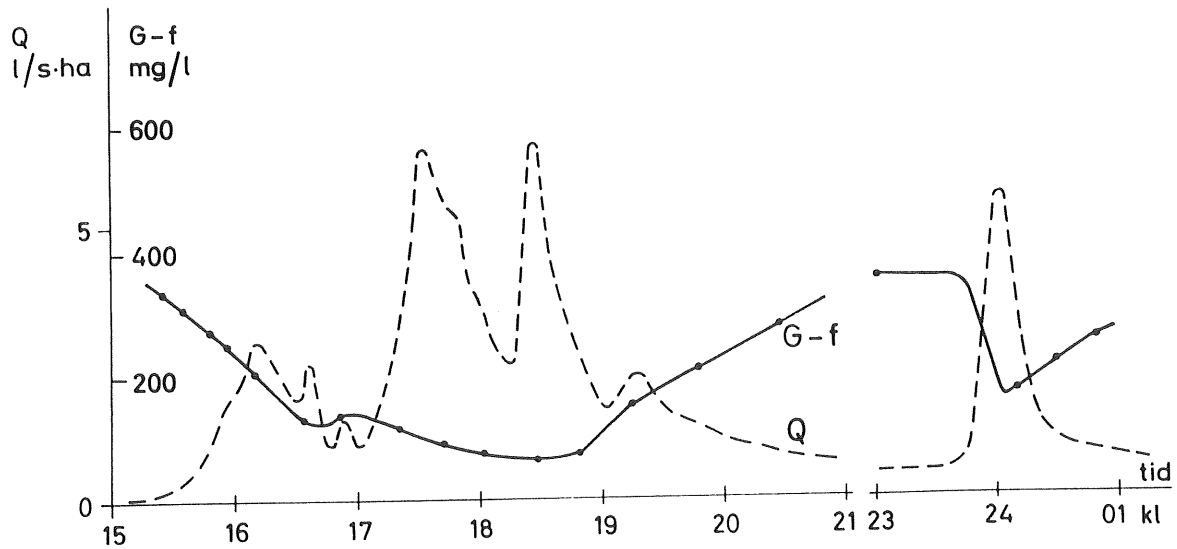
Bilaga 4:11 Torrsubstanshaltens variation med vattenföringen under regnen T70, H71 och M71.



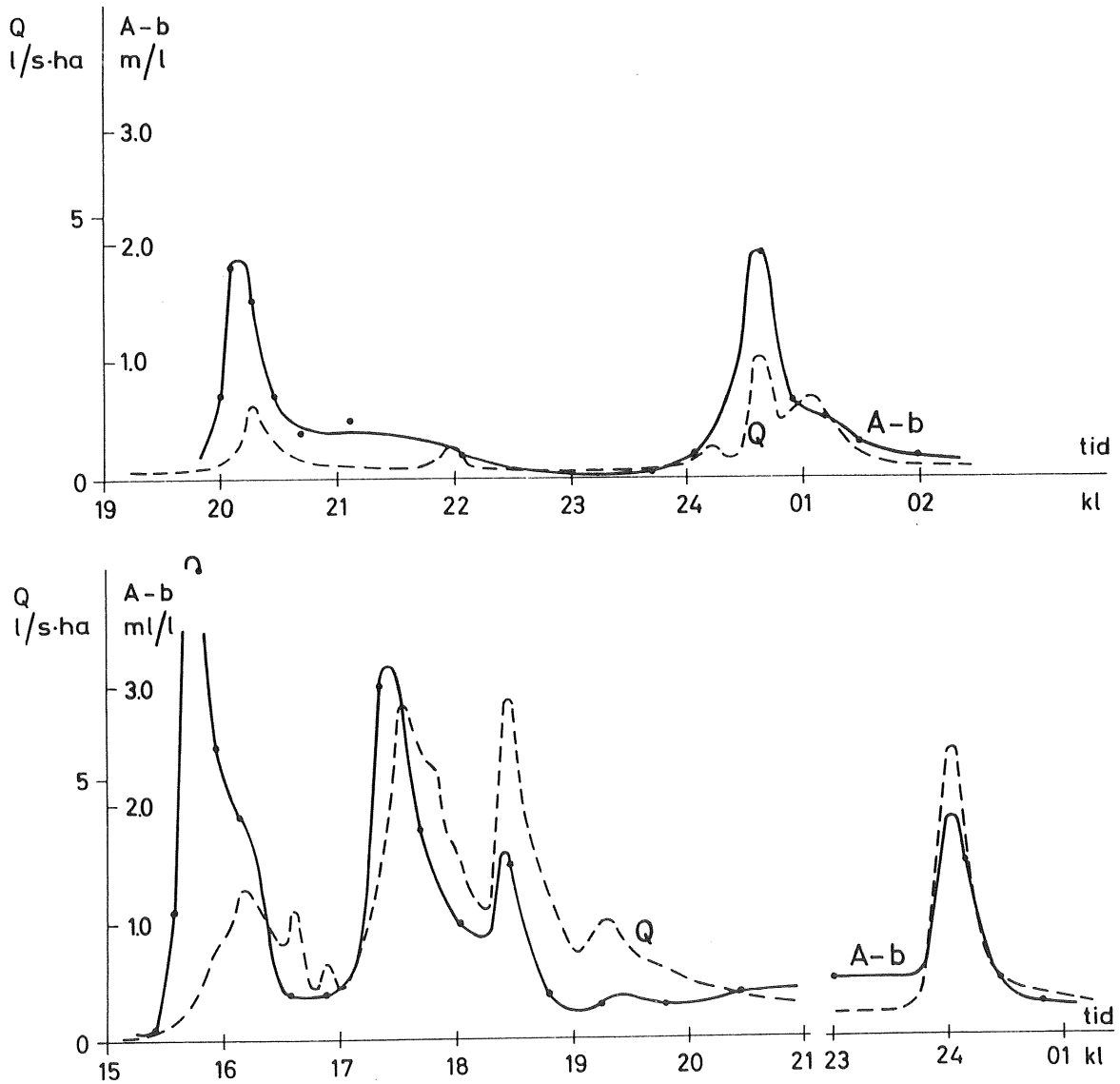


Bilaga 4:12 Glödgningsrestens variation med vattenföringen under regnen H71 och M71.

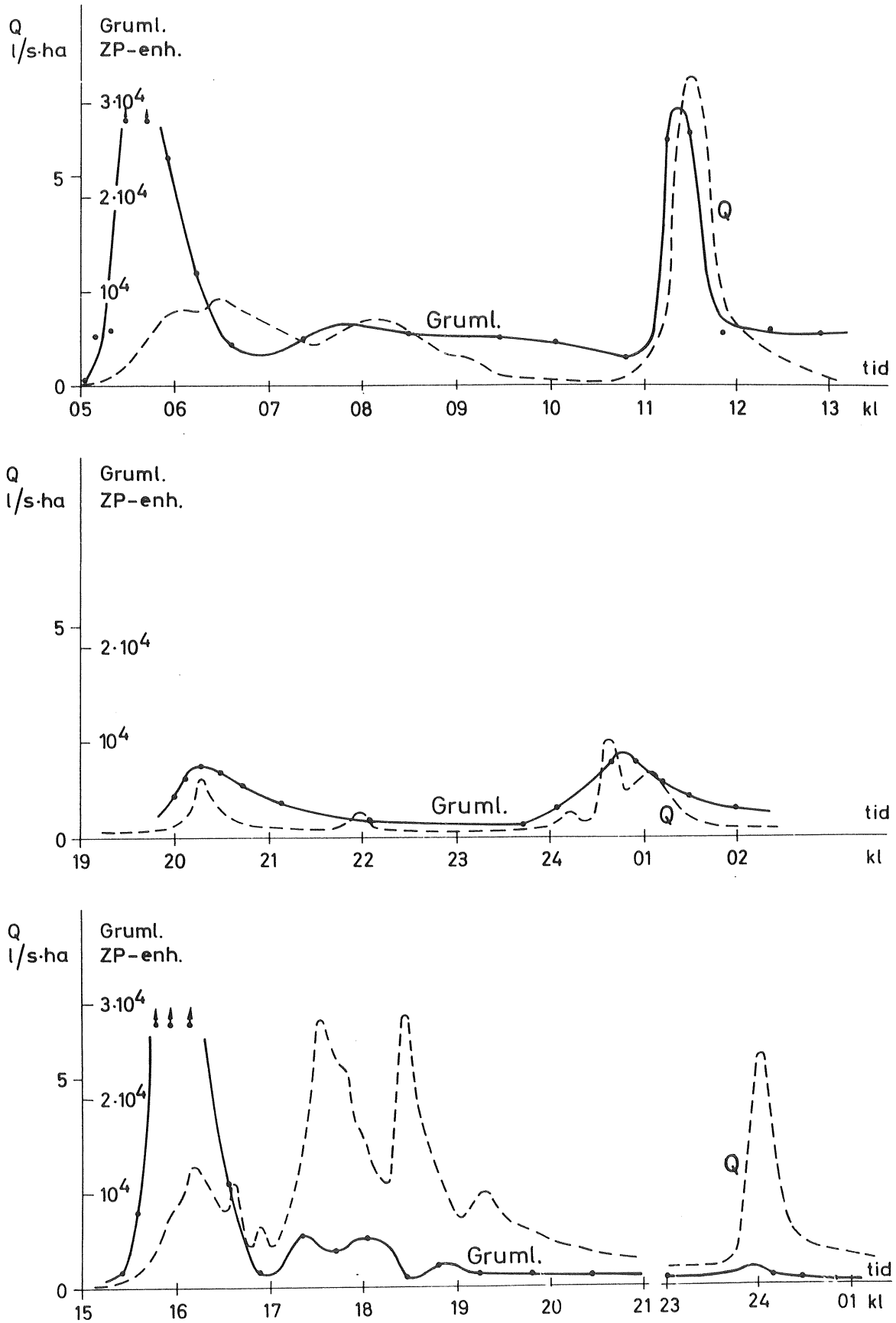




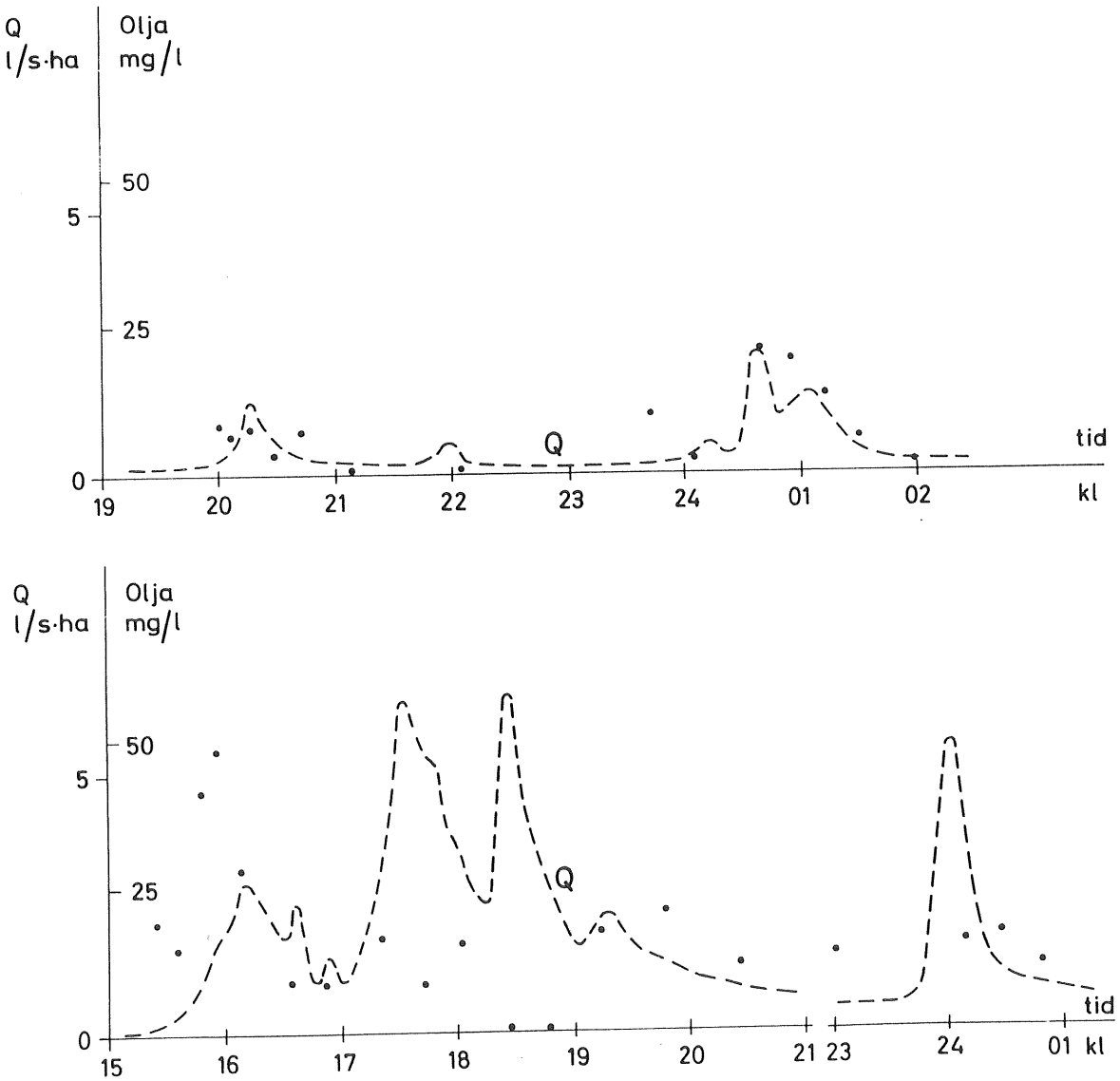
Bilaga 4:13 Glödgningsförlustens variation med vattenföringen under regnen H71 och M71.



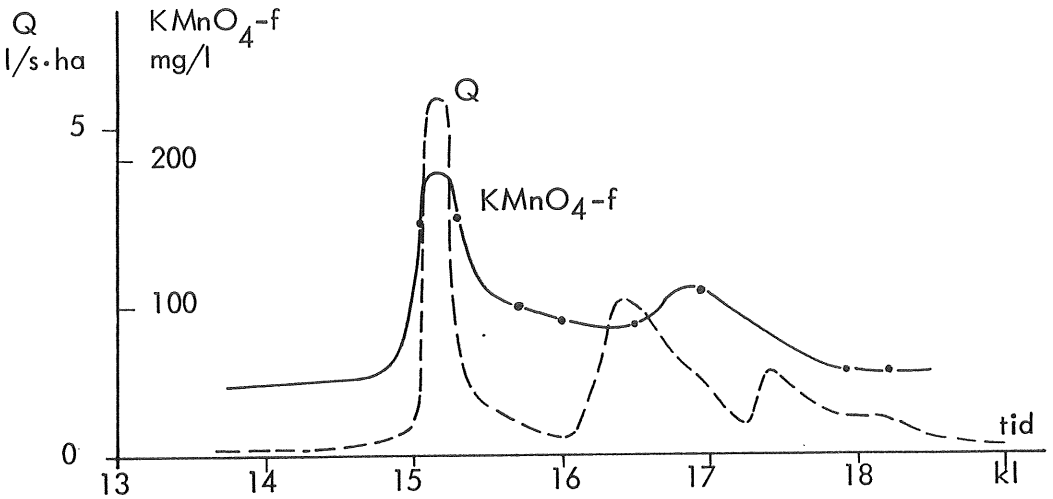
Bilaga 4:14 Variationen av halten avsättbara ämnen med vattenföringen under regnen H71 och M71.

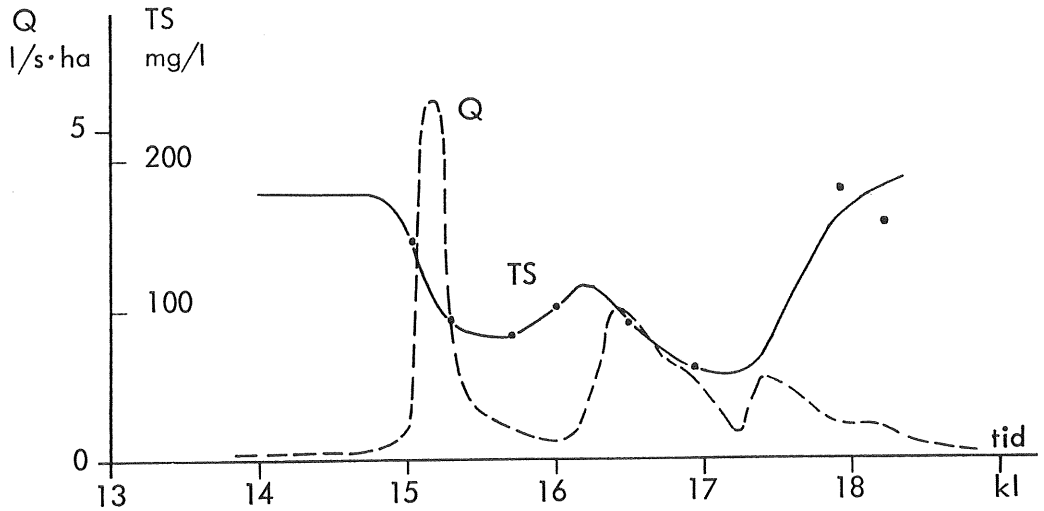


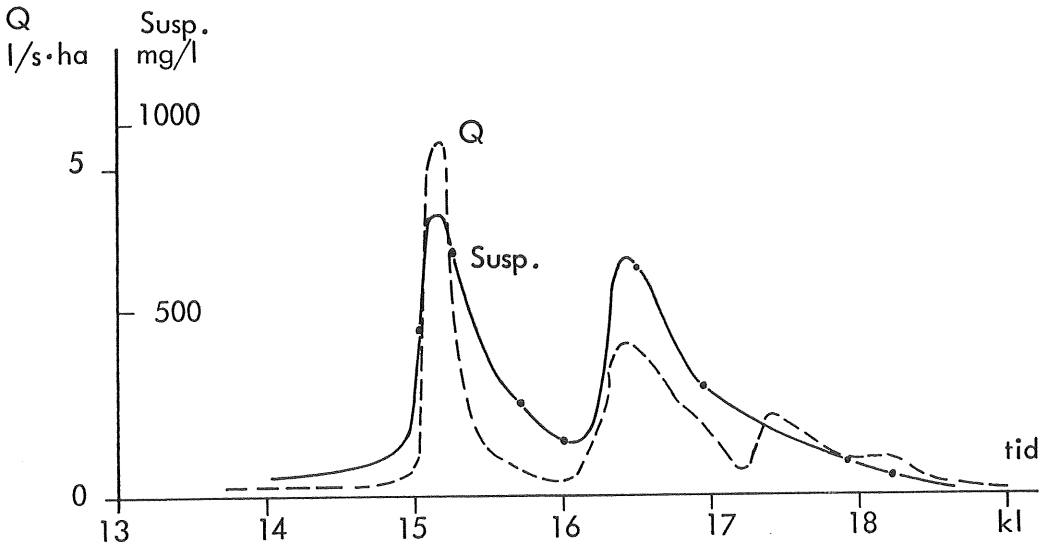
Bilaga 4:15 Grumlighetens variation med vatten föringen under regnen T70, H71 och M71.



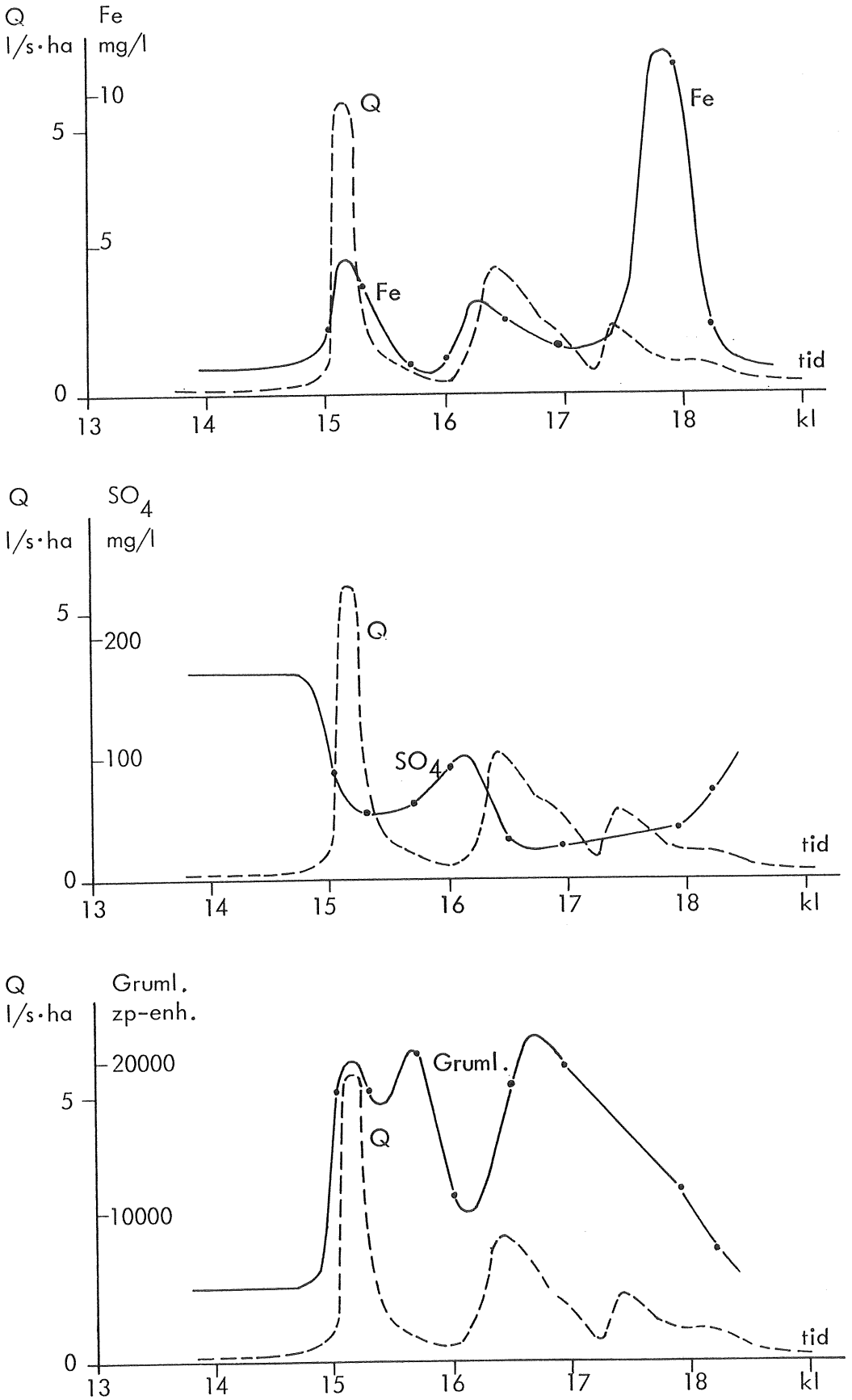
Bilaga 4:16 Oljehaltens variation med vattenföringen under regnen H71 och M71.



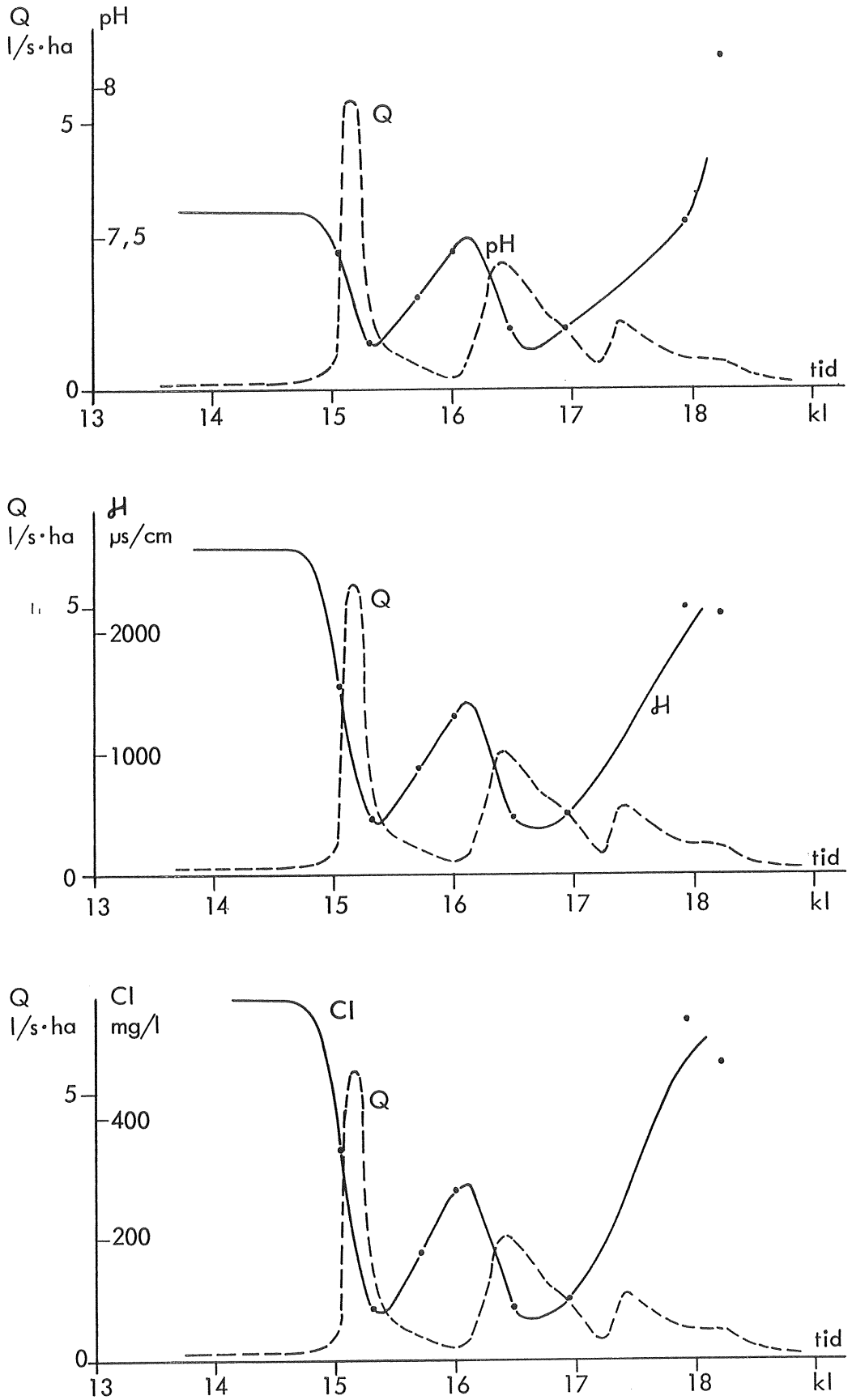




Bilaga 4:17 Variationerna med vattenföringen för kaliumpermanganatförbrukning, torrsubstans och suspenderat material under regnet U70.

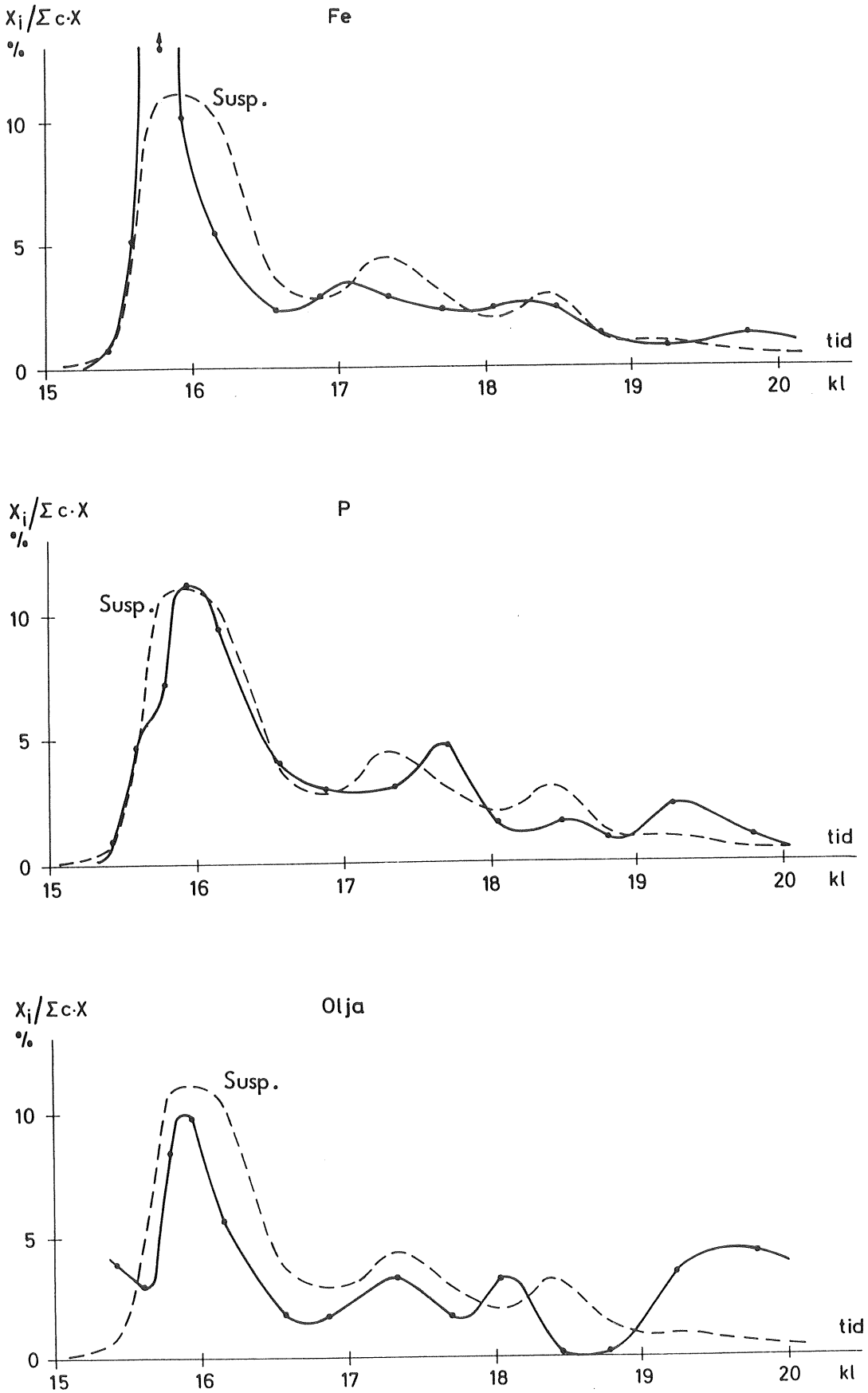


Bilaga 4:18 Variationerna med vattenföringen för järn, sulfat och grumlighet under regnet U70.

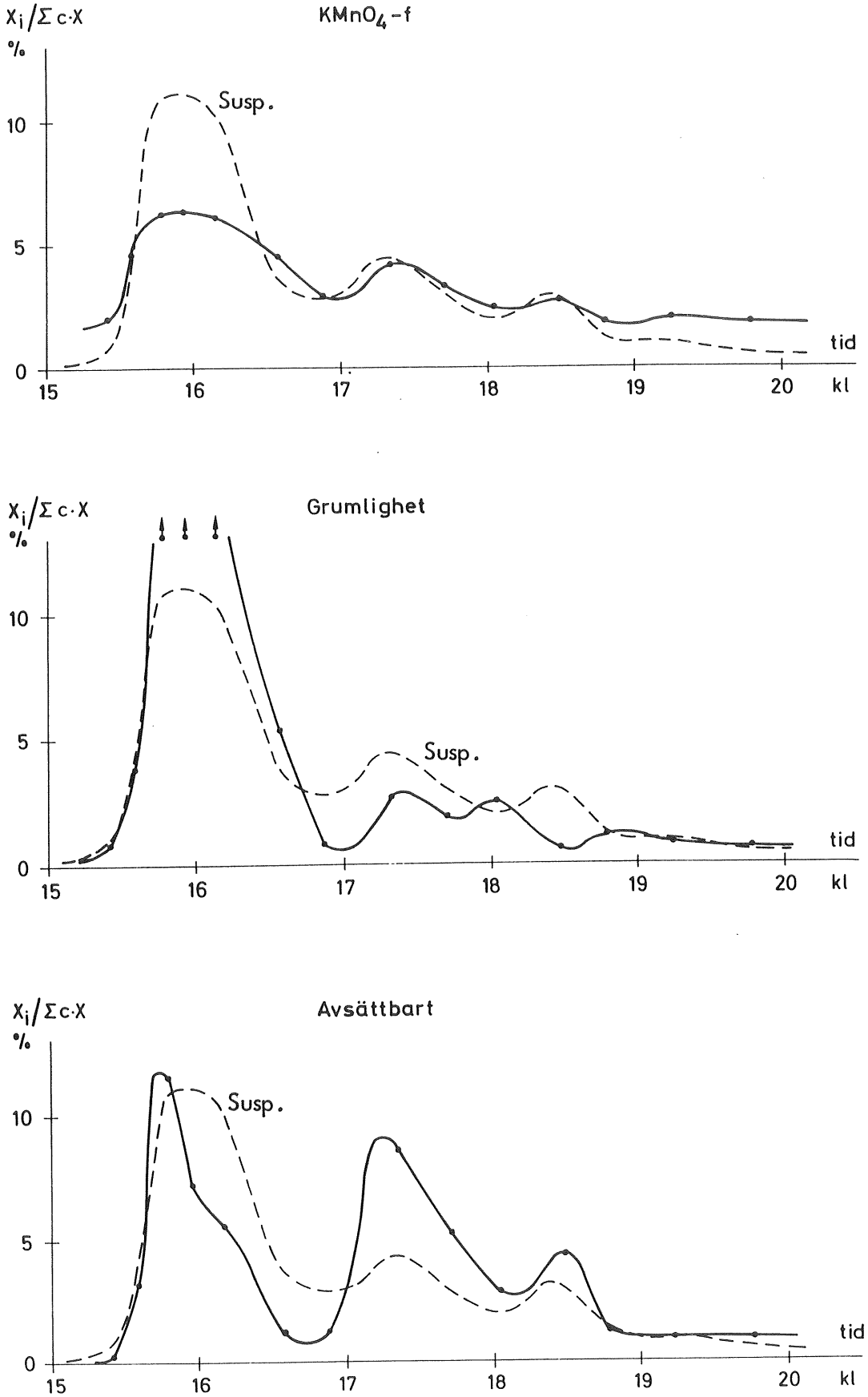


Bilaga 4:19 Variationerna med vattenföringen för pH-värde, ledningsförmåga och klorid under regnet U70.

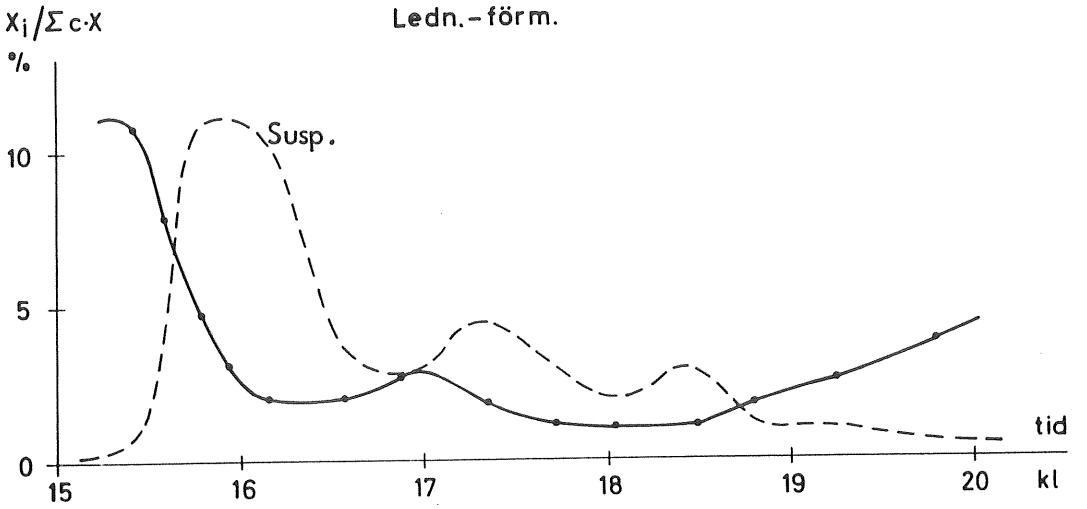
BILAGA 5 DIAGRAM ÖVER VISSA KOMPONENTERS VARIATIONER I TIDEN JÄMFÖRDA MED DET SUSPENDERADE MATERIALETS VARIATIONER.

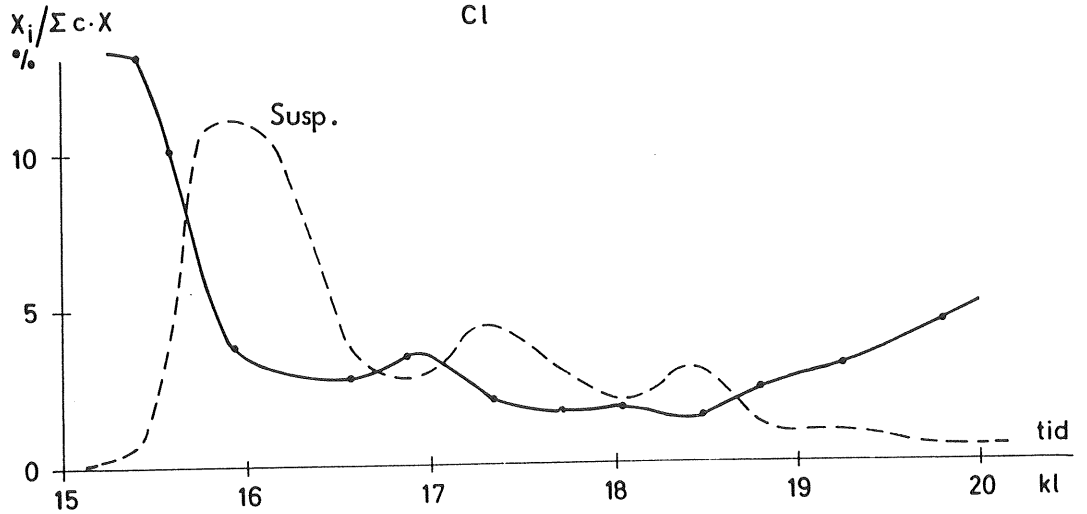


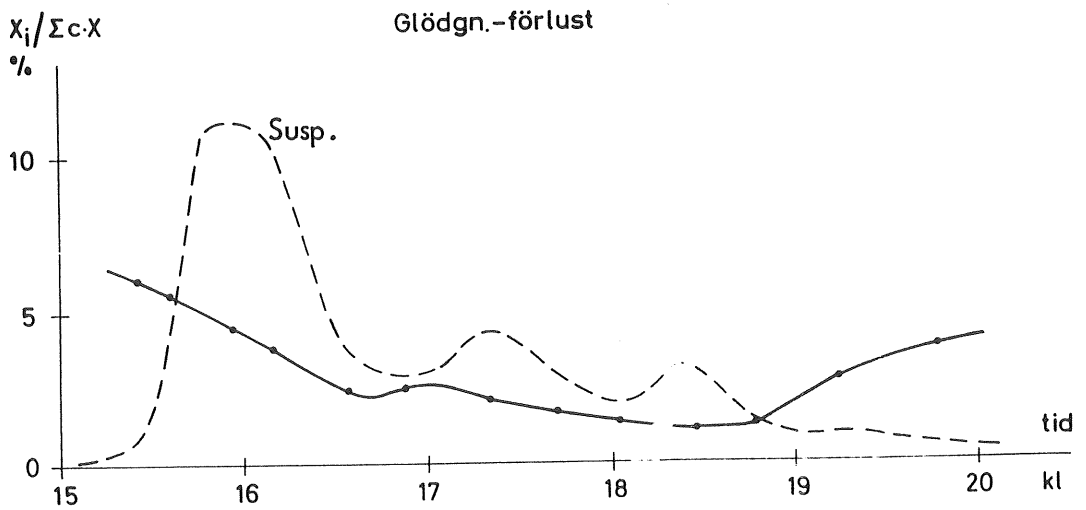
Bilaga 5:1 Variationerna i tiden av järn, fosfor och olja jämförda med det suspenderade materialets variationer.



Bilaga 5:2 Variationerna i tiden av kaliumpermanganatförbrukning, grumlighet och avsättbara ämnen jämförda med det suspenderade materialets variationer.







Bilaga 5:3 Variationerna i tiden av ledningsförmåga, klorid och glödgningsförlust jämförda med det suspenderade materialets variationer.

BILAGA 6 REGNSKURARNAS FÖRDELNING PÅ OLIKA LUTNINGAR OCH LÄGEN

I det följande betecknar S den del av en regnskur då halt och vattenföring stiger och F den del då de faller.

Bly

34 % av funktionerna har lutningen A
varav 43 % (7 S och 5 F) har läget I - II
36 % - 5 VI - VII

49 % av funktionerna har lutningen B
varav 15 % (- S och 3 F) har läget II
55 3 8 III - IV
15 1 2 V

17 % av funktionerna har lutningen C
varav 43 % (- S och 3 F) har läget VI - VII

Blyhalten och dess variationer följer således ett klart mönster för 76 % av funktionerna.

Koppar

26 % av funktionerna har lutningen A
varav 50 % (2 S och 3 F) har läget I - II
20 % VII

32 % av funktionerna har lutningen B
varav 67 % (2 S och 6 F) har läget III - IV
33 % VI - VII

42 % av funktionerna har lutningen C
varav 94 % (2 S och 14 F) har läget IV - V - VI

Kopparhalten och dess variationer följer således ett klart mönster för 90 % av funktionerna.

Zink

39 % av funktionerna har lutningen A
varav 64 % (1 S och 9 F) har läget I - II

36 % av funktionerna har lutningen B
varav 31 % (- S och 4 F) har läget I
23 % 1 2 VII

25 % av funktionerna har lutningen C
varav 78 % (1 S och 7 F) har läget IV - V

Zinkhalten och dess variationer följer således ett klart mönster för 65 % av funktionerna.

Järn

23 % av funktionerna har lutningen A
varav 43 % (2 S och 2 F) har läget I - II

27 % av funktionerna har lutningen B
varav 25 % (2 S och 2 F) har läget I
50 % (2 S och 2 F) II - III

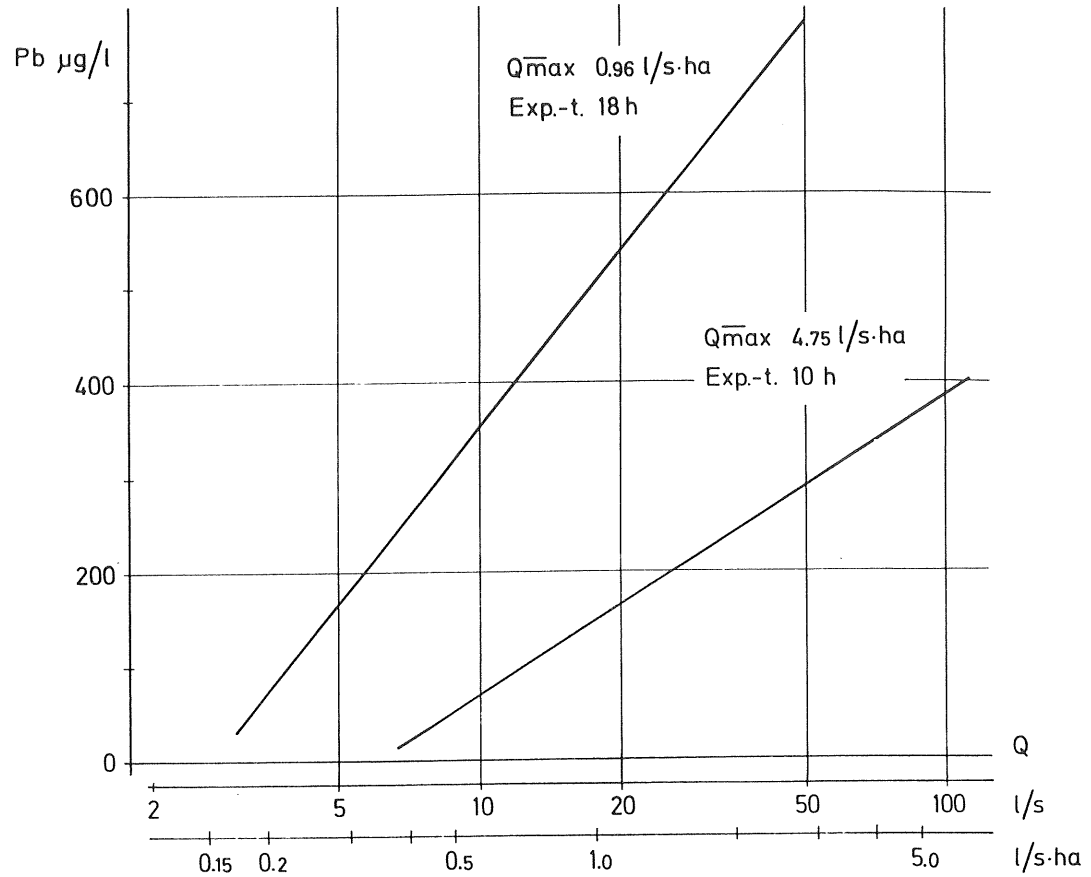
50 % av funktionerna har lutningen C

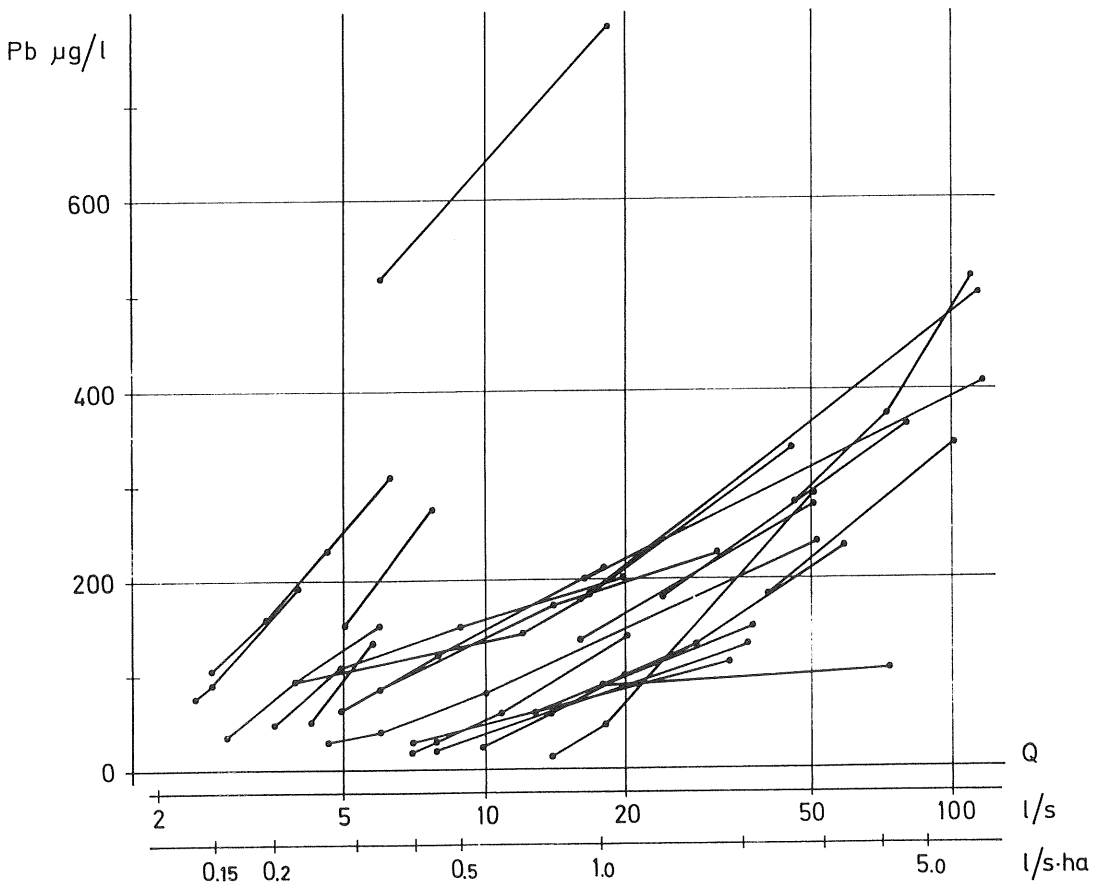
varav 33 % (4 S och 10 F) har läget V

47 % (4 S och 10 F) VI

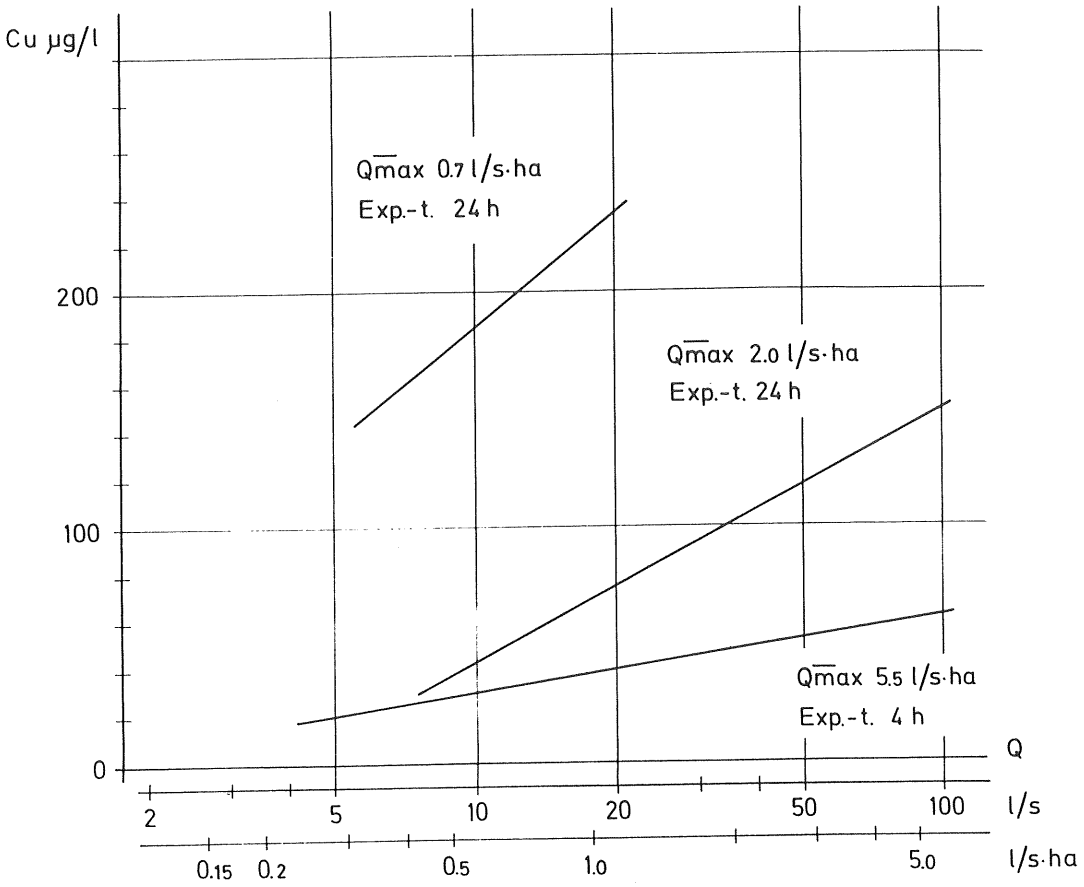
20 % 1 2 VII

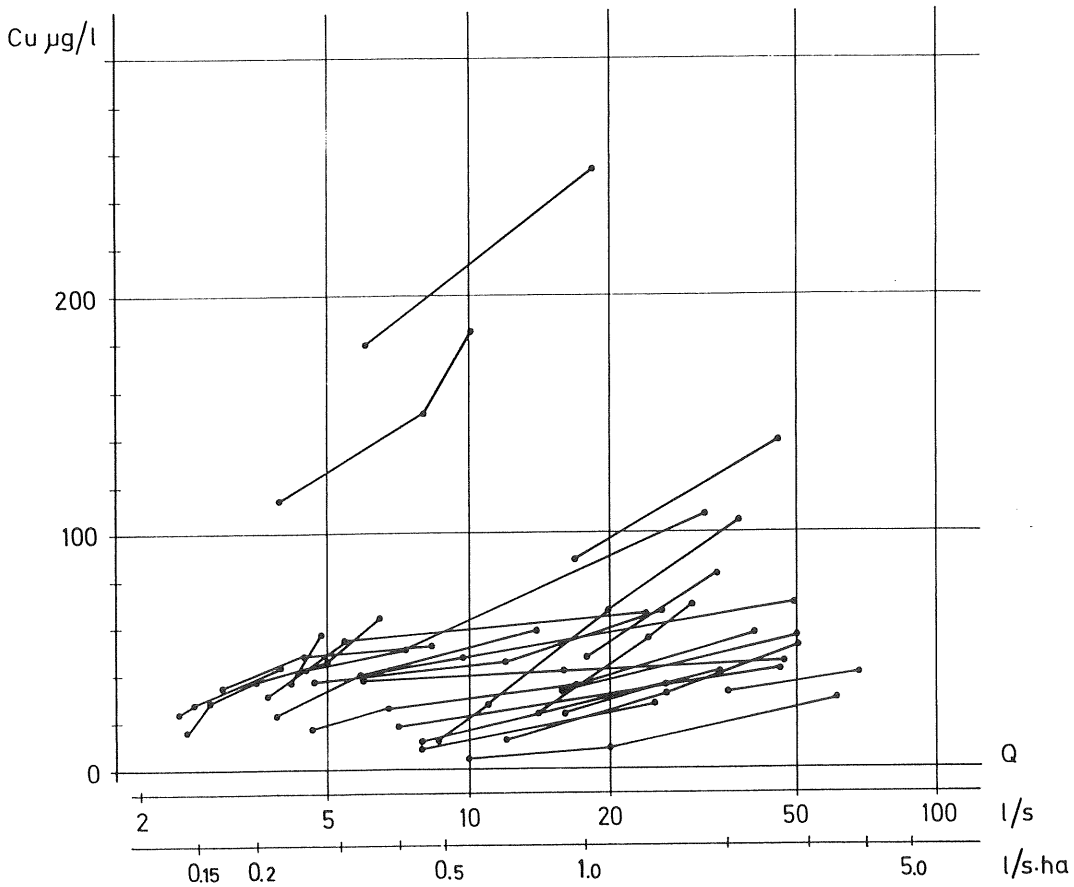
Järnhalten och dess variationer följer således ett klart mönster för 80 % av funktionerna.



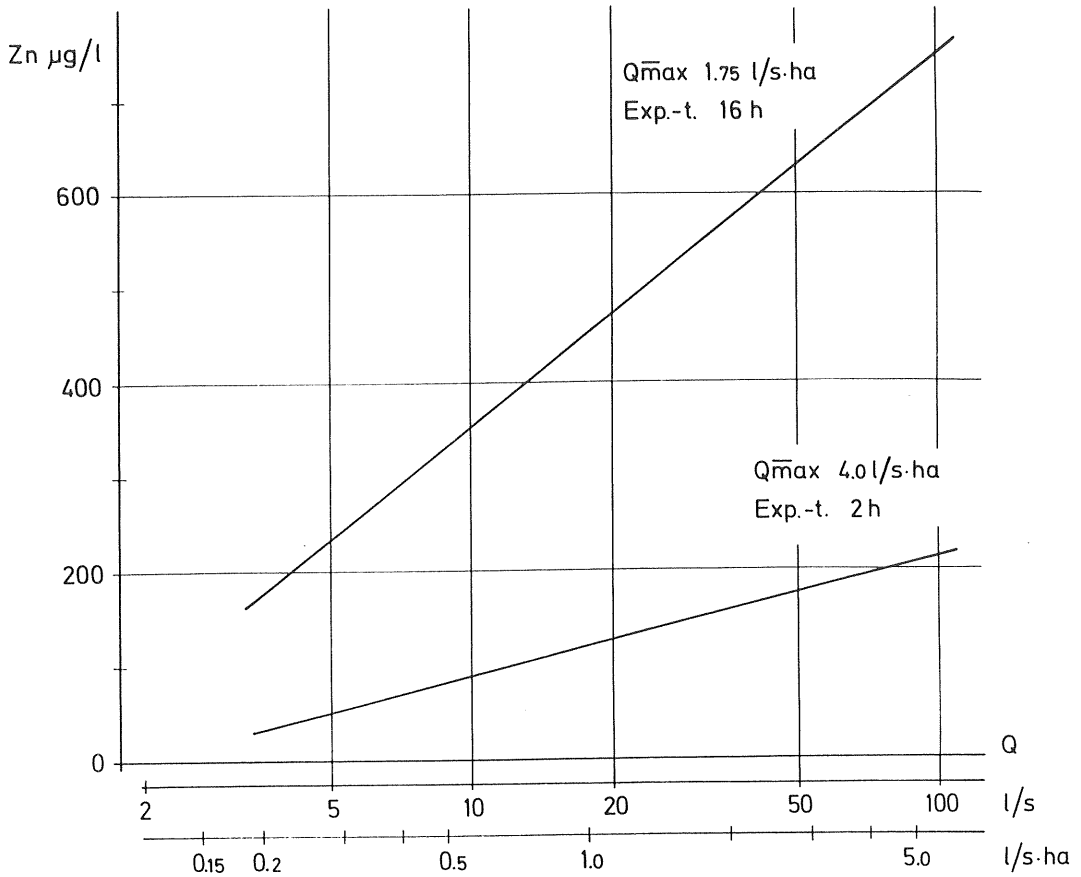


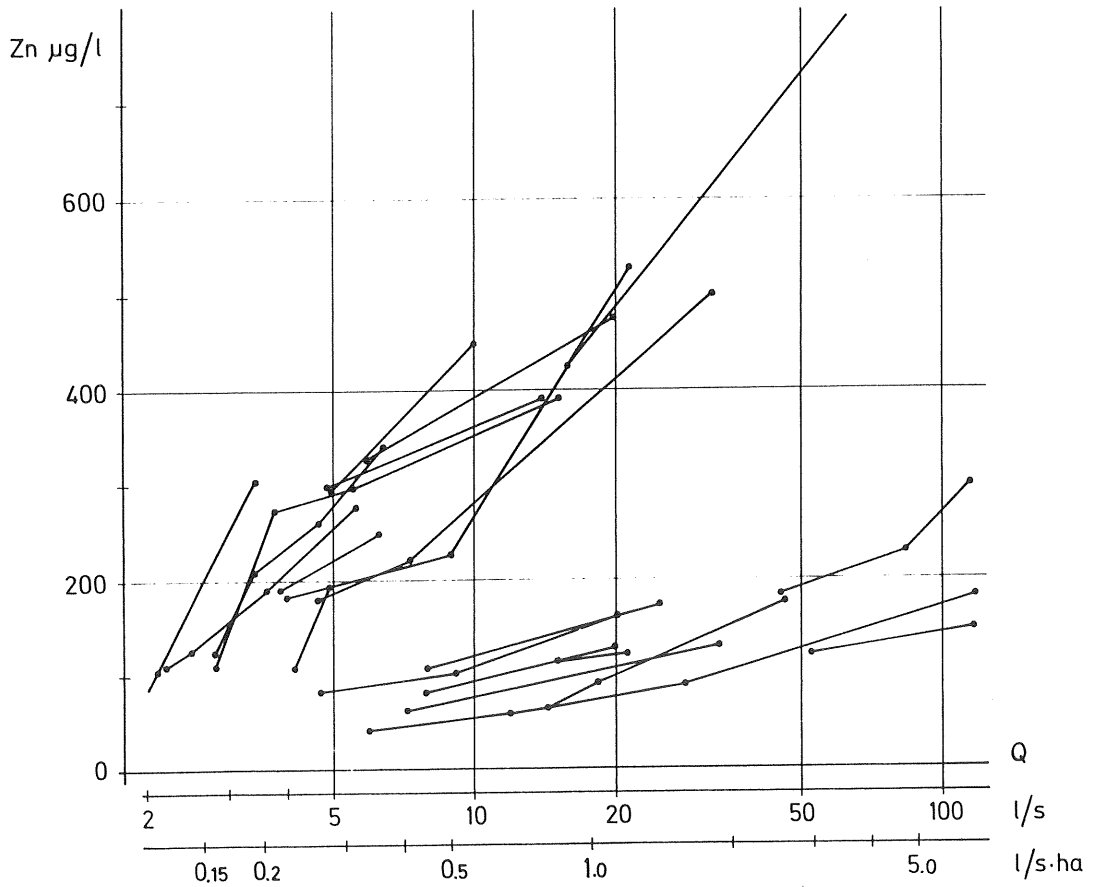
Bilaga 6:1 Blyhaltens variation med vattenföringen för två olika regntyper.



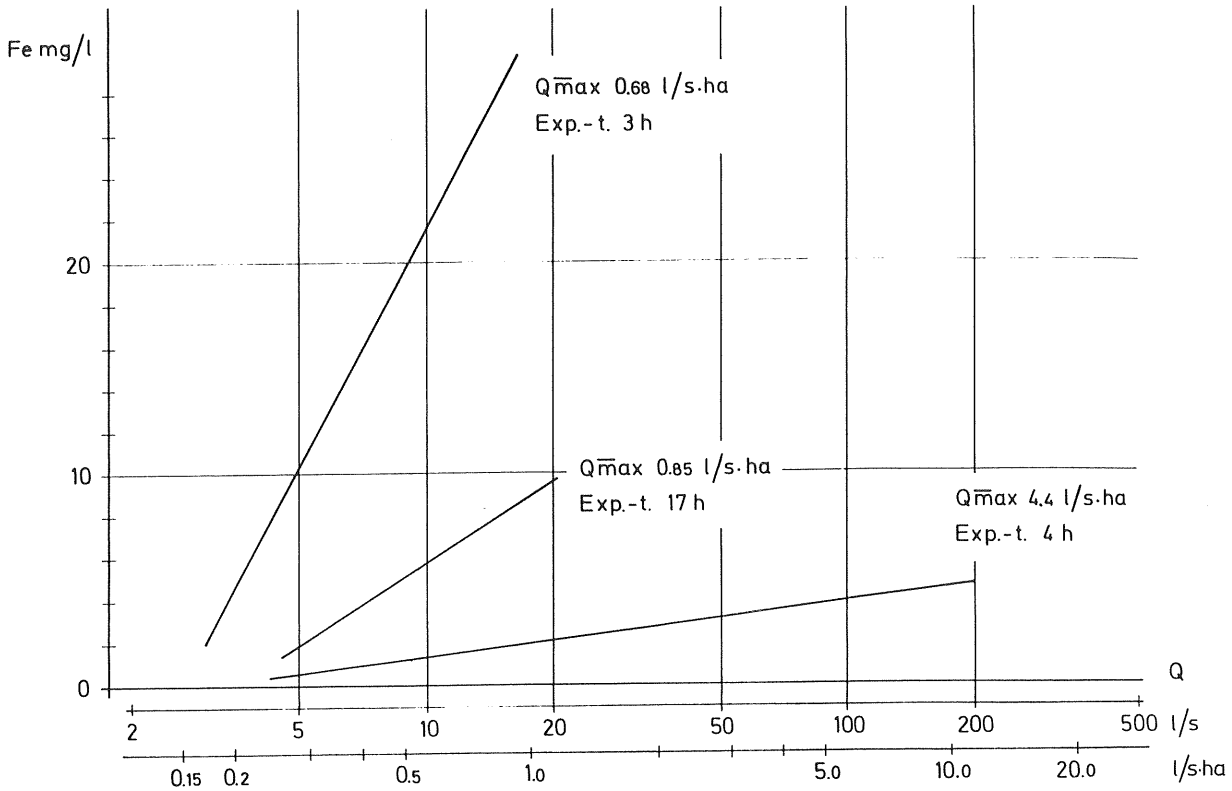


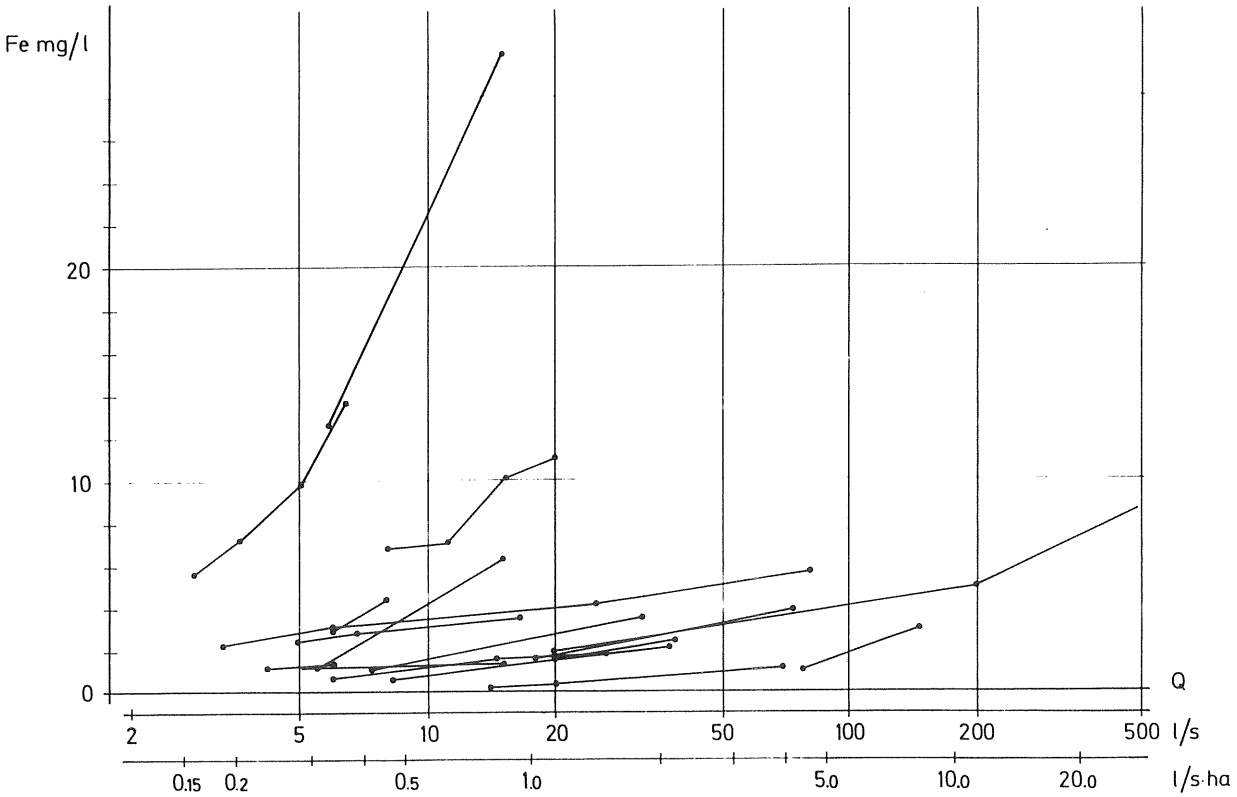
Bilaga 6:2 Kopparhaltens variation med vattenföringen för tre olika regntyper.





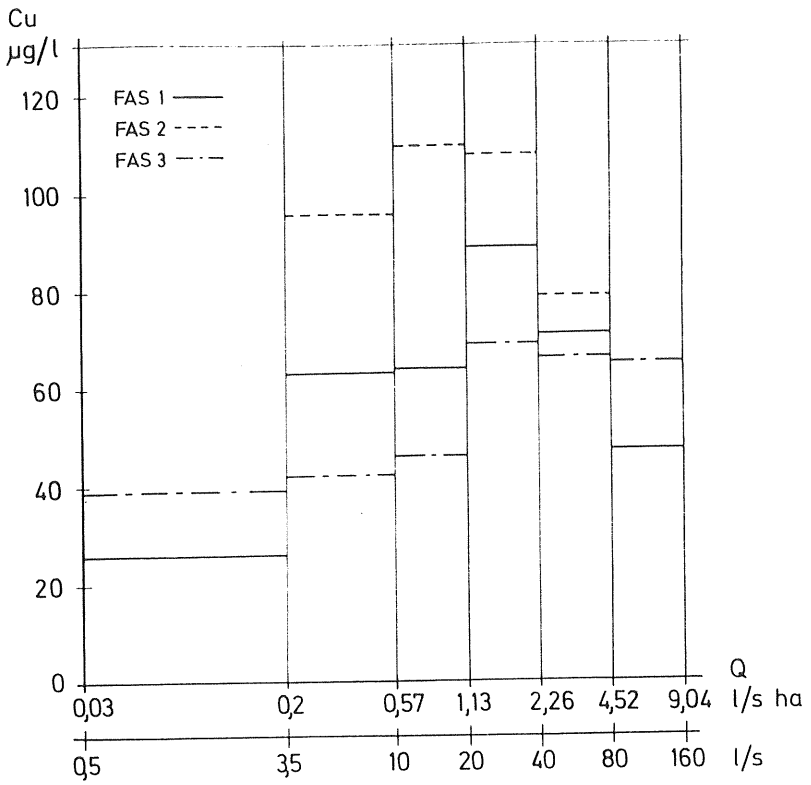
Bilaga 6:3 Zinkhaltens variation med vattenföringen för två olika regntyper.

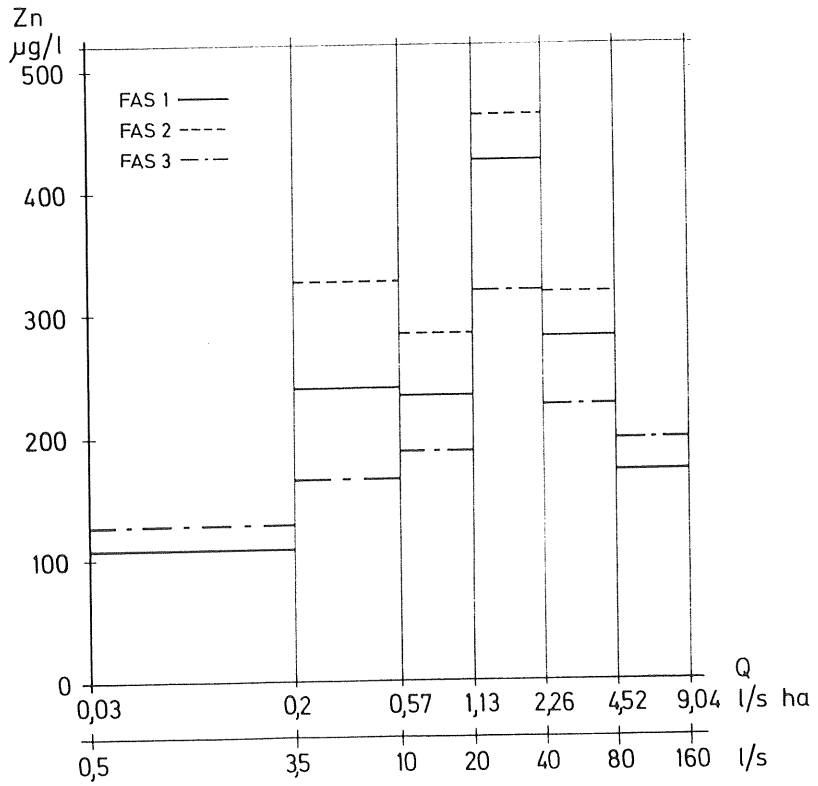




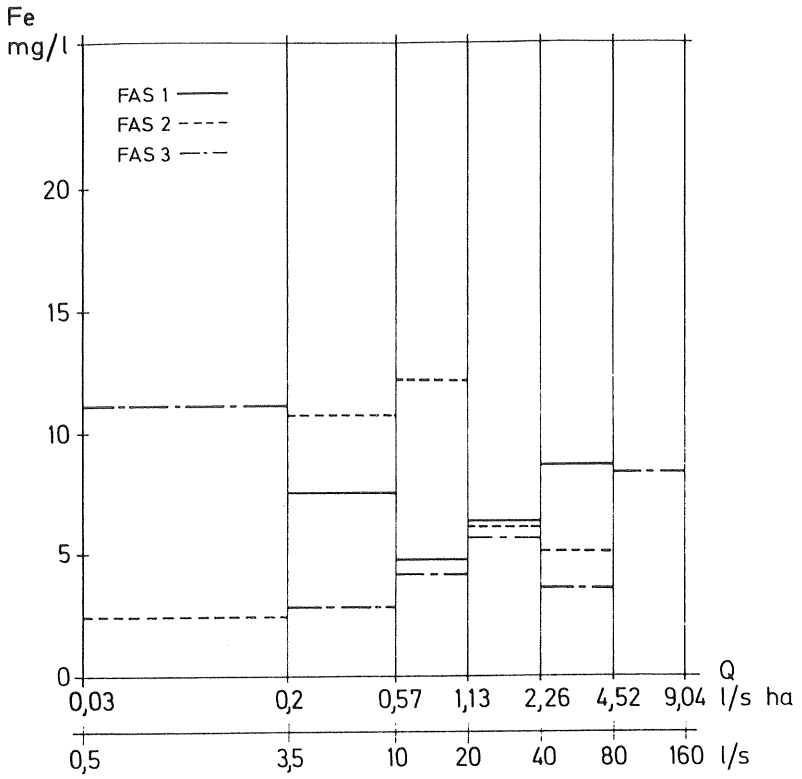
Bilaga 6:4 Järnhaltens variation med vattenföringen för tre olika regntyper.

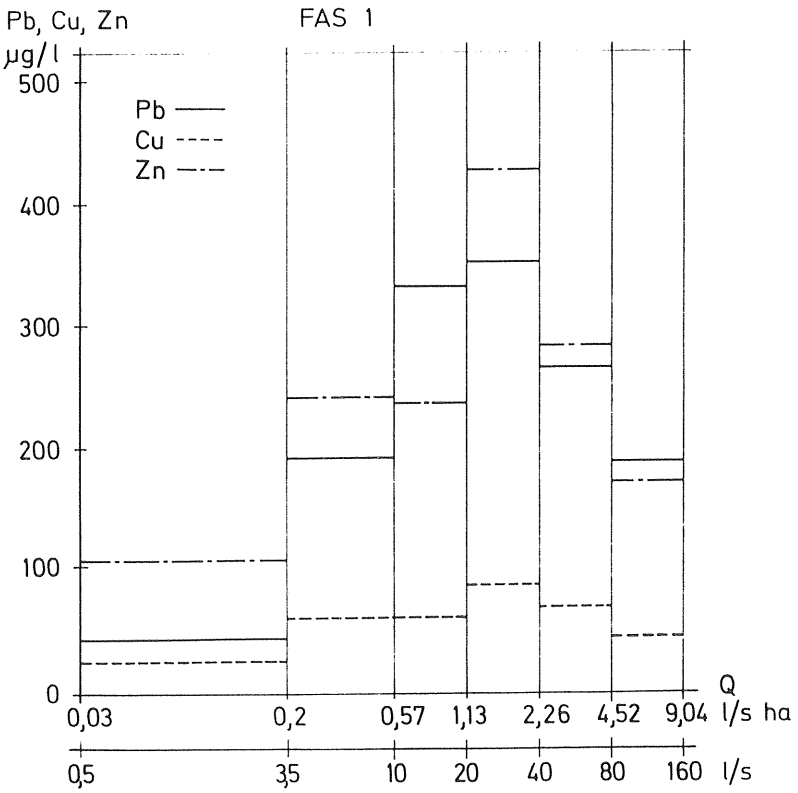
BILAGA 7 DIAGRAM ÖVER HALTERNAS MEDELVÄRDEN SOM FUNKTIONER AV VATTENFÖRINGEN SAMT GRÄNSERNA FÖR 80-PROCENTIGA OMSPÄNNINGSINTERVALL OCH ANTALET ANALYSVÄRDEN KLASSVIS FÖR SAMBANDET MELLAN HALTERNAS MEDELVÄRDEN OCH VATTENFÖRINGEN



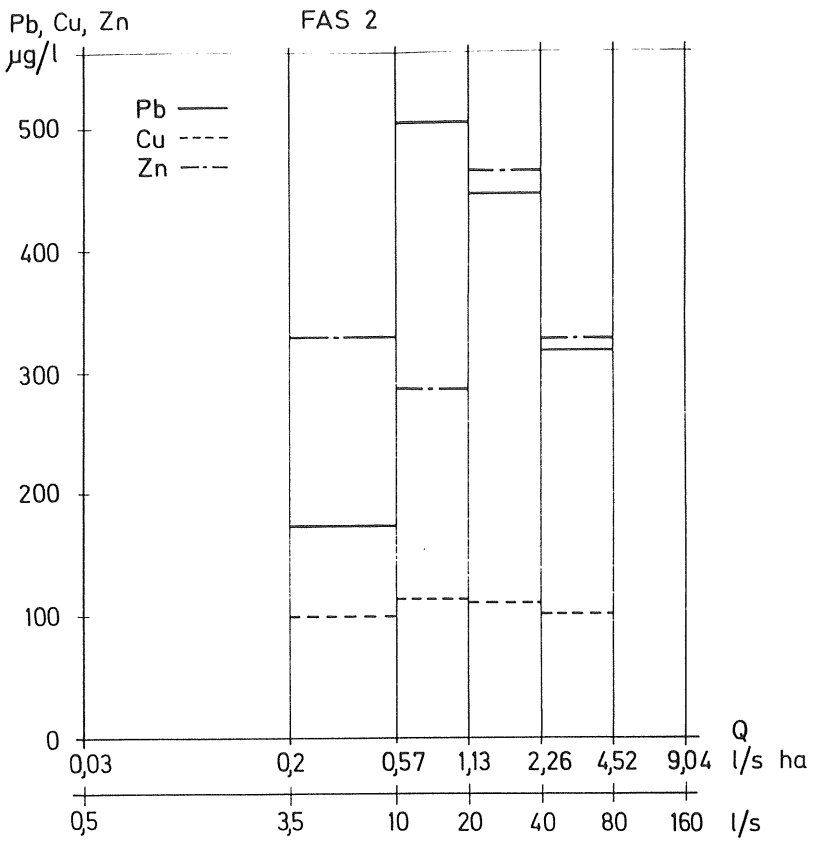


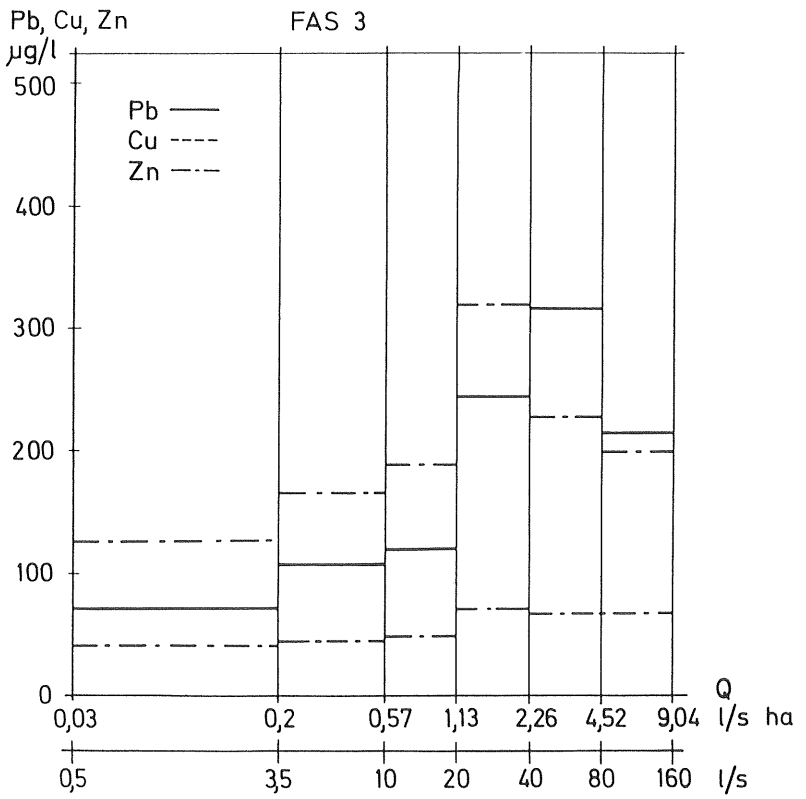
Bilaga 7:1 Kopparhaltens och zinkhaltens medelvärden som funktioner av vattenföringen under fas 1, 2 och 3.



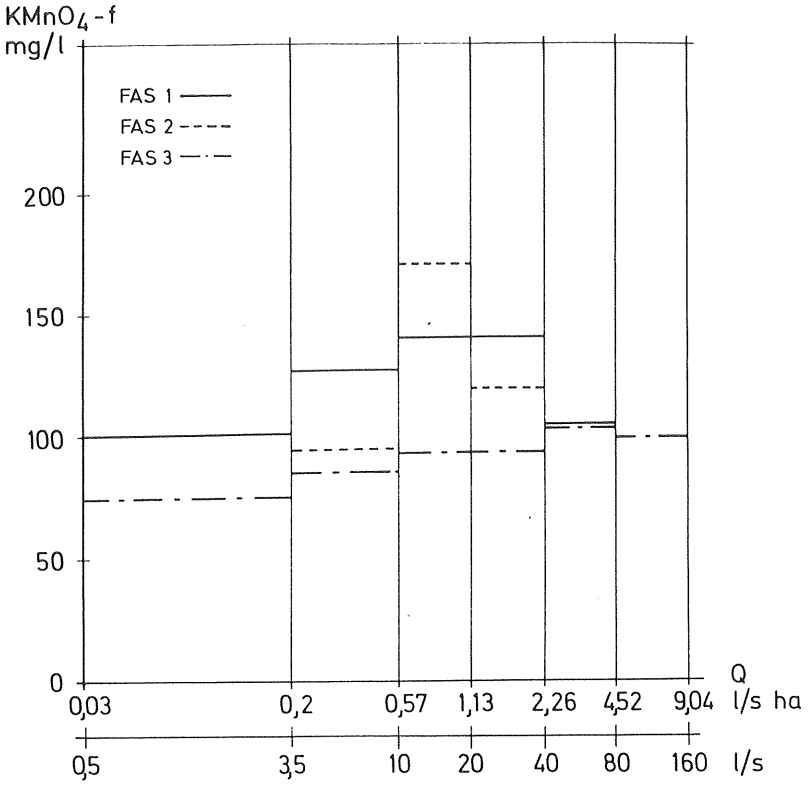


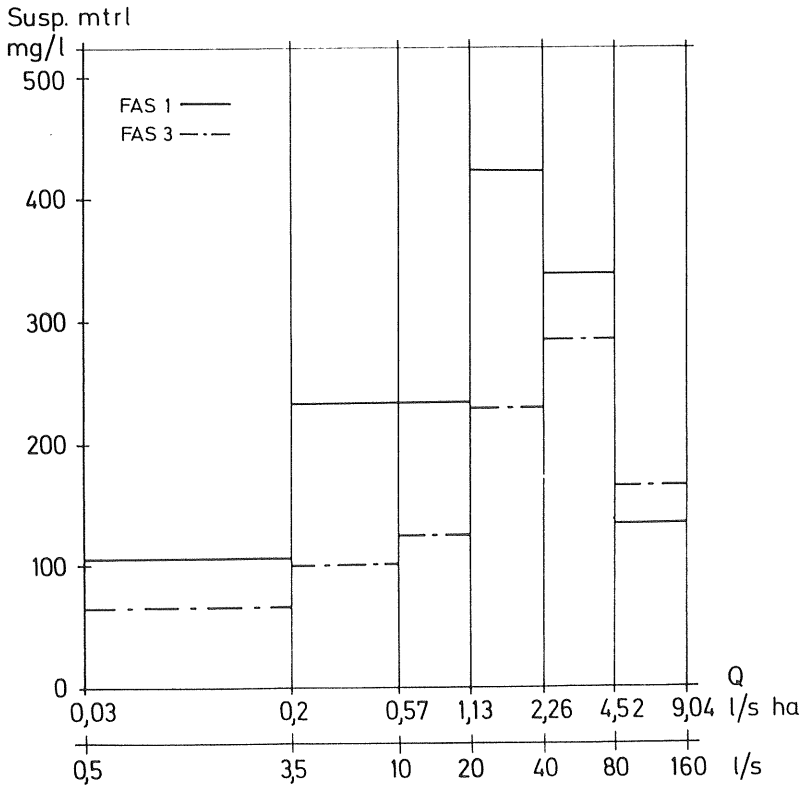
Bilaga 7:2 Järnhaltens medelvärde som funktion av vattenföringen under fas 1,2 och 3 samt bly-, koppar- och zinkhalternas medelvärden som funktioner av vattenföringen under fas 1.





Bilaga 7:3 Bly-, koppar- och zinkhalternas medelvärden som funktioner av vattenföringen under fas 2 och fas 3.





Bilaga 7:4 Kaliumpermanganatförbrukningens och det suspenderade materialets medelvärden som funktioner av vattenföringen under fas 1, 2 och 3 resp. fas 1 och 3.

Pb

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	14	42	76	171	194	145	
	medel	46	192	335	354	268	191	
Fas 1	max.	91	388	623	654	336	237	
	antal	14	24	7	6	4	2	57
	min.		61	348	187	236		
	medel		175	510	450	331		
Fas 2	max.		283	672	779	435		
	antal		6	2	7	3		
	min.	14	20	34	113	95	59	
	medel	70	107	121	246	317	211	
Fas 3	max.	161	231	208	484	496	368	
	antal	23	47	21	19	14	5	129
								204

Cu

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	6	22	17	45	56	35	
	medel	26	63	64	89	71	47	
Fas 1	max.	56	130	117	135	85	60	
	antal	21	22	6	6	3	3	61
	min.		43	30	35	37		
	medel		96	110	108	79		
Fas 2	max.		157	205	202	124		
	antal		8	5	7	4		24
	min.	13	13	23	34	53	23	
	medel	39	42	46	69	66	65	
Fas 3	max.	75	86	68	107	80	119	
	antal	29	51	17	20	13	5	135
								220

Bilaga 7:5 Gränserna för ett 80%-igt omspänningsintervall, samt totala antalet analysvärden för bly och koppar.

Zn

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	9	72	64	186	219	140	
	medel	104	238	231	424	279	170	
Fas 1	max.	231	455	407	676	385	200	
	antal	16	22	7	8	4	2	59
	min.	530	164	108	162	227		
	medel	538	325	282	461	317		
Fas 2	max.	545	489	535	725	418		
	antal	2	7	5	7	4		25
	min.	42	52	87	126	110	110	
	medel	124	163	185	316	224	197	
Fas 3	max.	271	327	269	509	399	309	
	antal	26	58	18	19	13	5	139
								223

$KMnO_4$-f

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	51	47	52	107	63		
	medel	100	126	92	168	103		
Fas 1	max.	219	224	146	268	138		
	antal	15	25	5	8	4		57
	min.	57	52	59	52	73	39	
	medel	123	94	171	119	-	48	
Fas 2	max.	195	143	506	214	88	57	
	antal	3	13	10	10	2	3	41
	min.	42	45	45	66	59	74	
	medel	75	84	69	116	103	98	
Fas 3	max.	129	123	100	155	176	117	
	antal	24	48	15	14	15	5	121
								219

Bilaga 7:6 Gränserna för ett 80%-igt omspänningsintervall, samt totala antalet analysvärden för zink och kaliumpermanganatförbrukning.

pH

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	7,48	7,40	7,09	7,18	7,01	7,05	
Fas F	max.	7,98	7,94	7,84	7,52	7,55	7,45	
	antal	12	21	8	10	5	3	59
	min.	7,34	7,20	7,09	6,83	6,90		
Fas S	max.	7,98	8,08	7,69	7,59	7,70		
	antal	32	52	16	16	10		126
								185

ϰ

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	2076	1458	606	420	348		
	medel	2973	1939	1201	753	414		
Fas F	max.	3540	2400	1666	1257	513		
	antal	11	26	8	13	6		64
	min.	1494	852	633	379	212	179	
	medel	1988	1363	974	556	378	-	
Fas S	max.	2389	2150	1437	768	622	206	
	antal	29	51	21	19	14	2	136
								200

TS

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	1584	1168	761	571	508	616	
	medel	2180	1592	1315	866	838	-	
Fas F	max.	2677	2037	2048	1097	1229	1393	
	antal	9	26	8	13	6	2	64
	min.	1178	644	510	349	260	230	
	medel	1469	1112	760	509	455	264	
Fas S	max.	1814	1636	1087	864	724	290	
	antal	24	46	20	11	13	3	117
								181

Bilaga 7:7 Gränserna för ett 80%-igt omspänningsintervall, samt totala antalet analysvärden för vätejonkoncentration, ledningsförmåga och torrsubstans.

Avsättbart

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	0,1	0,3	0,3	0,3	1,4		
	medel	4,2	1,2	0,4	1,0	-		
Fas 1	max.	10,6	1,8	0,5	1,7	2,6		
	antal	6	10	3	4	2		25
	min.		0,6	0,9	1,8	0,9		
	medel		3,2	2,8	2,4	-		
Fas 2	max.		7,1	4,5	2,9	1,6		
	antal		10	4	4	2		20
	min.	0,2	0,2	0,3	0,4	0,4	1,3	
	medel	0,7	0,6	0,6	1,0	1,1	1,5	
Fas 3	max.	1,2	1,2	0,9	1,4	3,9	1,7	
	antal	22	23	12	10	11	3	81
								126

Susp.

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	16	34	34	164	171	112	
	medel	107	246	194	423	338	134	
Fas 1	max.	584	614	434	694	524	155	
	antal	14	23	7	9	4	3	60
	min.		110	816	120	233	130	
	medel		205	-	312	-	-	
Fas 2	max.		491	1292	533	454	194	
	antal		7	2	4	2	2	17
	min.	25	29	54	106	55	104	
	medel	66	99	126	228	284	165	
Fas 3	max.	113	198	195	484	478	230	
	antal	26	52	20	19	14	4	135
								212

Bilaga 7:8 Gränserna för ett 80%-igt omspänningsintervall, samt totala antalet analysvärden för avsättbara ämnen och suspenderat material.

Fe

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	0,9	1,0	2,0	1,8	1,4	3,2	
	medel	4,0	7,5	4,7	6,3	8,6	5,0	
Fas 1	max.	27,0	14,4	6,8	14,0	17,7	8,3	
	antal	22	18	5	7	4	2	58
	min.	1,7	1,3	1,1	0,5	1,9	0,8	
	medel	2,4	10,7	12,1	6,0	5,0	-	
Fas 2	max.	3,1	13,0	26,4	11,9	9,0	1,0	
	antal	5	18	6	8	4	2	43
	min.	0,5	0,8	0,4	1,5	0,9	1,5	
	medel	4,8	2,7	4,1	5,6	3,5	8,3	
Fas 3	max.	9,5	6,8	10,5	13,6	7,9	17,5	
	antal	22	52	19	19	13	4	129
								230

Cl

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	512	320	180	108	76	34	
	medel	877	466	282	177	99	54	
Fas F	max.	1475	567	367	281	126	76	
	antal	15	30	6	12	5	4	72
	min.	373	190	122	75	61	42	
	medel	532	325	222	125	96	-	
Fas S	max.	695	453	316	169	127	53	
	antal	26	49	19	17	12	2	125
								197

SO_4

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	112	76	70	39	11	7	
	medel	170	172	136	65	26	21	
Fas F	max.	233	270	223	104	40	34	
	antal	13	24	8	14	5	4	68
	min.	87	64	46	18	11	7	
	medel	143	158	115	61	44	15	
Fas S	max.	213	280	184	95	99	24	
	antal	27	56	20	18	14	4	139
								207

Bilaga 7:9 Gränserna för ett 80%-igt omspänningsintervall, samt totala antalet analysvärden för järn, klorid och sulfat.

P

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	0,20	0,19		0,30	0,33	0,19	
	medel	1,10	0,27	-	0,60	0,50	-	
Fas 1	max.	2,06	0,39		0,94	0,68	0,27	
		3	7		3	3	2	18
	min.		0,24		0,30		0,30	
	medel		-		0,37		-	
Fas 2	max.		0,36		0,44		0,30	
	antal		2		3		2	7
	min.	0,10	0,10	0,09	0,15	0,14	0,42	
	medel	0,17	0,20	0,20	0,30	0,30	0,50	
Fas 3	max.	0,22	0,31	0,34	0,45	0,40	0,56	
	antal	9	9	4	5	7	3	37
								62

Olja

	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	0,5	1,8		11,9	11,4		
	medel	0,8	6,1		25,1	21,0		
Fas 1	max.	1,1	10,7		39,7	31,0		
	antal	3	5		4	3		15
	min.	8,9	15,8	2,5		6,4	2,3	
	medel	13,6	20,5	7,1		14,9	5,2	
Fas 2	max.	17,9	25,4	12,7		23,0	7,9	
	antal	6	3	4		4	3	20
	min.	7,5	1,3	4,4	3,0	0,9		
	medel	-	5,2	9,7	13,9	3,3		
Fas 3	max.	3,7	9,1	14,1	21,0	6,2		
	antal	2	7	7	6	4		26
								61

Bilaga 7:10 Gränserna för ett 80%-igt omspänningsintervall, samt totala antalet analysvärden för fosfor och olja.

G-r

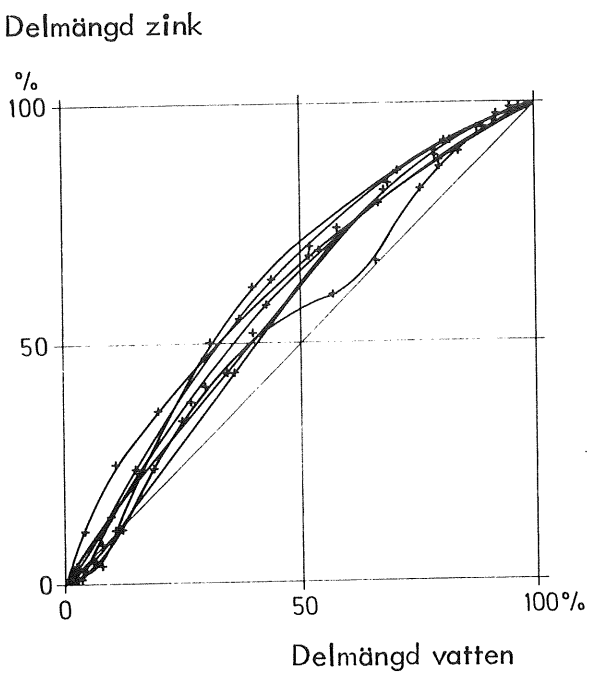
	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	1198	842	902	436	283		
	medel	1411	1008	935	589	426		
Fas F	max.	1627	1221	967	725	561		
	antal	5	10	3	4	4		26
	min.	475	416	358	268	137		
	medel	978	759	589	331	181		
Fas S	max.	1313	993	815	391	222		
	antal	13	10	10	4	4		41
								67

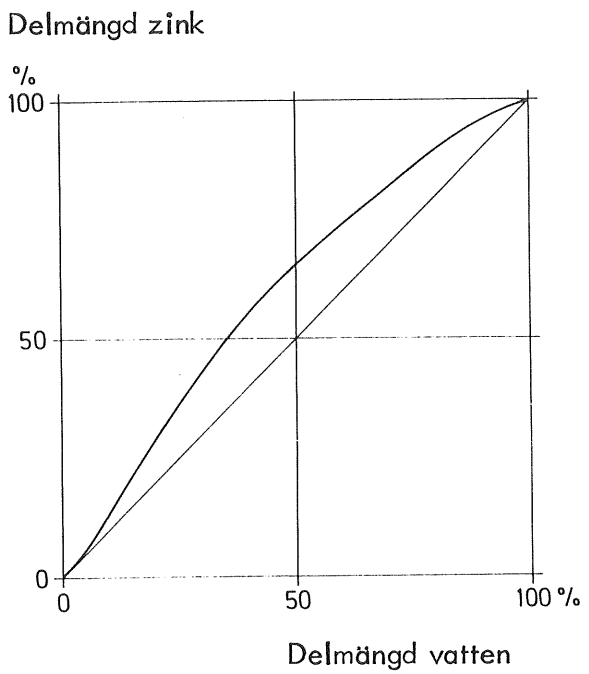
G-f

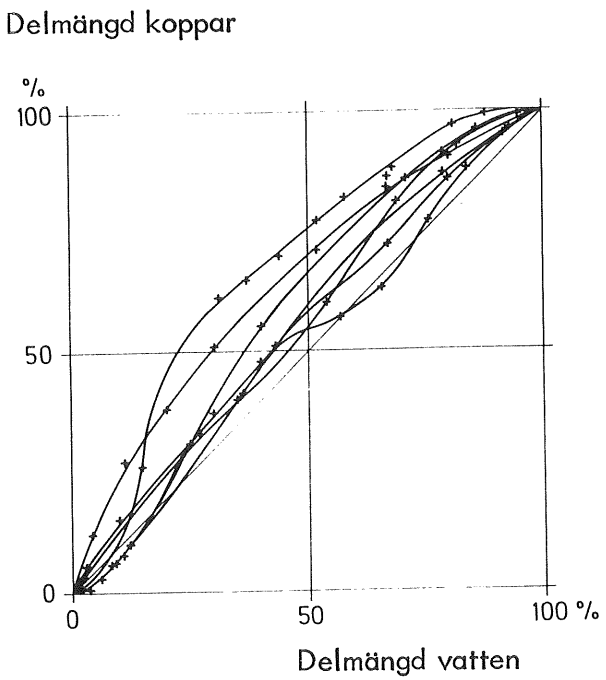
	Q l/s	0-3,5	3,5-10	10-20	20-40	40-80	80-160	Summa värden
	min.	303	280	206	135	118	113	
	medel	521	329	-	195	149	-	
Fas F	max.	753	377	259	249	182	255	
	antal	3	8	2	4	3	2	22
	min.	198	148	133	116	59		
	medel	445	256	199	150	151		
Fas S	max.	835	339	263	184	253		
	antal	14	9	7	4	4		38
								60

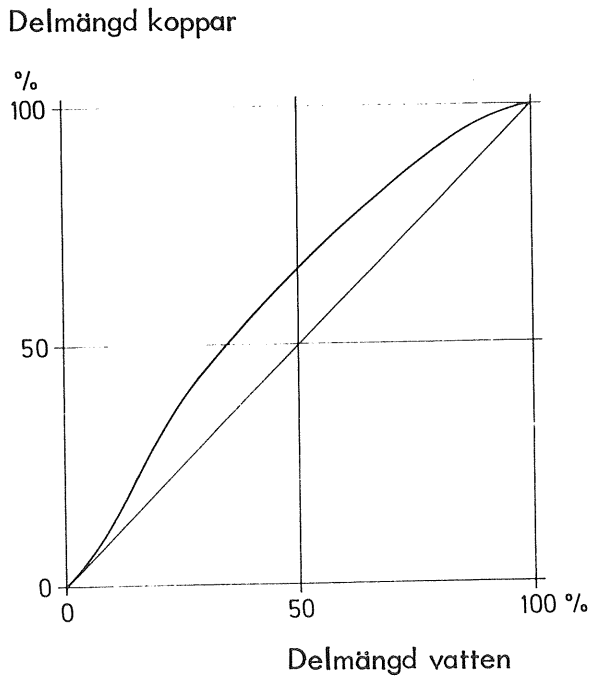
Bilaga 7:11 Gränserna för ett 80%-igt omspänningsintervall, samt totala antalet analysvärden för glödgningsrest och glödgningsförlust.

BILAGA 8 DIAGRAM ÖVER AVRUNNA MÄNGDER AV OLIKA KOMPONENTER I FÖRHÅLLANDE TILL AVRUNNEN VATTENMÄNGD

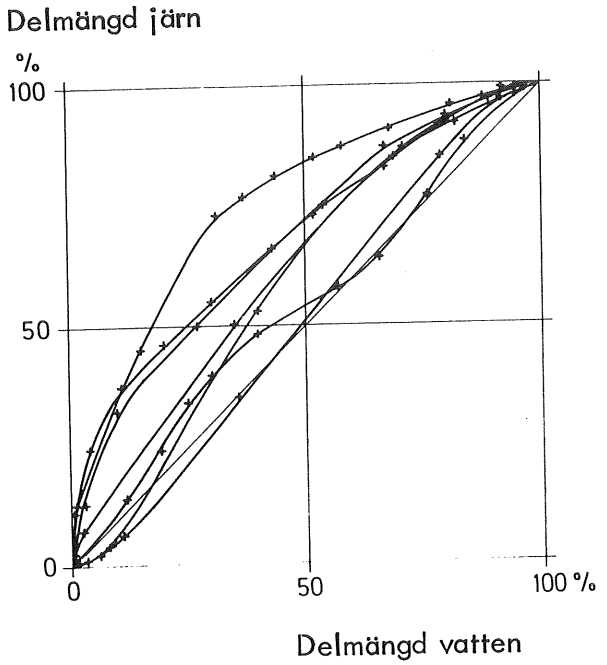


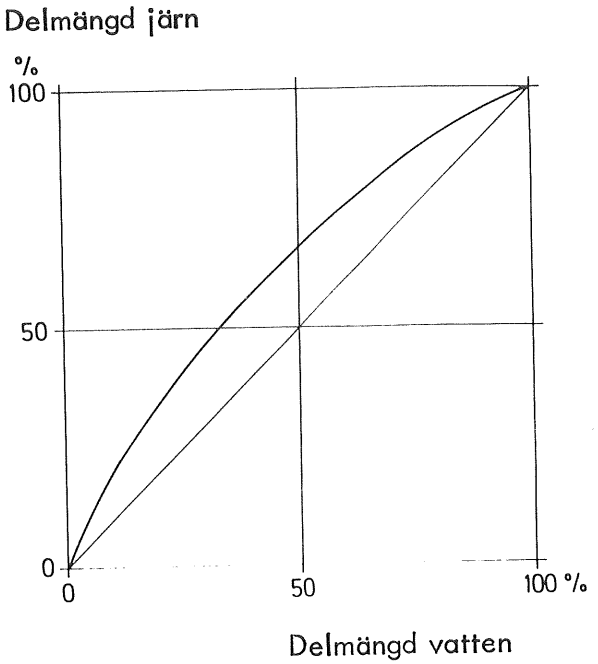


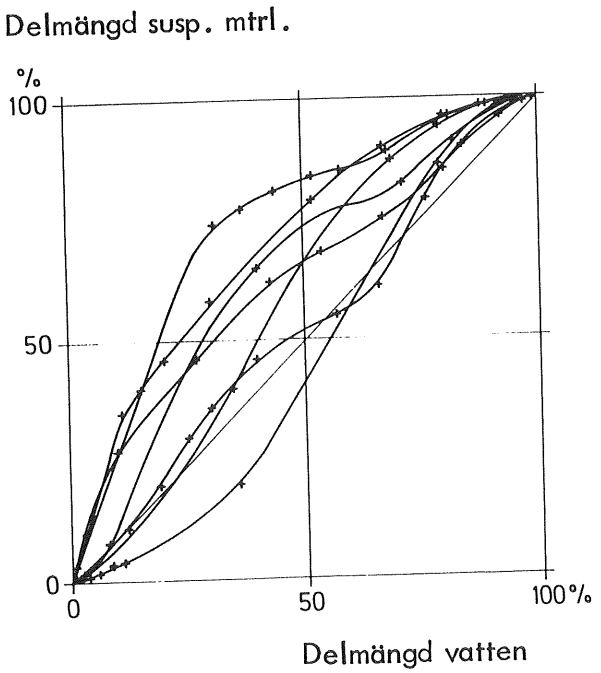


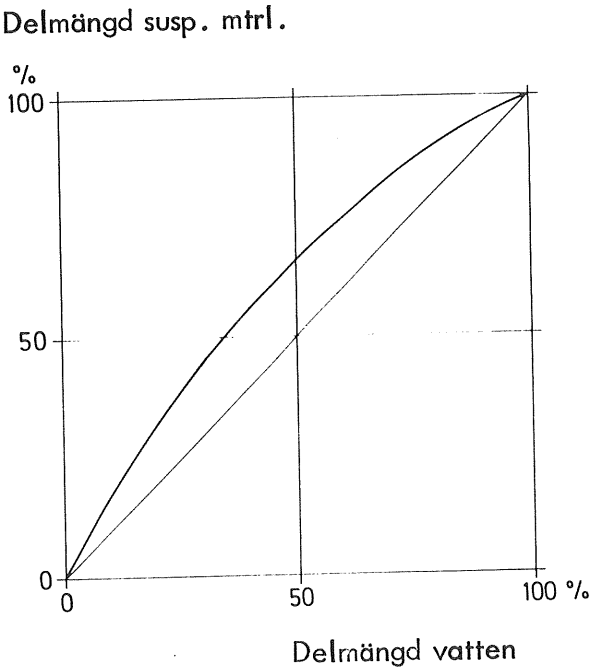


Bilaga 8:1 Avrunnen mängd zink resp. koppar i förhållande till avrunnen vattenmängd

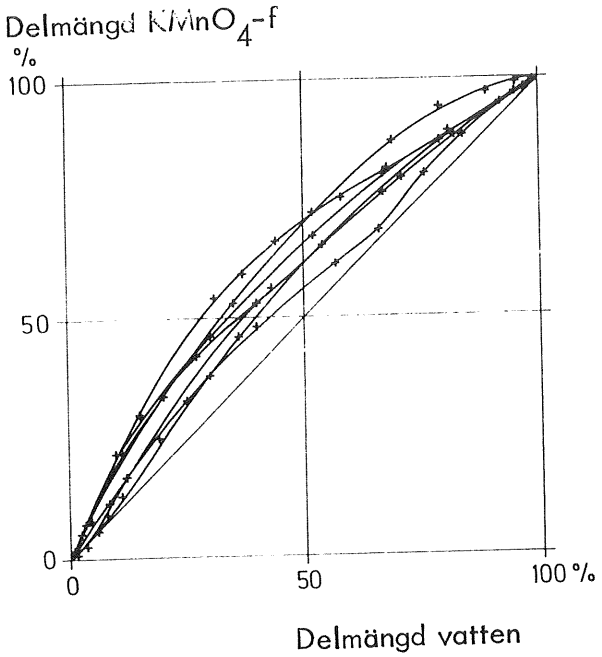


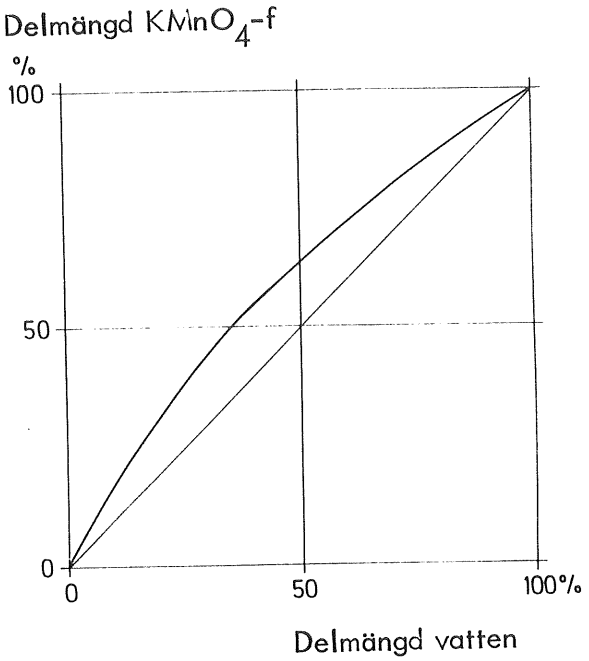


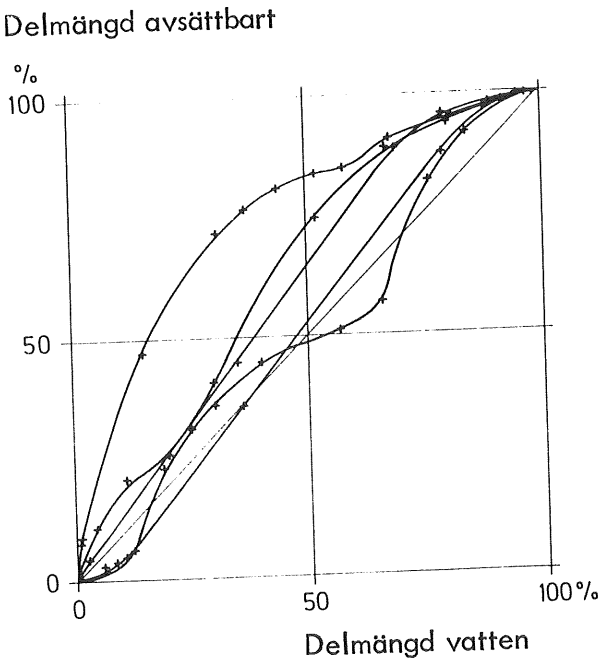


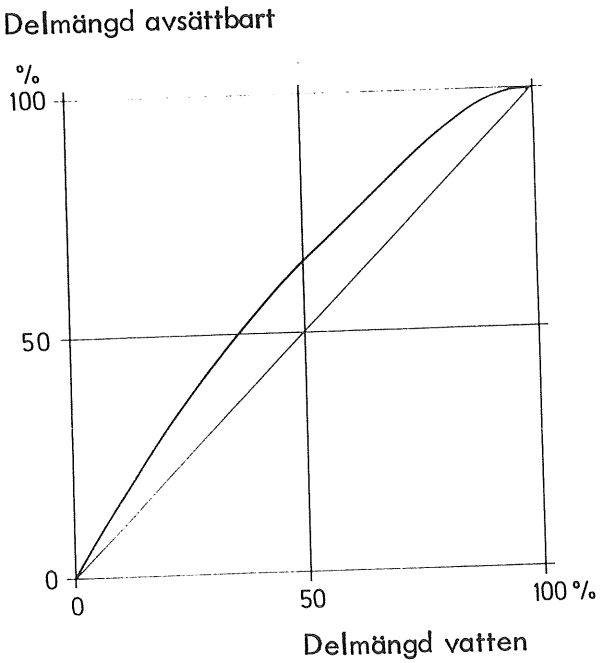


Bilaga 8:2 Avrunnen mängd järn resp. suspenderat material i förhållande till avrunnen vattenmängd.



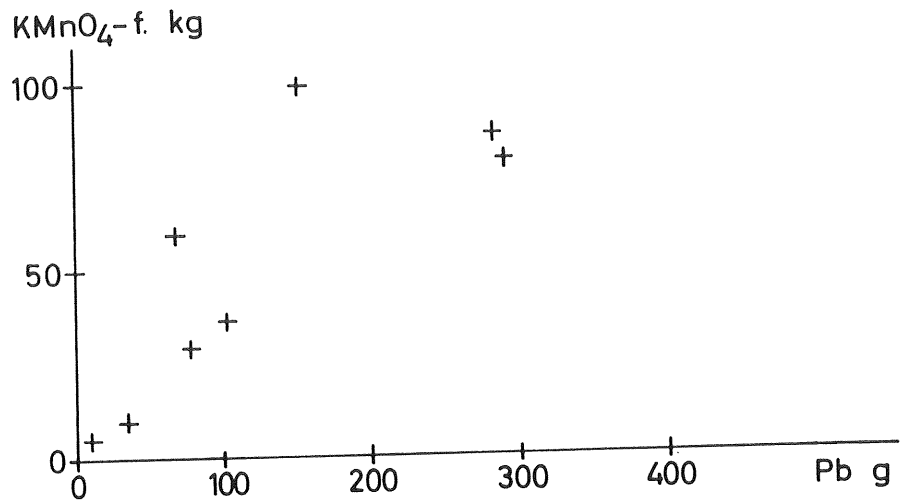


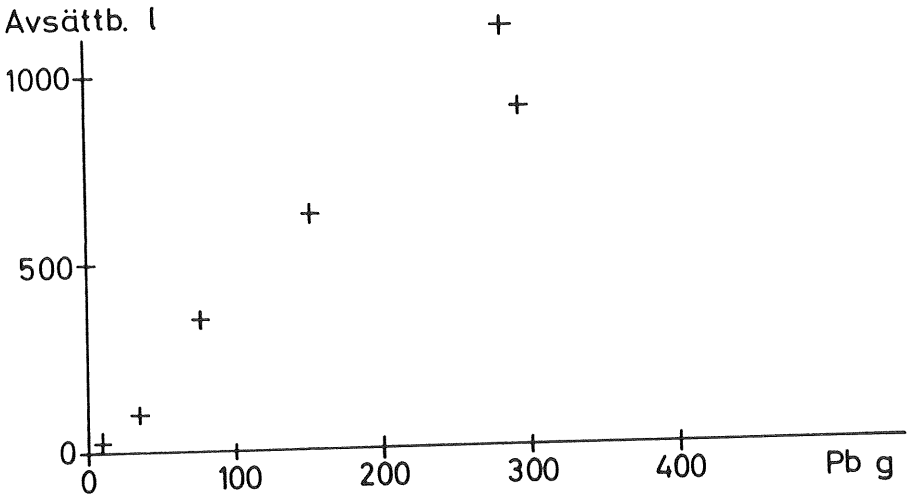


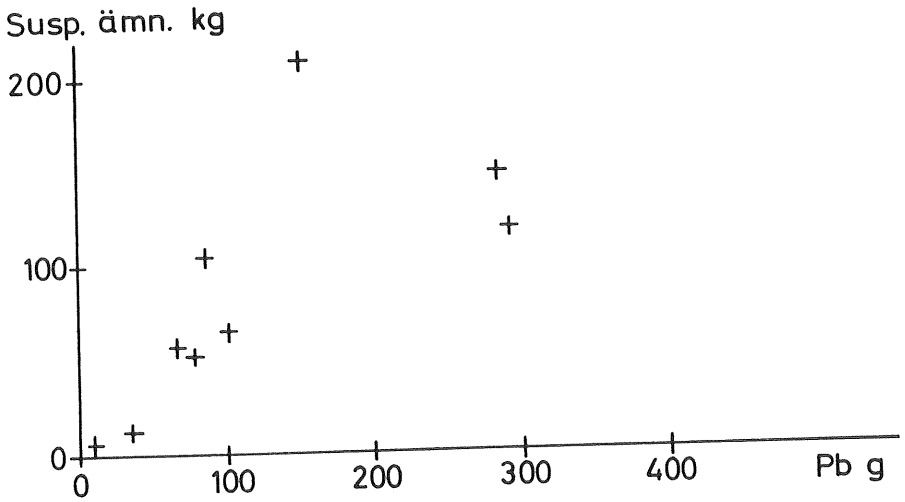


Bilaga 8:3 Avrunnen mängd oxiderbar substans mätt som kaliumpermanganatförbrukning och avrunnen mängd avsättbara ämnen i förhållande till avrunnen vattenmängd.

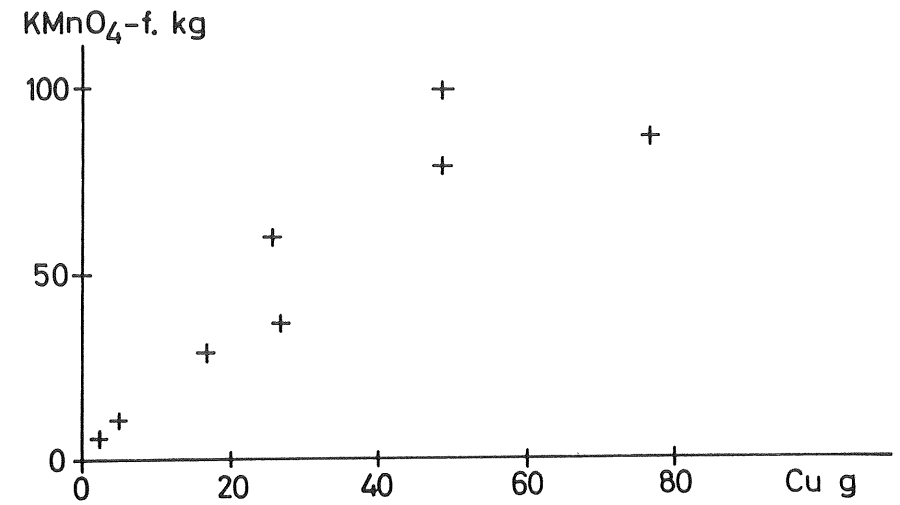
BILAGA 9 SAMBAND MELLAN OLIKA KOMPONENTER

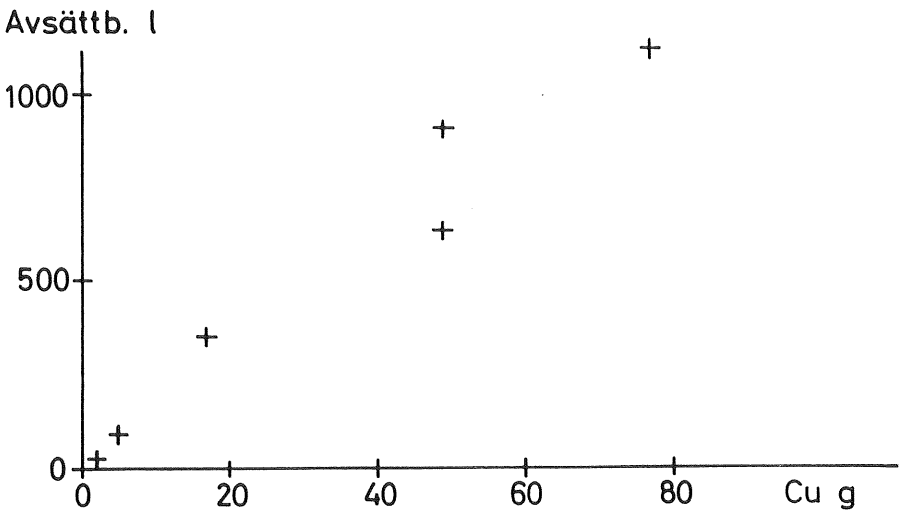


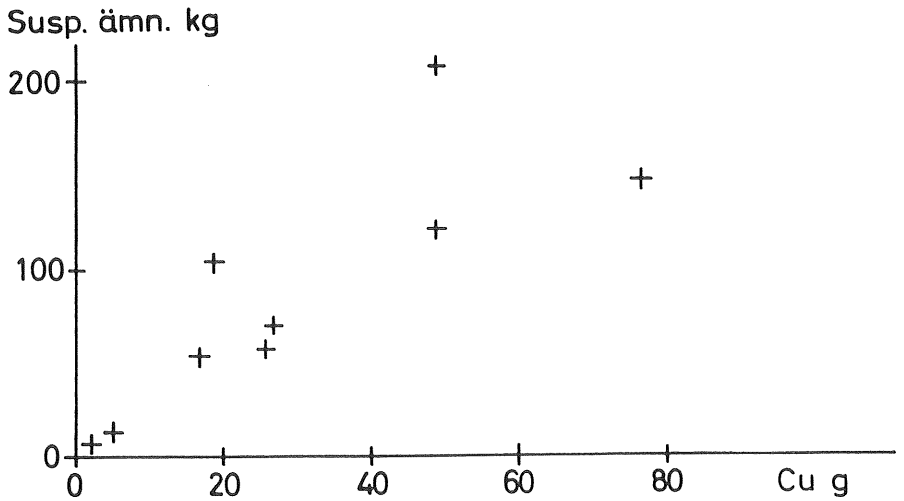




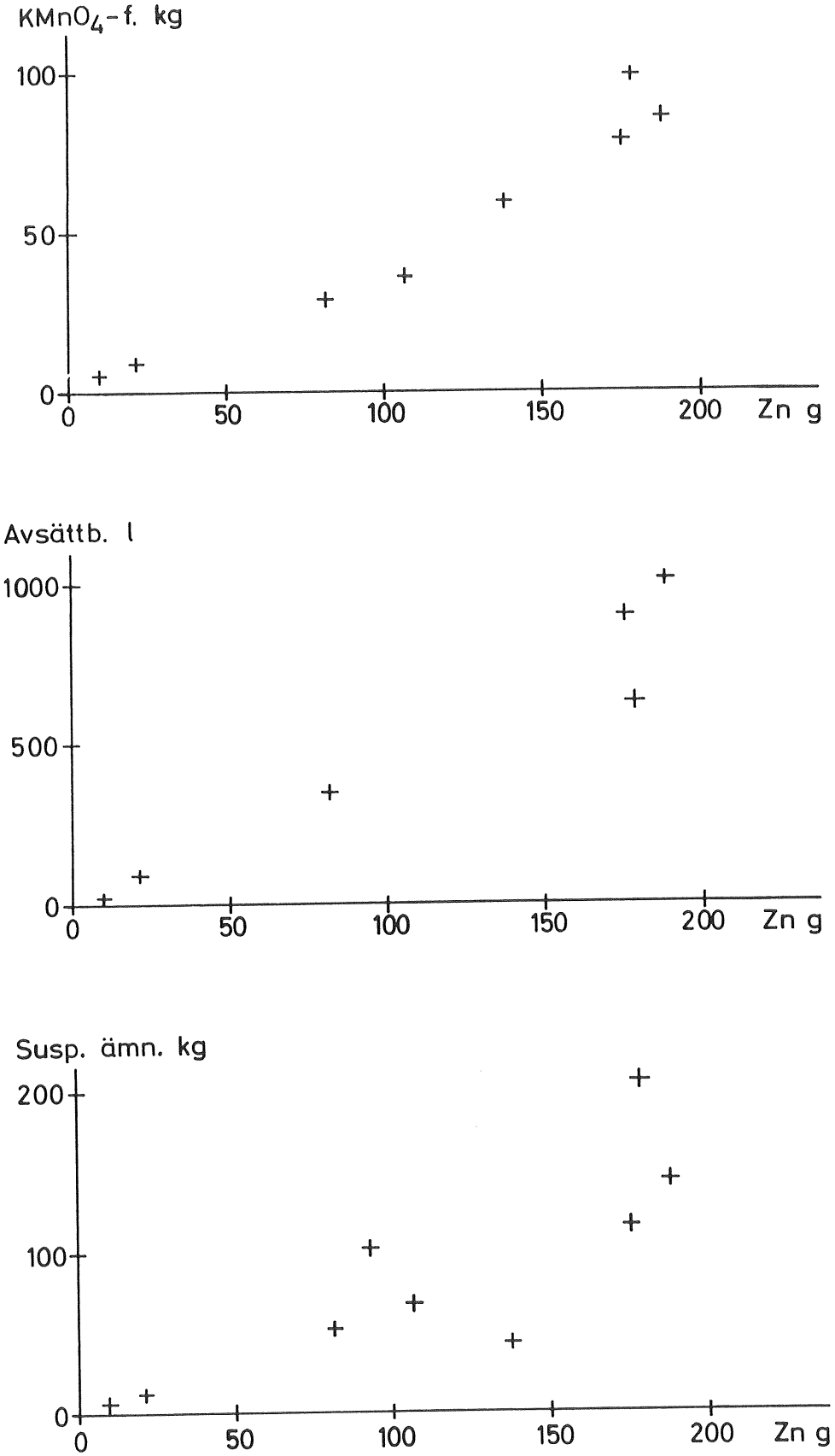
Bilaga 9:1 Kaliumpermanganatförbrukningens, de avsättbara ämnenas och de suspenderade ämnenas samband med bly.



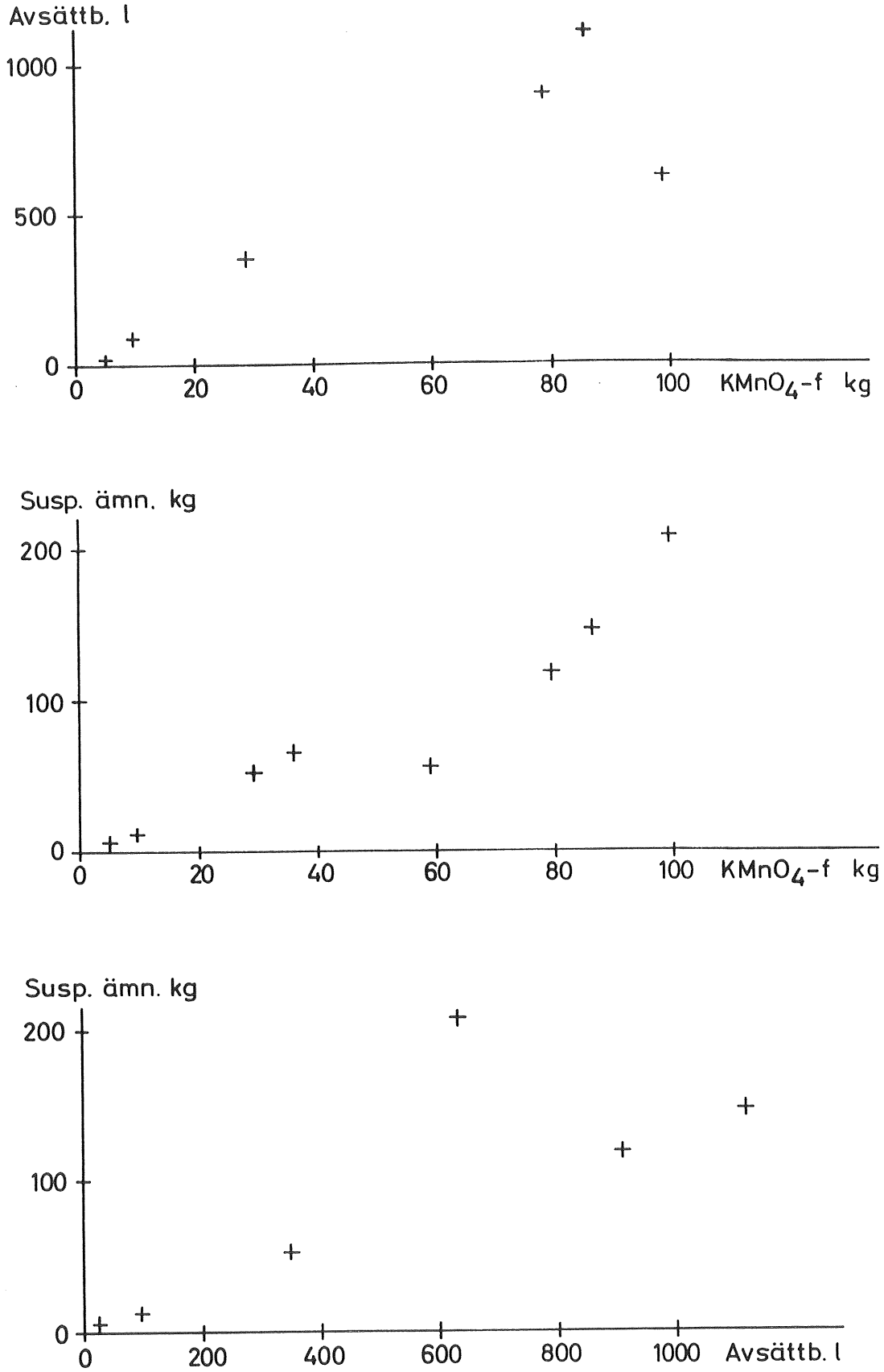




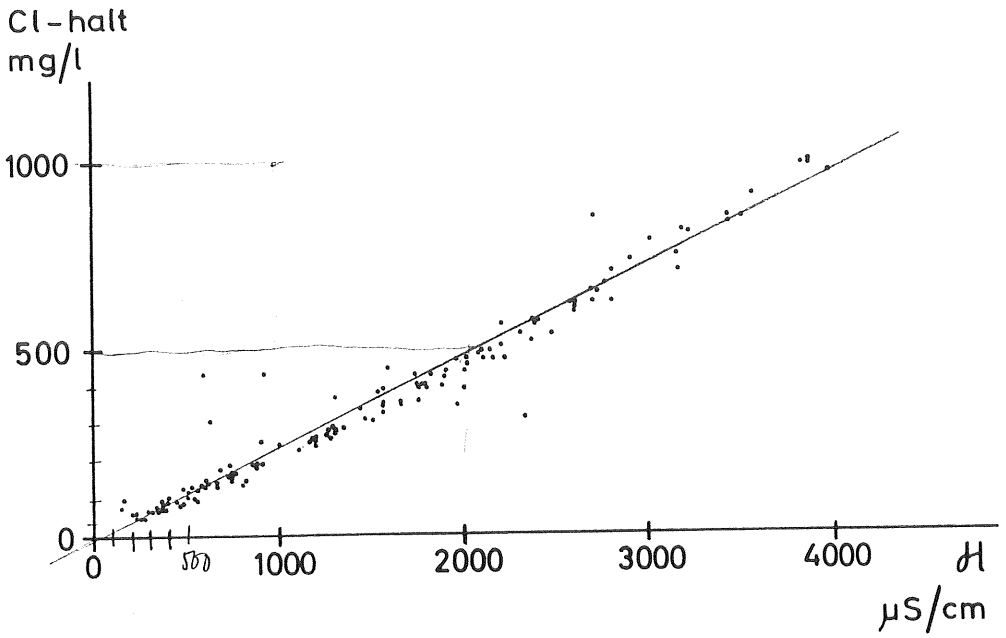
Bilaga 9:2 Kaliumpermanganatförbrukningens, de avsättbara ämnenas och de suspenderade ämnenas samband med koppar.



Bilaga 9:3 Kaliumpermanganatförbrukningens, de avsättbara ämnenas och de suspenderade ämnenas samband med zink.



Bilaga 9:4 De avsättbara ämnenas och de suspenderade ämnenas samband med kaliumpermanganatförbrukning samt de suspenderade ämnenas samband med avsättbara ämnen.



Bilaga 9:5 Sambandet mellan kloridhalten och ledningsförmågan.

AN ORIGINAL BINDOMATIC DFS COVER
Clear/White 18 mm for 151-180 sheets