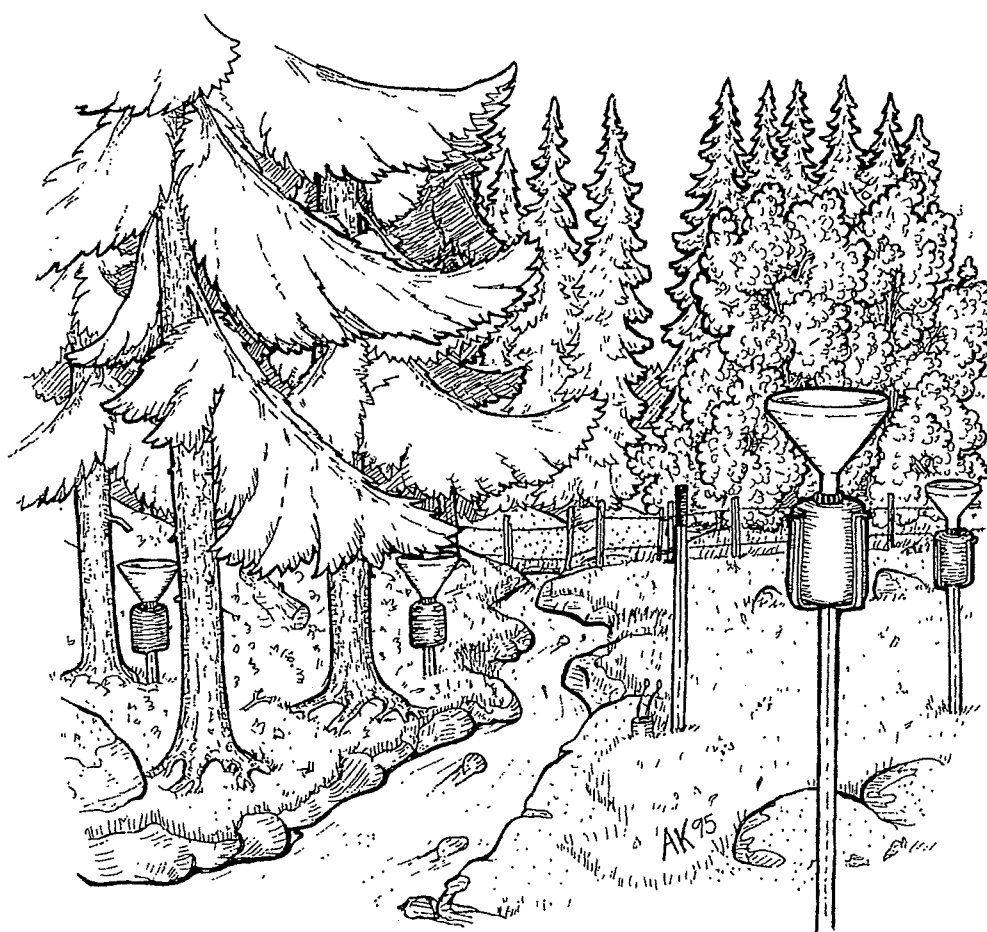


IVL-RAPPORT

Luftföroreningar i mellersta Sverige

Nedfall, halter och effekter
oktober 1995 - september 1996



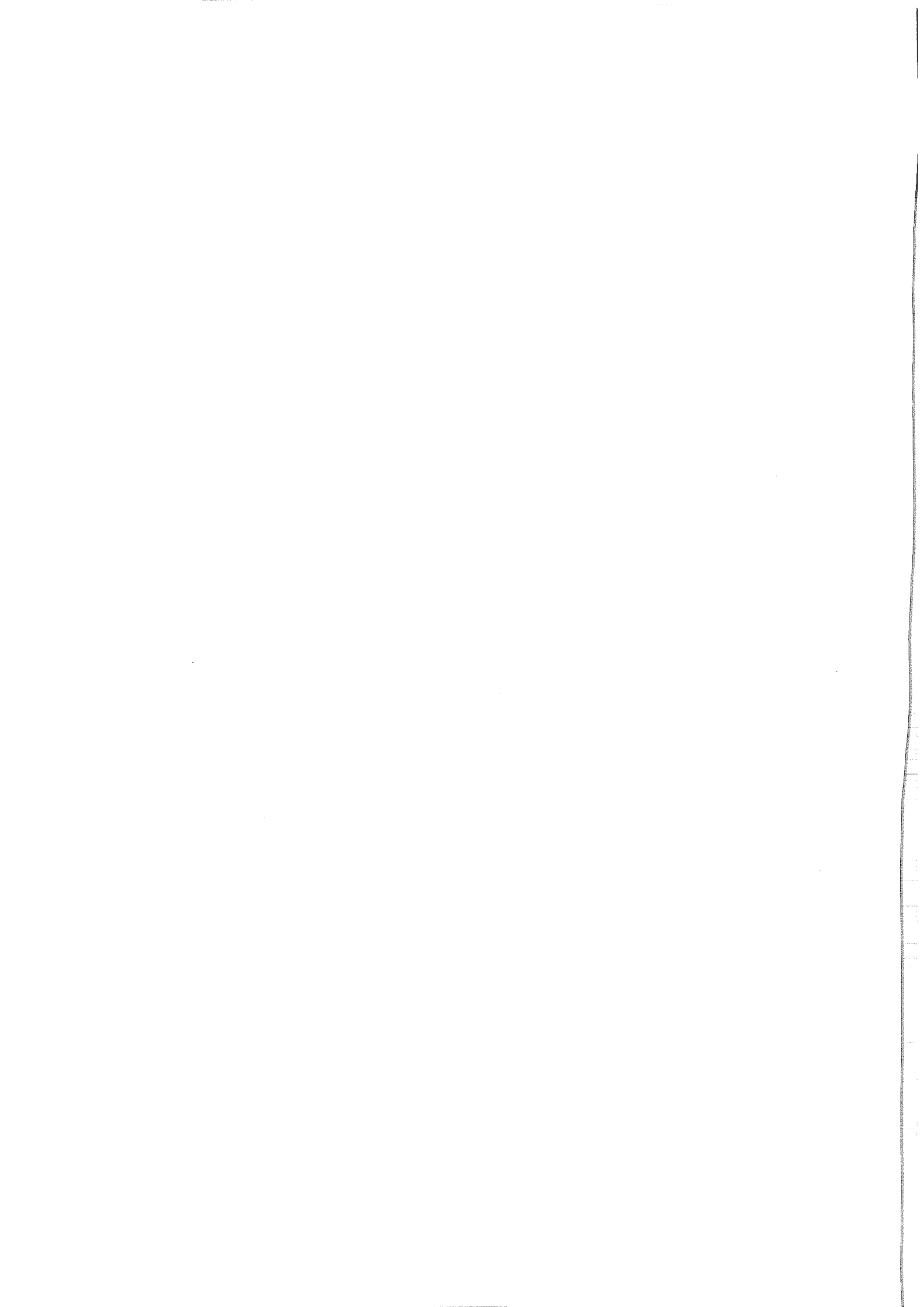
Eva Hallgren Larsson, Karin Sjöberg och Olle Westling

Aneboda, juni 1997
B 1265

IVL

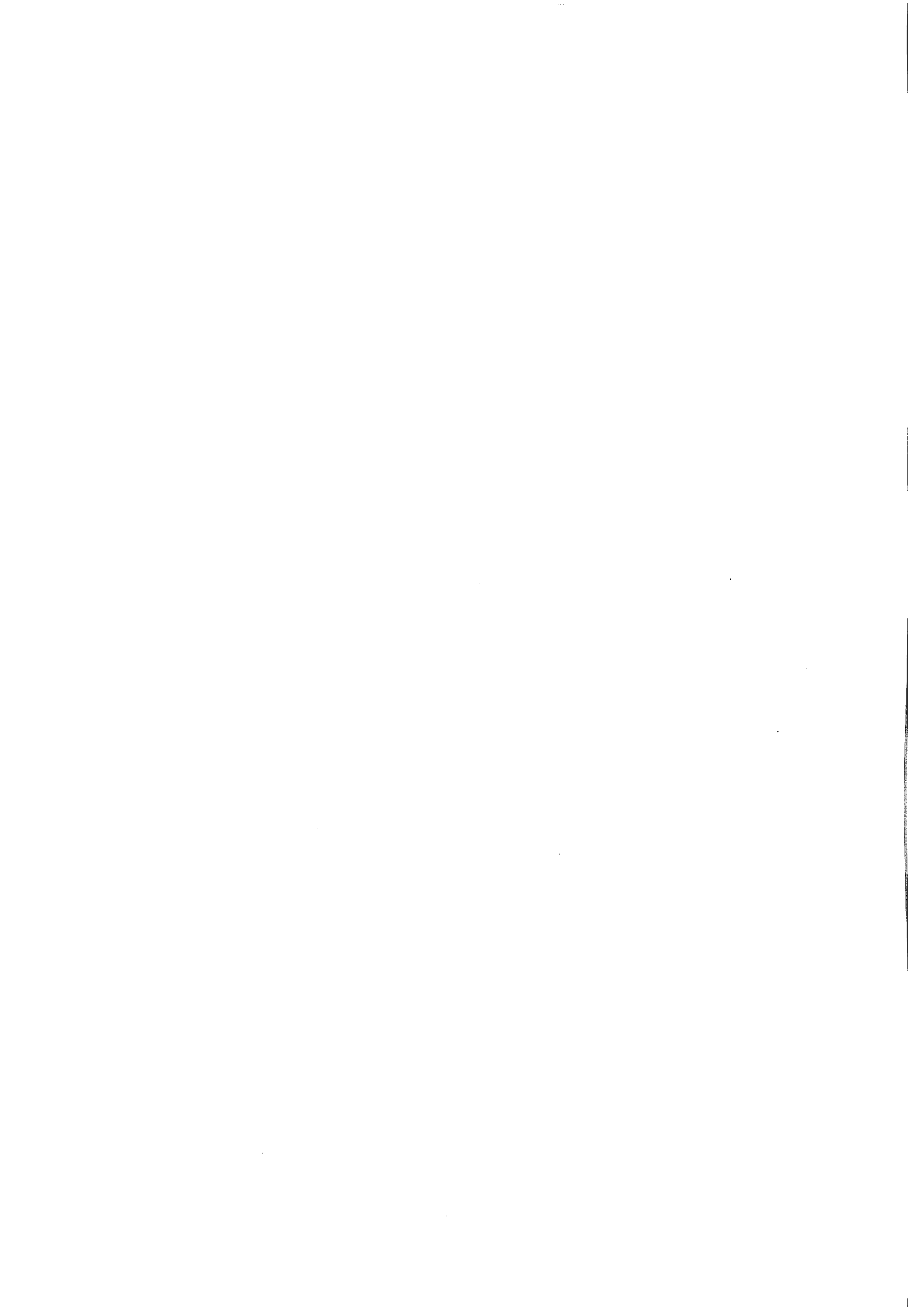
INSTITUTET FÖR VATTEN- OCH LUFTVÅRDSFORSKNING

<p>Organisation/Organization Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning</p> <p>Adress/Address IVL Aneboda S-360 30 LAMMHULT</p> <p>Telefonnr/Telephone 0472-620 75</p>	<p>RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary</p> <p>Projekttitel/Project title</p> <p>Anslagsgivare för projektet/Project sponsor Luftvårdsförbund i Värmlands, Örebro, Södermanlands och Västmanlands län, Länsstyrelser i Stockholms, Dalarnas och Östergötlands län samt Skogsvårdsstyrelsen i Östergötlands län.</p>
<p>Rapportförfattare, author Hallgren Larsson E., Sjöberg, K. & Westling O.</p>	
<p>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Luftföroreningar i mellersta Sverige - nedfall, halter och effekter oktober 1995 - september 1996.</p>	
<p>Sammanfattning/Summary Regional övervakning av försurande luftföroreningar, svavel och kväve, under perioden oktober 1995 till september 1996 i sju län i mellersta Sverige har utförts av IVL. Mätningarna omfattar ett gemensamt basprogram med nedfallsmätningar på öppet fält och i skogsytor (krondropp). Målet är att beskriva tillstånd, regionala skillnader och utveckling i tiden. Effekterna av nedfallet beskrivs med hjälp av undersökningar av markvatten som passerat skogens rotzon. På vissa lokaler har lufthalter av svaveldioxid, kvävedioxid, ammoniak och ozon undersökts.</p> <p>Den suraste nederbörden noterades i Örebro och norra Stockholms län (strax under 4,5). Nedfallet av svavel var lägre detta år, jämfört med tidigare år. Starkt bidragande orsak är sannolikt små nederbörds-mängder. Generellt sett har nedfallet varit ungefär dubbelt så stort jämfört med vad Naturvårdsverket angett som miljömål för Svealand; 2,5 kg per hektar och år. Även kvävenedfallet var mindre jämfört med tidigare år. Det totala nedfallet av kväve kan fortfarande beräknas vara större än miljömålet för Svealand (4 kg/ha och år) på flertalet lokaler. Nedfallet av svavel och kväve visade liksom tidigare på en gradient med det högsta nedfallet i östra Mellansverige.</p> <p>Markvattnet har varit surare, och innehållit mindre kalcium, på undersökta lokaler i områdets västra, än i dess östra, delar. Kvävehalterna har generellt varit låga vilket indikerar att skogsekosystemet effektivt utnyttjat tillgängliga mängder. Baserat på kvoten mellan baskatjoner och aluminium indikeras större risk för negativa effekter i ekosystemet på lokaler i områdets västra, än i dess östra, delar. En signifikant trend mot sjunkande pH, samt minskade halter av baskatjoner, mikronäringsämnet mangan och totalt organiskt kol har noterats i markvatten från en fjärdedel av lokalerna.</p> <p>Generellt uppmättes högre halter av svaveldioxid under vinterhalvåret än under sommaren. Vid flertalet av lokalerna observerades den högsta månadsmedelhalten i januari 1996, sannolikt orsakat av en kraftig episod i början av månaden. Halterna av kvävedioxid var högst i Stockholms län, där trafikpåverkan också kan antas vara större än i övriga delar av regionen. Vid samtliga mätlokaler i mellersta Sverige överskreds Naturvårdsverkets miljömål avseende ozonhalter under växtsäsongen. För samtliga komponenter var årets resultat på samma nivå som, eller något högre än, året innan vid de lokaler där luftmätningar genomfördes 1994/95.</p>	
<p>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område, näringsgren eller vattendrag/Keywords Deposition, svavel, kväve, skogsytor, mellersta Sverige, markvatten, lufthalter</p>	
<p>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport B 1265</p>	
<p>Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Biblioteket, Box 21060, S-100 31 Stockholm, Sweden</p>	



Innehållsförteckning

Sammanfattning	I
Summary	III
1. Inledning.....	1
2. Metoder.....	3
2.1 Samordnade program.....	3
2.2 Nedfall.....	3
2.3 Markvatten	5
2.4 Lufthalter.....	6
2.5 Provstationer.....	7
2.5 Kvalitetskontroll	10
3. Väderlek.....	13
4. Resultat	16
4.1 Koncentration i nederbörd.....	16
4.2 Nedfall.....	28
4.2.1 Uppmätta värden.....	28
4.2.2 Beräknade värden - vätejoner och baskatjoner	38
4.3 Förändring av nedfall.....	42
4.4 Markvatten	55
4.5 Förändring av markvatten.....	66
4.6 Lufthalter.....	68
5. Jämförelse med övriga Sverige.....	73
5.1 Nedfall.....	73
5.2 Markvatten	78
5.3 Lufthalter.....	85
6. Referenser	90



Sammanfattning

På uppdrag av Luftvårdsförbunden i Värmlands, Örebro, Västmanlands och Södermanlands län, Länsstyrelserna i Stockholms och Kopparbergs län samt Luftvårdsförbundet och Skogsvårdsstyrelsen i Östergötlands län har IVL utfört undersökningar av försurande luftföroreningar.

Syftet med mätningarna är att kvantifiera belastningen av svavel och kväve till skog, samt beskriva eventuella försurningseffekter i skogsmarken. Nedfallet undersöks genom nederbördskemiska mätningar på öppet fält, samt krondroppsmätningar i skogsytor. I skogsytorna undersöks även markvattnets kvalitet, som indikation på marktillståndet. På vissa lokaler mäts lufthalter av svaveldioxid, kvävedioxid, ammoniak och ozon. Denna resultatredovisning omfattar sju län i mellersta Sverige under det hydrologiska året från oktober 1995 till september 1996.

Mest kännetecknande för det hydrologiska året oktober 1995 till september 1996 är små nederbördsmängder, vilket var mest markant under vintern. Som medelvärden för hela perioden var temperaturerna något under normalt för åren 1961-90.

Halter i nederbörd

Det genomsnittliga pH-värdet för Mellansverige var 4,7. Den suraste nederbörden noterades i Örebro och norra Stockholms län (strax under 4,5). De lägsta svavelhalterna (0,4 mg/l) har förekommit i norra Värmland och nordvästra Dalarna. Ungefär dubbelt så höga halter har förekommit på en lokal i Östergötlands län samt i Stockholmsområdet. De lägsta kvävehalterna har påträffats främst i norra Mellansverige. De högsta kvävehalterna har framför allt förekommit i östra Mellansverige, i synnerhet i Stockholmsområdet.

Nedfall

Nedfallet av svavel var lägre detta år, jämfört med tidigare år. Starkt bidragande orsak är sannolikt små nederbördsmängder. Generellt sett har nedfallet varit ungefär dubbelt så stort jämfört med vad Naturvårdsverket angett som miljömål för Svealand; 2,5 kg per hektar och år. Även kvävenedfallet var mindre jämfört med tidigare år. Det totala nedfallet av kväve kan fortfarande beräknas vara större än miljömålet för Svealand (4 kg/ha och år) på samtliga lokaler utom Fulufjäll i Dalarna. Nedfallet av svavel och kväve visade liksom tidigare på en gradient med det högsta nedfallet i östra Mellansverige. Detta gäller även vätejoner, där beräknade värden visar att totaldeposition till skogsytor i Stockholms län var tre gånger så stor som våtdepositionen.

Nedfallet av undersökta ämnena var generellt sett lägre 1995/96 jämfört med närmast föregående år. Den främsta orsaken antas vara små nederbördsmängder.

Mätningarna visar stor belastning och torrdeposition av svavel och kväve i södra Sverige och betydligt måttligare belastning i norr. I södra Sverige finns en markant gradient som visar störst belastning i sydväst och avtagande värden mot nordost. I norra Sverige finns en gradient med större deposition på kustnära lokaler än på inlandslokaler.

Markvatten

Markvattnet har varit surare, och innehållit mindre kalcium, på undersökta lokaler i områdets västra, än i dess östra, delar. Markvatten från två lokaler i Västmanlands och Örebro län har varit surast; 4,5-4,6. Kvävehalterna har generellt varit låga vilket indikerar att skogsekosystemet effektivt utnyttjat tillgängliga mängder.

Baserat på kvoten mellan baskatjoner och aluminium indikeras större risk för negativa effekter i ekosystemet på lokaler i områdets västra, än i dess östra, delar.

En signifikant trend mot sjunkande pH, samt minskade halter av baskatjoner, mikronäringssämnet mangan och totalt organiskt kol har noterats i markvatten från en fjärdedel av lokalerna.

Resultaten visar en kraftig försurningspåverkan på många platser i södra Sverige med surt markvatten som innehåller mycket aluminium och lite baskatjoner. Liknande förhållanden har noterats i Örebro län samt på två kustnära lokaler i norra Sverige. På de båda norrlandslokalerna kan orsaken delvis vara naturlig förekomst av svavel i marken. Generellt utnyttjas tillgängliga kvävemängder i de undersökta skogsytorna. Undantag finns främst på kustnära lokaler i södra Sverige, där mätningarna indikerar transport av nitratkväve från skogsekosystemet.

Luft

Generellt uppmättes högre halter av svaveldioxid under vinterhalvåret än under sommaren. Vid flertalet av lokalerna observerades den högsta månadsmedelhalten i januari 1996, sannolikt orsakat av en kraftig episod i början av månaden. Halterna av kvävedioxid var högst i Stockholms län, där trafikpåverkan också kan antas vara större än i övriga delar av regionen. Vid samtliga mätlokaler i mellersta Sverige överskreds Naturvårdsverkets miljömål avseende ozonhalter under växtsäsongen. För samtliga komponenter var årets resultat på samma nivå som, eller något högre än, året innan vid de lokaler där luftmätningar genomfördes 1994/95.

Till följd av intransport av svaveldioxid från kontinenten förekommer en generell gradient över Sverige, med avtagande SO₂-halter i luften från söder till norr. Förekomsten av kvävedioxid i luften är i hög grad trafikrelaterad, och följaktligen är halterna lägst i de regioner som är minst trafikpåverkade. Ammoniakkoncentrationen i luft kan uppvisa stor lokal variation, ofta med höga halter i jordbruksområden/närhet till animalieproduktion. Även halterna av ozon kan variera lokalt, men belastningen som medelvärde under sommarhalvåret i bakgrundsområden är relativt jämn över landet.

Summary

On request of regional environmental authorities in central Sweden, deposition of acidifying compounds was monitored by the Swedish Environmental Research Institute, IVL.

The purpose of the monitoring programme is to quantify sulphur and nitrogen deposition to forests, and to illustrate possible acidification of the soil. Deposition is investigated as precipitation studies in open field areas and as throughfall. Soilwater chemistry in the forest stands is used as indicator of soil conditions. Air concentrations of sulphur and nitrogen dioxide, ammonia, and ozone are measured at some locations. This report concerns the hydrological year from October 1995 through September 1996 in seven counties in central Sweden.

The 1995/96 hydrological year, especially during winter, was a relatively dry period, compared to the 30 year averages (1961-1990) given for this region. Average temperatures for this hydrological year were slightly below normal compared with 1961-1990.

Concentrations in precipitation

Average pH-value for central Sweden was 4.7 during the 1995/96 hydrological year. The gravest acid precipitation fell in Örebro and the northern part of Stockholm counties (pH below 4.5). Lowest sulphur concentrations (0.4 mg/l) were found in northern Värmland and north-western Dalarna. About twice that was found at one location in Östergötland county and in the Stockholm area. Lowest nitrogen concentrations were mainly found in the northern parts of central Sweden. Highest concentrations of nitrogen were determined in the east, mainly in Stockholm county.

Deposition

Mainly due to lower than normal precipitation amounts, deposition of sulphur was lower during the 1995/96 hydrological year compared with previous years. Average sulphur deposition measured was twice the recommended annual target load set by the Swedish Environmental Protection Agency for this region; 2.5 kg per hectare.

Deposition of nitrogen was also lower this hydrological year compared with previous years. Annual deposition of nitrogen exceeded target loads (4 kg/hectare) on all locations but Fulufjäll in Dalarna. Deposition of sulphur and nitrogen in central Sweden showed a gradient from west to east, increasing toward the eastern part of this region. This is valid for hydrogen ion deposition as well. Total deposition of hydrogen ions in forests in Stockholm county was three times the wet bulk deposition.

Measurements across Sweden showed that loads and dry deposition of sulphur and nitrogen were highest in southern Sweden, and declined toward the north of Sweden. In the south Swedish region a clear gradient ran from south-west, declining toward north-east. In northern Sweden, this gradient ran from west toward east, with highest deposition in the eastern coastal area.

Soil solution

Soil solutions in western central Sweden were generally more acid, with lower calcium concentrations, than in the east. Two locations in Västmanland and Örebro had lowest pH in soil solution (4.5-4.6). Nitrogen concentrations in soil solutions were generally low, indicating that the deposited nitrogen was depleted by the biomass in the forest ecosystem.

Based on the ratio between base cations and aluminium, a higher risk for negative effects on the forest ecosystem may be expected in the western part of central Sweden than in the east.

A statistically significant trend toward lower pH, less base cations and the micro-nutrient manganese, and less total organic carbon have been noted for a fourth of the locations in central Sweden.

Air concentrations

Sulphur dioxide concentrations were generally higher during winter than during summer. Highest monthly average concentration was measured in January 1996, most likely due to a peak exposure episode in the beginning of that month.

Concentrations of nitrogen dioxide were highest in Stockholm county. At all investigated locations in central Sweden, concentrations of tropospheric ozone exceeded levels recommended by the Swedish Environmental Protection Agency.

Concentrations of all investigated components in air were similar or higher than the concentrations measured during 1994/95 at locations where measurements were made both years. Atmospheric sulphur dioxide concentrations showed a gradient, decreasing from southern to northern Sweden. Nitrogen dioxide in air mainly originates from transportation related sources, and highest levels were found in areas with dense traffic. Local variation in ammonia concentrations is usually large, with highest concentrations occurring in agricultural areas with intensive animal rearing. Even ozone concentrations can vary locally, while average values at background locations are similar in all of Sweden during summertime.

1. Inledning

Nedfall av försurande luftföroreningar, med ursprung i utsläpp av svavel och kväve i hela Europa, har orsakat en kraftig försurning av mark och vatten i stora delar av Sverige. I områden med försurningskänsliga jordar i norra Europa är effekter av svavel och kväve ett stort miljöproblem.

I södra Sverige, med hög belastning och tydliga effekter av svavel- och kvävenedfall, startades länsvisa nedfallsmätningar i skogsytor under slutet av 1980-talet, med syfte att kvantifiera belastningen, beskriva den regionala variationen samt beskriva effekterna på marken. Erfarenheter från samordnade regionala mätningar i skogsytor i Sverige finns redovisade i ett antal rapporter (till exempel Westling m. fl., 1992 och Hallgren Larsson m. fl., 1995 och 1997).

Luftvårdsförbundet i Örebro län startade mätningar 1989. Sedan dess har mätningar i mellersta Sverige kommit till stånd i Värmland, Södermanland, Östergötland, Västmanland, Stockholm, Kopparbergs och Gävleborgs län.

I de fyra norrlandslänen etablerades mätningar 1991 på flertalet stationer. Den senaste redovisningen av undersökningarna i norra Sverige finns i Hallgren Larsson & Westling (1997).

Övergripande mål för den här typen av studier är att beskriva miljötillstånd, nuläge och eventuella förändringar samt bidra med underlag för åtgärder. En rimlig prognos för framtiden är att utsläpps begränsande åtgärder kommer att fortsätta i Europa, men trots ansträngningarna kommer försurningsproblemen troligen att kvarstå under lång tid.

Resultaten kan, tillsammans med andra undersökningar, konstatera om skador redan har uppstått, bedöma risker för skador i framtiden samt beskriva försurningsförloppets hastighet. Regionalt kan relationen mellan långväga transport och det mer lokala bidraget av luftföroreningar belysas. Speciellt utsatta skogs- och marktyper kan identifieras. Den informationen kan utnyttjas vid planering av åtgärder och ställningstaganden på regional och lokal nivå. Exempel på lokala åtgärder är kalkning av mark och vatten samt modifiering av skogsskötselmetoderna. Resultaten kan även ligga till grund för ställningstagande i samband med lokalisering och prövning av miljöstörande verksamhet. Regionalt framtagna undersökningsresultat kan även användas på nationell och internationell nivå i arbetet med att begränsa utsläpp av luftföroreningar i hela Europa.

Som hjälp vid tolkning av dessa nedfallsmätningar kan resultaten jämföras med nationella miljömål. Miljömål för svavel- och kvävebelastning grundar sig på beräkning av den kritiska belastningen. Naturvårdsverket har i sitt aktionsprogram, Miljö 93 angivit **2,5 kg svavel per hektar och år** som riktvärde för belastningen i Svealand. (Naturvårdsverket, 1993). Vittringen av mineral är avgörande för skogsmarkens förmåga att neutralisera syror och därmed motverka försurningen. Detta gör att områden med kalkrikare berggrund och högre vittringshastighet, kan tolerera mer deposition av svavel än urbergsområden dominerade av granit och gnejs.

Den kritiska belastningsgränsen för kväve i skogsmark kan bestämmas av flera olika faktorer som exempelvis förändringar av markkemi, risk för onormalt kväveläckage till vatten eller upplagring av kväve i markprofilen samt påverkan på vegetationens artsammansättning och produktion (Grennfelt & Thörnelöf, 1992).

Den lägsta belastningsgränsen (2-3 kg kväve per hektar och år) sätts i områden med kvävekänsliga växtarter samt i skogar utan skogsbruk, där inget kväve lämnar skogsekosystemet via biomassaavtag. Även i skogsjordar med brist på andra näringsämnen än kväve blir den kritiska belastningsgränsen låg. Skogsområden som brukas, har en belastningsgräns för kväve som beror på storleken av skördeuttaget. Som miljömål för Svealand anger Naturvårdsverket **4 kg kväve per hektar och år**. Liksom miljömålet för svavelbelastning är målet för kvävebelastning anpassat till de känsligaste naturtyperna för att huvuddelen av arealen skall kunna skyddas.

Undersökningarna av nedfall och markvatten utförs av Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL) i Aneboda. Provtagning sköts lokalt, huvudsakligen av personal från Länsstyrelse, Skogsvårdsstyrelse eller respektive kommun. IVL svarar för analys, utvärdering och redovisning av resultaten. På IVL har Gunnel Hedberg, Karol Koos, Lena Järkental, Jeanette Lindbom, Inger Torbrink, Pia Karlsson och Leila Ameri svarat för huvuddelen av analysarbetet medan Johan Knulst och Gunnar Malm arbetat med databearbetning och figurframställning. Arvid Karsvall har tecknat framsidans illustration. Eva Hallgren Larsson har varit projektledare och tillsammans med Olle Westling och Karin Sjöberg (lufthalter) svarat för utvärdering och rapportering. Materialet från mellersta Sverige redovisas i form av en huvudrapport och ett antal separata länsbilagor. Huvudrapporten innehåller en samordnad utvärdering med jämförelser och kommentarer av data från mellersta Sverige, medan länsbilagorna innehåller figurer och tabeller med resultat från enskilda lokaler i respektive län.

2. Metoder

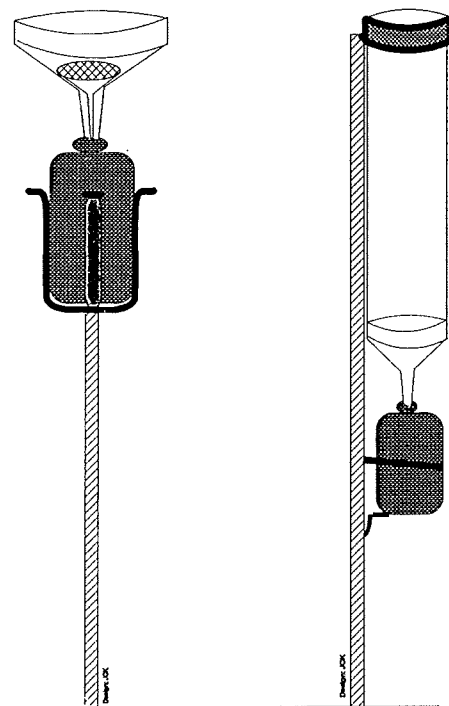
2.1 Samordnade program

Regional miljöövervakning i denna form startade oktober 1985 i Blekinge. Sedan dess har fler län successivt kommit till och IVL samordnar och utför nu den här typen av mätningar i så gott som samtliga län i Sverige.

Erfarenheterna har delvis använts som grund för manualer på nationell och internationell nivå. På nationell nivå är det Naturvårdsverkets Handbok för Miljöövervakning, delprogram Permanenta observationsytor (NV, 1995). På internationell nivå är det "International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forest" som under konventionen om långdistanstransporterade luftföroreningar fastställt en manual för undersökningar i skogsytor (ICP-Forest, 1994). Den har antagits av EU som manual för den europeiska miljöövervakningen. Ett komplement avseende markvatten har arbetats fram (ICP-Forest, 1996). Metodiken i föreliggande undersökning följer dessa manualer och är densamma i hela Sverige. Detta gör att resultat från olika delar av landet kan jämföras med varandra.

2.2 Nedfall

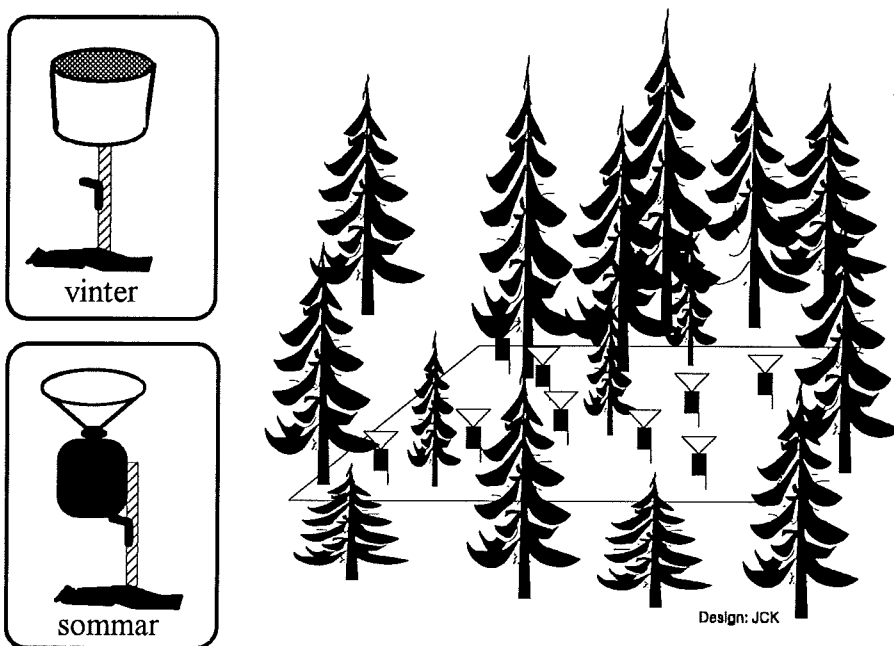
Metoden bygger på att nederbörd provtas med insamlare som har en känd area. Genom att mäta mängden nederbörd och koncentrationen av föroreningar kan deposition per tidsperiod och ytenhet beräknas för varje analyserat ämne. Figur 2.1 visar en principskiss för nedfallsmätningar på öppet fält. På en öppen yta samlas nederbörden in med hjälp av en trattförsedd dunk, placerad på stolpe 1,5 m över marken. Under vintern ersätts tratten med en meterlång snösäck. Nedfallet på öppet fält består huvudsakligen av våtdeposition.



Figur 2.1 Princip för nedfallsmätningar på öppet fält.

Summan av våt- och torrdeposition mäts som krondropp inne i skogen, i skogsytor som vanligen är 30*30m². Krondroppsvärden påverkas av upptag i trädkronorna (kväve) och intern-cirkulation mellan träd och mark (främst kalium och mangan).

Figur 2.2 visar en principskiss för nedfallsmätningar i skogsytor. Trädkronorna fungerar som provtagare och filtrerar torra partiklar och gaser från luften. Föroreningarna sköljs sedan ner av nederbörden och samlas upp i tio trattförsedda dunkar per skogsyta. Dessa tio delprov slås samman till ett sammelprov. Under vinterperioden ersätts dunkar och trattar av hinkar. Provinsamlarna är placerade utmed ytans diagonaler enligt från början utslumpade avstånd från hörnen. För att minska inverkan av fältskikt och snödrev är insamlarna placerade på stolpar, minst 0,5 m ovan mark.



Figur 2.2 Princip för nedfallsmätningar i en skogsyta.

Nedfallsinsamlarna på öppet fält och i skogsytorna töms en gång i månaden. Exponeringstid, antal trattar, trattaradie och volym noteras och proven analyseras på IVLs ackrediterade laboratorier enligt tabell 2.1.

Tabell 2.1 Parameterlista för nederbörds- och krondroppsprøver.

Vad?	Hur?
surhetsgrad, pH	SS 028122-2
eventuell alkalinitet	SS 028139
konduktivitet, ledningsförmåga	SIS 028123
ammoniumkväve, NH ₄ -N	Tecator ASN, 50-05/90
sulfatsvavel, SO ₄ -S	Jonkromatograf EPA test metod 300.0 (Dec 1989), SS 02 84 21
klorid, Cl	(utgåva 1)
nitratkväve, NO ₃ -N	-"
kalций (Ca)	Jonkromatograf, Small, H., 1989. New York, Pelnum Press
magnesium (Mg)	-"
natrium (Na)	-"
kalium (K)	-"
mangan (Mn)	-"

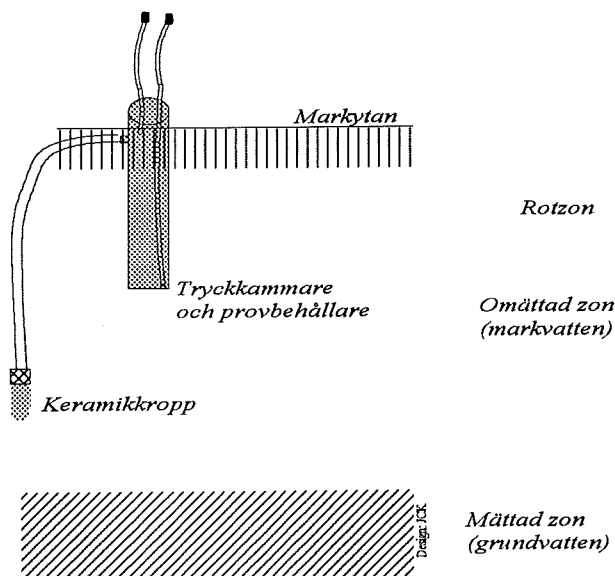
För att minimera effekten av ljusinstrålning är samtliga dunkar försedda med aluminiumfolie som reflekterar solstrålarna och håller temperaturen i proverna nere. För att inte behöva diska dunkarna vid varje provtagningstillfälle används plastpåsar av livsmedelskvalitet. Dessa påsar byts vid varje provtillfälle.

Deposition i insamlarna beräknas genom att multiplicera uppmätt volym med koncentration av olika ämnen. Därefter omräknas nedfall i insamlarna till deposition per hektar, och nedfallet kan summeras för önskad tidsperiod. Vid jämförelser mellan olika lokalers nederbörds kemi används ofta volymvägd medelkoncentration, som enkelt kan uttryckas som genomsnittlig koncentration. Den beräknas genom att depositionen under en viss tid (vanligtvis ett år) divideras med den summerade nederbörden under samma period.

2.3 Markvatten

Markvatten rör sig nedåt i markprofilen, i den omättade zonen, mot grundvattenytan. På fuktiga marker, i sluttningar eller utströmningsområden kan markvattnet även röra sig i sidled. Markvattnets kvalitet påverkas av atmosfärisk deposition, biologisk aktivitet i marken samt markens kemiska egenskaper. Även mängden nederbörd kan påverka markvattnets koncentration av olika ämnen.

Markvatten provtas med hjälp av undertryckslysimetrar som suger vatten via ett fint, keramiskt filter (typ P 80). Keramikroppen är placerad på 50 cm djup, under den egentliga rotzonen, se figur 2.3. I varje skogsyta finns 5 lysimetrar som vid provtagning suger markvatten under 2 dygn. Vattnet slås sedan samman till ett samlingsprov från ytan. Markvattenprovtagning utförs tre gånger per år och de olika provtagningstillfällena skall representera förhållandena före, under respektive efter vegetationsperioden. På grund av brist på markvatten under sommaren blir vår- och höstvärden ibland överrepresenterade.



Figur 2.3 Principskiss för en lysimeter.

Markvatten analyseras på IVLs ackrediterade laboratorier enligt tabell 2.2.

Tabell 2.2 Parameterlista för markvattenprover.

Vad?	Hur?
pH, surhetsgrad	SS 028122-2
alkalinitet, buffertkapacitet	SS 028139
SO ₄ -S sulfatsvavel	Jonkromatograf, EPA metod 300.0 (Dec 1989)
Cl, klorid	..-
NO ₃ -N, nitratkväve	..-
NH ₄ -N, ammoniumkväve	Tecator ASN 50-05/90
TOC, totalt organiskt kol	SS 028199
Ca, kalcium	Jonkromatograf, Small, H., 1989. New York, Pelnum Press
Mg, magnesium	..-
Na, natrium	..-
K, kalium	..-
Fe, järn	Atomabs, grafitugn SS 028184 eller flamma SS 028152-2
Mn, mangan	Jonkromatograf, Small, H., 1989. New York, Pelnum Press
TAI, totalt aluminium	Atomabs, grafitugn SS 028184 eller flamma SS 028152-2
ToAl, totalt organiskt alum.	Jonbyte enl. Driscoll -84, atomabs. med grafitugn
ooAl, oorganiskt aluminium	TAI - ToAl

Syftet med markvattenmätningarna är att få ett mått på skogsmarkens reaktion på nedfallet av luftföroreningar. Jämförelser mellan olika lokaler sker bäst genom beräknade långtidsmedianvärden eftersom dessa, till skillnad från medelvärden, bortser från enstaka extremvärden.

2.4 Lufthalter

Den mätmetod som används för provtagning av halter i luft kallas diffusionsprovtagare eller passiv provtagare. Gasen fångas upp på ett filter, impregnerat med en kemikalie som kvantitativt absorberar den gas man vill analysera. Tekniken bygger på att man utnyttjar molekylernas termiska diffusion (värmerörelse), vilket medför att ingen extern energi behöver tillföras.

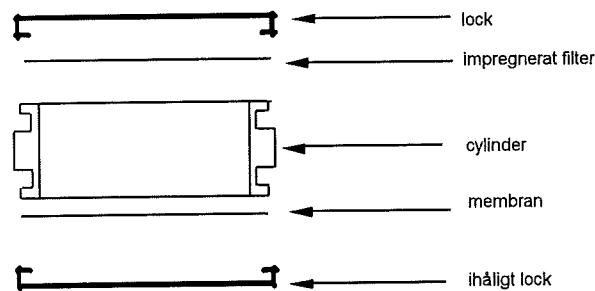
I den modell av diffusionsprovtagare som utvecklats av IVL placeras det impregnerade filtret i botten av en cylinder som är öppen i ena änden. Vid provtagningens början är koncentrationen av gasen i fråga noll vid sorbenten och ökar linjärt med avståndet till cylinderns öppna ände. Molekylerna vill utjämna koncentrationsskillnaden och vandrar därför inåt. Masstransportens storlek beror av cylinderns tvärsnittsarea, diffusionssträckan, omgivningshalten (halten i den öppna änden) samt diffusionskoefficienten, vilken är specifik för varje gas.

I figur 2.4 visas en skiss på provtagare för mätning av svaveldioxid, kvävedioxid, ammoniak och ozon i bakgrundsluft. För att undvika vindens inverkan finns ett membran monterat framför den öppna änden. I fält monteras provtagaren, med den öppna änden neråt, under ett regnskydd som är festsatt på en trästolpe 2-3 meter ovan mark.

Utrustningen är placerad på samma ställe som insamlaren för "öppet fält". Provtagarna exponeras under en månad. Därefter lakas och analyseras filtren på IVLs ackrediterade laboratorium i Göteborg enligt följande:

Tabell 2.3 Analys av lufthalter.

Vad?	Hur?
Svaveldioxid (SO ₂)	Jonkromatograf EPA test metod 300.0
Kvävedioxid (NO ₂)	Flow Injection Analysis (FIA)
Ammoniak (NH ₃)	Flow Injection Analysis (FIA)
Ozon (O ₃)	Jonkromatograf EPA test metod 300.0



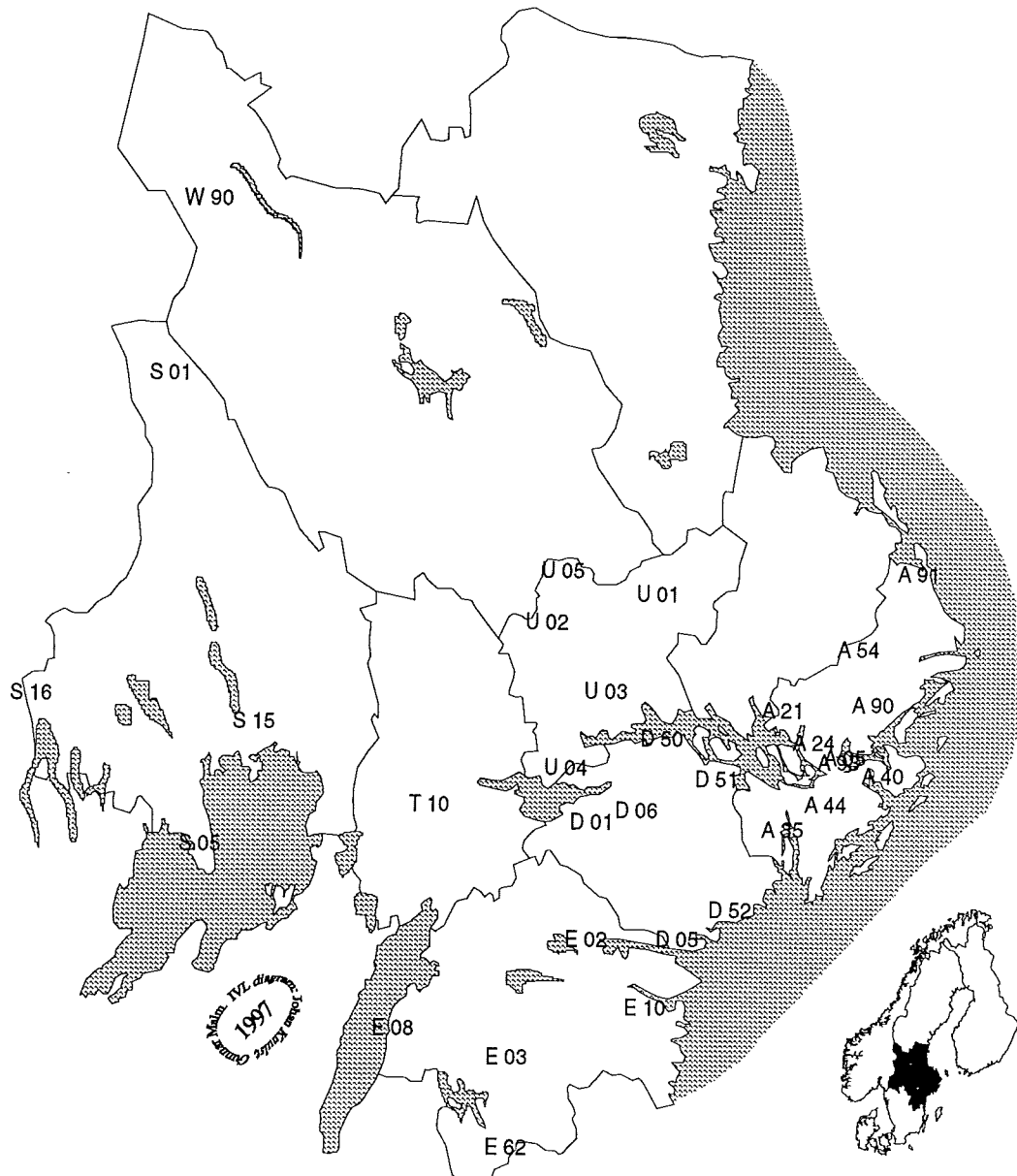
Figur 2.4 Schematisk bild av diffusionsprovtagare för SO₂, NO₂ och NH₃. Diametern är 25 mm och höjden 12 mm.

2.5 Provstationer

Depositionsmätningarna sker på flertalet platser i för ändamålet etablerade provytor i skog. Några stationer har sedan tidigare etablerats av Skogsvårdsstyrelsen (SVS) i respektive län för studium av skogsskador. Skogen utgörs av medelålders till gammal gran-skog, men även tallytor ingår. Lokalerna är valda så att inverkan från stora lokala utsläppskällor skall undvikas. Stationsnätet under 1995/96 framgår av kartan i figur 2.5. Ytterligare information om lokalerna framgår av tabell 2.4.

Många av de observationsytor som etablerades 1984 är idag inte längre lämpliga för mätning av skogsskador. Cirka 250 nya lokaler i landet har därför valts ut av Skogsvårdsorganisationen för fortsatt mätning av skogsskador, både som nationella och internationella observationsytor. De internationella stationerna, som kallas EU-ytor, ingår även i ett europeiskt övervakningsnät. Kraven på ytorna har varit mycket strikta, både med tanke på objektiv utläggning, kriterier för skog, mark och avstånd till föroreningskällor med mera. Förändrat stationsnät för skogliga observationsytor har även fått till följd att stationsnätet för deposition och markvatten förändrats under 1995/96 med nedläggning av vissa gamla, och uppstart av nya, lokaler. Stationsnätet har ändrats mer i södra Sverige än i norra Sverige. Med syfte att bibehålla gamla mätserier har strävan varit att någon eller några gamla lokaler i respektive län ska ingå i det nya mätnätet.

IVL
lokalkoder
okt 95 - sept 96



Figur 2.5 Stationsnät för krondroppundersökningar i mellersta Sverige, 1995/96.

Tabell 2.4 Provstationer i mellersta Sverige 1995/96. Gran, då annat ej anges.

Provstation	Medelålder, år	Mätperiod	Anmärkning
A05 A, Sticklinge	90	9206-	
A21 A, Alby	63	9105-	
A24 A, Säbysjön	53	9302-	
A35 A, Farstanäs	96	9205-	EU-yta
A40 A, Lämshaga	98	9206-	
A44 A, Gladö	104	9205-	
A54 A, Mjölsta	111	9206-	
A90 A, Svulten	89	9209-	
A91 A, Bergboö	98	9206-	
A93 A, Fiskartorpet		9410-9609	Stort lövinslag
D01 A, Floda	51	9101-9609	Tall
D05 A, Tunaberg	99	9101-9609	
D06 A, Mellösa	85	9101-9609	
D11 A, Edeby	67	9601-	Tall, EU-yta
D50 A, Jäder	80	9101-9609	Tall
D51 A, Åker	63	9101-	
D52 A, Råsjön	72	9101-	
D58 A, Björnlunda	ca 65	9101-9604	
E02 A, Norrköping	76	9110-	
E03 A, Linköping	99	9110-	
E08 A, Omberg	74	9110-	
E10 A, Söderköping	91	9110-9610	
E21 A, Solltorp	61	9607-	EU-yta
E22 A, Höka	61	9607	Tall, EU-yta
E54 A, Grissjön	49	9110-9606	Tall
E62 A, Skirsjön	63	9110-9610	Tall
S01 A, Båtstad	67	9010-	
S02 A, Kälkerud	74	9010-9604	
S05 A, Södra Averstad	66	9010-	
S15 A, Skived	78	9010-	
S16 A, Mellan Hurr	71	9010-	
S21 A, Böckeln	62	9605-	Tall, EU-yta
S22 A, Blåbärskullen	44	9607-	EU-yta
S23 A, Transtrandsberget	43	9608-	EU-yta
S90 A, Baksjön		9405-9604	
T07 A, Lindesberg	98	8901-9601	Tall
T 02 A, Greckssundet	48	9605-	EU-yta
T 03 A, Örlingen	50	9608-	EU-yta
T09 A, Hammar	82	8901-9512	
T10 A, Fjugesta	72	8901-	flyttad 2 ggr pga skogsskador
T11 A, Karlskoga	56	8901-9609	
T12 A, Lillkyrka	58	8901-9512	yta flyttad nov -89
T13 A, Hällefors	87	8901-9601	
U01 A, Finnbo		9210-	
U02 A, Godkärra	89	9210-	
U03 A, Vretbacken		9210-	
U04 A, Kvisterhult		9310-	EU-yta
U05 A, Karsbo		9310-	
W01 A, Tandövala		9411-9604	okt -94 uppskattad, ej markvatten
W02 A, Skidbågbäcken		9411-9604	okt -94 uppskattad, endast öppet fält
W03 A, Siljansfors		9411-9604	okt -94 uppskattad, ej markvatten
W04 A, Nybrännberget		9411-9604	okt -94 uppskattad, ej markvatten
W05 A, Gyllbergen		9411-9604	okt -94 uppskattad, ej markvatten
W06 A, Mässingsboån		9411-9604	okt -94 uppskattad, ej markvatten
W11 A, Kansbol	56	9512-9704	Tall, EU-yta
W12 A, Mellanbergsmyrän	49	9512-9704	Tall, EU-yta
W90 FUL, Fulufjäll		9411-	okt -94 uppskattad, ej markvatten

2.5 Kvalitetskontroll

Hela kedjan från programskrivning till rapportering är viktig för att slutresultatet skall vara av god kvalitet. För att uppnå detta finns provtagningsmanualer som noga beskriver provtagningsförfarandet i fält. Eventuella anmärkningar noteras på fältprotokoll. Samtliga analyser utförs på IVLs ackrediterade laboratorier. Med undantag för speciering av aluminium i markvatten används endast ackrediterade analysmetoder.

Vid inmatning av analysresultat i databasen ingår valideringsrutiner som automatiskt ställs mot inmatade värden. Detta är ett första steg som främst kan påvisa eventuella mätfel och inmatningsfel.

Därefter krävs en manuell genomgång av materialet som innebär att analysresultat från olika parametrar och näraliggande lokaler jämförs. Om ett prov saknas, är uppenbart förorenat, eller ett mätvärde är uppenbart felaktigt måste det strykas. Vad gäller depositions­mätningarna måste ett nytt värde uppskattas för att den sammanlagda depositionen under mätperioden skall bli så rättvisande som möjligt. Uppskattade data markeras i databasen. Processen innebär en subjektiv bedömning, grundad på erfarenhet och eventuella protokollsanteckningar. Kriterier för "felaktigt" värde kan exempelvis vara:

- anmärkningar på fält- och analysprotokoll
- stor avvikel­se jämfört med resultat från kringliggande lokaler eller tidsperioder
- tidigare observerad samvariation med andra mätparametrar, eller lokaler, upphör plötsligt
- obalans mellan jonstyrka (konduktivitet) och mängden uppmätta joner
- obalans mellan uppmätta positiva och negativa joner
- stor avvikel­se från långtidsmedelvärdet

Vid tveksamheter gäller principen hellre fria än fälla och uppmätt värde får stå kvar.

Tabell 2.5 visar antal uppskattade värden på lokaler i mellersta Sverige med mätningar under hela det hydrologiska året från oktober 1995 till september 1996. Volym­suppskattningar anges specifikt eftersom dessa styr depositionen av samtliga ämnen den månaden.

Generellt finns flest uppskattningar på öppet fält eftersom det mestadels rör sig om endast en insamlare. I skogsytan kan provtagaren ofta redan i fält upptäcka eventuell fågel­spillning och i så fall utesluta det delprovet ur skogsytans sammelprov.

I Stockholms län finns förhållandevis många uppskattade värden. Befolkningstätheten är hög och problem med sabotage av olika slag har varit vanligare här än i andra län. De uppskattningar som gjorts på öppet fält i Sticklinge (A05 A) beror på förmodat sabotage med otillräcklig provvolym som följd i februari (24 ml, vilket inte räckte till alla analyser) samt fågelträck i maj och stulen utrustning i september. För öppet fält i Alby (A 21 A) gäller saknad utrustning i januari och omkullvält stolpe i april, medan krondropsutrustningen saboterades i juni. Fågelträck i juli är orsak till de uppskattningar som gjorts på öppet fält i Säbysjön (A24 A). Av okänd anledning var provet från öppet fält i Lämshaga (A 40 A) kraftigt förorenat med hög fosforhalt och värdena uppskattades. Krondropsprovet från juni innehöll urin och uppskattades. Detsamma gäller krondropsprov från Mjölsta (A 54 A) i maj. Krondropsytan vid Fiskartorpet har delvis utsatts för sabotage och kommer att flyttas till ett mindre frekventerat område. Inga uppskattade värden finns dock, eftersom provtagarna varit observanta och i förekommande fall uteslutit förorenade eller sönderskurna delprov för krondropp.

Extremt höga halter av flera ämnen förekom i maj och värdena uppskattades. Även senare under sommaren har höga värden noterats främst när det gäller pH, ammoniumkväve och kalium, vilket ofta förknippas med fågelspillning. Provtagarna har inte noterat spår vare sig av sabotörer eller fåglar. Däremot har omfattande sprängningsarbeten förekommit i närheten, vilket tidigare visat tydliga samband med ammoniumhalter i vattendrag (Höglund , 1997). De höga värdena från Fiskartorpet kvarstår därför utan uppskattningar.

I Åker i Södermanland uppskattades värden från öppet fält under sommaren eftersom halterna var orimligt höga. Likaså uppskattades orimligt höga värden på öppet fält i Råsjön i januari. Mars månads krondropsprov (4 ml) prov räckte av förklarliga skäl inte till alla analyser utan pH-värdet uppskattades. För övrigt har länets mätningar fungerat utan anmärkningar. I Östergötland finns något fler uppskattningar; ett öppet fält prov från Norrköping (E02 A) var förorenat av urin och resultaten uppskattades. Fågelspillning förekom på öppet fält på Omberg (E08 A) under juli och augusti. Inga mätningar genomfördes på lokalen i Linköping (E03 A) under juli och augusti. Mätningarna återupptogs dock i september och resultat för juli och augusti uppskattades för att få rimliga värden för det hydrologiska året. September månads krondropsprov från Skirsjön (E62 A) var förorenat av urin och resultaten uppskattades.

I Båtstad (S01 A) i norra Värmland noterades orimligt höga värden på öppet fält i oktober och värdena uppskattades. Detsamma gäller prov från öppet fält i Skived (S15 A) under november och april och flertalet värden uppskattades. De uppskattningar som gjorts i Örebro län på de två lokaler som har fullständigt mätår gäller krondropp från maj månad då osannolikt höga värden noterades både i Fjugesta och Karlskoga (T10 A, T11 A). Juni månads resultat från Finnbo i Västmanlands län (U01 A) uppskattades eftersom ordinarie prov var förorenat av fågelträck.

Värden som varit under detektionsgränsen är främst mangan på öppet fält och kväve i krondropp. De detektionsgränser som gäller är 0,015 mg/l för mangan, 0,002 mg/l för nitratkväve och 0,010 mg/l för ammoniumkväve.

Tabell 2.5 Antal uppskattade värden på provstationer i mellersta Sverige under det hydrologiska året 1995/96.

Provstation	Öppet fält			Kronddropp		
	Antal uppskattningar Volym	Antal <-värden Övrigt	Antal <-värden	Antal uppskattningar Volym	Antal <-värden Övrigt	Antal <-värden
A05 A	2	29	3	-	-	-
A21 A	3	10	2	1	10	-
A24 A	-	10	2	1	-	1
A35 A	-	-	3	-	-	1
A40 A	1	12	1	-	11	1
A44 A	-	8	3	-	-	-
A54 A	-	-	4	-	7	4
A90 A	-	-	4	-	-	-
A91 A	-	-	2	-	-	1
A93 A	-	10	4	-	-	-
D01 A	-	-	-	-	-	-
D05 A	-	-	1	-	1	1
D06 A	-	-	-	-	-	1
D50 A	-	-	-	-	-	-
D51 A	-	21	-	-	-	4
D52 A	-	6	-	-	-	3
E02 A	-	5	-	1	5	-
E03 A	2	10	-	3	16	-
E08 A	-	12	-	-	-	-
E10 A	-	-	-	-	-	-
E62 A	-	1	-	1	5	-
S01 A	-	5	1	-	4	-
S05 A	1	1	3	-	-	-
S15 A	-	19	3	-	-	3
S16 A	-	1	3	-	-	-
T10 A	-	-	1	-	6	-
T11 A	-	-	-	-	5	-
U 01 A	-	9	1	2	-	-
U02 A	-	-	3	-	-	-
U03 A	-	-	2	-	-	2
U04 A	-	-	3	-	-	4
U05 A	1	1	1	-	-	1
W90A	-	-	6	-	-	6
Summa	10	170	56	9	70	33
Totalt antal	396	3336	analysvärden	396	3336	analysvärden
% av totalt	3	5	2	2	2	1

3. Väderlek

Mest kännetecknande för det hydrologiska året oktober 1995 till september 1996 är små nederbördsmängder, vilket var mest markant under vintern. Som medelvärden för hela perioden var temperaturerna något under normalt för åren 1961-90.

Den aktuella vädersituationen under provperioden påverkar nedfallet av luftföroreningar och har därmed stor betydelse för utvärderingen av resultaten. Till exempel är våtdepositionen till stor del beroende av aktuell nederbördsmängd och intransport av föroreningar är till stor del beroende av aktuella vindar. Data från tio närbelägna SMHI-stationer används som referens till övervakningsprogrammets mätdata (SMHI, 1995 och 1996). Temperatur och nederbörd på dessa platser redovisas i tabell 3.1.

Det hydrologiska året från oktober 1995 till september 1996 inleddes med en som helhet mycket mild oktober, även om både början och slutet av månaden var förhållandevis kalla. November var kallare än normalt och karakteriserades i övrigt av flera snöoväder. Bland annat fick inre Svealand 1-2 dm nysnö i början av månaden. Även ostkusten drabbades med trafiksvårigheter i bland annat Stockholmsområdet som följd. Ett nytt lågtryck från England medförde storm och snöoväder och 25-60 cm snö i stora delar av norra Götaland i mitten av månaden. Tåg- flyg- och även stadstrafik fick ställas in och elförsörjningen drabbades av omfattande avbrott. December blev ännu kallare med extremt små nederbördsmängder. Till exempel noterades $-13,2^{\circ}\text{C}$ i Gustavsfors, vilket är den lägsta medeltemperatur som noterats under hela 1900-talet. Samtidigt var nederbördsmängderna på många håll de lägsta som rapporterats sedan mätningarna startade 1860. Extremt små nederbördsmängder noterades även senare under vintern; januari och mars. Februari bjöd på kallt vinterväder i hela området och i norra och östra Svealand var nederbördsmängderna små även denna månad. Vinterkylan kombinerat med den ringa nederbörden medförde bland annat ovanligt djup tjäle.

Aprilväder med omväxlande milda och kyliga perioder medförde överlag normal medeltemperatur för månaden. På vissa lokaler, södra Svealand, var nederbördsmängderna små. Maj var kallare än normalt och i mitten av månaden drabbades norra Dalarna, Härjedalen och de inre delarna av Gästrikland och Hälsingland av ett par decimeter snö. Juni och juli uppvisade överlag normala temperaturer och nederbördsmängder, med undantag för små nederbördsmängder i de ostligaste delarna av Svealand i juni. Med augusti kom högtryck och värme som gjorde augusti till årets varmaste månad. Samtidigt förekom skyfall och mycket stora variationer i nederbördsmängder mellan olika lokaler. Som exempel på detta kan nämnas så mycket som 135 mm nederbörd i Västerås-Hässlö medan Stockholm under samma period endast fick 10 mm nederbörd och ett kraftigt skyfall som drabbade Transtrand i västra Dalarna med hela 88 mm nederbörd på två timmar. Det hydrologiska året avslutades med en septembarmånad som bjöd på omväxlande sommar och höstväder samtidigt som nederbördsmängderna var små i norra Svealand.

Tabell 3.1 Temperatur (°C) och nederbörd (mm) under hydrologiska året 1995/96, jämfört med perioden 1961-90. Nederbörden är ej korrigerad för avdunstning och andra felkällor hos mätutrustningen. Data från SMHI.

Månad	Temperatur, °C		Nederbörd, mm		Temperatur, °C		Nederbörd, mm	
	95/96	61-90	95/96	61-90	95/96	61-90	95/96	61-90
	Sveg				Delsbo			
Oktober	6,0	3,1	40	44	7,4	4,6	38	49
November	-5,1	-4,2	24	44	-2,2	-1,4	27	54
December	-11,2	-8,8	5	41	-8,4	-5,7	3	48
Januari	-10,8	-10,5	11	34	-5,8	-7,8	7	40
Februari	-12,7	-9,0	21	26	-10,1	-6,6	7	30
Mars	-4,0	-4,0	10	30	-1,8	-2,4	11	33
April	2,3	1,3	30	37	3,4	2,5	*(24)	40
Maj	5,5	7,8	51	46	6,6	8,7	*(47)	43
Juni	12,1	12,8	69	64	13,3	14,0	*(73)	57
Juli	13,2	14,2	85	83	14,4	15,4	67	85
Augusti	15,4	12,5	76	71	16,1	13,7	39	80
September	7,1	7,9	14	66	8,8	9,1	18	62
Medeltemp	1,5	1,9			3,5	3,7	(361)	
Totalt nb			436	586				621
	Gustavsfors				Falun			
Oktober	7,2	4,5	52	65	7,4	5,2	41	53
November	-4,5	-1,7	34	62	-3,0	-0,7	27	55
December	-13,2	-6,5	9	47	-9,9	-5,5	10	41
Januari	-7,9	-7,8	9	42	-6,9	-7,3	8	41
Februari	-9,8	-7,2	17	29	-9,8	-6,7	9	28
Mars	-3,1	-2,6	6	35	-2,1	-2,1	9	32
April	3,1	2,8	29	39	4,0	3,1	20	38
Maj	6,6	9,3	62	48	7,2	9,8	72	45
Juni	12,8	14,0	55	68	14,3	14,7	42	58
Juli	13,4	15,1	47	80	14,6	16,0	74	76
Augusti	15,6	13,5	40	80	17,2	14,5	76	79
September	7,1	9,1	47	76	8,6	9,8	18	71
Medeltemp.	2,3	3,5			3,5	4,2		
Totalt nederb.			407	671			406	617
	Karlstad				Örebro			
Oktober	9,2	6,5	48	67	9,0	6,4	26	57
November	-0,4	1,2	24	71	-0,9	1,1	41	58
December	-7,2	-2,9	18	48	-6,4	-2,5	11	46
Januari	-5,0	-4,6	7	43	-5,2	-4,1	11	44
Februari	-7,2	-4,7	19	31	-7,3	-4,1	22	34
Mars	-0,9	-1,1	15	37	-0,8	-0,6	26	32
April	4,2	3,6	19	37	5,6	4,1	19	37
Maj	8,1	9,9	66	42	8,7	10,5	60	41
Juni	13,7	14,7	54	53	14,7	15,1	34	50
Juli	15,5	16,1	39	62	15,1	16,3	94	76
Augusti	18,2	14,9	56	73	17,9	15,0	23	66
September	10,0	10,9	72	70	9,2	10,7	74	72
Medeltemp.	4,9	5,4			5,0	5,7		
Totalt nederb.			437	634			441	613
	Västerås-Hässlö				Stockholm			
Oktober	9,3	6,9	21	48	9,7	7,5	34	50
November	-0,8	1,5	23	46	0,4	2,6	40	53
December	-7,2	-2,4	7	33	-4,2	-1,0	11	46
Januari	-5,0	-4,1	8	30	-3,2	-2,8	8	39
Februari	-8,0	-4,2	8	22	-6,1	-3,0	15	27
Mars	-1,4	-0,6	17	25	-0,6	0,1	28	26
April	5,3	4,2	7	28	6,5	4,6	8	30
Maj	8,2	10,5	50	32	8,9	10,7	50	30
Juni	14,8	15,3	53	46	15,2	15,6	20	45
Juli	15,6	16,6	88	66	16,1	17,2	69	72
Augusti	18,0	15,5	135	63	19,8	16,2	10	66
September	9,3	11,3	31	56	10,9	11,9	34	55
Medeltemp.	4,8	5,9			6,1	6,6		
Totalt nederb.			448	495			327	539

*Värde saknas, resultat från Edsbyn.

Tabell 3.1, forts.

Månad	Temperatur, °C		Nederbörd, mm		Temperatur, °C		Nederbörd, mm	
	95/96	61-90	95/96	61-90	95/96	61-90	95/96	61-90
	Malmslätt				Norrköping-Sörby			
Oktober	9,2	7,0	15	44	9,4	7,2	16	49
November	-0,3	2,0	47	46	0,2	2,2	45	49
December	-4,6	-1,6	11	39	-4,5	-1,6	9	42
Januari	-4,0	-3,2	15	35	-3,8	-3,1	9	35
Februari	-6,5	-3,4	22	24	-6,2	-3,3	22	26
Mars	-1,0	-0,2	14	29	-0,6	-0,1	12	28
April	5,8	4,5	15	31	6,0	4,5	12	32
Maj	7,9	10,5	47	38	8,4	10,8	51	36
Juni	14,0	15,0	36	45	14,7	15,2	49	50
Juli	14,2	16,2	95	66	14,9	16,5	75	64
Augusti	17,4	15,3	42	61	18,2	15,7	29	58
September	9,1	11,2	31	59	9,5	11,5	45	57
Medeltemp.	5,1	6,1			5,5	6,3		
Totalt nederb.			390	517			374	526

4. Resultat

4.1 Koncentration i nederbörd

Det genomsnittliga pH-värdet för Mellansverige var 4,7. Den suraste nederbörden noterades i Örebro och norra Stockholms län (strax under 4,5). De lägsta svavelhalterna (0,4 mg/l) har förekommit i norra Värmland och nordvästra Dalarna. Ungefär dubbelt så höga halter har förekommit på en lokal i Östergötlands län samt i Stockholmsområdet. De lägsta kvävehalterna har påträffats främst i norra Mellansverige. De högsta kvävehalterna har framför allt förekommit i östra Mellansverige, i synnerhet i Stockholmsområdet.

Figur 4.1-4.6 visar nederbördsmängd och volymvägd medelkoncentration i nederbörd (öppet fält) från samtliga lokaler i mellersta Sverige under perioden oktober 1995 till september 1996. Vid beräkning av volymvägd medelkoncentration divideras den totala depositionen av ett ämne med den totala nederbördsmängden. Detta gör att en stor mängd nederbörd med en viss koncentration av ett ämne under en enskild månad, påverkar den volymvägda medelkoncentrationen mer än om nederbördsmängden var liten.

Figur 4.1 visar att nederbördsmängderna som genomsnitt varit knappt 500 mm. Högst värden har noterats i Mellan Hurr i västra Värmland och lägst värden (cirka 400 mm) i Stockholms län.

I figur 4.2 har den volymvägda medelkoncentrationen av vätejoner räknats om till **pH-värden**. Ju högre koncentration av vätejoner, desto surare vatten och desto lägre pH. Figuren visar att pH-värdet som genomsnitt för mellersta Sverige detta år varit 4,7. Den suraste nederbörden har förekommit i Örebro och norra Stockholms län. Där har pH-värdet som genomsnitt varit strax under 4,5.

När det gäller **svavel** kan det anges både som SO_4-S och SO_4-S_{ex} . Med SO_4-S menas sulfatsvavel inklusive svavel från havssalter. SO_4-S_{ex} innebär "icke-marint" svavel, där svavel med ursprung i havssalter har räknats bort med hjälp av uppmätta kloridvärden samt normal relation mellan klorid och svavel i havssalt. Huvuddelen av detta "icke-marina" svavel kommer från antropogena källor, såsom förbränning av fossila bränslen. Utöver antropogena källor kan mindre svavelbidrag även komma från vulkanutbrott. I fortsättningen kommer termen antropogent svavel att användas för SO_4-S_{ex} . Orsaken till uppdelningen är den stora variationen av havssaltets bidrag till svavelnedfallet i olika delar av Sverige. Dessutom har svavel från havssalter inte samma försurande verkan som svavel från förbränning, eftersom det avges och transporteras från havet som neutralt salt, med ekvivalenta mängder av svavel och baskatjoner.

Halterna av antropogent svavel (SO_4-S_{ex}) har som genomsnitt varit 0,6 mg/l. De lägsta halterna (0,4 mg/l) har förekommit i norra Värmland och nordvästra Dalarna. Ungefär dubbelt så höga halter har förekommit i Kville nordväst Norrköping samt i Stockholmsområdet. Värdena är på samma nivå som året innan.

Figur 4.4 och 4.5 visar att koncentrationen av **nitratkväve** (NO_3-N) och **ammoniumkväve** (NH_4-N) varit på samma nivå och drygt 0,4 mg/l vardera. Detta är ungefär dubbelt så mycket som noterats under samma period i Norrland. Speciellt tycks kvävehalterna i nederbörd från Värmland ha varit högre under 1995/96 jämfört med året innan (Hallgren Larsson m. fl., 1996).

De lägsta halterna av kväve i mellersta Sverige har generellt påträffats i nordliga delar av Värmland, Dalarna och Västmanland, gränstrakterna mellan Södermanland och Västmanland samt på en lokal utanför Linköping i Östergötland. Höga ammoniumhalter har framför allt förekommit i nederbörd från Fiskartorpet i Stockholm, som är förhållandevis centralt belägen med hög trafiktäthet i området. Det är osäkert om det är de omfattande sprängningsarbetena som bedrivits i området eller någon form av förorening som orsakat de höga halterna (jämför avsnitt 2.5). Halterna av nitratkväve har också varit höga vid Fiskartorpet (0,56 mg/l som genomsnitt), vilket är väntat eftersom nitratkväve till stor del kommer från vägtrafik och andra källor i tätorter. Ammoniumkväve kommer till stor del från djurhållning och hantering av stallgödsel.

Koncentrationerna av **klorid** speglar en kombination av avstånd till havet och förekomst av saltförande vindar, eftersom nästan all klorid i nederbörd kommer från havssalt. Nederbördens kloridinhåll i mellersta Sverige var som genomsnitt 0,6 mg/l under året (figur 4.6). Högre värden (cirka 1 mg/l) förekom främst på kustnära lokaler i Stockholms län och i Mellan Hurr i västra Värmland. Även Fjugesta i Örebro län har haft förhållandevis höga kloridhalter både detta och tidigare år. Västlig intransport av havssalter över Väneren är en tänkbar orsak.

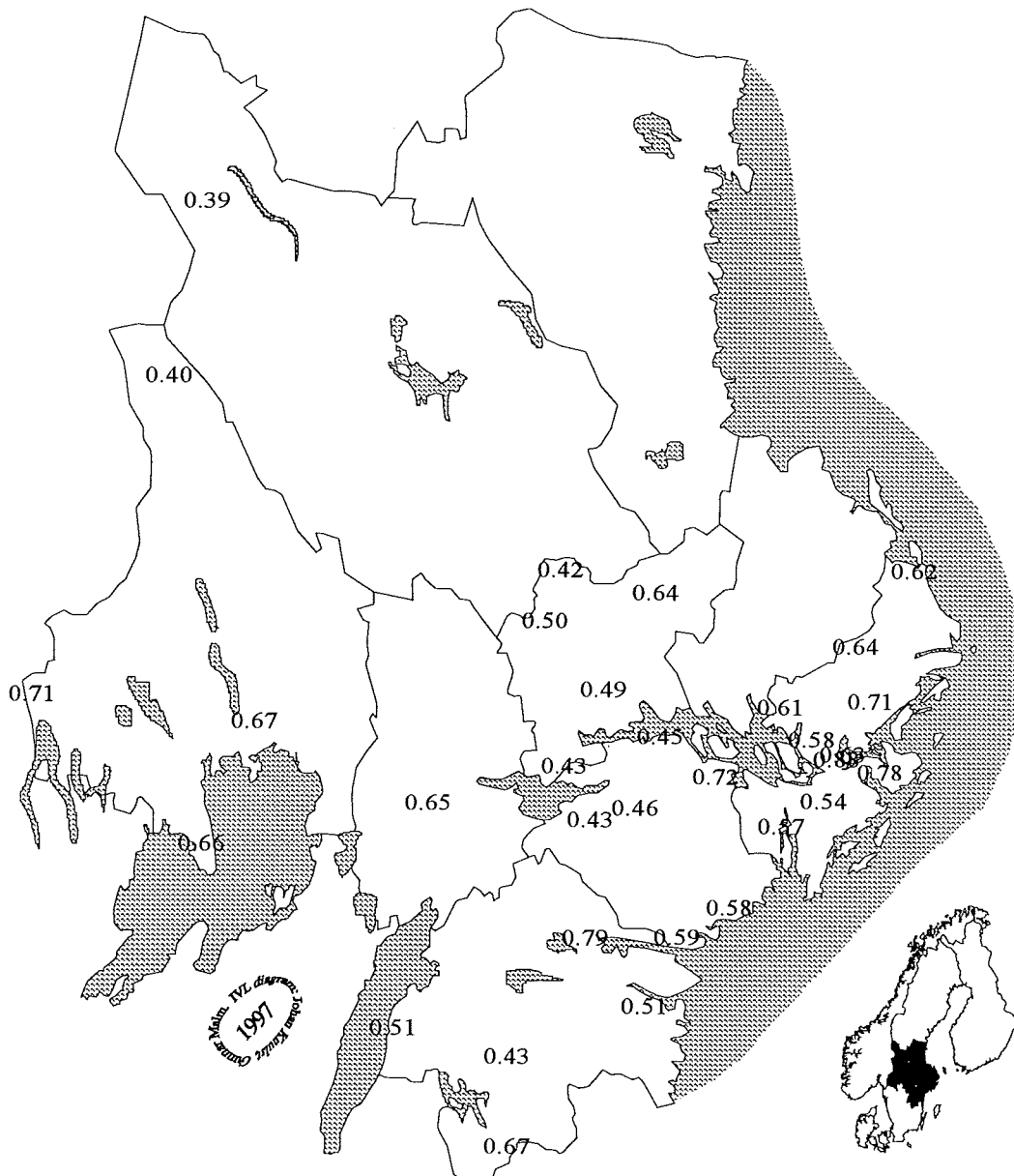
Kloridkoncentrationerna i nederbörd från öppna insamlare uppvisar i vissa fall betydande skillnader inom relativt korta avstånd. Detta kan bero på lokala avvikelser i dominerande vindriktningar samt exponering för nedfall av havssaltspartiklar i de ständigt öppna insamlarna. Nedfall av havssaltspartiklar är torrdeposition och ingår egentligen inte i nederbördens bidrag.

Figur 4.7-4.10 visar nederbördens genomsnittliga innehåll av baskatjoner, som har sitt ursprung i salter från havet, utsläpp främst från förbränningsprocesser samt ett diffust bidrag från uppvirvlade markpartiklar. Baskatjoner i nederbörd redovisas från de lokaler som har kompletta data för det hydrologiska året; Fulufjäll i Dalarna, samt lokalerna i Västmanlands och Stockholms län. Innehållet av **kalций** har som genomsnitt varit 0,3 mg/l, med högst halter i nederbörd från lokalerna i södra Stockholms län. Ett likartat mönster men betydligt lägre halter har noterats för **magnesium**.

Eftersom havssalter till största delen utgörs av natriumklorid följer nederbördens innehåll av **natrium** samma mönster som klorid. Riktigt låga halter av **kalium** har framför allt förekommit vid Fulufjäll i Dalarna, medan lokalerna i Stockholms län som regel haft betydligt högre värden. När det gäller **mangan** har halterna som genomsnitt varit under 0,01 mg/l på samtliga undersökta lokaler i mellersta Sverige.

SO₄-S ex (mg/l) på öppet fält okt 95 - sept 96

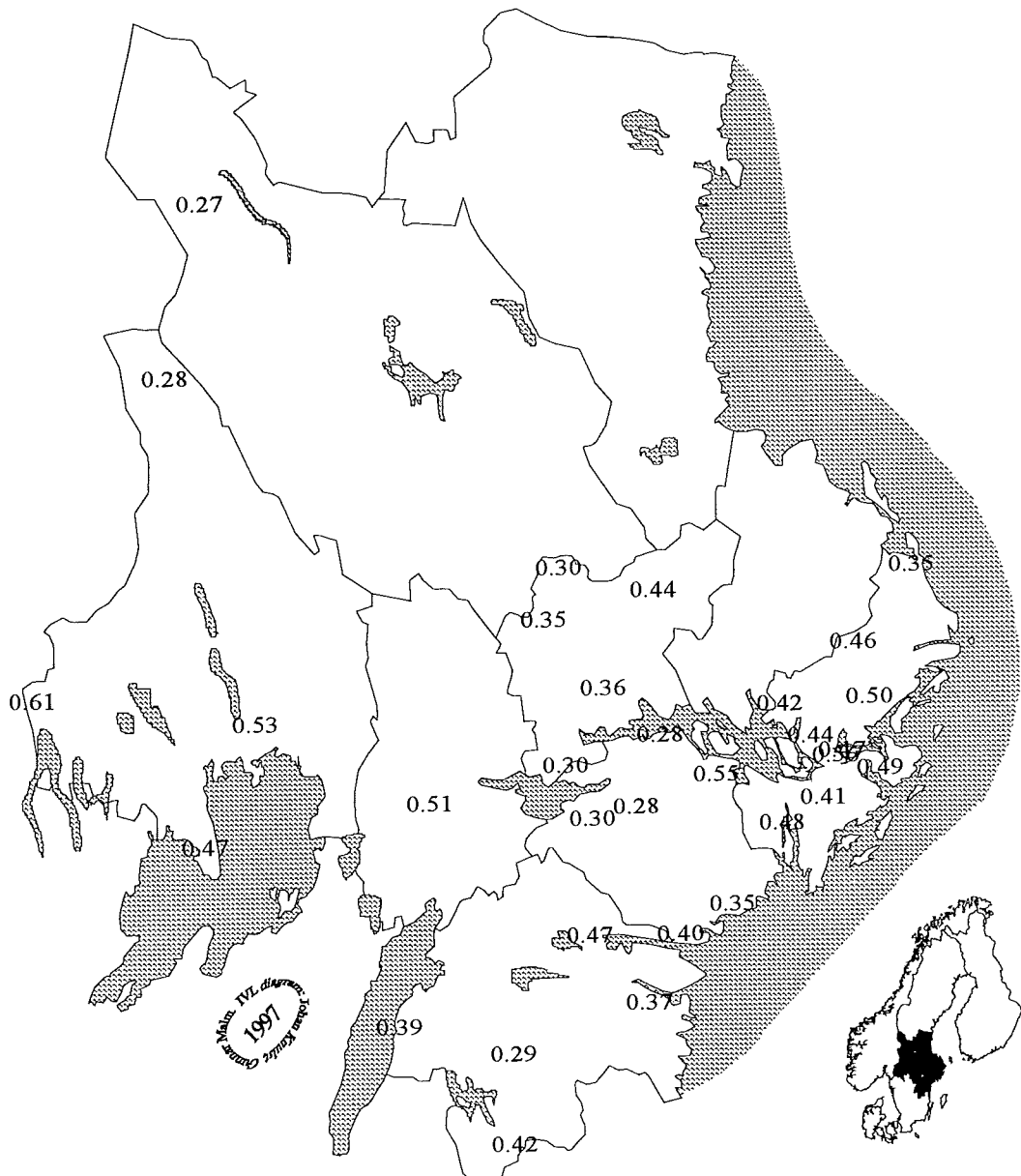
Medelvärde
på kartan
0.58



Figur 4.3 Volymvägda medelkoncentrationer av antropogent svavel i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

NO₃-N (mg/l) på öppet fält okt 95 - sept 96

Medelvärde
på kartan
0.41

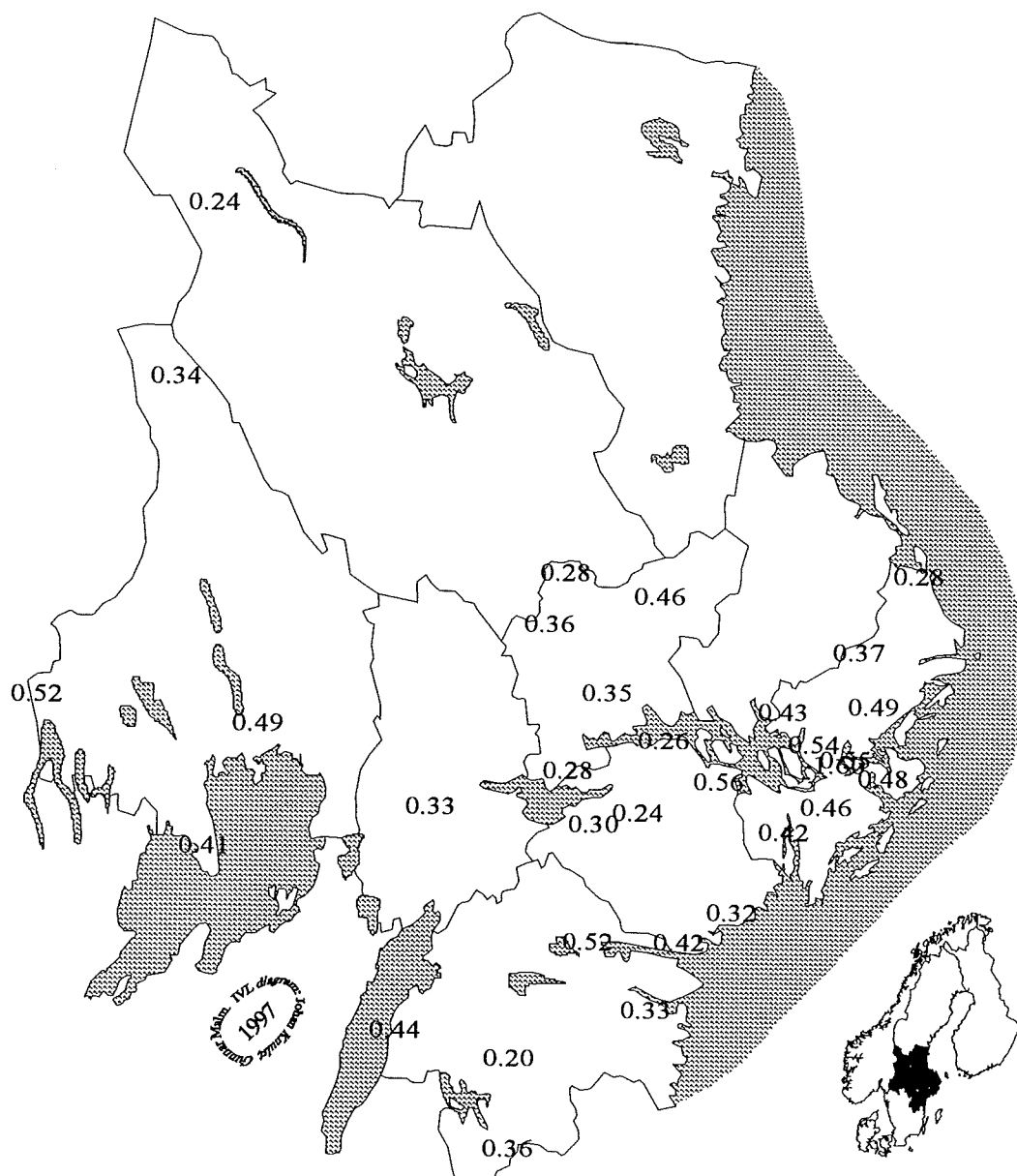


Figur 4.4 Volymvägda medelkoncentrationer av nitratkväve i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

(NH₄-N) mg/l
på öppet fält
okt 95 - sept 96

Medelvärdet
 på kartan

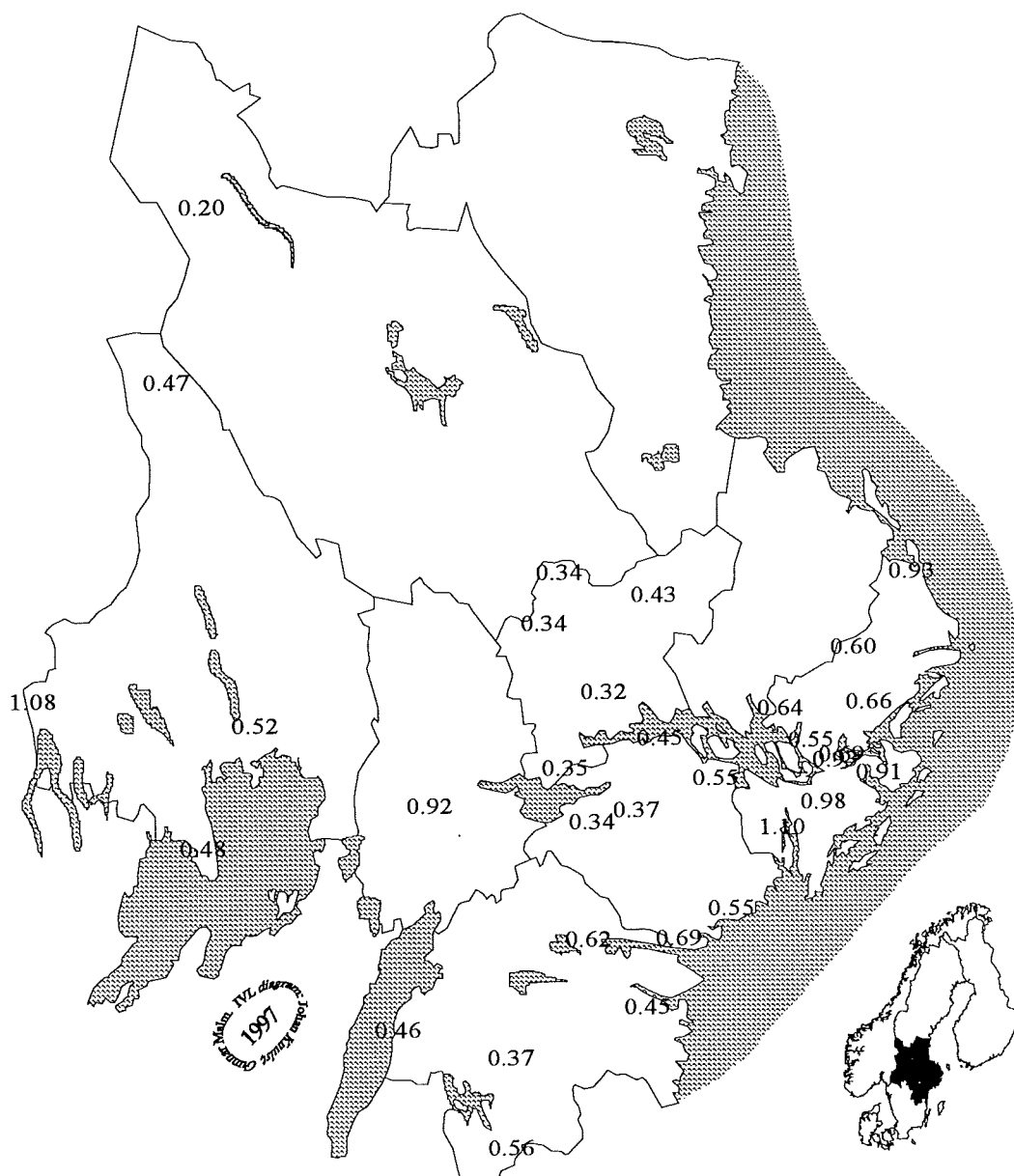
0.43



Figur 4.5 Volymvägda medelkoncentrationer av ammoniumkväve i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

Cl (mg/l) på öppet fält okt 95 - sept 96

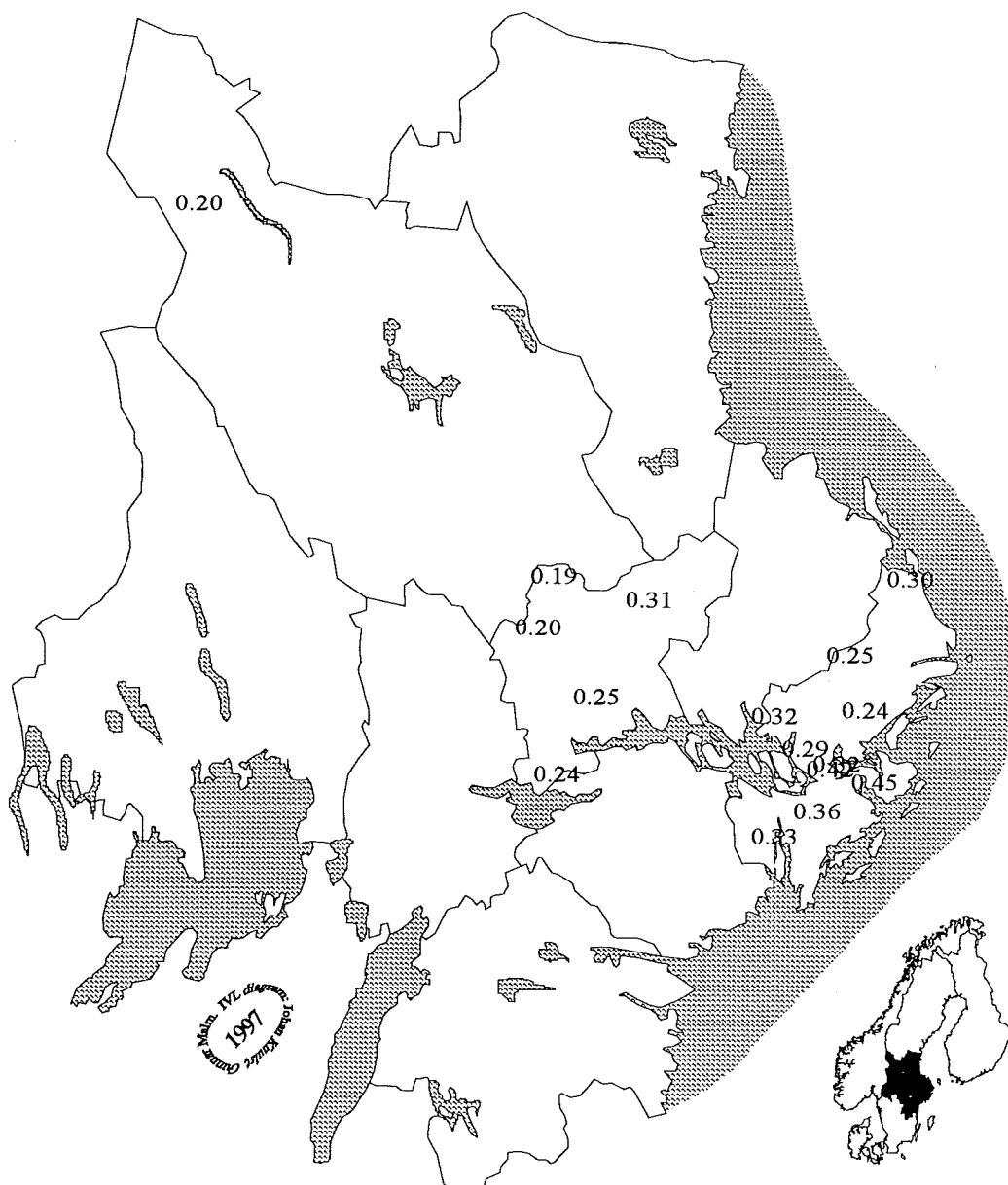
Medelvärdet
på kartan
0.59



Figur 4.6 Volymvägda medelkoncentrationer av klorid i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

Ca (mg/l) på öppet fält okt 95 - sept 96

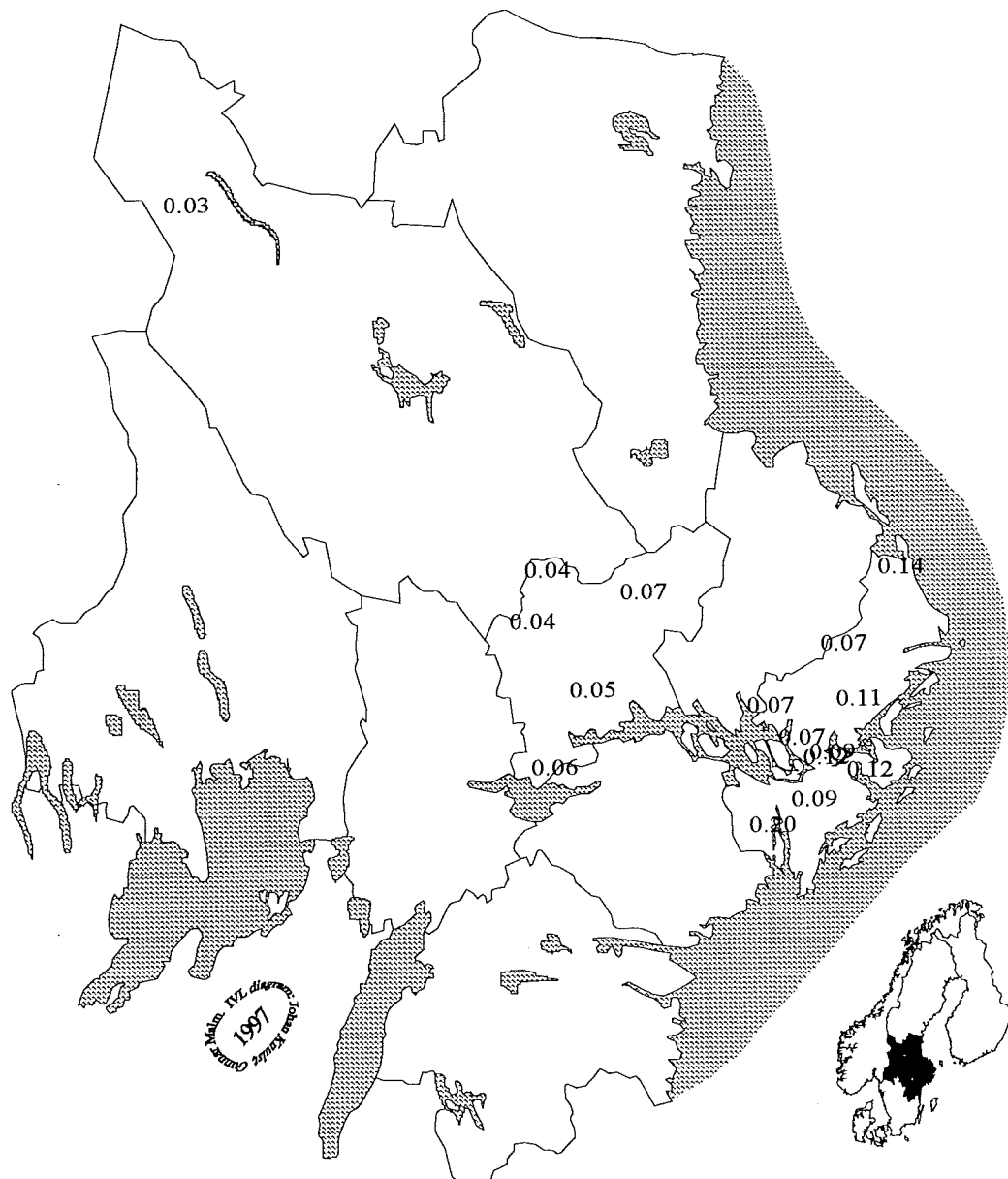
Medelvärdet
på kartan
0.29



Figur 4.7 Volymvägda medelkoncentrationer av kalcium i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

Mg (mg/l) på öppet fält okt 95 - sept 96

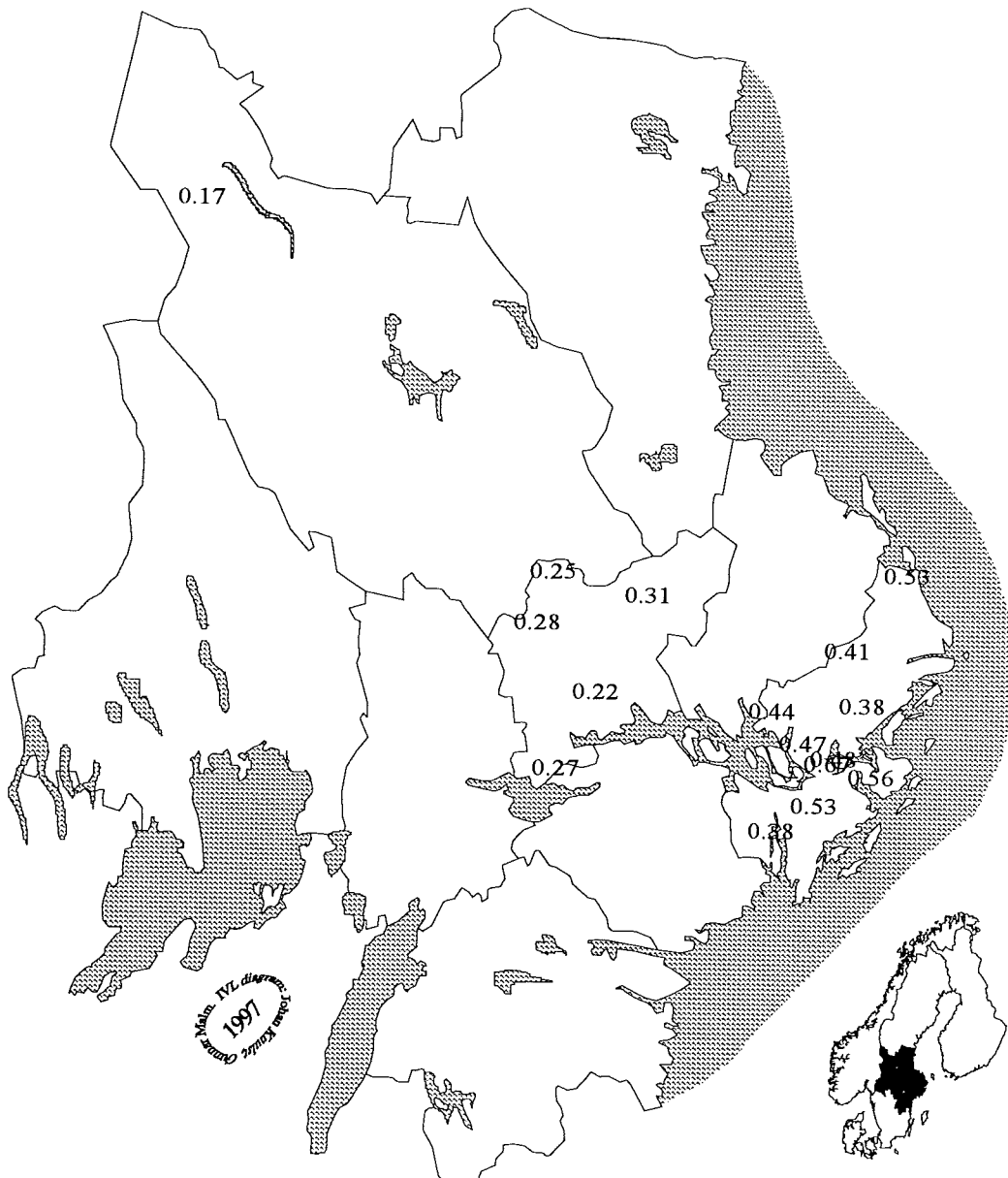
Medelvärde
på kartan
0.09



Figur 4.8 Volymvägda medelkoncentrationer av magnesium i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

Na (mg/l) på öppet fält okt 95 - sept 96

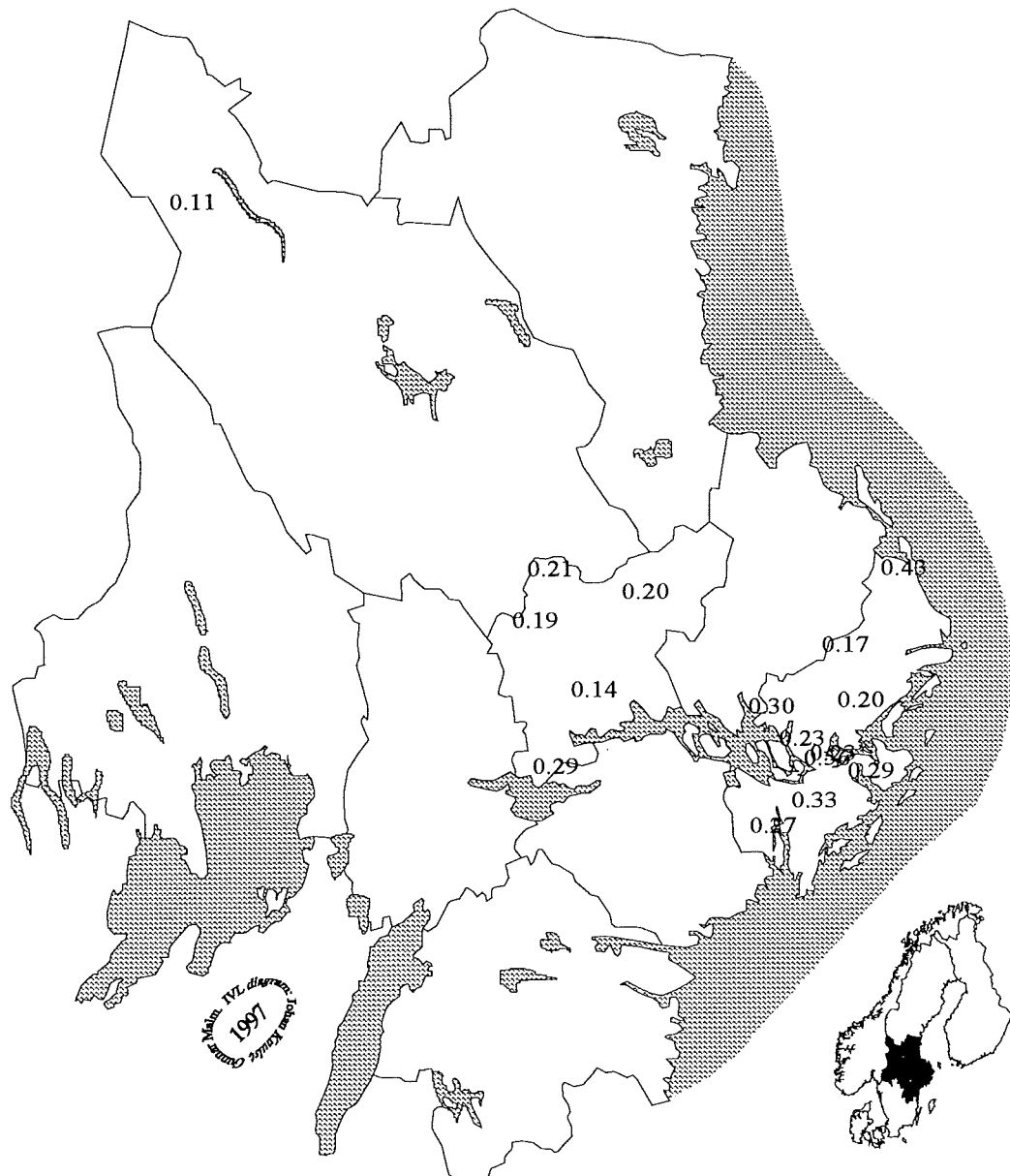
Medelvärdet
på kartan
0.40



Figur 4.9 Volymvägda medelkoncentrationer av natrium i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

K (mg/l) på öppet fält okt 95 - sept 96

Medelvärde
på kartan
0.26



Figur 4.10 Volymvägda medelkoncentrationer av kalium i nederbörd, hydrologiska året 1995/96.

4.2 Nedfall

Nedfallet av svavel var lägre detta år, jämfört med tidigare år. Starkt bidragande orsak är sannolikt små nederbördsmängder. Generellt sett har nedfallet varit ungefär dubbelt så stort jämfört med vad Naturvårdsverket angett som miljömål för Svealand; 2,5 kg per hektar och år. Även kvävenedfallet var mindre jämfört med tidigare år. Det totala nedfallet av kväve kan fortfarande beräknas vara större än miljömålet för Svealand (4 kg/ha och år) på samtliga lokaler utom Fulufjäll i Dalarna. Nedfallet av svavel och kväve visade liksom tidigare på en gradient med det högsta nedfallet i östra Mellansverige. Detta gäller även vätejoner, där beräknade värden visar att totaldeposition till skogsytona i Stockholms län var tre gånger så stor som våtdepositionen.

4.2.1 Uppmätta värden

Figur 4.11-4.16 visar depositionen på öppet fält och i kron dropp på samtliga lokaler i mellersta Sverige under perioden oktober 1995 till september 1996.

Nedfallet på öppet fält är till stor del beroende på aktuella nederbördsmängder, men påverkas också av de regionala haltvariationer som redovisats i avsnitt 4.1 ovan. Nedfallet via kron dropp beror, utöver nederbördens sammansättning, bland annat på trädslag, exponeringsgrad och mängden gaser, partiklar och aerosoler i luften. När det gäller trädslag är granskog i allmänhet ett effektivare filter för gaser, partiklar och aerosoler än vad tall- och lövskog är. Biomassan av barr och grenar är betydligt större hos gran än hos tall, vilket innebär att den filtrerande ytan blir större, eftersom granens grenar är tunnare och barren mindre. I lövskogen är den filtrerande ytan minst när träden är avlödade under vintern; en period som åtminstone i södra Sverige kännetecknas av betydande intransport och förhöjda halter av gaser och partiklar i luften. I skogsbryn och andra exponerade lägen, såsom höjder eller västsluttningar, är torrdepositionen i allmänhet större än i mer skyddade bestånd. Effekten av skogens filtrerande kapacitet och exponeringsgrad är större i södra Sverige, där mängden gaser, partiklar och aerosoler i luften som regel är större än i mellersta och norra Sverige.

Figur 4.11 visar att i runda tal 50-70% av **nederbörden** nådde marken som kron dropp i de undersökta ytorna. Resten fastnade i träd kronorna för att sedan avdunsta alternativt rinna ner längs träd stammarna. Denna stamavrinning är mindre i granskog än i tallskog, se stycket om svavel nedan. Andelen kron dropp kan variera bland annat beroende på skogens täthet, hur nederbörden faller (lite vid många tillfällen eller mycket vid ett fåtal tillfällen), temperatur etcetera.

Nedfallet av **vätejoner** var betydligt mindre än 1994/95 och som regel cirka 0,1 kg per hektar på öppet fält. Till följd av riklig nederbörd noterades den största våtdepositionen av vätejoner i västra Värmland. På samtliga lokaler i området västra delar var nedfallet större på öppet fält än i kron dropp (figur 4.12). Detta beror på att nederbörden vid passagen genom krontaket neutraliserats genom en jonbytesprocess i träd kronorna; positivt laddade vätejoner har tagits upp och andra positiva joner (baskatjoner) har avgivits. Denna neutralisering skyddar barrytorna mot frätskador, men minskar inte markförsurningen eftersom baskatjonerna tagits upp från marken där rötterna istället avgett vätejoner. Vidare innebär neutraliseringsprocessen att det faktiska nedfallet av vätejoner egentligen varit större än vad mätningarna direkt visar.

Jämförelse mellan våtdeposition och den beräknade totaldeposition av vätejoner till skogsytorna visar en regional skillnad: ^{a)}I Stockholms län var totaldepositionen under perioden tre gånger så stor som våtdepositionen, ^{b)}I Västmanlands län var totaldepositionen 50% större än våtdepositionen och ^{c)}i Fulufjäll i Dalarnas län var totaldepositionen endast 30% större än våtdepositionen. (Se tabell 4.1 under avsnitt 4.2.2.)

Nedfallet av **svavel** under 1995/96 har varit lägre detta år, jämfört med tidigare år. Starkt bidragande orsak är sannolikt små nederbördsmängder. Generellt sett har nedfallet varit ungefär dubbelt så stort jämfört med vad Naturvårdsverket angett som miljömål för Svealand; 2,5 kg per hektar och år. Figur 4.13 visar en gradient med högst värden på granytorna i Stockholms län (cirka 7 kg per hektar) och minskande nivåer längre in i landet. Det minsta nedfallet noterades vid Fulufjäll i nordvästra Dalarnas län, där nedfallet var 2,3 kg/ha. Till marken i tallytorna deponerades i allmänhet mindre svavel än till granytorna. Den mest belastade lokalen var Gladö (A44 A) i södra delarna av Stockholms län där 9,6 kg svavel deponerades per hektar skogsmark. På ytterligare fyra lokaler i Stockholms län var nedfallet större än 7 kg/ha; Lidingö (A05 A), Lämshaga (A40 A), Svulten (A90 A) och Fiskartorpet (A93 A). Störst nedfall i övriga län noterades vid Norrköping i Östergötland (E02 A) med 7,8 kg/ha, Råsjön i Södermanland (D52 A) med 6,7 kg/ha, Södra Averstad på Värmlandsnäs (S05 A) med 6,4, Godkärra i Västmanland (U02 A) med 5,4 kg/ha och Fjugesta i Örebro län (T11 A) där 3,9 kg svavel deponerades per hektar skogsmark.

På två av de tre tallytorna har mätningarna visat mindre deposition av svavel i skogen än på öppet fält. På en av dessa hade vi kompletterande insamlare under 1992/93. Dessa provtogs och analyserades parallellt med ordinarie prov och med samma resultat som ordinarie insamlare. Orsaken till lägre svaveldeposition i skogsmarken i dessa ytor jämfört med på öppet fält är oklar men indikerar främst tre saker;

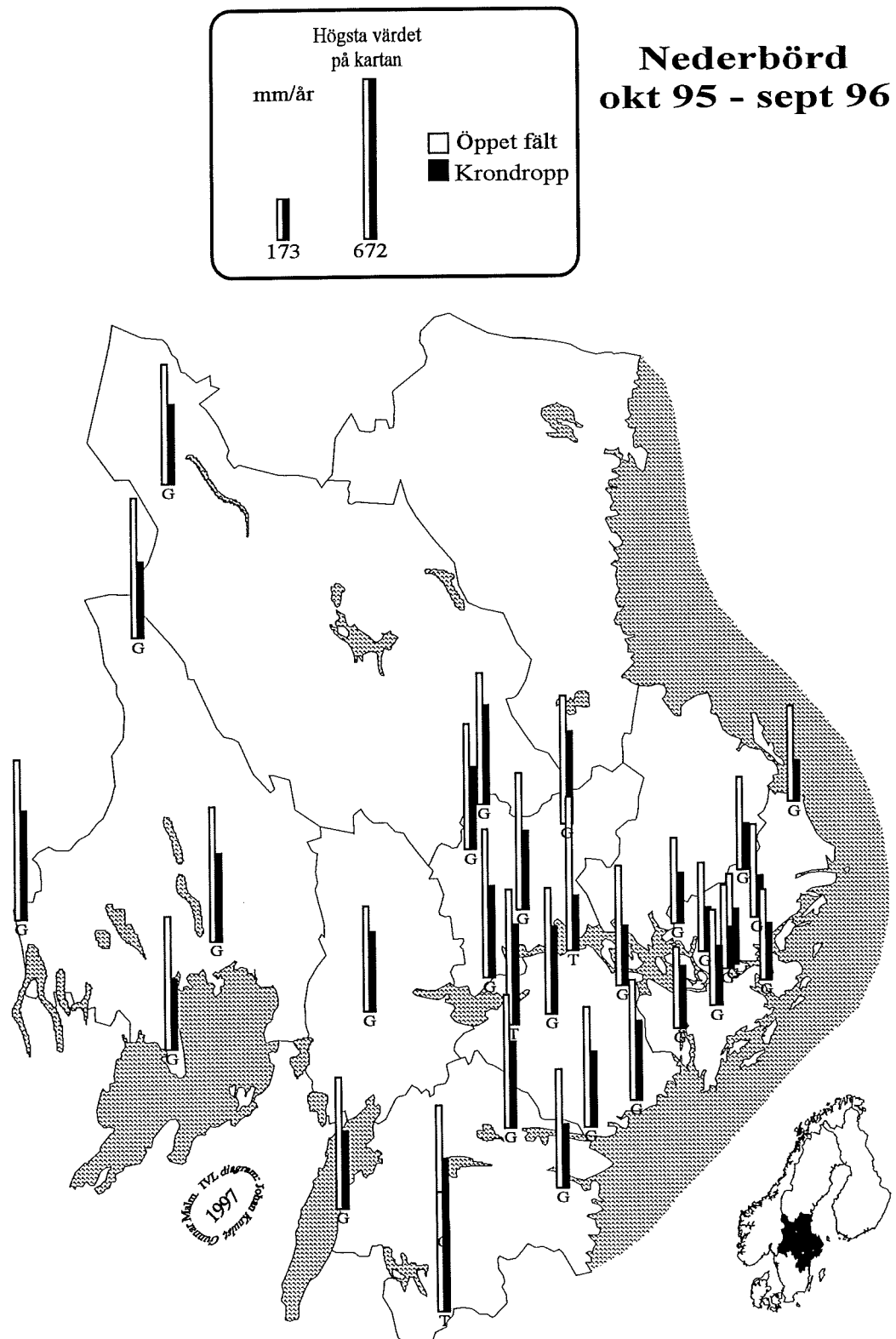
- torrdepositionen av svavel var måttlig.
- träden har ett visst behov av svavel. Troligtvis kan träden ta upp och metabolisera i storleksordningen 1 kg svavel per hektar och år (Hällgren, 1992).
- Stamavrinningen är större i tallskog än i granskog. När det gäller granskog har depositionen via stamavrinning varierat beroende på ämne, men varit under 10% för samtliga undersökta ämnen (Ivens, 1990). För tallskog har depositionen via stamavrinning, uppmätt i täta bestånd, visat sig vara större än 10% av den totala depositionen när det gäller svavel, nitratkväve, kalcium, magnesium och kalium (Alcock & Morton, 1980). Större procentuell deposition via stamavrinning i tallskog jämfört med i granskog gäller sannolikt generellt, men den kan variera beroende på olika bestånds grenstruktur. Det innebär också att en större andel av de torra partiklar som fastnar på grenar och stammar i tallskog fastnar i barken eller rinner ner längs stammen utan att nå krondroppssinsamlarna. Resultaten blir att krondroppsmätningarna visar lägre deposition än faktiska förhållanden, men effekten blir förhållandevis större i tallskog.

Nedfallet av **kväve** redovisas i figur 4.14-4.16. Notera att det är olika skalor i alla figurer. På så gott som samtliga lokaler i Värmland, Dalarna, Örebro, Västmanland och Södermanlands län var nedfallet av kväve mindre till skogsmarken än på öppet fält. Detta visar ett betydande upptag av kväve redan i trädkronorna. Det kväve som tas upp i trädkronorna kan antingen användas för trädets tillväxt eller för påväxt av alger och lavar på trädens barr och grenar. På samma sätt som för svavel kan naturligtvis en viss del fastna på barr, grenar och lavar och deponeras i samband med förfall. Undantaget från det generella mönstret i dessa län är främst Södra Averstad på Värmlandsnäs (S05 A).

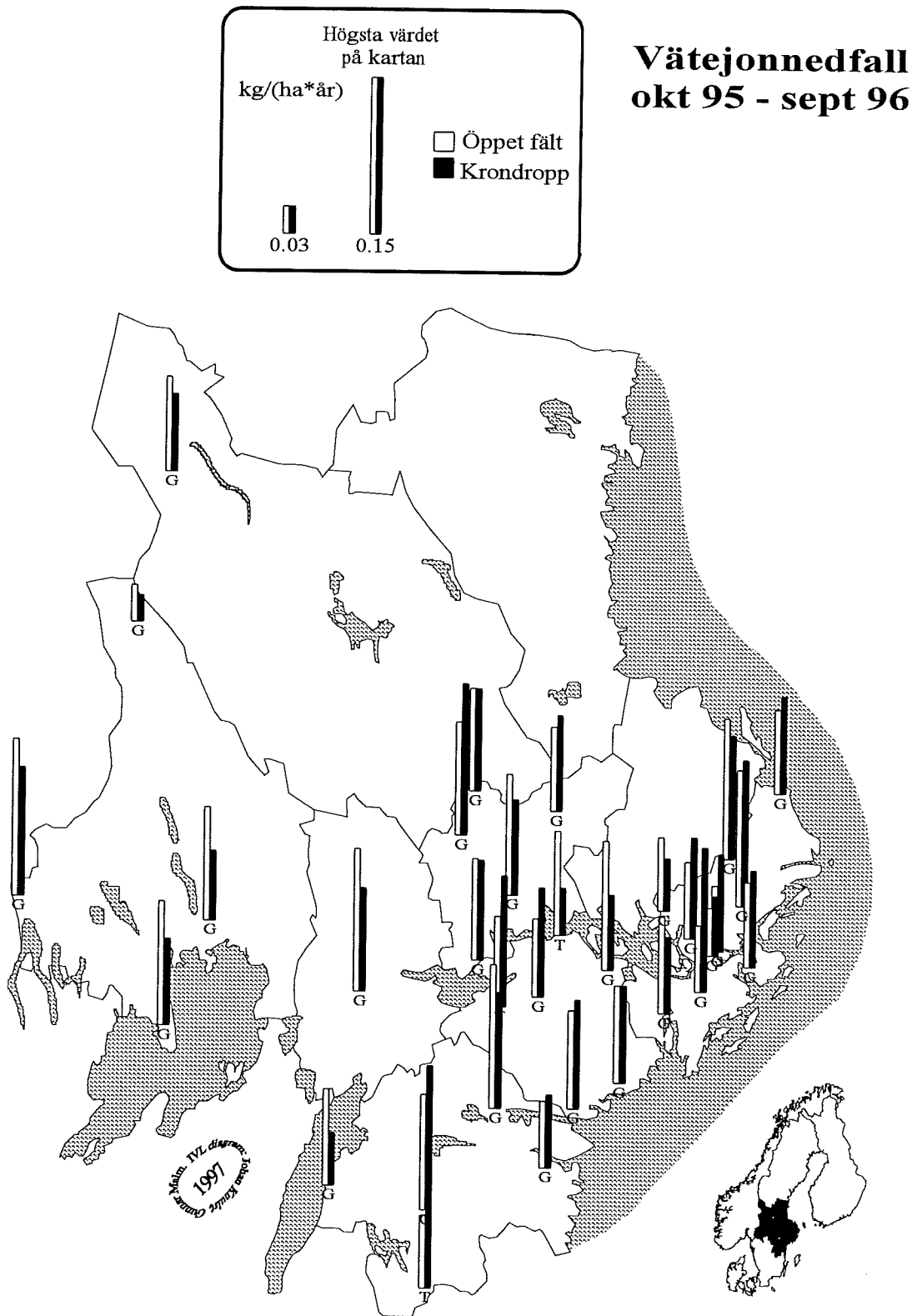
Lokalen ligger som "första utpost" efter en stor öppet yta där föroreningar kan transporteras relativt fritt. Kvävenedfallet på denna lokal, mätt som summan av nitratkväve och ammoniumkväve i krondropp, var närmare 7 kg/ha, vilket är i nivå med de mest kvävebelastade lokalerna i Stockholms län; Lidingö (A05 A), Lämshaga (A40 A) och Fiskartorp (A93 A).

På samma sätt som för svavel var kvävenedfallet mindre under 1995/96 jämfört med tidigare år, vilket till stor del sannolikt förklaras av små nederbördsmängder. Det totala nedfallet av kväve kan dock fortfarande beräknas vara större än miljömålet för Svealand (4 kg/ha och år) på så gott som samtliga lokaler utom Fulufjäll i Dalarna.

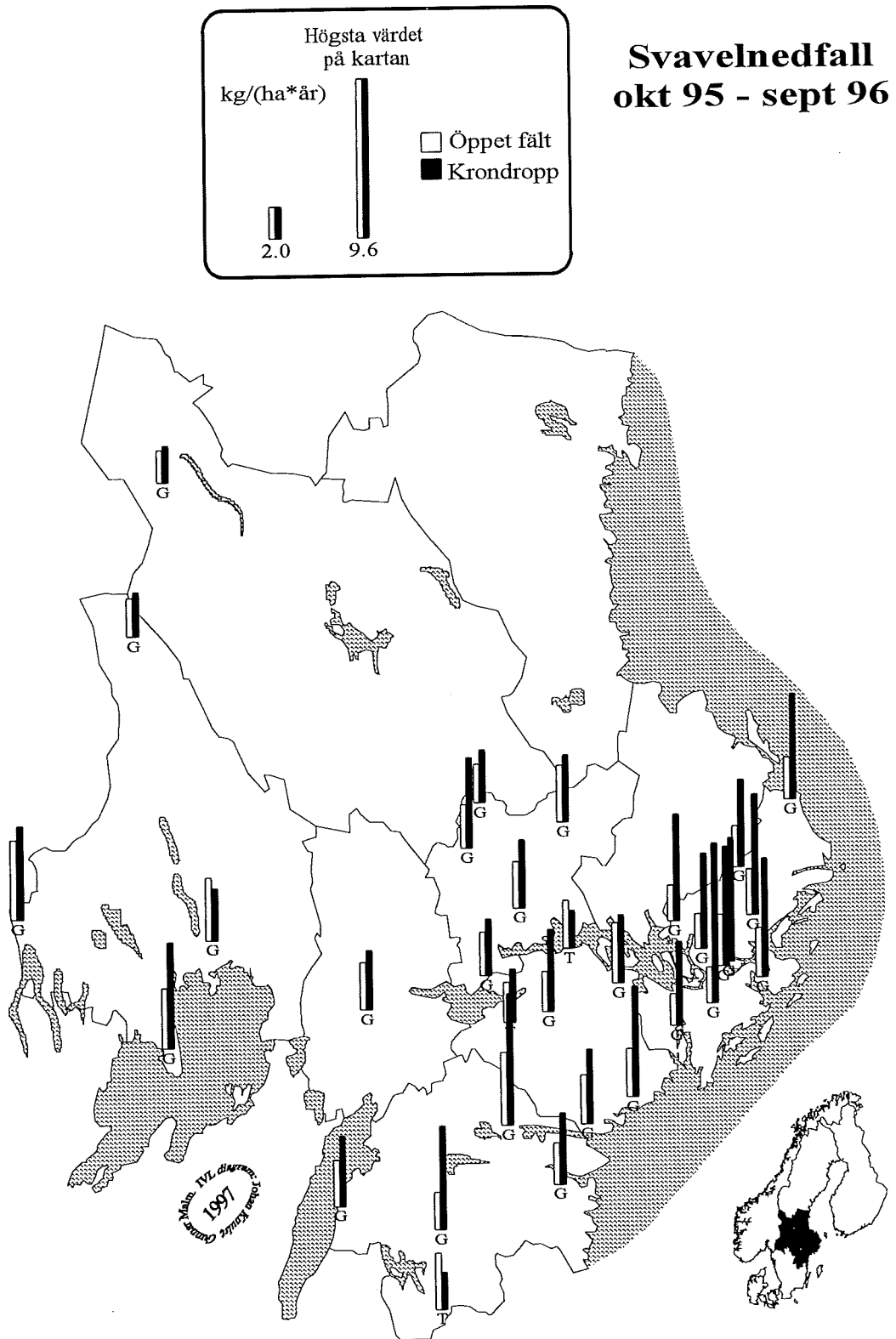
Nedfallet av **klorid** varierar avsevärt mellan olika perioder och områden beroende på närhet till havet och vindar under den aktuella tiden. Figur 4.17 illustrerar att nedfallet till skogsmarken under det hydrologiska året 1995/96 varierade mellan 3,5 kg/ha i Fulufjäll i nordvästra Dalarna till 20 kg per hektar i Södra Averstad på Värmlandsnäs, som ligger exponerat för saltförande vindar från västkusten. Västlig intransport av havssalter indikeras också på lokalen i Mellan Hurr i västra Värmland (S16 A) genom förhöjd koncentration i nederbörden och stor deposition av klorid till skogsmarken (drygt 10 kg/ha). För övrigt har den största kloriddepositionen förekommit i Stockholms län; knappt 9 kg som genomsnitt för samtliga lokaler.



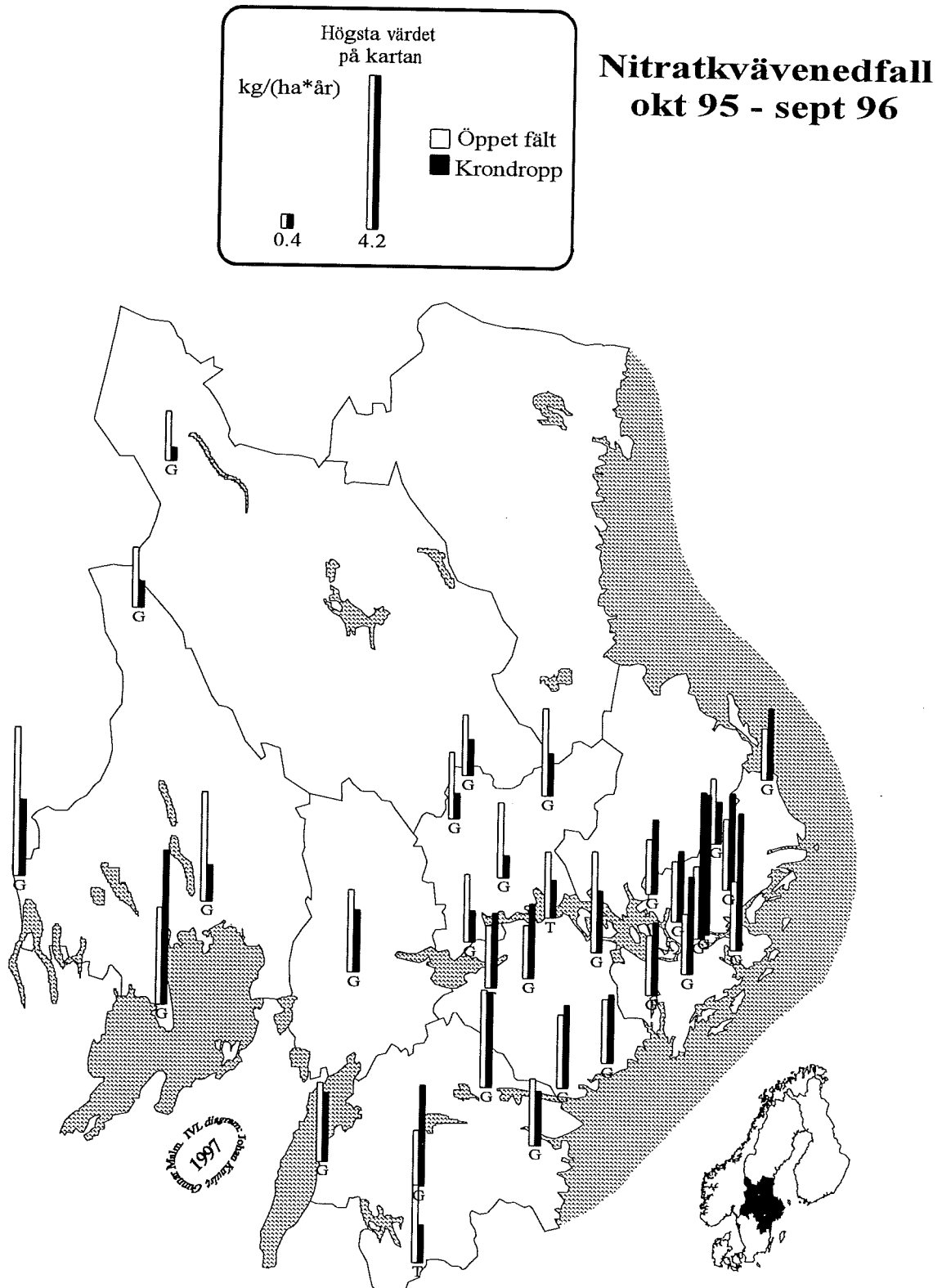
Figur 4.11 Nederbörd på öppet fält och i skogsytor (krondropp), hydrologiska året 1995/96.



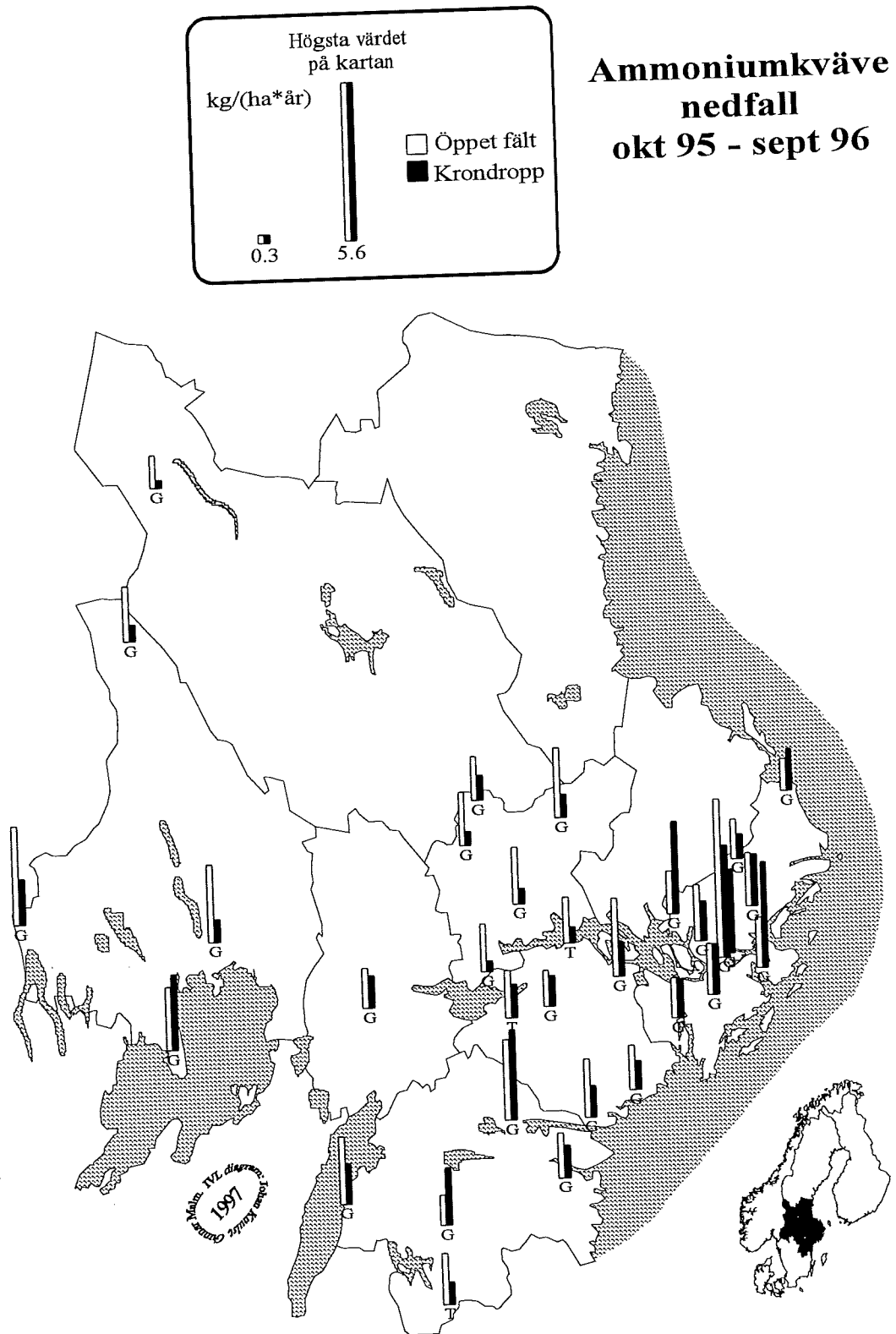
Figur 4.12 Nedfall av vätejoner på öppet fält och i skogsytor (krondropp), hydrologiska året 1995/96.



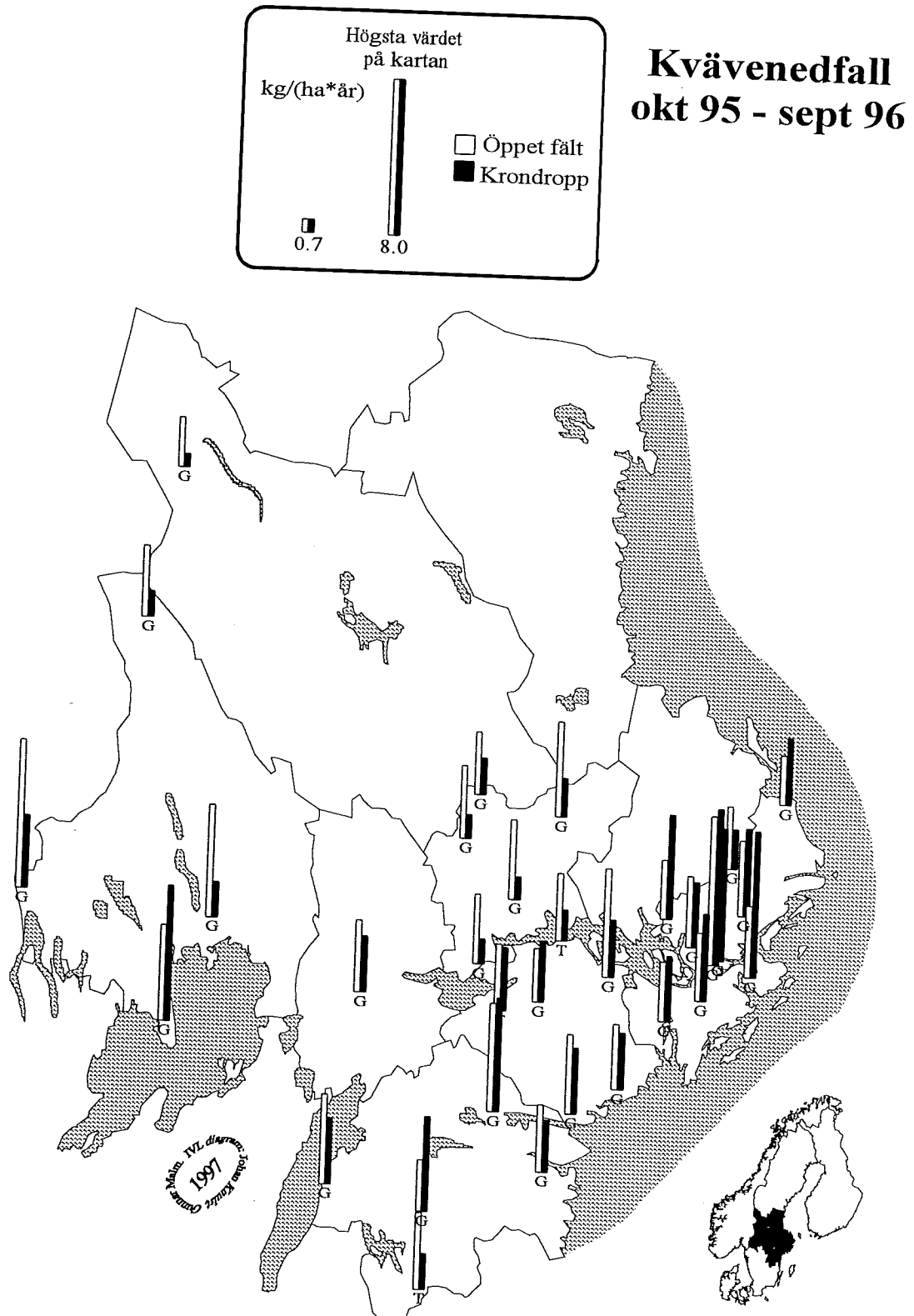
Figur 4.13 Nedfall av antropogent svavel på öppet fält och i skogsytor (krondropp), hydrologiska året 1995/96.



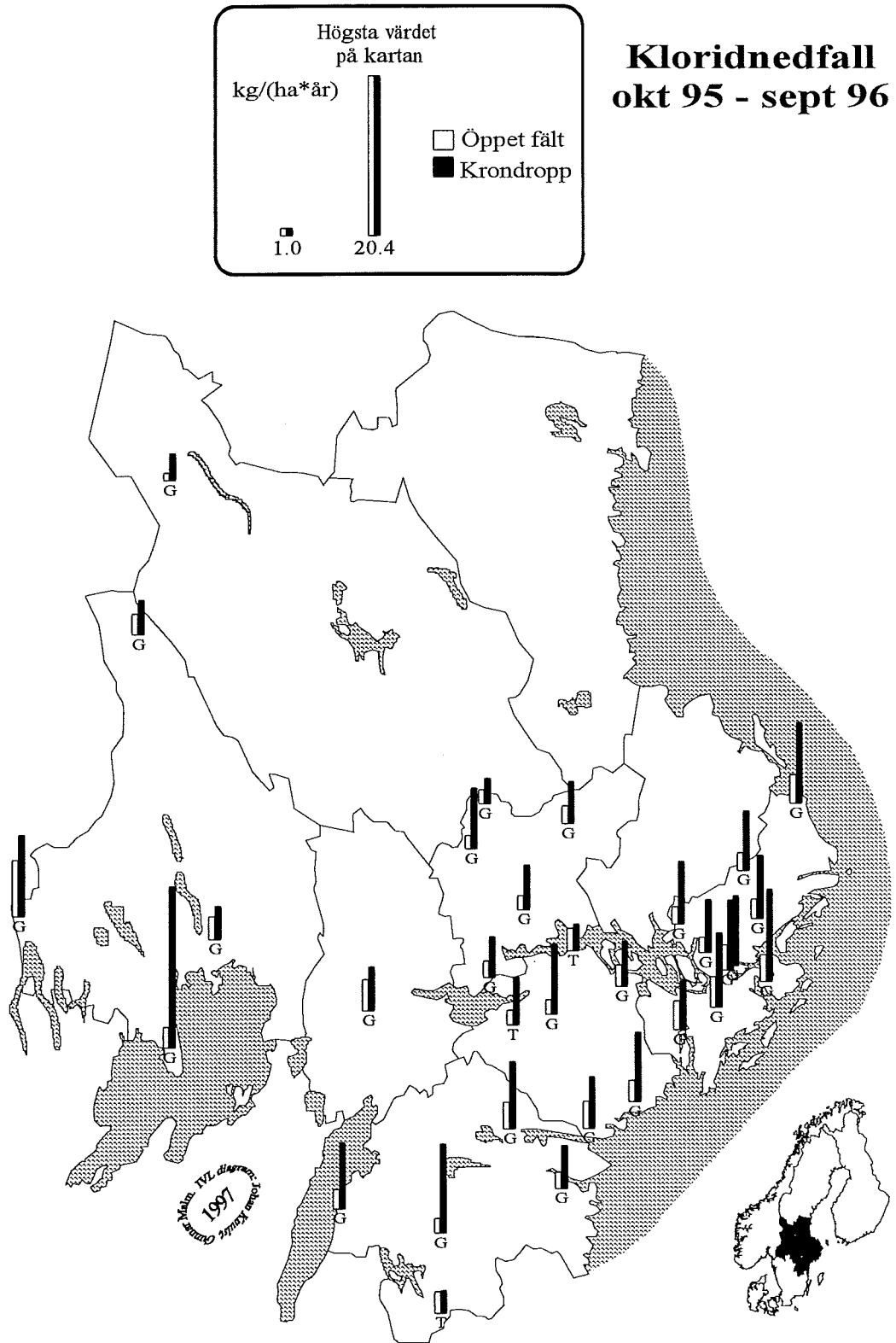
Figur 4.14 Nedfall av nitratkväve på öppet fält och i skogsytor (kronndropp), hydrologiska året 1995/96.



Figur 4.15 Nedfall av ammoniumkväve på öppet fält och i skogsytor (krondropp), hydrologiska året 1995/96.



Figur 4.16 Nedfall av kväve, räknat som summa nitratkväve och ammoniumkväve, på öppet fält och i skogsytor (kronddropp), hydrologiska året 1995/96.



Figur 4.17 Nedfall av klorid på öppet fält och i skogsytor (krondropp), hydrologiska året 1995/96.

4.2.2 Beräknade värden - vätejoner och baskatjoner

Grundorsaken till de flesta försurningsproblem som uppstår i mark och vatten är att markens förråd av utbytbara baskatjoner utarmas, när nedfall av starka syror från atmosfären urlakar jordarna. Två processer motverkar denna utarmning av förrådet av baskatjoner.

- vittring
- atmosfäriskt nedfall av baskatjoner.

I samband med nedbrytning av organiskt material bildas humussyror och andra naturliga syror som angriper och sönderdelar mineraler i marken. Denna process kallas för kemisk vittring. Processen innebär att vätejoner från syrorna frigör hårt bundna baskatjoner, såsom kalcium, magnesium och kalium i marken. De frigjorda baskatjonerna binds till markens negativt laddade kolloider och bidrar till det utbytbara förrådet av positiva joner i marken som är tillgängligt för växtrötterna. Baskatjoner är viktiga näringsämnen för växtligheten och när trädet tar upp en positivt laddad kaliumjon avges en annan positivt laddad jon, oftast en vätejon, eftersom det hela tiden måste råda balans mellan positiva och negativa joner i trädet. Dessa båda processer innebär en naturlig försurning av marken, i och med att mängden vätejoner i marken ökar på bekostnad av mängden basiska ämnen.

Mängden baskatjoner, och hur hårt dessa är bundna i marken, varierar mellan olika jordar. Stora delar av Sverige täcks av silikathaltiga bergarter som granit och gnejs. Dessa är förhållandevis resistent mot kemisk vittring, vilket innebär att vittringskapaciteten är låg i jordar dominerade av dessa bergarter. Vittringskapaciteten i marken har i sin tur avgörande betydelse för den kritiska belastningsgränsen för svavel, eller hur stort syrabidrag ekosystemet kan tåla utan att ta skada på sikt. Generellt anses den kritiska belastningsgränsen för svavel i Sverige vara mellan 2,5 och 3 kg svavel¹ per hektar och år.

Den kritiska belastningsgränsen påverkas också av hur mycket baskatjoner som förs till eller från ekosystemet på annat sätt. På magra jordar med liten vittringskapacitet kan atmosfäriskt nedfall av baskatjoner svara för en betydande del av den totala tillförseln av baskatjoner. Rationellt skogsbruk medför å andra sidan bortförsel av dessa ämnen, i synnerhet om hela trädet utnyttjas.

Nedfallet av baskatjoner på öppet fält består huvudsakligen av våtdeposition. För havssaltsrelaterat nedfall, främst natrium kan även en viss del torrdeposition ingå. När det gäller nedfallet till skogsmarken, som mäts genom krondroppsmätningar, är det för vissa ämnen påverkat av trädens interna cirkulation eller upptag. För natrium, som inte i någon större omfattning interncirkuleras eller tas upp i trädkronorna, ger krondroppsmätningarna en god bild av det totala nedfallet till skogsmarken. För övriga, speciellt kalium, kan nedfallet till marken (krondropp) till stor del utgöras av interncirkulation.

IVL har arbetat fram en metod för att beräkna den totala depositionen av baskatjoner med hjälp av depositions-mätningar på öppet fält och i skogsytor (Westling m. fl., 1995). Metoden grundar sig i princip på antagandet att sulfat- och natriumjoner passerar träd-kronorna utan att tas upp eller interncirkuleras, vilket innebär att totaldepositionen av dessa ämnen antas vara lika med uppmätt deposition via krondropp.

¹ SO₄-S ex

Totaldeposition av kväve och vätejoner beräknas genom att uppskatta torrdepositionens omfattning i området och addera denna till uppmätt våtdeposition. För övriga ämnen (kalcium, magnesium, kalium och mangan) adderas havssaltsandelen uträknad från natrium i krondropp. För resterande del antas jonerna förekomma i samma proportioner på öppet fält som i totaldeposition. Efter det att totaldepositionen beräknats kan interncirkulationen (netto) beräknas som skillnad mellan krondropp och totaldeposition. Resultat från denna typ av beräkningar för data från mellersta Sverige framgår av tabell 4.1.

Tabell 4.1 visar i huvudsak tre kategorier av ämnen:

- (i) totaldeposition är större än deposition via krondropp. När det gäller **vätejoner** var totaldepositionen cirka 30% större än vad krondroppsmätningarna visat på den måttligt belastade lokalen i Fulufjäll i Dalarna. I Västmanlands län var skillnaden större; cirka 50% större totaldeposition. Störst skillnad noterades i Stockholms län där beräkningarna visar tre gånger så hög totaldeposition jämfört med vad krondroppsmätningarna visat.
- (ii) totaldeposition är lika stor som deposition via krondropp. För **natrium** visar tabellen samma värden för krondropp som för totaldeposition, vilket är en av metodens grundprinciper. Nedfallet av havssalter var generellt sett litet i mellersta Sverige under 1995/96. Tabellen visar dock att nedfallet var nästan tre gånger så stort på Stockholms läns lokaler jämfört med i Fulufjäll i nordvästra Dalarna; 3,6 jämfört med 1,3 kg/ha. Som jämförelse kan nämnas att motsvarande värde för sju lokaler i Göteborgs och Bohus län under 1994/95 var 41 kg/ha.
- (iii) totaldeposition är mindre än deposition via krondropp. **Kalcium, magnesium, kalium** och **mangan** interncirkuleras i träden och deltar i den jonbytesprocess, där träden tar upp vätejoner och avger baskatjoner, som tidigare beskrivits i avsnitt 4.2.1. Framför allt gäller detta kalium och mangan, där den relativa skillnaden mellan krondroppsvärden och totaldeposition är betydligt större än för kalcium och magnesium. Interncirkulationen av kalium var som genomsnitt 12 kg/ha på de undersökta lokalerna i Stockholms län vilket är 2 kg lägre än närmast föregående år. Liknande gäller Västmanlands och Dalarnas län där periodens interncirkulation beräknats till 9 respektive 8 kg/ha. Sett till hela landet stiger läckaget av kalium och mangan från trädskronorna med ökad barrbiomassa och skogstillväxt, men det finns avvikande lokaler. Läckaget av kalcium från trädskronan samvarierar främst med nedfallet av sva-
vel (Westling m. fl., 1995).

Tabell 4.1 Nedfall av baskatjoner och vätejoner i kg per hektar, perioden oktober 1995 till september 1996. Uppmätta värden för nedfall på öppet fält (ÖF) och krondropp (KD) samt beräknade värden för totaldeposition (TotD).

Lokal	Typ	Nedfall i kg/ha					
		H ⁺	Ca	Mg	Na	K	Mn
A05 A Sticklinge	ÖF	0,07	1,2	0,3	1,8	0,9	0,03
	KD	0,10	7,4	1,9	3,4	14,1	0,62
	TotD	0,29	4,3	0,9	3,4	3,1	0,11
A21 A Alby	ÖF	0,07	1,2	0,3	1,6	1,1	0,03
	KD	0,05	5,6	1,5	3,6	15,2	0,46
	TotD	0,27	2,3	0,6	3,6	1,9	0,06
A24 A Säbysjön	ÖF	0,08	1,1	0,2	1,7	0,9	0,03
	KD	0,10	5,2	1,3	2,8	12,7	0,79
	TotD	0,25	2,6	0,4	2,8	2,0	0,08
A35 A Farstanäs	ÖF	0,10	1,1	0,7	1,3	0,9	0,03
	KD	0,08	4,4	1,5	2,4	12,9	0,33
	TotD	0,26	1,8	0,8	2,4	1,3	0,04
A40 A Lämshaga	ÖF	0,08	1,7	0,4	2,2	1,1	0,03
	KD	0,10	6,5	1,9	5,4	17,1	0,41
	TotD	0,28	3,9	1,1	5,4	2,3	0,08
A44 A Gladö	ÖF	0,07	1,5	0,4	2,1	1,3	0,03
	KD	0,14	7,9	1,8	3,4	16,2	1,50
	TotD	0,40	4,2	0,8	3,4	2,8	0,10
A54 A Mjölsta	ÖF	0,14	1,0	0,3	1,6	0,7	0,03
	KD	0,12	5,6	1,5	3,2	13,3	0,69
	TotD	0,29	1,8	0,5	3,2	1,2	0,06
A90 A Svulten	ÖF	0,13	1,0	0,4	1,5	0,8	0,03
	KD	0,14	5,7	1,5	3,4	13,5	1,13
	TotD	0,36	2,6	0,8	3,4	2,0	0,07
A91 A Bergboö	ÖF	0,08	1,2	0,6	2,2	1,7	0,04
	KD	0,10	5,3	1,5	4,6	17,6	0,37
	TotD	0,28	2,7	1,1	4,6	3,3	0,10
A 93 A Fiskartorpet	ÖF	0,05	1,5	0,4	2,3	2,0	0,03
	KD	0,06	5,2	1,3	4,1	12,0	0,42
	TotD	0,22	2,0	0,7	4,1	2,6	0,03
A län Medelvärde	ÖF	0,09	1,2	0,4	1,8	1,1	0,03
	KD	0,10	5,9	1,6	3,6	14,5	0,67
	TotD	0,29	2,8	0,8	3,6	2,2	0,07

Tabell 4.1, forts.

Lokal	Typ	Nedfall i kg/ha					
		H ⁺	Ca	Mg	Na	K	Mn
U0 1 A Finnbo	ÖF	0,08	1,7	0,4	1,6	1,1	0,06
	KD	0,09	3,5	1,2	2,3	10,4	0,69
	TotD	0,12	2,1	0,5	2,3	1,3	0,07
U02 A Godkärra	ÖF	0,11	1,0	0,2	1,5	1,0	0,05
	KD	0,15	3,8	1,3	2,9	14,1	1,48
	TotD	0,26	1,8	0,4	2,9	1,8	0,08
U03 A Vretbacken	ÖF	0,12	1,4	0,3	1,2	0,8	0,06
	KD	0,09	3,1	1,1	2,0	12,8	1,00
	TotD	0,20	1,8	0,4	2,0	1,1	0,07
U04 A Kvisterhult	ÖF	0,10	1,5	0,4	1,7	1,8	0,05
	KD	0,10	2,6	0,9	2,0	10,1	0,85
	TotD	0,15	1,9	0,4	2,0	2,2	0,05
U05 A Karsbo	ÖF	0,10	1,0	0,3	1,4	1,2	0,07
	KD	0,10	1,9	0,7	1,4	7,9	0,45
	TotD	0,15	1,3	0,3	1,4	1,5	0,09
U län Medelvärde	ÖF	0,10	1,3	0,3	1,5	1,2	0,06
	KD	0,11	3,0	1,1	2,1	11,0	0,89
	TotD	0,17	1,8	0,4	2,1	1,6	0,07
W09 A Fulufjäll	ÖF	0,09	1,0	0,2	0,9	0,5	0,04
	KD	0,08	1,8	0,6	1,3	8,6	0,42
	TotD	0,11	1,4	0,2	1,3	0,7	0,05

4.3 Förändring av nedfall

Nedfallet av undersökta ämnena var generellt sett lägre 1995/96 jämfört med närmast föregående år. Den främsta orsaken antas vara små nederbörds mängder.

Figur 4.18-4.23 visar hur nederbörds mängd samt nedfall av svavel, kväve, klorid och vätejoner varierat på öppet fält och i olika skogsytter sedan mätningarna startade inom varje län. Staplarna visar också ett medelvärde från de lokaler som haft mätningar under hela perioden på öppet fält, granskog eller tallskog i respektive län. Stationer som inte varit med under hela tidsperioden har uteslutits för att få ett bättre mått på verklig tidsutveckling än om enstaka lokaler kommit till eller avslutats. Det bör poängteras att staplarna gäller förhållanden på de undersökta lokalerna.

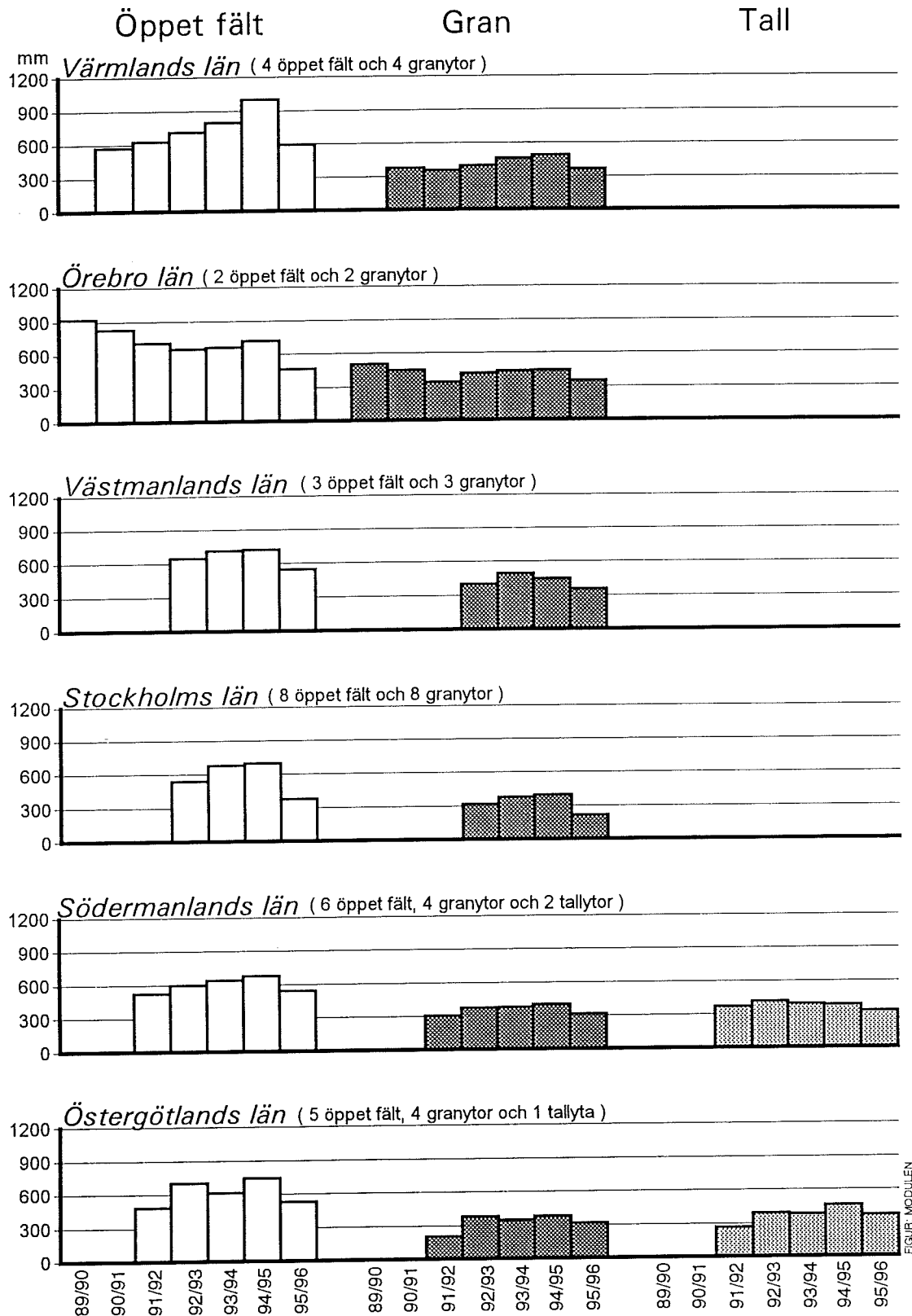
Figur 4.18 visar små **nederbörds mängder** under 1995/96, till exempel 600 mm som genomsnitt för fyra lokaler i Värmland detta år jämfört med 1000 mm nederbörd året innan. Nedfallet av svavel och kväve på öppet fält har inte ökat i motsvarande grad, vilket innebär att nederbördens koncentrationer av dessa ämnen minskat. Samtidigt noterades högre **pH-värden** vilket resulterat i att våtdepositionen av **vätejoner** endast varit hälften så stort under 1995/96 jämfört med året innan (figur 4.19-20).

Nedfallet av **svavel** har varit mindre under 1995/96 jämfört med åren innan. Till stor del antas detta bero på nederbörds mängderna som varit små, speciellt under vintertid när torrdepositionen ofta är som störst. Figur 4.21 visar generellt störst svavelbelastning i Stockholms län, där medelvärdet från åtta granytor var 7 kg/ha. I Södermanlands och Östergötlands län var nedfallet av svavel generellt något lägre; mellan 5 och 6 kg/ha under 1995/96. Minst svavel deponerades till skogsmarken på lokalen i Fulufjäll, Dalarnas län, där periodens svaveldeposition var 2,3 kg/ha. Detta är den enda lokal i mellersta Sverige där periodens nedfall varit mindre än Naturvårdsverkets miljömål på 2,5 kg svavel per hektar och år.

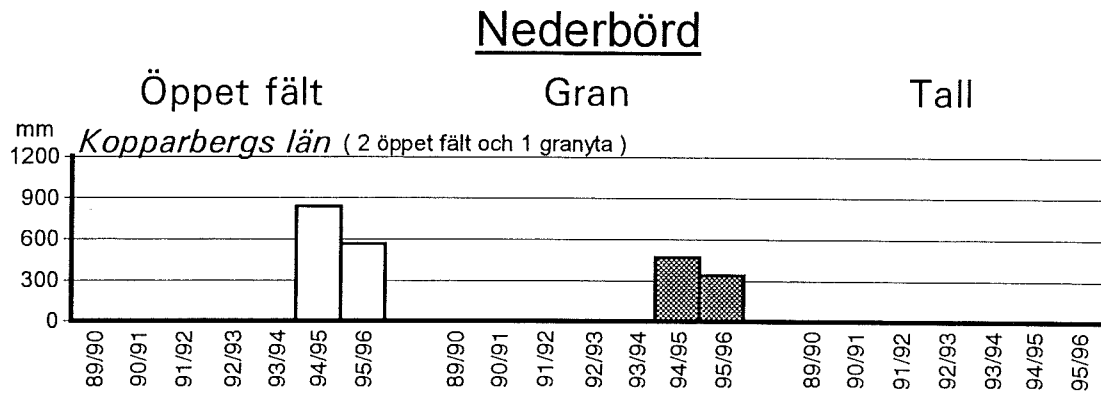
Våtdepositionen av **kväve** var betydligt mindre under 1995/96 jämfört med året innan (figur 4.22). Detta beror på de små nederbörds mängderna, eftersom halterna av kväve som redovisats i avsnitt 4.1 snarare var högre under 1995/96 än året innan. Deposition via krondropp har som regel varit mindre än våtdeposition på öppet fält beroende på ett omfattande upptag av kväve i trädskronorna. Undantag är län i öster där mätningarna från Stockholms och Östergötlands län visar lika stor eller större deposition via krondropp, vilket indikerar generellt större kvävebelastning där. Naturvårdsverkets rekommendation för maximal kvävebelastning i Svealand på 4 kg per hektar och år (NV, 1993) överskreds sannolikt på samtliga lokaler utom i Fulufjäll i Dalarna. Götaland beräknas tåla något större kvävedeposition, 5 kg per hektar och år, vilket var den ungefärliga nivån för lokalerna i Östergötlands län.

Figur 4.23 visar att nedfallet av **klorid** under året varit mellan 3,5 kg/ha i på en lokal i nordvästra Dalarna till cirka 10 kg/ha som genomsnitt för 16 lokaler i Värmlands, Stockholms och Östergötlands län.

Nederbörd



Figur 4.18 Årsmedelvärden av nederbördsmängder (mm) på provlokaler med öppet fält, gran- eller tallskog i sju län i mellersta Sverige.



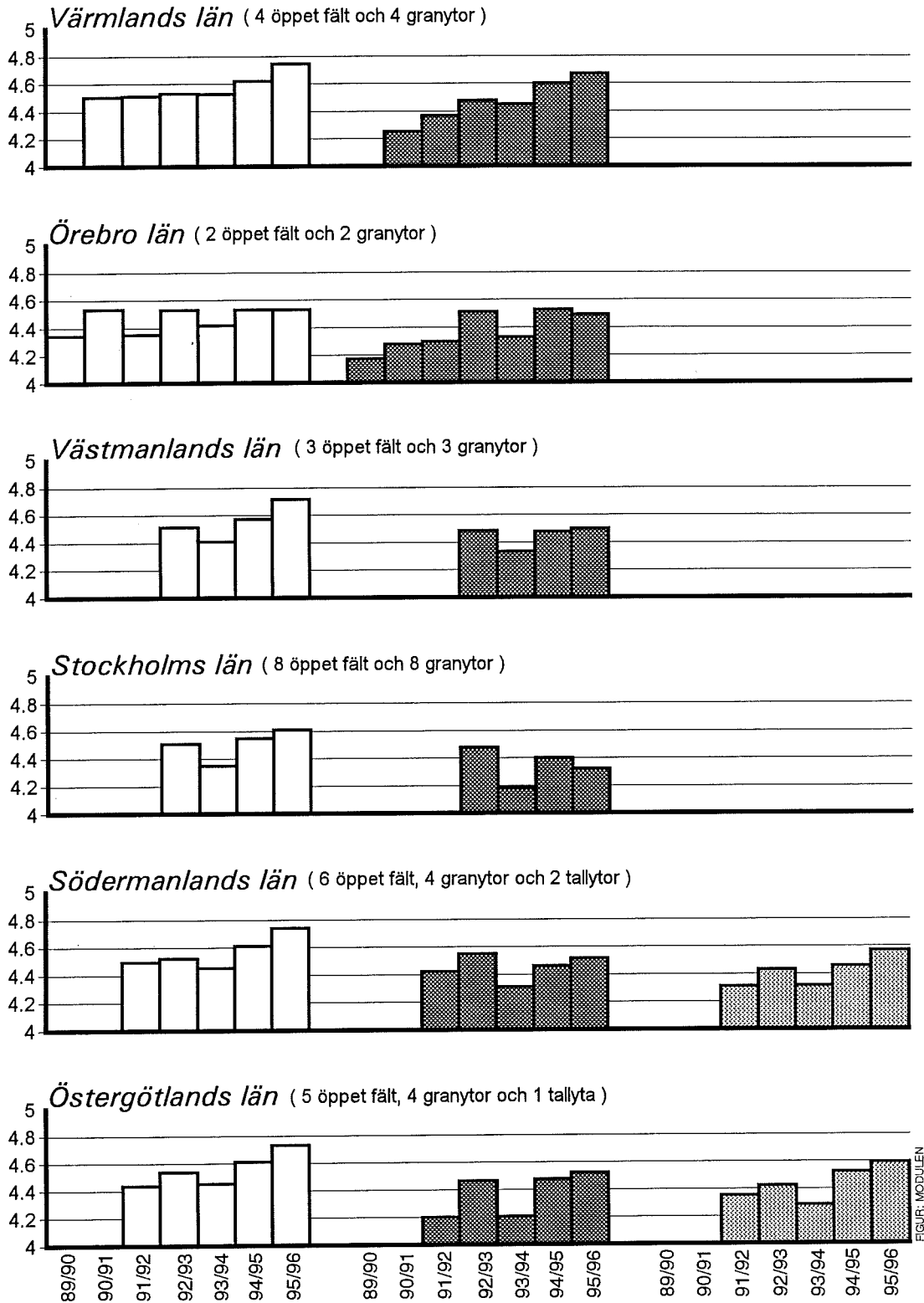
Figur 4.18 forts.

pH

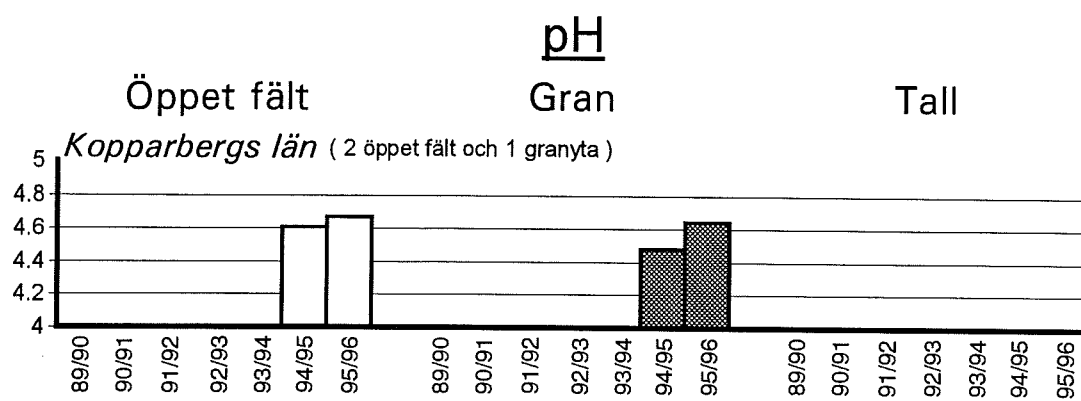
Öppet fält

Gran

Tall

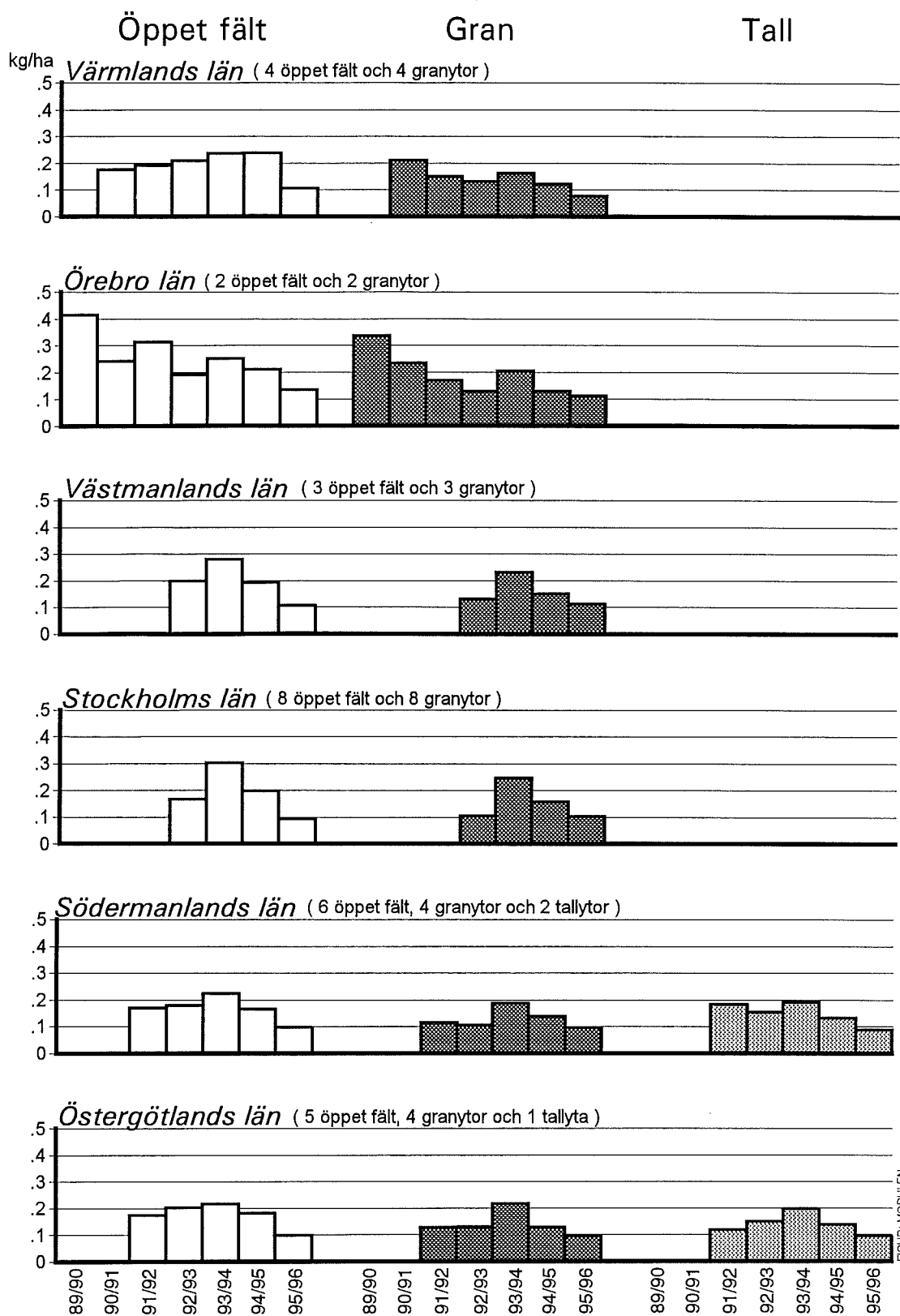


Figur 4.19 Volymvägda årsmedelvärden av pH i nederbörd samt kronddropp i gran och tallskog i sju län i mellersta Sverige.



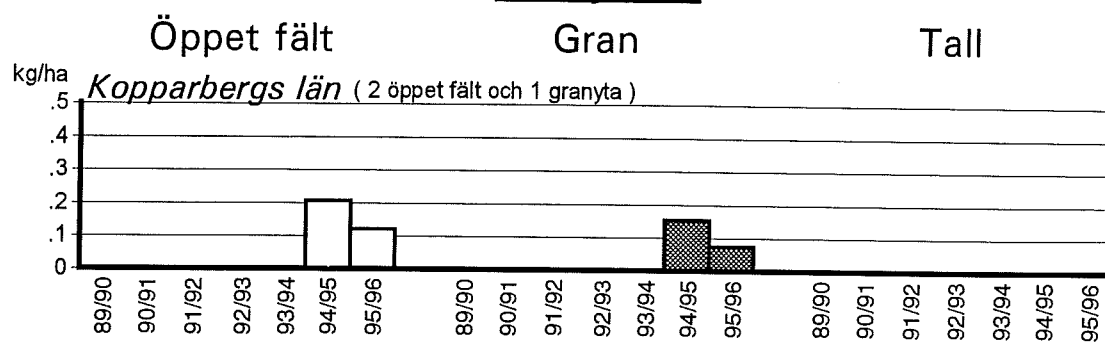
Figur 4.19 forts.

Vätejoner

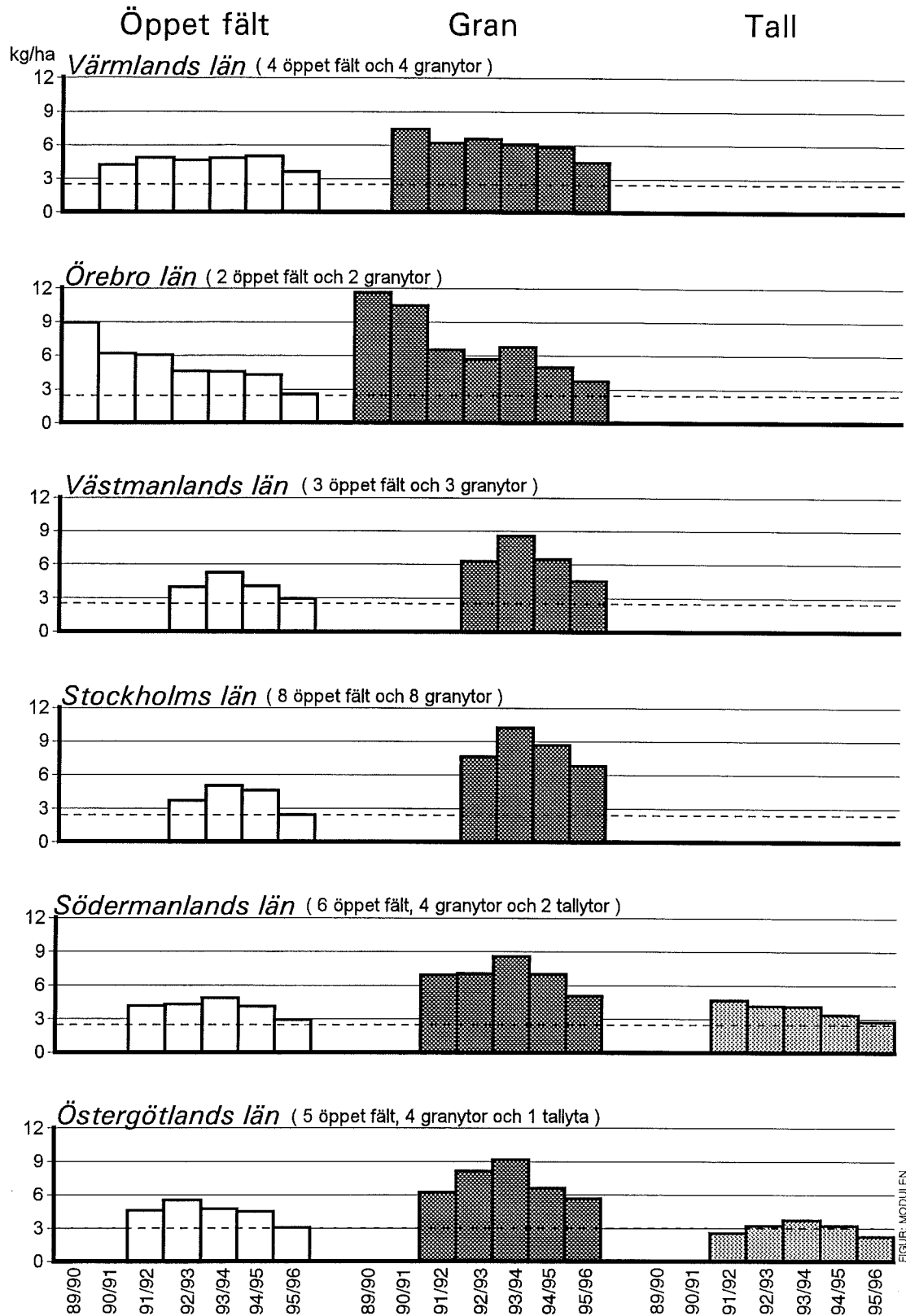


Figur 4.20 Årsmedelvärden av nedfall av vätejoner (kg/ha) på provlokaler med öppet fält, gran- eller tallskog i sju län i mellersta Sverige.

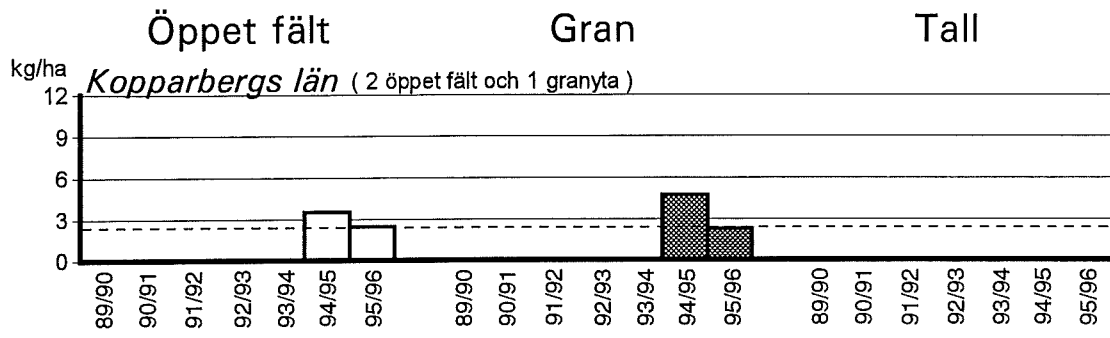
Vätejoner



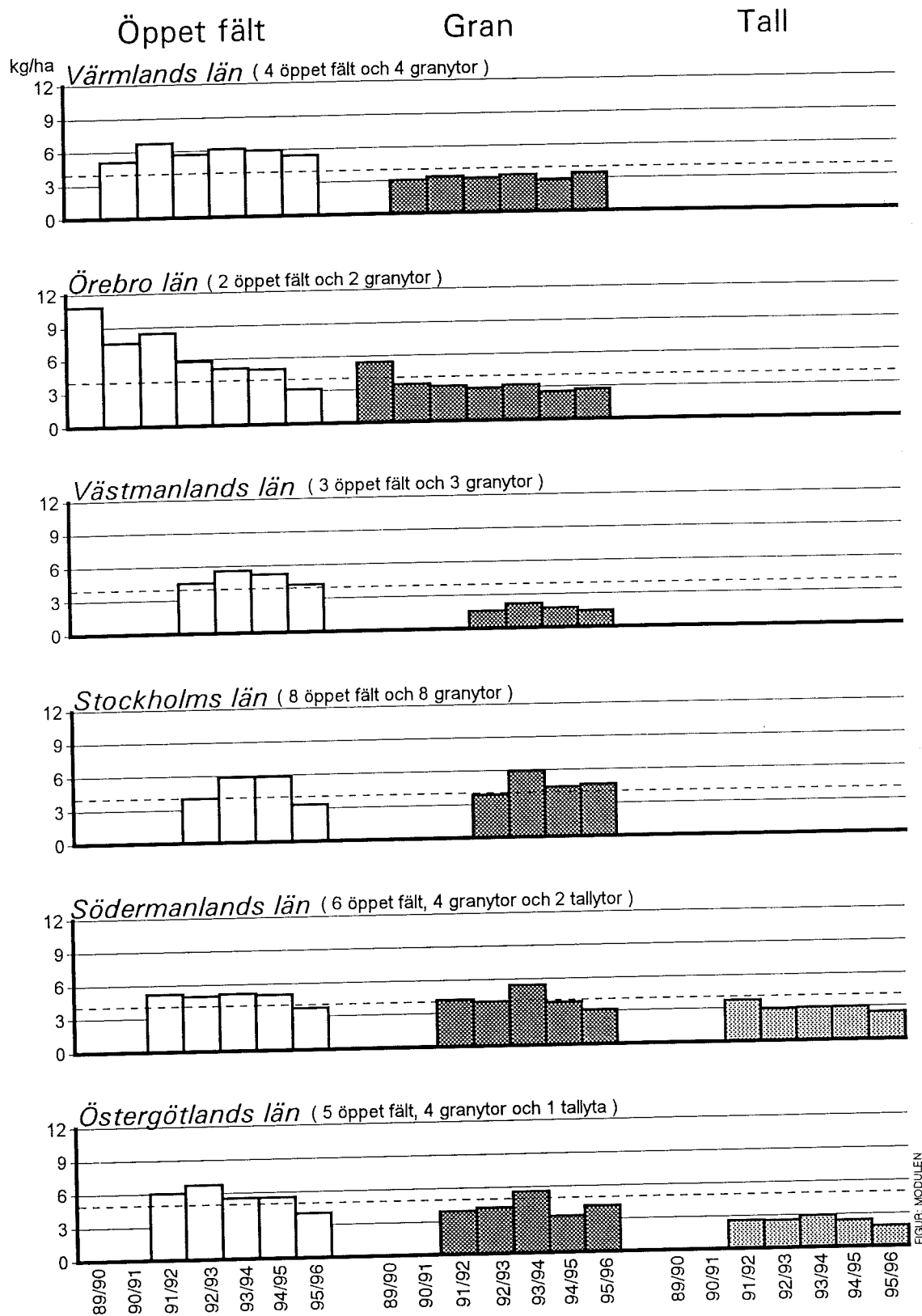
Figur 4.20 forts.

Svavel

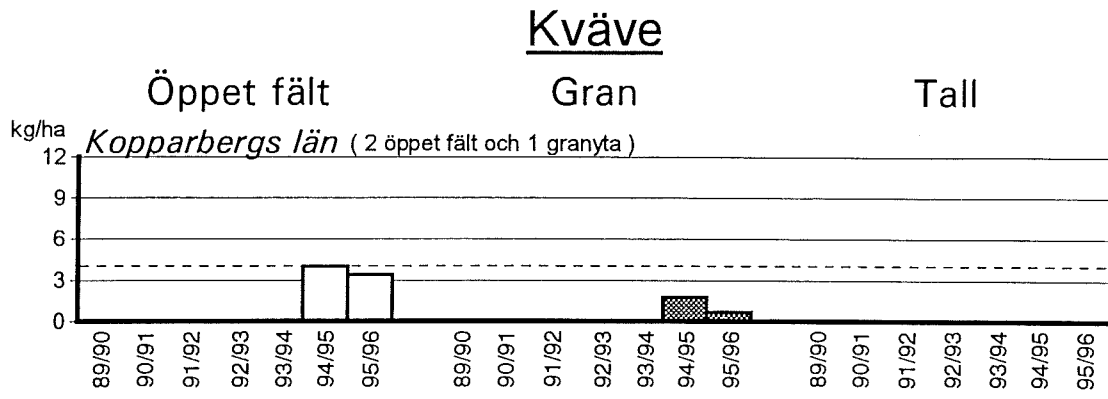
Figur 4.21 Årsmedelvärden av svavelnedfall (kg/ha) på provlokaler med öppet fält, gran- eller tallskog i sju län i mellersta Sverige. Streckad linje anger Naturvårdsverkets miljömål.

Svavel

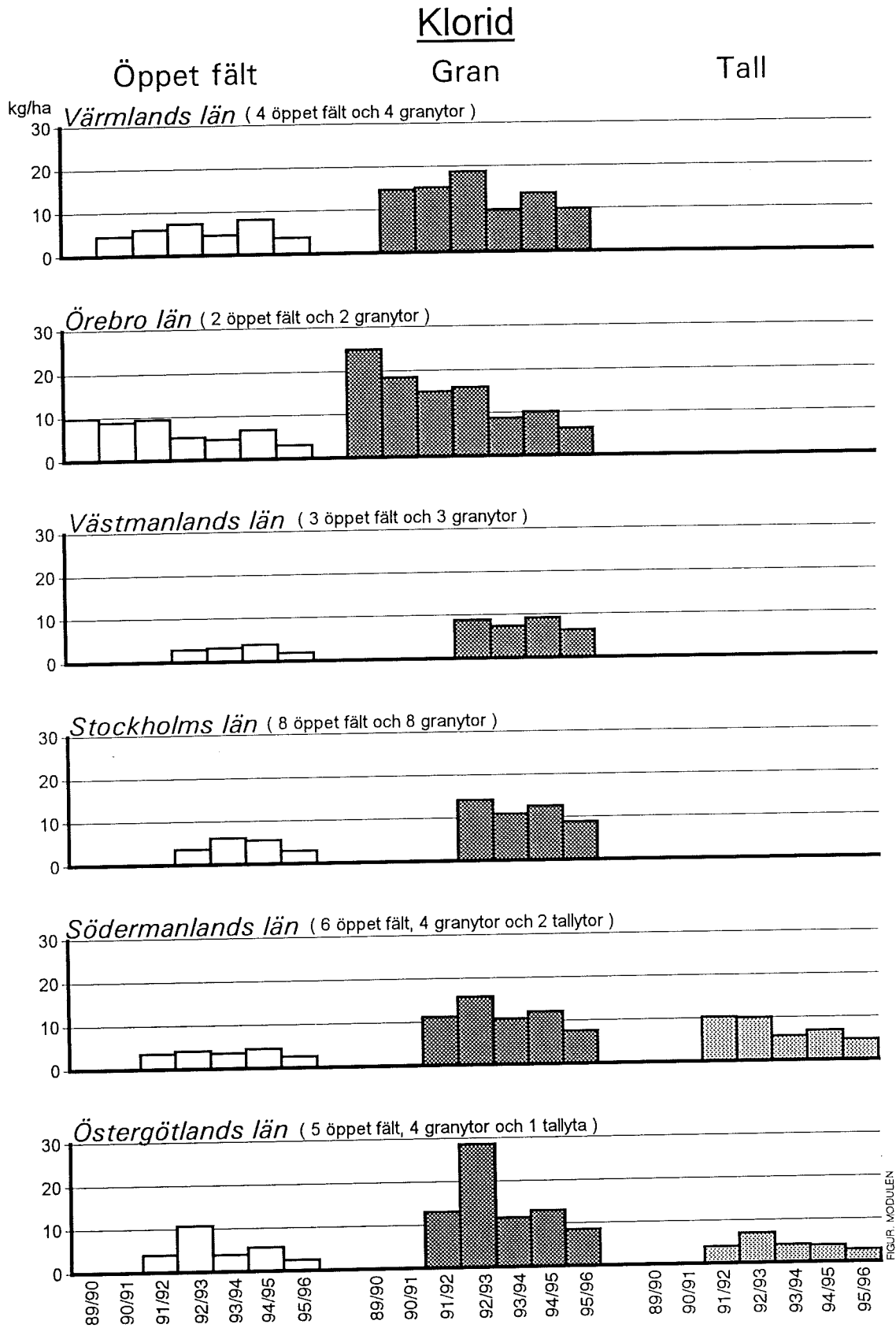
Figur 4.21 forts.

Kväve

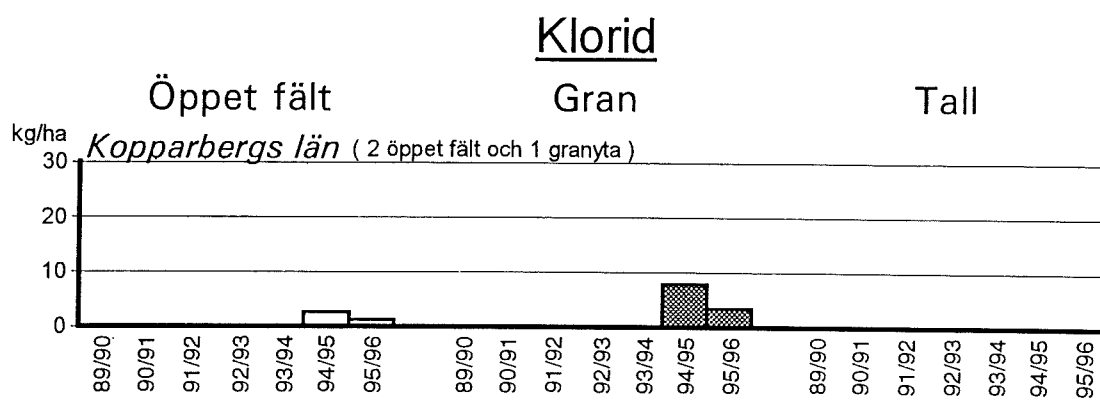
Figur 4.22 Medelvärde av kvävenedfall (kg/ha) på provlokaler med öppet fält, gran- eller tallskog i sju län i mellersta Sverige. Streckad linje anger Naturvårdsverkets miljömål.



Figur 4.22 forts.



Figur 4.23 Årsmedelvärden av kloridnedfall (kg/ha) på provlokaler med öppet fält, gran- eller tallskog i sju län i mellersta Sverige.



Figur 4.23 forts.

4.4 Markvatten

Markvattnet har varit surare, och innehållit mindre kalcium, på undersökta lokaler i områdets västra, än i dess östra, delar. Markvatten från två lokaler i Västmanlands och Örebro län har varit surast; 4,5-4,6. Kvävehalterna har generellt varit låga vilket indikerar att skogsekosystemet effektivt utnyttjat tillgängliga mängder. Baserat på kvoten mellan baskatjoner och aluminium indikeras större risk för negativa effekter i ekosystemet på lokaler i områdets västra, än i dess östra, delar.

I figur 4.24-4.32 redovisas ett medianvärde från samtliga stationer i form av trianglar, där triangelns yta är proportionell mot värdet. Medianvärdet baseras på samtliga provtagningar på respektive station. Mätseriernas längd på de olika provvyrtorna i mellersta Sverige varierar mellan ett och sju år (tabell 2.4). För nya lokaler där resultat endast finns från två provtagningstillfällen, har inga medianvärden beräknats. Resultat från dessa ingår således inte i figuren utan redovisas tillsammans med övriga rådata för markvatten i respektive läns bilaga.

I samband med nedfall av försurande ämnen buffrar så kallade utbytbara baskatjoner (kalcium, magnesium och kalium) som finns i marken mot att markvattnet försuras. I detta sammanhang är det viktigt att skilja på markvattnets, respektive markens, försurningsstatus. Om tillgången på baskatjoner i marken är god, ökar markvattnets halter av baskatjoner i markvattnet när försurningsbelastningen ökar. Samtidigt reduceras markens förråd av baskatjoner (marken försuras). I områden med kraftig markförsurning, låga pH-värden och liten mängd utbytbara baskatjoner på markpartiklarna, är det sedan aluminium som tar vid som buffrande ämne för att inte markvattnets pH-värde skall sjunka ytterligare. Detta visar sig genom att halterna av aluminium i markvätskan blir höga i förhållande till halterna av baskatjoner. Vid låga pH-värden föreligger aluminium till största delen i oorganisk form. Höga halter av främst oorganiskt aluminium medför risk för störningar av trädens upptag av vatten och näring via rötterna samt andra processer i marken (Innes, 1993). Om stora mängder aluminium transporteras vidare till vattendragen kan allvarliga effekter även uppstå på fisk och andra vattenlevande organismer. Den giftiga effekten av aluminium kan mildras om tillgången på baskatjoner är stor och förhållandet mellan markvattnets innehåll av baskatjoner och aluminium är därför intressant. Förhållandet anges ofta som en kvot och kan sägas indikera graden av markförsurning.

Figur 4.24 visar att det suraste markvattnet påträffats i områdets centrala delar; pH 4,5 som medianvärden i markvatten från Kvisterhult i Västmanland (U04 A) och 4,6 i Fjugesta i Örebro län (T10 A). Även markvatten från Båtstad, Södra Averstad och Mellan Hurr i Värmland (S01 A, S05 A och S16 A), Godkärra i Västmanland (U02 A), Råsjön i Södermanland (D52 A), Söderköping i Östergötland (E10 A) och Lidingö i Stockholms län (A05 A) har generellt varit surare än pH 5. Markvatten från övriga lokaler har oftast haft pH-värden mellan 5 och 6. De högsta värdena har förekommit i markvatten från kustnära lokaler Tunaberg i södra Södermanlands län och Bergboö i norra Stockholms län (D05 A och A91 A). Medianvärden från dessa lokaler är 7,0-7,4. De två sistnämnda uppvisar betydligt högre **kalciumhalter** än markvatten från övriga lokaler; 25-70 mg Ca/l (figur 4.25). Figuren visar också generellt lägre kalciumhalter i områdets västra delar än längre österut. Medianvärdet från nio lokaler i Värmlands, Örebro och Västmanlands län är 0,6-2,6 mg Ca/l. Figurerna indikerar att skogsmarken på dessa lokaler är betydligt känsligare för belastning av försurande ämnen än på de undersökta lokalerna i ostkustlänen, som oftast haft betydligt högre kalciumhalter. Kartan avseende **magnesium** i figur 4.26 visar i princip samma bild som kalciumkartan.

Figur 4.27 illustrerar relativt likartat innehåll av **svavel** i markvatten från de olika lokalerna. Medianvärdet varierar mellan 1,5 mg/l i norra Västmanland till 10 mg/l på Omberg.

Markvatten från 50 cm djup på de undersökta lokalerna i mellersta Sverige har generellt haft låga halter av **kväve**, vilket indikerar att vegetationen i stor utsträckning utnyttjat tillgängliga kvävemängder (figur 4.28-29). Vissa lokaler avviker; Omberg i Östergötland (E08 A) har sedan mätningarna startade i april -92 haft höga halter av nitratkväve. De trendberäkningar som redovisas i avsnitt 4.5 visar inga signifikanta förändring i markvattnets kvävehalter på denna lokal. När det gäller ammoniumkväve har skillnaderna mellan de olika lokalerna varit mindre men även här utmärker sig markvatten från Omberg, liksom Råsjön i Södermanland och Säbysjön i Stockholms län (D52 A och A24 A).

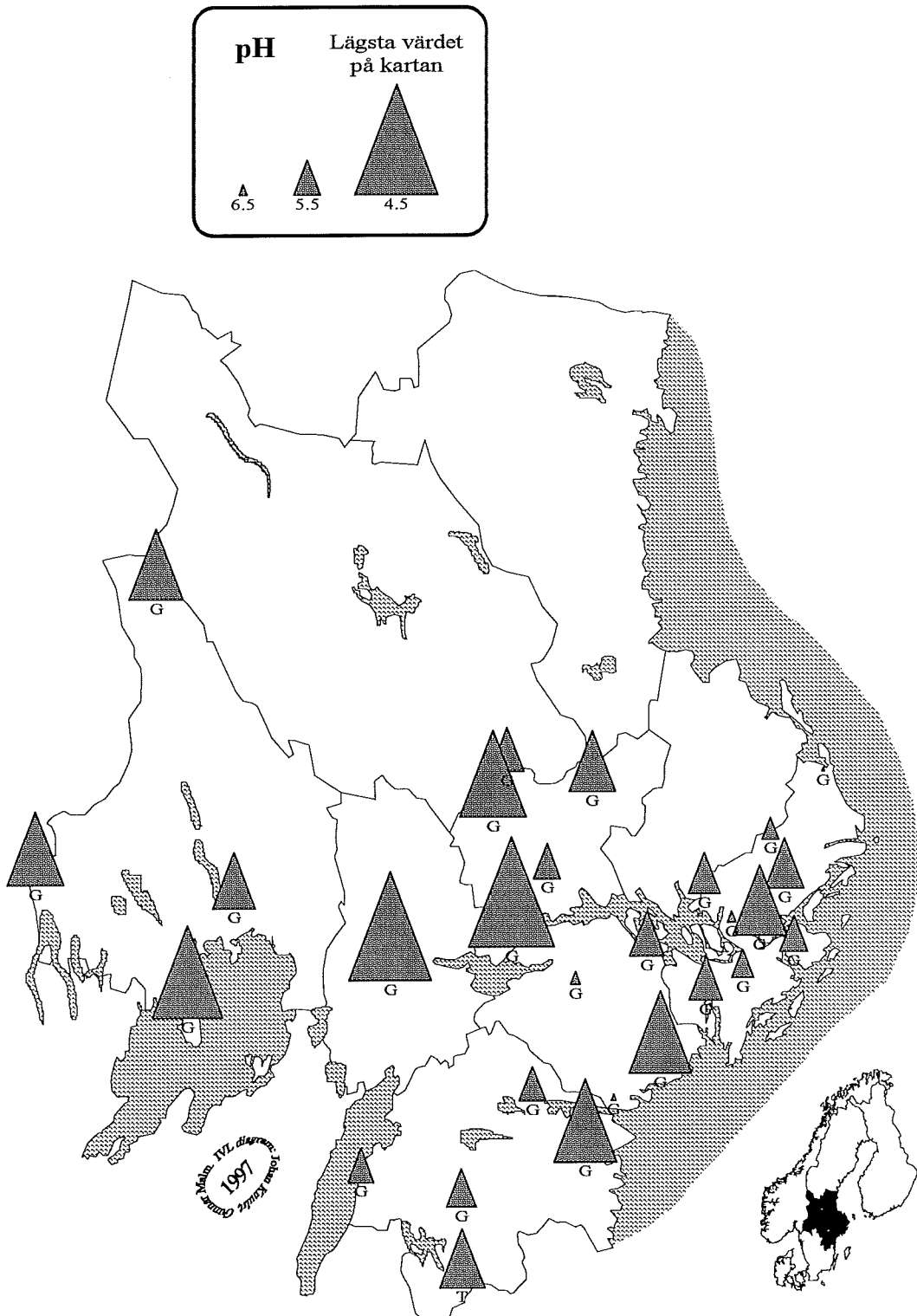
Figur 4.30 som visar markvattnets innehåll av oorganiskt **aluminium** påminner starkt om figur 4.24 som visar pH-värde. De högsta halterna (1,7-1,9 mg ooAl/l) har förekommit i markvatten från Kvisterhult i Västmanlands och Fjugesta i Örebro län (U04 A och T10 A). Detta är betydligt mer än vad som registrerats i markvatten från tre av fyra redovisade Värmlandslokaler där pH-värdet varit 4,7-4,9 och innehållet av oorganiskt aluminium 0,4-0,7.

Analogt med resultaten ovan visar kvoten mellan markvattnets innehåll av baskatjoner och oorganiskt aluminium en gradient med lägre värden (surare markförhållanden med större skaderisk) på lokalerna i väster jämfört med förhållandena i de östra länen (figur 4.31). Kvoten var lägst (1,7) i markvatten från Godkärra och Kvisterhult i Västmanland och Fjugesta i Örebro län (U02 A, U04 A samt T10 A). På samtliga lokaler längre österut var kvoten över 4 (mindre ekologisk risk). En låg kvot (<1) mellan markvattnets innehåll av baskatjoner och oorganiskt aluminium anses medföra risk för att trädens upptag av vatten och näring försämras (se ovan). Inget samband mellan markvattnets innehåll av oorganiskt aluminium och granskogens tillväxt under de senaste 15 åren, kådflöde eller rotröta har emellertid noterats i den studie som SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet) i Asa och IVL genomförde på 10 risktytor² och 10 referensytor i södra och mellersta Sverige under vintern 1993/94. Trots att situationen för mark och markvatten måste betraktas som synnerligen alarmerande måste man därför konstatera att granskogen verkar vara tålig mot dessa markförändringar (Örlander et al, 1994).

Figur 4.32 visar ingen regional variation av markvattnets innehåll av **totalt organiskt kol** (TOC) i området samt att halterna oftast varit mellan 10 och 20 mg/l. Betydligt mer organiskt material; 60 mg TOC/l, har förekommit i markvatten från Bergboö i norra Stockholms län (A91 A).

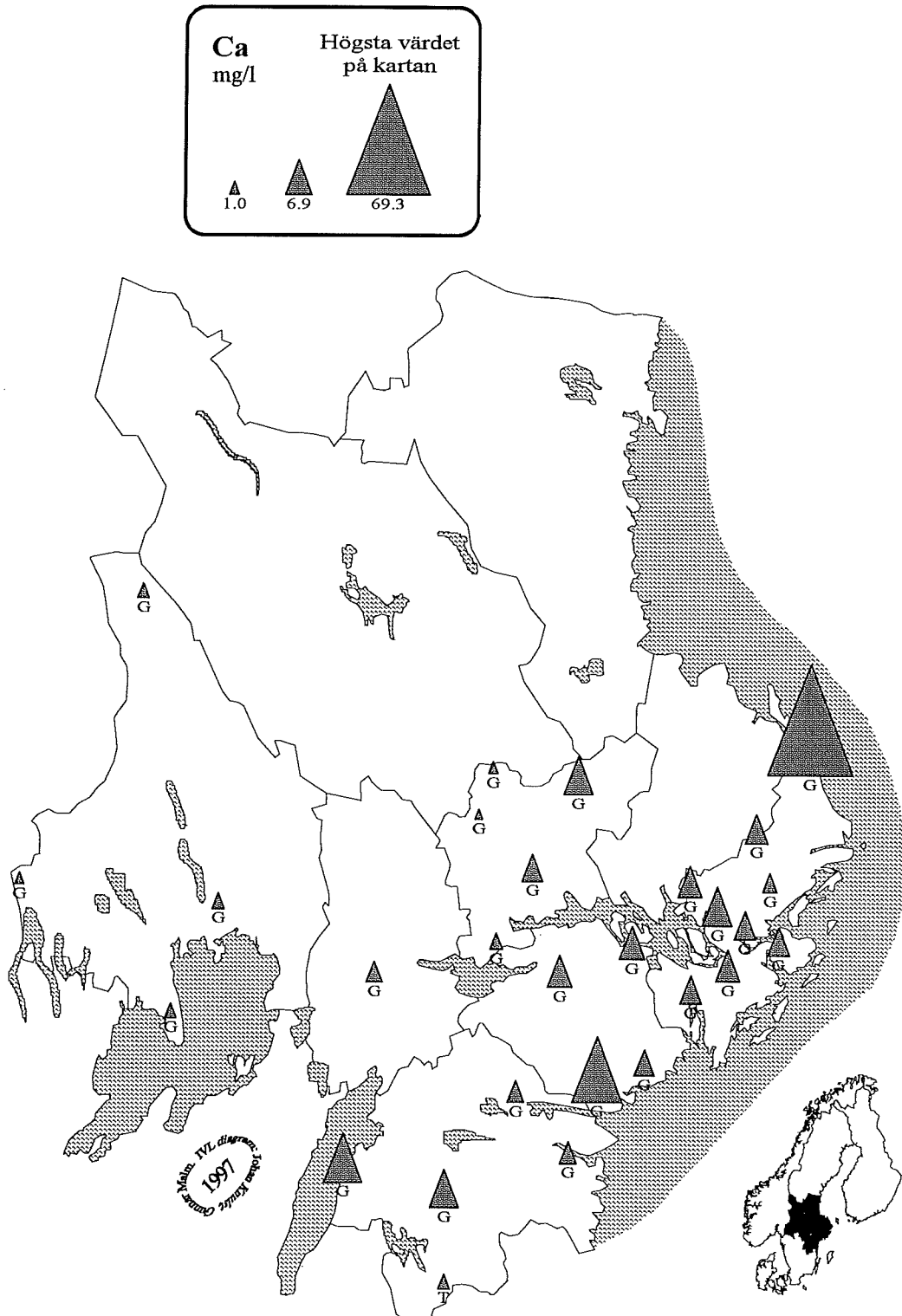
²höga halter av aluminium i kombination med låga halter av kalcium, magnesium och kalium.

Markvatten medianvärden t o m sept 96



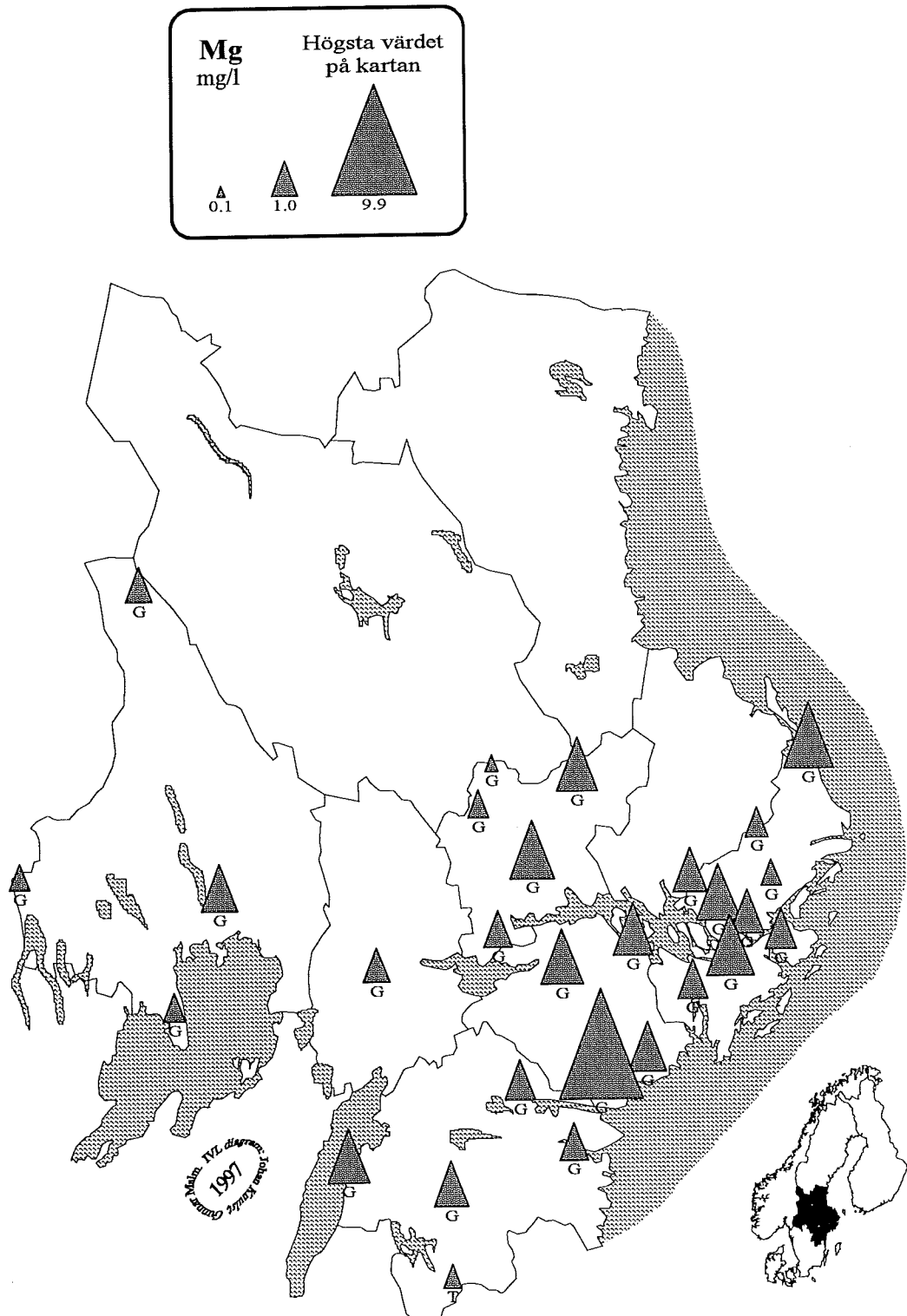
Figur 4.24 Vätejonkoncentration (pH) i markvatten från 50 cm djup, medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996.

Markvatten medianvärden t o m sept 96



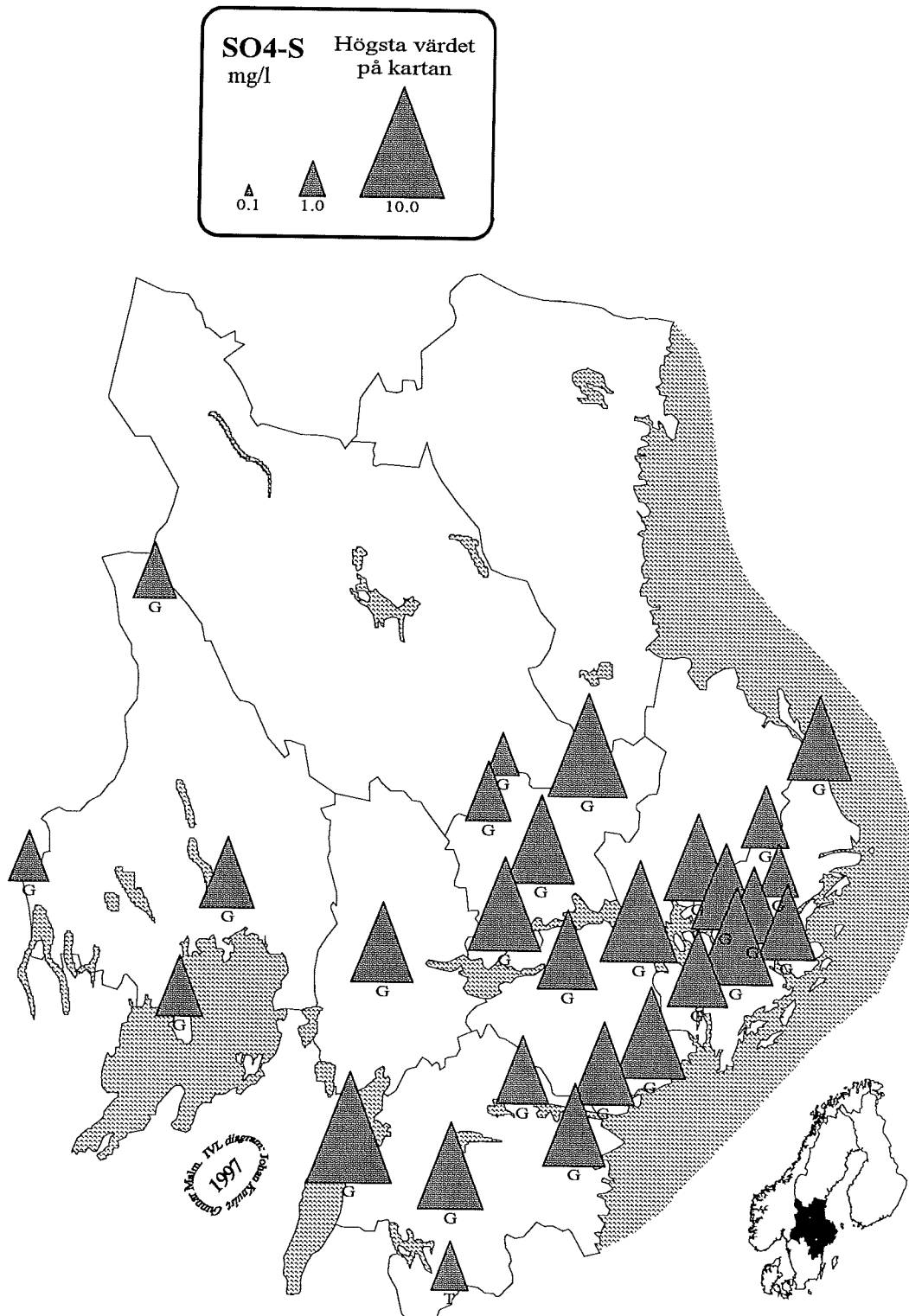
Figur 4.25 Kalciumkoncentration i markvatten från 50 cm djup, medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996.

**Markvatten
medianvärden
t o m sept 96**



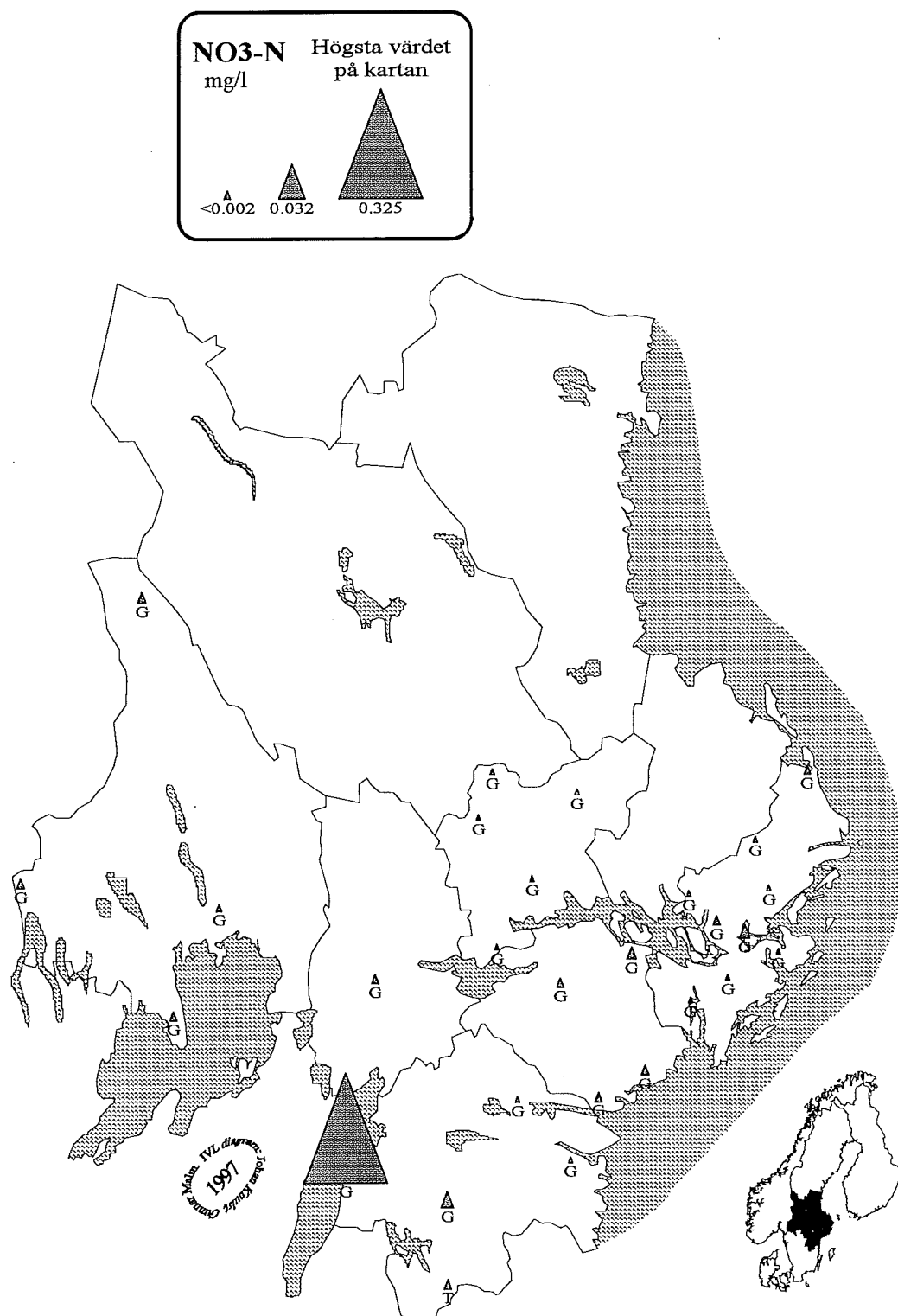
Figur 4.26 Magnesiumkoncentration i markvatten från 50 cm djup, medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till september 1996.

**Markvatten
medianvärden
t o m sept 96**



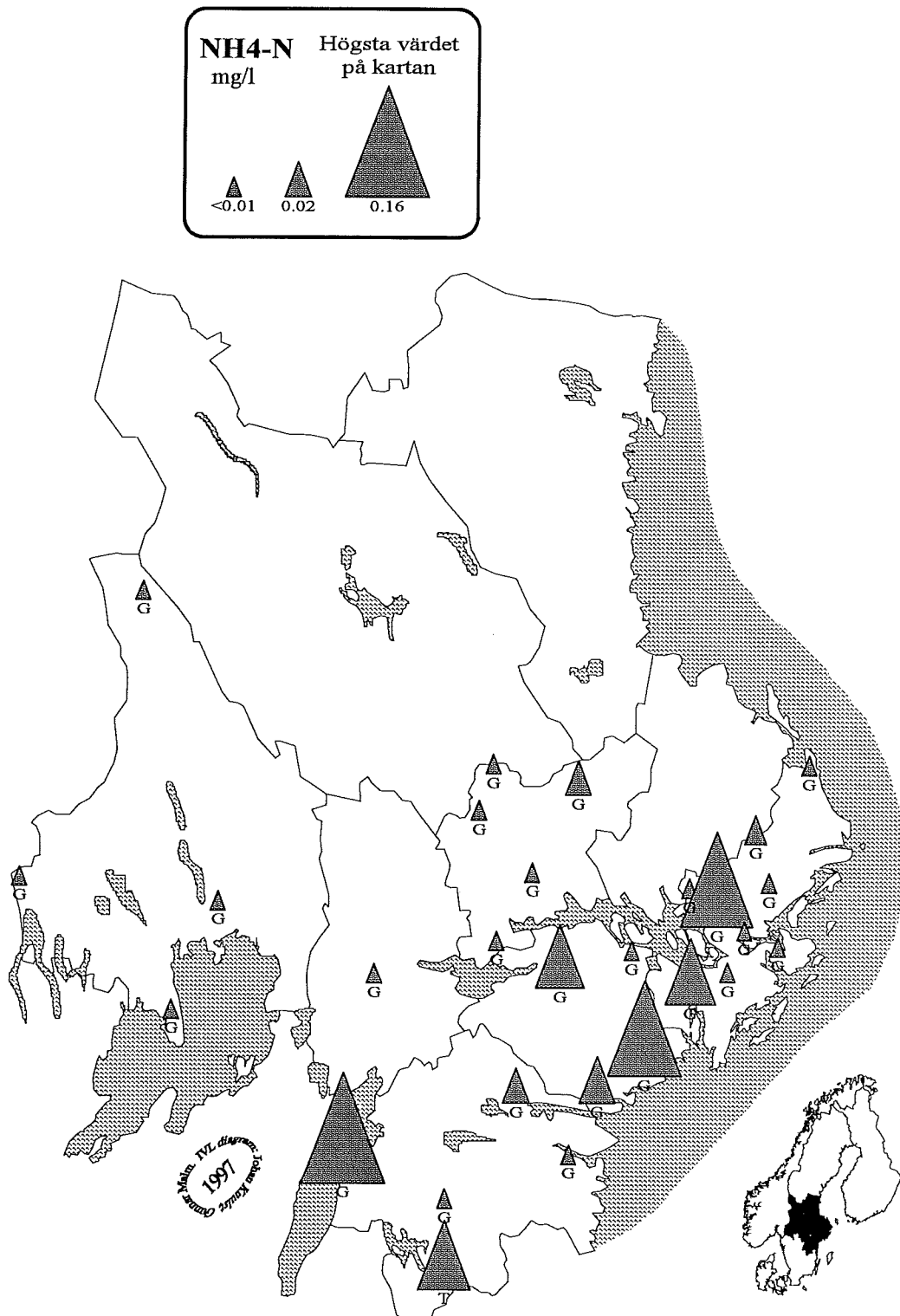
Figur 4.27 Koncentration av sulfatsvavel (SO₄-S) i markvatten från 50 cm djup, medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996.

Markvatten medianvärden t o m sept 96



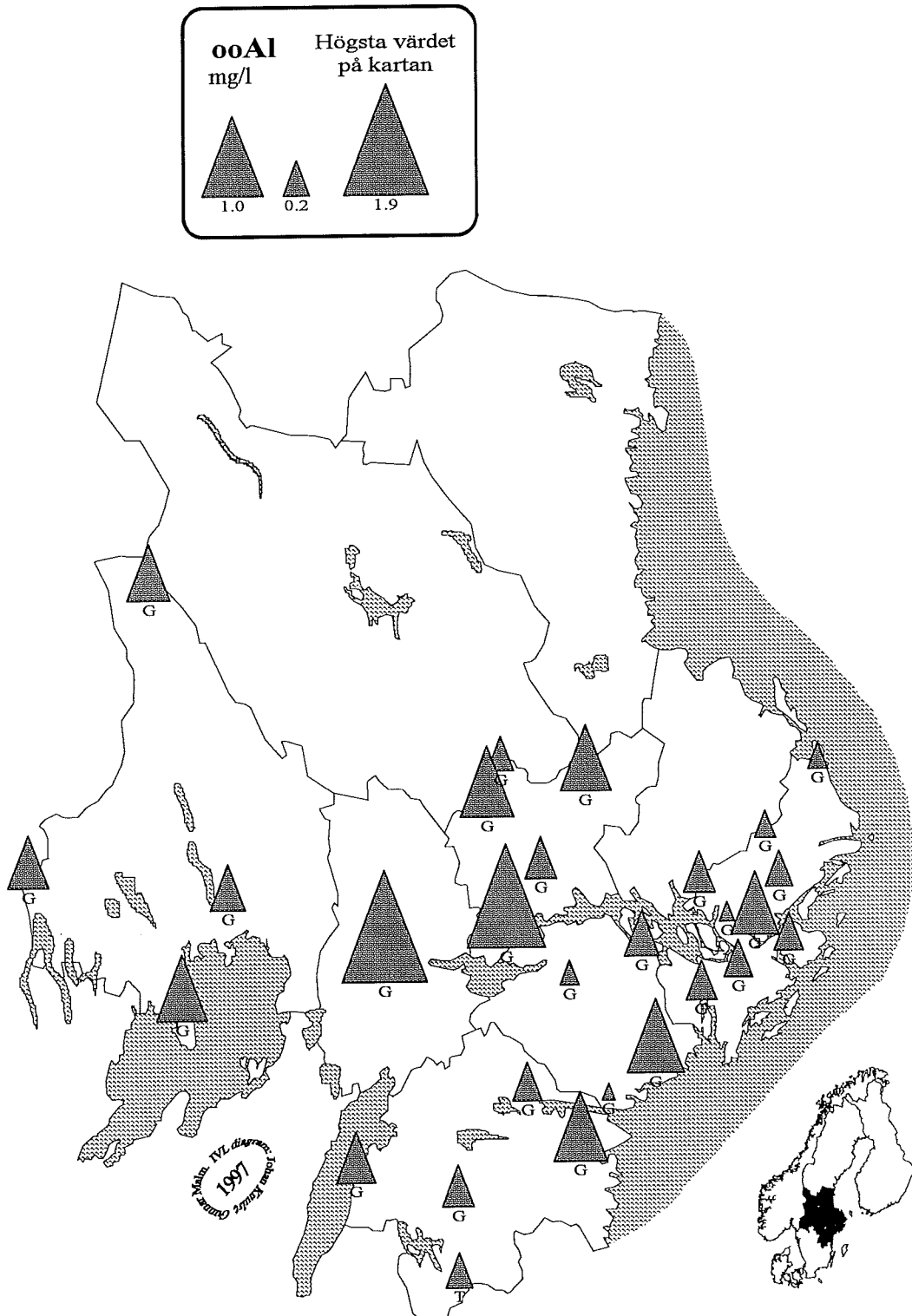
Figur 4.28 Nitratkväve i markvatten från 50 cm djup, medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996.

**Markvatten
medianvärden
t o m sept 96**



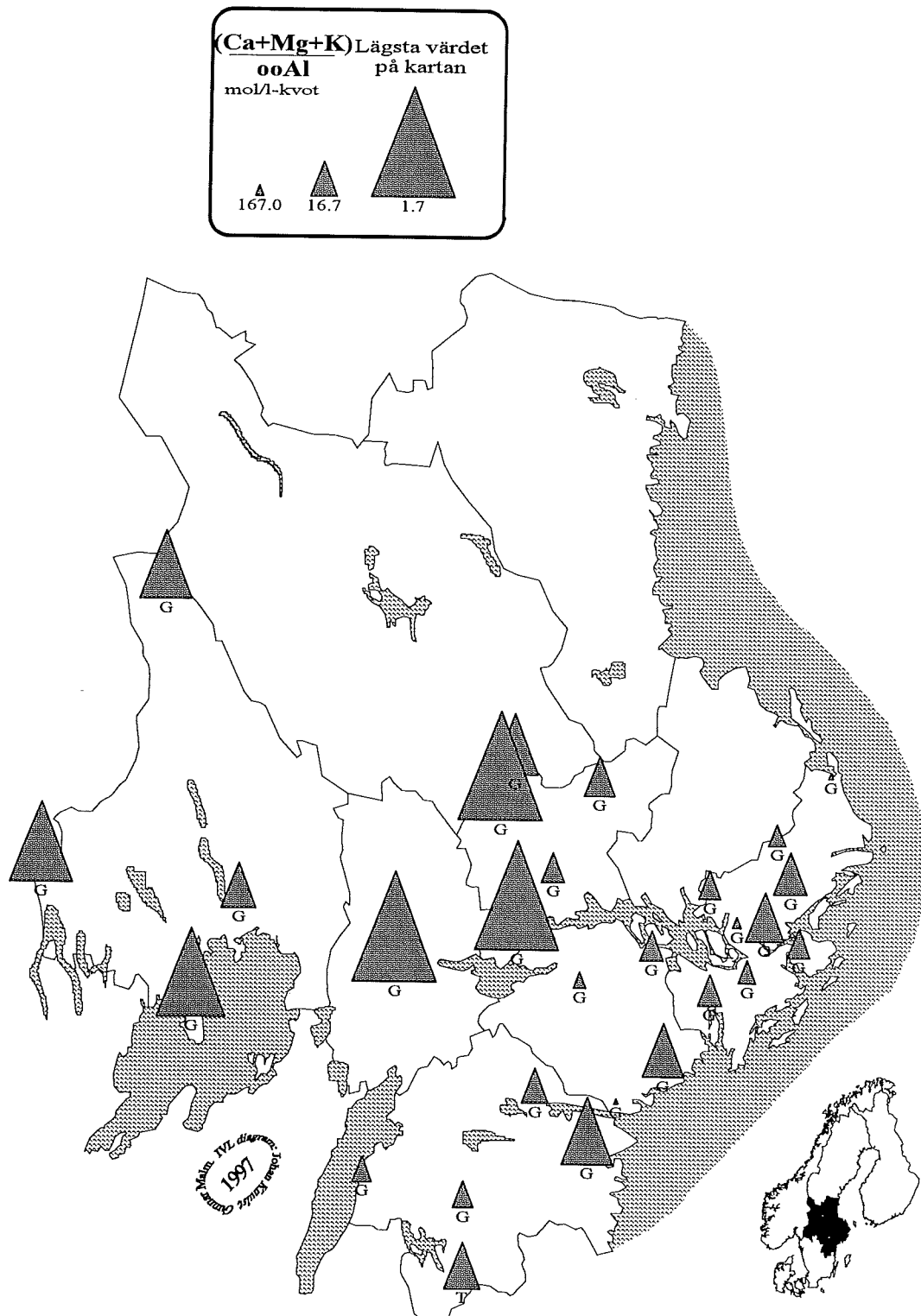
Figur 4.29 Ammoniumkväve i markvatten från 50 cm djup, medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996. Notera annan skala än i figur 4.28.

**Markvatten
medianvärden
t o m sept 96**



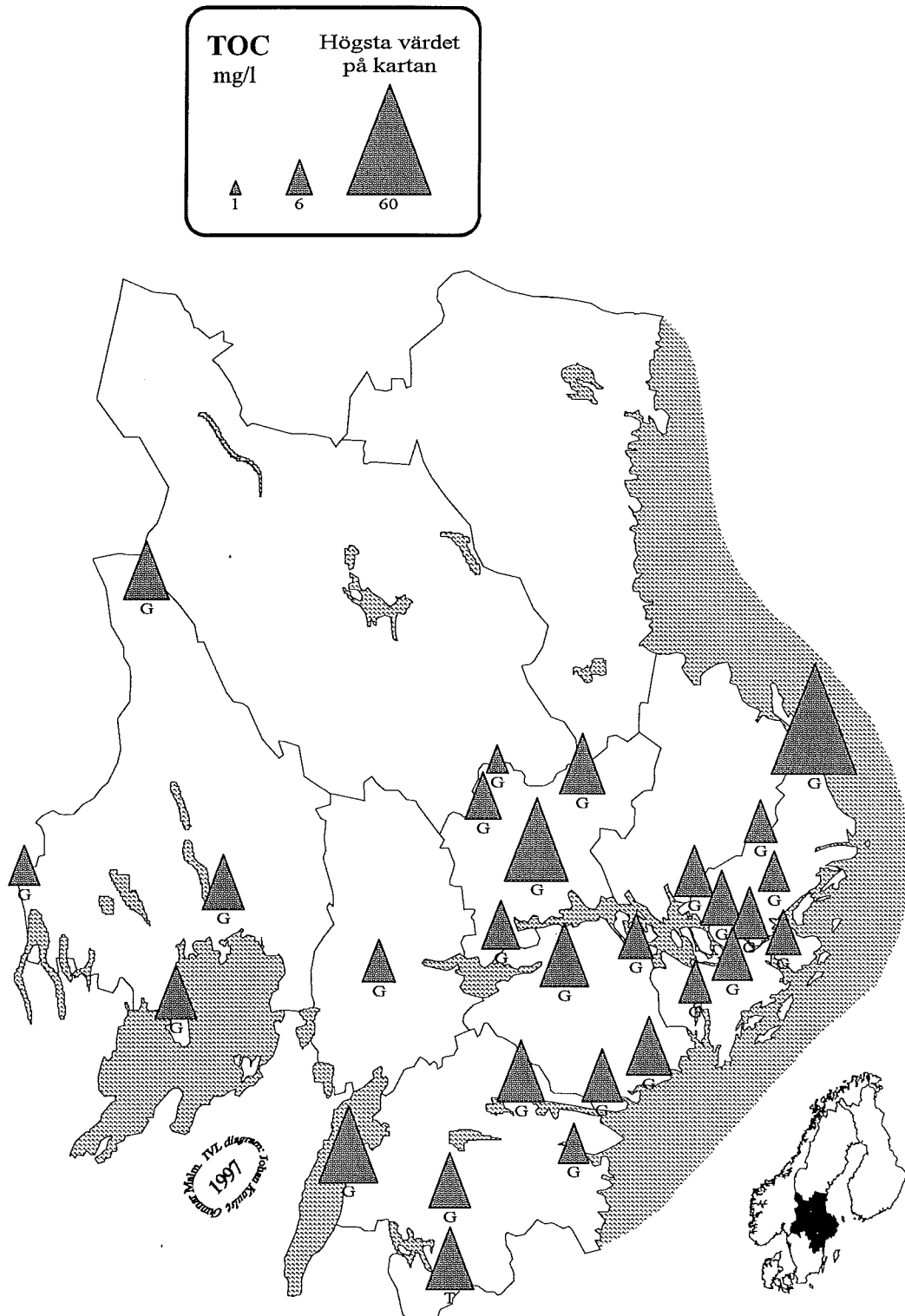
Figur 4.30 Oorganiskt aluminium i markvatten från 50 cm djup, medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996.

Markvatten kvoter på medianvärden t o m sept 96



Figur 4.31 Kvoten mellan baskatjonerna kalcium, magnesium samt kalium och aluminium i markvatten från 50 cm djup. Medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996. Notera att kvoten är inverterad, vilket gör att låg kvot (stor ekologisk risk) ger stor triangel.

**Markvatten
medianvärden
t o m sept 96**



Figur 4.32 Totalt organiskt kol i markvatten från 50 cm djup. Medianvärde från samtliga provtagningar på respektive lokal till och med september 1996.

4.5 Förändring av markvatten

En signifikant trend mot sjunkande pH, samt minskade halter av baskatjoner, mikronäringsämnet mangan och totalt organiskt kol har noterats i markvatten från en fjärdedel av lokalerna.

Linjär regressionsanalys har gjorts för att konstatera eventuella förändringar av markvattnets sammansättning med tiden på lokalerna. För att dra egentliga slutsatser är antalet lokaler för få och tidsserierna för korta, men sammanställningen kan trots detta ge intressanta indikationer på utvecklingen i skogsmark och markvatten. Samtliga parametrar har studerats och resultaten redovisas länsvis i tabell 4.2.

Tabellen läses enligt följande; siffran 2+ högst upp i andra kolumnen innebär att på två av Stockholms läns nio lokaler har koncentrationen av vätejoner ökat (pH-värdet har sjunkit) sedan mätningarna startade sommaren 1992³. Siffran 1- högst upp i femte kolumnen innebär att på en av länets lokaler har markvattnets innehåll av nitratkväve minskat. Tabellen visar signifikanta förändringar av markvattnets sammansättning, vilket innebär att den statistiska säkerheten för en redovisad positiv eller negativ linjär trend är minst 95%.

Tabell 4.2 Trendberäkningar för markvatten, alla data till och med september 1996.

Län	H ⁺	SO ₄ -S	Cl	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Ca	Mg	Na	K	Mn	Fe	ooAl	ToAl	TAI	TOC
A n=9	2+			1-	1+	1-	1-	1-	1-	5-	1+	1-	2+	1+	1-
D n=7	1+	1+ 1-		1+	1-	1-	2-		2-				1+		1-
E n=6	1+	1-	4-			3-	5-	2-	2-	1-		2-	1+	1+	3-
S n=5	2+	1-	3-		3-	2-	2-		1-	2-	2-				5-
T n=6	4+ 1-	1-	1-		1+ 1-	1-	2-		4-	2-	1-	1+	2+	2+	1-
U n=5			1-		1+	2-	2-		1-	1-			1-		1-
Σ n=38	10+ 1-	1+ 4-		1+ 1-	3+ 5-		10- 14-	3-	11- 11-	11- 4-	1+ 4-	1+ 4-	6+ 2-	4+ 1-	11-

Trots att depositionen av svavel har minskat under mätperioden har markvattnet blivit surare. Markant är ökade halter av vätejoner (sjunkande pH) och minskade halter av baskatjonerna kalcium, magnesium och kalium samt mikronäringsämnet mangan. Detta har noterats på en fjärdedel av lokalerna i dessa sex län. Liknande gäller lokalerna i södra Sverige. Där är dessutom antalet lokaler fler och mätserierna längre (Hallgren Larsson m fl, 1997). Minskade halter av baskatjoner kan ses som tecken på att markernas utbytbara förråd av dessa ämnen minskat, men det kan även vara en fördröjd effekt av att belastningen av försurande luftföroreningar var högre åren före mätningarna startade. Troligen är det en kombination av dessa faktorer.

³Hur lång mätserie som finns i respektive län framgår av tabell 2.4.

Nettoeffekten är dock en fortsatt markförsurning på många lokaler, som visar att den kritiska belastningen fortfarande överskrids. Orsaken till minskade halter av totalt organiskt kol är oklar. En jämförelse mellan gamla och nya lysimetrar har gjorts för att undersöka om porerna i keramikroppen "sätts igen" med tiden och därigenom släpper igenom mindre mängder organiskt material. Organiskt material utgörs ofta av förhållandevis stora komplex. Resultaten visade dock inga skillnader mellan gamla och nya lysimetrar (Hallgren Larsson, opublicerade data).

4.6 Lufthalter

Generellt uppmättes högre halter av svaveldioxid under vinterhalvåret än under sommaren. Vid flertalet av lokalerna observerades den högsta månadsmedelhalten i januari 1996, sannolikt orsakat av en kraftig episod i början av månaden. Halterna av kvävedioxid var högst i Stockholms län, där trafikpåverkan också kan antas vara större än i övriga delar av regionen. Vid samtliga mätlokaler i mellersta Sverige överskreds Naturvårdsverkets miljömål avseende ozonhalter under växtsäsongen. För samtliga komponenter var årets resultat på samma nivå som, eller något högre än, året innan vid de lokaler där luftmätningar genomfördes 1994/95.

Vid ett antal av krondroppslokalerna i Stockholms, Värmlands och Västmanlands län har månadsmedelkoncentrationen i luft avseende svaveldioxid (SO_2), kvävedioxid (NO_2) och ozon (O_3) uppmätts. I Västmanlands län har dessutom har mätningar av ammoniakhalten (NH_3) i luft genomförts.

Periodmedelhalten (oktober 1995 -september 1996) av SO_2 varierade mellan $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Godkärna, nordvästra Västmanland) och $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fiskartorpet, Stockholms län). Den sistnämnda lokalen är centralt belägen i Stockholm kan antas ha en något högre belastning än övriga platser. Den näst högsta medelhalten av SO_2 uppmättes även den i Stockholms län, i Sticklinge ($2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Av figur 4.33 framgår att haltnivån generellt var något högre i södra delen av Stockholms län än i övriga delar av regionen.

Under vinterhalvåret 1995/96 uppmättes, som förväntat, generellt högre SO_2 -halter än under sommarmånaderna. Den högsta månadsmedelhalten observerades vid flertalet av mätlokalerna i januari 1996 ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Båtstad - $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Fiskartorpet). Sannolikt orsakades de höga halterna av en kraftig episod under en och en halv vecka i början av månaden, då förorenade luftmassor transporterades in över Sverige med syd-sydostliga vindar.

Den lägsta och högsta medelhalten av NO_2 under det hydrologiska året 1995/96 noterades i Karsbo i Västmanland ($1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) respektive i Fiskartorpet ($16 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Generellt var halterna högst i Stockholms län, där närheten till trafiken kan antas påverka NO_2 -halten i störst utsträckning. Endast i Mjölsta och Bergboö var periodmedelhalterna i nivå med uppmätta halter i de två andra länen, se figur 4.34. Även för NO_2 uppmättes de högsta månadsmedelhalterna under vintern, dock med viss variation i tiden beroende på station. De enskilt högsta månadsmedelkoncentrationerna noterades mellan november och februari; $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Båtstad (9511) till $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Fiskartorpet (9512).

Halten av NH_3 uppmättes endast i Västmanland. Halterna var låga, med periodmedelvärdet (april-september 1996) som varierade mellan $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Kvisterhult och $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Godkärna (där resultatet för september ej medräknats). Med få undantag var månadsmedelhalterna av NH_3 lägre än $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I figur 4.35 redovisas medelvärdet av O_3 under sommarhalvåret (april-september 1996). Mätdataortfallet (bland annat beroende på svårigheter att utplacera provtagningsutrustning i april) vid flertalet av lokalerna i Västmanland var alltför stort för att möjliggöra medelvärdesberäkningar. Halterna var generellt något högre i Värmland än i Västmanlands och Stockholms län, sannolikt till viss del beroende på att ozon initialt förbrukas vid omvandling av kvävemonoxid (som emitteras från bilavgaser) till kvävedioxid.

Mätlokalen i Transtrandsberget är högt och fritt placerad (>300 m.ö.h.), vilket ger en "opåverkad" bakgrundshalt och delvis kan förklara den höga ozonhalten där. Under april noterades i stort sett genomgående de högsta medelhalterna för en enskild månad, då medelkoncentrationen av O₃ varierade mellan 73 µg/m³ i Vretbacken (Västmanland) och 89 µg/m³ i Transtrandsberget (Värmland) respektive Lämshaga (Stockholms län).

Det miljömål på 50 µg O₃/m³ i medeltal under april-september (dagtid, kl. 09-16) som inte skall överskridas för att undvika skador på växtlighet, överskreds vid samtliga mätlokaler i mellersta Sverige.

Vid de lokaler där luftmätningar genomfördes även förra året (1994/95) visar en jämförelse med årets resultat att uppmätta periodmedelhalter avseende samtliga komponenter var på samma nivå, eller något högre, under det hydrologiska året 1995/96.

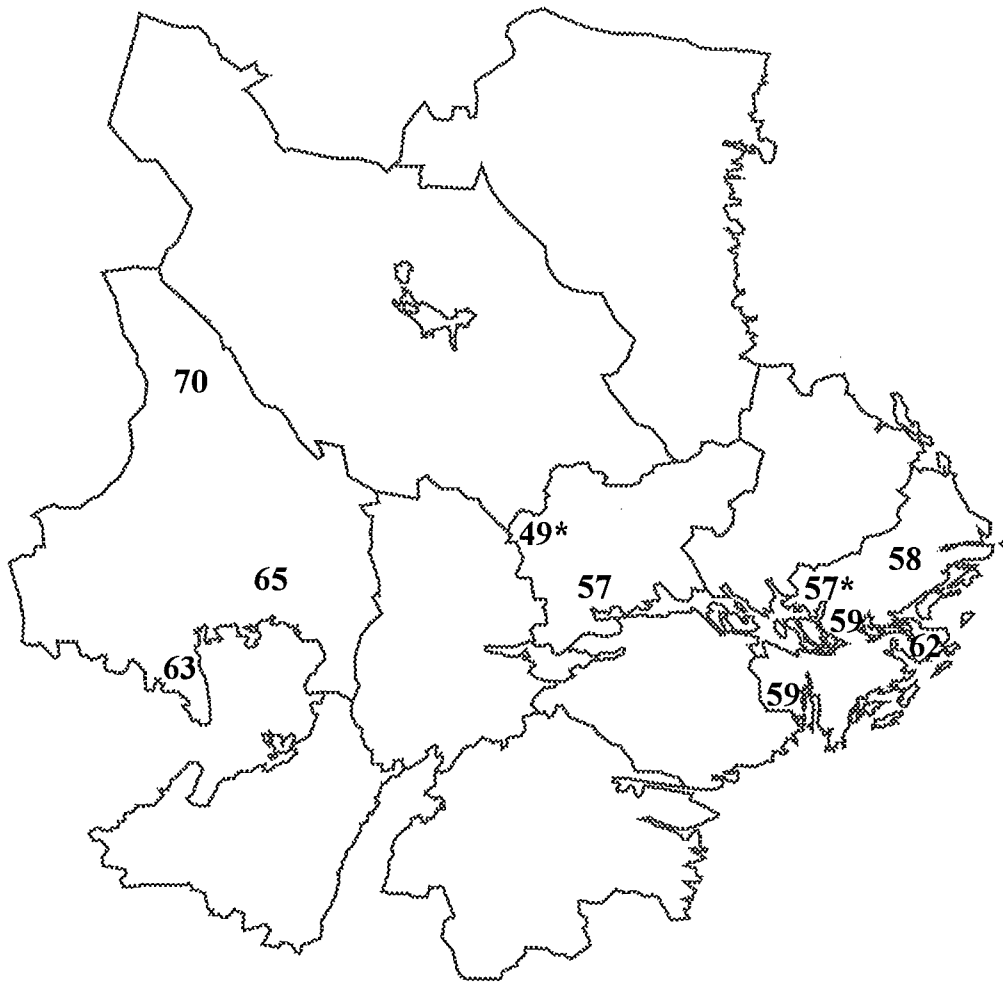


Figur 4.33 Periodmedelvärde (9510-9609) av svaveldioxid ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) på öppet fält i Stockholms, Värmlands och Västmanlands län.

*) en månad saknas



Figur 4.34 Periodmedelvärde (1951-1969) av kvävedioxid ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) på öppet fält i Stockholms, Värmlands och Västmanlands län.



Figur 4.35 Periodmedelvärde (1964-1969) av ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) på öppet fält i Stockholms, Värmlands och Västmanlands län.

*) en månad saknas

5. Jämförelse med övriga Sverige

5.1 Nedfall

Mätningarna visar stor belastning och torrdeposition av svavel och kväve i södra Sverige och betydligt måttligare belastning i norr. I södra Sverige finns en markant gradient som visar störst belastning i sydväst och avtagande värden mot nordost. I norra Sverige finns en gradient med större deposition på kustnära lokaler än på inlandslokaler.

Som jämförelse redovisas resultat från flertalet lokaler med granskog i hela Sverige under det hydrologiska året från oktober 1995 till september 1996. De förändringar som gjorts avseende stationsnätet (se avsnitt 2.5) innebär bland annat att två högbelastade lokaler i Skåne avslutats under året. De två lokaler som skall ersätta dessa har inte fullt mätår utan startade i januari -96 och ingår därför inte i figurerna. Figurerna visar gradienten över Sverige med stor belastning och torrdeposition i södra Sverige och betydligt måttligare belastning i norr.

Figur 5.1 visar nedfallet av antropogent svavel ($\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$), som huvudsakligen härrör från förbränning av fossila bränslen (se även avsnitt 4.1). Nedfallet var generellt lägre under 1995/96 jämfört med året innan, vilket delvis kan förklaras av mindre nederbörds mängder. Totalbelastningen av svavel var störst i granskog i södra Sverige. Även lokalerna i Stockholms län visar förhöjd deposition av svavel jämfört med kringliggande län. För norra Sverige framgår en kusteffekt med större belastning på kustnära lokaler, jämfört med lokaler längre in i landet. Periodens högsta svavelbelastning (12 kg $\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$ per hektar) har uppmätts i Beterås med 67-årig granskog i västra Kronobergs län. Samtidigt var våtdepositionen 5 kg $\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$ per hektar, vilket innebär att 7 kg utgjordes av torrdeposition⁴ (gaser och partiklar). Lika mycket torrdeponerades till 42-årig granskog i Arkelstorp i Skåne, där den totala depositionen av antropogent svavel dock var något lägre; 11 kg/ha.

Den högsta svavelbelastningen i Svealand, nästan 10 kg per hektar under perioden, noterades även detta år i 100-årig granskog i Stockholms län (lokal A44 Gladö). Till allra största delen (7,5 kg/ha) utgjordes detta av torrdeposition. Siffrorna innebär att torrdepositionen av antropogent svavel på denna lokal var större under 1995/96, jämfört med föregående hydrologiska år. Samtidigt var nederbörds mängd och våtdeposition liten, vilket gjorde att den totala belastningen av svavel var lägre 1995/96 jämfört med 1994/95. Generellt gäller att torrdepositionens omfattning i Svealand varit av ungefär samma omfattning under 1995/96 som 1994/95.

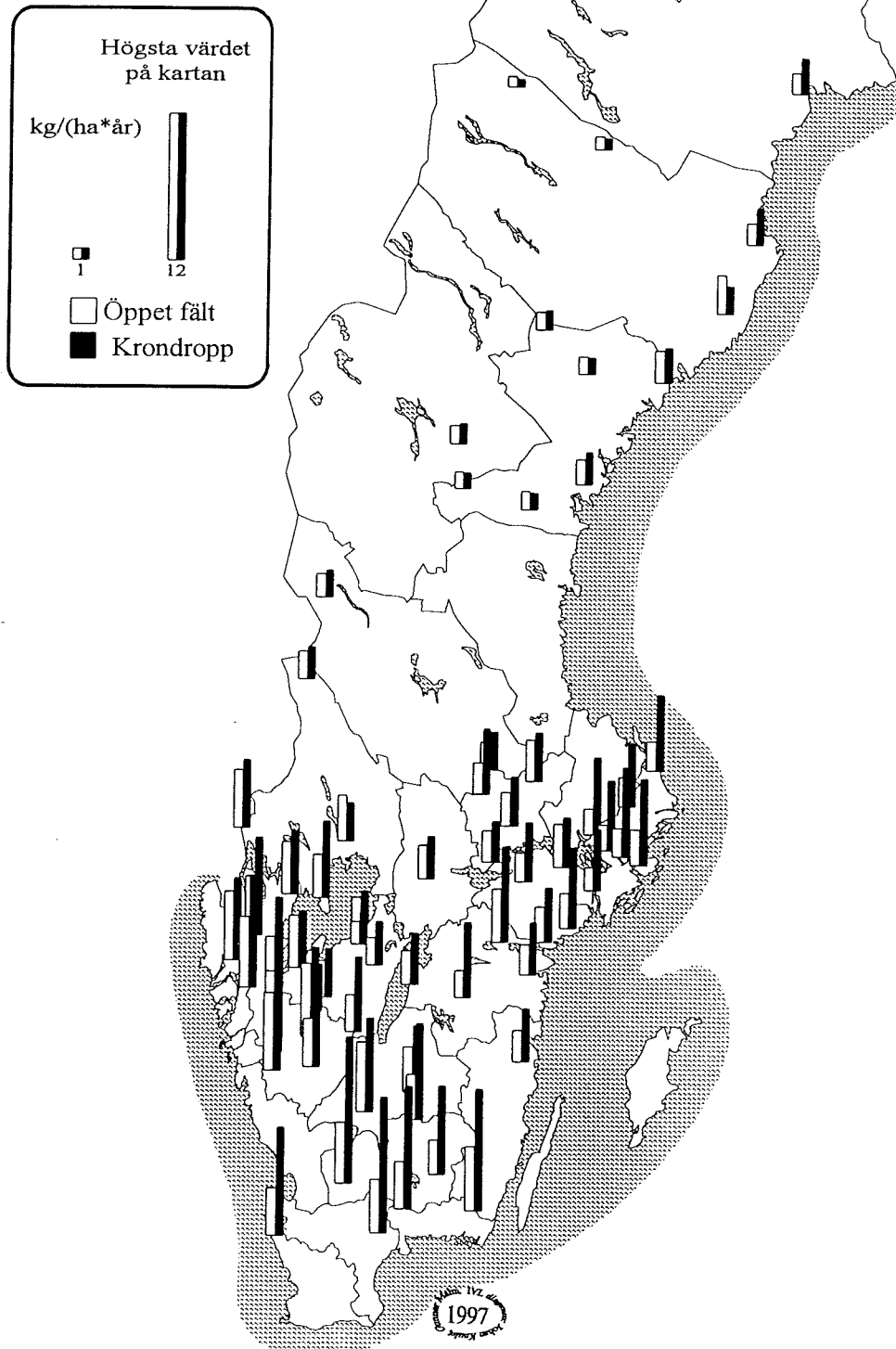
Den högsta svavelbelastningen i Norrland, 3 kg per hektar, noterades på de fem kustnära lokalerna. Till skillnad mot Gladö i Stockholms län utgjordes den till största delen av våtdeposition. Torrdepositionen, mätt som skillnad mellan krondropp och deposition på öppet fält, var mindre än 1,2 kg/ha. Den minsta svaveldepositionen, 1 kg per hektar, noterades i Ammarnäs.

Som miljömål för svavel, belastningsgräns, anges: (NV, 1993)

- 2,5 kg per hektar och år i Norrland och Svealand
- 3 kg per hektar och år i Götaland.

⁴ Med torrdeposition menas här skillnad mellan nedfall till skogsmark och nedfall på öppet fält.

Svavelnedfall okt 95 - sept 96



Figur 5.1 Nedfall av antropogent svavel ($\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$) på ett urval lokaler under det hydrologiska året 1995/96.

Nedfallet av **kväve** på öppet fält, räknat som summan av ammoniumkväve och nitratkväve framgår av figur 5.2. För Götaland gäller att våtdepositionen generellt var störst på västkusten och minst på östkusten. Drygt 8 kg kväve per hektar gäller som medelvärde för nedfall på öppet fält från 17 lokaler i Älvsborgs och Göteborgs och Bohus län. Motsvarande för 10 lokaler i Blekinge och Kalmar län var drygt 5 kg per hektar. Delvis kan detta förklaras av större nederbördsmängder, men även koncentrationen av kväve var större i nederbörd från västkusten. Som regel var fördelningen mellan reducerat ammoniumkväve och oxiderat nitratkväve jämn. Högst värden för krondropp (19-21 kg per hektar) noterades på två granytor i Skaraborgs län. Dessa lokaler utgörs i princip av skogsdungar i jordbruksintensiva områden och illustrerar maximal kvävebelastning till skogsmark i denna del av Sverige. Samtidigt var nedfallet på öppet fält knappt 6 kg per hektar. Bland övriga krondroppsvärden kan 14 kg per hektar nämnas från en exponerad granyta på Billingen utanför Skövde. I tre normalt exponerade granytor i Skåne och Älvsborgs län samt en exponerad bokskog i Blekinge var motsvarande 10-11 kg per hektar. På många platser var dock depositionen av kväve betydligt lägre till marken inne i skogen än på öppet fält. Som exempel på detta kan Asa i norra Kronobergs län nämnas, där nedfallet på öppet fält var drygt 5 kg per hektar och i skogen drygt 1 kg per hektar.

Längre norrut i landet gäller generellt störst kvävedeposition i Stockholms län, där medelvärdet på öppet fält var knappt 4 kg och till marken inne i skogen knappt 5 kg kväve per hektar. Våtdepositionen var likartad i Västmanlands län men krondroppsvärdena visade betydligt lägre värden än i Stockholms län; 1,5 kg per hektar. Orsaken är troligen större torrdeposition i Stockholms län, eftersom det är svårt att föreställa sig att den kväveupptagande förmågan skulle vara så mycket större i Västmanlands, jämfört med i Stockholms län.

Även i Norrland var nedfallet av kväve större på kustnära lokaler i öster än längre in i landet. Värdena var generellt lägre 1995/96 än föregående år och betydligt lägre än i Svealand. Våtdepositionen av kväve var 2 kg per hektar räknat som medelvärde från de fem kustnära lokalerna och 0,4 kg per hektar till marken inne i skogen på samma lokaler. Detta tyder på att vegetationen på ett mycket effektivt sätt utnyttjat tillgängliga kvävemängder. Fördelningen mellan reducerat och oxiderat kväve var i stort sett jämn.

Det totala kvävenedfallet går inte att mäta på samma sätt som för svavel, eftersom kväve tas upp i trädkronorna. Kvävedepositionen till skogsmarken, mätt via krondropp, är därför klart lägre än kvävedepositionen på öppet fält i opåverkade miljöer. Upptag av kväve direkt i trädkronorna får också större relativ betydelse i områden där den totala kvävedepositionen är låg. Det kväve som tas upp direkt i trädkronorna kan antingen användas för trädens tillväxt eller för påväxt av alger och lavar på trädens barr och grenar. På Sveriges syd- och västkust är kvävedepositionen på många håll så stor att huvuddelen passerar trädkronorna utan att tas upp av vegetationen. Kvävenedfallet till skogsmarken visar därför en ännu större gradient över landet än nedfallet på öppet fält.

Som miljömål, belastningsgräns för kväve anges: (NV, 1993)

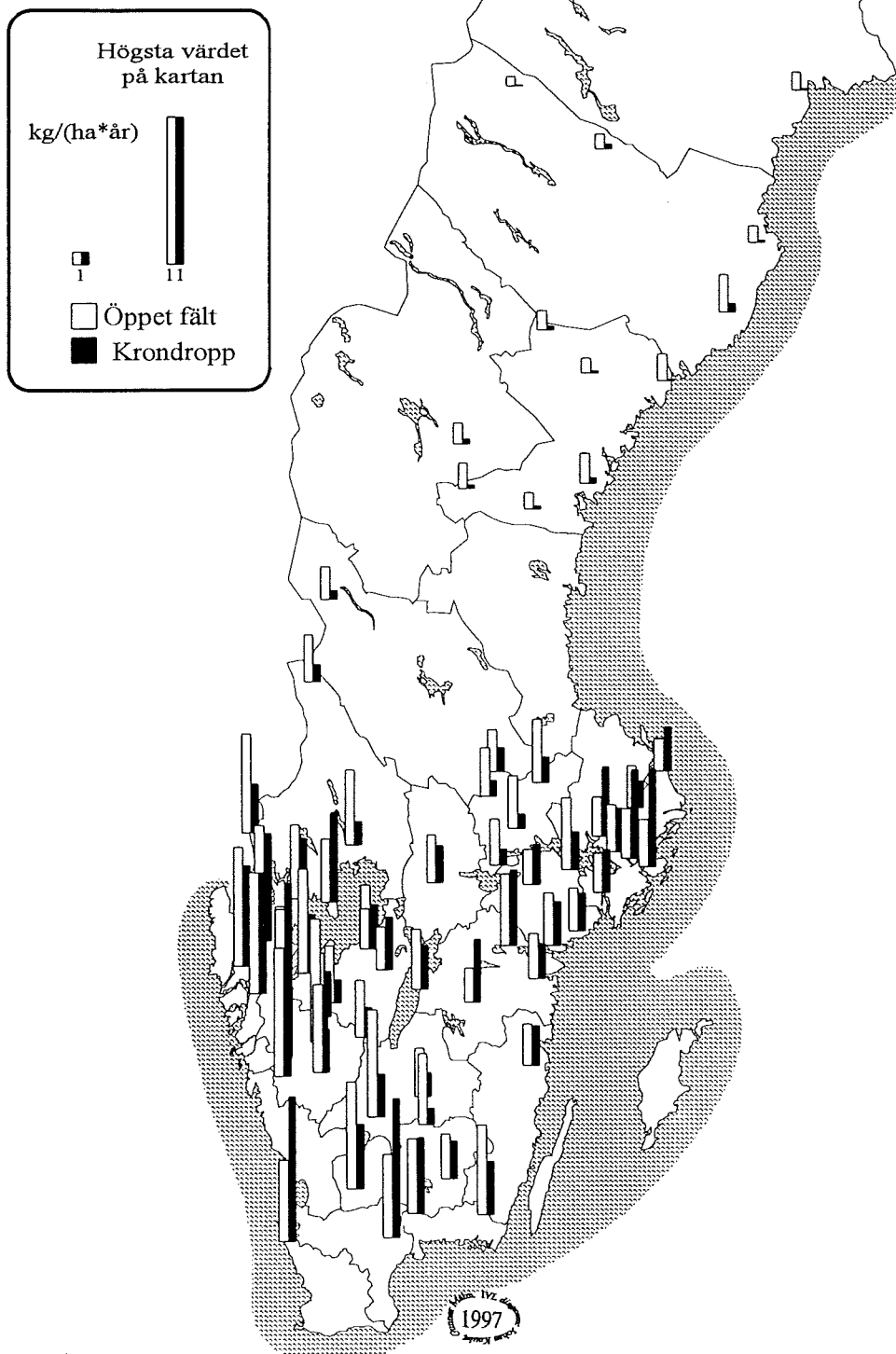
- 3 kg per hektar och år i Norrland
- 4 kg per hektar och år i Svealand
- 5 kg per hektar och år i Götaland

Den stora regionala skillnaden mellan nedfallet av svavel och kväve i olika delar av Sverige framgår även av tabell 5.1 (egentligen en sammanfattning av senaste årens data i figur 4.15 och 4.16 i denna rapport och motsvarande för södra och mellersta Sverige). Tabellen visar generellt lägre värden för 1995/96 än för 1994/95.

Tabell 5.1 Nedfall av svavel och kväve under oktober 1995 - september 1996. Variation mellan medelvärden i olika län, baserat på mätningar i fyra län i norra Sverige, sju län i mellersta Sverige och åtta län i södra Sverige. Siffror inom parentes anger motsvarande för 1994/95.

	Svavel, kg/ha*år		Kväve, kg/ha*år	
	Öppet fält	Krondropp i granskog	Öppet fält	Krondropp i granskog
Norra Sverige	1-2 (2-4)	2 (2-3)	1-2 (2-3)	<0,5 (1)
Mellersta Sverige	2-4 (4-5)	2-7 (5-9)	3-5 (4-6)	1-5 (2-5)
Södra Sverige	3-6 (4-9)	6-11 (7-16)	5-10 (5-14)	3-11 (2-20)

Kvävenedfall okt 95 - sept 96



Figur 5.2 Nedfall av kväve, räknat som summa nitratkväve och ammoniumkväve, på ett urval lokaler under det hydrologiska året 1995/96.

5.2 Markvatten

Resultaten visar en kraftig försurningspåverkan på många platser i södra Sverige med surt markvatten som innehåller mycket aluminium och lite baskatjoner. Liknande förhållanden har noterats i Örebro län samt på två kustnära lokaler i norra Sverige. På de båda norrlandslokalerna kan orsaken delvis vara naturlig förekomst av svavel i marken. Generellt utnyttjas tillgängliga kvävemängder i de undersökta skogsytorna. Undantag finns främst på kustnära lokaler i södra Sverige, där mätningarna indikerar transport av nitratkväve från skogsekosystemet.

Som jämförelse mellan olika delar av landet redovisas resultat från markvattenprovtagningarna på samma granytor som redovisades i avsnitt 5.1, med översikt över depositionen. Markvattnets sammansättning varierar i allmänhet mer än nedfallets storlek och på grund av skillnader i markegenskaper kan stora skillnader föreligga mellan olika lokaler inom ett län. De i figur 5.3-5.7 redovisade värdena avser medianvärdet från samtliga mättillfällen på respektive lokal. Tidsperioderna och antalet provtagningar skiljer sig därför mellan olika områden. Generellt finns längre tidsserier i södra Sverige än i norra Sverige.

Vid en jämförelse av halter i markvatten från olika lokaler i Sverige, är det viktigt att komma ihåg att mängden nederbörd varierar i olika områden. Detta kan göra att koncentrationen blir högre på en lokal med liten nederbörd, jämfört med en nederbördsrik plats, trots likartad belastning av luftföroreningar, samt liknande markkemi.

Det **pH-värde** som oftast noterats i markvatten från de olika lokalerna framgår av figur 5.3 och visar en kraftig försurningspåverkan främst i landets södra delar. Riktigt surt markvatten, pH-värden under 4,4, har främst förekommit i landets södra delar; Skåne och Blekinge. Markvatten från en av de två kraftigt kvävebelastade "skogsdungarna i jordbruksintensivt område" i Skaraborgs län (se avsnitt 5.1, "kväve") har varit ännu surare; 4,1 som medianvärde. För Svealand gäller generellt att markvattnet varit mindre surt; runt 5 i Värmland, Västmanland och Östergötland och närmare 6 på lokalerna i Stockholms och Södermanlands län. Markvatten från lokalerna i Örebro län avviker med betydligt surare markvatten än i kringliggande län; oftast runt 4,6. I Norrland har liknande värden förekommit på de båda kustnära lokalerna utanför Umeå och Luleå. Delvis kan det på dessa lokaler ha orsakats av en naturlig förekomst av svavel i marken. Markvatten från övriga Norrlandslokaler har generellt varit mindre surt; runt pH 6.

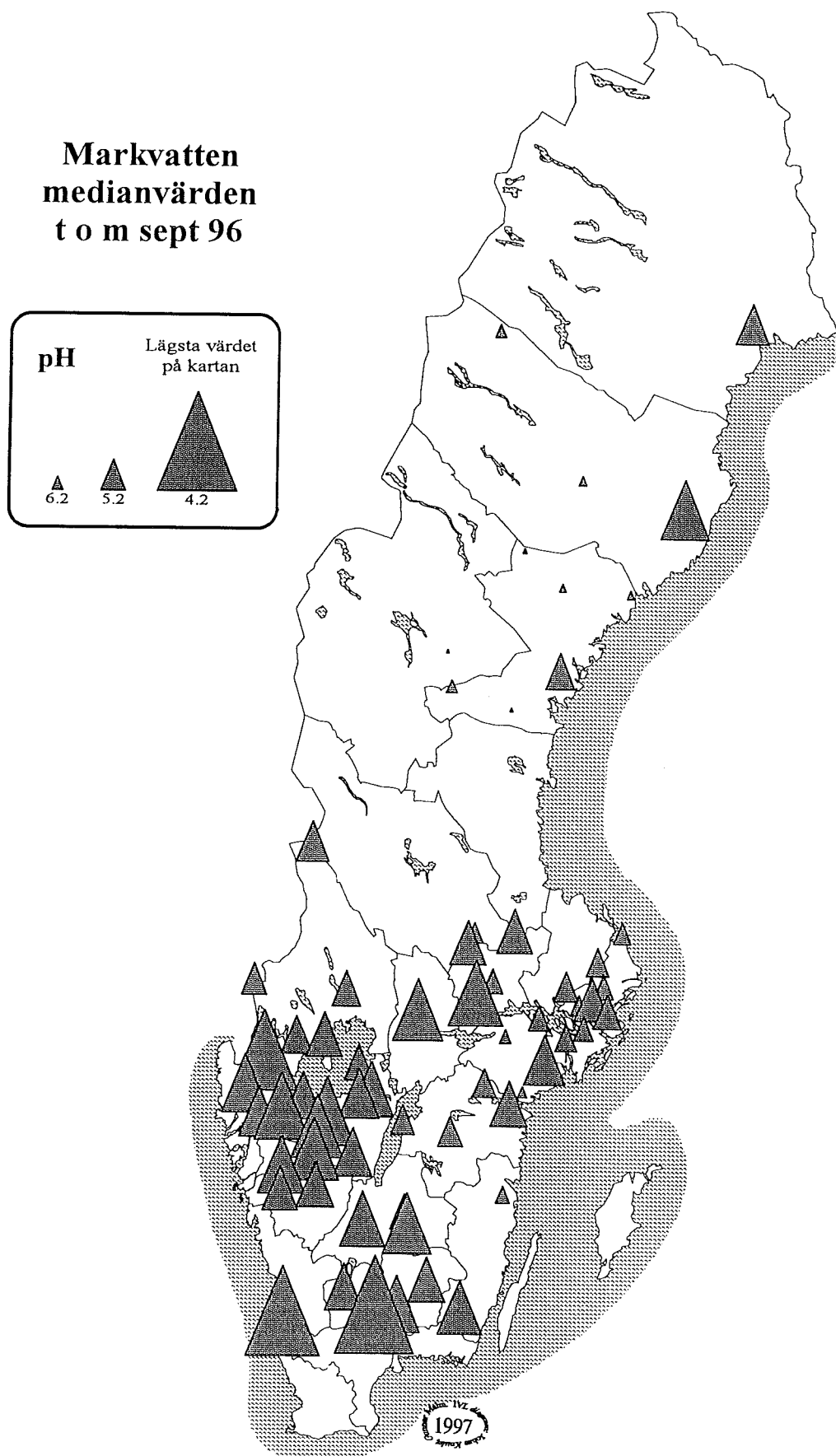
Markvattnets innehåll av nitratkväve har varit under detektionsgränsen på 2 µg/l på flertalet undersökta lokaler. Höga halter har främst förekommit på fem kustnära lokaler i södra Sverige (nu avslutade) samt Omberg i Östergötlands län. På två av sex nystartade lokaler i Skåne har halterna av nitratkväve dock varit höga vid de två första provtagningarna.

De lägsta halterna av **kalcium** (figur 5.5) har som regel påträffats i södra Sveriges inland och på västkusten. Även markvatten från Sundom utanför Luleå, den avslutade lokalen i Stora Njakafjäll i Västerbotten samt fyra nystartade EU-ytor i Norrbottens och Västerbottens län har haft kalciumhalter under 1 mg/l. Mängden kalcium i markvattnet påverkas av markens förråd av utbytbar kalcium och nedfallet av starksyra (svavelsyra och salpetersyra). I samband med belastning av starksyra gör den normala buffertmekanismen att kalcium löses ut, från markpartiklarna till markvattnet, vilket gör att markvattnets pH-värde inte sjunker.

I södra Sverige har flera decenniers kraftig syradeposition utarmat markernas normala buffertsystem, med låga halter av kalcium och andra baskatjoner som följd i markvatten från flera lokaler. I ett område som Stora Njakafjäll och de nystartade EU-ytorna i Norrbotten och Västerbotten beror de låga kalciumhalterna sannolikt på en kombination av låg deposition och svårvittrade marker. Områden med svårvittrade marker, och liten mängd utbytbara baskatjoner på markpartiklarna, är känsligare för belastning av försurande ämnen än områden med kalciumrika, och mer lättvittrade, jordarter. Under förutsättning att markvattenprovtagarna, på 50 cm djup, inte är påverkade av grundvatten antyder de mycket höga halterna av kalcium (40-50 mg/l) kalkrika och välbuffrade marker på Rödön och i Gällö i Jämtlands län. I Bergboö i norra Stockholms län är den troliga orsaken relativt ung jordart med hög kalkhalt (Björkhem, 1989).

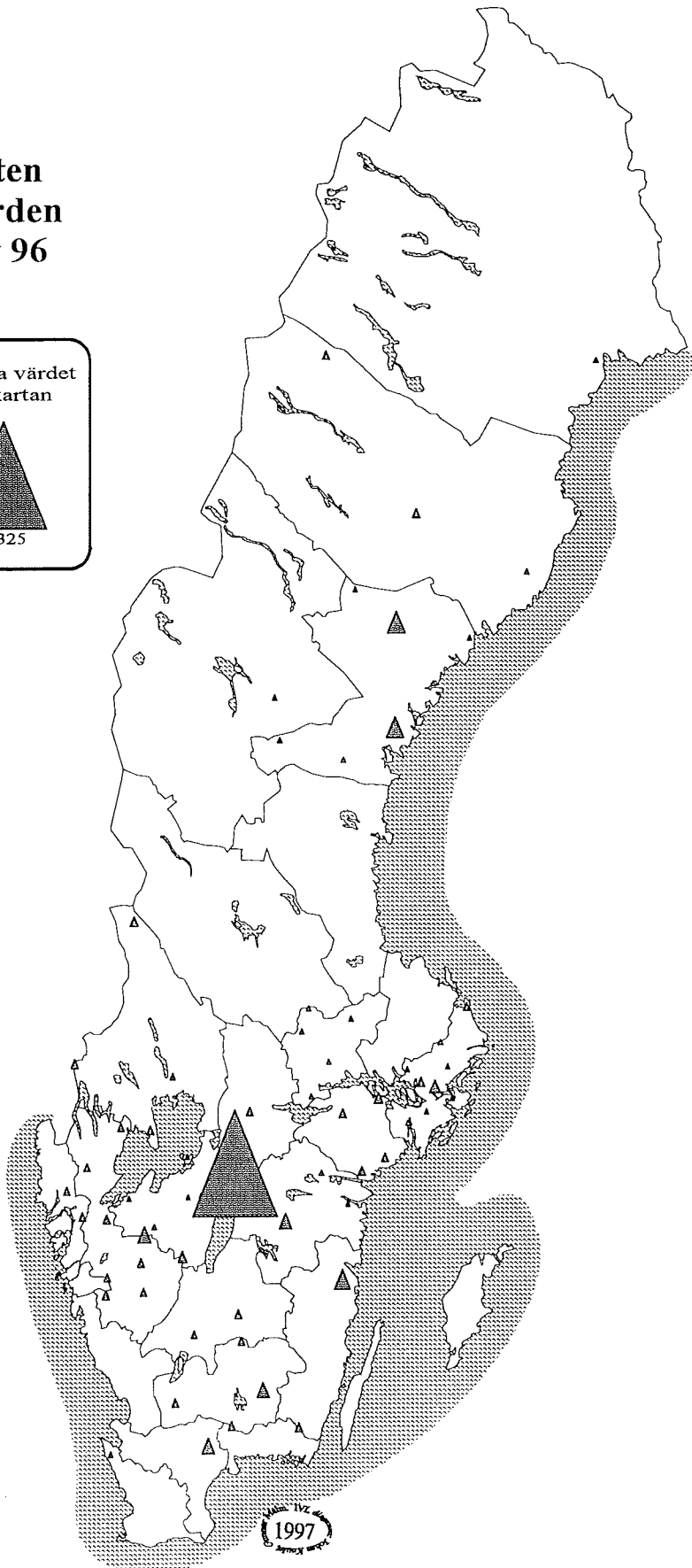
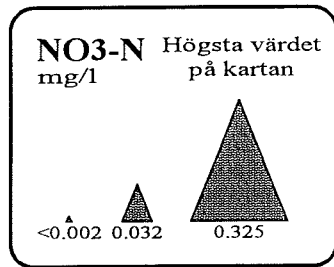
Figur 5.6 visar generellt högre halter av **aluminium** i södra Sverige än i norra Sverige, beroende på samband mellan starksyrelastning samt markvattnets surhetsgrad och aluminiumhalter. Halterna har generellt varit högst i Skåne, Halland, Blekinge, Göteborgs och Bohus, Kalmar och Älvsborgs län, där länsbaserade medianvärden från samtliga provtagningar i respektive län varit mellan 1,5 och 3,1 mg/l (Hallgren Larsson m. fl., 1997). Jämfört med övriga Svealand har förhållandevis höga aluminiumhalter på 1,5 mg/l också noterats i Örebro län (tillsammans med låga pH-värden som redovisats ovan) Markvatten från lokalerna utanför Umeå och Luleå har haft aluminiumhalter mellan 1-2 mg/l vilket skiljer sig från övriga Norrlandslokaler där halterna oftast varit under 0,1 mg/l.

Markvattnets innehåll av baskatjoner (BC) i relation till mängden oorganiskt aluminium (ooAl) används ofta som indikation på markens **försurningsstatus**. Värdet anges som en kvot (BC/ooAl) och baseras på enheten mol. Låg kvot innebär mer försurad mark än hög kvot. Stor risk för skador anses föreligga om kvoten är under 1. Figur 5.7 visar generellt betydligt lägre kvoter i södra Sverige än i norra Sverige. Trots likartade aluminiumhalter är trianglarna mindre (mindre ekologisk risk/högre kvot) på västkusten än en bit in i landet. Orsaken är den stora depositionen av havssalter som bidrar till högre halter av främst magnesium i markvattnet, vilket teoretiskt minskar den toxiska effekten av aluminium. Från norra Sverige indikeras längst framskriden markförsurning på lokalerna utanför Umeå och Luleå, som delvis kan bero på en naturlig förekomst av svavel i marken (Hallgren Larsson & Westling, 1997).

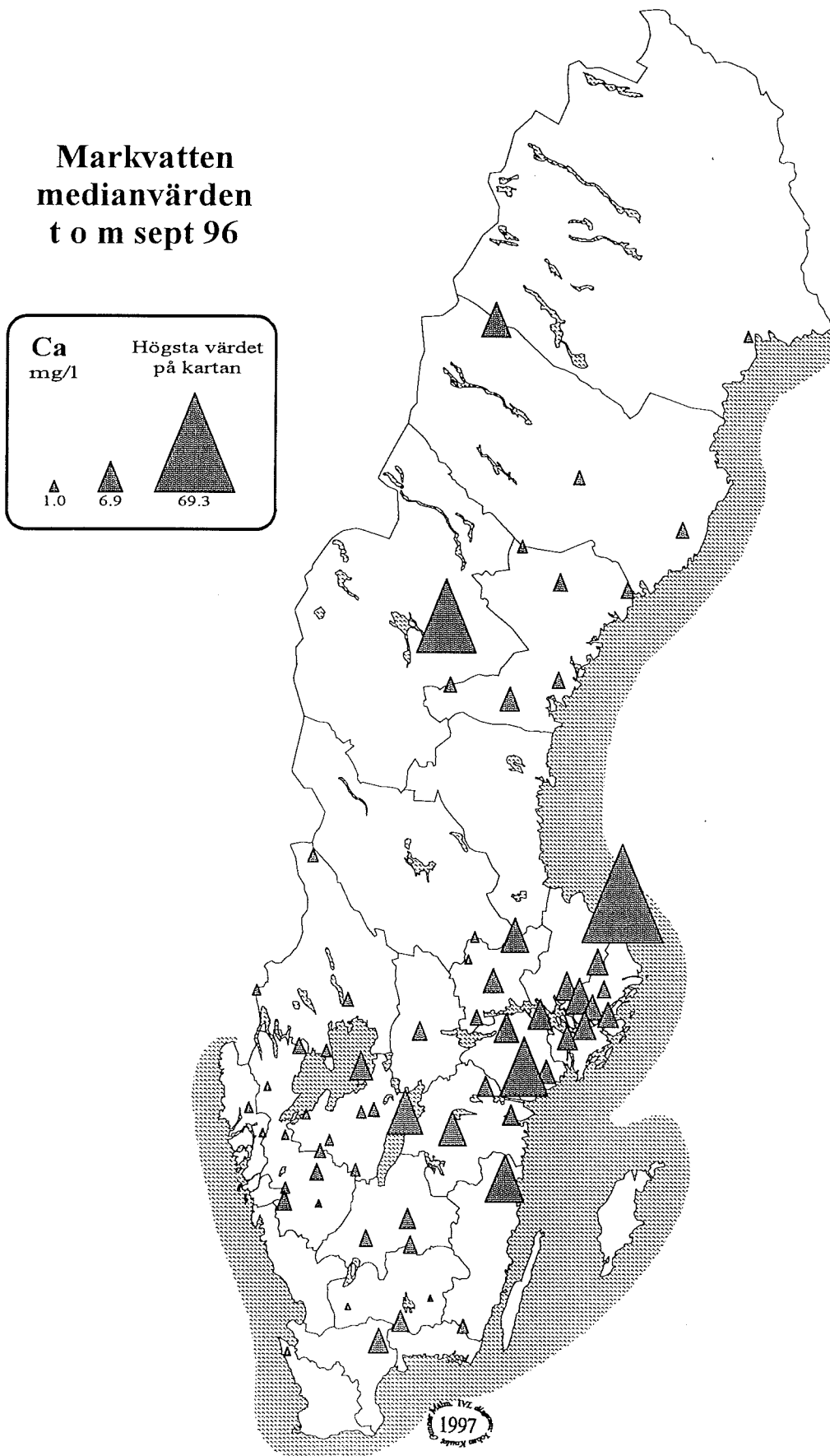


Figur 5.3 Vätejonkoncentration (pH) i markvatten från 50 cm djup från flertalet lokaler, medianvärden från samtliga provtagningar till september 1996.

**Markvatten
medianvärden
t o m sept 96**

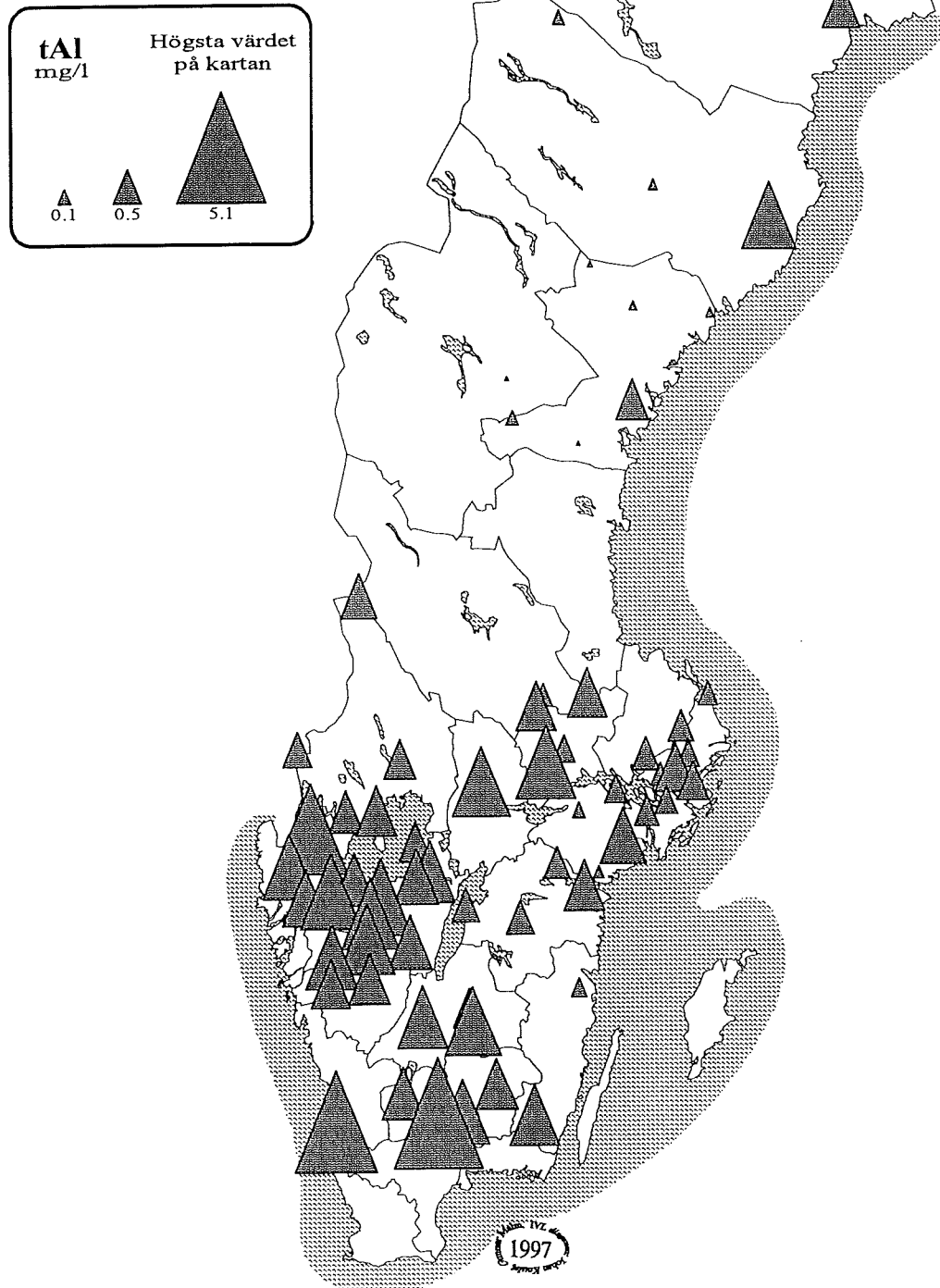


Figur 5.4 Koncentration av nitratkväve i markvatten från 50 cm djup. Medianvärden från flertalet lokaler; samtliga provtagningar till september 1996.



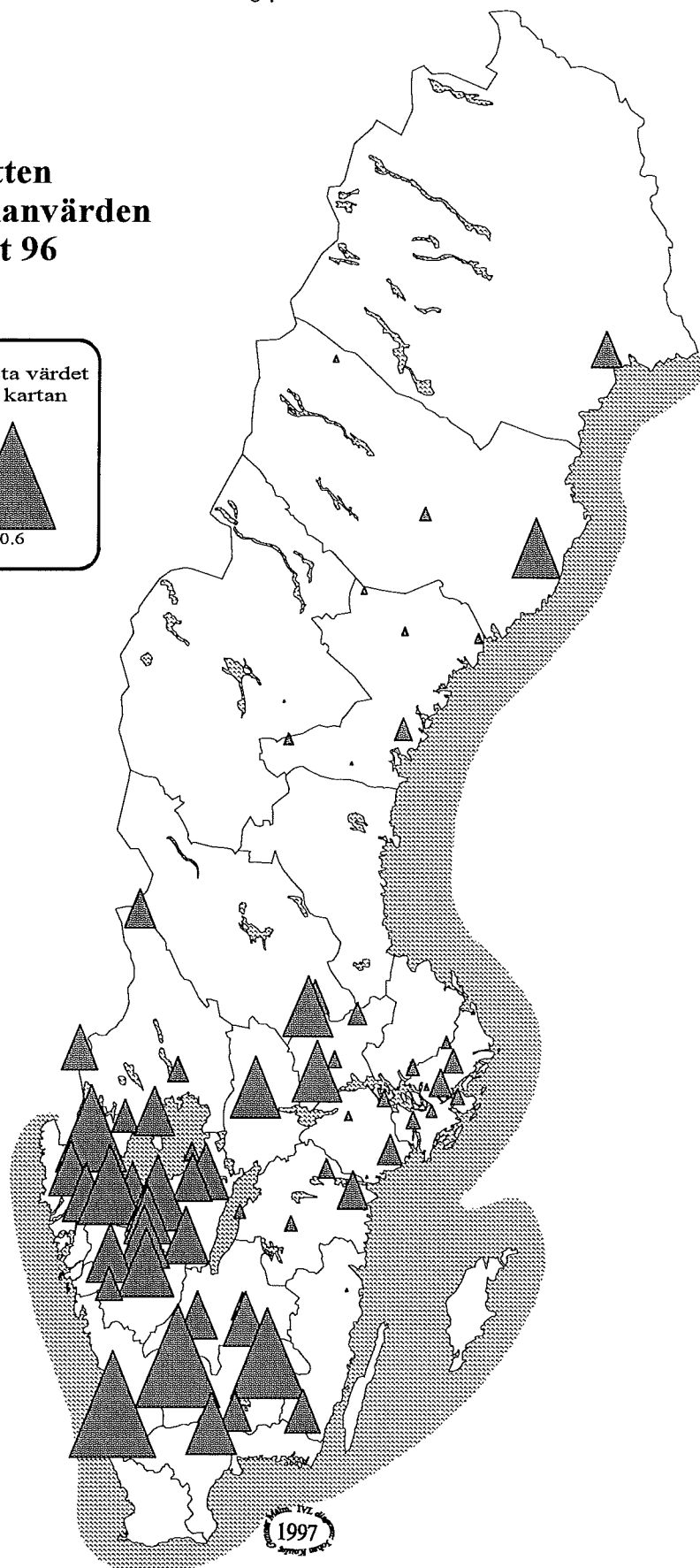
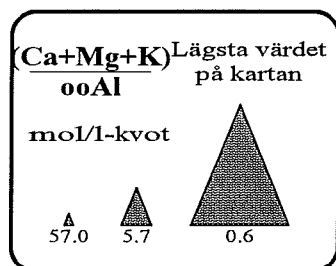
Figur 5.5 Koncentration av kalcium i markvatten från 50 cm djup. Medianvärden från flertalet lokaler; samtliga provtagningar till september 1996.

**Markvatten
medianvärden
t o m sept 96**



Figur 5.6 Koncentration av aluminium i markvatten från 50 cm djup. Medianvärden från flertalet lokaler; samtliga provtagningar till september 1996.

**Markvatten
kvoter på medianvärden
t o m sept 96**



Figur 5.7 Kvot mellan baskatjonerna kalcium, magnesium samt kalium och oorganiskt aluminium i markvatten från 50 cm djup. Medianvärde från alla provtagningar på ett urval lokaler till och med september 1996. Notera att kvoten är inverterad, vilket gör att låg kvot (stor ekologisk risk) ger stor triangel.

5.3 Lufthalter

Till följd av intransport av svaveldioxid från kontinenten förekommer en generell gradient över Sverige, med avtagande SO_2 -halter i luften från söder till norr. Förekomsten av kvävedioxid i luften är i hög grad trafikrelaterad, och följaktligen är halterna lägst i de regioner som är minst trafikpåverkade. Ammoniakkoncentrationen i luft kan uppvisa stor lokal variation, ofta med höga halter i jordbruksområden/närhet till animalieproduktion. Även halterna av ozon kan variera lokalt, men belastningen som medelvärde under sommarhalvåret i bakgrundsområden är relativt jämn över landet.

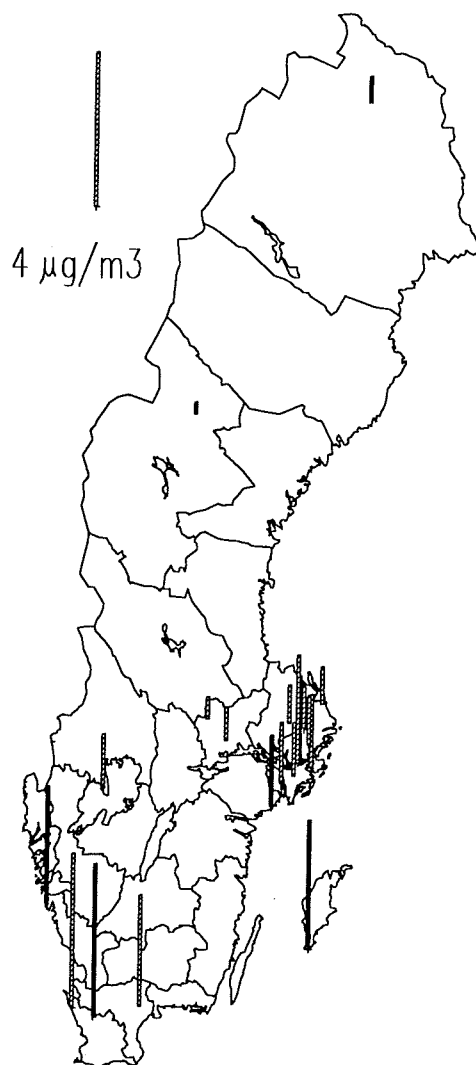
Resultaten från lufthaltsmätningarna i anslutning till krondroppslokalerna i Stockholms, Västmanlands, Värmlands, Skaraborgs, Jönköpings, Kristianstads samt Malmöhus län under det hydrologiska året 1995/96 illustreras som periodmedelvärden (SO_2 , NO_2 ; oktober-september, NH_3 , O_3 ; april-september) i figur 5.8-5.11. Dessutom redovisas uppmätta halter för de aktuella komponenterna i bakgrundsluft vid de svenska EMEP-stationerna (European Monitoring and Evaluation Programme inom UN-ECE).

Halten av SO_2 i luften uppvisar en kraftig gradient över Sverige, främst på grund av intransport av förorenade luftmassor från den europeiska kontinenten. Följaktligen uppmäts de högsta halterna i den södra delen av landet, se figur 5.8. Längst upp i norr kan en viss haltförhöjning noteras, till stor del orsakad av emissioner från de stora industriområdena på Kolahalvön. I mellersta Sverige var SO_2 -halterna under den aktuella mätperioden i storleksordningen 2-3 gånger lägre än i södra Sverige.

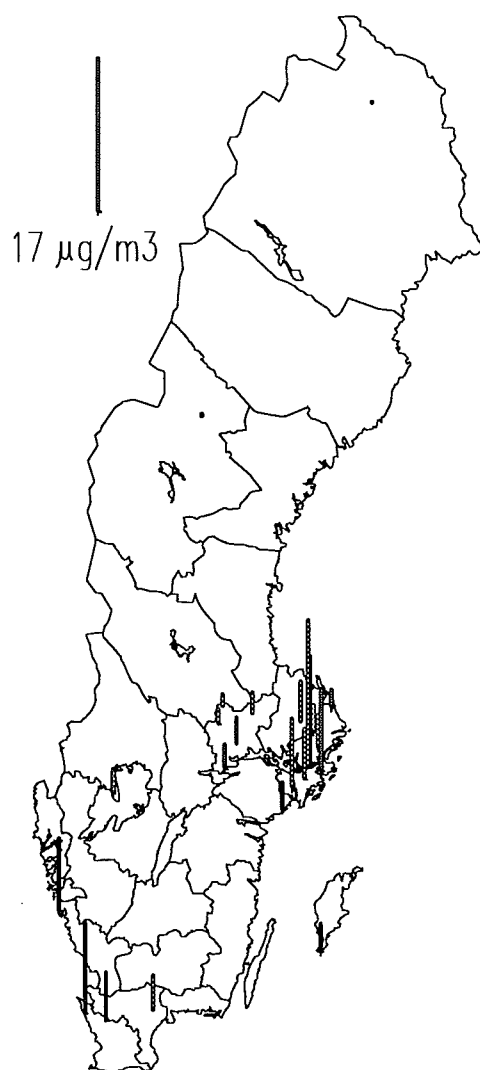
Förekomsten av NO_2 i luft är i stor utsträckning trafikrelaterad, vilket också framgår av figur 5.9. Halterna var under perioden betydligt högre i södra Sverige samt vid flertalet av lokalerna i Stockholms län än i de inre delarna av mellersta Sverige, där trafikpåverkan kan antas vara mindre. De lägsta NO_2 -halterna observerades vid EMEP-stationerna Breckälven (norr om Östersund) och Esrange (öster om Kiruna).

Den lokala variationen i luftkoncentrationen av NH_3 kan vara betydande, även om det sannolikt sker en viss intransport söderifrån. Under april-september 1996 var det en faktor 10 i skillnad mellan högsta och lägsta periodmedelhalt ($1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Agnestad, Skaraborg respektive $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Finnbo och Vretbacken, Västmanland).

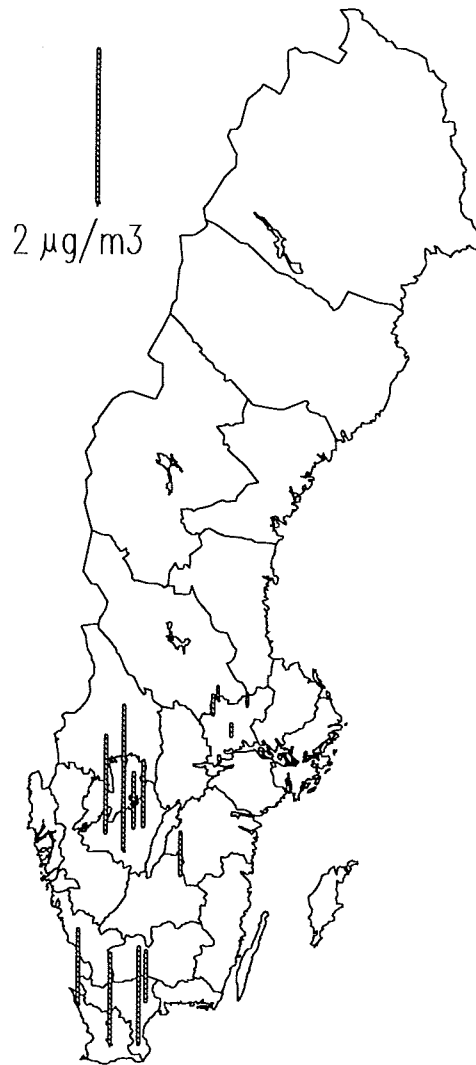
Medelvärdet under sommarhalvåret av O_3 , som redovisas i figur 5.11, var relativt likartat i hela landet, med en antydning till något högre halter i södra och västra Sverige. Medelhalten varierande mellan 60 och $70 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ vid flertalet av lokalerna, med något lägre nivåer i främst Stockholms län samt i de inre delarna av landet. Lokala förhållanden kring mätpunkten kan påverka halten av ozon; främst NO_2 -emissioner, men också nattinversion och/eller deposition av ozon till närliggande växtlighet, vilket medför lägre ozonhalter.



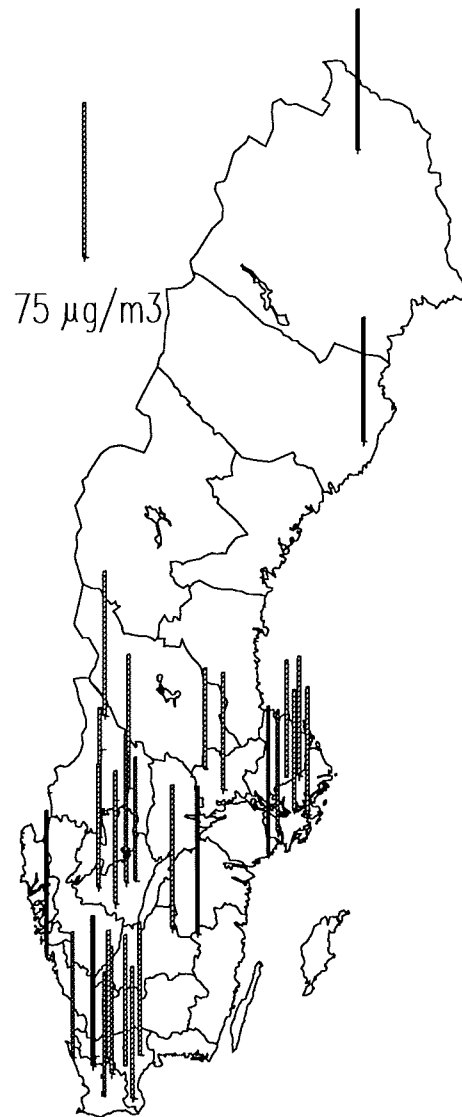
Figur 5.8 SO₂-halt vid krondroppslokalerna i Stockholms, Värmlands, Västmanlands, Kristianstads och Malmöhus län under perioden oktober 1995 - september 1996. Fyllda staplar = EMEP-stationer.



Figur 5.9 NO_2 -halt vid krondroppslokalerna i Stockholms, Värmlands, Västmanlands, Kristianstads och Malmöhus län under perioden oktober 1995 - september 1996. Fyllda staplar = EMEP-stationer.



Figur 5.10 NH₃-halt vid krondroppslokalerna i Västmanlands, Skaraborgs, Jönköpings, Kristianstads och Malmöhus län under perioden oktober 1995 - september 1996. Fyllda staplar = EMEP-stationer.



Figur 5.11 O_3 -halt vid krondroppslokalerna i Stockholms, Västmanlands, Värmlands, Skaraborgs, Jönköpings, Kristianstads och Malmöhus län under perioden oktober 1995 - september 1996. Fyllda staplar = EMEP-stationer.

6. Referenser

- Alcock, M. R. & Morton A. J., 1980. Nutrient content in throughfall and stemflow in woodland recently established on heathland. *J. of Ecology* 73:625-632.
- Björkhem, G., 1989. Skogsprovytor i Stockholms län. Rapport nr 5. Markkemi i Stockholms län. Länsstyrelsens miljövårdsenhet. Stockholm.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (red.), 1992. Critical loads for nitrogen - a workshop report. Nordic Council of Ministers. Report 1992:41. Köpenhamn.
- Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Malm, G. & Westling, O., 1995. Deposition of acidifying compounds in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 85(1-4): 2271-2276.
- Hallgren Larsson, E., Sjöberg, K. & Westling, O., 1996. Luftföroreningar i mellersta Sverige - nedfall, halter och effekter oktober 1994-september 1995. IVL rapport B 1236. Aneboda.
- Hallgren Larsson, E. & Westling, O., 1997. Luftföroreningar i norra Sverige - nedfall, halter och effekter oktober 1995-september 1996. IVL rapport B 1264. Aneboda.
- Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Lövblad, G., Malm, G., Sjöberg, K. & Westling, O., 1997. Luftföroreningar i södra Sverige, 1985 till 1995. IVL rapport B 1257. Aneboda.
- Hällgren, Jan-Erik., 1992. Inst. för Genetik och Växtfysiologi, SLU, Umeå. Muntligt meddelande.
- Höglund Britta, 1997. Länsstyrelsen i Stockholms län. Muntligt meddelande.
- ICP-Forest., 1994. *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Edited by the Programme Coordinating Centres of UN/ECE ICP-Forest, Hamburg and Prague.
- ICP-Forest, 1996. *Draft version of the Submanual on Soil Solution Collection and Analysis*. From the 6th meeting of the Forest Soil Expert Panel, UN/ECE ICP-Forest Brussels, 1-2 April.
- Innes, J.L., 1993. Forest Health: its assessment and status. pp 410-418. CAB international, UK.
- Ivens, W. P. M. F., 1990. Atmospheric deposition onto forests: an analysis of the deposition variability by means of throughfall measurements. Amsterdam.
- NV, 1993. Ett miljöanpassat samhälle - Miljö 93. SNV, Rapport 4234. Solna.
- NV, 1995. *Permanent observationsytor*. Delprogram i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning. Stockholm.
- Pettersson, P. & Örlander G., 1995. Asa Försökspark, SLU. Muntligt meddelande.
- SMHI, 1995-1996. Väder och Vatten. Norrköping.
- Westling, O., Hallgren Larsson, E., Sjöberg, K. & Lövblad, G., 1992. Deposition och effekter av luftföroreningar i södra och mellersta Sverige. IVL rapport B 1079. Aneboda.
- Westling, O., Hultberg, H. & Malm, G., 1995. Total deposition and tree canopy internal circulation of nutrients in a strong acid deposition gradient in Sweden, as reflected by throughfall fluxes. In: L.O. Nilsson, R. F. Hüttl and U. T. Johansson (red.), *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*, 639-647, 1995. Kluwer Academic Publishers. Printed in Netherlands.
- Örlander, G., Westling, O. & Pettersson, P., 1994. Markvattnets innehåll av baskatjoner och aluminium och dess påverkan på tillväxt och kådflöde i kraftigt försurad granskog. IVL rapport B 1155. Aneboda.