



Återhämtning eller fortsatt försurning?

Sammanställning samt trendstudier av sulfat- och baskatjonbudgetar för
åtta svenska avrinningsområden

Examensarbete, 20 p

av

Åsa Wisén

Institutionen för Miljöanalys
Sveriges Lantbruksuniversitet
Box 7050, SE 750 07 Uppsala

Handledare: Jens Fölster

Återhämtning eller fortsatt försurning?

**Sammanställning samt trendstudier av sulfat- och
baskatjonbudgetar för åtta svenska avrinningsområden**

ISSN 1403-977X

ABSTRACT

In order to study how the pool of sulphate and base cations in the soil have changed during the last 10-15 years, time trends on calculated sulphate and base cation budgets for eight small Swedish catchments, were investigated. In addition, a comparison between two methods for dry deposition estimation was performed.

Despite a decline in acid sulphur deposition over Sweden, only small signs of recovery can be seen in nature. This might be due to an acidifying net loss of sulphur from the soil pool, where an accumulation could have taken place during periods with high deposition. The pool of base cations in soil may also have been reduced and it might take time for the pool to recover. Such accumulations and reductions can be studied with budget calculations. However existing budgets are uncertain mainly because of difficulties to estimate dry deposition correctly. In this study, dry deposition of sulphur and base cations were calculated by their chloride ratio. Dry deposition of chloride was calculated from the difference in chloride in bulk deposition and stream water. In addition, another method using vegetation maps together with the ratio between throughfall and bulk deposition at sites near the studied areas, was utilized to get an alternative estimation.

A decrease in the soil pool can be seen and this, along with the fact that the decrease of sulphate in stream water does not follow the decrease in total deposition, indicates that the catchments are leaking sulphate. In the southern parts of Sweden the losses from soil were bigger than in the northern parts. Changes in the soil pool of base cations were in general small, apart from a great negative trend in the pool of sodium in the most southern site. All changes, however, can be explained by changed marine impact, since no trends for non-marine base cations could be found except in one northern site.

The two methods for dry deposition estimation gave different results. The method using vegetation maps indicated less dry deposition of sulphate than the method using chloride ratios. The map method gave negative dry deposition of non-marine base cations. This is incorrect and is a result of that the data used showed less throughfall than bulk deposition for many areas. However, the vegetation correction included in the map method can be useful for other monitoring sites, since it can be utilized for correcting throughfall measurements made in vegetation types not representative for the whole monitoring area.

Key words: acidification, recovery, base cations, sulphur, trends

SAMMANFATTNING

Med målet att studera förändringar i markförrådet av svavel och baskatjoner under de senaste 10-15 åren har trendanalyser gjorts på beräknade svavel- och baskatjonbudgetar för åtta avrinningsområden utspridda över Sverige. Vidare har en jämförelse gjorts mellan två metoder för torrdepositionsuppskattning.

Trots en kraftig minskning av det försurande nedfallet över Sverige, framför allt svavel, kan bara små tecken på försurningsåterhämtning ses i naturen. Det kan bero på att sulfat har lagrats upp i marken under perioder med hög deposition för att nu läcka ut och verka försurande då nedfallet gått ner. Dessutom kan baskatjonförrådet ha blivit utarmat och en uppbyggnad av det är en långsam process. Med budgetberäkningar kan upplagringar och utarmningar studeras, men de budgetar som finns är relativt osäkra p.g.a. svårigheten att få en korrekt torrdepositionsuppskattning. I det här arbetet beräknas torrdepositionen av svavel och baskatjoner utifrån deras förhållande till torrdeponerat klorid, som i sin tur beräknas ur skillnaden i mängd klorid i bulkdeposition och uttransport. Dessutom görs ett försök till noggrannare torrdepositionsuppskattning genom att utnyttja vegetationskartor samt förhållandet mellan torr- och bulkdepositionen vid näraliggande krondroppsstationer.

Resultaten tyder på att det finns upplagrat sulfat i marken som nu frigörs. Det syns som en minskning i markens sulfatförråd och dessutom i att minskningen i uttransporterat sulfat inte följer minskningen i deposition. I södra Sverige tycks utlakningen av sulfat vara kraftigare än längre norrut. Förändringarna i markens förråd av baskatjoner är generellt sett små, bortsett från en kraftig negativ trend för natriumförrådet i det sydligaste området. Alla förändringar i områdenas baskatjonförråd kan dock förklaras av ändringar i den del av förråden som är av marint ursprung. Det har nämligen inte skett någon förändring i markens förråd av icke-marina baskatjoner under den studerade perioden, bortsett från ett norrländskt område där det syns ha ägt rum en uppbyggnad av markens förråd av icke-havssaltsrelaterade baskatjoner.

De två metoderna för torrdepositionsuppskattning gav olika resultat. Metoden där vegetationskartor utnyttjades gav lägre värden för torrdeposition av svavel jämfört med metoden som utnyttjade områdenas kloridbalans. För icke-marina baskatjoner gav kartmetoden negativa värden, vilket är felaktigt och beror på att bulkdepositionen i många fall överskred krondroppsmängden vid de stationer varifrån data hämtades. Den vegetationskorrigering som kartmetoden innehåller kan dock vara användbar även för andra övervakningsområden då den gör det möjligt att korrigera mätresultaten om krondroppsmätningar inte görs i en vegetation som är representativ för hela ytan.

1 INLEDNING	7
2 BAKGRUND	8
2.1 DEPOSITION	8
2.2 UPPTAG I VEGETATION	9
2.3 VITTRING	9
2.4 UTTRANSPORT	10
2.5 MARKPROCESSER	10
2.5.1 SVAVEL	10
2.5.2 BASKATJONER	11
2.6 STUDERADE OMRÅDEN	11
3 METOD	13
3.1 DEPOSITION	13
3.1.1 TORRDEPOSITIONSUPPSKATTNING MED KLORIDMETODEN	14
3.1.2 TORRDEPOSITIONSUPPSKATTNING MED KÄRTMETODEN	14
3.2 UTTRANSPORT	16
3.3 ICKE-MARINA BASKATJONER & -SULFAT	16
3.4 BUDGETSAMMANSTÄLLNING & TRENDANALYS	16
4 RESULTAT	17
4.1 BULKDEPOSITIONENS STORLEK	17
4.2 TORRDEPOSITIONENS STORLEK	18
4.3 UTTRANSPORTENS STORLEK	18
4.4 BUDGETAR	20
4.5 DEPOSITIONSTRENDER	21
4.6 UTTRANSPORTTRENDER	22
4.7 TRENDER FÖR BUDGETENS RESTPOST	22
5 DISKUSSION	24
5.1 SULFATRENDER	24
5.2 BASKATJONTRENDER	25
5.3 JÄMFÖRELSE AV METODERNA FÖR TORRDEPOSITIONSUPPSKATTNING	26
5.4 FELUPPSKATTNINGAR	26
5.4.1 OSÄKERHETER I KLORIDMETODEN	27
5.4.2 OSÄKERHETER I KARTMETODEN	27
6 SLUTSATSER	29
7 REFERENSER	30

1 INLEDNING

Utsläppen av försurande ämnen har minskat i flera decennier och nedfallet över Sverige, av framför allt svavel, har gått ned till ungefär hälften sedan 1970-talet (Westling & Lövblad, 2000). Trots detta syns bara blygsamma tecken på återhämtning i naturen (Fölster & Wilander, 2002). Att förbättringen är så liten kan bero på att återhämtningen motverkas av att den tidigare stora sulfatdepositionen lett till en sulfatupplagring i marken, som nu verkar försurande då svavlet frigörs i och med minskad deposition (Karlton, 1995; Torssander & Mörth, 1998; Wilander, 2001). Det är också troligt att en återhämtning i ytvattnet kommer att ta tid även när den kritiska belastningsnivån underskrids. Om markens baskatjonförråd utarmas måste det först byggas upp. Depositionen av försurande ämnen kan dessutom fortfarande vara högre än vad naturen tål, dvs. att markens baskatjonförråd fortsätter att utarmas och att återhämtningen bara är tillfällig (Moldan, 1999; Kirchner & Lydersen, 1995).

Med budgetberäkningar för små avrinningsområden är det möjligt att studera eventuell upplagring och utarmning av ämnen i marken. Det har utnyttjats av t.ex. Löfgren och Kvarnäs (1995) samt Fölster m.fl. (i tryck) som gjort budgetstudier för ett par av avrinningsområdena, vilka har ingått i det svenska programmet för miljö kvalitetsövervaknings (PMK). Budgetberäkningarna är dock osäkra, inte minst beroende på svårigheten att uppskatta storleken på torrdepositionen och således finns ett behov av förbättrade budgetar - genom noggrannare torrdepositionsuppskattning - för att kunna studera eventuella förändringar i markens svavel- och baskatjonförråd.

I det här arbetet har nya budgetar för sulfat- och baskatjoner ställts upp, i vilka torrdepositionen har beräknats med två olika metoder. Först beräknas den med kloridmetoden, en etablerad metod, där depositionen uppskattas utifrån beräknad mängd torrdeponerat klorid (Edwards m.fl., 1984). Kloridmetoden kan ge felaktiga resultat t.ex. vid västliga stormar utan regn då mycket havssalt torrdeponeras, särskilt över områden i södra Sverige där den marina påverkan är stor (Franzén, 1990). Det kan ge underskattningar av torrdepositionen och fel som beror på att jonförhållandena i torr- respektive bulkdeposition inte är lika, vilket metoden förutsätter. På grund av kloridmetodens osäkerheter har här ett försök till noggrannare uppskattning gjorts, där de vegetationskarteringar som finns av stora delar av områdena används, vilket gör att hänsyn till vegetationens betydelse för torrdepositionens storlek tas. I den senare metoden utnyttjas regionala krondroppsdata för att uppskatta torrdepositionen och förhoppningen är att kartmetoden ska ge en bättre torrdepositionsuppskattning än kloridmetoden.

Målet med arbetet är således att för det första få fram nya sulfat och baskatjonbudgetar för åtta svenska avrinningsområden så att eventuella trender i svavel- och baskatjonbudgetar kan studeras. För det andra är målet att jämföra två metoder för uppskattning av torrdeposition av svavel och baskatjoner. De hypoteser som testas är dels att markens förråd av svavel och baskatjoner inte har förändrats under de gångna 10-15 åren och dels att de två metoderna för beräkning av torrdeposition ger samma resultat.

2 BAKGRUND

För små avrinningsområden går det att tolka en ändring över tiden, i differensen mellan tillförsel och uttransport av t.ex. svavel, som en förändring av markens svavelförråd. Trots att de absoluta felen kan vara stora i en budget, blir förändringen över tiden säkrare, eftersom konstanta fel inte påverkar förändringar i budgeten. I enkla budgetberäkningar antas svavel och baskatjoner tillföras avrinningsområdet genom deposition och vittring och bortförsel från området antas ske genom växternas upptag och uttransport. Med dessa in- och utposter, samt en restpost som motsvarar ändring i markförrådet, kan följande uttryck ställas upp:

$$\text{Deposition} + \text{Vittring} = \text{Upptag i vegetation} + \text{Uttransport} + \Delta\text{Förråd i mark}$$

2.1 DEPOSITION

Baskatjoner och svavel når mark och vegetation genom flera olika depositionsprocesser. Dels genom våtdeposition, då ämnen deponeras med nederbörden, och dels genom torrdeposition, vilket är när gaser och partiklar deponeras eller adsorberas till en yta direkt från luften. Torrdepositionen sköljs sedan ned mot marken med nästa regn. Förutom våt- och torrdeposition sker en deposition av dimdroppar, vilket kallas dimdeposition och den totala depositionen blir således den sammanlagda torr-, våt- och dimdepositionen.

Mätning av enbart våtdeposition kräver en typ av insamlare som endast öppnas vid regn eller snöfall. Sådana samlare fordrar dock elektricitet, vilket ofta saknas i de områden där mätningar ska ske. De flesta mätningar i Sverige görs därför med ständigt öppna samlare placerade på öppna fält och de tar, förutom våtdeposition, även emot ett visst tillskott av torrdeposition (Lövblad m.fl., 2000). Den insamlade mängden deposition i sådana samlare brukar kallas för bulkdeposition. Förutom uppsamling av bulkdeposition görs också mätningar av depositionen till skog genom s.k. krondroppsmätningar. Krondropp, dvs. nederbörd som passerat trädkronorna, innehåller både våt-, torr- samt dimdeposition och ger således ett mått på den totala depositionen för ämnen som inte tas upp eller avges i trädkronan. Kalcium, magnesium och kalium är exempel på ämnen som interncirkuleras, vilket betyder att de deltar i jonbytesprocesser där vätejoner tas upp och baskatjoner avges i trädkronan. Natrium anses dock inte vara föremål för interncirkulation (Ivens, 1990) och inte heller svavel eller klorid (Hallgren Larsson, 2001). Både för krondrops- och bulkdepositionsuppskattningar mäts mängden och den kemiska sammansättningen av insamlat krondropp respektive nederbörd varefter deposition per tidsperiod och ytenhet för varje analyserat ämne beräknas.

Medan storleken på våtdepositionen i stort sett bara påverkas av nederbördsmängden och därför kan sägas bero på faktorer såsom områdets höjd över havet, lutning samt lutningens riktning, beror torrdepositionen även av hur områdets yta ser ut t.ex. vilken vegetation som täcker området. Områden bevuxna med tät skog samlar upp mer torrdeposition än vad områden utan trädbestånd gör. Det beror bl.a. på att kontaktytan mellan luft och mottagare är större i skog och på att träden skapar turbulens. Det är därför viktigt att ta hänsyn till vegetationssammansättningen då torrdepositionen ska uppskattas. Dimdepositionen påverkas i stort sett av samma faktorer som torrdepositionen (Lövblad, 1993) - ett större krontäcke ökar dimdepositionen genom att öka uppfångandet av dimdropparna (Ross och Lindberg, 1994).

För att uppskatta torrdepositionen har olika tekniker utvecklats. När uppskattningar av depositionen över stora områden ska göras kan SMHI:s och IVL:s MATCH-modell (Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry) användas, i vilken depositionen uppskattas från data

över utsläppskällor, detaljerade meteorologiska analyser samt luft- och nederbördsdata (Lövblad m.fl., 2000). Denna storskaliga modell kan dock inte användas för mindre områden. I stället finns metoder där t.ex. surrogatytor eller förhållandet mellan krondropp och bulkdeposition används, då torrdepositionen ska uppskattas för mindre avrinningsområden. Interncirkulation, som nämndes under avsnittet om våt-/bulkdeposition, gör att det inte går att använda förhållandet mellan krondropp och bulkdeposition för att uppskatta torrdepositionen av alla baskatjoner. För att komma ifrån det problemet har surrogatytor utvecklats, dvs. insamlare med en inert yta, vilken påminner om trädens barr, och som sålunda kan användas i kombination med krondroppinsamling för att uppskatta torrdepositionen av interncirkulerade ämnen (Ferm m.fl., 2000). Ett annat sätt är att använda sig av förhållandet mellan natrium och övriga baskatjoner i nederbörden för att beräkna torrdepositionen av dessa m.h.a. uppmätt mängd natrium i krondropp (Ferm & Hultberg, 1995; Ulrich, 1983). I PMK-områdena för vilka budgetar har beräknats i det här arbetet saknas dock krondroppsmätningar i de flesta fall, men mätdata finns från mer eller mindre näraliggande stationer i det nationella Krondroppsnätet (administrerat av IVL, Svenska Miljöinstitutet AB). Ett sätt att beräkna torrdepositionen i ett mindre avrinningsområde där krondroppsmätningar saknas är att använda den s.k. kloridmetoden, i vilken torrdepositionen av klorid uppskattas från skillnaden mellan mängden kloridjoner i uttransport och i bulkdeposition (Edwards m.fl., 1984). Torrdepositionen av baskatjoner och sulfat beräknas utifrån jonernas förhållande till klorid i bulkdeposition och mängden torrdeponerat klorid, då man antar att jonförhållandena ser lika ut i torr- och bulkdeposition.

2.2 UPPTAG I VEGETATION

I budgeten ingår också en post för vegetationsupptag, då både svavel, kalcium, magnesium och kalium viktiga näringsämnen för växterna. Genom rötterna tas svavel upp i form av sulfat (SO_4^{2-}) och de övriga i form av baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} och K^+) lösta i markvätskan (Hopkins, 1999). Hur stort vegetationens upptag är beror t.ex. på karaktären av vegetation som täcker området och av klimatet. Som exempel kan nämnas att det totala baskatjonupptaget i Berg uppskattats till ca 20 mekv/m² och år, medan det i Tiveden och Reivo uppskattats till ca 5 mekv/m² och år (Löfgren & Kvarnäs, 1995). Störst är i regel upptaget av kalium, följt av kalcium, magnesium och sulfat. Ett försök i en Mellansvensk gammal tallskog visade att upptaget av tall från marken för baskatjonerna kalcium, magnesium, natrium och kalium var 63, 30, 0,4 respektive 33 mekv/m² och år medan upptaget av svavel var 23 mekv/m² och år (Bringmark, 1977).

Om sulfat- eller baskatjoner som är lösta i markvätskan inte tas upp av växterna kan de lakas ut genom markprofilen. De hamnar då så småningom i det vattendrag som dränerar området.

2.3 VITTRING

Genom vittring frigörs ämnen från mineralet, däribland baskatjoner och svavel. Vittringshastigheten beror till viss del på markvätskans kemiska sammansättning, men styrs framförallt av mineralens egna egenskaper (Warfvinge m.fl., 2000). I Skandinavien är markens mineraler relativt svårvittrade och buffertkapacitet låg, vilket gör att marken har en låg kritisk belastningsgräns (stora delar av Sverige har en belastningsgräns runt 1,6 kg S/ha & år) (Rapp, 2001). Det betyder att marken bara kan ta emot en liten mängd surt nedfall innan en påtaglig skadlig effekt syns hos känsliga organismer och ekosystem.

2.4 UTTRANSPORT

Uttransporten i budgeten bestäms av koncentration av ett ämne och vattenföringen i det vattendrag som dränerar området. I mindre avrinningsområden varierar ofta vattenföringen mer än koncentrationerna av ämnen i vattnet (Kvarnäs, 1992) varför det behövs tidsmässigt tätare uppgifter om vattenföringen jämfört med uppgifter om vattnets kemi. Ofta skattas kemin därför mellan relativt glesa mätningar med t.ex. linjär interpolering, medan vattenföringen mäts kontinuerligt eller fås genom simulering. För områdena i den här studien finns uttransportdata från mitten alt. slutet av 1980-talet och framåt.

2.5 MARKPROCESSER

Budgetens förrådspost behandlas i det här arbetet som en restpost, vars förändring studeras över tiden. Förrådspostens storlek beror således på de övriga posternas storlek, men förklaringen till dess omfattning finns också i olika markprocesser. Här görs därför en genomgång av de processer i marken som har störst betydelse för kation- och svavelförrådets storlek, dvs. kationbyte, vittring (har redan gått igenom), sulfatadsorption och bindning av svavel till organiskt material.

2.5.1 SVAVEL

I en studie av effekterna av minskad sulfatdeposition konstaterade Wilander (2001) att trots minskad deposition i alla studerade områden hade 38 % av avrinningsområdena (vilka täcker in ca 85 % av Sveriges yta) en ökad uttransport av svavel. I genomsnitt var den årliga förändringen i deposition ungefär fem gånger så stor som förändring i uttransport, vilket pekar på marken som en svavelkälla som förhindrar en förändring i svaveluttransport (Wilander, 2001). Wilanders slutsats är att desorption förhindrar en minskning i uttransport, vilket annars borde följa den minskning i deposition som pågått under de senaste decennierna.

Man vet att stora mängder svavel är bundet i marken genom svaveladsorption, vilket innebär att svavel är adsorberat till främst järn- och aluminiumoxider (Johnson & Mitchell, 1998). Vid adsorption konsumeras vätejoner vid mineralytan samtidigt som sulfat adsorberas. Adsorptionen tenderar att öka då sulfatdepositionen ökar och desorptionen ökar då depositionen går ner. Det beror på att det finns en jämvikt mellan hur mycket sulfat som finns i lösning och mängd adsorberat sulfat. Hur mycket sulfat som adsorberas beror starkt av pH, där ett lägre pH innebär att marken kan adsorbiera en större mängd sulfat. Dessutom ökar förekomsten av järn- och aluminiumoxider adsorptionsförmågan och katjonsammansättningen påverkar genom att t.ex. mycket kalcium i markvätskan ökar sulfatadsorptionen (Johnson & Mitchell, 1998). Svavel kan alltså lagras upp i områden där pH har varit lågt och svavelnedfallet stort. Om så är fallet kan det sulfat som nu förs ut med avrinningen vara av gammalt ursprung, som nu frigörs med desorption, vilket innebär att återhämtningen från försurningen fördröjs. Karlton (1995) har visat att svenska skogsjordar år 1995 innehöll 5 till 60 gånger större mängd adsorberat sulfat än den årliga depositionen och att mängden adsorberat svavel i ett område var tydligt påverkad av områdets deposition. Det kan alltså antas att den förhöjda depositionen av svavel har lett till ökade förråd av adsorberat sulfat i marken och gammal sulfatdeposition kommer att finnas kvar åtminstone ett par decennier trots minskad deposition (Karlton, 1996). Vad gäller förmågan att adsorbiera sulfat, så är den högst hos podsoljordar i mellersta och norra Sverige.

Förutom sulfatdesorption kan t.ex. frigörelse av organiskt svavel och redoxreaktioner i våtmarker möjliggöra en nettouttransport av sulfat. Studier har visat att det finns en dynamisk jämvikt mellan hur mycket svavel som binds och hur mycket som mineraliseras, dvs. frigörs

genom mikrobiell aktivitet (Warfvinge m.fl., 2000). Om förändringar sker som gör att mineraliseringen ökar kan stora mängder svavel frigöras eftersom organiskt bundet svavel i regel utgör den dominerande poolen i skogsjordar (mineralsvavel ej medräknat) (Johnson & Mitchell, 1998). Det är endast en liten del av poolen med organiskt svavel som kan frigöras varje år, men eftersom poolen är så stor kan även en liten omsättning innebära att mängden svavel som lakas ut ur profilen blir stor. Dessutom har det visat sig att det övre marklagrets organiska svavel har låg stabilitet och därför kan omsättas relativt snabbt (Warfvinge m.fl., 2000). Det är för närvarande inte möjligt att fullständigt skilja på effekterna av svavelkällornas desorption och mineralisering av organiskt bundet svavel (Wilander, 2001) men de kan till viss del studeras genom analyser av isotopsammansättningen för svavel i deposition, avrinning, grundvatten och jord (Torssander & Mörth, 1998).

Andra markprocesser som påverkar svavlets kretslopp är t.ex. reduktion och oxidation av sulfat respektive sulfider i våtmarker eller grundvatten. En svavelreduktion innebär att svavel lagras som sulfider i våtmarker. Det är en naturlig ackumulering som sannolikt har ökat i omfattning till följd av ökade svavelflöden i ekosystemen (Warfvinge m.fl., 2000). Det är dock inte troligt att oxidation av tidigare reducerat svavel är en stor sulfatkälla, förutom för områden som ligger under högsta kustlinjen och där mineralet pyrit finns tillgängligt (Wilander, 2001). Där kan dränering eller annan sänkning av grundvattenytan innebära svavlet, som i mineralet finns bundet till järn, oxideras med en pH-sänkning som följd.

2.5.2 BASKATJONER

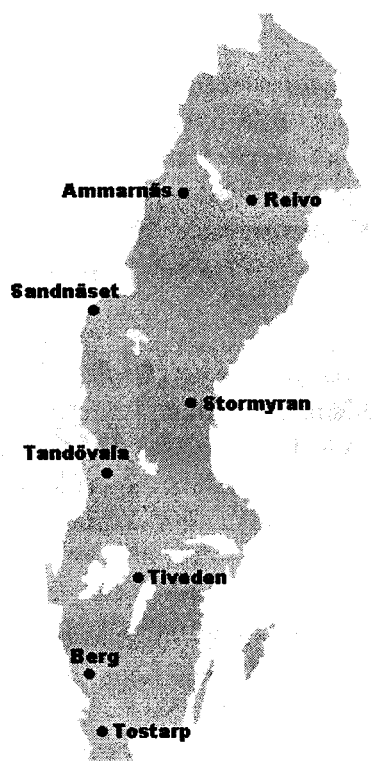
En förklaring till att återhämtningen från försurning tycks gå långsamt är att baskatjonförrådet kan ha blivit utarmat genom försurning i marken och till viss del kan utarmningen fortgå även idag. Baskatjonerna binds till markpartiklar som har negativt laddade ytor vilka fungerar som jonbytare och de utbytbara katjoner som främst binds delas in i s.k. basiska (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} samt Na^{+}) och sura katjoner (Al^{3+} samt H^{+}). Vilka katjoner som binds till markpartiklarna beror av koncentrationerna av jonerna samt av att katjonerna binds olika hårt. Aluminium binds starkast följt av kalcium, magnesium, kalium och natrium.

Anledningen till att katjonbyte är en av de viktigaste processerna för försurnings- och återhämtningsförloppen är att processen är snabb, reversibel och att den buffrar mot både försurning och mot återhämtning från försurning (Warfvinge m.fl., 2000). En jord med hög katjonbyteskapacitet (eng. Cation Exchange Capacity, CEC) har en god förmåga att buffra mot kemiska förändringar. Om mängden utbytbara baskatjoner är stor i förhållande till katjonbyteskapaciteten, dvs. basmättnadsgraden är hög, buffrar jorden bra mot tillförsel av sura föreningar. I svenska skogsjordar är dock basmättnadsgraden i genomsnitt låg även utan försurningspåverkan, runt 20 % i O-horisonten och 4 % i B-horisonten (Karlton, 1998). Försurningen har dessutom inneburit att aluminium och vätejoner har trängt undan ytterligare baskatjoner från markpartiklarna – basmättnaden har minskat – och koncentrationen baskatjoner i markvattnet har ökat. Med avrinningen kan de lösta baskatjoner transporteras ut ur marken, vilket gör en återhämtning från försurning svårare då det saknas baskatjoner som kan ersätta de sura katjonerna aluminium och vätejoner på jonbytesplatserna. Det är således intressant att med budgetberäkningar se om det sker en minskning i markens baskatjonförråd eller om minskningen har vänts till en ökning och återhämtning.

2.6 STUDERADE OMRÅDEN

De åtta avrinningsområden som studeras i det här arbetet har ingått som referensområden i miljöövervakningsprogrammet, PMK5, som vid starten 1985 bestod av 18 områden. De skulle

ge information om långväga luftföroreningars effekter på ekosystemet varför mätningar av deposition och tillståndet i bl.a. mark, ytvatten och vegetation mättes. Övervakningsprogrammet lades dock ned 1995 för att ersättas av nytt, som nu innefattar fyra mindre områden med intensivare mätningar. Övervakningen av bäckvattenkemi och bulkdeposition har emellertid fortsatt i ungefär hälften av områdena, bl.a. de åtta som studeras här (Fölster, 2001). Områdena ligger långt från lokala miljöstörande verksamheter och de är mellan ungefär en och tio kvadratkilometer stora. Som kartan (figur 1) visar är de spridda över landet, från Ammarnäs och Reivo i norr till Tostarp i söder. Flera tidigare studier av dessa områden har gjorts. Bl.a. undersökte Fölster och Wilander (2002) trender i bulkdeposition samt vattenkemin mellan åren 1985-98 och fann bl.a. att sulfatkoncentrationen minskade i både deposition och bäckvattnet, med något starkare trend i depositionen. Vidare har Löfgren och Kvarnäs (1995) utfört massbudgetberäkningar för joner i tre av områdena.



Figur 1. De åtta studerade avrinningsområdenas lokalisering i Sverige

Här följer en översikt av de studerade avrinningsområdena, baserad på Haglund och Bråkenhielms (1991) beskrivning av PMK:s referensområden, där inget annat anges. Tabell 1, visar en sammanställning av områdenas storlek och dominerande vegetationstyp etc.

Ammarnäs är tillsammans med Reivo det nordligaste avrinningsområdet i den här studien. Båda är drygt 11 km² stora och ligger i Lappland, Ammarnäs i Vindelfjällets naturreservat och Reivo i Reivoreservatet. Ammarnäs är det område som är högst beläget, mellan ca 500-1000 m, och fjällhed samt viss fjällbjörkskog dominerar. Reivo täcks till största delen av blåbärsbarrblandskog där gran är det vanligaste trädslaget, följt av ett relativt stort inslag av tall.

Jämtländska Sandnäset är bara en halv kvadratkilometer stort och är p.g.a. dess närhet till Atlanten utsatt för marin påverkan. Vegetationen är variationsrik beroende på omväxlande topografi och berggrund, vilken till största del består av skiffer och andra lättvittrade bergarter. Blåbärsgranskog med björkinslag dominerar, men ca en tredjedel av området täcks av kärr.

De två mellansvenska områdena Stormyran och Tandövala är drygt tre och fem kvadratkilometer stora. Stormyran, som namnet antyder, täcks till stor del av myrvegetation. Ungefär hälften av ytan är gran- eller barrblandskog och hälften utgörs av olika typer av våtare marker. Tandövala är mycket kuperat, varför också vegetationen blir varierad, men barrblandskog av lingonristyp är den vanligaste vegetationstypen.

Tiveden, Berg och Tostarp är belägna i södra Sverige. De tre områdena har alla en yta på drygt 1 km². Tiveden ligger i nationalparken Tiveden och täcks till största del av tallskog samt

barrblandskog. Berg ligger i ett av Sveriges nederbördsrikaste områden, på västra delen av Sydsvenska höglandet. Området är främst bevuxet med barrblandskog, men ädellövskogar med ek och bok är också vanliga. Därutöver täcks cirka en tredjedel av området av myrmarker. Tostarp i Skåne är främst bevuxet med bokskog. På fuktigare marker dominerar al och det finns även planteringar av gran samt åkermark och öppna betesmarker.

Tabell 1. Uppgifter för avrinningsområdena (arealdata fr. Inst. för Miljöanalys, SLU, andelsuppgifter har i ett par fall tagits fr. nyskapade digitala kartor)

Område	Yta (km ²)	Dominerande vegetation	Andel öppen våtmark (%)	Andel sjö (%)	Andel hållmark (%)
Ammarnäs	11,3	Fjällhed, fjällbjörkskog	6	4	0
Reivo	11,2	Blåbärsbarrblandskog	18	1	0
Sandnäset	0,5	Blåbärsgranskog	24 ¹	13	2
Stormyran	3,5	Granskog, myr	29	3	0
Tandövala	5,8	Barrblandskog	13 ¹	3	0
Tiveden	1,1	Tallskog, barrblandskog	0	5	84
Berg	1,2	Barrblandskog, ädellövskog, myr	9 ¹	4	1
Tostarp	1,6	Ädellövskog, lövskog, öppen mark	0	0	0

¹ = % av det vegetationskarterade området

- = uppgift saknas

3 METOD

Förenklade svavel och baskatjonbudgetar beräknas för de åtta avrinningsområdena. Beräkningarna kräver uppgifter om dels vad som tillförs områdena genom torr- och bulkdeposition samt vittring och dels uppgifter om hur stort vegetationsupptaget samt uttransporten är i områdena. Eftersom vittringen dock antas vara konstant i ett längre tidsperspektiv i de aktuella avrinningsområdena tas inte data rörande vittring in i beräkningen då budgetposternas förändring över ett flertal år ska studeras. De avrinningsområden som arbetet studerar utgörs dessutom mestadels av medelålders till gammal skog som har en relativt konstant tillväxt. Det gör att upptagsposten i områdena antas vara konstant över en längre tid och data rörande växtupptaget kommer inte att tas med i budgetberäkningarna eftersom det som sagt är budgetposternas förändring över tiden som ska studeras.

3.1 DEPOSITION

Bulkdeposition av svavel- och baskatjoner i områdena fås från nederbördsdata från IVL, Svenska Miljöinstitutet AB. Mätningar av bulkdepositionen har gjorts genom att nederbörd samlats upp på öppna ytor inom områdena. För att en sådan mätning ska vara representativ för hela referensområdet korrigeras mätdata med hjälp av nederbördsuppgifter som tagits fram genom Q-modellen (Kvarnäs, 2000). Korrigeringen görs enligt ekvationen:

$$BD_{korr} = BD \times \frac{NED_{mod}}{NED}$$

där:

BD_{korr} = korrigerad bulkdeposition (mekv/m² & år),

BD = uppmätt bulkdeposition (mekv/m² & år),

NED_{mod} = med Q-modellen modellerad nederbörd (mm/år), och

NED = uppmätt nederbördsmängd (mm/år).

3.1.1 TORRDEPOSITIONSUPPSKATTNING MED KLORIDMETODEN

Då det inte har gjorts några krondroppsmätningar inom områdena, med några undantag, faller möjligheten att uppskatta torrdepositionen direkt ur krondropp och bulkdeposition. Torrdepositionen får i stället uppskattas genom att använda kloridbalansen i områdena (här kallad kloridmetoden). Resultaten från denna metod ska jämföras med resultaten från en annan metod (kartmetoden) som är mer osäker p.g.a. att tillgången på data är liten.

Hela den mängd kloridjoner som tillförs ett område i form av torr- och bulkdeposition under ett år kan antas komma ut igen i områdets avrinning, om en tid på ett år eller mer studeras (Grennfelt m.fl., 1985). Här antas därför att mängden joner i uttransporten, för ett år, är summan av våt- och torrdeposition, under detta år. Eftersom data över bulkdepositionens innehåll av bl.a. kloridjoner finns tillgängliga (IVL:s Nederbördskemiska nät) kan torrdepositionen av kloridjoner uppskattas från skillnaden mellan mängd kloridjoner i bulkdepositionen och mängd i utflödet från avrinningsområdet. Genom att anta att förhållandet mellan kloridjoner och svavel respektive klorid- och baskatjoner är detsamma i torr- och våtdeposition kan där- efter torrdepositionen av svavel samt baskatjoner beräknas enligt formlerna:

$$TD_X = TD_{Cl} \times \frac{BD_{korrX}}{BD_{Cl}}$$

$$TD_{Cl} = UT_{Cl} - BD_{korrCl}$$

där:

X är den aktuella jonen (antingen SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ eller K^+),

TD_X är mängd torrdeposition av X (mekv/m² & år),

TD_{Cl} är mängd torrdeposition av Cl^- (mekv/m² & år),

BD_{korrX} är korrigerad mängd bulkdeposition av X i referensområdet (mekv/m² & år),

BD_{Cl} är mängd torrdeponerat Cl^- i referensområdet (mekv/m² & år),

UT_{Cl} är mängd uttransporterat Cl^- i referensområdet (mekv/m² & år), och

BD_{korrCl} är korrigerad mängd bulkdeposition av Cl^- i referensområdet (mekv/m² & år).

3.1.2 TORRDEPOSITIONSUPPSKATTNING MED KARTMETODEN

För att uppskatta torrdepositionen med kartmetoden används data från Krondroppsnätet. Först beräknas förhållandet mellan bulk- och torrdeposition av svavel samt natrium för stationer i krondroppsnätet som ligger nära referensområdena. Dessa förhållanden används sedan för att beräkna torrdepositionen av svavel och natrium i de studerade referensområdena, då bulkdepositions-mätningar men inte krondroppsmätningar har gjorts i dessa områden. Beräkningarna för svavel och natrium sker enligt formlerna:

$$TD = BD_{korr} \times \frac{TD_{stn}}{BD_{stn}} \times K_{veg}$$

$$TD_{stn} = KD_{stn} - BD_{stn}$$

där:

TD är den sökta mängden torrdeponerat sulfat el. natrium i referensområdet (mekv/m² & år),

BD_{korr} är mängd bulkdeposition i referensområdet korrigerad enligt beräkningar vars formler gavs först i metodavsnittet (mekv/m² & år),

TD_{stn} och BD_{stn} är mängd torr- resp. bulkdeposition vid Krondroppsnätets station (mekv/m² & år),

K_{veg} är en korrigeringsfaktor som uttrycker referensområdets ingående vegetationstypers förmåga att samla på sig torrdeposition i förhållande till förmågan hos den vegetation som kron-droppsmätningen gjorts i (se närmare förklaring nedan), och

KD_{stm} är mängd krondropp vid Krondroppnätets station (mekv/m² & år).

Bulkdepositionsdata från Krondroppsnätet finns endast angiven för hydrologiska år. Det hydrologiska året 1996/1997 sattes att gälla för kalenderåret 1997 osv., vilket kan leda till fel-aktigt mellanårsvariation, men har försumbar betydelsefullt i ett längre tidsperspektiv.

Torrdepositionen för kalcium, magnesium och kalium kan inte beräknas ur krondroppsmätningar p.g.a. att ämnena interncirkuleras i träden. Torrdepositionen för dessa ämnen beräknas i stället ur den framräknade torrdepositionen av natrium med antagandet att förhållandet mellan de olika baskatjonerna är samma i bulkdeposition som i torrdeposition. För kalcium, magnesium och kalium gäller således beräkningsformeln:

$$TD_X = TD_{Na} \times \frac{BD_{korrX}}{BD_{korrNa}}$$

där:

X är den aktuella jonen (antingen Ca²⁺, Mg²⁺ eller K⁺),

TD_X är mängd torrdeposition av x (mekv/m² & år),

TD_{Na} är mängd torrdeponerat Na⁺ i referensområdet (mekv/m² & år),

BD_{korrX} är korrigerad mängd bulkdeposition av X i referensområdet (mekv/m² & år), och

BD_{korrNa} är korrigerad mängd bulkdeposition av Na⁺ i referensområdet (mekv/m² & år).

För att ta hänsyn till vegetationens betydelse för torrdepositions mängden görs i kartmetoden en sammanställning av de vegetationstyper som ingår i referensområdena baserat på vegetationskarteringar som gjorts i avrinningsområdena. För inget område täcker dock karteringarna in hela avrinningsområdet, varför jordartskartor används för att uppskatta vegetationen på resterande areal. Då referensområdenas ingående vegetationstyper är sammanställda skattas typernas förmåga att samla på sig torrdeposition i förhållande till förmågan hos den vegetation som krondroppsmätningen gjorts i. Uppskattningen har gjorts av Sven Bråkenhielms (Inst. för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet) som har fälterfarenhet av områdenas vegetation.

Vegetationssammanställningen görs i praktiken genom att både vegetationskartor och jordartskartor över områdena läses in med en scanner och koordinatsätts med GIS-verktyg. Därefter rektifieras de mot Rikets Triangelnät 1990 (RT90). Genom att kartorna läggs i samma referenssystem hamnar jordarts- och vegetationskartan för respektive område ovanpå varandra och kan ge kompletterande uppgifter om vegetationen i avrinningsområdena. Med dessa två kartor som grund skapas sedan en ny digital vegetationskarta över hela respektive avrinningsområde där olika polygoner får representera olika vegetationstyper och areorna för dessa typer räknas ut. Torrdepositionen över Ammarnäs anses vara försumbar eftersom området saknar skogsbeklädnad och därför har ingen digital karta över Ammarnäs gjorts.

Det är inte möjligt att, vid redovisning av resultaten från kartmetodens torrdepositionsberäkningar, välja en gemensam tidsperiod där data från alla områden finns p.g.a. att enskilda områden har korta och inte alltid överlappande perioder där beräkningar kan göras. I stället har en genomsnittlig torrdeposition beräknats för olika perioder för respektive område och för att en jämförelse mellan klorid- och kartmetodens torrdepositionsberäkningar ska kunna göras

har även den genomsnittliga torrdepositionen räknats fram från kloridmetodens data för samma korta tidsperiod. Vid redovisning av bulk- och torrdeposition (enligt kloridmetoden) samt uttransport valdes perioden 1989-1995 eftersom det är en period då data från alla områden finns att tillgå med undantag för något enskilt år.

3.2 UTTRANSPORT

Uttransportdata härrör från uppgifter om vattendragens kemi och vattenföring. Vattenkemin har mätts 18 ggr per år (en mätning per månad och oftare under perioder med högre flöden) och kemin mellan mättillfällena har tagits fram med linjär interpolation. Under perioder med låg grundvattennivå kan sulfider oxideras i våtmarker, vilket kan ge episoder med stor uttransport av sulfat när vattennivån åter höjs (Mörth & Torssander, 1998; Fölster, 2001). Dessa ursköljningar av sulfat kan missas då kemidata fås från linjär interpolation. Dygnsdata för vattenföringen har modellerats fram och multiplicerats med vattenkemidata för att sedan tillsammans med arealuppgifter ge uttransporterad mängd av ett ämne per yt- och tidsenhet.

3.3 ICKE-MARINA BASKATJONER & -SULFAT

Beräkningar av icke-marina baskatjoner och -sulfat baseras på kloridkoncentration och jonförhållanden i havsvatten (Umweltbundesamt, 1996).

3.4 BUDGETSAMMANSTÄLLNING & TRENDANALYS

Torrdepositionen, uppskattad genom kart- respektive kloridmetoden, slås samman med bulkdepositionen för att få fram den totala depositionen. Det ger två uppsättningar av total deposition, vilka sammanställs med uttransportdata för områdena. I dessa sammanställningar framstår växternas upptag, vittring samt ändring i markens förråd, som en gemensam budgetrestpost. Då vittring samt växtupptag antas vara konstant över en längre tidsperiod, kan budgetrestposten studeras över tiden för att se eventuella trender i ändring i markens förråd. Även förändringen av den totala depositionen och uttransporten studeras över tiden. För sulfat har dock en uppskattning av storleken på vittringen gjorts och budgetar för områdenas sulfatflöden har kunnat sättas samman. Några motsvarande baskatjonbudgetar har inte beräknats eftersom vittringens tillskott av baskatjoner är svårare att uppskatta än sulfattillskottet. I sulfatbudgetar har vittringens tillskott av sulfat beräknats enligt formeln:

$$SO_4 = 0,005 + 0,05 \times BC_{icke-marina} \quad (\text{Naturvårdsverket, 1999})$$

där:

SO_4 är bakgrundsvärdet, dvs. uppskattningen av sulfatvittringen (mekv/m^2 & år), och

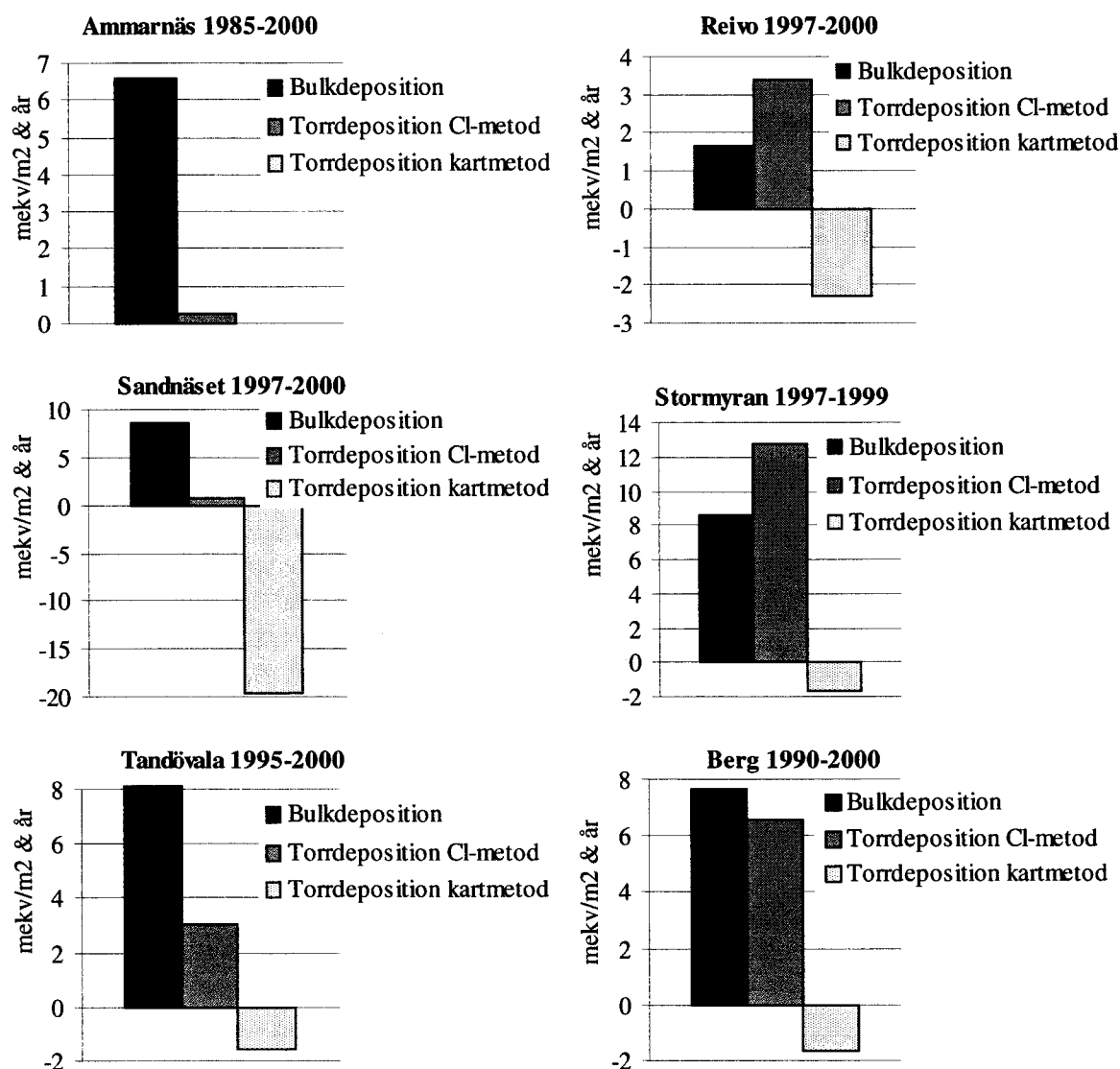
$BC_{icke-marina}$ är mängden uttransporterade icke-marina baskatjoner (mekv/m^2 & år).

Vid trendanalys har linjär regression använts för att ta fram den genomsnittliga årliga förändringen i totaldeposition, uttransport och budgetrestpost. För att testa trendernas statistiska signifikans användes dock det ickeparametriska testet Kendall's tau då data ofta uppvisade monotona, men inte alltid linjära trender. En trend ansågs signifikant då $p < 0,05$. Trendanalys har bara gjorts på data som täcker in mer än sex år.

4 RESULTAT

4.1 BULKDEPOSITIONENS STORLEK

Det är i sydvästra Sverige som den genomsnittliga bulkdepositionen av sulfat, men också av natrium, är störst (se tabell 2). Anledningen till att natriumdepositionen är högst i söder är att havssaltsnedfallet är stort, vilket kan ses i de relativt stora mängder klorid som i genomsnitt deponeras i söder. Värt att notera är att också Ammarnäs, samt framför allt Sandnäset, får ta emot mycket natrium och klorid samtidigt som depositionen av övriga joner ligger på en nivå som liknar de andra norra och mellansvenska områden. För Sandnäsets del ligger förklaring dels i att området utsätts för stor marin påverkan, men också, precis som för Ammarnäs, att nederbörds mängden var betydligt större jämfört med övriga nordliga områden (se tabell 5).



Figur 2. Jämförelse mellan torredeposition av icke-marina baskatjoner beräknat med klorid- resp. kartmetoden samt torredepositionens förhållande till bulkdeposition. Observera att de olika diagrammen inte har en gemensam skala.

4.2 TORRDEPOSITIONENS STORLEK

Mängden torrdeponerat sulfat och baskatjoner är i genomsnitt störst i södra Sverige, enligt kloridmetoden. Den marina påverkan i Ammarnäs och Sandnäset framgår inte med samma tydlighet i torr- som i bulkdepositionen, även om den kan antydast t.ex. i kloriddepositionen för Sandnäset (se tabell 3). I norra Sverige är bulkdepositionen generellt sett större än torrdepositionen och i södra Sverige är förhållandet det omvända. Ammarnäs får enligt kloridmetoden en negativ torrdeposition av sulfat och baskatjoner under perioden 1989-1995, vilket beror på att bulkdepositionen av klorid i genomsnitt var större än uttransporten av klorid under dessa år. Om en längre tidsperiod studeras, t.ex. 1985-2000, är torrdepositionen av sulfat och baskatjoner nära noll (se figur 2).

I figur 2 kan resultaten av kartmetodens torrdepositionsuppskattning för icke-marina baskatjoner, jämföras med kloridmetodens torrdepositionsuppskattning samt storleken på bulkdepositionen av icke-marina baskatjoner. Motsvarande jämförelse, för torrdeponerat sulfat, går att göra i sulfatbudgetarna, figur 3. Med Sandnäset som undantag, blev torrdepositionen av sulfat beräknad med kartmetoden lägre, än den som beräknats med kloridmetoden. Kartmetoden ger negativa torrdepositionsvärden för icke-marina baskatjoner och i vissa områden även för svavel. Det beror på att mängden bulkdeposition i genomsnitt var större än mängden krondropp vid de regionala krondropsstationerna där uppgifter om förhållandet mellan torr- och bulkdeposition tagits från. För flera av områdena kunde torrdepositionen av baskatjoner bara beräknas för några få år. Anledningen är att det saknas längre dataserier av krondropsmätningar av baskatjoner i närheten av i stort sett alla studerade avrinningsområden. Till Tiveden och Tostarp saknas användbara krondropsdata för baskatjoner helt, varför torrdepositionen av baskatjoner inte kan beräknas med kartmetoden för dessa områden.

4.3 UTTRANSPORTENS STORLEK

För att kunna jämföra storleken på uttransporterna för de olika områdena har ett medelvärde beräknats för åren 1989-1995. De genomsnittliga nivåerna för uttransporten av sulfat samt baskatjoner och klorid under åren 1989-1995 redovisas i tabell 3, där det framgår att uttransporten av sulfat i stort sett ökar från norr till söder. I Tandövala, Tiveden, Berg och Tostarp är sulfattransporten högre än transporten av kalcium och magnesium, medan ett motsatt förhållande i stort sett råder i norra Sverige. Värt att notera är också att Tostarp har en genomsnittlig sulfattransport som är ungefär dubbelt så stor som de övriga sydliga områdena.

För natrium kan ett liknande mönster som för sulfat ses. Den genomsnittliga natriumuttransporten är tydligt störst i de sydligaste områdena, där det marina inflytandet är stort. Stormyran hade en stor genomsnittlig natrium- samt kloridtransport jämfört med de övriga nordliga områdena, vilket hänger samman med den relativt höga natrium- och kloriddepositionen över området. De övriga baskatjonerna visar inte samma nord-sydliga ökning utan varierar mellan områdena utan synbart mönster. Den genomsnittliga magnesiumtransporten var dock tydligt högre i Tostarp än i övriga områden. Kaliumtransporten låg generellt på lägre nivåer än övriga baskatjoner och var som störst i Ammarnäs. Natriumtransporten stod för den högsta nivån i alla områden och kalcium- samt magnesiumtransporten höll sig på nivåer mellan kalium och natrium.

Tabell 2. Genomsnittlig bulkdeposition under perioden 1989-1995 ($BC_{\text{exl marin}}$ står för baskatjoner med annat ursprung än marint)

Område	Genomsnittlig bulkdeposition (mekv/m ² & år)							
	SO_4^{2-}	SO_4^{2-} icke-marin	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	$BC_{\text{icke-marin}}$	Cl^-
Ammarnäs	9,5	5,1	5,9	9,1	37,0	3,1	6,9	43,3
Reivo	5,5	5,2	3,0	1,2	2,9	1,1	4,6	3,2
Sandnäset	6,9	-0,3	4,6	13,5	56,7	2,1	-0,9	69,9
Stormyran	8,8	8,3	4,0	2,1	4,4	1,7	6,3	5,3
Tandövala	9,9	9,2	3,3	1,7	6,0	1,3	4,4	7,1
Tiveden	31,5	27,4	12,9	10,3	34,4	3,8	17,2	39,7
Berg	20,0	12,8	7,3	14,0	56,6	3,6	4,0	69,7
Tostarp	20,2	15,1	9,1	11,2	40,3	3,5	9,2	49,5

Tabell 3. Genomsnittlig torrdeposition, enligt kloridmetoden, under perioden 1989-1995

Område	Genomsnittlig torrdeposition (mekv/m ² & år)							
	SO_4^{2-}	SO_4^{2-} icke-marin	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	$BC_{\text{icke-marin}}$	Cl^-
AMMARNÄ								
S	-1,7	-1,0	-0,9	-1,3	-5,4	-0,5	-0,9	-6,4
Reivo	4,2	4,0	2,5	0,9	2,2	0,9	3,7	2,5
Sandnäset	1,0	0,3	0,6	1,4	5,6	0,2	-0,1	7,1
Stormyran	7,6	7,2	3,0	1,7	3,3	1,2	5,0	3,7
Tandövala	5,3	5,0	1,5	0,8	2,8	0,6	2,2	3,1
Tiveden	8,9	7,8	4,1	2,9	9,4	1,1	5,6	10,7
Berg	16,1	10,7	6,4	10,7	42,0	3,2	4,8	51,7
Tostarp	27,7	20,7	12,5	15,7	54,1	5,3	12,9	67,3

Tabell 4. Genomsnittlig uttransport under åren 1989-1995 i de åtta avrinningsområdena

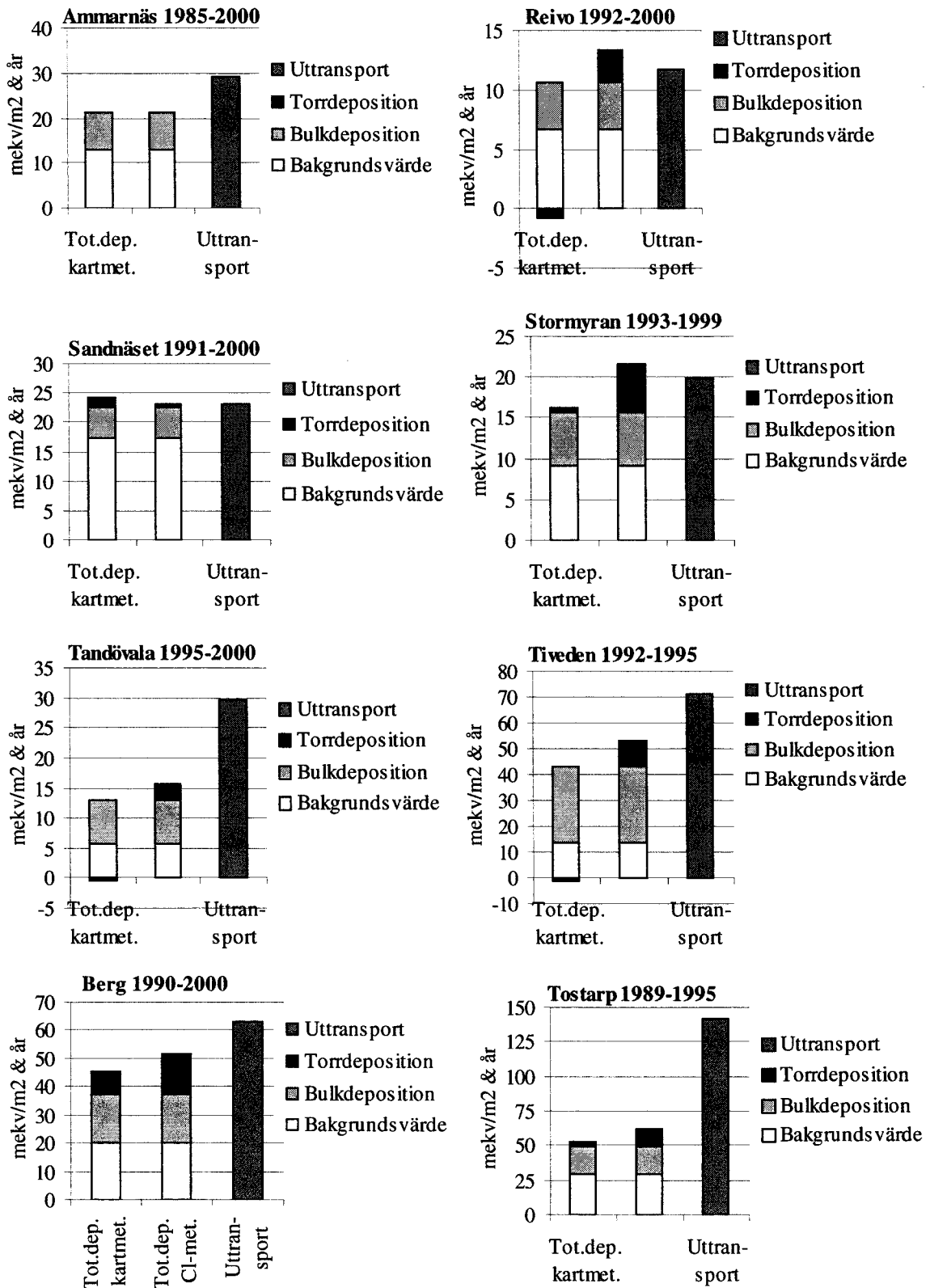
Område	Genomsnittlig uttransport (mekv/m ² & år)							
	SO_4^{2-}	SO_4^{2-} icke-marin	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	$BC_{\text{icke-marin}}$	Cl^-
Ammarnäs	31,2	27,4	111,0	31,4	163,5	18,0	283,0	36,9
Reivo	12,3	11,8	38,8	11,7	86,6	3,2	133,9	5,7
Sandnäset	27,4	19,5	125,6	41,5	297,7	7,2	386,4	77,0
Stormyran	18,5	17,6	43,7	43,6	81,4	3,7	162,4	9,0
Tandövala	33,5	32,5	16,1	8,1	87,0	2,7	102,6	10,2
Tiveden	66,5	61,3	27,3	21,0	241,7	3,2	237,1	50,4
Berg	71,0	58,5	32,1	40,1	470,4	4,2	411,9	121,4
Tostarp	142,2	130,2	118,8	76,4	506,3	7,2	579,0	116,7

Tabell 5. Genomsnittlig nederbörd, avdunstning och utflöde under perioden 1989-1995

Område	Nederbörd (mm/år)	Avdunstning (mm/år)	Utflöde (mm/år)
Ammarnäs	1349,9	447,5	917,2
Reivo	732,3	297,2	440,5
Sandnäset	1262,1	437,9	833,4
Stormyran	894,1	375,5	526,2
Tandövala	966,8	410,7	567,1
Tiveden	1922,7	1047,7	886,0
Berg	1007,7	478,0	532,4
Tostarp	960,0	554,1	399,5

4.4 BUDGETAR

Nivåberäkningarna av deposition och uttransport har sammanställts till sulfatbudgetar för avrinningsområdena. En grov uppskattning (bakgrundsvärde i figur 3) har gjorts av den mängd svavel som tillförs marken varje år genom vittring.



Figur 3. Budget över genomsnittliga värden för sulfat för områdena beräknat med kart- resp. kloridmetoden (mittenstapeln). Observera att de olika diagrammen inte har en gemensam skala.

I sulfatbudgetarna tycks de flesta områdens uttransport överskrida den mängd sulfat som tillförs genom vittring och deposition. Det är dock viktigt att komma ihåg att bakgrundsvärdet, som i budgetarna ska motsvara vittringen, bara är en grov uppskattning av den samma. I budgetarna har dessutom växternas upptag uteslutits, vilket skulle ha hamnat ovanpå staplarna för uttransport i budgetarna. Det är svårt att tillämpa de data som finns angående växtupptag på områdena då deras klimat och vegetationsförhållanden med stor sannolikhet skiljer sig från de som gällde där studier av växtupptag gjorts. Som exempel kan data från Bringmark (1977) ändå tillämpas på Tiveden (till stor del tallbevuxen), vilket skulle betyda att trädens upptag av sulfat storleksmässigt utgör ca 30 % av uttransporten.

4.5 DEPOSITIONSTRENDER

För de områden och ämnen där beräkningarna av depositionen täcker en period på mer än sex år, har en trendanalys gjorts för den totala depositionen, dvs. den sammanlagda torr- och bulkdepositionen. För kloridmetodens del betyder det att en trendstudie gjordes för alla områden utom Tiveden och studien visar att depositionen av svavel minskade över alla områden under den studerade tidsperioden, med undantag för Tostarp (se tabell 6). För Reivo, Sandnäset och Tandövala kan signifikanta negativa trender visas, men den depositionsökning av svavel som syns i Tostarp är inte signifikant. Till skillnad från svaveldepositionen ökade depositionen av baskatjoner över alla områden under den studerade tidsperioden, med undantag för magnesiumdepositionen över Sandnäset. När grafer över totaldepositionens förändring över tiden studeras syns inga tecken på att depositionstrenderna beror på något extremt år och då inga signifikanta trender finns för nederbördsmängd eller kloriddeposition bör inte depositions-trenderna bero på ändrad nederbörd eller marin påverkan. Ökningen av sulfatdeposition i Tostarp skulle dock kunna förklaras i ökad marin påverkan då kloriddepositionen ökat relativt mycket där.

Tabell 6. Trend i totaldeposition av sulfat, baskatjoner och klorid, beräknat med kloridmetodens resultat (tidsperioden för förändringen anges vid respektive områdesnamn)

Område	Genomsnittlig årlig depositionsförändring (mekv/m ² & år ²)							
	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻ icke-marin	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	BC _{icke-marin}	Cl
Ammarnäs 1985-2000	-0,4	-0,5	+0,2*	+0,1	+0,5	+0,1	+0,4*	+0,5
Reivo 1985-2000	-0,5*	-0,5*	+0,1	+0,1	+0,2*	+0,1*	+0,4*	+0,1
Sandnäset 1985-2000	-0,4*	-0,4*	+0,1	-0,3	+0,4	+0,1	+0,5	-0,2
Stormyran 1988-1999	-0,8	-0,8	+0,4	+0,4*	+0,4	+0,2	+1,1	+0,3
Tandövala 1987-2000	-0,9*	-0,9*	+0,4*	+0,2*	+0,5*	+0,1*	+0,7*	+0,3
Tiveden 1990-1995	-	-	-	-	-	-	-	-
Berg 1986-2000	-0,7	-0,9*	+0,4	+0,5	+2,6	+0,3*	+1,4*	+2,2
Tostarp 1989-1995	+0,9	-0,1	+1,6	+2,6	+8,9	+1,2	+2,8	+10,4

- = data saknas/kort serie (≤ 6 år)

* = signifikant trend (p < 0,05)

I tabell 7 visas förändringen i deposition av sulfatsvavel samt baskatjoner över områdena per år enligt kartmetoden. Det framgår att enligt denna metod minskar svaveldepositionen över alla områden under de studerade åren och en signifikant negativ trend kunde visas för Ammarnäs, Sandnäset och Berg. För icke-marina baskatjoner är trenden signifikant för Ammarnäs, men inte för Berg. Klorid- och kartmetoden kunde således inte visa på trender för samma områden.

Tabell 7. Trend i totaldeposition av sulfat, baskatjoner och klorid, beräknat med data från kartmetoden (tidsperioden för förändringen anges vid respektive områdesnamn)

Område	Genomsnittlig årlig depositionsförändring (mekv/m ² & år ²)							
	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻ icke-marin	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	BC _{icke-marin}	Cl ⁻
Ammarnäs 1985-2000	-0,6*	-0,6	+0,1	0	0	0	+0,2*	-0,1
Reivo 1992-2000	-0,2	-0,2	-	-	-	-	-	-0,1
Sandnäset 1991-2000	-1,0*	-0,3	-	-	-	-	-	-7,1
Stormyran 1993-1999	-0,9	-0,8	-	-	-	-	-	-0,8*
Tandövala 1995-2000	-	-	-	-	-	-	-	-
Tiveden 1992-1995	-	-	-	-	-	-	-	-
Berg 1990-2000	-2,6*	-2,2*	-0,5	-2,2	-8,3	-0,4	-6,9	-3,2
Tostarp 1989-1995	-0,6	-1,4*	-	-	-	-	-	+8,3

- = data saknas/kort serie (≤ 6 år)

* = signifikant trend (p < 0,05)

4.6 UTTRANSPORTTRENDER

Gällande trender i områdenas uttransporter framgår till att börja med att det finns signifikanta minskningar i transporterat sulfat i områdena Sandnäset, Stormyran och Tiveden. Hur stora dessa förändringar, och förändringarna för baskatjoner samt klorid, är syns i tabell 8. Värt att notera är att Sandnäset har en relativt stor signifikant negativ trend för kalciumtransport och att områdets relativt stora natriumtransport uppvisar en signifikant positiv trend.

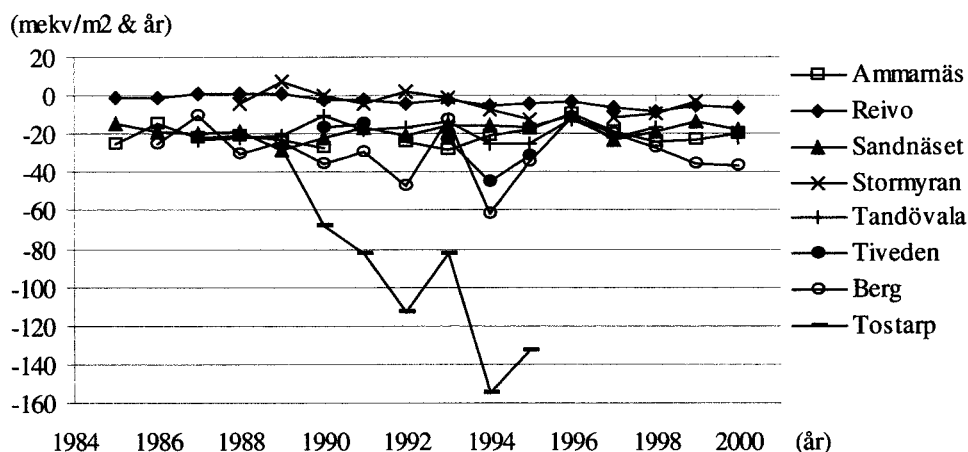
Tabell 8. Trend i uttransport av sulfat och baskatjoner (den studerade tidsperioden anges vid respektive områdesnamn)

Område	Genomsnittlig årlig förändring i uttransport (mekv/m ² & år ²)							
	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻ icke-marin	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	BC _{icke-marin}	Cl ⁻
Ammarnäs 1985-2000	-0,5	-0,6	-1,7	-0,3	-1,0	-0,4	-3,8	+0,5
Reivo 1985-2000	0	0	-0,2	0	-0,3	0	-0,7	+0,1*
Sandnäset 1985-2000	-0,7*	-0,6*	-4,0*	-0,9	-3,1	-0,2*	-7,9	-0,2
Stormyran 1988-2000	+0,4	+0,4	+1,7	+1,9	+4,2*	0	+7,3	+0,5
Tandövala 1987-2000	-1,0*	+0,2*	-0,2	0	+1,8	+0,1	+0,3	-1,0*
Tiveden 1985-2000	-3,1*	-3,2*	-1,1*	-0,6*	+1,8	0	-0,5	+0,7
Berg 1986-2000	-0,2	-0,4	+0,1	+0,4	+8,4	+0,1*	+6,6	+2,2
Tostarp 1989-2000	+3,0	+2,7	+2,1	+1,8	+17,1	+0,2	+17,7	+3,0

* = signifikant trend (p < 0,05)

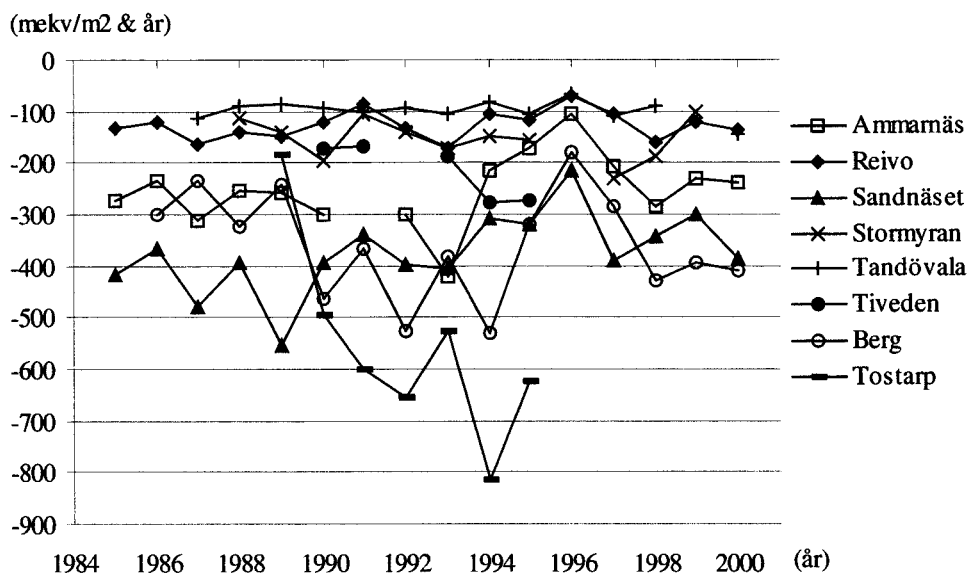
4.7 TRENDER FÖR BUDGETENS RESTPOST

Om vittring samt växtupptag antas vara konstanta poster i budgeten beror förändringar i budgetens restpost på de ovan visade faktorerna deposition och uttransport och förändringar kan tolkas som ändring i markens förråd. En ökande uttransport verkar för en minskande budgetrestpost samtidigt som en ökande deposition verkar för en ökande restpost. I de flesta områden är ändringen i restposten för svavel relativt konstant under den studerade perioden. I Tostarp däremot syns en tydlig negativ trend för ändringen i restposten, vilket betyder en minskning i markens svavelförråd (se figur 4 och tabell 9). Denna minskning är signifikant, till skillnad från de negativa trender som kan antydast för Berg och Tiveden. Däremot finns en signifikant trend för Reivo, men det är betydligt svagare än Tostarps trend.



Figur 4. Förändring i markens lagringspool av sulfat, beräknat med kloridmetoden.

Även i restposten för baskatjoner sker förändringar under den studerade tidsperioden. I figur 5, kan förändringen i förrådet av alla icke-marina baskatjoner studeras. Det som framgår tydligt är att det, precis som för sulfatsvavel, finns en kraftig negativ trend för markens förråd av baskatjoner i Tostarp, men den är inte signifikant. I stället finns en svagare signifikant positiv trend för baskatjonförrådet i Sandnäset.



Figur 5. Förändring i markens lagringspool av baskatjoner av icke marint ursprung ($BC_{\text{icke marin}}$), beräknat med kloridmetoden.

Det är viktigt att komma ihåg att det här arbetets beräkningar av budgetrestposten inte tar med vittringen i beräkningarna. Om vittringen skulle tas med i beräkningarna skulle nivåerna på restposterna höjas.

Om de enskilda baskatjonerna studeras (se tabell 9) framgår bl.a. en kraftig negativ trend för markens förråd av natrium i Tostarp. Kalciumförrådet visar en signifikant positiv trend i områdena Sandnäset och Tandövala. Kalciumförrådet i Tostarp syns också minska mer och mer för varje år, men någon signifikant trend kan inte visas trots att den genomsnittliga årliga förändringen är kraftig. Noteras kan också att det för magnesium inte kan visas någon trend, men liksom för kalcium tycks det som att markens förråd av magnesium blir mindre för varje

år i Tostarp. Slutligen finns en signifikant positiv trend för markens kaliumförråd i de fyra nordligaste områdena: Ammarnäs, Reivo, Sandnäset och Stormyran.

Tabell 9. Trend i budgetens restpost, beräknat med torrdepositionsdata från kloridmetoden (tidsperioden för förändringen anges under respektive områdesnamn)

Område	Genomsnittlig årlig förändring av restposten (mekv/m ² & år ²)						
	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻ icke-marin	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	BC _{icke-marin}
Ammarnäs 1985-2000	+0,1	+0,1	+1,9	+0,4	+1,6	+0,5*	+4,4
Reivo 1985-2000	-0,5*	-0,5*	+0,3	+0,1	+0,5	+0,2*	+1,0
Sandnäset 1985-2000	+0,2	+0,2	+4,1*	+0,6	+3,5	+0,2*	+8,4*
Stormyran 1988-1999	-1,0	-1,0	-0,6	-0,6	-2,1	+0,2*	-3,0
Tandövala 1987-2000	0	-1,1*	+0,5*	+0,1	-1,9	+0,1	-1,2
Tiveden 1990-1995	-	-	-	-	-	-	-
Berg 1986-2000	-0,9	-0,5	+0,2	-0,2	-7,2	0	-5,2
Tostarp 1989-1995	-17,5*	-17,5*	-10,2	-5,8	-51,3*	+0,1	-67,3

- = data saknas/kort serie (≤ 6 år)

* = signifikant trend (p < 0,05)

Trendberäkningar har även gjorts på kartmetodens data för de områden och ämnen där data täcker en period på mer än sex år och de visar att båda metoderna gav ungefär samma resultat. Förändringarna i markens sulfatförråd var små bortsett från Tostarp där förändringen var kraftigt negativ (se tabell 10). Förändringen i markens baskatjonförråd i Ammarnäs och Berg är också små, i Ammarnäs positiv och Berg negativ. Någon signifikant trend kunde dock inte visas med kartmetodens data.

Tabell 10. Trend i budgetens restpost, beräknat med torrdepositionsdata från kartmetoden (tidsperioden för förändringen anges vid respektive områdesnamn)

Område	Genomsnittlig årlig förändring av restposten (mekv/m ² & år ²)							
	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻ icke-marin	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	BC _{icke-marin}	Cl ⁻
Ammarnäs 1985-2000	-0,1	0	+1,8	+0,3	+1,1	+0,4	+4,2	-0,6
Reivo 1992-2000	0	0	-	-	-	-	-	0
Sandnäset 1991-2000	-0,7	-0,1	-	-	-	-	-	-6,1
Stormyran 1993-1999	-1,1	-1,1	-	-	-	-	-	-1,0
Tandövala 1995-2000	-	-	-	-	-	-	-	-
Tiveden 1992-1995	-	-	-	-	-	-	-	-
Berg 1990-2000	-0,1	-0,2	+0,1	-1,5	-5,2	-0,5	-4,5	-0,6
Tostarp 1989-1995	-19,0	-18,8	-	-	-	-	-	-2,0

- = data saknas/kort serie (≤ 6 år)

* = signifikant trend (p < 0,05)

5 DISKUSSION

5.1 SULFATTRENDER

Den totala sulfatdepositionen minskar i alla studerade områden, med undantag för Tostarp där sulfatdepositionen i stället ökar. Tostarps ökning är dock inte signifikant och den kan förklaras av en ökning i marin påverkan. I stället finns flera signifikanta negativa trender och nedgången i sulfatdeposition kan sägas gälla hela Sverige. Minskningen är möjligtvis kraftigare i söder än i norr, vilket överrensstämmer med resultat från hela Sverige (Westling & Lövblad, 2000). Den sjunkande totala sulfatdepositionen har gett en minskning i sulfatuttransport i de flesta områden och i många fall en signifikant negativ trend. Ökningen är

dock inte signifikant och i stället finns signifikanta negativa trender för flera områden. Nedgången i uttransport är emellertid mindre än motsvarande minskning i deposition för alla områden, vilket även Fölster och Wilander (2002) kunde konstatera för halter.

Förändringar i resttermen är över lag svagt negativa för avrinningsområdena, vilket över tiden betyder en negativ förändring i markens förråd. I Tostarp är förändringen till och med kraftigt negativ och signifikant. Det tyder på att det sker en utlakning av svavel ur marken. Även Reivo har en signifikant negativ trend för markens förråd av sulfat, men en betydligt mindre sådan än Tostarp.

Sammanfattningsvis tyder resultaten från trendstudierna av totaldeposition, uttransport och markens förråd av sulfat på att marken tidigare har lagrat upp sulfat som nu tycks frigöras. I de fall där minskningen i markens sulfatförråd är signifikant kan nollhypotesen, att markens förråd av svavel inte har förändrats under de senaste 10-15 åren, förkastas. I vilken form svavel finns lagrat i marken visar inte den här studien. Det kan vara tidigare adsorberat sulfat som nu frigörs från mineraljorden genom desorption (Karlton, 1995; Wilander, 2001), svavel lagrat i t.ex. våtmarker som frigörs genom oxidation till följd av förändrade vattenförhållanden (Mörth & Torssander, 1998) eller organiskt svavel lagrat i humusskiktet som nu mineraliseras (Torssander & Mörth, 1998).

5.2 BASKATJONTRENDER

Till skillnad från sulfatdepositionen är utvecklingen för den totala depositionen av baskatjoner generellt sett positiv över tiden. För icke-marina baskatjoner finns positiva signifikanta trender för hälften av områdena, enligt kloridmetoden. De årliga förändringarna är i emellertid små i genomsnitt. För uttransporten av icke-marina baskatjoner kan ingen signifikant trend visas och därför kan de trender som gäller enskilda baskatjoner förklaras av förändrad marin deposition.

Resultaten gällande förändringar i markens baskatjonförråd visar över lag positiva förändringar. Förutom den signifikanta negativa trenden för natrium i Tostarp är alla signifikanta trender positiva. Bland annat finns signifikanta positiva trender för markens kaliumförråd i de fyra nordligaste områdena och Sandnäset har liksom Tandövala även signifikanta positiva trender för kalciumförrådet. Undantaget från de positiva signifikanta trenderna är som sagt Tostarp där en kraftigt negativ signifikant trend finns för natriumförrådet. Eftersom det inte finns signifikanta trender för det icke-marina baskatjonförråden kan förändringarna förklaras av ändrad marin påverkan. Avvikelsen är dock Sandnäset där det sker en signifikant positiv förändring i det icke-marina baskatjonförrådet, varför en uppbyggnad av markens baskatjonförråd kan sägas ha ägt rum där. Värt att notera är också att Tostarps icke-marina baskatjonförråd visar en mycket kraftigt negativ trend, om än inte signifikant.

Nollhypotesen att det under de gångna 10-15 åren inte har skett någon förändring i förråden av baskatjoner kan inte förkastas eftersom det för alla områden utom Sandnäset saknas finns signifikanta förändringar i det icke-marina baskatjonförrådet. Förändringarna för de enskilda baskatjonerna är dessutom små för i stort sett alla områden. Undantaget är främst Tostarp där förrådet av natrium visar en kraftigt negativ trend. Om denna trend kan kopplas till den kraftiga negativa trenden för sulfatförrådet kan det tänkas att natrium har följt med sulfatet ut ur marken, men det kan vara en tidigare förhöjd marin påverkan som syns som ett minskande natriumförråd. Att förrådet av icke-marina baskatjoner också ser ut att minska kan bero på att kloriden (ur vilken icke-marina baskatjoner beräknas) redan har sköljts ut ur marken.

Trots att det tycks ske en sulfatutlakning från marken i framför allt södra Sverige, minskar inte förråden av icke-marina baskatjoner. När de negativt laddade sulfatjonerna förs ut ur marken måste dock motsvarande mängd positivt laddade joner följa med för att jonbalansen inte ska förändras. Det betyder att väte- eller aluminiumjoner transporteras ut ur marken, vilket försurar i grund- och ytvatten och därmed gör att försurningsåterhämtningen går långsammare.

5.3 JÄMFÖRELSE AV METODERNA FÖR TORRDEPOSITIONSUPPSKATTNING

Hypotesen att klorid- och kartmetoden skulle ge samma resultat för torrdeposition stämmer inte. Kartmetoden gav lägre värden än kloridmetoden för torrdepositionen av svavel, med Sandnäset som undantag. För baskatjondepositionen gav kartmetoden negativa värden till skillnad från kloridmetoden och även torrdepositionen av sulfat blev negativ för ett par av områdena, enligt kartmetoden.

Vid en jämförelse av de båda metoderna för torrdepositionsuppskattning har inte bara resultaten jämförts. Även de osäkerheter som de båda metoderna innehåller har sammanställts så att en bedömning kan göras vilken metod som bör användas för att få en så säker budget som möjligt. Feluppskattningarna presenteras i kommande avsnitt och där framstår att variation i växtupptag påverkar båda metoderna, men att det ger ett möjligt maximalt fel på ca 3 % av den totala depositionen. Det största enskilda felet för kloridmetoden hänger i stället samman med osäkerheten i att jonförhållandena inte ser lika ut i torr- och bulkdeposition. För kloridmetoden kan den totala depositionen p.g.a. detta vara maximalt 50 % fel. Även för kartmetoden innebär olikheter i torr- och bulkdepositionens jonförhållanden betydande osäkerheter för uppskattningen av baskatjonerna.

Löfgren och Kvarnäs (1995) mätte bulkdeposition och krondropp i Reivo, Tiveden och Berg under perioden 1986-1992. Torrdepositionen för sulfat, klorid och natrium kan beräknas utifrån deras resultat, då dessa ämnen inte påverkas av interncirkulation. Om torrdeposition, beräknad utifrån Löfgren och Kvarnäs resultat, jämförs med kloridmetodens resultat från samma period framgår att kloridmetoden anger en torrdeposition som är ungefär hälften så stor som Löfgren och Kvarnäs resultat. Förklaringen till denna stora skillnad kan ligga i att krondroppsmätningarna gjordes i granskog, vilket gör att de inte är representativa för hela områdena (Jens Fölster, pers.kom.). Med kartmetoden går det inte att beräkna torrdepositionen för varken Reivo, Tiveden eller Berg för perioden 1986-1992.

5.4 FELUPPSKATTNINGAR

Utgångspunkten har varit att de fel som beräkningarna innehåller ska vara konstanta i tiden så att de inte ska påverka trendstudierna. Vittringen beror främst på marktemperatur och vattnets uppehållstid i marken, som i sin tur beror av nederbörd, lufttemperatur och markstruktur. Någon trend för nederbörden kan inte ses för något område och marktemperatur samt markstruktur antas inte heller uppvisa någon trend. Det gör att variation i vittring inte bör påverka trendstudien, trots den relativt korta tidsperioden.

Liksom vittringen antas växternas upptag vara konstant från år till år, med motiveringen att områdena främst är bevuxna med medelålders och gammal skog. Det finns dock en mindre areal inom områdena Berg (6 % granplantering) och Tostarp (4 % ung bok samt 3 % ung gran) där vegetationen är yngre. Berg täcks till ca 6 % av granplantering och Tostarp har ung

bok (<20 år) samt ung gran (<30 år) på 4 respektive 3 % av sin yta. Dessutom har avverkning skett i dessa två områden, varför upptaget kan antas ha minskat något. I Berg hade gallrad granskog, som utgjorde ca 10 % av hela områdets yta, avverkats till år 1995. Samma år hade även granskog avverkats i Tostarp, men det får ingen betydelse eftersom budgeten slutar 1995 i Tostarps fall. Torrdepositionen har kompenserats för förändringen i vegetationstäcket, men upptaget antas vara konstant trots avverkning vilket innebär en viss överskattning av upptaget efter 1995. Äldre träd har ett relativt stabilt upptag, till skillnad från yngre. Vid en avverkning sjunker en skogs upptag till nära noll, för att sedan försiktigt öka under tiden som nya träd etablerar sig. Upptaget ökar mer och mer i takt med trädens tillväxt, ungefär tills dess att kronorna möts och upptaget stabiliseras. Upptaget varierar således med skogens ålder men även mellan olika år t.ex. med större upptag under år med mer nederbörd till följd av en kraftigare tillväxt. I Berg där en avverkning av gran gjorts på 10 % av ytan, under budgetperioden, bör felet maximalt vara 2 mekv/m² och år (dvs. ca 3 % av den sammanlagda depositionen av baskatjoner) om det baskatjonupptag, som Löfgren och Kvarnäs (1995) uppskattat för Berg, används. I övriga områden bör felet vara mindre, dels beroende på att växtupptaget i Berg är relativt stort och dels för att inga andra avverkningar har gjorts som har betydelse för budgetstudiens resultatet.

5.4.1 OSÄKERHETER I KLORIDMETODEN

Som tidigare nämnts, är en osäkerhet med kloridmetoden antagandet att förhållandet mellan klorid och övriga joner ser lika ut bulk- och torrdeposition. I en studie där torrdepositionen har uppskattats med bl.a. surrogatytēmätningar i södra och mellersta Sverige visas dock att förhållandena mellan jonerna i torr- och bulkdepositionen skiljer sig åt. Förhållandet mellan SO₄²⁻_{icke-marin}/Na⁺ i bulkdepositionen visas i studien kunna vara upp till 130 % större än motsvarande förhållande i torrdepositionen (Ferm m.fl., 2000). Förhållandet till klorid studerades inte i studien, men det får antas att skillnaderna mellan övriga joners förhållanden till klorid i bulk- och torrdeposition är i samma storleksordning. Det betyder att kloridmetoden kan ge en torrdeposition som är mer än 100 % för stor eller för liten, vilket maximalt betyder ett fel på ca 50 % av den totala depositionen.

Kloridmetoden bygger också på antagandet att klorid som deponeras i ett område förs ut igen med avrinningen under samma år. Växternas upptag av klor är försumbart i jämförelse med både upptaget av sulfat och baskatjonerna (Hopkins, 1999). Kloriden fångas alltså inte upp av växterna, men storleken på avrinningsområdet har betydelse för vattnets uppehållstid i marken och sålunda för hur snabbt deponerad klorid förs ut. För små avrinningsområden (drygt 1 km²) uppskattas uppehållstiden var runt ett år (Rodhe, 1987). För större områden, där uppehållstiden kan förväntas vara längre, kan kloridmetoden ge något felaktig mellanårsvariation, men felet bör inte vara betydelsefullt då flera år studeras.

I inledningen nämndes att kloridmetoden kan ge underskattningar av torrdepositionen under stormar som för med sig torr havssaltdeposition utan att ge någon nederbörd. Eftersom uttransporten av klorid från ett område motsvarar den totala depositionen är den totala depositionen av klorid ändå pålitlig i ett längre tidsperspektiv medan uppdelningen i bulk- och torrdeposition är mer osäker.

5.4.2 OSÄKERHETER I KARTMETODEN

De negativa värden för torrdeposition som kartmetoden i vissa fall gav härrör från att mängden bulkdeposition i genomsnitt underskred mängden krondropp vid Krondropsstationen. Det kan bero på svårigheterna med att få korrekta mätningar av bulkdeposition (Lövlblad m.fl., 2000). T.ex. kan mer snö samlas i bulkdepositions-mätarna jämfört med kron-

droppsmätarna, vilket är ett problem framför allt i norra Sverige (där de flesta av det här arbetets områden ligger). Dessutom landar en del torrdeposition i bulkdepositionssamlarna (Eva Hallgren Larsson, IVL, pers.kom.). Därutöver kommer inte stamavrinningen med i krondroppsmätningarna. För gran antas stamavrinningen inte ge mer än 5 % bidrag till den totala depositionen, men den är viktigare för tall och lövträd (Lövblad & Westling, 1992). Det kan alltså ha skett en underskattning av torrdepositionen i framför allt Tostarp där lövskog dominerar, samt i Berg, Tiveden och Reivo där inslaget av ädellöv resp. tall är relativt stort. I Ammarnäs, Sandnäset, Stormyran, Tandövala bör felet vara av mindre betydelse då områdena har små inslag av tall eller lövträd.

Den vegetationssammanställning som ingår i kartmetodens torrdepositionsuppskattning innebär förenklingar. Eftersom befintliga vegetationsinventeringar inte täcker in hela avrinningsområdet används jordartskartor för att uppskatta vegetationen på resterande areal. Det betyder att vegetationsuppskattningen blir grov för denna areal. För de flesta områdena täcker dock vegetationsinventeringarna in större delen av avrinningsområdet, men för områdena Tandövala, Stormyran och Tiveden baseras arbetets vegetationssammanställning till större del på jordartskartan (78, 66 respektive 63 %). Skattningen av avrinningsområdenas förmåga att samla på sig torrdeposition i förhållande till förmågan hos den vegetation som krondroppsmätningen gjorts i blir en grov uppskattning eftersom kunskap om vegetationen vid krondroppsstationen är bristfällig. Ytterligare en felkälla kopplad till vegetationssammanställningen är att avrinningsområdenas area på jordartskartan inte stämde exakt med den area som använts vid beräkning av uttransport. Det rör sig om skillnader på ca 4 % för de flesta områden, men för Tandövala, Berg och Tostarp är skillnaden större (10, 19 och 21 %). Någon kompensation för denna storleksskillnad har inte gjorts eftersom depositionsberäkningen görs per ytenhet och felet därför får liten betydelse. Det är dessutom ett konstant fel som alltså inte påverkar trendstudien.

Däremot kan det förhållande mellan torrdeposition och bulkdeposition vid en krondroppsstation i närheten av respektive avrinningsområde, som används i kartmetoden, innebära ett något större fel. I vissa fall, framför allt för Sandnäset, saknades närliggande krondroppsstation, varför värden från en mer avlägsen station fick användas. Det är därför troligt att förhållandet vid krondroppsstationen skiljer sig något från förhållandet vid PMK-området, trots vegetationskompensation. Felen för torrdepositionen av natrium eller sulfat tycks maximalt vara runt 2 % (drygt 0,1 mekv/m² och år för sulfat) av totaldepositionen om ett par relativt närliggande krondroppsstationer med samma angivna vegetation jämförs.

En större osäkerhet för kartmetodens torrdepositionsuppskattning av kalcium, magnesium och kalium är att förhållandena mellan natrium och de övriga baskationerna antas vara lika i torr- och bulkdeposition. Ferm m.fl. (2000) har dock visat att jonförhållandena kan skilja sig åt. Förhållandet $\text{Ca}^{2+}_{\text{icke-marin}}/\text{Na}^+$ i bulkdepositionen var i en studie maximalt 100 % större än motsvarande förhållande i torrdepositionen. För magnesium och kalcium var den maximala skillnaden 13 resp. 63 %. Det får till följd att torrdepositionen av kalcium, magnesium och kalium maximalt kan innehålla ett fel som motsvarar ca 50, 5 resp. 35 % av den totala depositionen beräknat med torrdepositionsnivåer som kloridmetoden ger.

6 SLUTSATSER

Trendstudierna av områdenas sulfatbudgetar visar att marken tidigare har lagrat upp sulfat som nu tycks frigöras. Speciellt kraftig är utlakningen av sulfat i södra Sverige. Förändringarna i markens förråd av enskilda baskatjoner är över lag svagt positiva, bortsett från en kraftig negativ trend för natriumförrådet i det sydligaste området. Alla förändringar i områdenas baskatjonförråd kan dock förklaras av förändringar i den del av förråden som är av marint ursprung. Det har nämligen inte skett någon förändring i markens förråd av icke-marina baskatjoner under den studerade perioden, bortsett från i ett norrländskt område där det syns ha ägt rum en uppbyggnad av markens förråd av icke havssaltsrelaterade baskatjoner.

För att kunna åstadkomma säkra sulfat- och baskatjonbudgetar måste torrdepositionen kunna uppskattas med större säkerhet än vad kloridmetoden ger. Den i det här arbetet testade kartmetoden kan dock inte anses ge en noggrannare torrdepositionsuppskattning än den etablerade kloridmetoden eftersom den testade metodens utnyttjande av krondroppsdata ger stora osäkerheter. Båda metoderna dras också med problemet att de är beroende av att jonförhållandena ser lika ut torr-respektive bulkdeposition, vilket inte stämmer och därför kan ge stora fel. De mätningar med surrogatytor som har börjat göras i bl.a. Sverige kan troligen ge värdefull information om hur jonförhållandena ser ut i torr- och bulkdeposition, vilket kan leda till en förbättring av kloridmetoden. Den korrigerig för vegetationsammansättning som i kartmetoden görs för att ge mer representativa krondroppsdata kan vara användbar för de nya mindre IM-områden (Integrated Monitoring) där intensiv miljöövervakning nu sker på avrinningsområdesnivå. Korrigeringen kan användas i de fall som vegetationen, där kron-droppsmätningar görs i, inte är representativ för hela områdets yta.

7 REFERENSER

- Bringmark, L. 1977. *A Bioelement Budget of Old Scots Pine Forest in Central Sweden*, Nutrient cycle in Tree Stands - Nordic symposium. In: *Silvia Fennica* Vol. 11. No. 3: 201-209
- Edwards, A C, Creasey, J & Cresser, M S. 1984. *The conditions and frequency of sampling for elucidation of transport mechanisms and element budgets in upland drainage basins*. In: *Hydrochemical balances of freshwater systems*. Eriksson, E (ed.). IAHS-AISH (International Association of Hydrological Sciences) Publication No. 150: 187-202
- Ferm, M & Hultberg, H. 1995. *Method to estimate atmospheric deposition of base cations in coniferous throughfall*. I: *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2229-2234
- Ferm, M, Westling, O & Hultberg, H. 2000. *Atmospheric deposition of base cations, nitrogen and sulphur in coniferous forests in Sweden - a test of a new surrogate surface*. *Boreal Environment Research* 5: 197-207
- Fölster, J. 2001. *Catchment Hydrochemical Processes Controlling Acidity and Nitrogen in Forest Stream Water*. Ph.D. Thesis. Silvestria 190. Department for Environmental Assessment. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala
- Fölster, J & Wilander, A. 2002. *Recovery from acidification in Swedish forest streams*. *Environmental Pollution* 117: 379-389
- Fölster, J, Bishop, K, Krám, P, Kvarnäs, H & Wilander, A. (In press). *Time series of long-term annual fluxes in streamwater of nine forest catchments from the Swedish Environment Monitoring Program (PMK 5)*. In: *Detecting Environmental Change and Society. Science of the Total Environment*.
- Grennfelt, P, Larsson, S, Leyton, P & Olsson, B. 1985. *Atmospheric deposition in the Lake Gårdsjön area, SW Sweden*. In: *Ecological Bulletins* No. 37. Lake Gårdsjön, An Acid Forest Lake and its Catchment. Andersson, F & Olsson, B (eds). *Ecological Bulletins*. Stockholm: 101-108
- Haglund, A & Bråkenhielm, S. 1991. *Bakgrundsområden i miljöövervakningen, en beskrivning av PMK:s referensområden*. Naturvårdsverket. Intern upplaga
- Hallgren Larsson, E (red.). 2001. *Övervakning av luftföroreningar i Blekinge län, Resultat till och med september 2000*. IVL-rapport B 1407. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Aneboda
- Hopkins, W G. 1999. *Introduction to Plant Physiology*. 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc. New York. USA
- Ivens, W P M J. 1990. *Atmospheric deposition onto forests*. Ph.D. Thesis. Faculty of Geographical Sciences. University of Utrecht. Nederländerna
- Johnson, D W & Mitchell, M J. 1998. *Responses of Forest Ecosystem to Changing Sulphur Inputs*. In: *Sulphur in the environment*. Maynard, D G (ed.). Marcel-Dekker Inc. New York. USA: 219-262
- Karlton, E. 1995. *Sulphate Adsorption on Variable-Change Minerals in Podzolized Soils in Relation to Sulphur Deposition and Soil Acidity*. Ph.D. Thesis. Department of Soil Sciences. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala
- Karlton, E. 1996. *Svavlets roll i markförsurningen*. I: *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 135(6): 23-28
- Karlton, E. 1998. *Baskatjoner och aciditet i svensk skogsmark – tillstånd och förändringar*. Rapport 5. Skogsstyrelsen. Jönköping
- Kirchner, J W. & Lydersen, E. 1995. *Base Cation Depletion and Potential Long-Term Acidification of Norwegian Catchments*. In: *Environmental Science and Technology* 29: 1953-1960
- Kvarnäs, H. 1992. *Förslag till ytvattenprogram*. I: *Integrerad övervakning av skogliga referensområden, Förslag från en arbetsgrupp*. Johansson, K (red.). Naturvårdsverket Rapport 4107. Solna
- Kvarnäs, H. 2000. *The Q model, a Simple Conceptual Model for Runoff Simulation in Catchment Areas*. Institutionen för Miljöanalys. Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport 2000:15
- Löfgren, S & Kvarnäs, H. 1995. *Ion Mass Balances for Three Small Forested Catchments in Sweden*. In: *Water, Air and Soil Pollution* 85: 529-534
- Lövblad, G. 1993. *Deposition av svavel och kväve, Nuvarande kunskapsläge och IVLs bidrag till detta*. IVL Rapport B 1127. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning. Göteborg
- Lövblad, G, Persson, C & Roos, E. 2000. *Deposition of Base Cations in Sweden*. Report 5119. Swedish Environmental Protection Agency. Stockholm

- Lövblad, G & Westling, O. 1992. *Förslag till atmosfäriskt depositionsprogram*. I: Integrerad övervakning av skogliga referensområden, Förslag från en arbetsgrupp. Johansson, K (red.). Rapport 4107. Naturvårdsverket. Stockholm: 13-18
- Moldan, F. 1999. *Reversal of Soil and Water Acidification in SW Sweden, Simulating the Recovery Process*. Ph.D. Thesis. Silvestria 117. Department of Forest Ecology. Swedish University of Agricultural Sciences. Umeå
- Mörth, C-M & Torssander, P. 1998. *Sulphur isotope ratios in two forested catchments in Sweden. Interpretation of $\delta^{34}S$ and sulphate concentration variation over the year in runoff and groundwater*. In: Water-Rock interactions. Archart, G B & Hulston, J R (eds). A.A. Balkema, Rotterdam: 63-66
- Naturvårdsverket. 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913. Stockholm
- Rapp, L. 2001. *Critical Loads of Acid Deposition for Surface Water. Exploring existing models and a potential alternative for Sweden*. Ph.D. Thesis. Department of Environmental Assessment. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala
- Rodhe, A. 1987. The origin of streamwater traced by oxygen-18. Ph.D. Thesis. Uppsala University
- Ross, H B & Lindberg S E. 1994. *Atmospheric Chemical Input to Small Catchments*. In: Biogeochemistry of Small Catchments, A Tool for Environmental Research. Moldan, B & Cerny, J (eds). SCOPE 51. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. Storbritannien: 55-84
- Torsander, P & Mörth, C-M. 1998. *Sulphur Dynamics in the Roof Experiment at Lake Gårdsjön Deducted from Sulphur and Oxygen Isotope Ratios in Sulphate*. In: Experimental Reversal of Acid Rain Effects: The Gårdsjön Roof Project. Hultberg, H & Skeffington, R (eds). John Wiley & Sons Ltd. New York: 185-206
- Ulrich, B. 1983. *Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride*. I: Ulrich, B & Pankrath (eds.). Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems: 33-45
- Umweltbundesamt. 1996. *Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Loads/levels (Mapping Manual)*. Texte 71/96. UBA
- Warfvinge, P, Mörth, C-M & Moldan, F. 2000. *Vilka processer styr återhämtningen?*. I: Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier. Warfvinge, P & Bertills, U (red.). Rapport 5028. Naturvårdsverket. Stockholm: 23-36
- Westling, O & Lövblad, G. 2000. *Depositionsutvecklingen i Sverige*. I: Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier. Warfvinge, P & Bertills, U (red.). Rapport 5028. Naturvårdsverket. Stockholm: 15-22
- Wilander, A. 2001. *Effects of Reduced S Deposition on Large-scale Transports of Sulphur in Swedish Rivers*. In: Water. Air and Soil Pollution 130: 1421-1426

TACK!

Denna studie har gjorts som ett examensarbete i ämnet miljöanalys under en period på 20 veckor, våren 2001. Arbetet gjordes vid Institutionen för Miljöanalys vars personal har varit mycket tillmötesgående under hela arbetets gång. Särskilt vill jag tacka min handledare Jens Fölster för vägledning och värdefulla kommentarer. Jakob Nisells hjälp var ovärderlig under arbetet med GIS-vertygen ArcInfo och MapInfo, liksom Sven Bråkenhielms kunskap om de studerade avrinningsområdenas vegetationssammansättning, varför jag också vill ge dem ett särskilt tack.