

Försurningsepisoder i södra Sverige

Nuvarande omfattning och framtida
betydelse

Therese Zetterberg Olle Westling Filip Moldan
B1676
Juni 2006

| | |
|--|--|
| Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB | Rapportsammanfattning |
| Adress P.O. Box 5302 SE-400 14 Göteborg | Projekttitel NV Surstötter i södra Sverige |
| Telefonnr +46 (0)31-725 62 00 | Anslagsgivare för projektet Naturvårdsverket |
| Rapportförfattare Therese Zetterberg Olle Westling Filip Moldan | |
| Rapporttitel och undertitel Försurningsepisoder i södra Sverige. Nuvarande omfattning och framtida betydelse | |
| Sammanfattning I takt med att nedfallet av försurande ämnen har minskat har den naturliga återhämtningen påbörjats i mark och vatten. Det finns emellertid en möjlighet att återhämtningen eventuellt bromsas av tillfälliga försurningsepisoder. Om så är fallet bör episodförsurning inkluderas i revideringen av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för försurning av ytvatten, tillstånd och påverkan. Försurningsepisoder definieras i denna rapport som en kraftig avvikelse från medelkemin vilket kan ha en stor betydelse för det biologiska livet. Två olika typer av försurningsepisoder har identifierats; torkstyrda episoder samt havssaltepisoder, den föregående framkallad av sommartorka och den senare av stormar. Episoder orsakad av höga flöden och snösmältning kunde inte påvisas i någon av bäckarna. Oavsett drivfaktor ger episoderna upphov till en sänkning av ANC samt en ökning av oorganiskt Al. Sänkningen är tillfällig och kortvarig. Redan vid nästa mättillfälle (vanligtvis 2-4 veckor) har vattenkemin återställts till de förhållanden som rådde innan försurningsepisoden. Återhämtningen från försurning är påtaglig i de vattendrag som ingår i studien vilket innebär att torkstyrda episoder inte längre är ett försurningsproblem i södra Sverige och därmed inte behöver beaktas i en revidering av bedömningsgrunderna. Risken för havssaltepisoder är fortfarande hög, men endast i en begränsad del av landet (kustnära områden i sydvästra delen av Sverige). I övriga delar av södra Sverige verkar kraftiga havssaltnedfall inte leda till episodförsurning. Klimatförändringar, främst ökad stormfrekvens, kan öka depositionen av havssalt och därmed även risken för försurningseffekter i framtiden. | |
| Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren ANC, bedömningsgrunder, försurning, försurningsepisod, havssaltepisod, klorid, oorganiskt aluminium, pH, sulfat, surstötter, södra Sverige, återhämtning | |
| Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1676 | |
| Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm | |

Rapporten godkänd:
2007-05-15


Peringe Grennfelt
Forskningschef

Sammanfattning

Deposition, vattenkemi och flöde har undersökts i elva skogsbäckar, samtliga belägna i södra delen av Sverige. Orsaken till studien är en möjlighet att den nuvarande och framtida återhämtningen från försurning eventuellt skulle bromsas av tillfälliga försurningsepisoder vilka i så fall bör inkluderas i revideringen av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för försurning av ytvatten, tillstånd och påverkan. Försurningsepisoder definieras i denna rapport som en kraftig avvikelse från medelkemin vilket potentiellt har en stor betydelse för det biologiska livet. Avvikelsen grundar sig på en subjektiv bedömning för varje enskild bäck. En osäkerhet vid utvärderingen av tillgängliga mätdata är att provtagningsfrekvensen oftast varit månatlig, vilket är en låg upplösning för beskrivning av enskilda episoder med kortvariga haltförändringar. Emellertid bygger resultaten på mer än 15 års långa tidsserier, vilket innebär att många episoder har noterats även om vissa har uppträtt mellan provtagningsstillfällena.

Samtliga bäckar som ingår i denna studie har uppvisat tydliga tecken på försurningsepisoder, men drivfaktorn samt storleken på den vattenkemiska responsen skiljer sig åt. Olikheter i försurningskänslighet, graden av tidigare försurningspåverkan samt det geografiska läget kan till stor del förklara dessa skillnader. Två olika typer av försurningsepisoder har identifierats; torkstyrda episoder samt havssaltepisoder, den föregående framkallad av sommartorka och den senare av häftiga stormar. Episoder orsakad av höga flöden och snösmältning kunde inte påvisas i någon av bäckarna. Oavsett drivfaktor ger episoderna upphov till en sänkning av ANC samt en ökning av halten oorganiskt Al. Sänkningen är tillfällig och kortvarig. Redan vid nästa mättillfälle (vanligtvis 2-4 veckor) har vattenkemin återställts till de förhållanden som rådde innan försurningsepisoden.

Sett över tiden uppträder försurningsepisoderna med stor oregelbundet, ibland med flera års mellanrum. Trots detta är torkstyrda episoder mer vanligt förekommande än havssaltstyrda. Vidare skiljer sig tidpunkten på året åt när episoder inträffar. Till skillnad från de torkstyrda episoderna, som vanligtvis uppträder på hösten (augusti-september), inträffar havssaltepisoder under vinterhalvåret (november-januari).

Risken för havssaltepisoder är begränsad till en mycket liten del av södra Sverige (sydvästra delen). Längre inåt land har inga tecken på havssaltepisoder påträffats i vattendragen. Torkstyrda episoder uppträder oavsett geografiskt läge men naturliga säsongsvariationer i vattenkemin är oftast mer betydelsefull för det biologiska livet än tillfälliga försurningsepisoder. Under årens lopp har effekten av de torkstyrda episoderna minskat i takt med att återhämtningen från försurning har påbörjats i mark och vatten. Risken för havssaltepisoder är däremot fortfarande hög.

Slutsatsen är att episoder framkallad av torka inte längre är ett betydande försurningsproblem i södra Sverige och därmed inte behöver inkluderas i revidering av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för försurning av ytvatten. Havssaltepisoder är ett nuvarande och eventuellt framtida problem i en begränsad del av landet (kustnära områden med tunna jordtäcken i sydvästra delen av Sverige). Framtida klimatförändringar såsom ökad stormfrekvens och ökat havssaltnedfall kan förvärra situationen. I övriga delar av södra Sverige verkar kraftiga havssaltnedfall inte leda till episodförsurning.

Innehållsförteckning

| | | |
|-----|--|----|
| 1 | Bakgrund..... | 5 |
| 1.1 | Olika typer av försurningsepisoder | 5 |
| 1.2 | Effekter på fisk..... | 7 |
| 2 | Syfte..... | 8 |
| 3 | Metod..... | 9 |
| 3.1 | Definition av en försurningsepisod..... | 9 |
| 3.2 | Områdesbeskrivning..... | 10 |
| 3.3 | Vattenkemi, flöde och deposition | 11 |
| 4 | Resultat och diskussion | 12 |
| 4.1 | Torkstyrda episoder | 12 |
| 4.2 | Havssaltepisoder..... | 23 |
| 5 | Slutsats | 27 |
| 6 | Tack..... | 28 |
| 7 | Referenser..... | 28 |

1 Bakgrund

I takt med att utsläppen av försurande ämnen har minskat i Europa har den naturliga återhämtningen påbörjats i antropogent försurade vattendrag i södra Sverige (Wilander och Lundin 2000). Den minskade surhetsgraden och den ökade buffertkapaciteten har inneburit avsevärda förbättringar i det akvatiska ekosystemet. Det finns emellertid en möjlighet att överlevnaden och reproduktionen hos vattenlevande organismer påverkas negativt under kortvariga försurningsepisoder vilket därmed skulle bromsa den biologiska återhämtningen.

Försurningsepisoder uppträder i en rad olika varianter men orsaken till episoderna skiljer sig åt liksom drivfaktorn, mekanismen och den vattenkemiska effekten (se tabell 1). Försurningsepisoders uppkomst, karaktär och påverkan på det biologiska livet har studerats med stor noggrannhet runt om i världen (ex. i Kanada: Dillon m.fl., 1997; USA: Wigington m.fl., 1996; Europa: Davies m.fl., 1992; Norge: Hindar m.fl., 1994, Wright m.fl., 1988, Leivestad & Muniz 1976, Skartveit & Gjessing 1979 och i norra Sverige: Laudon & Bishop 1999, Laudon & Bishop 2002). Studierna visar att försurningsepisoder i regel orsakar en minskning av pH-värdet och den syraneutraliserande förmågan (ANC=Acid Neutralizing Capacity) samt en ökning av halten oorganiskt aluminium (Aloorg) vilket kan ha skadliga biologiska effekter. Naturliga försurningsepisoder kan även ge upphov till minst lika stor pH-sänkning som antropogent betingade.

1.1 Olika typer av försurningsepisoder

Den vanligaste försurningstypen i Europa är de som uppkommer i samband med höga flöden (Davies m.fl., 1992). Höga flöden uppstår antingen via snösmältning eller vid häftiga regnfall (tabell 1). Under en kort period på våren smälter den ackumulerade snön undan och bildar en vårflood som kan försura vattendrag. Denna så kallade surstöt (kraftig pH-minskning) beror huvudsakligen på sura föreningar som deponerats och lagrats i snön under vinterhalvåret eller på utspädning av buffertkapaciteten (ökad känslighet för tillförsel av vätejoner) eller en kombination av de två mekanismerna. Orsaken till försurningsepisoden kan således vara naturlig (utspädning) eller antropogen (deposition av sura joner), medan det som driver episoden är snösmältningen. I norra Sverige är snösmältning den främsta orsaken till surstötar (Laudon, 2000). Lokalt kan snösmältningsepisoder även uppstå i områden med sulfidrika mineraler eller post-glaciala marina sediment. Exempelvis i Västerbottens kustområden är utlakning av sulfatjoner från post-glaciala finkorniga marina sediment en viktig källa till surstötar (Ivarsson & Jansson 1995). Minskning av buffertkapaciteten sker även under häftiga regnfall när bidraget från de övre marklagren med surare mark ökar.

Till skillnad från flödesepisoder, som inträffar framför allt på vårkanten, uppkommer torkstyrda episoder efter sommaren i samband med de första höstregnen (tabell 1). Episoderna uppstår efter en längre tids torka under vilken sulfid i marken reoxideras till sulfat och därefter lakas ut till omgivande vattendrag i samband med de första regntillfällena. Orsaken till episoderna är antropogen (deposition av sulfat) eller naturlig (sulfidrika jordar) medan drivfaktorn är torka. Störst effekt har de torkstyrda episoderna i våtmarksrika avrinningsområden (Laudon m.fl., 2004) där reducerande förhållanden ofta råder.

Salt driven episod är ytterligare ett exempel på en försurningsepisod. Marina aerosoler bildas ute på havet och vid kusten när vågorna bryter och skjuter iväg saltpartiklar i luften. Beroende på saltpartiklarnas storlek och de meteorologiska förhållandena transporteras aerosolerna iväg med vinden för att slutligen deponeras någonstans över landytan. Eftersom partiklarna har en stor

betydelse för molnbildningen når majoriteten marken i form av våtdeposition, men under torra förhållanden faller även en del som torrdeposition. Generellt minskar nedfallet med ökat avstånd från den svenska västkusten, men de högsta halterna uppträder vanligtvis ett par mil inåt land på grund av den hastiga landhöjningen (Gustafsson & Hallgren-Larsson, 2000). Nedfallet vid östkusten är lägre och betydligt mindre varierat. I kustnära områden står torrdeposition för en väsentlig del av nedfallet eftersom förekomsten av större partiklar med kortare uppehållstid är vanligare. Längre inåt land dominerar mindre partiklar varför landytans fördelning av skog respektive bar mark orsakar stora variationer i torrdepositionen. Tidsmässigt varierar havssaltnedfallet med en tydlig årstidsvariation. Normal uppträder den högsta depositionen under det första kvartalet (januari-mars) vilket sammanfaller med kraftiga stormar och djupa lågtryck (Gustafsson & Hallgren-Larsson, 2000). En enda kraftig storm kan föra med sig en betydande del av årets totala nedfall. Det lägsta nedfallet sker under det andra (april-juni) och tredje (augusti-september).

Havssaltnedfallet varierar i tid och rum på grund av väderfaktorer men landytans ”skrovlighet” spelar också en stor roll för hur mycket salt som fångas upp och slutligen når vattendraget. Exempelvis är trädkronor effektiva filter varför nedfallet i skogsmark är högre jämfört med jordbruksmark och andra öppna ytor. Exempelvis visade Hultberg & Grennfelt (1992) att nedfallet av natrium och klorid i en granskog, på årsbasis, var 100-200 % högre jämfört med våtdepositionen vilket indikerar att andelen torrdeposition var mycket hög.

Väl på markytan deltar havssaltet (framför allt natrium men även magnesium) i markens utbytesreaktioner varvid väte- och aluminiumjoner frigörs och tillfälligt orsakar en försurning i marklösningen och omgivande vattendrag. Detta kan både påverka vitaliteten hos träd (Pedersen & Billie-Hansen, 1994; Franzén, 1991) och leda till fiskdöd (Hindar m.fl., 1994, Heath m.fl., 1992). Effekten beror till stor del på markens buffringsförmåga men även markdjupet spelar roll (i grunda jordar < 50 cm sker uttransporten av joner relativt fort). Jämfört med övriga episodtyper är havssaltepisoder svåra att studera eftersom tiden mellan deposition och effekt i vattendraget kan variera kraftigt beroende på nederbördsförhållandena efter det att havssalt deponerats.

Tabell 1. Olika typer av försurningsepisoder och den process varvid de bildas.

| Episodtyp | Driv-faktor | Orsak | Källa | Tidpunkt | Mekanism | Vatten-kemisk respons |
|---------------------|-----------------------|------------------------|------------------------------|-------------------------|--|--|
| Flödes-episoder | Snö-smältning Regn | Naturlig Antropogen | Postglaciala marina sediment | Vår | Utspädning av buffertkapaciteten genom ökad vattenvolym | Ökning av H ⁺ , SO ₄ ⁻ |
| | | | Sulfidrika mineraler | Vinter | Utlakning av antropogena syror | Utspädning av baskatjoner (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺) |
| | | | Luftföroreningar i nederbörd | Höst | Tillskott av naturliga syror från exempelvis sura sulfatjordar | |
| Torkstyrda episoder | Torka | Antropogen | Sulfat i mark | Höst | Deponerat sulfat reduceras till sulfid i fuktiga marker. När grundvattennivån sjunker reoxoderas sulfid till sulfat som spolats ut i samband med de första regntillfällena | Ökning av H ⁺ , SO ₄ ⁻ , Al ⁿ⁺ Minskning av ANC |
| Havssalt-episoder | Storm | Naturlig Antropogen | Havssalt | Normalt vinter-halvåret | Deponerat Na ⁺ (men också Mg ²⁺) deltar i markens utbytesreaktioner varvid H ⁺ och Al ⁿ⁺ frigörs och lakas ut. | Ökning av H ⁺ , Cl ⁻ , Al ⁿ⁺ Minskning av ANC och Na/Cl-kvoten |

Utöver vad som har beskrivits ovan kan lokala försurningsepisoder inträffa eller förstärkas genom olika typer av markanvändning (slutavverkning och dikning). Det är också känt att förekomsten av nitratjoner och organiska syror kan driva ner pH-värdet i rinnande vatten liksom ett högt övertryck av koldioxid i marken.

1.2 Effekter på fisk

Det är framför allt enkla aluminiumformer med stark positiv laddning (Al(OH)²⁺, Al(OH)₂⁺, Al³⁺) som har visat sig toxiska för djurlivet. Under ostabila kemiska förhållanden har de även förmågan att polymerisera (bilda stora komplexa molekyler) vilket ökar dess giftighet (Poléo, 1995). Oorganiskt aluminium är toxiskt för fisk eftersom de positiva aluminiumjonerna binds till gälarnas lameller (negativt laddade) och bildar en hinna, vilket i sin tur orsakar andningsproblem (Neville, 1985; Wendelaar Bonga, 1997; Poléo & Bjerkely, 2000) och i värsta fall fiskdöd. Dessutom påverkas fiskarnas osmotiska jonreglering vilket leder till att förmågan att upprätthålla korrekt vatten- och jonbalans i blodet rubbas (Gensemer & Playle, 1999). Effekterna skiljer sig åt beroende på vattendragets pH-värde och innehåll av organiska syror. Generellt uppträder andningsproblem vid pH-värden större än 5.5 medan rubbningar i den osmotiska jonregleringen inträffar vid pH-värden

mindre än 5.5 (Neville, 1985). I bruna vatten med hög halt organiskt material binds oorganiskt aluminium till humuspartiklar istället för lamellerna, vilket leder till minskade vattenkoncentrationer och en minskad giftighet hos fisk (Driscoll m.fl., 1980; Witters m.fl., 1990). Exempelvis, i en studie av Laudon m.fl., (2001), uppmättes halter av oorganiskt aluminium på mindre än 50 µg per liter i två humusrika bäckar (TOC mellan 15-20 mg per liter) under en vårflood, medan i en humusfattig (TOC mindre än 8 mg per liter) uppmättes koncentrationer på över 100 µg per liter, vilket sammanföll med en hög dödlighet av 0+-yngel (det vill säga yngel födda samma år).

I försurade vattendrag (pH=4.5) kan koncentrationen av Alog i gälarna på fisk vara så hög som 1 mg per g torrsvikt men minskar snabbt med ökat pH-värde (Teien m.fl., 2005). Vid låga pH-värden ökar även koncentrationen av kvicksilver i musklerna på fisk. I vattendrag som präglas av genomgående låga pH-värden eller kraftiga försurningsepisoder (höga flöden, se ovan) betraktas aluminiumhalter på gälar större än 100 µg per g torrsvikt och kvicksilverhalter i muskler större än 130 ng per g våtvtikt hos ung öring som förhöjda (Andrén, 2005). Eftersom försurningsepisoder inträffar vid olika tidpunkter på året kan de biologiska effekterna variera eftersom påverkan på arter vanligtvis är större under reproduktionsstadiet samt under tidiga livsstadier.

Biologiska effekter på fisk (död) som ett resultat av försurningsepisoder har dokumenterats i ett flertal fall genom åren både i USA (Baker m.fl., 1996; Gunn, 1989; Ormerod & Jenkins 1994), Norge (Hindar m.fl., 1994, Barlaup & Åtland, 1996) och norra Sverige (Laudon m.fl., 2001). Episodernas påverkan på det biologiska livet verkar bero på magnituden, tidpunkten, varaktigheten och organismernas livsstadie. Episodstudier i södra Sverige är däremot begränsade och eventuella biologiska effekter har, enligt författarnas kännedom, inte undersökts.

2 Syfte

Bedömning av surhetstillståndet och påverkan i ytvatten baseras på medelkemi vilket sannolikt är tillräcklig för sjöar med begränsad variation i vattenkemi, men frågan är om motsvarande koncept kan användas för rinnande vatten med kraftigare svängningar och episoder. I norra Sverige har en modell för bedömning av episoder redan utvecklats (Bishop m.fl., 2000). Om man ska ta hänsyn till episoder i södra Sverige krävs sannolikt att nya beräkningsmetoder utvecklas som tar hänsyn till både mark- och vattenförsurning. Tidigare episodstudier i södra Sverige är få och inga har belyst försurningsepisodernas betydelse i takt med att nedfallet av försurande ämnen har minskat. Syftet med denna studie var att bedöma om den nuvarande och framtida omfattningen av försurningsepisoder i södra Sverige riskerar att bromsa den biologiska återhämtningen i rinnande vatten som har skett i takt med minskade utsläpp. Om nuvarande och framtida episoder har stor betydelse för försurningseffekterna bör de beaktas i revideringen av Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder för försurning av ytvatten avseende tillstånd och påverkan (Naturvårdsverket, 2000). Motsatsen, att episoder har liten betydelse i rinnande vatten i framtiden, innebär att medelkemi kan användas för bedömning på samma sätt som för sjöar.

3 Metod

3.1 Definition av en försurningsepisod

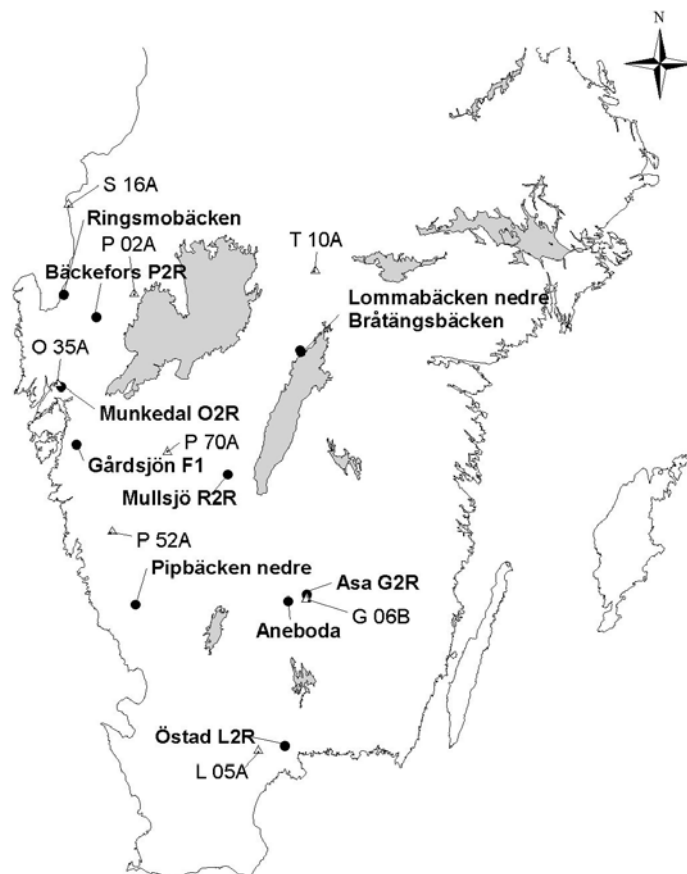
Litteraturen saknar en entydig definition av en försurningsepisod, men trots olika angreppssätt att definiera en episod verkar de allra flesta överens om att det rör sig om en tillfällig och kortvarig vattenkemisk effekt med stor betydelse för det biologiska livet. Exempelvis beskriver Evans m.fl., (2006) en episod som ”*an extreme, irregular physical, chemical or biological event of short duration, which has an ecological impact*”. Fördelen med denna definition är att den inte förutsätter några kemiska gränsvärden utan snarare en avvikelse från ett normaltillstånd. Ett flertal andra författare har istället valt att beskriva en episod som en händelse när ett visst gränsvärde underskrids, vanligtvis ANC. Om ANC-värdet underskrider 0 uekv per liter (i samband med höga flöden) menar både Eschleman (1988), Wigington (1990), Davies m.fl., (1992) samt Wigington m.fl., (1996) att en försurningsepisod har ägt rum. Havssalt drivna försurningsepisoder definieras också utifrån ett kemiskt kriterium; icke-marint Na (Na^*). Om Na^* underskrider -20 uekv per liter finns det risk för negativa effekter i vattendraget (Hindar & Enge, 2006). Slutligen, ett annat tillvägagångssätt att beskriva en episod har varit att utgå från drivfaktorn snarare än den vattenkemiska responsen. Till exempel Laudon m.fl., (2004) definierar en episod som en flödesökning (10 gånger) mellan två provtagningsstillfällena.

Trots raden av förslag har det visat sig svårt att tillämpa dessa på tillgängliga mätserier i södra Sverige av flera olika skäl. Ett av det viktigaste skälet är att de svenska förhållandena skiljer sig åt från de utländska försöksområden som har legat till grund för några av ovanstående definitioner. Till exempel har de bäckar som ingår i denna studie under kortare eller längre perioder haft ANC-värden som vida underskrider 0 uekv per liter vilket, enligt Eschlemans (1988) m.fl., definition (se ovan), skulle innebära en försurningsepisod med en varaktighet på flera år. Att utgå från en flödesökning enligt Laudon m.fl., (2004) har också visat sig begränsande eftersom en flödesökning (10 ggr) kan inträffa utan att orsaka en vattenkemisk effekt med negativ påverkan på det biologiska livet. Dessutom kan det omvända kan inträffa, det vill säga en liten flödesökning (< 10 ggr) kan orsaka kraftiga sänkningar i exempelvis ANC och pH med allvarliga konsekvenser för de vattenlevande organismerna.

Utgångspunkten i denna rapport bygger istället på en subjektiv bedömning av varje enskilt vattendrag i ett försök att identifiera tillfällena när surhetsgraden (ANC och/eller pH) och toxiciteten (oorganiskt aluminium) kraftigt avviker från medelkemin, vilket bäst överensstämmer med Evans m.fl., (2006) definition. Därefter har drivfaktorn, samt orsaken till dessa, identifierats.

3.2 Områdesbeskrivning

Totalt ingår elva vattendrag i studien, samtliga belägna i södra delen av Sverige (se figur 1). Avrinningsområdena till bäckarna karaktäriseras av barrskog växande på moränmark från vilken podsols har utvecklats. Bäckarnas geografiska läge skiljer sig åt med avseende på avståndet till havet, vilket har betydelse för havssaltnedfallet. Historiskt har nedfallet av svavel varit högt men tack vare utsläpps begränsningar har nedfallet minskat och den naturliga återhämtningen påbörjats. Även depositionen av kväve har varit hög men inte minskat i samma utsträckning.



Figur 1. Totalt ingår elva vattendrag i studien, samtliga belägna i södra Sverige (svarta prickar). Observera att Lommabäcken nedre samt Brätångsbäcken ligger mycket nära varandra. Endast två av lokalerna har egna depositions mätningar (Gårdsjön F1 samt Aneboda) varför närliggande krondroppsstationer har använts för beräkning av depositionen hos resterande lokaler (vita trianglar).

Urvalet av vattendrag baserades på välstuderade bäckar (IM-stationer, nationella referensvattendrag samt referensområden inom Skogsstyrelsen försöksverksamhet ”SKOKAL”) med långa vattenkemiska tidsserier (se tabell 2).

Tabell 2. Avrinningsområdenas storlek samt startår för provtagning skiljer sig åt mellan vattendragen.

| Bäcknamn | Projektnamn | Avrinningsområdets storlek (ha) | Startår provtagning | Krondroppsstation |
|-----------------------|-------------|---------------------------------|---------------------|-------------------|
| 1. Bäckefors P2R | SKOKAL | 24 | 1990 | P 02A |
| 2. Munkedal O2R | SKOKAL | 16 | 1992 | O 35A |
| 3. Mullsjö R2R | SKOKAL | 11 | 1992 | P 70A |
| 4. Asa G2R | SKOKAL | 179 | 1990 | G 06A/B |
| 5. Östad L2R | SKOKAL | 138 | 1991 | L 05A |
| 6. Gårdsjön, F1 | IM | 3.7 | (1979) 1988* | Egen |
| 7. Aneboda | IM | 20 | 1983-1995** 1996 | Egen |
| 8. Ringsmobäcken | RefNat | 112 | 1984 | S 16A |
| 9. Pipbäcken nedre | RefNat | 93 | 1984 | P 52A |
| 10. Brätångsbäcken | RefNat | 578 | 1981 | T 10A |
| 11. Lommabäcken nedre | RefNat | 104 | 1981 | T 10A |

*I denna rapport ingår endast data från 1988

**Data för perioden 1983-1995 finns endast som volymviktade värden

3.3 Vattenkemi, flöde och deposition

Under årens lopp har provtagningsintervallen varierat i vattendragen. I de flesta fall har provtagning som lägst skett på månatlig basis vilket ofta är något för låg upplösning för episodstudier eftersom det finns en risk för att flödestoppar förbises. År 2001 reducerades dessutom antalet mättillfällen till 4 gånger per år i Bäckefors P2R, Munkedal O2R, Mullsjö R2R samt Östad L2R varför data efter denna tidpunkt bör behandlas med viss försiktighet. Proverna har analyserats i enlighet med Handboken för miljöövervakning av SLU (Institutionen för miljöanalys) och IVL Svenska Miljöinstitutet, enligt ackrediterade metoder. Observera att analys av organiskt aluminium (vilket subtraherat från totalaluminium ger halten oorganiskt aluminium) inte alltid har skett i samma omfattning som övrig vattenkemi. Exempelvis påbörjades mätning av baskemi 1990-92 i SKOKAL-bäckarna P2R, O2R, R2R, G2R samt L2R och kompletterades först 2001 med analys av organiskt aluminium (se tabell 2). I Brätångsbäcken, Lommabäcken nedre, Pipbäcken nedre samt Ringsmobäcken har analys av organiskt aluminium aldrig ägt rum. Lägg även märke till att data från Aneboda under perioden 1983-1996 endast finns att tillgå som volymviktade värden.

Vattenföringen i Ringsmobäcken, Pipbäcken nedre, Lommabäcken nedre, Brätångsbäcken samt Aneboda är baserad på en vattenföringsmodell utvecklad av Kvarnäs (2000) som har kalibrerats mot uppmätt vattenföring (dygnsvis). Flödet i Gårdsjön, F1 har däremot beräknats utifrån pegelavläsningar. I samtliga fall har detta resulterat i en dygnsvis vattenföring som kan summeras till vecko-, månads- eller årsvis vattenföring. Flödesdata för P2R, O2R, R2R, L2R samt G2R saknas. Depositionsmätningar (krondropp) sker endast på två av lokalerna (Gårdsjön F1) samt Aneboda. Nedfallet på övriga lokaler har beräknats utifrån närliggande krondroppsstationer genom att jämföra nedfallet av klorid med utlakningen av klorid i vattendraget. Om nedfallet överstiger eller understiger utlakningen har nedfallet korrigerats med skillnaden (%), vilket antas motsvara nedfallet på den aktuella lokalen.

4 Resultat och diskussion

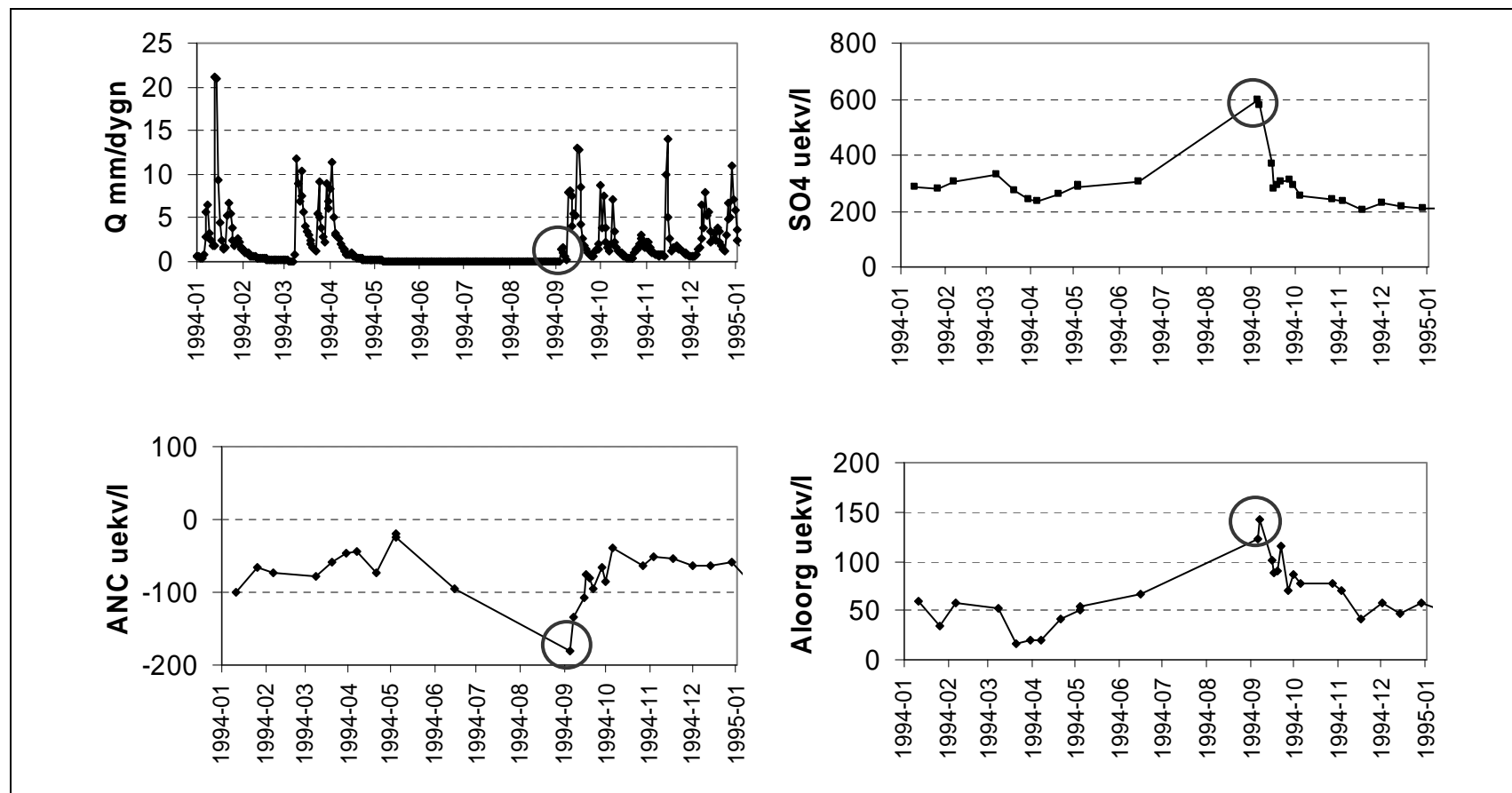
Samtliga bäckar som ingår i denna studie uppvisar tydliga tecken på försurningsepisoder, men drivfaktorn samt storleken på den vattenkemiska responsen skiljer sig åt. Två olika typer av försurningsepisoder har identifierats; torkstyrda episoder samt havssaltepisoder, den föregående framkallad av sommartorka och den senare av stormar. Episoder orsakad av höga flöden och snösmältning kunde inte påvisas i något av vattendragen. Nedan redovisas endast ett fåtal exempel på episoder i bilaga 1 redovisas vattenkemiska tidsserier för samtliga vattendrag för ett urval av parametrar. I bilaga 2 visas spridningen (uttryckt som percentil) i ANC och sulfatkoncentrationen.

4.1 Torkstyrda episoder

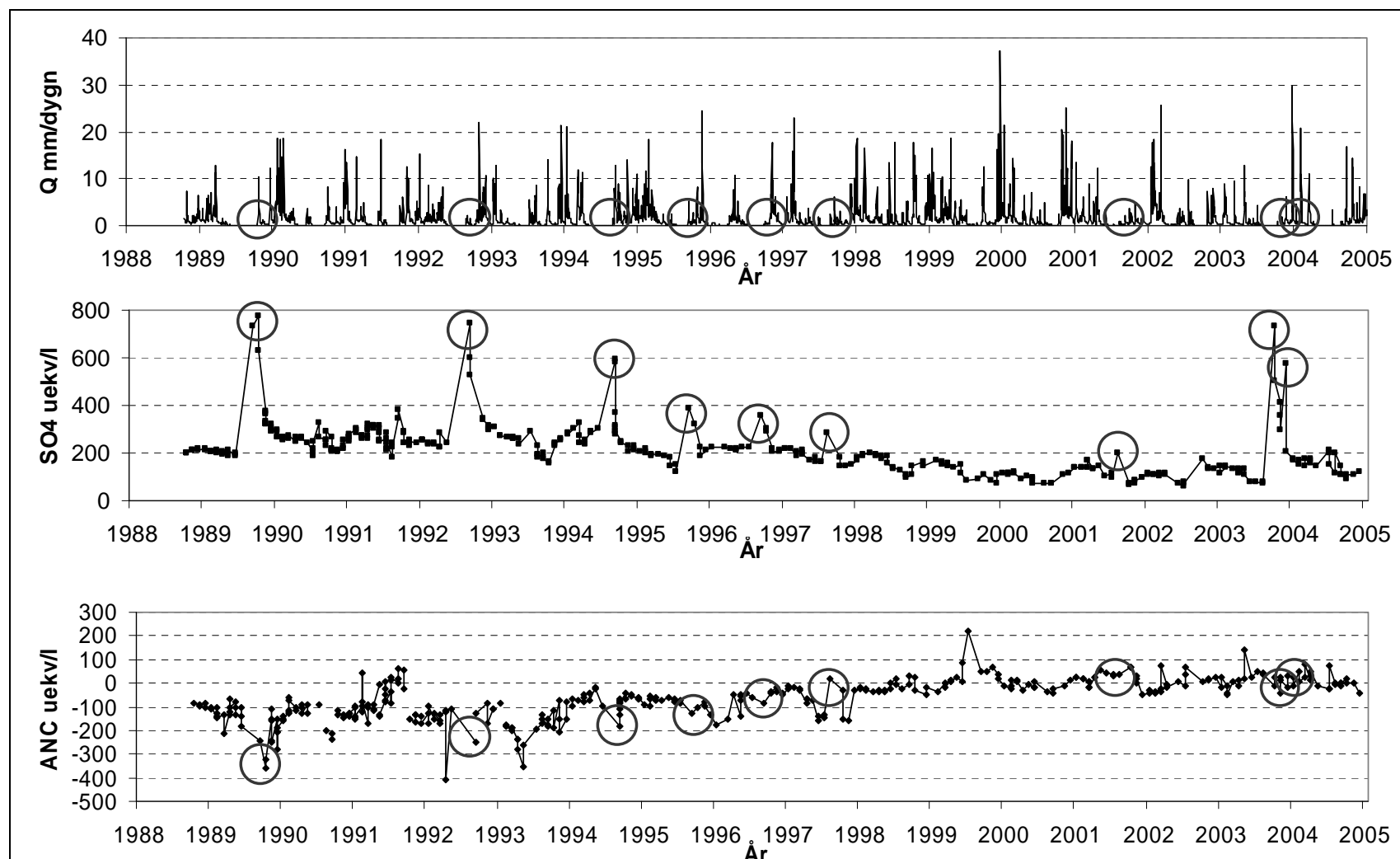
Torkstyrda episoder är den vanligaste förekommande typen av försurningsepisod. Figur 2 visar flödet (Q), sulfathalten (SO₄) och den syraneutraliserande förmågan (ANC) i referensbäcken F1 i Gårdsjön, under en torkstyrd episod som inträffade hösten 1994. Gårdsjön ligger cirka en mil öster om Stenungssund, nära kusten, och tillhör ett av landets mest försurade områden. Trots en tydlig återhämtning från försurning överstiger pH-värdet fortfarande sällan 4.5 enheter i bäcken. Under slutet av maj till och med början av september 1994 var flödet i vattendraget nära noll (figur 2). I samband med de första kraftiga höstregnen ökade flödet från 0.2 mm per dygn till drygt 1.5 mm per dygn. Den ökade vattentransporten ledde till att sulfathalten dubblas från cirka 300 till 600 uekv per liter medan ANC-värdet sjönk från cirka -90 till -180 uekv per liter i bäcken. Även pH-värdet minskade med cirka 0.4 pH-enheter (från 4.4 till 4.0 enheter, ej med i figuren). Det är rimligt att anta att mindre försurade vattendrag hade uppvisat en ännu större pH-minskning på grund av en lägre aluminiumbuffring i omgivande mark. I mycket sura marker (pH < 4.5) såsom F1 är baskationbuffringen liten och förmågan att motstå och neutralisera syratillskott sker istället genom upplösning av aluminiumföreningar som frigör toxiskt aluminium (figur 2).

Med tiden har storleken på de torkstyrda episoderna (och den vattenkemiska responsen) minskat i takt med det minskade försurande nedfallet (se figur 3). Samtidigt har skogsmarkens naturliga motståndskraft ökat vilket medför att ANC-värdet i vattendraget inte längre påverkas negativt i samma utsträckning. Exempelvis, hösten 2003 ökade sulfathalten till samma nivåer som uppmättes i början av 1990-talet vilket *inte* resulterade i motsvarande ANC-minskning (se figur 4). I själva verket var påverkan på ANC obetydlig, trots att även nitrathalten vid ett tillfälle (oktober) ökade från cirka 70 till 170 uekv per liter (figur 4). Däremot ökade halten oorganiskt aluminium kraftigt (se figur 4 och 5). Orsaken till sulfatökningen tros vara en ovanligt torr höst varvid djupt liggande, och tidigare opåverkade, fickor berördes av en sänkt grundvattenyta. I dessa fickor fanns troligtvis rester av sulfid kvar som i kontakt med luftens syre oxiderades till sulfat och sedermera spolades ut i vattendraget. Troligtvis kommer sulfatoppar av denna storleksordning inte uppträda i framtiden eftersom de sista sulfidreservoarerna bedöms vara uttömda i de grunda jordarna.

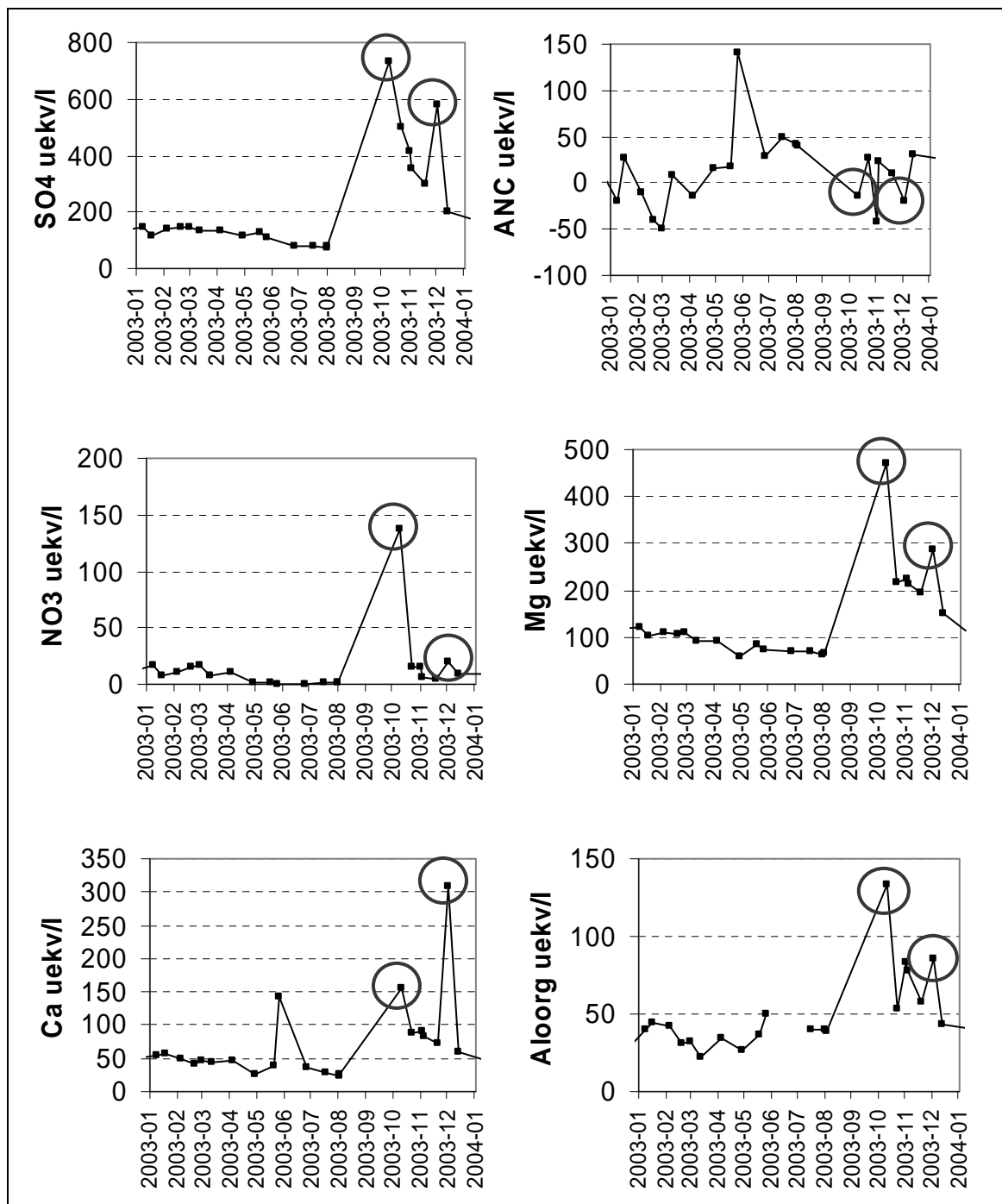
I figur 5 visas utvecklingen av nio torkstyrda episoder i F1 under perioden 1985-2005 och deras förändring i storlek med tiden. Figuren visar att den sulfatökning (delta) som sker i samband med en episod har minskat med tiden samtidigt som ANC-minskningen inte längre är lika stor. Gårdsjön, F1 har tydligt påbörjat återhämtningen från försurning varför senare tids försurningsepisoder inte längre påverkar vattendraget negativt i samma utsträckning. Även ökningen av oorganiskt aluminium har minskat med tiden men till skillnad från ANC påverkades halten kraftigt av försurningsepisoderna 2003 (figur 4 samt 5).



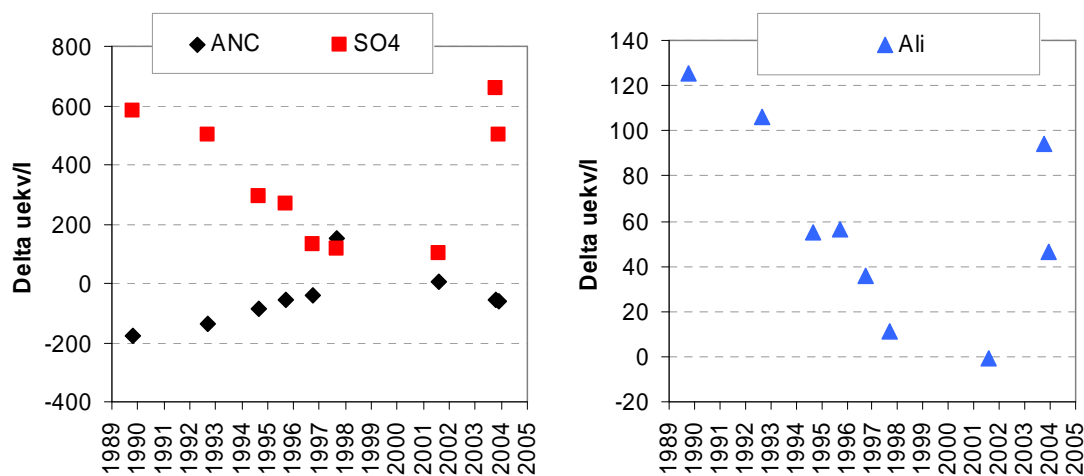
Figur 2. Hösten 1994 inträffade en kraftig torkstyrd försurningsepisod i Gårdsjön, F1 (inringat). Observera att mängden oorganiskt aluminium (Aloorg) är uttryckt som mängden trevärt aluminium.



Figur 3. Exempel på torkstyrda episoder (inringade) i Gårdsjön, F1 under perioden 1988 tom 2005. Lägg märke till att höga sulfathalter inte alltid kan förklara kraftiga ANC-minskningar (ex. början av 1993) utan beror istället på stora havssaltnedfall.



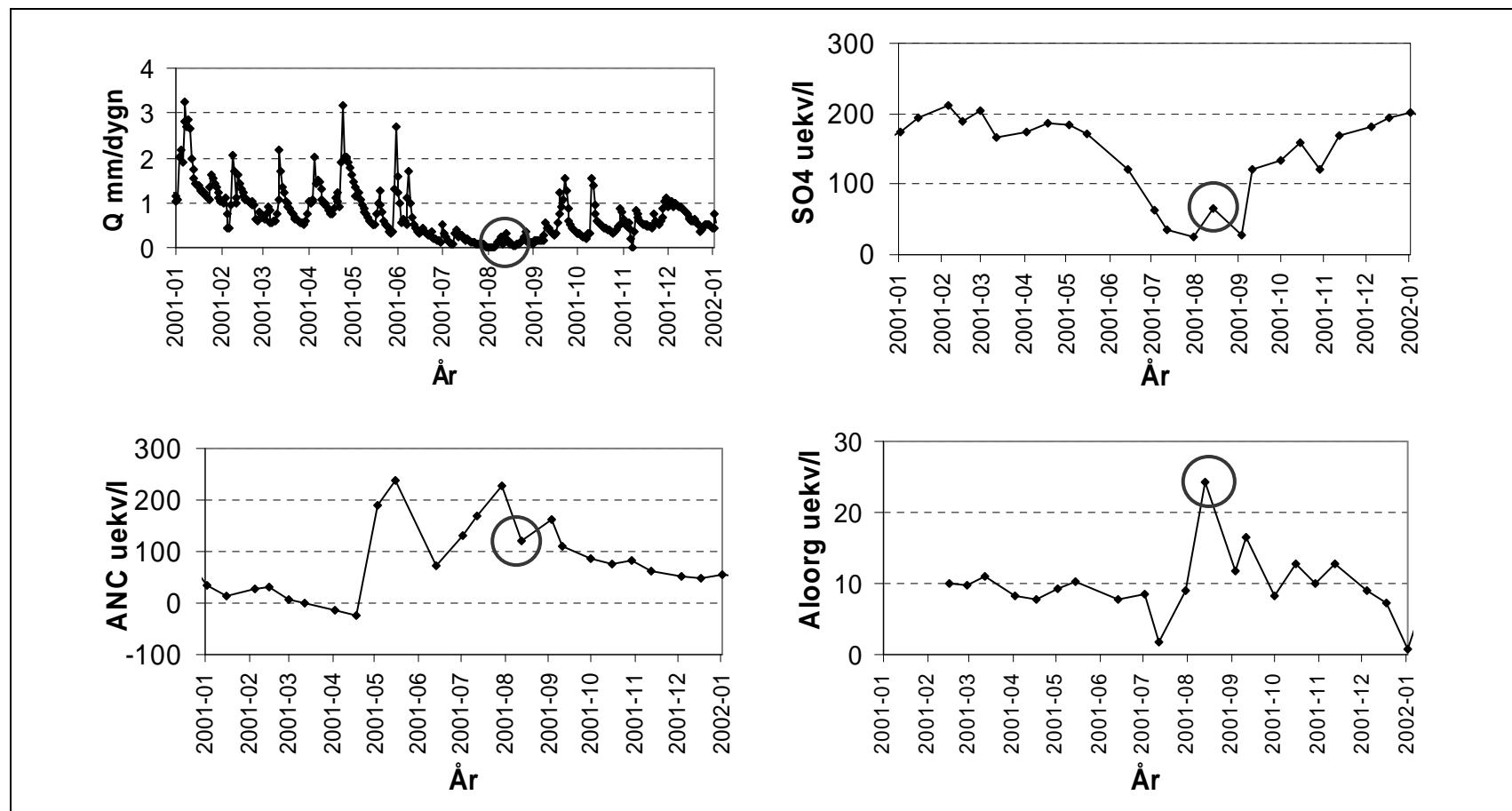
Figur 4. Hösten 2003 noterades två torkstyrda försurningsepisoder i Gårdsjön, F1 (inringade) vilket fick en obetydlig påverkan på ANC men en tydlig inverkan på halten oorganiskt aluminium. Observera att mängden oorganiskt aluminium (Aloorg) är uttryckt som mängden trevärt aluminium.



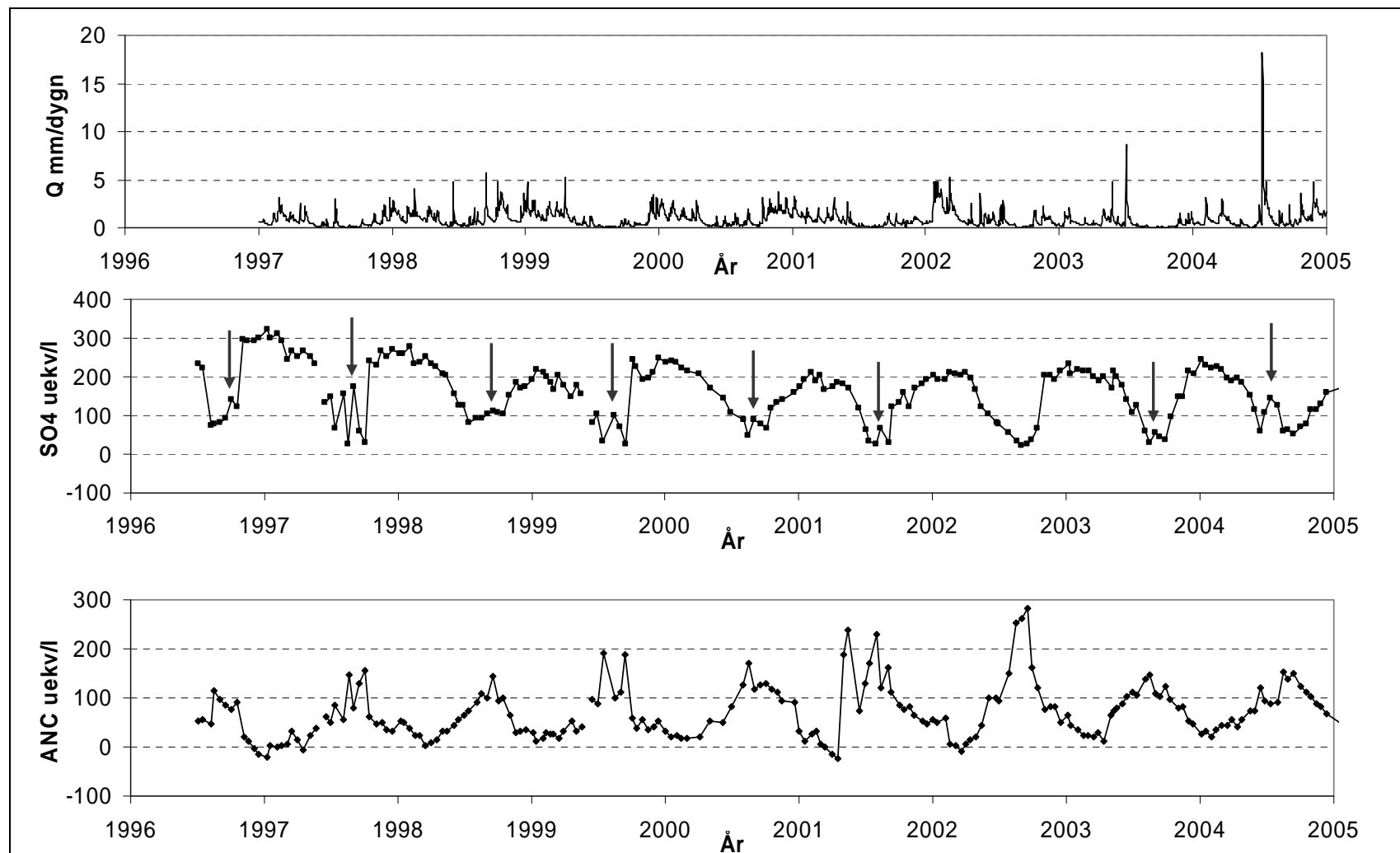
Figur 5. Förändringen (delta) i ANC och SO₄ (vänster) samt Aloorg (höger) innan respektive efter en torkstyrd episod. I figuren visas nio exempel på torkstyrda episoder i Gårdsjön, F1 (se även figur 3, inringade) och deras utveckling med tiden.

Torkstyrda episoder av den typ som beskrivits ovan har även påträffats i övriga vattendrag såsom Aneboda. Jämfört med Gårdsjön, F1 ligger Aneboda längre in i landet, ett par kilometer norr om Växjö. Figur 6 visar ett exempel på en försurningsepisod i augusti 2001 då sulfathalten ökade från 45 till 65 uekv per liter och ANC minskade från 230 till 120 uekv per liter. pH-värdet ökade obetydligt från 4.4 till 4.6, ej med i figuren) medan halten oorganiskt aluminium ökade från 80 till 220 ug per liter. Liksom Gårdsjön, F1 har Aneboda delvis återhämtat sig från försurning vilket tydligt avspelas i magnituden och effekten av de torkstyrda episoderna. Till skillnad från Gårdsjön, F1, har försurningsepisoderna i Aneboda aldrig haft någon stor betydelse för vattenkemin, annat än under enstaka tillfällen i mitten av 1980-talet när nedfallet var som störst (se bilaga 1). Anledningen till detta beror på att vattenkemin i Aneboda präglas av en mycket distinkt säsongsvariation, med höga sulfathalter (många gånger högre än de som uppmäts vid en torkstyrd episod) under vinterhalvåret och vice versa under sommarhalvåret (se figur 7). Det omvända gäller för ANC. Säsongsvariationen är således mer betydelsefull för växt- och djurlivet jämfört med de vattenkemiska förändringarna som uppstår i samband med torkstyrda episoder (figur 7).

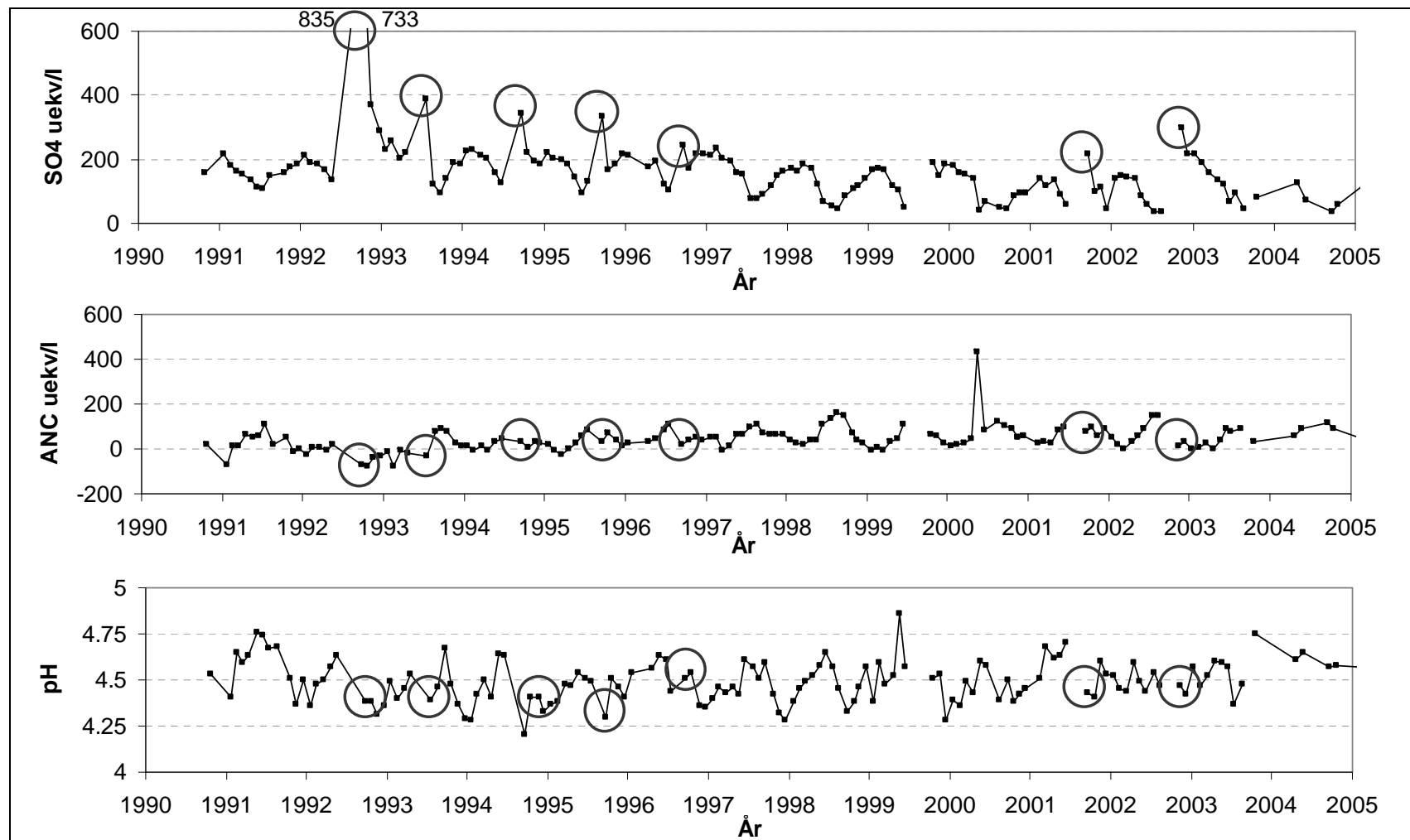
Majoriteten av de bäckar som ingår i studien uppvisar samma säsongsdynamik som Aneboda (se bilaga 1), men det har visat sig svårt att gruppera bäckarna utifrån den vattenkemiska episodresponsen som har beskrivits för Gårdsjön F1 respektive Aneboda. Ett exempel på detta är referensbäcken G2R i Asa, nära Aneboda, som under början och mitten av 90-talet uppnådde sulfathalter i samma storleksordning som de som påträffats i Gårdsjön F1 men utan motsvarande ANC-sänkning (se figur 3 respektive 8). Precis som Aneboda, domineras de vattenkemiska förändringarna av en tydlig säsongsdynamik men med skillnaden att samtliga torkstyrda sulfattoppar ligger högt över de högst uppmätta vintervärdena (vilket inte var fallet i Aneboda, se figur 7 och 8).



Figur 6. Exempel på en torkstyrd episod (inringad), hösten 2001, i Aneboda. Observera att mängden oorganiskt aluminium (Aloorg) är uttryckt som mängden trevärt aluminium.



Figur 7. Vattenkemin i Aneboda präglas av en tydlig säsongvariation vilket är mer betydelsefull för växt- och djurlivet jämfört med de vattenkemiska förändringar som inträffar vid torkstyrda episoder (pilar).



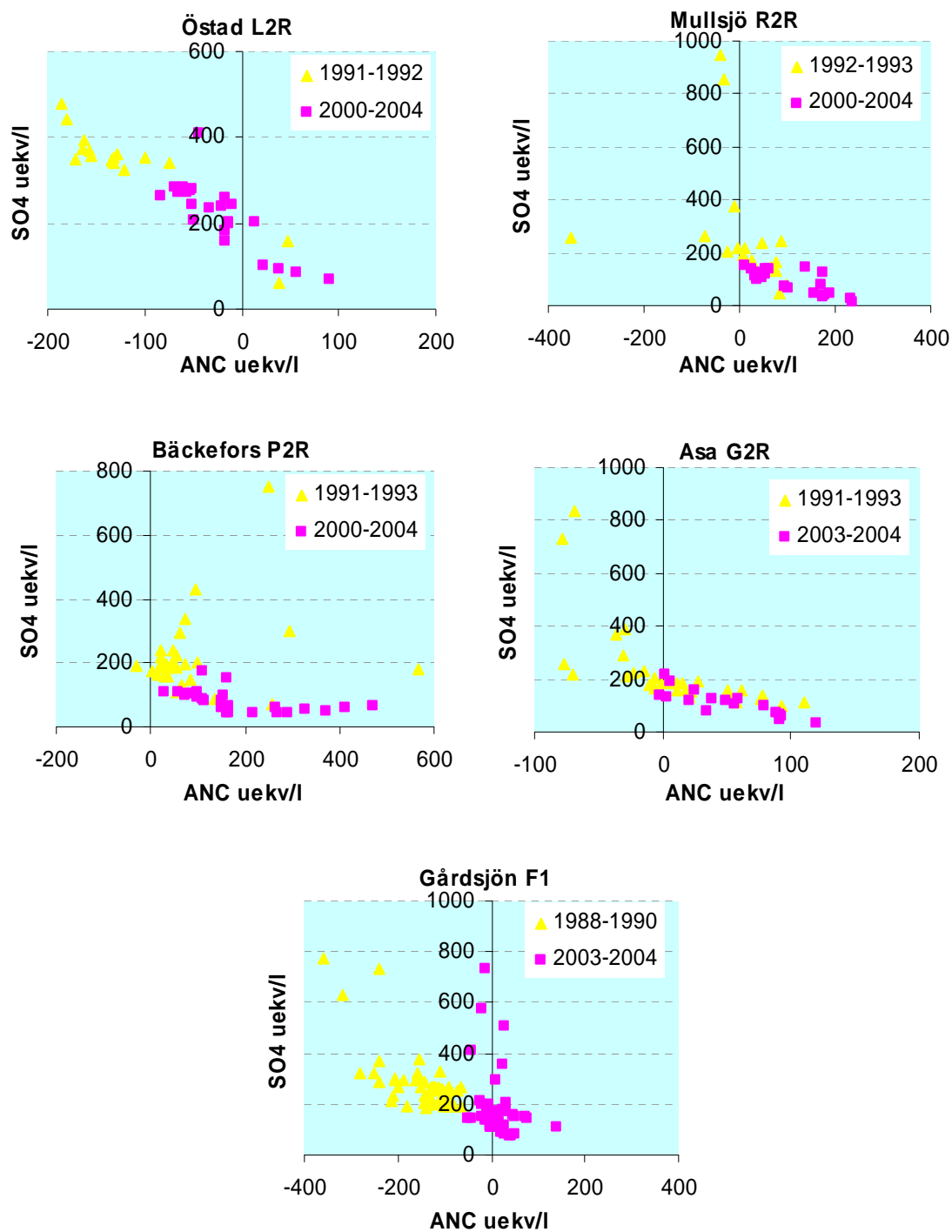
Figur 8. Referensbäcken G2R i Asa. Inringat är exempel på torkstyrda episoder. Avbrott i tidslinjerna indikerar tillfällen när bäcken var torrlagd och således omöjlig att provta.

Oavsett skillnader i episodmönster uppvisar samtliga bäckar en klar och tydlig återhämtning från försurning samt en minskad betydelse av torkstyrda episoder (figur 9 och 10). Minskade sulfathalter i rinnande vatten som ett resultat av minskad sulfatdeposition i Skandinavien och övriga Europa har även beskrivits i andra studier (Pretchel m.fl., 2001). Diagrammen i figur 9 och 10 beskriver förhållandet mellan sulfat och ANC och hur det har förändrats med tiden. Observera att startpunkten för mätprogrammen, och därmed de valda tidsperioderna, skiljer sig åt mellan lokalerna. I vissa fall har även en längre tidsperiod utnyttjats på grund av att provtagningsfrekvens, och därmed antalet datapunkter, har förändrats med tiden.

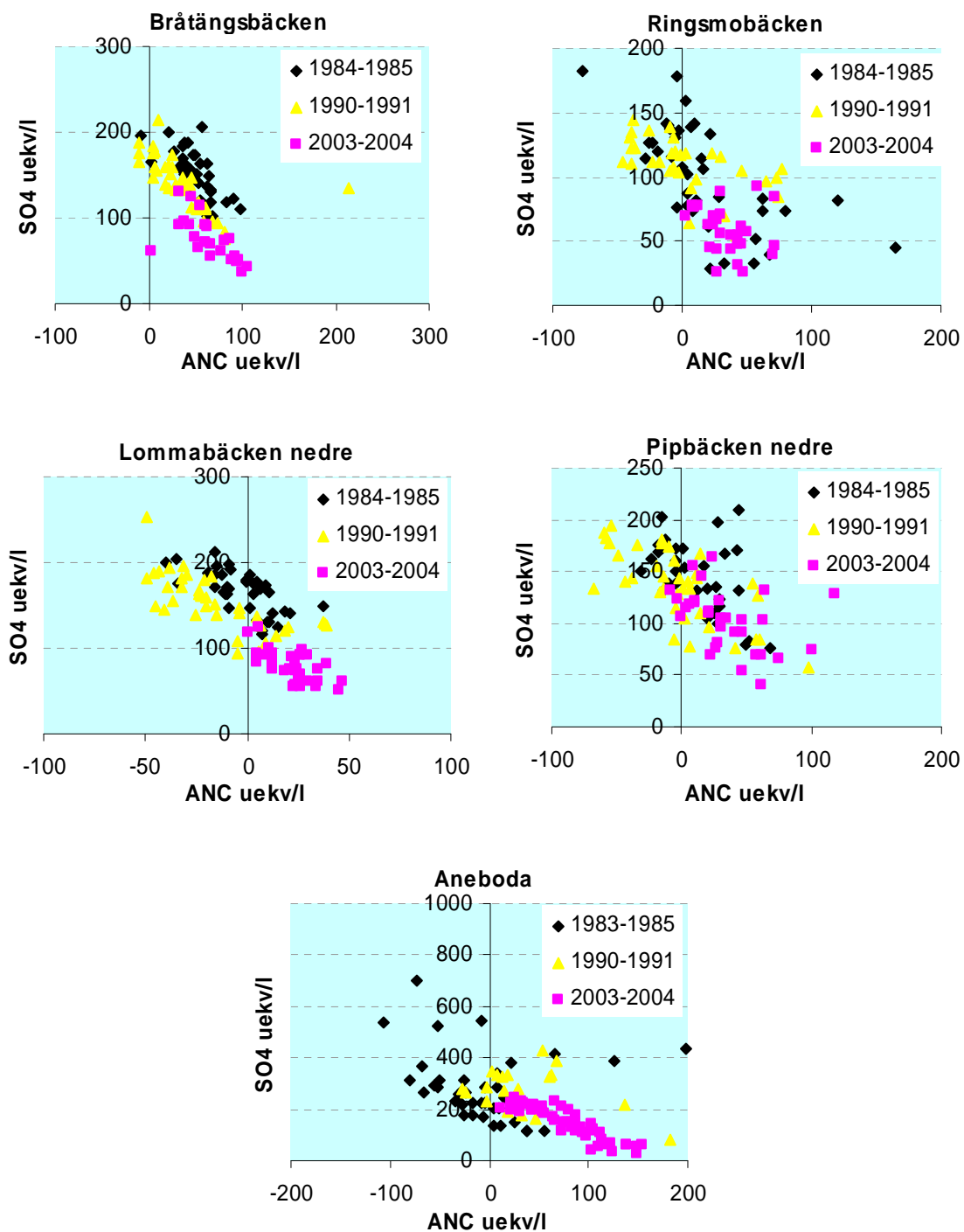
Till stor del kan förändringar i ANC förklaras av variationer i sulfathalten, även om det existerar en stor spridning. Eftersom sulfat utgör en del av ANC-summan är ett visst förhållande att vänta, men genom att ställa variablerna mot varandra ges ändå en viss förståelse för exakt hur stor påverkan av sulfat är. Förhållandet är omvänt, det vill säga en ökning av sulfathalten innebär en minskning i ANC. Ett undantag är Bäckebo P2R som under perioden 1991-1993 uppvisar ett motsatt förhållande, nämligen att en ökad sulfathalt innebär en ökning i ANC. Efter hand har förhållandet förändrats till det omvända och liknar numera övriga vattendrag (figur 9).

Med tiden har det skett en tydlig förändring i vattenkemin i takt med att återhämtningen har påbörjats i mark och vatten. Exempelvis, i Östad L2R var sulfathalten under tidsperioden 1991-1992 nästan dubbelt så hög (cirka 400 uekv per liter) jämfört med 2000-2004, vilket drev ner ANC till nivåer mellan -100 och -200 uekv per liter (figur 9). Tack vare ett minskat nedfall och en ökad buffertkapacitet når ANC-värdena inte längre samma låga nivåer. Detsamma gäller övriga bäckar. I majoriteten av dessa sjunker ANC-värdet numera sällan till nivåer under 0 uekv per liter.

Figur 10 visar bäckar med en längre mätserie jämfört med vattendragen i figur 9. Av den anledningen har tre istället för två tidsperioder valts, vilket ger en bättre bild av utvecklingen och skillnader mellan vattendragen. Exempelvis har ANC-värdet i Brätängsbäcken inte förändrats påtagligt under årens lopp trots att sulfathalten minskat successivt vilket antyder att buffertförmågan i området är god. Lägg även märke till att Lommabäcken nedre försurades mellan 1980 och 1990-talet för att sedan minska försurningsgraden under 2000-talet. Data från Aneboda visar dessutom att samman sulfathalt idag inte ger en lika stor sänkning i ANC som för tjugo år sedan.



Figur 9. Relationen mellan sulfat och ANC under olika tidsperioder. Observera att X- och Y-axeln skiljer sig åt mellan diagrammen. Beroende på när mätningarna påbörjades skiljer sig även tidsperioderna åt mellan lokalerna. I vissa fall har en längre tidsperiod använts för att säkerställa tillräckligt mängd data.

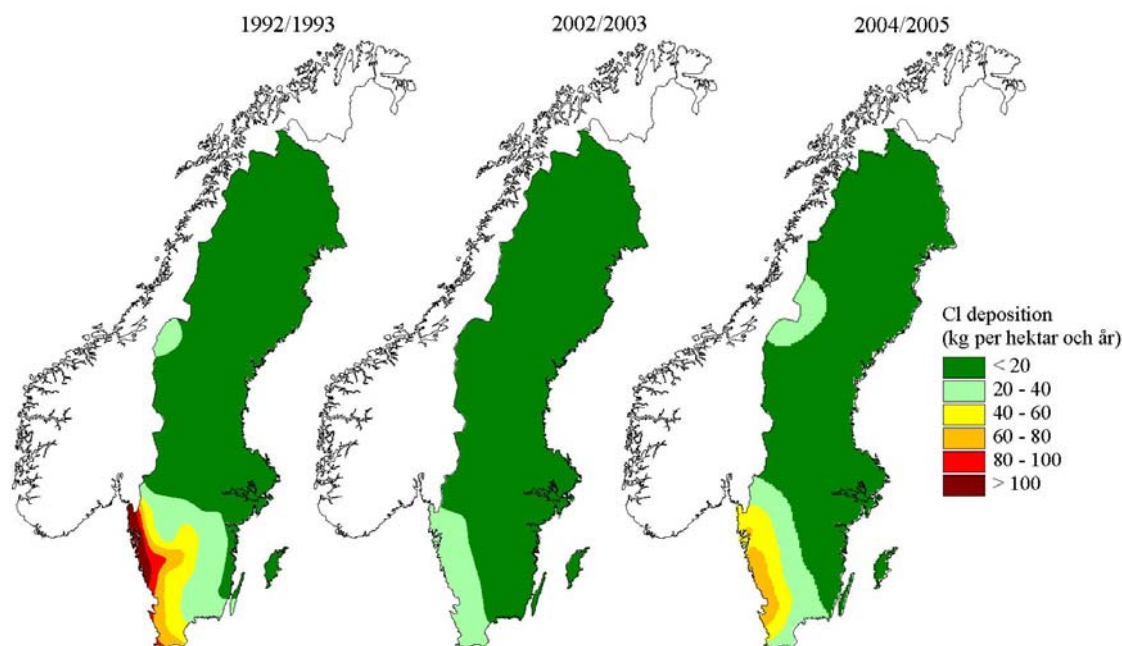


Figur 10. Relationen mellan sulfat och ANC under olika tidsperioder. Observera att X- och Y-axeln skiljer sig åt mellan diagrammen. Beroende på när mätningarna påbörjades skiljer sig även tidsperioderna åt mellan lokalerna.

4.2 Havssaltepisoder

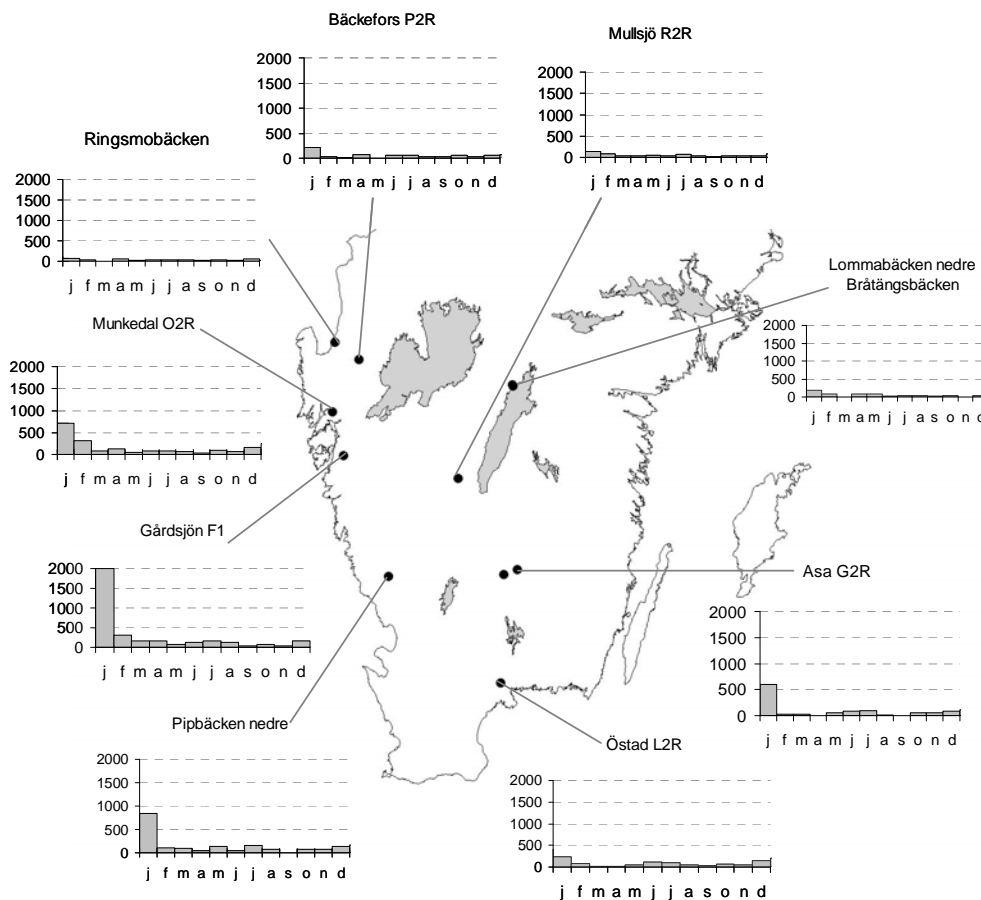
Havssaltepisoder, observerad som en minskning i ANC och en ökning av kloridhalten, har endast påträffats i ett fåtal bäckar och inträffar mycket mindre frekvent jämfört med torkstyrda försurningsepisoder. Den främsta orsaken till detta beror på att havssaltnedfallet över södra delen av Sverige varierar både i tid och i rum (Gustafsson & Hallgren-Larsson, 2000).

Figur 11 visar kloriddepositionen över Sverige under tre hydrologiska år (92/93, 02/03 respektive 04/05) baserad på data från det nationella krandroppsnetet. Kloriddepositionen över norra Sverige är låg i jämförelse med södra Sverige. Det finns ingen tydligt tidstrend utan nedfallet varierar från år till år. Däremot uppvisar depositionen ett tydligt mönster med avtagande nedfall med ökat avstånd från kusten. Natten mellan den 8 och 9 januari 2005 inträffade en i vår tids mest uppmärksammade stormar när vindstyrkor på upp emot 40 meter per sekund uppmättes. Stormen, som sedermera döptes till Gudrun, fick allvarliga konsekvenser för skogsbruket (Hellsten m.fl., 2005), men trots de kraftiga vindarna var depositionen av klorid förhållandevis låg (figur 11). Exempelvis uppmättes motsvarande halter under det hydrologiska året 2001/02.



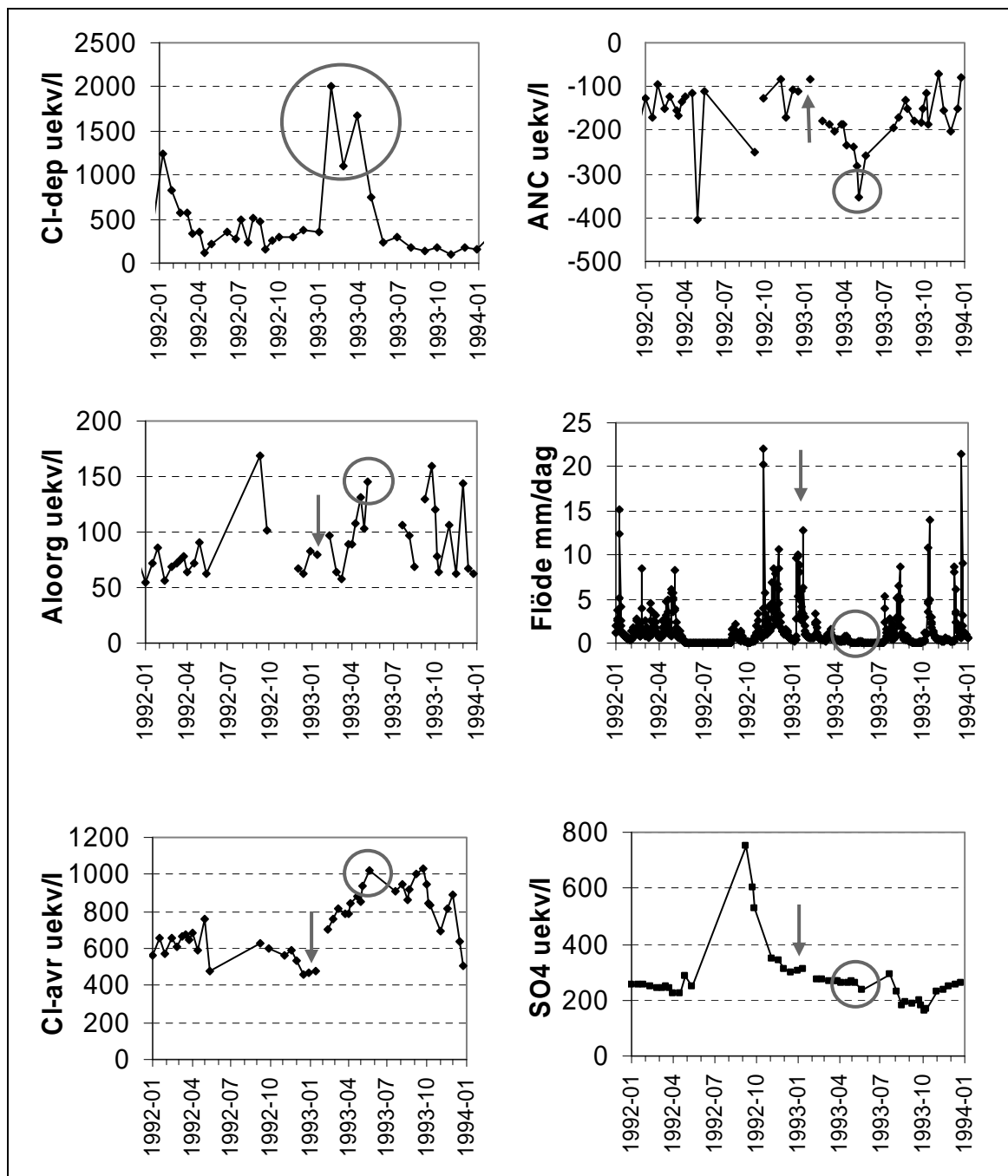
Figur 11. Depositionen (krandropp) av klorid under tre hydrologiska år. Det höga havssaltnedfallet 1992/93 översteg kraftigt den deposition som uppmättes i samband med stormen Gudrun i januari 2005.

Ett av det största havssaltnedfallet inträffade i stället i början av 1993 när halter på upp till 70 mg/l (eller cirka 2000 ekv per ha) uppmättes i krandroppet i Gårdsjön, F1 (se figur 11 och 12). Det stora havssaltnedfallet noterades även på övriga lokaler, men nedfallet varierade kraftigt. Exempelvis i Ringsmobäcken, en kustnära station norr om Gårdsjön, uppmättes lägre halter jämfört med Asa G2R som ligger i de centrala delarna av södra Sverige (figur 12). Kraftiga lokala avvikelser är inte ovanliga utan kan förekomma exempelvis i vindskyddade områden.

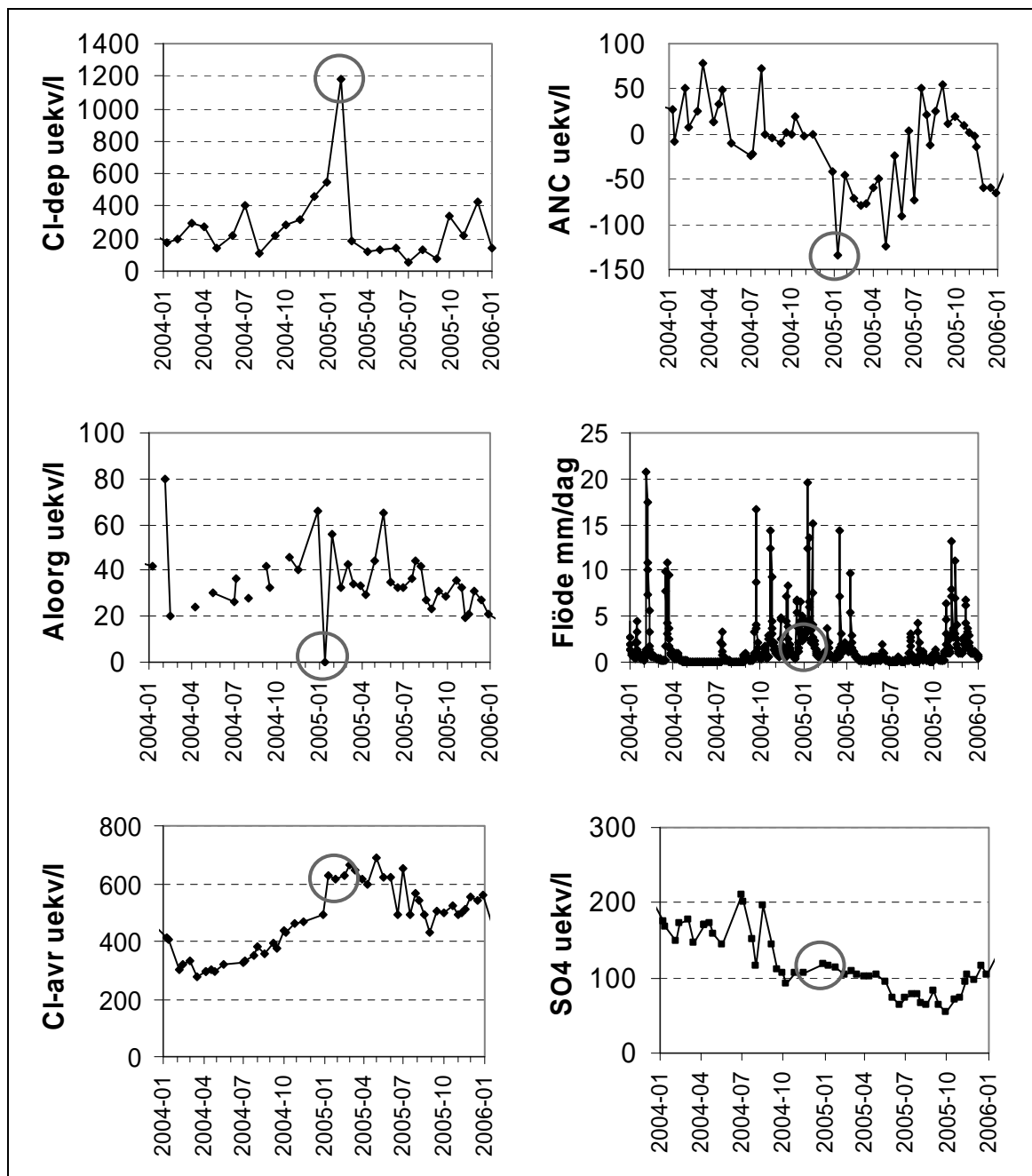


Figur 12. I början av 1993 inträffade ett stort havssaltnedfall som påverkade framför allt de sydvästra delarna av Sverige, men även Norge. Halterna är angivna som ekv per ha. Nedfallet i samtliga stationer utom Gårdsjön F1 har beräknats utifrån närliggande krondropsstationer. Lägg även märke till att depositionsdata saknas för Aneboda mellan perioden 1990 till och med 1996.

Trots det höga saltnedfallet 1993 var det endast en lokal (Gårdsjön, F1) som uppvisade en tydlig vattenkemisk respons. Effekten i vattendraget var fördröjd och visade sig först efter fyra månader (figur 13). I figur 13 visas nedfallet och avrinningen av klorid under 1993 i Gårdsjön F1. Trots en hög avrinning under januari påverkades varken ANC eller koncentrationen av oorganiskt aluminium (markerat med pilar i figur 11). I början av maj 1993 sjunker ANC till -350 uekv per liter samtidigt som halten oorganiskt aluminium ökar till 1300 ug per liter, vilket indikerar en fördröjd reaktion på havssaltnedfallet med cirka fyra månader. Detta bekräftas av att kloridhalten i avrinningsvattnet vid samma tidpunkt är som störst medan sulfathalten är opåverkad. Den fördröjda reaktionen är svår att förklara eftersom det regnade kraftigt (100 mm) vid samma tillfälle som de höga salthalterna uppmättes i krondroppet. Vidare är markdjupet på många håll mindre än 0.5 m vilket teoretiskt borde innebära en relativt snabb uttransport av joner från mark till vatten. En möjlig förklaring kan vara att marken var vattenmättad vilket medför att ”gammalt” grundvatten trycks ut under avsevärd tid innan ”nytt” kloridhaltigt regnvatten når bäcken. Ett flertal studier har visat att flödestoppar till största delen består av grundvatten (gammalt) och inte av nederbördsvattnet (nytt) (ex. Rodhe 1987 & Bishop 1991). I figur 14 visas effekten av stormen Gudrun på avrinningsvattnet i Gårdsjön, F1. Påverkan på vattendraget var endast måttlig jämfört med nedfallet 1993.



Figur 13. I början av 1993 inträffade ett stort havssaltnedfall i Gårdsjön men det dröjde cirka 4 månader innan vattendraget påverkades. Pilarna visar när havssaltnedfallet ägde rum och ringarna när effekten noterades i avrinningsvattnet.



Figur 14. Stormen Gudrun den 8-9 januari 2005, orsakade en havssaltepisod i Gårdsjön, F1 vilket fick omedelbara konsekvenser i vattendraget (cirklar). Observera den oförändrade sulfathalten (också inringad) vilket inte kan förklara minskningen av ANC.

Havssaltepisoder har endast påträffats i ytterligare en bäck, Ringsmobäcken, i början av 2002. Trots att det föregående nedfallet av Cl var måttligt (7 mg per liter eller 135 ekv per ha i februari) minskade ANC-värdet respektive pH-värdet, två månader senare, från 0 till -175 uekv per liter samt från 4.4 till 3.7. Detta inträffar samtidigt som Cl-halten i bäcken ökar från cirka 180 till 330 uekv per liter.

5 Slutsats

En generell osäkerhet vid utvärderingen av tillgängliga mätdata i denna studie är att provtagningsfrekvensen oftast varit månatlig, vilket är en låg upplösning för beskrivning av enskilda episoder med kortvariga haltförändringar. Emellertid bygger resultaten på mer än 15 års långa tidsserier, vilket innebär att många episoder har noterats även om vissa sannolikt har uppträtt mellan provtagningsstillfällena.

Två olika typer av försurningsepisoder, definierad som en kraftig avvikelse från medelkemin, har identifierats. Den vanligaste typen är torkstyrda episoder som inträffar på hösten i samband med de första höstregnen. En förutsättning för att de ska uppträda är en lång torkperiod då sulfid i marken reoxideras till sulfat och sedermera spolats ut i vattendragen, där det orsakar en sänkning i ANC och pH samt en ökning av halten oorganiskt aluminium. I takt med att nedfallet av försurande ämnen minskat har återhämtningsförloppet i mark och vatten påbörjats vilket tydligt avspeglar sig i avrinningskemin. Sedan mitten av 1990-talet har sulfathalten minskat successivt i samtliga bäckar medan återhämtningen i form av högre pH och ANC än så länge har varit tydligast i de mest antropogent försurade områdena. En tidigare studie av Laudon & Westling (2003) identifierade tydliga torkstyrda försurningsepisoder i södra Sverige, men denna studie visar att de minskar i betydelse i takt med att depositionen av försurande luftföroreningar minskar.

Nedfallet av havssalter är en viktig baskatjonkälla i marken men vid kraftiga vindar från väster i kombination med hög nederbörd kan havssaltneidfallet orsaka episodförsurning i vattendrag i södra Sverige. Denna studie har visat att risken för havssaltepisoder är hög i kustnära områden. Särskilt utsatt verkar vattendrag i avrinningsområden med grunda jordar och dålig buffertkapacitet, såsom Gårdsjön, F1 vara. Längre inåt land har inga tydliga havssaltepisoder noterats, inte ens under 1993 när ett mycket kraftigt havssaltneidfallet ägde rum, vilket fick allvarliga konsekvenser i Norge (Hindar m.fl., 1994). Till skillnad från torkstyrda episoder förekommer havssaltepisoder mycket mindre frekvent och har endast påträffats i två kustnära vattendrag, Gårdsjön F1 och Ringsmobäcken. Med hänsyn till det nära förhållandet mellan stormaktvit och havssaltneidfallet bör utvecklingen i stormarnas intensitet och frekvens som ett resultat av klimatförändringar beaktas för havssaltepisodernas framtida styrka och omfattning. Över en längre tidsperiod behöver havssaltepisoder inte nödvändigtvis leda till försurning i marklösningen och omgivande vattendrag, utan snarare tvärtom, motverka försurning på grund av det basiska bidraget (Harriman m.fl., 1995).

Sammanfattningsvis utmärker sig försurningsepisoderna som kortvariga och oregelbundna vattenkemiska händelser, pådrivna av skilda fysikaliska faktorer, och med stor potentiell betydelse för det biologiska livet. Oavsett drivfaktor ger episoderna upphov till en sänkning av ANC samt en ökning av oorganiskt Al. Sänkningen är oftast tillfällig och redan vid nästa mättillfälle (vanligtvis 2-4 veckor) har vattenkemin återställts till de förhållanden som rådde innan episoden. Detta stämmer väl överens med andra studier (ex. Davies m.fl., 1992). Orsaken till episoderna är antingen naturlig eller antropogen och effekten (kemiskt och biologiskt) varierar både med avseende på det geografiska läget, tidigare försurningsbelastning, vattendragets förmåga att motstå försurning samt tidpunkt på året. Vanligtvis uppträder försurningsepisoder i försurningspåverkade och naturligt försurningskänsliga vattendrag eller i jordar med tunna jordtäcken samt i kustnära områden (saltepisoder). Slutsatsen är att episoder framkallad av torka inte längre är ett betydande försurningsproblem i södra Sverige och därmed inte behöver inkluderas revideringen av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för försurning av ytvatten avseende tillstånd och påverkan. Det gör att bedömningar av tillstånd och påverkan i rinnande vatten kan baseras på medelkemi på motsvarande sätt som för sjöar. Havssaltepisoder är ett nuvarande och eventuellt framtida problem i en begränsad del av landet (kustnära områden i sydvästra delen av Sverige). I övriga delar av landet

verkar kraftiga havssaltnedfall inte leda till episodförsurning. Klimatförändringar, främst ökad stormfrekvens, kan öka depositionen av havssalt och därmed även risken för försurningseffekter i framtiden.

6 Tack

Vi vill tacka Naturvårdsverket som har finansierat denna studie. Dessutom tackar vi Stefan Löfgren, Mikael Östlund och Bert Karlsson, samtliga på Institutionen för miljöanalys, SLU, för flödesdata och värdefulla kommentarer kring data.

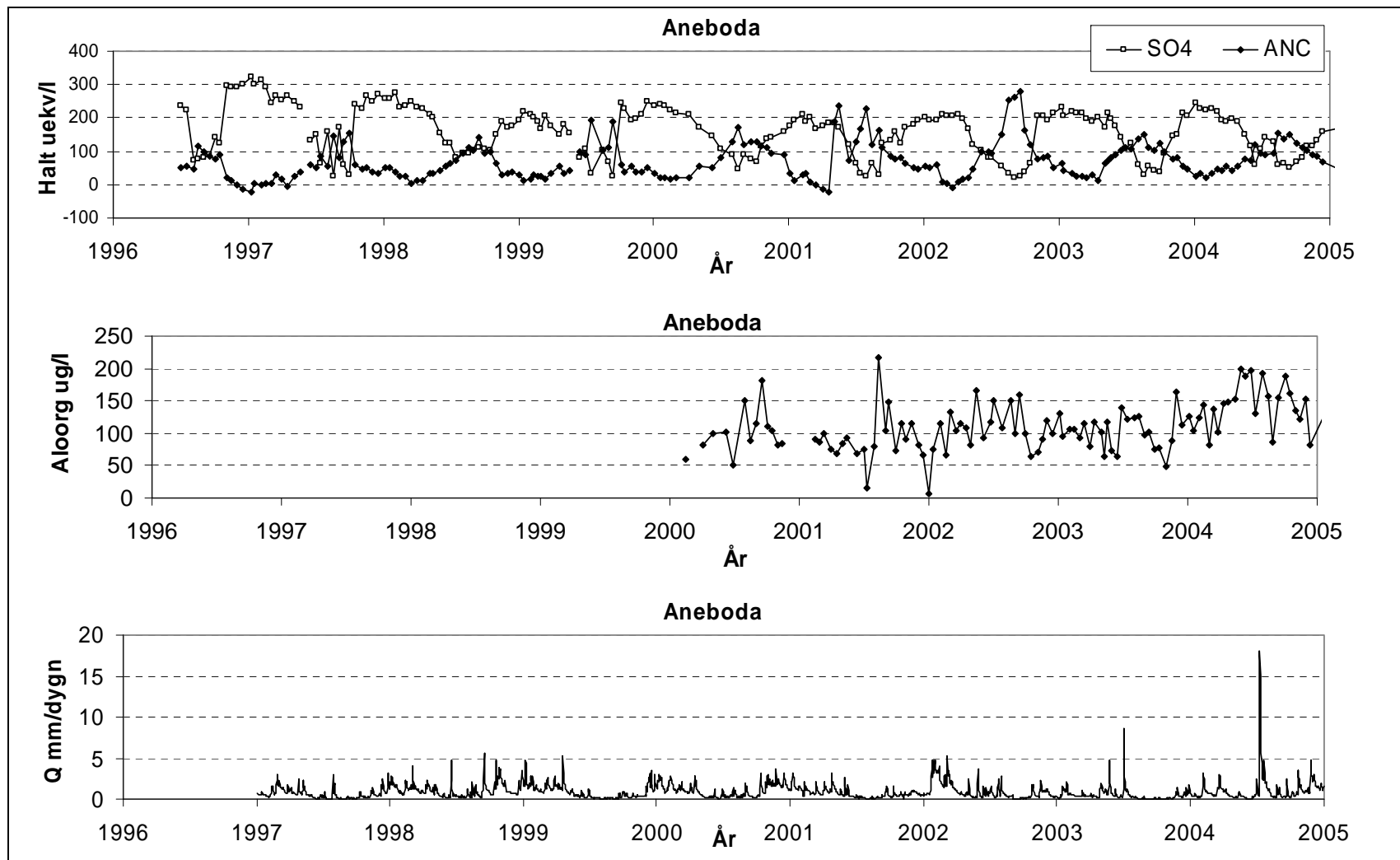
7 Referenser

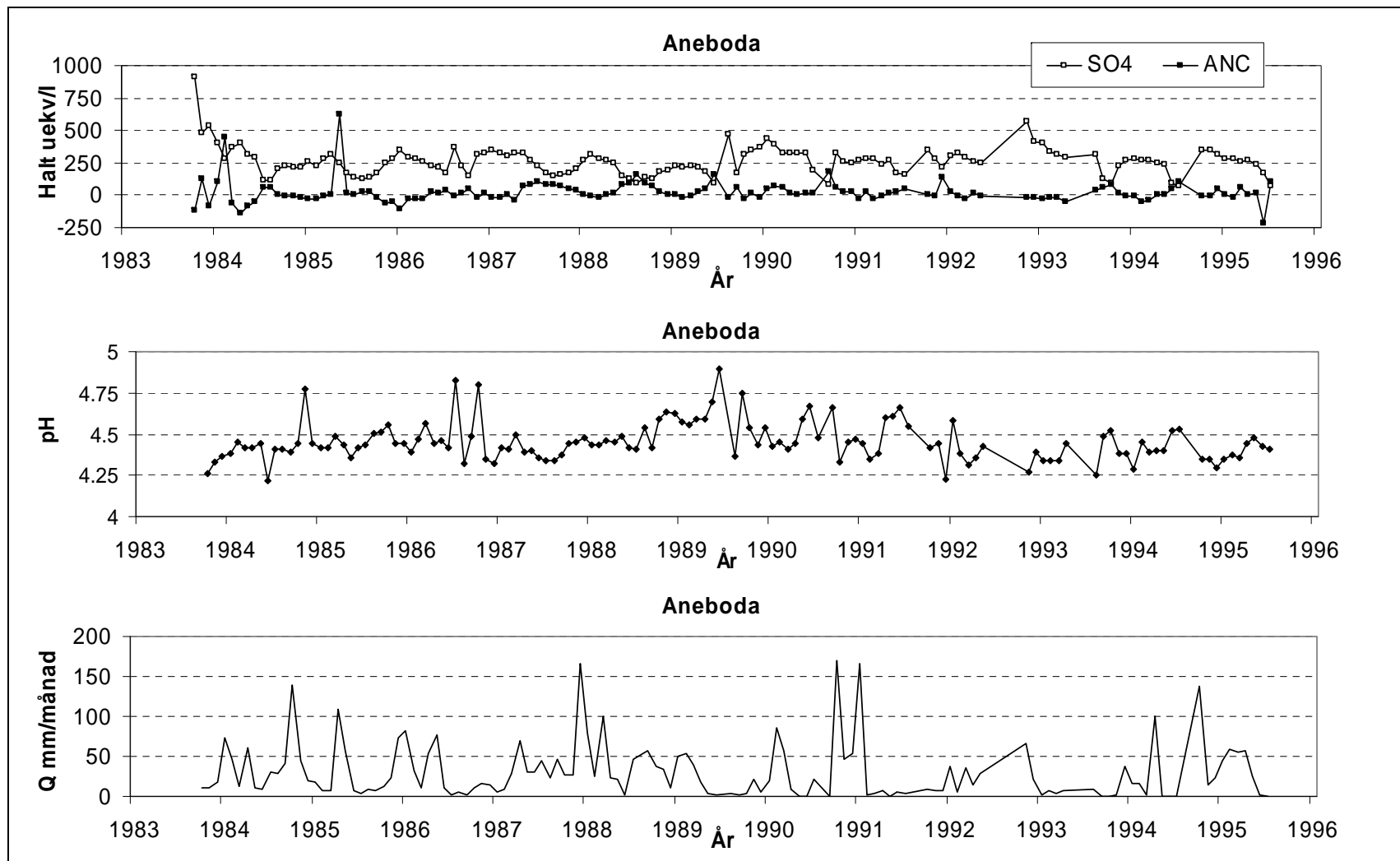
- Andrén, C. 2005. Studier av episodisk försurning inom IKEU-projektet. ITM-rapport 144. Institutionen för tillämpad miljövetenskap. Stockholms universitet.
- Baker, J. P., Freda, J., Christensen, S. W., Sale, M. J., Suter, G. W., Bernart, D. P., Rowe, W. L., Howell, E. T., Heltcher, K. J., Stokes, P. M., Scanlon, P. S. & Warren-Hicks, W. J. 1990. Biological effects of changes in surface water acid-base chemistry. National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, D. C., State of Science/Technology Rep. No. 12.
- Baker, J. P., van Sickle, J., Gagen, C. J., DeWalle, D. R., Sharpe, W. E., Carline, R. F., Baldigo, B. P., Murdoch, P. S., Bath, D. W., Krester, W. A., Simonin, H. A. & Wigington jr, P. J. 1996. Episodic acidification of small streams in the northeastern United States: effects on fish populations. *Ecological Applications*, 6: 422-437.
- Barlaup, B. T. & Åtland, Å. 1996. Episodic mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) caused by sea-salt-induced acidification in western Norway: effects on different life stages within three populations. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 53: 1835-1843.
- Bishop, K. H. 1991. Episodic increases in stream acidity, catchment flow pathways and hydrograph separation. Doktorsavhandling, Cambridge University. 241 sidor.
- Bishop, K.H, Laudon, H. och Köhler, S. 2000. Separating the natural and anthropogenic components of spring flood pH decline: A method for areas that are not chronically acidified. *Water Resources Research*, 36, 2: 1873-1884.
- Davies, T. D., Tranter, M., Wigington, P. J., & Eshleman, K. N. 1992. "Acidic episodes" in surface waters in Europe. *Journal of Hydrology*, 132: 25-69.
- Dillon, P. J., Molot, L. A. & Futter, M. 1997. The effect of El Nino-related drought on the recovery of acidified lakes. *Environmental Monitoring Assessment*, 46: 105-111.
- Driscoll, C., Baker, J., Bisogni, J. & Schofield, C. 1980: Effects of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature*, 284: 161-164.
- Evans, C, D., Naden, P. S., Kroglund, F. & Hutchins, M. 2005. Report describing analysis of extreme climatic episodes and their hydrological, chemical and biological impact. Deliverable No. 22. Eurolimpacs projekt no. GOCE-CT-2003-505540,
- Franzén, L. G. 1991. The changing frequency of gales on the Swedish west coast and its possible relation to the increased damage to coniferous forests of southern Sweden. *International Journal of Climatology*, 11:769-793.

- Gunn, J. M. 1989. Survival of lake charr (*Salvelinus namaycush*) embryos under pulse exposure to acidic runoff water. I: Aquatic toxicology and water quality management, editor J. A. Nriagu. New York, USA. John Wiley and Sons. Sid: 23-45.
- Gensemer, R. W. & Playle, R. C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. In: Logan, T. J. (Ed): Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 29: 325-450.
- Gustafsson, M. E. R. & Hallgren Larsson, E. 2000. Spatial and temporal patterns of chloride deposition in southern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 124: 345-369.
- Harriman, R., Anderson, H. & Miller, J. D. 1995. The role of sea-salts in enhancing and mitigating surface water acidity. *Water, Air and Soil Pollution*, 85: 553-558.
- Heath, R. H., Kahl, J. S. Norton, S. A. & Fernandez, I. J. 1992. Episodic stream acidification caused by atmospheric deposition of sea salts at Acadia national park, Maine, United States *Water Resources Research*, 28: 1081-1088.
- Hellsten, S., Westling, O. & Larsson, P-E. 2005. Miljökonsekvenser för vattenkvalitet. Underlagsrapport inom projekt Stormanalys. Skogsstyrelsens rapport 10-2006. Skogsstyrelsens förlag. Jönköping. 33 sid.
- Hindar m fl., 1994. Acid water and fish death. *Nature* (London), 372: 327-328.
- Hindar, A. & Enge, E. 2006. Sjøsaltepisoder under vinterstormene i 2005 – påvirkning og effekter på vannkjemi i vassdrag. Rapport 5114-2006. NIVA. Norge. 48 sidor.
- Hultberg, H. & Grennfelt, P. 1992. Sulphur and sea salt deposition as reflected by throughfall and runoff chemistry in forested catchments. *Environmental Pollution*, 75: 215-222.
- Ivarsson, H. & Jansson, M. 1995. Sources of acidity in running waters in central Northern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 84: 233-251.
- Kvarnäs, H. 2000. The Q model, a Simple Conceptual Model for Runoff Simulation in Catchment Areas. Intern publikation 2000:15, Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Laudon, H. & Bishop, K. H. 1999. Quantifying sources of acid neutralisation capacity depression during spring flood episodes in northern Sweden. *Environmental Pollution*, 105: 427-435.
- Laudon, H. 2000. Separating natural acidity from anthropogenic acidification in the spring flood of northern Sweden. Doctoral thesis, Department of forest ecology, Swedish university of agricultural sciences, Umeå, Sweden.
- Laudon, H., Westling, O., Poléo, B. S. A. & Vøllestad, L. A. 2001. Naturligt sura och försurade vatten i Norrland. Naturvårdsverket Rapport 5144. 115 sidor.
- Laudon, H. & Bishop, K. H. 2002. Episodic stream water pH decline during autumn storms following a summer drought in northern Sweden. *Hydrological Processes*, 16: 1725-1733.
- Laudon, H. & Westling, O. 2003. Surstötter i södra Sverige: frekvens och omfattning. Slutrapport. Underlagsrapport åt Naturvårdsverket, hösten 2003. Naturvårdsverket.
- Laudon, H., Dillon, P. J., Eimers, M. C., Semkin, R. G. & Jeffries, D. S. 2004. Climate-induced episodic acidification of streams in central Ontario. *Environmental Science Technology*, 38: 6009-6015.
- Leivestad, H. & Muniz, I. P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. *Nature*, 259: 391-392.
- Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljökvalité. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverkets förlag. Stockholm. 101 sidor.

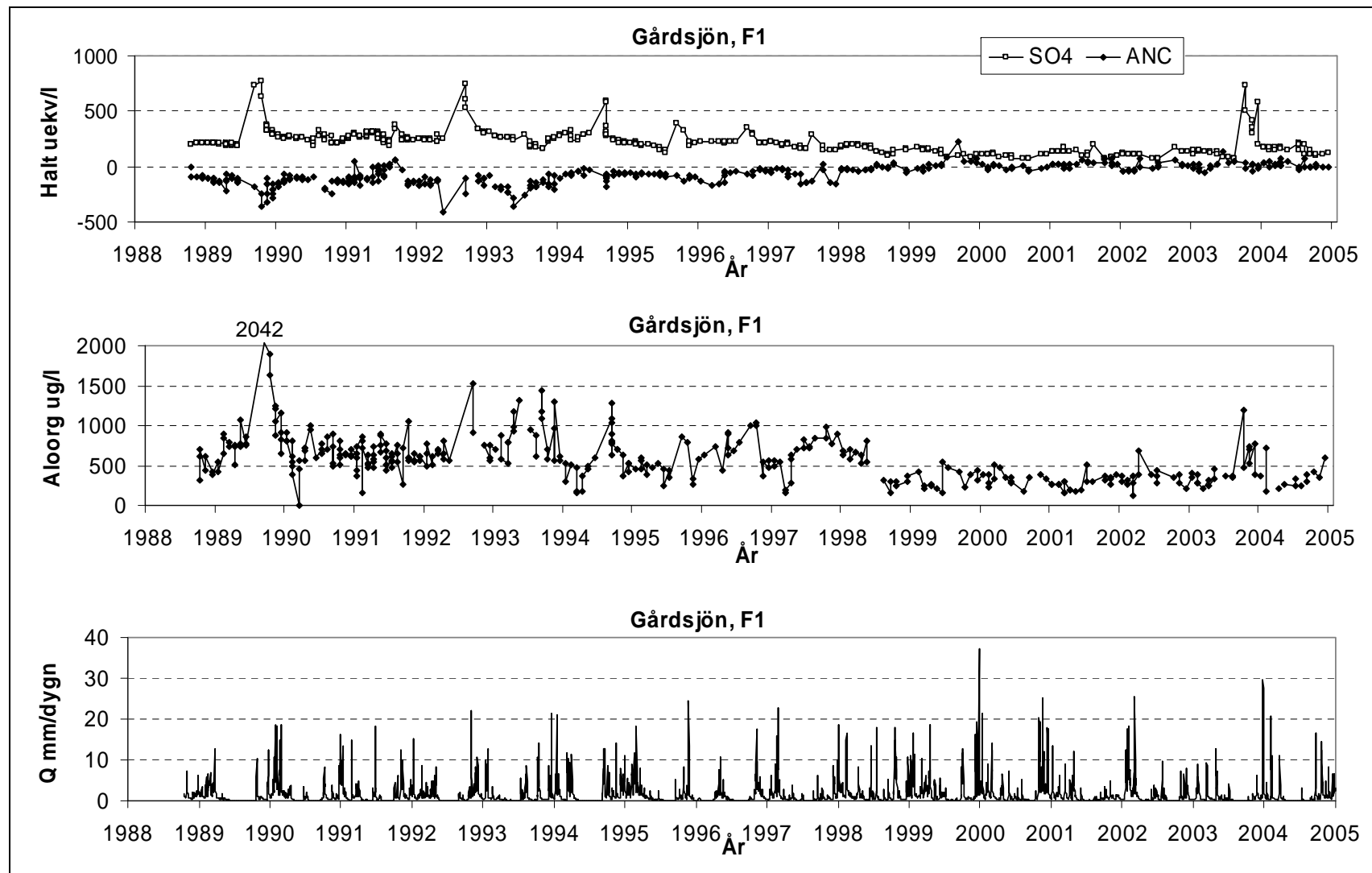
- Neville, C. M. 1985. Physiological-Response of juvenile rainbow-trout, *salmo-gairdneri*, to acid and aluminium – prediction of field response from laboratory data. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 42: 2004-2019.
- Ormerod, S. J. & Jenkins, A., 1994. The biological effects of acid episodes. In C. E. W. Steinber and R. F. Wright, (eds). *Acidification of freshwater ecosystems: implications for the future*. John Wiley and Sons, sid: 2598-272.
- Pedersen, L. B. & Billi-Hansen, J., 1995. Effects of airborne sea salt on soil water acidification and leaching of aluminium in different forest ecosystems in Denmark. *Plant and Soil*, 169: 365-372.
- Poléo, A. B. S. & Bjerkely, F. 2000. Effect of unstable aluminium chemistry in Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57:1423-1433.
- Poléo, A. B. S. 1995. Aluminium polymerization – a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicolog*, 31: 347-356.
- Rohde, A. 1987. The origin of streamwater traced by oxygen-18. Doktorsavhandling, Uppsala universitet, Rapportserie A, nummer 41. 260 sidor.
- Pretchel, A., Alewell, C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Cullen J. M., Evans, C, D., Helliwell, R., Kopáček, J., Marchetto, A., Matzner, E., Meesenburg, H., Moldan, F., Moritz, Kl, Veselý, J & Wright, R. F. 2001. Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5. No. 3: 311-325.
- Skartveit, A. & Gjessing, Y. T. 1979. Chemical budgets and chemical quality of snow and runoff during snowmelt during spring snowmelt. *Nordic Hydrology*, 10: 141-154.
- Teien, H. C., Andrén, C. M. & Kroglund, F. 2005. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. *Verhandlung Internationale Vereinigung de Limnologie*, 29: 837-840.
- Wendelar Bonga, S. E., 1997. The stress response in fish. *Physiological Review*, 77: 591-625.
- Wigington, P. J., Davies, T. D., Tranter, M. & Eshleman, K. N. 1990. Episodic acidification of surface waters due to acidic deposition. National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, D. C., State of Science/Technology Rep. No. 12.
- Wigington, P. J. & Baker J. P. 1996. Episodic acidification of small streams in the Northeastern United States: episodic response project. *Ecological Application*, 6: 374-388.
- Wilander, A. & Lundin, L., 2000. 'Recovery of surface waters and forest soils in Sweden', in Warfvinge, P. and Bertills, U. (eds.), *Recovery from Acidification in the natural environment: Present knowledge and future scenarios*, The Swedish Environmental Protection Agency, Trelleborg, Sweden, Report 5034, sid: 53-66.
- Witters, H. Van Puymbroeck, S. Vangenechten, J. & Vanderborght, O. 1990: The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Fish biology*, 37:43-53.
- Wright, R. F., Norton, S. A., Brakke, D. F. & Frogner T. 1988. Experimental verification of episodic acidification in freshwaters by sea salts. *Nature*, 334: 422-424.

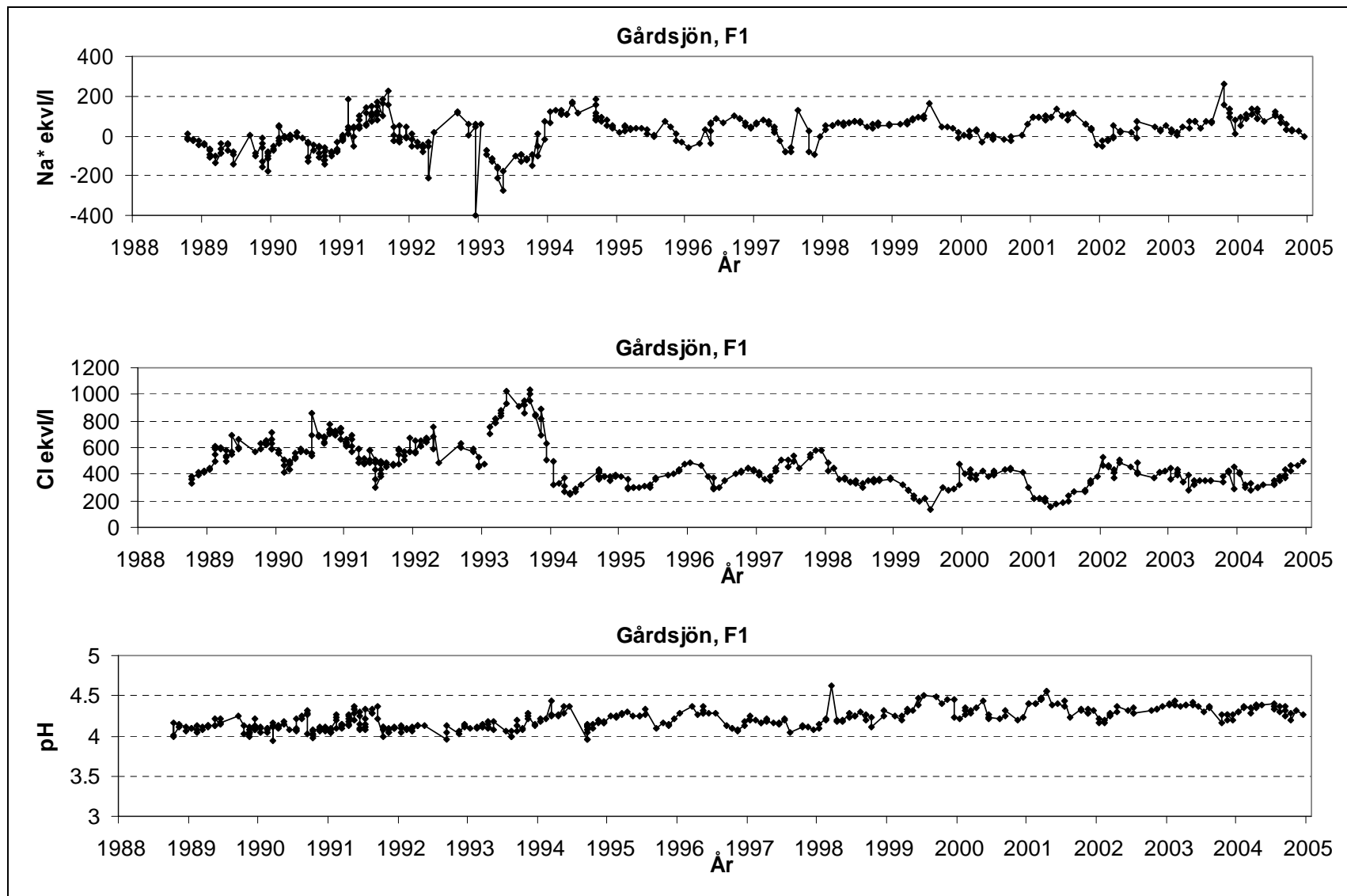
Bilaga 1. Vattenkemiska tidsserier

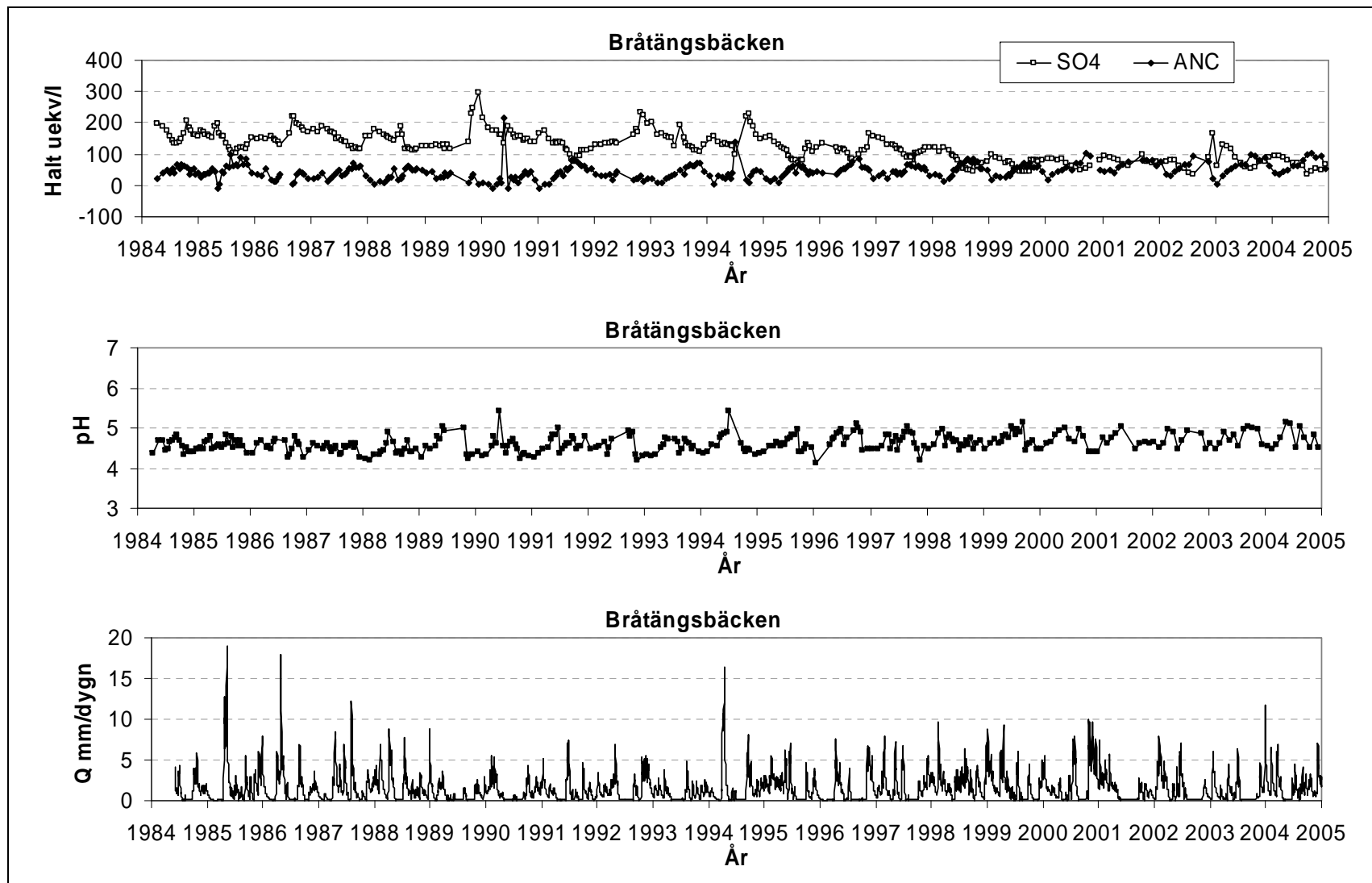


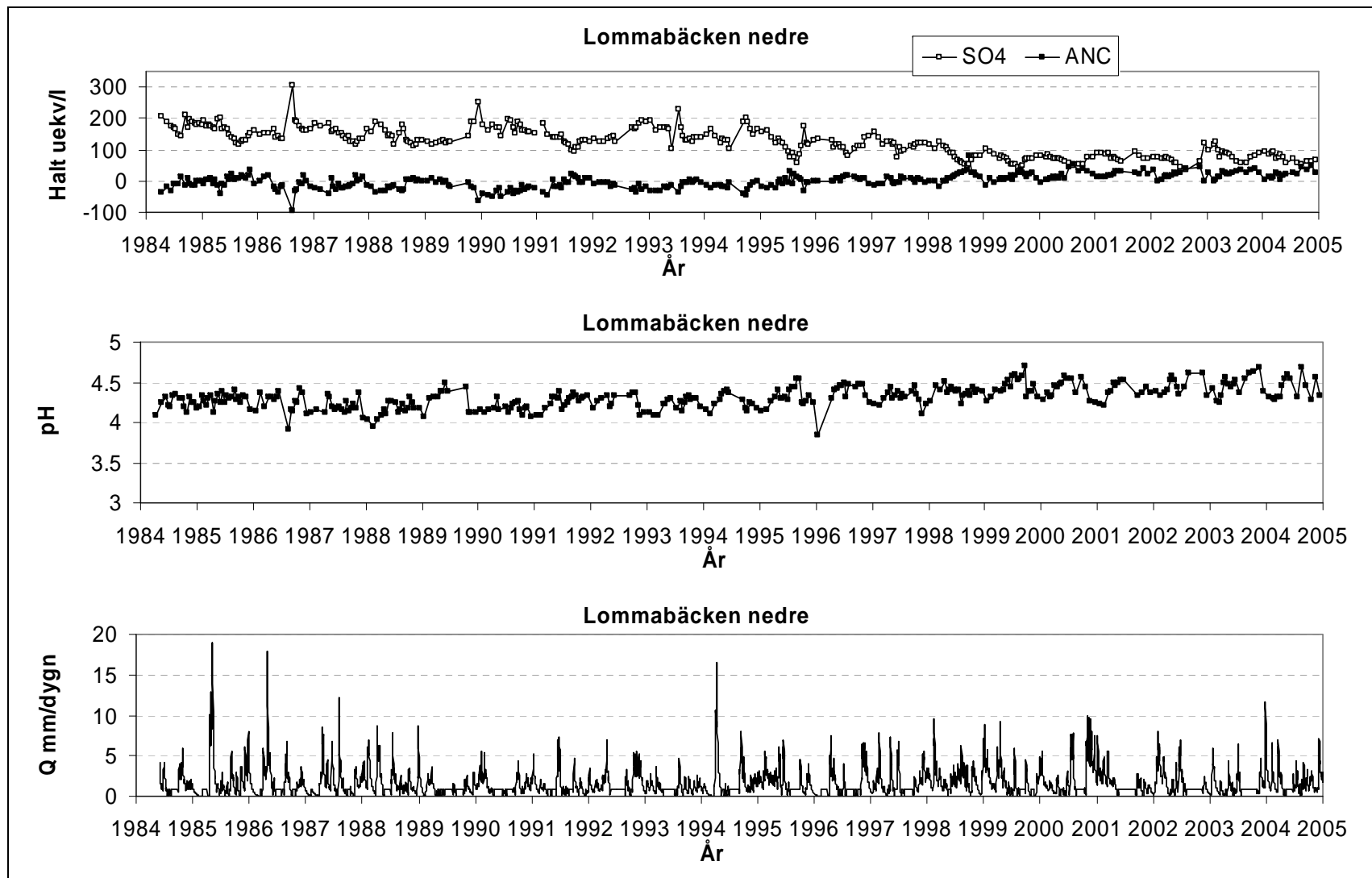


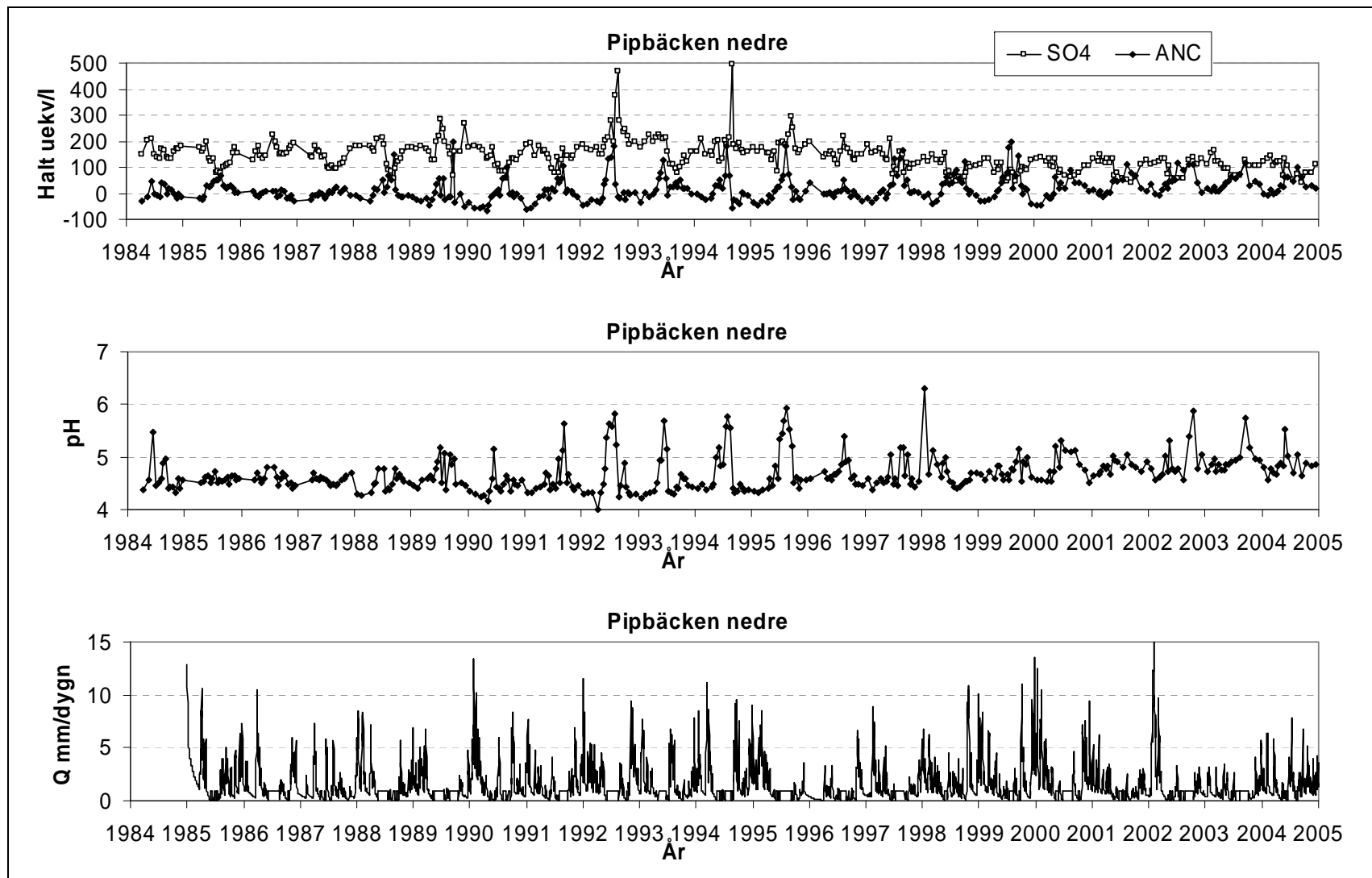
*Observera att värdena för perioden 1983 tom 1995 är volymviktade.

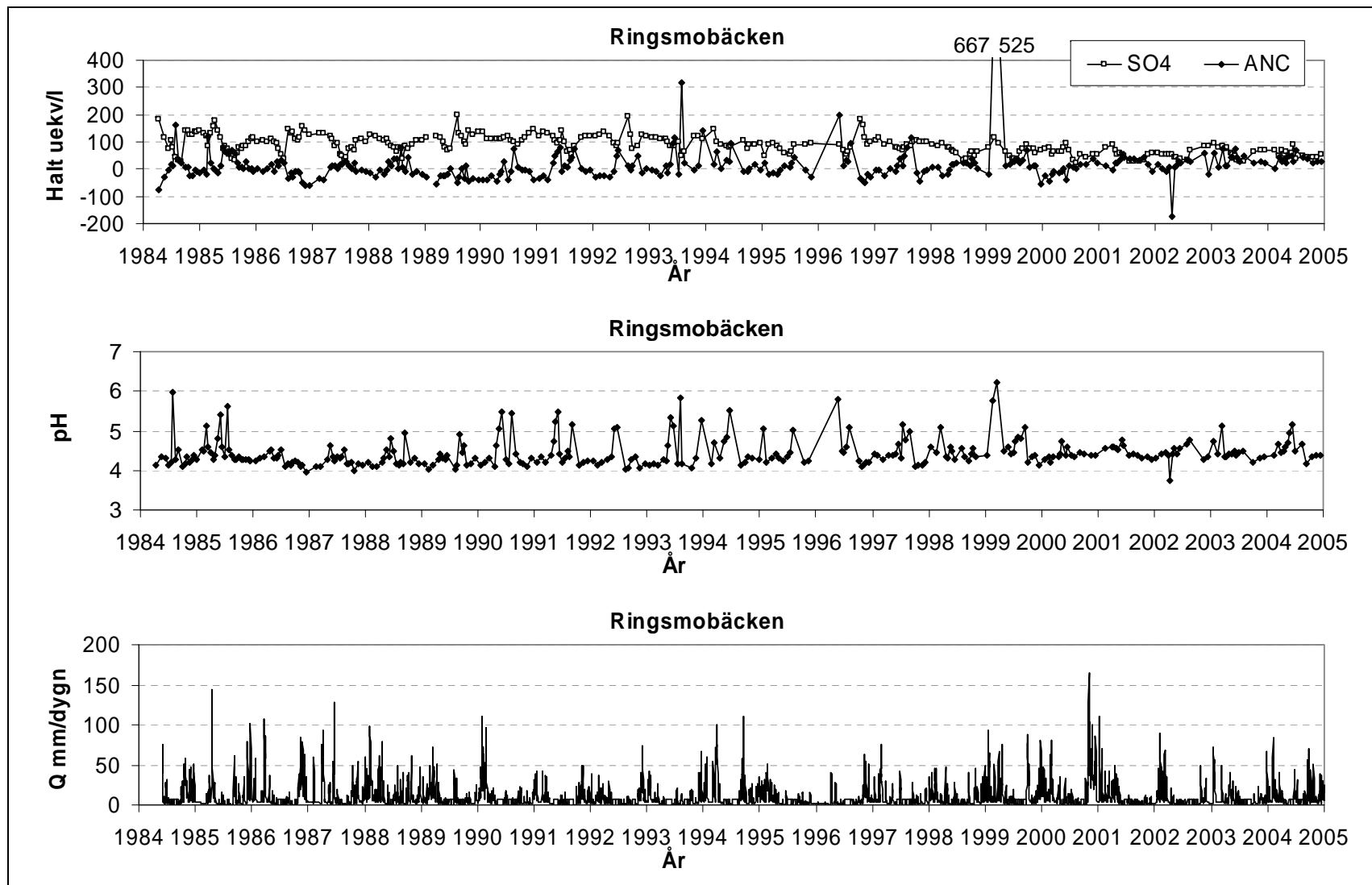


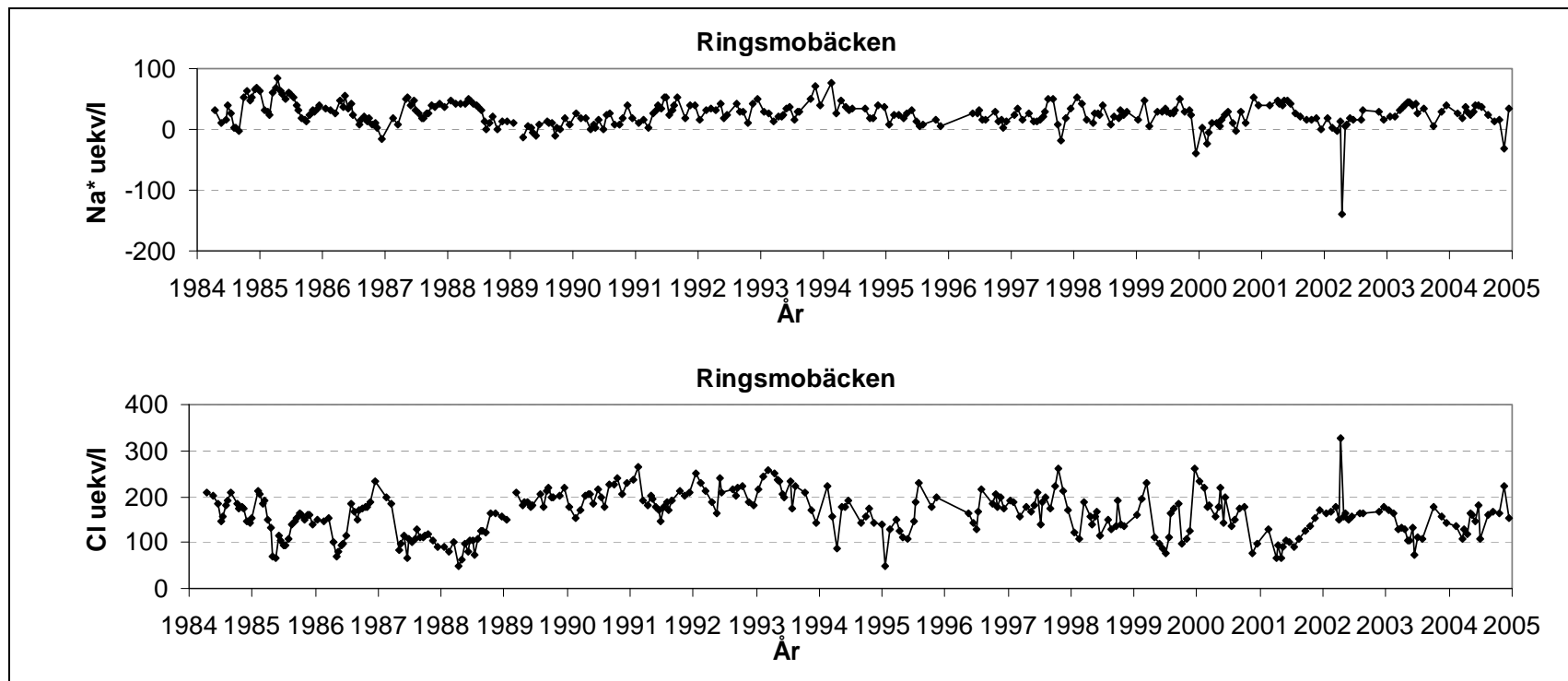


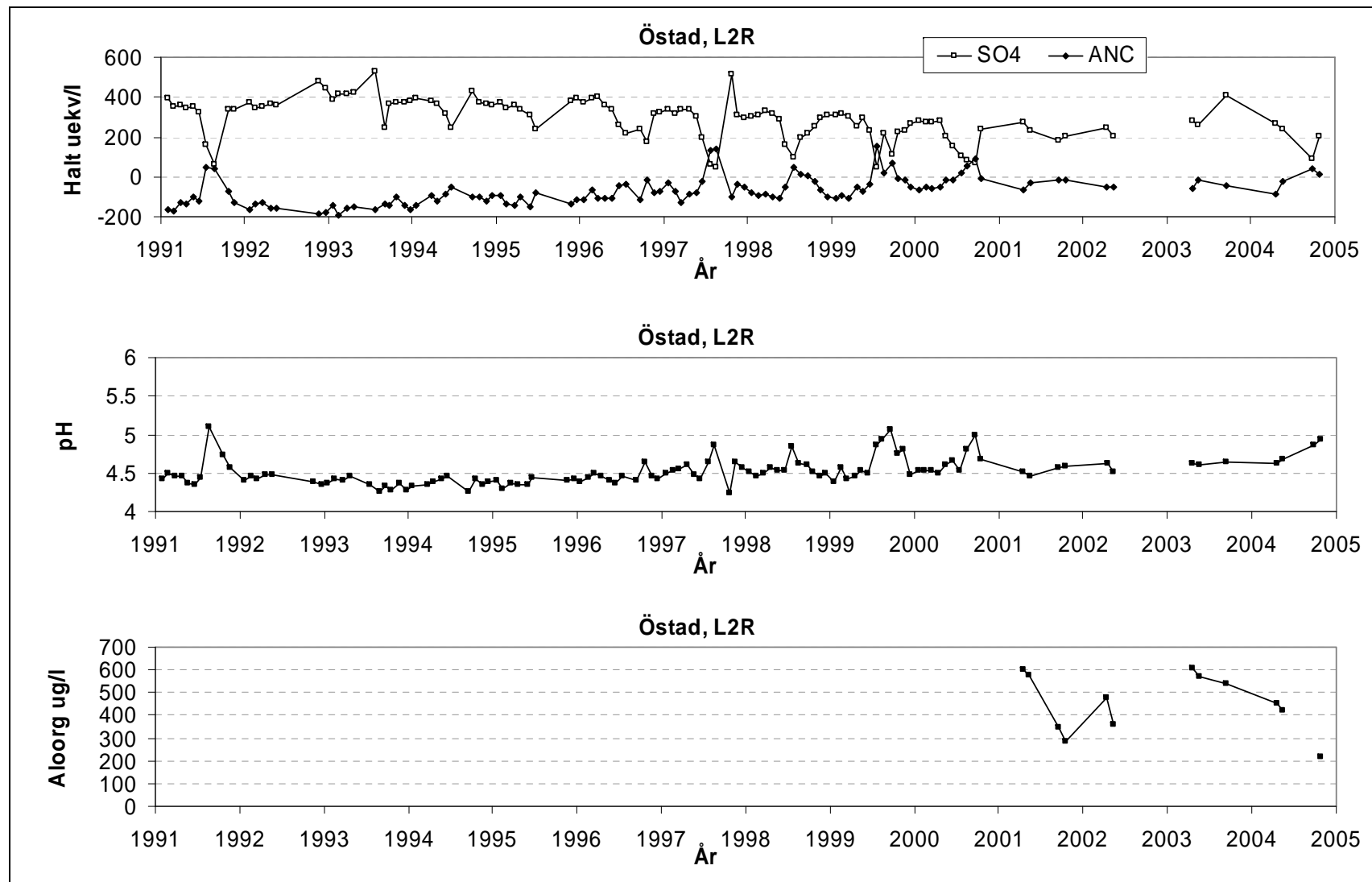


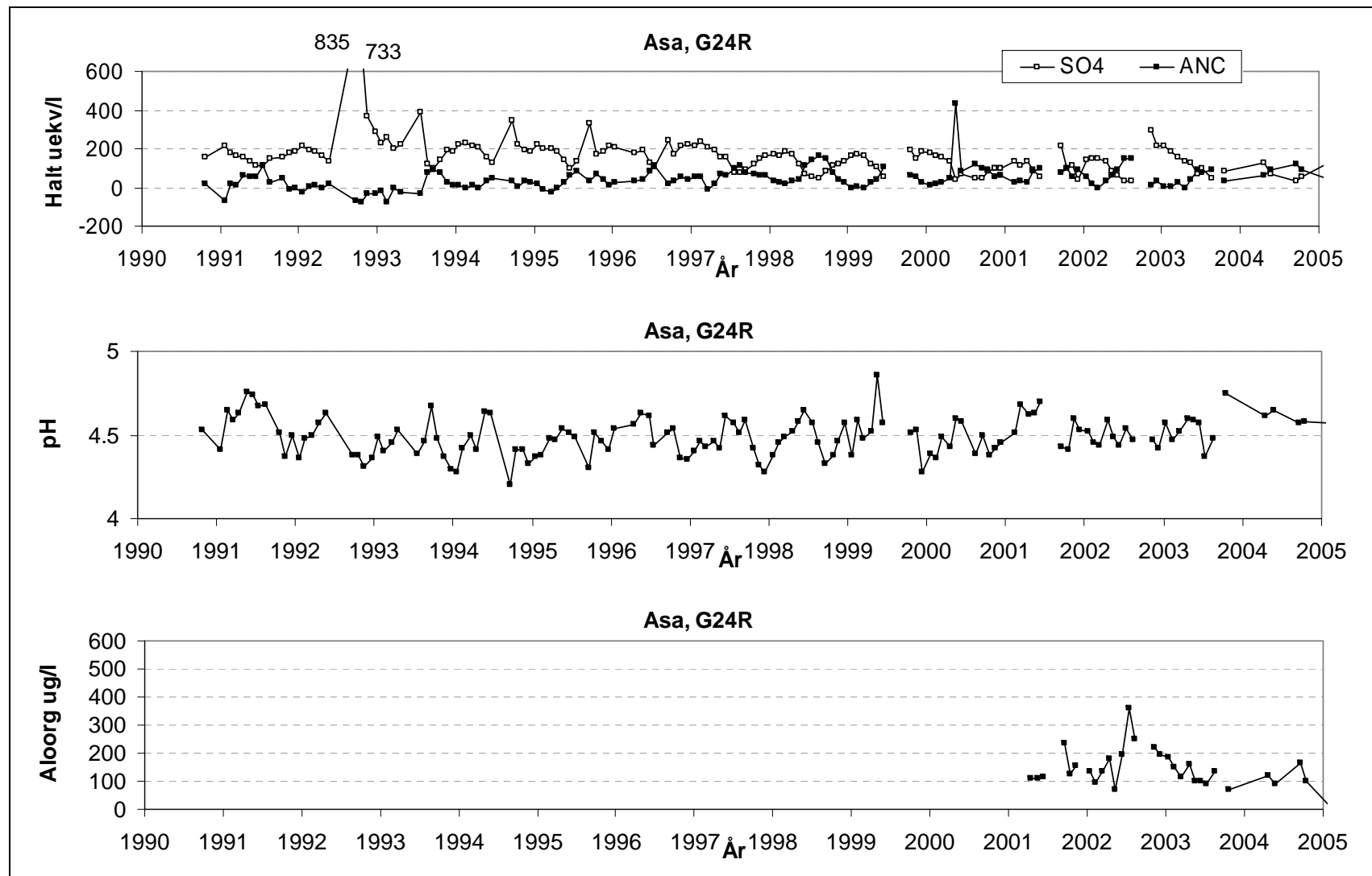


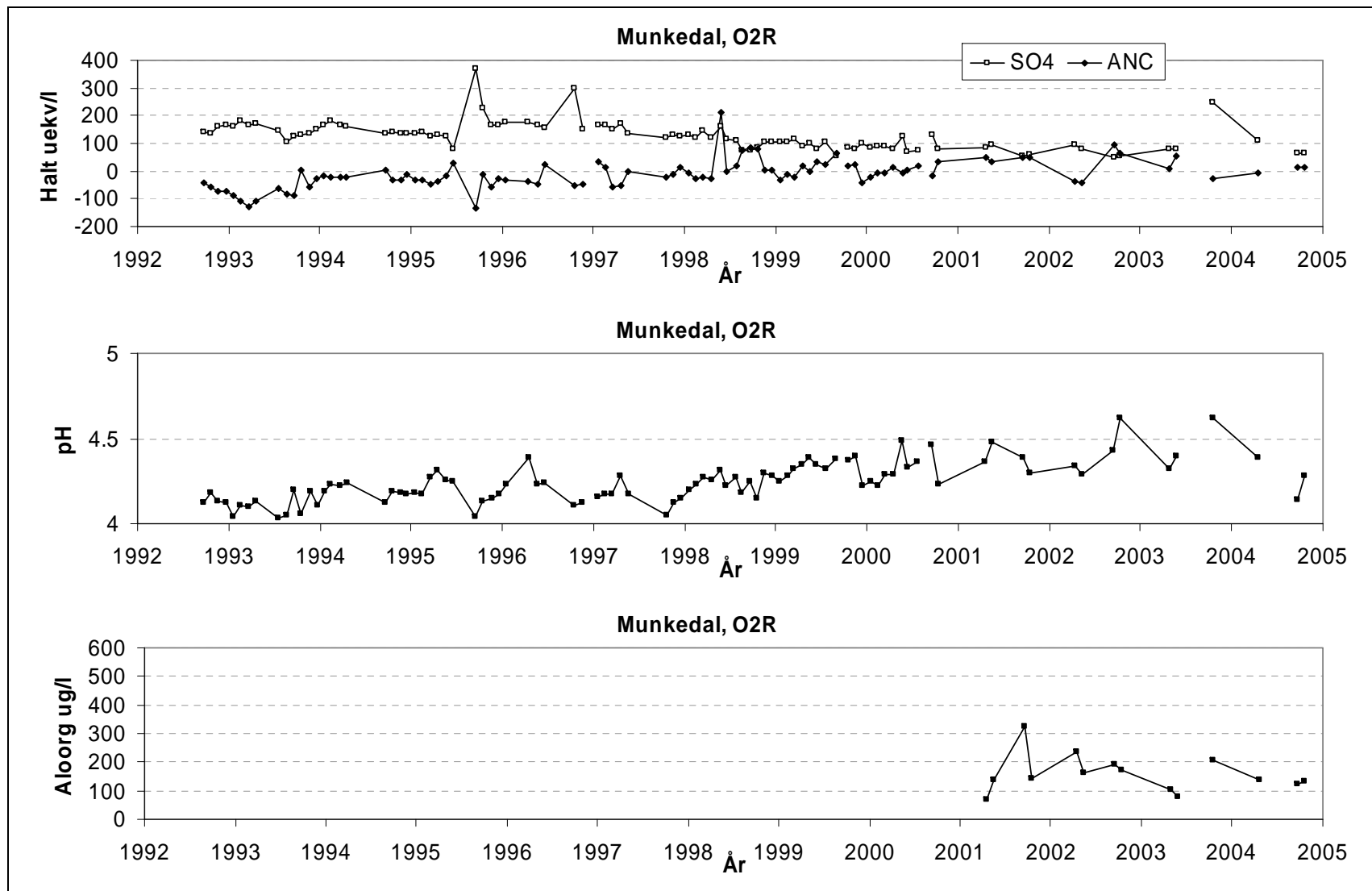


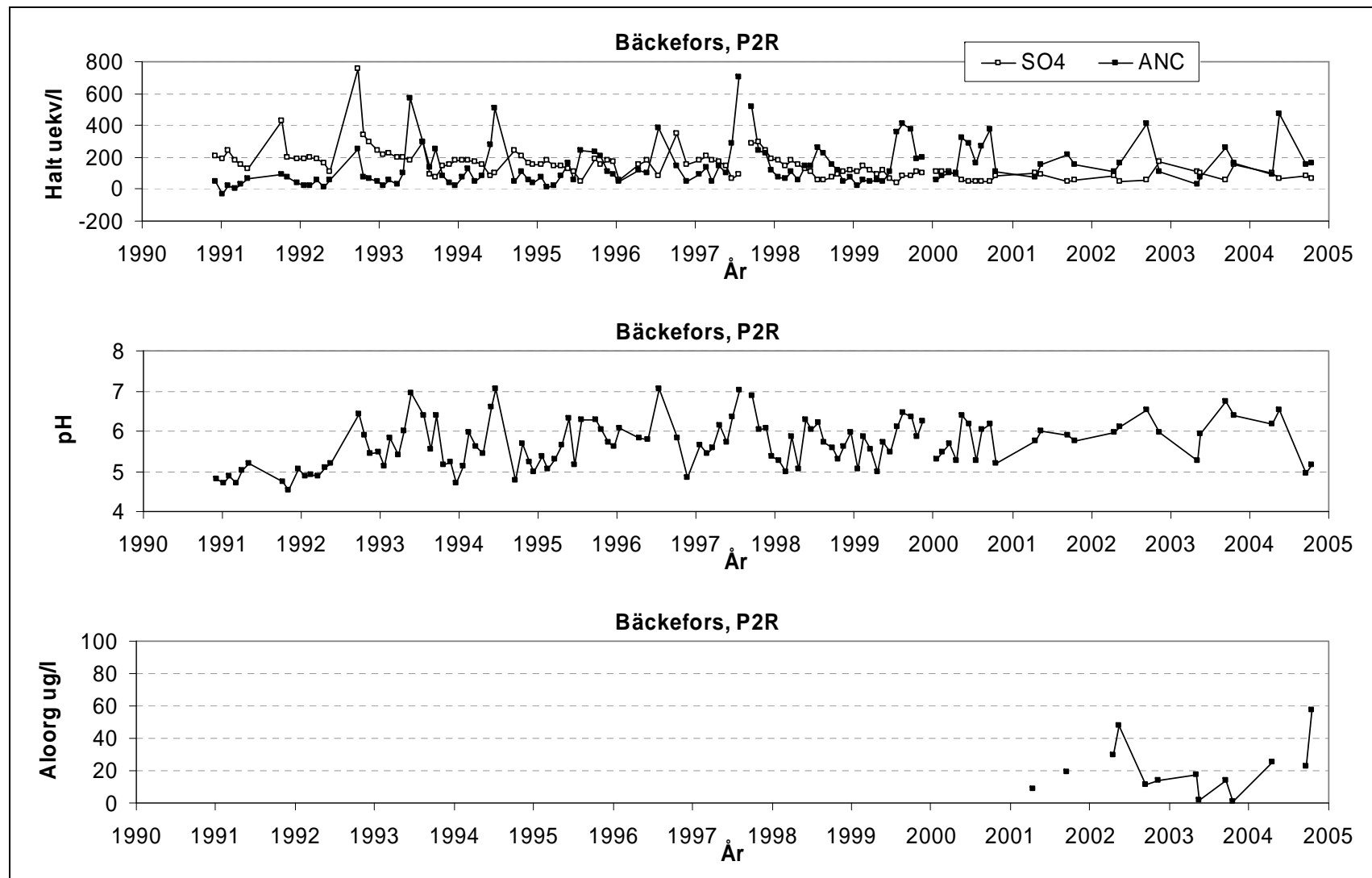


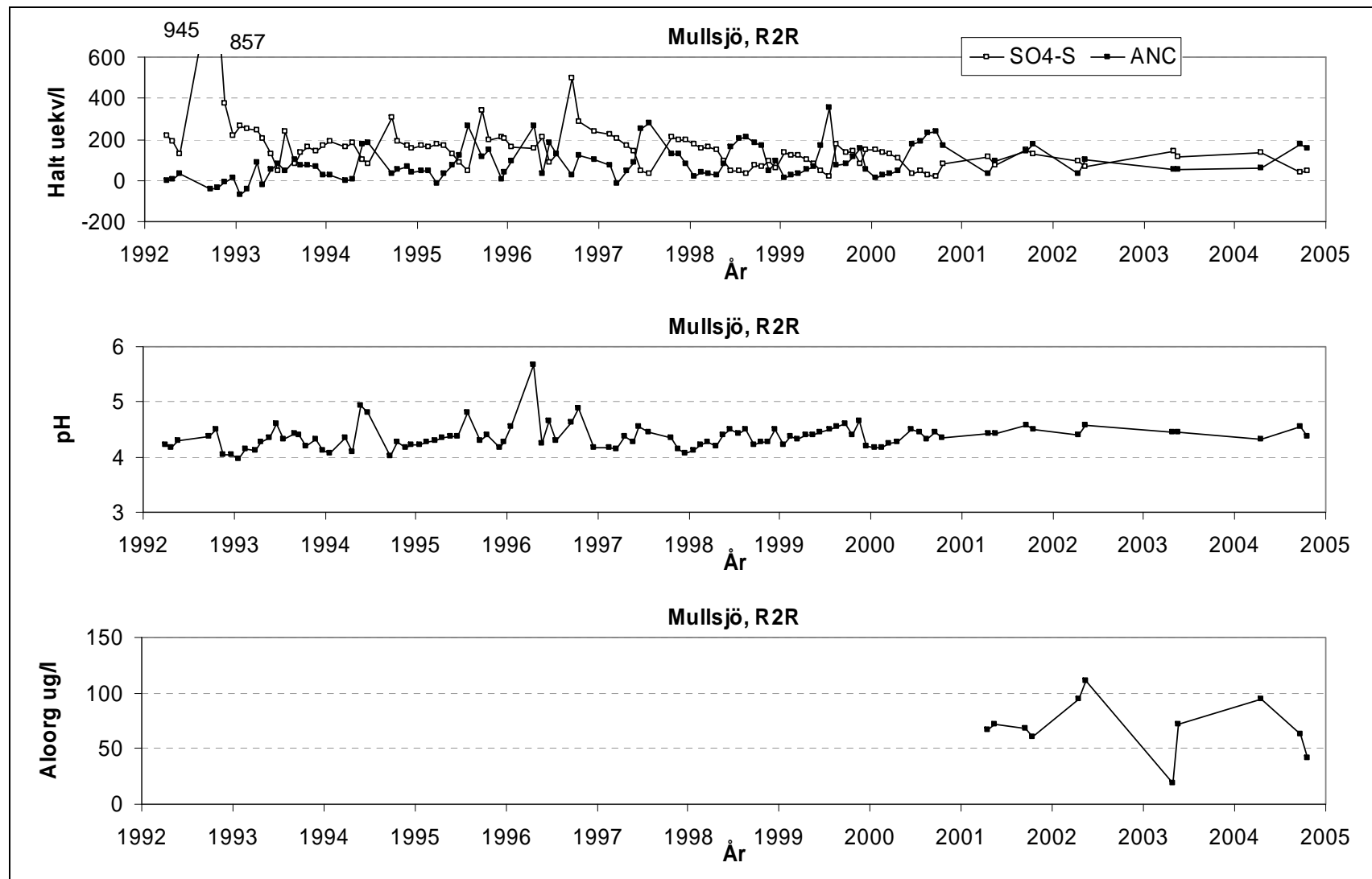












Bilaga 2. Percentiler (95 % 50 % samt 5 %)

