



**Integrerad övervakning  
av miljötillståndet  
i svensk skogsmark — IM  
Årsrapport 2000**

**Integrated monitoring of the environmental status in  
Swedish forest ecosystems – IM**

**Annual report 2000**

Stefan Löfgren (red.)

Institutionen för Miljöanalys  
Sveriges lantbruksuniversitet  
Box 7050  
750 07 Uppsala  
Tel. 018 – 67 31 10  
<http://www.ma.slu.se>

*Illustration, framsida:* Sven Bråkenhielm, IMA

*Tryck:* 200 exemplar, Institutionen för Miljöanalys, Uppsala, september 2002

ISSN: 1403-977X

## Förord

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Utförarna ansvarar för olika delprogram i ett integrerat system där IVL följer depositionen av ämnen, SGU undersöker markens fysikaliska och mineralologiska egenskaper och följer processer i grundvattnet medan IMA, SLU följer klimat och avrinning, markkemi och -biologi, vegetation samt samordar verksamheterna. Till detta kommer ett särskilt ansvar för IVL vad avser undersökningsområdet Gårdsjön i Bohuslän. Prov- och datainsamling vid detta område genomförs i huvudsak av IVL, Göteborg, med Hans Hultberg som samordnare.

Huvudansvariga för IM:s olika delmoment och de som bidrar med data till denna och annan rapportering framgår av nedanstående Tabell:

Samordning och internationella kontakter	Lars Lundin, SLU
Deposition, krondropp	Karin Kindbom, IVL
Meteorologi, hydrologi, datahantering	Hans Kvarnäs, SLU
	Hans Hultberg, IVL
Markkemi, -biologi, -vatten & förnanedbrytning	Lage Bringmark, SLU
Markfysik, grundvatten	Mats Aastrup, SGU
Bäckvatten	Stefan Löfgren, SLU
	Hans Hultberg, IVL
Vegetation inkl. träd, epifytalger & -lavar	Sven Bråkenhielm, SLU

För mer utförlig information om de olika delmomenten hänvisas till dessa personer.

Provtagning och observationer genomförs i områdena huvudsakligen av Per Petersson, Aneboda, Per Mossberg, Kindla och Johan Hörnqvist, Gammtratten. Insamlade prover för kemisk analys tas om hand och analyseras av ackrediterade laboratorier vid IVL och IMA, SLU. Tommy Jansson, IMA, Lotta Lewin Pihlblad, SGU och Bo Thunholm, SGU har medverkat i arbetet med att karaktärisera avrinningsområdena och att installera mätutrustning.

Föreliggande rapport har planerats och utarbetats vid interna arbetsmöten ledda av Stefan Löfgren. Rapportens innehåll består av bidrag från Lage Bringmark, Sven Bråkenhielm, Hans Kvarnäs, Lars Lundin och Stefan Löfgren. Stefan Löfgren har bearbetat dessa bidrag och färdigställt rapporten i dess nuvarande skick.

I rapporten redovisas undersökningsresultaten från 2000 och omfattar de fyra IM-områdena Aneboda, Kindla, Gårdsjön och Gammtratten. Verksamheten under året beskrivs kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. Alla rådata finns digitalt tillgängliga vid IMA, SLU, och har i årsrapporten bearbetats och sammanställts i Tabeller och Figurer.

## Innehåll

Förord	i
Innehåll	ii
Sammanfattning	1
Summary	3
1. Övervakningens bakgrund och syfte	5
2. Val av områden och undersökningsmetodik	5
	Gårdsjön - SE-04 8
	Aneboda - SE-14 8
	Kindla - SE-15 9
	Gammtratten – SE 16 9
3. Väderförhållanden 2000	10
4. Vattenbalans 2000	10
5. Modellerad vattenbalans	12
6. Kemiska förhållanden 2000	15
7. Vattenflödet i Kindla var den högsta på 35 år!	17
8. Hur representativa är krondroppsmätningarna för avrinningsområdet?	19
9. Metallstörning i humusskikten	22
10. Förekommer höga halter av oorganiskt aluminium naturligt i ytvatten?	27
11. Flöden av organiskt kol och ofullständigt känd markhydrologi.	31
	Referenser 36
	Appendix (svenska) 37
	Appendix (English) 38

## Sammanfattning

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Syftet är dels att som referensområden ge relevanta bakgrundsdata, dels att söka skilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Modeller för prognostisering av utvecklingen är ett viktigt inslag. Mätningarna utförs i skyddade områden med lång kontinuitet, utan skogliga aktiviteter. Deposition av luftföroreningar och potentiell klimatpåverkan är de enda mänskliga störningarna i områdena. Syftet med IM-övervakningen skiljer sig från syftena med övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön och därmed bidra till tolkningen av resultaten från de mer extensiva programmen.

Föreliggande rapport redovisar undersökningar från år 2000 och inbegriper de fyra IM-områdena Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten. Verksamheten under året beskrivs kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. Bearbetade resultat återfinns i tabellbilagan i slutet på rapporten.

Vädret år 2000 kännetecknades av en likartad temperaturutvecklingen i samtliga områden, med en varm inledning i januari och februari, en kall sommarperiod (juni-september) och en varm avslutning på året (oktober-december). Samtliga områden hade ett nederbördsöverskott med som mest 458 mm i Kindla. För Kindla är det 44% högre än medelvärdet för tidsperioden 1967-2001. Särskilt hösten (oktober-november) var nederbördsrik, medan september uppvisade underskott. I Kindla uppmättes ett stort nederbördsöverskott även i juli. Vattenföringstoppar uppträdde under januari i Gårdsjön, Aneboda och Kindla och under hösten i samtliga områden. Avrinningen i Kindla på 797 mm är den högsta registrerade under de senaste 35 åren.

IM-områdena är jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Endast Gammtratten uppvisade låga halter oorganiskt aluminium, på nivåer som är tämligen ofarliga för gäländande organismer som fisk ( $<80 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Övriga metaller uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. I grundvatten överskreds dock dessa gränsvärden med avseende på koppar, bly och zink. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet återspeglas tydligt i kemin medan de höga halterna organiskt material påverkar vattenkvaliteten i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark. Gammtratten är det minst sura området med ett medel-pH runt 5,5 och frekvent förekommande vätekarbonatalkalinitet i bäckvattnet.

I avrinningsområdenas intensivområden är trädbeståndet vanligen homogent och tätt, vilket innebär hög interception av nederbörden. I avrinningsområdet

som helhet finns däremot både kala fläckar, t.ex. myrtytor, och bestånd som är betydligt glesare än intensivområdets, varför interceptionen blir mindre. Beräkningar indikerar att krondroppet för hela avrinningsområdet är mellan 20 och 30% större än det som uppmäts i intensivområdena i Aneboda, Kindla och Gammtratten. I Gårdsjön indikerar långtidsstudier av krondropp och avrinning att uppmätt krondropp sannolikt ger en rättvisande bild av det verkliga för hela området.

Under perioden 1994-2000 undersöktes de småskaliga sambanden (50 x 50 m provytor) mellan metallhalter och respiration i humusskiktet på de fyra IM-lokalerna. Bly (Pb) och kivicksilver (Hg) var starkt rumsligt korrelerade med varandra inom de sydsvenska provytorna (Gårdsjön, Aneboda och Kindla), men respirationen hade endast svaga eller inga samband med Hg. Inte heller kadmium (Cd) uppvisade samband med respirationen. Resultaten från IM visar liksom tidigare forskningsresultat en tydlig markbiologisk störning av Pb i humusskikten. Hg-effekter är mera osäkra och Cd-effekter saknas.

De högsta aluminiumhalterna uppmättes i markvattnet i E- och B-horisonterna i Gårdsjön, Aneboda och Kindla och huvuddelen av aluminiumet (>1 mg Al<sub>i</sub>/l) uppträdde i oorganisk form både i E- och B-horisonten. I Gammtratten förekom oorganiskt aluminium i mycket låga halter även i E-horisonten (≤0,03 mg Al<sub>i</sub>/l). I markvattnet i utströmningsområdena var andelen oorganiskt aluminium 11% i Aneboda, 35% i Kindla och 53% i Gårdsjön. De högsta halterna av oorganiskt aluminium i bäckvattnet uppmättes i Kindla (61%), följt av Gårdsjön (46%), Aneboda (17%) och Gammtratten (10%). Arealförlusterna av aluminium var större från Kindla än från det betydligt mer försurade Gårdsjön. Detta indikerar att bäckar kan ha höga Al<sub>i</sub>-halter under högflödesperioder utan att området för den skull behöver vara utsatt för särskilt stor belastning av surt nedfall (krondropp = 5,3 kg S/ha, år). Den naturliga jordmänsbildningen (podsolering) och ytliga flödesvägar för grundvattnet skulle kunna vara tillräckligt.

Nederbörden lakade ut betydande mängder kol ur krontaket i IM-områdena och krondroppet tillförde marken nästan lika mycket kol som det som transporterades i bäckarna (70-100 kg C/ha, år). Eftersom mycket av krondroppet hamnar över inströmningsområdena är det dock inte detta kol som uppträder i bäcken. Förnafallet utgör den absolut största kolkällan till marken och överstiger krondroppet med 10-20 gånger. Detta kol måste dock brytas ned och bli vattenlösligt innan det transporteras vidare i systemet. Kolflödena genom E-horisonten visar att betydande mängder transporterades djupare ned i markprofilen. Med undantag av Gårdsjön fastnade eller mineraliserades en stor del (40-80%) av kolet i B-horisonten. Även i djupare markprofiler skedde en betydande retention i inströmningsområdena, alternativt så transporteras kolet horisontellt nedströms i systemen. Kolflödet i bäckarna utgjorde <2% av markförråden, vilket visar att en liten förändring av det organiska materialets vattenlöslighet kan ge upphov till stora skillnader i TOC-halter i bäckarna.

## Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) conducts Integrated Monitoring (IM) of the environmental status in forest ecosystems within the "Forest" part of Sweden's national environmental monitoring program. The monitoring is related to the UN-convention "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). The Swedish Environmental Research Institute (IVL), the Swedish Geological Survey (SGU) and the Department of Environmental Assessment at the Swedish University of Agricultural Sciences (IMA, SLU) perform the investigations on behalf of the SEPA.

The monitoring program includes ecosystem studies at drainage basin level with determinations of hydrological and chemical budgets as well as effects on biota, primarily the vegetation and studies of soil processes. The aims are to collect relevant background data from reference areas that can be used to separate anthropogenic disturbance of the ecosystem by air pollution from natural variation. Model simulations for prognoses of future environmental status are an important part of the program. The IM sites are located in protected areas where there has been little forestry activity for many decades. Atmospheric deposition of pollutants and anthropogenically induced climate change are the only human disturbances within the IM sites.

This report documents the investigations performed in 2000 on the four IM-sites Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten. The results are briefly described in the text, along with some highlights from the year's results. The entire set of results is included in appendixes at the end of the report.

The 2000 weather was characterised by a similar development in all areas, with a warm beginning of the year (January-February), a cold summer (June-September) and a warm ending (October-December). All areas had a precipitation surplus, with a maximum at Kindla of 458 mm. The latter was 44% higher than average for the period 1967-2001. Especially the autumn (October-November) had large amounts of precipitation, while September was dry. At Kindla, a large precipitation surplus occurred in July as well. Run-off episodes occurred in January at Gårdsjön, Aneboda and Kindla and during the autumn at all IM sites. The water discharge at Kindla of 797 mm was the highest recorded during the last 35 years.

The stream water in the IM areas had low ionic strength, chronic acidity and relatively high aluminium concentrations. The other heavy metals showed concentrations below the levels where biological effects on the biota can be expected in streams. These limits were for copper, lead and zinc frequently surpassed in groundwater. The concentrations of inorganic nitrogen and phosphorus were low in all areas. The proximity to the sea influenced the chemistry at Gårdsjön, while the high concentrations of organic matter were important at Aneboda. Rapid, superficial riparian movements of groundwater immediately before it entered the stream determined the runoff chemistry at Kindla. This is believed to be a widespread feature of small, forested catchments in Sweden. Gammtratten is the least acidic area with an average pH around 5.5 and frequent occurrence of alkalinity in the stream water.

At the intensity plots, the tree stands are generally homogenous and dense, inducing high interception of the precipitation. However, the catchments in general contain a mosaic of bare rock, peat areas and tree stands not so densely



populated as in the intensive plots, resulting in less interception. Estimates indicate that throughfall in the entire catchments is 20-30% higher compared to at the intensity plots in Aneboda, Kindla and Gammtratten. At Gårdsjön, long-term studies of throughfall and run-off indicate that measured throughfall is probably representative for the entire area.

During the period 1994-2000, investigations were performed on the small-scale (50 x 50 m sampling plots) relations between metal concentrations and respiration in the humus layer at the four IM sites. Lead (Pb) and mercury (Hg) were strongly spatially correlated with each other at the southern sampling sites (Gårdsjön, Aneboda and Kindla), while respiration only showed weak or no correlation with Hg. Nor cadmium (Cd) exhibited any correlation with the respiration. The results from IM, as well as other results, demonstrate a clear soil biological disturbance by Pb in the humus layer. Hg-effects are less evident, while Cd-effects are lacking.

The highest aluminium concentrations were detected in the E- and B-horizons at Gårdsjön, Aneboda and Kindla, and the main part of the aluminium (>1 mg Al<sub>l</sub>/l) occurred in inorganic forms in both these layers. At Gammtratten, low concentrations of inorganic aluminium (≤0,03 mg Al<sub>l</sub>/l) were present even in the E-horizon. The proportion of inorganic aluminium in soil water in the discharge areas were 11% at Aneboda, 35% at Kindla and 53% at Gårdsjön. The highest concentrations of inorganic aluminium in stream water occurred at Kindla (61%), followed by Gårdsjön (46%), Aneboda (17%) and Gammtratten (10%). The areal losses of aluminium were larger at Kindla than from the much more acidified Gårdsjön area. This indicates that streams might have high concentrations of inorganic aluminium during run-off episodes, without being affected by especially high acid deposition (throughfall = 5.3 kg S/ha, yr). The natural soil forming processes (podzolation) and soil surface near flow-paths might be sufficient.

Precipitation causes leakage of substantial amounts of carbon from the tree crowns at the IM sites and the throughfall added almost as much carbon to the soils as the amounts transported in the streams (70-100 kg C/ha, yr). Since most of the throughfall is deposited at recharge areas, it is not this carbon ending up in the streams. Litterfall is the largest carbon source to the soils, exceeding the amounts in throughfall by 10-20 times. However, the organic matter in litterfall has to be decomposed and become water-soluble before it can be transported further in the ecosystem. The carbon flux through the E-horizon demonstrates that quantitatively important amounts are transported into deeper soil layers. Gårdsjön being an exception, 40-80% of the carbon is adsorbed or mineralised in the B-horizon. Further retention occurred in deeper soil layers in the recharge areas, alternatively, the carbon was horizontally transported further downstream in the system. The carbon fluxes in the streams constituted less than of the soil carbon pools, demonstrating that a small change in the water solubility of the organic matter pool in the soils would induce large changes in the carbon fluxes in the streams.

## 1. Övervakningens bakgrund och syfte

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet (IM) i fyra skogsekosystem inom programområdet ”Skog”. Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar ”Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979” (UN/ECE).

Konventionsarbetet är organiserat i ett antal arbetsgrupper, varav den effektrelaterade omfattar sex övervakningsprogram (ICP). IM utgör en av dessa och tjugotvå av Europas länder deltar. Sverige är ordförandeland medan Finland samordnar datainsamlingen och den årliga internationella rapporteringen (Annual ICP IM Report). Övervakningen omfattar ett antal obligatoriska delprogram, som alla länder genomför. Sverige har dessutom valt att utföra några frivilliga delprogram, bl.a. studier av metaller, skogsskador, algbeläggning på barr och förnedbrytning.

Övervakningen är inriktad mot att studera miljöeffekter och att undersöka konsekvenserna för hela ekosystemet av depositionen av kväve, svavel och tungmetaller. Det övergripande syftet med övervakningen i Sverige är att:

- i små, väldefinierade avrinningsområden samordna mätningar och utvärderingar så att samhällets behov av detaljerad kunskap och prognoser långsiktigt kan tillgodoses m. a. p. försurning, eutrofiering och metallpåverkan i typiska, svenska skogsekosystem,
- tillhandahålla kunskap som nationellt och internationellt kan användas som underlag för att optimera miljöförbättrande åtgärder,
- tillhandahålla kunskap som kan användas för att underlätta tolkningen av resultat från andra miljöövervakningsprogram eller forskningsprojekt,
- generera underlag till utveckling av modeller för att beräkna t. ex. kritiska belastningsnivåer (Critical Loads/Levels) och framtida miljötillstånd,
- sprida kunskap till allmänheten om vilka processer som påverkar miljötillståndet i skogen.

Miljöövervakningen utförs på avrinningsområdesnivå med bestämmningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Mätningarna används för att särskilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Prognostisering av utvecklingen med hjälp av matematiska modeller är ett viktigt inslag. Områdena ligger i skyddade naturmiljöer med lång kontinuitet, utan skogsvårdande åtgärder. Deposition av luftföroreningar och potentiell klimatpåverkan är de enda mänskliga störningarna i områdena.

För att kunna uppfylla målsättningarna med programmet måste övervakningen vara långsiktig. IM-övervakningen skiljer sig från övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön. IM-programmet bör på sikt också kunna inrymma övervakning av klimatförändringar, ozon samt persistenta organiska föreningar (POP) och deras effekter på biotan.

## 2. Val av områden och undersökningsmetodik

Målsättningen att på ekosystemnivå följa vattenomsättning och biogeokemiska processer för att försöka förklara observerade effekter på biota kräver kvantitativa bestämmningar av inflöde, förråd och utflöde. För en utförlig

redovisning av den metodik som används hänvisas till IM-manualen ([http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp\\_im/manual/index.htm](http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm), EDC 1993, SYKE 1998).

De bestämningar som görs i avrinningsområdet omfattar fysikaliska förhållanden (t.ex. berggrund, jordlager och vatten), kemiska förhållanden i mark, vatten och vegetation samt biologiska förhållanden (t.ex. flora och beståndsdata). De processer som studeras är deposition, vittring, omsättning och utbyte i marken av vatten och kemiska ämnen, avdunstning och gasutbyte, upptag i levande biomassa och utflöden i avrinnande vatten från området. De övergripande samband som nyttjas är vattenbalans och hydrokemiska budgetar;

$$P = E + R + \Delta S$$

där P = nederbörd,  
E = avdunstning,  
R = avrinning och  
 $\Delta S$  = ändring i vattenmagasin;

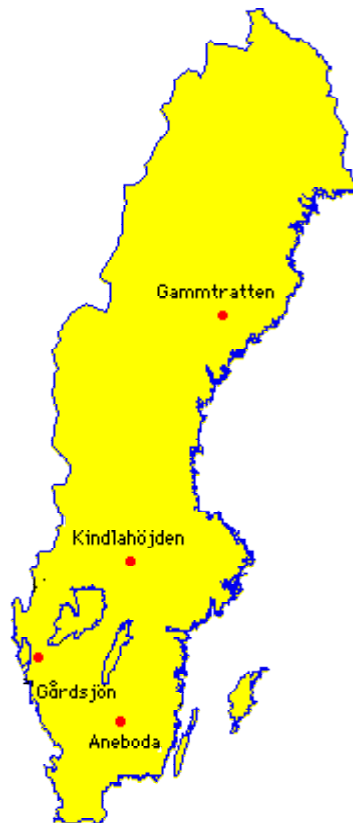
$$DEP + WEATH = UPTAKE + LEACH + \Delta POOL$$

där DEP = deposition av ämnen,  
WEATH = vittring,  
UPTAKE = vegetationupptag,  
LEACH = utlakning och  
 $\Delta POOL$  = ändring i förråd

Övervakningen av ekosystemets olika delar görs inom väldefinierade små avrinningsområden. Området bör vara så homogent som möjligt vad avser geologi och vegetation. Det bör vara i storleksordningen 10-100 ha och inneslutas av en likartad omgivning för att eliminera randeffekter. Området bör vara typiskt för regionen. Det bör ha lång kontinuitet utan skogliga åtgärder och vara fritt från störande aktiviteter, något som bäst tillgodoses i naturskyddade reservat. Området skall avvattnas av en bäck, vara fritt från sjöar och ha liten andel myrmark. Avstånd till förorenande aktiviteter och utsläpp bör vara > 50 km. Det bör också ligga så långt från havet att direkt inverkan därifrån är starkt reducerad.

I Sverige genomfördes en omfattande förändring av miljöövervakningen 1995, vilket innebar att fyra nya IM-områden utsågs. Dessa har successivt byggts upp. Aneboda (SE-14) etablerades 1996, Kindla (SE-15) etablerades 1997 medan Gammtratten (SE-16) etablerades under 1999. Området vid Gårdsjön (SE-04) har däremot lång kontinuitet med mätningar sedan 1970. Områdena är likartade och domineras av barrskog främst gran (Tabell 1), men lokaliserade till regioner med olika klimat och depositionsförhållanden (Figur 1). Föreliggande rapport behandlar resultaten från 2000.

Nedan följer en kortfattad presentation av områdena, som mer utförligt kommer att beskrivas i en särskild rapport (Lundin et al. in prep.).



**Figur 1.** Svenska IM-områden.  
*IM sites in Sweden.*

**Tabell 1.** Arealer och andelar i IM-områdena (samhällen enl. Nordiska Ministerrådet 1994).  
*Areas at the IM sites (communities according to Nordic Council of Ministers 1994).*

	Aneboda		Gårdsjön		Kindla		Gammtratten	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Granskog av blåbärsristyp ( <i>Vaccinium myrtillus-spruce</i> )	14,5	76,3	2,0	56,2	13,1	64,2	7,4	18,7
Sumpgranskog ( <i>wet spruce</i> )	2,7	14,2	0,4	11,0	4,6	22,6	3,8	9,6
Barrblandskog av blåbärsristyp ( <i>Vacc. myrt.-mixed conifers</i> )	1,1	5,8	0,3	8,1	1,0	4,6	25,3	63,9
Öppet kärr ( <i>open mire</i> )	0	0	0	0	0,2	1,3	1,7	4,3
Planterad tallungskog ( <i>young pine plantation</i> )	0	0	0,5	15,4	0	0	0	0
Öppen fastmark (kalhygge, annan) ( <i>open well-drained ground</i> )	0	0	0,2	4,5	0,4	2,0	0,7	1,8
Övrigt (mindre samhällen) ( <i>others</i> )	0,6	3,7	0,2	4,8	1,1	5,3	0,7	1,8
Avrinningsområdet totalt ( <i>cacthment total</i> )	18,9	100	3,6	100	20,4	100	39,6	100

### **Gårdsjön - SE-04**

IM-området i Gårdsjön är ett litet avrinningsområde (F1) om knappt 0,04 km<sup>2</sup>, dominerat av tunna (0-0,7 m) moräntäcken med hög frekvens sten och block. Området är ett av flera som undersöks med inriktning på terrester och hydrologisk forskning. Undersökningarna har pågått sedan 1970. Gårdsjön har ingått som IM-område sedan 1991. Området har varit skogklätt under hundratals år men avverkades i början av 1900-talet. Gallring utfördes 1968. Cirka 0,5 hektar i sydöstra delen av avrinningsområdet avverkades 1980 och återplanterades därefter med tall. Ett mindre område i söder (0,2 ha) ingår i en större kalyta som togs upp under 1990-talet. Boskap har betat i området fram till 1950-talet.

Läge:	Västkusten, Bohuslän, Västra Götalands län
Lat./Long:	N 58° 03' ; E 12° 01'
Rikets nät:	644295; 127668
Kartblad:	Göteborg 7B NO
Area:	3.6 ha
Altitud:	114-140 m ö.h.
Berggrund:	Yngre gnejsiga granodioriter
Årsmedeltemperatur:	+ 6.7 °C (3)
Nederbörd:	1000 mm
Avdunstning:	480 mm
Avrinning:	520 mm

### **Aneboda - SE-14**

IM-området i Aneboda är ett 0,2 km<sup>2</sup> stort avrinningsområde mitt på Sydsvenska höglandet. Boskap har under flera århundraden nyttjat området, som sannolikt kalavverkades i mitten av 1800-talet med spontan skogsåterväxt därefter. Under tiden 1940-1955 gjordes tidvis gallringar. Undersökningar avseende mark, vegetation och vatten har pågått sedan 1982. Aneboda etablerades som IM-område 1995. Området utgörs av småbruten, ställvis mycket stor- och rikblockig morän med relativt stort inslag av fuktiga och blöta marktyper. Skogen domineras av gran med inblandning av främst tall, bok och björk. Det bör påpekas att boken föryngrar sig väl.

Läge:	Sydsvenska höglandet, Småland, Kronobergs län
Lat./Long:	N 57° 05' ; E 14° 32'
Rikets nät:	633255; 142407
Kartblad:	Växjö 5E NV
Area:	18,9 ha
Altitud:	210-240 m ö.h.
Berggrund:	Granit
Årsmedeltemperatur:	+ 5.8 °C (3)
Nederbörd:	750 mm (4)
Avdunstning:	470 mm
Avrinning:	280 mm

## Kindla - SE-15

IM-området i Kindla är ett 0,2 km<sup>2</sup> avrinningsområde i centrala Bergslagen. Regionen karakteriseras av småkullig terräng och större höjder. Barrskog med inslag av sumpskog dominerar. En öppen myr finns. Området är kuperat med branta sluttningar med höjdskillnader på uppåt 100 m inom ett avstånd av endast 200 m. Skogen domineras av ca 100 årig, ogallrad gran. Många kolbottnar i området visar att skogen under tidigare sekler nyttjats till träkolframställning och alltså varit kalavverkat i omgångar. Kindla etablerades som IM-område 1996.

Läge:	Bergslagen, Västmanland, Örebro län
Lat./Long:	N 59° 45' ; E 14° 54'
Rikets nät:	662650; 144950
Kartblad:	Filipstad 11E NV
Area:	20,4 ha
Altitud:	312-415 m ö.h.
Berggrund:	Filipstadsgraniter
Årsmedeltemperatur:	+ 4.2 °C
Nederbörd:	900 mm
Avdunstning:	450 mm
Avrinning:	450 mm

## Gammtratten – SE 16

IM-området i Gammtratten är ett 0,4 km<sup>2</sup> stort avrinningsområde 10 mil från N Kvarnenkusten i höjd med Umeå. Det ligger inom den mellanboreala zonen och landskapet karakteriseras som Norrlands vågiga bergkullterräng. Området är en mot sydost sluttande dalsänka mellan bergen Gammtratten (578 m) i öster och Siberget (530 m) i väster. I sluttningarnas nedre del och i botten av sänkan finns flera mindre, mestadels trädbevuxna myrar. Nedre delen av sänkan domineras helt av gran, medan tallen är riklig i sluttningarnas övre delar. Glasbjörk förekommer nästan överallt, asp och sälg här och var. Skogen är delvis påverkad av skogsbruksåtgärder. Omkring 1900 fälldes ett antal större tallar, s.k. dimensionsavverkning, i de centrala delarna, särskilt sydväst om bäcken. Omkring 1990 låggallrades 6 hektar i avrinningsområdets nedre, sydvästra del, varav knappt 1 ha slutavverkades och planterades med gran. Låggallring innebär att mindre träd avverkas. På grund av brand finns tämligen rikligt med äldre tallar – den äldsta borrhade från mitten av 1500-talet – medan granarna som regel är 100-150 år. Det finns rikligt med spår efter bränder från 1890-talet och bakåt i tiden.

Läge:	Norra Ångermanland, Västernorrlands län
Lat./Long:	63°51' N, 18°06' E
Rikets nät:	X 70 85 71, Y 16 14 10
Kartblad:	20 I NV Björna
Area:	39,6 ha
Altitud:	högsta 545 m, lägsta 410 m
Berggrund:	Rätangranit eller liknande
Årsmedeltemperatur:	+1,2°C
Nederbörd:	750 mm
Avdunstning:	370 mm
Avrinning:	380 mm

### 3. Väderförhållanden 2000

Vad som kännetecknar 2000 års väder var den varma inledningen på året (Figur 2), vilket resulterade i vattenföringstoppar under januari i Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Januari och februari hade ett temperaturöverskott i alla IM-områdena. Även förvintern, d.v.s. november-december 1999, uppvisade höga temperaturer i Kindla och Gammtratten. Som mest hade Gammtratten under 2000 ett temperaturöverskott på 6,4 grader i januari och under november - december var temperaturöverskottet 6,1 respektive 5,9 grader. Sommarperioden (juni till september) blev kallare än normalt på samtliga stationer. Kindla hade ett temperaturunderskott på inte mindre än 1,8 grader för denna period. Intressant är att årets temperaturutveckling var likartad i alla områdena.

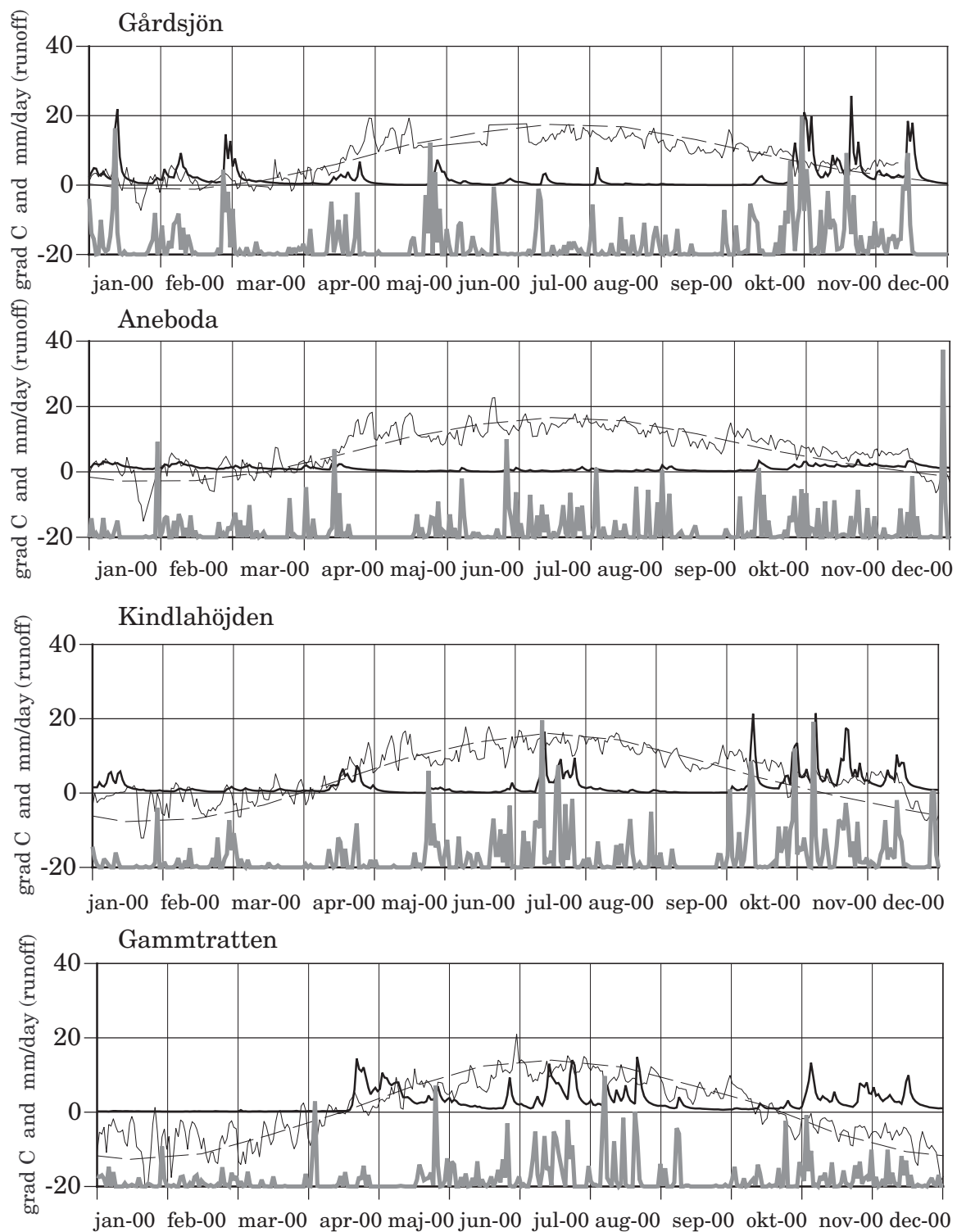
Vad som ytterligare kännetecknar 2000 års väder var att samtliga områden har ett nederbördsöverskott, som mest 458 mm i Kindla. Gårdsjön hade nederbördsöverskott både i början och i slutet av året medan juni, juli och augusti fick mindre nederbörd än normalt. Även de andra områdena fick en nederbördsrik höst. I september regnade det mindre än normalt i alla områdena.

Höga temperaturer under oktober -december med plusgrader i alla områdena, förutom december i Gammtratten, resulterade i förhöjda vattenföringar långt in i december. Växlande väder i Aneboda gav ett flertal vattenföringstoppar fördelade jämnt över året. I Gammtratten, som ligger i den nordliga snöregimen med utpräglad vårflod, avrann hela 88 % av årsavrinningen under perioden maj - december. De ringa nederbörds mängderna under september gav låga vattenföringar i alla områden under denna månad.

Eftersom endast korta tidsserier föreligger för variationen av temperatur, nederbörd och avrinning i IM-områdena (Figur 2.) kan ingen direkt jämförelse göras med ett normalår. I brist på långa serier har jämförelse med närbelägna SMHI-stationer gjorts, vilka redovisas i appendix 20. Det bör dock betonas att exempelvis nederbörden i Växjö ingalunda representerar situationen i Aneboda. Jämförelsen tjänar endast som en kvalitativ indikator på "normalsituationen".

### 4. Vattenbalans 2000

Att fastställa ett områdes vattenbalans är mycket vanskligt på grund av stora osäkerheter i både mät- och beräkningsmetoder. Störst osäkerhet av de ingående elementen i vattenbalansen föreligger i avdunstnings- och magasinberäkningarna. I appendix 21 redovisas några av de ingående elementen i vattenbalansen beräknad på månadsbasis. Skillnaden mellan nederbörd och avrinning kan ses som ett grovt mått på den totala avdunstningen från området men magasinseffekter medför att månadsvärdena är osäkra.



**Figur 2.** Dygnsvärden (mm/dag) på nederbörd (grå linje), avrinning (fet linje) och temperatur (smal linje). Streckad smal linje är medeltemperaturen från referensstationerna Göteborg (Gårdsjön), Växjö, (Aneboda), Knon, (Kindla) och Fredrika, (Gammtratten). *Daily values (mm/day) on precipitation (grey line), runoff (bold line) and temperature (thin line). Broken line shows long-term average from the reference stations Göteborg (Gårdsjön), Växjö, (Aneboda), Knon, (Kindla) and Fredrika, (Gammtratten).*



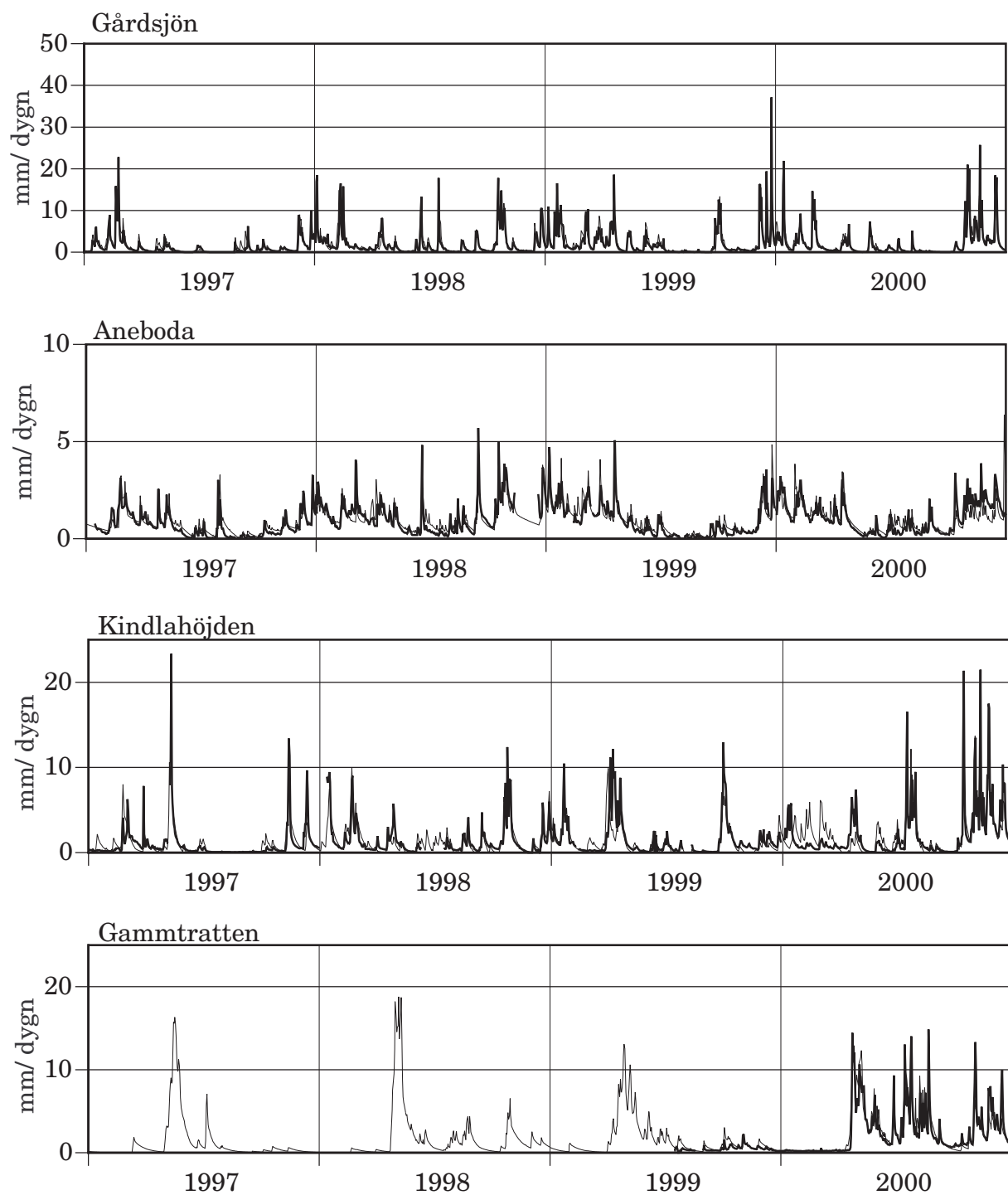
Den uppmätta skillnaden mellan nederbörd och avrinning i Gammtratten var år 2000 endast 39 mm, vilket är en orimligt låg siffra eftersom denna skillnad är ett mått på totala avdunstningen som aldrig torde underskrida 300 mm i detta område. Orsaken till denna avvikelse behöver utredas ytterligare, men eventuellt är nederbördsmätningarna inte representativa för hela avrinningsområdet eftersom avrinningsmätningarna bedöms som något mer tillförlitliga. Magasinseffekter kan inte heller förklara den låga avdunstningen. Årsresultaten sammanfattas i Tabell 2.

**Tabell 2.** Sammanfattning av 2000 års vattenbalanser i IM-områdena.  
Kronavdunstning = Nederbörd – kron dropp.  
*Summary of the 2000 water balances at the IM sites.*

	Gårdsjön		Aneboda		Kindla		Gammtratten	
	mm	% av nbd	mm	% av nbd	mm	% av nbd	mm	% av nbd
Nederbörd, öppet fält	1459	100	1071	100	1063	100	975	100
Kron dropp	938	64	589	55	663	62	648	66
Kronavdunstning	521	36	482	45	400	38	327	34
Avrinning	770	53	401	37	766	72	936	96
Nederbörd - avrinning	689	47	670	63	297	28	39	4

## 5. Modellerad vattenbalans

För att få en uppfattning om osäkerheten i beräkningarna har vattenbalansen även modellerats på dygnsbasis med hjälp av en matematisk modell för att simulera vattenföringen (Kvarnäs 2000). I Figur 3 visas några preliminära resultat från kalibreringsarbetet. Simuleringarna har överlag gett god överensstämmelse mellan beräknad och observerad avrinning sett på årsbasis (Tabell 2&3). I modellen beräknas avdunstningen som potentiell evapotranspiration reducerad med den modellerade markvattenhalten. Dygnsdata på nederbörd och temperatur driver modellen. Osäkerheten i nederbördsdata (jämför ovan) är vid modellberäkningarna helt avgörande för avdunstningen eftersom modellen kalibreras mot avrinningen och avdunstningen blir något av en ”restterm”. Noterbart är att kalibreringen gav en nederbörds-korrektion för Gammtratten på 1,59 för regn- och 1,83 för snönederbörden (Tabell 4). I Tabell 3 ges en sammanfattning av modellresultaten och i Tabell 4 redovisas de parameter värden som använts vid simuleringen av vattenföringen i de fyra områdena.



**Figur 3.** Modellerad (tunn linje) och observerad (tjock linje) avrinning från IM-områdena 1997-2000.  
*Modelled (thin line) and observed (thick line) runoff at the IM sites in 1997-2000.*

**Tabell 3.** Modellerade vattenbalanser för IM-områdena 1997-2000.  
*Modelled water balances for the IM sites 1997-2000.*

Station	År	Nederbörd <sup>1)</sup>	Avdunstning <sup>2)</sup>	Avrinning <sup>3)</sup>	Markvatten <sup>4)</sup>	Snö <sup>5)</sup>
Gårdsjön	1997	1015	520	483	16	-2
Gårdsjön	1998	1222	531	704	1	-2
Gårdsjön	1999	1385	552	833	1	2
<u>Gårdsjön</u>	<u>2000</u>	<u>1320</u>	<u>570</u>	<u>765</u>	<u>-12</u>	<u>0</u>
	Medel	1235	543	696		
Aneboda	1997	675	400	269	26	37
Aneboda	1998	873	452	410	22	-37
Aneboda	1999	821	453	354	-18	33
<u>Aneboda</u>	<u>2000</u>	<u>929</u>	<u>522</u>	<u>398</u>	<u>20</u>	<u>9</u>
	Medel	824	457	358		
Kindla	1997	850	398	361	2	89
Kindla	1998	857	405	518	27	-89
Kindla	1999	951	452	440	-13	70
<u>Kindla</u>	<u>2000</u>	<u>1219</u>	<u>486</u>	<u>783</u>	<u>-9</u>	<u>-45</u>
	Medel	970	435	525		
Gammtratten	1997	706	383	410	-4	-75
Gammtratten	1998	994	438	602	14	-67
Gammtratten	1999	979	437	538	-9	18
<u>Gammtratten</u>	<u>2000</u>	<u>1397</u>	<u>509</u>	<u>913</u>	<u>17</u>	<u>-46</u>
	Medel	1019	442	616		

<sup>1)</sup> Korrigerad dygnsnederbörd i Gårdsjön, IVL i Aneboda, Nyberget resp Fredrika

<sup>2)</sup> Avdunstning enligt modellen

<sup>3)</sup> Avrinning enligt modellen

<sup>4)</sup> Markvattenhalt vid slutet av året minus markvattenhalt vid början av resp. år

<sup>5)</sup> Snöns vattnekvivalent vid slutet av året minus vattnekvivalenten vid början av resp. år

**Tabell 4.** Parametervärden använda i Q-modellen (Kvarnäs 2000).  
*Parameter values used in the Q-model (Kvarnäs 2000).*

STN	Gårdsjön	Aneboda	Kindlah	Gammtratten
Amin	100	100	100	100
Acrit	0	99	98	72
Bmin	183	80	147	103
Bcrit	161	47	0	113
Bncrit	260	181	331	140
Ak	0,58	0,37	0,71	0,61
Bk	0,151	0,016	0,114	0,056
Rdiv	0,40	0,40	0,40	0,40
Tcorr	-0,4	0,0	0,5	-0,1
Snowcorr	1,00	0,72	1,12	1,83
Raincorr	1,05	1,04	1,08	1,59
TTmelt	0,0	1,7	-0,2	-0,2
Cmelt	3,6	3,3	3,2	2,9

## 6. Kemiska förhållanden 2000

Följande kortfattade karaktärisering av det kemiska tillståndet i IM-områdena under 2000 baseras på de medelhalter som finns redovisade i Tabellbilagan till denna rapport. För närmare beskrivning av antalet observationer, statistisk spridning etc. hänvisas till dessa Tabeller.

Depositionen på öppen mark hade låg jonstyrka i samtliga fyra IM-områden, motsvarande en konduktivitet på 0,9-2,2 mS m<sup>-1</sup>. Gårdsjöns närhet till havet och en betydande torrdeposition av havssalter framträder dock tydligt i krondroppets konduktivitet på ca 5,9 mS m<sup>-1</sup>, att jämföra med 2,7 och 2,5 mS m<sup>-1</sup> i Aneboda respektive Kindla. I Gammtratten var konduktiviteten endast 1,0 mS m<sup>-1</sup> i krondroppet, vilket var obetydligt högre än på öppet fält, indikerande marginell påverkan av havssalt. Markvatten, grundvatten och bäckvatten hade ungefär samma eller något högre jonstyrka än krondroppet i både Gårdsjön, Kindla och Gammtratten, vilket indikerar snabba transportvägar i marken och kort tid för modifiering av nederbördsvattnet. I Aneboda var ledningsförmågan drygt dubbelt så hög i dessa medier jämfört med krondroppet, vilket indikerar större påverkan från markkemiska processer.

Kiselhalterna i bäck-, mark- och grundvatten i Aneboda, Kindla och Gammtratten låg i intervallet 2-9 mg L<sup>-1</sup>, förutom i grundvattnet i utströmningsområdet i Aneboda där det var 16 mg L<sup>-1</sup>. Det senare indikerar tillskott av äldre grundvatten från djupare grundvattenmagasin. I Gårdsjön observerades betydligt lägre Si-halter i grundvattnet (<3 mg Si L<sup>-1</sup>), vilket indikerar tämligen små grundvattenmagasin med korta omsättningstider. Kiselhalterna i ytvattnet var drygt 3 mg Si L<sup>-1</sup> i samtliga områden förutom Aneboda där det var drygt 1 mg Si L<sup>-1</sup> högre.

Depositionen på öppen mark uppvisade små skillnader i pH mellan områdena, med den suraste nederbörden i Aneboda (pH≈4,5) och den minst sura i Gammtratten (pH≈4,8). I krondropp var pH 0,2 och 0,3 enheter högre än på öppet fält i Kindla respektive Aneboda, indikerande neutralisation i trädskronorna. I Gårdsjön och Gammtratten förelåg ingen skillnad mellan pH på öppet fält och krondropp. I mark- och grundvattnet i inströmningsområdena i Gårdsjön och Kindla var pH på samma nivå eller något lägre än i krondroppet. I Aneboda och Gammtratten var det högre pH (0,4 respektive 1,2 enheter) i grundvattnet. I utströmningsområdena var pH betydligt högre (pH>5,1) än i krondroppet i Aneboda och Gammtratten, men surare (pH<4,4) i Gårdsjön och Kindla. Vattnets buffertkapacitet, ANC, uppvisade ett likartat mönster som pH med låga eller negativa ANC-värden (<-0,03 mEq L<sup>-1</sup>) i avrinningsområdets övre delar. I grundvattnet i utströmningsområdena var dock buffertkapaciteten tämligen hög (ANC>0) med förekomst av vätekarbonatalkalinitet på 0,15 mEq L<sup>-1</sup> i Aneboda och 0,003 mEq L<sup>-1</sup> i Gammtratten. Detta indikerar tillförsel av äldre grundvatten alternativt högre vittringsintensitet i dessa områden, men inte i Gårdsjön och Kindla där både pH och ANC var låga överallt i marken.

Även bäckvattnet var påtagligt surt (pH<4,5) i samtliga områden förutom Gammtratten, men avrinningen i Aneboda uppvisade ett positivt ANC≈0,08 mEq L<sup>-1</sup>, i motsats till Gårdsjön och Kindla, vilka var permanent sura med negativ ANC (<-0,01). Ytvattnet i Gammtratten var det mest välbuffrade med ett pH≈5,5 och ett ANC≈0,08 mEq L<sup>-1</sup>. Gårdsjön och Kindla hade följaktligen ungefär lika sur jord och avrinning trots skillnaden i den historiska belastningen av surt nedfall, vilken indikerar att Gårdsjön borde vara det suraste området.

Egenskaper i avrinningsområdet gör följaktligen Kindla lika surt som Gårdsjön och 1999 var det faktiskt betydligt surare (Löfgren 2001).

Fördelningen mellan sulfat, klorid och nitrat var tämligen jämn i nederbörden på öppet fält i Gårdsjön och Aneboda, medan andelen klorid var betydligt lägre i Kindla och Gammtratten. Påverkan av havssalter i södra Sverige framträdde ännu tydligare i krondroppet där klorid var den dominerande anjonen både i Gårdsjön och Aneboda, medan sulfat dominerade de oorganiska anjonerna i Kindla och Gammtratten. I samtliga områden förekom betydande inslag av organiska anjoner i krondroppet. I Kindla utgjorde de faktiskt den dominerande anjonen med  $0,066 \text{ mEq L}^{-1}$  (37%) medan de i Gårdsjön, Aneboda och Gammtratten utgjorde 11%, 30% respektive 27%. Sulfat var den mest framträdande oorganiska anjonen i samtliga medier i Kindla, med nivåer 2-3 gånger högre än i krondroppet. Detta indikerar att stora mängder sulfat tillförs mark- och grundvatten från källor i marken (jfr. Löfgren 1999, 2000). I Aneboda var sulfat- och kloridjonhalterna på ungefär samma nivåer i mark-, grund- och ytvatten och även där indikerar sulfatnivåerna ett betydande tillskott av svavel från marken. I Gårdsjön var klorid den klart dominerande anjonen i det vatten som passerat marken, men sulfathalterna tyder på att svavel tillfördes från marken. I Gammtratten var sulfathalten i marken och bäcken betydligt högre än i krondroppet, även det en indikation på att marken utgjorde en svavelkälla. Organiska anjoner utgjorde ca 50% av anjonflödet i bäcken i Gammtratten, medan motsvarande värden var 10%, 26% och 18% för bäckarna i Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla.

Både i depositionen på öppet fält och krondroppet dominerades baskatjonerna av natrium i samtliga områden. Natrium var för övrigt den mest framträdande baskatjonen i det vatten som passerat marken i samtliga områden, med likartade nivåer som klorid i Gårdsjön och Aneboda. Däremot var de betydligt högre än kloridhalterna i Kindla och Gammtratten, indikerande tillförsel från marken. Magnesium var den näst mest dominerande baskatjonen i Gårdsjön, medan kalcium och magnesium var på samma nivå i Aneboda och Kindla. Vätejoner utgjorde ett betydande inslag ( $\geq 0,01 \text{ mEq L}^{-1}$ ) i samtliga medier förutom i mark- och grundvattnet i utströmningsområdena i Aneboda och Gammtratten. Nivåerna låg normalt i intervallet  $0,01\text{-}0,06 \text{ mEq L}^{-1}$ , varierande beroende på vattnets ursprung. Ett underskott av katjoner i förhållande till anjoner antyder att inslaget av sura, katjoniska metaller, främst aluminium och eventuellt något järn, hade en påtaglig påverkan på jonbalansen i Kindla. I bäckvattnet utgjorde sura, katjoniska metaller storleksordningen  $0,03 \text{ mEq L}^{-1}$ . Osäkerheten är dock stor i dessa skattningar.

Halterna av totalaluminium var höga ( $0,9\text{-}2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) i markvattnet i samtliga områden förutom Gammtratten, som uppvisade halter  $\leq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ . I grundvattnet var halterna något lägre eller på samma nivå. Halterna i bäckvattnet var lägst i Gammtratten ( $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ ) med högst pH (5,5) och  $0,6\text{-}0,8 \text{ mg L}^{-1}$  i de andra områdena med lägre pH (4,3-4,5). Det oorganiska aluminiumet (Ali) utgjorde 46%, 17%, 60% och 9% av totalaluminiumet i Gårdsjön, Aneboda, Kindla respektive Gammtratten. Detta motsvarar ett haltintervall på  $0,03\text{-}0,46 \text{ mg Ali L}^{-1}$ .

Halten löst organiskt material (DOC) var betydligt högre i bäckvattnet i Aneboda och Gårdsjön ( $25$  respektive  $11 \text{ mg L}^{-1}$ ), än i Kindla och Gammtratten ( $8$  respektive  $9 \text{ mg L}^{-1}$ ). Förutsättningarna för att komplexbinda metaller var följaktligen avsevärt bättre i Aneboda och Gårdsjön än i de båda andra

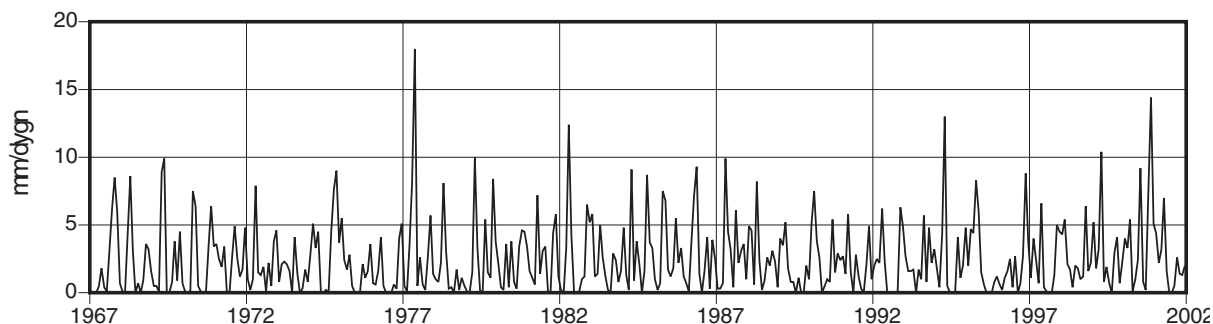
områdena. De höga DOC-halterna återspeglades givetvis även i halterna organiskt bundet kväve, med avsevärt högre halter i Aneboda och Gårdsjön (635 respektive 290  $\mu\text{g org-N l}^{-1}$ ) jämfört med de båda andra områdena (ca 250  $\mu\text{g org-N l}^{-1}$ ). Det organiskt bundna kvävet utgjorde >97% av totalkvävet i samtliga bäckar förutom i Gårdsjön där det endast utgjorde 74%. De oorganiska kväve- och fosforfraktionerna förekom i tämligen låga halter (<28  $\mu\text{g oorg-N l}^{-1}$ ,  $\leq 2 \mu\text{g PO}_4\text{-P l}^{-1}$ ) förutom i Gårdsjön där både nitrat- och ammoniumhalterna var ovanligt höga (ca 50  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Det senare kan vara en effekt av den markstörning som en skogsmaskin åstadkom under sommaren 1999 (Löfgren 2001).

Inget av områdena hade särskilt höga järn- eller manganhalter i bäckvattnet (<1,6 mg Fe  $\text{l}^{-1}$ ,  $\leq 0,04 \text{ mg Mn l}^{-1}$ ). Däremot uppmättes tämligen höga järnhalter i mark- och grundvattnet i utströmningsområdet i Aneboda (2,9 respektive 8,7 mg  $\text{L}^{-1}$ ). Halterna av koppar, bly, zink och kadmium i bäckvattnet analyserades endast i Gammtratten under 2000 och halterna var med undantag av koppar (3,6 respektive 4,9  $\mu\text{g Cu L}^{-1}$ ), bly (1,5  $\mu\text{g Pb L}^{-1}$ ) och zink (30 respektive 35  $\mu\text{g Zn L}^{-1}$ ) i grundvattnet under de nivåer där negativa biologiska effekter kan förväntas. De lägsta halterna för negativ biologisk effekt är för Cu >3  $\mu\text{g L}^{-1}$ , för Pb >1  $\mu\text{g L}^{-1}$ , för Zn >20  $\mu\text{g L}^{-1}$  och för Cd >0,1  $\mu\text{g L}^{-1}$  (NV 1999). Även totalkvicksilver och metylkvicksilver analyserades i vissa medier i Gårdsjön och Kindla, Gårdsjön uppvisade mycket höga halter metylkvicksilver i bäckvattnet, sannolikt orsakat av den tidigare omtalade markstörningen (se nedan).

Avslutningsvis kan man sammanfatta områdena som jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Endast Gammtratten uppvisade låga halter oorganiskt aluminium, på nivåer som är tämligen ofarliga för gäländande organismer som fisk (Lydersen et al. 2002). Övriga metaller uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. I grundvatten överskreds dock dessa gränsvärden med avseende på koppar, bly och zink. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet återspeglas tydligt i kemin medan de höga halterna organiskt material påverkar vattenkvaliteten i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark. Gammtratten är det minst sura området med ett medel-pH runt 5,5 och frekvent förekommande vätekarbonatalkalinitet i bäckvattnet.

## **7. Vattenflödet i Kindla var den högsta på 35 år!**

År 2000 var nederbördsrikt med 1269 mm, vilket är 44% högre än medelvärdet för tidsperioden 1967-2001. Nederbörden var den högsta under perioden och 19% högre än den näst högsta observationen. Detta medförde givetvis höga vattenflöden i bäcken. Avrinningen på 797 mm är den högsta registrerade under de senaste 35 åren. Avrinningen var särskilt hög under juli och oktober-december medan maj och september hade liten avrinning.



**Figur 4.** Modellerad avrinning från Kindla 1967-2001.  
*Modelled runoff at Kindla in 1967-2001.*

Bestämningar av vattenföring genom faktiska mätningar har endast utförts sedan 1997 (Figur 3). För att kunna sätta in avrinningsförhållandena under 2000 i ett längre tidsperspektiv tillskapades en längre tidsserie genom modellering med Q-modellen (Kvarnäs, 2000). Denna använder endast nederbörd och temperatur som indatavariabler. De uppmätta vattenflödena och väderobservationerna användes för kalibrering och validering av Q-modellen. Tidsserien byggdes därefter på genom att utnyttja de betydligt längre meteorologiska tidsserierna. Därigenom gavs en 35 årig avrinningsserie med dygnsvärden (Figur 4). Q-modellen gav en medelavrinning på 435 mm att jämföras med en uppskattad regional långtidsavrinning på 450 mm.

Både uppmätta och modellerade avrinningar visar på den karaktäristiska fördelningen över året med en dominerande vårflödesperiod men också, ofta höga flöden under hösten (Figur 4). Vinterperioden har relativt låga flöden eftersom nederbörden till stor del lagras som snö. Under sommaren är vattenflödena mer varierande med en sinande bäck under torra somrar men relativt höga flöden vid stor nederbörd. Under någorlunda normala förhållanden är avrinningen låg också på sommaren.

År 2000 hade till skillnad från normalåret högre avrinning än normalt i januari, men lägre avrinning under februari till och med maj. Avvikelser för juni var relativt liten. Under september var avrinningen ovanligt låg med 19% av normalvärdet. Det var vattenflödena i juli och oktober-december som gjorde att årsavrinningen blev ovanligt hög (Tabell 5). Genom att juni var normal med en nederbörd på ca 80 mm upplevdes sommaren sannolikt som ganska blöt.

**Tabell 5.** Månadsavrinning (Q, mm) för Kindla år 2000, månadsmedelvattenföring för perioden 1967-2001 ( $Q_m$ , mm) samt kvoten mellan dessa ( $Q/Q_m$ , %).  
*Monthly runoff (Q, mm) at Kindla year 2000, average monthly runoff during the period 1967-2000 ( $Q_m$ , mm) and the ratio between these variables ( $Q/Q_m$ , %).*

	Jan	Febr	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dec
Q	62	19	24	71	16	15	119	21	5	128	191	96
$Q_m$	31	22	32	79	42	14	16	16	26	38	56	37
$Q/Q_m$	200%	86%	75%	90%	38%	107%	744%	131%	19%	337%	341%	259%

Hög månadsavrinning innebär ofta periodvis höga vattenföringar och därmed risk för översvämningar. En avrinning på 10 mm/dag, dvs 26 l/s, km<sup>2</sup> är en relativt hög vattenföring på dygnsbas. En arealvägd vattenföring på 26 l/s, km<sup>2</sup>

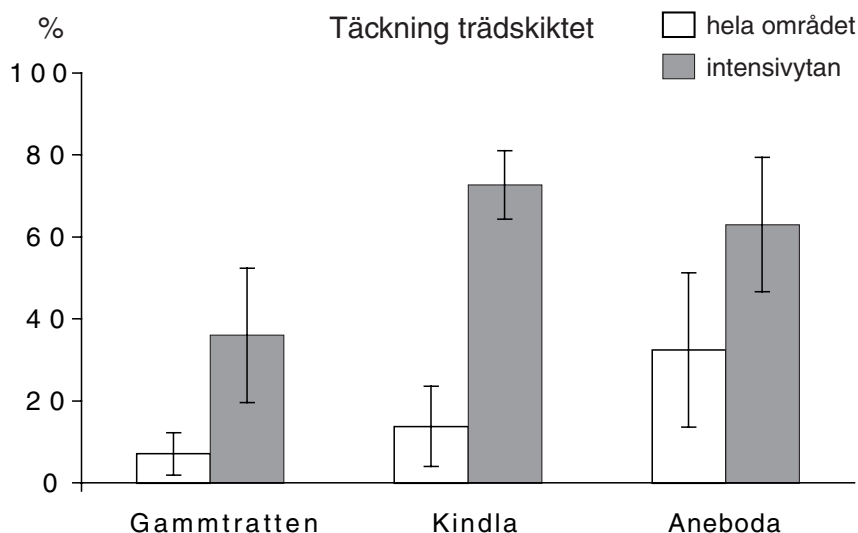
kan jämföras med medelvattenföring i området på 10 l/s, km<sup>2</sup>. Under hela 35 årsperioden (12775 dygn) förekom ca 60 dygn med avrinningar över 10 mm/dygn och särskilt märkbar är då vårfloden 1977 med 18 dygn med avrinning över 10 mm/dygn. Ofta är det också under vårfloden, som höga vattenföringar förekommer. Under 2000 var emellertid avrinningen under vårperioden som mest 6.5 mm/dygn. Istället förekom flödestopparna under juli med nära 10 mm/dygn samt 12 oktober och 7 november då hela 21 mm uppmättes. Tillsammans var det åtta dygn med avrinningar över 10 mm. De högsta värdena var i nivå med de tidigare registrerade högsta flödena. Endast 10 maj 1997 uppvisar högre avrinning med 23 mm. År 2000 var följaktligen både nederbördsrikt och hade hög avrinning. Sammantaget gav detta en avdunstning på 472 mm, vilket är strax över de 450 mm som anges typiskt för området. De relativt torra månaderna maj, augusti och september bidrog till att normal avdunstning uppnåddes.

## **8. Hur representativa är krondroppsmätningarna för avrinningsområdet?**

I avrinningsområdenas intensivområden, där huvuddelen av mätningarna äger rum, är trädbeståndet vanligen homogent och tätt, vilket innebär hög interception av nederbörden. I avrinningsområdet som helhet finns däremot både kala fläckar, t.ex. myrtyr, och bestånd som är betydligt glesare än intensivområdets, varför interceptionen blir mindre. För att kunna beräkna den hydrologiska balansen är det av vikt att beakta krontaket i hela avrinningsområdet. Som underlag för en realistisk beräkning av den hydrologiska balansen redovisas här krontakets täckning mätt på intensivytorna för vegetation, en per område, i relation till skattad täckning på ett antal cirkelytor, fördelade systematiskt över hela området (Figur 1). De två täckningsvärdena används sedan för att på grundval av uppmätta krondroppsvärden i intensivområdet nära intensivytan beräkna det sannolika krondroppet i hela området. I Gårdsjön indikerar långtidsstudier av krondropp och avrinning att uppmätt krondropp sannolikt ger en rättvisande bild av det verkliga för hela området. Därför ingår inte Gårdsjön i denna studie.

Intensivytan, vars krontak i stort sett är jämförbart med krondroppslinjens krontak, är 1.600 m<sup>2</sup> (40x40 m). Trädkronornas täckning på den mäts längs fem linjer med 10 m mellanrum. Cirkelytorna är 100 m<sup>2</sup> (radie 5,64 m) och avståndet mellan dem 50-100 m (Gammtratten 100 m). Krontaket delas upp i trädskiktet (>5m), buskskiktet (1-5 m) och enskilda arter i resp. skikt. Då buskskiktets täckning i de tre områdena är försumbart beaktas endast trädskiktet här. På cirkelytorna skattas täckningen okulärt. Antalet cirkelytor är 55 i Aneboda, 43 i Kindla och 32 i Gammtratten.





**Figur 5.** Marktäckning (%) av trädskiktet (toppar > 5m) i tre IM-områden på cirkelytor (100 m<sup>2</sup>), systematiskt fördelade över alla beståndstyper, och på en subjektivt vald intensivyta (1600 m<sup>2</sup>) per område. (Intervall = standardavvikelse.)  
*Canopy cover (%) of the tree layer (tops > 5 m) on small sample plots (100 m<sup>2</sup>) distributed all over the watershed (open bar) and on a single large intensive plot (1600 m<sup>2</sup>) (stippled bar). (Interval =standard deviation.)*

Krontaket var genomgående betydligt tätare på intensivytorna än i området som helhet. I Aneboda var trädskiktstäckningen på intensivytan 63%, i hela området 32% (50% lägre), i Kindla 73% resp. 14% (81% lägre) och i Gammtratten 36% resp. 7% (81% lägre)<sup>1</sup>.

För att beräkna skillnaden i krontäthet mellan intensivområdet och hela avrinningsområdet konstruerades formeln

$$KDO = NBÖ - ((NBÖ - KDI) / TÄI) * TÄO$$

där

KDO=krontäthet, beräknat för hela området

KDI=krontäthet, uppmätt i intensivområdet

NBÖ=nederbörd öppet fält

TÄI=krontäckning, uppmätt i intensivområdet

TÄO=krontäckning, uppmätt i hela området

<sup>1</sup> Skattning av krontäckning på intensivytorna med en annan metod, där alla träd och deras genom regressions samband beräknade krontäckningar beaktas, antyder att den verkliga täckningen i Aneboda och Gammtratten, men inte Kindla kan ligga högre – Aneboda 85%, Kindla 68% och Gammtratten 47%. Emellertid får man betrakta linjemätningen som säkrare, varför dess resultat används här.

**Tabell 6.** Beräkning av krondropp i hela avrinningsområdet (KDO), jämfört med uppmätt krondropp längs linje i intensivområdet (KDI) enligt formeln ovan. Värdena för nederbörd på öppet fält (NBÖ) och KDI gäller mätningar under perioden 1996-2000. (TÄI=krontäckning på intensivområdet, TÄO=krontäckning i hela området.)  
*Estimate of throughfall for the whole catchment compared with measured throughfall at the intensive site. NBÖ=bulk precipitation, KDI=throughfall of intensive site, TÄI=canopy cover of intensive site, TÄO=canopy cover of catchment, KDO=throughfall of catchment.*

	mät- period	NBÖ mm	KDI mm	TÄI %	TÄO%	KDO mm	KDI % av KDO	KDI % av NBÖ	KDO % av NBÖ
Aneboda	96-00	859	540	63	32	697	77	63	81
Kindla	96-00	922	603	73	14	861	70	65	93
Gammtratten	99-00	951	653	36	7	893	73	69	94

Formeln innebär en interpolering mellan värdena för nederbörd på öppet fält och krondroppet i intensivområdet i relation till krontäckningen (Figur 6). Enligt denna beräkning uppgick det uppmätta krondroppet till mellan 70 och 77% av det beräknade i hela avrinningsområdet (Tabell 6). Skillnaden mellan uppmätt och beräknat var mellan 23 och 43% av det uppmätta krondroppet i intensivområdet. Beräknat krondropp uppgick till mellan 81 och 94% av nederbörden på öppet fält till skillnad från uppmätt, som var 63-69% av öppet fält.

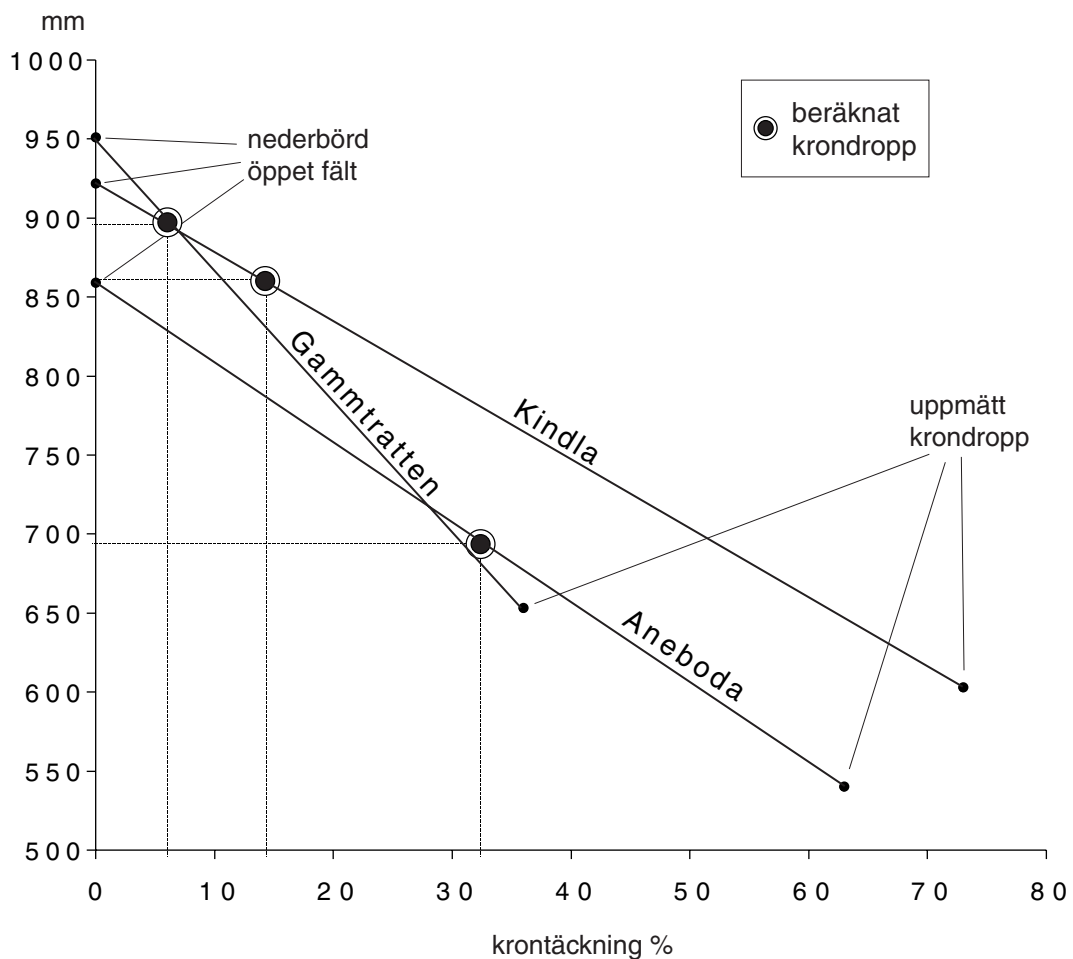
Formeln för krondropp i hela avrinningsområdet anpassas för varje område med relationen trädtäckning på intensivyta/cirkelytor (TÄI och TÄO) som konstanter:

Aneboda:  $KDO = KDI * 0,508 + NBÖ * 0,492$

Kindla:  $KDO = KDI * 0,192 + NBÖ * 0,808$

Gammtratten:  $KDO = KDI * 0,194 + NBÖ * 0,806$

Slutsatsen är att det beräknade krondroppet för hela avrinningsområdet är mellan 20 och 30% större än det som mäts i intensivområdet. Detta värde bör alltså användas vid beräkningar av nederbörd och ämnesdeposition för hela avrinningsområdet. Bäst vore emellertid om krondroppet, åtminstone kampanjvis, kunde mätas på punkter som sammantaget representerar hela området bättre.



**Figur 6.** Diagram för illustration av hur krondropp i hela avrinningsområdet kan beräknas på basis av nederbörd på öppet fält och krondropp i intensivområdet samt krontäckning i hela området, på öppet fält (=0) samt i I-området. Sambandet mellan krontäckning och krondropp förutsätts här vara linjärt. Krontäckning i hela området markeras med pil för resp. värde.

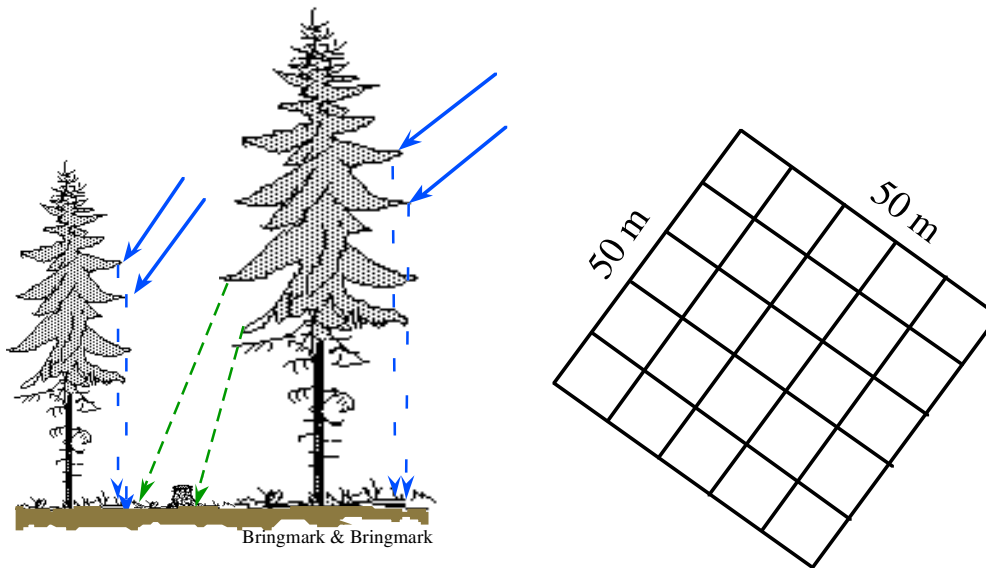
*Graph for illustration how to calculate throughfall of the whole watershed based on the relation between canopy covers (krontäckning %) in the whole catchment, at open field (=0) and at the intensive site respectively. Interpolated whole site throughfall is indicated by arrows at their respective whole site canopy cover values.*

## 9. Metallstörning i humusskikten

### Metod att observera metalleffekter

Experiment med metalltillsatser kan knappast härma den sammansatta och ihållande metallbelastning på låg nivå som pågår i den svenska skogsmarken. Vid fältobservationer har man i stället problemet att urskilja svaga effekter i en situation där en mängd naturliga och mänskiga faktorer inverkar samtidigt. I äldre forskning fanns acceptans för att observerade rumsliga samband mellan metallhalter i marken och biologiska variabler i lokala industrigradienter avspeglade direkta toxiska effekter. Metallens inverkan var entydig och mycket påtaglig. Vid de lägre belastningsnivåer som är relevanta regionalt, på större avstånd från föroreningskällorna, kan man istället nyttja de rumsliga mönstren inom så kallade "homogena" provytor.

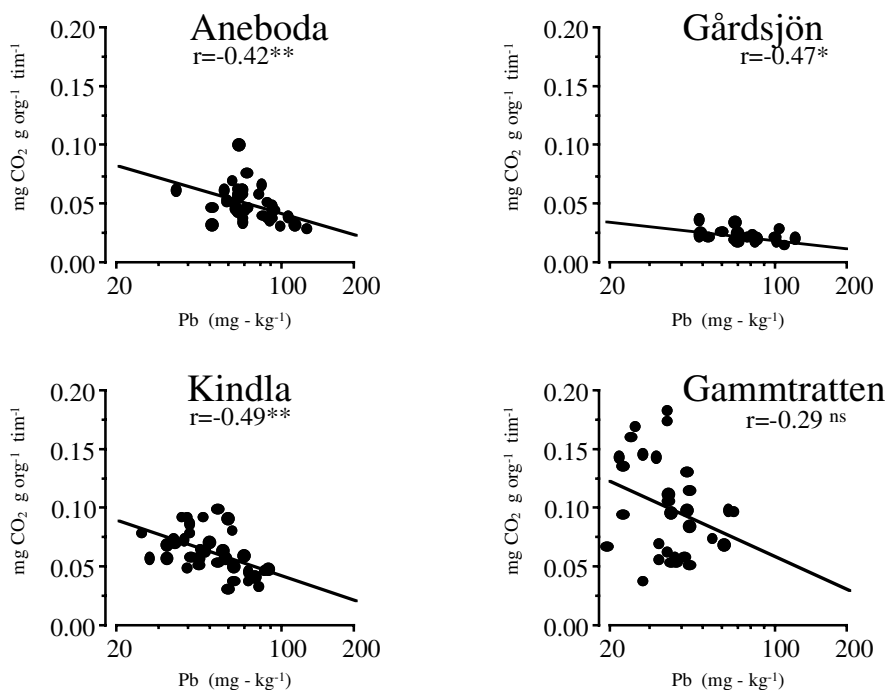
## Småskalig variation på provytan kräver många prover och oberoendeavstånd



**Figur 7.** Undersökning av metallbiologiska samband i provyta med rumsligt varierande metalluppfångning i trädkronorna som förutsättning för varierande metallhalter i marken. Provtagning i humusskiktet var 10e meter.  
*Investigation of biological correlations to metals in soil plot based on variable soil metal contents due to spatially variable interception in tree canopy. Sampling in humus layer at ten meter intervals.*

I den förhärskande vindriktningen tenderar metaller att uppfångas som torr- och våtdeposition på vindsidan av trädkronorna (Figur 7). Metallerna deponeras sedan på marken via krondropp eller förnafall i ett rumsligt mönster. Variationen för metallhalter i humusskiktet mellan provpunkter i 50 x 50 m provytor har visat sig vara mycket stor även inom korta avstånd (se variationsbredden för bly i Fig 8). Detta kan nyttjas för att söka rumsliga samband mellan mikrobiell aktivitet och metallhalter. Negativa samband indikerar då möjlig toxisk effekt.

Mot denna tolkning av toxicitet kan invändas att många faktorer kan tänkas samvariera och att det kausala sambandet med de verksamma faktorerna inte kan urskiljas. Exempelvis har man en rumsligt varierande tillförsel av organiskt material till marken som skulle kunna samvariera med metalltillförseln. Olika tungmetaller kan också samvariera. Följande jämförelser mellan provytor i forskningsprojekt stödjer dock att de interna rumsliga sambanden orsakas av metalltoxicitet. Elva provytor med olika höga metallnivåer i sydsvensk gradient visade successivt starkare negativ korrelation mellan mikrobiell aktivitet och bly (Pb) eller kvicksilver (Hg) ju högre belastningen av dessa metaller var (Bringmark & Bringmark 2001). Hade inre faktorer i provytorna varit styrande skulle inte denna tydliga relation till den storskaliga gradienten finnas. Även observationer i lokala föroreningsituationer vid motorväg (Pb, Cu) och vid kloralkali-industri (Hg) stödde tolkningen av rumsliga mönstren i provytor som orsakade av toxicitet.



**Figur 8.** Rumsliga samband inom provytor mellan respiration vid standardtemperatur och blyhalter i övre delen humusskikt (F-skikt).  
*Spatial correlations within soil plots between respiration at standard temperature and total contents of lead in upper parts of humus layers (F-layers).*

### *Metallbiologiska samband i IM-områdena*

Under perioden 1994-2000 undersöktes de metallbiologiska sambanden på de fyra IM-lokalerna (Tabell 7, Figur 8). Pb uppvisade negativa samband med respirationen i Gårdsjön, Aneboda 1994 och Kindla, men ej i Gammtratten. Upprepad bestämning i Aneboda 1996 pekade på ett sviktande samband på denna lokal. Pb och Hg var starkt rumsligt korrelerade med varandra inom de sydsvenska provytorna (Gårdsjön, Aneboda och Kindla), men respirationen hade endast svaga eller inga samband med Hg. Inte heller kadmium (Cd) uppvisade samband med respirationen. Resultaten från IM visar alltså liksom tidigare forskningsresultat (Bringmark & Bringmark, 2001) en tydlig markbiologisk störning av Pb i humusskikten. Hg-effekter är mera osäkra och Cd-effekter saknas. I IM-områdena skall det studeras om den minskade Pb-belastningen i framtiden leder till en återhämtning, dvs. till att den metallbiologiska effekten upphör.

I Gammtratten fanns ett oväntat starkt positivt metallbiologiskt samband för Hg (Tabell 7). I det mycket glesa, norrländska skogsbeståndet hamnar såväl förnaffall som Hg-nedfall närmast träden. Den mikrobiella aktiviteten lokaliseras till dessa fläckar av organiskt material. Provytan i Gammtratten kan därför inte betraktas som en "homogen yta" jämförbar med i de övriga IM-områdena. I Gammtratten har därför det metallbiologiska sambandet andra orsaker än höga metallhalter.

Man kan notera att respirationen ligger på en hög nivå i Gammtratten jämfört med de sydsvenska ytorna (Figur 8), vilket även observerats för andra norrländska humusskikt. Eftersom respirationen mäts vid standardtemperatur

och standardfuktighet på laboratoriet är detta en biologisk aktivitet som avspeglar substratkvalitet. Man kan antaga att strängt vinterklimat hejdar nedbrytningsprocessen under vintermånaderna i norr så att större mängd lättillgängligt organiskt material finns kvar under den biologiskt aktiva perioden av året. Detta tycks var en viktig skillnad mellan humusskikt i norr och i söder.

**Tabell 7.** Rumsliga samband inom 50x50m eller 40x40m provytor. Korrelationer mellan respiration vid standardtemperatur (20°C) och totalhalter av Pb, Hg och Cd i övre delen humusskikt (F-skikt) . r=korrelationskoefficient, p=sannolikhet för icke-samband, n=antal, \*=p<0,05, \*\*=p<0,01, \*\*\*=p<001.  
*Spatial correlations within 50 by 50m or 40 by 40m soil plots. Correlations between respiration at standard temperature (20°C) and total contents of Pb, Hg and Cd in the upper part of the humus layer (F-layer) . r=correlation coefficient, p=probability of no correlation, n=number of samples, \*=p<0,05, \*\*=p<0,01, \*\*\*=p<001.*

Oberoende variabel	r	p	sign. grad	medelhalt mg/kg	n
<u>Gårdsjon 1995</u>					
log Pb mg/kg	-0.47	0.036	*	Pb: 77	20
log Hg mg/kg	-0.34	0.14	ej sign.	Hg: 0.27	20
log Cd mg/kg	-0.14	0.56	ej sign.	Cd: 0.40	20
<u>Aneboda1994 (Metaller i Stad och Land)</u>					
log Pb mg/kg	-0.42	0.005	**	Pb: 74	36
log Hg mg/kg	-0.38	0.012	*	Hg: 0.25	36
log Cd mg/kg	-0.29	0.23	ej sign.	Cd: 0.47	36
<u>Aneboda1996</u>					
log Pb mg/kg	-0.31	0.076	ej sign.	Pb: 74	34
log Hg mg/kg	+0.11	0.55	ej sign.	Hg: 0.23	34
log Cd mg/kg	-0.21	0.23	ej sign.	Cd: 0.39	34
<u>Kindla 1999</u>					
log Pb mg/kg	-0.49	0.003	**	Pb: 52	35
log Hg mg/kg	-0.18	0.29	ej sign.	Hg: 0.22	35
log Cd mg/kg	-0.25	0.14	ej sign.	Cd: 0.38	35
<u>Gammtratten 2000</u>					
log Pb mg/kg	-0.29	0.12	ej sign.	Pb: 38	30
log Hg mg/kg	+0.66	0.0001	***	Hg: 0.17	30
log Cd mg/kg	-0.38	0.053	(*)	Cd: 0.40	27

### Metalltillförsel till humusskikten

Metallflödena som nådde marken via kronddropp och fallförna under 1998-2000 enligt tidigare årsrapporter finns i Tabell 8. Kvoten mellan olika flödesvägar visar att Hg är mer associerad med förnafallet än de övriga metallerna, men en stor andel kommer ändå med kronddroppet. Pb och Cd faller relativt sett mer via kronddroppet. Det är stor skillnad mellan områdena avseende metallernas fördelning mellan kronddropp och fallförna, vilket kan förklaras av mängden fallförna i olika bestånd. Denna fördelning mellan olika flödesvägar har betydelse för sambanden mellan olika metaller i humusskiktet.

Metallhalterna i humusskiktets övre och undre delskikt (F- och H-skikt, Tabell 8) är nettoresultat av tillförsel, bortförsel genom utlakning samt viktsförluster i det organiska materialet under dess nedbrytning. Det senare leder till en anrikning av metallerna så att metallkvoten mellan F- och H-skikt blir låg vid konstant tillförsel. Utlakningsförluster är främst att vänta för Cd som är ganska lätrörligt. Om kvoten är närmare 1 tyder det på ökad tillförsel, eller för Cd ökad bortförsel, vilket tycks varit fallet för Pb i Aneboda och Gammtratten, Hg i Gammtratten samt Cd i Gårdsjön med kvoten 1.3 (ej i Tabell 8). Tidsperspektivet med tanke på skiktets ålder är många decennier, så detta motsäger inte att vi också kan observera effekter av minskad metallbelastning under de senaste decennierna. I Kindla är å andra sidan metallhalter i undre H-skikt mycket högre än i ovanliggande F-skikt, vilket tyder på en förorening av gammalt datum. I Bergslagen kan man misstänka ursprung från metallrika mineraler, men halterna i mineraljorden i Kindla är inte påtagligt förhöjda. I Gammtratten föreligger mätproblem, eftersom humusskiktet bara är några cm tjockt, svårdelat vid provtagning och med stor grusinblandning.

**Tabell 8.** Metallflöden i förnafall och kronddropp ( $\text{mg}/\text{m}^2$ , år) under 1998-2000 enligt rapportering för ett eller flera år i IM-årsrapporter. Medelkoncentrationer i övre respektive nedre del av humusskiktet (F- och H-skikt,  $\text{mg}/\text{kg}$  ts).  
*Metal fluxes in litterfall and throughfall ( $\text{mg}/\text{m}^2$ , år) during 1998-2000 as reported for one or more years in IM annual reports. Mean concentrations in upper and lower part of the humus layer (F- and H-layer,  $\text{mg}/\text{kg}$  dw).*

	Gårdsjön	Aneboda			Kindla			Gammtratten		
	Hg	Pb	Cd	Hg	Pb	Cd	Hg	Pb	Cd	Hg
Förfall (a)	0.023	1.3	0.059	0.025	1.0	0.023	0.013	0.3	0.02	0.008
Kronddropp (b)	0.020	1.4	0.053	0.017	1.3	0.04	0.012	0.7	0.03	0.007
Kvot a/b	1.2	0.9	1.1	1.5	0.8	0.6	1.1	0.4	0.7	1.1
F-skikt (c)	0.27	74	0.39	0.23	52	0.34	0.22	38	0.38	0.17
H-skikt (d)	0.39	88	0.51	0.31	132	0.90	0.34	40	0.50	0.19
Kvot c/d	0.69	0.84	0.77	0.74	0.39	0.38	0.65	0.95	0.76	0.90

### *Långspridda metaller, kritisk belastning*

Bly, kvicksilver och kadmium är de främsta metallkomponenterna i den storskaliga luftförorening som sprids mellan regioner och över nationsgränser. Skogsmarker är belastade över stora områden särskilt i södra Sverige. Att skogsekosystemen blir drabbade beror dels på torrdepositionen i trädkronorna och dels på humusskiktets stora retentionsförmåga för metaller. Metallerna binds i organiska komplex och ackumuleras efterhand i humusskiktet. Eftersom detta biologiskt aktiva skikt är säte för nedbrytningsleden i skogens kretslopp, riskerar man störningar i viktiga ekosystemfunktioner. Sådana störningar kan följaktligen observeras i de sydsvenska IM-områdena. I nuvarande situation med minskande metallbelastning är det frågan om en biologisk återhämtning kan registreras framöver. Hårt bundna metaller som Pb och Hg kommer att finnas kvar i humusskikten under lång tid, men en viss förlust till underliggande markskikt sker trots allt. Dessutom kan metallerna immobiliseras i humuskomplex och mikroorganismerna utveckla metalltolerans, vilket skulle förbättra den biologiska situationen efterhand.

I Finland har en doktorsavhandling nyligen utvärderat tungmetaller i de finska IM-områdena (Ukonmaanaho, 2001). I avhandlingen konstaterades att halterna i humusskiktet var långt under de effektnivåer som anges i litteraturen. Vår hypotes är dock att effekter trots allt finns, men att kunna registrera dem är en fråga om att utveckla undersökningsmetoderna. Med tanke på att Pb i Sveriges humusskikt är förhöjt 5-10 gånger jämfört den preindustriella nivån, och kvicksilver och kadmium 3-5 gånger, är det troligt att regionala biologiska effekter förekommer.

Inom ramen för Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) pågår just nu ett internationellt samarbete att bestämma kritisk belastning för tungmetall-nedfall i Europa. Utgångspunkten är kritisk effektnivå i marken, där marker med organiska humusskikt är av särskilt nordiskt intresse. I en utvärdering från ICP-Forest 2001 ansåg man att 5-25% av de europeiska skogsmarkerna kan vara negativt påverkade av markbiologiska effekter beroende på vilken tungmetall det gäller (Rademacher, P. 2001). Detta baserades på halter i 2500-3500 provplatser, vilka jämfördes med just nu använda kritiska effektnivåer. I vissa fall ansåg man att även påverkan på träden kan finnas. Ytterligare modellberäkningar för marker av skilda slag är att vänta från en internationell arbetsgrupp inom CLRTAP. Från svensk sida har kvicksilver framhållits i konventionsarbetet.

### **10.Förekommer höga halter av oorganiskt aluminium naturligt i ytvatten?**

Aluminium är den metall som har den största potentialen att negativt påverka vattenlevande organismer. Det är främst katjoniskt, oorganiskt aluminium ( $Al_3$ ) som utgör ett hot mot gälandande organismer såsom fisk och bottenlevande djur (Lydersen & Löfgren 2001, 2002). Detta har uppmärksamats bl.a. av Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, som avser att använda  $Al_3$  som indikator för mänsklig försurningspåverkan.  $Al_3$  uppträder dock naturligt i markprofilen p.g.a. vittring av aluminiumsilikater. Enligt den klassiska teorin för jordmänsbildning av podsoler så frigörs  $Al_3$  från det minerogena materialet i E-horisonten. En betydande del av det frigjorda aluminiumet komplexbinds till humus och bildar organiskt bundet aluminium ( $Al_0$ ). På grund av pH-ökningen



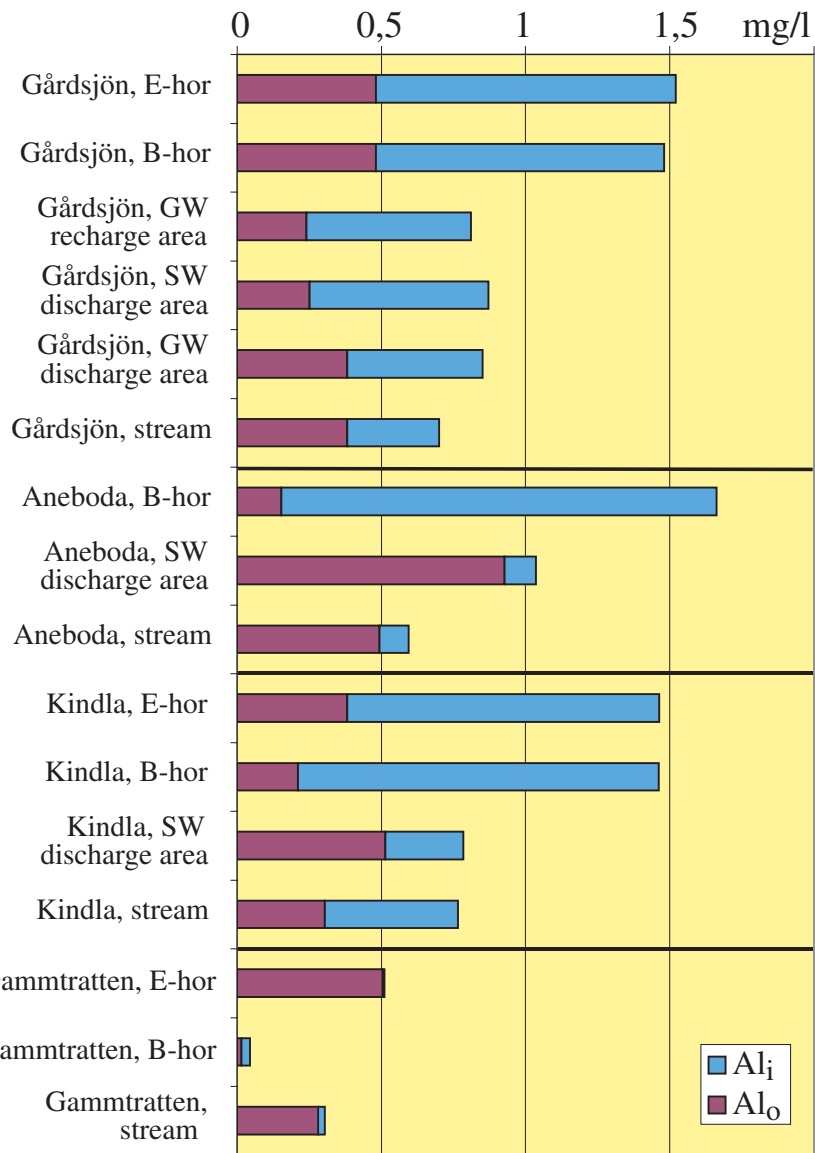
djupare ned i markprofilen fälls båda dessa fraktioner ut och ger tillsammans med järn upphov till den rödbruna B-horisonten.

Under år 2000 påbörjades analyser av olika aluminiumfraktioner (Driscoll 1984, proven analyserades av IVL i Aneboda) vid Aneboda, Kindla och Gammtratten. Ifrån Gårdsjön finns resultat över de olika aluminiumfraktionernas halter sedan många år. I Figur 9 redovisas medelhalterna av  $Al_o$  och  $Al_i$  i markvatten från olika markskikt, grundvatten och i bäckarna i IM-områdena under år 2000. Det är uppenbart att de högsta totalaluminiumhalterna ( $Al_t = Al_o + Al_i$ ) uppmättes i markvattnet i E- och B-horisonterna i Gårdsjön, Aneboda och Kindla ( $>1,4$  mg  $Al_t/l$ ) samt att huvuddelen av aluminiumet ( $>1$  mg  $Al_t/l$ ) uppträdde i oorganisk form även i B-horisonten i dessa områden. I Gammtratten förekom  $Al_i$  i mycket låga halter även i E-horisonten ( $\leq 0,03$  mg  $Al_t/l$ ) och  $Al_t$  var betydligt lägre ( $\leq 0,5$  mg  $Al_t/l$ ) än i de andra IM-områdena.

Även i markvattnet i utströmningsområdena var  $Al_t$  tämligen högt i Gårdsjön, Aneboda och Kindla ( $>0,8$  mg  $Al_t/l$ ), men andelen  $Al_i$  varierade betydligt med lägst andel i Aneboda (11%) och Kindla (35%). I Gårdsjön var andelen  $Al_i$  i mark- och grundvatten höga både i in och utströmningsområdena (50-70%). Kindla uppvisade de högsta bäckhalterna av  $Al_t$  och  $Al_i$  (0,76 mg  $Al_t/l$ ,  $Al_i = 61\%$ ), följt av Gårdsjön (0,7 mg  $Al_t/l$ ,  $Al_i = 46\%$ ) och Aneboda (0,59 mg  $Al_t/l$ ,  $Al_i = 17\%$ ). Även Gammtratten uppvisade höga  $Al_t$ -halter i bäcken (0,3 mg  $Al_t/l$ ) med tanke på de moderata nivåerna i marken, men endast 10% utgjordes av  $Al_i$ . Endast Gammtratten hade  $Al_i$ -halter under 80  $\mu g/l$ , vilket är den nivå där öring och abborre antas ta skada (Lydersen & Löfgren 2001, 2002).

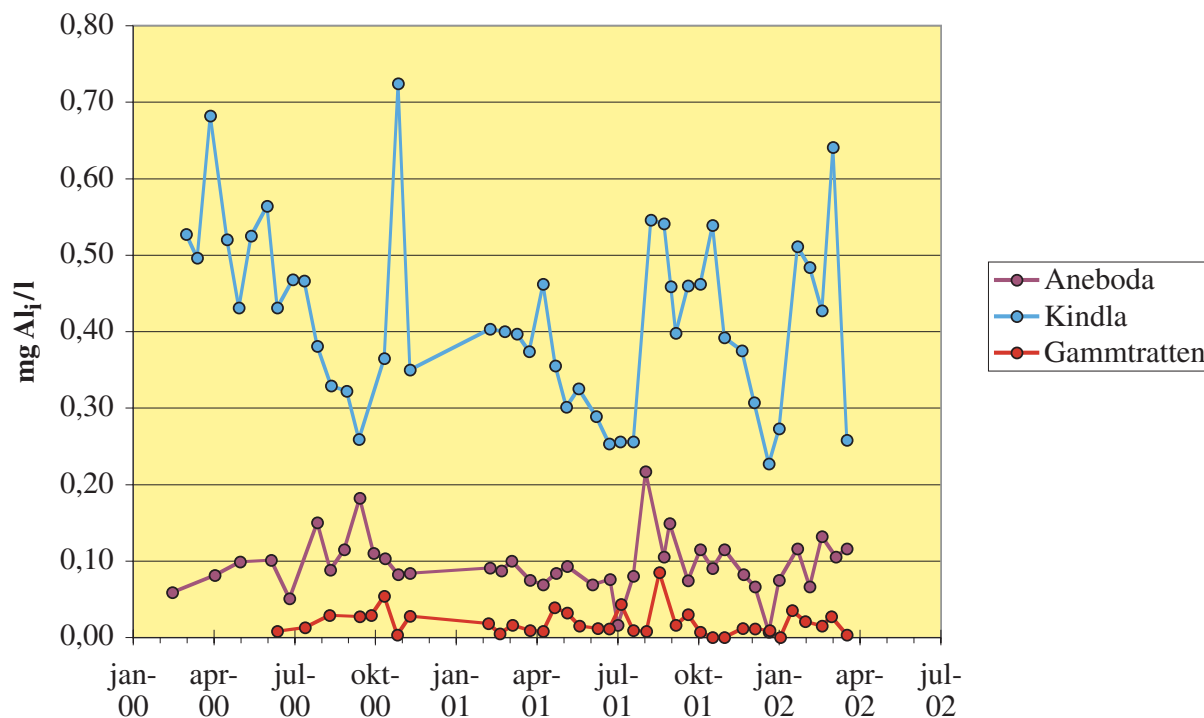
Säsongsvariationen för halterna  $Al_i$  visas i Figur 10. Gammtratten uppvisade genomgående under mätperioden låga  $Al_i$ -halter. Kindla däremot uppvisade en betydande variation med de högsta halterna i samband med hög avrinning under vår och höst. Lägst  $Al_i$ -halt uppmättes i Kindla i samband med låg avrinning (5 mm) i september. Även i Aneboda var avrinningen tämligen låg i september (15 mm), men då uppmättes istället den högsta  $Al_i$ -halten under året. De lägsta  $Al_i$ -halterna uppmättes i Aneboda under månader med hög avrinning (39-62 mm).

Detta visar att  $Al_i$ -dynamiken i bäckarna i Kindla och Aneboda styrs av olika faktorer, som påverkas av vattnets vägar genom marken. En förklaring kan vara att man har ett betydligt mindre väl utvecklat torvlager i utströmningsområdet i Kindla jämfört med i Aneboda. Detta kan innebära att det inte finns tillräckligt lång kontakttid mellan det  $Al_i$ -haltiga grundvattnet och det organiskt materialet i Kindla för att komplexbinda passerande  $Al_i$ . En annan förklaring kan vara att det ytliga grundvattnet i Kindla kan smita förbi torven i utströmningsområdet i olika "kanaler" s.k. "preferential flow".



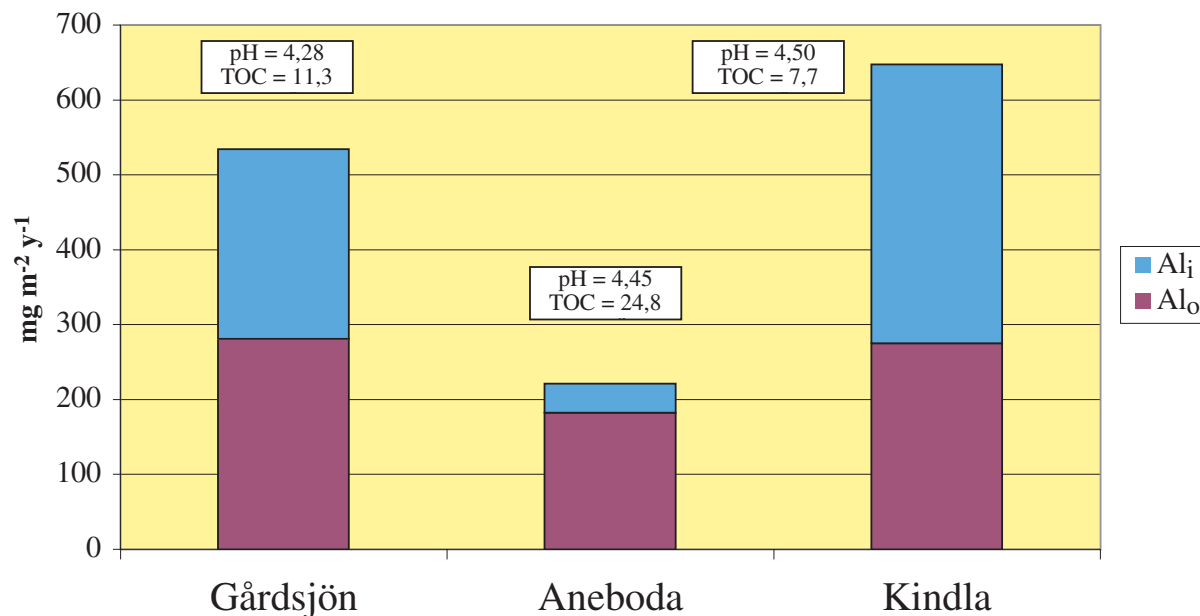
**Figur 9.** Oorganiskt ( $Al_i$ ) och organiskt ( $Al_o$ ) aluminium i mark-, grund- och bäckvatten i IM-områdenas in- och utströmningsområden under år 2000.  
*Inorganic ( $Al_i$ ) and organic ( $Al_o$ ) aluminium in soil water, groundwater and stream water at the IM-sites in recharge and discharge areas during the year 2000.*

Arealförlusterna av Al från IM-områdena framgår av Figur 11. Kindla intog en särställning år 2000 med avseende på Al-dynamiken eftersom det var det område som uppvisade de största förlusterna både av  $Al_i$  och  $Al_o$ . Al-flödena var större från Kindla än från det betydligt mer markförsurade Gårdsjön, där även bäcken var surare (pH=4,3) än i Kindla (pH 4,5). En del av förklaringen till de stora Al-förlusterna i Kindla är givetvis den exceptionella avrinningen under året (se Kapitel 7), men Al-halterna var på samma nivå som i Gårdsjön (Figur 9). Detta indikerar att bäckar kan ha höga  $Al_i$ -halter under högflödesperioder utan att området för den skull behöver vara utsatt för särskilt stor belastning av surt nedfall (kronddropp = 5,3 kg S/ha, år). Den naturliga jordmånsbildningen (podsolering) och ytliga flödesvägar för grundvattnet skulle kunna vara tillräckligt. Betydelsen av vattnets flödesvägar i marken för  $Al_i$ -dynamiken i IM-bäckarna måste utredas ytterligare innan vi med säkerhet kan uttala oss om orsakerna till skillnaderna mellan områdena.



**Figur 10.** Halterna oorganiskt aluminium ( $Al_i$ ) i bäckvatten i Aneboda, Kindla och Gammtratten under vår 2000.  
*The concentrations of inorganic aluminium ( $Al_i$ ) in stream water at Aneboda, Kindla and Gammtratten during the year 2000.*

### Al-fluxes 2000



**Figur 11.** Medelhalterna oorganiskt aluminium ( $Al_i$ ) i bäckvatten i Aneboda, Kindla och Gammtratten under vår 2000.  
*The average concentrations of inorganic aluminium ( $Al_i$ ) in stream water at Aneboda, Kindla and Gammtratten during the year 2000.*

## 11. Flöden av organiskt kol och ofullständigt känd markhydrologi.

I samband med klimatkussionerna i Kyoto hade man svårt att nå en uppgörelse om formuleringarna i slutdokumentet eftersom länder med upplagring av kol i t.ex. skogs- och myrmark ville tillgodoräkna sig denna kolackumulering. Bristen på data om i vilken omfattning skogsmarkerna utgör en kolsänka i ett längre tidsperspektiv utgjorde en av orsakerna till svårigheterna för parterna att komma överens. Det pågår därför ett omfattande arbete för att söka svar på denna fråga och här i Sverige studerar t.ex. LUSTRA (MISTRA projekt) kolomsättningen i brukad skog. Undersökningarna utförs inte med avrinningsområdet som systemgräns och man saknar därför information om förlusterna till ytvatten. Här fyller IM och annan akvatisk miljöövervakning en viktig funktion för att tillföra data och för att garantera information om de långsiktiga trenderna (decennier - skogsgenerationer). De långsiktiga trenderna kan vanligtvis inte studeras inom ramen för forskningsprojekt, p.g.a. den kortsiktiga finansieringen (normalt 3-6 år, Löfgren & Olofsson 2002). För IM:s del är referensfunktionen dessutom viktig, eftersom vi kan skatta kolflödena i skog som ej omfattas av olika skogsbruksåtgärder.

Figur 12 visar medelhalterna av organiskt bundet kol (TOC) i nederbörd, kron dropp, mark-, grund- och bäckvatten i IM-områdenas in- och utströmningsområden under år 2000. Från Gammtratten finns endast resultat från år 2000. Av figuren framgår att TOC-halterna är som högst i kron dropp, E-horisontens markvatten, mark- och grundvatten i utströmningsområdena samt i bäckarna. Lägst halter uppträder normalt i nederbörden och i grundvattnet i inströmningsområdena. Med avseende på det senare är TOC-halterna påtagligt lägre i grundvattnet än i bäckarna i samtliga IM-områden. Det förefaller följaktligen som om det organiska materialet i inströmningsområdena i begränsad utsträckning påverkar TOC-halterna i bäckvattnet. Istället verkar det som om markvattnets och grundvattnets humushalt i utströmningsområdena i hög grad reflekteras i TOC-halterna i bäckarna (Figur 12). Det har tidigare visats att den bäcknära zonen har mycket stor betydelse för tillförseln av TOC till bäckarna (Bishop 1991).

Det är följaktligen troligt att mycket av det vattenlösliga, organiskt bundna kolet som genereras i marken i inströmningsområdet (främst E-horisonten) och som tillförs via kron dropp fastnar i markprofilen (främst B-horisonten) eller mineraliseras till koldioxid. Halterna i grundvattnet indikerar att det endast är under perioder med mycket höga grundvattennivåer, d.v.s. när grundvattennivån ligger i eller över B-horisonten, som kol med sitt ursprung i inströmningsområdet skulle kunna transporteras till ytvattnen i någon större omfattning.

I Tabell 9 redovisas de grovt skattade kolflödena (TOC) under 2000 i olika delar av IM-områdena. Flödena i marken har skattats genom att utnyttja medelhalterna i olika vattenmedier (Figur 12) och avrinningen i bäckarna. Metoden bygger på antagandet att det vertikala vattenflöde genom marken är homogent i hela avrinningsområdet, men så fungerar givetvis inte naturen i praktiken. Särskilt grundvattnet tenderar att ha ett ojämnt rumsligt distribuerat flöde, vilket innebär att värdena är osäkra och endast kan ge en bild av storleksordningen på de olika flödena. Dessutom ger sannolikt metoden en underskattning av vattenflödena i E-horisonten i inströmningsområdet, eftersom trädens rotsystem medför avdunstning även i djupare marklager. Förhoppningsvis kan markhydrologin i IM-områdena bestämmas på ett mer detaljerat sätt inom en snar framtid.

Resultaten (Tabell 9) antyder att nederbörden lakar ut betydande mängder kol ur krontaket och att krondroppet tillför marken nästan lika mycket kol som transporteras i bäckarna. Eftersom mycket av krondroppet hamnar över inströmningsområdena är det dock inte detta kol som uppträder i bäcken, vilket tydligt visas i Gammtratten där krondroppet endast utgör en femtedel av flödet i bäcken. Även i Aneboda var krondroppet för litet för att förklara kolflödet i bäcken.

**Tabell 9.** Flöden ( $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ ) år 2000 och förråd (ton/ha) av TOC i olika medier i IM-områdena. nd = data saknas  
*Fluxes during year 2000 ( $\text{kg ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ ) and pools ( $\text{kg l ha}$ ) of TOC in bulk deposition (BD), throughfall (TF), soil water (SW), groundwater (GW), stream water (RO), litterfall (LF) and net uptake by tree biomass (NETUB) at the IM-sites. nd=no data*

Flöden/Fluxes	Gårdsjön $\text{kg ha}^{-1} \text{y}^{-1}$	Aneboda $\text{kg ha}^{-1} \text{y}^{-1}$	Kindla $\text{kg ha}^{-1} \text{y}^{-1}$	Gammtratten $\text{kg ha}^{-1} \text{y}^{-1}$
Nederbörd öppet fält (BD)	21	41	21	14
Krondropp (TF)	90	61	81	18
Markvatten E-horisont (SW-E)	68	201	92	253
Markvatten B-horisont (SW-B)	63	44	38	84
Grundvatten inströmningsområde (GW-rec)	28	10	42	65
Markvatten utströmningsområde (SW-dis)	32	112	92	300
Grundvatten utströmningsområde (GW-dis)	74	97	142	60
Avrinning bäck (STW)	92	101	69	97
Förnafall (LF)	1517	1198	759	471
Nettoupptag trädbiomassa (NETUB)	880*	nd	nd	nd
Förråd/Pools	ton $\text{ha}^{-1}$	ton $\text{ha}^{-1}$	ton $\text{ha}^{-1}$	ton $\text{ha}^{-1}$
Biomassa träd	83	100	96	48
Humusskikt, $A_0$	28	37	31	15
Mineraljord 0-80 cm	<u>239</u>	<u>126</u>	<u>79</u>	<u>48</u>
Totalt förråd mark	267	163	110	63

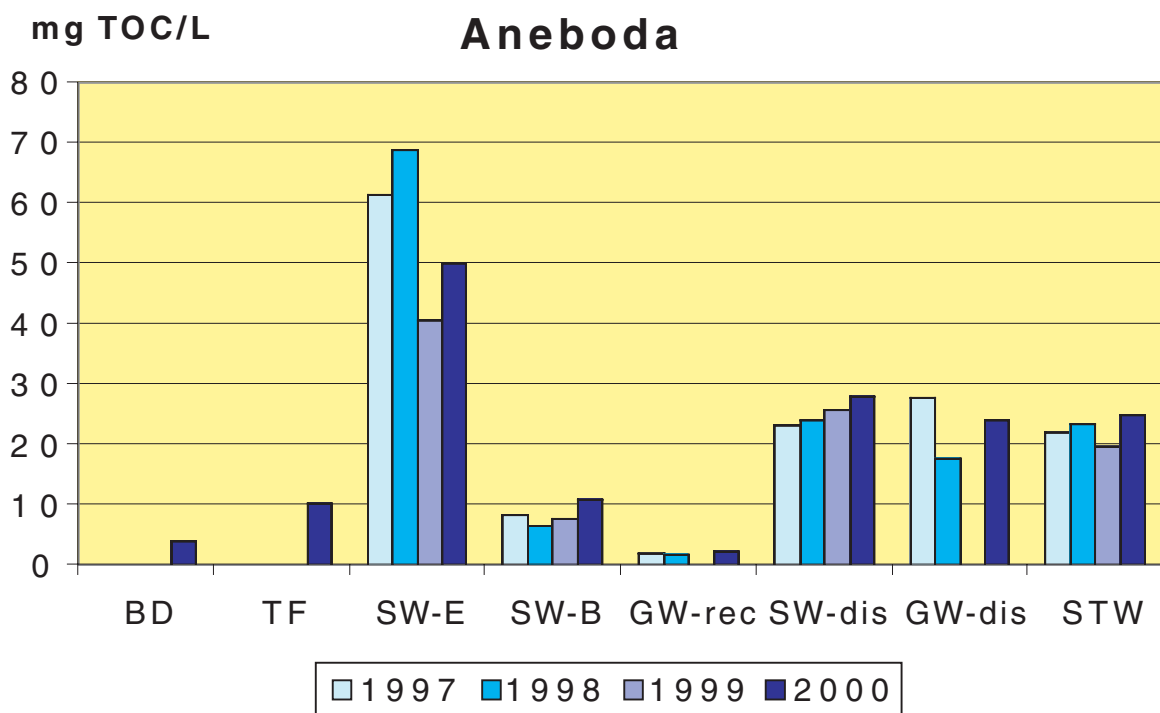
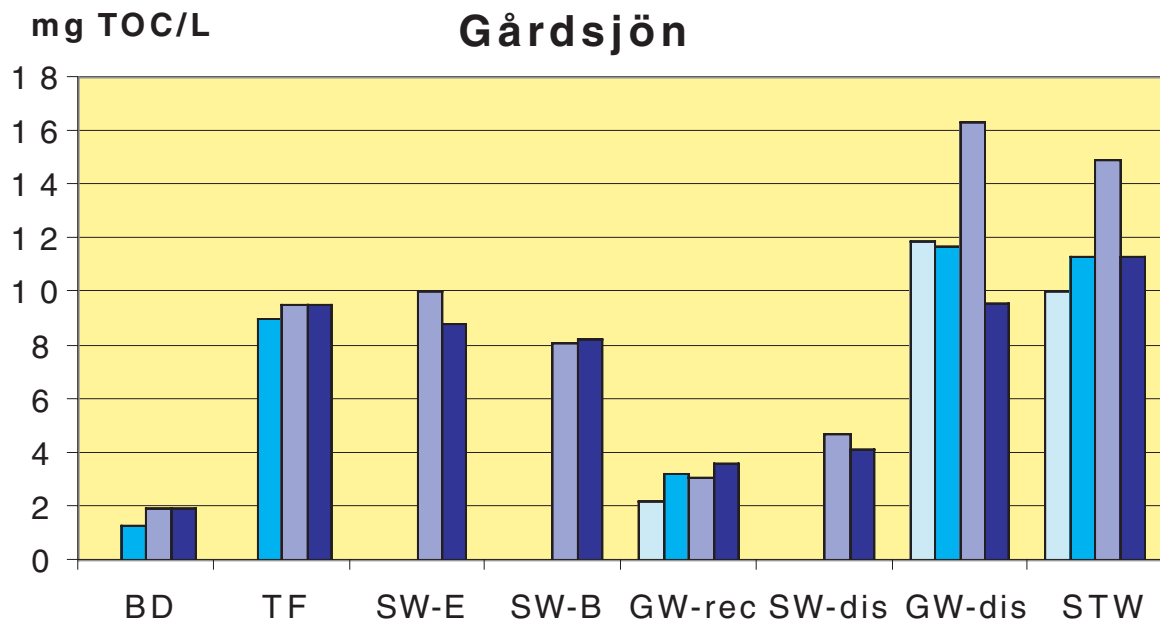
\*Medel nettoupptag mellan 1991 och 2000

Förnafallet utgör den absolut största kolkällan till marken och överstiger krondroppet med 10-20 gånger. Detta kol, i form av grenar, barr etc., måste dock brytas ned innan det blir vattenlösligt och transporteras vidare i systemet. Mätningarna av markrespiration under tre år visar att ca 70-75% av förnan mineraliseras och avgår till luften (koldioxid) eller lakas ut och rinner djupare ned i markprofilen. Kolflödena genom E-horisonten (Tabell 9), visar att betydande mängder av förnan blir vattenlöslig vid nedbrytningen och transporteras djupare ned i markprofilen. Med undantag av Gårdsjön fastnar eller mineraliseras en stor del (40-80%) av kolet i B-horisonten. Även i djupare markprofiler sker en betydande retention i inströmningsområdet, alternativt så transporteras kolet horisontellt nedströms i systemet.

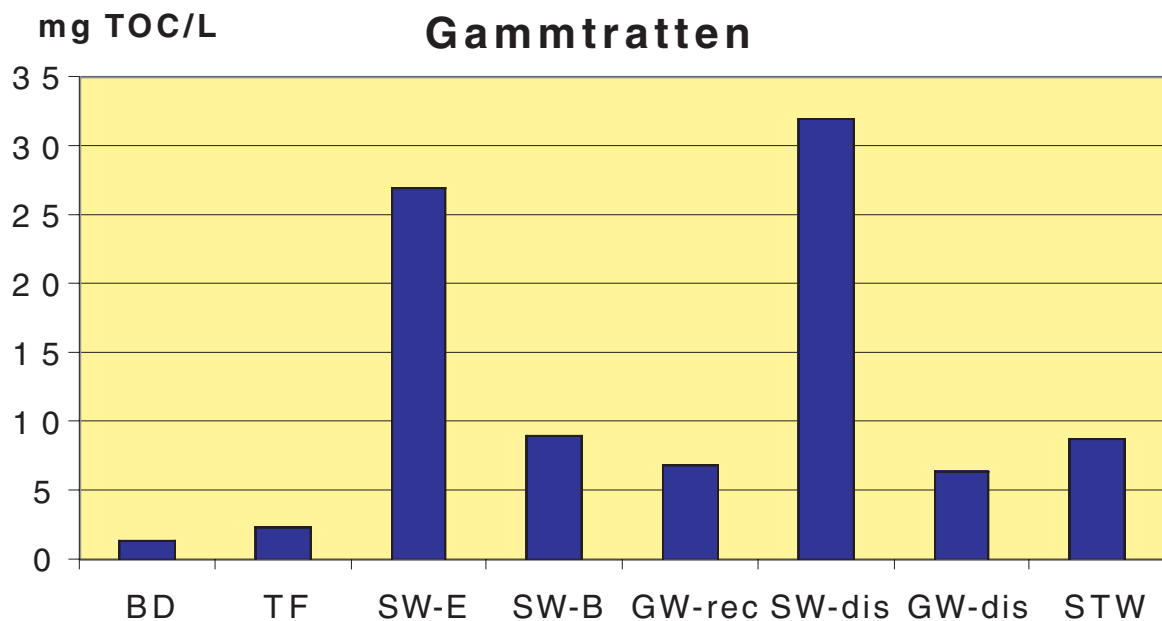
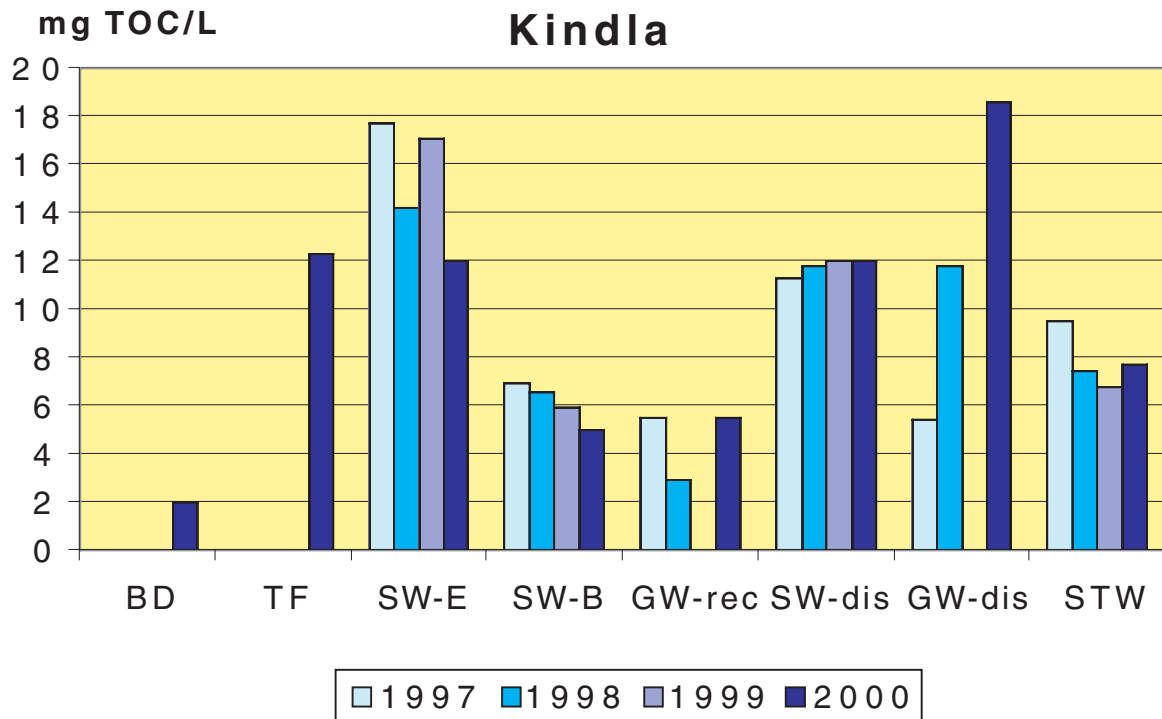
Kolflödena i grundvattnet i utströmningsområdet är betydligt högre än i grundvattnet i inströmningsområdet, vilket sannolikt delvis är en konsekvens av koltillförsel via ytligt grundvatten från uppströms liggande områden, men också av upplag i utströmningsområdets övre markskikt oftast bestående av torv. Jämför man kolflödena i grundvattnet i utströmningsområdena med de i bäckarna, indikerar resultaten att tre av områdena tillförs betydande mängder kol från mer kolrika områden än de vi studerar, medan Kindla tillförs kvantitativt betydelsefulla mängder vatten från områden med mindre kolförluster. Kolflödet i utströmningsområdena har dock mycket stor betydelse för koltransporterna i bäckarna.

Kolförrådets storlek i träd och mark ned till 80 cm djup framgår av Tabell 9. Kolförråden i träden har beräknats som 49% av biomassan (G. Ståhl, muntligen). Markförråden är skattade utgående från jordprover insamlade i ett 10-tal provgropar i varje IM-område. Jordproverna representerar både torra och fuktiga förhållanden i in- respektive utströmningsområdena. Mer kol är bundet i marken än i trädbiomassan och huvuddelen är lagrad i B-horisonten i mineraljorden. Kolflödet i bäckarna utgör <2‰ av markförråden, vilket visar att en liten förändring av det organiska materialets vattenlöslighet kan ge upphov till stora skillnader i TOC-halter i bäckarna.

För att bättre kunna förstå processerna och skatta flödena av kol såväl som andra ämnen i ekosystemen behöver vi bättre kunskap om vattnets vägar i marken och den rumsliga fördelningen av dessa ämnen. Förhoppningsvis kan mätprogrammen i IM kompletteras med nödvändiga karteringar och mätningar som krävs för att uppnå detta.



**Figur 12a.** Halter (mg/l) av organiskt bundet kol (TOC) i nederbörd (BD), krondropp (TF), mark- (SW), grund- (GW) och bäckvatten (STW) i IM-områdenas in- (rec) och utströmningsområden (dis) under år 1997- 2000.  
*Concentrations (mg/l) of organic bound carbon (TOC) in bulk deposition (BD), throughfall (TF) soil water (SW), groundwater (GW) and stream water (STW) at the IM-sites in recharge (rec) and discharge (dis) areas during the year 1997-2000.*



**Figur 12b.** Halter (mg/l) av organiskt bundet kol (TOC) i nederbörd (BD), kronddropp (TF), mark- (SW), grund- (GW) och bäckvatten (STW) i IM-områdenas in- (rec) och utströmningsområden (dis) under år 1997-2000.

*Concentrations (mg/l) of organic bound carbon (TOC) in bulk deposition (BD), throughfall (TF) soil water (SW), groundwater (GW) and stream water (STW) at the IM-sites in recharge (rec) and discharge (dis) areas during the year 1997-2000.*



## Referenser

- Bishop, K. 1991. *Episodic increase in stream acidity, catchment flow pathways and hydrograph separation*. Ph. D. Thesis, Cambridge University, 241 pp.
- Bringmark & Bringmark. 2001. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1:1, 2001
- Driscoll, C.T. 1984. *A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic water*. *Internat. J. Anal. Chem.* 16:267-283.
- EDC, 1993. *Manual for integrated monitoring. Program phase 1993-1996*. National Board of Waters and the Environment, Helsingfors.
- SYKE 1998. *Manual for integrated monitoring*. IM Program Centre, Helsingfors.  
[www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp\\_im/manual/index.htm](http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm)
- Kvarnäs, H. 2000. *The Q model, a simple conceptual model for runoff simulations in catchment areas*. Dep. of Environ. Assess., SLU, Report 2000:15.
- Lydersen, E., S. Löfgren & T. Arnessen. 2002. *Chemical and biological effects of reacidification of limed water bodies – a state of the art review on metals*. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32(2-3):73-295.
- Löfgren, S (Ed.). 1999. *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1997*. Naturvårdsverket rapport 5030. English summary.
- Löfgren, S (Ed.). 2000. *Miljötillståndet i skogsmark - integrerad övervakning*. Naturvårdsverket rapport 5071. English summary.
- Löfgren, S (Ed.). 2001. *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1999*. Inst. f. miljöanalys, SLU rapport 2001:10. English summary.
- Löfgren, S. & Olofsson, H. 2002. *Övervakning av akvatiska system i brukad skog – nuvarande status och förslag till framtida program*. Inst. f. miljöanalys, SLU, Rapport 2002:??, 26 sidor.
- Rademacher, P. 2001. *Atmospheric Heavy Metals in Forest Ecosystems*. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Tyskland
- Ukonmaanaho, L. 2001. *Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: a long-term integrated monitoring approach*. Finnish Forest Research Institute, 818.

## **Appendix (svenska)**

### Halter

I Tabellbilagan redovisas medel- och medianvärden för halter av olika ämnen i deposition på öppet fält (Bulk deposition), krondropp (Throughfall), markvatten (Soil water), grundvatten (Groundwater) och bäckvatten (Stream water) i Gårdsjön, Aneboda och Kindla under 1998. Mark- och grundvatten insamlas både i inströmningsområden (Recharge area) och utströmningsområden (Discharge area). Statistisk spridning redovisas som CV (Coefficient of Variation) och n visar antalet mättillfällen under året. Antalet analyser överstiger n i markvattnet eftersom 6-9 lysimetrar analyseras vid varje mättillfälle och på varje provtagningsnivå.

Halterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 1:	Halter i luft: SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , O <sub>3</sub>
Appendix 2:	Allmänt: pH, konduktivitet, kisel
Appendix 3:	Kväve: Tot-N, Org-N, NO <sub>3</sub> -N, NH <sub>4</sub> -N Fosfor: Tot-P, Res-P, PO <sub>4</sub> -P Organiskt material: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Jonbalans – Gårdsjön
Appendix 5:	Jonbalans – Aneboda
Appendix 6:	Jonbalans – Kindla
Appendix 7:	Jonbalans – Gammtratten
Appendix 8:	Metaller: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metaller: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

### Transporter

Transporter i deposition på öppet fält, krondropp, förnafall (Litterfall) och bäckvatten har beräknats utifrån halter och uppmätta och/eller modellerade vattenflöden i Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Förnafallet i Aneboda and Kindla 1998 inkluderar alla fraktioner, medan endast barrfraktionerna rapporterades i årsrapporten för 1997.

Transporterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 10:	Näringsämnen: N, P, C
Appendix 11:	Jonflöden: Anjoner och katjoner
Appendix 12:	Metallflöden: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

### Biologiska mätningar

Appendix 13:	Nedbrytning av förna (Standardrespiration)
Appendix 14:	Trädvitalitet (barrförlust, missfärgning av barr)
Appendix 15:	Epifytiska lavar på grenar
Appendix 16:	Epifytiska alger på barr och lavar på grenar
Appendix 17:	Biodiversitet i undervegetationen på intensivytor
Appendix 18:	Kemisk sammansättning på barr och förnafall
Appendix 19:	Biomassa och bioelement i träd

### Klimat och hydrologi

Appendix 20:	Lufttemperatur och nederbörd
Appendix 21:	Vattenbalanser
Appendix 22:	Viktiga observationer

## **Appendix (English)**

### Concentrations

In the appendix, mean and median values on concentrations of different elements and substances are reported for bulk deposition at opened field, throughfall, soil water, groundwater and stream water in Gårdsjön, Aneboda and Kindla during 1998. Soil water and groundwater were collected both in recharge and discharge areas. Statistical variations are reported as Coefficient of Variation (CV) and n shows the number of samplings occasions during the year. In soil water, the numbers of analyses are much larger than n, since 6-9 lysimeters are sampled at each sampling occasion and at each sampling depth.

The concentrations are found in the following order:

Appendix 1:	Concentrations in air: SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , O <sub>3</sub>
Appendix 2:	General: pH, conductivity, Si
Appendix 3:	Nitrogen: Tot-N, Org-N, NO <sub>3</sub> -N, NH <sub>4</sub> -N Phosphorus: Tot-P, Res-P, PO <sub>4</sub> -P Organic matter: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Ion balances – Gårdsjön
Appendix 5:	Ion balances – Aneboda
Appendix 6:	Ion balances – Kindla
Appendix 7:	Ion balances – Gammtratten
Appendix 8:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metals: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

### Fluxes

The fluxes in deposition on open field, throughfall, litterfall and stream water have been calculated from measured concentrations and measured and/or simulated water discharge values in Gårdsjön, Aneboda and Kindla. Litterfall fluxes at Aneboda and Kindla 1998 include all fractions, while only needle fractions were reported in the annual report for 1997.

The fluxes are found in the following order:

Appendix 10:	Nutrients: N, P, C
Appendix 11:	Ions: Anions and cations
Appendix 12:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

### Biological measurements

Appendix 13:	Decomposition in field (litter bags), standardised litter
Appendix 14:	Tree vitality (defoliation, discoloration of needles)
Appendix 15:	Epiphytic lichens on twigs
Appendix 16:	Epiphytic algae on needles and lichens on twigs of spruce
Appendix 17:	Biodiversity in understorey vegetation: intensity plots
Appendix 18:	Chemistry of spruce needles and needles in litterfall
Appendix 19:	Biomass and bioelements in trees

### Meteorology and hydrology

Appendix 20:	Air temperature and precipitation
Appendix 21:	Water balances
Appendix 22:	Important observations